

Einfluss von Alter, Fläche und Isolation von Wäldern auf die Totholzkäfer

Constanze Grohmann, Ulrich Irmeler und Rolf Nötzold

Summary

Influence of age, size and isolation of forests on beetles living in dead wood

Twelve forests were selected distributed from the region of Kiel to southern Schleswig-Holstein (northern Germany), which are characterised by different age, size and isolation. The beetle fauna was recorded by means of emergence traps with 2 replicates for standing and laying dead wood in each forest from Mars 2002 to November 2002. In total, 48 emergence traps were established filled with 3.83 m³ of dead wood. Within the investigated year 7,653 specimens of beetles from 52 families were collected, which totals to 2,998 ind./m³ of dead wood. Several families difficult to determinate or without xylobiotic species were not further analysed. The remaining 92 species originated from 28 beetle families, 36 % of that are listed in the Red Area Book of Schleswig-Holstein.

As the emergence traps were not filled with exactly equal volumes of dead wood, correlation were proved between the volume respectively the superficies surface and the species richness. Best correlation were found between species richness and superficies surface separated in standing and laying dead wood. Using the correlation, species richness was calculated for a standardised superficies surface to compare the different forests. No relation was found between age and size of forests and species richness. Only low isolation (< 0.4 km distance to the next forest) seem to have a positive effect on species richness of beetles living in laying dead wood. Isolation was also the only parameter which seem to affect the distribution of species. For five species a positive effect was calculated if forests are hardly isolated. Furthermore, six species were significantly found in higher abundance in standing dead wood, while only two species were more frequent in laying dead wood.

1. Einleitung

Durch Einwirken des Menschen ist die Fläche der Wälder weltweit stark reduziert worden. Heute ist von den einst großen und natürlichen Laubwäldern in Europa nur ein kleiner Teil übrig geblieben (SPEICHT 1989). Im Jahr 2001 war ca. 30% der Fläche der Bundesrepublik Deutschland mit Wald bedeckt. In Schleswig-Holstein lag dieser Anteil bei nur rund 10%. Es ist damit das waldärmste Flächen-Bundesland. Obwohl insgesamt der Flächenanteil der Forste in Deutschland in jüngster Zeit wieder wächst, werden andererseits weiterhin bestehende und zum Teil auch alte Waldlandschaften verkleinert und zerschnitten. Als aktuelles Beispiel hierfür sei der Bau der Autobahn A20 genannt, die auch durch Schleswig-Holstein führt.

Nach der Inseltheorie weisen kleine und isolierte Habitate eine geringere Biodiversität auf, als große und wenig isolierte (z.B. MAC ARTHUR & WILSON 1967). Aber auch das Alter spielt eine Rolle: In alten Habitaten kommen mehr Arten vor als in jungen, in die noch nicht so viele Arten einwandern konnten. Daher sind auch alte Waldlandschaften besonders wertvoll. Zudem können sich große Mengen und verschiedene Qualitäten von Totholz - als Grundlage für eine hohe Diversität xylobionter Tiere - nur in Wäldern mit einer genügenden Anzahl alter Bäume entwickeln. Deswegen sind vor allem an Totholz gebundene Organismen nicht nur auf wenig fragmentierte, sondern auch auf alte Habitate angewiesen.

Die Metapopulationstheorie beschäftigt sich mit ähnlichen Fragestellungen wie die Inseltheorie, wobei jedoch nicht die Artenzahlen sondern Individuenzahlen und Populationen untersucht werden (z.B. LEVINS 1970, HANSKI & GILPIN 1997). Die Vorhersagen der Inseltheorie und Metapopulationstheorie wurden inzwischen für verschiedene Organismengruppen bestätigt. Der Einfluss von Habitatgröße und -isolation wurde z.B. untersucht bei Pflanzen (OUBORG 1993), Säugetieren (PELTONEN & HANSKI 1991), Vögeln (LINDENMAYER et al. 2002), Amphibien (VOS & STUMPEL 1995), Insekten (VAN DONGEN & SCOTT 2002) und speziellen Käfergemeinschaften, die auf totes Holz angewiesen sind (RUKKE 2000). Auch auf genetischer Ebene gibt es bei Käferpopulationen in Wäldern deutliche Hinweise auf Isolationseffekte durch Habitatfragmentierung (KNUTSEN et al. 2000). Die meisten dieser Untersuchungen berücksichtigen allerdings nicht das Alter der Habitatsinseln. Bei einigen Arbeiten konnten zudem Randeffekte bei kleinen Habitaten beobachtet werden (NIEMELÄ 2001). So haben DESENDER et al. (1999) in kleinen und relativ jungen Wäldern mehr Carabidenarten nachgewiesen als in großen und alten, was mit dem Auftreten vieler Arten aus umgebenden Offenland-Habitaten begründet wird.

An totes Holz gebundene Käfer besitzen eine enge Habitatbindung, wodurch die oben erwähnten Randeffekte bei dieser Tiergruppe nicht auftreten können, so dass sie für Untersuchungen zur Isolation und zum Alter von Wäldern besonders geeignet sind. Entsprechend einer von KÖHLER (2000a) publizierten Definition werden im Folgenden „Als Totholzkäfer ... solche xylophagen [Käfer]Arten bezeichnet, die in ihrer Reproduktion obligatorisch auf verholzte Sprosssteile von Bäumen und Sträuchern angewiesen sind. Ebenfalls als Totholzkäfer werden solche (nicht xylophagen) Käferarten bezeichnet, die in ihrer Reproduktion obligatorisch an verletzte, absterbende oder tote verholzte Sprosssteile von Bäumen und Sträuchern oder hieran lebenden Organismen gebunden sind.“ Solche Käferarten werden auch als „xylobiont“ bezeichnet.

In Bezug auf den Naturschutz sind die Totholzkäfer von besonderer Bedeutung. Von den 6.492 Käferarten in Deutschland, für die gesicherte Nachweise vorliegen (KÖHLER 2000b), sind 21% (1.371 Arten) Totholzkäfer, von denen wiederum 59% (811 Arten) in der aktuellen Roten Liste aufgeführt sind (KÖHLER 2000a). Dieser Roten Liste (GEISER 1998) kann man auch entnehmen, dass die Holzbewohner damit unter den artenreichen ökologischen Gruppen mit Abstand den höchsten prozentualen Gefährdungsgrad aufweisen, der zudem durch ein besonderes Hervortreten gerade der höchsten Gefährdungsklassen gekennzeichnet ist (GEISER 1998). Die meisten xylobionten Käferarten beeinflussen als Zersetzer den Nährstoffkreislauf des Waldes. Eine weitere große ökologische Bedeutung der Totholzkäfer ergibt sich dadurch, dass sie eine wichtige Nahrungsgrundlage für Vögel, Säugetiere sowie invertebrate Räuber darstellen.

Studien zum Einfluss von Größe, Isolation und Alter von Wäldern speziell auf Totholzkäfer fehlen aber bisher. Deswegen werden in der vorliegenden Arbeit folgende Fragen untersucht:

- Sind alte, große und wenig isolierte Wälder Schleswig-Holsteins bezüglich der Totholzkäfer besonders artenreich?
- Sind die Individuenzahlen einzelner Arten in alten, großen und wenig isolierten Wäldern höher als in jungen, kleinen und isolierten Wäldern?

2. Untersuchungsgebiete

Die untersuchten zwölf Wälder liegen im mittleren und südlichen Schleswig-Holstein in einem landwirtschaftlich geprägten Gebiet. Die Lage der Wälder und die hier verwendete Abkürzungen gehen aus der Abbildung 1 und Tabelle 1 hervor.

Der Standort „Segeberger Forst“ (Se) befindet sich in der Holsteinischen Vorgeest. Alle anderen Untersuchungsflächen liegen im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins, speziell in den Naturräumen „Westensee-Endmoränengebiet“ (Miel, Born, Käh, Wes), „Moränengebiet der oberen Eider“ (Bok, Pre), „Stormaner Endmoränengebiet“ (Bar, Ber), „Lübecker Becken“ (Kan), „Bungsberg-Gebiet“ (Bb) und „Holsteinische Schweiz“ (Do) (Einteilung der Naturräume nach: MINISTERPRÄSIDENT D. LANDES S.-H. & AKADEMIE F. RAUMFORSCH. U. LANDESPL. HANNOVER 1960).

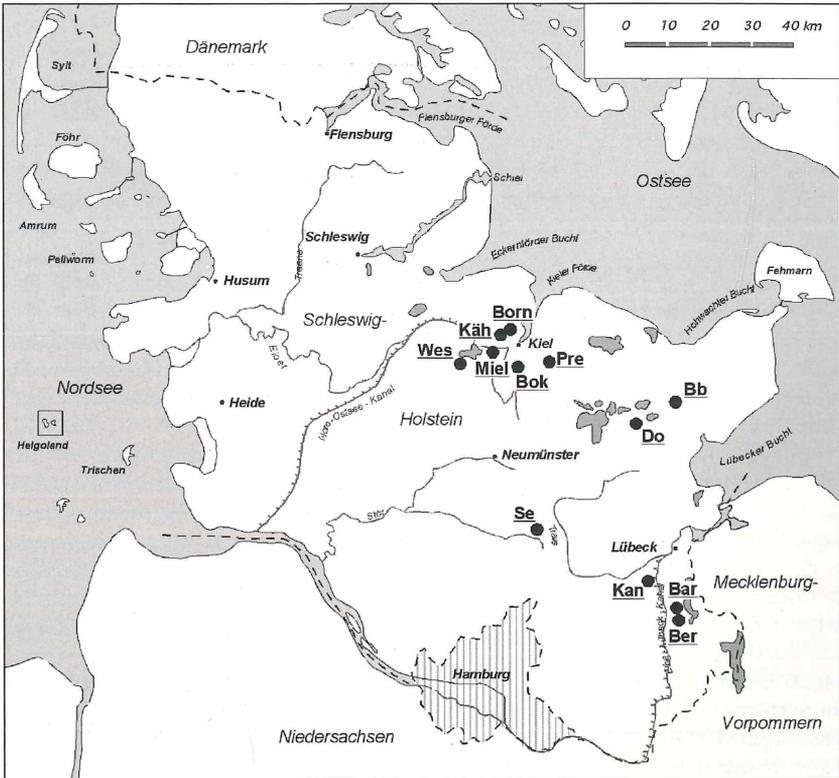


Abb. 1: Lage der untersuchten Wälder in Schleswig-Holstein. Die Abkürzungen der Untersuchungsgebiete sind in Tabelle 1 erläutert.

