

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	25	433-452	St. Pölten 2014
--	----	---------	-----------------

Biodiversitätsmonitoring und Vergleich der Gastropodengemeinschaften auf ausgewählten Flächen des Biosphärenparks Wienerwald

Anita Eschner, Katharina Jaksch, Michael Duda

Zusammenfassung

Die Artenzusammensetzungen und Abundanzen von Landgastropoden wurden von April bis Oktober 2012 an 28 Punkten in den vor 10 Jahren außer Nutzung gestellten Kernzonen und an 14 Punkten in Wirtschaftswäldern des Biosphärenparks Wienerwald untersucht. Insgesamt konnten auf den Untersuchungsflächen 951 lebende Individuen und 2.588 Leerschalen von 49 Arten nachgewiesen werden. Die Probestellen der Kernzonen wiesen dabei mehr Individuen und lebend nachgewiesene Arten auf, die Unterschiede waren jedoch statistisch nicht signifikant. Diese Ergebnisse sind darauf zurückzuführen, dass die Außernutzungstellung der Kernzonenflächen noch nicht lange zurückliegt und die Unterschiede zu den Wirtschaftswäldern daher noch wenig ausgeprägt sind. Mittel- bis langfristig sind durch Zunahme von Strukturen und Totholz positive Auswirkungen auf die Gastropodenzöosen in den Kernzonen mit einer Zunahme der Arten- und Individuenzahlen zu erwarten.

Abstract

Biodiversity monitoring and comparison of gastropod communities in selected areas
of the Biosphere Reserve Wienerwald

From April to October 2012 species diversity and abundances of land gastropods were analysed in 28 plots in core areas which were established 10 years ago, as well as 14 plots in managed forests of the Biosphere Reserve Wienerwald. In total 951 living individuals and 2.588 empty shells of 49 species were recorded at the monitored plots. The samples from the core areas showed more individuals and a higher diversity of living species, but the differences were statistically not significant. These results can be explained by the relatively short period since the core areas have been established and put out of use, therefore the differences between core areas and managed forests are not statistically significant. Positive impacts on the gastropods can be expected in the core areas in the next decades, resulting in an increase of the snail species diversity and abundances, due to increasing structure and amounts of dead wood.

Key words: Mollusca, Gastropoda, land snail, monitoring, biodiversity, Biosphere Reserve Wienerwald

Einleitung

Im Rahmen des Projektes „Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen in Wien und Niederösterreich“ wurden verschiedene Organismengruppen in den Wäldern der Kernzonen (KZO) des Biosphärenparks Wienerwald und in benachbarten Wirtschaftswäldern (WW) erfasst. Ziel dieser Studien war es, den Istzustand der jeweiligen Biozönosen zu erheben und, im Sinne eines langfristigen Monitorings, einen Ausgangspunkt für spätere Vergleichsstudien zu schaffen. In der vorliegenden Arbeit wurden Landgastropoden untersucht, die sich besonders für langjährige Studien in mitteleuropäischen Waldlebensräumen eignen, da sie gute Zeigerorganismen für die Ungestörtheit des Waldbodens darstellen. In Deutschland sind vergleichbare Untersuchungen in den letzten Jahren unter anderem in Bayern und Nordrhein-Westfalen durchgeführt worden (KAPPES 2013, KOBIALKA & PARDEY 2012, STRÄTZ 2005, 2009, STRÄTZ & MÜLLER 2004, 2006, 2008, UTSCHICK & SUMMERER 2004). Für Österreich, speziell für den Wienerwald, ist das Artenspektrum der Gastropoden im Wesentlichen seit KLEMM (1974) bekannt und die faunistisch-ökologischen Arbeiten von TRÖSTL (1997a, b, 1998a, b, 1999) geben einen genaueren Einblick in die Schneckengemeinschaften des Wienerwaldes.

Für die Individuen- und Artenvielfalt der Landgastropoden sind der Waldtyp und das Vorhandensein von Totholz entscheidende Parameter. STRÄTZ & MÜLLER (2006) weisen auf die Schutzfunktion (Versteckplätze, Deckung, Winterquartier) und die Erhöhung der Bodenfeuchte unter liegendem Totholz hin, die besonders in sommerlichen Trockenperioden für Gastropoden von Vorteil ist. Für *Helicodonta obvoluta* ist dies durch MALTZ (2003a, b) dokumentiert: Sowohl zur Eiablage als auch zur Überwinterung ist sie auf Totholz angewiesen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet & Untersuchungsflächen

Die Stichprobenpunkte wurden innerhalb des Biosphärenparks Wienerwald (BPWW) vom Auftraggeber anhand spezifischer Stratifizierungsparameter ausgesucht, welche in einem Startworkshop gemeinsam mit allen Monitoringgruppen ermittelt wurden. Dies stellte sicher, dass möglichst homogene Flächen ausgewählt und für die jeweilige Organismengruppe die wichtigsten Parameter zur Stratifizierung berücksichtigt wurden. Von den 42 Gastropoden-Probeflächen lagen 28 in Kernzonen (davon 3 in Wien) und 14 in Wirtschaftswäldern (davon 2 in Wien). Einen Überblick über die Lage der Probeflächen, inklusive Nummerierung, gibt Abb. 1, zur Charakterisierung der einzelnen Probeflächen siehe DROZDOWSKI et al. (2014).

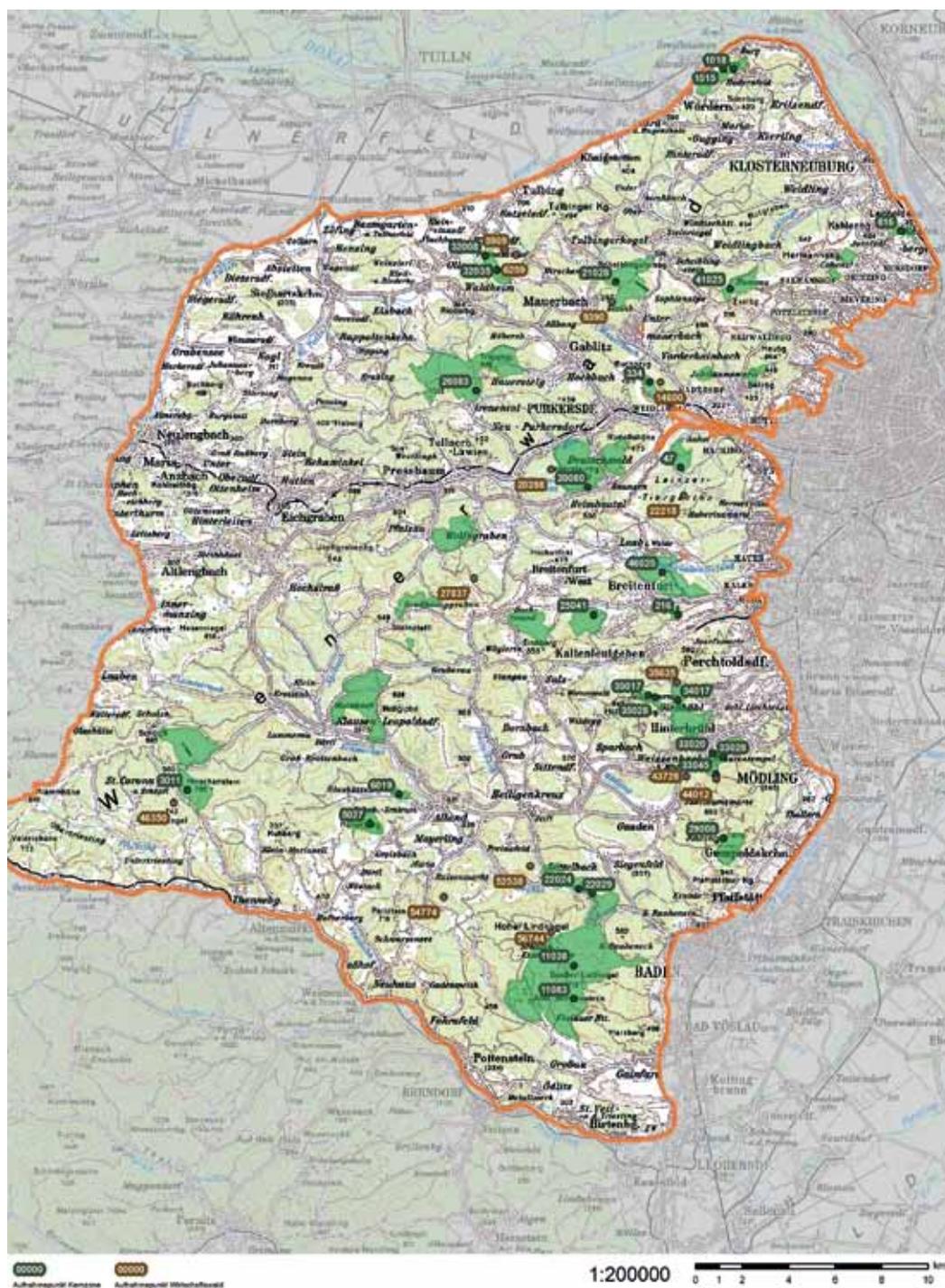


Abb. 1: Lage der Monitoringflächen der Gastropoden im Biosphärenpark Wienerwald; Kernzonen (KZO) grün, Wirtschaftswälder (WW) braun.

