

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNE

AGRONOMICKÁ FAKULTA

DIPLOMOVÁ PRÁCA

BRNO 2016

KRISTÍNA ŠTEMPÁKOVÁ

Mendelova univerzita v Brně

Agronomická fakulta

Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství



**Vplyv prostredia a hospodárenia na prezimovanie
pavúkov v ulitách suchozemských mäkkýšov**

Diplomová práca

Vedúci práce:

Ing. Vladimír Hula, Ph. D.

Vypracovala:

Bc. Kristína Štempáková

Brno 2016

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Zpracovatelka: **Bc. Kristína Štempáková**
Studijní program: Zemědělská specializace
Obor: Agroekologie
Konzultant: Ing. et Bc. Jana Niedobová, Ph.D.
Název tématu: **Vliv prostředí a hospodaření na přezimování pavouků v ulitách suchozemských plžů**
Rozsah práce: 50+10

Zásady pro vypracování:

1. Vypracovat literární rešerši na téma vlivu prostředí na zimování bezobratlých, zaměřit se především na pavouky. Na zimování se zaměřit i z pohledu vlivu hospodaření na přezimování a vlivu mikrobiotopových podmínek.
2. Pomocí transektů osnímkovat vhodné lokality s výskytem konkrétních druhů bezobratlých (páskovky a skákavky zimující v ulitách). Na transektu zaznamenávat všechny environmentální proměnné v okolí sledovaných ulit (koseno/nekoseno; výška porostu, množství stařiny atd.)
3. Shromáždit dle metodiky prázdné ulity suchozemských plžů na vybraných lokalitách a z nich získat materiál zde přezimujících pavouků. Pokusit se zjistit, za jakých podmínek pavouci uvnitř ulit přezimují.
4. Statisticky zpracovat zjištěné charakteristiky a vyvodit důsledky pro hospodaření na chráněných územích.

Seznam odborné literatury:

1. HULA, V. – NIEDOBOVÁ, J. – KOŠULIČ, O. Overwintering of spiders in land-snail shells in South Moravia (Czech Republic). *Acta Musei Moraviae. Scientiae Biologicae*. 2009. sv. 94, č. 1, s. 1–12. ISSN 1211-8788.
2. LAŠTŮVKA, Z. – KREJČOVÁ, P. *Ekologie*. 1. vyd. Brno: Konvoj, 2000. 184 s. ISBN 80-85615-93-2.
3. BELLMANN H. 1999: Zur Nutzung leerer Schneckenhäuser durch Arthropoden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 169–172
4. BUCHAR, J. , RŮŽIČKA, V., 2002: Catalogue of spiders of the Czech Republic. Praha, Peres, 349 s.
5. Mikulska, I., 1961: Parental care in a rare spider *Pellenes nigrociliatus* (L. Koch) var. *bilunulata* Simon. *Nature*, 190: 365-366

Datum zadání diplomové práce: říjen 2014

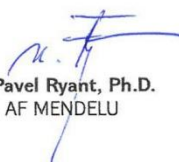
Termín odevzdání diplomové práce: duben 2016


Bc. Kristína Štempáková
Autorka práce




Ing. Vladimír Hula, Ph.D.
Vedoucí práce


doc. Ing. Josef Suchomel, Ph.D.
Vedoucí ústavu


doc. Ing. Pavel Ryant, Ph.D.
Děkan AF MENDELU

Čestné vyhlásenie

Vyhlasujem, že predloženú záverečnú prácu som vypracovala samostatne. Všetky použité literárne zdroje som uviedla v zozname použitej literatúry.

Dňa

Podpis študenta

Pod'akovanie

Touto cestou by som sa chcela pod'akovať vedúcemu práce Ing. Vladimírovi Hulovi, Ph.D. jednak za značnú pomoc pri vedení a písaní práce ako aj za neoceniteľnú spoluprácu pri mapovaní v teréne, za všetok čas venovaný riešeniu tejto práce, za množstvo hodnotných rád a nových poznatkov a v neposlednom rade za ochotu, pochopenie a trpezlivosť.

Abstrakt

ŠTEMPÁKOVÁ Kristína. Vplyv prostredia a hospodárenia na prezimovanie pavúkov v ulitách suchozemských mäkkýšov.

Práca bola zameraná na vyhodnotenie vplyvu environmentálnych charakteristík lokality a ulít na prezimovanie pavúkov v slimačích ulitách. Zber ulít prebehol v zimnom období v roku 2015 a na prelome rokov 2015/2016 na jedenástich antropogénne podmienených a post industriálnych stanovištiach. Zdokumentovaných bolo 889 ulít (*C. vindobonensis*, *X. obvia*), z ktorých bolo získaných 146 pavúkov s najväčším zastúpením záujmových druhov – *P. tripunctatus*, *P. nigrociliatus* a *S. penicillatus*. Pozitívne výsledky, v rámci environmentálnych charakteristík, priniesla prítomnosť nízkej a riedkej vegetácie, prítomnosť obnaženej pôdy a kamenitého substrátu. Zaborenie ulity pôsobilo v tomto prípade negatívne. Iné sledované charakteristiky týkajúce sa ulity, ako aj manažment neboli stanovené za určujúce faktory pre výber ulity k prezimovaniu.

Kľúčové slová: pavúky, ulity, prezimovanie, manažment, stanovište

Abstract

ŠTEMPÁKOVÁ Kristína. Effect of environment and management to overwintering of spiders in shells of terrestrial molluscs.

The work was aimed at assessing the impact of the environmental characteristics of the site and shells on overwintering spiders in snail shells. Collecting shells took place in winter 2015 and the turn of the year 2015/2016 at eleven anthropogenic and post industrial locations. 889 shells were documented (*C. vindobonensis*, *X. obvia*), of which were obtained 146 spiders with the largest representation of interest species – *P. tripunctatus*, *P. nigrociliatus* and *S. penicillatus*. Positive results within the environmental characteristics, brought the presence of low and sparse vegetation, the presence of the bare soil and rock substrate. Sinking shells has proven be negative in this case. Other observed characteristics related to the shells, and management have not been established for determining factors for the selection of shells for the overwintering.

Keywords: spiders, shells, overwintering, management, habitat

OBSAH

1	ÚVOD	1
2	CIEĽ	2
3	SÚČASNÝ STAV POZNATKOV	3
3.1	Hospodárenie na bezlesových biotopoch strednej Európy	3
3.1.1	Hlavné činnosti charakterizujúce manažment na nelesných biotopoch	4
3.1.1.1	<i>Pastva</i>	5
3.1.1.2	<i>Pôsobenie pastvy na pavúkov</i>	7
3.1.1.3	<i>Kosenie a jeho porovnanie s pastvou</i>	9
3.1.1.4	<i>Pôsobenie kosenia na pavúkov</i>	11
3.1.1.5	<i>Vypaľovanie</i>	11
3.1.1.6	<i>Pôsobenie vypaľovania na pavúkov</i>	13
3.2	Biotopy ovplyvnené hospodárením	14
3.2.1	Vápnité slatiny	14
3.2.2	Trávniky na vápencovom podloží	15
3.2.3	Suché trávniky	16
3.2.4	Skalnaté biotopy a vápencové skaly	17
3.2.5	Vresoviská	17
3.3	Post industriálne stanovišťa	18
3.3.1	Kameňolomy	19
3.3.2	Výsypky	20
3.3.3	Pieskovne a štrkopieskovne	21
3.3.4	Cestné a železničné násypy	22
3.3.5	Vojenské priestory	24
3.4	Vybrané druhy ulitníkov	25
3.4.1	<i>Cepaea vindobonensis</i> (Férussac, 1821).....	25
3.4.2	<i>Xerolenta obvia</i> (Menke, 1828).....	26
3.5	Pôsobenie manažmentu v krajine na ulitníky	27
3.6	Väzba bezstavovcov k ulitám a prezimovanie v nich	28
3.6.1	Prezimovanie pavúkov v ulitách	30
3.6.2	Vybrané druhy pavúkov s väzbou k ulitám	34
3.6.2.1	<i>Pellenes tripunctatus</i> (Walckenaer, 1802).....	34
3.6.2.2	<i>Pellenes nigrociliatus</i> (Simon, 1875).....	34
3.6.2.3	<i>Sitticus penicillatus</i> (Simon, 1875).....	35
3.6.2.4	<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871).....	36
3.6.2.5	<i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778).....	36
4	MATERIÁL A METODIKA	38

4.1	Spôsob zberu ulít	38
4.2	Metodika hodnotenia okolitej vegetácie	39
4.3	Navštívené lokality.....	40
4.3.1	Národná prírodná pamiatka Malhotky.....	40
4.3.2	Národná prírodná pamiatka Stránská skála	41
4.3.3	Prírodná pamiatka Bílá hora	42
4.3.4	Lom Hády - stred.....	42
4.3.5	Prírodná rezervácia Milovická stráň.....	43
4.3.6	Národná prírodná rezervácia Děvín-Kotel-Soutěska.....	44
4.3.7	Prírodná pamiatka Kamenný vrch u Kurdějova	44
4.3.8	Prírodná pamiatka Růžový kopec	45
4.3.9	Prírodná pamiatka Lom Janičův vrch	46
4.3.10	Národná prírodná pamiatka Pouzdřanská step - Kolby	46
4.3.11	Európsky významná lokalita Člupy.....	47
5	VÝSLEDKY	49
5.1	Výsledky jednotlivých navštívených lokalít	50
6	DISKUSIA	53
7	ZÁVER	59
8	POUŽITÁ LITERATÚRA	60
9	PRÍLOHY.....	69

1 ÚVOD

Zem skrýva ohromnú druhovú diverzitu, no každý druh, resp. populácia určitého druhu má svoje špecifické nároky na prostredie, ktoré obýva. Tieto, pre neho vhodné podmienky stanoviska, mu umožňujú ako samotnú existenciu, tak vývoj či rozmnožovanie, teda zabezpečenie budúcej generácie. Na základe rozsahu pôsobenia určitých ekologických faktorov prostredia sú však určité skupiny organizmov citlivejšie a náchylnejšie na isté zmeny v jeho prostredí. Na jednej strane sa jedná o určitý vývoj alebo sukcesiu na danom stanoviisku, ktorý prináša so sebou aj zmeny v druhovom rozlíšení či zložení. Ďaleko rozsiahlejší a dynamickejší je však vplyv samotného človeka.

V poslednom období sa stretávame s čoraz častejšími správami a informáciami týkajúcimi sa len negatívneho a deštruktívneho dopadu človeka na životné prostredie. V krajine sa však vyskytujú aj biotopy s pomerne vysokým zastúpením ohrozených, vzácných či inak významných druhov, ktoré by na danom stanovišti nejstvovali bez ľudského pričinenia. Jedná sa teda o antropogénne podmienené teplé stepné biotopy a post industriálne stanovištia. Predstava, že sa dané územia budú správne vyvíjať a prosperovať iba vďaka činnosti samotnej prírody je preto veľmi mylná. Ponechaním prirodzenej sukcesie sa tieto druhovo bohaté biotopy znehodnocujú a podmieňujú rozšírenie menej citlivých popripade invazívnych druhov. Správnym manažmentom a ochranou týchto vzácných stanovišť možno zachovať či podporiť aj vzácne a ohrozené druhy obývajúce tieto stanovištia, s tým súvisiace aj ovplyvnenie existencie často krát vzácných druhov pavúkov viazaných na prezimovanie v ulitách.

Táto práca je venovaná problematike vplyvu hospodárenia človeka ako aj podmienok prostredia na prezimovanie bezstavovcov, konkrétne pavúkov v ulitách suchozemských mäkkýšov.

2 CIEĽ

Cieľom diplomovej práce je vypracovanie literárnej rešerše na danú tému – Vplyv prostredia a hospodárenia na prezimovanie pavúkov v ulitách suchozemských mäkkýšov. Ďalším krokom je samotná práca v teréne a teda výskum, ktorého súčasťou je splnenie viacerých bodov potrebných k vyvodu záverov v čo najkvalitnejšom rozsahu.

Jednotlivé body, resp. postupy práce v teréne sú založené na:

- Osnímkovanie vopred vytipovaných, vhodných lokalít s výskytom slimačích ulít pomocou transektov.
- Zápis významných skutočností viažucich sa jednak k daným ulitám ako aj k samotnému transektu.
- Zhromaždenie zozbieraného materiálu s následnou determináciou druhov

Po uskutočnení determinácie druhov pavúkov a zjednotení všetkých významných informácií a faktov charakterizujúcich príslušné lokality či transekty, vyvodiť závery vplyvu daných podmienok prostredia ako aj hospodárenia na prezimovanie pavúkov v ulitách. Zamerať sa na početnosť prezimujúcich druhov, druhovú diverzitu, samotnú príčinu výberu danej lokality, resp. ulity k prezimovaniu ako aj ďalšie skutočnosti odzrkadľujúce vplyv týchto faktorov.

3 SÚČASNÝ STAV POZNATKOV

3.1 Hospodárenie na bezlesových biotopoch strednej Európy

História bezlesových biotopov začína už v poslednom glaciále, kedy väčšinu nižších polôh strednej Európy pokrývala suchá a chladná step. Klíma bola silne kontinentálna, s minimom zrážok, mrazivými zimami a relatívne teplými letami. Ústup ľadovcov je charakteristický návratom lesa, no step, ktorá tu pretrvala od glaciálu, nezmizla úplne. V období boreálu zaujímala prevažnú časť nižších polôh. V atlantiku, kedy bolo podnebie vlhkejšie a teplejšie než dnes, sa pomer lesa ešte zvýšil. V tomto období však nastupuje významný faktor, ktorým je neolitický poľnohospodár so svojimi domácimi zvieratami. Prednostne osídľuje nelesné enklávy nížin a pahorkatín a svojou činnosťou nástup lesa zastavuje. Nelesná flóra a fauna sem však neprenikla až s príchodom poľnohospodára. Väčšina druhov tu bola už predtým a nástup poľnohospodárstva len hral v ich prospech.

Nasledujúce tisícročie po príchode poľnohospodára si možno predstaviť ako postupný ústup lesa v prospech nelesných biotopov, ktorý však prebiehal veľmi pozvoľne, s mnohými zvratmi a prerušeniami.

Na prelome 18. a 19. storočia dochádza ku skutočnej poľnohospodárskej revolúcii. Zavedenie nových plodín ako zemiaky či repa, umožnilo skoncovanie s pastvou v lesoch, ale aj na neprístupných a málo úživných pozemkoch. Rýchlo narastal počet obyvateľov a pokroky v dopravnej technológii umožnili dovážať lacnú bavlnu zo zámoria, čo eliminovalo kedysi významný chov oviec na minimum. Následkom bolo jednak zornenie pastvín a úhorov, jednak zarastanie či zámerné zalesnenie strmých strání, riečnych údolí a podobných inak nevyužitelných miest. Práve z tejto doby sa datujú prvé známe straty fauny bezlesia.

Následné sceľovanie pozemkov v 20. st. nahradilo jemnú mozaiku rôzne obhospodarovaných plôch uniformnými lánmi, na ktorých prežijú len tie najodolnejšie živočíchy. Likvidovali sa ťažko obhospodarované enklávy ako mokrade, medze a stepné stráne. Užívanie insekticídov hubilo citlivejšie druhy, masívne dávky hnojív menili na nepoznanie vegetáciu poľných a lesných lemův, priekop a zvyškových medzí. Na mieste druhovo bohatých spoločenstiev sa presadili chudobné zmesi druhov

schopných obstáť v prostredí s nadbytkom živín. Intenzifikácia poľnohospodárstva zasiahla spočiatku hlavne nížiny a pahorkatiny, neskôr tento trend pokračoval aj v kopcovitých a podhorských oblastiach.

S intenzifikáciou poľnohospodárstva pokračovala paradoxne aj historicky ovplyvnená expanzia lesa, ktorá začala už v 19. st. Človek sa pričínal o šírenie lesa dokonca aj do miest, kde sa predtým žiadny les nevyskytoval a kde dané zalesnenie nesľubovalo ani žiadny hospodársky úžitok. Zalesňované boli aj skalnaté rokliny, strmé riečne kaňony a vyprahnuté stepné lavy. Keďže na týchto málo úživných lokalitách sa pôvodným druhom stromov vodilo len ťažko, boli tu vysádzané agáty, pajasene žliazkaté či borovice čierne, ktoré boli menej citlivé na tieto nehostinné podmienky.

Od konca 70. rokov sa proti postupujúcej devastácii začínajú stavať prírodovedci a ochranári, čo viedlo k vzniku prvotných rezervácií. Väčšina týchto nelesných rezervácií však bola ponechaná bez zásahu človeka v predstave, že pokiaľ je chránená pred ľudskými zásahmi, pôvodná flóra a fauna sa obnoví. Túto stratégiu spočiatku podporovali aj pozorovania z terénu. Hlavne pasiené lúky totiž krátku dobu po skončení pastvy bohato rozkvitnú. Ochudobnenie flóry a fauny nastúpi až neskôr. Dlhodobý vývoj však málokto pozoroval.

Zatiaľ čo priama likvidácia stanovišť, chemizácia a meliorácia pôsobili prevažne v minulosti, v súčasnosti sú najväčšími rizikami pre faunu na jednej strane nevhodná starostlivosť o chránené územia, na strane druhej nevhodné aktivity typu najrôznejších dotácií, zalesňovanie neproduktívnych enkláv a nekonceptného krajinného inžinierstva (Konvička et al., 2005).

3.1.1 Hlavné činnosti charakterizujúce manažment na nelesných biotopoch

Medzi hlavné činnosti súvisiace so zachovaním potrebného a prosperujúceho charakteru krajiny a s ním súvisiacich druhov bezstavovcov patrí pastva, odstraňovanie náletových či invazívnych druhov drevín a krov, kosenie a vypaľovanie.

