

Die Kleinsäuger-Fauna im Inter-Nationalpark Thayatal/Podyjí

Endbericht 2011

vorgelegt von

Mag. Dr. Guido Reiter & Mag. Maria Jerabek

Koordinationsstelle für Fledermausschutz
und -forschung in Österreich (KFFÖ)

30. Dezember 2011



EUROPEAN UNION
European Regional
Development Fund



EUROPEAN TERRITORIAL CO-OPERATION
AUSTRIA-CZECH REPUBLIC 2007-2013
Gemeinsam mehr erreichen. Společně dosáhneme více.



KFFÖ-Impressum

Koordinationsstelle für Fledermausschutz
und –forschung in Österreich
Fritz-Störk-Straße 13
4060 Leonding

Telefon: 0676-7530634
email: info@fledermausschutz.at
homepage: www.fledermausschutz.at

ZVR-Zahl: 911201122

Kontoverbindung der KFFÖ:
Raiffeisen Landesbank Tirol
BLZ 36000
Ktnr. 521 682

Zitiervorschlag: REITER G. & M. JERABEK (2011): Die Kleinsäuger-Fauna im Inter-
Nationalpark Thayatal/Podyjí. Unpubl. Bericht im Auftrag der NP Thayatal GmbH. 63 Seiten.

Inhaltsverzeichnis

1	ZUSAMMENFASSUNG	5
2	EINLEITUNG.....	6
3	UNTERSUCHUNGSGEBIET	8
4	METHODIK	9
4.1	Nationalpark Thayatal.....	9
4.1.1	Fallenfang mit Lebendfallen-Fallen.....	9
4.1.2	Nachweise aus den Aktivitätsfallen einer entomologischen Untersuchung.....	13
4.1.3	Fallenfang mit Kübelfallen	14
4.1.4	Nachweise mittels „Haselmaus-Nestboxen“	14
4.1.5	Nachweise mittels „Kunstnestern“	15
4.1.6	Nachweise mittels Haarfallen	15
4.1.7	Zusätzliche Datenquellen.....	15
4.2	Nationalpark Podyjí.....	15
5	ERGEBNISSE.....	16
5.1	Artenspektrum.....	16
5.2	Populationsdynamik und -ökologie der Kleinsäuger im NP Thayatal.....	19
5.3	Die Bedeutung von Struktur und Untergrund für Kleinsäuger	22
5.4	Vergleiche der relativen Populationsdichten verschiedener Kleinsäuger -Untersuchungen	23
5.5	Vergleich der Nationalparks Thayatal und Podyjí.....	24
5.6	Verbreitung, Habitatwahl, Populationsstruktur sowie Gefährdung und Schutz der nachgewiesenen Arten	26
5.6.1	Ordnung Eulipotyphla.....	27
5.6.2	Ordnung Rodentia – Nagetiere.....	33
6	DISKUSSION	46
6.1	Artenzahlen und –spektrum sowie Vergleich zwischen dem NP Thayatal und dem NP Podyjí....	46
6.2	Populationsdynamik und –ökologie der Kleinsäuger im NP Thayatal	49
6.3	Die Nutzung des NP Thayatal durch Kleinsäuger	49
6.4	Die Bedeutung von Kleinsäufern in Waldökosystemen: Essentielles Glied der Nahrungskette versus Einfluss der Kleinsäuger auf die Vegetationszusammensetzung durch Verbiss und Grabtätigkeit	51
6.5	Gefährdungssituation und der Erhaltungszustand der Kleinsäuger im NP Thayatal	52
6.6	Schutz- und Managementmaßnahmen für Kleinsäuger im NP Thayatal.....	53

7	DANK.....	55
8	LITERATUR.....	56

1 Zusammenfassung

2010 und 2011 wurden die Kleinsäugergemeinschaften des Nationalparks Thayatal untersucht, wobei verschiedene Methoden kombiniert wurden. Der Schwerpunkt der Erhebungen lag bei Fangaktionen mit Lebendfallen, es wurden jedoch auch Fallenfänge aus entomologischen Untersuchungen, sowie Zufallsfunde wie Sichtbeobachtungen, Totfunde, Nestfunde etc. einbezogen. Das Untersuchungsgebiet umfasste den gesamten Nationalpark Thayatal, wobei sich die Probeflächen auf die wesentlichen Lebensraumtypen des Gebietes verteilten (2 Dauerprobeflächen, 11 Einmalprobeflächen). Der Schwerpunkt der Untersuchung lag in den Waldformationen, zusätzliche Standorte wie Gewässer, Ökotonbereiche und offene Standorte wurden mit geringerer Intensität untersucht.

Im angrenzenden tschechischen Nationalpark Podyjí wurden seit 1991 Kleinsäuger untersucht, wobei von 1991-2003 vor allem mit Schlagfallen gefangen wurde, und danach Zufallsfunde wie Sichtbeobachtungen, Totfunde, Nestfunde etc. registriert wurden.

Im Zuge der Erhebungen konnten im NP Thayatal die folgenden Kleinsäuger-Arten nachgewiesen werden:

Aus der Ordnung der Insektenfresser (Eulipotyphla) gelang der Nachweis von Waldspitzmaus (*Sorex araneus*), Zwergspitzmaus (*Sorex minutus*), Gartenspitzmaus (*Crocidura suaveolens*) und Europäischem Maulwurf (*Talpa europaea*).

Die Ordnung der Nagetiere (Rodentia) war durch insgesamt 10 Arten vertreten: Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*), Rötelmaus (*Myodes glareolus*), Schermaus (*Arvicola amphibius*), Bisamratte (*Ondatra zibethicus*), Erdmaus (*Microtus agrestis*), Kurzhornmaus (*Microtus subterraneus*), Zwergmaus (*Micromys minutus*), Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*), Waldmaus (*Apodemus sylvaticus*) und Siebenschläfer (*Glis glis*).

Mit insgesamt 14 bisher nachgewiesenen Kleinsäugerarten weist der NP Thayatal eine geringere Artenzahl als der Nationalpark Podyjí auf. Dort konnten in der Kernzone (= Flächen des NP Podyjí, die mit dem NP Thayatal vergleichbar sind) bisher 7 Arten aus der Ordnung Eulipotyphla und 12 Arten aus der Ordnung Rodentia registriert werden. In der Außen- und Pufferzone des NP Podyjí (= restliche Flächen des NP Podyjí und die Pufferzone um den NP Podyjí) waren sogar noch mehr Kleinsäuger-Arten feststellbar: 8 Arten aus der Ordnung Eulipotyphla und 16 Arten aus der Ordnung Rodentia.

Beim Vergleich der beiden Dauerprobeflächen im NP Thayatal zeigt sich, dass die Verteilung der Individuen unterschiedlich war: in beiden Flächen wurden 2010 mehr Individuen nachgewiesen als 2011. Weiters konnten in den beiden Probeflächen deutliche intra-annuelle Schwankungen registriert werden.

Für die Dauerprobefläche 1 lagen unterschiedliche Mikrohabitat-Strukturen für die einzelnen Fallenstandorte vor. Mittels einer Faktorenanalyse wurden die detaillierten Habitatvariablen aggregiert und mit dem Fangerfolg in Beziehung gesetzt. Dabei zeigte sich, dass Fallenstandorte, welche eine hohe Strukturierung am Boden, beispielsweise in Form von Totholz, aufwiesen, einen höheren Fangerfolg hatten.

In der vorliegenden Arbeit werden die Populationsentwicklung und Habitatwahl der einzelnen Arten beschrieben sowie deren Gefährdung und Schutz diskutiert.

2 Einleitung

Kleinsäuger¹ nehmen im ökologischen Interaktionsgefüge beinahe jedes terrestrischen Lebensraumes eine wichtige Rolle ein (BOYE 1996). So stellen sie beispielsweise aufgrund ihrer hohen Vermehrungsrate ein wichtiges Glied in der Nahrungskette dar (Einfluss auf Prädatoren wie Greifvögel, Marderartige, Füchse, etc.). Nagetiere als Herbivore mit einem sehr hohen Stoffwechselumsatz können durch Verbiss und Grabtätigkeit einen bedeutenden Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung ausüben. Sie beeinflussen einerseits die Walddynamik bzw. Naturverjüngung in Waldökosystemen und andererseits auch offene Lebensräume wie z.B. alpine oder arktische Regionen (u.a. LINDNER 1994, MURALT 2006). Kleinsäugetern kommt weiters eine nicht zu unterschätzende ökologische Bedeutung als 'Reservoir' für verschiedenste Krankheitserreger zu (COX 1979). So ist zu einem besseren Verständnis von Ökosystemen die Kenntnis um Verbreitung, Biologie und Ökologie der Kleinsäuger von großer Bedeutung.

Säugetiere sind bezüglich ihrer Körpergröße, Aussehen und Beobachtbarkeit eine sehr unterschiedliche Artengruppe. Während sich die größeren Arten meist relativ leicht voneinander unterscheiden lassen, ist die Artbestimmung der kleinen Arten häufig schwierig, da sie sehr ähnlich sind. Viele Säugetierarten sind auch nur schwer zu beobachten.

Im Gegensatz zu Vögeln, die in der Naturschutzpraxis sehr häufig zur zoologischen Charakterisierung und zur Beurteilung des Zustandes von Gebieten herangezogen werden (u.a. MATTHÄUS 1992, WINDING & STADLER 1990), finden Säugetiere, im speziellen Kleinsäuger kaum Beachtung bei der Bewertung von Gebieten. Dies ist sicherlich der zumeist nächtlichen und häufig unterirdischen Lebensweise der Kleinsäuger zuzuschreiben, wodurch man bei derartigen Untersuchungen auf den zeit- und arbeitsintensiven Fallenfang angewiesen ist.

Gerade wegen der Bedeutung von Kleinsäugetern in Waldökosystemen ist die Kenntnis der Besiedlung unserer Wälder durch Kleinsäuger und deren qualitative und quantitative Stellung in den Zönosen von besonderem Interesse. Dennoch sind Kleinsäuger in Österreich im Allgemeinen, aber auch in den Nationalparks und weiteren Schutzgebieten nur sehr unzureichend bearbeitet. Dies trifft auch auf den Nationalpark Thayatal zu, wo bislang nur wenige Daten zu Kleinsäugetern vorlagen. Im Bereich des an den NP Thayatal angrenzenden Nationalpark Podyjí (Tschechische Republik) wurden hingegen in den letzten Jahrzehnten einige Kleinsäuger-Untersuchungen durchgeführt.

Kleinsäuger-Populationen sind starken zeitlichen Schwankungen unterworfen. Diese Schwankungen vollziehen sich sowohl innerhalb einer Saison, als auch zwischen den Jahren und betreffen alle Arten eines Gebietes.

In den Jahren 2010 und 2011 wurde die Kleinsäuger-Fauna des Nationalparks Thayatal untersucht. Im Mittelpunkt der Arbeiten standen die Artenzusammensetzung, die Analyse von intra-annualen und inter-annualen Populationsschwankungen, eine grobe Habitatanalyse für

¹ Der Begriff „Kleinsäuger“ wird in sehr unterschiedlicher Weise verwendet und umfasst je nach Autor verschiedene Säugetierarten. Diese Untersuchung befasst sich mit Kleinsäugetern aus den Ordnungen Insektenfresser (Eulipotyphla) und Nagetiere (Rodentia).

die vorgefundenen Kleinsäugerarten und der Vergleich der beiden Nationalparks Thayatal und Podyjí im Hinblick auf die Kleinsäuger-Fauna.

Folgende Fragestellungen wurden im Rahmen der Studie untersucht:

- Welche Kleinsäugerarten kommen im Untersuchungsgebiet vor?
- Gibt es Unterschiede zwischen dem NP Thayatal und dem angrenzenden NP Podyjí?
- Welche biologischen und ökologischen Parameter kennzeichnen die Kleinsäuger-Populationen im NP Thayatal?
- Wie verändern sich Struktur und Zusammensetzung der Kleinsäugergemeinschaft in zeitlicher Hinsicht - d.h. welchen saisonellen und inter-annuellen Schwankungen unterliegt sie?
- Wie sieht die Habitatnutzung der einzelnen Kleinsäugerarten im Untersuchungsgebiet aus?
- Wie ist der Einfluss der Kleinsäuger auf die Vegetationszusammensetzung durch Verbiss und Grabtätigkeit einzuschätzen?
- Wie sind die Gefährdungssituation und der Erhaltungszustand der einzelnen Arten einzuschätzen?
- Welche Schutz- und Managementmaßnahmen können von den Ergebnissen abgeleitet werden?



Abb. 1 Herbstlicher Blick auf den NP Thayatal im Kirchenwald. Foto: M. Plank

3 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasste im Wesentlichen den Nationalpark Thayatal (Österreich). Der Nationalpark Thayatal liegt südlich der Thaya (zugleich die Grenze zur Tschechischen Republik) und umfasst eine Fläche von 13,3 km².

Das Thayatal ist ein tief eingeschnittenes Flusstal mit Waldhängen, Felswänden und Wiesen am Flussufer, wobei der Wald mit einem Anteil von über 90 % überwiegt. Der Nationalpark liegt an der Grenze zweier sich überschneidender Klimazonen: Während der östliche Teil vom Pannonischen Klima beeinflusst ist, dominiert im westlichen Teil das feuchte Atlantische Klima. Dementsprechend ist der östliche Teil von trocken-warmen Eichenwäldern gekennzeichnet, während im Westen des Thayatals Buchenwälder prägend sind. Nadelbaumarten spielen nur eine untergeordnete Rolle: nur Rotföhre (auf Felsstandorten), Tanne, Eibe und Wacholder sind autochthon.

Die Wälder in den hangnahen Lagen sind naturnah, während am leicht zugänglichen Plateau Wirtschaftswälder ihre Spuren hinterlassen haben (Quellen: www.np-thayatal.at, AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG 2009).

Der an den Nationalpark Thayatal angrenzende Nationalpark Podyjí (Tschechische Republik) erstreckt sich auf einer Fläche von 63 km², die anschließende Pufferzone hat eine Fläche von 29 km². Das Tal der Thaya ist das Kerngebiet des Nationalparks, die Vegetation gleicht mit ihren naturnahen Wäldern jener des österreichischen Teiles. Während die Kernzone (= Flächen des NP Podyjí, die mit dem NP Thayatal vergleichbar sind) vor allem durch Wälder dominiert wird, finden sich in der Außen- und Pufferzone (= restliche Flächen des NP Podyjí und die Pufferzone um den NP Podyjí) auch vermehrt Offenlandhabitats wie Heiden, extensive Wiesen und andere Kulturlandhabitats.

Die hier gewählten Bezeichnungen Kernzone und Pufferzone decken sich nur zum Teil mit den rechtlich verankerten Zonen des NP Podyjí. Die Bezeichnungen bzw. Abgrenzung wurde jedoch gewählt, um die beiden Nationalparks und ihre Kleinsäugerfauna bestmöglich vergleichen zu können. Zudem wurden viele Kleinsäuger-Untersuchungen vor Ausweisung des NP Podyjí durchgeführt, sodass diese Art der Zuordnung der tschechischen Ergebnisse praktikabler und sinnvoller war (REITER A., mündl. Mitt.)

4 Methodik

In der gegenständlichen Untersuchung wurden die im Folgenden beschriebenen Methoden angewendet. Um die Kleinsäuger-Untersuchungen der Nationalparks Thayatal und Podyjí vergleichen zu können, ist es nötig, auch die im NP Podyjí verwendeten Methoden kurz zu beschreiben.

4.1 Nationalpark Thayatal

Zur Erfassung der Kleinsäuger-Fauna im Nationalpark Thayatal wurden in den Jahren 2010 und 2011 verschiedene Methoden kombiniert. Die untersuchten Probeflächen sind in Tab. 1 aufgelistet und in Abb. 5 kartografisch dargestellt.

Um Aussagen über die Habitatwahl der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet treffen zu können, wurden neben einer allgemeinen Lebensraumbeschreibung an selektierten Fallenstandorten verschiedene Struktur- und Vegetationsparameter aufgenommen.

4.1.1 Fallenfang mit Lebendfallen-Fallen

Zur Erfassung der Kleinsäuger-Fauna wurden Lebendfallen der Firma LONGWORTH und mittelgroße Fallen der Firma SHERMAN verwendet (Abb. 2). Die Fallen wurden rasterartig oder entlang von linearen Strukturen (z.B. Bachufer) aufgestellt, wobei der Abstand zwischen den einzelnen Fallen gleich war (10 m). An jedem Fallenstandort wurde 1 Falle aufgestellt. Die Lebendfallen wurden mit Haselnüssen, Gurkenstücken, Erdnussbutter sowie Katzenfutter beködert. Zusätzlich wurden die Fallen mit Taschentüchern als Nestmaterial ausgestattet.



Abb. 2 Zum Einsatz kamen Lebendfallen der Typen LONGWORTH (links) und SHERMAN (rechts). Fotos: I. Schmotzer

4.1.1.1 Probeflächen

Dauerprobeflächen (DPF)

2010 wurden zwei Dauerprobeflächen im Rosental ausgewählt, die mit jeweils 30 LONGWORTH und 30 SHERMAN-Fallen befangen wurden (Tab. 1, Abb. 5). Die Fallen blieben jeweils für drei Nächte (4 Tage) fängig gestellt und wurden morgens und abends kontrolliert, zeitweise wurde zusätzlich um die Mittagszeit kontrolliert. Die Dauerprobeflächen wurden 2010 zweimal und 2011 dreimal im Jahr befangen.

Einmalfangflächen (EPF)

Um einen faunistischen Überblick der Kleinsäuger des Nationalparks zu bekommen, wurden weitere 11 Einmalfangflächen befangen (Tab. 1, Abb. 5). Es kamen hier, bis auf die Einmalprobefläche 1, ebenfalls je 30 SHERMAN- und LONGWORTH-Fallen bzw. in Einzelfällen 40 SHERMAN-Fallen und 20 LONGWORTH-Fallen zum Einsatz, die in derselben Art und Weise wie in den Dauerprobeflächen aufgestellt wurden. Die Fallen blieben jeweils für zwei Nächte (3 Tage) fängig gestellt und wurden morgens und abends kontrolliert, teilweise wurde zusätzlich um die Mittagszeit kontrolliert. Auch die Beköderung war ident wie in den Dauerprobeflächen. Die Einmalprobefläche 1 wurde 2010, im Rahmen des Geo-Tages der Artenvielfalt, mit 25 LONGWORTH-Fallen für eine Nacht befangen.

2010 wurden weiters an einem Sonderstandort im Rosental, nämlich einer Legsteinmauer, 12 Fallen aufgestellt (Abb. 5).



Abb. 3 Ausschnitte aus der Dauerprobefläche 1 südlich vom Fugnitzsee. Fotos: I. Schmotzer



Abb. 4 Ausschnitte aus der Dauerprobefläche 2 entlang der Fugnitz. Fotos: I. Schmotzer

Tab. 1 Kurzbeschreibung der Probeflächen. Die Lage der einzelnen Untersuchungsstandorte ist in Abb. 5 dargestellt.

Abkürzungen: **DPF** Dauerprobefläche, **EPF** Einmalprobeflächen, **EPFS** Sonderfläche, **FA** Fallenzahl und Typ, **FN ges** Gesamtanzahl an Fallennächten, **Lw** LONGWORTH-Fallen **Sh** SHERMAN-Fallen, **BS** Baumschicht, **SS** Strauchschicht, **KS** Unterwuchs, **VH** Vegetationshöhe

PF	Datum	FA FN ges	Habitattyp	Beschreibung der Probefläche
DPF 1	07.07-10.07.2010 16.09-18.09.2010 30.03.-01.04.2011 09.07.-12.07.2011 26.09.-29.09.2011	30 Lw, 30 Sh 900 FN	Wald	Wald südlich Fugnitzsee: 6 Fallenreihen; Mittelwald mit erdigem Untergrund, BS 90 %, SS 10 %, KS 50 %
DPF 2	07.07-10.07.2010 16.09-18.09.2010 30.03.-01.04.2011 09.07.-12.07.2011 26.09.-29.09.2011	30 Lw, 30 Sh 900 FN	Ökoton: Wiese-Bachufer	Wiese an der Fugnitz: 1 Fallenlinie; zeit- und stellenweise mit Schafen beweidete Wiese an der Fugnitz, VH je nach Beweidung 10 cm bis 150-200 cm, stellenweise dichte Brennessel-Bestände
EPF 1	29.05-30.05.2010	25 Lw 25 FN	Ökoton: Wiese-Wald und Wiese-Flussufer	Umlaufbergwiese: 2 Fallenlinien; 15 Fallen am Waldrand und 10 Fallen am Thayaufser
EPF 2	03.06-05.06.2010	30 Lw, 30 Sh 120 FN	Wald	Wald am Einsiedlerweg: 5 Fallenreihen, BS 100 %, SS – , KS 30-40 %
EPF 3	03.06-05.06.2010	30 Lw, 30 Sh 120 FN	Kahlschlag	Kahlschlag am Einsiedlerweg: 4 Fallenreihen, BS 15 %, SS 20 %, KS 50 %
EPF 4	04.06-06.06.2010	30 Lw, 30 Sh 120 FN	Bachlauf	Bachlauf im Ochsengraben: 1 Fallenlinie entlang des Bachlaufes
EPF 5	11.08-13.08.2010	30 Lw, 30 Sh 120 FN	Wald	Wald nordöstlich Hardegg: 2 Fallenlinien entlang der Hangkante, BS 75 %, SS 20 %, KS 75 %
EPF 6	11.08-13.08.2010	30 Lw, 30 Sh 120 FN	Wald	Wald nordöstlich Hardegg: 6 Fallenreihen im Waldbestand östlich des Waldweges, BS 80 %, SS 20 %, KS 50 %
EPF 11	18.10.-20.10.2011	20 Lw, 40 Sh 120 FN	Ökoton: Waldrand- Verlandungszone	Verlandungszone Fugnitzsee: 1 Fallenlinie; mooriger, nasser Untergrund, verbuschter Waldrand, rel. hohe Krautschicht (100- 150 cm)
EPF 12	18.10.-20.10.2011	20 Lw, 40 Sh 120 FN	Gewässerufer, Verlandungszone, Wiesenflächen	Fugnitzsee: 1 Fallenlinie; Verlandungszone des Fungitzsees und 2 Wiesenbrachen westlich des Fugnitzsees
EPF 13	19.10.-21.10.2011	20 Lw, 40 Sh 120 FN	Ökoton: Wiese-Wald und Wiese-Flussufer	Donnerbauerwiese: 2 Fallenlinien; Waldrand (stark verbissen) und Thayaufser
EPF 14	20.10.-22.10.2011	20 Lw, 40 Sh 120 FN	Blockhalde	Blockfeld – Kirchenwald: 6 Fallenreihen; oberer Bereich des Blockfeldes, BS 60 %, SS 10 %, KS 65 %
EPF 15	20.10.-22.10.2011	20 Lw, 40 Sh 120 FN	Bachlauf	Kajabach: 1 Fallenlinie, entlang des Kajabaches von der Brücke in der Nähe der Mündung bachaufwärts
EPFS 1	18.-19.09.2010	6 Lw, 6 Sh 12 FN	Legsteinmauer	Legsteinmauer – Rosental: 1 Fallenlinie; Legsteinmauer bei kleiner Wiesenfläche an der Fugnitz
Summe		3037 FN		

4.1.1.2 Datenaufnahme

Die gefangenen Individuen wurden auf Art und Geschlecht bestimmt. Weiters wurden die Tiere gewogen, die morphologischen Standardmaße gemessen sowie der Reproduktionszustand erhoben (GURNELL & FLOWERDEW 1994).

