

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra veterinárních disciplín**



**Časoprostorové vzorce odpovědí drobných savců  
(Rodentia, Soricomorpha) na stresory v horských lesích**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Martina Ryboňová**

**Obor studia: Zájmové chovy zvířat**

**Vedoucí práce: RNDr. Ladislav Hlůška, Ph.D.**

© 2021 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Časoprostorové vzorce odpovědí drobných savců (Rodentia, Soricomorpha) na stresory v horských lesích" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 17.4.2021

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala mému školiteli RNDr. Ladislavovi Hlôškovi, PhD. za podporu a vedení diplomové práce, za poskytnutí cenných rad, odbornou pomoc a za jeho ochotu mi kdykoliv pomoci s problémy při realizaci práce a také za možnost zúčastnit se velmi zajímavého projektu. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat mému příteli, rodině a přátelům za značnou podporu v tomto složitém období.

# Časopriestorové vzorce odpovedí drobných savců (Rodentia, Soricomorpha) na stresory v horských lesích

## Súhrn

Diplomová práca je zameraná na výskum časopriestorových zmien drobných cicavcov (Rodentia, Soricomorpha) na stresory v lesných ekosystémoch v Tatranskom národnom parku. Práca nadväzuje na dlhodobú ekologickú štúdiu (2005-2020), kde sa skúmali reakcie vybraných druhov cicavcov na prírodné disturbancie vo Vysokých Tatrách, ktoré boli v roku 2004 zasiahnuté veternou kalamitou a v roku 2005 lesným požiarom. Štúdia zahŕňa výskum v teréne, kde drobné cicavce boli odchyťované pomocou živolovných pascí. Pri jednotlivých odchytach sa robili zápisky, ktoré obsahovali údaje o druhovej príslušnosti, pohlaví, vekovej kategórii, reprodukčnom statuse, časové a priestorové dáta a tiež hodnoty vybraných habitatových premenných.

Na základe získaných údajov a porovnaní disturbanciami narušených a nenarušených oblasti boli zaznamenané značné rozdiely v druhovej bohatosti a početnosti. Výsledky potvrdili druhovo špecifické odpovede drobných zemných cicavcov na vzniknuté prírodné disturbancie vo Vysokých Tatrách.

V štúdiu bolo skúmaných 14 druhov drobných cicavcov. Druhová bohatosť sa na konkrétnych plochách pohybovala od päť do osem druhov. Najnižšia druhová bohatosť (päť druhov) bola zaznamenaná na ploche v dospelých lesných porastoch bez zasiahnutia prírodnými disturbanciami a najvyššia (osem druhov) bola zaznamenaná v narušených oblastiach v neskorších štádiách sekundárnej sukcesie. Pravidelne sa vyskytovalo päť typických druhov pre všetky narušené i nenarušené oblasti. Išlo o druhy: *Clethrionomys glareolus*, *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Microtus agrestis* a *Sorex minutus*.

**Kľúčové slová:** drobné cicavce, prírodné a antropogénne disturbancie, časopriestorové zmeny v distribúcii, Tatranský národný park, stresory

# **Spatio-temporal responses of small mammals (Rodentia, Soricomorpha) to stressors in mountain forests**

## **Summary**

The diploma thesis is focused on the research of spatio-temporal changes of small mammals (Rodentia, Soricomorpha) to stressors in forest ecosystems in the Tatra National Park. This thesis is continuation to long-term ecological study (2005-2020) which examined the reactions of selected mammal species to natural disturbances in the High Tatras after being hit by a wind disaster in 2004 and a forest fire in 2005. The study includes outdoor research in which small mammals were captured into live traps. The species, sex, age, reproductive status, temporal and spatial data, and values of selected habitats were determined for every captured subject.

Notable differences in richness and abundance of species were identified based on the received data and comparison between disturbed and undisturbed areas. The results confirmed species-specific responses of small mammals to natural disturbances in the High Tatras.

The study included 14 species of small mammals. The species richness in specific areas ranged from five to eight species. The lowest species richness (five species) of the examined area was recorded in the adult forest vegetation without natural disturbances. The highest species richness (eight species) was recorded in disturbed parts of the area in the later stages of secondary succession. Five typical species occurred regularly in all disturbed and undisturbed areas, such as *Clethrionomys glareolus*, *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Microtus agrestis* and *Sorex minutus*.

**Keywords:** small mammals, natural and anthropogenic disturbances, time-space changes in distribution, Tatra National Park, stressors

# Obsah

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>- 1 -</b>
<b>2</b>	<b>CIEĽ PRÁCE A VEDECKÁ HYPOTÉZA</b> .....	<b>- 3 -</b>
<b>3</b>	<b>LITERÁRNA REŠERŠ</b> .....	<b>- 4 -</b>
<b>3.1</b>	<b>Voľne žijúce drobné cicavce</b> .....	<b>- 4 -</b>
3.1.1	Hlodavce (Rodentia) .....	- 4 -
3.1.1.1	Ryšavka tmavopása- <i>Apodemus agrarius</i> .....	- 5 -
3.1.1.2	Ryšavka žltohrdlá- <i>Apodemus flavicollis</i> .....	- 7 -
3.1.1.3	Ryšavka krovinná- <i>Apodemus sylvaticus</i> .....	- 9 -
3.1.1.4	Hryzec vodný- <i>Arvicola amphibius</i> .....	- 10 -
3.1.1.5	Hrdziak lesný- <i>Clethrionomys glareolus</i> .....	- 12 -
3.1.1.6	Myška drobná- <i>Micromys minutus</i> .....	- 14 -
3.1.1.7	Hraboš močiarny- <i>Microtus agrestis</i> .....	- 16 -
3.1.1.8	Hraboš poľný- <i>Microtus arvalis</i> .....	- 17 -
3.1.1.9	Pľšík lieskový- <i>Muscardinus avellanarius</i> .....	- 19 -
3.1.1.10	Myšovka horská- <i>Sicista betulina</i> .....	- 21 -
3.1.2	Piskory (Soricomorpha).....	- 23 -
3.1.2.1	Dulovnica menšia- <i>Neomys anomalus</i> .....	- 24 -
3.1.2.2	Dulovnica väčšia- <i>Neomys fodiens</i> .....	- 26 -
3.1.2.3	Piskor obyčajný- <i>Sorex araneus</i> .....	- 28 -
3.1.2.4	Piskor malý- <i>Sorex minutus</i> .....	- 30 -
<b>3.2</b>	<b>Obecná charakteristika disturbancií</b> .....	<b>- 32 -</b>
3.2.1	Biotické a abiotické disturbancie .....	- 32 -
3.2.2	Prírodné a antropogénne disturbancie.....	- 33 -
<b>3.3</b>	<b>Charakteristika stresu, stresovej reakcie a stresových hormónov</b> .....	<b>- 33 -</b>
3.3.1	Obecná charakteristika stresu .....	- 33 -
3.3.2	Stresová reakcia: .....	- 34 -
3.3.3	Stresové hormóny: .....	- 35 -
3.3.4	Uvoľňovanie a hladiny glukokortikoidov.....	- 37 -
<b>4</b>	<b>MATERIÁL A METODIKA PRÁCE</b> .....	<b>- 39 -</b>
<b>4.1</b>	<b>Charakteristika územia</b> .....	<b>- 39 -</b>
4.1.1	Narušené oblasti po veternej kalamite v roku 2004.....	- 40 -
4.1.2	Narušené oblasti po veternej kalamite v roku 2004 a lesných požiaroch v roku 2005 .....	- 40 -
4.1.3	Lesné ekosystémy bez narušenia (disturbancií).....	- 40 -
<b>4.2</b>	<b>Vzorkovanie a odchyt drobných zemných cicavcov</b> .....	<b>- 40 -</b>
<b>4.3</b>	<b>Štatistická analýza dát</b> .....	<b>- 43 -</b>

<b>5</b>	<b>VÝSLEDKY .....</b>	<b>- 45 -</b>
<b>5.1</b>	<b>Časopriestorové zmeny v štruktúre komunity drobných cicavcov .....</b>	<b>- 45 -</b>
<b>5.2</b>	<b>Odpovede drobných zemných cicavcov pri sukcesných zmenách pokrývnosti a druhovej bohatosti vegetácie.....</b>	<b>- 48 -</b>
<b>6</b>	<b>DISKUSIA .....</b>	<b>- 51 -</b>
<b>7</b>	<b>ZÁVER .....</b>	<b>- 54 -</b>
<b>8</b>	<b>ZOZNAM POUŽITEJ LITERATÚRY .....</b>	<b>- 55 -</b>

# 1 Úvod

Všetky stavovce sa v určitom bode životného cyklu musia prispôbiť rôznym zmenám environmentálneho charakteru. Množstvo zmien, ktoré sa môžu vyskytnúť, je možné zatriediť do dvoch hlavných typov vplývajúcich na kontrolné mechanizmy organizmov (Romero & Wingfield 2016). Väčšina organizmov žije v kolísavom prostredí, v ktorom sa podmienky menia buď predvídateľným spôsobom, ako napríklad denné, cirkadiánne cykly (noc, deň, príliv, odliv) alebo ročné obdobia (jar, leto, jeseň, zima) či vlhké a suché sezóny. Živočíchy sa tiež musia vyrovnávať s nepredvídateľnými udalosťami v ich prostredí, ako napríklad nepriaznivé počasie, predátori, znečistenie, sociálny stres a zásah človeka do ich prirodzeného prostredia (Wingfield 2003).

Drobné zemné cicavce sú dôležitou súčasťou lesných ekosystémov (Hlôška et al. 2015). Zohrávajú dôležitú rolu ako zdroj potravy pre dravce, plazy a iné cicavce. V súčasnej dobe sú k dispozícii podrobné informácie o druhoch týkajúce sa biológie malých cicavcov a ich populácií (Barrett & Peles 1999). Vďaka týmto uvedeným skutočnostiam sú drobné cicavce určené ako vhodný objekt na ekologické testovanie a ako indikátor zmien po prírodných disturbanciách (Carey & Harrington 2001; Pearce & Venier 2005). Drobné cicavce (Rodentia, Soricomorpha) sa vyznačujú ako prispôsobivé druhy zvierat, ktoré dokážu rýchlo reagovať na zmeny prostredia (Hayward & Phillipson 1979).

Disturbancie patria medzi kľúčové procesy vo všetkých lesných ekosystémoch (Bengtsson et al. 2000). Sú charakterizované ako jednorázové pôsobenie vonkajšieho faktora. Zásah disturbancií vedie k narušeniu štruktúry ekosystému, biotopu a populácií. Zároveň môžu obmedzovať dostupnosť zásob potravy a môže dôjsť ku zmenám parametrov prostredia (Szwagrzyk 2000). Stupeň narušenia lesného ekosystému, ktorý nastáva bezprostredne po pôsobení vonkajšieho činiteľa závisí od intenzity, časovej a priestorovej variability a frekvencie. K najčastejším vyskytujúcim sa prírodným disturbanciam v Európe, ktoré postihujú lesné ekosystémy patria najmä vetrové kalamity a lesné požiare (Hlôška et al. 2008).

Lesné ekosystémy na území Tatranského národného parku boli v rokoch 2004 a 2005 vystavené prírodným disturbanciam. V roku 2004 sa odohrala veterná kalamita a v roku 2005 zasiahol toto územie rozsiahly lesný požiar (Hlôška et al. 2019). Obnova lesných ekosystémov je dlhotrvajúcim procesom a závisí od pôsobenia vonkajších faktorov (Fraterrigo & Rusak 2008). Na väčšinovej časti zasiahnutého územia prebiehala usmerňovaná sekundárna sukcesia. Len malá časť sa vyvíjala bez antropogénneho zásahu, prostredníctvom spontánnej sukcesie rastlinných a živočíšnych spoločenstiev (Hlôška et al. 2019).

Pochopenie a predvídanie reakcií ekosystému a jednotlivých druhov zvierat na disturbancie je základným cieľom v ekológii a ochrane, ktoré sa stávajú dôležitejšími z hľadiska globálnych zmien životného prostredia (Fraterrigo & Rusak 2008). Napríklad reakcie druhov na udalosť narušenia a zotavenie sa z nich, závisia od ich životnej histórie, disperznej kapacity a konkurenčnej schopnosti. Disturbancie sú zvyčajne stochastické a líšia sa frekvenciou, závažnosťou a rozsahom, ako aj ďalšími vlastnosťami. Variácie pozdĺž ktorejkoľvek z týchto



osí môžu následne viesť k rozdielnej dynamike zotavenia sa ekosystému a spoločenstiev cicavcov (Fraterrigo et al. 2020).

## 2 Cieľ práce a vedecká hypotéza

Cieľom práce je mnohorozmerná analýza terénnych dát o populačnej dynamike a zmenách početnosti drobných zemných cicavcov indukovaných disturbanciami rôzneho pôvodu a intenzity, ich vplyvu na taxocenózy drobných cicavcov v lesných ekosystémoch Vysokých Tatier.

**H1:** Prírodné a antropogénne disturbancie (lesný požiar, veterná kalamita) a sukcesné zmeny v lesných ekosystémoch v Tatranskom národnom parku majú značný vplyv na rozdiely v populačnej dynamike a v diverzite drobných zemných cicavcov.

**H2:** Stresory (premenlivé charakteristiky prostredia) významne ovplyvňujú časopriestorové zmeny v distribúcii a druhovom zložení drobných cicavcov v jednotlivých fázach sekundárnej sukcesie po disturbanciách.

### 3 Literárna rešerš

#### 3.1 Voľne žijúce drobné cicavce

Cicavce sú trieda stavovcov, ktorá sa v súčasnosti vyskytuje po celom svete. Môžeme ich charakterizovať ako synapsidné amniota a ich základné črty sú napríklad schopnosť termoregulácie (endotermia), výskyt srsti, thekodontný chrup, veľký počet kožných žliaz (predovšetkým charakteristické sú mliečne žľazy), štvordielne srdce, tri sluchové kostičky v strednom uchu a sekundárny čeľustný kĺb (Krištofik & Danko 2012).

Drobné cicavce boli odjakživa objektom záujmu človeka, pričom ich postoj sa postupne ku týmto živočíchom menil. V minulosti boli vnímané s negatívnym postojom, spôsobujúce škody, najmä na hospodárskych kultúrach. Pravdou je, že drobné cicavce sú rezervoáre pre pôvodcov nebezpečných ochorení. Avšak postupne časom začali ľudia chápať ich význam v pozitívnom zmysle a drobné cicavce začali napríklad využívať ako laboratórne a výskumné zvieratá (Baláž et al. 2013). Vyznačujú sa veľkou rozmanitosťou foriem života a životných stratégií. Veľmi flexibilne reagujú na zmeny kvality životného prostredia, a preto sa využívajú ako bioindikátory pri monitorovaní stavu prostredia. Obývajú rôzne typy biotopov a sú vysoko adaptabilné a tolerantné ku klimatickým faktorom. Do určitej miery sú schopné prežiť exploataciu prostredia stresujúcim činiteľom (Ambross et al. 2005; Brown 2001).

Ďalej sa v tejto práci budeme venovať najmä hlodavcom (Rodentia) a piskorom (Soricomorpha), vid' tabuľka 1.

**Tabuľka 1** Zoznam drobných cicavcov použitých v štúdií.

RAD	Latinský názov druhu	slovenský názov druhu
Rodentia	<i>Apodemus agrarius</i>	Ryšavka tmavopása
Rodentia	<i>Apodemus flavicollis</i>	Ryšavka žltohrdlá
Rodentia	<i>Apodemus sylvaticus</i>	Ryšavka krovinná
Rodentia	<i>Arvicola amphibius</i>	Hryzec vodný
Rodentia	<i>Clethrionomys glareolus</i>	Hrdziak lesný
Rodentia	<i>Micromys minutus</i>	Myška drobná
Rodentia	<i>Microtus agrestis</i>	Hraboš močiarny
Rodentia	<i>Microtus arvalis</i>	Hraboš poľný
Rodentia	<i>Muscardinus avellanarius</i>	Plíšik lieskový
Soricomorpha	<i>Neomys anomalus</i>	Dulovnica menšia
Soricomorpha	<i>Neomys fodiens</i>	Dulovnica väčšia
Rodentia	<i>Sicista betulina</i>	Myšovka horská
Soricomorpha	<i>Sorex araneus</i>	Piskor obyčajný
Soricomorpha	<i>Sorex minutus</i>	Piskor malý

##### 3.1.1 Hlodavce (Rodentia)

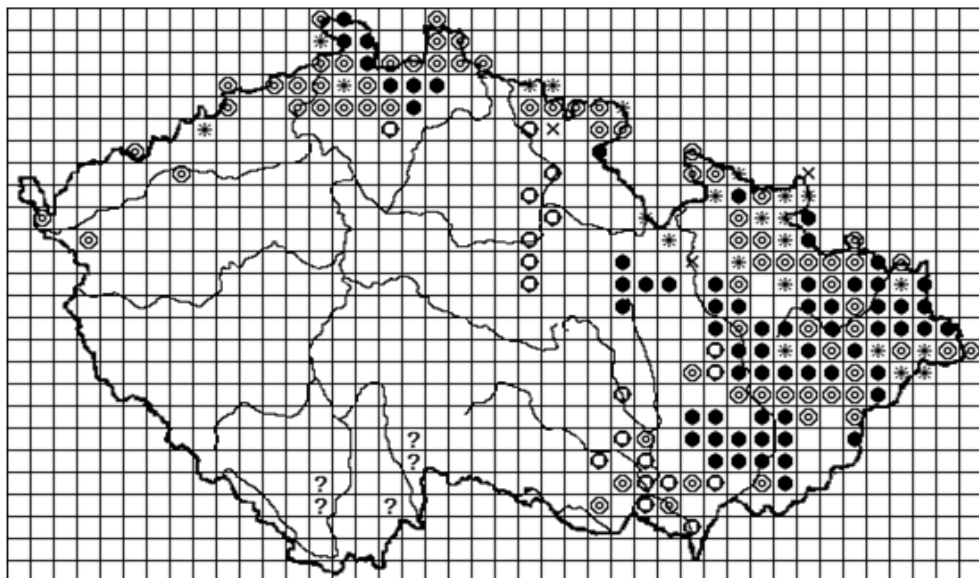
Hlodavce reprezentujú druhovo a početne najväčší rad cicavcov. Nachádzame ich na povrchu zeme, pod zemou, na stromoch, na skalách, v močiarioch aj na lúkach. Osídlili všetky biotopy sveta, pričinením človeka aj Antarktídu (Krištofik & Danko 2012). Ich biologickou zvláštnosťou je vysoká natalita, ktorá je podmienená veľkým počtom mláďat, počtom vrhov za rok a skorou pohlavnou zrelosťou. Ďalšou typickou charakteristikou radu hlodavce je, že v

období nepriaznivých či nehostinných podmienok prostredia sú niektoré druhy schopné prejsť do stavu hibernácie alebo estivácie (Baláž et al. 2013).

### 3.1.1.1 Ryšavka tmavopása- *Apodemus agrarius*

Ryšavka tmavopása má disjunktívny areál rozšírenia, ktorý zahŕňa palearktickú a orientálnu oblasť (Krištofik & Danko 2012). Prítomnosť tohto druhu sa v Európe sústreďuje vo východnej a strednej časti. Výskyt zahŕňa časť Fínska, Dánska, Nemecka, vyskytuje sa v pobaltských republikách (Litva, Lotyšsko, Estónsko), ďalej na Slovensku, v západných a severných Čechách a v podstatnej časti Moravy, v Poľsku, na Ukrajine, v európskej časti Ruska a Moldavska, v Maďarsku, v Taliansku, v Grécku, v európskej časti Turecka a lokálne v Rakúsku (Ambros et al. 2010).

V Českej republike je výskyt v mnohých prípadoch ostrovkovitý, ktorý v nepravidelných intervaloch zaniká a znovu sa obnovuje. Najviac nálezov pochádza z polôh do 300 m. n. m. (Anděra & Horáček 2005).



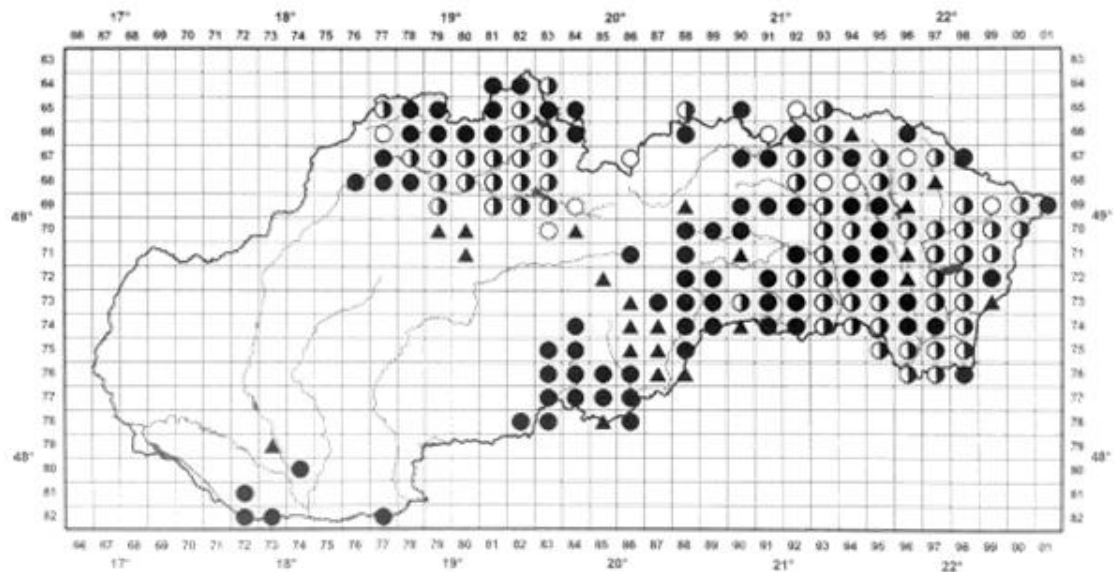
Obr. 1 Mapa rozšírenia *Apodemus agrarius* v Českej republike (Anděra 2021).

Legenda mapy:

- - občasný/dočasný výskyt
- ⊙ - problematické/pochybné/nedoložené údaje
- △ - introdukovaný
- ⊗ - pozorován do roku 1960
- ⊛ - pozorován do roku 1980
- ⊕ - pozorován do roku 2010
- - pozorován po roce 2010

Ryšavka tmavopása má súvislý výskyt na východnom Slovensku. Výskyt môžeme rozdeliť do dvoch častí a to na časť severnú (Tatry, Liptov, Orava, Kysuce a severná Morava) a časť

južnú (južná Karpatská oblasť nad Krupinskou planinou a Ipeľskou kotlinou; Krištofík & Danko 2012). Druh bol na Slovensku zaznamenaný od nížin až po horské oblasti (Baláž et al. 2013)



**Obr. 2** Mapa rozšírenia *Apodemus agrarius* na Slovensku (Krištofík & Danko 2012).

Legenda mapy:

- stály výskyt do roku 1964
- stály výskyt od roku 1965
- ◐ prechodný výskyt
- ◑ stály výskyt do roku 1964 aj od roku 1965
- ▲ výskyt vo vývržkoch vtákov
- ◄ stály výskyt do roku 1964 a výskyt vo vývržkoch vtákov od roku 1965
- △ výskyt v osteologickom materiáli
- reprodukcia druhu pri netopieroch

Ryšavka tmavopása (*Apodemus agrarius*) preferuje otvorenú krajinu a vlhšie biotopy s priemernou ročnou teplotou nad 5°C. Šírenie druhu prebieha pozdĺž brehových porastov riek a potokov. Vyznačuje sa nočnou aktivitou, je všežravá a dokáže sa prispôbiť synantropnému spôsobu života (Baláž et al. 2013; Krištofík & Danko 2012). Pre populácie *Apodemus agrarius* všeobecne platí, že obýva širokú škálu typov prostredia. Z tohto dôvodu môžeme predpokladať, že preferencia habitatu nie je až tak limitujúcim faktorom. Avšak niektoré typy habitatu sú pre tento druh optimálne, niektoré naopak môžu obývať s určitou mierou fyziologického stresu (Spitzenberger & Engelberger 2014).

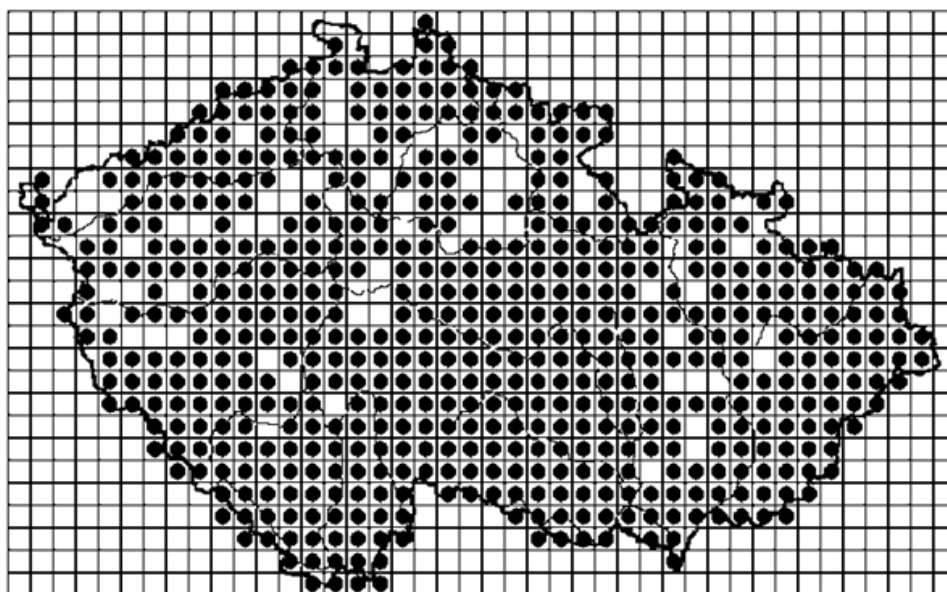


**Obr. 3** Ryšavka tmavopása (*Apodemus agrarius*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.1.2 Ryšavka žltohrdlá- *Apodemus flavicollis*

Ryšavka žltohrdlá (*Apodemus flavicollis*) má rozšírenie v západnej časti palearktiskej oblasti a Blízkom východe, na severe po 64° severnej šírky (Mitchell-Jones et al. 1999). V Európe sa druh vyskytuje od severozápadného Španielska cez celú Európu až po Ural (Krištofik & Danko 2012).