3.1.1.1 Pastva

Tradičným spôsobom hospodárenia, ktoré udržiava vysokú biodiverzitu stepného spoločenstva je pastva. Pastva s optimálnym zaťažením bola vždy najprirodzenejším a najlacnejším spôsobom obhospodarovania v týchto podmienkach. Najvhodnejšími sú ovce v kombinácii s menším počtom kôz. Kým ovce spásajú hlavne trávové porasty, kozy okusujú aj zmladzujúce kry. Vďaka pastve sa na lokalite nehromadí veľké množstvo biomasy a je zabránené jednak šírenie nežiaducich drevín. Práve hromadením a následným rozkladom starej biomasy sa do pôdy dostáva veľké množstvo živín, najmä dusíku. Zvýšený prísun živín následne napomáha nástupu nitrofilných druhov. Tieto druhy sa dokážu rýchlo šíriť a vytlačiť z trávnatých spoločenstiev množstvo ochranných cennejších rastlín. Takúto životnú stratégiu uplatňujú napríklad dva druhy tráv – ovsík obyčajný (*Arrhenatherum elatius* Linnaeus, 1819) a smlz kroviskový (*Calamagrostis epigejos* Linnaeus). Navyše nahromadená hmota zaberá priestor, vytvára tienisté miesta a mení tak vlhkosť pomery (Slavík, 2006). Pastvu je ale nutné posudzovať v závislosti na realizovanú redukciu stromového krytu, pretože pastva je v danej súvislosti integrujúcim prvkom, ktorý má mimo iné za úlohu aj obnovu xerotermofilných spoločenstiev na predtým zatienených plochách. Pri pastve sa má brať do úvahy plocha, ktorá má byť spásaná, približne v akom časovom horizonte, pri akom pastevnom zaťažení a aký má byť stav prepásaných porastov pred ukončením pastvy (Veselý, Havlíček, 2011). To sú základné faktory, ktoré by mali byť priebežne kontrolované, aby nedošlo k znehodnoteniu biotopu zaťažením počtu zvierat, či naopak k ponechaniu dlhšie pôsobiacej sukcesii.

Zmeny súvisiace s intenzitou pastvy súvisia so zmenou jednak rastlinného spoločenstva a taktiež aj v zložení a rozmanitosti bezstavovcov. Ponechanie daných stepných lokalít bez pastvy podnieti vznik určitej rastlinnej spoločnosti s ktorou často krát súvisí aj určitá skupina bezstavovcov.

V prípade rovnokrídlovcov je vplyv pastvy druhovo špecifický. Napríklad zvýšený pastevný tlak spôsobuje zníženie početnosti rodu *Euchorthippus* sp., opačný prípad, a teda pozitívny dopad tohto manažmentu je v prípade druhu *Omocestus petraeus* (Brisout de Barneville, 1856), ktorého životné podmienky sú viazané na lokality s nízkym porastom, resp. žiadnym. Všeobecne ale platí, že pastva pôsobí pozitívne na početnosť tejto skupiny. Ponechanie lokality bez pastvy, ale aj samotná

intenzívna pastva pôsobí v tomto prípade deštruktívne. Druhovú bohatosť taktiež kolíše v priebehu tahto amnažmentu. Najvhodnejšia je pastva rotačná, ktorá umožňuje priestorovú a časovú heterogenitu v štruktúre vegetačného porastu, čo je pre rovnokrídlovcov podstatným faktorom (Fonderflick et al., 2014).

Výrazný vplyv pastvy je potvrdený aj u chvostoskokov. Bola dokázaná dokonca o 50 % vyššia početnosť tejto skupiny v prípade vyššieho pastevného zaťaženia. Takisto druhová diverzita je silne ovplyvnená jednak expozíciou, ale aj pastvou. Zmena sa prejavuje znížením druhovej diverzity v prípade pastvy intenzívnej, čo znamená, že diverzita u tejto skupiny na rozdiel od početnosti so zvyšujúcim sa pastevným tlakom klesá. Výrazne pozitívne reagujú aj na intenzívnu pastvu druhy rodu *Lepidocyrtus* [*L. cyaneus* (Tullberg, 1871), *L. lanuginosus* (Gmelin, 1788), *L. curvicollis* (Bourlet, 1839) či *L. paradoxus* (Uzel, 1891)]. Naopak v prípade nižšieho pastevného pôsobenia dominovali druhy rodu *Orchesella* sp.a druh *Entomobrya lanuginosa* (Nicolet, 1841). Chvostoskoky, ako mikrofagne a detritorné druhy, sú viazané na mikroflóru, podložie a dostupnosť rastlinného materiálu. Tieto faktory sú ovplyvňované do veľkej miery práve pastvou [(Dombos, 2001) cit. podľa (Frank, McNaughton, 1992, 1993)].

Tak isto aj v prípade chrobákov je potvrdená zmena v druhovom zložení a celkovej početnosti. Bez pastvy dochádza k rapídneho poklesu druhovej diverzity až o polovicu už po niekoľkých rokoch. Veľmi citlivými druhmi sú v tomto prípade najmä *Asida sericea* (Olivier, 1795), *Coniocleonus nigrosuturatus* (Goeze, 1777) či *Poecilus sericeus* (Fischer von Waldheim, 1824). Jedná sa o typické stepné druhy, ktorým vyhovuje nízka vegetácia, a teda druhy silne viazané na pastvu. V prvých dvoch prípadoch, bolo dokázané, že už po štyroch rokoch došlo k radikálnemu poklesu populácií týchto druhov viac než o polovicu. Taktiež v prípade určitých fytofágnych druhov chrobákov dochádza v menšom rozsahu k poklesu. To je spôsobené práve odpoveďou určitých rastlinných druhov na absenciu pastvy, druhov, ktorými sa fytofagne skupiny chrobákov živia. Naopak nárast druhovej diverzity je potvrdený na lokalitách bez pastvy v počiatočnej fáze sukcesie. Jedná sa najmä o trávniky, ktoré boli v minulosti veľmi intenzívne pasené. V prípade opätovnej pastvy v rovnakom meradle, dochádza k zníženiu druhovej diverzity. Nárast v tomto prípade je daný kolonizáciou nových druhov, najmä saprofágnych chrobákmi a predátormi (Fadda, 2008).

3.1.1.2 Pôsobenie pastvy na pavúkov

Rôznorodosť vplyvu pastvy v rámci určitých skupín či druhovej diverzity platí aj u pavúkov. Na túto skutočnosť poukázali aj Hemm a Höfer v roku 2012, ktorí skúmali vplyv pastvy na epigeické druhy pavúkov v južnom Nemecku, na xerothermných lokalitách. Zaujímavý bol najmä rozdiel v odpovedi na pastvu u vzácných druhov. Ich početnosť sa zvyšovala na pasiených štrkovitých a piesčitých trávnikoch, ale nie na ruderálnych. Celkový počet pavúkov pritom najviac stúpol na ruderálnych plochách. Ako odôvodnenie je uvedená podobnosť štruktúry habitatov medzi piesčitými trávnikmi, kde je výskyt ohrozených druhov najvyšší a štrkovitými trávnikmi, ale po pastve. Po nej totiž došlo k vytvoreniu nízkeho porastu, vyššieho množstva lišajníkov a machov a celkovo vhodným podmienkam pre kolonizáciu týchto vzácných druhov. Na nepasiených štrkovitých trávnikoch boli dominujúce denné druhy z čeľadi Lycosidae, ďalej z rodov *Micaria* sp., *Phrurolithus* sp., *Zodarion* sp., *Xysticus* sp. a i. Na pasiených bolo odchytených zväčša nočných druhov (čeľade Gnaphosidae, Dysderidae, Liocranidae, rody *Clubiona* sp., *Cheiracanthium* sp.). Pozoruhodný bol prípad

u pavúkov, ktoré sa vyskytovali aj na piesčitých aj štrkovitých trávnikoch, no s rozdielnymi reakciami na pastvu. Išlo najmä o druhy *Haplodrassus dalmatensis* (L. Koch, 1866), *Trichopterna cito* (O. P.-Cambridge, 1872) a *Zelotes electus* (C. L. Koc, 1839). Pozitívna reakcia, a teda zvýšenie počtu jedincov, bola v tomto prípade na štrkovitých trávnikoch, na piesčitých nebola zaznamenaná reakcia žiadna (Hemm, Höfer, 2012).

Z ďalších možno spomenúť prácu autorov Szinetár a Samu (2012), ktorí sledovali účinok pastvy na troch rozdielných stanovištiach líšiacich sa intenzitou pastvy. Všeobecne bola v tomto prípade dokázaná vyššia druhová diverzita, vyššie počty ako jednotlivcov, tak celých taxónov v prípade lokalít extenzívne pasiených, resp. vôbec nepasiených. Extenzívna či žiadna pastva vyhovovala čeľadi Hahnidae, Lycosidae (väčšia časť radu *Alopecosa* sp.). Na druhej strane však značné množstvo menších druhov radu *Alopecosa* sp. (najmä *Pardosa* sp. a *Xerolycosa* sp.) boli početnejšie na lokalitách s vyšším pastevným zaťažením. Okrem nich to bola ešte čeľaď Linyphidae a Thomisidae. Celkovo sa jedná o druhy tolerantné voči narušeniu biotopu, ku ktorému dochádza vplyvom intenzívnej pastvy. Medzi ne patrili druhy *Pardosa agrestis*

(Westring, 1861), *Xysticus kochi* (Thorell, 1872), *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836) či *Ostearius melanopygius* (O. P.-Cambridge, 1879). Tieto druhy majú širšiu ekologickú amplitúdu a nie sú viazané na prírodné alebo taktiež prírode blízke biotopy. Preto pre druhy, ktoré sú viazané na prírodné biotopy vyhovovala pastva občasná. Pastva však nemení len na fyzikálne narušenie na danom stanovišti, ale aj trofické vzťahy [(Szinetár, Samu, 2012) cit. podľa (Meyer, Reinke, 1996)]. Tento fakt sa odzrkadlil na zníženom počte odchytených pavúkov (po pastve), ktorých životné podmienky sú viazané na vyššiu vegetáciu [(Szinetár, Samu, 2012) cit. podľa (Greenstone, 1984)]. Jeden z najdôležitejších zistení je však fakt, že tento kvalitatívny rozdiel medzi nepasenými a občasne pasenými lokalitami je relatívne malý v porovnaní s kvantitatívnym rozdielom v extenzívnej a intenzívnej pastve. Extenzívna pastva zastavuje sukcesiu a vytvára tak priaznivý stav aj pre vzácne druhy, pričom určité narušenia, s ňou spojené, ovplyvňujú len minimálne skladbu pavúkov. Zo vzácných druhov, ktoré jednak predstavovali aj nové maďarské nálezy, boli odchytené na extenzívne pasených stanovištiach napríklad *Chalcoscirtus brevicymbialis* (Wunderlich, 1980), *Panamomops inconspicuus* (Miller, Valešová, 1964) a *Ipa terrenus* (L. Koch, 1879). Z toho vyplýva, že extenzívnou pastvou možno zabezpečiť pretrvanie aj týchto vzácných druhov, pričom nevhodná a rušivá extenzívna pastva spôsobí prienik tolerantnejších pavúkov so širšou ekologickou amplitúdou (Szinetár, Samu, 2012).

Vo väčšine prípadov význam pastvy na spoločenstvo pavúkov priamo súvisí s jeho účinkami na štruktúru vegetácie. Pri krátkej ale intenzívnej pastve je zaznamenaná nižšia druhová diverzita ako u dlhšej a extenzívnej pastvy, pretože rozmanitosť a počet lokalít vhodných druhu viažuce sa na vyššiu vegetáciu pre stavbu pavučín je nižšia u kratšie trvajúcich intenzívnych pastiev. Avšak tento spôsob pastvy môže byť zas vhodný pre špecializované druhy, ktoré vyžadujú relatívne vyššie teploty a otvorené plochy pre lov koristi [(Natural England, 2003) cit. podľa (Rushton & Eyre, 1992)].

3.1.1.3 Kosenie a jeho porovnanie s pastvou

Kosenie patrí medzi tradičné spôsoby využívania trávnych porastov. Jedná sa o oddelenie časti nadzemnej rastlinnej biomasy od strniska v určitej výške (najčastejšie medzi 3 – 10 cm nad povrchom zeme). Uskutočňuje sa rôznymi spôsobmi: ručné kosenie kosou, kosenie malou mechanizáciou – požívané hlavne na svahoch a pozemkoch s nerovným terénom či kosenie samojazdnými a traktorovými sekačkami (Mládek et al., 2006).

Doporučené je práve mozaikové kosenie. Na rozdiel od pastvy, kedy cieľový manažment obmedzujú zvyklosti a nároky zvierat, je v tomto prípade možné vytvorenie jemnejšej mozaiky kosených a dočasne nekosených plôch (Konvička et al., 2005).

Pre podporu širokej škály organizmov je výhodnejšie kosenie veľkých pozemkov rozdeliť na niekoľko termínov, aby bola zaistená dostatočná potravná ponuka pre hmyz ale aj stavovce.

Pri kosení je z porastu odstraňovaná jednorázovo väčšina biomasy, čo podporuje rast aj menej konkurenčne zdatných druhov a vo väčšine prípadov zaisťuje zachovanie druhovej pestrosti porastu (Mládek et al., 2006).

Ak porovnáme pastvu a kosenie, zdá sa byť pozitívnejším a prínosnejším spôsobom práve pastva. Nedá sa ale povedať, že kosenie nemá žiaden úžitok. Pozitívny či negatívny vplyv týchto manažmentov je za rôznych okolností odlišný – či už porovnáваме samotné biotopy či vplyv manažmentov za daných ročných období a následne dopad manažmentu na určité sledované okolnosti. V lete prináša pastva kvalitnejšie výsledky než kosenie, pričom v jeseni je to naopak. Na úživných pôdach sa zdá byť pastva vhodnejším manažmentom než kosenie (Tälle et al., 2016).

Pastva za primerane nízkych stavov dobytku má schopnosť postupne vytvoriť mozaiku silne a slabo spásaných plôšok s rôznou výškou porastu, na rozdiel od kosenia, ktoré väčšinou porast znižuje naraz a rovnomerne na celej ploche. Veľký význam majú v tomto prípade nedopasené plôšky. Všeobecne platí, že ak podiel všetkých týchto plôšok v poraste nepresahuje 30 %, tak je plošné kosenie po každom cykle nevhodné, pretože sú dôležité pre prežitie určitých skupín rastlín či hmyzu. V prípade pastvy má dobytok tendenciu prednostne spásat' niektoré druhy rastlín, zatiaľ čo iným sa vyhýba, čím taktiež ovplyvňuje dostupnosť hostiteľských rastlín pre špecializované bylinožravé druhy.

Pasúci sa dobytok sám o sebe vytvára v trávnych porastoch prostredie pre výskyt niektorých skupín bezstavovcov, ktoré sa na kosených plochách nevyskytujú; okrem parazitov a krv cicajúcich článkonožcov sa jedná aj druhy viazané na trus. Sú to najmä larvy dvojkrídlavcov či chrobáky (Mládek et al., 2006).

Pastva väčšinou prináša pozitívne výsledky (zvýšenie diverzity, zvýšenie počtu jedincov a pod.) v kratšej dobe než kosenie. Oveľa pozitívnejšie sa ale zdá byť kosenie po uplynutí určitého času, kedy sa sledované faktory začínajú pozitívne prejavovať aj tu, pričom veľa krát v ešte väčšom rozsahu (Tälle et al., 2016).

Nemožno preto konštatovať, že všetkým bezstavovcom vyhovuje viac pastva než kosenie. Napríklad v prípade rovnokrídlavcov sú druhy, ktoré sú vyslovene citlivé na kosenie a teda pozitívne reagujú iba na pastvu. Možno spomenúť druh z podradu koníkov - *Gomphocerippus rufus* (Linnaeus, 1758). Tento fakt je daný aj tým, že danému druhu jednak vyhovuje mechanické narušenie pôdy, ktoré vzniká aj po pohybe pasúcich sa zvierat a všeobecne preferuje teplejšie a suchšie stanovištia, ktoré vo väčšej miere zabezpečí skôr pastva než kosenie. Naopak intenzívne kosenie vyhovuje druhom *Euthystira brachyptera* (Ocskay, 1826) a *Chorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821). Všeobecne však vo všetkých prípadoch platí, že počet druhov ako aj samotných jedincov stúpa s menšom vzdialenosťou k už spomenutým významným nedopaseným plôškam (Rada et al., 2014).

Motýle preferujú vo všeobecnosti nekosené lokality. Avšak existujú určití špecialisti, ktorým vyhovujú rozdielne spôsoby kosenia. Druhy ako *Boloria dia* (Linnaeus, 1767) či *Phengaris teleius* (Bergsträsser, 1779) preferujú vykosené lokality do pruhov. Iné je to v prípade napríklad druhov *Aricia agestis* (Denis & Schiffermüller, 1775) alebo *Phengaris nausithous* (Bergsträsser, 1779), ktorým vyhovuje kosenie do blokov. Z chrobákov sú to najmä bystrušky, ktorým kosenie nevyhovuje. Čo sa týka ostatných skupín, v prípade nezmeneného počtu zaznamenaných druhov po kosení, sa jedná o druhy menej citlivé na rušivé vplyvy okolia (Cizek et al., 2012). Zvláštnosťou sú poniektoré druhy zo skupiny malých motýľov (Microlepidoptera), ktorým sa až taká pozornosť nevenuje. Na rozdiel od ostatných motýľov je v tejto skupine (mole, víjačky apod.) veľa špecializovaných druhov či už na kosené alebo nekosené lokality (Šumpich, Konvička, 2012).

3.1.1.4 Pôsobenie kosenia na pavúkov

Vplyv kosenia na pavúkov taktiež nemôže zostať bez povšimnutia. Na rozdiel od pastvy má však skôr negatívny účinok. V častejších prípadoch dochádza k poklesu druhovej diverzity. Opačný prípad väčšinou nastáva u jedincov konkrétnych druhov, ktoré sa v krajine bežne vyskytujú a je ich dostatok. Tieto vplyvy sa prejavujú viac v letnom období. Ešte významnejší je dopad kosenia na vzácne druhy, ktoré tento spôsob manažmentu vôbec nepreferujú a dochádza tak k ich významnému poklesu. (Decler, 1990). Obzvlášť citlivé sa zdajú byť druhy z čeľadí Hahniidae a Clubionidae, Určité druhy z čeľade Clubionidae sú viazané na suché stonky rôzneho trstia, ktoré využívajú jednak aj k prezimovaniu. Ich pokosením tak dochádza k výraznému poklesu jedincov. Kosenie v zime je potom obzvlášť škodlivé pre túto skupinu. V prípade čeľade Hahniidae, si druhy tejto skupiny stavajú príbytky v malých priehlbínach v zemi. Tieto miesta sú potom narušené žacím strojom. Pozitívne na kosenie reagujú iba druhy, ktorých životné podmienky sú spojené s podmienkami vlhkejších stanovišť, resp. otvorených biotopov [*Arctosa* sp., *Trochosa* sp. – napr. *T. spinipalpis* (F. O. P.-Cambridge, 1895)] (Cattin et al., 2003).

Kosenie sa teda zdá byť nevhodným manažmentom pre túto skupinu bezstavovcov. Bolo dokázané, že aj keď vykosená plocha zostala niekoľko rokov neporušená a mohla byť tak kolonizovaná opäť pôvodnými druhmi, vždy bola variácia spoločenstva a druhová diverzita väčšia na susedných lokalitách. Táto skutočnosť je dôležitá aj v otázke prezimovania, keď sú nevhodným manažmentom určité druhy pavúkov ešte väčšmi ohrozené, pretože spôsob ich prezimovania sa viaže na vyššiu vegetáciu (Schmidt et al., 2008).