Um Wiederfänge erkennen zu können, wurden die gefangenen Individuen mit einem blauen oder roten EDDING-Stift am Bauch markiert. Diese Art der Markierung lässt sich schnell und einfach anwenden und beeinträchtigt die Tiere in ihrer Bewegungsfreiheit nicht. Die Farbe ist im Zeitraum von 2 bis 3 Tagen zu sehen, wenn auch eine exakte Zuordnung zu Individuen nicht immer möglich ist. Anschließend wurden die Tiere an Ort und Stelle sofort wieder frei gelassen.

Zusätzlich zu den Standardparametern wurden bei der Gattung *Apodemus* in Anlehnung an STORCH & LÜTT (1989) und SPITZENBERGER & ENGLISCH (1996) weitere Parameter erhoben, die für die Artdetermination dieser drei morphologisch schwer zu unterscheidenden Arten von Bedeutung sind. Deren Auswahl erfolgte von J.P. MÜLLER (Naturkunde-Museum Chur, Schweiz) in Zusammenarbeit mit E. LADURNER (1998), M. RIER (1998) und M. JERABEK (1998). Diese Parameter wurden seit 1996 in diversen Kleinsäugerstudien von E. LADURNER in Südtirol und M. JERABEK in Österreich verwendet: Farbe der Dorsalseite, Farbe der Ventralseite, farbliche Abgrenzung zwischen Dorsal- und Ventralseite, gelber Strich zwischen Dorsal- und Ventralseite, Ausbildung der Kehlzeichnung, Kopf-Rumpflänge, Schwanzlänge, Hinterfußlänge.

Die Angabe der relativen Abundanzen erfolgt bezogen auf Fallennächte, wobei man unter Fallennächten die Anzahl an Fallen x Anzahl an Nächten versteht, während der die Fallen fängig gestellt waren (GURNELL & FLOWERDEW 1994). Diese Angabe wird als Maß für die Fangintensität verwendet. Die im Rahmen dieser Untersuchung erhobenen Daten werden auf Individuen / 100 FN berechnet.

4.1.1.3 Lebensraumbeschreibung und Habitatwahl

Um Untersuchungen zur Habitatwahl der vorkommenden Kleinsäugerarten durchführen zu können, wurden neben einer allgemeinen Lebensraumbeschreibung verschiedene Struktur- und Vegetationsparameter quantitativ aufgenommen. In der Dauerprobefläche 1 wurde an jedem Fallenstandort eine derartige Aufnahme durchgeführt. Die im Folgenden beschriebenen Habitatparameter wurden aufgenommen, indem ein imaginärer Kreis (5 m) um den Fallenstandort gelegt wurde. Der Fallenstandort diente dabei als gedachter Mittelpunkt der Aufnahmekreisfläche.

Folgende Parameter wurden abgeschätzt, wobei bei einigen Parametern Kategorien, bei anderen, Prozentwerte verwendet wurden:

- Bodenhärte (weich – sehr gute Grabmöglichkeit, mittel – Grabmöglichkeit mäßig, hart – keine Grabmöglichkeit)
- Löcher (keine, wenig, mittel, viele)
- Bodenrauhigkeit (keine, gering, mittel, hoch)
- Raumwiderstand (keiner, gering, mittel, hoch)

- Bodenbedeckung – Deckungswerte in % (Bodendecker, Gras, Kraut, Sträucher, Jungwuchs, Bäume, Totholz, Stein, Streu)
- Vegetationshöhe getrennt nach Krautschicht, Strauchschicht, Jungwuchs, Bäume
- Vegetationsschichtung – Schätzung der Vegetationsbedeckung in den einzelnen Höhenschichten = „Kronenschluss verschiedener Strata“ (in %): < 50 cm, 50-100 cm, 100-300 cm, > 300 cm
- Unterschlupfmöglichkeiten durch Vegetation / abiotische Faktoren / Totholz (keine, wenig, mittel, viel)

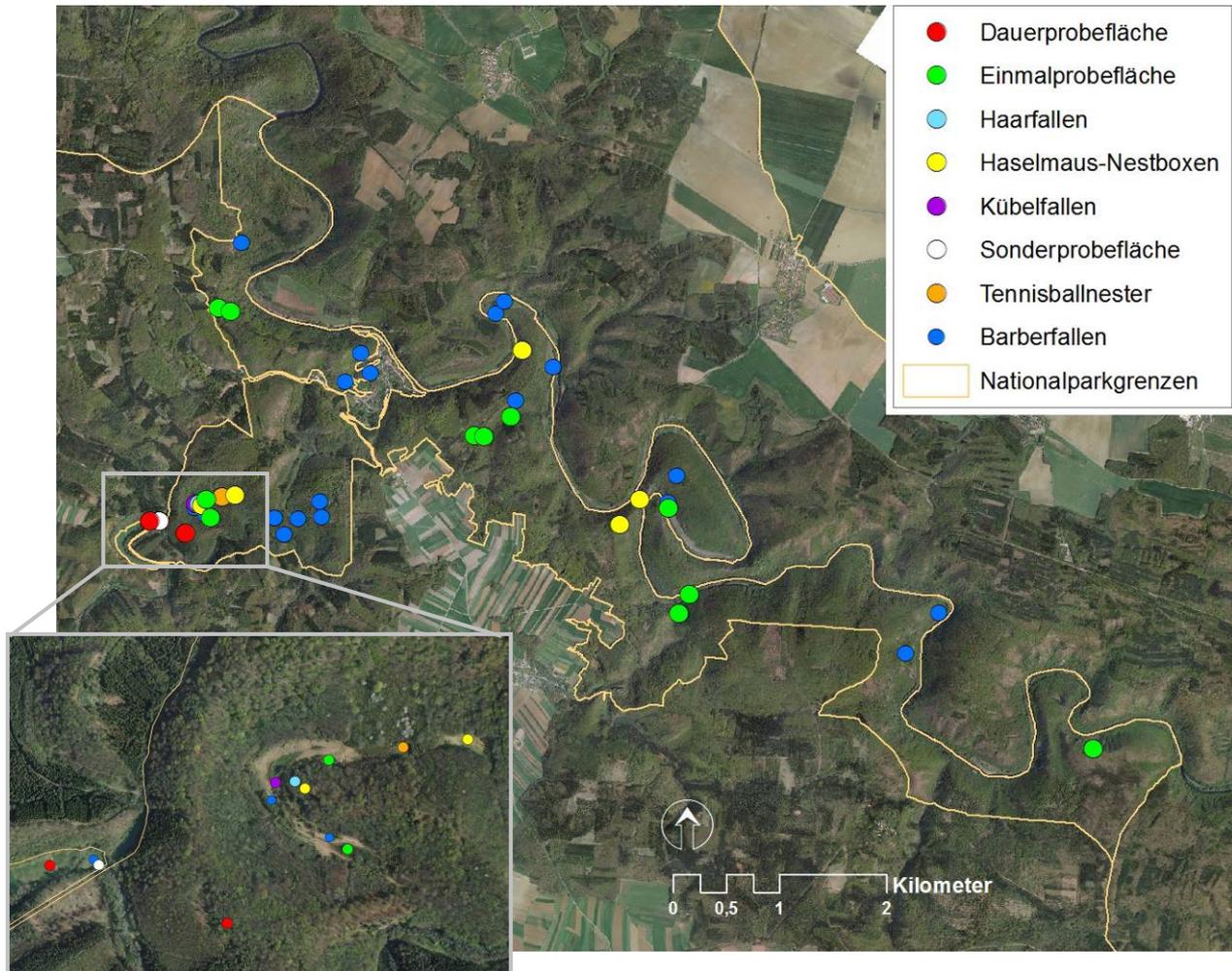


Abb. 5 Lage der verschiedenen Untersuchungs-Standorte im NP Thayatal.

4.1.2 Nachweise aus den Aktivitätsfallen einer entomologischen Untersuchung

An 20 Standorten wurden im Jahr 2010 Aktivitätsfallen, sogenannte Barberfallen, zur Erfassung der epigäischen Fauna installiert (BARBER 1931, MARKUT et al. 2010, MARKUT et al. 2011). Bei den Standorten handelt es sich um Wiesen, Wiesenbrachen und Trockenrasen im Gebiet des Nationalparks. Sie unterscheiden sich hinsichtlich Exposition, Geologie, Pflanzensammensetzung, räumlicher Ausdehnung und des Managements der Wiesen (Standorte siehe Abb. 5).

Pro Standort wurden 3 Barberfallen aufgestellt. Die Fallen wurden Mitte April installiert, etwa alle 3 Wochen geleert und bis Mitte Oktober fängig gehalten. In der Kalenderwoche 23 (Mitte Juni) wurden 2 zusätzliche Fallen pro Standort eingegraben und von den 3 ursprünglichen Fallen getrennt entleert (MARKUT et al. 2010, MARKUT et al. 2011).

Alle in den Barberfallen gefangenen Kleinsäuger konnten in die gegenständliche Kleinsäuger-Untersuchung integriert werden.

4.1.3 Fallenfang mit Kübelfallen

Im Jahr 2011 wurden versuchsweise 9 Kübelfallen (Ø 28 cm, Höhe 25 cm) am Ufer des Fugnitzsees eingegraben, um vor allem Spitzmäuse besser nachweisen zu können (Abb. 5). Dies stellte sich jedoch aufgrund diverser Schwierigkeiten (z.B. Wasserdruck) als nicht erfolgversprechend heraus und wurde als Methode für diese Untersuchung wieder verworfen.

4.1.4 Nachweise mittels „Haselmaus-Nestboxen“

Haselmäuse bauen selbst Kugelnester, nehmen aber auch angebotene Nestboxen als Quartierersatz an (BRIGHT et al. 2006). Deshalb wurden die in England und auch im Biosphärenpark Wienerwald verwendeten Nestboxen angekauft und im NP Thayatal ausgebracht (Abb. 6). Insgesamt wurden je 20 Nestboxen in drei Untersuchungsgebieten ausgebracht (Fugnitzsee, Einsiedlerweg, Umlaufberg). Aufgrund von Lieferschwierigkeiten erfolgte dies jedoch leider erst im Spätsommer 2011, sodass mit ersten Ergebnissen für das Jahr 2012 zu rechnen ist.



Abb. 6 Insgesamt 60 Haselmaus-Nestboxen wurden 2011 in drei Untersuchungsgebieten im NP Thayatal ausgebracht. Foto: M. Plank

4.1.5 Nachweise mittels „Kunstnestern“

Ähnlich wie Haselmäuse bauen auch Zwergmäuse Kugelnester und nehmen auch angebotene Kugelnester an (<http://www.mammal.org.uk/index.php>). Diese „Kunstkugelnester“ können systematisch kontrolliert werden, während die Suche nach natürlichen Kugelnestern in der Regel sehr aufwändig ist. 2011 wurden versuchsweise 7 Tennisbälle als Kunstkugelnester in der Nähe des Fugnitzsees ausgebracht (Abb. 5). Zudem wurde im Frühjahr 2011 an ausgewählten Standorten (Fugnitzsee, Thayaufer) nach Kugelnestern der Zwergmaus gesucht.

4.1.6 Nachweise mittels Haarfallen

Um Schläfer im Gebiet nachweisen zu können, wurden auch so genannte Haarfallen eingesetzt. Mit den gewonnenen Haaren der Tiere ist es nachfolgend möglich, vor allem die Schläfer-Arten zu bestimmen. Im Jahr 2010 wurden 10 Haarfallen in der Umgebung des Fugnitzsees ausgebracht (Abb. 5).

Diese Methode stellte sich aber für die vorliegende Untersuchung als nicht optimal heraus und wurde daher nicht weiter verfolgt.

4.1.7 Zusätzliche Datenquellen

Weitere Daten, die im Rahmen anderer Untersuchungen im Gebiet erhoben wurden, wie z.B. Sichtbeobachtungen im Rahmen der Fledermaus-Untersuchung, wurden ebenfalls in die Auswertungen integriert. Ebenso wurden Zufallsfunde (z.B. Totfunde) in die Arbeit integriert.

4.2 Nationalpark Podyjí

Die folgenden Angaben zur Untersuchungsmethodik der Kleinsäuger im tschechischen Nationalpark stammen aus REITER et al. 2012.

Die Artenliste der Kleinsäuger für den Nationalpark Podyjí basiert auf den Kleinsäugeruntersuchungen von 1991 bis 2011. Der Großteil der Daten wurde dabei durch Schlagfallen gewonnen, welche in Form von Fallenreihen in bedeutenden Habitaten oder entlang von Ökotonbereichen aufgestellt wurden. Die Fallenreihen bestanden zumeist aus 50 Fallen und wurden für zwei bis vier Nächte fängig gestellt. Detaillierte Beschreibungen der Methode und der genauen Fallenstandorte finden sich in den Originalarbeiten: KRŠKA 1993, 1996, REITER et al. 1997, ODSTRČIL 2003.

Die Analyse von Gewöllen (vor allem von Waldkauz und Uhu) erfolgte in den Jahren 1991–1995 (für Details siehe REITER et al. 1997).

Ergebnisse von Fangaktionen mit Lebendfallen (Holzkastenfallen), Zufallsfunde und Sichtnachweise wurden ebenfalls in die Artenliste eingearbeitet. Details von Nachweisen vor 1997 finden sich in REITER et al (1997), Nachweise nach 1997 – vor allem Sichtnachweise und Totfunde - stammen von A. REITER (unpubliziert).

5 Ergebnisse

5.1 Artenspektrum

Im Rahmen der Untersuchung konnten im NP Thayatal bislang an Kleinsäufern 4 Arten aus der Ordnung Eulipotyphla (Insektenfresser) und 10 Arten aus der Ordnung Rodentia (Nagetiere) festgestellt werden (Tab. 2, Tab. 5).

Insgesamt gelangen 505 Nachweise dieser 14 Kleinsäugerarten, wobei 479 Individuen gefangen wurden (Fallentypen: Sherman, Longworth, Barber), 12 Nachweise betrafen Sichtbeobachtungen (inkl. 2 Totfunde außerhalb von Fallen) sowie 14 indirekte Nachweise (z.B. Nester, Auswurfshügel, Fraßspuren).

Wie aus Tab. 2 ersichtlich ist, war die Gelbhalsmaus die am häufigsten nachgewiesene Kleinsäugerart, gefolgt von der Rötelmaus. Bei den 79 *Apodemus*-Individuen, die nur auf Gattungsniveau bestimmten werden konnten, handelte es sich vor allem um juvenile und subadulte Tiere. Der Großteil dieser Nachweise ist sicher der Gelbhalsmaus zuzuordnen, da die Waldmaus im NP Thayatal wesentlich seltener ist.

Bezogen auf Individuenzahlen folgten danach die Waldspitzmaus und die Zwergspitzmaus. Während die Waldspitzmaus auch zu 1/3 mittels Lebendfallen gefangen wurde, gelangen Nachweise der Zwergspitzmaus fast ausschließlich mittels Barberfallen. Die Gartenspitzmaus, von der es insgesamt lediglich zwei Nachweise gab, wurde nur mittels Barberfallen festgestellt.

Vom Siebenschläfer gelangen sowohl Fänge als auch Sichtbeobachtungen. Die Erdmaus wurde in den Lebendfallen gefangen, ebenso wie die Kurzhohrmaus. Allerdings können sich unter den 15 juvenilen *Microtus*-Individuen, die in den Barberfallen gefangen wurden, weitere Individuen von Erdmaus und Kurzhohrmaus, ev. auch der Feldmaus befinden.

Der Maulwurf und die Schermaus wurden durch die charakteristischen Auswurfshügel nachgewiesen, die sich bei den beiden Arten zwar ähneln, jedoch unterscheiden (MÜLLER J-P., mündl.). Vom Eichhörnchen gab es Sichtnachweise und Fraß-Nachweise. Die Bisamratte wurde durch eine Sichtbeobachtung festgestellt. Die Zwergmaus ließ sich einmal fangen, ansonsten wurden drei charakteristische Kugelnester der Art gefunden.

Von drei Säugetierarten, die jedoch nicht zu den Kleinsäufern zählen, gab es Sichtbeobachtungen: Zweimal wurden Feldhasen (Hasenartige, Lagomorpha) im Bereich des NP Thayatal beobachtet, einmal außerhalb der Probeflächen, einmal in Probefläche EPF 2. Vom Biber gibt es Nachweise entlang der Thaya (REITER A., mündl.). Auch Rehe wurden mehrfach beobachtet bzw. durch Kot nachgewiesen.

Tab. 2 Übersicht über die Nachweise der einzelnen Arten mittels unterschiedlicher Untersuchungsmethoden. Die wissenschaftlichen Namen entsprechen der Nomenklatur der aktuellen Roten Liste der IUCN (IUCN 2011).

Art	Lebendfang	Barberfallen	Sichtbeobachtungen	Indirekter Nachweis	Anzahl Nachweise
Eulipotyphla (Insektenfresser)					
<i>Sorex araneus</i> Waldspitzmaus	11	23	1	-	35
<i>Sorex minutus</i> Zwergspitzmaus	2	23	-	-	25
<i>Crocidura suaveolens</i> Gartenspitzmaus	-	2	-	-	2
<i>Talpa europaea</i> Maulwurf	-	-	-	4	4
Rodentia (Nagetiere)					
<i>Sciurus vulgaris</i> Eichhörnchen	-	-	2	3	5
<i>Myodes glareolus</i> Rötelmaus	136	1	2	-	139
<i>Arvicola amphibius</i> Schermaus	-	-	-	4	3
<i>Ondatra zibethicus</i> Bisamratte	-	-	1	-	1
<i>Microtus agrestis</i> Erdmaus	14	-	-	-	14
<i>Microtus subterraneus</i> Kurzohrmaus	1	-	-	-	1
<i>Microtus sp.</i>	-	15	-	-	15
<i>Micromys minutus</i> Zwergmaus	1	-	-	3	4
<i>Apodemus flavicollis</i> Gelbhalsmaus	153	-	-	-	153
<i>Apodemus sylvaticus</i> Waldmaus	6	-	-	-	6
<i>Apodemus sp.</i>	78	1	-	-	79
<i>Glis glis</i> Siebenschläfer	12	-	6	-	18
Summe	414	65	12	14	505

Aufgrund der längeren Untersuchungsdauer (5 mehrtägige Fangaktionen, verteilt auf 2 Jahre) wurden in den Dauerprobeflächen mehr Individuen, in DPF 2 auch mehr Arten nachgewiesen. Während in der DPF 1 mindestens 4 Arten festgestellt wurden (sowie *Apodemus sp.*), waren es in der DPF 2 mindestens 6 Arten (sowie *Apodemus sp.*). Bezogen auf Individuen waren es 120 Individuen in der DPF 1 und 100 Individuen in DPF 2.

Wie in Tab. 3 zu sehen ist, waren die Ökotonbereiche in der Verlandungszone am Fugnitzsee mit mindestens fünf bzw. vier Arten noch sehr artenreich. In einigen Einmalprobeflächen wurden mindestens drei Arten nachgewiesen. In drei Einmalfangflächen wurde nur eine Art gefangen, dabei handelte es sich jedoch zweimal um Flächen, die mit nur wenigen Fallen befangen wurden (EPF 1, EPF-S 1).

Betrachtet man die Arten und Individuenanzahlen in den Barberfallenflächen insgesamt, so konnten dort 65 Individuen aus mindestens fünf Arten festgestellt werden. Bezogen auf Lebensraumtypen wurden in den Wiesen und Wiesenbrachen, die auch Ökotonbereiche umfassten, wesentlich mehr Individuen (48 Individuen) nachgewiesen als in den Trockenstandorten (17 Individuen). An den Trockenstandorten (7 Flächen) wurden vier Arten festgestellt, an den Wiesenstandorten (9 Flächen) hingegen mindestens 5 Arten.

Tab. 3 Übersicht über die Individuenanzahl/Nachweisanzahl pro Art in den einzelnen Probeflächen. Die Reihenfolge der Arten richtet sich nach abnehmender Individuenanzahl. Abkürzungen: **DPF** Dauerprobefläche, **EPF** Einmalprobeflächen, **EPFS** Sonderfläche, **B 1-20** Barberfallenflächen. In Klammer ist jeweils die Anzahl an Fallennächten (FN) angegeben).

	<i>A.flav</i>	<i>M.glar</i>	<i>Apodem sp.</i>	<i>S.ara</i>	<i>S.min</i>	<i>G.glis</i>	<i>Microt sp.</i>	<i>M.agr.</i>	Übrige Arten
DPF 1 (900 FN)	39	54	20	2	-	5	-	-	-
DPF 2 (900 FN)	45	27	8	6	1	7	-	6	-
EPF 1 (25 FN)	3	-	-	-	-	-	-	-	-
EPF 2 (120 FN)	2	1	7	-	-	-	-	-	-
EPF 3 (120 FN)	3	14	3	-	-	-	-	-	S.vul 1
EPF 4 (120 FN)	-	-	10	-	-	-	-	-	-
EPF 5 (120 FN)	10	1	2	-	-	-	-	-	A.syl 1
EPF 6 (120 FN)	8	2	1	-	-	-	-	-	A.syl 1
EPF 11 (120 FN)	7	13	3	3	1	-	-	1	-
EPF 12 (120 FN)	12	3	4	-	-	-	-	7	M.min 1
EPF 13 (120 FN)	7	14	11	-	-	-	-	-	A.syl 2
EPF 14 (120 FN)	4	5	1	-	-	-	-	-	A.syl 2
EPF 15 (120 FN)	9	2	8	-	-	-	-	-	-
EPFS 1 (12 FN)	4	-	-	-	-	-	-	-	M.sbt 1
B 1-20	-	1	1	23	23		15	-	C.sua 2
Keine PF	-	2	-	1	-	6	-	-	T.eur 4, M.min 3, A.terr 4, O.zib 1, S.vulg 4
Nachweise	153	139	79	35	25	18	15	14	27

Die Anzahl an nachgewiesenen Arten stieg im Verlauf der Untersuchung an (siehe Abb. 7). Seit der Frühjahrsfangaktion 2011 konnte jedoch keine neue Art mehr festgestellt werden. Um die Artenzahl weiter erhöhen zu können, wäre es nötig gewesen, die Intensität der Untersuchung zu erhöhen, weitere Lebensraumtypen zu befangen und / oder weitere Methoden zu verwenden.