Folgende Probeflächen wurden besammelt (Zahlen entsprechen den Prflnr. im Anhang des Buches): 47, 216, 334, 816, 1015, 1018, 3011, 5027, 5909, 6019, 6259, 9390, 11038, 11083, 14600, 20080, 20398, 21028, 22024, 22029, 22218, 25041, 26083, 27837, 29008, 32008, 32035, 33020, 33028, 33045, 34017, 35017, 35028, 35635, 41025, 43728, 44012, 46025, 46350, 52538, 54774, 56744

Untersuchungszeitraum

Die Aufsammlungen für das Monitoring der Landgastropoden wurden in 2 Aufnahmezyklen im Jahr 2012 durchgeführt, mit einer Beprobungsphase im Frühling (April - Juni) und einer zweiten im Herbst (September - Oktober). Dadurch wurde sichergestellt, dass möglichst viele adulte Schnecken angetroffen werden, da manche Jungtiere nicht eindeutig bestimmbar sind. Insgesamt wurden somit 84 Erhebungen durchgeführt.

Probepunkteauswahl

Die vom Auftraggeber ausgewählten und markierten Probepunkte wurden mittels GPS-Koordinaten aufgesucht und wie in DROZDOWSKI et al. (2014) dargestellt besammelt. Das Transekt wurde mit dem Bearbeiter der Organismengruppe „Pseudoskorpione“ jeweils gemeinsam aufgesucht und beprobt.

Zur Erhebung der Landschneckenfauna auf den Monitoringflächen wurde die Linientransektmethode gewählt. Diese, ursprünglich für die Ornithologie (BALOGH 1958) entwickelte und später auch für kleine wirbellose Tiere wie Tagschmetterlinge und Libellen übernommene (MOORE 1975, POLLARD 1977, STAUFER & SCHULZE 2011) Methode, eignet sich ebenso für die Untersuchung von Landgastropoden, da hierbei unterschiedliche, sehr kleinräumige Mikrohabitate angeschnitten werden. Es wurde ein 5 m langes Transekt mit Hilfe einer Schnur ausgewiesen. Anschließend wurden die an die Schnur angrenzenden Bereiche – 10 cm links und 10 cm rechts der Schnurlinie – bis zur Bodenoberfläche nach Schnecken abgesucht. Somit wurde jeweils eine Fläche von 1 m² untersucht. Die Untersuchungsdauer wurde dabei pro Transekt auf eine Personestunde festgesetzt.

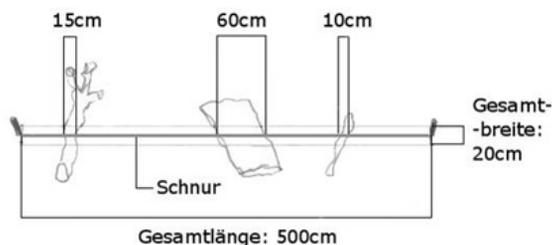


Abb.2: Abschätzung des Totholzanteils entlang des Transekts. Die Schnur in der Mitte wird dreimal von Totholz gequert: einmal auf einer Länge von 15 cm, dann auf 60 cm und 10 cm.

Ebenso wurde im Transekt vorhandenes Totholz flächenmäßig protokolliert (Abb. 2). Die vorhandene Vegetation wurde bis in maximal 1 m Höhe händisch abgesucht. Danach wurde die darunter befindliche Laubstreu durchsucht und abschließend mit einem Reitersieb in Fraktionen von 10 mm und in weiterer Folge 5 mm Maschenweite gesiebt und ausgelesen (siehe Methodik HÖRWEIG 2014). Die freigelegte Bodenschicht des Transekts wurde abschließend – soweit aufgrund der Bodenbeschaffenheit möglich – mit den Fingern vorsichtig aufgelockert und nach weiteren Schnecken durchsucht. Auf ein Abtragen der obersten Erdschichten wurde bewusst verzichtet, um die Bedingungen für die späteren Wiederholungsaufnahmen nicht zu sehr zu beeinflussen. Die Vorteile der Transektmethode liegen in der hohen Reproduzierbarkeit der Methode sowie in der Eignung für quantitative Datenauswertungen.

Die Schnecken wurden möglichst vor Ort bestimmt und ihr Zustand (lebend oder tot) sowie die Anzahl der Individuen wurden in einem Erhebungsbogen verzeichnet. Kritische Taxa (v. a. subadulte Nacktschnecken sowie sehr kleine Arten) wurden zur genaueren Untersuchung in das Naturhistorische Museum Wien (NHMW) mitgenommen. Die Bestimmung erfolgte nach KERNEY et al. (1983), FALKNER (1989) und REISCHÜTZ (1999). Vorgefundene Leerschalen wurden ebenfalls zur Dokumentation ins NHMW mitgenommen. Nach Abschluss der Beprobung wurden die restlichen Schnecken gemeinsam mit dem gesiebten Laub wieder auf die Transektfläche zurückgesetzt.

Zusätzlich zur Transektmethode wurde als qualitative Ergänzung eine Umkreissuche durchgeführt. Im ausgewiesenen Quadranten von 10 x 10 m (zur Lage siehe DROZDOWSKI et al. 2014) wurde eine Personenstunde lang nach Landgastropoden gesucht. Das Hauptaugenmerk lag hier auf besonderen Strukturen, die ein Vorkommen von Gastropoden vermuten lassen, wie zum Beispiel Totholz, Moospolster oder feuchte Senken.

Ergänzend wurden die Schnecken-Beifänge der Barberfallen des Monitorings für die Organismengruppe „Spinnen“ ausgewertet, die 34 Probeflächen mit der Landschnecken-Gruppe gemeinsam hatte. Kein Barberfallenmaterial lag von folgenden Probeflächen vor: WW 6259/Rauchbuchberg, KZO 11083/Hoher Lindkogel, WW 22218/Johannser Kogel, KZO 29008/Anninger, KZO 33020/Kiental Ost und West, WW 44012/Kiental, WW 46350/Hirschenstein, WW 56744/Lindkogel. Der Vorteil der Barberfallenmethode liegt in der gleichmäßigen Erfassung über einen langen Zeitraum. Allerdings erschwerten der schlechte Erhaltungszustand der Schnecken und die hohe Anzahl juveniler Nacktschnecken eine Bestimmung auf Artniveau. Daher konnte ein Vergleich der lebend gefundenen Individuen der Handaufsammlungen bei Transekt- und Umkreissuche mit jenen der Barberfallen nur auf Familienniveau durchgeführt werden.

Alle lebend mitgenommenen Exemplare sowie die Barberfallenfänge wurden in 75%igem Ethanol konserviert und in der Molluskensammlung des Naturhistorischen Museums in Wien hinterlegt.

Tab. 1: Gesamtartenliste zu den Aufsammlungen in alphabetischer Reihenfolge: (x) Art nur durch Leerschalenfunde nachgewiesen, Rote-Liste-Kategorie (RL-Kat.), Definition der ökolog. Gruppen vgl. Tab. 2, *ergänzende Einschätzung durch M. Duda sensu LOŽEK (1964), + Art nachgewiesen.