3.1.1.5 Vypaľovanie

V minulosti bolo vypaľovanie omnoho častejšie než je to v súčasnosti. Práve účinok vypaľovania často krát určovalo podobu výhrevných stepných trávnikov. Najčastejším obdobím pre tento manažment je predjarné obdobie a jeseň. Ešte aj v súčasnosti sa môžeme stretnúť s hospodárskymi maloroľníkmi, ktorí s príchodom jari vypaľujú výhrevné pastviny, aby ich zbavili stariny a pripravili na sezónu.

Nedôverčivosť voči tomuto manažmentu, či už zo strany verejnosti alebo mnohých ochranárov, zapríčinil ústup od vypaľovania. O pôsobení ohňa na stredoeurópske krajiny sa vie len málo – výnimkou sú len vresoviská, kde je vypaľovanie nenahraditeľné.

Všeobecné zásady:

- Vypaľovanie je obzvlášť vhodné pre veľké a zanedbané územia, kde iné možnosti (napríklad vyhrabanie stariny) neprichádzajú do úvahy kvôli veľkej rozlohe.
- Vypaľovanie sa uskutočňuje v zime alebo pred jarou, a to mozaikovito alebo v pruhoch. Je potrebné dbať na to, aby sa vypálené plochy striedali s plochami nevypálenými. Plochy sa nevypaľujú veľmi často, spravidla je to raz za niekoľko rokov.
- Po vypálení je vhodné zaviesť veľmi krátkodobú extenzívnu pastvu (resp. len prepásanie) či mozaikovité kosenie (Konvička et al., 2005).

Okrem vresovísk je odporúčaným manažmentom hlavne pre piesčiny a suché trávniky. Naopak nežiaduce je vypaľovanie plôch so smlzom kroviskovým, ktorý sa týmto zásahom veľmi podporí v šírení pomocou podzemných orgánov.

Aj keď sa vypaľovanie uskutočňuje aj v zime, ako najvhodnejší termín je práve pred jarou (najlepšie marec), kedy je starina už dostatočne preschnutá, ale pôda je po zime ešte značne vlhká, resp. zmrznutá. Riziko nekontrolovateľného požiaru je tak nižšie a väčšina bezstavovcov je v túto dobu lokalizovaná hlboko v pôde.

Súčasnou legislatívou je v Českej republike vypaľovanie trávnych porastov zakázané. Vždy je nutné žiadať o výnimku obecný úrad, prípadne orgány ochrany prírody a uvedomiť hasičské služby (Mládek et al., 2006).

Čo sa týka vplyvu vypaľovania na určité organizmy, tento spôsob vedie k úplnému obnaženiu povrchu zeme, čo je pre niektoré druhy nenahraditeľnou podmienkou pre život. Bolo dokázané, že u rôznych skupín bezstavovcov dochádza k zvýšeniu populácie po vypálení v rôznych časových intervaloch. Napríklad u pavúkov, chrobákov alebo mravcov dochádza k relatívne rýchlej obnove populácie, zatiaľ čo u dvojkřídlavcov, strapiek (Thysanoptera) alebo rovnokřídlavcov trvá obnova dlhšie. U blanokřídlavcov nebola potvrdená nejaká významná zmena. Taktiež ročné obdobie, v ktorom dochádza k vypaľovaniu lokality hrá dôležitú úlohu v početnosti bezstavovcov. V prípade mravcov však nehrá až takú dôležitú rolu, všeobecne u nich

platí, že ich populácia sa zvyšuje ak sa na danom stanovišti uskutočňuje tento manažment. Takisto je to v prípade aj rovnokrídlovcov aj keď obnova populácie trvá dlhšie (Tap, 1996).

Výrazne pozitívne pôsobí vypaľovanie na druhy lesných okrajov. Bolo dokázané, že počet týchto druhov a jednak aj početnosť jedincov sa zvyšuje so stupňujúcou frekvenciou vypaľovania. Zvýšená druhová diverzita bola potvrdená aj v prípade včiel, ôs a čeľade pestricovité z radu dvojkridlovcov, keďže po požiari je taktiež zvýšený počet kvitnúcich rastlín [(Moretti et al., 2004) cit. podľa (Moretti et al., 2002)]. Pozitívny účinok ohňa sa prejavil aj v prípade ploštíc či zlatoočiek alebo saproxylických čeľadí chrobákov - fúzačovité, krasoňovité či roháčovité, ktorých životné podmienky sú viazané na prítomnosť odumretého dreva. Druhová diverzita klesá v prípade rovnakonožiek, chrobákov z čeľade nosáčikovité a taktiež aj u mravcov navzdory ich rýchlej obnove a vyššej početnosti, ako už bolo spomenuté. Čo sa týka ohrozených druhov, ich diverzita stúpa pôsobením ohňa, ktorý sa pravidelne opakuje. Takisto pozitívne pôsobí na epigeické druhy, svetlomilné a teplomilné druhy (Moretti et al., 2004).

Taktiež bolo potvrdené, že oheň môže pôsobiť do istej miery deštruktívne v rámci celkovej početnosti bezstavovcov navzdory zvyšujúcej sa diverzite. Zvýšenie diverzity je výsledkom väčšej heterogenity na danej lokalite. Vypaľovanie vytvára mozaiku vypálených a nevypálených miest, čo vedie ku kolonizácii širokej škály druhov. Heterogenita v spoločenstve bezstavovcov je sčasti ovplyvnená aj heterogenitou rastlinstva po vypálení (Ferrenberg et al., 2006).

3.1.1.6 Pôsobenie vypaľovania na pavúkov

Typickou čeľad'ou, ktorá dominuje na lokalitách s týmto manažmentom, či už v počte jedincov alebo druhej diverzite, je čeľaď Lycosidae. Je to aj kvôli tomu, že väčšina druhov preferuje vyhriate otvorené stanovištia, resp. jedná sa často krát o menej citlivé druhy na rušivé vplyvy. Okrem tejto čeľade tu možno zahrnúť ešte druhy z čeľadí Thomisiidae či Gnaphosidae. Typickými zástupcami na týchto lokalitách sú *Xerolycosa nemoralis* (Westring, 1861), *Pardosa riparia* (C. L. Koch, 1833), *Acantholycosa lignaria* (Clerck, 1757), *Micaria silesiaca* (L. Koch, 1875) či *Diplostyla concolor* (Wider, 1834). Naopak, v prípade čeľade Linyphiidae sú zdokumentované

nízke počty jedincov a taktiež slabá druhová diverzita čeľade. Vypaľovanie negatívne ovplyvňuje druhy *Euryopis flavomaculata* (C. L. Koch, 1836), *Agyneta rurestris* (C. L. Koch, 1836) či *Tapinocyba pallens* (O. P.-Cambridge, 1872), u ktorých počty jedincov sa znižujú aj v priebehu nasledujúcich rokov (Koponen, 2005).

Sukcesia spojená s určitým obdobím po vypálení hrá u niektorých druhov významnú úlohu a predstavuje podmienku prežitia. Prítomnosť druhov silne súvisí s režimom vypaľovania a aj s veľkosťou vypálených oblastí. Zväčša platí, že ako prvotnou skupinou po určitých rušivých vplyvoch sa začnú objavovať práve pionierske druhy, v prípade pavúkov to ale nie je vždy podmienkou.

Vplyv vypaľovania na pavúkov by sa dala hodnotiť kladne. Plochy, ktoré sú málokedy vypaľované sa druhovou diverzitou výrazne nelíšia od plôch, kde vypaľovanie neprebíha. Pričom ak sa tento manažment uskutočňuje pravidelne, dochádza k zvýšeniu celkovej druhovej diverzity s prítomnosťou špeciálnych druhov ako *Zelotes erebeus* (Thorell, 1871), *Trochosa terricola* (Thorell, 1856) či *Trichoncus sordidus* (Simon, 1884) (Moretti, 2000).

3.2 Biotopy ovplyvnené hospodárením

Hospodárenie na základe vyššie popísaných manažmentov dalo vznik mnohokrát unikátnym a cenným biotopom s význačnou rastlinnou a živočíšnou druhovou diverzitou. Aj keď je väčšina daných lokalít pod určitým stupňom ochrany, je nutné aj naďalej pokračovať v riadení vývoja stanovišťa územia na základe výberu vhodného typu manažmentu. Jedná sa predsa len o antropogénne podmienené biotopy.

3.2.1 Vápnité slatiny

Tieto vlhké lúčnaté stanovištia patria k unikátnym, citlivým a ohrozeným habitatom európskych krajín. Na základe ich nízkeho výskytu, mnoho organizmov, ktoré tieto typy stanovišťa obýva, sa v súčasnosti považujú za ohrozené. To platí aj pre pavúky. Typické druhy, ktoré sa tu vyskytujú sú *Dolomedes fimbriatus* (Clerck, 1757), *Tibellus maritimus* (Menge, 1875), *Marpissa radiata* (Grube, 1859), *Evarcha arcuata* (Clerck, 1757) alebo *Larinioides cornutus* (Clerck, 1757). Druh

D. fimbriatus obýva vo všeobecnosti vlhké stnovištia, u ktorých nedochádza k vyschnutiu. Patrí k významným predátorom na týchto stanovištiach, dokáže sa pohybovať po hladine vody a loviť hmyz, žubrienky, dokonca malé ryby [(Štokmane, 2014) cit. podľa (Foelix, 1996; Roberts, 1996)]. *T. maritimus* je síce viazaný na vlhké stanovištia, ale nemusia byť permanentne zaplavené, obýva často krát aj vrchoviská. Rozmanitosť druhov je výrazná aj v prípade počtu ohrozených druhov. Štruktúrna heterogenita habitatu hrá dôležitú úlohu. Na početnosti pavúkov má negatívny dopad vysoká vegetácia a vplyv intenzívnejšieho vetra. (Štokmane, 2014). Na týchto hodnotných biotopoch je preto dôležitá extenzívna pastva, pretože lokalita býva výrazne náchylná na rýchle zarastanie invazívnych druhov tráv (Kúrka et al., 2014).

3.2.2 Trávniky na vápencovom podloží

Tieto trávniky sú vyvinuté na plytkých vápnom bohatých pôdach, pokrývajú vápencové skaly, vrátane kriedových skál a útesov. Jedná sa o teplé a suché stanovištia.

Kľúčovými podmienkami pre život pavúkov na týchto trávnikoch je:

- rozmanitosť štruktúry vegetácie a najmä mozaika rozličných štruktúr
- oblasti s riedkou vegetáciou alebo holou zemou, ktoré využívajú pavúky na lov, resp. prenasledovanie koristi.
- mikroklima

Medzi charakteristické druhy, medzi ktorými sú aj ochranársky významné druhy možno zaradiť napríklad *Atypus affinis* (Eichwald, 1830), *Diplocephalus cristatus* (Blackwall, 1833), *Metopobactrus prominulus* (O. P.-Cambridge, 1872), *Pelecopsis paralela* (Wider, 1834), *Pardosa monticola* (Clerck, 1757), *Trochosa robusta* (Simon, 1876), *Phrurolithus minimus* (C. L. Koch, 1839), *Zelotes petrensis* (C. L. Koch, 1839), *Gnaphosa lugubris* (C. L. Koch, 1839), *Xysticus robustus* (Hahn, 1832), *Heliophanus flavipes* (Hahn, 1832), *Talavera aequipes* (O. P.-Cambridge, 1871) a i (Natural England, 2003). Druh *Atypus affinis* je vzácnejší druh ktorý vyžaduje oslnené svahy s drobným pôdnym substrátom pre výstavbu svojich podzemných úkrytov, pričom je výrazne citlivý na intenzívnu pastvu. U druhu *Metopobactrus prominulus* je dôležitá nízka vegetácia a prítomnosť machu. Je ohrozeným druhom viazaným na nezatiené stanovištia. Okrem týchto trávnikov mu

vyhovujú tiež podmienky rašelinísk, lesných okrajov či výsypiek. *Phrurolithus minimus* patrí k silne ohrozeným druhom typickým druhom suchých trávnikov. Okrem nich však obýva aj skalné stepi, lesostepi či vresoviská. V Českej republike je odkázaný na vhodnejšie podmienky menších lokalít v stredných Čechách a na južnej Morave. Vzácný *Xysticus robustus* na rozdiel od väčšiny druhov tohto rodu sa zdržuje prevažne na povrchu pôdy, pod kameňmi či v sutinách. Na povrchu rovnako loví korisť, preto je viazaný na miesta so sporou vegetáciou (Kůrka et al., 2014).

Veľa charakteristických skupín pavúkov týchto trávnikov sa nachádza aj na kyslých vresoviskách, čo zdôrazňuje význam pôdy bez vegetácie viac než dostupnosť uhličitanu vápenatého (Natural England, 2003).

3.2.3 Suché trávniky

Tento biotop tvoria porasty stepného charakteru so zastúpením suchomilných a teplomilných druhov. Trávniky sú viazané na svahy rôzneho sklonu a orientácie. Najčastejšie sa vyvíjajú na bázických horninách (Chytrý et al., 2001).

Suché trávniky sú veľmi zriedkavými biotopmi v Európe, tak ako aj druhy pavúkov, ktorých životné podmienky sa viažu na tieto stanovištia. Nie je vhodné pretvárať ich na ornú pôdu. Tento zásah vedie k znižovaniu druhov. V tomto prípade predstavujú posledným útočiskom aspoň ekotonové plochy, kde je počet druhov a celková početnosť pavúkov výrazne vyššia. Kým na degradovanej ploche prevažujú druhy poľnohospodárskej krajiny, ekotony hostia významnejšie druhy. Typickí zástupcovia týchto stanovišť sú napríklad: *Uloborus walckenaerius* (Latreille, 1806), *Alopecosa psammophila* (Buchar, 2001), *Arctosa perita* (Latreille, 1799), *Zora parallela* (Simon, 1878) či *Titanoeca psammophila* (Wunderlich, 1993). Tieto druhy sú pritom v Českej republike kriticky ohrozené. V narušených častiach je bežné zazrieť pavúkov ako *Pardosa agrestis* (Westring, 1861), *Pardosa palustris* (Linné, 1758) či *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850). Každopádne, často krát sa nejedná ani o chránené územia a diverzita pavúkov v týchto stanovištia býva značne vysoká, v mnohých prípadoch sú zaznamenané ohrozené a vzácne druhy, ktoré bývajú charakteristickejšie výskytom v chránených oblastiach tohto typu (Hula et al., 2014).

Veľkosť samotného biotopu (fragmentu) hrá dôležitú úlohu v prospech druhovej diverzity pavúkov, pretože čím je tento biotop rozsiahlejší, tým má zvyčajne aj väčšiu

rozmanitosť prostredia a viac rôznych stanovišť, ktoré obývajú špecifické druhy (Horváth et al., 2013).

3.2.4 Skalnaté biotopy a vápencové skaly

Nížiny strednej Európy boli pôvodne pokryté lesmi s občasnými plochami nelesných biotopov. Dnes je povrch týchto nelesných biotopov tvorený obnaženým podložím, resp. produktom jeho rozpadu vplyvom erózie. Takýmto spôsobom vznikli rôzne štrkovité a piesčité plochy, piesočné duny, sutinové svahy a rôzne obnažené skalné prekryvy. Biotopy tohto typu bývajú osídlené špecializovanými skupinami pavúkov. Typické sú svahy s nižším sklonom a spolu s rozmanitosťou terénu je výsledkom vyššej druhovej diverzity na týchto lokalitách. Druhy ako *Segestria bavarica* (C. L. Koch, 1843) či *Theridion betteni* (Wiehle, 1960) obývajú výhradne tieto skalnaté habitaty (Růžička, 2000). Ohrozený druh *S. bavarica* žije v štrbinách oslnených skál alebo múrov. *T. betteni* je nehojný druh, ktorý si vytvára siete v škárach oslnených skál, múrov či medzi kameňmi na povrchu kamenitých sutín. Rozšírený je najmä v oblastiach s členitým reliéfom (Kůrka et al., 2014). Z ďalších veľmi častých sú to vzácne druhy ako *Erigonoplus jarmilae* (Miller, 1943), *Zelotes puritanus* (Chamberlin, 1922) či *Altella biuncata* (Miller, 1949). U väčšiny týchto teplomilných druhov je ich ekologická nika viazaná na svahy orientované na juh (Růžička, 2000).

3.2.5 Vresoviská

Hlavnými faktormi, ktoré ovplyvňujú rôznorodosť pavúkov je vegetačný kryt a vlhkosť. Typické druhy vresovísk sú negatívne ovplyvnené jednak zásahmi v krajine, ktoré vedú k rozšíreniu vyššej vegetácie a zníženiu pôdnej vlhkosti. Obnovené vresoviská relatívne rýchlo osídľujú druhy pavúkov, ktoré nepatria do skupiny predátorov a sú viazané relatívne na jedno miesto, kým u charakteristických skupín pavúkov týchto biotopov to trvá omnoho dlhšie (Cristofoli et al., 2010). Vresoviská sú ohrozené hlavne absenciou pastvy a zarastaním drevinami. Tento biotop obývajú napríklad druhy *Episinus truncatus* (Latreille, 1809) , *Simitidion simile* (C. L. Koch, 1836), *Pardosa nigriceps* (Thorell, 1856) a *P. riparia* (C. L. Koch, 1833) alebo *Oxyopes*

ramosus (Martini & Goeze, 1778). Pavúk druhu *Episinus truncatus* si vytvára sieťky na nízkych kroch, hlavne na vrese. Okrem vresovísk obýva aj lesné okraje, skalné stepi, resp. oslnené, suché a teplé biotopy. Život druhu *Simitidion simile* je viazaný na porast vresu, resp. nízkych stromov, napríklad borovice. Vyskytuje sa vo väčšine na oslnených a teplých miestach, t.j. na skalných stepiach, suchých trávnikoch alebo na piesčinách. *Pardosa nigriceps* obýva aj rašeliniská. Vyhovuje mu však nízka vegetácia až holá pôda, na ktorej loví korisť (Kůrka et al., 2014).

3.3 Post industriálne stanovištia

Pod pojmom post industriálne stanovište rozumieme najmä pozostatky po ťažbe nerastných surovín (kameňolomy, doly, pieskovne, hliniská a pod.) a depónie (hlavne výsypky, odkaliská po ťažbe rúd či spaľovaní uhlí), okrajovo cestné a železničné násypy a niektoré typy mestského prostredia, alebo taktiež aj vojenské výcvikové priestory. To všetko sú miesta, kde činnosť človeka ustala a do popredia sa dostávajú prírodné procesy, ktoré vytvárajú tieto špecifické stanoviská.

