

# Endbericht „Projekt Naturwaldzellen“

im Auftrag der **Österreichischen Bundesforste AG** und der **Biosphärenpark Wienerwald Management GesmbH** sowie in Kooperation mit dem **Club Naturaktiv**



durchgeführt von

**Dr. Norbert Milasowszky, Mag. Martin Hepner & Mag. Markus Strodl**

Universität Wien  
Fakultät für Lebenswissenschaften  
Fakultätszentrum Zoologie  
Department für Evolutionsbiologie (Leiter: Univ. Prof. Dr. Hannes F. Paulus )  
Althanstraße 14  
A-1090 Wien

Kontakt:  
Dr. Norbert Milasowszky  
Tel. 0699 1 942 8660  
Email: [norbert.milasowszky@univie.ac.at](mailto:norbert.milasowszky@univie.ac.at)

**Wien, 20. August 2008**

## Inhaltsverzeichnis

<b>Ziele der Studie</b>	<b>2</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>2</b>
<b>Literaturliste</b>	<b>5</b>
<b>Bericht Spinnen</b>	
<b>Titel</b>	<b>12</b>
<b>Abstract</b>	<b>12</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>13</b>
<b>Einleitung</b>	<b>14</b>
<b>Material &amp; Methode</b>	<b>16</b>
<b>Ergebnisse</b>	<b>19</b>
<b>Diskussion</b>	<b>26</b>
<b>Danksagung</b>	<b>34</b>
<b>Literatur</b>	<b>34</b>
<b>Bericht Laufkäfer</b>	
<b>Titel</b>	<b>40</b>
<b>Abstract</b>	<b>40</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>40</b>
<b>Einleitung</b>	<b>41</b>
<b>Untersuchungsgebiet und Methoden</b>	<b>43</b>
<b>Buchenwald-Gesellschaften</b>	<b>43</b>
<b>Umweltparameter</b>	<b>43</b>
<b>Statistik</b>	<b>44</b>
<b>Ergebnisse</b>	<b>45</b>
<b>Diskussion</b>	<b>53</b>
<b>Bewertung der untersuchten Naturwaldzellen</b>	<b>55</b>
<b>Schlussfolgerung</b>	<b>57</b>
<b>Danksagung</b>	<b>59</b>
<b>Literatur</b>	<b>59</b>

## Ziele der Studie

sind zum einen die Bewertung der untersuchten Buchenwälder hinsichtlich Gesamtartenreichtum, Habitatbindung (Waldarten versus Offenlandarten) und ökologischer Nischen (z.B. Beschattung, Feuchtigkeit) der einzelnen Arten und zum anderen ein Vergleich der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften der Untersuchungsflächen mit jenen aus anderen Buchenwäldern auf der Grundlage publizierter Daten aus Österreich und anderer mitteleuropäischer Länder. Anhand dieser Ergebnisse soll die Eignung von Naturwaldzellen für die Sicherung der lokalen Biodiversität festgestellt werden.

## Zusammenfassung

1. **Naturwaldzellen** sind freiwillig außer Nutzung gestellte Waldflächen, in denen die Entwicklung einer natürlichen Baumartenmischung und Bestandesstruktur langfristig wieder zugelassen wird. Im Wienerwald-Gebiet wurden bereits vor über 20 Jahren die ersten Naturwaldzellen eingerichtet. Im **Irenental** ist die älteste Naturwaldzelle 15 Jahre alt.
2. In dieser Studie wurden die Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften dreier ausser Nutzung gestellter **Buchenwälder** (sog. Naturwaldzellen; Abkürzung NWZ) und eines bewirtschafteten Buchenwaldes im Irenental untersucht.
3. Die Untersuchungen wurden in der Umgebung von Untertullnerbach (Niederösterreich, Österreich) durchgeführt, in den Naturwaldzellen **Brunnberg** (rund 140-jähriger Wachtelweizen-Buchenwald, seit 10 Jahren ausser Nutzung), **Großer Steinbach** (rund 180-jähriger Waldmeister-Buchenwald, seit 15 Jahren ausser Nutzung), **Heinratsberg** (rund 170-jähriger Bestand, seit 10 Jahren ausser Nutzung) und im **Wirtschaftswald östlich der Chateauwiese**.
4. In jeder Untersuchungsfläche wurden die Spinnen und Laufkäfer mittels jeweils sechs **Bodenfallen** in dreiwöchigem Intervall von 20. April bis 16. November 2007 gesammelt. Insgesamt wurden 68 Spinnenarten mit 1307 Individuen aus 18 Familien sowie 24 Laufkäferarten mit 1132 Individuen gefangen.
5. Für die naturschutzbiologische Bewertung der Biodiversität ist es wichtig, die für den jeweiligen Lebensraum typischen Arten von anderen Arten zu unterscheiden. In Wäldern sollten eigentlich nur **silvicole Arten** vorkommen, d.h. Arten, die an das Ökosystem Wald (Wald-Spezialisten, Wald-Generalisten, Waldsteppe-Arten) gebunden sind.
6. Der **Artenreichtum** der Spinnen war in der Naturwaldzelle Heinratsberg am größten, jener der Laufkäfer in der Naturwaldzelle Brunnberg und im Wirtschaftswald. In der am dichtesten bestockten Naturwaldzelle Brunnberg war der Anteil der **Waldspezialisten** unter den Spinnen sowie die Anzahl der Waldspezialisten unter den Laufkäfern am höchsten. Die

- Spinnenfauna des ältesten Bestandes in der ältesten Naturwaldzelle Großer Steinbach bestand ausschließlich aus Arten mit einer Habitat-Affinität zu Wäldern.
7. Basierend auf einer Clusteranalyse kann man bei den untersuchten **Spinnen- und Laufkäfer-Gemeinschaften** im eine Ähnlichkeit hinsichtlich des vorherrschenden Buchenwaldtyps festzustellen. Das sind auf der einen Seite die **Waldmeister-Buchenwälder** Naturwaldzelle Großer Steinbach und Wirtschaftswald, und auf der anderen Seite – wenngleich auch deutlicher untereinander verschieden – die **Wachtelweizen-Buchenwälder** Naturwaldzelle Heinratsberg und Naturwaldzelle Brunberg.
  8. Die Entwicklung der Naturwaldzellen kann man anhand der **Bestandesstruktur, Lichtlücken und Totholz** dokumentieren. Eine entscheidende Rolle bei der Ausbildung charakteristischer Spinnen- und Laufkäfer-Gemeinschaften in alten Buchenwäldern kommt dem Lichtregime und dem liegenden Totholz zu.
  9. Am **Beispiel** des Vergleichs der Spinnenfauna in den Naturwaldzellen Großer Steinbach und Heinratsberg läßt sich dies gut veranschaulichen. Beide Bestände weisen jeweils große **Lichtlücken** durch umgestürzte Bäume auf. Derartige Lichtlücken sind typische Merkmale sehr alter Wälder und Urwälder, ebenso wie die Menge stehenden und liegenden Totholzes. Während in der Naturwaldzelle Großer Steinbach in einer Aufnahmefläche von 20 x 20m 19 **Totholzstücke** vorhanden waren, wurde das Totholz aus der Naturwaldzelle Heinratsberg fast völlig entfernt. Als Folge davon war in der Naturwaldzelle Heinratsberg die Anzahl und der Anteil der **Offenlandarten** am höchsten, wohingegen in der Naturwaldzelle Großer Steinbach überhaupt keine Offenlandspinnen vorkamen. Dafür waren hier meisten **Wald-Generalisten** zu finden, die als charakteristische „Opportunisten des Waldes“ die entstehenden Lichtlücken besiedeln.
  10. Auf den Buchenwald-Standorten setzt sich durch den Verzicht auf die Holznutzung die natürliche Waldentwicklung über die Optimalphase hinaus in die Klimax- bis hin zur Zerfallsphase fort, aus der dann wieder durch natürliche Verjüngung die nächste Baumgeneration hervorgeht. Die untersuchten Naturwaldzellen zeigen anhand der **Bioindikatoren** (Spinnen und Laufkäfer) insgesamt sehr günstige Entwicklungstendenzen, sodass sie als kleine, aber wichtige **Mosaiksteine** innerhalb des Biosphärenparks Wienerwald betrachtet werden können.
  11. Für die **Praxis** wird empfohlen, Naturwaldzellen kleinräumig auch auf gutwüchsigen Standorten auszuweisen und das anfallende Totholz nicht aus den Naturwaldzellen zu entfernen.

## Literaturliste

1. Adis J. (1979). Problems of interpreting arthropod samplings with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger Jena* 202, 177-184.
2. Albert R. (1976). Zusammensetzung und Vertikalverteilung der Spinnenfauna in Buchenwäldern des Solling. *Faun.-ökol. Mitt.* 5, 65-80.
3. Albert R. (1982). Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling. *Hochschulsammlung Naturwissenschaft Biologie* 16, 1-146.
4. Assmann T. (1994). Epigäische Coleopteren als Indikatoren historisch alter Wälder. *Norddeutsche Naturschutzakademie-Berichte* 7, 142-151.
5. Assmann T. (1999). The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* 8, 1499-1517.
6. Baehr B. (1983). Vergleichende Untersuchungen zur Struktur der Spinnengemeinschaften (Araneae) im Bereich stehender Kleingewässer und der angrenzenden Waldhabitate im Schönbusch bei Tübingen. *Dissertation Tübingen*. 199pp.
7. Baehr B., Baehr M. (1983). Die Spinnen des Lauertales bei Münsingen (Arachnida, Araneae). *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58, 373-406.
8. Baguette M. (1993): Habitat selection of carabid beetle in deciduous woodlands of southern Belgium. *Pedobiologia* 37, 365-378.
9. Balkenhol B., Flisse J., Zucchi H. (1991). Untersuchungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna (Carabidae et Araneida) in einem innerstädtischen Steinbruch. *Pedobiologia* 35, 153-162.
10. Bauchhenss E., Scholl G. (1985). Bodenspinnen einer Weinbergsbrache im Maintal (Steinbach, Lkr. Haßberge). Ein Beitrag zur Spinnenfaunistik Unterfrankens. *Abh. naturwiss. Ver. Würzburg* 23/24 (1982/83): 3-23.
11. Bell J.R., Bohan D.A., Shaw E.M., Weyman G.S. (2005). Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenetics, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research* 95, 69-114.
12. Beyer R. (1972). Zur Fauna der Laubstreu einiger Waldstandorte im Naturschutzgebiet „Prinzenschneise“ bei Weimar. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 12, 203-229.
13. Blumenthal C.L. (1981). Einheimische Carabus-Arten als Bioindikatoren. *Jahresberichte des naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal* 34,70-77.
14. BMLFUW (2005). *Der Österreichische Wald*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 46pp.
15. BMLFUW (2008a). *Nachhaltige Waldwirtschaft in Österreich. Österreichischer Waldbericht 2008*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 134pp.
16. BMLFUW (2008b). *Daten und Zahlen 2008*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 54pp.
17. Brand C., Höfer, H. & Beck, L. (1994). Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 16. Die Spinnenassoziation einer Windbruchfläche. *Carolina* 52, 61-74.
18. Breinl K. (1990). Bodenbewohnende Spinnen (Araneae) dreier typischer Waldgesellschaften im Naturschutzgebiet "Schwarzatal". *Veröff. Museen Gera Naturwiss. R.* 17, 57-73.
19. Breuss W. (1994). Epigäische Spinnen und Weberknechte aus Wäldern des mittleren Vorarlberg (Österreich) (Arachnida: Araneida, Opiliones). *Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck* 81, 137-149.
20. Broen B. von (1965). Vergleichende Untersuchung über die Laufkäferbesiedlung einiger norddeutscher Waldbestände und angrenzender Kahlschlagflächen. *Deutsche Entomologische Zeitschrift N.F.* 12, 67-82.
21. Buchar J., Růžička V. (2002): *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. Peres, Praha, 351 pp.
22. Bütler R., Schlaepfer R. (2004). Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweiz. Z. Forstwes.* 155, 31-37.
23. Christensen M., Hahn K., Mountford E.P., Odor P., Standovar T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210, 267-282.
24. Churchill T. B. (1997): Spiders as ecological indicators. *Mem. Mus. Vic.* 56, 331-337.

25. Curtis D.J. (1980). Pitfalls in spider community studies (Arachnida: Araneae). *J. Arachnol.* 8, 271–280.
26. Davies K.F., Markules C.R. (1998). Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67, 460-471.
27. De Bakker D., Maelfait J.-P., Hendrickx F., Van Waesberghe D., De Vos B., Thys S., De Bruyn L. (2000). A first analysis on the relationship between forest soil quality and spider (Araneae) communities of Flemish forest stands. In Gajdoš P., Pekár S. (eds): *Proceedings of the 18th European Colloquium of Arachnology, Stará Lesná, 1999. Ekológia (Bratislava)* 19, Supplement 3, 45-58.
28. Den Boer P.J. (1970). On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Oecologia* 4, 1-28.
29. Den Boer P.J., Van Huizen T.H.P., Den Boer-Daanje W., Aukema B., Den Bieman C.F.M. (1980). Wing polymorphism and dimorphism in ground beetles as a stage in an evolutionary process (Coleoptera: Carabidae). *Entomologia Generalis* 6, 107–134.
30. Denis J. (1966). *Pseudomaro aenigmaticus* n. gen., n. sp., araignée nouvelle pour la faune de Belgique, et un congénère probable de Sibérie. *Bull. Inst. r. Sci. nat. Belg.* 42, 1-7.
31. Desender K. (2000) Flight muscle development and dispersal in the life cycle of carabid beetles: patterns and processes. *Entomologie* 70, 13-31.
32. Downie I.S., Coulson J.C., Butterfield, J.E.L. (1996). Distribution and dynamics of surface-dwelling spiders across a pasture-plantation ecotone. *Ecography* 19, 29-40.
33. Duelli P., Obrist M.K. (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 87-98.
34. Dumpert K., Platen R. (1985). Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. *Carolina* 42, 75-106.
35. Dunger W. (1958). Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. *Zoologisches Jahrbuch* 86, 139-180.
36. Dunger W., Peter H.-U., Tobisch S. (1980). Eine Rasen-Wald-Catena im Leutratl bei Jena als pedozoologisches Untersuchungsgebiet und ihre Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae). *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 53, 1-78.
37. Ellenberg H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer Sicht*, 5. edn. Ulmer, Stuttgart. 623pp.
38. Engel K. (2001). Vergleich der Webspinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) in 6 Buchen- und Fichtenbeständen Bayerns. *Arachnol. Mitt.* 21, 14-31.
39. Englisch M. (2006). Die Rotbuche – ein Baumartenportrait. *BFW-Praxisinformation*, Wien 12, 3-4.
40. Entling W., Schmidt M.H., Bacher S., Brandl R., Nentwig W. (2007). Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography* 16, 440-448, + Supplement.
41. Eyholzer R. (1995). Auswirkungen der Erschließung von Wäldern der montanen Stufe auf die Laufkäfer (Col., Carabidae). *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 68, 83-102.
42. Finch O.-D. (2001). Zöologische und parasitologische Untersuchungen an Spinnen (Arachnida, Araneae) niedersächsischer Waldstandorte. *Archiv zool. Publikationen* 4 [zugl.: Diss., Univ. Oldenburg], 199pp. + Anhang.
43. Forman R.T.T., Alexander L.E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207-231.
44. Frank G. (2003). Naturwaldreservate: international beachtete Einrichtung. *Österreichische Forstzeitung* 114, 18-19.
45. Frank G., Schweintzer K.-M., Steiner H. (2006). Naturnahe Buchenwälder und das österreichische Naturwaldreservate-Programm. *BFW-Praxisinformation*, Wien 12, 10-11.
46. Geburek Th. (2006). Die österreichische Rotbuche – wo sind ihre Wurzeln? *BFW-Praxisinformation*, Wien 12, 5-6.
47. Gunnarsson B. (1996). Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. *J. Anim. Ecol.* 65, 389–397.

48. Günther J., Assmann T. (2004). Fluctuations of carabid populations inhabiting an ancient woodland (Coleoptera, Carabidae). *Pedobiologia* 48, 159-164.
49. Halaj J., Ross R., Moldenke R. (2000). Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos* 90, 139–152.
50. Hänggi A., Stöckli E., Nentwig W. (1995). Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. *Miscellanea Faunistica Helvetiae* 4, 1-460.
51. Hannah L., Carr J.L., Lankerani A. (1995). Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiv. Conserv.* 4, 128–155.
52. Heer X., Flückiger P.F. (1995). Erstnachweis von *Pseudomaro aenigmaticus* (Araneae: Linyphiidae) und weitere Funde von *Philodromus praedatus* (Araneae: Philodromidae) in der Schweiz. *Arachnol. Mitt.* 10, 25–27.
53. Heimer S., Nentwig W. (1991). *Spinnen Mitteleuropas*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
54. Helms J.A. (2004). Old-growth: what is it? *Journal of Forestry* 102, 8-12.
55. Heublein D. (1983). Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökotoons. *Zool. Jb. Syst.* 110, 473-519.
56. Huber Ch., Baumgarten M. (2005). Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). *Biodiversity and Conservation* 14, 1989-2007.
57. Humphrey J.W. (2005). Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations. *Forestry* 78, 33-53.
58. Huruk S., Huruk A. (2005). Structure of ground beetle (Col., Carabidae) communities in a montane forest on Mt Sw. Krzys (Swietokrzyskie Mts) and in Szymbark (Carpathians, Poland). *Baltic Journal of Coleopterology* 5, 19-29.
59. Irmeler U. & Heydemann B. (1988). Die Spinnenfauna des Bodens schleswig-holsteinischer Waldökosysteme. *Faun.-ökol. Mitt.* 6, 61-85.
60. Irmeler U. (1995). Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Supplement* 18, 1-199.
61. Irmeler U. (2001). Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaften schleswig-holsteinischer Wälder und Möglichkeiten ihrer ökologischen Bewertung. *Angewandte Carabidologie, Supplement II. Laufkäfer im Wald*, 21-32.
62. Irmeler U. (2004). Die ökologische Einordnung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen, Supplement* 32. 117pp.
63. James C.D. (2004). Trapping intensities for sampling ants in Australian rangelands. *Austral. Ecology.* 29, 78-86.
64. Jank W. 1995: Laufkäfer (Coleoptera; Carabidae) als Bioindikatoren für forstwirtschaftliche Renaturierungsmaßnahmen in der Regelsbrunner Au (NÖ). Diplomarbeit, Universität Wien. 113pp.
65. Jantscher E. & Paill W. (1998). Die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna eines mittelsteirischen Rotbuchenwaldes (Arachnida: Araneae; Coleoptera: Carabidae). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 128, 209-220.
66. Jocque R. (1973). The Spider-Fauna of adjacent woodland areas with different humus types. *Biol. Jb. Dodonea* 41, 153-178.
67. Kilian W., Müller F., Starlinger F. (1994). Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. *FBVA-Berichte Wien* 82. 60pp.
68. Knie J. (1975). Vergleichend-ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn. *Decheniana* 128, 3-19.
69. Koch K. (1989). *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Band 1*. Goecke & Evers Verlag, Krefeld. 440pp.
70. Koivula M.J., Vermeulen H.J.W. (2005). Highways and forest fragmentation: effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Landscape Ecology* 20, 911-926.
71. Koivula M.J., Punttila P., Haila Y., Niemelä J. (1999). Leaf litter and small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22, 424-435.

72. Kölbl M. (1999). Totholz in Naturwaldreservaten und Urwäldern. LWF-aktuell 18: 2-5.
73. Komposch Ch. (1997). The arachnid fauna of different stages of succession in the Schütt rockslip area, Dobratsch, southern Austria (Arachnida: Scorpiones, Opiliones, Araneae). Proc. 16th Europ. Coll. Arachnol., 139-149.
74. Korpel S. (1997). Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. Forst und Holz 52, 619-624.
75. Kotze D.J., O'Hara R.B. (2003). Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. Oecologia 135, 138-148.
76. Lawrence K.L., Wise D.H. (2000). Spider predation of forest-floor Collembola and evidence for indirect effects on decomposition. Pedobiologia 44, 33-39.
77. Lindenmayer D.B. (1999). Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. For. Ecol. Manage. 115, 277–287.
78. Lindenmayer D.B., Margules, C.R. & Botkin D.B. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. Cons. Biol. 14, 941-950.
79. Loch R. (2002). Statistisch-ökologischer Vergleich der epigäischen Spinnentierfauna von Bann- und Wirtschaftswäldern. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 38.
80. Loiskandl G. (2006), Schützen und Nützen im Biosphärenpark Wienerwald. Tagung „Waldbau in Schutzgebieten“, Admont, 09.06.2006. [erreicht am 5.12.2006 unter [http://bfw.ac.at/rz/document\\_api.download?content=LOISKANDL.pdf](http://bfw.ac.at/rz/document_api.download?content=LOISKANDL.pdf)].
81. Loreau M. (1995). Consumers as maximisers of matter and energy flow in ecosystems. Am. Nat. 145, 22-42.
82. Mader H.-J. (1981). Der Konflikt Strasse . Tierwelt aus ökologischer Sicht. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 22, 1-104.
83. Mader H.-J. (1984). Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. Biological Conservation 29, 81-96.
84. Mader H.-J., Schell C. & Kornacker P. (1990). Linear barriersto arthropod movements in the landscape. Biological Conservation 54, 209-222.
85. Magri D., Vendramin G.G., Comps B., Dupanloup I., Geburek Th., Gomory D., Latalowa M., Litt T., Paule L., Roure J.M., Tantau I., van der Knaap W.O., Petit R.J., de Beaulieu J.L. (2006). A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. New Phytologist 171, 199-221.
86. Magura T., Elek Z., Tóthmérés B. (2002). Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. European Journal of soil Biology 38, 291-295
87. Magura T., Kődöböcz V., Tóthmérés B. (2001). Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. Journal of Biogeography, 28, 129–138.
88. Magura T., Tóthmérés B., Elek Z. (2006). Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. Community Ecology 7, 1-12.
89. Magura T., Tóthmérés B., Bordán Z. (2000). Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. Biological Conservation 93, 95-102.
90. Marc P., Canard A., Ysnel F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. Agriculture, Ecosystems and Environment 74, 229-273.
91. Marggi W.A. (1992). Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Coleoptera - Cicindelidae & Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der „Roten Liste“. Documenta Faunistica Helvetiae 13, 477pp.
92. Margules C.R., Pressey R.L. (2000). Systematic conservation planning. Nature 405, 243-253.
93. Martin D. (1991). Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. Arachnol. Mitt. 1, 5-26.
94. Martius C. (1986). Die Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) eines Kalkbuchenwaldes. Drosera 1, 1-56.
95. Matveinen-Huju K. (2004). Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. Entomol. Fennica 15, 149–192.
96. Mausehund L. (1999). Untersuchungen zum Verteilungsmuster der Spinnen (Araneida) eines Buchenwaldes in einem Gradienten von Kalk zu Basalt. Diplomarbeit, Univ. Göttingen.