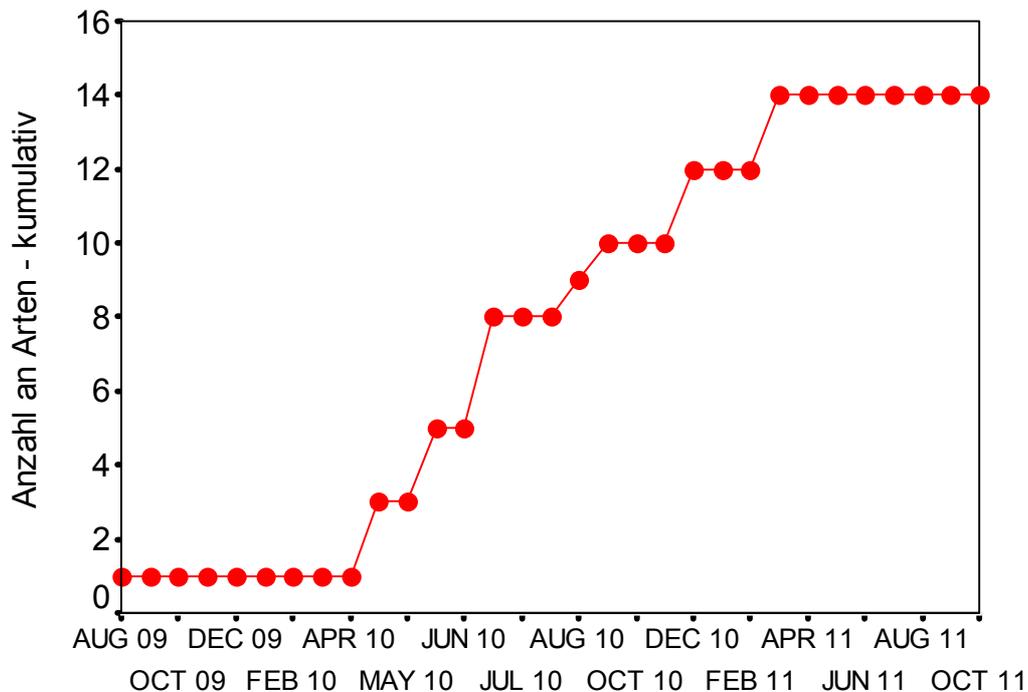


Abb. 7 Anzahl der im Zuge der Untersuchung nachgewiesenen Kleinsäuger-Arten (kumulativ)

5.2 Populationsdynamik und -ökologie der Kleinsäuger im NP Thayatal

Beim Vergleich der beiden Dauerprobeflächen zeigt sich, dass die Verteilung der Individuen – trotz ähnlicher Gesamtzahlen (120 zu 100 Ind.) – unterschiedlich war (Abb. 8). Zwar wurden in beiden Flächen 2010 mehr Individuen nachgewiesen als 2011, allerdings war der Unterschied zwischen den beiden Jahren in der DPF 2 wesentlich ausgeprägter.

Auch die intra-annuellen Schwankungen waren in den beiden Probeflächen unterschiedlich: so wurde die Individuenanzahl in der DPF 1 vom Sommer zum Herbst hin jeweils geringer, in der DPF 2 stieg sie hingegen in beiden Jahren an (Abb. 8).

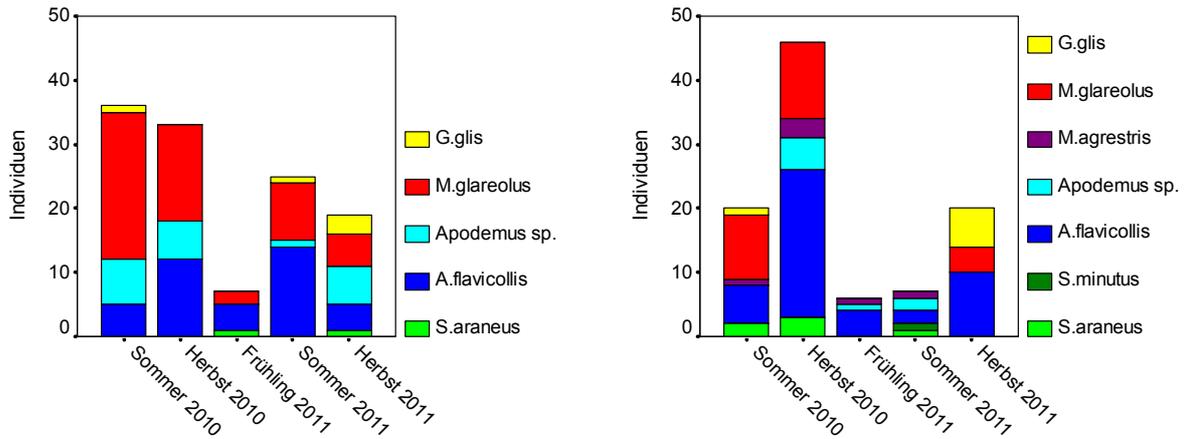


Abb. 8 Anzahl an Individuen pro Art in den Dauerprobeflächen DPF 1 (links) und DPF 2 (rechts) in den fünf Fangaktionen.

Bei der Auswertung des Anteils an Wiederfängen zeigte sich (siehe Abb. 9), dass es signifikante Unterschiede in der Wiederfangwahrscheinlichkeit der einzelnen Arten gab (χ^2 Test exakt, $\chi^2 = 20,7$, $df = 5$, $p = 0,0003$). Von der Rötelmaus gelangen mehr Wiederfänge als von den anderen Arten.

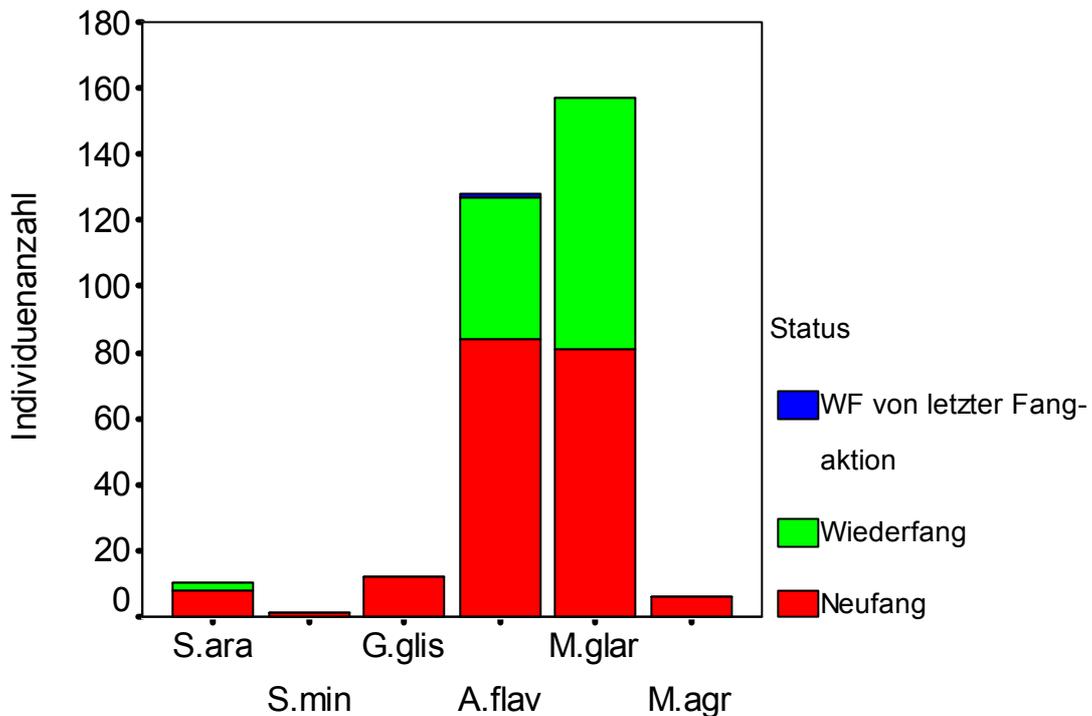


Abb. 9 Vergleich von Neu- und Wiederfängen bei einzelnen Arten

Auch im Hinblick auf die Altersstruktur gab es Unterschiede zwischen den beiden Dauerprobestflächen (siehe Abb. 10). In DPF 2 wurden - außer im September 2011 - keine Jungtiere (juvenil) nachgewiesen, auch der Prozentsatz an subadulten Tieren war in DPF 2 geringer als in DPF 1.

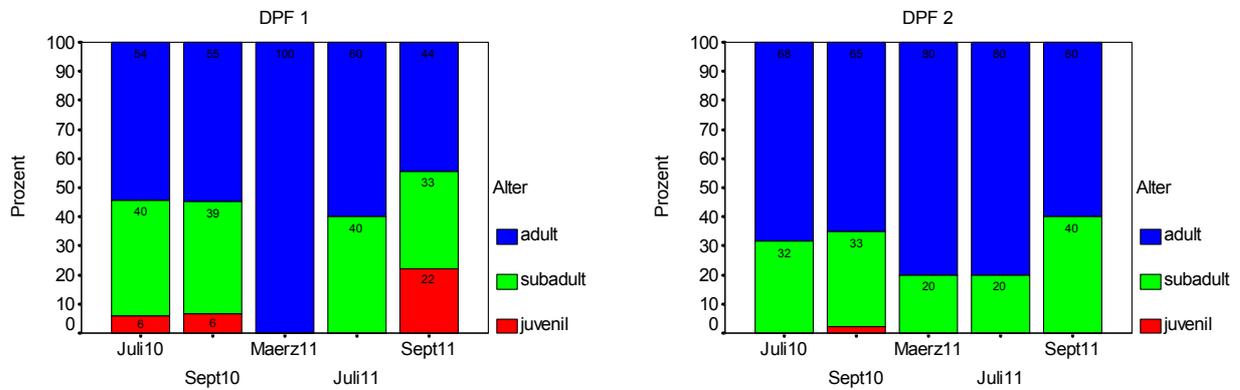


Abb. 10 Altersstruktur aller Arten im Verlauf der fünf Fangaktionen in den beiden Dauerprobestflächen

Der Großteil aller Fänge wurde bei den jeweiligen Morgenkontrollen festgestellt, d.h. die Tiere waren in der Nacht aktiv und wurden dabei gefangen. Bei einigen Arten, nämlich der Gelbhalsmaus, der Rötelmaus, der Erdmaus und den unbestimmten Individuen der Gattung *Apodemus* konnte ein gewisser Anteil der Fänge auch bei Mittags- bzw. Abendkontrollen nachgewiesen werden, d.h. diese Tiere waren tagsüber in die Falle geraten. Der Anteil an tagaktiven Tieren war bei der Rötelmaus am höchsten (Abb. 11).

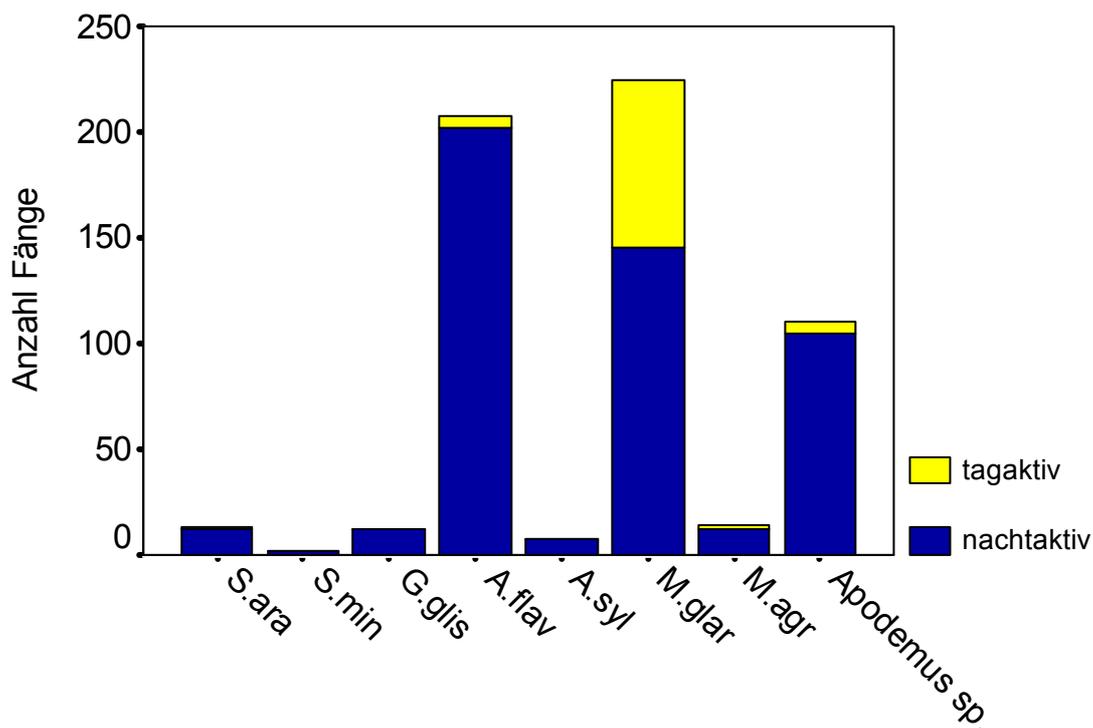


Abb. 11 Anzahl an Fängen eingeteilt nach Aktivitätszeitraum (alle Probestflächen gemeinsam)

5.3 Die Bedeutung von Struktur und Untergrund für Kleinsäuger

Für die DPF 1 lagen unterschiedliche Mikrohabitat-Strukturen für die einzelnen Fallenstandorte vor. Mittels einer Faktorenanalyse wurden die detaillierten Habitatvariablen aggregiert und mit dem Fangerfolg in Beziehung gesetzt. Dabei zeigte sich, dass Fallenstandorte, welche eine hohe Strukturierung am Boden, beispielsweise in Form von Totholz, aufwiesen, einen höheren Fangerfolg hatten (Spearman Rang-Korrelation $r_s = 0,318$; $n = 60$; $p = 0,013$; Abb. 12, Abb. 13).

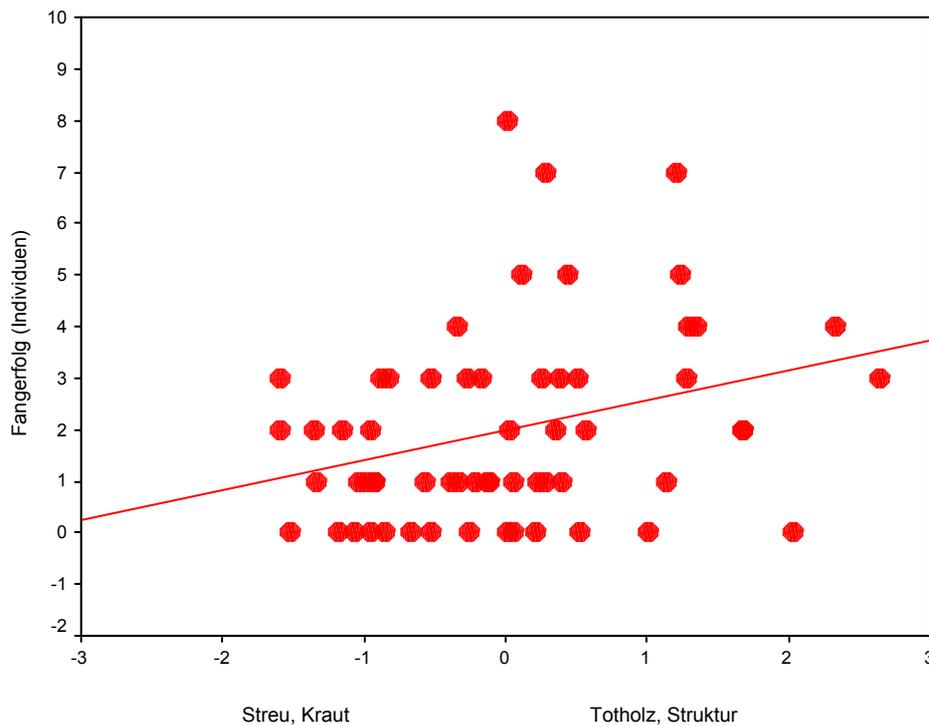


Abb. 12 Zusammenhang von PCA 1 (Gradient von Streu und Vegetation zu Struktur und Totholz) und dem Fangerfolg in DPF 1 (Spearman Rang-Korrelation $r_s = 0,318$; $n = 60$; $p = 0,013$). Fangerfolg = die Zahl gefangener Individuen in 15 Fangnächten.



Abb. 13 Gradient von strukturarmen zu strukturierterem Boden in der Dauerprobestfläche 1. Fotos: G. Reiter

Betrachtet man die Kleinsäuger-Nachweise in den Barberfallen, so fällt auf, dass der Großteil der Nachweise aus Wiesen bzw. Verlandungszonen stammt, während Trockenstandorte für Kleinsäuger offensichtlich weniger wichtig sind (Abb. 14).

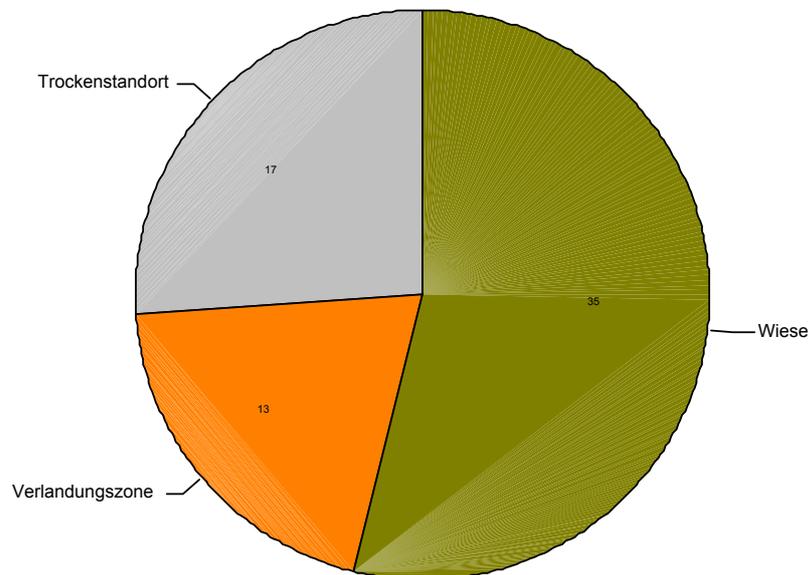


Abb. 14 Anzahl an Kleinsäuger-Nachweisen in den Barberfallen, aufgeteilt auf die verschiedenen Lebensräume

5.4 Vergleiche der relativen Populationsdichten verschiedener Kleinsäuger - Untersuchungen

Im Folgenden werden die Daten von Kleinsäuger-Untersuchungen mit Lebendfallen aus Wäldern im Alpenraum verglichen, wobei bei den Arbeiten aus Salzburg, Tirol und Südtirol nur die Daten aus den Laubmischwäldern angegeben werden. Bei den Untersuchungen handelt es sich um eigene Arbeiten sowie um Erhebungen von E. LADURNER in Südtirol.

Die meisten tschechischen Arbeiten sowie viele, vor allem ältere, österreichische Arbeiten können leider nicht zum direkten Vergleich herangezogen werden, da bei den Arbeiten in der Regel Schlagfallen verwendet wurden. Der Vergleich von Ergebnissen unterschiedlicher Methoden ist schwierig bis fragwürdig (u.a. JANOVA et al 2010).

Bei der gegenständlichen Untersuchung aus dem NP Thayatal werden nur die Daten aus den Lebendfangflächen angegeben, da die Daten aus den Barberfallenflächen nicht vergleichbar sind und die Anzahl an Fallennächten nicht bekannt ist. Allerdings werden alle Lebendfangflächen für die Berechnung herangezogen, wodurch aber auch ein gewisser Anteil an offenen Lebensräumen wie Wiesen, Verlandungszonen und Ökotonbereiche einfluss.

Für den Vergleich werden relative Abundanz verwendet, wobei die Angabe der relativen Abundanz bezogen auf Fallennächte erfolgt. Unter Fallennächten versteht man die Anzahl an Fallen x Anzahl an Nächten, während der die Fallen fängig gestellt waren (GURNELL &

FLOWERDEW 1994). Diese Angabe wird als Maß für die Fangintensität verwendet. Die im Rahmen dieser Untersuchung erhobenen Daten werden – ebenso wie die Vergleichsarbeiten – auf Individuen / 100 FN berechnet.

Die relativen Dichten (Ind./100 FN) liegen im NP Thayatal zwischen den sehr geringen relativen Dichten in Südtirol und den hohen Dichten in den Hohen Tauern. In den Hohen Tauern fand die Untersuchung allerdings 1996 in einem ausgeprägten Samenmastjahr statt, sodass davon auszugehen ist, dass die Populationsdichten – bei einer längerfristigen Untersuchung – deutlich zurückgegangen wären. Ähnliches gilt auch für die Untersuchung im Karwendel, wo im zweiten Untersuchungsjahr eine Halbmast zu einem starken Anstieg der Dichten geführt hatte (Tab. 4), der sich aufgrund der geringeren Dichten im Jahr zuvor relativierte.

Die Artenzahl ist im Thayatal am höchsten, wobei zu berücksichtigen ist, dass der NP Thayatal erstens in einer wesentlich geringeren Höhenlage als die anderen Untersuchungsgebiete liegt, zweitens im NP Thayatal auch ein gewisser Anteil an offenen Lebensräumen wie Wiesen, Verlandungszonen und Ökotonbereiche in die Berechnungen einfluss. Diese höhere Diversität an Lebensräumen führt zu einer höheren Anzahl an Arten. Die geringen Artenzahlen in Tirol und Südtirol sind u.a. darauf zurückzuführen, dass bei diesen Untersuchungen fast ausschließlich Dauerprobeflächen befangen wurden, während sowohl in Niederösterreich als auch in Salzburg neben Dauerprobeflächen auch sogenannte Einmalfangflächen gab, die v.a. zu faunistischen Zwecken dienen.

Allen diesen Untersuchungen mit Lebendfallen gemeinsam ist die geringe Spitzmausdichte, wobei das Artenspektrum selbst etwas unterschiedlich war (*Sorex alpinus* in den alpinen Gebieten versus *Crocidura suaveolens* in Südtirol und Niederösterreich).

Tab. 4 Fangintensitäten, Artenspektrum und relative Dichten von Kleinsäufern aus Untersuchungen aus Wäldern im Alpenraum. Datenquellen: Salzburg - Hohe Tauern (JERABEK & WINDING 1999), Tirol – Karwendel (JERABEK & REITER 2003a und b), Südtirol – Überetsch (LADURNER & MÜLLER 2001, LADURNER & CAZZOLLI 2002)

Gebiet	Fangintensität (Fallennächte)	Gesamt- Artenzahl	Individuen- anzahl	Rel. Dichte (Ind./100 FN)
Salzburg – Hohe Tauern	1.500	8	295	19,7
Tirol – Karwendel	1.800	5	279	15,5
Südtirol – Überetsch	2.470	5	127	5,1
Niederösterreich – Thayatal	3.037	14	414	13,6

5.5 Vergleich der Nationalparks Thayatal und Podyjí

Mit insgesamt 14 bisher nachgewiesenen Kleinsäugerarten weist der NP Thayatal eine geringere Artenzahl als der NP Podyjí auf. Dort konnten in der Kernzone bisher 7 Arten aus der Ordnung Eulipotyphla und 12 Arten aus der Ordnung Rodentia sicher nachgewiesen werden. In der Außen- und Pufferzone des NP Podyjí waren sogar noch mehr Kleinsäuger-

Arten feststellbar: 8 Arten aus der Ordnung Eulipotyphla und 16 Arten aus der Ordnung Rodentia (Tab. 5).