Protikladom procesu revitalizácie formou ekologickej sukcesie je technická rekultivácia. V tomto prípade je cieľový stav vopred naprojektovaný u umelo vytvorený, obvykle zavezením úrodného substrátu na územie a osadením drevinami alebo osiatím komerčnými zmesami bylín. Cieľovým stavom tak môže byť napríklad poľnohospodárska pôda, les, rekreačná plocha a i. Viaceré odborné štúdie však poukazujú na to, že ekologická obnova je nie len možná na väčšine post industriálnych stanovištiach, ale taktiež významne lacnejšia. Dáva pritom vznik aj neporovnateľne biologicky cennejším stanovištiam, často osídľovanými početnými ohrozenými druhmi organizmov (Tropek, Řehounek, 2012).

Ponechanie týchto stanovišť kontrolovanej ekologickej sukcesii má výrazne pozitívny dopad aj na ohrozené a vzácne druhy pavúkov, ktorých životné podmienky a aj samotné prezimovanie v ulitách sa viaže na xerothermné biotopy kameňolomov, dolov, výsypiek a podobných post industriálnych stanovišť. Bolo dokázané, že druhová diverzita pavúkov v týchto biotopoch stúpala s vývojom habitatu, pokiaľ ale zostali jeho prírodné podmienky rovnaké a stále. Ak tieto habitaty začali postupne zarastať stromami, krovinami a vysokou vegetáciou, začali sa strácať aj tieto ohrozené druhy

pavúkov. Dôležitosť v zmysle štádia vývoja tohto stanovišťa pre druhovú diverzitu a priestorové zastúpenie pavúkov silne súvisí s ich obmedzenou schopnosťou kolonizovať novo vznikajúce stanovištia.

Problémom môže byť to, že nie všetky druhy pavúkov na týchto stanovištiach majú rovnaké požiadavky na biotické a abiotické faktory prostredia. Dá sa povedať, že určité skupiny preferujú odlišné habitatové podmienky a obývajú odlišné časti daného stanovišťa. Uprednostňovaním špecifických požiadaviek určitej skupiny sa tak vytvára viacero ekologických nik na danom mieste. Tieto faktory tak bránia vytvoreniu vhodného jednotného manažmentu, ktorý by splňoval potrebu vhodných životných podmienok pre všetky druhy (Heneberg, Řezáč, 2014).

3.3.1 Kameňolomy

Ťažbou kameňa človek ovplyvňuje stredoeurópsku krajinu už odpradáva, až do stredoveku bol však jej objem takmer zanedbateľný, pretože väčšinu spotreby pokryl povrchový zber vo voľnej krajine, hlavne na poliach a pastvinách. Kameňolomy od stredoveku až do nástupu technickej revolúcie boli omnoho menšie a členitejšie než kameňolomy založené devätnástom a predovšetkým v dvadsiatom storočí. Od polovice dvadsiateho storočia nastal rozvoj intenzívnej a veľkoplošnej priemyselnej ťažby, ktorej výsledkom sú dnešné veľkolomy členené do niekoľkých etáží s rozsiahlymi depóniami v okolí, ktoré pôsobia v krajine cudzorodým dojmom.

Zatiaľ čo ťažiská stavebného kameňa sú rozmiestnené relatívne rovnomerne, ťažba vápenca je sústredená len v niektorých oblastiach s väčšími prírodnými ložiskami. Aj keď sú vápencové lomy obvykle viac rozľahlé než ťažiská stavebného kameňa, majú pri samovoľnej obnove, vďaka charakteru ťaženého substrátu, ale aj svojej polohe v teplých krasových oblastiach s druhovo bohatou faunou a flórou, obvykle väčší potenciál pre rozvoj ochranársky cenných spoločenstiev (Tropek et al., 2015).

Spontánna sukcesia je omnoho výraznejšia v druhovej diverzite než rekultivácia. Prispieva k zvýšeniu druhovej diverzity najmä u motýľov a ochranársky cenných rovnokrídlovcov, polokrídlovcov, motýľov, cikádkovitých a pavúkov. Vo všeobecnosti nebol potvrdený žiadny negatívny účinok spontánnej sukcesie. Značne pozitívny efekt sa odzrkadľuje aj na početnosti vzácných druhov (Tropek et al., 2010).

V porovnaní s ostatnými biotopmi, sú kameňolomy kolonizované druhmi preferujúcimi špecifické podmienky prostredia. Jedná sa zväčša o druhy s obmedzeným rozšírením, čo značí, že kameňolomy sú osídľované špecifickými druhmi ranných sukcesných stanovišť, ktoré sú čoraz vzácnejšie v modernej krajine. Druhovú bohatosť pavúkov, ktoré kameňolomy obývajú, sa stáva obdobnou ako v prípade susedných nenarušených biotopov už v priebehu približne desiatich rokov. Kolonizácia pavúkov a ich diverzita na týchto stanovištiach však nie je ovplyvnená substrátom, ale najmä sukcesným vývojom vegetácie. Na druhej strane hrá dôležitú úlohu v tomto prípade aj substrát, ktorý vytvára výslednú kompozíciu rastlinných druhov na stanovišti. V tomto prípade má však pre pavúkov ako predátorov význam najmä výška vegetačného krytu s podielom plôšok bez vegetácie než prítomnosť určitých druhov rastlín (Tropek, Konvička, 2008).

Opustené kameňolomy predstavujú významný biotop, ktorý po uplynutí určitého času hostí dokonca vyššiu diverzitu druhov než okolité stanovištia. V priebehu sukcesie opustených lomov sa diverzita zvyšuje tým, že ich osídľujú druhy aj zo susedných biotopov. Predstavujú význam aj pri prezimovaní vďaka množstvu kameňa a machu (Bell, 1998).

Z typických pavúčích zástupcov viazaných na tieto podmienky tu patrí *Pardosa wagleri* (Hahn, 1822), vzácny druh *Agyneta fuscipalpa* (C. L. Koch, 1836), skaliarky – *Haplodrassus minor* (O. P.-Cambridge, 1879), *H. dalmatensis* (L. Koch, 1866), skákavky - *Sitticus penicillatus* (Simon, 1875), *S. distinguendus* (Simon, 1868) či vzácného stepníka *Eresus kollari* (Rossi, 1846) (Tropek et al., 2015).

Vápencové kameňolomy sú významné aj vďaka väzbe väčšiny suchozemských ulitníkov na vápnikom bohatý substrát. Dno a blízke okolie lomu býva často porastené len krátkou a riedkou bylinnou a trávnatou vegetáciou. Tu sa môžu vyskytovať druhy špecializované na suché trávniky ako práve pásikavec lesostepný [*Cepaea vindobonensis* (Férussac, 1821)] či suchomilka stepná [(*Xerolenta obvia* (Menke, 1828)] (Pech, Juříčková, 2012).

3.3.2 Výsypky

Výsypky vznikajú po ťažbe rudných surovín, najčastejšie sú to výsypky po ťažbe uhlia. Tie sú v niektorých oblastiach zásadným krajínovorným fenoménom, zvlášť tam,

kde sa jedná o povrchovú ťažbu. Povrchovou ťažbou vznikajú vo väčšine členité výsyvky. Sypaním v pásoch vzniká systém drobnejších elevácií v pásoch a medzi pásmi potom často zostávajú hlbšie depresie. Tento spôsob sypania výsypiek je z hľadiska geodiverzity a nadväzujúcej biodiverzity veľmi priaznivý. Cielené zarovnanie povrchu pri technických rekultiváciách je z hľadiska biodiverzity teda úplne nežiaduce (Prach, 2015).

Výsyvky nebývajú tak extrémnymi stanovišťami ako kameňolomy a vegetácia sa tu väčšinou vyvíja rýchlejšie. Už pri sypaní substrátu vzniká pestrá priestorová mozaika, na ktorej sa vyvíjajú rôzne typy stanovišť. Možno tu nájsť vedľa seba vytvorené suché krátkostebelnaté trávniky stepného charakteru, riedke kroviny a rozptýlené stromy alebo aj ruderalnú vegetáciu. Vďaka tomu tu nachádzame aj pestrú škálu pavúkov s rôznymi nárokmi na prostredie (Tropek, Řezáč, 2012). Medzi ne možno zaradiť práve aj stepné druhy pavúkov či druhy lesných lemov a lesostepí.

Na týchto lokalitách sa vyskytujú druhy pavúkov ako napríklad *Micaria formicaria* (Sundevall, 1831), *Talavera thorelli* (Kulczyński, 1891), *Alopecosa schmidtii* (Hahn, 1835), *Asianellus festivus* (C. L. Koch, 1834), *Callilepis nocturna* (Linnaeus, 1758), *Ozyptila rauda* (Simon, 1875) alebo už spomenutá skákavka *Sitticus penicillatus* (Tropek et al., 2015).

Ich vhodnosť pre samotné prezimovanie pavúkov v ulitách je ale z veľkej časti určená tiež chemickými vlastnosťami povrchovej vrstvy. V prípade zásaditých (najlepšie priamo vápнитých) povrchových vrstiev môžu byť vhodnými lokalitami pre prítomnosť ulít (Pech, Juříčková, 2012).

Všeobecne platí, že výsyvky spravidla vznikali na rozsiahlejších miestach ako sú kameňolomy. Svojou veľkosťou tak dávali aj väčšiu možnosť byť kolonizované vzácnymi, ohrozenými či inak významnými druhmi pavúkov, ale aj iných bezstavovcov (Tropek, Konvička, 2013).

3.3.3 Pieskovne a štrkopieskovne

Tieto biotopy sú z prírodných biotopov svojim charakterom najbližšie stepným spoločenstvám na piesčitom substráte. Patria k tým najohrozenejším v strednej Európe a z voľnej krajiny už skoro vymizli. Ich zvyšky dnes nájdeme prakticky len v niekoľkých zvláštne chránených územiach. Vďaka priaznivému substrátu však

po zastavení ťažby štrkovne a pieskovne pomerne rýchlo zarastajú a ohrozené druhy z nich postupne miznú (Tropek, Řezáč, 2012).

Na pieskovniach a štrkovniach možno nájsť pavúčie druhy ako *Arctosa cinerea* (Fabricius, 1777), *Gnaphosa modestior* (Kulczyński, 1897), *Clubiona pseudoneglecta* (Wunderlich, 1994), vzácnejšie aj *Haplodrassus minor*, *Sitticus distinguendus* a *S. penicillatus*, *Micaria guttulata* (C. L. Koch, 1839) a i (Tropek et al., 2015).

Zachovanie týchto biotopov je dôležité z hľadiska významného počtu epigeických druhov, ktoré sú zvyčajne považované za dôležité bioindikačné druhy. Výskumy dokazujú že druhové spektrum sa dramaticky mení vplyvom spontánnej sukcesie s časom. V prípade rekultivácie klesá druhová diverzita spojená s veľkým množstvom kriticky ohrozených či vzácných druhov. Prítomnosť týchto druhov jednak súvisí aj s abiotickými a biotickými podmienkami stanovišťa. Typické pavúky rannej sukcesie sú napríklad *Xerolycosa nemoralis*, *Pardosa agrestis*, *Zodarion germanicum* (C. L. Koch, 1837), *Haplodrassus kulczyński* (Lohmander, 1942) alebo *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802). Sukcesia v neskoršej fáze láka napríklad *Pardosa bifasciata* (C. L. Koch, 1834), *Zelotes longipes* (L. Koch, 1866), *Xysticus kochi*, *Alopecosa cuneata* (Clerck, 1757) a ďalšie. V prípade rekultivovaných plôch tu možno nájsť *Drassylus pusillus* (C. L. Koch, 1833), *Aulonia albimana* (Walckenaer, 1805), *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778), *Micaria formicaria* a i. Tieto xerothermné post industriálne biotopy slúžia ako dôležité útočiská pre stepné druhy a druhy piesčitých stanovišť strednej Európy, ktoré už takmer zmizli z okolitej intenzívne obhospodarovanej krajiny (Heneberg, Řezáč, 2014).

Pre suchozemské ulitníky v podstate nepredstavujú až tak vhodný biotop, pretože podklad je spravidla kyslý a štruktúrne nepriaznivý. Napriek týmto extrémnym podmienkam sa však aj tu vyskytujú niektoré menej citlivé druhy (Pech, Juříčková, 2012).

3.3.4 Cestné a železničné násypy

Tieto biotopy sa tiež dajú charakterizovať ako pozemky priliehajúce ku komunikáciám, od železničných násypov a priekop pozdĺž okresných cestičiek až

po veľké násypy a zárezy diaľnic a voľné plochy pri mimoúrovňových križovatkách. Celkové rozlohy týchto pozemkov, ktoré tiež môžeme označiť ako industriálne pustiny, môžu mať veľkosť aj niekoľko desaťtisíc hektárov. Existuje dost' dôkazov, že industriálne pustiny predstavujú jedinečnú možnosť pre drobných bezstavovcov nelesných stanovišť (Konvička et al., 2005).

Okrem bežných druhov ako napríklad *Zodarion rubidum* (Simon, 1914), *Clubiona terrestris* (Westring, 1851), *Talavera aequipes*, *Euryopis flavomaculata* a iných, tu možno nájsť aj významné a inde nehojné pavúky ako *Micaria formicaria*, *Talavera petrensis* (C. L. Koch, 1839), *Zelotes aeneus* (Simon, 1878), *Zelotes apricorum* (L. Koch, 1876), *Pellenes tripunctatus* (Walckenaer, 1802), *Myrmarachne formicaria* (De Geer, 1778) či *Cheiracanthium montanum* (L. Koch, 1877) (Kůrka et al., 2014; Štempáková, 2014).

Aj keď bývajú tieto miesta často krát zatracované, ich významnosť v krajine popisuje viacero štúdií. Bolo zistené že jednak počet pavúkov a aj druhová diverzita klesala so vzdialenosťou od krajnice ciest. Tie v tomto prípade pôsobia ako útočisko pre citlivé druhy v dôsledku rušivých elementov poľnohospodárstva (spracovanie pôdy, pesticídy a pod.). Tým, že je u väčšiny pavúkov značne limitovaná schopnosť rozširovať sa, sú tieto špecifické druhy silne viazané na dané stanovište.

Tieto oblasti môžu byť teda obzvlášť dôležité v intenzívne obhospodarovanej krajine, v ktorej je prírodných a prírode blízkych biotopov už len vzácné. Pri správnom manažmente môžu slúžiť ako biokoridory nie len pre invazívne druhy, ale aj pre druhy vzácné a ohrozené (Knapp et al., 2013).

Cestné a železničné násypy hrajú významnú úlohu ako náhradné stanovištia druhov stepných trávnikov, tvorené kamenitým substrátom či priamo skalným podložíom. Často krát sa v tomto prípade totiž jedná o jediné neobhospodarované stanovištia stepného a lesostepného charakteru. Aj keď predstavuje toto stanovište určitým spôsobom extrémne podmienky vďaka vysokej koncentrácii solí, ani tu však nie je o druhovú bohatosť núdza. Vcelku bežným ulitníkom je aj práve suchomilka či pásikavec (Pech, Juřičková, 2012).

3.3.5 Vojenské priestory

Tieto špeciálne stanovišťa hostia rôzne druhy bezstavovcov, ktoré už inde v krajine nájdeme len ťažko. Vojenské priestory totiž zásluhou obmedzenia hospodárskych aktivít unikli plánovanému zalesňovaniu. Pásky tankov a explózie delostreleckých granátov tu do značnej miery nahradzovali pasúci sa dobytok (Mládek et al., 2006). Všetky tieto úkony sa uskutočňovali s premenlivou frekvenciou, v rôznych ročných obdobiach a na veľkých plochách. Biodiverzita týchto lokalít je veľmi výrazná. Nachádzajú sa tu v podstate vedľa seba mokrade a suché krátkostebelnaté trávniky, nepriepustné kroviny a ranne sukcesné plôšky s krehkými jednoročnými bylinami. Významné sú ale aj drobné cvičiská či tankodromy.

Najviac jedincov je zachytených v prípade plôch, ktorých podmienky sa podobajú suchým trávnikom, vresoviskám a v častiach kosených plôch. Najvyššia rozmanitosť je však zaznamenaná v prípade lúčnych plôch s krovím. Vojenské priestory hostia druhy ako *Pardosa palustris*, *Alopecosa cuneata*, *A. pulverulenta* (Clerck, 1757), *Drassylus pusillus*, *Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola* či vzácné jedince ako *Pelecopsis mengei* (Simon, 1884), *Micaria subopaca* (Westring, 1861), *Parapelecopsis nemoralis* (Blackwall, 1841) či *Pardosa hortensis* (Thorell, 1872). Zaznamenaný je tiež výskyt stenotopických významnejších druhov – *Cheiracanthium virescens* (Sundevall, 1833), *Xysticus acerbus* (Thorell, 1872) či *Zelotes longipes*, viazaných na piesčité a suché trávniky alebo *Hypsosinga pygmaea* (Sundevall, 1831) s väzbou na podmienky vresovísk (Buchholz, Hartmann, 2008).

Štruktúra stanovišťa sa zdá byť pre pavúkov v tomto prípade dôležitejším faktorom než rastlinná druhová skladba. Diverzita pavúkov je však vyššia v prípade určitého porastu vegetáciou než na ploche bez porastu. Pastva popritom vo významnej miere zvyšuje bohatosť pavúčích druhov v týchto biotopoch (Hemm, Höfer, 2012).

S útlmom armádnych aktivít je toto bohatstvo kriticky ohrozené. Plochy pôvodne stepného charakteru pomaly zarastajú (Konvička et al., 2005).

3.4 Vybrané druhy ulitníkov

Táto časť bude venovaná popisu vybraných druhov ulitníkov, konkrétne *Cepaea vindobonensis* a *Xerolenta obvia*. Jedná sa o druhy, ktoré bývajú najčastejšie spomínané v súvislosti s väzbou pavúkov k ulitám (Hula et al., 2009; Micháľková, 2012; Horn, 1980; Mikulska, 1961).

3.4.1 *Cepaea vindobonensis* (Férussac, 1821)

Cepaea vindobonensis je typickým druhom výslnných strání, lesostepných porastov a xerothermných biotopov. Žije nezriedka taktiež na druhotných stanovištiach, ako sú cestné a železničné násypy, vinice, kameňolomy a pod. Jedná sa o ponticko-panónsky druh, ktorého zoogeografické rozšírenie zahŕňa od východu severné úpätie Kaukazu, Krym, stepné a lesostepné pásmo na juhu európskej časti Ruska a postsovietskych republík, na západe zasahuje izolovane do východnej časti Nemecka, súvislejšie potom do južného až stredného Poľska a severozápadných Čiech. Obýva tiež širokú oblasť nížin Rumunska a Maďarska. Čo sa týka rozšírenia v Českej republike, obýva najmä severozápadné a stredné Čechy a priebežne sa vyskytuje v teplej oblasti strednej a južnej Moravy (Dvořák, Hlaváč, 2013).