97. Mayer Y., Müller-Kroehling S., Gerstmeier R. (2006). Laufkäfer in isolierten Laubwäldern als Zeigerarten für die Habitatgröße, Bestandstradition und die Naturnähe der Bestockung. – *Mitteilungen der deutscher Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 15, 117-122.
98. Melbourne B. (1999). Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Aust. J. Ecol.* 24, 228–239.
99. Milasowszky N. (2005). Spinnenfauna österreichischer Naturwälder im mitteleuropäischen Vergleich. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). 88 pp.
100. Milasowszky N., Hepner M., Waitzbauer W. (in Druck). Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) des Wildnisgebiets Dürrenstein (Österreich: Niederösterreich). *Contributions to Natural History*.
101. Moulder B.C., Riechle E.E. (1972). Significance of spider predation in the energy dynamics of forest floor arthropod communities. *Ecological Monographs* 42, 473-498.
102. Müller-Motzfeld, G. (1989). Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. *Pedobiologia* 33, 145-153.
103. Müller-Motzfeld, G. (2004). Adephaga 1: Carabidae. – In: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A. & Klausnitzer, B.: *Die Käfer Mitteleuropas* Bd. 2. Spektrum-Verlag, Heidelberg/Berlin, 2. Auflage. 521pp.
104. Nentwig W., Hänggi A., Kropf C., Blick T. (2003). Spinnen Mitteleuropas/Central European Spiders. An internet identification key. <http://www.araneae.unibe.ch/> Version of 18. Februar 2003.
105. Niemelä J, Langor D., Spence J.R. (1993). Effects of clear-cut harvesting on Boreal beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. *Conservation Biology* 7, 551-561.
106. Niemelä J. (2001). Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98, 127-132.
107. Norušis M. (2000). *SPSS 10.0 Guide to Data Analysis*. Prentice-Hall. 577pp.
108. Ott H.-J. (1994). *Waldökologie*. Ulmer Verlag, Stuttgart. 391pp.
109. Pajunen T., Haila Y., Halme E., Niemelä J., Punttila P. (1995). Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding management forests in southern Finland. *Ecography* 18, 62-72.
110. Parviainen J. (2005). Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *For. Snow Landsc. Res.* 79, 9-18.
111. Pearce J.L., Venier L.A., Eccles G., Pedlar J., McKenney D. (2004). Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiv. Conserv.* 13, 1305–1334.
112. Pettersson R. (1996). Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. *Ecography* 19, 221–228.
113. Platen R. (1996). Statistisch-ökologische Analyse der Spinnenzönosen (Araneida) in exotischen und einheimischen Gehölzanbauten im Staatswald Burgholz. *Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal* 49, 145-168.
114. Platen R. (1998). Struktur und Dynamik der Webspinnenzönosen (Arachnida, Araneida) von immissionsgeschädigten Waldstandorten des Egge- und Rothaargebirges (Nordrhein-Westfalen). *Acta Zoologica Benrodis* 9, 1-43.
115. Platner C., Scheu S., Schaefer M., Schauer mann, J. (1997). Untersuchungen zur Bodenmakrofauna von Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte unterschiedlichen Alters auf Buntsandstein. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85, 575-578.
116. Platner C., Scheu S., Schauer mann J., Schaefer, M. (1996). Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*). *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 81, 235-256.
117. Polenec A. (1961). Terestrièna arahnidska favna na južnih poboèjih Storžièa. *Biol. vestn.* 9, 109-117.
118. Polenec A. (1964). Ekološka raziskovanja arahnidske favne v Anemone-Fagetum v Bohinju. *Biol. vestn.* 12, 133-146.
119. Puumalainen J., Kennedy P., Folving, S. (2003). Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone. *J. Environ Manage.* 67, 5-14.
120. Rainio J., Niemelä J. (2003). Carabid Beetles as Bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12, 489-506.

121. Riecken U. (1999). Effects of short-term sampling on ecological characterization and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies. *J. Arachnol.* 27: 189-195.
122. Růžička V. (1999). The first steps in subterranean evolution of spiders (Araneae) in Central Europe. *Journal of Natural History* 33, 255-265.
123. Sauberer N., Hochbichler E., Milasowszky N., Panagoitis B., Sachslehner L. (2007). Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald 2007. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften. 150 Seiten. Online: <http://hw.oeaw.ac.at/3839-6>.
124. Schadauer K., Büchsenmeister R., Schodterer H. (2006). Aktuelle und potenzielle Verbreitung der Buche in Österreich. *BFW-Praxisinformation*, Wien 12, 8-9.
125. Scherzinger W. (1996). *Naturschutz im Wald*. Ulmer, Stuttgart. 447pp.
126. Scheurig M., Hohner W., Weick D., Brechtel F., Beck L. (1996). Laufkäferzönosen südwestdeutscher Wälder - Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten. *Carolina* 54, 91-138.
127. Schiegg K. (1998). Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149, 784-794.
128. Schubert H., Gruppe A., Schulz U., Ammer U. (1997). Baumkronenfauna von Natur- und Wirtschaftswäldern - Vergleich der Spinnen und Netzflügler (Araneae, Neuropteroidea). *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* 11, 683-687.
129. Schulte U. (2005). Biologische Vielfalt in nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen. *LÖBF-Mitteilungen* 3, 43-48.
130. Siira-Pietikäinen A., Haimi J., Siitonen J. (2003). Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *For. Ecol. Manage.* 172, 339-353.
131. Skerl K.L. (1999). Spiders in Conservation Planning: A Survey of US Natural Heritage Programs. *Journal of Insect Conservation* 3, 341-347.
132. Spiecker H. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - temperate zone. *J. Environ. Manage.* 67, 55-65.
133. Steinberger K.H. (1988). Epigäische Spinnen an „xerothermen“ Standorten in Kärnten. *Carinthia II* 178/98, 503-514.
134. Stippich G. (1986). Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneida) eines Kalkbuchenwaldes: Bedeutung von Habitatstruktur und Nahrung. Dissertation, Universität Göttingen. 119pp.
135. Straka U. (1989). Faunistisch-ökologische Untersuchungen von Carabus-Arten (Coleoptera, Carabidae) im Wiener Raum. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich* 126, 1-40.
136. Sühlig A. (2005). Bodenbewohnende Spinnen und Weberknechte in den Sieben Bergen und Vorbergen (Arachnida: Araneida, Opiliona). *Göttinger Naturkundliche Schriften* 6, 91-106.
137. Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., Jeltsch F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31, 79-92.
138. Thaler K., Plachter H. (1983). Spinnen aus Höhlen der Fraenkischen Alb, Deutschland (Arachnida: Araneae: Erigonidae, Linyphiidae). *Senckenbergiana biol.* 63, 249-263.
139. Thaler K., Steiner H.M. (1993). Zur epigäischen Spinnenfauna des Stadtgebietes von Wien (Österreich) - nach Aufsammlungen von Prof. Dr. W. Kühnelt. *Ber. nat. med. Verein Innsbruck*, 80, 303-310.
140. Thiele H.U. (1977). *Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour*. Berlin Springer Verlag, 369pp.
141. Topp W. (1982) Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col. Carabidae). *Drosera* 1: 109-116.
142. Topping C.J., Sunderland K.D. (1992). Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *J. Appl. Ecol.* 29, 485-491.
143. Turin H., Penev L. & Casale A. (2003). *The genus Carabus in Europe. A Synthesis*. Sofia, Moscow. 511pp.
144. Turnbull A.L. (1973). Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Ann. Rev. Entomol.* 48, 509-20.
145. Uetz G.W. (1979). The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* 40, 29-42.

146. Uetz G.W. (1991). Habitat structure and spider foraging. In: Bell S.A., McCoy E.D., Mushinsky H.R. (Eds.): *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. pp. 325-348. Chapman & Hall, London.
147. Varady-Szabo H., Buddle C.M. (2006). On the relationships between ground-dwelling spider (Araneae) assemblages and dead wood in a northern sugar maple forest. *Biodiv. & Conserv.* 15, 4119-4141.
148. Vermeulen H.J.W. (1993). The composition of the carabid fauna on poor sandy road-side verges in relation to comparable open areas. *Biodiversity and Conservation* 2, 331-350.
149. Vogel J., Krost P. (1990). Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Waldbiotope in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 6, 87-94.
150. Watson D.M. (2002). A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography*, 29, 823–834.
151. Weidemann G. (1972). Die Stellung epigäischer Raubarthropoden im Ökosystem Buchenwald. *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 65, 106-115.
152. Whitcomb R.F, Robbins C.S, Lynch F.S, Whitcomb B.L, Klimkiewicz M.K., Bystrak D. (1981). Effects of forest fragmentations on avifauna of the eastern deciduous forest. In: *Forest island dynamics in man-dominated landscapes* (Burgess R.L., Sharpe D.M., eds.) Springer-Verlag, Inc, New York. pp. 125-205.
153. Willet T.R. (2001). Spiders and other arthropods as indicators in oldgrowth versus logged redwood stands. *Restor. Ecol.* 9, 410–420.
154. Willner W. (2002). Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder. *Phytocoenologia* 32, 337-453.
155. Willner W., Grabherr G.(Hrsg.) (2007). *Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen.* 1. Textband Elsevier, München. 302pp.
156. Winter S., Nowak E. (2001). Totholz in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern des Biosphärenreservats Spreewald. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 10, 128-133.
157. Wise D.H. (1993). *Spiders in ecological webs*. Cambridge: Cambridge University Press.
158. Ziesche T. Förster G., Roth M. (2006). Der Einfluss von Habitatparametern auf die epigäische Arthropodengemeinschaft in repräsentativen Bestandstypen mittelschwäbischer Wirtschaftswälder. *Mitteilungen der deutscher Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 15, 239-243.

# **Die Spinnenfauna eines bewirtschafteten und dreier ausser Nutzung gestellter Buchenwälder (Naturwaldzellen) im Biosphärenpark Wienerwald (Untertullnerbach, Niederösterreich, Österreich).**

Norbert Milasowszky & Martin Hepner  
Department Evolutionsbiologie  
Universität Wien  
Althanstraße 14  
1090 Wien

## **Abstract**

In this study, the epigeic spider assemblages of three set-aside beech stands (so called nature forest cells) and a managed beech stand were investigated. The investigations were carried out in the vicinity of Untertullnerbach (Lower Austria, Austria) situated within the biosphere reserve Wienerwald. At each study site spiders were collected by means of six pitfall traps in 3-week intervals from 20 April to 16 November 2007. A total of 68 species with 1307 specimens belonging to 18 families was caught. Prior to the analyses each spider species was autecologically classified into one of the following categories: forest specialist (stenocious forest species), forest generalist (euryocious species with high frequency in forests), and open land species. We found that the managed forest was strongly dominated by the Lycosidae with 50% of spiders represented by a single species, *Pardosa alacris*. In contrast, the 15 year old nature forest cell “Großer Steinbach” was dominated by a representative of the Agelenidae, *Histopona torpida*, comprising up to 60% of the total identified individuals. The number of individuals was highest in the managed forest, while the number of species was highest in the 10 year old nature forest cell “Heinratsberg”. Lowest numbers of individuals and species were found in the 10 year old nature forest cell “Brunnberg”; however, at this site the percentage of forest specialists was the highest. The 15 year old nature forest cell “Großer Steinbach” exclusively consists of spiders that show a habitat affinity for forests. Most open land spiders were found in the nature forest cell “Heinratsberg”. Referring to the habitat niche data given in Entling et al. (2007) the spider fauna indicates that the 15 year old nature forest cell “Großer Steinbach” is the most shaded and the moistest site, whereas the nature forest cell “Heinratsberg” is the lightest, and the managed forest is the driest site. We assume that in nature forest cells which are established on less productive sites, the low tree density can hamper canopy closure after windthrows and allows the occurrence of open land spiders. In the nature forest cell “Großer Steinbach”, tree density is high enough to guarantee adequate canopy closure after windthrow and light gaps are apparently used by forest generalists. To enhance the diversity of characteristic forest inhabiting spiders, establishment of nature forest cells on productive soils in the study area should be encouraged. Furthermore, deadwood plays a key role in the establishment of typical beech forest spider assemblages. For example, in the remote, but likely productive, naturally structured, and deadwood rich nature forest cell “Großer Steinbach” the spider fauna shifts towards a typical spider assemblage of old-growth beech forests. Habitat affinities of the spider species also indicate that there is a promising development towards a natural forest after being set-aside for 15 years. This result is confirmed by the ratio between Lycosidae and Agelenidae, which is most favourable for Lycosidae in the commercial forest, but for Agelenidae in the oldest nature forest cell “Großer Steinbach”. Comparison of the spider fauna of the four study sites with the spider fauna of 69 beech forests from Belgium, Germany, Slovenia and Austria clearly showed a zoogeographical difference between the Austrian (including the Slovenian) spider assemblages, on the one hand, and the German (including the Belgian) spider assemblages, on the other hand.

## **Zusammenfassung**

In dieser Studie wurden die Spinnengemeinschaften dreier ausser Nutzung gestellter Buchenwälder (sog. Naturwaldzellen; Abkürzung NWZ) und eines bewirtschafteten Buchenwaldes untersucht. Die Untersuchungen wurden in der Umgebung von Untertullnerbach (Niederösterreich, Österreich) durchgeführt. In jeder Untersuchungsfläche wurden die Spinnen mittels jeweils sechs Bodenfallen in dreiwöchigem Intervall von 20. April bis 16. November 2007 gesammelt. Insgesamt wurden 68 Arten mit 1307 Individuen aus 18 Familien gefangen. Der Spinnenartenreichtum und die Spinnengemeinschaften der Untersuchungsflächen wurden untereinander und mit Spinnendaten von 69 Mitteleuropäischen Buchenwäldern aus der Literatur verglichen. Für die naturschutzbiologischen Analysen wurde jede Spinnenart autökologisch in folgende Kategorien klassifiziert: Waldspezialist (= stenöke Waldart), Waldgeneralist (= euryöke Art mit Vorkommenschwerpunkt im Wald) und Offenlandart. Im Wirtschaftswald stellten die Lycosiden mit rund 50% die dominante Familie dar, in der Naturwaldzelle mit rund 60% die Ageleniden. Die wenigsten Arten und Individuen wurden in der Naturwaldzelle Brunnberg (rund 140-jähriger Bestand, seit 10 Jahren ausser Nutzung) gefunden – jedoch mit dem höchsten Prozentsatz stenöker Waldspinnen – die meisten Arten in der Naturwaldzelle Heinratsberg (rund 170-jähriger Bestand, seit 10 Jahren ausser Nutzung), die meisten Individuen im Wirtschaftswald (rund 100-jähriger Bestand). Die Spinnenfauna der Naturwaldzelle Großer Steinbach (rund 180-jähriger Bestand, seit 15 Jahren ausser Nutzung) setzte sich ausschließlich aus Spinnenarten zusammen, die eine Affinität zum Lebensraum Wald aufweisen. Die meisten Offenlandspinnen wurden in der Naturwaldzelle Heinratsberg nachgewiesen. Unter Verwendung der Daten über die Nischenpräferenz einzelner Spinnen aus Entling et al. (2007) zeigt die Spinnengemeinschaft der NWZ Großer Steinbach die höchsten Werte hinsichtlich Beschattung und Feuchtigkeit. Die Spinnengemeinschaft der Naturwaldzelle Heinratsberg hingegen zeigt die geringste Beschattung, jene des Wirtschaftswaldes die größte Trockenheit aller Untersuchungsflächen an. In Wäldern auf Böden mit schlechter Bonität und geringerer Baumdichte erfolgt der Kronenschluss nach Windwürfen langsamer als auf Böden mit guter Bonität und höherer Baumdichte. Den ersten Fall repräsentiert die Naturwaldzelle Heinratsberg mit der höchsten Anzahl von Lichtlücken nutzenden Offenlandarten, den zweiten Fall repräsentiert die Naturwaldzelle Großer Steinbach mit der höchsten Anzahl Lichtlücken nutzender euryöker Waldarten. Um den Anteil stenöker Waldspinnen zu erhöhen, wird daher die Schaffung von Naturwaldzellen auch auf Standorten mit guter Bonität angeregt. Eine Schlüsselrolle bei der Ausbildung einer typischen Buchenwald-Spinnenfauna spielt auch das (liegende) Totholz. Am Beispiel der vergleichsweise produktiven, natürlich strukturierten und totholzreichen Naturwaldzelle Großer Steinbach konnten wir zeigen, dass sich im Vergleich mit den anderen Naturwaldzellen die Spinnenfauna am deutlichsten einer typischen Spinnen-Urwaldfauna angenähert hat. Das wird auch durch die zunehmende Verschiebung in den Individuenzahlen zwischen Lycosiden und Ageleniden bestätigt, mit einer Begünstigung erstgenannter im Wirtschaftswald und letztgenannter mit einem Maximum in der ältesten Naturwaldzelle Großer Steinbach. Der Vergleich der Spinnengemeinschaften der vier Untersuchungsflächen mit 69 Buchenwäldern aus Belgien, Deutschland, Slowenien und Österreich zeigt eine klare zoogeographische Trennung zwischen österreichischen (inklusive slowenischen) Gemeinschaften auf der einen Seite und deutschen (inklusive belgischen) auf der anderen Seite.

**Key words:** Spinnen, Buchenwald, Naturwaldzellen, Wirtschaftswald, Naturschutz

## 1. Einleitung

Europäische Waldtypen gehören zu den am meisten durch den Menschen veränderten Ökosystemen der Welt. In der gemäßigten Zone in Europa sind schätzungsweise nur mehr zirka 0,4% der gesamten Waldfläche als ursprünglich („virgin forests“) zu bezeichnen (Parviainen 2005). Bei den mitteleuropäischen Laubwäldern schätzen Hannah et al. (1995), dass gegenwärtig zirka 0,2% in einem ursprünglichen natürlichen Zustand erhalten sind. Ohne anthropogenen Einfluss würden Buchen- bzw. Buchenmischwälder einen Großteil Mitteleuropas bedecken (Ellenberg 1996, Englisch 2006: Abb. 1). Nach Österreich ist die Buche am Ende der letzten Eiszeit vor ca. 12.000 Jahren aus einem einzigen - in der Karstregion nördlich des Dinarischen Gebirge gelegenen - Refugialgebiet eingewandert (Magri et al. 2006, Geburek 2006). Innerhalb ihres Areals besiedelt die Buche eine weite Amplitude von Standortsbedingungen und Seehöhen (Willner, 2002) mit einer entsprechenden Vielzahl von Waldgesellschaften (siehe Willner & Grabherr 2007, p 144 ff). In Österreich nimmt die Buche gegenwärtig rund 10% der Ertragswaldfläche ein und ist nach der Fichte die zweithäufigste Baumart; jedoch liegt ihre aktuelle Verbreitung unter ihrem Potential (Schadauer et al. 2006). Für die Verdrängung der Buche von ihren natürlichen Standorten ist neben der Umwandlung von Waldflächen in Acker- und Siedlungsflächen, die Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung mit einer Begünstigung von Eiche und Hainbuche, die massive Förderung der Fichte sowie der hohe Wildverbiss im Fichten-Tannen-Buchenwald verantwortlich (Schadauer et al. 2006).

In den letzten Jahren wurde dem Schutz der heimischen Naturwälder durch das Österreichische Naturwaldreservateprogramm Rechnung getragen, in dem gegenwärtig 31 Waldgesellschaften, die von Buche dominiert werden oder in denen Buche eine bestandesprägende Rolle spielt, erfaßt und geschützt sind (Frank et al. 2006). Auch in Naturwaldzellen – das sind freiwillig außer Nutzung gestellte Waldflächen mit einer Mindestgröße von rund 1 Hektar – wird analog zu den Naturwaldreservaten die Entwicklung einer natürlichen Baumartenmischung und Bestandesstruktur langfristig wieder zugelassen (Schulte 2005). Dabei sind es vor allem wirtschaftliche Gründe, wie geringer Ernteertrag aufgrund schlechter Bodenbonität und hohe Rückungskosten aufgrund schwieriger Zugänglichkeit des Gebiets, die den Waldbesitzer veranlassen, eine Fläche forstwirtschaftlich nicht mehr zu nutzen. Durch den freiwilligen Verzicht der Waldbesitzer auf die Holznutzung ist anzunehmen, dass ökologische Prozesse wieder in Gang gesetzt werden und Naturwaldzellen somit nachweisbar zur Erhaltung und zur natürlichen Entwicklung der biologischen Vielfalt im Wald beitragen. Auf Buchenwaldstandorten begünstigt die Aussernutzungstellung grundsätzlich die schattentolerante Buche, sodass diese in ungestörten Beständen langfristig ihren Mischungsanteil auf Kosten anderer Baumarten erhöht (Schulte 2005). Im Wienerwald-Gebiet wurden bereits vor über 20 Jahren die ersten Naturwaldzellen eingerichtet.

Im Irenental ist die älteste Naturwaldzelle 15 Jahre alt (Hudak, pers. Mitt.). Natürliche Wälder stellen grundsätzlich eine wichtige Grundlage für den Vergleich mit der Biodiversität in Wirtschaftswäldern dar, insbesondere für die Bewertung einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung (Lindenmayer et al. 2000, Spiecker 2003) mittels Bio-Indikatoren und Monitoring (Lindenmayer 1999, Noss 1999, Puumalainen et al. 2003).

Spinnen gelten als ausgezeichnete Bio-Indikatoren (z.B. Churchill 1997, Marc et al. 1999, Pearce & Venier 2006) und wertvolles Instrument in der Naturschutzplanung (Skerl 1999), da Spinnenarten sehr empfindlich auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren (Turnbull 1973, Uetz 1991, Wise 1993) und sich autökologisch gut charakterisieren lassen (Martin 1991, Hänggi et al. 1995). Als wichtige Umweltparameter für die autökologische Bewertung der einzelnen Spinnenarten gelten Beschattung und Feuchtigkeit (Matveinen-Huju 2004, Entling et al. 2007). In Waldökosystemen spielen auch Faktoren, wie Bestandesalter (Willet 2001), Totholz (Muster 1998, Buddle 2001, Varady-Szabo & Buddle 2006), Streuauflage (Uetz 1979, Uetz et al. 1991) und Bodentyp (De Bakker et al. 2000) für das Vorkommen von Spinnen eine wichtige Rolle. Da es sich bei Spinnen um „general predators“ handelt, üben sie unter den terrestrischen Räubern eine wichtige regulierende Funktion im Nahrungsnetz aus (Loreau 1995, Lawrence & Wise 2000). In den Wäldern der gemäßigten Breiten geht etwa 43,8 % der jährlichen Konsumation von Insekten auf Spinnen zurück (Moulder & Reichle 1972).

In der vorliegenden Studie wird die Spinnenfauna dreier Buchenwald-Naturwaldzellen und eines Buchen-Wirtschaftswaldes in einem Forstrevier im Wienerwald untersucht. Die Ziele der Studie sind (1) die Bewertung der Untersuchungsflächen hinsichtlich Gesamtartenreichtum, Habitatbindung (Waldspinnen versus Offenlandspinnen), ökologischer Nische (Beschattung, Feuchtigkeit) und Seltenheit (bezogen auf Mitteleuropäische Datenbanken) der einzelnen Spinnenarten und (2) ein Vergleich der Spinnengemeinschaften der Untersuchungsflächen mit jenen aus anderen Buchenwäldern auf der Grundlage publizierter Daten aus Österreich und anderer mitteleuropäischer Länder. Anhand dieser Ergebnisse soll die Eignung von Naturwaldzellen für die Sicherung der lokalen Biodiversität festgestellt werden.

## **2. Material & Methode**

### **2.1. Untersuchungsgebiet**

Der Wienerwald ist ein hügeliges Bergland, das auf einer Seehöhe zwischen rund 200 und 890 m den Nordostrand der Alpen bildet. Geologisch umfasst der 135.000 ha große Wienerwald die Flyschzone im Norden und Westen, und die Kalk- und Dolomitgesteinszone im Süden. Rund 70.000 ha (das sind rund 52 % des Gebietes) sind Wald. Der Wienerwald ist seit 30.06.2005 von der UNESCO als Biosphärenpark anerkannt. Das insgesamt 105.645 ha große Schutzgebiet entspricht dem NÖ Landschaftsschutzgebiet Wienerwald und beinhaltet Flächen des Wiener Wald- und Wiesen-Schutzgebietgürtels. Im Biosphärenpark beträgt der Waldanteil 63 %. Der Wienerwald stellt insgesamt eines der größten zusammenhängenden Buchenwaldgebiete Europas dar. Entsprechend dominiert in der Baumartenverteilung die Rotbuche mit 54,7%. Insgesamt können im Wienerwald bis zu 25 verschiedene Waldgesellschaften unterschieden werden. Das Gebiet wurde seit Jahrhunderten mehr oder weniger intensiv genutzt. Neben Holzgewinnung sind es vor allem die Jagd und - insbesondere im Einzugsgebiet von Wien - die Freizeit- und Erholungsnutzung. Der Wienerwald weist eine heterogene Eigentumsstruktur mit sehr unterschiedlichen Betriebs- und Bewirtschaftungsformen auf. Die größten Eigentümer in diesem Gebiet stellen die Österreichischen Bundesforste AG dar.

### **2.2. Untersuchungsflächen**

In der Gemeinde Untertullnerbach im Irenental wurden vier, im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG befindliche Buchenwald-Standorte ausgewählt (Abb. 1). Die Untersuchungsstandorte Brunnberg, Großer Steinbach und Heinratsberg sind Naturwaldzellen (NWZ), Untersuchungsstandort 4 östlich Chateauwiese ist ein Wirtschaftswald.

Bei den Naturwaldzellen „Brunnberg“ und „Heinratsberg“ handelt es sich um die Wachtelweizen-Buchenwälder (Melampyro-Fagetum), bei der Naturwaldzelle „Großer Steinbach“ und dem Wirtschaftswald östlich Chateauwiese um Waldmeister-Buchenwälder (Galio odorati-Fagetum).



**Abb. 1.** Fotos der Buchenwald-Naturwaldzellen „Brunnberg“ (10 Jahre seit Aussernutzungstellung, oben links), „Großer Steinbach“ (15 Jahre seit Aussernutzungstellung, oben rechts), „Heinratsberg“ (10 Jahre seit Aussernutzungstellung, unten links), und des Wirtschaftswaldes „östlich der Chateauwiese“ (unten rechts).