Tab. 5 Liste der Kleinsäuger in den Nationalparks Thayatal und Podyjí. Datenquellen NP Thayatal: Aktuelle Untersuchung und SPITZENBERGER 2001. Datenquellen NP Podyjí: REITER et al. 1997, ODSTRČIL 2003, Untersuchung von REITER A. nach 1997 (vor allem Sichtnachweise und Totfunde). Die wissenschaftlichen Namen entsprechen der Nomenklatur der aktuellen Roten Liste der IUCN (IUCN 2011). — = kein Nachweis, + = Nachgewiesen, +++ = Häufig, o = Gewöllennachweis, (+) = Vorkommen wahrscheinlich (siehe Text für Details)

Wissenschaftlicher Name/ Vědecké jméno	Name / jméno Deutsch / česky	NP Thayatal	NP Podyjí (Kernzone / jádrové území)	NP Podyjí (Außen- und Pufferzone / okraje a ochranné pásmo)
Eulipotyphla / Insektenfresser / hmyzožravci				
<i>Erinaceus europaeus</i>	Braunbrustigel/ Westigel / ježek západní	—	o	—
<i>Erinaceus roumanicus</i>	Nördl. Weißbrustigel/Ostigel / ježek východní	—	o	+++
<i>Sorex araneus</i>	Waldspitzmaus / rejsek obecný	+++	+++	+++
<i>Sorex minutus</i>	Zwergspitzmaus / rejsek malý	+	+	+++
<i>Neomys fodiens</i>	Wasserspitzmaus / rejsec vodní	—	+	+
<i>Neomys anomalus</i>	Sumpfspitzmaus / rejsec černý	(+)	+	+
<i>Crocidura leucodon</i>	Feldspitzmaus / bělozubka bělobřichá	—	+	+
<i>Crocidura suaveolens</i>	Gartenspitzmaus / bělozubka šedá	+	+	+
<i>Talpa europaea</i>	Europäischer Maulwurf / krtek evropský	+++	+++	+++
Rodentia / Nagetiere / hlodavci				
<i>Sciurus vulgaris</i>	Eichhörnchen / veverka obecná	+	+	+
<i>Spermophilus citellus</i>	Ziesel / sysel obecný	—	—	+
<i>Cricetus cricetus</i>	Hamster / křeček polní	—	o	(+)
<i>Myodes glareolus</i>	Rötelmaus / norník rudý	+++	+++	+++
<i>Arvicola amphibius</i>	Scherm Maus / hryzec vodní	+	+	+
<i>Ondatra zibethicus</i>	Bisamratte / ondatra pižmová	+	+	+
<i>Microtus arvalis</i>	Feldmaus / hraboš polní	(+)	+++	+++
<i>Microtus agrestis</i>	Erdmaus / hraboš mokřadní	+	+	+
<i>Microtus subterraneus</i>	Kleinwühlmaus / hrabošík podzemní	+	+	+
<i>Micromys minutus</i>	Zwergmaus / myška drobná	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i>	Gelbhalsmaus / myšice lesní	+++	+++	+++
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Waldmaus / myšice křovinná	+	+++	+++
<i>Apodemus uralensis (microps)</i>	Zwergwaldmaus / myšice malooká	—	o	+
<i>Rattus norvegicus</i>	Wanderratte / potkan	(+)	o	+
<i>Mus musculus</i>	Hausmaus / myš domácí	(+)	o	+++
<i>Glis glis</i>	Siebenschläfer / plch velký	+++	+++	+++
<i>Muscardinus avellanarius</i>	Haselmaus / plšík liskový	—	+	+

Für den NP Thayatal ist das Vorkommen weiterer Arten jedoch sehr wahrscheinlich. Für die Sumpfspitzmaus, die Feldmaus, die Wanderratte und die Hausmaus liegen Nachweise in SPITZENBERGER (2001) vor, deren exakte Zuordnung zum Nationalpark aufgrund der räumlichen Auflösung der dort verwendeten Rasterkarten nicht möglich war. Ein Vorkommen dieser Arten im NP Thayatal ist jedoch anzunehmen bzw. wurde in unmittelbarer Nähe zum Nationalpark bestätigt.

Für die beiden Igelarten Braunbrustigel / Nördlicher Weißbrustigel und die Haselmaus fehlen bislang gesicherte Nachweise im NP Thayatal, ein Vorkommen in Teilen des Nationalparks Thayatal ist jedoch sehr wahrscheinlich. Für die Haselmaus wurden Nestboxen im Nationalpark ausgebracht, mit denen ein direkter Nachweis im Jahr 2012 möglich sein sollte.

Die bisher im NP Thayatal registrierten Arten stellen 35 % der aktuell in Österreich vorkommenden Kleinsäuger-Arten dar (vgl. SPITZENBERGER 2001, 2005). Dabei beträgt der Anteil innerhalb der Ordnung Eulipotyphla 33 % und jener bei den Rodentia 35 %. Unter Einbeziehung der sehr wahrscheinlich noch im Gebiet des NP Thayatal vorkommenden Kleinsäugerarten sind es 49 % aller in Österreich vorkommenden Arten.

Für den gesamten NP Podyjí (Kern- sowie Pufferzone) beträgt der Anteil sicher und aktuell nachgewiesener Arten 73 % der für Tschechien registrierten Arten (vgl. ANDĚRA & BENEŠ 2001, ANDĚRA & BENEŠ 2002, ANDĚRA & ČERVENÝ 2004, ANDĚRA 2010). Unter Einbeziehung älterer Nachweise und der Gewöllefunde sind es 79 %. Vergleicht man die Kernzone im NP Podyjí mit der Außen- und Pufferzone, so konnten in der Kernzone mindestens 58 % (inkl. Gewölle und älterer Nachweise 76 %) und in der Pufferzone 73 % (inkl. Gewölle und älterer Nachweise 76 %) aller in Tschechien vorkommenden Arten festgestellt werden.

Spermophilus citellus war bis ca. in die 1950iger Jahre im NP Podyjí verbreitet, aktuell gibt es nur sehr wenige Nachweise, wobei es sich vermutlich nicht um eine permanente Population handelt. Der letzte Nachweis stammt aus der Außen- und Pufferzone des NP Podyjí im Jahre 2008 (MATĚJŮ et al. 2008).

Von *Cricetus cricetus* liegen historische Nachweise (inkl. 1 Museumsbeleg von 1928) nahe Nový Hrádek und Gališ in der Kernzone des NP Podyjí vor. Der letzte Nachweis stammt von ca. 1990, d.h. die Art ist vermutlich derzeit nicht in der Kernzone anzutreffen. Vom östlichen Rand der Außen- und Pufferzone (Straße zwischen Znojmo-Hnanice) gibt es immer wieder Totfunde. Vermutlich gibt es in der Außen- und Pufferzone noch eine kleine Restpopulation.

Die einzigen Nachweise von *Apodemus uralensis* aus dem tschechischen Untersuchungsgebiet stammen aus der Arbeit von KRŠKA (1996). Er konnte drei Individuen dieser Art in der Kulturlandschaft der Orte Popice und Konice fangen, welche genau an der östlichen Grenze des NP Podyjí und seiner Pufferzone liegen. Spätere Nachweise dieser Art gelangen nur mehr in Gewölle, welche zum Teil jedoch unsicher sind.

Ein aktuelles Vorkommen dieser Art im NP Podyjí wird daher als unsicher eingestuft und ein Vorkommen im NP Thayatal ist aufgrund fehlender Habitattypen unwahrscheinlich.

5.6 Verbreitung, Habitatwahl, Populationsstruktur sowie Gefährdung und Schutz der nachgewiesenen Arten

Im Folgenden werden die Ergebnisse der festgestellten Arten einzeln dargestellt und aus Gründen der Übersichtlichkeit auch kurz diskutiert. Die Reihenfolge der Arten sowie die

Gattungsnamen richten sich nach der aktuellen Nomenklatur der Roten Listen der gefährdeten Tierarten der IUCN (siehe Zitate bei den einzelnen Arten).

5.6.1 Ordnung Eulipotyphla

5.6.1.1 Familie Erinaceidae – Igel

Erinaceus europaeus/roumanicus – Braunbrustigel/Nördlicher Weißbrustigel

Verbreitung

Im Rahmen der Untersuchung wurden keine Igel im Nationalpark Thayatal nachgewiesen. Allerdings wurden sowohl Braunbrustigel als auch Nördlicher Weißbrustigel in bzw. im Umfeld des NP Podyjí nachgewiesen. Auch von SPITZENBERGER 2001 gibt es Nachweise der beiden Arten (Anm.: damals noch *E. concolor* anstatt *E. roumanicus*) im Umfeld des NP Thayatal. Es ist daher anzunehmen, dass zumindest eine der beiden Arten auch im NP Thayatal lebt.

Braunbrustigel sind endemisch für Europa und bewohnen weite Teile West- und Mitteleuropas. Der Weißbrustigel (*Erinaceus concolor*) wurde früher als eine Art geführt, wurde jedoch vor einigen Jahren in zwei parapatrische Arten, den Nördlichen Weißbrustigel (*E. roumanicus*) und den Südlichen Weißbrustigel (*E. concolor*) aufgespalten. Quer durch das östliche Mitteleuropa (vom westlichen Polen über Österreich bis zur norditalienischen Adriaküste) erstreckt sich ein etwa 200 Kilometer breiter Bereich, in dem sich das Verbreitungsgebiet des Braunbrustigels mit dem des Nördlichen Weißbrustigels überlappt.

Lebensraum

Braunbrustigel und Nördlicher Weißbrustigel leben sowohl in naturnahen Lebensräumen (Laub- und Mischwälder) als auch in menschlichem Siedlungsgebiet, wo sie vor allem Gärten, Parks und Ruderalflächen besiedeln (AULAGNIER et al. 2009, SPITZENBERGER 2001).

Gefährdung und Schutz

Eine detaillierte Untersuchung zur Situation und dem Vorkommen von *Erinaceus europaeus* und *E. roumanicus* im Umfeld der beiden Nationalparks, in faunistischer aber auch ökologischer Hinsicht wäre interessant. Erst damit ließen sich genauere Aussagen über eine mögliche Gefährdung der beiden Arten treffen.

Laut Roter Liste der gefährdeten Tierarten der IUCN werden beide Arten als „least concern“ eingestuft (AMORI et al. 2008 a, AMORI et al. 2008 b). Laut Roter Liste der gefährdeten Säugetierarten Österreichs (SPITZENBERGER 2005) wird der Braunbrustigel als „near threatened“ eingestuft, der Nördliche Weißbrustigel als „least concern“. Als potentielle Gefährdungsursachen nennt SPITZENBERGER (2001) Lebensraumverlust, Vergiftung der Nahrung sowie den Straßenverkehr. Im Nationalpark selbst scheinen die möglichen Vorkommen der Igel derzeit nicht gefährdet zu sein.

5.6.1.2 Familie Soricidae – Spitzmäuse

Sorex araneus LINNAEUS, 1758 – Waldspitzmaus

Verbreitung und Habitatwahl

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten insgesamt 35 Waldspitzmäuse nachgewiesen werden (Abb. 16). Ein Individuum wurde tot außerhalb der Probeflächen gefunden, in DPF 1

wurden 2 Individuen, in DPF 2 hingegen 6 Individuen gefangen (plus 2 Wiederfänge). In EPF 11 konnten 3 Individuen mittels Lebendfallen nachgewiesen werden. Die Stetigkeit der Art war in den Barberfallenflächen wesentlich höher: Dort konnte die Art in 10 von 20 Flächen mit insgesamt 23 Individuen nachgewiesen werden.

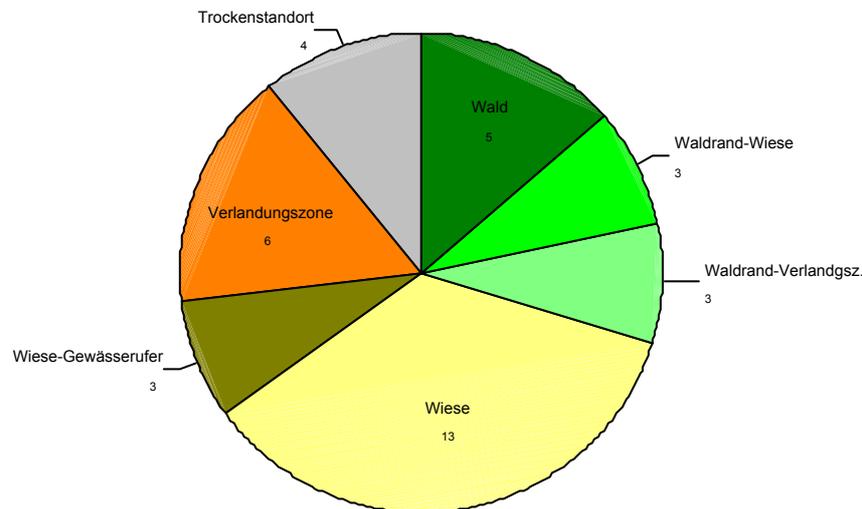


Abb. 15 Nachweise der Waldspitzmaus (*Sorex araneus*) nach Lebensraumtypen

Bezogen auf Lebensraumtypen wurde die Waldspitzmaus in fast 1/3 aller Fälle in Wiesen gefangen (Abb. 15). Insgesamt gesehen dominierten im Rahmen dieser Untersuchung die offenen Lebensraumtypen und Ökotonbereiche. Dies ist allerdings u.a. auf die Methode zurückzuführen, da 23 von insgesamt 35 Fängen in den Barberfallen gelangen, die in Wiesen, Wiesenbrachen und Trockenstandorten aufgestellt waren. Der Fangzeitraum war in den Barberfallen auch wesentlich länger als in den Lebendfallen, und damit auch die Nachweiswahrscheinlichkeit.

Die Fangorte zeichneten sich durch einen dichten Unterwuchs bzw. spaltenreiche Strukturen wie Baumstämmen aus. Alle Fangorte entsprechen damit sehr gut den bekannten Ansprüchen der Waldspitzmaus an ein hohes Deckungsangebot durch Vegetation oder abiotische Strukturelemente sowie an ein feucht-kühles Mikroklima (HAUSSER et al. 1990, HAUSSER 1995 a, KULZER et al. 1993).

Wie aus der Literatur bekannt ist, kann diese ökologisch sehr plastische Art einen weit gespannten Bogen an Habitattypen von Wäldern bis hin zu offenen Arealen wie Wiesen und Parks, Feldern und Sümpfen besiedeln (AULAGNIER et al. 2008, CHURCHFIELD 1990, HAUSSER et al. 1990, SPITZENBERGER 2001). Eine weitere Verbreitung dieser Art – auch in den Wäldern im Untersuchungsgebiet - als derzeit bekannt, ist somit nicht auszuschließen bzw. anzunehmen.

Laut SPITZENBERGER (2001) ist die Waldspitzmaus die häufigste Soriciden-Art in Österreich, wo sie von den Talniederungen bis auf 2600 msm in den Alpen angetroffen werden kann (SLOTTA-BACHMAYR et al. 1998, SPITZENBERGER 2001).

In Europa ist die Waldspitzmaus als eine der häufigsten Spitzmausarten über weite Teile der zentralen und westlichen Paläarktis einschließlich Skandinaviens und England weit verbreitet, und reicht in Mitteleuropa nach Westen bis in die Beneluxstaaten, das östliche Frankreich und die Schweiz, isolierte Vorkommen gibt es im Zentralmassiv in Frankreich und in den Pyrenäen. Ansonsten fehlt die Waldspitzmaus in Westeuropa und wird dort von der Schabrackenspitzmaus (*Sorex coronatus*) ersetzt. Die weltweite Verbreitung umfasst die Paläarktische Region bis zum Baikalsee im Osten, ausgenommen sind nur Steppen- und Wüstengebiete (KRAFT 2008).



Abb. 16 Die Waldspitzmaus (*Sorex araneus*) ist die am häufigsten nachgewiesene Spitzmausart im NP Thayatal. Fotos: G. Reiter

Biologie

Von den 35 Individuen waren 3 Weibchen trächtig, beim Großteil handelte es sich anhand des Reproduktionszustandes und der Schwanzbehaarung um sexuell inaktive, diesjährige Tiere (vgl. CHURCHFIELD 1990, HAUSSER et al. 1990).

Gefährdung und Schutz

Laut Roter Liste der gefährdeten Tierarten der IUCN (HUTTERER et al. 2008), aber auch laut Roter Liste der gefährdeten Tiere Österreichs (SPITZENBERGER 2005) wird die Waldspitzmaus als „least concern“ eingestuft. Potentielle Gefahren für den Bestand drohen durch den Verlust entsprechender Habitats, teilweise auch durch Vernichtung oder Verminderung von Nahrungsressourcen aufgrund von Habitatverlust und Pestizideinsatz (KULZER et al. 1993, SPITZENBERGER 2001). Insgesamt gesehen scheint die Waldspitzmaus jedoch sowohl im Nationalpark Thayatal als auch österreichweit derzeit nicht unmittelbar gefährdet zu sein.

Sorex minutus LINNAEUS, 1766 – Zwergspitzmaus

Verbreitung und Habitatwahl

Im Rahmen dieser Untersuchung wurden insgesamt 25 Zwergspitzmäuse nachgewiesen (Abb. 18). Zwei Individuen wurden in den Lebendfangflächen gefangen (DPF 2, EPF 11), 23 Individuen in insgesamt 12 Barberfallenflächen.

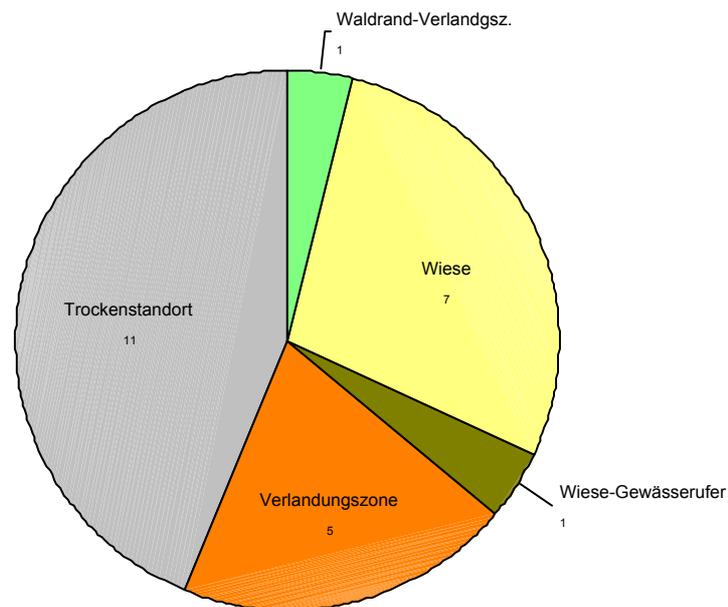


Abb. 17 Nachweise der Zwergspitzmaus (*Sorex minutus*) nach Lebensraumtypen

Bezogen auf Lebensraumtypen wurde die Zwergspitzmaus nur in offenen Lebensraumtypen und Ökotonbereichen gefangen, elf Individuen davon an Trockenstandorten (Abb. 17). Nachweise im Wald fehlen völlig. Der Schwerpunkt in offenen Lebensräumen ist allerdings u.a. auf die Methode zurückzuführen, da 23 von insgesamt 25 Fängen in den Barberfallen gelangen, die in Wiesen, Wiesenbrachen und Trockenstandorten aufgestellt waren. Der Fangzeitraum war in den Barberfallen auch wesentlich länger als in den Lebendfallen, und damit auch die Nachweiswahrscheinlichkeit. Mit den üblichen Lebendfallensystemen werden die Zwergspitzmäuse aufgrund ihres geringen Körpergewichtes von 2,5-6,5 g (lösen Fallenschließmechanismus meist nicht aus) in der Regel nicht gefangen und so ist eine Einschätzung der Bestandessituation aufgrund von Fangergebnissen kaum möglich.

Auffällig im Vergleich zur Waldspitzmaus war der hohe Anteil an Fängen an Trockenstandorten. Auch in SPITZENBERGER (2001) wird die scheinbar widersprüchliche Vorliebe der Zwergspitzmaus einerseits für trockene, grasige, andererseits für bodenfeuchte Habitate diskutiert.

Insgesamt gesehen kann die Zwergspitzmaus ebenfalls einen weit gespannten Bogen an Habitattypen von Wäldern bis hin zu offenen Arealen wie Wiesen und Parks, Feldern und Sümpfen besiedeln (AULAGNIER et al. 2008, SPITZENBERGER 2001). Eine weitere Verbreitung dieser Art – auch in den Wäldern im Untersuchungsgebiet - als derzeit bekannt, ist somit nicht auszuschließen.

Laut SPITZENBERGER (2001) ist die Zwergspitzmaus in ganz Österreich verbreitet, wobei sie von den Talniederungen bis auf 2300 msm in den Alpen angetroffen werden kann (AULAGNIER et al. 2008, SPITZENBERGER 2001).

Die Zwergspitzmaus kommt in fast ganz Europa vor, sie fehlt lediglich im südlichen Teil der iberischen Halbinsel und in manchen Küstenregionen des Mittelmeeres. In Asien reicht das Areal bis zum Baikalsee, im Norden bis über den Polarkreis (KRAFT 2008).



Abb. 18 Zwergspitzmaus (*Sorex minutus*) und Fangort in der Verlandungszone beim Fugnitzsee. Fotos: M. Plank

Biologie

Beim Großteil der Zwergspitzmäuse handelte es sich anhand des Reproduktionszustandes und der Schwanzbehaarung um sexuell inaktive, diesjährige Tiere.

Gefährdung und Schutz

Laut Roter Liste der gefährdeten Tierarten der IUCN (HUTTERER et al. 2008 b), aber auch laut Roter Liste der gefährdeten Tiere Österreichs (SPITZENBERGER 2005) wird die Zwergspitzmaus als „least concern“ eingestuft. Potentielle Gefahren für den Bestand drohen durch den Verlust entsprechender Habitats, teilweise auch durch Vernichtung oder Verminderung von Nahrungsressourcen aufgrund von Habitatverlust und Pestizideinsatz (HUTTERER et al. 2008 b, SPITZENBERGER 2001). Insgesamt gesehen scheint die Zwergspitzmaus jedoch sowohl im Nationalpark Thayatal als auch österreichweit derzeit nicht unmittelbar gefährdet zu sein.

Crocidura suaveolens (PALLAS, 1811) – Gartenspitzmaus

Artbestimmung

Die Unterscheidung der beiden in Niederösterreich vorkommenden Weißzahnspezmaus-Arten, *Crocidura leucodon* und *Crocidura suaveolens*, erfolgte anhand der bei *Crocidura leucodon* deutlicheren Grenze zwischen hellem Bauchfell und grauer Oberseite (vgl. SPITZENBERGER 1995) sowie der Condylbasallänge unter 17,9 mm bei *Crocidura suaveolens* und über 18,0 mm bei *Crocidura leucodon* (SPITZENBERGER 1995).

Verbreitung

Mit nur 2 Individuen war die Gartenspitzmaus die seltenste Spitzmausart in der Untersuchung, wobei beide Nachweise durch die Barberfallen erbracht wurden.

Nach SPITZENBERGER (2001) ist die Gartenspitzmaus in Österreich weit verbreitet, kommt aber vor allem circumalpin vor.

Die Gartenspitzmaus kommt in Europa vom Nordwesten der Iberischen Halbinsel über Frankreich und Zentraleuropa bis nach Osteuropa vor und erreicht im Norden Polen. Die weltweite Verbreitung umfasst die Paläarktis von Portugal bis nach Japan (LIBOIS et al. 1999).

Lebensraum

Da nur zwei Nachweise vorliegen (einmal Wiese, einmal Trockenstandort), sind keine detaillierten Angaben zum Lebensraum dieser Art im NP Thayatal möglich.