Tab. 1: Geographische Lage der Untersuchungsstandorte sowie die für diese benutzten Abkürzungen.

Name des Waldes	Abkürzung	Geographische Lage des östliche Länge	Untersuchungsstandortes nördliche Breite
Bartelsbusch (Harmsdorfer Busch)	Bar	10° 42' 40"	53° 43' 04"
Berkenstrücken	Ber	10° 41' 46"	53° 41' 22"
Wald bei Boksee	Bok	10° 07' 29"	54° 14' 55"
Bornbrook	Born	10° 04' 16"	53° 20' 48"
Wulfskoppel (in der Nähe des Bungsbirg)	Bb	10° 42' 50"	54° 11' 07"
Dodau	Do	10° 33' 27"	54° 08' 13"
Kählen	Käh	10° 01' 18"	54° 19' 49"
Kannenbruch	Kan	10° 36' 58"	53° 47' 14"
Wald bei Mielkendorf	Miel	10° 02' 19"	54° 16' 47"
Klosterforst Preetz	Pre	10° 16' 02"	54° 15' 50"
Buchholz im Segeberger Forst	Se	10° 09' 42"	53° 57' 06"
Wald bei Westensee	Wes	09° 53' 51"	54° 15' 59"

Der heutige Zustand der Wälder wie z.B. ihre Größe, ihr Alter und die Zusammensetzung ihres Baumbestandes ist ein Resultat der klimatischen Entwicklung seit der letzten Eiszeit und des Einflusses der Menschen. Die Oberfläche und insbesondere die Böden Schleswig-Holsteins wurden von den Eiszeiten geprägt. Die Gletscher brachten große Mengen Gesteinsmaterial von Skandinavien und dem Ostseeraum nach Schleswig-Holstein (SCHMIDTKE 1995). Nach dem Schmelzen des Eises im östlichen Hügelland vor 13.000 Jahren wurde das Klima milder. Daher traten sukzessive verschiedene Baumarten auf. Den Zwergbirken und Kriechweiden folgten Baumbirken und Zitterpappeln. Mit zunehmender Erwärmung kam auch die Kiefer hinzu. Als es ab 6.000 v. Chr. wieder kühler und feuchter wurde, traten Eiche, Ulme und Linde auf. Ab 600 v. Chr. konnte sich die Buche nach Schleswig-Holstein ausbreiten (MINISTERIUM F. UMWELT, NATUR U. FORSTEN D. LANDES S.-H. 1999a). Je nach Landschaftszonen und abhängig von den Böden dominierten verschiedene Vegetationstypen. Im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins herrschte Buchenbestand vor, auf der Geest Eichenmischwald und in den Marschen Eschen-, Erlen- und Ulmenbruchwald (HASE 1997).

Zur Bronzezeit (ca. 1.800 v. Chr.) gewann die Waldweide an Bedeutung. Sie führte zu einer Überalterung und Verlichtung der Wälder. Starke Eingriffe in die Waldungen fanden besonders auch in der Eisenzeit (500 v. bis 500 n. Chr.) statt, als die Verhüttung des Raseneisensteins beträchtliche Mengen an Holz und Holzkohle verschlang. Weite Strecken der Waldungen dürften dabei kahlgeschlagen worden sein, so dass sich die Besenheide auf den Sandböden ausbreitete. Dadurch entstanden große Heideflächen. Ab dem 14. Jahrhundert n. Chr. nahm die Schweine- und Ochsenmast in den Wäldern stark zu. Unter anderem durch die zunehmende Bevölkerung, Glasmacher und Kriege wurden sehr große Mengen an Holz verbraucht, so dass 1780 mit nur 4% der tiefste Stand der Waldfläche in den Herzogtümern Schleswig und Holstein erreicht wurde.

In dieser Zeit wurden erstmals große Erstaufforstungen durchgeführt. Forst- und Jagdwirtschaft wurden getrennt, und seit 1785 ist die Waldweide verboten (HASE 1997). Die beiden Weltkriege und der Holzbedarf in der Nachkriegszeit führten erneut zu einer starken Abnahme der Waldfläche, die sich noch heute durch einen Mangel an alten Beständen bemerkbar macht. So entstanden riesige Kahlflächen und damit Angriffsflä-

chen für die Herbststürme der folgenden Jahren, was enorme Windwurfschäden zur Folge hatte.

Der Waldanteil liegt heute bei rund 10% der Landesfläche. Die Waldfläche nimmt weiter zu und soll langfristig auf 12% erhöht werden (MINISTERIUM F. UMWELT, NATUR U. FORSTEN D. LANDES S.-H. 1998). Seit 1999 werden die Landesforsten in Schleswig-Holstein entsprechend einer Richtlinie naturnah bewirtschaftet, so dass sie die Voraussetzungen für eine Zertifizierung nach den nationalen Kriterien des „Forest Stewardship-Council“ (FSC) erfüllen (MINISTERIUM F. UMWELT, NATUR U. FORSTEN D. LANDES S.-H. 1999B).

3. Material und Methoden

Bestimmung des Alters, der Fläche und der Isolation der untersuchten Wälder

Um das Alter und die Historie der Wälder zu bestimmen, wurden die folgenden drei Informationsquellen genutzt:

- „Varendorfsche Karte“ („Topographisch Militärische Charte des Herzogtums Holstein“): aufgenommen in den Jahren 1789 - 1796, aus dem Originalmaßstab 1:26.293 in den Maßstab 1:25.000 reproduziert.
- „Preußische Landesaufnahme“: entstanden in den Jahren 1878 - 1880, Maßstab 1:25.000; über die Erstausgabe hinaus gibt es auch weitere Ausgaben des Kartenwerks, die etwa alle fünf Jahre erschienen sind.
- Revierbücher und Auskünfte der Forstwirte: zusätzliche Informationen zur Historie der Wälder.

Bei der Auswertung dieser Quellen wurden folgende Kriterien angewendet:

- Waren die Standorte nicht kontinuierlich seit 1789 bzw. 1796 mit Wald bestanden, so wurde das Alter seit der danach erfolgten Wiederaufforstung festgestellt.
- Lag der Untersuchungsstandort in einem jungen Waldbereich und war im selben Wald in maximal 100 Meter Entfernung ein älterer Waldbereich vorhanden, so wurde der Auswertung das Alter dieses älteren Waldes zu Grunde gelegt.

Die Fläche der Wälder wurde mit Hilfe des Programms „Geogrid for Windows - LUFA“ bestimmt. Alle Waldstücke, die nicht weiter als 80 Meter von dem untersuchten Wald entfernt lagen, wurden als zu diesem zugehörig angesehen und mitvermessen.

Als Maß für die Isolation der Wälder wurde die Entfernung zum nächsten Wald verwendet. Gemessen wurde die kürzeste Entfernung von einem beliebigen Randpunkt des untersuchten Waldes bis zu dem des benachbarten Waldes.

Erfassung der Käferfauna

Im März 2002 wurden Totholzproben in einem Bereich der untersuchten Wälder genommen. Es wurden ausschließlich Äste und Stämme von Laubhölzern untersucht. Dabei wurde versucht, möglichst einheitliche Spannbreiten bezüglich der Dicke (max 25 cm) und der Zersetzungsstadien der Äste sowie der Sonneneinstrahlung auf die Totholzstücke zu berücksichtigen. Liegendes Totholz wurde getrennt von stehendem Totholz gesammelt. In die 48 Eklektoren konnten insgesamt 2.089 Totholzstücke mit einem Gesamtvolumen von 3,8 m³ und einer Oberfläche von 2,3 m² eingebracht werden.

Zur Erfassung der xylobionten Käferfauna wurden Fotoektoren verwendet. In diese Fallen wurden die Totholzproben eingebracht, um aus dem toten Holz schlüpfende Käfer

zu fangen. Positiv fototaktisch reagierende Insekten werden durch das Fanggefäß ange-
lockt, da dieses die einzige Lichtquelle in den Eklektoren darstellt.

Bei dem hier verwendeten Typ handelt es sich um unten offene Metallkästen mit einer
quadratischen Grundfläche von einem Quadratmeter und einer Höhe von 35-40 cm
(Abb.2). Um den Fang von aus dem Boden schlüpfenden Tieren zu verhindern, wurden
die Eklektoren durch eine Plastikplane nach unten abgeschlossen. Die Fangöffnung befand
sich an einer Seite der Eklektoren. Als Fangflüssigkeit diente 5-prozentiger Essig mit dem
Entspannungsmittel Agepon.



Abb. 2: Fotoeklektor; umgedreht und mit Holz befüllt.

An jedem Standort wurden im Zeitraum vom 19. bis zum 26. März 2002 jeweils zwei
Fotoeklektoren mit liegendem und zwei mit stehendem Totholz befüllt. Die Eklektoren
wurden inmitten des beprobten Bestandes aufgestellt, so dass insgesamt in den 12 unter-
suchten Wäldern 48 Eklektoren zum Einsatz kamen. In der vorliegenden Arbeit wurden
alle Tiere berücksichtigt, die (je nach Standort) zwischen dem 30. bzw. 31. März 2002 und
dem 5. bzw. 11. November 2002 gefangen werden konnten. Die Probengefäße wurden etwa
alle drei Wochen gewechselt.

Determination der Käfer

Die Käfer wurden nach FREUDE et al. (1964-1983), LOHSE & LUCHT (1989, 1992, 1994) und
LUCHT & KLAUSNITZER (1998) determiniert. Bei der Bestimmung einiger Käfer half Herr R.

SUIKAT (Preetz). Die Systematik folgt KÖHLER & KLAUSNITZER (1998). Mit Hilfe einer Liste von KÖHLER (2000a) wurden die Totholzkäfer von den anderen Käferarten unterschieden.