**Fig. 1.** Photos of the nature forest cells “Brunnberg“ (10 years set-aside, above left), “Großer Steinbach“ (15 years set-aside, above right), “Heinratsberg“ (10 years set-aside, below left) and the managed forest “east of Chateauwiese“ (below right).

### 2.3. Sampling

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden sechs Boden-Barber-Fallen exponiert. Als Fallen wurden Kindernahrungsgläser mit einem Öffnungsdurchmesser von 4,3 cm verwendet. Als Fangflüssigkeit diente Äthylenglycol. Jede Falle wurde mit einem transparenten Plastikdach versehen, das rund 5 cm über dem Boden mit Hilfe von vier Bambusstäbchen errichtet wurde. Die Fallen wurden in einem dreiwöchigen Intervall in der Zeit von 20. April bis 16. November 2007 geleert. Das Fangmaterial wurde aussortiert und in 80% Alkohol aufbewahrt.

### 2.4. Determination

Die Identifikation der Spinnen erfolgte mittels der Bestimmungsschlüssel in Heimer & Nentwig (1991) bzw. Nentwig et al. (2003), die Nomenklatur der Spinnenarten folgt Platnick (2008).

## 2.5. Vergleichsdaten

Für den zöologischen Vergleich wurden Daten über die Spinnengemeinschaften von reinen Buchenwäldern (d.h. Buchen-Mischwälder wurden nicht berücksichtigt) aus folgenden Ländern bzw. Quellen verwendet: Belgien (Jocque 1973); Deutschland: Baden-Württemberg (Baehr 1983, Baehr & Baehr 1983, Brand et al. 1994, Dumpert & Platen 1985, Heublein 1983, Loch 2002), Bayern (Engel 2001), Hessen (Hofmann 1986, Mausehund 1999), Niedersachsen (Albert 1976, 1982, Finch 2001, Stippich 1986, Sühlig 2005), Nordrhein-Westfalen (Platen 1996, 1998), Schleswig Holstein (Irmler & Heydemann 1988), Thüringen (Beyer 1972, Breinl 1990); Slowenien (Polnec 1961, 1964); Österreich: Kärnten (Komposch 1997, Steinberger 1988), Niederösterreich (Milasowszky 2005), Steiermark (Jantscher & Paill 1998), Vorarlberg (Breuss 1994), Wien (Milasowszky 2005).

## 2.6. Umweltparameter

**Licht:** Mit Hilfe eines „Light Meter“ (PeakTech 5035 Environment Meter) wurde am 31. Juli 2008 an einem sonnigen Tag in allen Untersuchungsfläche die Einstrahlung in LUX (LX 10) gemessen (siehe Tab. 1). Dabei wurden an jedem Fallenpunkt jeweils 3 Messungen durchgeführt. Für die Auswertungen wurden der Mittelwert aus den 18 Messungen, die Standardabweichung und die Evenness herangezogen.

**Vegetation:** Auf jeder Untersuchungsfläche wurde am 31. Juli 2008 in einer jeweils 20 x 20 großen quadratischen Fläche eine pflanzensoziologische Aufnahme durchgeführt und der Waldtyp bestimmt (Tab. 1). Zudem wurden innerhalb dieser Aufnahmefläche alle Bäume, die einen Durchmesser von > 15 cm aufwiesen, gezählt und vermessen (Durchmesser in Brusthöhe) Ebenfalls gezählt wurden alle Totholzstücke auf dem Boden mit einem Durchmesser > 15 cm und einer Länge > 1 m.

## 2.7. Statistik

Die Artenzahl der epigäischen Spinnen wird als Maß für die Biodiversität herangezogen. Für den Vergleich der Spinnenzönosen wurden binäre Präsenz-Absenz Daten (1,0) verwendet. Die Gruppierung der Zönosen erfolgte mittels Multidimensional-Scaling Verfahren und Hierarchischer Clusteranalyse.

Für alle statistischen Auswertungen inklusive Teststatistik wird das Programm SPSS, Version 11.5 für Windows verwendet.

**Tab. 1.** Geographische und Ökologische Parameter der vier Untersuchungsflächen.**Tab. 1.** Geographical and ecological parameters of the four study sites.

Parameter	Naturwaldzelle Brunnberg	Naturwaldzelle Großer Steinbach	Naturwaldzelle Heinratsberg	Wirtschaftswald östlich Chateauwiese
Operat	Abteilung 114 F	Abteilung 44 D	Abteilung 120 K	Abteilung 113 A
Östliche Länge	16°07'10"	16°08'05"	16°04'45"	16°07'04"
Nördliche Breite	48°11'59"	48°12'27"	48°12'49"	48°12'21"
Seehöhe (in m)	327	382	425	370
Exposition	Nord(ost)	Südwest	Süd(ost)	Süd(west)
Alter des Bestandes (in Jahren)	~140	~180	~160-170	~100 Jahre
Naturwaldzelle	seit 10 Jahren	seit 15 Jahren	seit 10 Jahren	–
Pflanzengesellschaft	Melampyro-Fagetum (Wachtelweizen- Buchenwald)	Galio odorati-Fagetum (Waldmeister- Buchenwald)	Melampyro-Fagetum (Wachtelweizen- Buchenwald)	Galio odorati-Fagetum (Waldmeister- Buchenwald)
Bonität	schlecht	mittel	schlecht	gut
Erschließung	schlecht	schlecht	gut	gut
Anzahl der Bäume (20 x 20 m)	20	17	7	10
Baumdurchmesser (Mittelwert ± Stabw)	36 ± 10	42 ± 18	59 ± 7	43 ± 6
Baumdurchmesser (Evenness)	0,97	0,91	0,99	0,99
Totholzstücke (Durchmesser > 15cm, Länge > 1m)	11	19	1	3
LX (Mittelwert ± Stabw)	3450 ± 2870	5110 ± 5420	6060 ± 6790	6800 ± 3460
LX (Evenness)	0,76	0,68	0,59	0,90

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Standortparameter

Bei den untersuchten Buchenwäldern handelt es sich hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung um Buchenreinbestände. Pflanzensoziologisch kann man zwei Gesellschaften unterscheiden: die Naturwaldzellen Brunnberg und Heinratsberg stellen jeweils ein mäßig-schlechtwüchsiges Melampyro-Fagetum (Wachtelweizen-Buchenwald) dar, die Naturwaldzelle Großer Steinbach und der Wirtschaftswald östlich der Chateauwiese ein wüchsiges Galio odorati-Fagetum (Waldmeister-Buchenwald). Die vier Untersuchungsflächen unterscheiden sich auch teils sehr deutlich in ihrem Alter, in der Bestockungsdichte, den Baumdurchmessern, im Lichtregime und der Bodenbonität (siehe Tab. 1; sowie Diskussion).

#### 3.2. Faunistik

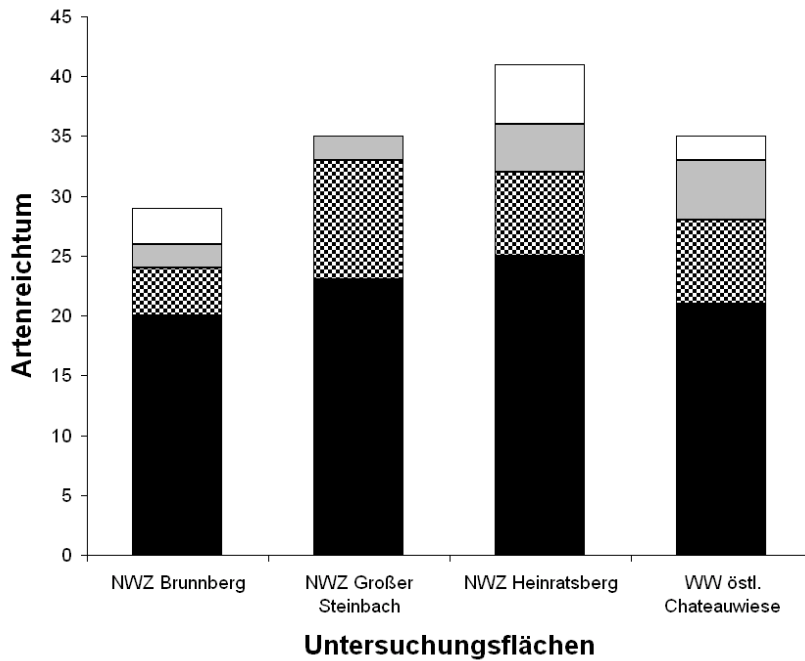
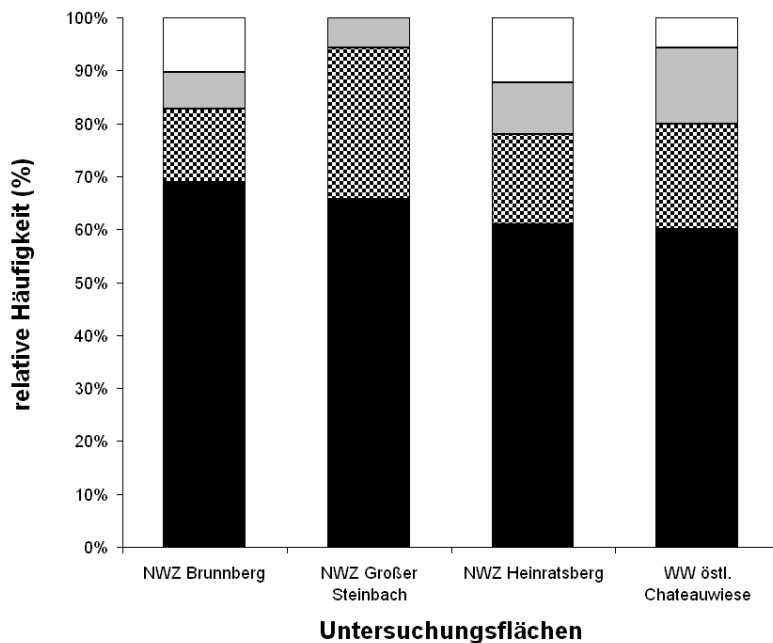
Im Untersuchungszeitraum wurden auf den vier Untersuchungsflächen 68 Arten aus 18 Familien mit insgesamt 1307 Individuen gesammelt. Die meisten Arten (41) wurden in der 10-jährigen

Naturwaldzelle Heinratsberg gefangen, die wenigsten Arten (29) in der 10-jährigen Naturwaldzelle Brunnberg. In der 15-jährigen Naturwaldzelle Großer Steinbach wurden ebenso wie im Wirtschaftswald östlich der Chateauwiese jeweils 35 Arten nachgewiesen (Tab. 2, Abb. 2).

Folgende 11 Arten traten auf allen Untersuchungsflächen auf: die Agelenide *Histopona torpida*, die Amaurobiiden *Amaurobius jugorum* und *Eurocoelotes inermis*, die Dysderide *Harpactea lepida*, die Gnaphoside *Zelotes erebeus*, die Linyphiiden *Centromerus silvicola*, *Micrargus herbigradus*, *Tenuiphantes flavipes* und *Walckenaeria cucullata* sowie die Lycosiden *Pardosa alacris* und *Trochosa terricola*. Dabei handelt es sich durchwegs um typische Waldspinnen sowie weitverbreitete Spinnenarten mit Vorkommenschwerpunkt in Wäldern (siehe Tab. 2).

Als seltene Arten mit weniger als 10 Nachweisen in den Datenbanken von Hänggi et al. (1995) für Mitteleuropa und Staudt (2008) für Deutschland sind die Agelenide *Histopona luxurians*, die Dysderide *Dasumia canestrinii* sowie die Linyphiiden *Palliduphantes alutacius* und *Walckenaeria simplex* zu nennen. Eine bemerkenswerter Fund in der Naturwaldzelle Brunnberg ist überdies die troglomorpe und subterrane Linyphiide *Pseudomaro aenigmaticus* (siehe Růžicka 1999), die ausser in Höhlen (Thaler & Plachter 1983) und Kellern (Denis 1966) auch im Laub- und Nadelstreu der Wälder und auf Bäumen (Heer & Flückiger 1995), an trockenen Mauern (Bauchhenss & Scholl 1995), in Kalksteinbrüchen (Balkenhol et al. 1991) oder innerstädtischen Parkanlagen (Thaler 1991) vorkommt.

In dem ältesten Bestand und zugleich ältester NWZ Großer Steinbach kommen ausschließlich Spinnenarten vor, die eine Affinität zu Wald aufweisen (Abb. 1a, b). In der NWZ Heinratsberg kommen nicht nur die meisten stenöken Waldspinnen, sondern auch die meisten Offenlandarten vor (Abb. 1a). Letztere sind auch für den höheren Artenreichtum im Vergleich zu den drei anderen Untersuchungsflächen verantwortlich. Die meisten euryöken Waldspinnen wurden in der NWZ Großer Steinbach gefunden, die meisten Waldsteppenspinnen im Wirtschaftswald. In Bezug auf die relativen Häufigkeiten ist der Anteil der stenöken Waldspinnen in der NWZ Brunnberg am höchsten (Abb. 2b).

**a****b**

**Abb. 2.** Artenreichtum (a) und relative Häufigkeit (b) aller Spinnenarten in den vier Untersuchungsflächen getrennt nach ihren Habitataffinitäten: stenöke Waldarten (schwarz), euryöke Waldarten (gitter), „Waldsteppen“-Bewohner (grau) und Offenlandarten (weiß). Abkürzungen: NWZ = Naturwaldzelle, WW = Wirtschaftswald.

**Fig. 2.** Species richness (a) and relative abundance (b) of all spiders distinguished according to their habitat affinities: stenoecious forest spiders (black), euryoecious forest spiders (grid), “forest steppe” spiders (grey) and (non-forest) open land spiders (white). Abbreviations: NWZ = nature forest cell, WW = managed forest.

**Tab. 2.** Liste der Spinnenarten mit Angaben über die Zahl der gefangenen Männchen (links) und Weibchen (rechts) in den Naturwaldzellen Heinratsberg, Brunnberg und Großer Steinbach sowie im Wirtschaftswald östlich der Chateauwiese. Gemäß ihrer Habitataffinität wird jede Spinnenart in eine der folgenden Kategorien eingeteilt: stenöke Waldspinne (sW), euröke Waldspinne (eW), Waldsteppenspinne (Wst) und Offenlandspinne (O).

**Tab. 2.** Spider species list showing the number of males (left) and females (right) in the Nature forest cells Brunnberg, Heinratsberg and Großer Steinbach, and the managed forest east of Chateauwiese. Each species is classified into one of the following categories according to its habitat affinity: stenoecious forest spider (sW), euryoecious forest spider (eW), forest steppe spider (Wst) and (non-forest) open land spider (O).

	Naturwaldzelle Brunnberg	Naturwaldzelle Großer Steinbach	Naturwaldzelle Heinratsberg	Wirtschaftswald östl. Chateauwiese	Habitat-Kategorie
<b>Araneae</b>					
<b>Atypidae</b>					
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830			2 / –		Wst
<b>Dysderidae</b>					
<i>Dasumia canestrinii</i> (L. Koch, 1876)		1 / –	– / 1	1 / 3	sW
<i>Dysdera ninnii</i> Canestrini, 1868		1 / 3	1 / –	– / 2	Wst
<i>Harpactea hombergi</i> (Scopoli, 1763)		3 / 1			sW
<i>Harpactea lepida</i> (C. L. Koch, 1838)	2 / 3	8 / 10	4 / 2	8 / 1	sW
<b>Theridiidae</b>					
<i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834)		– / 1			eW
<i>Pholcomma gibbum</i> (Westring, 1851)	1 / –				sW
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)		2 / –	2 / –	2 / –	eW
<b>Linyphiidae</b>					
<i>Centromerus sellarius</i> (Simon, 1884)	1 / 1	12 / 2		2 / –	sW
<i>Centromerus silvicola</i> (Kulczyński, 1887)	– / 5	– / 1	– / 2	– / 1	sW
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)		– / 1			eW
<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841)		2 / –	17 / 4		eW
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)			1 / –		O
<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757)				1 / –	eW
<i>Macrargus rufus</i> (Wider, 1834)		– / 3	– / 1	– / 1	sW
<i>Mansuphantes mansuetus</i> (Thorell, 1875)			– / 1		sW
<i>Maso sundevalli</i> (Westring, 1851)		1 / –		1 / –	eW
<i>Meioneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	1 / –			– / 1	O
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	1 / –	– / 1	1 / –	– / 1	eW
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	– / 2	– / 2	– / 2		sW
<i>Minyriolus pusillus</i> (Wider, 1834)			1 / –		eW
<i>Palliduphantes alutacius</i> (Simon, 1884)		1 / –	1 / 1	– / 2	sW
<i>Palliduphantes pallidus</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	1 / –	1 / 2			eW
<i>Panamomops affinis</i> Miller & Kratochvil, 1939	5 / –		1 / –	2 / –	sW
<i>Porrhomma lativelum</i> Tretzel, 1956	– / 1	1 / –	– / 2		eW
<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	– / 1				O
<i>Pseudomaro aenigmaticus</i> Denis, 1966 *	– / 1				O
<i>Saloca diceros</i> (O. P.-Cambridge, 1871)				3 / 1	sW
<i>Tapinocyba pallens</i> (O. P.-Cambridge, 1872)	6 / 1		1 / –		sW
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	3 / 4	5 / 15	– / 4	– / 2	sW
<i>Tenuiphantes tenebricola</i> (Wider, 1834)		– / 2		– / 3	sW
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)		– / 1			eW
<i>Trichoncus simoni</i> (Lessert, 1904)	1 / –		1 / –		sW
<i>Troxochrus scabriculus</i> (Westring, 1851)			– / 1		O
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)			– / 3		O

Walckenaeria corniculans (O. P.-Cambridge, 1875)			- / 1		sW	
Walckenaeria cucullata (C. L. Koch, 1836)	2 / 2		- / 1	- / 2	- / 3	sW
Walckenaeria nudipalpis (Westring, 1851)				- / 1		O
Walckenaeria simplex Chyzer, 1894	2 / -					sW
<b>Araneidae</b>						
Cercidia prominens (Westring, 1851)					- / 1	Wst
<b>Lycosidae</b>						
Pardosa alacris (C. L. Koch, 1833)	7 / 2	2 / 18	29 / 58	107 / 147		sW
Trochosa terricola Thorell, 1855	3 / 6	1 / -	9 / 7	11 / 5		eW
Xerolycosa nemoralis (Westring, 1861)			- / 1			eW
<b>Pisauridae</b>						
Pisaura mirabilis (Clerck, 1757)				1 / -		O
<b>Zoridae</b>						
Zora nemoralis (Blackwall, 1861)		1 / -	1 / -			sW
Zora spinimana (Sundevall, 1833)				2 / -		eW
<b>Agelenidae</b>						
Histoipona luxurians (Kulczyński, 1897)	6 / -	10 / 1		15 / 1		sW
Histoipona torpida (C. L. Koch, 1837)	9 / 9	157 / 83	51 / 42	96 / 53		sW
Malthonica campestris (C. L. Koch, 1834)			- / 1			sW
Malthonica silvestris (L. Koch, 1872)	1 / -		1 / -	1 / -		sW
<b>Hahniidae</b>						
Hahnia helveola Simon, 1875			2 / -			sW
<b>Dictynidae</b>						
Cicurina cicur (Fabricius, 1793)	3 / -	3 / 2	1 / -			eW
<b>Amaurobiidae</b>						
Amaurobius fenestralis (Ström, 1768)	1 / -					sW
Amaurobius jugorum L. Koch, 1868	- / 1	1 / 1	1 / -	1 / -		sW
Eurocoelotes inermis (L. Koch, 1855)	11 / 5	21 / 2	8 / 1	3 / -		sW
<b>Clubionidae</b>						
Clubiona pallidula (Clerck, 1757)			1 / -			sW
Clubiona terrestris Westring, 1851		- / 1	1 / 1	- / 1		sW
<b>Gnaphosidae</b>						
Drassodes lapidosus (Walckenaer, 1802)			- / 1			O
Drassyllus villicus (Thorell, 1875)	1 / -			2 / -		Wst
Gnaphosa bicolor (Hahn, 1833)			3 / 1	1 / 1		sW
Haplodrassus silvestris (Blackwall, 1833)		7 / 3	2 / 1	7 / -		sW
Trachyzelotes pedestris (C. L. Koch, 1837)				1 / -		Wst
Zelotes apricorum (L. Koch, 1876)		1 / -		3 / -		eW
Zelotes erebeus (Thorell, 1871)	2 / -	1 / -	- / 1	1 / -		Wst
<b>Philodromidae</b>						
Philodromus dispar Walckenaer, 1826	1 / -					sW
<b>Thomisidae</b>						
Xysticus luctator L. Koch, 1870			2 / -			Wst
<b>Salticidae</b>						
Evarcha falcata (Clerck, 1757)				1 / -		eW
Pseudeuophrys erratica (Walckenaer, 1826)		- / 1				sW

\*Höhlenbewohner

### **3.2. Familienspektrum nach Anzahl der Arten**

Die meisten der gefundenen Spinnenarten stammen aus der Familie der Linyphiiden (31), gefolgt von Gnaphosiden (7), Ageleneiden und Dysderiden (jeweils 4) sowie Amaurobiiden, Lycosiden und Theridiiden (jeweils 3). Das Familienspektrum ist hinsichtlich der vorkommenden Arten in allen Untersuchungsflächen sehr ähnlich. Überall dominieren die Linyphiiden mit einem Anteil zwischen 40% (Wirtschaftswald Chateauwiese) und rund 45% (Naturwaldzelle Brunnberg). Die Familie mit dem zweithöchsten Anteil an Arten sind die Gnaphosiden mit 7% (NWZ Brunnberg) und 11% (Wirtschaftswald). Alle anderen Arten scheinen mit weniger als 10% im Familienspektrum der einzelnen Untersuchungsflächen auf.

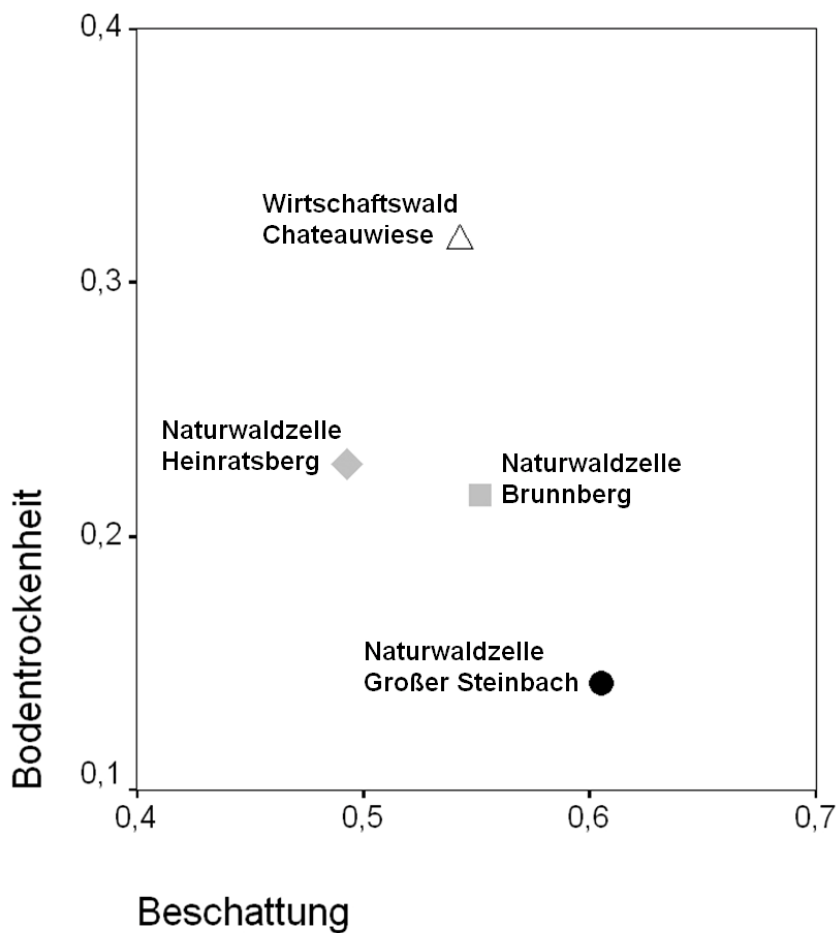
### **3.3. Familienspektrum nach Anzahl der Individuen**

Die Familie mit den meisten Individuen sind die Ageleniden (537), gefolgt von Lycosiden (413), Linyphiiden (168), Dysderiden (55) und Gnaphosiden (40). Zwischen den Untersuchungsflächen treten hinsichtlich der Individuenzahlen sehr große Unterschiede auf. Das betrifft zum einen die absoluten Häufigkeiten, mit den meisten Individuen im Wirtschaftswald östlich der Chateauwiese (503) und den wenigsten in der NWZ Brunnberg (115). Zum anderen sind die Anteile im Familienspektrum sehr verschieden. Im Wirtschaftswald dominieren die Lycosiden mit 54%, der Anteil der Ageleniden beträgt rund 33%. Verantwortlich für die Dominanz der Lycosiden im Wirtschaftswald ist *Pardosa alacris*, die alleine rund 94% aller Lycosiden repräsentiert. Im Gegensatz dazu beträgt der Anteil der Lycosiden in der ältesten NWZ Großer Steinbach lediglich 5% (!), während die Ageleniden rund 62% aller Individuen ausmachen. Innerhalb der Ageleniden beträgt der Anteil von *Histoipona torpida* rund 95%. Zweithäufigste Familie sind die Linyphiiden mit 14% aller Individuen. In der individuenärmsten NWZ Brunnberg stellen die Linyphiiden mit 36% die meisten Individuen. Hier kommen mit einem Anteil von 16% auch die meisten Amaurobiiden vor; ebenso hoch ist der Anteil der Lycosiden. In der NWZ Heinratsberg sind die Anteile der Lycosiden mit 36% und der Ageleniden mit 32% etwa gleich groß.