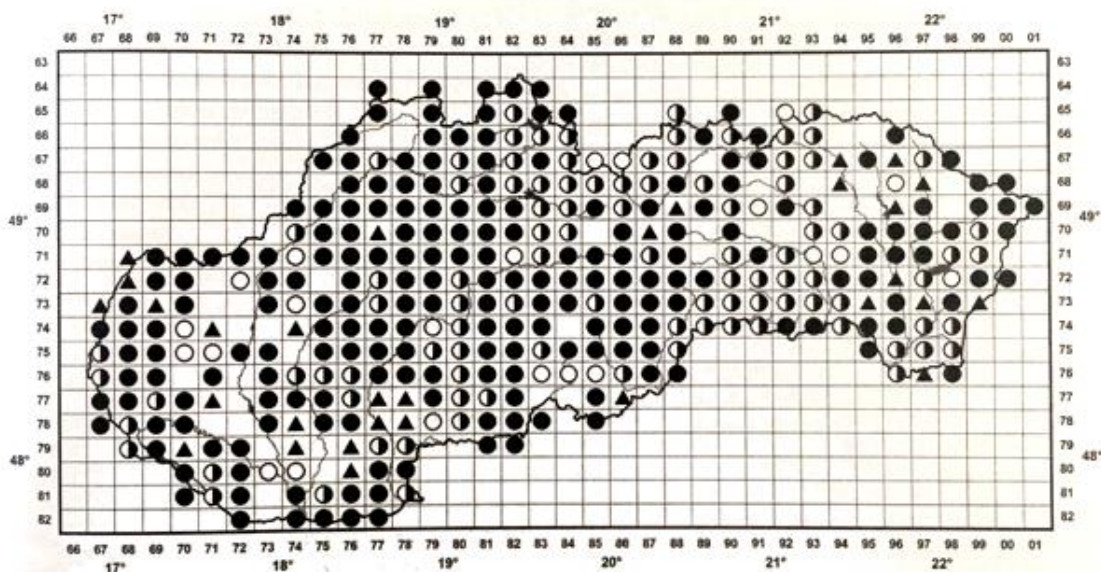
V českej republike sa vyskytuje na príhodných biotopoch, v horách vystupuje vysoko nad hornú hranicu lesa (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 4** Mapa rozšírenia *Apodemus flavicollis* v Českej republike (Anděra 2021).

Rozšírenie druhu ryšavky žltohrdlej je na celom území Slovenska. Žije v oblastiach od nížin až po pásmo kosodrevín (Krištofik & Danko 2012).





**Obr. 5** Mapa rozšírenia *Apodemus flavicollis* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Ryšavka žltohrdlá obýva rôzne typy lesných ekosystémov, predovšetkým s výskytom buka, duba, liesky a s bohatou bylinnou etážou (Anděra & Horáček 2005). Žije nočným spôsobom života, stavia si systémy chodieb pod zemou a výborne šplhá po stromoch, tým pádom môže často osídľovať aj búdky vtákov a dutiny stromov (Baláž et al. 2013). Na jeseň a zimu *Apodemus flavicollis* preniká i do hospodárskych a ľudských obydľí (Krištofik & Danko 2012). V rozšírení tohto druhu hrá dôležitú rolu priemerná teplota v teplých obdobiach a zároveň premenné lesného biotopu. Výskyt ryšavky žltohrdlej môže byť obmedzený vplyvom nízkej teploty na rozmanitosť potravy. Naopak klimatické zmeny vedúce k zvýšeniu teploty môžu podporiť rozšírenie druhu, ak sú splnené i ďalšie požiadavky na biotop (Marsh et al. 2001). Globálne neexistujú žiadne veľké hrozby pre tento druh. Lokálne môže degradácia biotopov ovplyvnená poľnohospodárstvom spôsobiť pokles populácie. Napríklad vo Veľkej Británii v minulosti tento druh zaberol geograficky väčšie rozšírenie a prešiel zmenšením rozsahu spojeným s premenou lesov na poľnohospodársku pôdu (Amori et al. 2021).

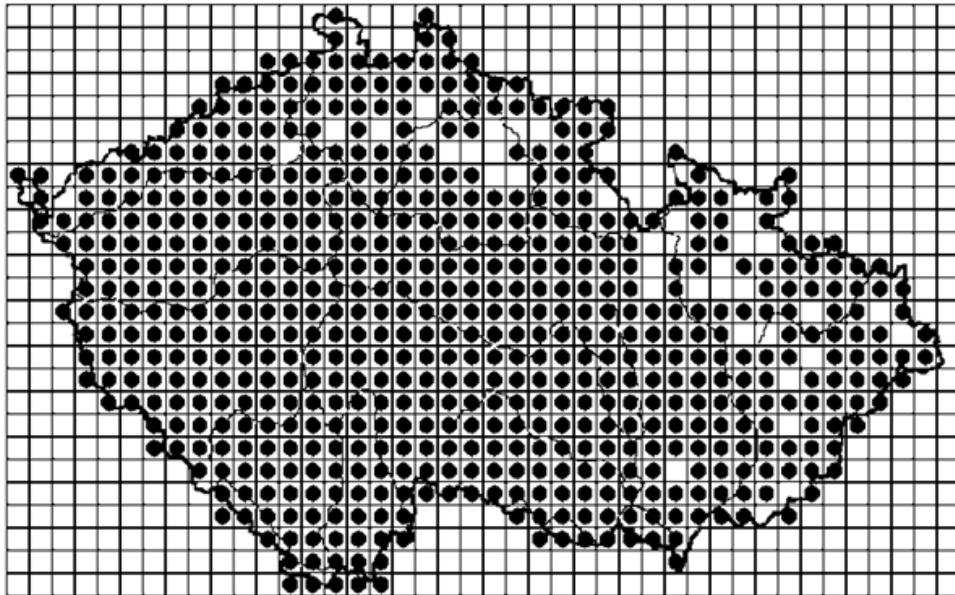


**Obr. 6** Ryšavka žltohrdlá (*Apodemus flavicollis*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.1.3 Ryšavka krovinná- *Apodemus sylvaticus*

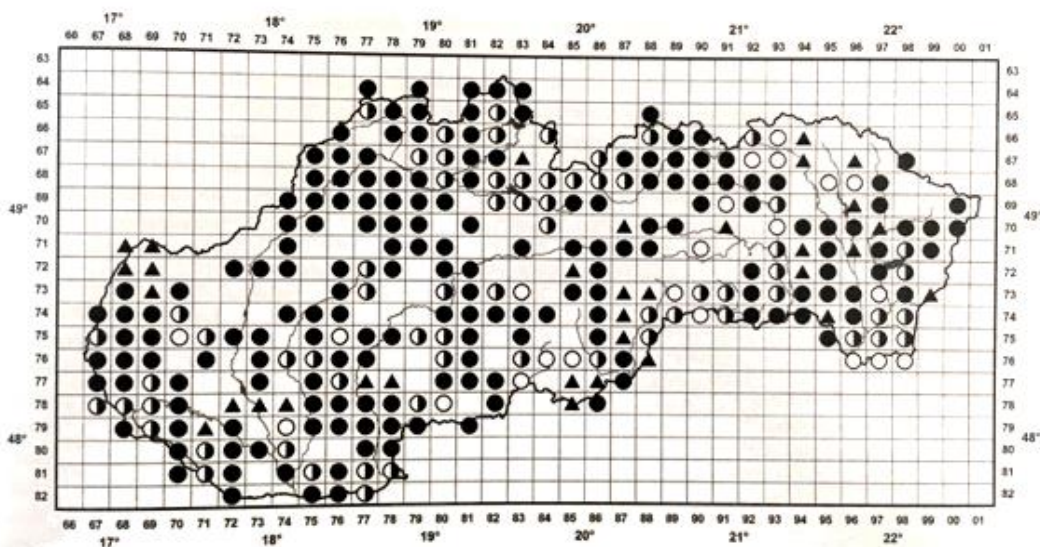
Ryšavka krovinná (*Apodemus sylvaticus*) je rozšírená v Európe, v severnej časti Afriky a na jednej lokalite v Malej Ázii. Patrí medzi najrozšírenejšie druhy drobných cicavcov v Európe (Baláž et al. 2013; Krištofik & Danko 2012).

V Českej republike, ako jeden z najbežnejších drobných cicavcov, žije prakticky všade od nížin až po pásma hôr (Anděra & Horáček 2005).



Obr. 7 Mapa rozšírenia *Apodemus sylvaticus* v Českej republike (Anděra 2021).

Ryšavka krovinná (*Apodemus sylvaticus*) je rozšírená na celom území Slovenska. Nájde ju v nížinách až po pásmo kosodrevín. V západnej a južnej časti stredného Slovenska je početnejšie zastúpená, než na ostatných územiach Slovenskej republiky. V niektorých častiach východného Slovenska je výskyt tohto druhu zriedkavejší (Mošanský 2012).



Obr. 8 Mapa rozšírenia *Apodemus sylvaticus* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).



Ryšavka krovinná osídľuje široké spektrum biotopov od nížin až po ihličnaté porasty stredných a vyšších polôh Slovenska zasahujúce až do Vysokých Tatier (Krištofík & Danko 2012). Celoročne môžeme vidieť ryšavku krovinnú sa vyskytovať aj v urbánnom prostredí ako sú mestské parky, záhrady (Mošanský 2012). Ryšavka krovinná (*Apodemus sylvaticus*) sa považuje za druh, ktorý osídľuje človekom zdevastované a obývané územia. Ide predovšetkým o podzemný druh, ktorý si dokáže spraviť hniezdo aj v dutinách stromov. *Apodemus sylvaticus* je nočný živočích (Baláž et al. 2013). Pre tento druh neexistujú žiadne väčšie hrozby, aj keď znečistenie olovom a agrochemikáliami môže mať miestne negatívne účinky (Schlitter et al. 2016).

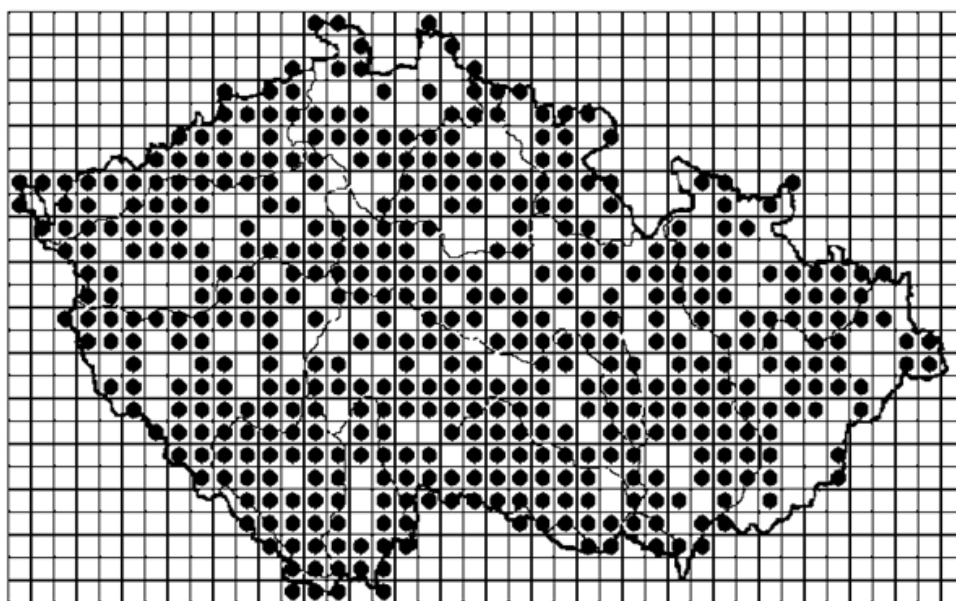


**Obr. 9** Ryšavka krovinná (*Apodemus sylvaticus*; Baláž et al. 2013).

#### **3.1.1.4 Hryzec vodný- *Arvicola amphibius***

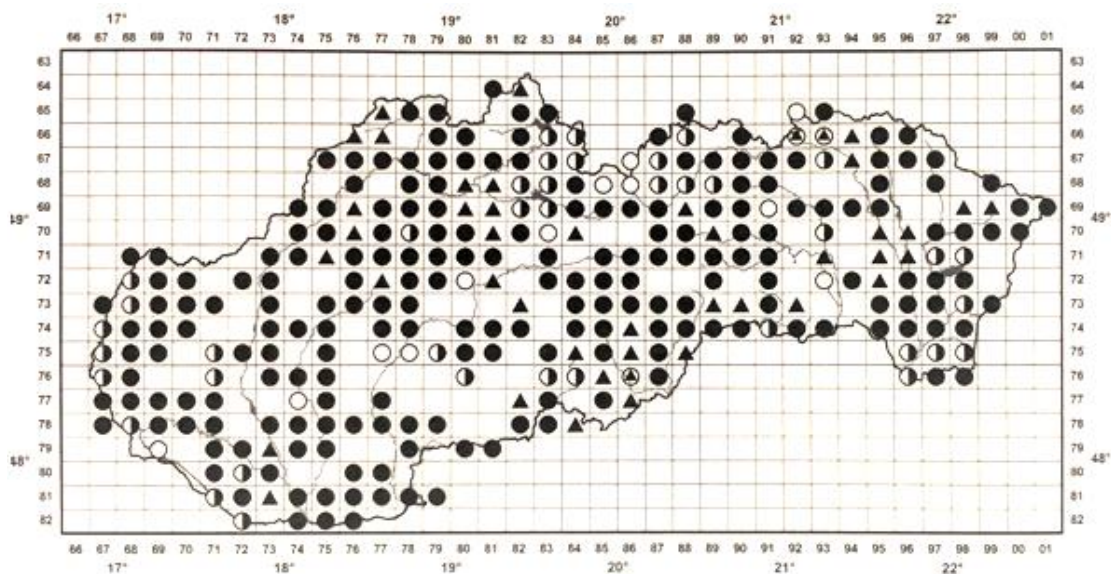
Hryzec vodný (*Arvicola amphibius*) je palearktický druh s výskytom od Veľkej Británie po oblasť na Sibíri a na severe od polárneho kruhu po Bajkalské jazero, ďalej severozápadnú Čínu, sever Aralského mora, severozápadný Irak, Irán a severný Izrael (Krištofík & Danko 2012). V Európe ide o bežne rozšírený druh s výnimkou Islandu, Írska, západného a južného Francúzska, Pyrenejského polostrova, južného Grécka a nevyskytuje sa vo vysokých nadmorských výškach Álp (Baláž et al. 2013).

V Českej republike sa na príhodných miestach vyskytuje všade od nížin až po najvyššie polohy hôr (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 10** Mapa rozšírenia *Arvicola amphibius* v Českej republike (Anděra 2021).

Hryzec vodný (*Arvicola amphibius*) sa vyskytuje pri vhodných stanovištiach na celom území Slovenska. Rozšírenie druhu je zaznamenané približne od nadmorskej výšky 95 m až do nadmorskej výšky 1350 m v Doline Široká vo Vysokých Tatrách (Krištofik & Danko 2012).



**Obr. 11** Mapa rozšírenia *Arvicola amphibius* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Hryzec vodný žije vo vlhších stanovištiach, vo vodných biotopoch v blízkosti brehov riek, stojatých ale aj pomaly tečúcich vôd s bohatým rastlinným porastom (Anděra & Horáček 2005). Hryzec vodný žije skrytým spôsobom života. Žije pod zemou, kde si hrabe sústavu podzemných chodieb. Ide o druh hlodavca, ktorý veľmi dobre pláva a dokáže sa aj potápať. Vzhľadom na tento spôsob života, niektoré vchody nôr sa môžu nachádzať pod vodnou hladinou. Počas zimy nehibernuje (Baláž et al. 2013). Hryzec vodný (*Arvicola amphibius*) pravidelne preniká do ľudských obydľí, do záhrad a sádov. Najčastejšie navštevované typy

biotopov v ľudských obydliach sú rieky a potoky v parkoch, športoviskách a mestských rezerváciách (Leivesley et al. 2021). Poklesy populácií v niektorých častiach západnej Európy sa pripisujú strate biotopu, znečisteniu vody a predácii. Fragmentácia populácie je výraznejšia u stredomorských populácií v dôsledku zvýšenej suchosti (Batsaikhan et al. 2021).



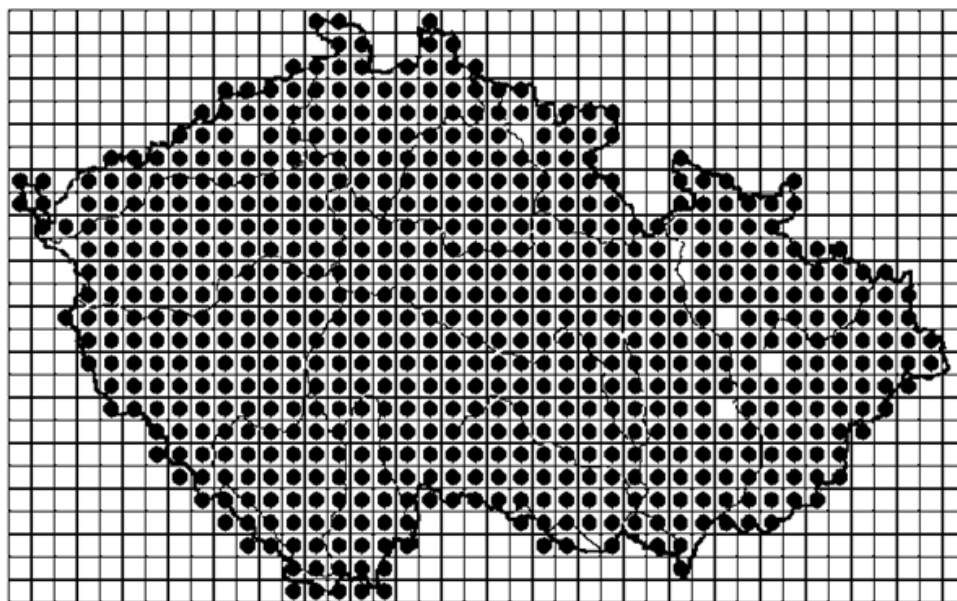
**Obr. 12** Hryzec vodný (*Arvicola amphibius*; Baláž et al. 2013).

#### **3.1.1.5 Hrdziak lesný- *Clethrionomys glareolus***

Druh hrdziak lesný je rozšírený od Britských ostrovov cez celú Európu až po Bajkalské jazero. Na severe sa hrdziak lesný vyskytuje od polárneho kruhu až na juh po pohoria Sajan a Ťan-Šan, po severný Kazachstan a sever Malej Ázie (Baláž et al. 2013). V Európe výskyt druhu je na severe od polárneho kruhu až na juh po Španielsko, Taliansko, Grécko a na Balkánskom polostrove. Na Islande a na ostrovoch v mediteránnej oblasti sa nevyskytuje (Krištofik & Danko 2012).

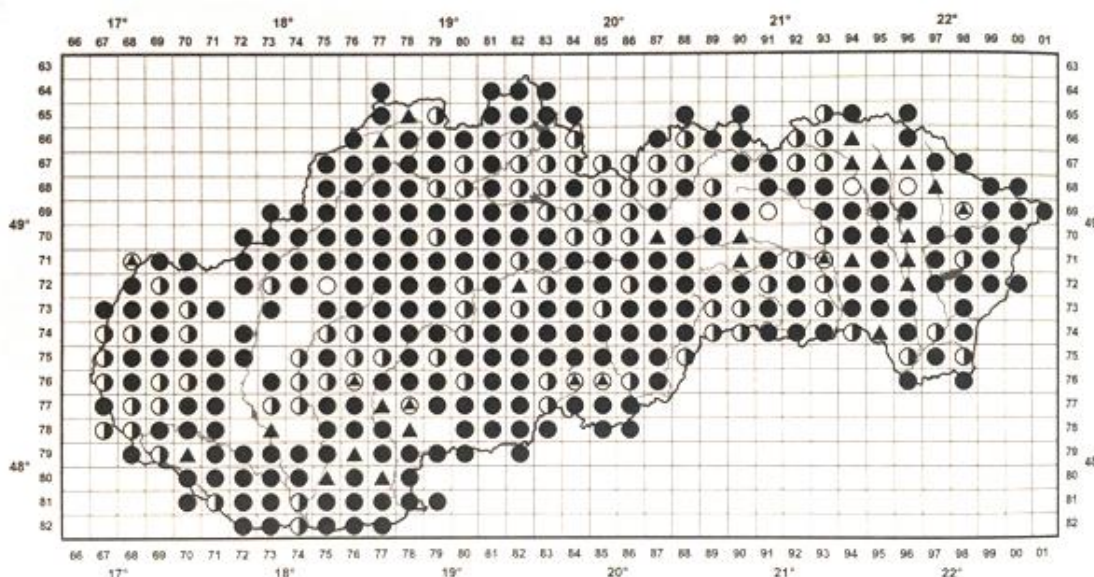
Hrdziak lesný (*Clethrionomys glareolus*) sa v Českej republike nachádza na celom území. Tento druh môžeme nájsť od nížin po hrebene hôr, kde vystupuje aj nad hornú hranicu lesa (Anděra & Gaisler 2012).





**Obr. 13** Mapa rozšírenia *Clethrionomys glareolus* v Českej republike (Anděra 2021).

Hrdziak lesný sa nachádza na celom území Slovenskej republiky. Vyskytuje sa v miestach od nížin až po vysoké hory. Poznatky o výskyte druhu sú predovšetkým získané odchytmi a osteologickými nálezmi vo vývržkoch sov (Krištofik & Danko 2012).



**Obr. 14** Mapa rozšírenia *Clethrionomys glareolus* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Hrdziak lesný obýva široké spektrum biotopov. Rozširuje sa vo všetkých vegetačných stupňoch, predovšetkým sa vyskytuje v lesoch, v rašeliniskách, v porastoch trsti, vo vinohradoch a výskyt bol zistený i v rôznych typoch rozptýlenej drevinnej vegetácie (Balestrieri et al. 2017). Hrdziak lesný uprednostňuje vlhšie biotopy a jeho početnosť ovplyvňuje lesný hustý porast, zatiemenosť a výrub lesa (Anděra & Horáček 2005). Ide o druh, ktorý je aktívny cez deň i v noci a pod lístím si vyhrabáva systém plytkých chodieb. Počas zimy nehibernuje a pri extrémnych zimách sa sťahuje do ľudských obydľí (Baláž et al. 2013).