Art	ökologische Gruppe			Nachweis		
	RL-Kat.	Gr. 1	Gr. 2	KZO	WW	Barberfalle
1 <i>Abida secale</i> (x)	LC	7	WF	+	-	-
2 <i>Aegopinella nitens</i>	LC	1	W	+	+	+
3 <i>Aegopis verticillus</i>	LC	1	W	+	+	+
4 <i>Arianta arbustorum</i>	LC	2	W(M)	+	+	+
5 <i>Arion distinctus</i>	LC	7*	M*	-	+	-
6 <i>Arion fuscus</i>	LC	2	W(M)	+	+	+
7 <i>Arion rufus</i>	NT	7*	M*	+	+	+
8 <i>Arion silvaticus</i>	LC	1	W	+	+	+
9 <i>Arion vulgaris</i>	NE	7*	M*	+	+	-
10 <i>Balea biplicata</i>	LC	2	W(M)	+	+	+
11 <i>Boettgerilla pallens</i>	LC	7	M	+	+	+
12 <i>Cepaea hortensis</i>	LC	2	W(M)	+	+	+
13 <i>Cepaea vindobonensis</i> (x)	NT	4	S(W)	+	+	-
14 <i>Clausilia cruciata</i> (x)	VU	1	W	+	-	-
15 <i>Clausilia dubia</i>	LC	4	WF	+	-	-
16 <i>Clausilia pumila</i>	LC	3	W(H)	+	-	-
17 <i>Clausilia rugosa</i> (x)	LC	7	MF	+	-	-
18 <i>Cochlodina laminata</i>	LC	1	W	+	+	+
19 <i>Daudebardia rufa</i>	LC	1	W	+	+	-
20 <i>Deroceras reticulatum</i>	LC	7	M	+	+	+
21 <i>Deroceras turcicum</i>	EN	5	WS	+	-	-
22 <i>Discus perspectivus</i>	LC	1	W	+	-	-
23 <i>Discus rotundatus</i>	LC	2	W(M)	+	+	+
24 <i>Ena montana</i> (x)	LC	1	W	+	+	-
25 <i>Eucobresia diaphana</i>	LC	3	W(H)	+	+	+
26 <i>Euconulus fulvus</i> (x)	LC	7	M	+	-	-
27 <i>Euomphalia strigella</i>	LC	5	WS	+	+	+
28 <i>Helicodonta obvoluta</i>	LC	1	W	+	+	+
29 <i>Helix pomatia</i>	LC	2	W(S)	+	+	+
30 <i>Isognomostoma isognomostomos</i>	LC	1	W	+	+	+
31 <i>Laciniaria plicata</i> (x)	LC	2	W(M)	+	-	-
32 <i>Lehmannia marginata</i>	LC	1	W	+	-	-
33 <i>Limax cinereoniger</i>	LC	1	W	+	+	+
34 <i>Limax maximus</i>	LC	7	M	+	+	+
35 <i>Macrogastra badia</i>	NT	3	W(H)	+	+	+
36 <i>Macrogastra ventricosa</i>	LC	3	W(H)	+	+	-
37 <i>Malacolimax tenellus</i>	LC	1	W	+	+	-
38 <i>Merdigera obscura</i>	LC	1	WF	+	+	-
39 <i>Monachoides incarnatus</i>	LC	1	W	+	+	+
40 <i>Orcula dolium</i> (x)	LC	7	WF	+	+	-
41 <i>Oxychilus draparnaudi</i> (x)	LC	7	M	+	-	-
42 <i>Pagodulina pagodula altilis</i>	LC	1	W	+	+	+
43 <i>Petasina cf. subsecta</i> (x)	NT	5*	WS*	-	+	-
44 <i>Petasina unidentata</i>	LC	1	W	+	+	+
45 <i>Punctum pygmaeum</i> (x)	LC	7	M	+	+	-
46 <i>Ruthenica filograna</i> (x)	LC	1	W	+	-	-
47 <i>Sphyradium doliolum</i> (x)	LC	1	W	+	-	-
48 <i>Vitrea diaphana</i>	LC	1	W	+	+	-
49 <i>Zebrina detrita</i> (x)	VU	4	S	+	-	-

Tab.2: Legende zur Einstufung der ökologischen Gruppen von LOŽEK (1964).

Gr. 1	Gr. 2	Erklärung
1		Waldbewohner (i. e. S.)
1	W	Waldbewohner (+/- ausschließlich)
1	WF	Wald und mittelfeuchte Felsen
2		vorwiegend Waldbewohner
2	W(M)	Wald bis mittelfeuchte, offene Standorte
2	W(S)	Wald bis Trockenwald, Gebüsch, Saum- und Mantelformation
3		feuchtigkeitsliebende Waldarten
3	W(H)	feuchte bis nasse, auch sumpfige Waldbiotope, auch +/- offene Standorte
4		Bewohner warmtrockener, offener Standorte
4	S	Steppenbiotope, trockene, sonnige, gehölzfreie Standorte
4	SF	xerotherme Felsen, Felssteppen, hauptsächlich auf Kalk
4	S(W)	Steppenbiotope bis xerotherme Gehölzformationen, teilweise offene Flächen, oft sekundär in Gebüsch und Gärten
5		Bewohner offener Standorte allgemein
5	O	offene, gehölzfreie Standorte von der feuchten Wiese bis zur Steppe, Arten mit weiter ökologischer Amplitude oder Halb-xerothermophilie
5	O(W)	offene, gehölzfreie Standorte allg. bis Waldstandorte allg.; weitere ökologische Amplitude
5	WS	Waldsteppe, lichter, xerothermer Wald
6	X	trockenliebende bis ausgesprochen xerothermophile Arten
7		Bewohner indifferenter, mittelfeuchter Standorte
7	M	mesophile Arten, vorwiegend an mittelfeuchten Standorten
7	MF	mesophile Felsarten, offener und Waldfelsen

Tab.3: Übersicht aller gesammelten Daten. T = Transekt, U = Umkreis, F = Frühjahr, H = Herbstaufnahmезyklus, leb. = Lebendnachweise, tot = Leerschalen. Im Vergleich der Kernzone (KZO) und Wirtschaftswald (WW) wurden die durchschnittlichen Abundanzen pro Fläche angegeben (28 KZO-Flächen, 14 WW-Flächen).

	Arten leb. T	Arten tot T	Arten leb. U	Arten tot U	Arten leb. T&U	Arten tot T&U
KZO	0,9	1,3	1,1	1,2	1,2	1,3
WW	1,0	1,5	1,5	1,3	1,9	0,8
F	21	26	30	31	32	34
H	26	34	25	31	30	35
	Indiv. leb. T	Indiv. tot T	Indiv. leb. U	Indiv. tot U	Indiv. leb. T&U	Indiv. tot T&U
KZO	8,8	37,3	18,4	44,8	27,2	82,1
WW	2,4	8,9	11,1	11,9	13,5	20,7
F	168	547	322	641	490	1.188
H	111	620	350	780	461	1.400

Das gesamte Untersuchungsmaterial ist unter der Acquisitionsnummer 2014.V.1-502 aufgenommen, die Belegstücke aus den Barberfallenproben unter der Acquisitionsnummer 2014.VI.1-196. Sämtliche Daten der Erhebungsbögen wurden in eine Datenbank (MS Excel) eingetragen und daraus wurde eine Gesamtartenliste erstellt (Tab. 1). Die Nomenklatur folgte dabei REISCHÜTZ & REISCHÜTZ (2007). Aus dieser wurde auch der Bedrohungsstatus der Arten übernommen. Tabelle 2 zeigt die Zuordnung zu den ökologischen Gruppen nach LOŽEK (1964) und Tab. 3 gibt eine Übersicht zu allen gesammelten Daten mit den durchschnittlichen Abundanzen bzw. absoluten Zahlen.

Die grafische Darstellung der Daten erfolgte mittels Box Plots (IBM SPSS Statistics Version 22). Der Mann-Whitney-U-Test wurde für Tests auf signifikante Unterschiede zwischen KZO und WW herangezogen. Zur Veranschaulichung der Biodiversität wurden Rank-Abundance-Curves erstellt. Dabei wurde die relative Abundanz jeder Art auf einer logarithmischen Skala dargestellt.