### **3.4. Bewertung der Untersuchungsflächen mittels ökologische Charakterisierung der Spinnen nach Entling et al. (2007)**

Entling et al. (2007) charakterisierten 590 Spinnenarten hinsichtlich ihrer ökologischen Nische (Beschattung und Feuchtigkeit) auf der Grundlage von 228 Spinnengemeinschaften aus 70 mitteleuropäischen Lebensräumen. Mit Ausnahme der folgenden zehn Arten – *Amaurobius jugorum*, *Centromerus silvicola*, *Dasumia canestrinii*, *Dysdera ninnii*, *Histoipona luxurians*, *Palliduphantes alutacius*, *Panamomops affinis*, *Pseudomaro aenigmaticus*, *Trichoncus simoni* und *Walckenaeria simplex* – liegen für alle übrigen 58 Arten aus dem Untersuchungsgebiet im Irenental

entsprechende Daten über die jeweilige Nischenposition entlang der Parameter Beschattung und Feuchtigkeit vor (siehe Entling et al. 2007, Appendix 2). Diese Literaturdaten wurden verwendet um die vier Untersuchungsflächen im Irenental ökologisch zu charakterisieren. Abb. 3 zeigt, dass die mit 15 Jahren älteste NWZ Großer Steinbach hinsichtlich ihrer Spinnenfauna die höchsten Beschattungs- und Feuchtigkeitswerte aufweist. Am lichtesten ist hinsichtlich der Präferenzen ihrer Spinnenfauna die 10-jährige NWZ Heinarsberg, am trockensten der Wirtschaftswald östlich Chateauwiese.

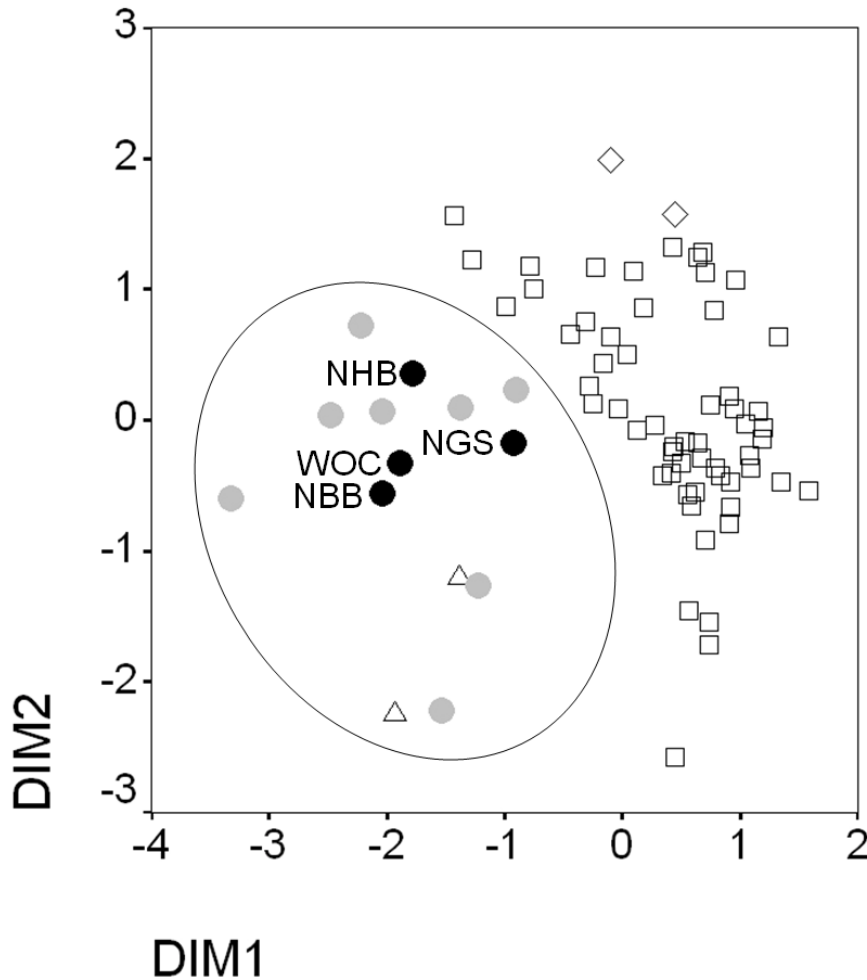


**Abb. 3.** Charakterisierung der vier Untersuchungsflächen nach den ökologischen Nischen von 58 Spinnenarten entlang der Umweltparameter „Beschattung“ und „Bodentrockenheit“. Daten stammen aus Entling et al. (2007; Appendix 2; siehe darin auch Figure 1).

**Fig. 3.** Characterisation of the four study sites according to the data of the ecological niches of 58 spider species along the environmental gradients shading (“Beschattung”) and moisture (moist to dry; “Bodentrockenheit”). Data are given in Entling et al. (2007; Appendix 2; see also Figure 1 therein).

### 3.5. Zönologie

Die Spinnengemeinschaften aller vier Untersuchungsflächen – sowie die beiden slowenischen Vergleichsflächen – liegen innerhalb der Variation österreichischer Buchenwälder, wie der Vergleich mit 69 Buchenwäldern aus Belgien, Deutschland, Slowenien und Österreich zeigt (Abb. 4). Die im Irenental räumlich nächst benachbarten Standorte NWZ Brunnberg und Wirtschaftswald östlich Chateauwiese weisen auch in ihrem Artenspektrum die höchste Ähnlichkeit auf.



**Abb. 4.** Multidimensionale Skalierung (auf der Basis von Präsenz-Absenz-Daten und der Verwendung des Jaccard-Index) der Spinnengemeinschaften der untersuchten Buchenwälder im Irenental (volle schwarze Kreise) und von Buchenwäldern aus Belgien (Deltoiden), Deutschland (Quadrate), Slowenien (Dreiecke) und Österreich (volle graue Kreise). Variation der österreichischen Buchenwälder wird durch eine geschlossene Linie angezeigt. Abkürzungen: NBB (Naturwaldzelle Brunnberg), NHB (Naturwaldzelle Heinratsberg), NGS (Naturwaldzelle Großer Steinbach), WOC (Wirtschaftswald östlich Chateauwiese).

**Fig. 4.** Multidimensional scaling (based on presence-absence data and the use of the Jaccard index) of the spider assemblages of the beech forests studied in the Irenental (full black circles) and of beech forests from Belgium (deltoids), Germany (squares), Slovenia (triangles) and Austria (full gray circles). The variation of the Austrian beech forests is shown by a full line. Abbreviations: NBB (nature forest cell Brunnberg), NHB (nature forest cell Heinratsberg), NGS (nature forest cell Großer Steinbach), WOC (managed forest east of Chateauwiese).

#### 4. Diskussion

In Mitteleuropa ist die Spinnenfauna von sehr alten Naturwäldern bzw. Urwäldern bisher nur vereinzelt untersucht worden, wie etwa in historisch alten Wäldern in Niedersachsen (z.B. Naturwaldreservate „Meninger Holz“ und „Pretzter Landwehr“, Finch 2001). Nennenswerte Spinnenfauna-Vergleiche zwischen Naturwäldern und Wirtschaftswäldern wurden u.a. in den USA (z.B. Willett 2001), in Finnland (z.B. Pajunen et al. 1995) und Deutschland (z.B. Platner et al. 1996, 1997) durchgeführt. In Wäldern besiedeln Spinnen alle Straten (Bodestreu, Kraut, Strauch, Baumstamm, Baumkrone) (Pettersson 1996, Schubert et al. 1997, Halaj et al. 2000), die mit unterschiedlichen Methoden (Streuproben, Photoektoren etc.) untersucht werden können (Hänggi et al. 1995). Bei der intensiven Beprobung aller Straten mit mehreren Fangmethoden in einem Buchenbestand des „Göttinger Waldes“ konnten insgesamt 162 Spinnenarten festgestellt werden (Sührig 2005, p 102). Die mit 202 Arten bislang höchste Spinnenzahl in einem Buchenwald wurde ebenfalls in Deutschland nachgewiesen (Malten 2001, cit. in Sührig 2005).

In der vorliegenden Studie waren die epigäischen, d.h. die Bodenoberfläche bewohnenden Spinnen, Gegenstand der Untersuchung. Diese wurden ausschließlich mit Boden-Barberfallen gefangen. Aufgrund der Beschränkung auf ein Stratum und eine Methode wird folglich nur ein Teil der Spinnenarten eines Standortes erfasst. Auf den vier Untersuchungsflächen im Irenental wurden zwischen 29 und 41 Spinnenarten nachgewiesen. Diese Werte liegen im Bereich der durchschnittlichen Artenzahl (32) der 69 Vergleichs-Buchenwälder aus Belgien, Deutschland, Slowenien und Österreich. Barberfallen sind zwar bestens geeignet, eine hohe und repräsentative Anzahl von epigäischen Spinnenarten eines Standortes zu sammeln (Curtis 1980), jedoch spiegeln die Individuenzahlen in erster Linie die Häufigkeit der aktiven Arten wider (Adis 1979). Zudem können Umweltparameter, wie etwa die Vegetationsdichte, die Fangzahlen wesentlich beeinflussen (Melbourne 1999). Somit sind Auswertungen über quantitative Fangzahlen in ökologischen Studien im Grunde genommen nicht zulässig (Topping & Sunderland 1992). Folglich wurden in der vorliegenden Studie ausschließlich qualitative (Präsenz-Absenz) Daten für die vergleichenden statistischen Auswertungen der Spinnen-Artengemeinschaften verwendet. Da auch sowohl die Anzahl der Fallen (z.B. James 2004) als auch der Fangzeitraum (z.B. Riecken 1999) die Fangzahlen beeinflussen können, wurde bei den Vergleichsdaten aus 69 Buchenwäldern darauf geachtet, dass eine mehr oder weniger vergleichbare Anzahl von Barberfallen eingesetzt wurde. Alle Vergleichsdaten stammen zudem aus Studien, in denen die Spinnenfauna während mindestens einer Vegetationsperiode gesammelt wurde, wodurch gewährleistet ist, dass jede vorkommende Art unabhängig von ihrer Phänologie in einer Untersuchungsfläche potentiell gefangen werden kann.

Grundsätzlich setzen nach einer Aussernutzungstellung in ehemaligen Wirtschaftswäldern wieder alljene natürlichen Prozesse ein (z.B. Totholzsanreicherung), die typisch sind für späte

Entwicklungsphasen von sehr alten Wäldern („old-growth forests“; für Terminologie siehe Helms 2004) bzw. Urwäldern („primeval, virgin forests“) (siehe Scherzinger 1996: Abb. 39). Diese alten Wälder dienen als Referenzen für den Vergleich mit der Biodiversität von Wirtschaftswäldern. In 86 mitteleuropäischen Buchenwald-Schutzgebieten stellten Christensen et al. (2005) bei einem durchschnittlichen lebenden Vorrat von rund 596 m<sup>3</sup>/ha eine durchschnittliche Totholzmenge von rund 130 m<sup>3</sup>/ha fest; mit einer allerdings großen Schwankungsbreite; beim gesamten Vorrat zwischen 201 und 876 m<sup>3</sup>/ha, beim Totholz zwischen 9 und 552 m<sup>3</sup>/ha. Schwankungen im Totholzvorrat eines Bestandes sind vor allem durch die Vegetationsstufe und die Standortsproduktivität bedingt. Zum Beispiel konnte Korpel (1997) in slowakischen Buchen-Urwäldern auf durchschnittlichen Bonitäten einen Holzvorrat zwischen 400 und 600 m<sup>3</sup>/ha feststellen, auf besseren Bonitäten zwischen 550 und 800 m<sup>3</sup>/ha und auf schlechten Bonitäten (z.B. auf Kalk) zwischen 250 und 450 m<sup>3</sup>/ha.

Auch in sehr kleinen Wald-Schutzflächen wie Naturwaldzellen kommt es in Laufe der Zeit wieder zu entsprechenden Strukturveränderungen. Das lässt sich gut am Beispiel Totholz belegen, das in Wirtschaftswäldern keine Rolle spielt (Schiegg 1998), das sich aber in ausser Nutzung gestellten Flächen auf natürliche Weise anreichern und langfristig wieder das Niveau von Urwäldern erreichen kann. Kölbel (1999) konnte in Bayern nachweisen, dass in einigen außer Nutzung gestellten Naturwaldreservaten nach rund 20 Jahren bereits wieder ähnlich hohe Totholz mengen vorhanden waren wie in Urwäldern. Bei Untersuchungen von bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Buchenwäldern im Biosphärenpark Spreewald in Hessen fanden Winter & Nowak (2001) eine dreifach höhere Totholzmenge in einem seit rund 40 Jahren nicht genutzten Buchen-Totalreservat im Vergleich mit einem bewirtschafteten Buchenwald; allerdings keine Unterschiede zwischen einem seit 10 Jahren außer Nutzung gestellten Buchen-Totalreservat im Biosphärenpark Schorfheide-Chorin und extensiv genutzten Wirtschaftswäldern (Winter 2000; zit. in Winter & Nowak 2001). Grundsätzlich gilt, dass die aktuelle Totholzmenge umso höher ist, je älter die Bestände und je vorratsreicher das Naturwaldreservat zum Zeitpunkt der Ausweisung gewesen waren (Kölbel 1999). Tatsächlich war die Totholzmenge in den extensiv genutzten Wirtschaftswäldern im Biosphärenpark Spreewald im Durchschnitt drei- bis viermal höher als in anderen Wirtschaftswäldern in Hessen (Winter & Nowak 2001). In 20 Jahre ausser Nutzung gestellten bayerischen Naturwaldreservaten war der Totholzzuwachs vor allem auf junge Zersetzungsstadien zurückzuführen (Kölbel 1999). Fortgeschrittene Zersetzungsstadien (wie stark vermodertes oder vermulmtes Totholz) stammten größtenteils noch aus der Zeit der Bewirtschaftung.

Ein aufgrund der Totholzanreicherung strukturreicherer Lebensraums bietet epigäischen Spinnen grundsätzlich mehr Unterschlupfmöglichkeiten und daher Schutz vor Räubern, wie z.B. Vögeln

(Gunnarsson 1996), mehr Paarungsplätze, mehr Orte für den Nahrungserwerb (Uetz 1991) sowie mehr Nahrungsquellen aufgrund der höheren Anzahl herbivorer Invertebraten (Siira-Pietikäinen et al. 2003). Auch in den untersuchten Naturwaldzellen im Irenental ist die Menge des liegendes als auch des stehenden Totholzes merklich höher als im untersuchten Wirtschaftswald, wo entwurzelte, umgestürzte, beschädigte oder abgestorbene Bäume nach Sturmereignissen regelmäßig aus dem Bestand entfernt werden. Leider wurde zwischen den Jahren 2007 und 2008 auch in der Naturwaldzelle Heinratsberg das Totholz vollständig aus dem Bestand entfernt (Abb. 5). Grund dafür ist vermutlich die gute Erschließung des Standortes durch einen Forstweg, der direkt in die Naturwaldzelle mündet. Die Anzahl der Totholzstücke war hier sogar geringer als im Wirtschaftswald. Im Vergleich dazu entspricht die Anzahl der liegenden Totholzstücke in den Naturwaldzellen Brunnberg (11 Stück) und Großer Steinbach (19 Stück) sehr wahrscheinlich der natürlichen Menge.



**Abb. 5.** Naturwaldzelle Heinratsberg (links: Totholz wurde aus dem Bestand entfernt; rechts: gleicher Standort mit Totholz nach Windbruch)

**Fig. 5.** Nature forest cell „Heinratsberg“ (left: deadwood has been removed from the site; right: same site with deadwood after windbreak)

Nach Watson (2000) stellen die, durch umgestürzte Bäume verursachten Lücken („tree fall gaps“) junge „Inseln“ mit geringem Kontrast zur Umgebung dar. Da fast alle Spinnen die Fähigkeit besitzen, mittels Fadenfloß („ballooning“) zu fliegen (Bell et al. 2005), können vor allem „opportunistische Arten“ in diese Lichtlücken eindringen. Hingegen können Waldspezialisten die große offenen Bereiche (z.B. Kahlschlagflur) in der Regel kaum oder gar nicht besiedeln (siehe Downie et al. 1996). Grund dafür ist die enge Habitatbindung dieser Arten an das spezielle Waldinnen-Klima. Hinsichtlich der Bindung an den Lebensraum unterscheiden Whitcomb et al. (1981) drei spezifische Habitat-Gilden: (1) „Interior species“ (kommen ausschließlich im Waldinneren vor), (2) „Edge species“ (bevorzugen das Ökoton zwischen Wald und anderem

Habitat) und (3) „Interior-edge species“ (bewohnen den Waldrand ebenso wie das Waldinnere). Waldspezialisten sind daher jene Arten, die für die charakteristische Biodiversität im Wald entscheidend sind. Durch Fragmentierung kann in einem Wald die Biodiversität sogar erhöht werden obwohl Waldspezialisten abnehmen. Grund dafür ist das Eindringen von weitverbreiteten „Allerweltsarten“ (Magura et al. 2001). Aus diesem Grund ist die Frage, welcher Artenreichtum in einem Lebensraum erhalten bzw. gefördert werden soll, im Naturschutz von zentraler Bedeutung (Duelli & Obrist 2003). Für das Vorkommen stenöker Waldspinnen sind also bestimmte Umweltbedingungen verantwortlich. In Buchenwäldern spielt der Kronenschluss für das Wald-Meso- und Mikroklima eine wichtige Rolle. Ein spezifisches Waldinnen-Klima bzw. „Stammraumklima“ (Finch 2001) bildet sich aus, da in mehr oder weniger geschlossenen Waldbeständen der Luftkörper unterhalb der Kronenschicht weniger der Einwirkung des Windes unterliegt. Neben dem eingeschränkten Luftaustausch ist ein Waldinnen-Klima auch durch die Abschwächung der Globalstrahlung und des Lichteinfalls gekennzeichnet. Zudem wird die Wirkung des Niederschlags durch das Kronendach herabgesetzt; die Luft- und Bodenfeuchte sind in der Regel im geschlossenen Wald höher als in offenen Lebensräumen, während Temperaturschwankungen abgeschwächt werden (Finch 2001). Alle genannten Faktoren führen bei den Spinnen zur Ausbildung einer typischen Waldinnen-Fauna („forest interior species“, Waldspezialisten, stenöke Waldarten) die typisch ist für sehr alte Wälder. In gut durchforsteten Wirtschaftswäldern hingegen oder in Beständen auf ungünstigen Standorten herrschen für Waldspezialisten in der Regel weniger optimale Umweltbedingungen, weil z.B. mehr Licht eindringt als in einem Wald mit einem geschlossenen Kronendach. Dadurch können auch Arten persistieren, die sonst eher typisch sind für Schlagfluren (Milasowszky et al., in Druck).

Da der Buchenwald von Natur aus zu relativ gleichförmigen Hallenbeständen tendiert, kann der Altersklassenaufbau im Wirtschaftswald dem natürlichen Waldaufbau ziemlich nahekommen (Scherzinger 1996, p 78). Dennoch stellt die Bewirtschaftung des Waldes mit den damit einhergehenden Veränderungen der Habitatstruktur und des Stammraumklimas für das Vorkommen von stenöken Waldspinnen einen Schlüsselfaktor dar. Da die Bewirtschaftung stenöke Waldspinnen in der Regel benachteiligt, sollte die Aussernutzungstellung diese Arten wieder begünstigen. Aufgrund der Ergebnisse der vorliegenden Studie kann man bereits auf eine derartige Entwicklung schließen. Die höchste Artenzahl wurde in der NWZ Heinratsberg gefunden. Hier ist die Anzahl der Waldspezialisten unter den Spinnen am höchsten, allerdings auch die Anzahl der Offenlandarten. Die hohe Anzahl stenöker Waldspinnen ist ein Hinweis darauf, dass sich der Bestand tatsächlich bereits wieder in einen naturnäheren Buchenwald entwickelt hat; die Anzahl der Offenlandarten sowie die Analyse der Spinnengemeinschaften nach den Habitatpräferenzdaten aus Entling et al. (2007) zeigen allerdings, dass es sich um einen lichten Bestand handelt. Grund dafür ist vor allem

die sehr geringe Baumdichte im Bestand, die verhindert, dass sich das Kronendach nach Windwürfen wieder rasch schließen kann. Die für einen Buchenwald untypischen lichtereren Verhältnisse ermöglichen somit die Koexistenz opportunistischer Offenlandarten mit den stenöken Waldarten. Die Lichtmessungen in der Naturwaldzelle Heinratsberg und im Wirtschaftswald zeigen ähnlich hohe Mittelwerte, allerdings zeigen die Standardabweichungen und die Evenness-Werte an, dass das Licht in der Naturwaldzelle sehr ungleich verteilt ist, während es im durchforsteten Wirtschaftswald überall etwa gleichmäßig hoch ist. Obwohl wir auch in der NWZ Großer Steinbach eine große Lichtlücke und eine ungleiche Verteilung des Lichts feststellen konnten, traten hier keine Offenlandspinnen auf. Allerdings ist hier die Anzahl der euryöken Waldspinnen am höchsten. Diese kommen zwar auch im Offenland vor, haben aber den Schwerpunkt ihres Vorkommens in Wäldern. Zudem zeigen die Auswertungen über die Spinnengemeinschaft hinsichtlich der Nischenpräferenzen einzelner Arten, dass es sich um einen vergleichsweise beschatteten und feuchten Standort handelt. Aufgrund der wesentlich höheren Baumdichte im Vergleich zur NWZ Heinratsberg wird nach Windwürfen das Kronendach vermutlich rascher geschlossen, wodurch das Vorkommen von echten Offenlandarten verhindert wird. Anstelle der Offenlandarten nutzen hier somit die euryöken Waldspinnen die nach Windwürfen entstehenden Lichtlücken. Im Wirtschaftswald kommt die Spinnengemeinschaft mit der vergleichsweise größten Präferenz für Trockenheit vor. Entsprechend ist im Wirtschaftswald die Anzahl der Waldsteppenspinnen am höchsten. Bei dieser Gruppe handelt es sich um Spinnen, die regional wahrscheinlich häufiger in den lichtereren Eichen-Hainbuchenwäldern als in den schattigeren Buchenwäldern vorkommen. Dieser Befund lässt sich gut in Einklang bringen mit den gleichmäßigen und hellem Lichtregime dieses Standortes. Aufgrund von Durchforstungs- und Schutzmaßnahmen (z.B. Entfernung von entwurzelten und umgestürzten Bäumen sowie Totholz aus dem Bestand) ist der Wirtschaftswald grundsätzlich lichter als ein ungenutzter Bestand, was zu höherer Einstrahlung und vergleichsweise höherer Trockenheit bzw. geringerer Bodenfeuchtigkeit führt. Dieser Effekt wird vermutlich durch die gute Bonität, d.h. höherer Wasserhaltefähigkeit des Bodens gedämpft. Die trockenen Verhältnisse der NWZ Brunberg und der NWZ Heinratsberg sind wahrscheinlich auf die schlechten Standortbedingungen, d.h. geringe Bonität der flachgründigen Böden, zurückzuführen. Die Naturwaldzelle Brunberg weist die geringsten Lichtwerte auf. Grund dafür ist zum einen die die Nord(ost)hang-Exposition, zum anderen die hohe Baumdichte, die genau doppelt so hoch ist wie im Wirtschaftswald. Aufgrund der schlechten Bonität erreichen die Bäume allerdings keine hohen Durchmesser.