Lokality, ktoré obýva sú všeobecne suché a teplé, jedná sa najmä o otvorené stanovištia s riedkou vegetáciou nížinatého charakteru, poprípade podhorských okrajov a lemov. Podmienkou je prítomnosť vyššieho množstva vápnika v pôde (Dvořáková et al., 2014). Druhu vyhovuje samotná rozmanitosť a členitosť stepnej krajiny, ktorá je popísaná mozaikou rôznych menších oblastí. Vyskytuje sa totiž často na otvorených stepných lokalitách s vtrúsenými rôznymi stepnými druhmi kríkov a stromov, s vystupujúcimi skalami a nerovným povrchom o rôznom sklone. Vcelku vysoký počet možno nájsť najmä na stepiach zmiešaných nízkych tráv a bylín (Balashov, Kryvokhyzha, 2015).

Ulita tohto druhu je guľovitá s veľkosťou od 20 do 25 mm. Na ulite béžovej farby je päť tmavohnedých pruhov, pričom posledný pruh smerujúci k ústiu ulity je najširší. Medzi prvým a druhým a druhým a tretím pruhom bývajú ešte dva tenšie pružky.

Obústie ulity je okrúhle a svetlo hnedé. Ulita je ryhovaná. Noha ulitníka je svetlá (Machač, 2008).

Nie vždy môže byť tento druh ľahko určiteľný. Zaujímavosťou je vcelku vysoký polymorfizmus v prímestských urbanizovaných oblastiach. Tento fakt je daný vysokou úrovňou interpopulačných rozdielov v rámci genetickej štruktúry, preto sú niektoré populácie vysoko polymorfné. Týmto tzv. "genetickým driftom" vzniká tiež vysoký počet zakrpatených jedincov, pričom mimo mestských oblastí sú tieto formy relatívne vzácne. Takisto je v tomto prípade menší stupeň polymorfizmu (Kramarenko et al., 2007). Rovnako je to aj v prípade pásikov na ulite, ktorých podobu určujú mikroklimatické podmienky na stanovišti. Ak sa na danej lokalite nachádza vyšší počet stromov a krov určujúcich vyšší podiel tieňa, sú pruhy na ulitách jednak viac viditeľnejšie ale aj širšie (Ožgo, Komorowska, 2009).

3.4.2 *Xerolenta obvia* (Menke, 1828)

Druh známy tiež pod názvom *Helicella obvia* (Menke, 1828) alebo *Helicella candicans* (Pfeiffer, 1841). Zoogeografické rozšírenie tohto druhu zahŕňa rozmedzie od Malej Ázie, cez Balkán, Karpaty, oblasť pozdĺž pobrežia Baltského mora a oblasť Stredozemného mora až na juhovýchod Francúzska (Lazaridou, Chatziioannou, 2005). *Xerolenta obvia* je druh, ktorý toleruje až prosperuje v teplých a suchých oblastiach. Vyhovujú mu skalné a narušené biotopy, ktoré by za normálnych okolností predstavovali prekážku pre rozptýlenie iných suchozemských ulitníkov. Radí sa medzi kalcifilné druhy, ktoré žijú v otvorených, suchých trávnatých miestach, taktiež pozdĺž ciest a železníc, na viniciach, v okolí zrúcanín či na neobrábaných poliach (Forsyth et al., 2015). Všeobecne však patrí k stepným druhom, preto obýva dané biotopy, či už prírode blízke alebo umelé, stepného charakteru (Pech et al., 2010).

Jedným z charakteristických rysov väčšiny populácie tohto druhu je tvorba veľkých kolónií jedincov. Populácie môžu byť značne rozmerné, niekedy pokrývajú aj niekoľko hektárov plochy. Nejedná sa ale v tomto prípade o populačnú explóziu v dôsledku nekontrolovateľného premnoženia druhov, ale skôr o prirodzený jav pre daný druh (Forsyth et al., 2015). Táto skutočnosť je spôsobená vplyvom podmienok prostredia, najmä klímou. Štúdiá z oblasti Stredomoria určila za dôležitý faktor hlavne vlhkosť vzduchu, ktorá vplýva na zmenu životnej stratégie. Rast tohto druhu je závislý

teda aj na množstve zrážok. Počas horúceho leta je najbezpečnejšou stratégiou estivácia, a teda letný spánok súvisiaci so zastavením rastu. Práve vtedy estivujú vo veľkých počtoch prichytené na vegetácii (Lazaridou, Chatziioannou, 2005). Vylezením a pripevnením na rastlinu uniknú vysokým teplotám, ktoré sú na povrchu zeme najvyššie. Otvor ulity utesňujú vápnitým vekom (Rademacher, 2012).

Ulita býva belavá s tenkými svetlohnedými prúžkami, pri pohľade z boku je takmer plochá, tenkostenná a slabo ryhovaná. Ulita je široká 10 až 17 mm a vysoká 7 až 10 mm. Na starých ulitách prúžky blednú a zachovaný býva iba hlavný prúžok, no i ten po čase mizne a staré ulity tak zostávajú biele. Telo je svetlo béžové (Machač, 2009).

3.5 Pôsobenie manažmentu v krajine na ulitníky

V prípade pastvy bez výraznejšieho pastevného zaťaženia, nie je zaznamenaná žiadna podstatná zmena v početnosti, druhovom rozložení a druhovej diverzite ulitníkov. Extenzívna pastva v širšom poňatí významne neovplyvňuje život ulitníkov ani na základe druhu zvierat'a, ako to popisuje štúdia autorov Boschi a Baur (2007). Pre zachovanie malakofauny na živinami chudobných trávnikoch je pastva vhodným manažmentom, či už sa jedná o pastvu riadenú koňmi, hovädzím dobytkom alebo ovcami. V prípade intenzívnej pastvy však druhová diverzita a početnosť druhov klesá so stúpajúcou intenzitou pastvy bez ohľadu na druh zvierat'a určeného k pastve. Hlavné faktory ako počet dobytčích jednotiek na hektár a počet pastevných dní v roku musia byť starostlivo definované pre vhodnú správu týchto pasienkov (Boschi, Baur, 2007).

Obzvlášť ohrozené v prípade intenzívnej pastvy bývajú druhy mokradí a biotopov s vysokou hladinou podzemnej vody, ako napríklad druh *Vertigo moulinsiana* (Dupuy, 1849). V prípade zachovania určitých nepasených plôšok však nedochádza v tomto prípade k výraznému poklesu. K hlavným príčinám poklesu týchto druhov je zníženie vlhkosti, zníženie plochy slatinných rastlín, ktoré obýva potrava týchto ulitníkov a samotné požitie a pošliapanie ulít pasúcimi sa zvieratami (Ausden, 2005).

Účinok kosenia nebol študovaný v takej miere ako pastva. Bolo však dokázané, že plochy lúk a pasienkov kosených pomerne v častých intervaloch poskytovali menej priaznivé podmienky pre väčšinu druhov ulitníkov než susediace nekosené plochy, v ktorých nedochádzalo k žiadnemu narušovaniu vegetácie (Stoll, 2009).

V prípade vypaľovania, je najkritickejším faktorom pre ulitníky sucho, ktoré je s týmto manažmentom sprevádzané. Prebiehajúce sucho za má následok vysokú úmrtnosť ulitníkov. Ako uvádzajú Ray a Bergey úmrtnosť bola omnoho vyššia na spálených stanovištiach než na nespálených, po vypustení ulitníkov na tieto plochy. Hlavnou príčinou tak vysokej mortality v spálených stanovištiach nie je ani tak nedostatok potravy ako práve sucho, na ktoré sú ulitníky vysoko citlivé. Zaujímavým zistením však bola skutočnosť, že početnosť ulitníkov rástla s vyššou frekvenciou na spálených stanovištiach. Ako odôvodnenie autori uvádzajú, že tento rýchlejší nárast je spojený s vyšším pH v pôde na spálených stanovištiach (Ray, Bergey, 2014).

Navzdory tomu, že vypaľovanie pôsobí deštruktívne v rámci rozmanitosti a početnosti ulitníkov, bolo dokázané, že už rok po požiari je prítomné zastúpenie všetkých skupín, ktoré sa na danom stanovišti nachádzali, čo naznačuje určitú trvalosť v rámci komunity ulitníkov. To znamená, že mozaika tvorená heterogenitou prostredia po požiari môže vytvoriť mnoho rôznych skrýš a útočísk. Zloženie populácie ulitníkov na danej lokalite po požiari však do značnej miery závisí od štruktúry stanovišťa a v menšej miere na floristickom zložení a topografii územia. Jedince prítomné hneď po požiari zahrňujú druhy invazívne a druhy otvorených stanovišť ako napríklad *Xeropicta derbentina* (Krynicky, 1836), *Oxychilus draparnaudi* (Beck, 1837), *Pomatias elegans* (O. F. Müller, 1774) či *Cepaea nemoralis* (Linnaeus, 1758) (Kiss, Magnin, 2003).

3.6 Väzba bezstavovcov k ulitám a prezimovanie v nich

Bezstavovce, rovnako ako ostatné studenokrvné živočíchy, podstupujú v miernom a arktickom klimatickom pásme každoročne niekoľkomesačnú odolnosť v nepriaznivých podmienkach zimy. Väčšina druhov už dlho pred príchodom chladného obdobia vyhľadáva úkryty k prezimovaniu a prechádza z normálneho vývoja do diapauzy, t.j. adaptívneho naprogramovaného zníženia úrovne metabolizmu a zastavenia vývoja či rozmnožovania. Aj keď sú napríklad v pôde alebo vo vrstve opadanky pod snehovou pokrývkou živočíchy pomerne dobre chránené proti nepriaznivým účinkom mrazivého suchého vzduchu, hrozí im tu napadnutie patogénmi, predátormi aktívnymi pod snehom, poprípade zatopenie a následný

nedostatok kyslíku. Niektoré druhy sa tomuto nebezpečenstvu vyhýbajú tým, že prezimujú na exponovaných miestach, či už v živých alebo odumretých rastlinných pletivách, v skalných puklinách, štrbinách a iných zákutiach (Nedvěd, 1996).

Jednou z možností je využiť k prezimovaniu prázdne slimačie ulity. Tento spôsob prezimovania bol zistený napríklad u včiel rodu *Osmia* sp., z chrobákov čeľaď Staphylinidae alebo rod *Bruchidius* sp. Veľmi častý je výskyt komárov (Nematocera) z radu dvojkrídlavcov, mnohonožiek (Diplopoda), konkrétne druh *Schizophyllum sabulosum* (Linnaeus, 1758), mravcov (*Myrmica* sp.) alebo bzdôch (Heteroptera), najmä čeľaď Lygaeidae (Horn, 1980). Zaznamenaný bol tiež výskyt roztočov (Acari) (Micháľková, 2012).

Štúdia autorov Gess a Gess (2008) priniesli zaujímavé výsledky o prezimovaní, resp. prežití nehostinných podmienok v južnej Afrike u ôs a včiel. V prípade dažďa alebo piesočných búrok v týchto pobrežných púštnych oblastiach si tieto živočíchy stavajú hniezda v prázdnych slimačích ulitách, pričom dané ulity sú zaplnené pieskom s charakteristickou chodbičkou. Z ôs tento spôsob využíva napríklad rod *Quartinia* sp., u včiel rody *Wainia* sp. a *Hoplitis* sp. (Gess, Gess, 2008).

U mravcov bola väzba k ulitám študovaná tiež v Turecku v semiaridných skalnatých trávnikoch a krovinách. Jednalo sa o rod *Messor* sp. Tieto mravce nosili ulity menších rozmerov na svoje mraveniská, pričom tie najmenšie boli nosené až do vnútra mraveniska. Jednalo sa hlavne o ulitníka rodu *Monacha* sp. Mravce využívali časti ulity aj k stavbe svojich mravenísk. Ulity nachádzajúce sa na mravenisku patrili z veľkej časti vzácnym druhom ulitníkov. Autori sa tiež domnievajú, že dané najmenšie ulitníky nosené do mraveniská môžu byť aj konzumované mravcami (Páll-Gergely, Sólymos, 2009). Podobný prípad vysvetľujú ďalší autori zaoberajúci sa touto témou. V Izraeli vyvrátili teóriu konzumovania ulitníkov mravcami. Ak by mravce chceli telá ulitníkov skonzumovať museli by si poradiť s otvorením, resp. určitým narušením ulity. Autori uvádzajú, že je to v prípade veľmi drobných ulitníkov s rozmermi okolo 1 mm. Navyše, v tomto výskume neboli zaznamenané žiadne ulity, ktoré by boli narušené konzumáciou mravcami. Preto zostáva záhadou, akú funkciu plnia ulity nosené priamo do mraveniska (Vaisman, Mienis, 2011).

Známe sú aj parazitické vzťahy ako napríklad v prípade druhu *Sciomyza varia* (Coquillett, 1904) z radu dvojkrídlavcov. Ten kladie vajíčka na povrch ulity vodných ulitníkov v dobe estivácie. Larva sa následne živí hostiteľským tkanivom, pričom

hostiteľ je počas celého larválneho vývoja nažive (Barnes, 1990). U neotropického rodu *Zonocopriss* sp. z radu chrobákov (Coleoptera) bola popísaná väzba k rozmernejším druhom ulitníkov. Tieto drobné chrobáky žijú na tele slimačieho hostiteľa. Tu sa živia hlienom, ktorí hostiteľ vylučuje. Jedná sa v tomto prípade o foretický vzťah, ktorý do parazitického vzťahu neprechádza (Vaz-de-Mello, 2007).

3.6.1 Prezimovanie pavúkov v ulitách

Väzba pavúkov k ulitám je témou pomerne málo diskutovanou. Oprieť sa možno o pár štúdií, ktoré sa danou témou zaoberali.

Ako prvá, ktorá poukázala na určitú väzbu pavúkov k ulitám bola Mikulska (1961). Jednalo sa konkrétne o pavúka *Pellenes nigrociliatus* (Simon, 1875) var. *bilunulata*, ktorý bol objavený v ulite *Helicella candicans* (Menke, 1828) zavesenej pomocou spleti pavučiny na vegetácii. Ulity sa nachádzali na osltenom svahu pri ceste v severnom Poľsku. Dané jedince, ktoré predstavovali len samice boli odchytené, vložené do skleneného terária s ulitami a následne sledované. Po určitom čase začali pavúky zavesovať ulity, uzatvárať vchod do ulity pavučinou, pričom následne si vo vnútri ulity začali vytvárať pavučinou aj "hniezda". Neskôr v nich boli objavené vajíčka obalené v neobvykle hustej, ťahavej pavučine (Mikulska, 1961). Tento výskum tak poukázal na pomerne silnú väzbu k ulite nie len v rámci prezimovania, ale v tomto prípade aj na zabezpečenie budúcej generácie.

Tento fakt potvrdil neskôr aj Horn (1980), ktorý sa vo svojom výskume zamerl najmä na piesčité stepné trávniky. Uskutočnil hneď niekoľko prieskumov. V prvom bol úplnou dominantou druh *Pellenes nigrociliatus*, ktorý predstavoval až 79% všetkých jedincov. Nájdený bol nie len v ulitách rodu *Helicella obvia* (Menke, 1828), ale aj *Zebrina detrita* (O. F. Müller, 1774). Konkrétne bolo sledované správanie tohto druhu pri zimovaní v ulite. *P. nigrociliatus* si vytvára typickú pavučinovú spleť v ústi ulity po jej celom vnútornom obvode a tak zabezpečí uzatvorenie vchodu do ulity. Okrem toho si tento druh maskuje vchod do ulity napríklad nánosom piesku, ihličím alebo machom tak, aby bola biela hustá spleť pavučiny čo najmenej viditeľná. Táto hustá "priadza" zabezpečuje jednak aj dokonalú izoláciu. V druhej časti štúdie sa autor venoval charakteristikám daného habitatu a akým spôsobom tieto charakteristiky ovplyvňujú prezimovanie pavúkov v ulitách. Zistil, že na miestach s holou pôdou boli

všetky zozbierané ulity neobývané. Na druhej strane, plochy pokryté jemnou vegetáciou tvorili ulity s 11% osídlením z celkového počtu nazbieraných ulít (200). Autor uvádza, že táto skutočnosť môže byť vysvetlená tým, že ulity na holej pôde bez vegetácie môžu byť ľahko odplavené napríklad pri privalových dažďoch. Veľmi podstatnú úlohu však zohráva aj rozdielna mikroklíma samotného stanovišťa. Požiadavka spočívajúca v prítomnosti vegetácie sa pritom netýka len stepných lokalít.

Čo sa týka správania druhu *Pellenes nigrociliatus*, doplnil autor ďalšie skutočnosti dopĺňajúce poznatky Mikulskej (1961). Okrem toho, že samice tohto druhu vytvárajú v ulitách hniezda, kde kladú vajíčka, po vyliahnutí tieto hniezda upravujú aj pre obranu už mladých jedincov. Tieto jedince tu zostávajú do obdobia, kým nie sú schopné rozmnožovania. Samce neboli v ulitách spozorované počas celého obdobia (Horn, 1980).

Podobné správanie je viditeľné aj u druhu *Pellenes tripunctatus*. Rozdiel ale spočíva v tom, že po nakladení vajíčok samica stráži hniezdo spolu so samcom [(Horn, 1980) cit. podľa (Braun, 1956)].

Prezimovaním pavúkov v ulitách sa zaoberala aj Bauchhenss (1995). Ulity boli zozbierané zo strmých svahov pasienkov s vápnitým podloží, orientovaných na juhozápad. Stanovište bolo obkolesené borovicovým lesom a tvorené nízkou vegetáciou. Zozbieraných bolo 520 ulít, z toho 106 predstavovalo ulity obsadené pavúkmi. Z týchto obsadených ulít bolo získaných 135 jedincov z 15. rôznych druhov. Až dve tretiny predstavovala čeľaď Salticidae a teda 80 % všetkých získaných jedincov. Ako najčastejšie druhy boli zaznamenané *Pellenes tripunctatus*, *Euryopsis quinqueguttata* (Thorell, 1875), *Chalcoscirtus nigrinus* (Thorell, 1875) a v menšom počte aj *Sitticus penicillatus*. Významne zastúpený bol rod *Euophrys* sp., z ktorého najčastejšími druhmi boli *E. aequipes* (Simon, 1876) a *E. milleri* (Brignoli, 1983).

U druhov *Euryopsis quinqueguttata*, *Pellenes tripunctatus*, *Sitticus penicillatus*, *Euophrys aequipes* a rodu *Micaria* sp. je prezimovanie v slimačích ulitách známe už zo skorších výskumov [(Bauchhenss, 1995) cit. podľa (Bellmann, 1991, 1992)]. U ostatných druhov nie je v tomto prípade známa žiadna väzba k ulitám, rozhodujúcim faktorom je ale množstvo ulít, ktoré lokalita ponúka.