Die Gartenspitzmaus bewohnt nach SPITZENBERGER (2001) jedoch eine große Reihe von Lebensräumen wie beispielsweise offene, mit Feldgehölzen und Hecken bestandene Agrarlandschaften, Verlandungszonen stehender und langsam fließender Gewässer sowie Ruderalflächen, Parks und Gärten von Siedlungsgebieten. Insgesamt ist jedoch eine Bevorzugung warmer, trockener Habitats für diese Art erkennbar (SPITZENBERGER 2001).

Biologie

Während die Gartenspitzmaus den Sommer über zumeist außerhalb von Gebäuden vorkommt, ist in den Wintermonaten ein verstärktes Eindringen in Gebäude bekannt (z.B. FRYNTA et al. 1994).

Gefährdung und Schutz

Laut Roter Liste der gefährdeten Tierarten der IUCN (HUTTERER et al. 2008 c) wird die Gartenspitzmaus als „least concern“ eingestuft. Nach SPITZENBERGER (2005) ist die Gartenspitzmaus aufgrund ihrer Plastizität im Hinblick auf ihre Habitatwahl und ihre Vorliebe für Siedlungsnähe derzeit kaum gefährdet und daher in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten Österreichs als „least concern“ eingestuft. Im Nationalpark Thayatal scheint die Gartenspitzmaus derzeit nicht gefährdet zu sein, sofern gewährleistet ist, dass ein gewisses Ausmaß an offenen Standorten (trocken, feucht) erhalten bleibt.

5.6.1.3 Familie Talpidae – Maulwürfe***Talpa europaea* Linneaus, 1758 – Maulwurf****Verbreitung**

Im Zuge der Untersuchung wurden an vier Stellen die charakteristischen Auswurfshügel von Maulwürfen festgestellt.

In Österreich ist der Maulwurf verbreitet anzutreffen, Nachweise existieren von der collinen Stufe bis auf 2400 m in den Alpen (SPITZENBERGER 2001).

Insgesamt gesehen erstreckt sich das Verbreitungsgebiet des Europäischen Maulwurfs von den Pyrenäen und Großbritannien bis zu den Flüssen Ob und Irtysh in Sibirien. Er fehlt in Irland, dem Großteil von Skandinavien, der Iberischen Halbinsel sowie in Italien südlich von Perugia (KRYSTUFEK 1999 a).

Lebensraum

Im NP Thayatal konzentrieren sich die Maulwurf-Nachweise hauptsächlich auf Waldgebiete sowie landwirtschaftlich genutzte Bereiche mit Grünflächen. Ursprünglich besiedelte der Maulwurf Laubwälder, heute findet man ihn jedoch auch in landwirtschaftlich genutzten Flächen wie Wiesen und Äckern sowie in Parks und Hausgärten (KRYSTUFEK 1999 a).

Entscheidend für das Vorkommen von Maulwürfen sind Tiefe und Grabbarkeit des Bodens, zur Anlage unterirdischer Baue, sowie das Angebot an Bodeninvertebraten. Insgesamt gesehen schränkt die Siedlungstätigkeit durch Bodenversiegelung sowie Straßen und Eisenbahnlinien als Ausbreitungsbarrieren den Lebensraum des Maulwurfs erheblich ein.

Gefährdung und Schutz

Durch die Plastizität des Maulwurfs in der Wahl des Lebensraumes ist keine unmittelbare Gefährdung erkennbar. Allerdings wurde durch die Veränderung des Ackerbaus (modernes Tiefpflügen) die Besiedelung von Äckern weitgehend aufgegeben (SPITZENBERGER 1995), sodass die Art derzeit in der Roten Liste der gefährdeten Tierarten Österreichs als „near threatened“ eingestuft ist (SPITZENBERGER 2005). Es ist allerdings davon auszugehen, dass der Maulwurf im NP Thayatal derzeit nicht gefährdet ist. Laut Roter Liste der IUCN wird der Maulwurf als „least concern“ geführt (AMORI et al. 2008 c).

5.6.2 Ordnung Rodentia – Nagetiere

5.6.2.1 Familie Sciuridae - Hörnchen

***Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758 – Eichhörnchen**

Verbreitung

Eichhörnchen wurden im Rahmen der Untersuchung nur durch Sichtnachweise und über Fraßspuren festgestellt (Abb. 19). Insgesamt lagen nur 5 Nachweise in den beiden Untersuchungsjahren vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass diese Art im NP Thayatal häufiger ist als die Zufallsfunde dies nahelegen.

Das Eichhörnchen ist im Waldgürtel der Paläarktis weit verbreitet. Auch in Österreich liegt eine weite Verbreitung vor, im Gebirge bis zur Baumgrenze auf 2200 m (SPITZENBERGER 2001). Insgesamt gesehen erstreckt sich das Verbreitungsgebiet dieser Art von den Britischen Inseln im Westen nach Süden bis in den Mittelmeerraum, im Osten bis zum Kaukasus sowie nach Nordost-China. Eichhörnchen wurden auch auf Sachalin sowie Hokkaido festgestellt (GURNELL & WAUTERS 1999).

Lebensraum

Primär ist das Eichhörnchen ein Waldtier, wobei Wälder unterschiedlichster Zusammensetzung besiedelt werden. Entscheidend dafür ist ausschließlich das Nahrungsangebot, das zum Großteil aus Baumsamen besteht. Bei ausreichender Ernährung können Eichhörnchen auch in Parks und Gärten, Friedhöfen und in Siedlungen angetroffen werden (u.a. SPITZENBERGER 2001).

Gefährdung und Schutz

Eichhörnchen scheinen durch ihre hohe Plastizität in der Wahl ihrer Lebensräume derzeit weder im NP Thayatal noch in den übrigen Teilen Österreichs gefährdet zu sein. Europaweit beeinflusst die zunehmende Fragmentierung des Waldes jedoch die Demografie, Verbreitung und genetische Variabilität der Eichhörnchen (GURNELL & WAUTERS 1999). Zudem wird das Eichhörnchen in einigen Ländern, wie beispielsweise in England, Irland oder Teilen Italiens (Piemont, Ligurien) durch das eingeschleppte Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*) verdrängt (GURNELL & WAUTERS 1999). Nach der Roten Liste der IUCN ist das Eichhörnchen unter „least concern“ eingestuft (SHAR et al. 2008), ebenso wie derzeit in Österreich (SPITZENBERGER 2005).



Abb. 19 Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) wurden im Zuge der Untersuchung im NP Thayatal selten registriert, dürften jedoch häufiger vorkommen. Foto: W. Forstmeier

5.6.2.2 Familie Cricetidae - Wühlmäuse

Myodes glareolus (SCHREBER, 1780) – Rötelmaus

Verbreitung

Die Rötelmaus ist mit insgesamt 139 festgestellten Individuen nach der Gelbhalsmaus die zweithäufigste Kleinsäuger-Arten im NP Thayatal (Tab. 3, Abb. 20).

Die Fundorte verteilten sich über nahezu alle untersuchten Standorte, liegen jedoch vorwiegend in Waldgebieten bzw. Waldrand-Ökotonbereichen (Abb. 21).

Die Rötelmaus ist in Österreich überall verbreitet (SPITZENBERGER 2001) und kommt auch in Europa von Nord-Spanien, Italien und dem Balkan bis zum Polarkreis vor (SPITZENBERGER 1999 a). Weltweit umfasst das Verbreitungsgebiet den Waldgürtel der westlichen Paläarktis von den Britischen Inseln bis zum Baikalsee sowie den Norden von Kleinasien (SPITZENBERGER 1999 a).

Lebensraum

Das bevorzugte Habitat von *Myodes glareolus* sind Wälder und Gebüsche unterschiedlicher Zusammensetzung, wobei eine wohlentwickelte Unterwuchsschicht und eine gewisse Bodenfeuchtigkeit als unerlässlich betrachtet werden (RACZYNSKI 1983).

Die Mikrohabitatwahl der Rötelmaus scheint primär auf deckungsbietende Strukturen ausgerichtet zu sein (PUCEK 1983, RACZYNSKI 1983), wobei die Art der Deckung nur von

zweitrangiger Bedeutung ist, sofern genügend Versteckmöglichkeiten vorhanden sind (JERABEK & WINDING 1999, LADURNER 1998).

Alle Fundorte in der vorliegenden Studie fügen sich somit sehr gut in die bekannten Habitatpräferenzen dieser Art ein (siehe auch Abb. 21).



Abb. 20 Die Rötelmaus (*Myodes glareolus*) ist eine der häufigsten Kleinsäuger-Arten im NP Thayatal. Foto: M. Plank

Biologie

Rötelmausnachweise konnten in allen untersuchten Jahreszeiten erbracht werden, wobei laktierende und trächtige Weibchen bzw. sexuell aktive Männchen von Juli bis Oktober festzustellen waren. Zahlreiche im Oktober 2011 registrierte Individuen waren sexuell aktiv. Das Geschlechterverhältnis der registrierten Rötelmäuse war zugunsten der Weibchen verschoben (76 Weibchen - 55 Männchen).

Gefährdung und Schutz

Die Rötelmaus als Habitatgeneralist für Waldformationen scheint derzeit weder im Untersuchungsgebiet noch österreichweit gefährdet zu sein, und wird daher in der Roten Liste der gefährdeten Tierarten Österreichs unter „least concern“ geführt (SPITZENBERGER 2005), ebenso wie in der Roten Liste der IUCN (AMORI et al. 2008 d).

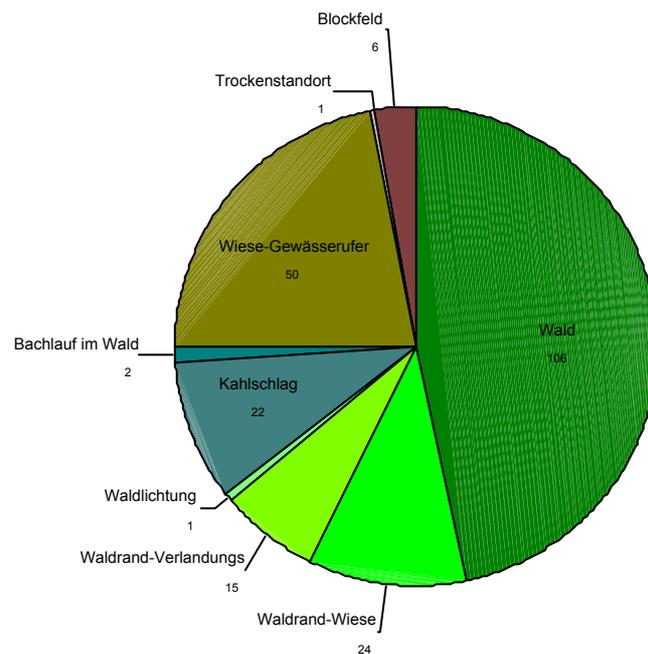


Abb. 21 Nachweise der Rötelmaus (*Myodes glareolus*) nach Lebensraumtypen gegliedert.

Arvicola amphibius (LINNEAUS, 1758) – Schermaus

Verbreitung

Von der Schermaus wurden 4 Nachweise durch Erfassung ihrer Auswurfhügel erbracht. Anhand der vorliegenden Nachweise kann für den NP Thayatal eine Verbreitung vor allem auf den Wiesenflächen festgehalten werden.

In Österreich ist die Schermaus weit verbreitet, jedoch mit einem Verbreitungsschwerpunkt in den Tallagen (SPITZENBERGER 2001). Auch in Europa ist diese Art nahezu überall anzutreffen. Sie fehlt nur in Irland, West- und Südfrankreich, im Süden der Iberischen Halbinsel und Griechenlands sowie den höheren Bergregionen der Alpen. Das gesamte Verbreitungsgebiet reicht von England bis zum Lenabecken in Sibirien, vom Polarkreis bis zum Baikalsee, nördlich des Aral Sees sowie Nord-Iran und in den Nahen Osten (SAUCY 1999).

Lebensraum

Nach SPITZENBERGER (2001) kommen Schermäuse zum einen in Fluss- und Bachtälern, Verlandungszonen von Stillgewässern, Gerinnen und Altarmen in Auwäldern vor, wo sie im dichten Unterwuchs auch oberirdisch aktiv sein können. Zudem dringt diese Art im Hügel- und Gebirgsland in Wiesen und Felder, Gemüse- und Obstgärten und vor allem in Hausgärten ein, wo sie ein rein unterirdisches Leben führt (SPITZENBERGER 2001).

Gefährdung und Schutz

Wenngleich in Gewässernähe lebende Populationen lokal von der Bisamratte verdrängt werden können, sind vor allem die unterirdisch lebenden Populationen laut SPITZENBERGER (2001) nicht gefährdet und daher in der Roten Liste Österreich als „least concern“ eingestuft

(SPITZENBERGER 2005), ebenso wie der Roten Liste der IUCN (BATSAIKHAN et al. 2008). Auch im Nationalpark scheint die Schermaus nicht gefährdet zu sein.

***Ondatra zibethicus* (LINNEAUS, 1758) – Bisamratte**

Verbreitung

Von der Bisamratte gelang nur ein Sichtnachweis am Thayaufener nahe Hardegg. Ähnlich wie für die Schermaus, ist aber auch für die Bisamratte eine weitere Verbreitung entlang der Fluss- und Bachufer anzunehmen.

Die Ausbreitung der Bisamratte in Oberösterreich wurde von KERSCHNER & MAYER (1965) ausführlich dokumentiert. Für Österreich kann ein Vorkommen für alle Bundesländer mit einem Verbreitungsschwerpunkt in den Tallandschaften der Ebenen festgehalten werden (SPITZENBERGER 2001).

Ursprünglich in der Nearktis beheimatet, hat die Bisamratte nach ihrer Einbürgerung 1905 in Böhmen und mehrfachen Ausbrüchen aus Pelztierfarmen in Frankreich, Russland und Litauen große Teile Europas erfolgreich besiedelt. Sie fehlt jedoch auf den Britischen Inseln, der Iberischen Halbinsel, im Mittelmeerraum und im südlichen Skandinavien (ZIMA 1999 a).

Lebensraum

Als Lebensraum der Bisamratte werden eutrophe Gewässer aller Art genannt, nur reißende Gebirgsbäche mit steinigem Ufer können nicht besiedelt werden (SPITZENBERGER 2001).

Gefährdung und Schutz

Bei der Bisamratte ist keine Gefährdung erkennbar, auch nicht im Nationalpark. Vielerorts hat diese Art sogar Bekämpfungsaktionen wegen der Unterminierung von Dämmen und Schutzwasserbauten erfolgreich überstanden (SPITZENBERGER 2001). Da die Art nicht in Österreich heimisch ist, wurde sie in den Roten Listen der gefährdeten Tierarten als „NE“, d.h. not evaluated geführt (SPITZENBERGER 2005). Laut Roter Liste der IUCN ist die Art unter „least concern“ eingestuft (LINZEY 2008).

***Microtus agrestis* (LINNEAUS, 1791) – Erdmaus**

Artbestimmung

Die Unterscheidung von *Microtus agrestis* und *Microtus arvalis* basiert auf Hinterfußlänge, Fellstruktur und Ohrbehaarung (KRAPP & NIETHAMMER 1982, SPITZENBERGER et al. 1996).

Verbreitung

Von der Erdmaus gelangen 14 Nachweise mittels Lebendfang in 3 Probeflächen. Nachweise trächtiger Weibchen sowohl 2010 als auch 2011 bestätigen diese Art als reproduktives Mitglied der Kleinsäugerfauna im NP Thayatal.

Die Erdmaus ist in Österreich mit Ausnahme der pannonischen Gebiete weit verbreitet (SPITZENBERGER 2001). Das europäische Verbreitungsgebiet umfasst weite Teile des Kontinents, ausgenommen Irland, Südeuropa und einzelne Regionen Osteuropas. Weltweit ist die Erdmaus in der Paläarktis anzutreffen, von Westeuropa bis zum Baikalsee (ZIMA 1999 b).

Lebensraum

Relativ feuchte, höhere krautige Stellen mit ausreichender Bodendeckung sind die bevorzugten Mikrohabitate der Erdmaus. Auch alle Fundorte in der vorliegenden Studie (siehe Abb. 22) entsprechen den bekannten Habitatpräferenzen dieser Art (vgl. KRAPP & NIETHAMMER 1982, MEYLAN 1995).

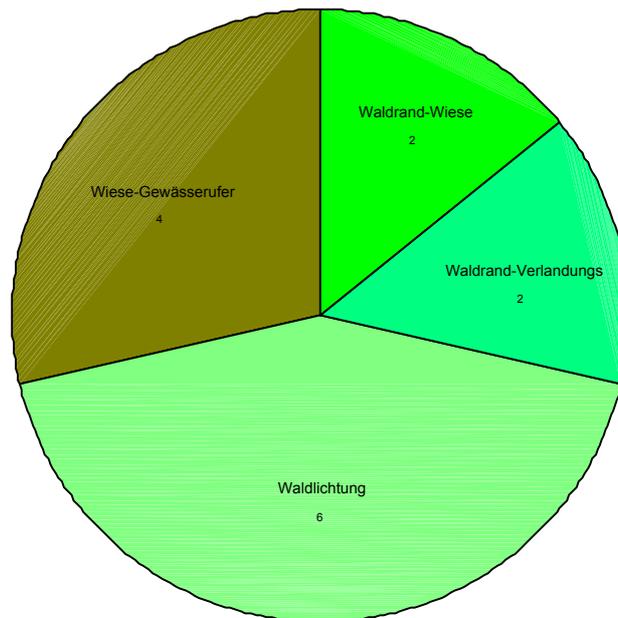


Abb. 22 Nachweise der Erdmaus (*Microtus agrestis*) nach Lebensraumtypen gegliedert.

Gefährdung und Schutz

Nach SPITZENBERGER (2005) ist die Erdmaus in Österreich nicht gefährdet ebenso anhand der Roten Liste der IUCN (KRYSTUFEK et al. 2008).

Für den NP Thayatal muss festgehalten werden, dass das Vorkommen der Erdmaus stark von der Wiesenbewirtschaftung und –erhaltung abhängt. Sollten Wiesen in Wald umgewandelt werden, wären diese Standorte für die Erdmaus nicht mehr nutzbar.

Microtus subterraneus (DE SELYS-LONGCHAMPS, 1836) – Kurzhohrmaus

Artbestimmung

Die Bestimmung von *Microtus subterraneus* erfolgt anhand der fünf Tuberkel an den Hinterfußsohlen (sechs Tuberkel bei *Microtus agrestis* und *M. arvalis*) (SPITZENBERGER et al. 1996).

Verbreitung

Nur eine Kurzhohrmaus konnte an der Legsteinmauer im Rosental (EPF-S 1) gefangen werden. Es handelte sich um ein adultes Männchen, Reproduktionsnachweise fehlen bislang.

Kurzohrmäuse sind in Österreich weit verbreitet (SPITZENBERGER 2001), wobei die Dichten meist gering zu sein scheinen. Das europäische Verbreitungsgebiet reicht vom Atlantik über Mitteleuropa bis zur Ukraine und zum Fluss Don. Isolierte Populationen sind aus Estland und Russland bekannt, während sie im Mittelmeerraum fehlt (KRYSTUFEK 1999 b).

Lebensraum

Diese Art lebt in Wiesen, Weiden und Gemüsegärten, aber auch in alpinen Matten, Latschen- und Erlengebüschen. Nach KRYSTUFEK (1999 b) wird ein Vorkommen von Kurzohrmäusen eher durch das Vorkommen oder Fehlen anderer Wühlmausarten bedingt als durch den Lebensraum.

Gefährdung und Schutz

Derzeit ist keine Gefährdung erkennbar, daher ist die Art sowohl in Österreich (SPITZENBERGER 2005), als auch nach der IUCN als „least concern“ eingestuft (AMORI et al. 2008 e).

5.6.2.3 Familie Muridae – Echte Mäuse

Micromys minutus (PALLAS, 1778) – Zwergmaus

Verbreitung

Die Zwergmaus wurde durch ein männliches Individuum bei den Lebendfangaktionen in der Nähe des Fugnitzsees nachgewiesen. Auf der Selben Lichtung gelangen im Frühjahr auch Nestfunde (Abb. 23, Abb. 24).

In Österreich sind – wie im restlichen Alpenraum - vor allem cirumalpine Standorte dieser Art bekannt, stellenweise dringt sie jedoch entlang der Täler bis auf etwa 1000 m Seehöhe ins Gebirge vor (SPITZENBERGER 2001).

Weltweit ist die Zwergmaus in der Orientalischen Region sowie der Paläarktis beheimatet, wobei sich das Verbreitungsareal in Europa von Ost- und Zentraleuropa bis Nordwest-Spanien und England erstreckt. Die Art fehlt in Süditalien, Teilen des Balkans, in Norwegen, im Großteils Schwedens, erreicht in Finnland jedoch den 66°-Breitengrad (SPITZENBERGER 1999 b).



Abb. 23 Lebensraum der Zwergmaus (*Micromys minutus*) beim Fugnitzsee und arttypisches Kugelnest. Fotos: M. Plank und G. Reiter

Lebensraum

Die Primärbiotope der Zwergmaus sind Riedgras- und Seggenröhrichte, an die sie durch ihre guten Kletter- und Schwimmfähigkeiten sowie die Anlage von Hochnestern gut angepasst ist. In den humiden Klimaten Nordwest-Europas kann man diese Art aber auch in Getreide- und Saatrübenfeldern sowie Gärten antreffen. Im trockeneren Südosten Europas ist eine stärkere Bindung an Gewässer, offene Bereiche und feuchtere Waldrandbereiche, sekundär auch an Hochstaudenfluren und Getreidefelder zu beobachten (BÖHME 1978, SPITZENBERGER 1999 b).

Gefährdung und Schutz

Durch die Veränderungen und Zerstörungen von Feuchtgebieten sowie die großflächige Intensivierung der Landwirtschaft sind viele lokale Populationen zurückgegangen und die Zwergmaus wird als „Near threatened“ (Vorwarnliste) eingestuft (SPITZENBERGER 2005). Weltweit wird die Art als nicht gefährdet angesehen (APLIN et al. 2008).

Das ohnehin sehr lokale Vorkommen dieser Art im NP Thayatal hängt sehr von der Offenhaltung des Fundortes beim Fugnitzsee ab. Sollte diese Fläche weiter verbuschen bzw. in Wald überführt werden, ist ein weiteres Vorkommen dieser Art am bislang einzigen Fundort im NP Thayatal vermutlich verloren.



Abb. 24 Die Zwergmaus (*Micromys minutus*) zählt zu den seltensten und gefährdesten Kleinsäuger-Arten im NP Thayatal. Foto: W. Forstmeier

Gattung *Apodemus*

Wald- und Gelbhalsmaus (*Apodemus sylvaticus*, *Apodemus flavicollis*) besiedeln in Europa ein ausgedehntes gemeinsames Areal. Gerade im Großraum der Alpen ist eine Determination von *Apodemus sylvaticus* und *A. flavicollis* nach äußeren morphologischen Merkmalen wie Kopf-Rumpflänge, Schwanzlänge und Hinterfusslänge nicht immer möglich (YOCOZ 1992). Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass die beiden Arten intraspezifische Merkmalsverschiebungen zeigen, die klinal von Nord nach Süd konvergieren (STORCH & LÜTT 1989).