Die Unterschiede in den Umweltbedingungen spiegeln sich deutlich in den Aktivitätsdichten der Spinnen wieder: so war die Individuenanzahl im Wirtschaftswald um das Viereinhalbfache höher als in der NWZ Brunberg. In letztgenannter NWZ wurden auch die wenigsten Arten

nachgewiesen. Allerdings war der Anteil der stenöken Waldspinnen mit fast 70% der höchste aller Untersuchungsflächen, was wiederum ein Hinweis darauf ist, dass sich der Bestand insgesamt in einen naturnahen Zustand entwickelt. Innerhalb der drei Naturwaldzellen bietet der älteste Standort Großer Steinbach die besten Bedingungen für die Ausbildung einer typischen Buchenwald-Spinnenfauna. Gründe dafür sind die gute Bonität des Bodens, ein höheres Struktureichtum (Totholz) aufgrund des höheren Bestandesalters und der längeren Aussernutzungstellung, sowie eine ausreichende Baumdichte mit entsprechendem rascheren Kronenschluss über den durch Windwürfe entstehenden Lichtlücken

Ein wichtiger Indikator für die Unterschiede zwischen dem Wirtschaftswald und den Naturwaldzellen ist das auch Verhältnis der Aktivitäts-Häufigkeiten von *Pardosa alacris* zu *Histopona torpida* bzw. Lycosidae (Wolfspinnen) zu Agelenidae (Trichterspinnen). Dieses beträgt im Wirtschaftswald rund 3:2 (bzw. 5:3), in der Naturwaldzelle Heinratsberg rund 1:1 (bzw. ebenfalls 1:1), in der Naturwaldzelle Brunnberg rund 1:2 (bzw. 3:4) und in der Naturwaldzelle Großer Steinbach rund 1:12 (bzw. ebenfalls 1:12). Lycosiden gehören zur Gilde der aktiv jagenden Spinnen („ground runners“), während die Ageleniden zu den Fangnetz bauenden Spinnen („sheet-web builders“) zählen, die mit Stolperfäden versehene Trichternetze weben (Uetz et al. 1999). Tagaktive, freijagende Räuber, wie die Lycosiden können lediglich in lückigen Beständen mit höherer Einstrahlung größere Anteile im Artenspektrum erreichen, während sie in geschlossenen Wäldern im Vergleich mit den Netz-bauenden Arten, wie den Ageleniden, nur sehr geringe Anteile aufweisen (Sührig 2005). Bei einem Vergleich der Spinnenfauna in einem Buchenmischwald im Urwald Rotwald und einer Vergleichs-Schlagfläche konnten Milasowszky et al. (in Druck) zeigen, dass die Lycosiden im Urwald sogar vollkommen fehlen. Der Anteil der Lycosiden im Artenspektrum kann daher als Indikator dienen, um die graduellen Veränderungen eines Buchen-Wirtschaftswaldes im Vergleich mit einem Buchen-Urwald zu dokumentieren.

Die Aussernutzungstellung von Waldflächen führt langfristig zur Entwicklung von Standortsbedingungen, die typisch sind für sehr alte Wälder, d.h. sie sind charakterisiert durch einen hohen Anteil von Bäumen mit großem Stammdurchmesser, verschiedenen Altersklassen sowie großen Mengen liegenden und stehenden Totholzes (Humphrey 2007). Die Einrichtung von Naturschutzgebieten erfolgt allerdings oft in Gebieten, die entweder sehr entlegen liegen oder unproduktiv und daher ökonomisch unbedeutend sind (Margules & Pressey 2000). Beide Gründe treffen auch auf die untersuchten Naturwaldzellen im Irenental zu. Aufgrund der guten Bodenbonität stellt der untersuchte Wirtschaftswald östlich Chateuwiese ein vergleichsweise produktiveres Ökosystem dar als die Naturwaldzellen, was sich z.B. an der viereinhalbfach höheren Individuenzahl der Spinnen im Wirtschaftswald im Verhältnis zur ertragsarmen NWZ Brunnberg ablesen lässt. Schlechtere Bodenverhältnisse sind vermutlich auch dafür verantwortlich, dass die

Baumdicke in der NWZ Heinratsberg geringer ist als in der NWZ Großer Steinbach. Aufgrund des langsameren Kronenschlusses und der länger bestehenden Lichtlücken können daher typische Offenlandspinnen die NWZ Heinratsberg nutzen während sie in der NWZ Großer Steinbach vollkommen fehlen. Hier wiederum nutzen vermutlich vor allem euryöke Waldarten die nach Windwürfen entstehenden Lichtlücken.

Eine entscheidende Rolle bei der Ausbildung der Spinnengemeinschaften in den untersuchten Buchenwäldern kommt auch dem Totholz zu. Durch die Entfernung des Totholzes z.B. in der Naturwaldzelle Heinratsberg fehlt in diesem Bestand eine Schlüsselstruktur („keystone structure“ sensu Tews et al. 2004), wodurch es zu einer Veränderung im Kleinklima kommt, die sich in weiterer Folge auf die Habitatwahl von Trichternetz-bauenden Waldspinnen nachteilig auswirkt (siehe auch Varady-Szabo & Buddle 2006). Durch das Fehlen von Totholz fehlen daher auch die Konkurrenten für die Offenlandarten, die sich hier – ähnlich wie auf Kahlschlagflächen – anstelle stenöker und euryöker Waldspinnen etablieren können. Im Vergleich der Spinnenfauna zwischen NWZ Heinratsberg und NWZ Großer Steinbach läßt sich diese Tatsache gut veranschaulichen: beide Standorte weisen eine große Lichtlücke auf: im ersten Falle fehlt allerdings das (liegende) Totholz, im zweiten Fall ist es in natürlichem Maß ausreichend vorhanden; im ersten Fall ist der Anteil der Offenlandarten am höchsten, im zweiten Fall fehlen die Offenlandarten vollständig; dafür ist hier der Anteil der euryöken Waldspinnen am höchsten.

Auch das Alter der Bestände und der Zeitpunkt der Aussernutzungstellung dürften eine Rolle bei der Etablierung einer typischen Buchenwald-Spinnenfauna spielen. In der ältesten Naturwaldzelle und dem zugleich ältesten Bestand Großer Steinbach kommen ausschließlich Spinnen vor, die eine Affinität zu Wald haben. Weiters ist die Spinnenfauna geprägt von Arten mit einer höheren Habitatpräferenz für Beschattung und Feuchtigkeit. Zudem ist die deutlich Dominanzverschiebung im Artenspektrum von Lycosiden (*Pardosa alacris*) zu Ageleniden (*Histopona torpida*) ein Indiz dafür, dass hier die Entwicklung in einen naturnahen Buchenwald von allen untersuchten Naturwaldzellen am weitesten fortgeschritten ist.

In dem seit dem Jahre 2005 bestehenden Biosphärenpark Wienerwald ist eine Waldfläche von rund 5.500 ha in 32 Kernzonen zusammengefasst, in denen die künftige Entwicklung mit möglichst geringer menschlicher Einflussnahme ablaufen soll (Loiskandl 2006). In diesem Zusammenhang können die bereits viel länger bestehenden Naturwaldzellen als wichtige Trittsteine im Verbund mit den um ein Vielfaches größeren Kernzonen betrachtet werden. Die Vorstellung eines Mosaiks aus großen und kleinen Schutzflächen, das eine höhere Durchlässigkeit für eine Vielzahl charakteristischer Waldorganismen gewährleistet (Bütler & Schlaepfer 2004) deckt sich ausgezeichnet mit den Empfehlungen für ein künftiges Totholzmanagement im Biosphärenpark

Wienerwald (Sauberer et al. 2006). Dabei ist allerdings immer zu beachten, dass man das anfallende Totholz auch im Bestand beläßt, und nicht, wie etwa in der Naturwaldzelle Heinratsberg geschehen, wieder komplett aus dem Bestand entfernt.

## 5. Danksagung

Die Studie wurde finanziert von den Österreichischen Bundesforste AG und der Biosphärenpark Wienerwald Management Gesmbh. Wir wollen uns an dieser Stelle sehr herzlich bei Frau DI Dr. Alexandra Wieshaider und Herrn DI Gerald Oitzinger (Öbf AG) für die gute Zusammenarbeit und die administrative Abwicklung des Projekts bedanken. Unser herzlichster Dank gilt Herrn Ing. Karl Hudak (Club Naturaktiv, Öbf AG) für die Anregung zu diesem Projekt sowie seine tatkräftige Unterstützung. Ein besonderer Dank gebührt auch Herrn Mag. Dr. Wolfgang Willner (V.I.N.C.A.) für die vegetationskundliche Expertise.

## 6. Literatur

- Adis J. (1979). Problems of interpreting arthropod samplings with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger Jena*. 202: 177-184.
- Albert R. (1976). Zusammensetzung und Vertikalverteilung der Spinnenfauna in Buchenwäldern des Solling. *Faun.-ökol. Mitt.* 5, 65-80.
- Albert R. (1982). Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling. *Hochschulsammlung Naturwissenschaft Biologie* 16, 1-146.
- Baehr B. (1983). Vergleichende Untersuchungen zur Struktur der Spinnengemeinschaften (Araneae) im Bereich stehender Kleingewässer und der angrenzenden Waldhabitats im Schönbusch bei Tübingen. *Dissertation Tübingen*. 199 S.
- Baehr B., Baehr M. (1983). Die Spinnen des Lauertales bei Münsingen (Arachnida, Araneae). *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58, 373-406.
- Balkenhol B., Flisse J., Zucchi H. (1991). Untersuchungen zur Laufkäfer- und Spinnenfauna (Carabidae et Araneida) in einem innerstädtischen Steinbruch. *Pedobiologia*, 35, 153-162.
- Bauchhenss E., Scholl G. (1985). Bodenspinnen einer Weinbergsbrache im Maintal (Steinbach, Lkr. Haßberge). Ein Beitrag zur Spinnenfaunistik Unterfrankens. *Abh. naturwiss. Ver. Würzburg* 23/24 (1982/83): 3-23.
- Bell J.R., Bohan D.A., Shaw E.M., Weyman G.S. (2005). Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenetics, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research* 95, 69-114.
- Beyer R. (1972). Zur Fauna der Laubstreu einiger Waldstandorte im Naturschutzgebiet „Prinzenschneise“ bei Weimar. *Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch.* 12, 203-229.
- Brand C., Höfer, H. & Beck, L. (1994). Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 16. Die Spinnenassoziation einer Windbruchfläche. *Carolina* 52, 61-74.
- Breinl K. (1990). Bodenbewohnende Spinnen (Araneae) dreier typischer Waldgesellschaften im Naturschutzgebiet "Schwarzatal". *Veröff. Museen Gera Naturwiss. R.* 17, 57-73.

- Breuss W. (1994). Epigäische Spinnen und Weberknechte aus Wäldern des mittleren Vorarlberg (Österreich) (Arachnida: Araneida, Opiliones). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 81, 137-149.
- Buchar J. & Růžička V., 2002: Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres, Praha, 351 pp.
- Bütler R., Schlaepfer R. (2004). Wie viel Totholz braucht der Wald? Schweiz. Z. Forstwes. 155, 31-37.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E.P., Odor P., Standovar T., Rozenberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. Forest Ecology and Management 210, 267-282.
- Churchill T. B. (1997): Spiders as ecological indicators. Mem. Mus. Vic. 56, 331–337.
- Curtis D.J. (1980). Pitfalls in spider community studies (Arachnida: Araneae). J. Arachnol. 8, 271–280.
- De Bakker D., Maelfait J.-P., Hendrickx F., Van Waesberghe D., De Vos B., Thys S., De Bruyn L. (2000). A first analysis on the relationship between forest soil quality and spider (Araneae) communities of Flemish forest stands. In Gajdoš P., Pekár S. (eds): Proceedings of the 18th European Colloquium of Arachnology, Stará Lesná, 1999. Ekológia (Bratislava) 19, Supplement 3, 45-58.
- Denis J. (1966). *Pseudomaro aenigmaticus* n. gen., n. sp., araignée nouvelle pour la faune de Belgique, et un congénère probable de Sibérie. Bull. Inst. r. Sci. nat. Belg. 42, 1-7.
- Downie I.S., Coulson J.C., Butterfield, J.E.L.(1996). Distribution and dynamics of surface-dwelling spiders across a pasture-plantation ecotone. Ecography 19, 29-40.
- Duelli P., Obrist M.K. (2003). Biodiversity indicators: the choice of values and measures. Agric. Ecosyst. Environ. 98, 87-98.
- Dumpert K., Platen R. (1985). Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. Carolea 42, 75-106.
- Ellenberg H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer Sicht*, 5. edn. Ulmer, Stuttgart.
- Engel K. (2001). Vergleich der Webspinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) in 6 Buchen- und Fichtenbeständen Bayerns. Arachnol. Mitt. 21, 14-31.
- Englisch M. (2006). Die Rotbuche – ein Baumartenportrait. BFW-Praxisinformation, Wien 12, 3-4.
- Entling W., Schmidt M.H., Bacher S., Brandl R., Nentwig W. (2007). Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. Global Ecology and Biogeography 16, 440-448, + Supplement.
- Finch O.-D. (2001). Zöologische und parasitologische Untersuchungen an Spinnen (Arachnida, Araneae) niedersächsischer Waldstandorte. Archiv zool. Publikationen 4 [zugl.: Diss., Univ. Oldenburg], 199 S. + Anhang.
- Frank G., Schweintzer K.-M., Steiner H. (2006). Naturnahe Buchenwälder und das österreichische Naturwaldreservate-Programm. BFW-Praxisinformation, Wien 12, 10-11.
- Geburek Th. (2006). Die österreichische Rotbuche – wo sind ihre Wurzeln? BFW-Praxisinformation, Wien 12, 5-6.
- Gunnarsson B. (1996). Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. J. Anim. Ecol. 65, 389–397.
- Halaj J., Ross R., Moldenke R. (2000). Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. Oikos 90, 139–152.
- Hänggi A., Stöckli E., Nentwig W. (1995). Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. Miscellanea Faunistica Helvetiae 4, 1-460.
- Hannah L., Carr J.L., Lankerani A. (1995). Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. Biodiv. Conserv. 4, 128–155.
- Heer X., Flückiger P.F. (1995). Erstnachweis von *Pseudomaro aenigmaticus* (Araneae: Linyphiidae) und weitere Funde von *Philodromus praedatus* (Araneae: Philodromidae) in der Schweiz. Arachnol. Mitt. 10, 25–27.

- Heimer S., Nentwig W. (1991). Spinnen Mitteleuropas. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- Helms J.A. (2004). Old-growth: what is it? *Journal of Forestry* 102, 8-12.
- Heublein D. (1983). Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökotoons. *Zool. Jb. Syst.* 110, 473-519.
- Huber Ch., Baumgarten M. (2005). Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). *Biodiversity and Conservation* 14, 1989-2007.
- Humphrey J.W. (2005). Benefits to biodiversity from developing old-growth conditions in British upland spruce plantations: a review and recommendations. *Forestry* 78, 33-53.
- Irmler U. & Heydemann B. (1988). Die Spinnenfauna des Bodens schleswig-holsteinischer Waldökosysteme. *Faun.-ökol. Mitt.* 6, 61-85.
- James C.D. (2004). Trapping intensities for sampling ants in Australian rangelands. *Austral. Ecology.* 29: 78-86.
- Jantscher E. & Paill W. (1998). Die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna eines mittelsteirischen Rotbuchenwaldes (Arachnida: Araneae; Coleoptera: Carabidae). *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark* 128, 209-220.
- Jocque R. (1973). The Spider-Fauna of adjacent woodland areas with different humus types. *Biol. Jb. Dodonea* 41, 153-178.
- Kilian W., Müller F., Starlinger F. (1994). Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. *FBVA-Berichte Wien* 82. 60 S.
- Kölbel M. (1999). Totholz in Naturwaldreservaten und Urwäldern. *LWF-aktuell* 18: 2-5.
- Komposch Ch. (1997). The arachnid fauna of different stages of succession in the Schütt rockslip area, Dobratsch, southern Austria (Arachnida: Scorpiones, Opiliones, Araneae). *Proc. 16th Europ. Coll. Arachnol.*, 139-149.
- Korpel S. (1997). Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz* 52, 619-624.
- Lawrence K.L., Wise D.H. (2000). Spider predation on forest-floor Collembola and evidence for indirect effects on decomposition. *Pedobiologia* 44, 33-39.
- Lindenmayer D.B. (1999). Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *For. Ecol. Manage.* 115, 277-287.
- Lindenmayer D.B., Margule, C.R. & Botkin D.B. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Cons. Biol.* 14, 941-950.
- Loch R. (2002). Statistisch-ökologischer Vergleich der epigäischen Spinnentierfauna von Bann- und Wirtschaftswäldern. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 38.
- Loiskandl G. (2006), Schützen und Nützen im Biosphärenpark Wienerwald. Tagung „Waldbau in Schutzgebieten“, Admont, 09.06.2006. [erreicht am 5.12.2006 unter [http://bfw.ac.at/rz/document\\_api.download?content=LOISKANDL.pdf](http://bfw.ac.at/rz/document_api.download?content=LOISKANDL.pdf)].
- Loreau M. (1995). Consumers as maximisers of matter and energy flow in ecosystems. *Am. Nat.* 145, 22-42.
- Magri D., Vendramin G.G., Comps B., Dupanloup I., Geburek Th., Gomory D., Latalowa M., Litt T., Paule L., Roure J.M., Tantau I., van der Knaap W.O., Petit R.J., de Beaulieu J.L. (2006). A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist* 171, 199-221.
- Magura T., Kődöböcz V., Tóthmérész B. (2001). Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography*, 28, 129-138.
- Marc P., Canard A., Ysnel F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 229-273.
- Margules C.R., Pressey R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243-253.

- Martin D. (1991). Zur Autökologie der Spinnen (Arachnida: Araneae). I. Charakteristik der Habitatausstattung und Präferenzverhalten epigäischer Spinnenarten. *Arachnol. Mitt.* 1, 5-26.
- Matveinen-Huju K. (2004). Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. *Entomol. Fennica* 15, 149–192.
- Mausehund L. (1999). Untersuchungen zum Verteilungsmuster der Spinnen (Araneida) eines Buchenwaldes in einem Gradienten von Kalk zu Basalt. Diplomarbeit, Univ. Göttingen.
- Melbourne B. (1999). Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Aust. J. Ecol.* 24, 228–239.
- Milasowszky N. (2005). Spinnenfauna österreichischer Naturwälder im mitteleuropäischen Vergleich. Endbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW). 88 pp.
- Milasowszky N., Hepner M., Waitzbauer W. (in Druck). Beiträge zur Kenntnis der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) des Wildnisgebiets Dürrenstein (Österreich: Niederösterreich). *Contributions to Natural History*.
- Moulder B.C., Riechle E.E. (1972). Significance of spider predation in the energy dynamics of forest floor arthropod communities. *Ecological Monographs* 42, 473-498.
- Nentwig W., Hänggi A., Kropf C., Blick T. (2003). Spinnen Mitteleuropas/Central European Spiders. An internet identification key. <http://www.araneae.unibe.ch/> Version of 18. Februar 2003.
- Pajunen T., Haila Y., Halme E., Niemelä J., Punttila P. (1995). Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding management forests in southern Finland. *Ecography* 18, 62-72.
- Parviainen J. (2005). Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *For. Snow Landsc. Res.* 79, 9-18.
- Pearce J.L., Venier L.A., Eccles G., Pedlar J., McKenney D. (2004). Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiv. Conserv.* 13, 1305–1334.
- Pettersson R. (1996). Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. *Ecography* 19, 221–228.
- Platen R. (1996). Statistisch-ökologische Analyse der Spinnenzönosen (Araneida) in exotischen und einheimischen Gehölzanbauten im Staatswald Burgholz. – *Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal* 49, 145-168.
- Platen R. (1998). Struktur und Dynamik der Webspinnenzönosen (Arachnida, Araneida) von immissionsgeschädigten Waldstandorten des Egge- und Rothaargebirges (Nordrhein-Westfalen). *Acta Zoologica Benrodis* 9, 1-43.
- Platner C., Scheu S., Schaefer M., Schauer mann, J. (1997). Untersuchungen zur Bodenmakrofauna von Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte unterschiedlichen Alters auf Buntsandstein. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85, 575-578.
- Platner C., Scheu S., Schauer mann J., Schaefer, M. (1996). Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*). *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 81, S. 235-256.
- Polnec A. (1961). Terestrièna arahnidska favna na južnih pobožjih Storžiča. *Biol. vestn.* 9, 109-117.
- Polnec A. (1964). Ekološka raziskovanja arahnidske favne v Anemone-Fagetum v Bohinju. *Biol. vestn.* 12, 133-146.
- Puumalainen J., Kennedy P., Folving, S. (2003). Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone. *J. Environ Manage.* 67, 5-14.
- Riecken U. (1999). Effects of short-term sampling on ecological characterization and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies. *J. Arachnol.* 27: 189-195.
- Růžička V. (1999). The first steps in subterranean evolution of spiders (Araneae) in Central Europe. *Journal of Natural History* 33, 255-265.

- Sauberer N., Hochbichler E., Milasowszky N., Panagoitis B., Sachslehner L. (2007). Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald 2007. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften. 150 Seiten. Online: <http://hw.oeaw.ac.at/3839-6>.
- Schadauer K., Büchsenmeister R., Schodterer H. (2006). Aktuelle und potenzielle Verbreitung der Buche in Österreich. BFW-Praxisinformation, Wien 12, 8-9.
- Scherzinger W. (1996). Naturschutz im Wald. Ulmer, Stuttgart, 447 pp.
- Schiegg K. (1998). Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 149, 784-794.
- Schubert H., Gruppe A., Schulz U., Ammer U. (1997). Baumkronenfauna von Natur- und Wirtschaftswäldern - Vergleich der Spinnen und Netzflügler (Araneae, Neuropteroidea). Mitt.Dtsch.Ges.allg.angew.Ent. 11, 683-687.
- Schulte U. (2005). Biologische Vielfalt in nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen. LÖBF-Mitteilungen 3, 43-48.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J., Siitonen J. (2003). Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. For. Ecol. Manage. 172, 339-353.
- Skerrill K.L. (1999). Spiders in Conservation Planning: A Survey of US Natural Heritage Programs. Journal of Insect Conservation 3, 341-347.
- Spiecker H. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - temperate zone. J. Environ. Manage. 67, 55-65.
- Steinberger K.H. (1988). Epigäische Spinnen an „xerothermen“ Standorten in Kärnten. Carinthia II 178/98, 503-514.
- Stippich G. (1986). Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneida) eines Kalkbuchenwaldes: Bedeutung von Habitatstruktur und Nahrung. Dissertation, Universität Göttingen. 119 S.
- Sührig A. (2005). Bodenbewohnende Spinnen und Weberknechte in den Sieben Bergen und Vorbergen (Arachnida: Araneida, Opiliona). Göttinger Naturkundliche Schriften 6, 91-106.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbörger K., Wichmann M.C., Schwager M., Jeltsch F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography 31, 79-92.
- Thaler K., Plachter H. (1983). Spinnen aus Höhlen der Fraenkischen Alb, Deutschland (Arachnida: Araneae: Erigonidae, Linyphiidae). Senckenbergiana biol. 63, 249-263.
- Thaler K., Steiner H.M. (1993). Zur epigäischen Spinnenfauna des Stadtgebietes von Wien (Österreich) - nach Aufsammlungen von Prof. Dr. W. Kühnelt.. Ber. nat. med. Verein Innsbruck, 80, 303-310.
- Topping C.J., Sunderland K.D. (1992). Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. J. Appl. Ecol. 29, 485-491.
- Turnbull A.L. (1973). Ecology of the true spiders (Araneomorphae). Ann. Rev. Entomol. 48, 509-20.
- Uetz G.W. (1979). The influence of variation in litter habitats on spider communities. Oecologia 40, 29-42.
- Uetz G.W. (1991). Habitat structure and spider foraging. In: Bell S.A., McCoy E.D., Mushinsky H.R. (Eds.): Habitat structure: The physical arrangement of objects in space. pp. 325-348. Chapman & Hall, London.
- Varady-Szabo H., Buddle C.M. (2006). On the relationships between ground-dwelling spider (Araneae) assemblages and dead wood in a northern sugar maple forest. Biodiv. & Conserv. 15, 4119-4141.
- Watson D.M. (2002). A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. Journal of Biogeography, 29, 823-834.
- Whitcomb R.F., Robbins C.S., Lynch F.S., Whitcomb B.L., Klimkiewicz M.K., Bystrak D. (1981). Effects of forest fragmentations on avifauna of the eastern deciduous forest. In: Forest island dynamics in man-dominated landscapes (Burgess R.L., Sharpe D.M., eds.) Springer-Verlag, Inc, New York. pp. 125-205.
- Willet T.R. (2001). Spiders and other arthropods as indicators in oldgrowth versus logged redwood stands. Restor. Ecol. 9, 410-420.