Die Totholzkäfer wurden auf Artniveau, alle anderen Käfer mindestens bis zur Familie bestimmt, in jedem Fall aber bis zu dem Taxon, bei dem eine xylobionte Lebensweise bei allen Arten dieses Taxons auszuschließen war. Folgende meist schwer bestimmbare Käfer-taxa wurden nicht determiniert: Cholevidae, *Microscydmus sp.*, Ptiliidae, Staphylinidae außer den Gattungen *Scaphisoma* und *Scaphidium*, Pselaphidae, Malthini, Nitidulidae, Cryptophagidae, Latridiidae, *Cis sp.*, *Orthocis sp.*, Ptinidae. Die Weibchen der Arten *Melanotus rufipes* und *M. castanipes* sind kaum zu unterscheiden. Da von dieser Gattung nur Weibchen vorlagen, wurden diese als „*Melanotus rufipes/castanipes*“ zusammengefasst und das Taxon wird im Folgenden wie eine Art behandelt. Weibchen der Gattungen *Anaspis* sowie *Anobium* sind ebenfalls nur schwer bestimmbar. Weil das Geschlechterverhältnis in diesen beiden Gattungen fast ausgeglichen war, wurden hier für die statistische Auswertung die Weibchen nicht berücksichtigt und die Anzahl der männlichen Individuen verdoppelt.

Charakterisierung der beprobten Totholzstücke

Die Holzstücke wurden vermessen, so dass die Mantelfläche und das Volumen der einzelnen Totholzstücke bestimmt werden konnte.

Statistische Methoden

Da die erhobenen Daten wie Alter, Größe und Isolation nicht normalverteilt waren, wurden zur Auswertung nichtparametrische Verfahren angewendet. Es wurde davon ausgegangen, dass es sich bei den Daten bezüglich der 48 Eklektoren um unabhängige Stichproben handelt. Zwar stammen je vier Stichproben aus einem Wald, aber es wurden verschiedene Totholzstücke beprobt. Deswegen wurde beim Vergleich von zwei Gruppen der Mann-Whitney U Test verwendet. Die Auswertung wurde mit dem Programm Statistica (STATSOFT 2003) durchgeführt.

4. Ergebnisse

Es konnten insgesamt 7.653 Käferindividuen aus 52 Familien nachgewiesen werden. Das sind etwa 2.998 Käfer pro m³ Holz oder 3.197 Individuen pro m² Holzoberfläche. Davon waren 4.762 Individuen xylobiont und auf Artniveau bestimmbar. Diese 4.762 Individuen wurden in der statistischen Auswertung berücksichtigt; sie verteilen sich auf 92 Arten in 28 Familien (Tab. 2).

Tab. 2: Liste mit Individuenanzahlen der bis auf Artniveau bestimmten 92 xylobionten Käferarten in den verschiedenen Wäldern mit ihrer systematischen Einordnung in die Familien, dem Status in der Roten Liste Schleswig-Holsteins (RL) nach ZIEGLER & SUKAT (1994) und der Gesamtzahl der Individuen pro Art; 0: ausgestorben oder verschollen; 1: vom Aussterben bedroht; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; p: potentiell gefährdet.

Familie	Art	RL-Status in S.-H.	Bartelsbusch	Berkenstrücken	Boksee	Bornbrook	Bungsberg	Dodau	Kählen	Kannenbruch	Mielkendorf	Preetz	Segeberg	Westensee	Anz. Ind. pro Art	
Histeridae	<i>Plegaderus dissectus</i>	2	6												6	
Leiodidae	<i>Agathidium nigripenne</i>				2										2	
Staphylinidae	<i>Scaphidium quadrimaculatum</i>		1						5						6	
	<i>Scaphisoma agaricinum</i>					1						1	2		4	
	<i>Scaphisoma boleti</i>		1	1											2	
Melyridae	<i>Dasytes cyaneus</i>		6	89				5	5	19	6	3		8	141	
	<i>Dasytes plumbeus</i>		7	1		1				2	2	1		3	17	
	<i>Dasytes aeratus</i>		5	3		3			2			1		1	15	
Cleridae	<i>Tillus elongatus</i>	2	30	12	25		31		2	2	19	61		2	184	
	<i>Opilo mollis</i>		3						3						3	
Trogositidae	<i>Nemosoma elongatum</i>		3			4				4					8	
Lymexylonidae	<i>Hylecoetus dermestoides</i>												3		3	
Elateridae	<i>Ampedus rufipennis</i>		2									1			1	
	<i>Ampedus sanguinolentus</i>		3							1					1	
	<i>Ampedus pomorum</i>									2					2	
	<i>Melanotus rufipes/castanipes</i>			2				1	3	2	4	2	5	2	21	
	<i>Hypoganus inunctus</i>		3		2	2					1			5	10	
	<i>Denticollis linearis</i>			7	15	4	13	1	14	12	9	2	1	4	18	100
Eucnemidae	<i>Stenagostus rhombeus</i>		3	1	1					1					3	
	<i>Melasis buprestoides</i>		0										2		2	
	<i>Dirhagus pygmaeus</i>		3			6									6	
	<i>Hylis olexai</i>					1									1	
	<i>Hylis foveicollis</i>		1			3		1		6					10	
Buprestidae	<i>Agrylus laticornis</i>	p											1	1		
Cerylonidae	<i>Cerylon histeroideis</i>			2							1				3	
	<i>Cerylon ferrugineum</i>			4	3	1	17	1	3	4	1		1	1	36	
Monotomidae	<i>Rhizophagus ferrugineus</i>									1					1	
	<i>Rhizophagus dispar</i>							1	1				11	3	16	
	<i>Rhizophagus cribratus</i>			3			6			1		1			8	
Laemophloeidae	<i>Notolaemus unifasciatus</i>		3		1									1		
Colydiidae	<i>Synchita humeralis</i>			1											1	
	<i>Cicones variegatus</i>			3								1			1	
Cisidae	<i>Octotemnus glabriculus</i>					5		1				1			7	
	<i>Enneathron cornutum</i>			1	2			1	1	3	5		31	17	61	
Anobiidae	<i>Hedobia imperialis</i>			7	5	6		8		5	2	8	6	3	11	61
	<i>Grynobius planus</i>			3		3		4	1	2		1	2		2	15
	<i>Xestobium plumbeum</i>			3	1	19		4	2	9	12	10	14		1	75
	<i>Anobium costatum</i>			32	16	38		28		20	72	90	116		4	416
	<i>Anobium fulvicorne</i>			98	4	12		2			4	52			6	178
	<i>Ptilinus pectinicornis</i>			244	103	53		9	36		4	21	89	168	16	3

Salpingidae	<i>Vincenzellus ruficollis</i>	3	4																	4
	<i>Salpingus planirostris</i>		5		2					3	2	2								14
	<i>Salpingus ruficollis</i>																			1
Pyrochoidae	<i>Schizotus pectinicornis</i>		5	10																2
	<i>Anaspis humeralis</i>																			2
	<i>Anaspis frontalis</i>																			4
Scaptiidae	<i>Anaspis maculata</i>		2	2	4	2														2
	<i>Anaspis marginicollis</i>	1																		4
	<i>Anaspis thoracica</i>		22	8	12	10	8	2			4	16								2
	<i>Anaspis rufilabris</i>		14	2	16	6	18	4	4		10	12	10							22
	<i>Anaspis flava</i>																			2
Mordellidae	<i>Tomoxia bucephala</i>	3		8																8
	<i>Mordellochroa abdominalis</i>			2																3
Melandryidae	<i>Hallomenus binotatus</i>	3																		1
	<i>Orchesia minor</i>																			5
	<i>Orchesia undulata</i>				76	3	22	4	12	1										1
	<i>Anisoxya fuscata</i>	2		1																5
	<i>Phloiotrya rufipes</i>	1																		1
Tenebrionidae	<i>Melandrya caraboides</i>	3																		1
	<i>Conopalpus testaceus</i>	3	11	22	12	19	6	2	15	3	28	8	58	13						197
	<i>Scaphidema metallicum</i>																			1
	<i>Corticeus unicolor</i>				3															3
Scarabaeidae	<i>Cetonia aurata</i>	2																		1
	<i>Platycerus caraboides</i>					1														2
Lucanidae	<i>Rhagium bifasciatum</i>																			1
	<i>Grammoptera ruficornis</i>																			5
	<i>Alosterna tabacicolor</i>			1	2															3
	<i>Leptura quadrifasciata</i>																			3
	<i>Leptura maculata</i>	3																		1
	<i>Corymbia scutellata</i>	1	4																	4
	<i>Stenurella melanura</i>		6																	6
	<i>Phymatodes testaceus</i>																			3
	<i>Clytus arietis</i>																			3
	<i>Anaglyptus mysticus</i>	3		1			1													9
	<i>Mesosa nebulosa</i>		2		3															1
	<i>Pogonocherus hispidulus</i>	3	1																	1
	<i>Leiopus nebulosus</i>		13	3	1															1
<i>Saperda scalaris</i>																			2	
Anthribiidae	<i>Anthribus albinus</i>	3	2																	11
	<i>Choragus sheppardi</i>	1	2																	38
Scolytidae	<i>Scolytus intricatus</i>		8																	8
	<i>Dryocoetes alni</i>																			74
	<i>Cryphalus abietis</i>																			13
	<i>Ernoporicus fagi</i>																			1
	<i>Taphrorychus bicolor</i>		6		87															9
	<i>Xyleborus dispar</i>		2		121															10
	<i>Xyleborus saxeseni</i>				13															245
	<i>Xyleborus germanus</i>				7															5
	<i>Xyloterus domesticus</i>		3		71															6
	<i>Xyloterus signatus</i>				3															9
Curculionidae	<i>Trachodes hispidus</i>	3	15	1	2															6
	<i>Acalles commutatus</i>	p	6																	4
Summe der Arten			41	29	31	19	22	16	22	33	32	27	24	34						92
Summe der Individuen			593	398	537	125	228	53	119	452	501	451	1108	197	4762					

In der Roten Liste Schleswig-Holsteins von ZIEGLER & SUIKAT (1994) sind 32 dieser Arten (ca. 36 %) als gefährdet aufgeführt, zwei weitere als potentiell gefährdet. *Melasis buprestoides* gilt nach der Roten Liste von 1994 als „ausgestorben oder verschollen“ (Gefährdungstufe 0). Nach R. SUIKAT (mündl. Mitt.) ist diese Art jedoch in den letzten Jahren bereits mehrmals in Schleswig-Holstein wiedergefunden worden. Deswegen wird diese Art im Folgenden als eine Art mit dem Gefährdungsstatus 1 behandelt. Insgesamt konnten daher sechs Arten der Gefährdungskategorie 1, ebenfalls sechs der Kategorie 2 und zwanzig der Kategorie 3 zugeordnet werden; zwei weitere gelten als potentiell gefährdet.