Die Verwendung von eidiologischen Merkmalen wie Fellfarbe ist in der Regel nur schwer nachzuvollziehen, da die Klassifizierung meist subjektiv erfolgt. Hinzu kommen altersabhängige Farbveränderungen. Eine Kombination von Körper- und Schädelmaßen sowie Fellmerkmalen liefert bereits klarere Ergebnisse hinsichtlich der Artbestimmung (u.a. JERABEK et al. 2002, SPITZENBERGER & ENGLISCH 1996, STORCH & LÜTT 1989).

Um diese Zuordnung zu erleichtern, wurden in Anlehnung an STORCH & LÜTT (1989) im Rahmen der Untersuchung einige zusätzliche äußere Merkmale notiert, die für die Artdetermination von Interesse sind (JERABEK et al. 2002). Folgende Parameter wurden erhoben: Farbe der Dorsalseite, Farbe der Ventralseite, farbliche Abgrenzung zwischen Dorsal- und Ventralseite, gelber Strich an der Grenze zwischen Dorsal- und Ventralseite, Ausbildung der Kehlzeichnung, relative Schwanzlänge (Verhältnis Kopf-Rumpf zu Schwanzlänge).

Das Vorliegen von Schädelmaßen adulter Tiere würde die Verwendung einer artspezifischen Diskriminanzfunktion ermöglichen (REUTTER et al. 1999). Da es sich in der Regel jedoch um Lebendnachweise handelte, sind keine Schädelmaße verfügbar. Einzelne Individuen, vor allem Jungtiere, können jedoch mit diesen Methoden oft nicht sicher einer der beiden Arten zugeordnet werden. Abhilfe können biochemische oder genetische Artdeterminationen schaffen (REUTTER et al. 2001), die im Rahmen dieser Studie jedoch nicht möglich waren.

So konnten im Rahmen dieser Untersuchung 79 (= 33%) von 238 Individuen der Gattung *Apodemus* nicht auf Artniveau bestimmt werden. Dabei handelte es sich in den allermeisten Fällen um Jungtiere.

Die im Folgenden besprochenen adulten Individuen konnten durch eine Kombination an Merkmalen (Standardkörpermaße, Fellfärbung) mit ausreichender Sicherheit einer der beiden Arten zugeordnet werden.

***Apodemus flavicollis* – (Melchior, 1834), Gelbhalsmaus**

Verbreitung

Mit 153 Individuen waren Gelbhalsmäuse die am häufigsten nachgewiesene Kleinsäuger-Art (Tab. 3, Abb. 26). Nachweise gelangen nahezu in allen Probeflächen und zu allen Untersuchungsperioden.

Die Gelbhalsmaus ist, nach der Rötelmaus, die häufigste waldbewohnende Kleinsäuger-Art in Österreich (SPITZENBERGER 2001). In Europa zeigt sie eine etwas nördlichere Verbreitung als die Waldmaus, wobei Gelbhalsmäuse in Finnland und Schweden bis zum 64°-Breitengrad nachgewiesen werden. Im Osten reicht die Verbreitung bis zum Ural. Im Westen und Süden

Europas begrenzt verbreitet, fehlt diese Art in Westfrankreich und im größten Teil der Iberischen Halbinsel sowie auf den meisten Inseln einschließlich Irland und Island, den Balearen, Sardinien, Korsika, Sizilien und Zypern. Beobachtet wurde sie hingegen auf einigen Adriainseln sowie in der Ägäis. In Großbritannien ist die Gelbhalsmaus auf den Süden des Landes beschränkt (MONTGOMERY 1999 a).

Lebensraum

Auch in dieser Studie wurde die Gelbhalsmaus vor allem in den laubwalddominierten Bereichen des NP Thayatal nachgewiesen (Abb. 25). Wie Mikrohabitatanalysen verschiedenster Untersuchungen ergaben (u.a. CASTIEN & GOSALBEZ 1994, JERABEK & WINDING 1999, TRAUTTMANSDORFF & ULBEL 1999), stellen reifere Baumbestände mit lichter Krautschicht besonders günstige Lebensräume für Gelbhalsmäuse dar. Für die Anlage von Nestern und Tunnelsystemen eignen sich weiche, leicht grabbare Böden (MONTGOMERY & GURNELL 1985).

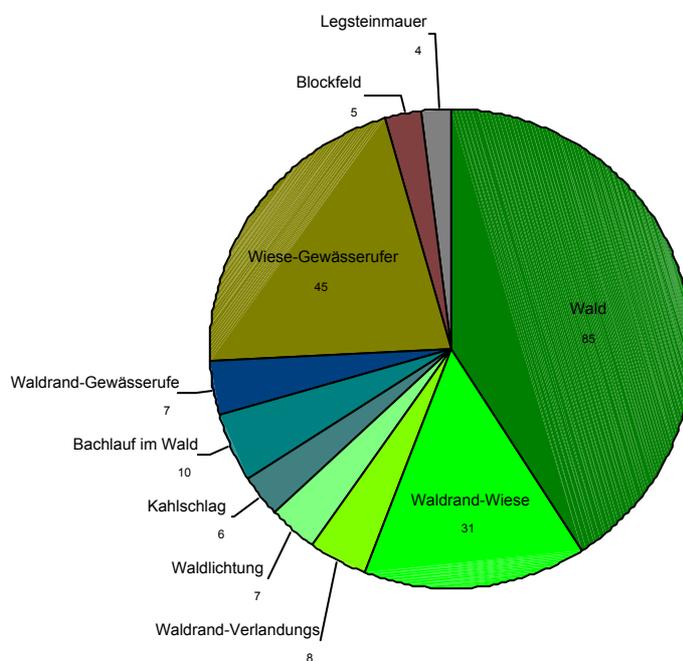


Abb. 25 Nachweise der Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) nach Lebensraumtypen gegliedert.

Biologie

Geschlechterverhältnis. Das Geschlechterverhältnis war insgesamt gesehen männchenlastig (88 Männchen und 59 Weibchen). Dies ist möglicherweise auf die erhöhte Mobilität von Männchen während der Fortpflanzungsperiode zurückzuführen (NIETHAMMER & KRAPP 1978 a).

Reproduktionszustand. Sexuell aktive Männchen konnten von März bis Oktober nachgewiesen werden, trächtige oder laktierende Weibchen von Juli bis Oktober. Im Oktober 2011 konnten zahlreiche trächtige Weibchen nachgewiesen werden. FLOWERDEW et al. (1985) nimmt an, dass in Mitteleuropa die Reproduktion im Winter zumeist unterbrochen wird, in Mastjahren sowie möglicherweise auch in Städten kann sie jedoch auch

in den Herbst und Winter ausgedehnt werden (MONTGOMERY 1980) bzw. bereits im Februar wieder beginnen (NIETHAMMER 1978 a).

Gefährdung und Schutz

Die Gelbhalsmaus gehört gemeinsam mit der Rötelmaus zu den häufigsten und am weitesten verbreiteten, waldbewohnenden Kleinsäuger-Arten Österreichs. Nach derzeitigem Kenntnisstand gibt es daher keinerlei Hinweise auf eine Gefährdung dieser Art in Österreich (SPITZENBERGER 2005) als auch weltweit (AMORI et al. 2008 f). Auch im Nationalpark Thayatal ist die Art nicht gefährdet.



Abb. 26 Die Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) war im Zuge der Untersuchung die am häufigsten nachgewiesene Kleinsäuger-Art. Foto: G. Reiter

***Apodemus sylvaticus* (LINNAEUS, 1758) - Waldmaus**

Verbreitung

Die Waldmaus war mit 6 Individuen in 4 Probestellen im NP Thayatal deutlich seltener als die Gelbhalsmaus.

In Österreich ist die Waldmaus weit verbreitet, wobei in westösterreichischen Gebirgslagen jedoch Gelbhalsmaus und Alpenwaldmaus zu dominieren scheinen (JERABEK & REITER 2001, JERABEK et al. 2002). Die Waldmaus hat in Europa ein sehr weites Verbreitungsgebiet, das von Spanien bis nach Novosibirsk und von Island, Irland, den Britischen Inseln, dem Süden Skandinaviens bis nach Nordafrika reicht sowie die Mittelmeerinseln einschließt. Von der Türkei und einem Teil des Nahen Ostens (ohne Israel) dehnt es sich bis zum Himalaja aus. Die Waldmaus fehlt in Finnland sowie in Usbekistan und Kasachstan östlich des Kaspischen Meeres (MONTGOMERY 1999 b).

Lebensraum

Waldmäuse, von NIETHAMMER (1978 b) als euryöke Art bezeichnet, sind im gesamten mitteleuropäischen Raum in Hecken und Gebüsch, Waldrändern, Gärten und Parks, Laub-

und Mischwäldern teilweise auch in der Kulturlandschaft auf Wiesen, Feldern und Äckern und im Gebirge bis in ca. 1800 m Höhe anzutreffen. Auch aus Stadtrandgebieten und selbst innerstädtischen Bereichen, in denen Parks und Gärten oder Eisenbahndämme vorhanden sind, gibt es Nachweise von Waldmäusen (ELVERS & ELVERS 1984, FRYNTA et al. 1994, MONTGOMERY 1999 b, YALDEN 1980).

Biologie und Ökologie

Unter den 6 gefangenen Waldmäusen waren 2 trüchtige Weibchen und ein sexuell aktives Männchen. Somit kann auch diese Art als reproduktives Mitglied der Kleinsäuger-Gemeinschaften im NP Thayatal angesehen werden.

Gefährdung und Schutz

Trotz der wenigen Fänge ist derzeit weder im Untersuchungsgebiet noch im restlichen Österreich von einer Gefährdung dieser Art auszugehen (SPITZENBERGER 2005). Auch weltweit ist die Art nicht gefährdet (SCHLITTER et al. 2008).

5.6.2.4 Familie Gliridae – Schläfer

***Glis glis* (Linnaeus, 1766) – Siebenschläfer**

Verbreitung

Insgesamt konnten 12 Siebenschläfer gefangen werden, zudem wurden 6 weitere Nachweise durch direkte Beobachtung erbracht. Gefangen wurden Siebenschläfer im Sommer und Herbst, wobei die Fänge nur in den Dauerprobestellen gelangen (Tab. 3).

Der Siebenschläfer ist der häufigste der vier in Österreich vorkommenden Vertreter der Schläfer und dementsprechend auch in Niederösterreich weit verbreitet (SPITZENBERGER 2001).

Diese Art kann in Zentral- und Südeuropa von Spanien bis zur Wolga und im Norden bis zu den Baltischen Staaten angetroffen werden. Im Süden reichen die Vorkommen bis Kreta. In England wurden Siebenschläfer eingebürgert. Weltweit kommen Siebenschläfer neben Europa noch im Kaukasus, in Kleinasien und im Nordwest-Iran vor (KRYSTUFEK 1999 c).

Lebensraum

Die Fundorte im Wald und an einem Ufergehölz entsprechen den aus der Literatur bekannten Präferenzen dieser Art (SPITZENBERGER 2001).

Gefährdung und Schutz

Zum aktuellen Zeitpunkt ist weder lokal, noch national, noch weltweit eine Gefährdung dieser Art erkennbar (SPITZENBERGER 2005, AMORI et al. 2008 g).



Abb. 27 Der Siebenschläfer (*Glis glis*) ist im ganzen NP Thayatal verbreitet und häufig. Foto: W. Forstmeier

6 Diskussion

Die Ergebnisse der Studie im NP Thayatal ermöglichen einen ersten Einblick in das Artenspektrum der Kleinsäugerfauna im NP Thayatal. Im Folgenden werden einerseits die Ergebnisse aus dem NP Thayatal diskutiert, andererseits auch Vergleiche mit den Daten aus dem NP Podyjí gezogen.

6.1 Artenzahlen und –spektrum sowie Vergleich zwischen dem NP Thayatal und dem NP Podyjí

Die bisher im NP Thayatal registrierten 14 Kleinsäuger-Arten stellen 35 % der aktuell in Österreich vorkommenden Kleinsäuger-Arten dar (vgl. SPITZENBERGER 2001). Dabei beträgt der Anteil innerhalb der Ordnung Eulipotyphla 33 % und jener bei den Rodentia 35 %. Unter Einbeziehung der sehr wahrscheinlich noch im Gebiet des NP Thayatal vorkommenden Kleinsäugerarten sind es 49 % aller in Österreich vorkommenden Arten.

Die relative Artenzahl bezogen auf die Gesamtzahl in Österreich ist bei den Kleinsäufern im NP Thayatal im Vergleich mit den Ergebnissen der Fledermaus-Erhebungen (HÜTTMEIR & REITER 2010) deutlich geringer. So konnten bei den Fledermäusen immerhin 71 % der in Österreich aktuell nachgewiesenen Arten im Nationalpark Thayatal registriert werden (HÜTTMEIR & REITER 2010, HÜTTMEIR et al. 2010). Dies hängt wohl auch damit zusammen, dass Fledermäuse aufgrund ihrer hohen Mobilität und großen Aktionsräume ungeeignete Habitate leichter überbrücken können und – mit artspezifischen Unterschieden – auch leichter zu registrieren sind.

Im Vergleich zu den zuvor erwähnten Kleinsäuger-Arbeiten aus Laubmischwäldern im Alpenraum (LADURNER & MÜLLER 2001, LADURNER & CAZZOLLI 2002, JERABEK & WINDING 1999, JERABEK & REITER 2003) konnten im NP Thayatal wesentlich mehr Arten festgestellt werden. Neben der tieferen Höhenlage flossen im NP Thayatal in gewissem Ausmaß auch Lebensräume außerhalb von Wäldern ein, wodurch sich die Artenzahl erhöht. Die relativen Dichten liegen im NP Thayatal im Mittelfeld oben genannter Arbeiten.

In der gegenständlichen Untersuchung dominierten die Waldarten Gelbhalsmaus und Rötelmaus. Dies konnte auch in zahlreichen anderen Studien in Österreich und Tschechien (z.B. JERABEK & REITER 2003 a und b, SUCHOMEL & URBAN 2011) festgestellt werden. Auch in den Marchauen wurden Rötelmaus und Gelbhalsmaus als häufigste Arten gefangen (WALDER & VORAUER 2001).

Bezogen auf Lebensräume lässt sich die Kleinsäuger-Erhebung im Thayatal besser mit einer Untersuchung in den Marchauen (WALDER & VORAUER 2001) vergleichen als mit den Arbeiten aus dem Alpenraum, nicht jedoch im Hinblick auf die verwendeten Fallentypen. Folgende Arten konnten in den Marchauen im Zuge obiger Untersuchung nachgewiesen werden: Igel, Zwergspitzmaus, Waldspitzmaus, Maulwurf, Eichhörnchen, Rötelmaus, Bismarratte, Schermaus, Kleinwühlmaus, Feldmaus, Erdmaus, Gelbhalsmaus, Waldmaus, Zwergwaldmaus, Wanderratte, Wasserspitzmaus, Gartenspitzmaus, Feldspitzmaus, Ziesel, Hamster sowie Zwergmaus und Hausmaus werden in der Arbeit von WALDER & VORAUER (2001) nur aus der Literatur zitiert. Die Schläfer werden in dieser Arbeit nicht angeführt. Das

Artenspektrum von NP Thayatal und NP Podyjí (gemeinsam betrachtet) deckt sich daher weitgehend mit jenem der Marchauen.

Im Gegensatz zu den längerjährigen Untersuchungen im NP Podyjí gab es im NP Thayatal lediglich in den letzten zwei Jahren verstärkte Aktivitäten, die Kleinsäuger-Gemeinschaften zu untersuchen. Während im NP Thayatal 505 Nachweise gelangen, waren die Individuen- und Nachweiszahlen im Zuge der langjährigen Kleinsäuger-Erhebungen im NP Podyjí naturgemäß deutlich höher: ca. 2200 Fallenfänge, mehr als 4100 Gewöllefunde und ca. 250 weitere Nachweise (z.B. Sichtbeobachtungen, Totfunde). Dementsprechend fehlen im österreichischen Teil noch einige Arten, die jedoch bei weiteren Untersuchungen durchaus zu erwarten sind.

Insgesamt gesehen reicht die Fangdauer von zwei Nächten in den Einmalfangflächen oft nicht aus, um seltene Arten feststellen zu können (BARNETT 1992, BEGON et al. 1998). Längerfristige Untersuchungen beispielsweise in der Alpinstufe der Hohen Tauern (SLOTTA-BACHMAYR et al. 1999) ergaben, dass erst nach vier Jahren keine neue Art mehr festzustellen war.

Die, verglichen mit dem NP Podyjí, geringeren Artenzahlen im NP Thayatal sind – neben dem Zeitaspekt – unter anderem auch auf die geringere Flächengröße und die Arten-Areal-Beziehung zurückzuführen (BEGON et al. 1998). Verglichen mit der Außen- und Pufferzone des NP Podyjí fehlen im NP Thayatal aufgrund der geringeren Ausdehnung und seiner Abgrenzung zudem einige Habitattypen (v.a. Kulturland), welche den Lebensraum einiger Kleinsäugerarten wie Ziesel, Hamster und Zwergwaldmaus darstellen. Diese Kleinsäugerarten sind aufgrund fehlender Habitattypen im NP Thayatal daher nicht zu erwarten.

Einige Arten sind jedoch durchaus noch für den NP Thayatal zu erwarten. Mögliche Gründe für deren derzeitiges Fehlen bzw. deren „Nicht-Nachweises“ werden im Folgenden diskutiert.

Beispielsweise konnten von *Crocidura leucodon* im NP Thayatal bislang keine Nachweise erbracht werden. Diese Art wird im NP Podyjí und in dessen Umgebung (Bezirk Znojmo und im südlichen Teil des Českomoravská vrchovina Hügellandes) als relativ häufig eingestuft und kommt vor allem in Habitaten mit hoher und dichter Vegetation vor, wie sie beispielsweise an Ufern auftritt (REITER et al. 1997, HANÁK et al. 1998, REITER 2002, ZBYTOVSKÝ et al. 2004). Zudem ist die Feldspitzmaus in ihrer Ökologie recht plastisch und wurde sowohl an feucht-kühlen Standorten nachgewiesen (zusammen mit *N. anomalus* und *M. agrestis*), aber auch an trocken-warmen Standorten (zusammen mit *A. uralensis* und *M. musculus*; REITER et al. 1997, REITER 2002, HANÁK et al. 1998). Insgesamt gesehen scheint sich die Feldspitzmaus derzeit in Tschechien auszubreiten (ANDĚRA 2010).

Mögliche Gründe für die fehlenden Nachweise der Feldspitzmaus im NP Thayatal können in der Nachweismethode begründet sein: die Art lässt sich mit Schlagfallen leichter nachweisen. Aber auch in der Jahreszeit: Feldspitzmäuse lassen sich vor allem im Spätherbst und Winter fangen, was für den Lebendfang aufgrund vermehrter Totfänge vermieden wird. Oder aber in den beiden Untersuchungsjahren lag eine sehr niedrige Populationsdichte, mit einer geringen Nachweiswahrscheinlichkeit, vor.

Für den NP Thayatal ist das Vorkommen der folgenden Arten sehr wahrscheinlich, zumal Nachweise in SPITZENBERGER (2001) vorliegen, deren exakte Zuordnung zum Nationalpark aufgrund der räumlichen Auflösung der dort verwendeten Rasterkarten jedoch nicht möglich war: Sumpfspitzmaus, Feldmaus, Wanderratte und Hausmaus.

Für die Igelarten Weißbrüstigel / Nördl. Braunbrüstigel fehlen derzeit Nachweise im NP Thayatal, während sie im NP Podyjí vorliegen. Beim Nachweis von *Erinaceus europaeus* im NP Podyjí handelt es sich um ein Verkehrsoffer, das genetisch überprüft wurde (BOLFÍKOVÁ & HULVA 2011) und nahe Pavlice ca. 10 km nördlich des NW Teils des Nationalparks Podyjí gefunden wurde. Ein Vorkommen dieser Art in den beiden Nationalparks ist – neben dem Vorkommen von *E. roumanicus* - daher nicht ausgeschlossen.

Auch für die Haselmaus fehlen bislang gesicherte Nachweise im NP Thayatal, ein Vorkommen in Teilen des Nationalparks Thayatal ist jedoch sehr wahrscheinlich. Für die Haselmaus wurden Nestboxen im Nationalpark ausgebracht, mit denen ein direkter Nachweis im Jahr 2012 möglich sein sollte.

Eine weitere, zumindest im tschechischen Teil zu erwartende, Kleinsäugerart ist die Brandmaus (*Apodemus agrarius*), welche sich derzeit in Ausbreitung befindet (BRYJA & ŘEHÁK 2002).

Eine Nagetierart, die in den letzten Jahren im NP Podyjí festgestellt wurde, jedoch nicht unter die von uns gewählte Einteilung der Kleinsäuger fällt, ist der Biber (*Castor fiber*). Der erste Nachweis gelang 2007, seit 2008 werden regelmäßig Nachweise im NP Podyjí erbracht (REITER A., eigene Daten). Ein zumindest zeitweises bzw. zukünftiges Vorkommen auch im NP Thayatal ist anzunehmen, bildet doch die Thaya die Grenze zwischen den beiden Staaten und somit Nationalparks.

Zur Vervollständigung der Artenliste im NP Thayatal ist zu empfehlen, vor allem gewässerbezogene Lebensräume, wie Fluss- und Bachufer, noch intensiver zu bearbeiten. Dadurch können bislang fehlende Arten, wie die Feldspitzmaus oder auch Wasser- und Sumpfspitzmaus, am wahrscheinlichsten nachgewiesen werden.

Zudem könnte eine Vervollständigung des Artenspektrums mittels weiterer Methoden, wie beispielsweise der Gewölleanalyse, erfolgen (z.B. ZMIHORSKI et al. 2011), wenngleich gerade diese Methode mit dem Nachteil behaftet ist, dass der räumliche Bezug zum Nationalpark nur sehr gering ist. Allerdings sollte der NP ohnehin nicht zu sehr isoliert von seiner Umgebung betrachtet werden, sodass diese Unschärfe durchaus akzeptabel wäre.

Wichtig wäre es auch, in den kommenden Jahren sämtliche Funde/Meldungen durch die MitarbeiterInnen der Nationalpark GmbH zu notieren, zu verorten und die Artbestimmung bei schwierigeren Arten durch Säugetier-Experten vornehmen zu lassen. Es wird daher auch vorgeschlagen, allfällige Gewöllfunde zu archivieren, um sie bei einer nächsten Kleinsäuger-Untersuchung analysieren zu können.

Insgesamt gesehen konnten alle aktuell in einem Umkreis von ca. 50 km um die beiden Nationalparke festgestellten Arten auch im Gebiet bzw. nahen Umfeld der beiden Nationalparke registriert werden. Weitere Kleinsäugerarten sind aufgrund der bekannten Verbreitungsmuster und des aktuellen Wissenstandes zur Kleinsäugerfauna in Österreich und Tschechien im Gebiet der beiden Nationalparke nicht zu erwarten (vgl. ANDĚRA & BENEŠ 2001, SPITZENBERGER 2001, ANDĚRA & BENEŠ 2002, REITER 2002, ANDĚRA & ČERVENÝ 2004, ZBYTOVSKÝ et al. 2004, ANDĚRA 2010).