Die vom Auftraggeber zur Verfügung gestellten Kennwerte, wie die Zuordnung der Probeflächen zu spezifischen Waldtypen und die Zeigerwerte nach BORHIDI (1993), wurden mit den aufgenommenen Daten der Gastropoden verglichen. Hierbei wurden die Arten gemäß den ökologischen Gruppen nach LOŽEK (1964) geordnet bzw. wurde eine eigene Zuordnung durch M. Duda vorgenommen. Anschließend wurden die Einzelarten des jeweiligen Standortes in eine Matrix eingetragen, die eine Gewichtung des Standortes nach den ökologischen Gruppen seiner Gastropodenfauna ergab. Wenn z. B. an einem Standort drei Arten der ökologischen Gruppe 1 (Waldbewohner) und zwei Arten der ökologischen Gruppe 3 (feuchtigkeitsliebende Waldbewohner) angehörten, wurde für den Standort in der Spalte „Waldbewohner“ „3“ und in der Spalte „feuchtigkeitsliebende Waldarten“ „2“ eingetragen. Diese Matrix aus Standorten und ökologischen Gruppen stellte die Grundlage für eine Korrespondenzanalyse dar, welche im Programm „R“ durchgeführt wurde. Die ersten zwei Dimensionen dieser Korrespondenzanalyse wurden in einem Biplot (Punktdiagramm aus zwei Achsen) dargestellt, um eine etwaige Gruppierung der Standorte nach den ökologischen Gruppen zu erkennen. Diese Gruppierung wurde zuletzt mit den Zeigerwerten nach BORHIDI (1993), v. a. mit der Licht-, Feuchte- Temperatur und Nährstoffzahl verglichen.

Ergebnisse

Qualitative Datenauswertungen

Insgesamt konnten bei der vorliegenden Untersuchung 49 Arten nachgewiesen werden (Tab. 1). 33 Arten wurden sowohl in KZO- als auch in WW-Probeflächen gefunden, 14 Arten waren nur in KZO anzutreffen und zwei Arten nur in WW (Abb. 3). Betrachtet man nur die lebend vorgefundenen Arten, so liegt die Artenzahl bei 36, wobei drei nur in WW und zehn Arten nur in KZO vorkamen (Tab. 1).

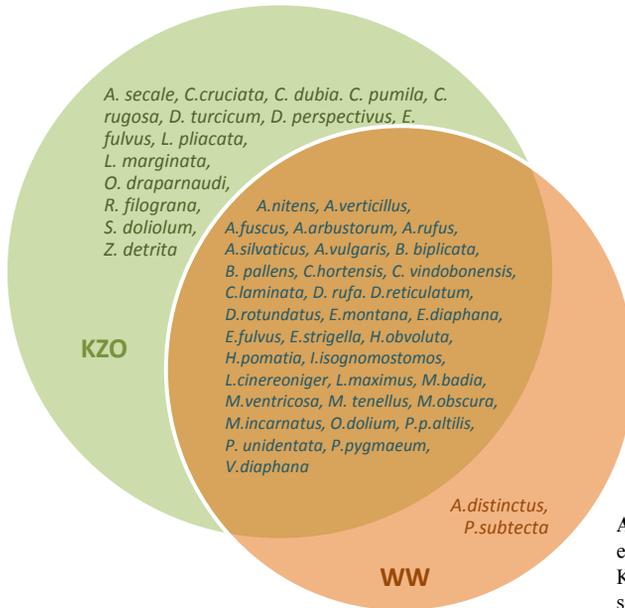


Abb.3: Überblick aller gefundenen Arten und ihre Verteilung auf Kernzone (KZO) und/oder Wirtschaftswald (WW).

Gefährdungseinstufung

Von den 49 vorgefundenen Arten sind zwei (*Clausilia cruciata*, *Zebrina detrita*) als VU (vulnerable/gefährdet), vier Arten (*Arion rufus*, *Cepaea vindobonensis*, *Macrogastra badia*, *Petasina subsecta*) als NT (near threatened/Vorwarnstufe) und eine Art (*Deroceras turcicum*) als EN (endangered/stark gefährdet) eingestuft (Tab. 1). Die Spanische Wegschnecke (*Arion vulgaris*) ist als einzige gebietsfremde Art NE (neogen) nachgewiesen worden.

Sammelmethodenvergleich

Bei der Umkreissuche erfolgte eine rein qualitative Erfassung des Artenspektrums. Es zeigt sich, dass die durchschnittlichen Individuenzahlen in KZO (18) um etwa 1/3 höher waren, als in WW (11). Bei den durchschnittlichen Artenzahlen (jeweils 5 Arten) gab es keine Unterschiede.

Bei den Handaufsammlungen wurden 15 Familien nachgewiesen (Abb. 4). Dabei machten die Nacktschnecken mit den Familien Arionidae, Limacidae, Boettgerillidae und Agriolimacidae mit knapp 30% etwas mehr als ein Viertel der dokumentierten Funde aus, die restlichen Familien reihten sich wie folgt: Clausiliidae (26%), Hygromiidae (14%), Zonitidae (9%), Helicodontidae (7%) und Oxychilidae (5%). Helicidae machten 3% der Gesamtfunde aus, Vitrinidae und Discidae jeweils 2%, alle anderen Familien waren mit 1% oder weniger vertreten.

In den Barberfallen wurden 1.098 Individuen gefangen, welche sich auf 13 Familien verteilten (Abb.4), wobei hier die Nacktschneckenfamilien mit Arionidae (45%), Agriolimacidae (14%), Boettgerillidae (ca. 1%) und Limacidae (4%) nahezu 2/3 aller Funde ausmachten. Schnecken aus den Familien Hygromiidae (13%), Helicidae (7%), Zonitidae (12%) und Helicodontidae (3%), deren Vertreter durchwegs größere Arten aufwiesen, und die somit, wie die Nacktschnecken, einen dementsprechend größeren Aktionsradius haben, machten den größten Teil des restlichen Drittels aus. Die Vertreter der übrigen Familien waren mit 2% und weniger vertreten.

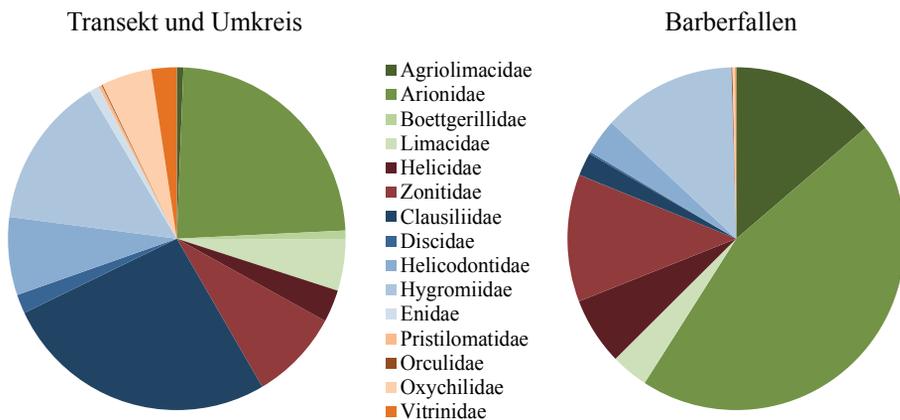


Abb.4: Vergleich der nachgewiesenen Familien aus den Handaufsammlungen (lebende Individuen aus Transect & Umkreis) mit den Barberfallenfängen.

Vergleich abiotischer Faktoren

Betrachtet man die ökologischen Parameter – erfasst durch die Borhidi-Zeigerwerte für Bodenreaktion, Feuchtigkeit, Kontinentalität, Temperatur, Lichtzahl und Nährstoffreichtum – so unterschieden sich die KZO nur bei der Temperatur signifikant von den WW (Tab. 4).

Tab.4: Vergleich der Mediane der Borhidi-Zeigerwerte für Kernzone (KZO) und Wirtschaftswald (WW) sowie p-Wert des Mann-Whitney-U-Tests.