Willner W. (2002). Syntaxonomische Revision der südmitteleuropäischen Buchenwälder. *Phytocoenologia* 32, 337-453.

Willner W., Grabherr G.(Hrsg.) (2007). Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. 1. Textband Elsevier, München. 302 S.

Winter S., Nowak E. (2001). Totholz in bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Buchen- und Eichen-Hainbuchenwäldern des Biosphärenreservats Spreewald. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 10, 128-133.

Wise D.H. (1993). *Spiders in ecological webs*. Cambridge: Cambridge University Press.

# Die Charakterisierung von Naturwaldzellen anhand ihrer Laufkäfergemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) im Biosphärenpark Wienerwald (Untertullnerbach, Niederösterreich).

Markus A. STRODL  
Department Evolutionsbiologie  
Universität Wien  
Althanstraße 14  
1090 Wien

## Abstract

The ground beetle communities of four beech forests in the biosphere reserve Wienerwald (Lower Austria, Austria) were investigated by means of pitfall traps. The aim of this study was to describe characteristic carabid communities of three set-aside beech stands (natural forest cells) and a managed beech stand by using dominance structure, diversity indices as well as habitat and humidity preference. Furthermore we compared our data to previous investigated studies of woodland habitats. From 20 April to 16 November 2007 1132 carabid individuals belonging to 24 species were caught. These species were predominantly woodland species. We found highest ground beetle species richness in the 10 year old nature forest cell "Brunnberg" and in the managed forest "Östliche Chateauwiese". Highest individual numbers were recorded in the managed forest. The most abundant species were *Pterostichus burmeisteri*, *Abax parallelepipedus*, *Aptinus bombardae* and *Carabus arvensis*. We found, that there are beneficial changes in the succession of set-aside natural forest cells compared to a managed forest. Environmental parameters that might be of importance for the establishment of characteristic forest ground beetle assemblages are productive soils, density of trees, canopy closure, deadwood and forest age. Hierarchical Cluster analysis revealed a clear separation of carabid assemblages according to the beech forest types; that are the *Melampyro-Fagetum* sites "Brunnberg" and "Heinratsberg" on the one hand and the *Galio odorati-Fagetum* sites "Großer Steinbach" and the managed forest "Östliche Chateauwiese" at the other hand.

## Zusammenfassung

Die Laufkäferfauna dreier außer Nutzung gestellter Buchenwälder (Naturwaldzellen, NWZ) und eines Wirtschaftswaldes im Biosphärenpark Wienerwald wurde in der Zeit zwischen dem 20. April und dem 16. November 2007 mittels Bodenfallen untersucht. Insgesamt konnten 24 Laufkäferarten mit 1132 Individuen gefangen werden. Der Artenreichtum in der NWZ „Brunnberg“ und im Wirtschaftswald am höchsten. Die höchsten Individuenzahlen konnten ebenfalls im Wirtschaftswald belegt werden. Die am häufigsten nachgewiesenen Arten waren *Pterostichus burmeisteri*, *Abax parallelepipedus*, *Aptinus bombardae* und *Carabus arvensis*. Es konnten deutliche Unterschiede innerhalb der Naturwaldzellen, sowie zwischen Naturwaldzellen und dem Wirtschaftswald gezeigt werden. Die faunistisch wertvollste Carabidenzönose ist in der NWZ „Brunnberg“ zu finden, wohingegen die NWZ „Großer Steinbach“ die besten abiotischen Bedingungen für natürliche Wald-Laufkäfer-Gesellschaften Waldgesellschaften bietet. Die wichtigsten Parameter, die beim Ausweisen von Schutzgebieten in Wäldern berücksichtigt werden müssen sind Bodenbonität, Bestandsdichte, Alter des Waldes, Totholzanteil und Dauer der Aussernutzungstellung. Mittels Hierarchischer Clusteranalyse konnte gezeigt werden, dass die Laufkäfergemeinschaften sich eindeutig nach den beiden Waldgesellschaften trennen lassen; das sind die beiden *Melampyro-Fagetum* Flächen

„Brunnberg“ und Heinratsberg“ auf der einen Seite und die beiden *Galio odorati-Fagetum* Flächen „Großer Steinbach“ und der Wirtschaftswald „Östliche Chateuwiese“ auf der anderen Seite.

### **Keywords**

Carabidae, Naturwaldzellen, Biosphärenpark Wienerwald, Buchenwald

### **Einleitung**

Der Waldanteil am österreichischen Staatsgebiet beträgt 47,2 %, was einer forstwirtschaftlich genutzten Fläche von über 3,96 Mio. Hektar entspricht (BMLFUW, 2008a, b). Obwohl der Mensch schon seit Jahrhunderten direkt in das Ökosystem Wald eingreift, wird nur ein Drittel der Waldfläche als stark verändert bis künstlich eingestuft (WILLNER & GRABHERR, 2007). Den flächenmäßig größten Anteil an Waldgebieten nehmen mäßig veränderte Wälder ein (41 %), die forstwirtschaftlich intensiv genutzt werden, jedoch noch Elemente der potentiellen natürlichen Vegetation beherbergen. Naturnahe Waldbestände (18 %) enthalten die natürlichen Zusammensetzungen an Baumarten, zeichnen sich jedoch meist durch das Fehlen von ausgeprägten Totholzanteilen aus (BMLFUW, 2008a). Vom Menschen unbeeinflusste Wälder, Primärwälder bzw. Urwälder sind auf 3 % der gesamten Waldfläche reduziert.

Die österreichischen Wälder zeichnen sich durch eine große Vielfalt aus und sind für die Erhaltung und Förderung dieser Biodiversität von größter Bedeutung. Beispielsweise gibt es in Österreich etwa 110 Waldassoziationen (WILLNER & GRABHERR, 2007) - auch von den bisher ausgewiesenen Natura 2000 Gebieten sind rund die Hälfte Wald (BMLFUW, 2005). Von den vorkommenden Waldgesellschaften sind etwa 31 durch die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) geprägt (FRANK et al., 2006), was wahrscheinlich darauf zurückzuführen ist, dass ohne anthropogene Eingriffe der Großteil Mitteleuropas von Buchen oder Buchenassoziationen bedeckt wäre (ELLENBERG, 1996; ENGLISCH, 2006). Umso erstaunlicher ist es, dass der aktuelle Buchenanteil in österreichischen Wäldern nur 9,6 % beträgt (BMLFUW, 2005; 2008b). Im Zuge der forstlichen Reinertragslehre und der Umwandlung der Wälder im Zuge der letzten 150 Jahre haben wir heute die Situation, dass die Fichte (*Picea abies*) mit knapp 54 % die häufigste Baumart darstellt (BMLFUW, 2005; 2008b).

Der Wienerwald ist ein 135.000 Hektar umfassendes Gebiet in der kollinen bis submontanen Stufe (200-890 m), das zu 52 % bewaldet ist. Er besteht aus zwei geologischen Einheiten: der Flyschzone im Westen und Norden, sowie aus den östlichen Ausläufern der Nördlichen Kalkalpen. Der Wienerwald stellt insgesamt eines der größten

zusammenhängenden Buchenwaldgebiete Europas dar (Rotbuchenanteil: 54,7 %) und ist seit 30. Juni 2005 von der UNESCO als Biosphärenpark anerkannt. Das insgesamt 105.645 Hektar große Schutzgebiet, hat einen Waldanteil von 63 %, und entspricht dem Niederösterreichischen Landschaftsschutzgebiet Wienerwald und beinhaltet Flächen des Wiener Wald- und Wiesen-Schutzgebietgürtels. Die Haupteigentümer des Gebietes sind die Österreichischen Bundesforste AG.

Der Schutz der Wälder wurde in den letzten Jahren durch das Naturwaldreservate-Programm verwirklicht. Naturwaldreservate sind außer Nutzung gestellte Waldgebiete, die die Baumartenzusammensetzung und Bestandesstruktur der natürlichen Vegetationsverhältnisse möglichst gut repräsentieren und so die natürliche Entwicklung des Ökosystems Wald fördern. Gleichzeitig dienen sie zur Erhaltung und der natürlichen Entwicklung der Biodiversität (FRANK, 2003).

Naturwaldzellen sind kleinflächige Naturwaldreservate mit einer Mindestgröße von 1 Hektar. Durch ihre Größe dienen sie einerseits zum Erhalt der natürlichen Vielfalt auf kleinem Raum und andererseits zur Vernetzung von Lebensräumen.

Die vorliegende Studie beschäftigt sich mit der Laufkäferfauna von drei Buchen-Naturwaldzellen (NWZ) und eines Buchen-Wirtschaftswaldes im Biosphärenpark Wienerwald (Irenental, Niederösterreich). Laufkäfer werden schon seit langem zur Bewertung von Lebensräumen herangezogen (z.B. THIELE, 1977; TOPP, 1982, SCHEURIG et al., 1996), da sie als ausgezeichnete Bioindikatoren gelten (MÜLLER-MOTZFELD, 1989; RAINIO & NIEMELÄ, 2003; IRMLER, 2004). Vor allem in Buchenwäldern sind Laufkäfer, neben Spinnen und Chilopoden, die wichtigsten Prädatoren und haben eine wichtige Funktion bei der Kontrolle der epigäischen Bodenfauna (WEIDEMANN, 1972). In der Waldökologie werden sie beispielsweise bezüglich Habitatgröße (KOTZE & O'HARA, 2003; LÖVEI et al., 2006; MAYER et al., 2006) und Habitatstruktur (DÜLGE, 1989; HUMPHREY et al., 1999), Wasserhaushalt (POSPISCHIL, 1982), Fragmentation bzw. Isolation von Lebensräumen (DÜLGE, 1994; EYHOLZER, 1995; DAVIES & MARGULES, 1998; KELLER et al., 2005; MAYER et al., 2006), sowie im Forstmanagement (MAGURA et al., 2000; MAGURA et al., 2002; MAGURA et al., 2006) als Indikatoren herangezogen.

Anhand der Laufkäferfauna sollen folgende Fragen geklärt werden:

- a) welche Laufkäfergesellschaften leben in den unterschiedlichen Standorten?
- b) lassen sich anhand der Laufkäfergesellschaften Aussagen über die Qualität der Naturwaldzellen treffen?

c) Eignen sich die außer Nutzung gestellten Buchenwälder als Naturwaldzellen?

### **Untersuchungsgebiete und Methoden**

Die Laufkäferfauna wurde in vier Buchenwäldern in der Umgebung der Gemeinde Untertullnerbach im Irenental/Niederösterreich untersucht (Tab. 1). Bei den Untersuchungsstandorten „Brunnberg“ (Ö 16°07'16"; N 48°11'51"; 327 m), „Großer Steinbach“ (Ö 16°08'15"; N 48°12'27"; 382 m) und „Heinratsberg“ (16°04'51"; N 48°12'50", 425 m) handelt es sich um Naturwaldzellen, die seit mindestens 10 Jahren außer Nutzung gestellt sind. Die „Östliche Chateauwiese“ (Ö 16°07'06"; N 48°12'20"; 370 m) ist ein Wirtschaftswald.

Die Beprobung erfolgte im Zeitraum vom 20. April bis 16. November 2007 mit jeweils sechs Barberfallen. Als Fallen wurden Kindernahrungsgläser mit einem Öffnungsdurchmesser von 4,3 cm verwendet. Als Fangflüssigkeit diente Etyhlyenglycol. Die Fallen wurden in einem dreiwöchigen Intervall geleert und das Fangmaterial in 80 % - igen Alkohol aufbewahrt. Die Determination der Laufkäfer erfolgte nach MÜLLER-MOTZFELD (2004).

### **Buchenwald-Gesellschaften**

In den untersuchten Buchenreinbeständen können pflanzensoziologisch zwei Waldgesellschaften unterschieden werden. Bei den Naturwaldzellen (NWZ) „Brunnberg“ und „Heinratsberg“ handelt es sich um ein mäßig-schlechtwüchsiges *Melampyro-Fagetum* (Wachtelweizen-Buchenwald), die NWZ „Großer Steinbach“ und der Wirtschaftswald „Östliche Chateauwiese“ sind ein wüchsiges *Galio odorati-Fagetum* (Waldmeister-Buchenwald). Die vier Buchenwälder unterscheiden sich deutlich in der Bestockungsdichte, im Baumdurchmesser, dem Lichtregime und der Bodenbonität (Tab. 1).

### **Umweltparameter**

Die Einstrahlung in LUX wurde in allen Untersuchungsflächen mit Hilfe eines „Light Meter“ (PeakTech 5035 - Environment Meter) gemessen. Die Messungen erfolgten an einem sonnigen Tag (31. Juli 2008), an dem pro Fallenpunkt drei Messungen durchgeführt wurden. Gleichzeitig wurde pro Standort in einer jeweils 20 x 20 Meter großen Fläche eine pflanzensoziologische Aufnahme durchgeführt, der Waldtyp bestimmt, sowie alle Bäume der Flächen, die einen Durchmesser von über 15 Zentimeter aufwiesen (Durchmesser in

Brusthöhe), gezählt und vermessen. Ebenfalls gezählt wurden alle Totholzstücke auf dem Boden mit einem Durchmesser über 15 Zentimeter und einer Länge über 1 Meter.

## Statistik

Der Vergleich der Laufkäferzönosen der vier Untersuchungsflächen basiert auf Präsenz-Absenz Daten (1,0). Die Gruppierung der Zönosen erfolgte mittels Multidimensional-Scaling-Verfahren und Hierarchischer Clusteranalyse. Bei der Hierarchischer Clusteranalyse dienten als Cluster- Methode die Option „Linkage zwischen den Gruppen“ und als binäres Maß der „Lance & Williams“-Index. Dieses Maß wurde auch beim Multidimensional-Scaling-Verfahren verwendet. Die Auswertungen erfolgte mit Hilfe des Statistikprogramms SPSS 11.5 für Windows (NORUŠIS, 2000).

Tab. 1: Die Kenngrößen der Vegetation und Bodenverhältnisse der untersuchten Buchenwälder. NWZ- Naturwaldzelle, Ww- Wirtschaftswald.

	<b>NWZ 1 Brunnberg</b>	<b>NWZ 2 Großer Steinbach</b>	<b>NWZ 3 Heinratsberg</b>	<b>Ww Östl. Chateauwiese</b>
Exposition	Nord(ost)	Südwest	Süd(ost)	Süd(west)
Alter des Bestandes (in Jhr.)	~140	~180	~160-170	~100
Naturwaldzelle (in Jhr.)	10	15	10	–
Pflanzengesellschaft	<i>Melampyro- Fagetum</i>	<i>Galio odorati- Fagetum</i>	<i>Melampyro- Fagetum</i>	<i>Galio odorati- Fagetum</i>
Bonität	schlecht	mittel	schlecht	gut
Erschließung	schlecht	schlecht	gut	gut
Anzahl der Bäume (20 x 20 m)	20	17	7	10
Baumdurchmesser (Mittelwert ± Stabw. in cm)	36 ± 10	42 ± 18	59 ± 7	43 ± 6
Baumdurchmesser (Evenness)	0,97	0,91	0,99	0,99
Totholzstücke (Ø > 15cm, L > 1m)	11	19	1	3
LUX (Mittelwert ± Stabw)	3450 ± 2870	5110 ± 5420	6060 ± 6790	6800 ± 3460
LUX (Evenness)	0,76	0,68	0,59	0,90

## Ergebnisse

### Faunistik

In den vier Buchenwäldern wurden im Untersuchungszeitraum 24 Laufkäferarten mit 1132 Individuen gefangen (Tab. 2). Die NWZ „Brunnberg“ und der Wirtschaftswald „Östliche Chateauwiese“ weisen mit 16 Arten die höchste Laufkäferdiversität auf, der Wirtschaftswald hat die größte Anzahl gefangener Individuen. Von den 24 Laufkäferarten kommen sechs Arten in allen vier Standorten vor, neun Arten konnten jeweils nur in einem Buchenwald gefunden werden. Die häufigste Laufkäferart der untersuchten Naturwaldzellen ist *Pterostichus burmeisteri*, der mit 450 Individuen nachgewiesen wurde. Weitere häufige Arten sind *Abax parallelepipedus*, *Aptinus bombardata* und *Carabus arvensis* (Tab. 2). Anhand des Dominanzspektrums der Laufkäferfauna sieht man weiters, dass *Pterostichus burmeisteri* in der NWZ „Großer Steinbach“ und im Wirtschaftswald die weitaus häufigste Art darstellt (40,5 % bzw. 45,8 %), während die häufigsten Arten in der NWZ „Brunnberg“ *Aptinus bombardata* (19,4 %) und im NWZ „Heinratsberg“ *Abax parallelepipedus* (23,7 %) sind.

Bei den nachgewiesenen Laufkäfern handelt es sich vor allem um Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Wäldern (Tab. 3), wobei der Anteil an stenöken Waldarten 29 % und der euryöken Waldarten 58 % beträgt (Abb. 1). Der Anteil der stenöken silvikolen Arten ist in der NWZ „Brunnberg“ am höchsten, in der NWZ „Heinratsberg“, wo ausschließlich silvikole Arten vorkommen, am geringsten (Abb. 3; Abb. 4). Besonders hervorzuheben sind hierbei *Abax ovalis*, *A. parallelus*, *Aptinus bombardata*, *Carabus glabratus* und *Carabus intricatus*.

Waldarten zeichnet oft auch eine Präferenz für feuchte Lebensräume aus (Abb. 1). Individuenreiche hygrophile, silvikole Laufkäferarten sind *Cychrus attenuatus*, *Pterostichus burmeisteri*, sowie alle nachgewiesenen Arten der Gattung *Abax* (Tab. 3). In den Naturwaldzellen „Brunnberg“ und „Heinratsberg“ liegt der Anteil der hygrophilen Arten über 50 %, in der NWZ „Großer Steinbach“ und dem Wirtschaftswald „Östliche Chateauwiese“ knapp über 40 % (Abb. 5). Euryöke Laufkäferarten, die keine ausgesprochene Präferenz auf Wälder zeigen, sind *Carabus scheidleri*, *Pterostichus melanarius* und *Trechus quadristriatus* (Tab. 3; zur Ökologie siehe KOCH (1989) und MARGGI (1992)).

Laut STRAKA (1989) zählen aus der Gattung *Carabus* folgende Arten zu den typischen Vertretern des Wienerwaldes: *C. glabratus*, *C. nemoralis*, *C. coriaceus* und *C. intricatus*. *Carabus glabratus* ist als Indikator für intakte Buchenwälder bzw. aufgrund seiner geringen Ausbreitungsfähigkeit als Reliktart alter Buchenwälder anzusehen (BLUMENTHAL, 1981;

ASSMANN, 1994; 1999). BLUMENTHAL (1981) sieht in *Carabus arvensis* einen Indikator für naturnahe Waldgesellschaften - nach TURIN et al. (2003) bevorzugt er feuchte und lichte Wälder. *Carabus intricatus* wird von BLUMENTHAL (1981) als Indikator für intakte thermophile Waldgebiete angesprochen. Weitere Arten, die starke Bindung an *Fagetalia*-Gesellschaften zeigen sind, *Abax ovalis*, *Abax parallelus*, *Abax parallelepipedus*, *Cychnus attenuatus* und *Pterostichus burmeisteri* (SCHEURIG et al., 1996).

Die Hierarchische Clusteranalyse zeigt eine deutliche Unterscheidung der Laufkäfergemeinschaften der Naturwaldzellen „Brunnberg“ und „Heinratsberg“ auf der einen Seite und der NWZ „Großer Steinbach“ und dem Wirtschaftswald „Östliche Chateauwiese“ auf der anderen Seite (Abb. 2). Diese Trennung entspricht klar der pflanzensoziologischen Trennung in Wachtelweizen-Buchenwälder und Waldmeister-Buchenwälder. Die Unterschiede sind vor allem auf Laufkäferarten *Carabus glabratus*, *Notiophilus biguttatus*, die nur in den Naturwaldzellen „Brunnberg“ und „Heinratsberg“ vorkommen, sowie *Carabus coriaceus*, *Pterostichus oblongopunctatus*, die nur in der NWZ „Großer Steinbach“ und dem Wirtschaftswald vorkommen, zurückzuführen. In diesen beiden Buchenwäldern wurden auch 87 % der gesamten Individuen gefangen und 19 der 24 Arten nachgewiesen (Tab. 1). Die Naturwaldzellen „Brunnberg“ und „Heinratsberg“ sind mit nur 13 % der Gesamtindividuenzahl unverhältnismäßig individuenarm und beinhalten zusammen 16 Arten.

Die Multidimensionale Skalierung zeigt, dass im Vergleich mit 10 Buchenwäldern aus Deutschland (Daten aus SCHEURIG et al., 1996) die untersuchten österreichischen Buchenwälder eine eigene Laufkäfergesellschaft bilden (Abb. 6). Es wurden Daten von zwei weiteren geeigneten Buchenwäldern miteinbezogen (JANK, 1995; JANTSCHER & PAILL, 1998). Der Vergleich dieser Buchenstandorte mit Eichen-Hainbuchenstandorten (unpubl. Daten) zeigt, dass unsere Buchenwälder sich deutlich von den Eichen-Hainbuchenwäldern unterscheiden, jedoch keine Ähnlichkeit mit den zwei zusätzlichen Buchenwäldern aus der Literatur (JANK, 1995; JANTSCHER & PAILL, 1998) besitzen (Abb. 7).

Tab. 2: Laufkäfer-Artenliste: Anzahl und Dominanzen der Individuen in den vier untersuchten Standorten. NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 -„Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

Art	NWZ 1		NWZ 2		NWZ 3		Ww		Σ	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
<i>Abax ovalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	8	7,4	28	6,9	-	-	35	6,0	71	6,3
<i>Abax parallelepipedus</i> (PILLER & MITTERPACHER, 1783)	14	13,0	82	20,2	9	23,7	122	21,0	227	20,1
<i>Abax parallelus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	2	1,9	1	0,2	2	5,3	3	0,5	8	0,8
<i>Aptinus bombardaria</i> ILLIGER, 1800	21	19,4	58	14,3	3	7,9	64	11,0	146	12,9
<i>Carabus arvensis</i> HERBST, 1784	9	8,3	43	10,6	-	-	62	10,7	114	10,1
<i>Carabus coriaceus</i> L., 1758	-	-	3	0,8	-	-	1	0,2	4	0,4
<i>Carabus glabratus</i> PAYKULL, 1790	6	5,5	-	-	1	2,6	-	-	7	0,6
<i>Carabus intricatus</i> L., 1761	2	1,9	2	0,5	2	5,3	4	0,7	10	0,9
<i>Carabus nemoralis</i> MÜLLER, 1764	2	1,9	-	-	-	-	3	0,5	5	0,4
<i>Carabus scheidleri</i> PANZER, 1799	-	-	9	2,2	-	-	-	-	9	0,8
<i>Cychrus attenuatus</i> FABRICIUS, 1792	18	16,7	5		4	10,5	4	0,7	31	2,7
<i>Harpalus atratus</i> LATREILLE, 1804	-	-	-	-	-	-	1	0,2	1	0,1
<i>Harpalus marginellus</i> DEJEAN, 1829	1	0,9	-	-	-	-	-	-	1	0,1
<i>Leistus rufomarginatus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	2	1,9	-	-	4	10,5	2	0,3	8	0,7
<i>Molops piceus</i> (PANZER, 1793)	2	1,9	5	1,2	-	-	1	0,2	8	0,7
<i>Nebria brevicollis</i> (FABRICIUS, 1792)	1	0,9	-	-	-	-	-	-	1	0,1
<i>Notiophilus biguttatus</i> (FABRICIUS, 1779)	5	4,6	-	-	7	18,4	-	-	12	1,1
<i>Pterostichus burmeisteri</i> HEER, 1841	14	13,0	164	40,5	6	15,8	266	45,8	450	39,8
<i>Pterostichus melanarius</i> (ILLIGER, 1798)	1	0,9	-	-	-	-	-	-	1	0,1
<i>Pterostichus niger</i> (SCHALLER, 1783)	-	-	1	0,2	-	-	-	-	1	0,1
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (FABRICIUS, 1787)	-		3	0,8	-	-	11	1,9	14	1,2
<i>Pterostichus transversalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	-	-	1	0,2	-	-	-	-	1	0,1
<i>Trechus pilisensis</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,2	1	0,1
<i>Trechus quadristriatus</i> (SCHRANK, 1781)	-	-	-	-	-	-	1	0,2	1	0,1
<b>Gesamtartenzahl</b>	16		14		9		16			
<b>Gesamtindividuenzahl</b>	108		405		38		581		1132	

Tab. 3: Ökologische Präferenz, Feuchtepräferenz nach KOCH (1989) und MARGGI (1992) sowie Flügelausbildung der nachgewiesenen Laufkäferarten. b-brachypter, d-dimorph, eury-eurytop, hygro-hygrophil, silv-silvikol, steno-stenotop, xero-xerophil.