Das Alter, die Fläche und die Isolation der Wälder sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Die Wälder „Bornbrook“, „Mielkendorf“ und „Westensee“ waren jünger als die anderen Standorte. Mit Abstand am größten war der Segeberger Forst, während die Entfernung zum nächsten Wald in „Kählen“ am größten war.

Tab. 3: Alter, Fläche und Isolation als Entfernung zum nächsten Wald der 12 untersuchten Wälder sowie Anzahl beprobter Totholzstücke pro Wald, Gesamtvolumen und gesamte Mantelfläche der beprobten Totholzstücke pro Wald.

	Alter (Jahre)	Fläche (ha)	Entfernung zum nächsten Wald (km)	Anzahl Holzstücke	Volumen Totholz (m ³)	Mantelfläche Totholz (m ²)
Bartelsbusch	>212	521	0,30	153	0,41	0,20
Berkenstrücker	>212	134	0,27	197	0,40	0,24
Boksee	>212	22	0,68	173	0,40	0,23
Bornbrook	39	12	0,86	214	0,22	0,16
Bungsberg	>212	625	0,50	263	0,37	0,24
Dodau	>212	479	0,44	109	0,24	0,14
Kählen	>212	47	2,26	92	0,24	0,13
Kannenbruch	>212	669	0,74	191	0,29	0,21
Mielkendorf	82	6	0,37	168	0,35	0,21
Preetz	>212	281	0,11	215	0,23	0,17
Segeberg	>212	5784	0,13	134	0,35	0,21
Westensee	107	2	0,84	180	0,35	0,22
Summe				2089	3,83	2,35

Insgesamt wurden 2.089 Totholzstücke mit einem Gesamtvolumen von 3,83 m³ und einer Mantelfläche von 2,35 m² beprobt (Tab. 3). Es wurde zwar versucht, die Eklektoren mit etwa gleichen Mengen von Totholz zu bestücken, trotzdem variierten Volumen und Mantelfläche der Totholzstücke in den Wäldern um den Faktor zwei. Da mit steigendem beprobten Totholzvolumen und steigender Mantelfläche mit einer Zunahme der Artenzahl zu rechnen ist, wurde geprüft, ob in Eklektoren mit großem Totholzvolumen und großer Mantelfläche der Totholzstücke mehr xylobionte Käferarten als in den anderen Eklektoren auftraten. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4 dargestellt. Es ergaben sich signifikant positive Beziehungen zwischen Volumen und Mantelfläche (Abb. 3). Zudem sind Volumen und Mantelfläche signifikant mit der Artenzahl positiv korreliert (Abb. 4).

Tab. 4: Artenzahlen in Eklektoren mit unterschiedlichem Totholzvolumen und verschiedenen großer Mantelfläche als Summe sämtlicher Totholzstücke; ** und *** nach Mann-Whitney U Test signifikant bzw. hoch signifikant verschieden mit $p < 0,01$ bzw. $p < 0,001$.

Charakteristika der beprobten Totholzstücke		Mittlere Artenzahl	
		pro Fotoeklektor	Anzahl Eklektoren
Volumen in m ³	≥0,080	**14,7	22
	<0,080	10,3	26
gesamte Mantelfläche in m ²	≥0,048	***15,0	23
	<0,048	9,8	25

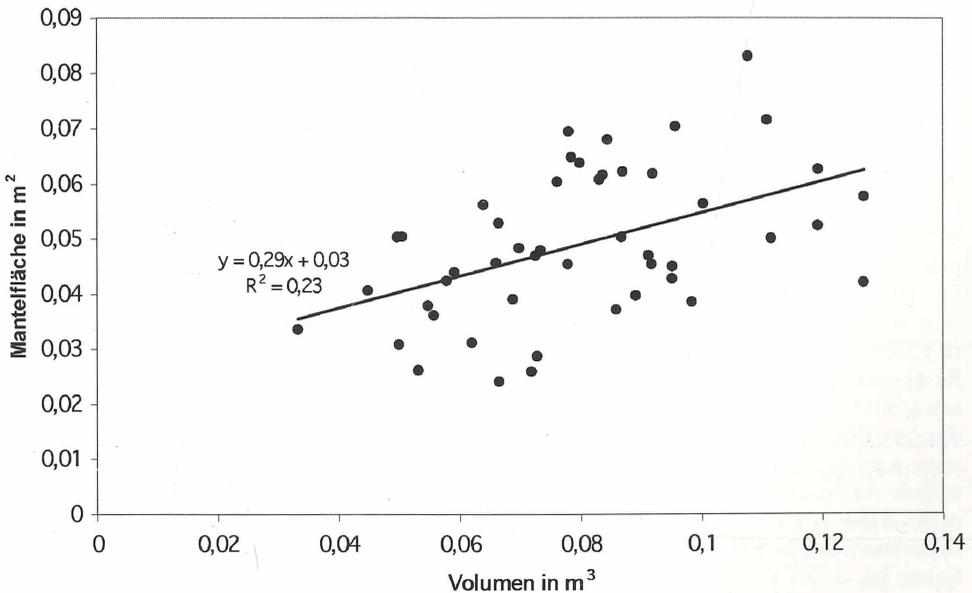


Abb. 3: Summe der Mantelflächen aller Totholzstücke und Gesamtvolumen des Totholzes in den 48 Eklektoren; die Korrelation ist hoch signifikant mit $p < 0,001$.

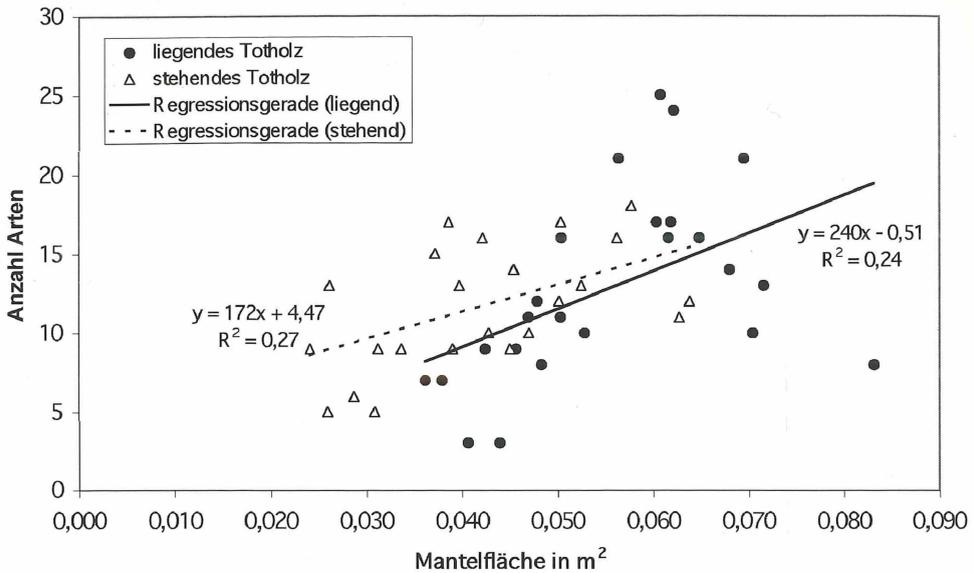


Abb. 4: Artenzahlen in den 48 Eklektoren in Abhängigkeit von der Mantelfläche der Totholzproben.

Die Anzahl der Arten in Eklektoren mit liegendem Totholz unterschied sich nicht signifikant von der Artenzahl in Eklektoren mit stehendem Totholz. Allerdings besaß das Totholz in den Eklektoren mit liegendem Holz eine hoch signifikant größere Mantelfläche als solches in den Eklektoren mit stehendem Totholz, da die Aststärken des liegenden Totholzes im Durchschnitt geringer waren.

Weil die Artenzahl stärker mit der gesamten Mantelfläche als mit dem Volumen korreliert war (Tab. 4), wurde die Artenzahl bezüglich des Faktors der Mantelfläche korrigiert. Da zusätzlich die Mantelfläche mit der Lage der Totholzstücke (liegend/stehend) korreliert war, wurde die Korrektur der Artenzahlen für liegendes und stehendes Totholz getrennt durchgeführt. Dafür wurde die Artenzahl gegen die Mantelfläche der Holzstücke in den einzelnen Eklektoren aufgetragen (Abb. 4). Für liegendes und stehendes Totholz wurden dann jeweils die Regressionsgeraden berechnet. Die Korrelation zwischen Artenzahl und Mantelfläche war für beide Totholztypen signifikant ($p < 0,05$). Die Werte auf den Regressionsgeraden sind die bei den entsprechenden Mantelflächen im Durchschnitt zu erwartenden Artenzahlen. Für jeden Eklektor wurde die Abweichung der Artenzahl von der bei der entsprechenden Mantelfläche im Durchschnitt zu erwartenden Artenzahl errechnet, das heißt die Differenz der Werte von der Regressionsgeraden. Liegt die beobachtete Artenzahl oberhalb der Regressionsgeraden (über dem Durchschnitt), so konnten mehr Arten nachgewiesen werden als aufgrund der Mantelfläche zu erwarten war. Die Differenz weist in diesem Fall ein positives Vorzeichen auf. Je größer der Betrag dieser Differenz ist, desto mehr Arten wurden gegenüber dem Erwartungswert erfasst. Bei einem negativen Vorzeichen lag die Artenzahl unter dem Erwartungswert der Regressionsgeraden. Aus der Regressionsgeraden wurde weiterhin die Artenzahl für die mittlere Mantelfläche des stehenden bzw. liegenden Totholzes bestimmt und dem negativen bzw. positiven

von Differenz der Artenzahl addiert. Daraus ergeben sich die Artenzahlen für standardisierte Mantelflächen der einzelnen Wälder, die bei liegendem Totholz 0,055 m² und bei stehendem Totholz 0,042 m² betragen.