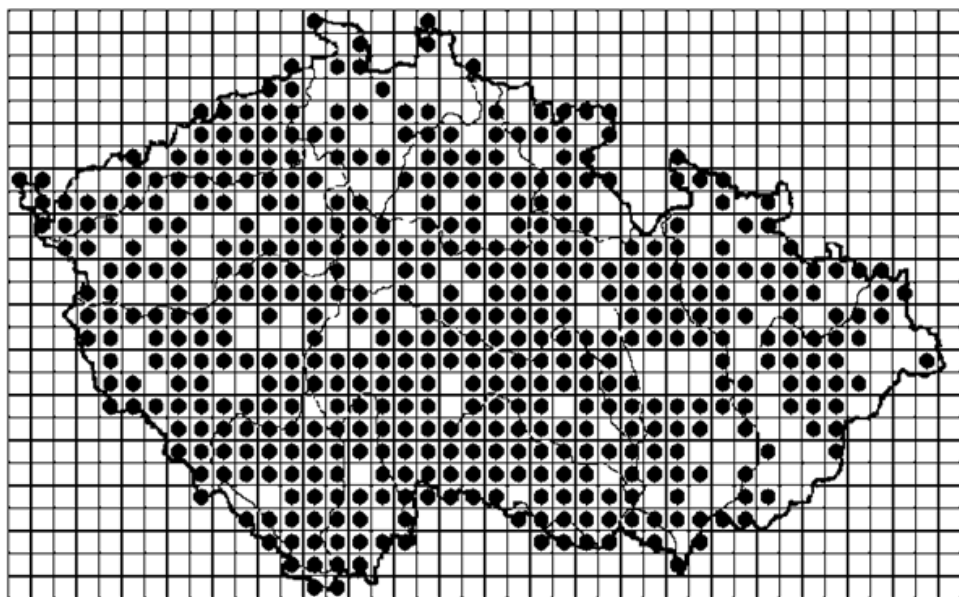


**Obr. 15** Hrdziak lesný (*Clethrionomys glareolus*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.1.6 Myška drobná- *Micromys minutus*

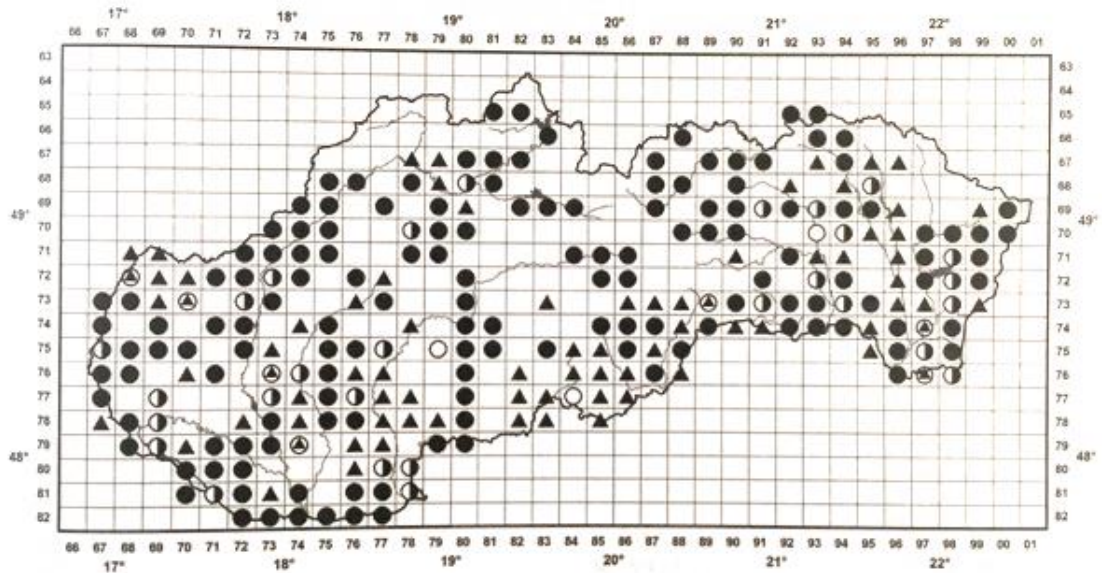
Rozšírenie druhu myška drobná (*Micromys minutus*) je od orientálnej oblasti cez Japonsko a palearktickú oblasť do západnej Európy (Krištofik & Danko 2012). V Európe je druh rozšírený vo východnej a strednej časti. Myška drobná sa lokálne vyskytuje na Balkáne a na Islande, v Írsku, Nórsku, v Alpách, v strednej a južnej časti Talianska. Na ostrovoch v mediteránnej oblasti sa tento druh nevyskytuje (Baláž et al. 2013).

V Českej republike je výskyt myšky drobnej ovplyvnený a závislý predovšetkým od ponuky stanovišť a od nadmorskej výšky. Pomerne bežný výskyt je do 500-600 m n. m. (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 16** Mapa rozšírenia *Micromys minutus* v Českej republike (Anděra 2021).

Myška drobná sa nachádza na celom území Slovenskej republiky, od nížin až do nadmorských výšok 600-800 metrov. Výnimočne sa tento druh môže vyskytovať aj vo vyšších polohách (Krištofík & Danko 2012).



**Obr. 17** Mapa rozšírenia *Micromys minutus* na Slovensku (Krištofík & Danko 2012).

Biotop myšky drobnej (*Micromys minutus*) tvoria prevažne vlhké, nížinné miesta, brehy riek a močiarov. Nájdeme ju v miestach s vyššou bylinnou vegetáciou, na okolitých poliach a okrajoch lesov. Myška drobná zostáva aktívna počas celého roka a je typická svojou dennou aktivitou (Baláž et al. 2013; Vogel & Gander 2020). Druh sa prispôbil tiež rôznym antropogénnym biotopom, vrátane záhrad a ornej pôdy, drenážnych jarkov a obilných alebo ryžových polí. Má vysokú toleranciu voči narušeným biotopom (Haberl & Kryštufek 2003). Neexistujú žiadne vážne ohrozenia prežitia druhu, aj keď v niektorých oblastiach došlo k poklesu miestnej populácie v dôsledku straty a degradácie mokrad'ových biotopov (Kryštufek et al. 2016).



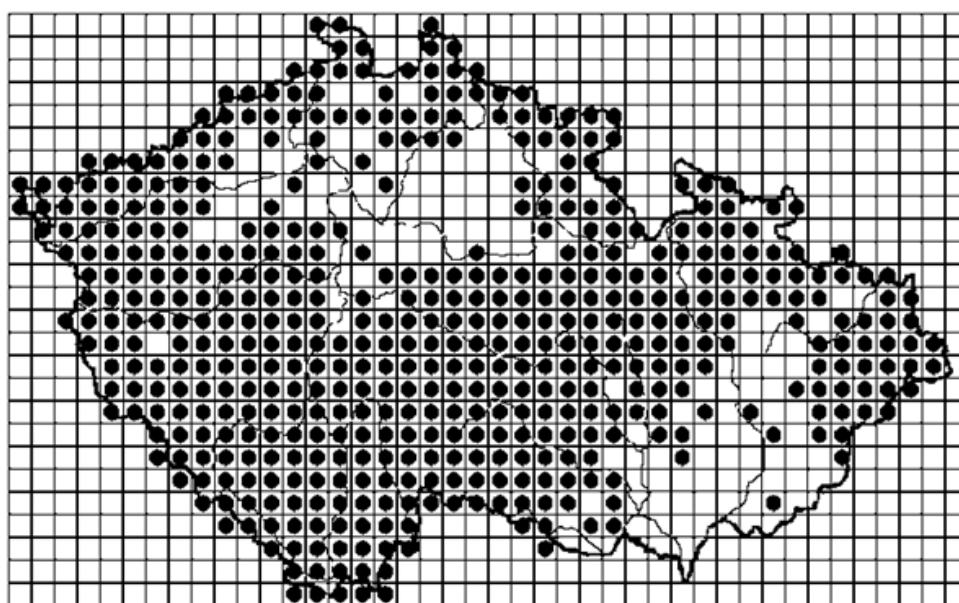
**Obr. 18** Myška drobná (*Micromys minutus*, Baláž et al. 2013).



### 3.1.1.7 Hraboš močiarny- *Microtus agrestis*

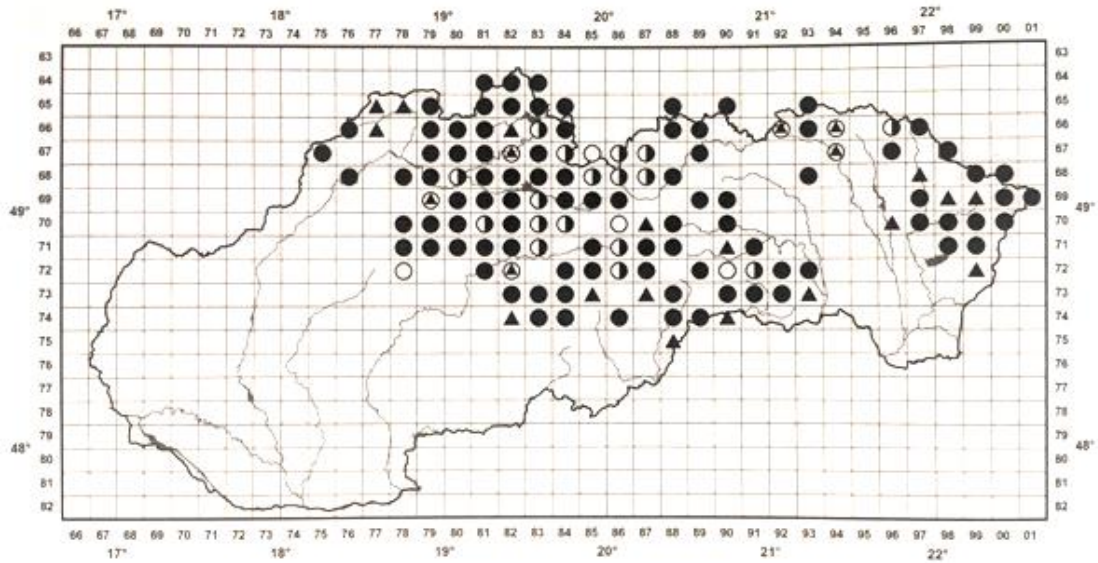
Hraboš močiarny (*Microtus agrestis*) je palearktický druh, ktorý sa vyskytuje od západnej Európy po jazero Bajkal. Ide o druh, ktorý má rozšírenie na celom území Európy až na Island, Írsko, nížiny v centrálnej a juhovýchodnej Európe a časť Ruska (Baláž et al. 2013; Krištofik & Danko 2012).

V Českej republike hraboš močiarny obýva polohy od 140 m n. m. do 1600 m n. m. Výskyt nebol zistený v nížinách stredných i východných Čiech a južnej Moravy (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 19** Mapa rozšírenia *Microtus agrestis* v Českej republike (Anděra 2021).

Na Slovensku má hraboš močiarny nerovnomerný, ostrovčekový výskyt v podhorských a horských oblastiach (Baláž et al. 2013). Rozšírený je na západe od pohorí Javorníky a Západné Beskydy. Juhozápadná hranica rozšírenia je tvorená pohoriami Malej Fatry, Žiarom, Poľanou, Veporskými vrchmi, Revúckou vrchovinou a Slovenským krasom. Na juhovýchodnej hranici je rozšírený pri Volovských vrchoch a pri Čiernej hore. Rozšírenie hraboša močiarného na Slovensku je od nadmorských výšok približne 294 m až do nadmorských výšok 1680-1700 m v Bystrej doline a 1700-1750 m v oblasti Nízkych Tatrách (Krištofik & Danko 2012).



**Obr. 20** Mapa rozšírenia *Microtus agrestis* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Hraboš močiarny sa vyskytuje v širokej škále biotopov vrátane trávnatých porastov, lesov, horských vresovísk, dún, močiarov, rašelinísk a brehov riek. Druh uprednostňuje vlhké oblasti s chladnejšou mikroklimou a hustejším bylinným a trávnatým porastom. Vyskytuje sa na mnohých antropogénnych biotopoch vrátane lúk, okrajov polí a mladých lesných plantáží, chýba však v silne spásaných oblastiach (Mathias et al. 2017; Zima 1999). V lete žije v blízkosti vôd a v zime sa sťahuje na suchšie miesta. Hraboš močiarny má dennú aj nočnú aktivitu (Baláž et al. 2013).



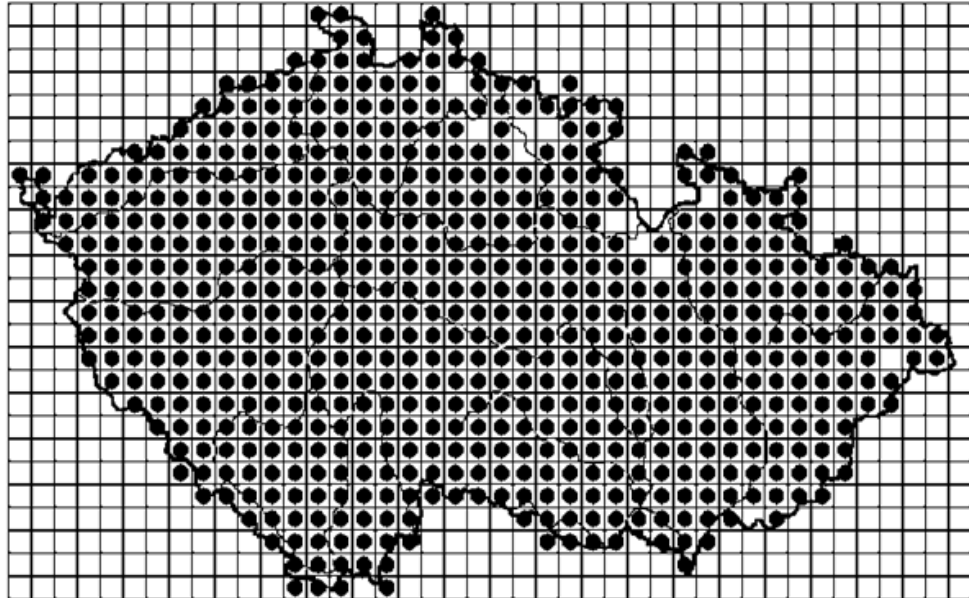
**Obr. 21** Hraboš močiarny (*Microtus agrestis*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.1.8 Hraboš poľný- *Microtus arvalis*

Hraboš poľný (*Microtus arvalis*) je európsky endemit. Druh je kontinuálne rozšírený od pobrežia Atlantického oceánu cez Francúzsko až do centrálnej časti Ruska s izolovanou populáciou na Pyrenejskom polostrove (Baláž et al. 2013).

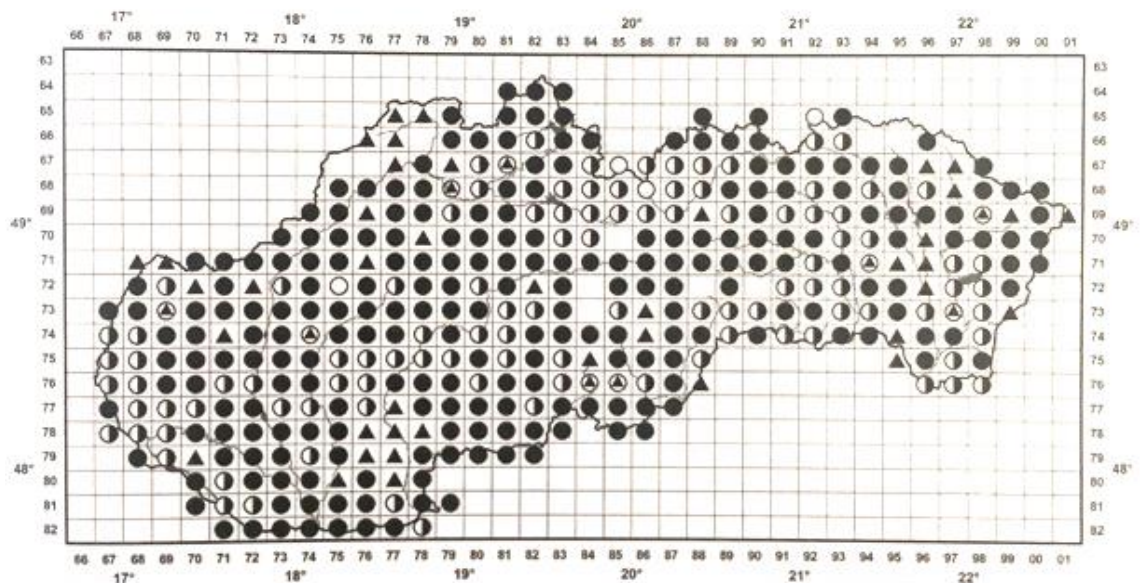


Rozšírenie druhu je na celom území Českej republiky. Vyskytuje sa pri odlesnených horských údoliach, pozdĺž ciest a preniká aj nad hornú hranicu lesa. Napríklad v Krkonošiach žije pod vrcholom Sněžky (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 22** Mapa rozšírenia *Microtus arvalis* v Českej republike (Anděra 2021).

Hraboš poľný patrí medzi najhojnejšie zastúpené hlodavce na Slovensku. Ide o druh, ktorý obýva najmä bezlesé oblasti Slovenskej republiky. Vyskytuje sa od nížin až po alpske lúky v Tatrách (Krištofík & Danko 2012). Je rozšírený od nadmorských výšok 100 m až do 2100 m. Vyskytuje sa vo veľkom počte, predovšetkým na poliach, lúkach a pastvinách v nížinných oblastiach (Baláž et al. 2013).



**Obr. 23** Mapa rozšírenia *Microtus arvalis* na Slovensku (Krištofík & Danko 2012).

Hraboš poľný sa vyskytuje v širokej škále otvorených biotopov. Nachádza sa na suchých stanovištiach, nepodmáčaných lúkach, pastvinách, v podhorských a v horských oblastiach. V hojnom počte ho môžeme nájsť aj v poľnohospodárskych oblastiach. Na niektorých územiach je považovaný za vážneho poľnohospodárskeho škodcu (Jacob et al. 2014).

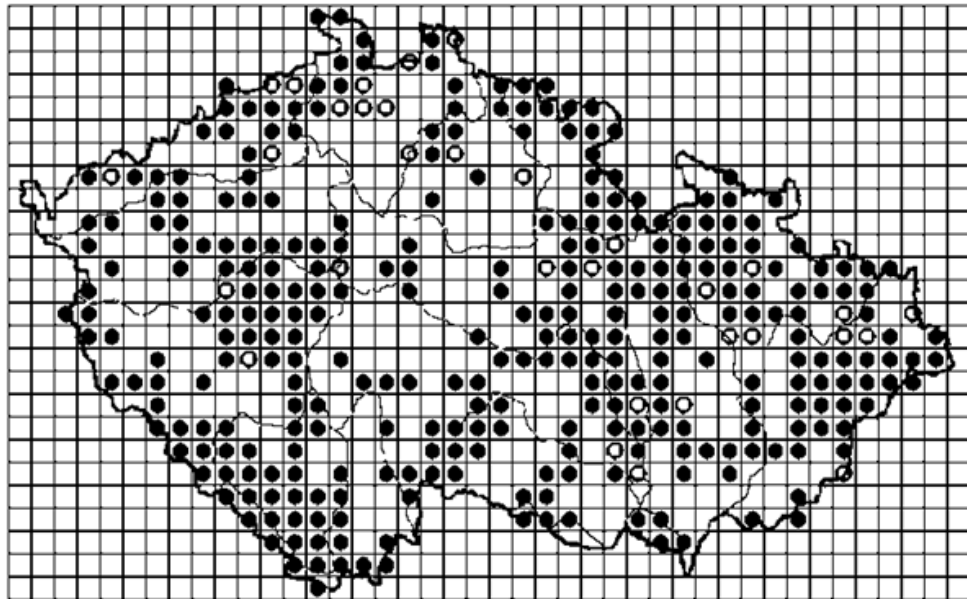


**Obr. 24** Hraboš poľný (*Microtus arvalis*; Baláž et al. 2013).

#### **3.1.1.9 Pĺšik lieskový- *Muscardinus avellanarius***

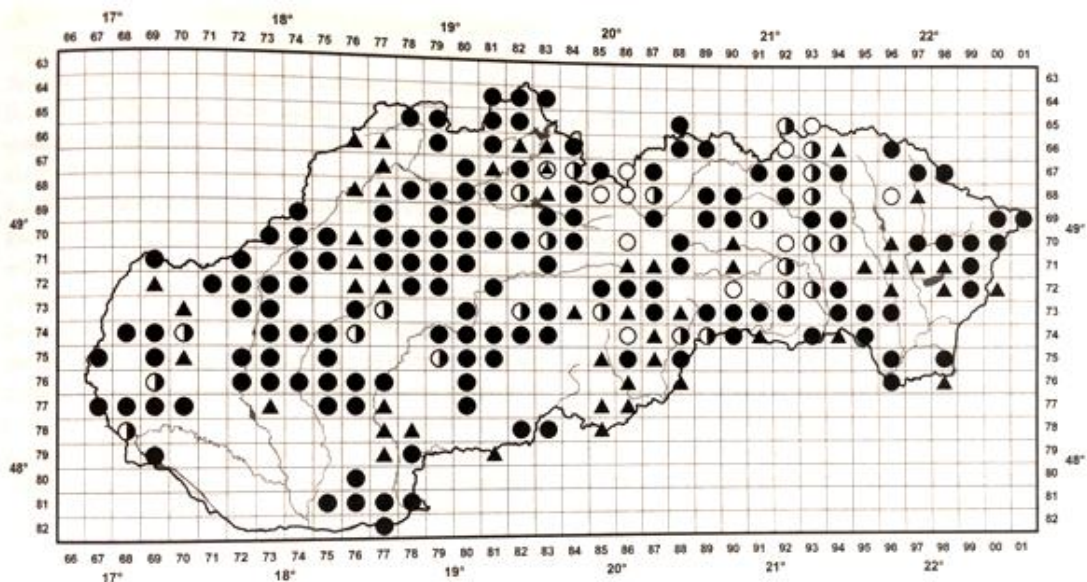
Pĺšik lieskový sa vyskytuje v severnom Turecku a v Európe. Areál rozšírenia pĺšika lieskového je od južného Anglicka a Francúzska cez celú strednú a východnú časť Európy. Výskyt druhu pokračuje ďalej cez časť Ruska až po riekou Volgu a od mediteránnej oblasti po južné Švédsko. Druh sa nevyskytuje na Pyrenejskom polostrove (Krištofik & Danko 2012).

Pĺšik lieskový sa v Českej republike vyskytuje bežne, hoci v menšej populačnej hustote. Nachádza sa na väčšine územia Českej republiky, v horách až v pásme kosodreviny do nadmorskej výšky 1400 m (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 25** Mapa rozšírenia *Muscardinus avellanarius* v Českej republike (Anděra 2021).

Píšík lieskový sa na Slovensku vyskytuje v podhorských a horských oblastiach do nadmorskej výšky 1900 m (Krištofik & Danko 2012). V minulosti sa vyskytoval aj v nížinných a pahorkatinových oblastiach, avšak kvôli výrubom stromov nastala na týchto územiach fragmentácia populácie. V súčasnosti sa v nížinách a pahorkatinách vyskytuje mozaikovito. Píšíka lieskového môžeme nájsť aj v oblasti lužných lesov, čo súvisí s hibernáciou tohto druhu (Baláž et al. 2013; Csanády & Krišovský 2014).



**Obr. 26** Mapa rozšírenia *Muscardinus avellanarius* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Píšík lieskový (*Muscardinus avellanarius*) obýva listnaté, zmiešané a ojedinele i ihličnaté lesy. Obľubuje okraje týchto lokalít, rúbaniska a polomy. Nájsť ho môžeme aj v bohatých bylinných a krovinných porastoch, hlavne pri porastoch malinčia, ostružiny a liesok (Krištofik & Danko 2012). Píšík lieskový sa vyhýba otvorenej krajine a lúčnemu



prostrediu. Ide o nočného živočícha, ktorý sa prevažne zdržiava na stromoch. Počas zimy hibernuje na zemi schúlený do klobka. Pľšík lieskový citlivo reaguje na chlad a pri tuhých zimách má vysokú úmrtnosť (Dobroruka & Berger 2004).

Stav ochrany:

Podľa zákona NR SR č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov v spojení s vyhláškou Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 24/2003, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov patrí pľšík lieskový medzi chránené druhy európskeho významu a jeho spoločenská hodnota predstavuje 99,58 €. Druh je zaradený do prílohy III. Bernského dohovoru o európskych voľne žijúcich organizmoch a v prílohe IV. Smernice rady č 92/93/EHS o ochrane voľne žijúcich živočíchov.

V severozápadných častiach rozsahu druhov je veľkou hrozbou fragmentácia biotopov v dôsledku lesníctva, urbanizácie a poľnohospodárstva (Hutterer et al. 2016).

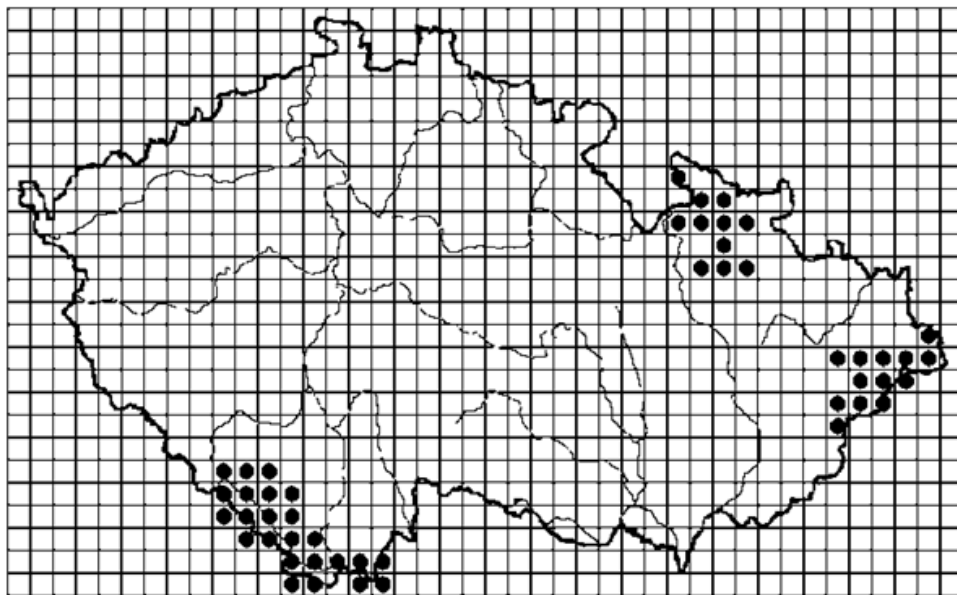


**Obr. 27** Pľšík lieskový (*Muscardinus avellanarius*; Baláž et al. 2013).

#### **3.1.1.10 Myšovka horská- *Sicista betulina***

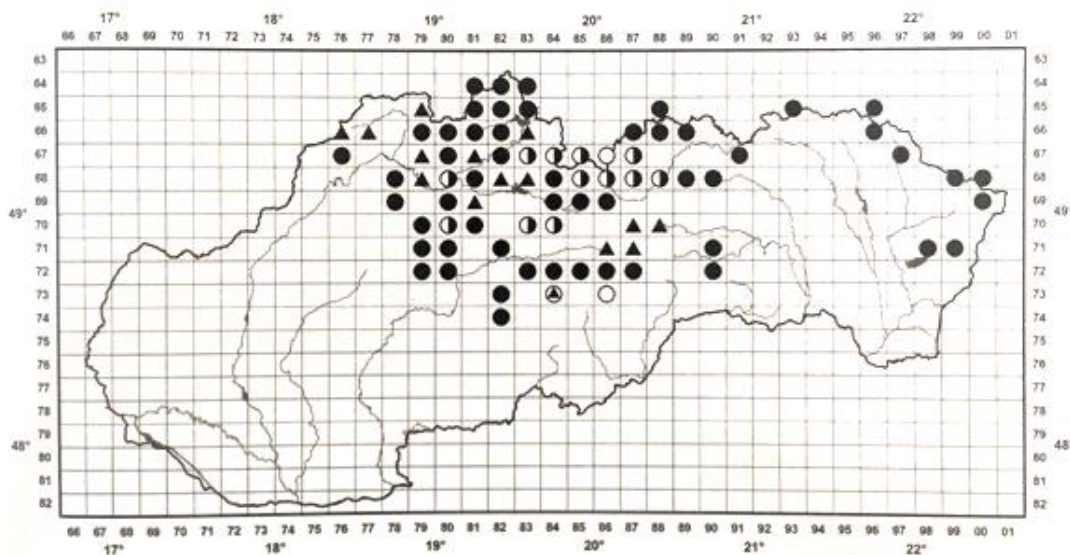
Myšovka horská je palearktický druh, ktorý sa takmer po celej Európe vyskytuje ostrovčekovite. V Európe sa jej rozšírenie sústreďuje do severnej, centrálnej a východnej časti kontinentu a má izolovaný charakter (Krištofik & Danko 2012). Hranica rozšírenia na severe prebieha od Dánska, cez južné Nórsko, Švédsko, Fínsko, Rusko a južná hranice ide od Rakúska, cez Nemecko, Českú republiku, Slovensko, severnú Ukrajinu a severné Rumunsko (Baláž et al. 2013).