	Boden- reaktion	Feuchtigkeit	Kontinen- talität	Temperatur	Lichtzahl	Nährstoff- reichtum
Median KZO	6,585	5,325	3,575	5,575	4,335	5,160
Median WW	6,460	5,310	3,425	4,670	4,415	4,835
p (U- Test)	0,4631	0,9256	0,2247	0,0002	0,6216	0,2458

Quantitative Datenauswertungen

Die Artenzahlen der Lebendnachweise aus den Transekten waren in den KZO deutlich höher als in den WW (Abb. 5). Insgesamt wurden zwischen null und zehn Schneckenarten auf den Transektflächen gefunden, in WW maximal fünf Arten und in KZO maximal zehn Arten (Abb. 5). Der p-Wert des Mann-Whitney-U-Tests ist allerdings nicht signifikant (Tab. 5). Auch die Artenzahlen der lebend vorgefundenen Schnecken aus Transekt und Umkreis und der tot und lebend gefundenen Schnecken aus beiden Methoden unterschieden sich statistisch nicht (Tab. 5).

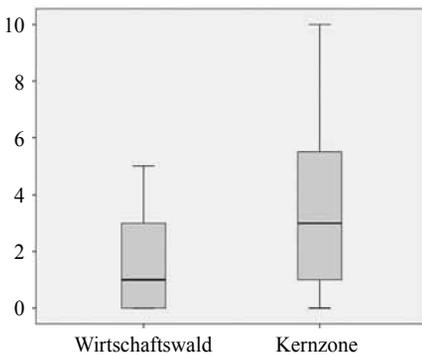


Abb. 5: Vergleich der Artenzahlen zwischen Wirtschaftswald (n=14) und Kernzone (n=28); nur lebende Individuen des Transekts als Datengrundlage verwendet.

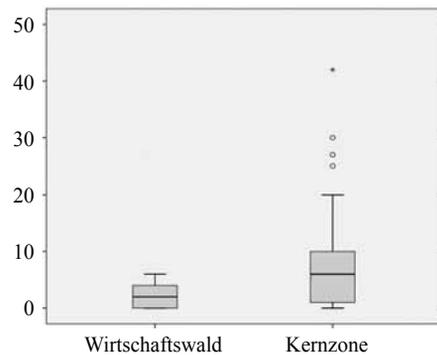


Abb. 6: Vergleich der Individuenzahlen zwischen Wirtschaftswald (n=4) und Kernzone (n=28), * Ausreißer, ° Extremwerte; nur lebende Individuen des Transekts als Datengrundlage verwendet.

Bei der Anzahl der Individuen wurden zwischen null und 42 Individuen auf den Transektflächen gefunden, in WW maximal sechs und in KZO maximal 42 Arten (Abb. 6). Der p-Wert des Mann-Whitney-U-Tests liegt bei 0,0760 – somit zeigten KZO und WW auch bezüglich ihrer Individuenzahl keinen signifikanten Unterschied (Tab. 5).

Zur Beschreibung der Biodiversität der KZO und der WW wurden nur die Lebendfunde aus den Transekten herangezogen und in zwei Rank-Abundance-Curves dargestellt (Abb. 7, 8). Hier zeigte sich, dass der Artenreichtum in den KZO mit 25

Tab. 5: Vergleich der Mediane verschiedener Individuen- und Artenzahlen zwischen Kernzone (KZO) und Wirtschaftswald (WW) sowie p-Wert des Mann-Whitney-U Tests.

	Individuen leb.	Artenzahl leb.T	Artenzahl leb. T+U	Artenzahl tot & leb. T+U
Median KZO	6	3	10	11
Median WW	2	1	9	9
p (U- Test)	0,0760	0,0531	0,9787	0,3368

Arten deutlich höher ist als in den WW mit nur 13 Arten, wobei nur halb so viele WW-Flächen untersucht wurden. Die Äquität (Ausgewogenheit der Arten) lag sowohl bei den KZO als auch bei den WW im Mittelbereich. Einige wenige Arten sind dominant, danach fällt die relative Abundanz der Arten stetig ab.

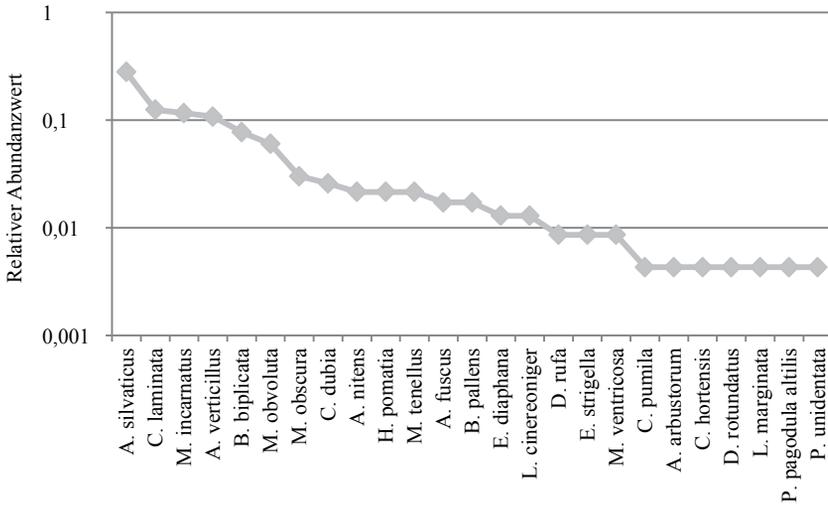


Abb. 7: Rank-Abundance-Curve der Arten in den Kernzonen (KZO). Dargestellt sind die relativen Abundanzwerte der nachgewiesenen lebenden Arten im Transekt.

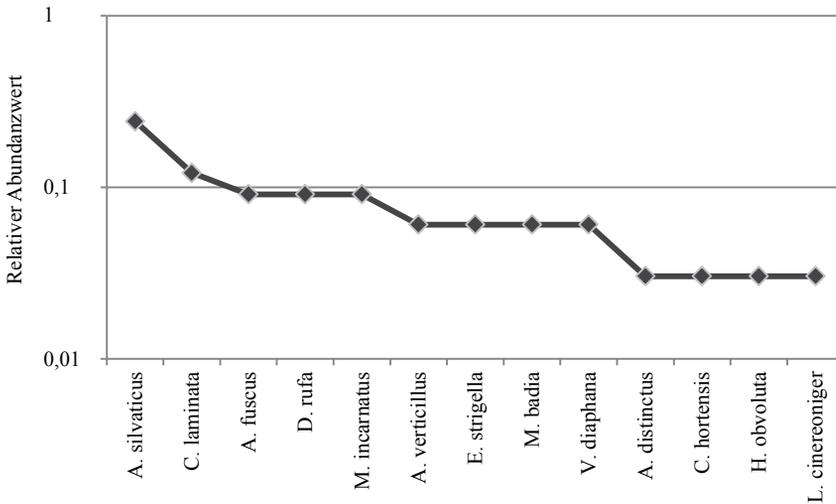


Abb. 8: Rank-Abundance-Curve der Arten in den Wirtschaftswäldern (WW). Dargestellt sind die relativen Abundanzwerte der nachgewiesenen lebenden Arten im Transekt.

Beim Vergleich des Totholzanteils auf den Transektflächen zeigte sich, dass in den KZO mehr liegendes Totholz vorhanden war als in den WW, sowohl im Frühjahr als auch im Herbst. Beim Vergleich der Mediane im Mann-Whitney-U-Test zeigte sich allerdings keine Signifikanz (Tab. 6). Im Frühjahr war in den KZO und WW mehr Totholz zu finden als im Herbst, wobei hier verschiedene Störfaktoren, wie etwa das Betreten der Transektflächen durch Wildtiere oder Besucher, nicht eruiert werden konnten.

Tab. 6: Vergleich der Mediane des Totholzanteils im Transekt zwischen Kernzone (KZO) und Wirtschaftswald (WW) sowie p-Werte des Mann-Whitney-U-Tests, F = Frühjahr, H = Herbstaufnahmezyklus.