Die so ermittelten Differenzen sowie Artenzahlen für die standardisierten Mantelflächen sind als Mittelwerte der jeweils zwei Parallelproben mit liegendem und stehendem Totholz pro Wald in Tabelle 5 aufgeführt. Am größten war die Artenzahl in den Proben mit liegendem und stehendem Totholz am Untersuchungsstandort „Bartelsbusch“, am geringsten an den Standorten „Bungsberg“ und „Dodau“.

Tab. 5: Mittlere Artenzahlen an den Untersuchungsstandorten als Gesamtmittel der vier Eklektoren und getrennt für liegendes und stehendes Totholz einer standardisierten Mantelfläche (liegendes Totholz: 0,055 m², stehendes Totholz: 0,042 m²).

Untersuchungsstandort	Gesamt	liegendes Totholz	stehendes Totholz
Bartelsbusch	19,6	22,3	16,8
Mielkendorf	16,5	20,0	12,9
Kannenbruch	14,0	13,4	14,6
Westensee	13,0	12,5	13,5
Boksee	12,9	13,3	12,4
Preetz	12,5	14,8	10,2
Kählen	11,8	11,5	12,1
Berkenstrücken	11,0	10,1	11,9
Bornbrook	10,3	11,9	8,7
Segeberg	10,1	11,8	8,3
Dodau	8,1	6,2	10,0
Bungsberg	7,7	6,4	9,0

Zur statistischen Auswertung der Daten nach dem Alter wurden die Wälder in zwei Klassen eingeteilt. Zur Klasse der alten Wälder wurden solche gestellt, die mindestens 212 Jahre alt waren; die drei anderen Wälder wurden als jung bezeichnet. Auch für die Isolation und die Fläche wurden jeweils zwei Klassen gebildet, wobei die Klassengrenzen hinsichtlich der Fläche und Isolation bei 50 ha bzw. 0,4 km Entfernung lagen.

Beim Alter und der Fläche der Wälder ergeben sich sowohl für liegendes als auch für stehendes Totholz keine signifikanten Unterschiede, wenn man die standardisierte Mantelflächen zugrunde legt (Tab. 6). In Wäldern verschiedener Isolation waren bei den Proben mit liegendem Totholz die Differenzen signifikant verschieden. Wälder mit geringer Isolation wiesen positive Differenzen (relativ viele Arten) und Wälder mit hoher Isolation negative Differenzen (relativ wenige Arten) auf.

Zur Ableitung des Vorkommens einzelner Arten in den untersuchten Wäldern lässt sich ein Verfahren wie es für die Artenzahl durchgeführt wurde nicht anwenden. Hierfür sind mehrere Gründe verantwortlich, wobei Präferenzen der Arten eine entscheidende Rolle spielen. Die Individuendichte einer corticolen Art wird wahrscheinlich hauptsächlich durch die Mantelfläche gesteuert, die Dichte einer im Holz lebenden Art möglicherweise mehr durch das Holzvolumen. Es müssten daher für die einzelne Arten unterschiedliche

Bezugsgrößen verwendet werden. Selbst wenn innerhalb eines Waldes eine Beziehung mit dem Volumen oder der Mantelfläche besteht, so kann zum anderen daraus noch nicht auf das Vorkommen in einem anderen Wald geschlossen werden. Sie könnte dort aufgrund der zu gering untersuchten Mantelfläche oder aufgrund anderer Faktoren, wie geringe Flächengröße oder hohe Isolation, nicht gefunden worden zu sein. Einer Korrelation zwischen der Mantelfläche und der Individuendichte einzelner Arten über alle untersuchten Wälder steht daher einmal die geringe Probenzahl und zum andern die unterschiedliche Biologie der Arten entgegen.

Tab. 6: Mittlere Artenzahlen für die standardisierten Mantelflächen in den Wäldern unterschiedlichen Alters, unterschiedlicher Fläche und Isolation (alt: Wälder ≥ 212 Jahre, jung: Wälder < 212 Jahre, groß: Wälder ≥ 50 ha, klein: Wälder < 50 ha; Isolation gemessen als Entfernung zum nächsten Wald, gering: Entfernung $< 0,4$ km; groß: Entfernung $\geq 0,4$ km; * nach Mann-Whitney U Test signifikant größer mit $p < 0,05$).

Eigenschaften der Wälder		liegendes Totholz		stehendes Totholz		Stichprobenumfang
		Mittel	S.A.	Mittel	S.A.	
Alter	alt	12,2	4,8	11,7	2,7	18
	jung	14,8	4,5	11,7	2,6	6
Fläche	groß	12,1	5,5	11,6	3,1	14
	klein	13,8	3,5	11,9	1,9	10
Isolation	gering	*15,8	5,2	12,1	3,2	10
	stark	10,7	3,1	11,5	2,3	14

Die Größe der beprobten Mantelfläche und des Totholzvolumens war weder zwischen alten Wäldern und jungen Wäldern noch zwischen Wäldern unterschiedlicher Fläche und Isolation signifikant verschieden. Aus diesem Grund ist ein Vergleich der Individuenanzahlen zwischen den Wäldern der entsprechenden Klassen möglich, ohne daß der Effekt der Mantelfläche oder des Totholzvolumens die Ergebnisse stören kann.

Daher wurde eine mögliche Abhängigkeit der Individuenanzahlen einzelner Arten von der Lage des Totholzes bzw. dem Alter, der Fläche und der Isolation der Wälder überprüft. Die signifikanten Beziehungen sind in Tabelle 7 dargestellt. Hierbei wurden nur solche Arten berücksichtigt, die in mindestens fünf der untersuchten Wälder auftraten.

Zwei Arten, z. B. *Denticollis linearis*, waren in liegendem Totholz signifikant häufiger als in stehendem Totholz (Abb. 5), die restlichen sechs Arten, z. B. *Conopalpus testaceus*, in stehendem häufiger als in liegendem anzutreffen. Alle Arten, deren Abundanz signifikant von der Isolation der Wäldern abhingen, waren in wenig isolierten Wäldern häufiger anzutreffen als in stark isolierten Wäldern, wie z. B. *Leiopus nebulosus* und *Schizotus pectinicornis* (Abb. 6). In Bezug auf das Alter und die Fläche der Wälder konnten keine signifikanten Ergebnisse erzielt werden.

Tab. 7: Mittlere Individuenzahlen von Totholzkäfern in Eklektoren mit Totholz verschiedener Lage und in Wäldern unterschiedlicher Isolation; Isolation gemessen als Entfernung zum nächsten Wald (gering: Entfernung <0,4 km, groß: Entfernung $\geq 0,4$ km), aufgeführt sind nur Arten mit 1) statistisch signifikantem Unterschied aufgrund des Mann-Whitney U Tests und 2) einem Vorkommen in mindestens fünf der untersuchten Wälder

Art	Lage des Totholzes liegend	Totholzes stehend	Isolation der Wälder gering	stark
<i>Anaspis rufilabris</i>	1,2	3,8	-	-
<i>Anaspis thoracica</i>	0,8	2,8	-	-
<i>Anobium fulvicorne</i>	1,3	6,1	6,7	0,8
<i>Conopalpus testaceus</i>	1,8	6,4	-	-
<i>Dasytes aeratus</i>	0,5	0,2	-	-
<i>Dasytes plumbeus</i>	-	-	0,6	0,1
<i>Denticollis linearis</i>	3,7	0,5	-	-
<i>Emnearthron cornutum</i>	-	-	2,3	0,2
<i>Leiopus nebulosus</i>	-	-	2,0	0,2
<i>Orchesia undulata</i>	-	-	6,4	1,8
<i>Ptilinus pectinicornis</i>	3,4	27,7	-	-
<i>Tillus elongatus</i>	0,3	7,4	-	-

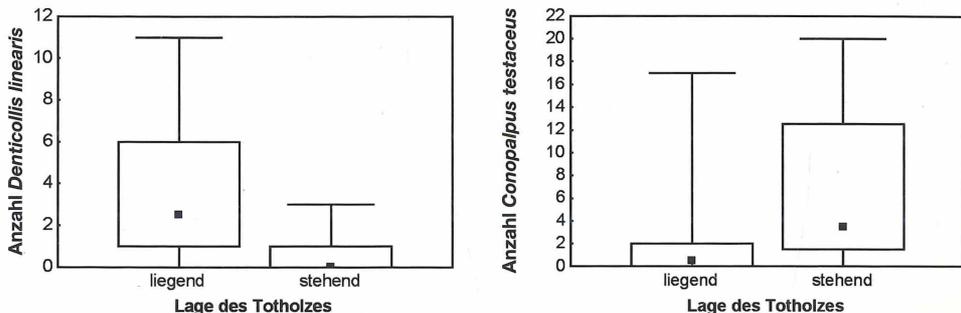


Abb. 5: Box-Whisker-Plots für die Individuen von *Denticollis linearis* (links) und *Conopalpus testaceus* (rechts) in den 24 Eklektoren mit liegendem und in den 24 Eklektoren mit stehendem Totholz; ■ Median, □ 25%-75%, ▭ Min-Max.

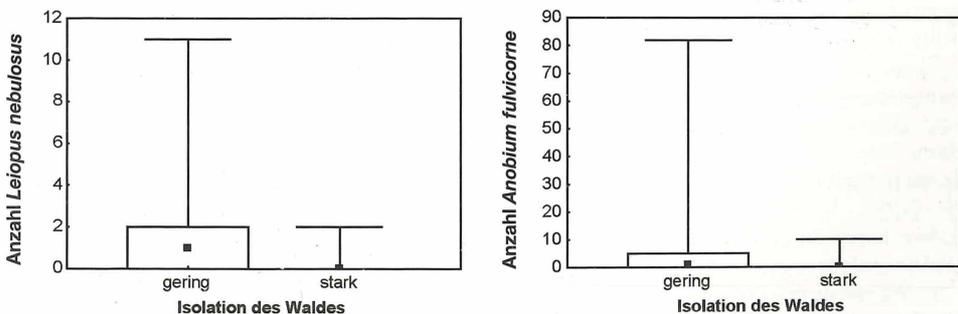


Abb. 6: Box-Whisker-Plots für die Individuen von *Leiopus nebulosus* (links) und *Anobium fulvicorne* (rechts) in den 24 Eklektoren in den wenig isolierten und den 24 Eklektoren in den isolierten Wäldern; ■ Median, □ 25%-75%, ▭ Min-Max.