V Českej republike žije v juhovýchodnej časti Pošumaví, v Novohradských horách, na Králickom Snežníku a na mnohých miestach severnej Moravy a Sliezska, vo Východných Sudetoch a Západných Karpatoch. Rozšírenie v nadmorských výškach spadá do rozmedzia 450 m až 1430 m (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 28** Mapa rozšírenia *Sicista betulina* v Českej republike (Anděra 2021).

Výskyt myšovky horskej v Slovenskej republike prechádza hranicami na severe cez Oravské Beskydy a na východe cez Bukovské vrchy Vihorlaty. Rozšírenie druhu na západe prechádza cez Turzovsku vrchovinu, Javorníky a na juhu cez Poľanu (Krištofik & Danko 2012).



**Obr. 29** Mapa rozšírenia *Sicista betulina* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Rozsah výskytu druhu myšovky pokrýva rôzne biotopy vrátane boreálnych a horských lesov, subalpínskych lúk a tundry. V Rumunsku sa druh vyskytuje v brezovom a borovicovom lese s hustou prízemnou vegetáciou. V Nemecku sa vyskytuje v alpských oblastiach a v lesných rašeliniskách. Predpokladá sa, že tento druh trávi letné mesiace na vlhkom lúčnom prostredí a v zime sa sťahuje do lesov. V podzemných norách hibernuje najmenej šesť mesiacov a počas tejto doby stratí až polovicu svojej hmotnosti (Meinig et al. 2016). Na Slovensku sa myšovka

horská vyskytuje v oblastiach s prirodzeným areálom smreka alebo v kombinácii lesných typov s porastmi buka, smreka, jedle a rozšírenie môže presahovať až do kosodrevinového vegetačného stupňa (Krištofik & Danko 2012).

Stav ochrany:

Podľa Vyhlášky MŽP SR č. 24/2003, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny a v zmysle neskorších predpisov patrí medzi druhy európskeho významu a je ohodnotená spoločenskou hodnotou 663,87 €. Na základe Bernského dohovoru, prílohy II. bola myšovka horská zaradená medzi chránené živočíchy, ktoré musia mať zabezpečenú osobitnú ochranu jedincov a ich stanovišť. Zároveň jej ochrana spadá pod Smernicu 92/43/EEC o ochrane prírodných biotopov a voľne žijúcej fauny a flóry (Habitats Directive), príloha IV., ktorá vyžaduje pre tu evidované druhy, prísnu ochranu.

V súčasnosti poľnohospodárstvo pre myšovku horskú môže byť problémom v severnej časti areálu výskytu. V Nemecku a v Rumunsku je hlavnou hrozbou odlesňovanie (Meinig et al. 2016).



**Obr. 30** Myšovka horská (*Sicista berlina*; Baláž et al. 2013).

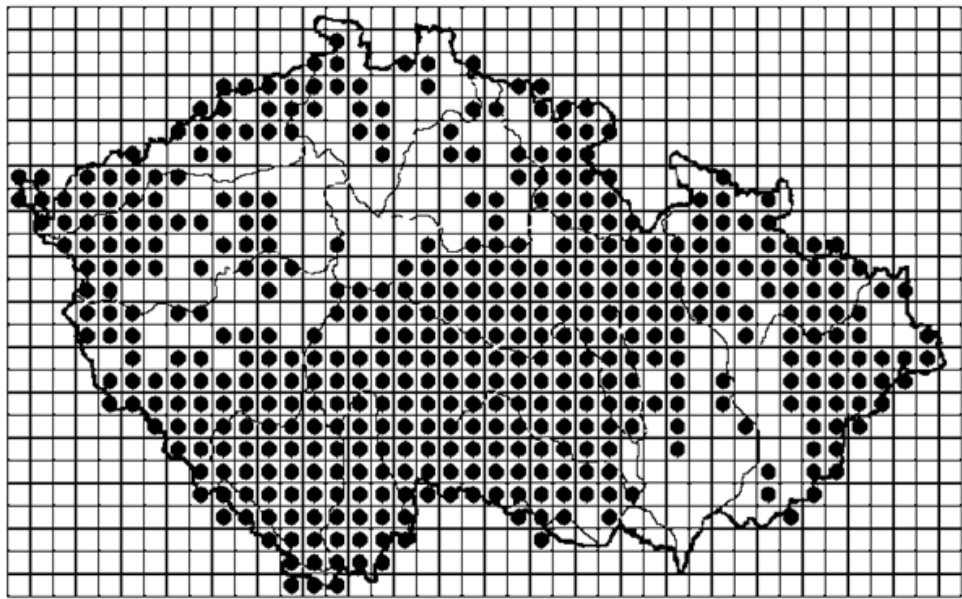
### 3.1.2 Piskory (Soricomorpha)

Zástupcovia skupiny Soricomorpha sú prevažne malé drobné cicavce s nízkou pretiahnutou lebkou, bez alebo len so slabými jarmovými oblúkmi a pohyblivým rypáčikom. Sú to typický ploskochodci s pomerne krátkymi prednými a zadnými končatinami. Živia sa hmyzom a inými drobnými živočíchmi (Ambros et al. 2005). Orientujú sa predovšetkým pomocou čuchu a pri niektorých druhov piskora bolo dokázané vydávanie ultrazvuku a veľmi jednoduchá forma echolokácie. Väčšina druhov je terestrická. Niektoré druhy môžu byť prispôsobené podzemnému alebo polovodnému spôsobu života. Živočíchy sú aktívne za šera a v noci. Skupina má viac ako 420 druhov a vyskytujú sa s výnimkou arktickej oblasti, Austrálie a južnej časti Ameriky na všetkých ostatných kontinentoch (Krištofik & Danko 2012).

### 3.1.2.1 Dulovnica menšia- *Neomys anomalus*

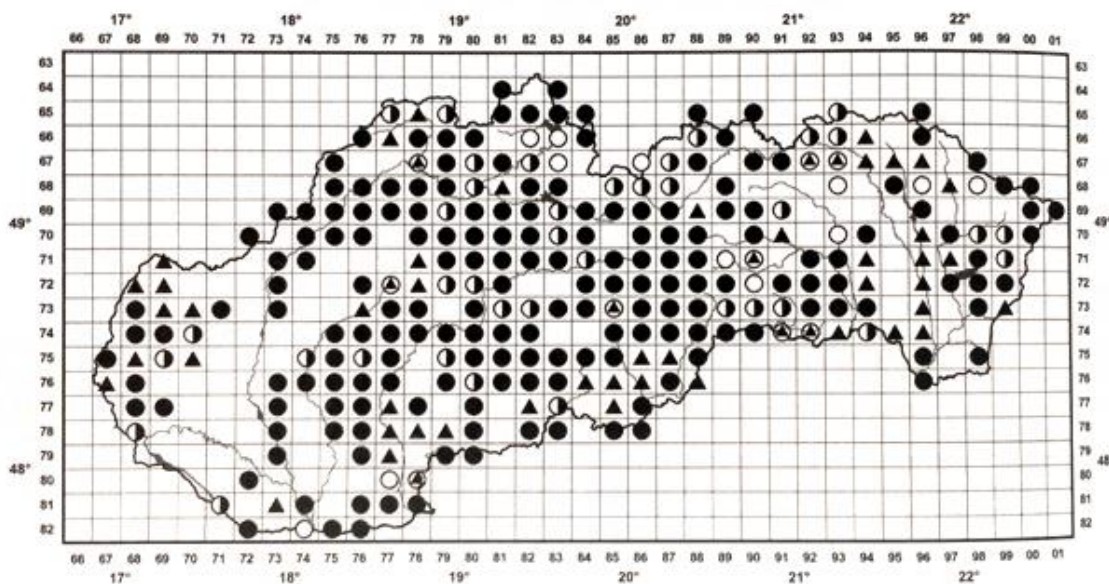
Dulovnica menšia má nesúvislý areál rozšírenia v mediteránnej a miernej časti Európy. Druh sa nevyskytuje na Islande, vo Veľkej Británii, v Holandsku, v Dánsku, v Škandinávii, v pobaltských republikách a na ostrovoch v mediteránnej oblasti (Baláž et al. 2013; Krištofík & Danko 2012).

V Českej republike bola dulovnica menšia spočiatku považovaná za vzácny druh. V súčasnosti sa vie, že až na výnimku nížin žije na väčšine územia. Ťažisko výskytu v Českej republike je v pahorkatinách, vrchovinách a podhorských oblastiach (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 31** Mapa rozšírenia *Neomys anomalus* v Českej republike (Anděra 2021).

Dulovnica menšia (*Neomys anomalus*) sa pri vhodných stanovištiach vyskytuje takmer po celom území Slovenskej republiky (Baláž et al. 2013). Nachádza sa od nížin až po pásmo kosodreviny, najmä v podhorských oblastiach. Najmenej dokladov o výskytu druhu je na západnom Slovensku (Krištofík & Danko 2012).



**Obr. 32** Mapa rozšírenia *Neomys anomalus* na Slovensku (Krištofík & Danko 2012).

Dulovnica menšia nie je úzko viazaná na vodné prostredie a nie je moc dobrý plavec (Baláž et al. 2013). Vyhľadáva podmáčané a vlhké miesta s dostatkom bujnej vegetácie, močáre a zaplavované územia. Vyskytovať sa tiež môže v rozptýlenej drevinovej zeleni, v lesoch a v niektorých prípadoch sa môže dostať i do hospodárskych objektov (Krištofík & Danko 2012; Anděra & Horáček 2005). Hlavnou hrozbou pre tento druh je strata biotopu. V mnohých častiach jeho rozsahu sú mokrade zničené a rozdrobené v dôsledku ťažby vody, kanalizácie potokov, poľnohospodárstva, výstavby ciest a iných ľudských aktivít. Kvalitu vody často zhoršujú poľnohospodárske chemikálie, priemyselné odpadové vody a splašky (Hutterer et al. 2016).

Stav ochrany:

Podľa vyhlášky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 579/2008, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny, patrí dulovnica menšia medzi druhy národného významu, na ochranu ktorých sa vyhlasujú chránené územia. Patrí do zoznamu chránených živočíchov a spoločenská hodnota druhu bola stanovená na 165,97 €. Na základe Bernského dohovoru prílohy III bola dulovnica menšia zaradená medzi chránené druhy živočíchov, ktoré môžu byť využívané za predpokladu, že využívanie je regulované a neohrozí populácie týchto živočíchov.



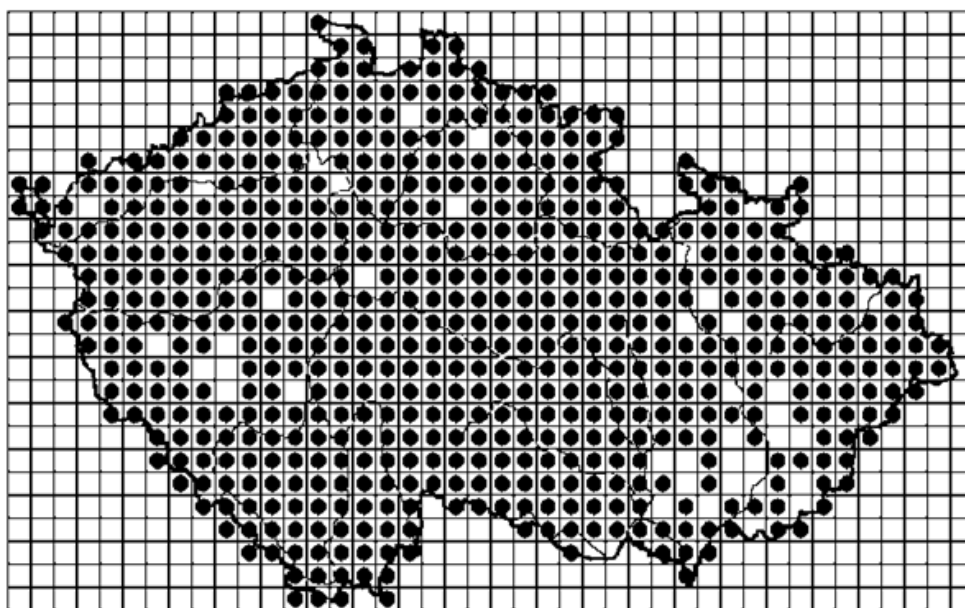


Obr. 33 Dulovnica menšia (*Neomys anomalus*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.2.2 Dulovnica väčšia- *Neomys fodiens*

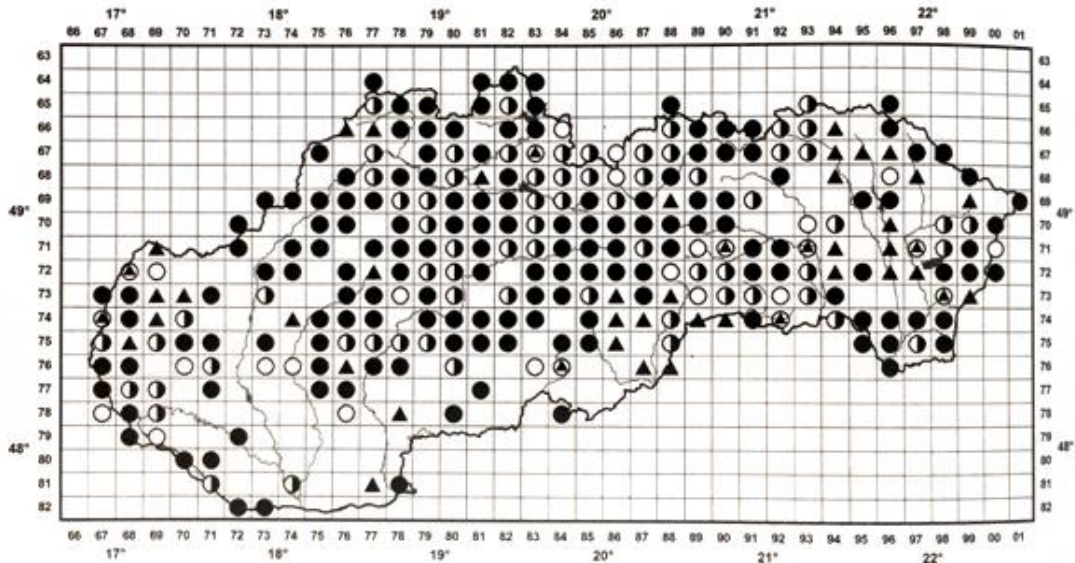
Dulovnica väčšia (*Neomys fodiens*) je palearktický druh, ktorý sa vyskytuje takmer v celej Európe (Baláž et al. 2013). V Ázii sa vyskytuje po pohorie Ťan- Šan cez severozápadné Mongolsko, Jilin a Severnú Kóreu. Dulovnica väčšia chýba na Islande, v Írsku, v strednej a južnej časti Pyrenejského polostrova, v južnej časti Apeninského polostrova, v južnej časti Balkánskeho polostrova a na ostrovoch v mediteránnej časti (Krištofik & Danko 2012).

V Českej republike nájdeme dulovnicu väčšiu všade, vyskytuje sa od nížin až po pohoria (Anděra & Horáček 2005).



Obr. 34 Mapa rozšírenia *Neomys fodiens* v Českej republike (Anděra 2021).

Rozšírenie dulovnice väčšej je prakticky po celom území Slovenskej republiky. Vyskytuje sa od nadmorských výšok 150 m až do 1450 m (Krištofik & Danko 2012). Málo údajov o výskyte tohto druhu je z niektorých oblastí západného a z južnej časti stredného Slovenska. V Myjavskej pahorkatine a v južnej časti Trnavskej pahorkatiny chýbajú údaje o výskyte dulovnice väčšej (Baláž et al. 2013; Anděra & Horáček 2005).



Obr. 35 Mapa rozšírenia *Neomys fodiens* na Slovensku (Krištofík & Danko 2012).

Dulovnica väčšia (*Neomys fodiens*) patrí medzi semiakvatické druhy živočíchov. Žije na brehoch tečúcich i stojatých vôd. Pre živobytie vyhľadáva čisté vodné toky, brehy, bystriny a potoky. Druh uprednostňuje nízke členité brehy, ale nájdeme ju aj v rybníkoch a močiaroch. Dulovnicu väčšiu môžeme nájsť i na lúkach a v lesoch. *Neomys fodiens* výborne pláva a potápa sa (Baláž et al. 2013; Krištofík & Danko 2012). Loví na pevnine i vo vode rôzne bezstavovce, vrátane kôrovcov a občas môže uloviť i malé ryby a obojživelníky. Druh je charakteristický tým, že veľkú korisť paralyzuje jedovatými slinami. Ide o vysoko teritoriálny druh živočicha (Kowalski & Rychlik 2018). Ohrozením pre dulovnicu väčšiu je strata mokrad'ových biotopov odvodňovaním, vývojom a premenou na poľnohospodársku pôdu a ničením prirodzenej vegetácie na okraji vody. Všetky tieto aspekty môžu mať negatívny vplyv na tento druh. Môže dôjsť ku zníženiu potravných zdrojov, kvôli okysľovaniu a znečisťovaniu vody pesticídmi, hnojivami a splaškami (Hutterer et al. 2016).

Stav ochrany:

Podľa vyhlášky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 579/2008, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny, patrí dulovnica väčšia medzi druhy národného významu, na ochranu ktorých sa vyhlasujú chránené územia. Patrí do zoznamu chránených živočíchov a spoločenská hodnota druhu bola stanovená na 165,97 €. Na základe Bernského dohovoru prílohy III bol *Neomys fodiens* zaradený medzi chránené druhy živočíchov, ktoré môžu byť využívané za predpokladu, že využívanie je regulované a neohrozí populácie týchto živočíchov.

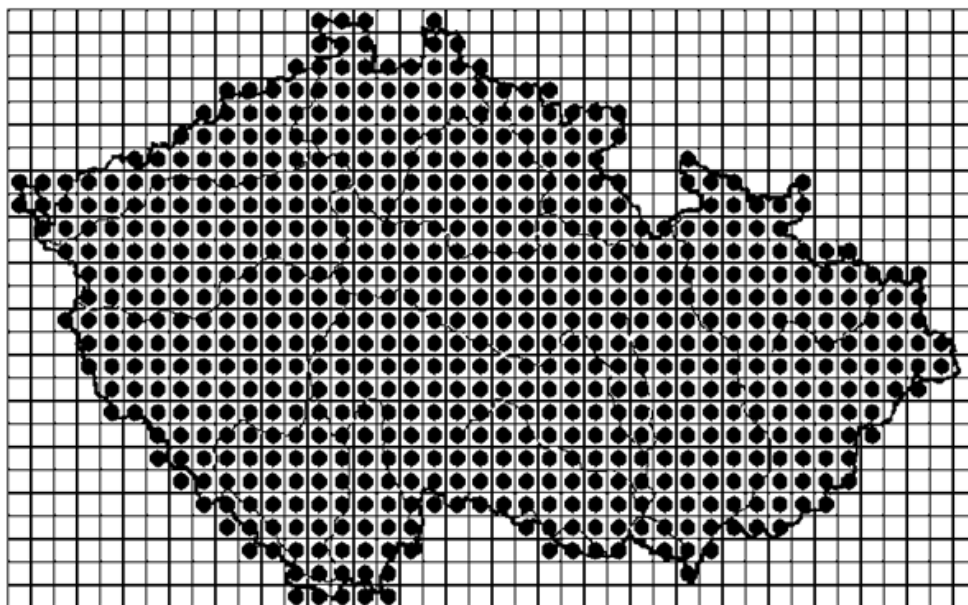


**Obr. 36** Dulovnica väčšia (*Neomys fodiens*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.2.3 Piskor obyčajný- *Sorex araneus*

Piskor obyčajný sa vyskytuje od severného pobrežia palearktiskej oblasti juhovýchodným smerom až po Bajkalské jazero (Baláž et al. 2013). Chýba v miestach suchých stepí a púštnych oblastí. V Európe ide o rozšírený druh živočicha. V Ázii druh nájdeme napríklad v Číne, Mongolsku, v Malej Ázii a Rusku (Krištofik & Danko 2012).

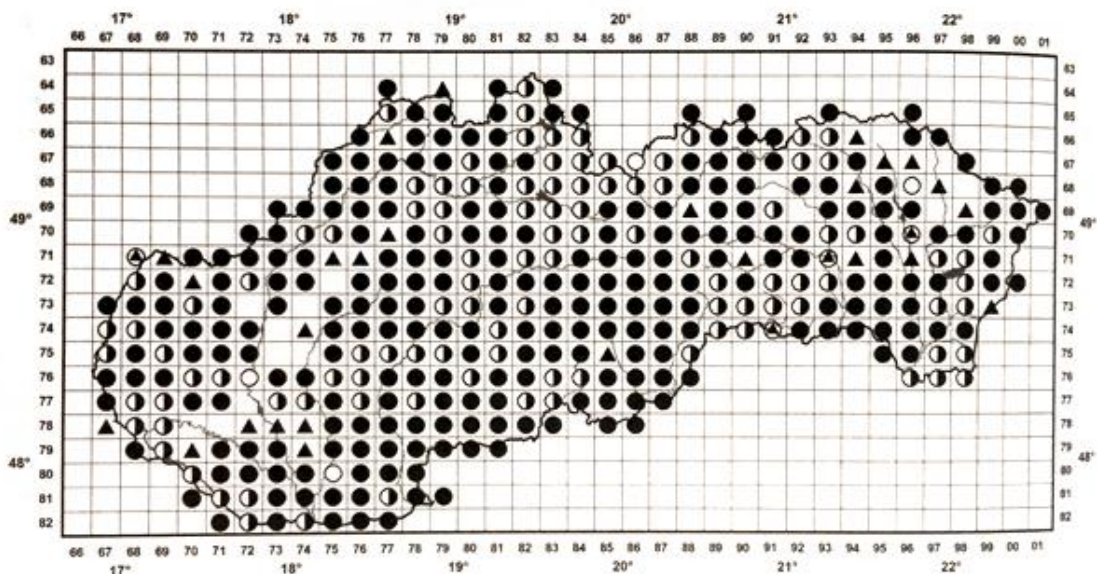
V Českej republike sa piskor obyčajný vyskytuje na celom území, od nížin až po vrcholy hôr, vrátane Sněžky (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 37** Mapa rozšírenia *Sorex araneus* v Českej republike (Anděra 2021).

Piskor obyčajný (*Sorex araneus*) je v Slovenskej republike rozšírený na celom území (Baláž et al. 2013). Vyskytuje sa od nížin až po vysoké hory, alpínske pásmo. Piskora obyčajného nájdeme v nadmorských výškach od 97 m až do nadmorských výšok nad 2 000 m vo Vysokých Tatrách (Krištofik & Danko 2012).





**Obr. 38** Mapa rozšírenia *Sorex araneus* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Piskor obyčajný uprednostňuje chladné, vlhké a tienisté biotopy s hustou vegetáciou, ako sú brehové lesy a rákosie. Toleruje však širokú škálu biotopov a je prítomný, aj keď s nižšou hustotou, v suchších oblastiach, ako sú lesy, kroviny, krajnice ciest, živé ploty na poľnohospodárskej pôde (Wang & Grimm 2007; Dokulilová & Suchomel 2017). Medzi ohrozenia piskora obyčajného patrí všeobecná degradácia biotopov a nepriame ohrozenie pesticídmi a znečisťujúcimi látkami. V niektorých krajinách je piskor obyčajný indikátorový druh na monitorovanie suchozemského znečistenia. Tento druh sa však nepovažuje za vážne zasiahnutý týmito hrozbami na regionálnej ani globálnej úrovni (Komov et al. 2017).

Stav ochrany:

Podľa vyhlášky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 579/2008, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny, patrí piskor obyčajný do zoznamu chránených živočíchov národného významu a spoločenská hodnota druhu bola stanovená na 66,38 €. Na základe Bernského dohovoru prílohy III bol *Sorex araneus* zaradený medzi chránené druhy živočíchov, ktoré môžu byť využívané za predpokladu, že využívanie je regulované a neohrozí populácie týchto živočíchov. Piskor obyčajný je v Červenom zozname ohrozených živočíchov IUCN (2009) zaradený do kategórie najmenej ohrozený druh.