	Totholz F [cm]	Totholz H [cm]
Median KZO	14	8
Median WW	7,5	4
p (U- Test)	0,1124	0,1534

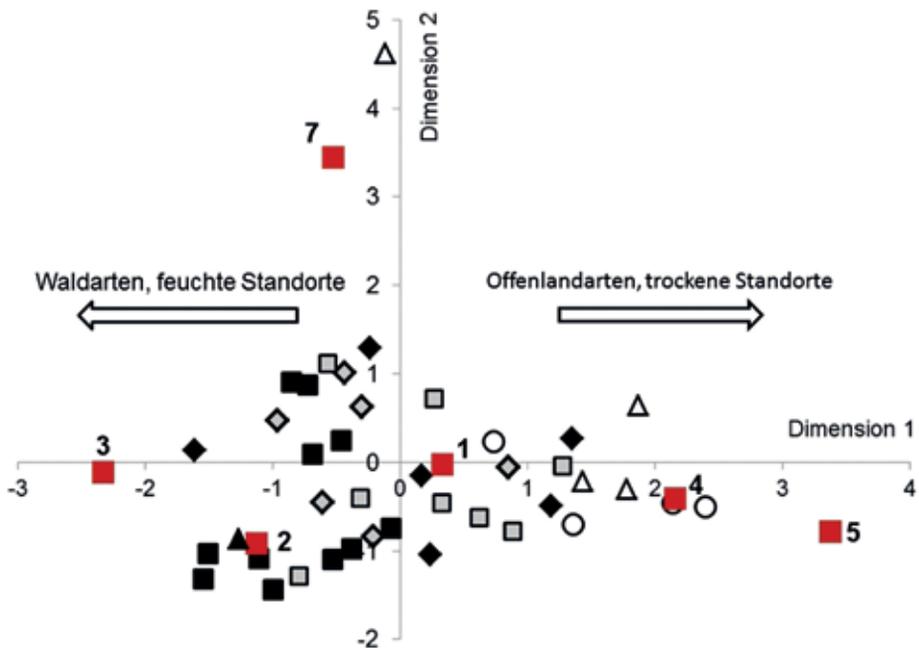


Abb. 9: Biplot der ersten zwei Dimensionen einer Korrespondenzanalyse der Probestellen anhand ökologischer Übergruppen nach LOŽEK (1964): (rote Quadrate, fettgedruckte Nummern): 1 Waldbewohner (i. e. S.), 2 vorwiegend im Wald lebend, 3 feuchtigkeitsliebende Waldarten, 4 warmtrockene, offene Standorte, 5 offene Standorte allgemein, 7 indifferente, vorwiegend mittelfeuchte Standorte. Vegetationsverbände (schwarz-grau-weiße Symbole): ■ Buchenwald (wärmeliebend) ■ Buchenwald (mittlerer Standorte); ○ Eichenwald; ◆ Eichen-Hainbuchen-Wald; ◆ Lindenreicher Edellaubwald; △ Schwarzföhrenwald; ▲ Fichtenforst.

Waldtypen und ökologische Gruppen

Der Zusammenhang zwischen den verschiedenen Waldtypen und der Zusammensetzung der Schneckenfauna wird im Folgenden dargestellt. Hierzu wurde eine Gruppierung der Probeflächen mittels einer Korrespondenzanalyse durchgeführt, basierend auf der Zuordnung der nachgewiesenen Arten pro Standort zu den ökologischen Gruppen nach LOŽEK (1964). Abbildung 9 zeigt, dass entlang der x-Achse eine Differenzierung und Gruppenbildung vorliegt, wohingegen die Unterschiede zwischen den Standorten entlang der y-Achse nur gering sind. Generell finden sich die meisten Probeflächen im Bereich der Waldarten i. e. S. bzw. der vorwiegenden Waldarten im negativen Bereich der x-Achse, da diese Arten den größten Einfluss auf die Ausprägung des Biplots haben.

Am äußeren Ende des positiven Teils der Achse gruppieren sich hingegen die wärmeliebenden Eichenwälder und die Schwarzföhrenwälder, was durch den Einfluss von Arten warmtrockener Standorte und allgemein offener Standorte bedingt ist. Der Standort mit dem Fichtenforst gruppiert sich in der Nähe der Buchenwälder (mittlerer Standorte). Auf der zweiten Dimension (y-Achse) ist unter den Schwarzföhrenwäldern ein Ausreißer zu erkennen, der sich auf das gehäufte Vorkommen von indifferenten, eher mittelfeuchten Arten auf diesem Standort zurückführen lässt.

Generell ist eine Aufspaltung der Standorte in eher feuchte, nährstoffreiche, typische Waldstandorte und eher trockene, nährstoffärmere, vom Offenland beeinflusste Standorte zu erkennen. Dies wird durch den Vergleich mit den durchschnittlichen Zeigerwerten der Waldgesellschaften nach Borhidi in Tab. 7 deutlich. Auch hier gehören die mitteleuropäischen Buchenwälder und lindenreichen Edellaubwälder zu den feuchteren, kühleren und nährstoffreicheren Lebensräumen, wohingegen wärmeliebende Eichenwälder und Schwarzföhrenwälder eher durch niedere Feuchte- und Nährstoffzahlen sowie hohe Licht- und Temperaturzahlen charakterisiert sind.

Tab. 7: Durchschnittliche Borhidi-Werte der untersuchten Waldgesellschaften, Reihenfolge geordnet nach Feuchtigkeitszahl. Feucht: Feuchtigkeitszahl; Licht: Lichtzahl; Temp: Temperaturzahl; Kont: Kontinentalität; Boden: Bodenreaktion; Nährst: Nährstoffzahl.

Waldgesellschaft	Feucht	Licht	Temp	Kont	Boden	Nährst
Mitteleuropäische Buchenwälder	5,50	4,00	4,85	3,24	6,41	5,47
Lindenreiche Edellaubwälder	5,49	4,17	5,36	3,57	6,58	5,84
Eichen-Hainbuchen-Wälder	5,39	4,37	5,28	3,58	6,34	5,13
Fichtenforst	5,38	4,63	4,63	3,75	5,38	4,75
Buchenwald (wärmeliebend)	5,20	4,57	5,06	3,41	6,80	4,92
Eichenwälder (wärmeliebend)	4,46	5,50	5,91	3,80	7,14	4,16
Schwarzföhrenwälder	4,01	6,24	5,98	3,80	7,62	3,28

Diskussion

Vergleich Kernzonen – Wirtschaftswälder

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass in den KZO höhere Individuenzahlen vorhanden sind und mehr Arten lebend nachgewiesen werden konnten, dass sich die Flächen in KZO und WW aber nicht signifikant voneinander unterscheiden. Auch die in den Transekten gemessenen Totholzanteile ergeben keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen KZO und WW. Eine Beurteilung anhand der ökologischen Parameter – durch Vergleich der Zeigerwerte nach BORHIDI (1993) – zeigt ebenfalls kaum Unterschiede, lediglich bei der Temperatur sind die KZO signifikant wärmer.

Diese geringen Unterschiede zwischen KZO und WW sind sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die KZO noch zu kurz außer Nutzung stehen, um sich signifikant zu unterscheiden. Die Untersuchungsergebnisse von MÜLLER et al. (2005) in Buchenwäldern weisen ebenfalls in diese Richtung: Eine signifikante Zunahme an Landgastropoden zeigt sich hinsichtlich ihrer Abundanz ab einem Bestandesalter von 187 Jahren und hinsichtlich der Artenvielfalt ab 170 Jahren. In der vorliegenden Untersuchung treffen die Voraussetzungen eines hohen Bestandesalters nur auf die beiden Standorte KZO 47/Johannser Kogel und KZO 35017/Wassergspreng zu.

In den untersuchten WW gibt es – mit Ausnahme eines Fichtenforstes – keine standortfremden Monokulturen und dadurch günstigere Bedingungen für Gastropoden. Die nachteiligen Auswirkungen von nicht standortgerechten Reinbeständen auf Schnecken-Zönosen, etwa in Douglasienforsten, zeigen die Untersuchungsergebnisse von UTSCHICK & SUMMERER (2004). Schwarzföhrenwälder kommen im BPWW durchaus natürlich vor, wenn auch meist kleinflächig, sind aber aufgrund der Trockenheit eher arm an waldbewohnenden Arten und weisen geringere Abundanzen an Landgastropoden auf.

Längerfristig wird sich der Unterschied zwischen KZO und WW vor allem über das in KZO liegende Totholz definieren, das bei längerer Anhäufung auch indirekt für höhere Feuchte und ausgeglichene Nährstoffverhältnisse sorgt und auf längere Sicht eine deutliche Zunahme an Arten und Individuen in den KZO erwarten lässt (MÜLLER et al. 2005). Da diese Veränderungen in der Regel mehrere Jahrzehnte brauchen, um statistisch signifikante Unterschiede bei Arten- und Individuenzahl zu bewirken, sind in der vorliegenden Untersuchung die Auswirkungen der Außernutzungstellung noch nicht quantifizierbar.