6.2 Populationsdynamik und –ökologie der Kleinsäuger im NP Thayatal

Kleinsäuger zeigen charakteristische Muster hinsichtlich ihrer saisonellen Populationsfluktuationen. Aber nicht nur die relativen Dichten der einzelnen Arten variieren saisonell, auch die Altersstruktur zeigt Veränderungen. Ursachen für diese Dynamik sind unter anderem die geringe Lebenserwartung der meisten Kleinsäugerarten sowie die Zunahme der juvenilen und subadulten Individuen im Verlauf der Reproduktionsperiode (u.a. PETRUSEWICZ 1983, FLOWERDEW et al. 1985).

Bei den Echten Mäusen und den Wühlmäusen in Mitteleuropa werden im Allgemeinen die geringsten Dichten im Frühjahr, die höchsten im Spätsommer bzw. Herbst festgestellt. (PETRUSEWICZ 1983, FLOWERDEW et al. 1985). Dies traf auf die Dauerprobefläche DPF 2 zu, während in DPF 1 die Dichten im Herbst geringer waren als im Sommer. Allerdings können sich auch regionale Unterschiede zeigen.

Kleinsäuger unterliegen jedoch nicht nur saisonellen, sondern auch interannuellen Populationschwankungen (STODDART 1979, FLOWERDEW et al. 1985). Während sich diese interannuellen Schwankungen in Tundra, Taiga, Steppen sowie landwirtschaftlich genutzten Flächen im Norden Europas sowie Asiens durch regelmäßige Periodizität auszeichnen (u.a. HANSSON et al. 1978, GURNELL 1985, JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA 1996), scheinen die interannuellen Fluktuationen in Waldgebieten des Nordens (JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA 1996) sowie in Mitteleuropa vielmehr durch das Nahrungsangebot ausgelöst zu werden. So kann es vor allem in sogenannten Baumsamen-Mastjahren zu einem Populationsanstieg der Kleinsäuger kommen (PUCEK et al. 1993, MALLORIE & FLOWERDEW 1994, LÖFGREN et al. 1996, SCHNAITL 1997, MURALT 2006). Kleinsäuger können dabei geringe Masten vernichten, nicht jedoch eine Vollmast (BÄUMLER & HOHENADL 1980). Auch im Rahmen der Untersuchung im Engwald im Karwendel, Tirol, konnte ein Populationsanstieg von Rötelmaus und Alpenwaldmaus durch ein Samenmastjahr festgestellt werden (JERABEK & REITER 2003 a und b). Im NP Thayatal wurden 2010 in den Dauerprobeflächen ebenfalls mehr Kleinsäuger gefangen als 2011, obwohl 2010 nur zwei, 2011 hingegen drei Fangaktionen stattgefunden hatten. Dies ist vermutlich ebenfalls auf eine erhöhte Nahrungsverfügbarkeit im Jahr 2010 zurückzuführen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie fügen sich demnach sehr gut in das bestehende Wissen zur Populationsdynamik der Kleinsäuger in mitteleuropäischen Wäldern ein (vgl. Abb. 8).

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die hohen inter- und intra-annuellen Dichteschwankungen naturgemäß auch Auswirkungen auf Prädatoren haben, die sich in hohem Maße von Kleinsäuigern ernähren, wie beispielsweise Eulen, Greifvögel oder auch die Wildkatze.

6.3 Die Nutzung des NP Thayatal durch Kleinsäuger

Die Waldformationen in Mitteleuropa gehören zwar sowohl hinsichtlich der Arten- als auch der Individuenzahlen zu den relativ stabilen Lebensraumtypen. Das jeweilige Artenspektrum ist jedoch nicht zuletzt durch das Angebot an Habitatrequisiten, das heißt die Strukturvielfalt betreffend, geprägt. Dies konnte ebenso wie auch in dieser Studie in anderen Untersuchungen im Alpenraum festgestellt werden (JERABEK 1998, LADURNER 1998, 1999).

Ein wichtiger Aspekt im Zusammenleben verschiedener Arten aber auch einzelner Individuen, ist die Habitatwahl, wobei eine Vielzahl an Faktoren einen Einfluss darauf ausüben können (DUESER & HALLETT 1980, CANOVA 1992). Jede Art zeigt beispielsweise vererbte Prädispositionen hinsichtlich ihrer Habitatpräferenzen, die jedoch unter anderem durch Erfahrung, intra- und interspezifische Konkurrenz modifiziert werden können (GURNELL 1985).

Von entscheidender Bedeutung für die Habitatwahl von Kleinsäufern im Allgemeinen scheint nicht der Lebensraumtyp bzw. Vegetationstyp per se zu sein. Allerdings beeinflusst dieser beispielsweise das Nahrungsangebot, den Anteil an Pflanzendeckung, die Bodenfeuchtigkeit, also das Mikroklima eines Standortes, welches wiederum wichtig ist für die Besiedlung durch einzelne Kleinsäugerarten. Insgesamt gesehen sind Kleinsäuger stark strukturgebunden. So lässt sich ein positiver Zusammenhang zwischen Artenanzahl und Strukturreichtum, d.h. der Diversität der Deckungsparameter beobachten (CANOVA & FASOLA 1991, KULZER et al. 1993), wie unter anderem auch im Gadental, den Hohen Tauern sowie im Vinschgau gezeigt werden konnte (u.a. WINDING et al. 1990, REITER & WINDING 1997, LADURNER 1998, JERABEK & WINDING 1999, JERABEK & REITER 2001). Gewisse Arten sind dabei durch ihre Lebensweise stärker auf deckungsbietende Strukturen angewiesen als andere, wie beispielsweise Rötelmäuse und Spitzmäuse im Vergleich zur Gattung *Apodemus* (MAZURKIEWICZ 1994, SCHNAITL 1997). Im NP Thayatal konnte ebenfalls ein Zusammenhang zwischen dem Fangerfolg und der Strukturvielfalt festgestellt werden.

Bei allen Überlegungen zur Habitatwahl von Kleinsäufern sind auch methodisch bedingte Probleme zu berücksichtigen. Sei es durch die anthropozentrische Auswahl der zu untersuchenden Parameter, die sich nicht mit den Anforderungen decken müssen, die Kleinsäuger an ihren Lebensraum stellen (STEPHENSON 1995). Sei es durch die Methode des Fallenfanges, der nur eingeschränkt Aussagen über die wirkliche Habitatwahl zulässt (Einfluss von Fallentyp, Aktivitätsrhythmus, Aktivitätsraum, Sozialstruktur etc.; vgl. JENSEN 1982, STEPHENSON 1995). Zudem muss die Verteilung über verschiedene Habitate nicht immer Ausdruck primärer Habitatwahl sein, sondern kann auch habitatabhängiges Überleben widerspielen.

Die in dieser Studie nachgewiesenen Artenzahlen in den einzelnen Probeflächen schwankten zwischen 1 und mindestens 6 Arten. Bezogen auf Lebensraumtypen wurden in den Wäldern mindestens 5 Arten, in Ökotonbereichen mindestens 9, in den offenen Wiesenbereichen mindestens 10 Arten und in Sonderstandorten wie einem Blockfeld und einer Legsteinmauer mindestens 5 Arten nachgewiesen. Im gesamteuropäischen Vergleich umfassen europäische Kleinsäugergemeinschaften im Wald je nach Sukzessionsstadium meist 3 bis 11 Arten (GURNELL 1985), die Artenzahlen der Wälder im Thayatal sind daher vergleichsweise gering. Die hohen Artenzahlen in den Ökotonbereichen und z.T. in den offenen Wiesenbereichen sind typisch, in der gegenständlichen Untersuchung aber auch zum Teil auf die Barberfallenfänge zurückzuführen. Zudem ist die Abgrenzung der Lebensraumtypen nicht einfach, da es fließende Übergänge gibt.

Gerade Ökotonbereiche stellen somit sehr wichtige Lebensräume dar, da entlang derartiger Strukturen, wie z.B. Gewässer mit Begleitvegetation oder strukturreiche Waldränder, Ausbreitungsmöglichkeiten bestehen. Ähnliche Ergebnisse fand auch REITER (1997) für alpine Lagen, wo Bachläufe ebenfalls als Ausbreitungswege genutzt wurden.

Insgesamt gesehen sind für die Kleinsäuger im NP Thayatal die Wälder sehr wichtige Lebensräume. Zudem stellen gewässerbezogene Habitats und Wiesen für einige spezialisiertere Kleinsäuger-Arten wichtige Lebensräume dar.

Trockenstandorte, sind für viele Kleinsäuger von untergeordneter Bedeutung, dies bestätigte sich sowohl in der gegenständlichen Studie (vgl. Abb. 14), als auch in einer Studie in der Stadt Linz, wo in den Urfahrner Wänden – einem ausgeprägten Trockenstandort – während einer Fangnacht keine Kleinsäuger angetroffen wurden (REITER & JERABEK 2002).

Unter anderen sind Trockenstandorte wegen ihrer in der Regel eingeschränkten Grabmöglichkeiten für Kleinsäuger wenig attraktiv. Allerdings stellen diese Trockenstandorte sehr wichtige Lebensräume für andere Artengruppen dar. Auch für die Zwergspitzmaus handelte es sich um einen wichtigen Lebensraum.

Überregional betrachtet stellt der gesamte Nationalpark Thayatal in Verbindung mit dem Nationalpark Podyjí ein wichtiges Kerngebiet im Biotopverbund dar. So bieten sich entlang der Gewässer Ausbreitungsmöglichkeiten. Auch Untersuchungen an der Weichsel (ROMANOWSKI 2007) stellten fest, dass eine gute Verbindung von Habitats die Ausbreitung von Tieren ermöglicht und so ein Potenzial im Hinblick auf den Genfluss zwischen Populationen darstellt. Die Auwälder entlang von Flüssen und Inseln sind wichtig für die Verbindung lokaler Populationen von Säugetieren der beiden Ufer und ermöglichen eine funktionelle Kontinuität des Korridors – selbst, wenn auf einer Uferseite der Korridor unterbrochen wird. Für die Zukunft der Korridorfunktion sind die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Dynamik und naturnahe Bedingungen entscheidend.

6.4 Die Bedeutung von Kleinsäugetern in Waldökosystemen: Essentielles Glied der Nahrungskette versus Einfluss der Kleinsäugeter auf die Vegetationszusammensetzung durch Verbiss und Grabtätigkeit

Kleinsäugeter werden als wichtiger Bestandteil von Waldökosystemen der gemäßigten und borealen Klimazone angesehen. Sowohl Nagetiere als auch Insektenfresser spielen eine wichtige Rolle in den Nahrungsketten, da sie in Hinblick auf die konsumierte Biomasse den Hauptnahrungsbestandteil vieler Beutegreifer darstellen.

Nagetiere als Herbivore mit einem sehr hohen Stoffwechselumsatz können durch Verbiss und Grabtätigkeit einen bedeutenden Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung ausüben. Sie beeinflussen einerseits die Walddynamik bzw. Naturverjüngung in Waldökosystemen und andererseits auch offene Lebensräume wie z.B. alpine oder arktische Regionen (u.a. LINDNER 1994, MURALT 2006).

Für den NP Kalkalpen konnte MURALT (2006) nachweisen, dass der Einfluss der Kleinsäugeter auf die Waldverjüngung bei hohen Populationsdichten und einem Nahrungsengpass nennenswerte Ausmaße erreichen kann. Unter solchen Bedingungen werden auch selektiv bestimmte Baumarten, wie Bergahorn oder Esche, verstärkt genutzt.

Bereits seit langem ist bekannt, dass Kleinsäugeter, im Speziellen Wühlmäuse, der Gattungen *Microtus* und *Myodes* in Aufforstungen und Plantagen in Nordamerika, Europa und Asien Schäden verursachen können. Einerseits werden die Samen gefressen (v.a. von *Apodemus*- und *Myodes*-Arten), andererseits kommt es durch Fraß zu Rindenschäden (v.a. durch *Microtus*- und *Myodes*-Arten), die – je nach Ausmaß – lethale Schäden für den Baum verursachen können. Die Fraßschäden treten v.a. im Winter auf, wenn andere Nahrungsquellen nicht verfügbar sind. Am meisten Schäden werden dabei in Wintern

beobachtet, wenn die Individuenanzahlen nach einem Populationsmaximum zusammenbrechen. (u.a. HUITU et al. 2009).

Neue Studien in Tschechien untersuchten die Umwandlung von Nadelwäldern in Mischwälder in Hinblick auf den Effekt von Kleinsäufern (KAMLER et al. 2011). Die Ergebnisse zeigten, dass Kleinsäuger einen entscheidenden Faktor bei der Regeneration von Laubbaumarten in Aufforstungen haben können. Allerdings sind die Schäden – v.a. Fraßschäden an Rinden – in den Aufforstungen unterschiedlich und hängen von diversen Faktoren ab, die in Zukunft weiter untersucht werden sollten.

Insgesamt gesehen sind Kleinsäuger-Populationen in der Lage, die Entwicklung der Baumartenzusammensetzung zu beeinflussen. Allerdings hängt die Resistenz von Wäldern in Hinblick auf Schäden dabei von der Stabilität und Struktur der Wälder ab.

Es ist davon auszugehen, dass die Wälder im NP Thayatal durch die Kleinsäuger-Gemeinschaft sicher beeinflusst werden, bei einer Entwicklung hin zu einem naturnahen bzw. zu einem natürlichen Wald sollten jedoch keine langfristigen negativen Auswirkungen dieser Entwicklungen zu erwarten sein (u.a. SUCHOMEL & URBAN 2011). Eine Beobachtung der Kleinsäuger und der Entwicklung der Laubbaumverjüngung in den Umwandlungsflächen im NP Thayatal wäre jedoch – auch als Ergänzung zu den Arbeiten in Aufforstungen in Wirtschaftswäldern (KAMLER et al. 2011) – wissenschaftlich interessant.

6.5 Gefährdungssituation und der Erhaltungszustand der Kleinsäuger im NP Thayatal

Wie eine umfangreiche Kleinsäuger-Untersuchung im Bereich des Neusiedlersees, die die Veränderungen der Kleinsäuger-Fauna der vorangegangenen 30 Jahre analysierte, zeigte (HOI-LEITNER 1989), unterlag die Landschaft einem fundamentalen Wandel – durch Aufforstung bedingte Zunahme von Wäldchen und Windschutzstreifen, Rückgang und Zersplitterung von Trockenrasenflächen und Veränderung der Verlandungszonenbiotope. Die Lebensraumänderungen führten dort bei mehreren stärker stenöken Kleinsäugerarten zu regional unterschiedlichen Bestandsrückgängen, wie bspw. bei Ziesel, Nordischer Wühlmaus, Sumpfspitzmaus, Wasserspitzmaus, Feldspitzmaus, Zwergspitzmaus und Zwergmaus. Von den Veränderungen in den Verlandungszonen waren v.a. Sumpfspitzmaus, Nordische Wühlmaus und Zwergmaus betroffen. Bei Arten mit euryöker Potenz, wie Waldspitzmaus und Waldmaus scheint es zu keinen Populationseinbußen gekommen zu sein, sie machen als Ubiquisten einen hohen Anteil am Gesamtbestand der besiedelten Lebensräume aus. Bei Rötelmaus und Gelbhalsmaus dürfte die Schaffung neuer Lebensräume zu einer positiven Bestandsentwicklung geführt haben, sodass diese Arten in den 80iger Jahren die Kleinsäugerzönosen vieler Waldbiotope des Seewinkels und der Parndorfer Platte dominierte (HOI-LEITNER 1989).

Ähnliches dürfte für den Nationalpark Thayatal und sein Umfeld gelten, wie kurz für Ziesel, Hamster diskutiert wurde. Im NP Thayatal selbst ist vor allem das Vorhandensein von Wiesen (für Arten wie *M. minutus* und *M. agrestis*) oder naturnaher Uferbereiche von Bächen und Flüssen (für Arten wie *C. leucodon*, *N. anomalus*, *N. fodiens* oder *A. amphibius*) von entscheidender Bedeutung.

Vor allem das weitere Vorkommen der Zwergmaus im NP Thayatal hängt, nach derzeitigem Kenntnisstand, in hohem Maße von der Offenhaltung der teilweise sehr kleinen Offenlandflächen bzw. der Verlandungszone am Fugnitzsee ab (Abb. 28). Sollten diese Flächen zuwachsen, ist die Zwergmaus-Population dort wohl nicht mehr überlebensfähig.

Andere Vorkommen dieser Art im NP Thayatal sind bislang nicht gefunden worden und aufgrund der Habitatansprüche auch weniger zu erwarten.

Für die Kleinsäuger-Gemeinschaften der Wälder im NP Thayatal ist hingegen derzeit kein Gefährdungspotenzial ersichtlich. Zudem sollte sich – unter Einhaltung der Entwicklungsziele des Nationalparks – die Habitatqualität in den Wäldern für viele Kleinsäuger-Arten noch verbessern.

6.6 Schutz- und Managementmaßnahmen für Kleinsäuger im NP Thayatal

Schutz- und Managementmaßnahmen für Kleinsäuger im NP Thayatal beziehen sich auf drei wesentliche Habitattypen, welche jeweils für unterschiedliche Kleinsäugerarten von Bedeutung sind, wie Wiesen- und Offenflächen, Wälder und Gewässer (hier vor allem die Uferbereiche).

Durch das Offenhalten von **Wiesen- und Offenlandflächen** (wie beispielsweise die Verlandungszone beim Fugnitzsee) können Kleinsäugerarten gefördert und erhalten werden, welche auf diese Habitattypen angewiesen sind, wie die Zwergmaus und die Erdmaus, sowie vermutlich auch die Feldmaus.



Abb. 28 Proritäre Flächen (rot) und bedeutende Flächen (gelb) am Fugnitzsee, die für das weitere Vorkommen der Zwergmaus (*Micromys minutus*) im NP Thayatal entsprechend gepflegt werden müssen (= Verhinderung von Verbuschung und Bewaldung).

Für die Erdmaus sind dies alle Wiesenflächen im Nationalpark. Für die Zwergmaus hängt deren weiteres Vorkommen im NP Thayatal nach den bisherigen Erkenntnissen ausschließlich von der Entwicklung einzelner – zum Teil sehr kleiner Flächen – beim Fugnitzsee ab. Diese Flächen sind in Abb. 28 ersichtlich. Entscheidend dabei ist die Beibehaltung der aktuellen Vegetationsstruktur. Eine Verbuschung und Überführung in Strauch- bzw. Waldgesellschaften ist unbedingt zu vermeiden.

Die folgenden Maßnahmen beziehen sich auf **Waldgebiete**, zum Teil sind sie jedoch generell geeignet, die Lebensraumbedingungen für Kleinsäuger im Nationalpark Thayatal zu erhalten bzw. zu verbessern:

- Die Entwicklung naturnaher Wälder sollte für einige Kleinsäugerarten positive Auswirkungen auf deren Bestände haben.
- Die Entwicklung einer vielfältigen Bodenstruktur vor allem durch liegendes Totholz wird vor allem die Dichten waldbewohnender Kleinsäugerarten positiv beeinflussen.
- Die Entwicklung naturnaher Waldränder wird vor allem Arten wie der Haselmaus zugute kommen.
- Wichtig erscheint zudem die Vernetzung mit anderen Waldgebieten der Umgebung, um den genetischen Austausch der einzelnen Populationen gewährleisten zu können.

Der Schutz vor allem der **Uferbereiche fließender und stehender Gewässer** ist eine wichtige Schutzmaßnahme für eine Reihe weiterer Kleinsäugerarten, beispielsweise Feldspitzmaus, Wasser- und Sumpfspitzmaus oder Schermaus.

Für zahlreiche Arten stellen naturnah ausgeprägte Uferbereiche zudem wichtige Ausbreitungswege dar und erfüllen damit eine wichtige Funktion hinsichtlich deren Populationsdynamik und dem Austausch mit anderen Populationen.

7 Dank

Das Projekt „Kleinsäuger im Nationalpark Thayatal“ wurde im Rahmen des Projektes "Natur ohne Grenzen – Příroda bez hranic“ durch die Europäische Union aus dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung kofinanziert.

Wir danken der Nationalpark Thayatal GmbH für die Ermöglichung dieses Projektes. Frau Mag. Claudia Wurth-Waitzbauer sei für die Betreuung des Projektes und Christian Übl, BSc., für seine Hilfestellungen gedankt.

Mag. Katharina Bürger, Mag. Isabel Schmotzer, Michael Plank, MSc., Claudia Leitner, MSc. und Michael Riedl, BSc., begleiteten uns dankenswerter Weise bei den Erhebungen im NP Thayatal und das Haus der Natur, Salzburg, stellte uns Kleinsäuger-Fallen zur Verfügung.

Herzlich danken möchten wir auch Dr. Antonin Reiter, Museum Znaim, für die gute Zusammenarbeit.

8 Literatur

- AMORI G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G. & L.J.P. MUÑOZ (2008 a): *Erinaceus europaeus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- AMORI G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G. & L.J.P. MUÑOZ, (2008 b): *Erinaceus roumanicus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- AMORI G., HUTTERER R., MITSAIN G., YIGIT N., KRYŠTUFEK B. & L.J.P. MUÑOZ (2008 c): *Talpa europaea*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- AMORI G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G., MUÑOZ L.J.P., HENTTONEN H., VOHRALÍK V., ZAGORODNYUK I., JUŠKAITIS R., MEINIG H. & S. BERTOLINO (2008 d): *Myodes glareolus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- AMORI, G., HUTTERER, R., YIGIT, N., MITSAIN, G., KRYŠTUFEK, B., VOHRALÍK, V., ZIMA, J. & ZAGORODNYUK, I. (2008 e): *Microtus subterraneus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- AMORI G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G. & L.J.P. MUÑOZ (2008 f): *Apodemus flavicollis*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- AMORI G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G., MUÑOZ L.J.P, MEINIG H. & R. JUŠKAITIS (2008 g): *Glis glis*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, GRUPPE RAUMORDNUNG, UMWELT UND VERKEHR – ABTEILUNG NATURSCHUTZ (Hrsg.)(2009): Europaschutzgebiet “Thayatal bei Hardegg. Informationen zum Natura 2000-Management für das FFH-Gebiet. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, St. Pölten. 24 pp.
- ANDĚRA M. & B. BENEŠ (2001): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. hlodavci (Rodentia) – část 1. Křečkovití (Cricetidae), hrabošovité (Arvicolidae), plchovití (Gliridae) – Národní muzeum, Praha.
- ANDĚRA M. & B. BENEŠ (2002): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. hlodavci (Rodentia) – část 2. Myšovité (Muridae), myšivkovití (Zapodidae) – Národní muzeum, Praha.
- ANDĚRA M. & J. ČERVENÝ (2004): Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze. IV. hlodavci (Rodentia) – část 3. Veverkovití (Sciuridae), bobrovití (Castoridae), nutriovití (Myocastoridae) – Národní muzeum, Praha.
- ANDĚRA M. (2010): Current distributional status of insectivores in the Czech Republic (Eulipotyphla). *Lynx*, n. s., 41: 15–63.
- APLIN K., LUNDE D., BATSAIKHAN N., KRYŠTUFEK B., MEINIG H. & H. HENTTONEN (2008): *Micromys minutus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- AULAGNIER S., HAFFNER P., MITCHELL-JONES A.J., MOUTOU F. & J. ZIMA (2009): Die Säugetiere Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Der Bestimmungsführer. Haupt Verlag. Bern, Stuttgart, Wien.
- BARBER H. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 46, 259-266 pp.
- BARNETT A. (1992): Expedition field techniques: small mammals excluding bats. Expedition Advisory Centre, London, 75 pp.