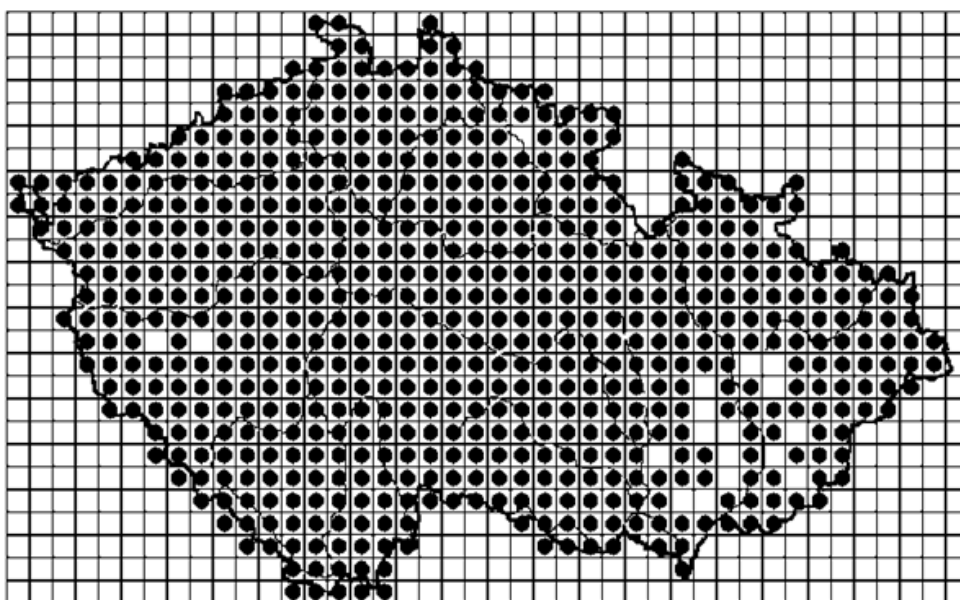


**Obr. 39** Piskor obyčajný (*Sorex araneus*; Baláž et al. 2013).

### 3.1.2.4 Piskor malý- *Sorex minutus*

Piskor malý je rozšírený predovšetkým v strednej a severnej časti Európy (Krištofik & Danko 2012). V južných Alpách, v južnom Francúzsku, na Pyrenejskom polostrove a na Balkáne je druh rozšírený ostrovčekovito vzhľadom na nadmorskú výšku. Eurázijské rozšírenie je od Portugalska po rieku Jenisej a Bajkalské jazero a na juhu po pohoria Altaj a Ťan-Šan (Baláž et al. 2013).

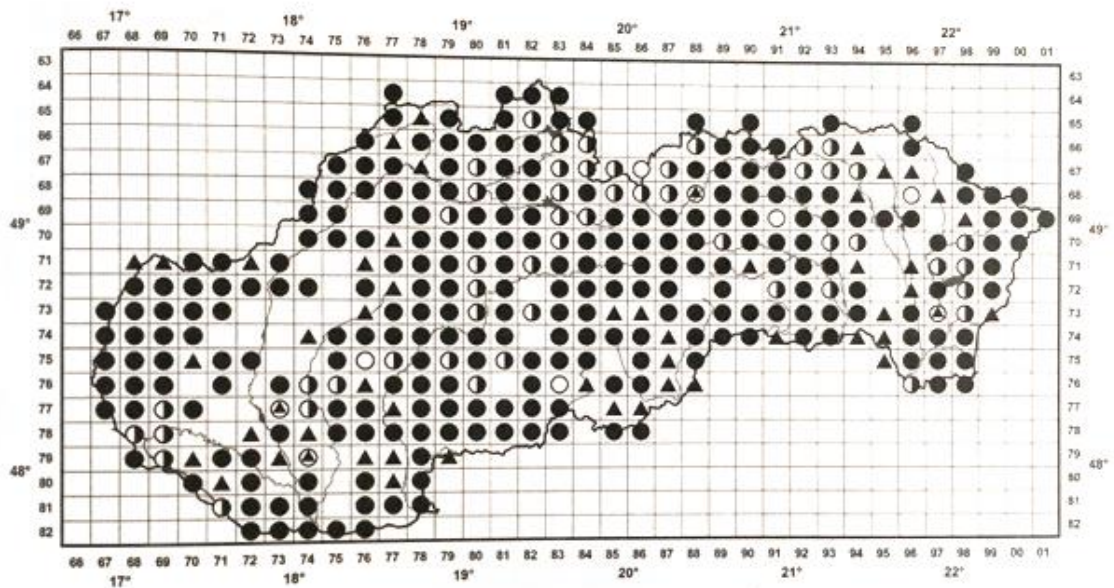
V Českej republike sa piskor malý vyskytuje takmer na celom území (Anděra & Horáček 2005).



**Obr. 40** Mapa rozšírenia *Sorex minutus* v Českej republike (Anděra 2021).

Piskor malý (*Sorex minutus*) je rozšírený na celom území Slovenskej republiky. Výskyt bol zistený od nížin až po vysoké hory a z vývrzkov sov bol potvrdený výskyt druhu aj v alpínskom pásme. Piskora malého nájdeme v rozmedzí nadmorských výšok od približne 97 m

až po nadmorské výšky nad 2000 m vo Vysokých Tatrách (Baláž et al. 2013; Krištofik & Danko 2012).



**Obr. 41** Mapa rozšírenia *Sorex minutus* na Slovensku (Krištofik & Danko 2012).

Piskor malý sa zvyčajne vyskytuje v relatívne vlhkých oblastiach s hustou vegetáciou. Nachádza sa na širokej škále biotopov vrátane močiarov, trávnatých porastov, vresovísk, okrajov lesov, skalných oblastí, kríkov a horských lesov (Hutterer et al. 2016). Najčastejšie piskora malého nájdeme pri vodných tokoch (Krištofik & Danko 2012). Podobne ako piskor obyčajný i piskor malý si buduje podzemné diery. Počas zimy si stavia hniezda, ktoré si vystieľa machom, bukovými listami a zhnitým drevom (Baláž et al. 2013). Piskor malý predovšetkým trpí ničením biotopov, používaním pesticídov a úbytkom bezstavovcov. V súčasnosti sa to nepovažuje za závažné ohrozenie globálneho alebo európskeho regionálneho pretrvávania (Hutterer et al. 2016).

Stav ochrany:

Podľa vyhlášky Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky č. 579/2008, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny, patrí piskor malý do zoznamu chránených živočíchov národného významu a spoločenská hodnota druhu bola stanovená na 66,38 €. Na základe Bernského dohovoru prílohy III bol *Sorex minutus* zaradený medzi chránené druhy živočíchov, ktoré môžu byť využívané za predpokladu, že využívanie je regulované a neohrozí jeho populácie.





**Obr. 42** Piskor malý (*Sorex minutus*; Baláž et al. 2013).

## 3.2 Obecná charakteristika disturbancií

Disturbancie sú súborom udalostí, ktoré môžu narušiť akúkoľvek ekologickú úroveň, zložku životného prostredia, ako aj organizačný stav biologického cyklu organizmov (White 1979). Sú dôležitým aspektom v prírodnom výbere a v celom biologickom vývoji, pretože menia prostredie, v ktorom každý organizmus vykonáva svoje životné funkcie (Battisti et al. 2016). Účinky disturbancií môžu nepriamo prechádzať na ďalšie zložky životného prostredia, ekosystémy a procesy (Thom & Seidl 2016). Aj biologické, ekologické a behaviorálne charakteristiky organizmu môžu byť narušením pre iné organizmy, čím sa vytvára nekonečný reťazec vzťahov a rušivých elementov medzi rôznymi zložkami ekosystému (Battisti et al. 2016). Disturbancie zohrávajú zásadne dôležitú úlohu v tom, ako fungujú ekologické systémy a sú štruktúrované pri viacerých priestorových a časových váhach. Napríklad narušenie ekosystému sa môže pohybovať od jedného padajúceho stromu v danom momente až po globálne zmeny klímy, ktoré postupne zvyšujú minimálne teploty v určitých ročných obdobiach (Beever et al. 2019). V ekológii disturbancie predstavujú dočasnú zmenu environmentálnych podmienok, ktoré spôsobujú výraznú zmenu v ekosystéme (Thom & Seidl 2016). Disturbancie často pôsobia rýchlo, s veľkým účinkom a menia fyzickú štruktúru alebo usporiadanie biotických a abiotických prvkov (Beever et al. 2019). V mnohých oblastiach sa disturbancie považujú za jeden z najväznejších dopadov na biodiverzitu v lesných ekosystémoch (Lindner et al. 2010). Disturbancie sú dôležitými prírodnými faktormi dynamiky lesných ekosystémov (Thom & Seidl 2016) a silne modulujú štruktúru a fungovanie lesov (Turner 2010). V súčasnej dobe sa vynakladá značné úsilie v oblasti výskumu a manažmentu na vyčíslenie rizika disturbancií a je snaha zamerať sa na minimalizáciu ich negatívnych dopadov (Thom & Seidl 2016).

### 3.2.1 Biotické a abiotické disturbancie

Biotické a abiotické disturbancie sú prirodzenou súčasťou ekosystému. Anomálne, extrémne prírodné podmienky, ako napríklad veľké suchá, silné mrazy, záplavy, horúčavy, víchrice a iné prírodné katastrofy (hurikány, tsunami, zemetrasenie, blesky), znečistenie, môžu predstavovať abiotické disturbancie pre prírodné a ľudské spoločenstvá. Naopak, invázívne

druhy (listožravý a podkôrny hmyz), baktérie, vírusy, pôvodné živočíchy, choroby a domáce zvieratá predstavujú príklady biologicky orientovaných disturbancií (Beever et al. 2019; Jentsch & White 2019).

### **3.2.2 Prírodné a antropogénne disturbancie**

Medzi typické antropogénne disturbancie patria ťažba dreva, odvoz biomasy a imisie. Antropogénne disturbancie predstavujú veľkú záťaž pre ekosystémy, ktoré nie sú adaptované na tento typ narušenia. Predovšetkým ťažba dreva a odvoz biomasy predstavujú pre ekosystém lesa závažný zásah do prirodzeného vývoja. Pôsobením týchto disturbancií môže dôjsť ku vzniku reťazových porúch v lesných ekosystémoch a dlhodobému zhoršovaniu ich zdravotného stavu. Umelé zalesňovanie, najmä nepôvodnými drevinami a používanie pesticídov môžeme považovať za ďalšie antropogénne disturbančné faktory (Jakuš 2007). Prírodné disturbancie naopak predstavujú činitele, akými sú napríklad vietor alebo ohniská hmyzu a škodcov (Beever et al. 2019). Obnovujú rovnováhu v ekosystémoch a ich diverzitu krajiny. Prírodné disturbancie môžu viesť ku zmenám lesa, z ktorého vytvárajú v čase a v priestore stále sa meniacu mozaiku. Každá časť prírodnej disturbancie poskytuje optimálne podmienky pre inú časť biodiverzity a iným spôsobom prispieva k celkovej funkčnosti ekosystému lesa (Jentsch & White 2019).

## **3.3 Charakteristika stresu, stresovej reakcie a stresových hormónov**

### **3.3.1 Obecná charakteristika stresu**

Stres zvlášť v posledných rokoch sa stáva jedným z predných objektov záujmu. Problematike stresu a jeho pôsobeniu na organizmus sa v súčasnej dobe venuje veľa pozornosti ako v humánnej a veterinárnej medicíne, tak i v biologických odboroch, v chovateľstve i v základných biologických výskumoch (Skarlandtová et al. 2010). Obecne môžeme stres vyjadriť ako hladinu stresových hormónov cirkulujúcich v tele živočíchov, ktoré sa významne podieľajú na ich celkovej fyziológii (Ducrest et al. 2008). Tento pojem predstavuje všeobecne prítomný fenomén, s ktorým sa každý jedinec denne stretáva pôsobením rôznych stresorov alebo podnetov či faktorov, ktoré vyvolávajú stresovú reakciu (Mravec 2011). Stresová odpoveď je veľmi dynamický systém, ktorý ovplyvňuje najrozšírenejšie aspekty života zvierat a je spojený s mnohými ďalšími parametrami, ako je napríklad pohlavie, vek či sezónna variabilita v rôznych znakoch (Ducrest et al. 2008). Pri stresovej reakcii dochádza k vyplaveniu stresových hormónov, ktoré spôsobujú zvýšenie hladiny glukózy v krvi, zvýšenie krvného tlaku a zvýšenie frekvencie tepu (Skarlandtová et al. 2010). Význam stresu a hlavne schopnosť organizmu sa s ním vyrovnávať je veľmi dôležité, pretože stres môže ovplyvňovať funkcie imunitného systému, metabolizmu, reprodukcie a tiež etologické prejavy zvierat (Ducrest et al. 2008).

Stres môžeme definovať ako biologickú reakciu, ktorá je vyvolaná ohrozením homeostázy jedinca. Iní definujú stres ako neschopnosť zvierat vyrovnávať sa s ich životným prostredím (Broom & Johnson 1993) alebo tiež ako neschopnosť prispôbiť sa životnému prostrediu.

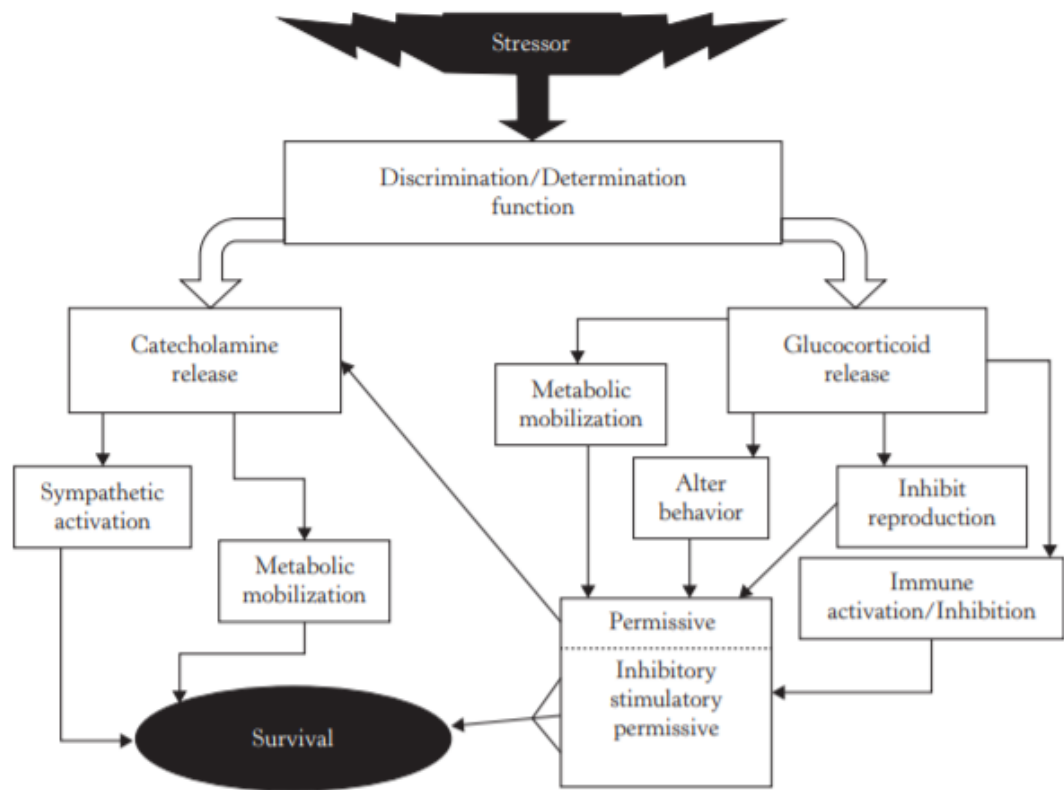


Podnety vyvolávajúce stres sa označujú ako stresor (Moberg 2000). Stresory môžu byť napríklad fyzikálne (nízka alebo vysoká teplota prostredia, hluk), biologické (ostatné organizmy, baktérie), psychologické (rôzne udalosti, životné obdobia) či sociálne (vzťahy, interakcie, izolácie; Křivohlavý 2001). Účinok stresoru pôsobiaceho na organizmus závisí na jeho množstve, dĺžke pôsobenia, momentálnom stave jedinca a jeho predchádzajúcej skúsenosti s daným stresorom (Dienstbier 1989).

### **3.3.2 Stresová reakcia:**

Pokiaľ je organizmus vystavený pôsobeniu stresoru, spustí sa stresová odpoveď. Je to komplex nešpecifických fyziologických, hormonálnych a behaviorálnych odpovedí, ktoré majú za úlohu chrániť jedinca pred pôsobením vplyvu stresu a sú nevyhnutné pre obnovenie homeostázy (Möstl & Palme 2002). Odpoveď na stres zvyčajne vedie k zmene endokrinných a metabolických pochodov v tele a prebieha ako na úrovni jednotlivých buniek, tak i na úrovni organizmu ako celku (Mravec 2011). Stresovú odpoveď môžeme definovať ako fyziologickú reakciu organizmu na určitý stresor. Tým môžu byť rôzne udalosti v živote jedinca, ako je napríklad útok predátora, choroba, zranenie, najrôznejšie vplyvy vonkajšieho prostredia alebo sociálne interakcie (Romero 2004).

U cicavcov počas stresovej reakcie sa aktivujú pôsobením stresoru dva systémy: sympatiko-adrenálny systém a hypotalamo-hypofyzárny-adrenokortikálny systém (Mravec 2011). Sympatiko-adrenálny systém stimuluje produkciu katecholamínov (adrenalínu a noradrenalínu) z drene nadobličiek a je riadený hlavne sympatickým nervovým systémom. Katecholamíny sú vo vyššej miere syntetizované a vylučované pri stresových situáciách a majú za úlohu organizmus rýchlo pripraviť na pôsobenie stresoru (Mourek 2012). Noradrenalín a adrenalín spôsobujú zvýšenie srdečnej frekvencie, vazokonstrikciu v periférnych tkanivách, čím sa zvyšuje krvný tlak. Metabolickými účinkami zvyšujú dostupnú zásobu energie potrebnú pre mozog a ostatné životne dôležité orgány. Tieto účinky zahŕňajú napríklad glykogenolýzu v pečeni a kostrových svaloch a zvyšujú koncentrácie voľných mastných kyselín. Zvýšený obsah katecholamínov zvyšujú bdelosť a zlepšujú kognitívne funkcie. Všetky tieto účinky pripravujú telo na záťažovú situáciu a pomáhajú tak prekonať pôsobenie stresoru (Skarlandtová et al. 2010). Druhým systémom je hypotalamo-hypofyzárny-adrenokortikálny systém. Regulácia tohto systému je riadená hlavne z hypotalamu. Hypotalamo-hypofyzárny-adrenokortikálny systém má dva spúšťacie mechanizmy. Buď môže priamo nadväzovať na sympatiko-adrenálny systém alebo dostáva hypotalamus neuronové signály z mozgovej kôry, kam prichádzajú informácie vyvolávajúce stres priamo zo zmyslových dráh (Ganong 2005). Z hypotalamu sa vylučuje kortikoliberin (CRF - corticotropin releasing factor, niekedy označovaný ako CRH - corticotropin releasing hormone), ktorý putuje do predného laloku hypofýzy. Hypofýza vylučuje ACTH (adrenokortikotropný hormón), ktorý krvným riečiskom putuje k nadobličkám a stimuluje ich kôru k produkcii glukokortikoidov (GC). Glukokortikoidy sú vylúčené a vyplavené do krvi v priebehu niekoľkých minút. GC potom pôsobia na cieľové tkanivá a spúšťajú tak rôzne reakcie, ktoré vedú k obnove homeostázy (Skarlandtová et al. 2010; Romero & Wingfield 2016).



**Obr. 43** Dve hlavné zložky reakcie na stres, ktoré pomáhajú zvieratám prežiť (Romero & Wingfield 2016).

Všeobecný adaptačný syndróm (GAS - general adaptation syndrome) je termín popisujúci krátkodobé a dlhodobé reakcie a adaptácie organizmu na stres s cieľom obnoviť homeostázu. Tento pojem zaviedol Hans Selye, lekár maďarského pôvodu (1907-1982). Syndróm má tri fázy: poplachovú, adaptačnú a fázu vyčerpania (Mourek 2012). Poplachová reakcia je reakcia na podnet, pri ktorej sa uplatňujú predovšetkým katecholamíny a pre túto fázu je typická reakcia "útok-útek". Druhá adaptačná fáza zahŕňa adaptáciu na pôsobenie stresoru a vytvorenie adaptačných mechanizmov, ako sa stresoru alebo podnetom vyvolávajúcich stres brániť alebo ich pôsobenie aspoň minimalizovať. V tejto fáze prevažuje pôsobenie glukokortikoidov (Skarlandtová et al. 2010). Poslednou fázou je vyčerpanie. Dochádza k nej, ak je pôsobenie stresoru dlhobojšie a telo už nie je schopné sa jeho pôsobeniu brániť. Organizmus je v tejto fáze vyčerpaný a prejavujú sa na ňom negatívne vplyvy stresu (Blumstein et al. 2006; Losos et al. 2004).

### 3.3.3 Stresové hormóny:

Hormóny sú produkty žliaz s vnútornou sekréciou (endokrinné žľazy). Ich úlohou je riadiť fyziologické deje organizmu, pričom niektoré hormóny môžu pôsobiť len na konkrétny orgán alebo lokálne v tkanive, zatiaľ čo iné hormóny môžu mať širokú paletu pôsobenia. Väčšinou sú však veľmi univerzálne, medzidruhovo sa príliš nelíšia a ich konkrétne účinky sú dané predovšetkým špecifickou reakciou na daný podnet (Ganong 2005). Môžeme ich rozdeliť

na dve skupiny, ktoré sa líšia princípom svojho pôsobenia. Prvá skupina je tvorená nesteroidnými hormónmi a druhá skupina steroidnými hormónmi. Steroidné hormóny ľahko prenikajú plazmatickou membránou do bunky, kde reagujú so špeciálnymi receptormi (Jánský & Novotný 1981). Práve do skupiny steroidných hormónov patria tiež hormóny stresové, teda hormóny, ktoré sa podieľajú na riadení stresovej reakcie. Predovšetkým sú medzi ne zahrnuté katecholamíny, glukokortikoidy, kortikoliberin a adrenokortikotropný hormón (Beato et al. 1993).

Katecholamíny sú vo vyššej miere syntetizované a vyplavované pri stresových situáciách a majú za úlohu telo rýchlo pripraviť na pôsobenie stresora (Skarlandtová et al. 2010). Katecholamíny sú jednoduché látky vytvorené deriváciou aminokyseliny tyrozínu alebo fenylalanínu. Vznikajú v nadobličkách a v nervoch sympatika, odbúravané sú enzýmami nachádzajúcimi sa v mitochondriách všetkých buniek (Jánský & Novotný 1981). Sekrécia katecholamínov sa zvyšuje pri hladovaní a stresových stavoch. Ich výdaj z drene nadobličiek je riadený reflexívne priamo sympatickými nervami. Medzi katecholamíny patria dva hormóny, adrenalín a noradrenalín (Skarlandtová et al. 2010).

Adrenalín je syntetizovaný predovšetkým v nadobličkách (Skarlandtová et al. 2010). Aktivuje fosforylázu, ktorá štiepi v pečeni a vo svaloch glykogén a proteinkinázu s lipázou, ktoré štiepia bielkoviny a lipidy. Tieto enzýmy zabezpečujú katabolické deje produkujúce najjednoduchšie látky potrebné na zvládnutie stresu, predovšetkým glukózu ako zdroj energie a aminokyseliny pre tvorbu proteínov. Pôsobí tak predovšetkým na činnosť mozgu, kosterných svalov a srdca (Petrásek et al. 1992). Oproti adrenalínu, noradrenalín môže byť tvorený aj v centrálnom nervovom systéme, kde pôsobí ako neurotransmitér (Jánský & Novotný 1981). Podieľa sa na regulácii krvného tlaku. Silne zvyšuje metabolizmus a tým aj teplotu organizmu (Palme et al. 2005).

Kortikoliberín (CRH) sa radí medzi liberíny, riadiace hormóny hypotalamu, ktoré stimulujú syntézu ďalších gonadotropných hormónov v adenohipofýze. Zvyšuje syntézu adrenokortikotropného hormónu (Vácha et al. 2013).

Adrenokortikotropný hormón (ACTH) je tvorený v adenohipofýze, reguluje činnosť nadobličiek, predovšetkým čo sa týka produkcie glukokortikoidov (Skarlandtová et al. 2010). Aktivuje fosforylázu, zvyšuje priepustnosť membrán buniek kôry nadobličiek pre cholesterol a glukózu. Priamo spôsobuje lipolýzu v tukovom tkanive. S jeho vylučovaním je spojená sekrécia endorfínu a samotný adrenokortikotropný hormón blokuje receptory bolesti v centrálnom nervovom systéme. Týmto opatreniami sa zabezpečí zmiernenie vplyvu záťažovej situácie na organizmus pri stresovej reakcii (Petrásek et al. 1992).