Die KZO weisen einen höheren Artenreichtum und eine stabilere Äquität auf, wobei beachtet werden muss, dass in den KZO doppelt so viele Probeflächen wie in den WW untersucht wurden. Auffallend ist, dass KZO und WW durch *Arion silvaticus* und *Cochlodina laminata* dominiert werden. Diese beiden Arten scheinen also die besten Generalisten in den untersuchten Wäldern zu sein.

Weitere erwähnenswerte Arten sind im Folgenden kurz dargestellt: *Lehmannia marginata* kommt zwar auch in Wirtschaftswäldern vor, entscheidend scheint aber das Ausmaß an Algenbewuchs zu sein – dieser entwickelt sich vor allem an vom Menschen wenig gestörten Probeflächen. In intensiv bewirtschafteten Gebieten fehlt *Lehmannia marginata* deshalb meistens, was das Fehlen dieser Art in den WW der vorliegenden Untersuchung erklären kann.

Arion distinctus hingegen kommt vorwiegend in der Kulturlandschaft vor, wie z. B. in Gärten, Feldern und Parks, daher ist diese Nacktschneckenart oft auch in vom Menschen stärker beeinflussten Wäldern zu finden. Andere Ergebnisse scheinen eher zufallsbedingt: *Macrogastra badia* – vor allem in feuchten Wäldern, unter Bodenstreu, sowie auf Baumstämmen und moosüberwachsenen Felsen zu finden – wäre eher in den KZO zu erwarten gewesen, wurde in der vorliegenden Untersuchung aber nur in WW gefunden (in sehr geringer Zahl). Vergleichbare Habitatansprüche haben *Clausilia dubia*, *Clausilia pumila*, *Discus perspectivus*, *Macrogastra ventricosa*, *Pagodulina pagodula altilis*, *Laciniaria plicata* und *Merdigera obscura*, die ausschließlich in KZO gefunden wurden.

Gefährdung

Unter den heimischen Landgastropoden sind hauptsächlich Arten extrem trockener oder extrem feuchter Standorte gefährdet. Tatsächlich entsprechen vier der gefundenen Arten dem allgemeinen Gefährdungsbild: Zwei sind Bewohner von trockenen Waldsteppen (*Deroceras turcicum*, *Petasina subsecta*) und zwei von trockenen Offenland-Lebensräumen (*Cepaea vindobonensis*, *Zebrina detrita*). Aber auch waldbewohnende Gastropoden können einen Gefährdungsgrad aufweisen, wie etwa die Entwicklung von *Helicigona lapicida* in Österreich gezeigt hat: Sie ist vielfach aufgrund intensiver Forstwirtschaft mit nicht standortgerechten Baumarten (v. a. Fichten) kaum mehr im Wald, sondern nur mehr an felsigen Sonderstandorten zu finden (REISCHÜTZ & REISCHÜTZ 2007). In der vorliegenden Studie finden sich auch zwei waldbewohnende Arten, *Clausilia cruciata* und *Macrogastra badia*, die als gefährdet eingestuft bzw. von Gefährdung bedroht sind, ebenso wie *Arion rufus*, eine Art allgemein feuchter, indifferenter Standorte. Bei letzterer ist weniger die Beeinträchtigung des Lebensraumes, sondern die Einschleppung und massive Ausbreitung des ähnlich eingemischten *Arion vulgaris* für den Rückgang verantwortlich.

Vergleich Artenzusammensetzung – Waldtypen

Was den Vergleich der Waldtypen mit den häufigsten Arten und der Zuordnung zu den ökologischen Gruppen nach LOŽEK (1964) betrifft, zeigt die vorliegende Arbeit eine hohe Übereinstimmung mit der Studie von TRÖSTL (1999). In Buchenwäldern

wurden fast ausschließlich ausgesprochen bzw. vorwiegend waldbewohnende Arten in der Definition von LOŽEK (1964) vorgefunden, wie z. B. *Aegopis verticillus*, *Arion silvaticus*, *Limax cinereoniger*, *Monachoides incarnatus* oder *Helicodonta obvolvata*. Die Buchenwälder ähneln in ihrer Artenzusammensetzung im Wesentlichen den Eichen-Hainbuchen-Wäldern und den lindenreichen Edellaubwäldern – so fügen sich die eigenen Untersuchungsergebnisse gut in das Bild, das TRÖSTL (1997b) gibt.

In trockenen, lichtreichen Beständen, wie Eichen- und Schwarzföhrenwäldern, sind neben reinen Waldarten auch Offenland- und sogar Steppenbewohner vertreten (TRÖSTL 1998b). So ist unter den Lebendfunden *Euomphalia strigella* zu nennen, eine Offenlandart, die für sonnige, südexponierte Lagen typisch und gewöhnlich eher auf trockenen Säumen und in Gebüsch zu finden ist. Unter den Leerschalenfunden sind die Waldsteppen- und Trockenrasenart *Cepaea vindobonensis* sowie *Zebrina detrita*, eine Art extrem trockener, lückiger und südexponierter Böschungen erwähnenswert. *Deroceras turcicum*, welcher in einer Probestfläche der Schwarzföhrenwälder (KZO 11083/Hoher Lindkogel) gefunden wurde, kommt hingegen eher in trockenen, warmen Wäldern (TRÖSTL 1999), aber seltener an offenen Standorten vor.

Vergleich mit ähnlichen Untersuchungen und beeinflussende Faktoren

Vergleicht man die 49 im BPWW nachgewiesenen Arten mit anderen Studien (z. B. KAPPES 2013: 36, KOBIALKA & PARDEY 2012: 47, MÜLLER et al. 2005: 26, RIEGER et al. 2010: 46, STRÄTZ & MÜLLER 2006: 43, UTSCHICK & SUMMERER 2004: 53), scheint diese Artenzahl zunächst relativ hoch. Hier müssen allerdings zwei Faktoren berücksichtigt werden: Einerseits ist das Arteninventar in den Ostalpen aufgrund der diversen biogeographischen Einflüsse (sowohl west- als auch osteuropäisch sowie submediterran) deutlich höher als im nördlichen Mitteleuropa. Zum anderen verwendeten die oben angeführten Autoren verschiedene Erfassungsmethoden, wodurch die Artenzahlen nicht direkt vergleichbar sind. Ebenso sollten schwer quantifizierbare Einflüsse auf die Arten- bzw. Individuenzahlen erwähnt werden: So war das Aufnahmejahr 2012 von sehr trockener Witterung bestimmt. Außerdem befanden sich viele Probestflächen aufgrund des Auswahlverfahrens (Stratifizierung; siehe DROZDOWSKI et al. 2014) in Hang- oder Kuppenlagen, was einen wichtigen Einfluss auf die Abundanzen haben kann. Die Ergebnisse von KAPPES (2013) für waldbewohnende Nacktschnecken zeigten etwa, dass die Individuendichten hangabwärts zunahm. Auch spezielle abiotische Standortverhältnisse wären zu erwähnen: So wirkte sich am Standort der KZO 816/Leopoldsberg neben der Senkenlage der Probestfläche (siehe KAPPES 2013) auch die Tatsache, dass es sich hierbei um eine Kalk-Insel (inmitten des sonst eher sauren Fylschs) handelte, positiv auf die Artenzahl aus. Auch die Nähe zu Bächen oder feuchten Stellen, wie in der KZO 20080/Baunzen oder im WW 9390/ Mauerbach,

kann durch die nur punktuell erhöhte Feuchte zu höheren Arten- und Individuenzahlen führen. Ebenso war möglicherweise eine Beeinflussung durch die Wühltätigkeit größerer Wildtiere gegeben, z. B. im WW 22218/Johannser Kogel (v. a. Wildschweine, KOBIALKA & PARDEY 2012). Generell wären weiterführende Untersuchungen dieser schwer erfassbaren Parameter und deren Einfluss auf die Schneckenzönosen sehr aufschlussreich.