- BATSAIKHAN N., HENTTONEN H., MEINIG H., SHENBROT G., BUKHNIKASHVILI A., AMORI G., HUTTERER R., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G. & L.J.P. MUÑOZ (2008): *Arvicola amphibius*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- BÄUMLER W. & W. HOHENADL (1980): Über den Einfluß alpiner Kleinsäuger auf die Verjüngung in einem Bergmischwald der Chiemgauer Alpen. Forstw.Cbl. 99: 207-221.
- BEGON M., TOWNSEND C.R. & J.L. HARPER (1998): Ökologie – Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften. Aus d. Engl. übers. von Andreas Held. Spektrum, Akad. Verl. 750 pp.
- BOLFÍKOVÁ B. & P. HULVA (2011): Microevolution of sympatry: landscape genetics of hedgehogs *Erinaceus europaeus* and *E. roumanicus* in Central Europe. *Heredity*: 1–8.
- BOYE P. (1996): Die Rolle von Säugetieren in mitteleuropäischen Ökosystemen. In: BOYE P., KUGELSCHAFTER K., MEINIG H., PELZ H-J. (Hrsg.): Säugetiere in der Landschaftsplanung. Bundesamt für Naturschutz. Bonn – Bad Godesberg. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 46: 11-18.
- BÖHME W. (1978): *Micromys minutus* (PALLAS, 1778) – Zwergmaus. IN: NIETHAMMER J. & KRAPP F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1 – Rodentia 1: 290-304.
- BRIGHT P., MORRIS P. & T. MITCHELL-JONES (2006): The dormouse conservation handbook - Second edition. *English Nature*. 73 pp.
- BRYJA J. & Z. ŘEHÁK (2002): Další doklady současné expanze areálu myšice temnopásé (*Apodemus agrarius*) na Moravě [Further evidence of recent expansion of distribution range of the striped-field mouse (*Apodemus agrarius*) in Moravia (Czech Republic)]. – *Lynx*, n. s., 33: 69–77.
- CANOVA L. & FASOLA M. (1991): Communities of small mammals in six biotopes of northern Italy. *Acta Theriologica* 36 (1-2): 73-86.
- CASTIEN E. & GOSALZBEZ J. (1994): Habitat selection of *Apodemus flavicollis* in a *Fagus sylvatica* forest in the western Pyrenees. *Folia Zoologica* 43 (3): 219-224.
- CHURCHFIELD S. (1990): The natural history of shrews. Christopher Helm, London. 178 pp.
- COX F.E.G. (1979): Ecological importance of small mammals as reservoirs of disease. In: STODDART D.M. (Hrsg.): Ecology of small mammals, pp. 213-238, University Press, Cambridge.
- DUESER R.D. & H.H. SHUGART (1978): Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. *Ecology* 59(1): 89-98.
- ELVERS H. & K-L. ELVERS (1984): Verbreitung und Ökologie der Waldmaus (*Apodemus sylvaticus* L.) in Berlin (West). *Zool. Beitr. N.F.* 28: 403-415.
- FLOWERDEW J.R., GURNELL J. & J.H.W. GIPPS (1985): The ecology of woodland rodents. Bank voles and wood mice. *Symp. Zool. Soc. London* 55: 418 pp.
- FRYNTA D., VOHRALIK V. & REZNICEK J. (1994): Small mammals (Insectivora, Rodentia) in the city of Prague: distributinal patterns. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 58: 151-176.
- GURNELL J. (1985): Woodland rodent communities. *Symp. Zool. Soc. London* 55: 377-412.
- GURNELL J. & J.R FLOWERDEW. (1994): Live trapping small mammals. A practical guide. An Occasional Publication of the Mammal Society No. 3: 39 pp.
- GURNELL J. & L. WAUTERS (1999): *Sciurus vulgaris* LINNAEUS, 1758. In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSTUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 180-181.
- HANÁK V., ZBYTOVSKÝ P., BENDA P. & A. REITER (1998): Distribution of *Crocicidura leucodon* in the southern borderland of the Czech Republic (Mammalia: Insectivora). *Časopis Národního Muzea, Řada přírodovědná*, 167: 55–60.
- HANSSON L., LÖVQUIST J. & A. NILSSON (1978): Population fluctuations in insectivores and small rodents in northernmost Fennoscandia. *Z. Säugetierkunde* 43: 75-92.

- HAUSSER J. (1995): *Sorex araneus* L., 1758 - Waldspitzmaus. In: HAUSSER J. (Hrsg.): Säugetiere der Schweiz. Verbreitung, Biologie, Ökologie. Denkschrift der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin. Band 103: 23-31.
- HAUSSER J., HUTTERER R. & P. VOGEL (1990): *Sorex araneus* Linnaeus, 1758 - Waldspitzmaus. In: NIETHAMMER J. und F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 3: Insectivora: 237-278.
- HAYWARD G.F. & J. PHILLIPSON (1979): Community structure and functional role of small mammals in ecosystems. In: STODDART D.M. (Hrsg.): Ecology of small mammals, p.135-212, University Press, Cambridge.
- HOI-LEITNER M.K. (1989): Zur Veränderung der Säugetierfauna des Neusiedlersee-Gebietes im Verlauf der letzten drei Jahrzehnte. Bonner Zoologische Monographien 29: 104 Seiten.
- HUITU O., KILJUNENA N., KORPIMÄKIB E., KOSKELAC E., MAPPESC T., PIETIÄINEND H., PÖYSÄE H. & H. HENTTONEN (2009): Density-dependent vole damage in silviculture and associated economic losses at a nationwide scale. Forest Ecology and Management 258, (7): 1219–1224
- HÜTTMEIR U. & G. REITER (2010): Fledermäuse im Nationalpark Thayatal. Unpubl. Bericht im Auftrag der NP Thayatal GmbH. 102 Seiten.
- HÜTTMEIR U., REITER A. & G. REITER (2010): Fledermäuse in den Nationalparks Thayatal und Podyji, sowie Erstnachweis der Nymphenfledermaus (*Myotis alcathoe* Helversen & Heller, 2001) in Niederösterreich. Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum, St. Pölten 21: 433-444.
- HUTTERER R., AMORI G. & B. KRYŠTUFEK (2008 a). *Sorex araneus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. www.iucnredlist.org
- HUTTERER R., AMORI G., KRYŠTUFEK B., FERNANDES M. & H. MEINIG (2008 b). *Sorex minutus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- HUTTERER R., AMORI G., KRYŠTUFEK B., YIGIT N., MITSAIN G. & L.J.P. MUÑOZ (2008 c). *Crocidura suaveolens*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- IUCN (2011): IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 07 December 2011
- JANOVA E., NESVADBOVA J., HEROLDOVA M., BRYJA J. (2010): Effectiveness of two trapping protocols for studying the demography of common voles. Hystrix It. J. Mamm. (n.s.) 21 (2): 189-193.
- JEDRZEJEWSKI W. & JEDRZEJEWSKA B. (1996): Rodent cycles in relation to biomass and productivity of ground vegetation and predation in the Palaearctic. Acta Theriologica 41: 1-34.
- JENSEN T.S. (1982): Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forests. Oecologia 54: 184-192.
- JERABEK M. (1998): Aut- und Synökologie von Kleinsäugetern in der montanen und subalpinen Bergwaldregion der Hohen Tauern (Salzburg). Unveröff. Diplomarbeit Universität Salzburg. 159 pp.
- JERABEK M. & N. WINDING (1999): Verbreitung und Habitatwahl von Kleinsäugetern (Insectivora, Rodentia) in der Bergwaldregion der Hohen Tauern (Salzburg). Wiss. Mitt. Nationalpark Hohe Tauern 5: 127-159.
- JERABEK M. & REITER G. (2001): Kleinsäuger im Karwendel – Faunistische Erhebung von Kleinsäugetern. Unveröff. Endbericht im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz. 76 pp.

- JERABEK M., REITER G. & B.A. REUTTER (2002): Die Kleinsäuger im Naturwaldreservat Gadental, Großes Walsertal: Teil 2 - Waldmäuse (Muridae, Rodentia). Vorarlberger Naturschau – Forschen und Entdecken 11: 123-142.
- JERABEK M. & G. REITER (2003 a): Die Kleinsäugerfauna von Bergwäldern im Karwendel (Österreich): Verbreitung, Habitatwahl und Populationsentwicklung. Berichte Nat.-Med.Verein Innsbruck 90: 231-259.
- JERABEK M. & G. REITER (2003 b): Populationsbiologie der Rötelmaus *Clethrionomys glareolus* (Rodentia: Arvicolidae) im Karwendel (Tirol, Österreich). Berichte Nat.-Med.Verein Innsbruck 90: 261-276.
- KAMLER J., TUREK K., HOMOLKA M., BANAR P., BARANCEKOVÁ M., HEROLDOVA M., KROJEROVA J., SUCHOMEL J., PURCHART L. (2011): Inventory of rodent damage to forests. *Journal of Forest Science* 57 (5): 219-225.
- KERSCHNER T. & G. MAYER (1965): Die Einwanderung der Bismarckratte in den Großraum von Linz und ihre weitere Ausbreitung in Oberösterreich. *Nat.kdl. Jahrb. Stadt Linz*: 335-350.
- KRAFT R. (2008): Mäuse und Spitzmäuse in Bayern. Verbreitung, Lebensraum, Bestandssituation. Herausgegeben vom Bayerischen Landesamt für Umwelt. Ulmer Verlag.
- KRAPP F. & J. NIETHAMMER (1982): *Microtus agrestis* (LINNAEUS, 1761) - Erdmaus. In: NIETHAMMER J. & F. KRAPP (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas Band 2/1: Rodentia II*: 349-373.
- KRŠKA A. (1993): Populace myšic rodu *Apodemus* v oblasti Národního parku Podyjí. Diplomová práce [Zum Vorkommen von Mäusen der Gattung *Apodemus* im Nationalpark Podyjí. Diplomarbeit Masaryk Universität, Brünn (In Tschechisch)].
- KRŠKA A. (1996): The occurrence of *Apodemus microps* in the Podyjí National Park (Czech Republic). – *Folia Zoologica*, 45(4): 382–384.
- KRYSTUFEK B. (1999 a): *Talpa europaea* LINNAEUS, 1758. In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSTUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Edit.): *Atlas of European Mammals*. The Academic Press, London. 82-83.
- KRYSTUFEK B. (1999 b): *Microtus subterraneus* (DE SÉLYS-LONGCHAMPS, 1836). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSTUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): *Atlas of European Mammals*. The Academic Press, London. 250-251.
- KRYŠTUFEK B., VOHRALÍK V., ZIMA J. & I. ZAGORODNYUK (2008): *Microtus agrestis*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- KRYSTUFEK B. (1999 c): *Glis glis* (LINNAEUS, 1766). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSTUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): *Atlas of European Mammals*. The Academic Press, London. 294-295.
- KULZER E., LINDEINER-WILDAU A.V. & I.-M. WOLTERS (1993): Säugetiere im Naturpark Schönbuch. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg. 71:1-212.
- LADURNER E. (1998): Biologie und Habitatnutzung der Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus* - Schreber, 1780) in charakteristischen Waldgesellschaften des mittleren Vinschgaus. Diplomarbeit Universität Salzburg. 105 pp.
- LADURNER E. & J-P. MÜLLER (2001): Die Kleinsäuger des Vinschgau: Artenvielfalt, Höhenverbreitung, Lebensgemeinschaften. *Gredleriana* 1: 249-273.
- LADURNER E. & N. CAZZOLLI (2002): Kleinsäuger-Erhebung am Ritten (Südtirol, Italien): Artenspektrum, Habitatnutzung, Kletterverhalten. *Gredleriana* 2: 183-204.

- LIBOIS R., RAMALHINHO M.G. & FONS R. (1999): *Crocidura suaveolens* (PALLAS 1811). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSZTUFK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & J. ZIMA (Hrsg.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 72-73.
- LINZEY A.V. 2008. *Ondatra zibethicus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>.
- LINDNER R. (1994): Herbivorie unter der Schneedecke: Kleinsäuger als bestimmende Standortfaktoren für die alpine Vegetation. Diplomarbeit Universität Salzburg. 85 pp.
- LÖFGREN O., HÖRNFELDT B. & EKLUND U. (1996): Effect of supplemental food on a cyclic *Clethrionomys glareolus* population at peak density. Acta Theriologica 41 (4): 383-394.
- MALLORIE H.C. & FLOWERDEW J.R. (1994): Woodland small mammal population ecology in Britain: a preliminary review of the Mammal Society survey of Wood Mice *Apodemus sylvaticus* and Bank Voles *Clethrionomys glareolus*, 1982-87. Mammal Review 24 (1): 1-15.
- MARKUT T., MILASOWSKY N. & M. HEPNER (2010): ETZ Projekt Natur ohne Grenzen – Příroda bez hranic – Modul Laufkäfer und Spinnen. Unveröffentlichter Zwischenbericht, Nationalpark Thayatal 17 pp.
- MARKUT T., HEPNER M. & N. MILASOWSKY (2011): Spinnen (Araneae) und Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) ausgewählter Offenlandflächen im Nationalpark Thayatal – Vorläufige Ergebnisse. Thayensia 9.
- MATĚJŮ J., NOVÁ P., UHLÍKOVÁ J. HULOVÁ Š. & E. CEPÁKOVÁ (2008): Distribution of the European Ground Squirrel (*Spermophilus citellus*) in the Czech Republic in 2002–2008. Lynx, n. s., 39(2): 277–294.
- MATTHÄUS G. (1992): Vögel – Hinweise zur Erfassung und Bewertung im Rahmen landschaftsökologischer Planungen. In: TRAUTNER J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. BVDL-Tagung. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 27-38. Margraf. Weikersheim.
- MAZURKIEWICZ M. (1994): Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. Acta Theriologica 39 (2): 113-126.
- MEYLAN A. (1995): *Microtus agrestis* (L., 1791) - Erdmaus. In: HAUSSER J. (Hrsg.): Säugetiere der Schweiz. Verbreitung, Biologie, Ökologie. Denkschrift der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin. Band 103: 334-338.
- MONTGOMERY W.E. (1980): Use of arboreal runways by woodland rodents. Mammal Review 10 (4).
- MONTGOMERY W.E. (1999 a): *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR, 1834). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSZTUFK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VOHRALIK V. & ZIMA J. (Hrsg.): The Atlas of European mammals. Poyser Natural History. 270-271.
- MONTGOMERY W.E. (1999 b): *Apodemus sylvaticus* (LINNAEUS, 1758). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSZTUFK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VOHRALIK V. & ZIMA J. (Hrsg.): The Atlas of European mammals. Poyser Natural History. 272-273.
- MONTGOMERY W.E. & J. GURNELL (1985): The behaviour of *Apodemus*. Symp. Zool. Soc. London 55: 89-115.
- MURALT G. (2006): Kleinsäugergemeinschaften in Biototypen des Nationalparks O.ö. Kalkalpen und deren Verbisseinfluss auf die Waldverjüngung im Vergleich zu wildlebenden Wiederkäuern. Unpubl. Diplomarbeit Universität Wien. 221 pp.
- NIETHAMMER J. (1978 a): *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR) - Gelbhalsmaus. In: NIETHAMMER J. & F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas 1/1: 325-335.

- NIETHAMMER J. (1978 b): *Apodemus sylvaticus* (LINNE 1758) - Waldmaus. In: NIETHAMMER J. & F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas 1/1: 337-358.
- PETRUSEWICZ K. (1983): Ecology of the Bank Vole. Acta Theriologica Bd 28 Supplement 1: 241 pp.
- PUCEK M. (1983): Habitat preference. In: PETRUSEWICZ K. (Hrsg.): Ecology of the bank vole. Acta Theriologica Bd 28 Suppl. (1): 31-40.
- ODSTRČIL M. (2003): Společenstva drobných zemních savců na vybraných biotopech NP Podyjí (Communities of small terrestrial mammals in the selected habitats of the Podyjí National Park). Unpublished diploma thesis, Masaryk University, Brno.
- RACZYNSKI J. (1983): Taxonomic position, geographical range and ecology of distribution. In: PETRUSEWICZ K. (Hrsg.): Ecology of the bank vole. Acta Theriologica Bd 28 Supplement 1: 3-11.
- REITER G. (1997): Ökologie alpiner Kleinsäuger (Insectivora, Rodentia): Habitatpräferenzen, Struktur und Organisation der Gemeinschaft. Diplomarbeit Universität Salzburg. 111 pp.
- REITER A. (2002): Rozšíření a stanoviště vybraných druhů obratlovců na rozhraní dvou biogeografických regionů (jihozápadní Morava). Katedra zoologie PřF UK Praha.
- REITER A., Hanák V., Benda P. & J. Obuch (1997): Savci Národního parku Podyjí (Mammals of the Podyjí National Park.) Lynx, n. s. 28: 5–141.
- REITER G. & M. Jerabek (2002): Die Kleinsäuger der Stadt Linz. Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz 48: 11-78.
- REITER G., REITER A. & M. Jerabek (2012): Übersicht über die Kleinsäuger in den Nationalparks Thayatal und Podyjí. Thayensia (Znojmo) 9.
- REUTTER B.A., HAUSSER J. & P. VOGEL (1999): Discriminant analysis of skull morphometric characters in *Apodemus sylvaticus*, *A. flavicollis*, and *A. alpicola* (Mammalia; Rodentia) from the Alps. Acta Theriologica 44: 299-308.
- REUTTER B.A., BRÜNNER H. & P. VOGEL (2001): Biochemical identification of three sympatric *Apodemus* species by protein electrophoresis of blood samples. Z. Säugetierkunde 66: 84-89.
- ROMANOWSKI H. (2007): Vistula river valley as the ecological corridor for mammals. Polish Journal of Ecology 55 (4): 805-819.
- ROMANOWSKI J., DUDEK D. & K. KOWAKCZYK (2008): The role of island in maintaining the connectivity of habitats for mammals in middle Vistula river valley. Ecohydrology & Hydrobiology 8 (2-4): 411-418.
- SAUCY F. (1999): *Arvicola terrestris* (LINNAEUS, 1758). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSŤUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 222-223.
- SCHLITZER D., VAN DER STRAETEN E., AMORI G., HUTTERER R., KRYŠŤUFEK B., YIGIT N. & G. MITSAIN (2008): *Apodemus sylvaticus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- SCHNAILL M.C. (1997): Baumstämme als Vertikalstrukturen im Lebensraum waldbewohnender Kleinsäuger. Diplomarbeit Universität Salzburg. 124 pp.
- SHAR S., LKHAGVASUREN D., BERTOLINO S., HENTTONEN H., KRYŠŤUFEK B. & H. MEINIG (2008): *Sciurus vulgaris*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>
- SLOTTA-BACHMAYR L., LINDNER R. & N. WINDING (1999): Populationsveränderungen und Einfluß der Beweidung auf Kleinsäuger in der Subalpin- und Alpinstufe im Sonderschutzgebiet Piffkar, Nationalpark Hohe Tauern. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Nationalpark Hohe Tauern 5: 113-126.
- SPITZENBERGER F. (1995): Die Säugetiere Kärntens. Teil I. Carinthia II 185/105: 247-352.

- SPITZENBERGER F. (1999 a): *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER, 1780). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 212-213.
- SPITZENBERGER F. (1999 b): *Micromys minutus* (PALLAS, 1771). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 264-265.
- SPITZENBERGER F. (2001): Die Säugetierfauna Österreichs. Ed., Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Bd. 13., Wien. 895 pp.
- SPITZENBERGER F. (2005): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). In: ZULKA K.P. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1: 45-62.
- SPITZENBERGER F. & H. ENGLISCH (1996): Die Alpenwaldmaus (*Apodemus alpicola* HEINRICH, 1952) in Österreich. Mammalia austriaca 21. Bonner Zool.Beiträge 46 (1-4): 249-260.
- SPITZENBERGER F., GUTLEB B. & A. ZEDROSSER (1996): Die Säugetiere Kärntens. Teil II Carinthia II 186/105: 97-304.
- STEPHENSON P.J. (1995): Small mammal microhabitat use in lowland rain forest of north-east Madagascar. Acta Theriologica 40 (4): 425-438.
- STODDART D.M. (1979): Ecology of small mammals. Chapman and Hall, London. 383 pp.
- STORCH G. & O. LÜTT (1989): Artstatus der Alpenwaldmaus, *Apodemus alpicola* HEINRICH, 1952. Zeitschrift für Säugetierkunde 54: 337-346.
- SUCHOMEL J. & J. URBAN (2011): Small mammals of a forest reserve and adjacent stands of the Kelečská pahorkatina Upland (Czech Republic) and their effect on forest dynamics. Journal of Forest Science 57 (2): 50-58.
- TRAUTTMANSDORFF J. & ULBEL G. (1999): Säugetiere. In: TRAUTTMANSDORFF J. (Hrsg.): Gießgang Greifenstein – Wirbeltiere. Forschung im Verbund. Schriftenreihe Band 52: 63-111.
- WALDER C. & A. VORAUER (2001): Beiträge zur Säugetierfauna der Marchauen. Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2000 bis 2001 mit besonderer Berücksichtigung des Naturwaldreservates Marchauen. Studie 47. Unveröff. Projektbericht im Auftrag der Forstverwaltung Naturwaldreservat Marchauen. 40 Seiten.
- WINDING N. & S. STADLER (1990): Vögel als Bioindikatoren. Österr. Forstzeitschrift 7/1990: 26.
- WINDING N., ILLICH I., RINGL C. & S. WERNER (1990): Zoologische Bestandsaufnahmen im Sonderschutzgebiet Piffkar. Projektbericht, Nationalparkinstitut Hohe Tauern, Haus der Natur, Salzburg.
- YALDEN D.V. (1980): Urban small mammals. Journal of Zoology 191: 403-406.
- YOCCOZ N.G. (1992): Presence de mulot (*Apodemus alpicola* ou *flavicollis*) en milieu alpin. Mammalia 56: 488-491.
- ZBYTOVSKÝ P., ANDĚRA M. & V. HANÁK (2004): Drobní savci jižní části Českomoravské vrchoviny (Insectivora, Chiroptera, Rodentia) [Small mammals of the southern parts of the Českomoravská vrchovina Highland (Insectivora, Chiroptera, Rodentia)]. – Lynx, n. s., 35: 141–245.
- ZIMA J. (1999 a): *Ondatra zibethicus* (LINNAEUS, 1766). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSUFEK B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Hrsg.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 224-225.

- ZIMA J. (1999 b): *Microtus agrestis* (LINNAEUS, 1761). In: MITCHELL-JONES A.J., AMORI G., BOGDANOWICZ W., KRYSZTOF B., REIJNDERS P.J.H., SPITZENBERGER F., STUBBE M., THISSEN J.B.M., VORALÍK V. & ZIMA J. (Edit.): Atlas of European Mammals. The Academic Press, London. 226-227.
- ZMIHORSKI M., GRYZ J., KRAUZE-GRYZ D., OLCZYK A. & G. OSOJCA (2011): The tawny owl *Strix aluco* as a material collector in faunistic investigations: the case study of small mammals in NE Poland. *Acta Zoologica Lithuanica* 21 (3): 185-191.
- ZULKA K.P. (2005): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/1. Böhlau Verlag, Wien.