Glukokortikoidy (GC) sú steroidné hormóny produkované kôrou nadobličiek. Vďaka svojej veľmi malej molekulovej hmotnosti sa dokážu ľahko pohybovať medzi bunkami a tkanivami. Vznikajú z cholesterolu ako deriváty progesterónu a cholesterolový základ je pri kortikoidoch skrútený na 21 uhlíkov. Majú dôležitú úlohu v kontrole metabolizmu takmer všetkých tkanív v organizme. Ovplyvňujú metabolizmus cukrov a patria medzi stresové hormóny (Skarlandtová et al. 2010). GC sa viažu na receptory v jadrovej membráne cieľovej

bunky a vytvára sa tak komplex hormón – receptor, ktorý ovplyvňuje priamo expresiu génov. Sú odbúravané v pečeni a ich metabolity sa vzhľadom na dobrú rozpustnosť vo vode vylučujú močom alebo stolicou (Millspaugh & Washburn 2004). Glukokortikoidy sa podieľajú i na ďalších mnohých dejoch metabolizmu, napríklad zvyšujú krvný tlak, potláčajú imunitné reakcie, ovplyvňujú ďalšie hormóny spôsobujúce hyperglykémiu a inhibujú pohlavné hormóny (Sapolsky et al. 2000). Medzi glukokortikoidy zaradujeme kortikosterón a kortizol. Kortizol a kortikosterón nie sú vylučované rovnakou mierou u všetkých živočíšnych taxónov. Ryby, obojživelníky, plazy a vtáky produkujú viac kortikosterónu, cicavce vrátane ľudí viac kortizolu. Medzi cicavcami tvoria osobitnú skupinu hlodavce, niektoré druhy majú ako hlavné glukokortikoidy kortikosterón – napríklad potkany, domáce myši a niektoré kortizol – napríklad škrečky alebo morčatá (Breuner & Orchinik 2002). Glukokortikoidy sa používajú ako hlavné ukazovatele miery stresu organizmu, vďaka relatívne ľahkej detekcii a dlhšiemu času účinku.

### 3.3.4 Uvoľňovanie a hladiny glukokortikoidov

Glukokortikoidy majú dôležitú funkciu v metabolizme, pri strese a adaptácii. Najbežnejším indexom stresu sú pravdepodobne cirkulujúce hladiny glukokortikoidov (GC). Mnoho výskumníkov v súčasnosti tvrdí a podporujú definíciu, že stresor je stimul, ktorý spôsobuje zvýšenie uvoľňovania GC. Škodlivé stimuly takmer vždy vedú k ich uvoľneniu a veľká časť patológie spojenej so stresom je výsledkom prebytku hladiny glukokortikoidov (Romero & Wingfield 2016).

Dôležitou súčasťou stresovej reakcie je uvoľňovanie glukokortikoidov (GC). Po uvoľnení GC sa indukujú rôzne behaviorálne a fyziologické zmeny, ktoré pravdepodobne pomáhajú zvieratám primerane reagovať na stresor a celkovú situáciu vyvolávajúcu stres (Skarlandtová et al. 2010). V dôsledku toho sa sekrécia GC často považuje za hlavnú reakciu na stresové situácie. Avšak, voľne žijúce druhy z mnohých taxónov môžu sezónne modulovať uvoľňovanie GC. Inými slovami, veľkosti koncentrácie GC pri strese a mimo stresu sa môžu meniť v závislosti od ročného obdobia (Fleshner et al. 1995). Teda hladiny GC podliehajú cyklickým zmenám. Sezónne výkyvy môžu byť dané zvýšenou kompetíciou, napríklad súboje o zdroje potravy, súboje o úkryty alebo sexuálnych partnerov (Romero 2002; Huber et al. 2003). Variabilita v hladine glukokortikoidov súvisí predovšetkým i s aktivitou jedinca, kde najvyššie hladiny GC sú prítomné v období tesne pred začiatkom aktivity a najnižšie počas spánku. Druhy s dennou aktivitou majú teda vyššie hladiny GC za svítania a druhy s nočnou aktivitou naopak za súmraku (Skarlandtová et al. 2010). S touto variabilitou treba počítať aj pri plánovaní pokusov, pretože k zvýšeniu hladiny glukokortikoidov nemusí dôjsť len vplyvom stresu, ale aj vplyvom ich prirodzených diurnálnych rytmov.

Hladina GC závisí na mnohých faktoroch, medzi ktoré patrí napríklad pohlavie alebo sociálne postavenie jedinca v skupine (Romero 2002; Huber et al. 2003). Vzťah medzi sociálnym postavením a hladinami glukokortikoidov je vysoko variabilný a nemožno ho vždy predvídať dopredu len na základe behaviorálnych štúdií. Variabilitu tohto vzťahu môže ovplyvniť napríklad správanie druhu, sociálny a rozmnožovací systém alebo domestikácia (Creel 2001). Ak je hierarchia daná vopred, je stabilná a o jej udržanie sa nemusí viesť súboj,

potom majú dominantné jedince vyššie hladiny GC. Na druhú stranu, ak je dominancia udržiavaná neustálymi súbojmi, majú dominantné jedince nižšie hladiny GC (Skarlandtová et al. 2010). U niektorých druhov sa hladiny medzi dominantnými a submisívnymi jedincami nelíšia. Ak podriadení jedinci reprodukčne nekonkurujú dominantným, sú vystavený menšiemu napádaniu a môžu mať teda nižšie hladiny GC. Naopak, u skupín, kde si dominantné jedince svoje výhradné rozmnožovacie právo vynucujú pomocou agresie, sú submisívne jedince stresované (Creel 2001). Na prvý pohľad sa môže zdať dominantné postavenie výhodnejšie, ale dominancia má aj svoje negatíva - vyššie hladiny GC (stres pri obrane skupiny, teritória, udržanie svojho vedúceho postavenia a podobne) im môžu spôsobiť aj zdravotné komplikácie ako napríklad vysoký krvný tlak, narušený metabolizmus cukrov a iné (Sands & Creel 2004).

Zvýšené hladiny glukokortikoidov môžu byť u niektorých živočíšnych druhov spôsobené aj stresom pri vyššej populačnej hustote (Skarlandtová et al. 2010).

## 4 Materiál a metodika práce

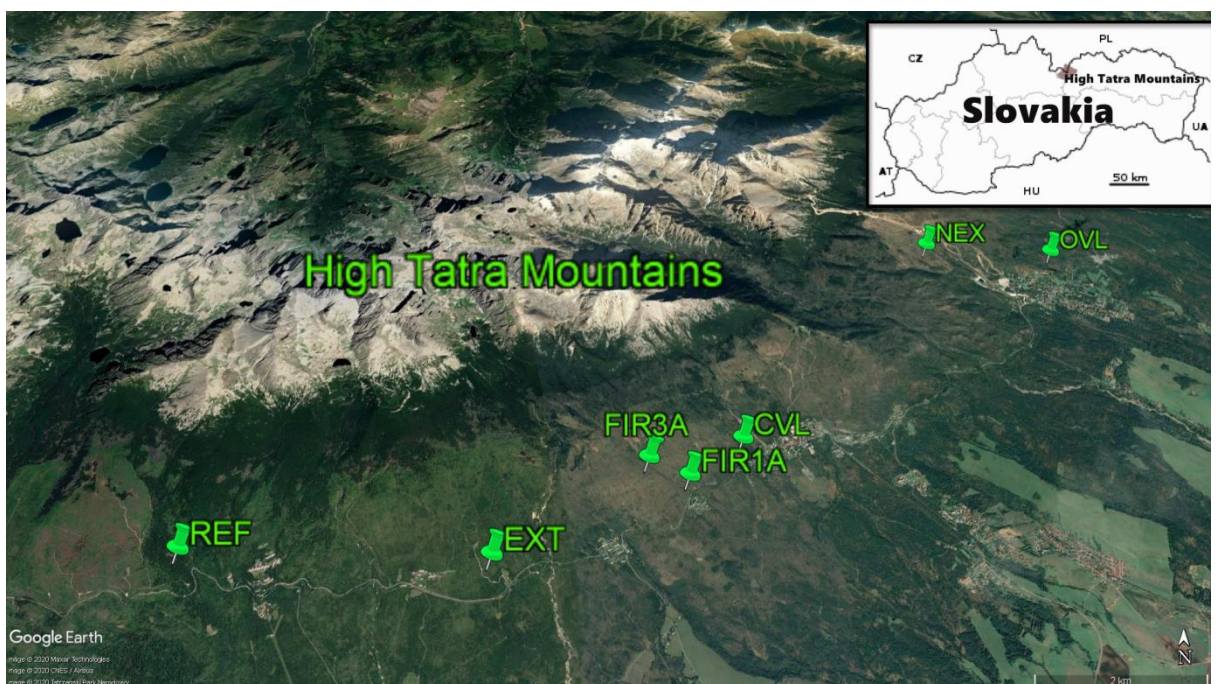
### 4.1 Charakteristika územia

Štúdia bola realizovaná v severovýchodnej časti Slovenskej republiky, na území Tatranského národného parku (Vysoké Tatry). Skúmaná oblasť sa nachádzala v nadmorskej výške od 925 m do 1260 m. Tatranský národný park je ohraničený zemepisnými súradnicami 49°05' - 49°20' severnej zemepisnej šírky a 19°35' - 20°25' východnej zemepisnej dĺžky.

Najvýznamnejšou zložkou územia Tatranského národného parku sú lesy. Najväčšiu plochu zaberajú smrečiny, len na severnom okraji vápencovej časti sú na menších plochách aj bučiny.

Najrozšírenejším typom kalamity vo Vysokých Tatrách je vetrová kalamita. Vetrové kalamity patria medzi najčastejšie prírodné disturbancie v lesných ekosystémoch, pri ktorých dochádza k narušeniu a poškodeniu od jednotlivých stromov až po celé skupiny lesov na veľkých plochách. Dôsledky veľkoplošného rozpadu súvislých porastov sa dlhodobo prejavujú nielen na charaktere vegetácie a pôdnych pomeroch, ale aj na zmene klímy, prísunu zrážok a slnečného žiarenia (Homolová et al. 2011). Vo Vysokých Tatrách najväčšia vetrová kalamita bola zaznamenaná 19. novembra 2004. Postihla tatranské lesy na vyše 12 000 ha. Ďalšími menej často sa vyskytujúcimi kalamitami vo Vysokých Tatrách môžu byť lavíny, suchá a požiare. V roku 2005, 30. júla, vznikol na území Tatranského národného parku rozsiahly lesný požiar, ktorý poškodil lesné porasty vo výmere 230 ha. Na 14 ha oheň zasiahol bylinnú a machovú vrstvu a na ploche 13 ha zhorel mladý les (Hohlíková 2005).

Výskum bol realizovaný na nasledujúcich šiestich lokalitách a siedmich výskumných plochách (obr. 44):



**Obr. 44** Priestorové rozloženie trvalých výskumných plôch v skúmanej časti Vysokých Tatier. (zdroj: Google Earth PRO)

#### 4.1.1 Narušené oblasti po veternej kalamite v roku 2004

**OVL (Oliverov vodný les)**- Tatranská Lomnica: lesné porasty postihnuté veternou kalamitou v roku 2004 s aplikovanými vodozádržnými opatreniami. Došlo k zničeniu stromovej vrstvy, ku zmenšeniu krovinnej vrstvy a k antropicky modifikovanej sekundárnej sukcesii bylinnej vrstvy v lesnej biocenóze. Lesnícky manažment: odstránenie kalamitného dreva, umelá obnova, kosenie okolo sadeníc a redukcia pionierskych drevín.

**NEX (Jamy)**: Lesné porasty postihnuté veternou kalamitou v roku 2004, bez aplikovania lesníckeho manažmentu (bez spracovania vyvrátených a zlomených stromov, bez zalesňovania). Biocenóza ponechaná na spontánnu sukcesiu bez priameho antropického vplyvu.

**CVL (Čierny vodný les)**- Nový Smokovec: lesné porasty postihnuté veternou kalamitou v roku 2004 a s uplatnenými aplikovanými vodozádržnými opatreniami. Došlo k deštrukcii stromovej vrstvy, k redukcii krovinnej vrstvy a antropicky modifikovanej sekundárnej sukcesii bylinnej a machovej vrstvy v inak riedko osadenom poraste. Hospodárenie v lesoch: odvoz dreva, umelá obnova, spontánnu vývoj krovinnej vrstvy (pionierske stromy).

**EXT (Danielov dom)**: Lesné porasty postihnuté veternou kalamitou v roku 2004, upravené bežnými lesníckymi opatreniami (odstránená drevená hmota, čiastočne zalesnená plocha). Deštrukcia stromovej vrstvy, redukcia krovinnej vrstvy a antropicky modifikovaná sekundárna sukcesia bylinnej vrstvy v inak riedko osadenom poraste. Hospodárenie v lesoch: odstraňovanie dreva, umelá obnova, kosenie okolo sadeníc a redukcia pionierskych stromov.

#### 4.1.2 Narušené oblasti po veternej kalamite v roku 2004 a lesných požiaroch v roku 2005

**FIR1A a FIR3A (Tatranské Zruby)**: Trvalé výskumné plochy situované v lesných porastoch, ovplyvnené veternou kalamitou v roku 2004 a neskôr lesným požiarom v roku 2005. Celkové zničenie vegetácie (požiarom) a antropicky modifikovaná sekundárna sukcesia bylinnej vrstvy v inak zriadenom poraste. Hospodárenie v lesoch: odstraňovanie dreva, umelá obnova, kosenie okolo sadeníc a redukcia pionierskych drevín.

#### 4.1.3 Lesné ekosystémy bez narušenia (disturbancií)

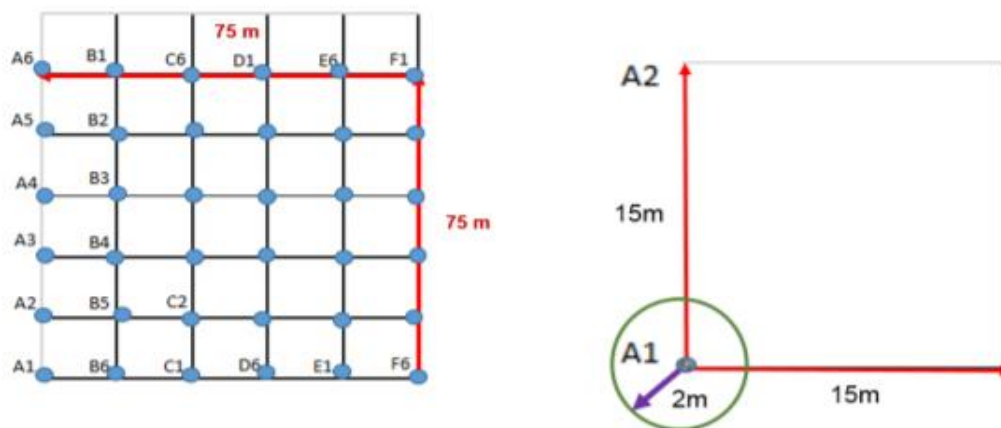
**REF (Smrekovec)**: Smrekovcovo-smrekové porasty nezasiahnuté kalamitou, tzv. referenčná plocha- (kontrolná) výskumná plocha. Dospelý lesný porast vo veku 80 - 100 rokov. Lesná fytoocenóza sa od ostatných narušených oblastí významne líši ako priestorovou štruktúrou, tak druhovým zložením.

### 4.2 Vzorkovanie a odchyt drobných zemných cicavcov

Výskumné aktivity nadväzujú na dlhodobý ekologický výskum lokálnych populácií voľne žijúcich cicavcov, ktorý systematicky prebieha na trvalých výskumných plochách kontinuálne od roku 2005 až po súčasnosť.



Počas vegetačnej sezóny 2020 sa na odchyt a odber vzoriek drobných zemných cicavcov použila metóda značkovania a opätovného odchyty označených jedincov, nazývaná ako CMR (capture - mark - recapture). Metóda spočíva v odchytení určitého počtu zvierat, ich označení, vypustení späť do populácie a následnom stanovení pomeru označených a neoznačených zvierat v populácii s využitím teórie pravdepodobnosti. Na každej zo siedmich trvalých výskumných plôch bol v teréne zameraný a vyznačený kvadrát s rozmermi 75 x 75 m a rozdelený na štvorcovú sieť s rozmermi 15 x 15 m. V priesečníkoch tohoto súradnicového systému boli lokalizované a GPS zamerané odchytové body (36 odchytové bodov/kvadrát). Na každom z týchto odchytové bodov bola počas odchytovej série položená jedna živolovná pasca s návnadou a kontinuálne exponovaná 3 dni a 3 noci (obr. 45).



**Obr.45** Štvorcová sieť trvalej výskumnej plochy a odchytové body (zdroj L. Hlôška)

Na odchyt drobných zemných cicavcov boli použité živolovné pasce (typ Sherman). Ako návnada boli použité mačacie granule, lososový olej, kus jablka alebo mrkvy (zdroj vody). Do vnútra živolovnej pasce sa vkladala vata, pre udržanie tepla počas noci (obr. 46). Odchytené jedince boli zvážené s presnosťou na 0,5 g (pružinová váha PESOLA), determinované do druhu a zisťovalo sa u nich pohlavie. Na základe morfológických znakov, telesných rozmerov a známok pohlavnej aktivity, boli odchytené jednotlivé druhy zaradené do troch vekových kategórií (ad.= adult, sad.=subadult, juv.=juvenil). Jedince sa označili ušnými značkami (drobné hlodavce), ktoré obsahovali jedinečný číselný kód, alebo značkovacou farbou (hmyzožravce) a následne sa vypustili na mieste odchyty (obr. 47).

Údaje o sledovaných habitatových premenných (charakteristikách prostredia) sme zaznamenávali do pripravených pracovných protokolov a po skončení terénnych prác, evidovali v relačnej databáze Access. Takto sme vytvorili primárnu maticu dát, ktorá nám v neskorších fázach slúžila na štatistické spracovanie a štatistickú analýzu v teréne získaných mnohorozmerných ekologických údajov.

V priebehu výskumnej práce sa odchyteným jedincom neinvazívnym spôsobom tiež odoberala vzorka pozostávajúca zo štetôčky chlupov, odstrihnutej v kohútikovej oblasti medzi lopatkami. Vzorka sa uložila do uzatvárateľnej epruvety a uskladnila sa pri teplote -19 st.



Celzia. Srst' sa použije ako matrica na následnú chemickú analýzu obsahu kortikosterónu v srsti konkrétnych druhov drobných zemných cicavcov s presne definovaným pohlavným statusom. Zatiaľ iba v teoretickej rovine overíme možnosti využitia tejto modernej neinvazívnej metódy pri stanovovaní koncentrácií kortikosterónu v chlpmo vybraných druhov drobných cicavcov a jej využiteľnosť v ochranárskej biológii vo vzťahu k stupňu narušenia skúmaného biotopu.



**Obr. 46** Živolovná pasca a návnada (zdroj: Martina Ryboňová)



**Obr. 47** Protokol na zápis jednotlivých údajov získaných pri odchyte (zdroj: Martina Ryboňová)

### 4.3 Štatistická analýza dát

Výpočet a grafické znázornenie základných popisných štatistických charakteristík bolo prevedené v programe Microsoft Excel 2007. Štatistická analýza nameraných a získaných hodnôt bola uskutočnená za asistencie vedúceho tejto diplomovej práce RNDr. Ladislava Hlôšku, Ph.D. pomocou štatistického softvéru NCSS 9.0.22 (NCSS 9 Statistics Software 2013). Na testovanie štatistickej významnosti vplyvu vybraných charakteristík prostredia na distribúciu a početnosť drobných cicavcov sa použila metóda priamej gradientovej analýzy (RDA). Odozvy vybraných druhov drobných cicavcov na postupné zmeny v štruktúre vegetačného profilu boli testované pomocou regresných modelov (použité boli zovšeobecnené lineárne modely - GLM).

Zdrojová tabuľka (primárna matica dát) obsahovala údaje o druhovej príslušnosti, pohlaví, vekovej kategórii a reprodukčnom statuse, číselný kód ušnej značky použitej na označovanie odchytených jedincov, dátum odchyty, ako aj časové a priestorové údaje a hodnoty vybraných habitatových premenných (charakteristík prostredia).

Na elimináciu pseudoreplikácie a účinkov opakovaných odchyty sa v štatistických analýzach použili iba údaje o 1x odchytených jedincoch (nebrali sme do úvahy opakované odchyty tých istých jedincov na tom istom odchyťavacom bode počas tej istej odchytovej série) – odchytené jedince pri takomto dizajne odchyty tak pravdepodobnejšie pochádzali z náhodného výberu jedincov zo skúmanej lokálnej populácie drobných cicavcov v danom čase a priestore.

Na testovanie rozdielov v početnosti (abundancii) a druhovej bohatosti malých cicavcov medzi narušenými a nenarušenými experimentálnymi plochami počas výskumnej periódy 2005- 2020 sa použili zovšeobecnené lineárne modely (GLM). Do testovania boli zaradené dátové záznamy s hodnotami vybraných kvantitatívnych a kategorických premenných. Premennou bolo buď množstvo drobných cicavcov, kde bol použitý model GLM s Poissonovou distribúciou chýb, alebo druhová bohatosť drobných cicavcov a v tomto prípade bol použitý model GLM s negatívnym binomickým rozdelením. Prediktormi v týchto modeloch boli časové údaje (roky) vo vzťahu k stupňu a typu narušenia biotopu (veterná kalamita, veterná kalamita a lesný požiar, bez zásahu disturbancií).

## 5 Výsledky

Za celú štúdiu bolo odchytených 1305 jedincov drobných zemných cicavcov patriacich k 14 druhom (tab. 2).

Počas výskumnej periódy (2005 – 2020) sa na študovanom území pravidelne vyskytovalo päť druhov typických pre všetky narušené oblasti disturbanciami (OVL, NEX, CVL, EXT, FIR1A, FIR3A) ako aj pre nenarušené oblasti (REF). Išlo o týchto päť druhov: *Clethrionomys glareolus*, *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Microtus agrestis* a *Sorex minutus*. Druhovú bohatosť drobných cicavcov sa na konkrétnych plochách pohybovala od päť do osem druhov. Najnižšia druhová bohatosť (päť druhov) bola zaznamenaná na ploche v dospelých lesných porastoch (REF) a najvyššia (osem druhov) bola zaznamenaná v narušených oblastiach v neskorých štádiách sekundárnej sukcesie (OVL, CVL).

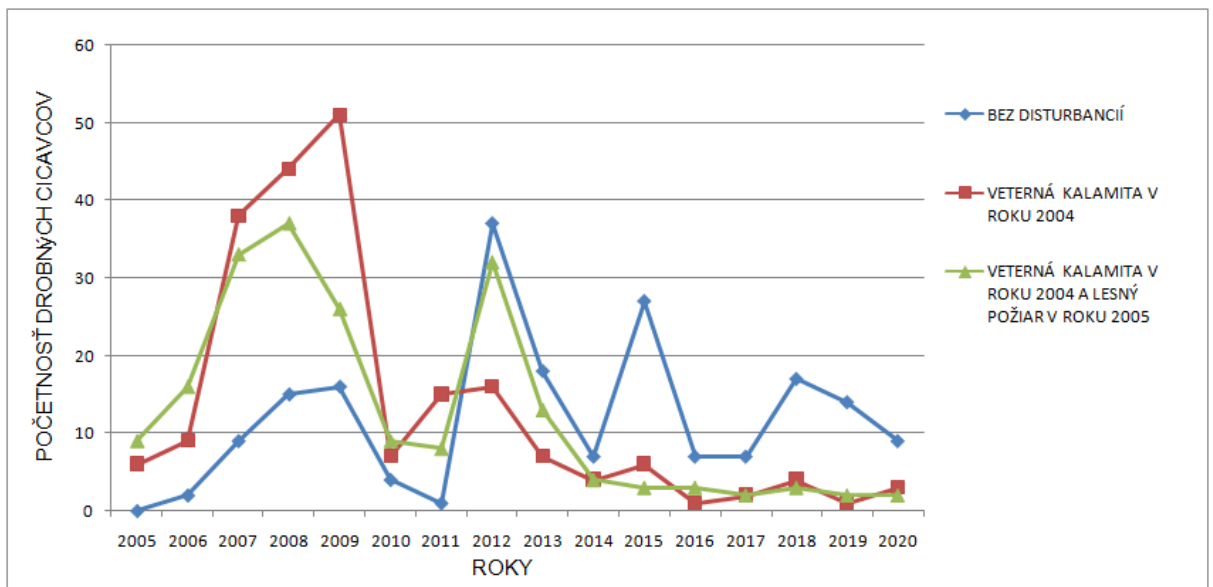
**Tab. 2** Relatívne zastúpenie drobných cicavcov (Rodentia, Soricomorpha) na jednotlivých trvalých výskumných plochách (Vysoké Tatry, 2005 – 2020). Trvalé výskumné plochy sú detailne opísané v časti: Materiál a metodika práce.