5. Diskussion

Nach KÖHLER (2000a) zählen 60 % der Totholzkäfer Deutschlands zu den gefährdeten Arten. Dieser Anteil ist jedoch in den unterschiedlichen Bundesländern stark verschieden. ZIEGLER & SUKAT (1994) zählen 435 Käferarten Schleswig-Holsteins zu "Alt- und Totholzbewohnern"; 71 % davon werden in dieser Publikation als gefährdet angesehen. Da die Arten der Roten Liste selten sind, werden in den meisten Untersuchungen deutlich geringere Anteile von gefährdeten Arten an der Gesamtartenzahl vorgefunden. Von den hier gefundenen Arten gehörten 36 % zu den gefährdeten. KLEINEVOSS et al. (1996) konnten mit Fotoektoren in 6-7 cm dicken Buchenzweigen und 16-20 cm dicken Buchenästen insgesamt einen Anteil von 4,4 % gefährdeten Käferarten an der Gesamtartenzahl der Käfer nachweisen. Viele gefährdete Arten sind an besondere Totholzstrukturen gebunden, wie z. B. stark besonntes Totholz oder anbrüchige alte Bäume. Viele dieser spezifischen Strukturen können jedoch nicht mit Ektektoren, wie sie in der vorliegenden Arbeit benutzt wurden, erfasst werden. Insgesamt ist der Anteil der gefährdeten Arten in der vorliegenden Untersuchung also relativ hoch.

Die Anzahl der xylobionten Käferarten war sowohl vom Volumen als auch von der Mantelfläche der Totholzstücke in den Ektektoren abhängig, wobei die Korrelation zwischen Artenzahl und Mantelfläche stärker war als die zwischen Artenzahl und Totholzvolumen. Demgegenüber fand SCHIEGG (1999) keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Oberfläche von Totholzstücken und der Artenzahl xylobionter Käfer, sondern zwischen dem Volumen und der Artenzahl. Inwieweit eine stärkere Korrelation zwischen der Mantelfläche oder dem Volumen des Totholzes und der Artenzahl besteht, hängt von der Ökologie der einzelnen Arten ab. Bei corticolen Arten ließe sich vermutlich eine stärkere Beziehung mit der Mantelfläche finden, während bei lignicolen Arten, die z. T. bis ins Kernholz eindringen, eher eine Abhängigkeit vom Volumen zu vermuten wäre.

Entgegen der Erwartung konnte kein signifikanter Einfluss des Alters der Wälder auf die Anzahl xylobionter Käferarten nachgewiesen werden. Die ältesten Wälder waren in der vorliegenden Arbeit solche, die bereits auf der Varendorf'schen Karte als Wald vermerkt waren, also mindestens 212 Jahre alt sind. Bedenkt man, dass zu dieser Zeit der Waldanteil in Schleswig-Holstein am geringsten war, so könnte man erwarten, dass diese Wälder schon immer existierten. Die Geschichte der Wälder vor Erscheinen der Varendorf'schen Karte ist jedoch nur unzureichend dokumentiert. Zwar existiert ein Atlas, der die Verhältnisse im Jahr 1652 dokumentiert (DOMEIER & HAACK 1963), die genaue Lage einzelner Wälder lässt sich dort aber nicht nachvollziehen. Auch über die jüngere Geschichte vieler Wälder ist wenig bekannt (vgl. SPEIGHT 1989).

Ebenso kann in den Wäldern, die nach der hier angewandten Methode zur selben Altersklasse gehören, der historische Hintergrund sehr verschieden sein. Durch unterschiedliche Nutzungsformen in der Vergangenheit können sich beispielsweise verschiedene Totholzmengen in den Wäldern ausgebildet haben. Weiterhin ist zu beachten, dass je nach Ausbreitungspotential der Käfer nicht nur die Größe der Wälder, sondern auch die Größe der alten Waldbereiche innerhalb eines Waldes einen Einfluss auf die Arten haben kann. In gleich großen Wäldern sind mit einem steigenden Anteil historisch alter Waldbereiche mehr Arten und Individuen zu erwarten.

Es ist nicht bekannt, in welcher Größenordnung das Alter von Waldhabitaten einen Einfluss auf die Käferfauna haben kann. Bei jungen Wäldern spielt vermutlich das Bestockungsalter eine dominierende Rolle, da sich bei jungen Bäumen noch kein ausreichendes Totholzangebot entwickelt hat. Selbst im jüngsten Wald dieser Untersuchung (Bornbrook) wurde jedoch eine eher durchschnittliche Anzahl von Arten angetroffen.

Hinsichtlich der Fläche der Wälder wurde eine Arten-Areal-Beziehung erwartet, wie sie schon für verschiedene Gruppen nachgewiesen wurde (z. B. BELLAMY et al. 1996a, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2000). In der vorliegenden Arbeit wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede in den Differenzen der Artenzahlen zwischen großen und kleinen Wäldern festgestellt. Eine erhöhte Artenzahl in kleinen Habitaten wurde jedoch bereits mehrfach beobachtet (z. B. NIEMELÄ 2001). Der Grund dafür lag allerdings meist im Einwandern von Arten aus den umgebenden Offenland-Habitaten, wie z. B. bei Untersuchungen mit Carabiden (DESENDER et al. 1999). Da in der vorliegenden Arbeit die xylobionte Käferfauna mit Fotoektoren erfasst wurde, also speziell solche Individuen, deren Larvalentwicklung in den entsprechenden Wäldern stattfand, kann ein Einwandern aus umliegenden Habitaten hier keinen Einfluss auf die Artendiversität haben.

Ein möglicher Grund für diese unerwarteten Befunde kann aber die relativ große Randzone der kleinen Wälder sein. Je kleiner Habitate sind, desto stärker werden sie von externen Faktoren beeinflusst. Nach JEDICKE (1990) sind unter mikroklimatischen Gesichtspunkten bei Waldbeständen mit unter 80 m Durchmesser die Einflüsse der Randzonen so stark, dass keine biotoypische Kernfläche mehr existiert. Wichtig hierbei ist auch, wie groß der Umfang im Vergleich zur Fläche ist, weshalb kleine Wälder mit einer langgestreckten Flächenstruktur im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht untersucht wurden. Im Allgemeinen verschwinden spezialisierte, stenöke Arten aus den Randzonen von Habitaten, während hier vermehrt euryöke Arten auftreten. Waldränder besitzen zudem eine im Vergleich zum Waldinnern erhöhte Artenzahl (JEDICKE 1990). Vermutlich gilt dies auch speziell für die xylobionte Käferfauna. Nach JONSELL et al. (1998) weist besonntes Holz, das sich vermehrt an Waldrändern befindet, mehr xylobionte Käferarten auf als beschattetes. Die verhältnismäßig hohe Artenzahl in den beiden kleinen Wäldern „Westensee“ und „Mielkendorf“ lässt sich also vermutlich durch den hier relativ hohen Anteil an Waldrandstrukturen erklären.

Ähnlich wie auch schon beim Alter der Wälder diskutiert, ist auch bei der Fläche von Wäldern nicht bekannt, in welchen Größenordnungen sie überhaupt einen Einfluss auf die xylobionte Käferfauna hat. Auf eine Art, die nur über ein geringes Ausbreitungsvermögen verfügt, kann die Fläche eines Waldes einen anderen Einfluss haben als auf Arten mit einem hohen Ausbreitungsvermögen.

Die Anzahl der Arten bzw. die Anzahl von Individuen steigt nur bedingt mit der Fläche eines Habitats an. Eine weitere Rolle spielt hierbei die Anzahl spezifischer Strukturen, von denen die Arten abhängig sind (LINDENMAYER et al. 1993). Die xylobionte Käferfauna ist z. B. auch von der Menge und der Verteilung des toten Holzes im Wald abhängig (RUKKE 2000, SCHIEGG 2000), so dass zusätzlich zu der Flächengröße der Wälder auch Parameter innerhalb der Wälder, wie die Totholzmenge, berücksichtigt werden müsste.

Im Hinblick auf die Isolation der Wälder konnte nur für die Anzahl der Arten in liegendem Totholz ein signifikantes Ergebnis nachgewiesen werden. Hier war die Artenzahl in Wäldern mit starker Isolation geringer als in wenig isolierten Wäldern. In den Proben mit stehendem Totholz wurde nur eine leichte Tendenz in diese Richtung gefunden.

Auch in vielen anderen Untersuchungen konnte ein negativer Effekt der räumlichen Isolation auf Vorkommen, Abundanz und Anzahl von Arten gefunden werden (KEHLER & BONDRUP-NIELSEN 1999). Dieser Einfluss ist allerdings häufig nur sehr gering (OUBORG 1993, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2000). Nach KEHLER & BONDRUP-NIELSEN (1999) liegt dies vermutlich daran, dass die räumliche Skala in diesen Studien ignoriert wurde: Die Isolation ist abhängig von der Distanz der Habitate relativ zu der Beweglichkeit der Arten (PELTONEN & HANSKI 1991, BELLAMY et al. 1996b). So könnte man - je nach Beweglichkeit der Arten - anstelle von Waldinseln auch Anhäufungen von Totholz oder einzelne Stämme als Totholzinseln im Wald untersuchen.