Art	Ökolog. Präferenz	Feuchtepräferenz	Flügel
<i>Abax ovalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	steno silv	hygro	b
<i>Abax parallelepipedus</i> (PILLER & MITTERPACHER, 1783)	eury silv	hygro	b
<i>Abax parallelus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	steno silv	hygro	b
<i>Aptinus bombardia</i> ILLIGER, 1800	steno silv	-	b
<i>Carabus arvensis</i> HERBST, 1784	eury silv	xero	b
<i>Carabus coriaceus</i> L., 1758	eury silv	xero	b
<i>Carabus glabratus</i> PAYKULL, 1790	steno silv	-	b
<i>Carabus intricatus</i> L., 1761	steno silv	xero	b
<i>Carabus nemoralis</i> MÜLLER, 1764	eury silv	-	b
<i>Carabus scheidleri</i> PANZER, 1799	eury	-	b
<i>Cychrus attenuatus</i> FABRICIUS, 1792	eury silv	hygro	b
<i>Harpalus atratus</i> LATREILLE, 1804	eury silv	xero	b
<i>Harpalus marginellus</i> DEJEAN, 1829	eury silv	-	b
<i>Leistus rufomarginatus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	eury silv	hygro	d
<i>Molops piceus</i> (PANZER, 1793)	steno silv	hygro	b
<i>Nebria brevicollis</i> (FABRICIUS, 1792)	eury silv	hygro	b
<i>Notiophilus biguttatus</i> (FABRICIUS, 1779)	eury silv	xero	d
<i>Pterostichus burmeisteri</i> HEER, 1841	eury silv	hygro	b
<i>Pterostichus melanarius</i> (ILLIGER, 1798)	eury	hygro	b
<i>Pterostichus niger</i> (SCHALLER, 1783)	eury silv	hygro	b
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (FABRICIUS, 1787)	eury silv	xero	b
<i>Pterostichus transversalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	eury silv	-	b
<i>Trechus pilisensis</i>			b
<i>Trechus quadristriatus</i> (SCHRANK, 1781)	eury	-	b

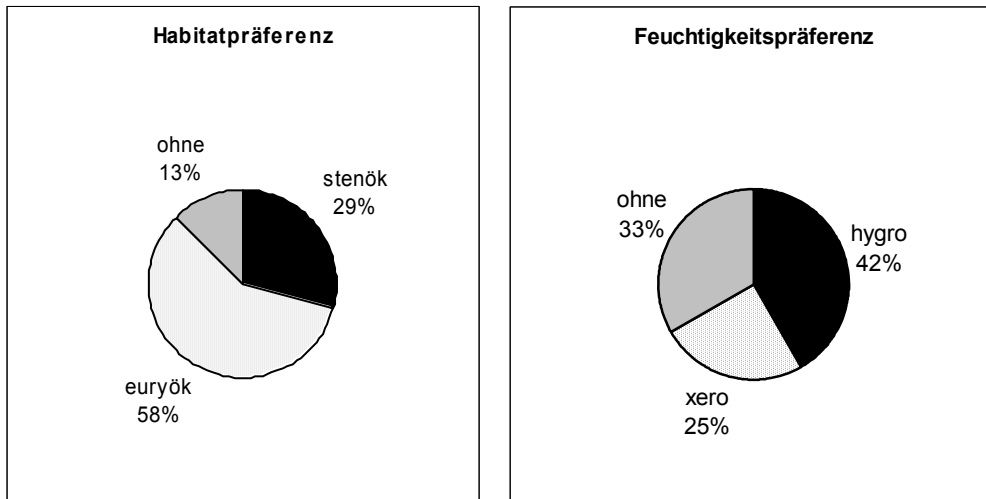


Abb. 1: Ökologische Präferenz und Feuchtepräferenz der nachgewiesenen Laufkäferarten der vier Buchenwald-Standorte. a): stenöke Waldarten (schwarz), euryöke Waldarten (gepunktet), ohne Präferenz (grau). b): hygrophile Arten (schwarz), xerophile Arten (gepunktet), ohne Präferenz (grau).

\* \* \* \* \* H I E R A R C H I C A L C L U S T E R A N A L Y S I S \* \* \* \* \*

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)

Rescaled Distance Cluster Combine

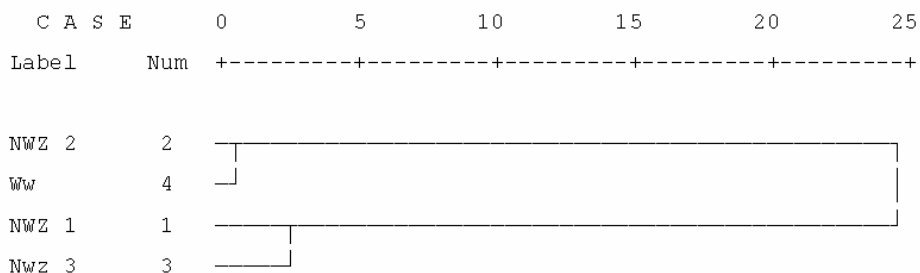


Abb. 2: Die Hierarchische Clusteranalyse der Laufkäferaufsammlungen der vier Untersuchungsflächen basierend auf Präsenz-Absenz Daten (als Cluster-Methode wurde „Linkage zwischen den Gruppen“ verwendet und „Lance & Williams“ als binäres Maß). NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 - „Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

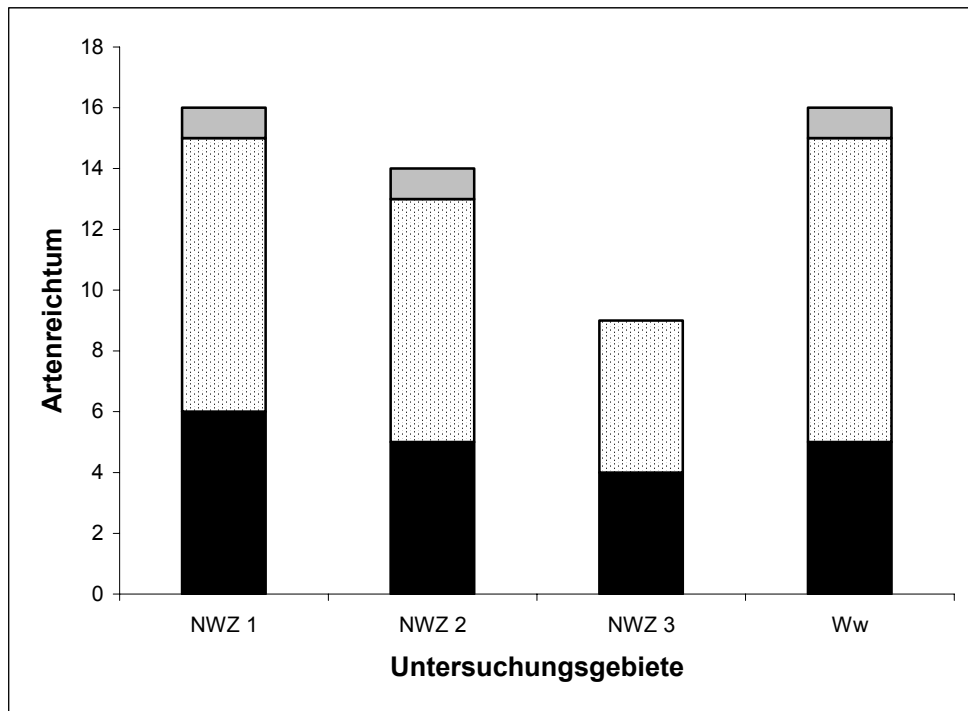


Abb. 3. Artenreichtum der Laufkäfergesellschaften in den vier Untersuchungsflächen getrennt nach ihrer Habitataffinitäten: stenöke Waldarten (schwarz), euryöke Waldarten (gepunktet), ohne Präferenz (grau), NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 -„Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

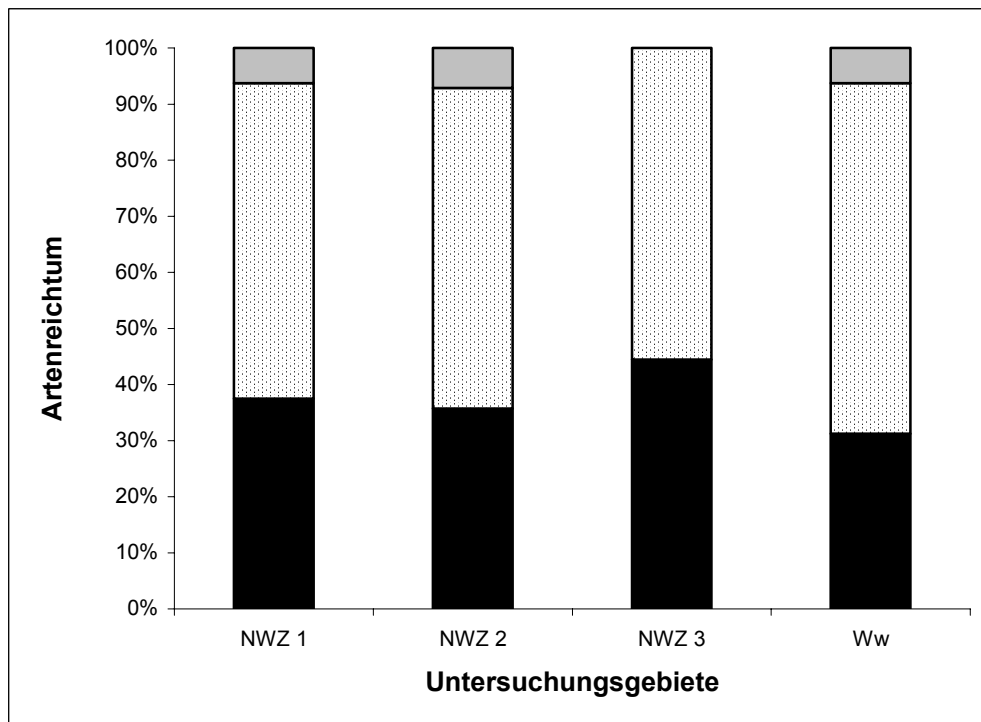


Abb. 4. Relative Häufigkeit der Laufkäferarten in den vier Untersuchungsflächen getrennt nach ihrer Habitataffinitäten: stenöke Waldarten (schwarz), euryöke Waldarten (gepunktet), ohne Präferenz (grau), NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 -„Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

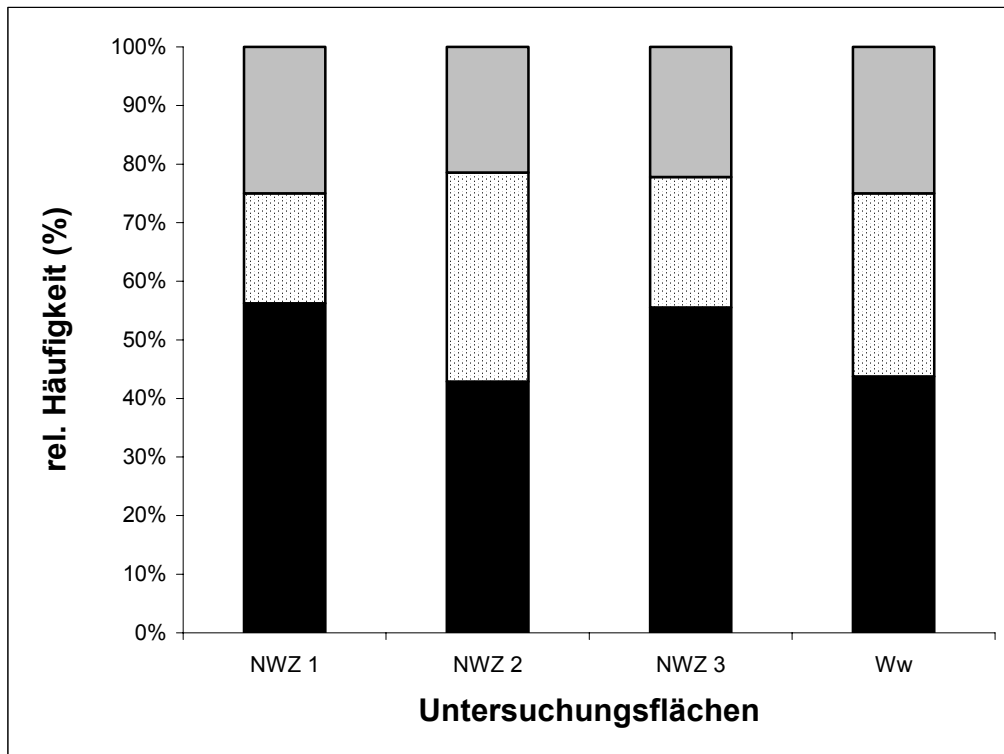


Abb. 5. Relative Häufigkeit der Laufkäferarten in den vier Untersuchungsflächen getrennt nach ihrer Feuchtigkeitspräferenz: hygrophile Arten (schwarz), xerophile Arten (gepunktet), ohne Präferenz (grau), NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 -„Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

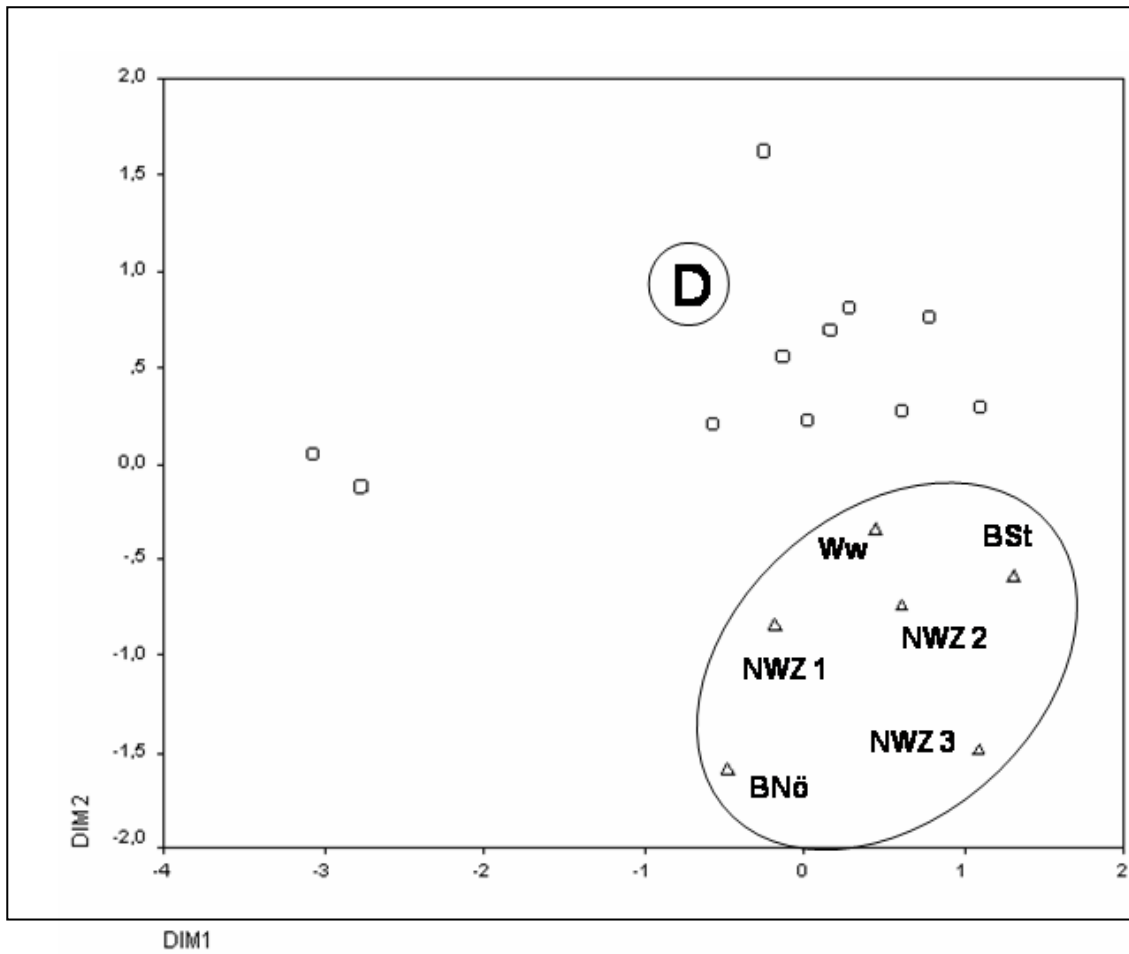


Abb. 6: Multidimensionale Skalierung (auf der Basis von Präsenz-Absenz-Daten und der Verwendung des „Lance & Williams“-Maßes) der Laufkäfergesellschaften von Buchenwälder aus Österreich und Deutschland. BNö-Buchenwald - JANK (1995), BSt-Buchenwald - JANTSCHER & PAILL (1998), D-Deutschland - SCHEURIG et al. (1996), NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 -„Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

## Diskussion

Europaweit sind Wälder durch ihre Erschließung und der daraus folgenden Fragmentation und Isolation der Lebensräume bedroht. Jedoch konnte für Laufkäfer nachgewiesen werden, dass für ihr Vorkommen weniger die Flächengröße oder der Isolationsgrad der einzelnen Waldfragmente ausschlaggebend ist, sondern deren Alter und die Barrierewirkung durch Forststraßen (DÜLGE, 1989; MADER et al., 1990; EYHOLZER, 1995; DAVIES & MARGULES, 1998; KOIVULA & VERMEULEN, 2005). Demnach muss erst ein bestimmtes Sukzessionsstadium erreicht sein, bevor sich vermehrt Waldarten zeigen, vor allem von stenöken Zeigerarten wie *Carabus glabratus*, *C. intricatus* und *Abax ovalis*. Das bedeutet, dass die Neubesiedlung aufgeforsteter, isolierter Flächen durch Wald-Carabiden relativ lange dauert (DÜLGE, 1989). Zusätzlich werden kleinflächige Lebensräume wesentlich stärker von Randeffekten beeinflusst, was sich durch die Zuwanderung von Offenlandarten aus dem Umland, sowie Abnahme bzw. das Fehlen von stenöken Waldarten äußert (DAVIES & MARGULES, 1998; BROEN, 1964; LÖVEI et al., 2006). Meist zeichnet solche Flächen auch eine hohe Artenzahl aus. Dieser Effekt entsteht auch durch die Vielfalt an Mikrohabitaten an Waldrändern („forest-edge“), die einer größeren Anzahl an Laufkäferarten, mit verschiedenen ökologischen Ansprüchen, einen Lebensraum bieten können. Dies sind nicht nur Waldarten und Offenlandarten, sondern auch Arten, die bevorzugt diese Ökotope besiedeln („edge-species“; LÖVEI et al., 2006).

Der Randeffekt und der Zuzug von Arten aus der den Wald umgebenden Matrix, sowie die „forest edge“-Situation ist jedoch mit der Habitatgröße korreliert: je kleiner die Waldfläche, desto relativ größer ist der Waldrand, und umso mehr Arten des Waldrandes kommen in der Waldfläche vor (LÖVEI et al., 2006). Daraus ergibt sich eine Minimalgröße, die ein Waldfragment haben muss, um eine typische silvikole Laufkäfer-Zusammensetzung zu entwickeln. Diese Größe ist jedoch wiederum sehr von lokalen Gegebenheiten, Habitatstruktur, Alter etc. abhängig. So werden in der Literatur Zahlen von 1 Hektar (MADER, 1984), 41 (LÖVEI et al., 2006) und mehr Hektar angegeben (NIEMELÄ, 2001) angegeben.

Ein ähnlicher negativer Effekt bezüglich Verkleinerung des Lebensraumes zeigt sich bei Straßen. Die Barrierewirkung von Straßen ist schon länger Thema von diverser Untersuchungen (z.B. MADER, 1979; MADER, 1984; VERMEULEN, 1993; FORMAN & ALEXANDER, 1998). Die Barriere, die von Forststrassen ausgeht ist vor allem für Arthropoden eine Mikroklimaschwelle, die beispielsweise Laufkäfergesellschaften bis 30 Meter in den Wald reichend verändern kann (MADER, 1981; EYHOLZER, 1995).

Nachweislich beträgt der Biotopverlust von einzelnen Waldarten somit etwa 7 Hektar pro Kilometer Forststraße. Zusätzlich ergibt sich das Problem, dass Waldlaufkäfer, im Gegensatz zu Offenlandarten, nachweislich kaum Straßen überqueren (MADER, 1981; MADER et al., 1990; KOIVULA & VERMEULEN, 2005). Dieser Umstand ist äußerst wichtig für die Erstellung von Naturschutzkonzepten, die das Ziel haben einzelne Waldfragmente, Naturwaldzellen oder Naturreservate miteinander zu vernetzen, da die Möglichkeit besteht, dass die gewünschten Tiergruppen nicht ihr Ziel erreichen werden.

Im Vergleich zu Offenlandhabitaten können europäische Waldstandorte generell als relativ artenarm bezeichnet werden (z.B. KNIE, 1973; ASSMANN, 1999; VOGEL, & KROST, 1990; IRMLER, 2001; GÜNTHER & ASSMANN, 2004; HURUK & HURUK, 2005). Vor allem in Buchenwäldern, mit eher geringer Bodenvegetation und einer im Vergleich zu anderen Laubbäumen schwer zersetzlichen Laubstreu (DUNGER, 1958), werden mit Bodenfallen selten mehr als 20 Arten erfasst (KNIE, 1973; MARTIUS, 1986; JANK, 1995; SCHEURIG et al., 1996; JANTSCHER & PAILL, 1998; ELEK et al., 2001; MAGURA et al., 2002). Es hat sich ebenfalls gezeigt, dass beim Vergleich von Wäldern mit Offenlandstandorten ein umgekehrt proportionales Verhalten erkennbar wird (SCHEURIG et al., 1996): Wälder weisen geringere Artenzahl bei höherer Aktivitätsdichte auf, Lebensräume mit niedriger Vegetation zeigen höhere Artenzahlen bei niedrigerer Aktivitätsdichte. So wurden dementsprechend in den von uns untersuchten Naturwaldzellen 24 Laufkäferarten nachgewiesen, teilweise mit hohen Abundanzen.

Für das Vorkommen und die Verbreitung von Laufkäfern in Wäldern sind vor allem mikro- und mesoklimatische Bedingungen wichtig (z.B. BAGUETTE, 1993; IRMLER, 1995; IRMLER, 2001; MAYER et al., 2006; ZIESCHE et al., 2006). Dabei scheint, neben Deckungsgrad, Nutzungsintensität, Waldfläche und lokalklimatischen Verhältnissen, die Bodenfeuchte und Ausprägung der Streuauflage von besonderer Bedeutung (IRMLER, 1995; MAYER et al., 2006; ZIESCHE et al., 2006). Beispielsweise ist die Boden- und Luftfeuchtigkeit in geschlossenen Waldflächen höher als im Offenland, während Temperaturschwankungen gering bleiben (OTT, 1994). Gerade in naturbelassenen Buchenwäldern werden daher zumeist Laufkäferarten angetroffen die kühle-feuchte Habitate bevorzugen und hier optimale Bedingungen vorfinden (SCHEURIG et al., 1996). In solchen feuchten Standorten dominieren Carabidae, verglichen mit anderen zoophagen, epigäischen Arthropoden-Gruppen in besonderem Ausmaß (DUNGER et al., 1980).