Zaujímavým zistením je fakt, že v prípade štúdie Bellmanna (1992) druh *Pellenes tripunctatus* využíval k prezimovaniu najčastejšie ulity rodu *Helicella* sp., v tomto

prípade bola najčastejšie využívanou ulita rodu *Zebrina* sp. Osídlená bola až dvoma tretinami z celkového počtu jedincov daného druhu (Bauchhenss, 1995).

V Maďarsku sa touto témou zaoberal Szinetár (1998). Ulity boli zberané z rôznych xerothermných lokalít s najčastejšími druhmi ulitníkov *Zebrina detrita* a *Helicella obvia*. Celkovo bolo nazbieraných 7197 ulít, z ktorých vyšlo 723 pavúkov zaradených do 13. čeľadí, 30. rodov a najmenej 37. druhov. 10 % ulít bolo osídlených. Táto hodnota však bola v prípade niektorých stanovišť vyššia. Najviac zastúpená bola čeľaď Salticidae, ktorej jedince predstavovali až 83 % z celkového počtu pavúkov. Najčastejšími druhmi v tomto prípade boli *Pellenes nigrociliatus*, *Euryopis quinqueguttata*, pomenej *Pellenes tripunctatus* a hojne zastúpené druhy rodov *Heliophanus* sp., *Cheiracanthium* sp. a *Euophrys* sp. *Euryopis quinqueguttata* bol druhým najčastejším pavúkom a predstavoval 11 % všetkých jedincov. Zaujímavým objavom bolo zistenie skákavky druhu *Ballus rufipes* (Simon, 1868), ktorá je typickým druhom južnej Európy, aj keď sa spomína napríklad z územia Nemecka (Bauchhenss, Stumpf, 1992). Okrem tohto druhu bola zistená rovnako vzácna skákavka *Euophrys aperta* (Miller, 1971), známa taktiež z juhoeurópskych oblastí (Szinetár et al., 1998).

V Českej republike prebehlo taktiež niekoľko výskumov. Na prelome rokov 2008/2009 bolo preskúmaných viacero lokalít južnej Moravy. Celkovo bolo nazbieraných 2448 ulít troch druhov ulitníkov – *Helix pomatia* (Linnaeus, 1758), *Cepaea vindobonensis* a *Helicella* sp. Získaných bolo 185 pavúkov charakterizujúcich 20 druhov. Najpočetnejšími druhmi boli *Pellenes tripunctatus*, *Pellenes nigrociliatus*, *Sitticus penicillatus* a *Myrmarachne formicaria*. Výskum priniesol taktiež zaujímavé výsledky v podobe získania ohrozených druhov v Českej republike – *Euryopis quinqueguttata* a kriticky ohrozený druh *Phaeoedus braccatus* (L. Koch, 1866) (Hula et al., 2009).

V zime na prelome rokov 2010/2011 prebehli zbery ulít na ďalších xerothermných biotopoch v rámci Českej republiky. Zhromaždených bolo viac než 30 000 ulít piatich rôznych druhov ulitníkov. Okrem vyššie spomenutých troch druhov to boli ešte *Helicigona lapicida* (Linnaeus, 1758) a *Arianta arbustorum* (Linnaeus, 1758). Výsledky priniesli vysoké počty ohrozených, vzácných či inak významných druhov pavúkov. Možno spomenúť vzácny druh *Cheiracanthium pennyi* (O. P.-Cambridge, 1873) či *Ch. montanum*. Vysoký podiel týchto pozoruhodných druhov pavúkov bol prítomný

na biotopoch podmienených ľudskou činnosťou. Na týchto miestach boli objavené druhy ako *Euryopis quinqueguttata* alebo *Micaria formicaria*. Taktiež kameňolomy a cestné násypy hostili vysoký počet druhu *Sitticus penicillatus*, ktorý sa taktiež radí medzi ohrozené druhy. Hojne zastúpený bol druh *Talavera aequipes*, ktorý vo všeobecnosti využíva prázdne slimačie ulity nie len k prezimovaniu, ale aj k rozmnožovaniu. Z ďalších v značnom počte to boli už spomenuté druhy *Pellenes tripunctatus* a *P. nigrociliatus* (Niedobová et al., 2013).

V Česku sa prezimovaním pavúkov v ulitách venovala vo svojej práci aj Micháľková (2012). Jednalo sa o oblasť severovýchodne od mesta Brna, všeobecne vhodná oblasti s vápencovým podkladom. Zozbieraných bolo 4091 ulít (druhy *Xerolenta obvia*, *Cepaea vindobonensis* a *Helix pomatia*). Osídlené ulity predstavovali 3,3 % zo všetkých, t.j. získaných bolo 136 jedincov, z ktorých najväčší podiel predstavovali jedince získané z oblasti kameňolomu a skalnatého presvetleného trávnatého útvaru. Na oboch miestach bol dominantným druhom *Sitticus penicillatus*. Z ďalších druhov s hojnejším zastúpením možno spomenúť v tomto prípade *Pellenes nigrociliatus*, druhy rodu *Talavera* sp. a *Heliophanus* sp. (Micháľková, 2012).

Na Slovensku prebehol taktiež výskum prezimovania pavúkov v ulitách v období na prelome rokov 2012/2013 a 2013/2014. Dohromady bolo z 24. lokalít na východnom Slovensku nazbieraných 1085 ulít. Ulity boli osídlené z 10,69 %. Za najčastejší druh bol určený *Pellenes tripunctatus* vyskytujúci sa najmä v ulite *Cepaea*, ktorý predstavoval až 50 % zo všetkých determinovaných druhov. Prevažná jeho časť bola získaná na území vápencového kameňolomu. Z ďalších druhov s častým výskytom to boli *Sitticus penicillatus*, *Euryopis flavomaculata* alebo druhy rodu *Heliophanus* sp., *Talavera* sp. či *Zelotes* sp. Z významných nálezov možno spomenúť pavúkov ako *Myrmarachne formicaria*, *Micaria formicaria* či vzácny nález *Cheiracanthium montanum*. Zaujímavým zistením je neprítomnosť druhu *Pellenes nigrociliatus*, napriek jeho silnej väzbe k ulite *Xerolenta* (Mikulská, 1961; Horn, 1980) (Štempáková, 2014).

3.6.2 Vybrané druhy pavúkov s väzbou k ulitám

3.6.2.1 *Pellenes tripunctatus* (Walckenaer, 1802)

Tento teplomilný druh, nie príliš hojný v Česku, sa vyskytuje od nížin do stredných polôh v nízkej vegetácii na skalných stepiach a vresoviskách a miestach kde je výskyt ulít (Kůrka et al., 2014). Všeobecne sa jedná o euro-sibírsky druh, zaznamenávaný v južnejších častiach krajiny, kde osídľuje tiež oslnené lúky a pastviny (Žabka, 1997). Obýva často druhotné stanovištia ako železničné či cestné násypy, kde býva pomerne hojný. Hlavohruď býva tmavá, niekedy na bokoch tmavo červenohnedá. Nohy sú čiernej farby, s krátkymi, svetlými chlpkami, u samcov býva časť tibií nôh 1. páru niekedy červenohnedá. U samíc je oblasť okolia predných očí bielo chlpkatá. Frontálna časť hlavohrude samca je pestro sfarbená, so žiarivo červenými chlpkami okolo očí a kontrastným belavým priečnym prúžkom pod očami. Bruško má charakteristickú krížovú kresbu, ktorej ramená sú dozadu mierne lomené. Predný okraj a boky bývajú bielo obrúbené, u samíc niekedy uprostred so svetlejšim oblúkovitým pásikom alebo len s pár nejasnými svetlejšími škvrkami na boku. Pri dvorení rozťahuje samec pred samicou široko do strán predný pár končatín. Samica využíva okrem prázdnych ulít aj spadnuté zrolované suché listy pre ukrytie kokónu. Ten stráži až do doby vyliahnutia mláďat, potom uhynie. Mláďatá sa určitý čas držia pohromade a neskôr sa vracajú buď do rodnej ulity alebo listového zámotku (Kůrka et al., 2014).

3.6.2.2 *Pellenes nigrociliatus* (Simon, 1875)

Jedná sa o typický juhoeurópsky druh, ktorý sa v strednej Európe vyskytuje najmä izolovaných teplých stanoviskách (Žabka, 1997). Čo sa týka Česka, je pomerne vzácnym druhom, ktorý obýva relatívne podobné stanovištia ako druh predchádzajúci. Vyskytuje sa v nížinách až stredných polohách v tráve na skalných stepiach a piesčiniach. Vzrastom býva menší, hlavohruď je oválna, čierna, za zadnými očami s pozdĺžnou bielou škvrkou, ktorá však môže chýbať. V zadnej časti sa nachádzajú výraznejšie postranné škvrny. Oblasť predných očí býva tvorená červenými chlpkami, výraznejšie však u samcov. Pod prednými očami je kontrastne biely priečny

pásik, pričom kolmo k nemu sa tiahnu zvislé pružky tvorené dlhými chlčkami. Makadlá sú u samcov čierne, s hustými bielymi chlčkami, u samíc svetlé, s taktiež bielymi chlčkami. Nohy sú tmavé, bodkované, distálne články červenohnedé. Čierne bruško má typický biely pozdĺžny pásik, vpredu s bielym oblúčkom a po stranách s dvoma bielymi, šikmo k centrálnemu pružku smerujúcimi škvŕnami. Samice okrem využíva prázdnych ulít, si pre znášku vajícok zhotovujú tiež rúrkovitú komôrku na visiach suchých listoch (Kůrka et al., 2014).

3.6.2.3 *Sitticus penicillatus* (Simon, 1875)

Sitticus penicillatus je rozšírený od strednej Európy po Japonsko, v Českej republike je silne ohrozeným druhom. Vyskytuje sa v stredných polohách, na skalných stepiach, suchých teplých pahorkoch a piesčitých pôdach. Vázba k ulitám je u tohto druhu pomerne silná. Okrem prírodných a prírode blízkych stanovišť sa vyskytuje dosť často na násypoch ciest, železníc, v kameňolomoch a podobných človekom podmienených biotopoch. Zhotovujú si plochú pavučinovú komôrku, obvykle pod kameňmi, v skalných štrbinách a iných úkrytoch, taktiež v prázdnych ulitách väčších stepných ulitníkov. V ulitách taktiež často prezimujú rôzne štádiá, vrátane dospelých jedincov. V porovnaní s inými druhmi tohto rodu ma pomerne riedke ochlpenie. Hlavohruď je u tohto druhu červenohnedá s úzkym bielym lemom. Nad prednými očami sa nachádza belavý pružok, ktorý sa tiahne ďalej dozadu po stranách hlavohrude. Boky sú hnedé. Na chrbte je svetlá plocha, medzi očami už svetlohnedá, pričom smerom dozadu sa svetlá plocha zužuje. Svetlé makadlá sú porastené dlhými bielymi chlčkami. Červenožlté končatiny sú tmavo krúžkované. Na brušku sa nachádza svetlejšie a tmavšie skobovito zahnuté pružky, niekedy so zreteľnými tromi párami svetlých okrúhlych škvŕn okolo tmavšieho pozdĺžneho stredného pruhu. Samec má hlavohruď v okolí očí červenohnedú, za očami čiernu. Uprostred hlavohrudi sa nachádza biely priečny pásik a dva pružky po stranách. Bruško má vpredu pár malých bielych škvŕn, uprostred je druhý pár výraznejších škvŕn a pred koncom bruška sa nachádza jedna nepárová škvŕna (Kůrka et al., 2014, Žabka, 1997).

3.6.2.4 *Talavera aequipes* (O. P.-Cambridge, 1871)

Jedná sa o hojný palearktický druh s výskytom od nížin do stredných polôh. Konkrétne túto skákavku možno nájsť v tráve na skalných stepiach a piesčiniach, taktiež je hojná na suchých častiach rašelinísk, napríklad v rámci Českej republiky na Šumave alebo v Krušných horách (Kůrka et al., 2014). V Európe je známym druhom, pričom sa vyskytuje aj v časti južného Uralu, v strednej Ázii alebo v pobrežných krajinách (Žabka, 1997). Aj keď patrí k menším druhom skákaviek (2 – 3 mm), dokáže relatívne ďaleko doskočiť. Pomerne silná je tiež väzba tejto skákavky k prázdny ulitám, na základe čoho dostala pomenovanie skákavka ulitová. Na vápencových pôdach využíva prázdne slimačie ulity k prezimovaniu. Celkové sfarbenie tohto druhu je žltohnedé so strakatou kresbou. Hlavohruď býva svetlo žltohnedá, očná časť tmavá a nohy sú kontrastne čierne a šedožlto krúžkované. Klypeus medzi radom predných očí a okrajom karapaxu je u samcov s dozlata žltými chlpkami. Makadlá bývajú jasne žlté až oranžové. Hnedé bruško má svetlejšiu kresbu, ktorú tvoria skobovito zahnuté linky (Kůrka et al., 2014).

3.6.2.5 *Myrmarachne formicaria* (De Geer, 1778)

Tento palearktický druh skákavky patrí k vzácnym pavúkom. Jedná sa o teplomilný druh s výskytom v nížinách. Možno ho zahliadnuť v tráve a detrite na oslnených stráňach, na okrajoch lesa, brehoch rybníkov, na vlhkých lúkach, ale aj v sadoch. Veľkosť tela u samice sa pohybuje v rozmedzí 5 – 6 mm, u samca je to 6 – 8 mm. Vzhľadom sa značne podobá na mravca. Hlavohruď sa spája s bruškom viditeľnou stopkou. Hlavová časť je čierna, pozdvihnutá a zreteľne oddelená od hnedočervenej hrudnej časti. Nápadné klepätka sú u samcov dlhé ako hlavohruď a namierené dopredu. Nohy bývajú svetlé, metatarzy a čiastočne femury nôh prvého páru čierne, femury ostatných párov však červenavé. Bruško je v prednej časti hrdzavo červené, nerovnomerne pozdvihnuté. V strednej časti sa nachádza výrazný belavý priečny prúžok. Zadná časť býva čierna. Ak sa v prostredí jeho výskytu nachádzajú prázdne slimačie ulity, využíva ich k prezimovaniu, pričom vo väčšine si vyberá ulity druhu *Cepaea vindobonensis*. V inom prípade si zhotovuje úkryt zo stočeného listu opradeného pavučinou. Zaujímavý je spôsob pohybu tejto skákavky. Pri behu

napodobňuje mravca. Nohy prvého páru drží vo vzduchu a chveje nimi ako mravce tykadlami (Kůrka et al., 2014).

4 MATERIÁL A METODIKA

4.1 Spôsob zberu ulít

Zber slimačích ulít prebiehal v zimnom období v roku 2015 a na prelome rokov 2015/2016. Navštívené lokality boli vo väčšine vybrané na základe vhodnosti podmienok pre čo najkvalitnejšie výsledky výskumu. Do úvahy boli brané charakteristiky prostredia ako vápnené podložie, prítomnosť machu a kameňa, nízka a riedka vegetácia a do určitej miery aj vhodnosť expozície svahu. Plocha s výskytom ulít bola mapovaná na základe transektov, teda štvorcov o veľkosti 1 x 1 m. Tento metrový štvorec z lát bol umiestnený tak, aby obsahoval maximálne množstvo všetkých ulít. Následne prebiehala fotodokumentácia jednak celého transektu s priradeným poradovým číslom daného stanovišťa a taktiež každej ulity zvlášť v tomto transekte. Spôsob mapovania zachytáva Príloha 1 (Obr. 1 – 3). Na mieste bol vykonaný následný zápis všetkých sledovaných charakteristík. K jednotlivým transektom boli zapisované jednak údaje týkajúce samotnej plochy transektu a údaje o každej ulite zvlášť, v prípade prítomnosti pavučiny. V rámci očíslovaného transektu k daným charakteristikám patrili: expozícia a svahovitosť plochy, manažment, počet ulít, druh ulít, prítomnosť machu, tráv, bylín, výška porastu, prítomnosť voľnej pôdy a kameňa, ku ktorým boli priradené čísla na základe plošného zastúpenia, odškálovaného od 1 do 5. V prípade samotnej ulity boli zapisované údaje ako:

- vzdialenosť k najbližšej ulite - údaje v cm
- poškodenie ulity – slovne (ulita poškodená / nepoškodená)
- orientácia ústia ulity – úrovne 1 – 3 (1 – ústie smerujúce nadol, 2 – ústie smerujúce nabok, 3 – ústie smerujúce nahor)
- zaborenie – úrovne 1 – 3 (1 – ulita nezaborená, 3 – ulita zaborená z väčšej časti)
- vek ulity – na základe pásikavosti ulity, úrovne 1 – 3 (1 – ulita mladá, 3 – ulita stará)
- znečistenie ulity – úrovne 1 – 3 (1 – ulita neznečistená, 3 – ulita silne znečistená)
- prítomnosť ďalších ulít v bezprostrednej blízkosti – úrovne 0 (bez prítomnosti ďalších ulít) a 1 (prítomné ďalšie ulity)

K ďalším patrili charakteristiky vyplývajúce z bezprostrednej blízkosti ulity, a to prítomnosť vyššej vegetácie, prítomnosť machu, kamenitého substrátu a voľnej pôdy, kde boli úrovně odškálované vzostupne na základe plošného zastúpenia (0 – 4). Zberanými druhmi ulitníkov boli *Cepaea vindobonensis*, *Xerolenta obvia*, v nepatrnom množstve aj ulity mladých jedincov druhu *Helix pomatia*. Ulity s prítomnosťou pavučiny boli zozbierané a každá zvlášť vložená do uzavierateľných vrecúšok s názvom lokality a transektu. Vrecúška boli následne uložené v miestnosti s teplotou približne 23 °C. Po čase vplyvom vyššej teploty začali pavúčie druhy vyliezať z ulít. Pomocou entomologickej pinzety boli odchytené a vložené do epruvet s liehom. Nasledovala determinácia, ktorá prebieha v spolupráci s Ing. Vladimírom Hulou Ph. D. Určené druhy boli zapísané k jednotlivým lokálnym transektom a ulitám, z ktorých boli odchytené.