In der vorliegenden Arbeit wurde als Isolation die geringste Entfernung zum nächsten Wald gemessen. In einer Studie von ARP (2001) wurde nur für 10 % der während einer Vegetationsperiode untersuchten xylobionten Käferarten eine überwundene Strecke über eine Freifläche von mehr als 80m nachgewiesen. Je nach Ausbreitungspotential der Arten können solche Distanzen auch wesentlich höher oder niedriger sein. Die Stärke der Isolation könnte auch von anderen Raumbeziehungen bestimmt werden. So könnte die Fläche benachbarter Habitats, die innerhalb einer bestimmten maximalen Entfernung von dem untersuchten Habitat liegen, ebenso wie die Summe aller Entfernungen zu solchen benachbarten Habitats entscheidend für den Isolationseffekt sein. Untersucht man einzelne Arten, so kann man nur solche benachbarten Habitats berücksichtigen, die als potentieller Lebensraum in Frage kommen (TISCHENDORF & FAHRIG 2000, RICKETTS 2001). In der Vergangenheit wurde in den meisten Studien die Isolation ebenfalls als Entfernung zum nächsten Wald gemessen (MOILANEN & NIEMINEN 2001). Die mittlere Entfernung zu bis zu fünf umgebenen Patches haben KEHLER & BONDRUP-NIELSEN (1999) in der bereits erwähnten Studie über den Käfer *Bolittherus cornutus* bestimmt. Dabei unterschieden sich die Ergebnisse kaum, wenn statt der Entfernung zum nächsten Patch die mittlere Entfernung von bis zu fünf Patches in die Berechnungen mit einbezogen wurden. MOILANEN & NIEMINEN (2001) haben hingegen in vielen Fällen nur dann einen signifikanten Einfluss der Isolation nachweisen können, wenn detailliertere kompliziertere Maße für die Stärke der Isolation benutzt wurden als die Entfernung zum benachbarten Patch.

Entscheidend für die Ausprägung der Isolation ist außerdem, wie die landschaftlichen Strukturen zwischen den Habitats beschaffen sind. Einzelbäume und kleine Gehölze können als Trittsteine den Artenaustausch zwischen Waldhabitats erhöhen, Knicks und Hecken können als Korridorbiotope eine Ausbreitung xylobionter Käfer entlang dieser Strukturen fördern.

Auch die Zeitspanne seit der Isolation der Habitatpatches hat einen Einfluss auf die Käferfauna (SAUNDERS et al. 1991), wodurch die enge Verbindung zwischen Isolation und geschichtlichem Hintergrund von Habitats deutlich wird. Zusätzlich steht der Einfluss der Isolation von Habitats in engem Zusammenhang mit der Qualität der umliegenden Wälder (wie z. B. Fläche und Alter). Sehr kleine Wälder haben vermutlich nur einen geringen Einfluss auf größere Wälder, während die Käferfauna in kleinen Wäldern stark von großen Wäldern in der Nähe beeinflusst wird. Sind benachbarte Wälder alt, so sind vermutlich aus diesen mehr Arten in den untersuchten Wald eingewandert als aus benachbarten jungen Wäldern. Auch die Zusammensetzung der Baumarten der umliegenden Wälder hat einen Einfluss auf die Käferfauna, da die Artenzahlen in Nadelwäldern im Allgemeinen geringer sind als in Buchenwäldern. Befanden sich kleine Nadelwälder in der Umgebung, so wurden diese dementsprechend in der vorliegenden Untersuchung nicht mit berücksichtigt.

Zusätzlich zu den Eigenschaften der umgebenden Wälder haben auch Ausprägungen des untersuchten Waldes selbst einen Effekt auf den Grad der Isolation. Der Einfluss, den umgebende Wälder gleicher Größe und Entfernung auf einen Wald haben, wird um so geringer sein, je größer die Fläche des untersuchten Waldes ist. Einen solchen kompensierenden Effekt der Patchgröße auf die Isolation konnten KEHLER & BONDRUP-NIELSEN (1999) nachweisen. Als weiteres Beispiel für den Einfluss von Strukturen innerhalb eines Waldes auf die Isolation seien Wege und Straßen genannt. Stellen diese Strukturen für bestimmte Arten ein Ausbreitungshindernis dar, so können verschiedene Areale selbst innerhalb eines Waldes isoliert sein.

Weil die Isolation auch von der Beweglichkeit der Arten abhängt, wirkt sie auf verschiedene Arten unterschiedlich (DAVIES & MARGULES 1998). Selbst auf die Individuen einer Art kann die Isolation einen unterschiedlichen Einfluss haben, wenn sich das Ausbreitungs-

verhalten der männlichen Individuen von dem der weiblichen unterscheidet, wie z. B. bei allen Arten der Gattung *Xyleborus*, bei der nur die Weibchen flugfähig sind. Bereits mehrere Autoren (z. B. PELTON & HANSKI 1991, RICKETTS 2001), haben nachgewiesen, dass unterschiedliche Ausprägungen von Habitaten (unter anderem auch Alter, Größe und Isolation) auf einzelne Arten einen unterschiedlichen Einfluss auf die Besiedlung haben. Betrachtet man Artengruppen, deren Mitglieder unterschiedliche Habitatbindungen aufweisen, lassen sich daher meist keine generellen Aussagen machen. Wenn also die einzelnen Arten unterschiedlich auf die untersuchten Faktoren ansprechen, ist das Metapopulationskonzept (Analysen einzelner Arten) aussagekräftiger für die Untersuchung von Isolationseffekten als der Ansatz der Inseltheorie (Analyse von Artenzahlen) (OUBORG 1993). Die unterschiedlichen Lebensweisen xylobionter Käfer können also dazu geführt haben, dass in der vorliegenden Arbeit besonders hinsichtlich Alter und Flächengröße der Wälder nicht die erwarteten Resultate auftraten. Daher wurde der Einfluss von Alter, Fläche und Isolation auf die Abundanzen einzelner Arten getestet. Berücksichtigt man nur solche Arten, die in mindestens fünf Wäldern auftraten, wurden bei nur fünf der 92 xylobionten Arten signifikante Unterschiede in den Individuenzahlen, und zwar zwischen wenig isolierten und isolierten Wäldern, nachgewiesen. Das lag vermutlich daran, dass 57 % der Arten nur in ein oder zwei Wäldern vorkamen. Um Aussagen über einzelne Arten treffen zu können, müssen verschiedene Wälder im Hinblick auf diese Arten speziell beprobt werden und zwar intensiver, als es bei einer Fragestellung über die Artendiversität der Fall sein kann.

Im Hinblick auf Alter und Fläche der Wälder wurde kein signifikanter Einfluss auf die Anzahl der xylobionten Käfer festgestellt, während bezüglich der Isolation ein signifikanter Unterschied bei den Proben mit liegendem Totholz bestand. Hier war wie erwartet die Artenzahl in wenig isolierten Wäldern größer als in stark isolierten. Vermutlich liegen die Gründe für diese Ergebnisse unter anderem an den vielschichtigen Verbindungen zwischen dem Alter, der Fläche und der Isolation der Wälder. Da viele Arten nur in wenigen Wäldern auftraten, erschwert dies die Möglichkeiten einer detaillierten Auswertung. Weil einige dieser Arten nicht unbedingt als selten gelten, sollten bei weiteren Untersuchungen die einzelnen Wälder intensiver beprobt werden. Auch die unterschiedlichen ökologischen Ansprüche der verschiedenen Totholzkäferarten können dazu geführt haben, dass die Eigenschaften des beprobten Holzes einen bedeutsameren Einfluss hatten, als Alter, Größe und Isolation der Wälder.

Bei der Probenahme wurde zwar darauf geachtet, dass eine für den Wald repräsentative Stichprobe genommen wurde. Wegen der vielen möglichen Ausprägungen von totem Holz ist es jedoch schwierig, alle möglichen Eigenschaften in gleicher Weise zu berücksichtigen. HAASE et al. (1998) haben errechnet, dass mit acht Eklektoren, befüllt mit ca. 6 cm dickem Totholz eines bestimmten Zersetzungsgrades, 85-90 % der zu erwartenden Käferarten erfasst wurden. In der vorliegenden Arbeit sind je Wald vier Eklektoren mit Totholz gemischten Zustandes befüllt worden. Daher kann die Erfassung streng eingensichter Arten zu einem großen Anteil zufällig sein oder von den Eigenschaften des beprobten Holzes abhängen. Eine zusätzliche Auswertung von Daten, die bezüglich des beprobten Holzes in den untersuchten Wäldern erhoben worden sind, haben allerdings ergeben, dass die Anzahl der Arten nicht von dem Durchmesser, dem Zersetzungsgrad und der Sonnenexposition der Totholzstücke abhängig war.

Viele Arten besitzen eine starke Bindung an Totholz mit seinen speziellen Eigenschaften wie z. B. Lage (liegend oder stehend), Zersetzungsgrad, Berindung, Durchmesser, Feuchtigkeit, Baumart, Lage des Holzes im Wald (im Waldinnern oder am Waldrand) sowie Menge und Verteilung des toten Holzes im Wald (z. B. JONSELL et al. 1998, SCHIEGG 2000 IRMLER et. al. 1996). Für das Vorkommen mycetophager Totholzkäfer sind zusätzlich Eigenschaften

des Pilzes, wie z. B. Wassergehalt entscheidend (RUKKE 2002). Die xylobionte Käferfauna wird zudem vom Alter, der Größe und verschiedenen Totholzstrukturen innerhalb eines Waldes beeinflusst. In der vorliegenden Arbeit können also die oben beschriebenen kleinräumigen Faktoren (z. B. die Isolation zwischen verschiedenen Totholzstücken im Wald) oder der individuelle Zustand des Totholzes (Zersetzung, Feuchtigkeit etc.) einen stärkeren Einfluss auf die totholzbewohnende Käferfauna gehabt haben als Alter, Größe und Isolation der Wälder.

7. Danksagung

Wir möchten allen Forstwirten, Forstämtern, Waldbesitzern und Waldpächtern, in deren Wälder diese Untersuchungen stattfanden, danken: Herrn Dr. Fähser, Herrn Kropla, Herrn Brunner, Herrn Kohlstadt, Christian Herzog von Oldenburg, Herrn Köhn, Herrn Wiedemann, Herrn Schöller, Herrn Ölzen, Herrn Baeskow, Frau Repenning, Herrn Kantor, Herrn Gohle und Herrn Patzke. Herrn Roland Suikat sei gedankt für die Bestimmung einiger Käfer.