Die forstwirtschaftliche Nutzung (v. a. Kahlschlagwirtschaft) verändert die Qualität eines Waldes bezüglich Deckungsgrad, Bodenbeschaffenheit und Klima immens, was sich direkt

in der Laufkäferfauna nachweisen lässt. In Wirtschaftswäldern bzw. in eher gestörten Waldstandorten findet man folglich vermehrt thermophile und euryöke Waldarten, die etwas lichtere Strukturen bevorzugen, sowie Begleitarten, die als euryöke Offenlandarten oder als Ubiquisten ein bevorzugtes Strahlungsregime vorfinden (SCHEURIG et al., 1996; KOIVULA et al., 1999; RAINO & NIEMELÄ, 2003; HUBER & BAUMGARTEN, 2005; MAGURA et al., 2000; 2002; 2006). Daraus resultiert nachweislich ein kurzzeitiges Ansteigen der Gesamtartenzahl durch das syntope Vorkommen von Wald- und Offenlandarten und einen anschließenden Verlust an setnöken, sowie euryöken Waldarten (NIEMELÄ et al., 1993; HUBER & BAUMGARTEN, 2005).

### **Bewertung der untersuchten Naturwaldzellen**

Europäische Waldtypen gehören zu den am meisten bedrohten Ökosystemen der Welt. So wird geschätzt, dass lediglich 0,2 % der mitteleuropäischen Laubwälder in einem relativ natürlichen Zustand (z.B. Urwald, Primärwald) geblieben sind (HANNAH et al., 1995). Naturwaldzellen sind eine Möglichkeit auf kleinstem Maßstab die natürlichen Prozesse in einem Waldökosystem aufrechtzuerhalten und ein Refugium für gefährdete Spezies zu bilden. Zusätzlich dienen sie als Trittsteinbiotope zur Vernetzung von fragmentierten Habitatsinseln in einem größeren ökologischen Kontext. Wie rasch sich ein außer Nutzung gestellter Wald in einen natürlichen Zustand entwickelt, hängt davon ab, wie alt die Bestände und wie vorratsreich die Naturwaldzelle zum Zeitpunkt der Ausweisung war. Zusätzlich sind unter anderem Bodenbeschaffenheit, Bestandsdichte, Struktureichtum und Kronenschluss von Bedeutung.

Die vorliegende Untersuchung hat ergeben, dass sowohl die drei Naturwaldzellen, als auch der Wirtschaftswald typische (Buchen-) Waldlaufkäferzönosen beherbergen. Das Vorkommen von wichtigen Indikatorarten wie *Carabus glabratus*, *C. intricatus*, *Abax ovalis*, *A. parallelus* weist auf eine fortgeschrittene Entwicklung in Richtung Naturwald hin. Es konnten keine ausgesprochenen Offenlandarten nachgewiesen werden, was zeigt, dass keine massiven Störungen stattfinden, die es diesen Arten ermöglicht den Wald zu durchdringen und zu besiedeln.

Ein zusätzliches Indiz für die Stabilität des Lebensraumes ist der wenig ausgeprägte Flügeldimorphismus der Laufkäferpopulationen. Die Laufkäfer der vier Buchenwald-Standorte weisen, mit Ausnahme von *Leistus rufomarginatus* und *Notiophilus biguttatus* (beide dimorph), brachyptere Flügelausbildung auf (Tab. 2). Das Auftreten ungeflügelter

(brachypter) und geflügelter (makropter) Arten, sowie das Auftreten von Populationen mit beiden Ausbildungsformen (dimorph), kann sich in verschiedenen Lebensräumen, abhängig von deren Alter und ihrer ökologischen Stabilität, stark unterscheiden. Habitate, die regelmäßig von natürlichen oder anthropogenen Störungen beeinflusst werden, weisen verstärkt makroptere Individuen auf (DEN BOER, 1970; DEN BOER et al., 1980). Auch wenn Makropterie nicht automatisch mit guter Ausbreitungsfähigkeit gleichzusetzen ist, wird eine bessere Ausbreitungsfähigkeit, sowie die Neubesiedlung kurzlebiger Habitate und das schnelle Verlassen dynamischer Biotope begünstigt. Dagegen besiedeln brachyptere Arten stabile Lebensräume, die kaum von einschneidenden Veränderungen betroffen sind und als „stenök“ angesprochen werden. Dies erfolgt bei brachypteren, silvikolen Arten, vor allem in Waldfragmenten, eher langsam (ASSMAN, 1999). Die größten Probleme bereiten dabei das Durchwandern unbewaldeter Flächen und Straßen (s. o.), oder das spezifische Ausbreitungsvermögen einzelner Arten. Nach KOTZE & O'HARA (2003) dürfte für Carabidae das Vorhandensein dimorpher Populationen die sicherste Methode sein, um in stark veränderten Lebensräumen Aussterbeprozessen zu entgehen. Demzufolge können makroptere Individuen schneller geeignete Habitate besiedeln, wohingegen sich brachyptere Individuen im Neuland schneller etablieren (DESENDER, 2000).

Die Unterschiede innerhalb der untersuchten Buchenwald-Standorte ergeben sich durch den Waldtyp, die Bodenqualität, Bestandsdichte und die Lichtverhältnisse (Tab. 1), die sich vor allem in der Verteilung der stenöken Laufkäferarten zeigt (Abb. 3, Abb. 4), sowie tendenziell in der Verteilung der Arten nach ihrer Feuchtepräferenz (Abb. 5). Eine spezifische Indikation von Laufkäfern verschiedener *Fagetalia*-Bestände – wie das Ergebnis der Hierarchischen Clusteranalyse vermuten lässt (Abb. 2) – müsste an weiteren Standorten untersucht werden. Trotz geringer Bodenbonität, aber wegen der hoher Baumdichte, die einen optimalen Kronenschluss zulässt und gute Licht- und Feuchtigkeitsverhältnisse schafft (Tab. 1), hat die NWZ „Brunnberg“ die faunistisch wertvollste Laufkäferzusammensetzung, nachweislich durch die höchste Anzahl an stenöken, sowie hygrophilen Arten (Abb. 3; Abb. 5). Der Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“ beherbergt, wie auch die NWZ „Großer Steinbach“, die Laufkäferzönose mit den meisten xerophilen Arten; erwähnenswert ist der stenöke *Carabus intricatus*, sowie *Carabus arvensis* und *Pterostichus oblongopunctatus*. Dies ist durch die intensive forstwirtschaftliche Nutzung (z.B.: Durchforstung) bedingt, die eine höhere Einstrahlung, einhergehend mit höherer Trockenheit, begünstigt. Eine multidimensionale Skalierung, basierend auf Daten vorhergehender Untersuchungen (unpubl. Daten), stellt den

Wirtschaftswald, wie auch die NWZ „Großer Steinbach“, in die Nähe von eher trockenen Eichen-Hainbuchenmischwäldern (Abb. 7). Das Vorkommen der individuenreichen, hygrophilen Arten *Abax parallelepipedus* und *Pterostichus burmeisteri* wird wahrscheinlich durch die gute Bonität und somit höherer Wasserhaltefähigkeit des Bodens ermöglicht, da beide Arten die Laubstreu bewohnen. Durch die Bodenbonität stellt der Wirtschaftswald ein produktiveres Ökosystem dar. Dies wird durch die hohe Aktivitätsdichte verdeutlicht. Verglichen mit der NWZ „Brunnberg“ zeigt der Wirtschaftswald eine etwa 5 ½-fach höhere Individuenzahl. Bedenkt man die geringe räumliche Entfernung der Standorte NWZ „Brunnberg“ und Wirtschaftswald „Östliche Chateauwiese“ voneinander, lässt sich die Auswirkung der forstlichen Nichtnutzung sehr gut darstellen.

Die beiden ältesten Buchenwälder, NWZ „Großer Steinbach“ und „Heinratsberg“, nehmen faunistisch eine Zwischenstellung ein. In ihnen dürfte das Gleichgewicht zwischen Bonität, Bestandsdichte, Totholz und Einstrahlung die jeweiligen Laufkäfergesellschaften prägen. Dadurch ergibt sich jeweils die zöologische Nähe entweder zur NWZ „Brunnberg“, oder zum Wirtschaftswald. Die NWZ „Heinratsberg“ bietet, trotz seines Alters, die schlechtesten Bedingungen für eine schnelle Sukzession – bedingt durch schlechte Bodenbonität, relativ viel Einstrahlung, lichtem Baumbestand und Fehlen von Totholz. Wie zuvor beim Wirtschaftswald verdeutlicht, spiegelt sich im NWZ „Großer Steinbach“ die Bodenbonität ebenfalls in der Aktivitätsdichte der Laufkäfer wider. Es ist zu erwarten, dass auch hier, mit fortlaufender Umwandlung der Buchenwälder, weitere Arten und Laufkäferarten das momentane Inventar bereichern. Aufgrund der Bestandsdichte, Totholzanteil, Alter des Buchenbestandes und Dauer der Aussernutzungstellung, bietet die NWZ „Großer Steinbach“ die besten Bedingungen für eine positive Entwicklung.

## **Schlussfolgerung**

Die Ausweisung von Naturschutzgebieten erfolgt oft in unzugänglichen Gebieten oder in Gebieten mit geringer wirtschaftlichen Rentabilität (MARGULES & PRESSEY, 2000). Durch die vorgegebenen klimatischen, pedologischen Bedingungen und der forstwirtschaftliche Nutzung entwickeln sich typische Laufkäfergesellschaften in unterschiedlicher Qualität und Geschwindigkeit. Darauf basierend kann auch eine erfolgreiche Sukzession in den untersuchten Naturwaldzellen des Biosphärenparks Wienerwald nachgewiesen werden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt beinhaltet die NWZ „Brunnberg“ durch seinen Baum- und Totholzanteil, sowie der geringeren Einstrahlung das faunistisch wertvollste Carabiden-Artinventar. Aufgrund der Bestandsdichte, Totholzanteil, Alter des Buchenbestandes und

Dauer der Aussernutzungstellung, würde die NWZ „Großer Steinbach“ die besten Bedingungen für silvikole Laufkäfergesellschaften bieten.

Für die erfolgreiche Erhaltung von natürlichen Waldhabitaten ist es unumgänglich Waldgebiete außer Nutzung zu stellen, die vor allem optimale Bodenbedingungen mit sich bringen. In Zusammenhang mit dem Alter des Waldes und dem Zeitpunkt seiner Aussernutzungstellung sind kleine, aber ertragreiche Waldflächen wichtige landschaftliche Bausteine und um langfristig die Biodiversität der heimischen Wälder zu erhalten.

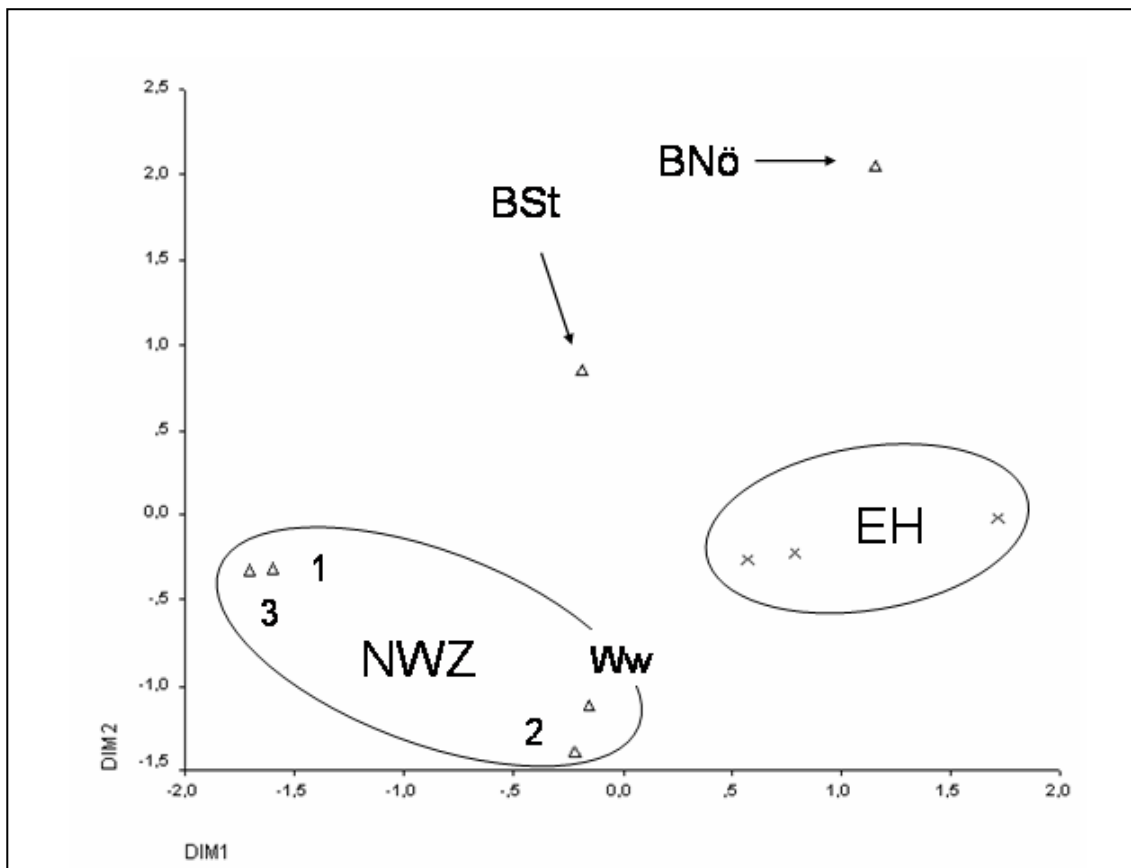


Abb.7: Multidimensionale Skalierung (auf der Basis von Präsenz-Absenz-Daten und der Verwendung des Lance & Williams-Maßes) der Laufkäfergesellschaften von österreichischen Buchenwälder und Eichen-Hainbuchenwäldern (unpubl. Daten). BNö-Buchenwald – JANK (1995), BSt-Buchenwald - JANTSCHER & PAILL (1998), EH- Eichen-Hainbuchenwälder, NWZ 1-„Brunnberg“, NWZ 2 -„Gr. Steinbach“, NWZ 3 - „Heinratsberg“, Ww -Wirtschaftswald „Östl. Chateauwiese“, NWZ-Naturwaldzelle.

## Danksagung

Die Studie wurde von den Österreichischen Bundesforste AG und der Biosphärenpark Wienerwald Management GesbH finanziert. Wir wollen uns an dieser Stelle sehr herzlich bei Frau DI Dr. Alexandra Wieshaider und Herrn DI Gerald Oitzinger (Öbf AG) für die gute Zusammenarbeit und die administrative Abwicklung des Projekts bedanken. Unser herzlichster Dank gilt Herrn Ing. Karl Hudak (Club Naturaktiv, Öbf AG) für die Anregung zu diesem Projekt sowie seine tatkräftige Unterstützung. Ein besonderer Dank gebührt auch Herrn Mag. Dr. Wolfgang Willner (V.I.N.C.A.) für die vegetationskundliche Expertise.

## Literatur

ASSMANN, T. 1994: Epigäische Coleopteren als Indikatoren historisch alter Wälder. – Norddeutsche Naturschutzakademie-Berichte 7: 142-151.

ASSMANN, T. 1999: The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). – Biodiversity and Conservation 8: 1499-1517.

BAGUETTE, M. 1993: Habitat selection of carabid beetle in deciduous woodlands of southern Belgium. – Pedobiologia 37: 365-378.

BLUMENTHAL, C.L. 1981: Einheimische Carabus-Arten als Bioindikatoren. Jahresberichte des naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal 34:70-77.

BMLFUW, 2005: Der Österreichische Wald. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 46pp.

BMLFUW, 2008a: Nachhaltige Waldwirtschaft in Österreich. Österreichischer Waldbericht 2008. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 134pp.

BMLFUW, 2008b: Daten und Zahlen 2008. – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 54pp.

BROEN, B. von 1965: Vergleichende Untersuchung über die Laufkäferbesiedlung einiger norddeutscher Waldbestände und angrenzender Kahlschlagflächen. – Deutsche Entomologische Zeitschrift N.F. 12: 67-82.

DAVIES, K.F. & MARKULES, C.R. 1998: Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. – Journal of Animal Ecology 67: 460-471.

DEN BOER, P.J. 1970: On the significance of dispersal power for populations of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). – Oecologia 4: 1-28.

DEN BOER, P.J., VAN HUIZEN, T.H.P, DEN BOER-DAANJE, W., AUKEMA, B. & DEN BIEMAN, C.F.M. 1980: Wing polymorphism and dimorphism in ground beetles as a stage in an evolutionary process (Coleoptera: Carabidae). – Entomologia Generalis 6: 107–134.

DESENDER, K. 2000: Flight muscle development and dispersal in the life cycle of carabid beetles: patterns and processes. – Entomologie 70: 13-31.

DUNGER, W. 1958: Über die Zersetzung der Laubstreu durch die Boden-Makrofauna im Auenwald. – Zoologisches Jahrbuch 86: 139-180.

DUNGER, W., PETER, H.-U. & TOBISCH, S. 1980: Eine Rasen-Wald-Catena im Leutratl bei Jena als pedozoologisches Untersuchungsgebiet und ihre Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae). – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 53: 1-78.

ELLENBERG, H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen aus ökologischer Sicht. Ulmer-Verlag, Stuttgart. 623pp.

ENGLISCH, M. 2006: Die Rotbuche - ein Baumartenportrait. – Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft - Praxisinformation, Wien 12: 3-4.

EYHOLZER, R. 1995: Auswirkungen der Erschließung von Wäldern der montanen Stufe auf die Laufkäfer (Col., Carabidae). – *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 68: 83-102.

FORMAN, R.T.T. & ALEXANDER, L.E. 1998: Roads and their major ecological effects. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.

FRANK, G., SCHWEINTZER, K.-M. & STEINER, H. 2006: Naturnahe Buchenwälder und das österreichische Naturwaldreservate-Programm. . – Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft - Praxisinformation, Wien 12: 10-11.

FRANK, G. 2003: Naturwaldreservate: international beachtete Einrichtung. – *Österreichische Forstzeitung* 114: 18-19.

GÜNTHER, J. & ASSMANN, T. 2004: Fluctuations of carabid populations inhabiting an ancient woodland (Coleoptera, Carabidae). – *Pedobiologia* 48: 159-164.

HANNAH, L., CARR, J.L. & LANKERANI, A. 1995: Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. – *Biodiversity and Conservation* 4: 128-155.

HUBER, Ch. & BAUMGARTEN, M. 2005: Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald). – *Biodiversity and Conservation* 14: 1989-2007.

HURUK, S. & HURUK, A. 2005: Structure of ground beetle (Col., Carabidae) communities in a montane forest on Mt Sw. Krzyz (Swietokrzyskie Mts) and in Szymbark (Carpathians, Poland). – *Baltic Journal of Coleopterology* 5: 19-29.

IRMLER, U. 1995: Die Stellung der Bodenfauna im Stoffhaushalt schleswig-holsteinischer Wälder. – *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen, Supplement* 18: 1-199.

IRMLER, U. 2001: Charakterisierung der Laufkäfergemeinschaften schleswig-holsteinscher Wälder und Möglichkeiten ihrer ökologischen Bewertung. – Angewandte Carabidologie, Supplement II. Laufkäfer im Wald: 21-32.

IRMLER, U. 2004: Die ökologische Einordnung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. – Faunistisch-ökologische Mitteilungen, Supplement 32. 117pp.

JANK, W. 1995: Laufkäfer (Coleoptera; Carabidae) als Bioindikatoren für forstwirtschaftliche Renaturierungsmaßnahmen in der Regelsbrunner Au (NÖ). Diplomarbeit, Universität Wien. 113pp.

JANTSCHER, E. & PAILL., W. 1998: Die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna eines mittelsteirischen Rotbuchenwaldes (Arachnida: Araneae; Coleoptera: Carabidae). – Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark 128: 209-220.

KNIE, J. 1975: Vergleichend-ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn. – Decheniana 128: 3-19.

KOCH, K. 1989: Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Band 1. Goecke & Evers Verlag, Krefeld. 440pp.

KOIVULA, M.J., PUNTTILA, P., HAILA, Y. & NIEMELÄ, J. 1999: Leaf litter and small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. – Ecography 22: 424-435.

KOIVULA, M.J. & VERMEULEN, H.J.W. 2005: Highways and forest fragmentation – effects on carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). – Landscape Ecology 20: 911-926.

KOTZE, D.J. & O'HARA, R.B. 2003: Species decline – but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. – Oecologia 135: 138-148.

MADER, H.-J. 1981: Der Konflikt Strasse . Tierwelt aus ökologischer Sicht. – Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 22: 1-104.

- MADER, H.-J. 1984: Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. – *Biological Conservation* 29: 81-96.
- MADER, H.-J., SCHELL, C. & KORNACKER, P. 1990: Linear barriersto arthropod movements in the landscape. – *Biological Conservation* 54: 209-222.
- MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & BORDÁN, Z. 2000: Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. – *Biological Conservation* 93: 95-102.
- MAGURA, T., ELEK, Z. & TÓTHMÉRÉSZ, B. 2002: Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. – *European Journal of soil Biology* 38: 291-295
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & ELEK, Z. 2006: Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. – *Community Ecology* 7: 1-12.
- MARGGI, W.A. 1992: Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Coleoptera - Cicindelidae & Carabidae) unter besonderer Berücksichtigung der „Roten Liste“. – *Documenta Faunistica Helvetiae* 13: 477pp.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. 2000: Systematic conservation planning. – *Nature* 405: 243-253.
- MARTIUS, C. 1986: Die Laufkäferfauna (Coleoptera: Carabidae) eines Kalkbuchenwaldes. – *Drosera* 1, 1-56.
- MAYER, Y., MÜLLER-KROEHLING, S & GERSTMEIER, R. 2006: Laufkäfer in isolierten Laubwäldern als Zeigerarten für die Habitatgröße, Bestandstradition und die Naturnähe der Bestockung. – *Mitteilungen der deutscher Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 15: 117-122.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. 1989: Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. – *Pedobiologia* 33: 145-153.

MÜLLER-MOTZFELD, G. 2004: Adepfaga 1: Carabidae. – In: FREUDE, H., HARDE, K.W., LOHSE, G.A. & KLAUSNITZER., B.: Die Käfer Mitteleuropas Bd. 2. Spektrum-Verlag, Heidelberg/Berlin, 2. Auflage. 521pp.

NIEMELÄ, J, LANGOR, D. & SPENCE, J.R. 1993: Effects of clear-cut harvesting on Boreal beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. – Conservation Biology 7: 551-561.

NIEMELÄ, J. 2001: Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: a review. – European Journal of Entomology 98: 127-132.

NORUŠIS, M. 2000: SPSS 10.0 Guide to Data Analysis. Prentice-Hall. 577pp.

OTT, H.-J. 1994: Waldökologie. Ulmer Verlag, Stuttgart. 391pp.

RAINIO, J. & NIEMELÄ, J. 2003: Carabid Beetles as Bioindicators. – Biodiversity and Conservation 12: 489-506.

SCHEURIG, M., HOHNER, W., WEICK, D., BRECHTEL, F. & BECK, L. 1996: Laufkäferzönosen südwestdeutscher Wälder - Charakterisierung, Beurteilung und Bewertung von Standorten. – Carolea 54: 91-138.

STRAKA, U. 1989: Faunistisch-ökologische Untersuchungen von Carabus-Arten (Coleoptera, Carabidae) im Wiener Raum. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich 126: 1-40.

THIELE, H.U. 1977: Carabid beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Berlin Springer Verlag. 369pp.

TOPP, W. 1982: Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col. Carabidae). – Drosera 1: 109-116.

TURIN, H., PENEV, L. & CASALE, A. 2003: The genus Carabus in Europe. A Synthesis. Sofia, Moscow. 511pp.

VERMEULEN, H.J.W. 1993: The composition of the carabid fauna on poor sandy road-side verges in relation to comparable open areas. – *Biodiversity and Conservation* 2: 331-350.

VOGEL, J. & KROST, P. 1990: Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Waldbiotope in Schleswig-Holstein. – *Faunistisch-Ökologische Mitteilungen* 6: 87-94.

WEIDEMANN, G. 1972: Die Stellung epigäischer Raubarthropoden im Ökosystem Buchenwald. – *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 65. 106-115.

WILLNER, W. & GRABHERR, G. (Hrsg.) 2007: Die Wälder und Gebüsche Österreichs - Ein Bestimmungswerk mit Tabellen. Spektrum Akademischer Verlag, München. 616pp.

ZIESCHE, T. FÖRSTER, G. & ROTH, M. 2006: Der Einfluss von Habitatparametern auf die epigäische Arthropodengemeinschaft in repräsentativen Bestandstypen mittelschwäbischer Wirtschaftswälder. – *Mitteilungen der deutscher Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 15: 239-243.