Danksagung

Wir danken der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH, insbesondere Frau MMag. Irene Drozdowski und Herrn DI Harald Brenner für ihren Einsatz für das Projekt und die Bereitstellung von Daten. Träger des Projektes war die Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH. Das Projekt wurde finanziert aus Eigenmitteln der Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH sowie mit Unterstützung von Bund, Ländern Niederösterreich & Wien und der Europäischen Union aus Mitteln des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007-2013 (ELER). Finanzielle Unterstützung erfolgte außerdem von Seiten der Niederösterreichischen Landesregierung – Abteilung Raumordnung und Regionalpolitik (RU2), der Magistratsabteilung 49 – Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien (MA49) sowie der Österreichischen Bundesforste AG. Weiters danken wir Robert Nordsieck (Materialaufsammlungen); Janina Morawek (Materialetikettierung); Mag. Christoph Hörweg (Laubsiebungen); Dr. Norbert Milasowszky und Mag. Martin Hepner (Barberfallenmaterial) und Dr. Michal Horsák (Korrekturen Englisch). Wir danken den Grundeigentümern der Wirtschaftswälder für die gute Zusammenarbeit und die Bereitstellung ihrer Waldflächen für die Monitoringaufnahmen.

Literatur

- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere (2. Auflage). – Akademie-Verlag: Berlin, 560 pp.
- BORHIDI, A. (1993): A Magyar Flóra Szociális Magatartás Típusai, Természetességi és Relatív Ökológiai Értékszámai. Social Behaviour Types of the Hungarian Flora, its naturalness and relativ ecological indicator values. – Janus Pannonius Tud. Egy. Kiadványai: Pécs, 95 pp.
- DROZDOWSKI, I., STAUDINGER, M., BRENNER, H., MRKVICKA, A. (2014): Beweissicherung und Biodiversitätsmonitoring in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald - Einführung und Methodik – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 25: 89-136
- FALKNER, G. (1989): Binnenmollusken. – In: R. Fechtner, G. Falkner (Hrsg.), Weichtiere, 112-280, Die farbigen Naturführer, Bertelsmann: Gütersloh
- HÖRWEIG, C. (2014): Die Pseudoskorpione ausgewählter Waldflächen im Biosphärenpark Wienerwald. – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 25: 297-310

- KAPPES, H. (2013): Effekte von Totholz und Kalk auf die Mollusken eines extrem bodensaurigen Waldes (Naturschutzgebiet Immerkopf, Bergisches Land, Nordrhein-Westfalen). – Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft 89: 7-16
- KERNEY, M. P., CAMERON, R. A. D., JUNGBLUTH, J. H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. – Paul Parey: Hamburg, 384 pp.
- KLEMM, W. (1974): Die Verbreitung der rezenten Land-Gehäuse-Schnecken in Österreich. – Denkschriften der Österreichischen Akademie der Wissenschaften 117: 1-503
- KOBIALKA, H. & PARDEY, A. (2012): Schnecken und Muscheln (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia) im Nationalpark Eifel - Ergebnisse der Grundlagenerhebung in den Jahren 2008 und 2009. – Decheniana 165: 115-129
- LOŽEK, V. (1964): Quartärmollusken der Tschechoslowakei. – Rozprawy ústředního ústavu geologického, 31: 1-375
- MALTZ, T. K. (2003a): *Helicodonta obvoluta* (O. F. Müller, 1774) (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae) - Updated distribution in Poland, threats and conservation status. – Folia Malacologica 11: 33-38
- MALTZ, T. K. (2003b): Life cycle and population dynamics of *Helicodonta obvoluta* (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae). – Folia Malacologica 11: 63-88
- MÜLLER, J., STRÄTZ, C., HOTHORN, T. (2005): Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. – European Journal of Forest Research 124: 233-242
- MOORE, N. W. (1975): Butterfly transects in a linear habitat 1964-1973. – Entomologist's Gazette 26: 71-78
- POLLARD, E. (1977): A method for assessing changes in the abundance of butterflies. – Biological Conservation 12: 115-134
- REISCHÜTZ, P. L. (1999): Bestimmung und Sektion von Nacktschnecken. – Heldia, Sonderheft 3: 17-32
- REISCHÜTZ, A. & REISCHÜTZ, P. L. (2007): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs. – In: K. P. Zulka (Hrsg.), Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14(2): 363-433, Böhlau Verlag: Wien
- RIEGER, A., SCHMIDBERGER, G., STELZ, V., MÜLLER, J., STRÄTZ, C. (2010): Ökologische Analyse der Molluskenfauna im Nationalpark Bayerischer Wald. – Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 9: 65-78
- STAUFER, M. & SCHULZE, C. H. (2011): Diversität und Struktur von Libellengemeinschaften an Augewässern in den March-Auen. – Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseum 22: 171-202
- STRÄTZ, C. (2005): Die Molluskenfauna der Naturwaldreservate in Oberfranken. – Bericht der Naturforschende Gesellschaft zu Bamberg (2003/2004): 193-245
- STRÄTZ, C. (2009): Die Molluskenfauna bayrischer Naturwaldreservate. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF Wissen 61: 44-51
- STRÄTZ, C. & MÜLLER, J. (2004): Weichtiere in Naturwaldreservaten Oberfrankens. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF Wissen 46: 29-35
- STRÄTZ, C. & MÜLLER, J. (2006): Zur Bedeutung von Nadel- und Nadeltotholz in kollinen Buchenwäldern für Landgastropoden am Beispiel des Wässernachtals, Nordbayern. – Waldoekologie online 3: 43-55
- STRÄTZ, C. & MÜLLER, J. (2008): Weichtiere in Naturwaldreservaten, Naturreservate in Bayern. – Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF aktuell 63: 19-22
- TRÖSTL, R. (1997a): Faunistisch-ökologische Betrachtungen der Schneckengemeinschaften des Wienerwaldes, 1. Gipfel-Eschenwald (*Aceri-Carpinetum* subass. *aegopodietosum* Klika 1941 em. Husova 1982) des Hermannskogels und Linden-Kalkschutthalden-Wald (*Aceri carpinetum* Klika 1941 s.l.) des

- Leopoldsberges. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 134: 71-91
- TRÖSTL, R. (1997b): Faunistisch-ökologische Betrachtungen der Schneckengemeinschaften des Wienerwaldes, 2. Eichen-Hainbuchenwälder (Verband *Carpinion betuli* Issler 1931) des Leopolds-, Latis- und Gränberges, 3. Wärmeliebende Eichenmischwälder (Ordnung *Quercetalia pubescentis* Klika 1933) des Leopoldsberges. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 134: 93-117
- TRÖSTL, R. (1998a): Faunistisch-ökologische Betrachtungen der Schneckengemeinschaften des Wienerwaldes, 4. Waldmeister-Buchenwald (*Asperulo odoratae*-Fagetum Sougnez & Thill 1959) des Kahlenberges, Hinterhainbachs (Umgebung), des Hermannskogels und Gränberges, 5. Wimperseggen-Buchenwald (*Carici pilosae*-Fagetum Oberndorfer 1957) des Sauberges. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 135: 231-258
- TRÖSTL, R. (1998b): Faunistisch-ökologische Betrachtungen der Schneckengemeinschaften des Wienerwaldes, 6. Grenzwaldkomplex des Kalenderberges (Mödlinger Klause). – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 135: 259-270
- TRÖSTL, R. (1999): Faunistisch-ökologische Betrachtungen der Schneckengemeinschaften des Wienerwaldes, 7. Synoptische Schlußbetrachtung. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 136: 127-147
- UTSCHICK, H & SUMMERER, C. (2004): Vergleichende malakologische Untersuchungen in mittelschwäbischen Waldlebensräumen unterschiedlicher Naturnähe. – Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau 8: 379-428

Anschrift der Verfasser:

Anita Eschner (anita.eschner@nhm-wien.ac.at),

Katharina Jaksch (katharina.jaksch@nhm-wien.ac.at),

Michael Duda (michael.duda@nhm-wien.ac.at),

Naturhistorisches Museum Wien, 3. Zoologische Abteilung, Burgring 7, A-1010 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [25](#)

Autor(en)/Author(s): Eschner Anita, Jaksch Katharina, Duda Michael

Artikel/Article: [Biodiversitätsmonitoring und Vergleich der Gastropodengemeinschaften auf ausgewählten Flächen des Biosphärenparks Wienerwald 433-452](#)