8. Zusammenfassung

In Schleswig-Holstein (Norddeutschland) wurden in der Region von Kiel südlich bis Ratzeburg 12 Wälder untersucht, die sich in Alter, Flächengröße und Isolation unterscheiden. Die Käferfauna wurde mit Hilfe von Emergenz-Fallen in der Zeit von März bis November 2002 untersucht. Jeweils 2 Parallelprobe waren mit stehendem oder liegendem Totholz gefüllt. Somit waren 48 Emergenz-Fallen mit 3,83 m³ Totholz aufgestellt. Im Untersuchungsjahr wurden 7.653 Individuen aus 52 Käferfamilien erfaßt, so dass 2.998 Ind./m³ Totholz vorkamen. Einige Käferfamilien, die entweder schwierig zu bestimmen waren oder keine xylobionten Arten enthalten, wurden nicht weiter analysiert. Aus den verbleibenden 28 Käferfamilien wurden 92 Arten determiniert, wovon 36 % in der Roten Liste Schleswig-Holsteins aufgeführt sind.

Da die Emergenz-Fallen nicht exakt mit dem gleichen Volumen an Totholz befüllt werden konnten, wurde eine Korrelation zwischen dem Totholz-Volumen bzw. der -Mantelfläche und der Artenzahl geprüft. Eine signifikante lineare Korrelation ergab sich für die Mantelfläche und die Artenzahl getrennt in stehendes oder liegendes Totholz. Mit Hilfe dieser Korrelation wurde die Artenzahl für eine standardisierte Mantelfläche von liegendem und stehendem Totholz errechnet, um die verschiedenen Wälder miteinander zu vergleichen. Danach wurde keine Beziehung zwischen dem Alter oder der Fläche eines Waldes und der Artenzahl gefunden. Dagegen lag zwischen der Artenzahl in liegendem Totholz und Wäldern geringer Isolation (< 0,4 km Entfernung zum nächsten Wald) eine positive Beziehung vor. Bei 5 Arten ergab sich eine positive Wirkung, wenn die Wälder kaum isoliert waren. Für 6 Arten wurden signifikant höhere Abundanzen, für 2 Arten niedrigere Abundanzen in stehendem als in liegenden Totholz gefunden.

9. Literatur

- ARP, H. (2001): Interaktionen zwischen der Käferfauna verschiedener Gehölzstrukturen am Beispiel der offenen Weidelandschaft „Eidertal“. Diplomarbeit, CAU Kiel, 64 Seiten.
- BELLAMY, P.E., HINSLEY, S.A. & NEWTON, I. (1996a): Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology* 33, 249-262.
- BELLAMY, P.E., HINSLEY, S.A. & NEWTON, I. (1996b): Local extinctions and recolonisations of passerine bird populations in small woods. *Oecologia* 108, 64-71.
- DAVIES, K.F. & MARGULES, C.R. (1998): Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67, 460-471.
- DESENDER, K., ERVYNCK, A. & TACK, G. (1999): Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders. *Belgian Journal of Zoology* 129 (1), 139-156.
- DOMIER, K. & HAACK, M. (Hrsg.) (1963): Schleswig-Holstein 1652. Die Landkarten von Johannes Mejer, Husum, aus den zwei Herzogtümern Schleswig und Holstein von Caspar Danckenwerth 1652. Otto Heinewetter, Hamburg-Bergedorf.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, G.A. (Hrsg.) (1964-1983): Die Käfer Mitteleuropas (Bd. 1-11). Goecke & Evers, Krefeld.
- GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTKE, H. & PRETSCHER, P. (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55. Bonn - Bad Godesberg, 168-230.
- HAASE, V., TOPP, W. & ZACH, P. (1998): Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7, 137-153.
- HANSKI, I. & GILPIN, M. (Hrsg.) (1997): Metapopulation Biology. Ecology, genetics, and evolution. Academic Press, London, 512 Seiten.
- HASE, W. (1997): Wald- und Forstchronologie Schleswig-Holsteins seit der Nacheiszeit. Struve's Buchdruckerei und Verlag, Eutin, 285 Seiten.
- IRMLER & HELLER, K. & WARNING, J. (1996): Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (*Coleoptera*, *Diptera*; *Scieridae*, *Mycetophilidae*). *Pedobiologica* 40, 134-148.
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. Ulmer, Stuttgart, 254 Seiten.
- JONSELL, M., Weslien, J. & Ehnström, B. (1998): Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7, 749-764.
- KEHLER, D. & BONDRUP-NIELSEN, S. (1999): Effects of isolation on the occurrence of a fungivorous forest beetle, *Bolitotherus cornutus*, at different spatial scales in fragmented and continuous forests. *Oikos* 84, 35-43.
- KLEINEVOSS, K., TOPP, W. & BOHAC, J. (1996): Buchen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5, 85-95.
- KNUTSEN, H., RUKKE, B.A., JORDE, P.E. & IMS, R.A. (2000): Genetic differentiation among populations of the beetle *Bolitophagus reticulatus* (Coleoptera: Tenebrionidae) in a fragmented and a continuous landscape. *Heredity* 84, 667-676.
- KÖHLER, F. (2000a): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen VII. *LÖBF-Schriftenreihe* 18, 351 Seiten.
- KÖHLER, F. (2000b): Erster Nachtrag zum Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomologische Nachrichten und Berichte (Dresden)* 44, 60-84.
- KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomologische Nachrichten und Berichte (Dresden)*. Beiheft 4, 185 Seiten.
- LEVINS, R. (1970): Extinction. In: GERSTENHABER, M. (Hrsg.): Some mathematical problems in biology. American Mathematical Society, Providence, RI, 75-107.

- LINDENMAYER, D.B., LACY, R.C., THOMAS, V.C. & CLARK, T.W. (1993): Predictions of the impacts of changes in population size and environmental variability on Leadbeater's possum, *Gymnobelideus leadbeateri* McCoy (Marsupalia: Petauridae) using Population Viability Analysis: an application of the computer program VORTEX. *Wildlife and Research* 20, 67-86.
- LINDENMAYER, D.B., CUNNINGHAM, R.B., DONNELLY, C.F., NIX, H. & LINDENMAYER, B.D. (2002): Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72, 1-18.
- LOHSE, G.A. & LUCHT, W. (Hrsg.) (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Erster Supplementband mit Katalogteil (Bd. 12). Goecke & Evers, Krefeld, 346.
- LOHSE, G.A., LUCHT, W. (Hrsg.) (1992): Die Käfer Mitteleuropas. Zweiter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 13). Goecke & Evers, Krefeld, 375.
- LOHSE, G. A., LUCHT, W. (Hrsg.) (1994): Die Käfer Mitteleuropas. Dritter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 14). Goecke & Evers, Krefeld, 403.
- LUCHT, W., KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) (1998): Die Käfer Mitteleuropas. Vierter Supplementband mit Katalogteil (Bd. 15). Gustav Fischer, Jena, 398.
- MAC ARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1967): The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, 203.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1998): 5. Forstbericht der Landesregierung Schleswig-Holstein, 48.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1999a): Naturnaher Wald für Schleswig-Holstein, 21.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1999b): Richtlinie für die naturnahe Waldentwicklung in den schleswig-holsteinischen Landesforsten, 26.
- MINISTERPRÄSIDENT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN, LANDESKANZLEI - ABT.II - LANDESPLANUNG & AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG HANNOVER (Hrsg.) (1960): Planungsatlas Schleswig-Holstein. Walter Dorn, Bremen-Horn.
- MOILANEN, A. & NIEMINEN, M. (2001): Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83, 1131-1145.
- NIEMELÄ, J. (2001): Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98, 127-132.
- OUBORG, N.J. (1993): Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos* 66, 298-308.
- PELTONEN, A. & HANSKI, I. (1991): Patterns of island occupancy explained by colonization and extinction rates in shrews. *Ecology* 72, 1698-1708.
- RICKETTS, T.H. (2001): The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158, 87-99.
- RUKKE, B.A. (2000): Effects of habitat fragmentation: increased isolation and reduced habitat size reduces the incidence of dead wood fungi beetles in a fragmented forest landscape. *Ecography* 23, 492-502.
- RUKKE, B.A. (2002): Fungivorous beetles in basidiocarps of *Fomes fomentarius* respond differently to microhabitat variables. *European Journal of Entomology* 99, 43-52.
- SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. & MARGULES, C.R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5 (1), 18-32.
- SCHIEGG, K. (1999): Limiting factors of saproxylic insects: habitat relationships of an endangered ecological group. Dissertation ETH Zürich, 84 Seiten.
- SCHIEGG, K. (2000): Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insects species diversity. *Ecoscience* 7, 290-298.

- SCHMIDTKE, K.D. (1995): Die Entstehung Schleswig-Holsteins. 3. Auflage. Wachholtz, Neumünster, 128 Seiten.
- SPEIGHT, M.C.D. (1989): Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg, 81 Seiten.
- STATSOFT, Inc. (2003): Statistica für Windows. Software-System für Datenanalyse. Version 6.
- STEFFAN-DEWENTER, I. & TSCHARNTKE, T. (2000): Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters* 3, 449-456.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2000): On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.
- VAN DONGEN, S. & SCOTT, T. (2002): Effects of forest fragmentation and local habitat structure on densities of winter moth (*Operophtera brumata* L.). *Belgian Journal of Zoology* 132, 165-170.
- VOS, C.C. & STUMPEL, A.H.P. (1995): Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11, 203-214.
- ZIEGLER, W. & SUIKAT, R. (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel, 96 Seiten.

Adressen der Autoren:
Dipl. Biol. Constanze Grohmann;
Prof. Dr. Ulrich Irmeler
Dr. Rolf Nötzel
Ökologie-Zentrum der Universität
Olshausenstr. 40
D-24098 Kiel
Email: constanzegrohmann@gmx.de
uirmler@ecology.uni-kiel.de
rnoetzel@ecology.uni-kiel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Faunistisch-Ökologische Mitteilungen](#)

Jahr/Year: 2000-2007

Band/Volume: [8](#)

Autor(en)/Author(s): Grohmann Constanze, Irmeler Ulrich, Nötzel Rolf

Artikel/Article: [Einfluss von Alter, Fläche und Isolation von Wäldern auf die Totholzkäfer 259-281](#)