Druh / Trvalá výskumná plocha / D	OVL	NEX	CVL	FIR1A	FIR3A	EXT	REF
	%	%	%	%	%	%	%
<i>Apodemus agrarius</i>	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Apodemus flavicollis</i>	10,6	7,1	17,6	25,9	13,8	10,8	8,7
<i>Apodemus sylvaticus</i>	0,0	0,0	0,0	0,9	0,0	0,5	0,0
<i>Arvicola amphibius</i>	0,9	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Clethrionomys glareolus</i>	46,1	71,2	47,2	31,9	58,1	41,1	84,7
<i>Micromys sminutus</i>	0,0	1,1	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0
<i>Microtus agrestis</i>	8,8	2,7	7,3	8,3	8,8	11,9	0,7
<i>Microtus arvalis</i>	0,0	0,0	0,5	0,0	1,3	0,0	0,0
<i>Muscardinus avellanarius</i>	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0
<i>Neomys anomalus</i>	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Neomys fodiens</i>	1,4	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Sicista betulina</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>Sorex araneus</i>	28,6	13,0	20,7	29,2	15,0	31,9	5,3
<i>Sorex minutus</i>	3,2	2,2	4,2	1,4	2,5	3,2	0,7
<b>Počet jedincov (n)</b>	<b>217</b>	<b>184</b>	<b>193</b>	<b>216</b>	<b>160</b>	<b>185</b>	<b>150</b>
<b>Druhovú bohatosť (SR)</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>5</b>

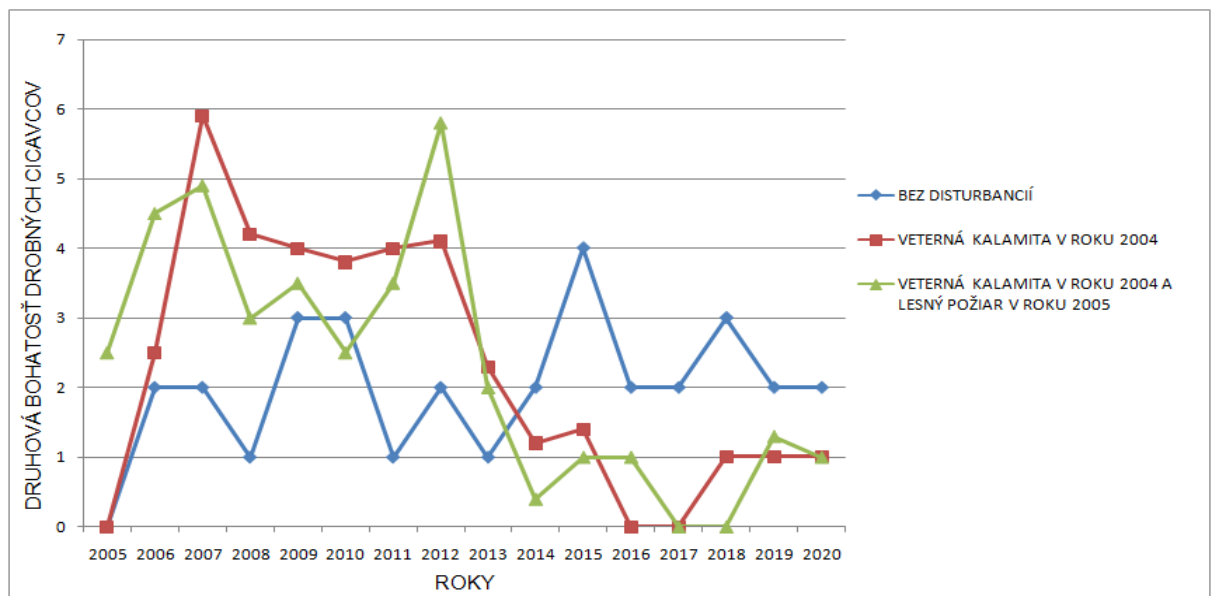
### 5.1 Časopriestorové zmeny v štruktúre komunity drobných cicavcov

Prvé štyri roky po disturbanciách boli štádiá sekundárnej sukcesie charakterizované zvýšením početnosti drobných cicavcov, ktorá vrcholila v roku 2009 (n = 249 jedincov). V neskorších fázach sukcesie v rokoch 2010 až 2020 sa početnosť drobných cicavcov znížila. Fluktuálna krivka vyjadrujúca početnosť spoločenstiev drobných cicavcov v narušených oblastiach vykazovala veľkú amplitúdu (graf 1), zatiaľ čo v prípade nenarušených oblasti bola úzka (graf 2).

Rozdiely medzi spoločnosťami v narušených a nenarušených oblastiach boli významné (GLM s negatívnym binómom:  $\chi^2_{22} = 35.511$ ;  $P = 0.034$ ). Skoré štádiá sukcesie v narušených biotopoch vykazovali väčšie rozdiely v druhovej bohatosti ako v nenarušených oblastiach. Priemerné vyššie variácie boli v prvých 9 rokoch po disturbanciách (GLM s distribúciou Poissonovej chyby:  $\chi^2_{21} = 72.658$ ;  $P < 0.001$ ). V neskorších sukcesných fázach druhová bohatosť drobných zemných cicavcov klesala (graf 1).



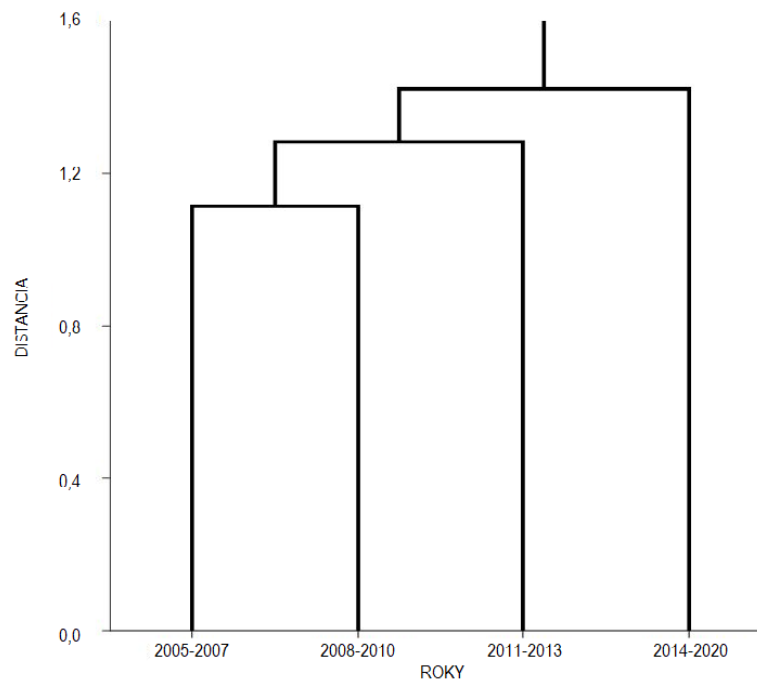
**Graf 1** Časopriestorové zmeny v početnosti drobných cicavcov vo vzťahu k narušeniu lesných ekosystémov (n = 1305).



**Graf 2** Časopriestorové zmeny v druhovej bohatosti drobných cicavcov vo vzťahu k narušeniu lesných ekosystémov (n = 14).



Časopriestorové rozdiely v druhovom zložení spoločenstiev drobných cicavcov sú uvedené v dendrograme (graf 3). Spoločenstvá drobných cicavcov v narušených oblastiach vykazovali najvyššiu podobnosť v počiatočných štádiách sekundárnej sukcesie, v rokoch 2005 - 2010. Tieto spoločenstvá mali špecifické druhové zloženie, ktoré sa výrazne líšilo od spoločenstiev v stredných fázach vývoja v rokoch 2008 - 2013. Najvyššia miera rozmanitosti bola zaznamenaná v neskorších fázach sukcesie v rokoch 2014 - 2020.



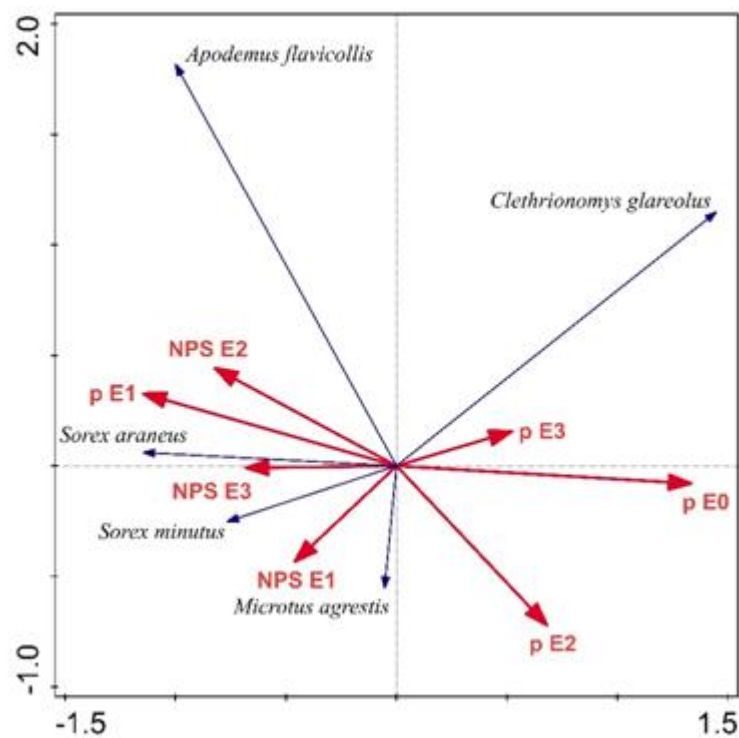
**Graf 3** Dendrogram podobnosti časopriestorových zmien druhového zloženia spoločenstiev drobných cicavcov po disturbanciách lesných ekosystémov (n = 1305).

V iníciaľných štádiách sekundárnej sukcesie tesne po disturbanciách, v období rokov 2005 - 2007, sa v lesných ekosystémoch vyskytovalo týchto osem druhov: *Apodemus sylvaticus*, *Neomys anomalus*, *Clethrionomys glareolus*, *Microtus agrestis*, *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Sorex minutka* a *Neomys fodiens*. V strednej fáze vývoja po disturbanciách v rokoch 2008 - 2013 bolo zaznamenané zvýšenie druhovej bohatosti v spoločenstvách drobných cicavcov z 8 na 11 druhov. Pre túto fázu sukcesie boli špecifické nasledujúce druhy: *Muscardinus avellanarius*, *Microtus arvalis*, *Sicista betulina*, *Arvicola amphibius*, *Microtus sagrestis*, *Neomys fodiens*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex minutus*, *Sorex araneus*, *Micromys minutus*. V neskorších sukcesných fázach (v rokoch 2014 - 2020) došlo k poklesu druhovej rozmanitosti z 11 druhov na 6 druhov. Pre toto štádium boli charakteristické nasledujúce druhy: *Apodemus agrarius*, *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Apodemus flavicollis*, *Micromys minutus* a *Clethrionomys glareolus*.

## 5.2 Odpovede drobných zemičkov pri sukcesných zmenách pokrývnosti a druhovej bohatosti vegetácie

Prírodné disturbancie v lesných ekosystémoch Tatranského národného parku mali značný vplyv na druhovú bohatosť a horizontálnu i vertikálnu štruktúru vegetačného profilu na skúmaných plochách. U oblastí, ktoré boli zasiahnuté veternou kalamitou sa počas sekundárnej sukcesie postupne zvyšovala druhová bohatosť a pokrývnosť bylinnej vrstvy. Na miestach, ktoré boli zasiahnuté veternou kalamitou a lesným požiarom narastala okrem druhovej bohatosti a pokrývnosti bylinnej vrstvy i pokrývnosť krovinej vrstvy. V lesných ekosystémoch bez disturbancií mali najvyššiu pokrývnosť machorasty.

Objektmi analýzy (závislými premennými) boli výskumné oblasti (n= 7) klasifikované do jednej z 3 tried poruchového režimu s rôznou intenzitou narušenia (disturbancie): 1 - lesné ekosystémy zasiahnuté veternou kalamitou v roku 2004 (OVL, NEX, CVL a EXT), 2 - lesné ekosystémy bez disturbancií (REF) a 3 - lesné ekosystémy zasiahnuté veternou kalamitou v roku 2004 a lesným požiarom v roku 2005 (FIR1A a FIR3A). Nezávislé premenné (diskriminátory) použité na klasifikáciu objektov v diskriminačnom modeli boli kvantitatívne údaje o pokrývnosti a druhovej bohatosti jednotlivých vegetačných vrstiev, v jednotlivých rokoch výskumu (6 diskriminátorov). Účinok všetkých 6 diskriminátorov vybraných na klasifikáciu oblastí do tried s rôznymi režimami narušenia bol signifikantný. Zmeny v pokrývnosti vegetácie vyvolali u sledovaných populácií dominantných druhov drobných cicavcov druhovo špecifické odpovede (pseudo-F = 1,90; P = 0,008; graf 4).

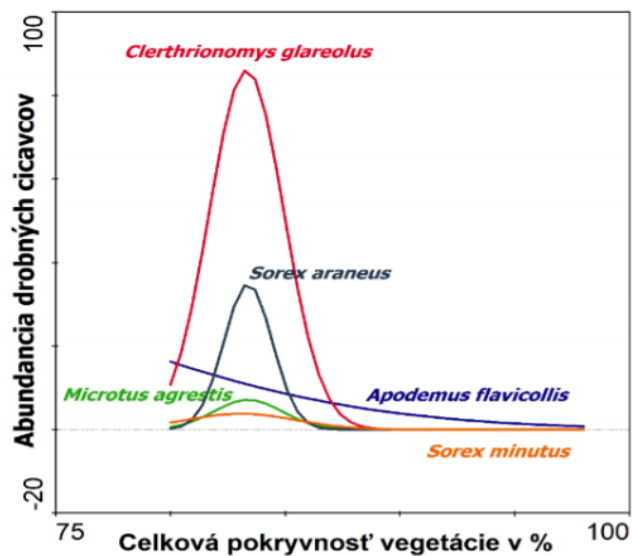


**Graf 4** Ordinačný diagram zobrazujúci preferencie biotopov (habitatovú selekciu) dominantných drobných druhov cicavcov po disturbanciách (RDA). Údaje o druhoch:

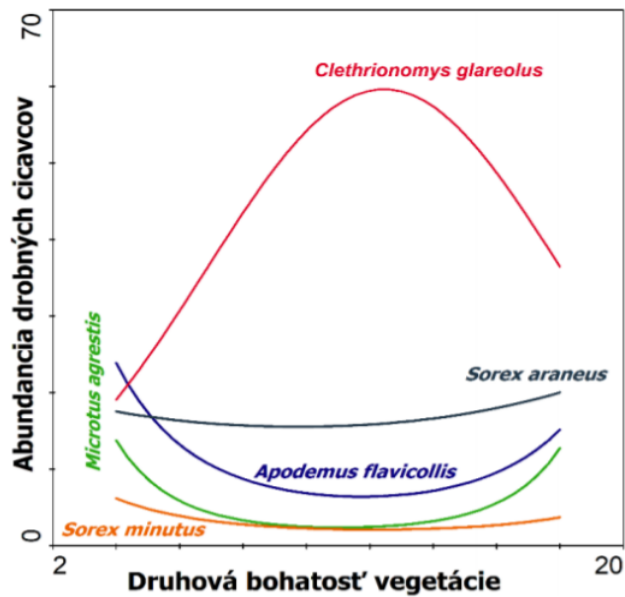
početnosť drobných cicavcov a environmentálne premenné (charakteristiky prostredia), údaje o pokryvnosti a druhovej bohatosti vegetačného profilu (p E1 - pokryvnosť bylinnej vrstvy, p E2 – pokryvnosť krovinej vrstvy, p E3 – pokryvnosť stromovej vrstvy, p E0 – pokryv machovej vrstvy, NPS E1 - počet druhov bylinnej vrstvy, NPS E2 - počet druhov krovinej vrstvy a NPS E3 - počet druhov stromovej vrstvy).

Na sledovaných plochách po disturbanciách bola najvyššia miera rastu zaznamenaná u 2 dominantných druhov spoločenstiev drobných hlodavcov (*Clethrionomys glareolus* a *Apodemus flavicollis*). Druh *Clethrionomys glareolus* uprednostňoval biotopy so zvyšujúcou sa pokryvnosťou stromov (p E3) a machorastov (p E0). Druh *Apodemus flavicollis* uprednostňoval biotopy so zvyšujúcou sa druhovou bohatosťou krovinej vrstvy (NPS E2) a pokryvnosťou bylinnej vrstvy (p E1). Početnosť druhu *Sorex araneus* pozitívne korelovala so zvyšujúcou sa pokryvnosťou stromovej vrstvy (NPS E3) a druh *Sorex minutus* preferoval biotopy, kde sa počas sukcesného vývoja zvyšovala druhová diverzita stromovej vrstvy (NPS E3) i bylinnej vrstvy (NPS E1). Početnosť *Microtus agrestis* sa zvyšovala priamo úmerne s gradientom druhovej bohatosti bylinnej vrstvy (NPS E1).

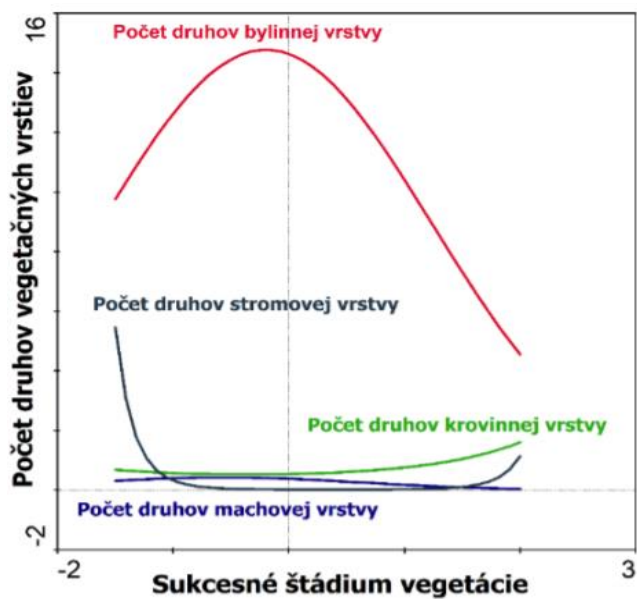
Krivky fluktuácie (kolísania) hojnosti dvoch dominantných drobných druhov hlodavcov (*Clethrionomys glareolus* a *Microtus agrestis*) (F= 140,4; P= 0,001 a F= 12,5; P= 0,019) a jedného dominantného hmyzožravca (*Sorex araneus*) boli tvarovo identické (F= 43,0; P= 0,002). Početnosť týchto drobných cicavcov spočiatku rástla súčasne so zvyšujúcim sa vegetačným pokryvom, ale pri vyšších pokryvnostiach vegetácie (> 80%), početnosť mala tendenciu klesať. Reakcia druhu *Sorex minutus* na zvyšovanie pokryvnosti vegetácie po disturbanciách nebola štatisticky významná (F= 4,7; P= 0,090). Druh *Apodemus flavicollis* reagoval na zvyšujúcu sa celkovú pokryvnosť vegetácie postupným znižovaním početnosti (F= 8,8; P= 0,034; graf 5).



**Graf 5** Druhovo špecifické reakcie drobných cicavcov na časopriestorové zmeny celkového vegetačného pokrytia po disturbanciách.



**Graf 6** Špecifické odpovede drobných zemiých cicavcov na časopriestorové zmeny v druhovej bohatosti vegetácie po disturbanciách.



**Graf 7** Zmeny v druhovej bohatosti vegetačných vrstiev v priebehu sekundárnej sukcesie lesných spoločenstiev po disturbanciách.

Špecifické reakcie drobných cicavcov na postupne sa meniacu druhovú bohatosť jednotlivých vegetačných vrstiev boli podobné pre väčšinu skúmaných druhov (graf 6-7). V počiatočných štádiách sukcesie rastlín so strednou druhovou bohatosťou bol pozorovaný mierny pokles početnosti nasledujúcich druhov cicavcov: *Sorex araneus*, *Microtus agrestis*, *Apodemus flavicollis* a *Sorex minutus*. Pri vyššej druhovej bohatosti vegetácie (pokročilejšie fázy vegetačnej sukcesie) vykazovala početnosť drobných druhov cicavcov naopak stúpajúcu tendenciu. Avšak *Clethrionomys glareolus* reagoval miernym rastom početnosti pri nízkej abundancii rastlinných druhov a so zvýšením počiatočných a stredných hodnôt bohatstva druhov rastlín reagoval poklesom (graf 6).

## 6 Diskusia

Počas dlhoročnej výskumnej periódy v rokoch 2005-2020 boli u skúmaných spoločenstiev drobných cicavcov zaznamenané rôzne časopriestorové odpovede, kde vplyvom antropogénnych a prírodných disturbancií dochádza k zmene druhového zloženia a početnosti určitých živočíšnych druhov. Autori Larsen & Ormerod (2000) uvádzajú, že v dôsledku modifikácie biotických a abiotických štruktúr prostredia a v dôsledku disturbancií (požiar, veterná smršť a ťažba dreva) je ovplyvnený vývoj spoločenstiev. Rozdielne vzorce reakcií drobných cicavcov na rôzne úrovne narušenia európskych lesných ekosystémov odhalila aj analýza súboru údajov, ktorú vypracovali Bogdziewicz & Zwolak (2014).

Mnohé štúdie potvrdzujú krátkodobé zmeny v denzite spoločenstiev drobných zemných cicavcov, ktoré nastávajú po určitých disturbanciách. Autori Danielson & Anderson (1999) hodnotili vzťah sukcesného štádia stanovišťa k početnosti druhov a na základe výsledkov tvrdia, že s rastúcim vekom narušeného a zároveň renovujúceho sa stanovišťa klesá početnosť u vysoko špecializovaných druhov drobných cicavcov. Abundancia (početnosť) drobných cicavcov dosahovala najvyššiu úroveň v narušených biotopoch po prírodných disturbanciách počas prvých štyroch rokov sekundárnej sukcesie. Po štyroch rokoch postdisturbančného vývoja bol zaznamenaný pokles početnosti u jednotlivých druhov, najmä u malých populácií hlodavcov. Zvýšenie abundancie v počiatočných štádiách a pokles v neskorších štádiách sukcesného vývoja boli zdokumentované u troch dominantných druhov *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* a *Sorex araneus*, patriacim k oportunistom, ktorí ako prví kolonizujú narušené biotopy po disturbanciách. Analýza získaných dát ukázala, že špecializovanejšie druhy drobných zemných cicavcov ako *Muscardinus avellanarius*, *Micromys minutus*, *Sicista betulina*, *Neomys fodiens*, *Neomys anomalus* a *Sorex minutus*, sú prítomné v spoločenstvách na územiach, kde prebehli disturbance až s odstupom niekoľkých rokov.

Početnosť drobných zemných cicavcov na narušených územiach dosahuje podľa štúdií najvyššie hodnoty v prvých rokoch sekundárnej sukcesie. Celková štruktúra vegetácie a jej zmeny počas obnovovania biotopu ovplyvňujú zmeny vo výskyte jednotlivých druhov drobných cicavcov na danom mieste (Thompson & Gese 2013). Drobné zemné cicavce, predovšetkým hlodavce, sú priamo ovplyvňované štruktúrou vegetácie, pričom druhová diverzita negatívne koreluje s výškou a pokryvnosťou vegetačného krytu (Zhang et al. 2018). Nárast druhovej diverzity drobných cicavcov v počiatočných štádiách sukcesie pravdepodobne súvisí s nárastom štrukturálnej heterogenity biotopov.

V štúdiu sa testovali časopriestorové vzorce odpovedí drobných zemných cicavcov (Rodentia, Soricomorpha) na stresory v lesných ekosystémoch. Sledovali sa odpovede určitých druhov na časové zmeny prebiehajúce v monitorovaných habitatoch. Jednotlivé monitorované územia boli rozdelené do troch hlavných kategórií. Prvá kategória predstavovala územie zasiahnuté veternou kalamitou (NEX, EXT, CVL, OVL), druhá kategória predstavovala územie, ktoré bolo zasiahnuté veternou kalamitou a lesným požiarom (FIR1A, FIR3A) a do tretej kategórie spadá územie, ktoré nebolo zasiahnuté žiadnou prírodnou disturbanciou (REF). Výsledky štúdie naznačujú, že druhová bohatosť spoločenstiev drobných cicavcov v



narušených oblastiach (NEX, EXT, FIR1A, FIR3A, CVL, OVL) sa postupne zvyšuje počas prvých 8 rokov po narušení (2004 - 2013), v nasledujúcej fáze klesá druhová bohatosť (po roku 2013) a na konci sledovaného obdobia (2014 - 2020) dosahuje svoje minimum. Počas celého výskumného obdobia spoločenstvá drobných cicavcov v skúmanej oblasti bez narušenia (REF) v terminálnej fáze sukcesie lesných spoločenstiev vykazovali najnižšiu druhovú bohatosť. Tieto výsledky sú v súlade aj s výsledkami viacerých štúdií (napríklad Panzacchi et al. 2010; Zárbybnická et al. 2017), ktorých autori uvádzajú, že najvyššiu druhovú diverzitu dosahujú drobné cicavce v mladých lesných biotopoch, teda v počiatkových fázach sukcesie, a naopak najnižšia druhová bohatosť je v jej terminálnych štádiách.

Drobné cicavce, najmä hlodavce, sú priamo ovplyvnené vegetáciou (Zhang et al. 2018). Vývoj a zmena vegetácie na študovaných plochách postihnutých disturbanciami ovplyvnila štruktúru spoločenstiev drobných cicavcov. Najvyššia početnosť sledovaných druhov bola pri vegetačnom pokrytí približne 80%. V miestach s vyšším pokryvom vegetácie bol pozorovaný pokles početnosti. Významný vplyv vegetačných parametrov na zmeny v spoločenstvách u drobných druhov cicavcov zaznamenávajú aj Panzacchi et al. (2010). Všeobecne platí, že na stanovištiach s vyšším počtom druhov vegetácie sa vyskytuje viac druhov hlodavcov a hmyzožravcov, z dôvodu pestrjších zdrojov rastlinnej potravy, väčších možností úkrytov a vyššej diverzity hmyzu ako uvádza autor Wang et al. (2001) vo svojej štúdii.