4.2 Metodika hodnotenia okolitej vegetácie

Pre hodnotenie okolitej vegetácie v okolí obsadených a neobsadených ulít *Xerolenta obvia* a *Cepaea vindobonensis* bol využitý modul redundantnej analýzy (RDA) z programového balíka CANOCO for Windows (Ter Braak et al., 1998). RDA je obmedzená ordinačná lineárna metóda týkajúca sa druhovej skladby nezávisle na environmentálnych premenných. Program CANOCO umožňuje zhodnotením oboch typov environmentálnych premenných (t.j. numerických i nominálnych), „fuzzy“ kódovaním týchto environmentálnych premenných (kedy niektoré vzorky môžu patriť do niekoľkých skupín súčasne) a testovaním signifikantnosti výsledkov týchto ordinačných analýz pomocou Monte Carlo permutačného testu (999 permutácií) do analýzy zahrnúť kopremenné a pasívne premenné. Všetky permutačné testy boli počítané na hladine 999 permutácií. Samotné percentuálne zastúpenia rastlinných druhov v mikrosnímках boli pred samotnou analýzou pomocou programu prevedené na logaritmické škálovanie, výber CANOCO: (t.j. škálovanie vzťahnuté na medzidruhové korelácie, druhové skóre delené smerodajnou odchýlkou; druhy vzťahnuté na skóre druhov samotných a samotné vzorky program neupravuje). Druh hostiteľskej ulity, a teda miesto pobytu pavúkov, bol v analýzach považovaný za

pasívny premennou, pretože snímky boli urobené na základe výskytu týchto ulít (takže sa vyskytovali na každej snímke).

4.3 Navštívené lokality

Všetky záujmové oblasti spadajú do Juhomoravského kraja, orientované vo východnej a južnej časti. Vo väčšine sa jednalo o lokality s určitým stupňom ochrany, resp. blízke plochy týchto lokalít. V nasledujúcej časti sa nachádza výpis a popis navštívených lokalít s charakteristickým manažmentom, ktorý sa na danej lokalite v súčasnosti uskutočňuje. Znázornenie jednotlivých oblastí zberu ulít konkrétnej lokality poskytuje Príloha 2 (Obr. č. 4 – 14).

4.3.1 Národná prírodná pamiatka Malhotky

Záujmové územie s rozlohou 9,47 ha predstavuje teplomilnú juhomoravskú vegetáciu lesostepného charakteru. Mimo typický stepný charakter chránených území, ktorých je v okolí niekoľko, je tvorené toto územie lesostepou, ktorá prechádza v háj typu dúbav tvorených dubom plstnatým a javorohrabových dúbav s borovicou a nápadným jasencom bielym, ktorý by premenou na dubovú monokultúru bol potlačený. Nadmorská výška na tomto území sa pohybuje okolo 270 m n. m. Na svahu zvlneného reliéfu prevažuje južná expozícia. Z geologického hľadiska sa územie rozprestiera prevažne na paleogénnych ílovcoch a pieskovcoch vonkajšieho flyšu.

V poslednom období na území prebiehalo odstraňovanie invazívnych agátov s následným odstránením likvidovanej biomasy. Čo sa týka kosenia, v každom roku je jeden krá mechanicky kosená jedna časť z troch, s cieľom zabezpečenia mozaikovitosti územia. Určité časti sú však vynechané. Jedná sa o nízke a rozvoľnené porasty, ktoré prevládajú na exponovaných miestach. Kosenie je vylúčené aj v porastoch s kavyľom vláskovitým a mrvicou peristou a na plochách s prítomnosťou kriticky ohrozeného motýľa hnedáčika veronikového. Kosenie prebieha vždy po 15. auguste s odstránením pokosenej biomasy. Zarastanie týchto plôch drevinami je riešené ich odstránením na výslednú pokryvnosť 10 %. Pre zabezpečenie stavu bezstavovcov sa udržiavajú aj miesta bez vegetačného krytu odstránením mačiny (Janík, Procházková, 2006).

Zber ulít prebiehal 20. 2. 2015. Do oblasti zberu ulít bol zaradený aj areál s podobnými podmienkami prostredia nachádzajúci sa zhruba 400 m juhovýchodne od územia Malhotek (Obr. č. 4).

4.3.2 Národná prírodná pamiatka Stránská skála

Stránská skála sa rozprestiera na ploche o veľkosti 15,54 ha. Predstavuje izolovaný skalný výstup jurských vápencov, s početnými skalnými stenami a krasovými javmi. Súčasťou územia sú porasty trávovo-bylinovej vegetácie s drevinami, ktoré sú tvorené hlavne spoločenstvami vápňitých alebo bázických skalných trávnikov, panónskych skalných trávnikov, polo prirodzených suchých trávnikov a krovín na vápňitých podložiach, subpanónskych stepných trávnikov a chasmoxytickej vegetácie vápňitých skalných svahov. Územie Stránské skály sa nachádza v nadmorskej výške 240 až 310 m. Plocha národnej prírodnej pamiatky Stránská skála sa sčasti prekrýva s európsky významnou lokalitou Stránská skála.

Na Stránské skále prebiehala v minulosti predovšetkým pastva, pričom postupom času sa začalo s ťažbou surovín. V nadväznosti na ukončení pastvy a ťažby dreva sa od päťdesiatych rokov 20. storočia začali silne rozmáhať kroviny a niektoré kultúrne dreviny. Od roku 1978 zaisťuje realizáciu manažmentu Agentura ochrany prírody a krajiny ČR. Jedná sa predovšetkým o každoročné kosenie, odstraňovanie stariny a čiastočnú redukcii drevín, podľa aktuálneho zarastania náletom. Výrezy drevín na plochách s náletom sa uskutočňujú v jesenných a zimných mesiacoch. Pravidelné kosenie vymedzených segmentov trávovo-bylinových plôch je na základe časovej a plošnej diferenciácie. Na vybraných plochách sú ponechané časti nekosené v rámci jednej či viac zón. Všetka biomasa je odvezená mimo plochu chráneného areálu. V prípade napríklad ovsíkových mezofilných trávnikov je zabezpečené aj prepásanie v neskorom lete jednorazovou pastvou (AOPK ČR, 2013).

Zber ulít prebiehal 13. a 20. 3. 2015. Oblasť zberu ulít je zaznačená na obrázku č. 5.

4.3.3 Prírodná pamiatka Bílá hora

Bílá hora zaujíma plochu s veľkosťou 1,65 ha. Za Prírodnú pamiatku bola vyhlásená v roku 1991. Jedná sa o druhovo bohatý segment stepnej vegetácie, ktorý je tvorený mozaikou úzkolistých stepných trávnikov, výslnných vápencových skál s prevažne solitérnymi krami vzácných xerotermných drevín a iných významných teplomilných druhov rastlín a živočíchov. Ide o južný svah nadmorskej výšky 270 – 299 m n. m. Geologické podložie tvoria spevnené sedimenty, vápenec marinného pôvodu jurského veku. Tenká vrstva pôdy na skalných plošinách prechádza regelačnými cyklami s tvorbou ihlového ľadu, čo je významným činiteľom pre prirodzenú blokáciu sukcesie a stabilizáciu skalných spoločenstiev v čase. Územie Bílé hory sa radí taktiež k európsky významným lokalitám.

Plocha bola v minulosti prepásaná hospodárskymi zvieratami, čo výrazne prispelo k vysokej druhovej diverzite tejto stepnej mozaiky. Kosením centrálnej stepi sa udržuje plocha v žiadanom stave. Horšia situácia je v južnej a strednej časti, kde dochádza k rozširovaniu invazívnych druhov, najmä v južnej časti, kde je vysoká produkcia diaspór týchto nechcených druhov. V okrajových častiach sa preto každoročne uskutočňuje odstraňovanie geograficky nepôvodných drevín a postupné presvetľovanie krovín. Centrálna časť stepných trávnikov je každoročne mozaikovito kosená s odnosom biomasy, v prípade širokolistých trávnikov sa kosí celá plocha. Okrem toho na tomto mieste dochádza k redukcii krovín podľa potreby a likvidácii tieniacich drevín (Rezek, Vymazalová, 2011).

Ulity na tejto lokalite boli zbierané 20. 3. 2015. Územie oblasti zberu ulít na Bílé hore znázorňuje obrázok č. 6.

4.3.4 Lom Hády - stred

Jedná sa o lokalitu v severovýchodnej časti mesta Brna. Je tvorená mohutnými výbežkami devónskych vápencov Moravského krasu. Bázické podložie spolu s vhodnými klimatickými podmienkami a tradičným obhospodarovaním územia v minulosti, boli príčinou vzniku druhovo bohatých lesných ale aj nelesných stanovišť. Najmä na južných svahoch lomu sa vytvorili porasty stepného až lesostepného

charakteru s množstvom vzácných teplomilných druhov rastlín a živočíchov. V súčasnej dobe sa tu nachádza niekoľko chránených území s celkovou rozlohou cez 1 km². Ťažba prebiehala v priebehu 20. storočia, najprv v západnej časti zvanej Džungle, potom vo východnej časti s názvom Růženin lom. Oba lomy boli v roku 1960 prepojené veľkým etážovým lomom. K definitívnemu ukončeniu ťažby vápenca došlo v roku 1997. Nadmorská výška v centrálnej časti činí zhruba 340 m n. m (Tichý et al., 2000).

Čo sa týka manažmentu, záujmové územie nie je nijak významne riadené z hľadiska ochrany. Centrálna časť nespadá pod žiadnu kategóriu chráneného územia.

Ulity boli zbierané 30. 1. 2016. Oblasť zberu je zaznačená na obrázku č. 7.

4.3.5 Prírodná rezervácia Milovická stráň

Záujmové územie o rozlohe 88,35 ha predstavuje Prírodnú rezerváciu vyhlásenú v roku 1994. Predmetom ochrany sú cenné lesné, lesostepné a stepné fytoocenózy na minerálne bohatých geologických substrátoch s výskytom význačných xerofilných a termofilných druhov vyšších rastlín a chránených druhov živočíchov. Okrem vzácnych panónskych dubohrabín a teplomilných dúbav pokrývajú časť územia aj subpanónske stepné trávniky. Stepná časť rezervácie a izolované stepné enklávy sa nachádzajú na svahoch západnej a juhozápadnej expozície. Z geologického hľadiska je územie tvorené prevažne flyšovými pieskovecami so zlepencovými zložkami, na plošinách prekryté sprašou. Nadmorská výška územia sa pohybuje v rozmedzí 200 – 297 m n. m.

V rámci lesného hospodárstva, prebiehala ťažba dreva v tomto komplexe pomerne dosť intenzívne. Vzhľadom k extrémnym podmienkam na stanovišti, sú sortimenty z tohto lesa nekvalitné a na niekoľkých najexponovanejších stanovištiach sa udržuje primárne bezlesie s priliehajúcou lesostepou. V lesnej aj stepnej časti sú odstraňované nepôvodné a invazívne dreviny, najmä agát a pajaseň. Vzhľadom k exponovanému terénu a relatívne častým zosuvom pôdy však nezarastá tak rýchlo ako iné stepné lokality. V prípade realizácie pastvy, sú ako hospodárske zvieratá využívané kozy. Toto opatrenie sa neuskutočňuje na celej ploche, ale rozdelením minimálne na dve časti (AOPK ČR, 2010).

Zber ulít na Milovické stráni prebehol 5. 2. 2016. Oblasť zberu ulít znázorňuje obrázok č. 8.

4.3.6 Národná prírodná rezervácia Děvín-Kotel-Soutěska

Lokalita predstavuje najsevernejšiu a najvyššiu časť Pavlovských vrchov. Nadmorská výška v tomto prípade sa pohybuje medzi hodnotami 280 – 555 m n. m. Terén je značne členitý. Väčšia časť je tvorená strmými svahmi s výstupmi skál. Rokliny a úpätia svahov sú typické akumuláciou balvanov a rôzneho sutinového materiálu. Dolná časť je tvorená hlbšími a výživnejšími pôdami panónskych dubohrabín. Na výslnných svahoch o rôznom sklone prevažujú úzkolisté a širokolisté suché trávniky. Geologicky toto územie tvoria vápence, medzi ktorými leží vrstva vápnených ílovcov a pieskovcov.

Počiatky ochrany prírody sú datované do roku 1946, kedy bolo územie vyhlásené za Národnú prírodnú rezerváciu. V súčasnej dobe prebieha hneď niekoľko zásahov v tejto oblasti. Vyrezávanie a vypaľovanie prebieha v prípade náletových drevín na skalných a kamenných sutinách. Trávniky sú udržiavané vyrezávaním náletov, vypaľovaním, pastvou a kosením s následným odstránením pokosenej hmoty. Jednorazová pastva sa uskutočňuje jedenkrát za 1 až 5 rokov v období mája až júna. Navyše v súčasnej dobe sa tu vyskytuje niekoľko desiatok kusov muflónovej zveri ako pozostatok chovu vo zvernici. Vypaľovanie náletových drevín či biomasy je povolené len na vybraných plochách za mrazu a to jedenkrát za 10 rokov (AOPK ČR, 2010).

Zber bol uskutočnený 5. 2. 2016. Na obrázku č. 9 sa nachádza vyznačená oblasť zberu ulít.

4.3.7 Prírodná pamiatka Kamenný vrch u Kurdějova

Predmetom ochrany v tomto prípade je jeden z najvýznamnejších komplexov stepných trávnikov na južnej Morave s výskytom širokolistých suchých trávnikov a subpanónskych stepných trávnikov. Pomenej sa vyskytujú aj druhy úzkolistých suchých trávnikov. Vo všeobecnosti sa jedná o sústavu pahorkov a chrbtov so svahmi rôznej, avšak prevažne južnej až juhozápadnej orientácie s rôznym sklonom. Podklad tvoria najmä pieskovce a vápencové brekcie flyšového súvrstvia, z veľkej časti prekryté

sprašou. Územie zaberá plochu 90,60 ha s nadmorskou výškou v rozmedzí 220 až 340 m n. m.

V minulosti bola veľká časť plochy poľnohospodársky využívaná, a to s rôznou intenzitou – časť bola oraná a využívaná ako pole, časť ako sady, prípadne vinice a časť ako lúky a pastviny. V súčasnosti má väčšina územia charakter lúčneho porastu.

Od roku 2005 začali cielené obnovné zásahy s pravidelnou pastvou a kosením. Kosenie je plošne a časovo diferencované, uskutočňuje sa jedenkrát sa 2 až 3 roky. V prípade eutrofizovanejších častí aj raz ročne. Kosenie je niekedy striedané s letnou či jesennou pastvou. Vzhľadom k prevažujúcej vegetácii širokolistých trávnikov je preferované kosenie. Pastva je riadená najmä na degradovaných plochách. Využíva sa kombinácia oviec a kôz. Okrem týchto manažmentov prebieha aj odstraňovanie náletových a invazívnych druhov (Slavík, 2016).

Zbieranie ulít prebehlo 5. 2. 2016. Prehľad o oblasti zberu ulít znázorňuje obrázok č. 10.

4.3.8 Prírodná pamiatka Růžový kopec

Areál je súčasťou Chránenej krajinej oblasti Pálava a predstavuje plochu 6,2 ha. Tvorí vrchol, terasy a svahy v nadmorskej výške približne 298 m n. m. Predmetom ochrany sú fragmenty lúčnej stepi, lemových spoločenstiev a stepných lad s výskytom chránených druhov rastlín a živočíchov typických pre bradlové pásmo Pavlovských vrchov. Ekosystém stanovišťa je z veľkej časti tvorený širokolistými suchými trávnikmi, nízkymi xerofilnými krovinami a úzkolistými suchými trávnikmi. Návršie je tvorené usadenými horninami, z ktorých na vrchol kopca vystupuje vápencový balvan.

V dôsledku veľkého sklonu a plytkej kamenitej pôdy boli kedysi obhospodarované plochy ponechané ladom a svah v západnej časti lokality v súlade s tamojšími stratégiami rozdelený na terasy. Vzniklo šesť terás oddelených prudkými svahmi, na ktorých je viditeľná postupujúca erózia. Kosenie trávneho porastu prebieha v posledných rokoch tak, že každoročne sú striedavo kosené minimálne 3 terasy celoplošne a časť vrcholovej plošiny formou mozaikovitého kosenia. Po kosení je následne pokosená hmota odezená. Uvažuje sa o kombinácii kosenia s pastvou

po dobu minimálne troch rokov hlavne na spodných vinicových terasách, kde je zvýšenou mierou nitrifikácie viditeľné značné šírenie smlzu kroviskového. Pravidelná je redukcia nežiaducich drevín vyrezávaním (AOPK ČR, 2014).

Zber ulít bol vykonaný 7. 2. 2016. Oblasť zberu je zaznačená na obrázku č. 11.

4.3.9 Prírodná pamiatka Lom Janičův vrch

Územie lomu sa rozprestiera v oblasti Chránenej krajinskej oblasti a Vtácej oblasti Pálava. Zaujíma celý priestor vyťaženého vápencového lomu o rozlohe 4,06 ha s nadmorskou výškou od 249 do 306 m n. m. Reliéf chráneného územia je vďaka ťažobnej činnosti v minulosti veľmi členitý. Predmetom ochrany sú vodné a mokradňové spoločenstvá na lomových stenách a fragmenty panónskych stepných trávnikov s teplomilnou vegetáciou a faunou. Taktiež sa lokalita radí medzi bohaté paleontologické náleziská. Od ukončenia ťažby sa intenzívne uplatňuje samovoľná sukcesia. Vďaka tesnej blízkosti zachovalých fragmentov stepi sú lomové etáže pomerne rýchlo osídľované autochtónnymi druhmi.

V rokoch 2005 – 2006 prebehla základná rekultivácia lomu spočívajúca v odstránení odpadu, likvidácii nefunkčného vybavenia lomu a odstránenie nepôvodných druhov drevín. Uplatňuje sa taktiež kosenie lemového stepného spoločenstva, a to dvakrát za približne päť rokov v období medzi májom a októbrom. Pri tomto manažmente sa ponecháva vždy aspoň 30 % bez zásahu. Na skalných stepiach, lomových stenách a strmých svahoch dochádza k pravidelnému odstraňovaniu nežiaducich drevín a krovín za účelom presvetlenia lokality (AOPK ČR, 2014).

Zber ulít bol uskutočnený 7. 2. 2016. Prehľad oblasti zbierania ulít znázorňuje obrázok č. 12.

4.3.10 Národná prírodná pamiatka Pouzdřanská step - Kolby

Pouzdřanská step je rozsiahle územie o rozlohe 157,13 ha, ktorá sa radí taktiež k Európsky významným lokalitám. Areál Pouzdřanskej stepi sa skladá z viacerých typov ekosystémov. Najväčší podiel plochy zaberajú panónske dubohrabiny, ďalej sú to úzkolisté suché trávniky a panónske teplomilné dúbavy, pomenej sa vyskytujú plochy

tvorené vysokými mezofilnými a xerofilnými krovínami, suché bylinné lemy a širokolisté suché trávniky. Pouzdřanská step sa rozkladá na prevažne slnených svahoch. Erózne denudačný povrch s plošinami a široko zaoblenými chrbtami je členený mladými suchými údoliami. Nadmorská výška sa pohybuje v rozmedzí od 174 do 302 m n. m. Geologický podklad tvoria prevažne paleogénne ílovce vonkajšieho flyšu, striedajú sa tu pieskovce, sliene a zlepenca. Významne sa uplatňujú miestami veľmi mocné prekryvy spraše, sprašových a polygenetických svahovín. V stepnej časti územia sú početné agrárne terasy.