Autori (Fons et al. 1988; Haim & Izhaki 2000) vo svojich štúdiách uvádzajú, že po lesných požiaroch sa abundancia a druhová diverzita drobných cicavcov rýchlo obnovuje, v dôsledku zmien vo vegetačnej štruktúre ekosystému. Miesta zasiahnuté lesným požiarom zarastajú rýchlo bylinnou vegetáciou a preto môžu byť nanovo osídľované jedným alebo viacerými druhmi terestrických drobných cicavcov. V štúdii (Hlôška et al. 2007) je uvedené, že piskory a insektivorné druhy cicavcov všeobecne osídľujú narušené biotopy po lesných požiaroch až v neskorších fázach sukcesie.

Na základe výsledkov je zrejmé, že prírodné disturbancie významne ovplyvňujú výskyt sledovaných druhov drobných cicavcov na nami študovaných trvalých výskumných plochách, a že ich abundancia a druhová diverzita úzko súvisí s časopriestorovými zmenami, hustote a sukcesionom vývoji vegetácie a na celkovej štrukturálnej komplexite biotopu po prírodných disturbanciách.

Autori Sládek & Mošanský (1985) popisujú možnosti rozšírenia a výskytu u niektorých druhov, ktoré môžu byť netypické pre dané prostredie ako neúmyselné. Vznikajú antropogénnou činnosťou. Horská turistika, šport a tým spojená výstavba rôznych zariadení, vytvárajú možnosti rozšírenia druhu aj do tých miest a oblastí, kde sa bežne nevyskytujú. Zároveň i množstvo odpadkov môže poskytovať určitú platformu pre výskyt vďaka vzniknutým a ľahko dostupným zdrojom potravy (Sládek & Mošanský 1985). Napríklad jeden z najbežnejších lesných druhov drobných zemných cicavcov, *Clethrionomys glareolus*, ktorý patrí medzi synantropné živočíchy počas premnoženia obsadzuje aj menej vhodné, suchšie plochy, kde nastáva priestorová kompetícia s inými druhmi drobných zemných cicavcov, napríklad s druhom *Apodemus flavicollis* (Drozd 1966). Podľa vyššie uvedených informácií je

možné tvrdiť, že i antropogénne činnosti ovplyvňujú biológiu, etológiu, rozšírenie a výskyt živočíchov. Podľa mnohých štúdií urbánne a zastavané plochy značne ovplyvňujú diverzitu, abundanciu a druhovú bohatosť drobných zemných cicavcov.

## 7 Záver

Cieľom diplomovej práce bola mnohorozmerná analýza terénnych dát o populačnej dynamike a zmenách početnosti drobných zemných cicavcov indukovaných disturbanciami rôzneho pôvodu, intenzity a ich časopriestorového vplyvu na taxocenózy drobných cicavcov v lesných ekosystémoch Vysokých Tatier. Uskutočnením štúdie bola potvrdená hypotéza, že sukcesné zmeny v lesných ekosystémoch v Tatranskom národnom parku spôsobené disturbanciami (lesný požiar, veterná kalamita) majú signifikantný vplyv na rozdiely v populačnej dynamike a v druhovej diverzite drobných zemných cicavcov. Výskum taktiež potvrdil i druhú hypotézu, že stresory (premenlivé charakteristiky prostredia) významne ovplyvňujú časopriestorové zmeny v distribúcii a druhovom zložení drobných cicavcov v jednotlivých fázach sekundárnej sukcesie po disturbanciách.

V iníciaľných štádiách sekundárnej sukcesie mali dominantné zastúpenie druhy *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus* a *Sorex araneus*. Populačné parametre (abundancia, druhová diverzita) v spoločenstvách drobných zemných cicavcov v neskorších fázach sukcesného vývoja začali mierne klesať. Vzhľadom k tejto skutočnosti je sukcesné štádium, vek narušeného stanovišťa, považovaný za kľúčový faktor určujúci zmenu abundancií a diverzity druhov. Výsledky nášho výskumu naznačujú, že druhová bohatosť spoločenstiev malých cicavcov v narušených oblastiach sa postupne zvyšuje počas prvých rokoch sukcesného štádia, v nasledujúcich fázach obnovy ekosystému klesá a na konci sledovaného obdobia dosahuje druhová bohatosť svoje minimum.

Štúdia potvrdila i skutočnosť, že štruktúra vegetácie a jej zmeny počas sukcesných štádií tiež ovplyvňujú zmeny v štruktúre spoločenstiev drobných cicavcov. Najvyššie hodnoty početnosti vybraných druhov dosahovali pri celkovej pokryvnosti vegetácie okolo 80%. Pri vyšších pokryvnostiach vegetácie na skúmaných plochách bol zaregistrovaný pokles abundancie drobných cicavcov.

Na základe prevedenej štúdie a výsledkov je preukázateľné, že zmeny druhového zloženia spoločenstiev závisia od hustoty a sukcesného vývoja vegetácie a vlastnostiach ekotopu po prírodných alebo antropogénnych disturbanciách.

## 8 Zoznam použitej literatúry

- Ambros M., Baláž I., Dudich A. & Stollmann A. 2005. Drobné zemné cicavce (Insectivora, Rodentia). Pp. 76 – 82. In: Gajdoš P., David S. & Petrovič F. (eds.): Národná prírodná rezervácia Parížske močiare – krajina, biodiverzita a ochrana prírody. Nitra, 195 pp.
- Ambros M., Dudich A., Miklos P., Stollmann A., Žiak D. 2010. Ryšavka tmavopása (*Apodemus agrarius*) – nový druh cicavca Podunajskej roviny (Rodentia: Muridae) Striped Field Mouse (*Apodemus agrarius*) – a new mammal species in the Danube Lowland of Slovakia (Rodentia: Muridae). 41. 5-13.
- Amori, G., Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N., Mitsainas, G. & Palomo, L. 2021. *Apodemus flavicollis* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T1892A197269879. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T1892A197269879.en>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Apodemus agrarius* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id26>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Apodemus flavicollis* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id24/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Apodemus sylvaticus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id23/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Arvicola amphibius* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id14/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Clethrionomys glareolus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id16/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Micromys minutus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id27/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Microtus agrestis* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id11/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Microtus arvalis* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id12/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Muscardinus avellanarius* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id57/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Neomys anomalus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id7/>.

- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Neomys fodiens* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id8/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Sicista betulina* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id55/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Sorex araneus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id1/>.
- Anděra M. 2021. Mapa rozšíření *Sorex minutus* v České republice. In: Zicha O. (ed.) Biological Library – BioLib. Available from <https://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id9/>.
- Anděra, M., Gaisler, J., 2012. Savci České republiky – Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academie, Praha, 285 pp.
- Anděra, M., Horáček, I. 2005. Poznáváme naše savce. 2. přepracované vydání. Sobotáles, Praha, 328 pp.
- Baláž I, Ambros M, Tulis F, Veselovský T, Klimant P, Augustiničová G. 2013. Hlodavce a hmyzožravce Slovenska. FPV UKF, Nitra. 198 pp.
- Balestrieri, A., Remonti, Luigi, Morotti, L., Saino, Nicola, Prigioni, Claudio, Guidali, F. 2017. Multilevel habitat preferences of *Apodemus sylvaticus* and *Clethrionomys glareolus* in an intensively cultivated agricultural landscape. *Ethology Ecology and Evolution*. 29:1, 38-53, ISSN 0394-9370.
- Barret G. W., Peles J. D. (eds.). 1999. *Landscape Ecology of Small Mammals*. Springer, New York, 347 pp.
- Batsaikhan, N., Henttonen, H., Meinig, H., Shenbrot, G., Bukhnikashvili, A., Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N., Mitsainas, G. & Palomo, L. 2021. *Arvicola amphibius* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T2149A197271401. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T2149A197271401.en>.
- Battisti C., Poeta G., Fanelli G. 2016. The Concept of Disturbance. In: *An Introduction to Disturbance Ecology. Environmental Science and Engineering*. Springer, Cham. Available from [https://doi.org/10.1007/978-3-319-32476-0\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-32476-0_2).
- Beato M. 1993. Gene Regulation by Steroid Hormones. In: Karin M. (eds) *Gene Expression. Progress in Gene Expression*. Birkhäuser Boston. Available from <https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6811-3>.
- Beever, A. E.; Prange, S.; DellaSala, D. A. 2019. *Disturbance ecology and biological diversity: Scale, context, and nature.*, 1st ed. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton.



- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., and Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- Blumstein D., Ozgul A., Yovovich V., Vuren D., Armitage K. 2006. Effect of predation risk on the presence and persistence of yellow-bellied marmot (*Marmota flaviventris*) colonies. *Journal of Zoology*. 270. 132 - 138. 10.1111/j.1469-7998.2006.00098.x.
- Bogdziewicz M, Zwolak R. 2014. Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *European Journal of Forest Research* 133: 1-11.
- Breuner CW, Orchinik M. 2002. Plasma binding proteins as mediators of corticosteroid action in vertebrates. *Journal of Endocrinology*. 175(1), 99-112. ISSN 0022-0795.
- Broom, D. M., Johnson, K. G. 1993. *Stress and Animal Welfare*. Springer Science & Business Media. London. p. 211. ISBN: 0412395800.
- Brown J. H. 2001. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. *Global Ecology and Biogeography* 10: 101-109.
- Carey A. B., Harrington C. A. 2001. Small mammals in young forests: implications for management for sustainability. *For. Eco. Manag.* 154: 289–309.
- Creel, Scott. (2001). Social dominance and stress hormones. *Trends in Ecology & Evolution*. 16. 491-497. 10.1016/S0169-5347(01)02227-3.
- Csanády Alexander, Krišovský Peter. 2014. Správa z výskumu plšika lieskového (*Muscardinus avellanarius*) použitím hniezdnych tubusov za rok 2014 (Košická kotlina, východné Slovensko). *Natura Carpatica*. 117-122.
- Danielson JB, Anderson GS. 1999. Habitat selection in geographically complex landscapes. In: Barrett G.W. and Peles J.D., 1999 (eds.), *Landscape ecology of small mammals*. Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.
- Dienstbier, R. A. 1989. Arousal and physiological toughness: Implications for mental and physical health. *Psychological Review*. 96 (1). 84-100.
- Dobroruka L. J., Berger Z. 2004: *Savci Evropy a Středomoří*. 1. české vydání.
- Dokulilová Martina, Suchomel Josef. 2017. Abundance of Common Shrew (*Sorex Araneus*) in Selected Forest Habitats of Moravia (Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 65(2): 401–409.

- Drozdź A. 1966. Food habits and food supply of rodents in beech forest. *Acta Theriologica*, 11: 363–384.
- Ducrest AL, Keller L, Roulin A. 2008. Pleiotropy in the melanocortin system, coloration and behavioural syndromes. *Trends in ecology & evolution*, 23(9), 502-510.
- Fleshner M, Deak T, Spencer RL, Laudenslager ML, Watkins LR, Maier SF. 1995 A long term increase in basal levels of corticosterone and a decrease in corticosteroid-binding globulin after acute stressor exposure. *Endocrinology*, 136 s. 5336-5342.
- Fons R., Grabulosa I., Saint Girons M. C., Galán-Puchades M. T., Feliu C. 1988. Incendie et cicatrisation des ecosistemas mediterraneens, dynamique du repeuplement en micromammiferes. *Vie Milieu* 38: 259-280.
- Fraterrigo JM, Langille AB, Rusak JA. 2020. Stochastic disturbance regimes alter patterns of ecosystem variability and recovery. *PLoS ONE* 15(3): e0229927.
- Fraterrigo JM, Rusak JA. 2008. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. *Ecol Lett.* 11(7):756-70.
- Ganong WF. 2005. Přehled lékařské fyziologie. Dvacáté vydání. Praha: Galén, 890 s.
- Haberl Werner, Krystufek Boris. 2003. Spatial distribution and population density of the harvest mouse *Micromys minutus* in a habitat mosaic at Lake Neusiedl, Austria. *Mammalia*. 67. 355-366. 10.1515/mamm.2003.67.3.355.
- Haim A., Izhaki I. 2000. The effect of different treatments on the community composition of small mammals in a post-fire pine forest. *Journal of Mediterranean Ecology* 1: 249- 257.
- Hayward G. F., Phillipson J. 1979. Community structure and functional role of small mammals in ecosystems. Pp. 135 – 200. In: STODDART D. M. (ed.): *Ecology of small mammals*. Chapman and Hall, London, A Halsted Press Book, John Wiley & Sons, New York, 387 pp.
- Hlôška L., Chovancová B., Chovancová G. & Šoltésová A. 2015. Drobné zerné cicavce ako indikátor zmien po kalamitnom rozpade lesných porastov. Štúdie o Tatranskom národnom parku 11 (44): 305 – 320.
- Hlôška L., Chovancová B., Kornajčík M., Kubala R. 2007. Sukcesia spoločností drobných zerných cicavcov (Insectivora, Rodentia) na kalamitných plochách TANAPu – stav po troch rokoch. In: Fleischer P. & Matejka F. (eds.): *Pokalamitný výskum v TANAPe 2007. Zborník príspevkov z konferencie, Tatranská Lomnica, 25.-26. okt. 2007*, Geofyzikálny ústav SAV, Bratislava. CD-ROM.

- Hlôška, L., Chovancová, B. & Šoltésová, A. 2008. Sukcesia drobných zemných cicavcov (Insectivora, Rodentia) na pokalamitných plochách TANAP-u. Pokalamitný výskum v TANAP-e', Zborník príspevkov, Stará lesná, pp 84-96.
- Hlôška, L., Chovancová, G., Homolová, Z. & Chovancová B. 2019. Postdisturbančná sukcesia drobných zemných cicavcov (Rodentia, Soricomorpha) v lesných ekosystémoch Vysokých Tatier, Zborník recenzovaných príspevkov z konferencie k 15. výročiu vetrovej kalamity z roku 2004 vo Vysokých Tatrách, Technická univerzita vo Zvolene 13, pp 46. HOHLÍKOVÁ, T. 2005. Najväčší tatranský požiar za posledných 50 rokov', Tatry, 2, pp. 38-39.
- Homolová, Z., Šoltés, R., Kyselová, Z. & Školek, J. 2011. Iniciálne štádia sukcesie na kalamitných plochách s rôznym typom manažovania v Tatranskom národnom parku', Štúdie o Tatranskom národnom parku, 10 (43), pp 145-156.
- Jakuš, R. 2007. Vývojová dynamika smrečín a disturbancie. In: Križová, E.; Ujházy, K. [eds.] (2007). Dynamika, stabilita a diverzita lesných ekosystémov. TU vo Zvolene, Zvolen, p. 265-268.
- Huber S, Palme R, Arnold W. 2003. Effects of season, sex, and sample collection on concentrations of fecal cortisol metabolites in red deer (*Cervus elaphus*). *Gen Comp Endocrinol.* 130(1):48-54. PMID: 12535624.
- Hutterer, R., Kryštufek, B., Fernandes, M. & Meinig, H. 2016. *Sorex minutus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T29667A115171222. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T29667A22316362.en>.
- Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N., Mitsainas, G., Meinig, H. & Juškaitis, R. 2021. *Muscardinus avellanarius* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T13992A197519168. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T13992A197519168.en>.
- Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N., Mitsainas, G., Meinig, H., Bertolino, S. & Palomo, L. 2021. *Neomys anomalus* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T29657A197521634. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T29657A197521634.en>.
- Hutterer, R., Meinig, H., Bertolino, S., Kryštufek, B., Sheftel, B., Stubbe, M., Samiya, R., Ariunbold, J., Buuveibaatar, V., Dorjderem, S., Monkhzul, Ts., Otgonbaatar, M. & Tsogbadrakh, M. 2016. *Neomys fodiens* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T29658A115170106. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T29658A22282586.en>.

- Jacob J, Manson P, Barfknecht R, Fredricks T. 2014. Common vole (*Microtus arvalis*) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest Manag Sci.* 70(6):869-78. PMID: 24293354.
- Jánský, L., Nobotný, I. 1981: Fyziologie živočichů a člověka. Učebnice pro přírodovědecké fakulty. Avicenum.
- Jentsch Anke, White Peter. 2019. A theory of pulse dynamics and disturbance in ecology. *Ecology.* 100. e02734. 10.1002/ecy.2734.
- Kaminski J. A., Davis M. L., Kelly M. 2006. Disturbance effects on small mammal species in a managed Appalachian forest. *Am. Midl. Nat.* 157: 385 – 397.
- Komov, V., Ivanova, E., Poddubnaya, N. et al. 2017. Mercury in soil, earthworms and organs of voles *Myodes glareolus* and shrew *Sorex araneus* in the vicinity of an industrial complex in Northwest Russia (Cherepovets). *Environ Monit Assess* 189, 104.
- Kowalski K., Rychlik L. 2018. The role of venom in the hunting and hoarding of prey differing in body size by the Eurasian water shrew, *Neomys fodiens*. *Journal of Mammalogy*, Volume 99, Issue 2, 3, Pages 351–362.
- Krištofik, J., Danko, Š. 2012. Cicavce Slovenska rozšírenie, bionómia a ochrana. Vydavateľstvo Veda, SAV. 711 pp.
- Kryštufek, B., Lunde, D.P., Meinig, H., Aplin, K., Batsaikhan, N. & Henttonen, H. 2019. *Micromys minutus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T13373A119151882. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T13373A119151882.en>.
- Křivohlavý, J. 2001. Psychologie zdraví. Portál. Praha. 279 s. ISBN 80-7178-7744.
- Larsen S., Omerod S. 2000. Anthropogenic modification disrupts co-occurrence in stream invertebrates. *Global Change Biology*, 20(1), s. 51–60.
- Leivesley, J.A., Stewart, R.A., Paterson, V. et al. 2021. Potential importance of urban areas for water voles: *Arvicola amphibius*. *Eur J Wildl Res* 67, 15.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, M. J. & Marchetti, M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259, 698–709.

- Losos JB, Schoener TW, Spiller DA. 2004. Predator-induced behaviour shifts and natural selection in field-experimental lizard populations. *Nature*. 432(7016):505-8. PMID: 15565155.
- Mahan C. G., Yahner R. H. 1998. Lack of population response by eastern chipmunks (*Tamias striatus*) to forest fragmentation. *Am. Midl. Nat.* 140: 382–386.
- Marsh A., Poulton S., Harris S. 2001. The Yellow-necked Mouse *Apodemus flavicollis* in Britain: status and analysis of factors affecting distribution. *Mammal Review*. 31. 203 - 227.
- Mathias, Maria da Luz, Hart, E., Ramalhinho, Graca, Jaarola, Maarit. 2017. *Microtus agrestis* (Rodentia: Cricetidae). *Mammalian Species*. Volume 49, Issue 944, 25 May 2017, Pages 23–39. Available from <https://doi.org/10.1093/mspecies/sex003>.
- Meinig, H., Zagorodnyuk, I., Henttonen, H., Zima, J. & Coroiu, I. 2016. *Sicista betulina* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T20184A115156920. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T20184A22203739.en>.
- Millspaugh JJ, Washburn BE. 2004. Use of fecal glucocorticoid metabolite measures in conservation biology research: considerations for application and interpretation. *Gen Comp Endocrinol*. 138(3):189-99. PMID: 15364201.
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Kryštufek, B., Reijnders, P. J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V., Zima, J. 1999. *Atlas of European Mammals*. The Academic Press, London. 495 pp.
- Moberg, G. P. 2000. Biological response to stress: implications for animal welfare. *The Biology of Animal Stress: basic principles and implications for animal welfare*. CABI Publishing. Wallingford, UK. p. 21. ISBN: 0851993591.
- Möstl E, Palme R. 2002. Hormones as indicators of stress. *Domest Anim Endocrinol*. 23(1-2):67-74. PMID: 12142227.
- Mošanský, L. 2012. Ryšavka krovinná – *Apodemus sylvaticus*. pp. 164-170. In. KRIŠTOFÍK, J. & DANKO, Š. (eds.). *Cicavce Slovenska rozšírenie, bionómia a ochrana*. Vydavateľstvo Veda, SAV. 711 pp.
- Mourek, J. 2012. *Fyziologie – učebnice pro studenty zdravotnických oborů, 2. doplněné vydání*. Grada. Praha. 222 s. ISBN: 8024739186.
- Mravec, Boris. *Stres a adaptácia*. Bratislava: Faber, 2011, 332 s. ISBN 978- 80-8095-067-5 ochrana. Academie, Praha, 285 pp. ISBN 978-80-200-2185-4.



- Palme, R., S. Rettenbacher, C. Touma, S. M. El-Bahr a E. Möstl. 2005: Stress Hormones in Mammals and Birds: Comparative Aspects Regarding Metabolism, Excretion, and Noninvasive Measurement in Fecal Samples. *Annals of the New York Academy of Sciences*. (1040: 162-171).
- Panzacchi M, Linnell JDC, Melis C et al. 2010. Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest–farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management*. 259: 1536-1545.
- Pearce J., Venier L. 2005. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management. *For. Eco. Manag.* 208: 153–175.
- Petrásek, Richard, ŠIMEK Vladimír, JANDA Viktor. 1992. Fyziologie adaptací u živočichů a člověka. Brno: Masarykova univerzita, 162 s. ISBN 80-210-0371-5. Praha, Aventinum, 191 s.
- Romero LM. 2002. Seasonal changes in plasma glucocorticoid concentrations in free-living vertebrates. *Gen Comp Endocrinol*. 128(1):1-24. PMID: 12270784.
- Romero LM. 2004. Physiological stress in ecology: lessons from biomedical research. *Trends Ecol Evol*. 19(5):249-55. PMID: 16701264.
- Romero, L. M., & Wingfield, J. C. 2016. Oxford series in behavioral neuroendocrinology. *Tempests, poxes, predators, and people: Stress in wild animals and how they cope*. Oxford University Press.
- Sands Jennifer, Creel Scott. 2004. Social dominance, aggression and faecal glucocorticoid levels in a wild population of wolves, *Canis lupus*. *Animal Behaviour*. 67. 387-396. 10.1016/j.anbehav.2003.03.019.
- Sapolsky, R. M., Romero, L. M., Munck, A. U. 2000: How do glucocorticoids influence stress responses? Integrating permissive, suppressive, stimulatory, and preparative actions 1. *Endocrine reviews*, 21(1), 55-89.
- Schlitter, D., van der Straeten, E., Amori, G., Hutterer, R., Kryštufek, B., Yigit, N. & Mitsain, G. 2016. *Apodemus sylvaticus* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T1904A115059104. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T1904A22423831.en>.
- Skarlandtová Hana, Fraňková Marcela, Frynta Daniel, Kittnar O. 2010. Stress and stress hormones in mammals. *Ceskoslovenská fyziologie/Ústřední ústav biologický*. 59.32-6.
- Sládek J., Mošanský A., 1985. *Cicavce okolo nás*. Osveta. Martin, 288 pp. Sobotáles, Praha, 328 pp.

- Spitzenberger F., Engelberger S. 2014. A new look at the dynamic western distribution border of *Apodemus agrarius* in Central Europe (Rodentia: Muridae). *Lynx*, s. n., 45:69-79.
- Sullivan T. P., Lautenschlager R. A. & Wagner R. G. 1999. Clearcutting and burning of northern spruce-fir forests: implications for small mammal communities. *J. Appl. Ecol.* 36: 327–344.
- Szwagrzyk, J. 2000. Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu', *Wiadomości Ekologiczne*, 46(1), pp 3-19.
- Thom Dominik, Seidl Rupert. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests: Disturbance impacts on biodiversity and services. *Biological Reviews*. 91. 10.1111/brv.12193.
- Thompson, C. M., Gese, E. M. 2013. Influence of vegetation structure on the small mammal community in a shortgrass prairie ecosystem. *Acta Theriologica* 58: 55–61.
- Turner, M. G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* 91, 2833–2849.
- Vácha, M., Bičík, V., Petrásek, R., Šimek, V., Fellnerová, I. 2013. Srovnávací fyziologie živočichů. Přírodovědecká fakulta MU, Brno.
- Vogel Peter, Gander Antoine. 2020. Live trapping design for the harvest mouse (*Micromys minutus*) in its summer habitat. *Revue suisse de Zoologie* 122(1), 143-148.
- Wang GM, Zhou QQ, Zhong WQ, Sun CL, Chen ZZ. 2001. Species richness–primary productivity relationship of plants and small mammals in the Inner Mongolian steppes, China. *Journal of Arid Environments* 49: 477–484.
- Wang Magnus, Volker Grimm. 2007. Home range dynamics and population regulation: An individual-based model of the common shrew *Sorex araneus*. *Ecological Modelling*. 205(3-4), 397-409 ISSN 03043800.
- White, P.S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Bot. Rev* 45, 229–299.
- Wingfield, J. C. 2003. Control of behavioural strategies for capricious environments. *Animal Behaviour*, 66(5), 807–815.
- Zárybnická M, Riegert J, Bejček V et al. 2017. Long-term changes of small mammals communities in heterogenous landscapes of Central Europe. *European Journal of Wildlife Research* 63(6): 1612-1642.

- Zhang, M., Wang, Y., Li, Bo., Feng, Z., Zhao, Y., Xu, Z. 2018. Synergistic Succession of the Small Mammal Community and Herbaceous Vegetation after Reverting Farmland to Seasonally Flooded Wetlands in the Dongting Lake Region, China. *Mammal Study* 43(4), 229–243.
- Zima, J. 1999. *Microtus agrestis*. In: A. J. Mitchell-Jones, G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Kryštufek, P. J. H. Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J. B. M. Thissen, V. Vohralík and J. Zima (eds), *The Atlas of European Mammals*, Academic Press, London, UK.