Step bola v minulosti poľnohospodársky využívaná, o čom svedčí mimo iné množstvo agrárnych terás, na ktorých sa pestoval vinič, rôzne ovocné stromy a pod. Časť územia nevhodná z dôvodu veľkej vysychavosti a svahovitosti bola pravdepodobne využívaná ako pastvina. Po skončení poľnohospodárstva bolo územie občas vypaľované až do konca 80. rokov. Od roku 1993 tu prebiehajú rôzne biotechnické zásahy zahrňujúce najmä odstraňovanie nepôvodných a invazívnych drevín s vysadzovaním teplomilných dubov. V súčasnosti prebieha pravidelné kosenie, vyrezávanie drevín a extenzívna pastva s ponechaním neprepásaných plôch. Kosí sa jedenkrát za jeden až päť rokov, v termíne medzi májom a júlom. Pokosená biomasa sa páli na mieste. V neskoršom období (medzi septembrom a februárom) a v dlhšie trvajúcich intervaloch prebieha vyrezávanie nepôvodných a invazívnych drevín. Na pastvu sú využité ovce a kozy, prípadne dobytok vo vrcholových častiach. Uskutočňuje sa jedenkrát za jeden až päť rokov v termíne medzi augustom a septembrom (AOPK ČR, 2014).

Zber ulít bol zrealizovaný 7. 2. 2016. Oblasť zberu ulít znázorňuje obrázok č. 13.

4.3.11 Európsky významná lokalita Člupy

Celková rozloha lokality je 18,05 ha, severná časť územia je vyhlásená ako Prírodná rezervácia Člupy. Lokalitu tvoria pomerne príkre svahy rôznych orientácií v nadmorskej výške 220 až 308 m n. m. Na štyroch oddelených plochách sa vyskytujú zachovalé xerothermné spoločenstvá. Prevažujú širokolisté suché trávniky a facie krovín na vápnitom podloží, pomenej to sú panónske sprašové stepné trávniky. Geologickým podkladom je súvrstvie vonkajšieho flyšu tvoreného vápnitými ílmi, slieňmi a pieskovecami. Miestami je prekryté návejmi spraše.

Stepná vegetácia je zraniteľná ako absenciou manažmentu, tak intenzifikáciou obhospodarovania priamo susediacich pozemkov. Vo väčšine prípadov sa negatívne prejavujú oplachy živín zo susediacich polí. Na lokalite sa šíri ovsík obyčajný a preniká taktiež agát či pajaseň. Cieľový manažment bol dosiaľ vykonávaný len na časti vyhlásenej ako Prírodná rezervácia Člupy, kde predtým prebehli asanácie agátu a v súčasnosti prebieha extenzívne kosenie trávovo-bylinných porastov. Uvažuje sa o vyhlásení celej plochy za Prírodnú pamiatku (Natura 2000, 2006).

Zber ulít sa konal 7. 3. 2015. Obrázok č. 14 znázorňuje oblasť zberu ulít.

5 VÝSLEDKY

Dohromady bolo zdokumentovaných 889 ulít z jedenástich vyššie zmienených lokalít, z ktorých bolo získaných 144 snímok jednotlivých transektov daných lokalít. 186 ulít bolo zozbieraných na základe výskytu pavučiny v ústi ulity. To predstavuje 20,92 %. Obsadených však bolo 113 ulít, t.j. 12,7 %. Zo všetkých zozbieraných ulít bolo získaných 146 pavúkov. Najväčšie zastúpenie tvorili záujmové sledované druhy - *Pellenes tripunctatus* s počtom 56 jedincov, *Pellenes nigrociliatus* (52 jedincov), pomenej sa vyskytoval *Sitticus penicillatus* (11 jedincov). Snímky jednotlivých druhov ponúka Príloha 3 (Obr. č. 15 – 17). Z ďalších možno spomenúť *Euryopsis quinqueguttata*, *Heliophanus flavipes* alebo *Talavera aequipes*. Vysoké obsadenie pavúkmi v prípade vyššieho počtu ulít bolo zaznamenané najmä na Stránské skále (31,6 %), v lome Hády (29,9 %), relatívne vysoké zastúpenie obsadených ulít bolo aj v prípade lokality Děvín (20,2 %). Z celkového počtu ulít bolo zaznamenaných 18 prípadov s obsadením pavúkmi vo vyššom počte než je jeden pavúk. Deväť z nich bolo nazbieraných na lokalite Malhotky, 7 ulít na Stránské skále a po jednej ulite na Děvine a v lome Janičův vrch. Najvyšší počet pavúkov v ulite činil 6 jedincov druhu *Pellenes tripunctatus*, prezimujúcich v ulite *Cepaea vindobonensis* na lokalite Malhotky. Presnejší popis tohto skupinového prezimovania pavúkov je zobrazený v Tabuľke č. 1. Dokázaná bola väzba druhu *Pellenes nigrociliatus* k ulite *Xerolenta obvia* aj istá nadväznosť druhu *Pellenes tripunctatus* k ulite *Cepaea vindobonensis*. Napriek vysokému počtu druhu *Sitticus penicillatus* v obsadení ulity *Xerolenta obvia*, nemožno určitú väzbu potvrdiť.

RDA analýza vegetácie, obklopujúcej ulity *X. obvia* a *C. vindobonensis*, vzťahnuté na obsadenie pavúkmi *P. tripunctatus*, *P. nigrociliatus* a *S. penicillatus* ukázala vysoko signifikantný vplyv (hodnotené na hladine pravdepodobnosti 95 %) spojenie prítomnosti pavúkov v ulitách s veľmi nízkym porastom v okolí ulít ($p = 0,0015$). Pozitívna korelácia sa prejavila tiež v spojení s obnaženým substrátom a prítomnosťou kameňov. Vplyv manažmentu vypadol už pre tzv. forward selekciu ako nesignifikantný. Konkrétna pozícia spojená s orientáciou ústia ulity sa taktiež neprejavila ako signifikantná ($p = 0,018$), signifikantne vyšla iba negatívna korelácia v prípade ulít zaborených ($p = 0,0002$).

5.1 Výsledky jednotlivých navštívených lokalít

Výsledky v tejto časti zahrňujú popis charakteristík navštívených lokalít v čase mapovania a zbierania ulít. Počet a druh nazbieraných ulít každej lokality s počtom záujmových a ostatných druhov pavúkov znázorňuje Tabuľka č. 2.

- Malhotky – Stepná plocha tvorená nízkou redšou vegetáciou, viditeľné aj nedokosené plochy. Značný výskyt machu, plocha kamenitého substrátu a voľnej pôdy predstavovala menšie zastúpenie. Ulity nachádzané vcelku v hojnom počte, jednalo sa v tomto prípade zväčša o druh *Cepaea vindobonensis*, v menšom množstve *Xerolenta obvia*, poprípade občasná prítomnosť ulít mladých jedincov druhu *Helix pomatia*.
- Stránská skála – Územie značne pokryté kamením a machom, výskyt taktiež lišajníkov. Významné zastúpenie predstavoval aj detrit tvorený kamením, drevom a rozmelnenou vegetáciou, ktorá bola tvorená vyšším zastúpením tráv než bylín. Jednotlivé transekty sa však medzi sebou hodne líšili, čo značí vysokú mieru mozaikovitosti územia. Zaznamenané vysoké množstvo ulít druhu *Xerolenta obvia*.
- Bílá hora – Na území zaznamenaný vyšší podiel tráv než bylín, relatívne hodne machu, občasný výskyt kameňa, ktorý bol sústredený len na čiastkových plochách. Voľná pôda na povrchu pokrytá suchými stebkami trávy a vetiev drevín. Vo vyšších častiach územia bola vegetácia nižšia. Prítomný vysoký počet návštevníkov. Charakteristické zoskupenie dominujúcich ulít druhu *Xerolenta obvia* vo vysokom množstve najmä v svahovitejších častiach na rozmedzí nižšej a vyššej vegetácie.
- Lom Hády – Všeobecne prítomné nízke pokrytie vegetáciou, ale vo väčšom množstve tráv než bylín. Hojné bolo zastúpenie machu, kameňa a detritu tvoreného drevitou hmotou a suchými stebkami. Východná časť zamokrená s ustupovaním podielu machu a vegetácie, na druhej strane, so zvyšujúcim sa množstvom kameňa. V dobe zberu ulít bola značná frekvencia návštevníkov. Dominovala ulita druhu *Xerolenta obvia* v priemernom množstve.
- Milovická stráň – Vegetácia nekosená, tvorená hlavne trávami, pomenej bylinami. Zaznamenaný občasný výskyt machu a voľnej pôdy bez kamenitého substrátu.

Najčastejšie sa vyskytujúcou ulitou bola *Cepaea vindobonensis*, avšak vo veľmi malom zastúpení.

- Děvín – Na mieste zastúpenie tráv, bylín a machu zhruba v rovnakom pomere. Vegetácia veľmi riedka a nízka, smerom na východ však mal porast ako tráv tak bylín vyššie zastúpenie, miestami s opadaným lístím kvôli ponechaniu určitých skupín stromov v tejto časti. Kamenitý substrát spolu s kamenitými výstupmi predstavovali hojne zastúpenú plochu územia. Pôda značne zošliapaná zverou, ako napríklad zahliadnutými muflónmi v dobe zbierania ulít. Prevažovala ulita druhu *Xerolenta obvia*, občas zbadaná *Cepaea vindobonensis*. Celkovo hojné množstvo prázdnych ulít.
- Kamenný vrch – Oproti okolitej krajine viditeľné praktizovanie kosenia, v čase zberu ulít však bola vegetácia hodne vysoká. Machu pomenej, tak ako aj zastúpenie pôdy bez vegetácie. Kamenitý substrát neprítomný. Najviac plochy zaberala vegetácia s prevahou tráv. Ulít pomerne málo, z ktorých úplnou dominantou bola *Cepaea vindobonensis*.
- Růžový kopec – Lokalita situovaná v bezprostrednej blízkosti viníc s nepatrným zastúpením machu a kameňa. Vo vyšších častiach zreteľná vyššia vegetácia tvorená trávami a bylinami zhruba v rovnakom pomere. Častá bola plocha pôdy bez vegetácie. V rámci ulít boli občas zahliadnuté druhy *Xerolenta obvia* a *Cepaea vindobonensis* s približne rovnakým výskytom, ale v nepodstatnom množstve.
- Lom Janičův vrch – Na prvý pohľad zreteľná prevaha kameňa, hojne taktiež machu, z vegetácie dominovali byliny viac než trávy. Pomenej zastúpená pôda bez vegetácie, tvorená hlavne rozmelneným kamením, lístím a vyschnutými stebkami vegetácie. Z ulít dominoval druh *Xerolenta obvia* a to v značne hojnom počte, často krát sa jednalo aj o veľmi drobné ulity, ktoré spolu s okolitými ulitami vytvárali zhľuky.
- Pouzďanská step – Navštívených pomerne hodne oblastí tejto lokality. Územia bolo mozaikovito prekosené, na určitých miestach solitérne stromy. Svahy pomerne dosť presvetlené s dominantným výskytom tráv. Na určitých svahovitých miestach hodne zastúpený mach, kamenitý substrát sa vyskytoval pomenej. Občasný výskyt ulity druhu *Cepaea vindobonensis*, ale vo veľmi slabom zastúpení. Navzdory vhodným podmienkam prostredia nebola nájdená ani jedna ulita s pavučinou.

- Člupy – V čase zbierania ulít zaznamenaná pomerne vysoká vegetácia s dominujúcimi trávami. Na svahoch prítomný aj určitý podiel plochy bez vegetácie, čo zaručilo lepšiu viditeľnosť k povrchu. Kamenitý substrát zahliadnutý len na určitých menších strmých plôškach. V menšom pomere sa vyskytoval mach ako aj solitérne stromy rozptýlené na území. Ulity sa nevyskytovali skoro vôbec, občas ulita druhu *Cepaea vindobonensis*. Nájdená bola iba jedna s pavučinou v ústí ulity.

6 DISKUSIA

Prezimovaním pavúkov v slimačích ulitách sa zaoberalo niekoľko málo vyššie spomenutých autorov vo svojich prácach (Horn, 1980; Bauchhenss, 1995; Szinetár et al., 1998; Hula et al., 2009; Niedobová et al., 2013; Michálková, 2012; Štempáková, 2014). Podrobnejší výskum zameraný na vplyv okolia, ako aj vplyv rôznych charakteristík ulity na výber danej ulity k prezimovaniu pavúkov však neprebehol. Táto práca tak prináša ďalšie nové, overené poznatky a skutočnosti, ktoré môžu významnou mierou prispieť k obohateniu stávajúcich faktov danej problematiky.

Výskum prebiehal na lokalitách, ktoré boli vytipované najmä pre prítomnosť záujmových druhov – *Pellenes tripunctatus*, *Pellenes nigrociliatus* a *Sitticus penicillatus*. U týchto druhov je už z predošlých spomenutých štúdií potvrdená väzba k ulitám, a preto sa predpokladalo značné množstvo získaných jedincov, ktoré svojim vyšším počtom jednak skvalitnia rôzne výsledky vychádzajúce z požiadaviek na podmienky lokality a charakteristiku ulít. V rámci druhovej diverzity v ulitách prezimujúcich jedincov, bol zaznamenaný aj výskyt iných druhov. Za zmienku stojí spomenúť významný druh *Euryopis quinqueguttata*. Jedná sa o silne ohrozený druh v Českej republike (Kůrka et al., 2014), ktorý sa relatívne početne (6 jedincov) vyskytoval na lokalite Malhotky v ulite *Cepaea vindobonensis*. V dvoch prípadoch šlo o skupinové prezimovanie. Prítomnosť tohto druhu v ulitách sa spomína aj v štúdiu Bauchhenss (1995) s výskytom na svahovitých vápnitých a trávnatých pasienkoch, v podstate podmienkach podobných ako na lokalite Malhotky. Za druhý najčastejší druh ho označil aj Szinetár (1998) vo svojej práci. V Českej republike býval častým nálezom v menšom počte v rámci výskumov, zväčša južnej Moravy (Hula et al., 2009; Niedobová et al., 2013). Pomerne častým nálezom v rámci tohto typu výskumu býva aj rod *Cheiracanthium* sp. V tomto prípade šlo o jedného jedinca druhu *Cheiracanthium pennyi* získaného z ulity *Cepaea vindobonensis* na lokalite Člupy. Na prvý pohľad sa zdala byť lokalita nie práve najvhodnejšou. V dobe zbierania ulít prevažovala vysoká, nekosená tráva s hodne nízkym počtom ulít. Nálezy tohto druhu zmieňuje vo svojej práci aj Niedobová (2013) z oblasti post industriálnych stanovišť alebo prípad druhu *Cheiracanthium montanum* prezimujúceho v ulite *Cepaea vindobonensis* na cestnom násype (Štempáková, 2014). Obidva druhy sú zaradené medzi silne ohrozené v Českej republike (Kůrka et al., 2014). Z ďalších, pomerne často sa vyskytujúcich druhov to boli

z rodu *Heliophanus* sp. druh *H. flavipes* alebo skákavka *Talavera aequipes*, ktorej väzba k ulitám je známa aj tým, že ich využíva nie len k prezimovaniu ale aj k rozmnožovaniu (Niedobová et al., 2013). Najfrekvencovanejšou lokalitou výskytu bola Stránská skála, kde bola vo všeobecnosti druhová diverzita najzaujímavejšia.

Bolo zistených 18 ulít, v ktorých prezimoval vyšší počet pavúkov než jeden. V tomto prípade sa osvedčili najmä lokality Malhotky a Stránská skála. Na lokalite Malhotky bolo zdokumentovaných spolu 330 ulít, pričom 9 z nich bolo skupinovo osídlených. Za zaujímavejšiu však považujem lokalitu Stránská skála, kde z celkového, nižšieho počtu 95 ulít, predstavovalo 7 so skupinovým obsadením. Je pravdepodobné, že pri vyššom množstve nazbieraných ulít, by sa zvýšil aj počet prípadov s mnohopočetným osídlením. Čo sa týka samotného počtu prezimujúcich jedincov, lepšie výsledky, pravdepodobne aj na základe vyššieho počtu nazbieraných ulít, prináša lokalita Malhotky. V jednej ulite prezimovalo najviac 6 jedincov druhu *Pellenes tripunctatus*. Jedná sa o zaujímavý poznatok v rámci sociálneho správania pavúkov.

Všeobecne existuje značne malý počet sociálnych a tzv. subsociálnych druhov. Permanentne sociálne druhy sú závislé na život v kolóniách. Je pre nich typický spoločný súbor vlastností a znakov, medzi ktoré patrí napríklad kooperatívne kŕmenie, starostlivosť o potomstvo a taktiež vnútro koloniálne párenie. Jedná sa vo väčšine o druhy viazané na jedno miesto, pričom sú závislé najmä na množstve ulovenej koristi do rozsiahlejšej pavučinovej siete, ktoré v tomto prípade vytvára viac jedincov. Závisí tak na produktivite stanovišťa, ktorá vytvára výslednú distribúciu týchto sociálnych druhov (Majer et al., 2015). Subsociálne druhy žijú v kolóniách len po určitú dobu prinášajúcu výhody v tomto spoluzití. Nespolupracujú pri lovení koristi ani sa spoločne nekŕmia, aj keď existujú výnimky. Taktiež párenie je mimo koloniálne. Hlavný rozdiel tak spočíva v miere spolupráce, v párení a systéme reprodukcie (Herberstein, 2011). Obzvlášť u spomenutých druhov prezimujúcich v ulitách, nie je potvrdená žiadna forma sociálneho života. Ako už bolo spomenuté väčšina z nich predstavuje čeľaď Salticidae, a teda v tomto prípade pavúkov – samotárov. Tieto druhy pri strete s ďalšími jedincami konajú v rámci vzťahu predátor – korisť útočne. Všetkým úkonom však musí predchádzať samotná komunikácia, ktorá je pravdepodobne aj v tomto prípade najdôležitejším faktorom skupinového prezimovania inak samotárskych druhov. V ich prípade prebieha komunikácia za normálnych okolností v prírode napríklad pomocou chemických, zvukových či hmatových signálov. K prenosu signálu môže dôjsť aj

pavučinovým vláknom. Týmito rôznymi formami komunikácie si tak predávajú navzájom informácie o druhu, pohlaví, zrelosti, zdraví, momentálnej úrovni agresie, príbuzenstve či dominancii jedinca. Po výmene informácií nastanú rôzne reakcie jedincov. V prípade stretnutia samice, začína samec s dvorením, v prípade dvoch samcov je to buď súperenie o samicu bojom alebo sa jedná o vzťah predátora a jeho koristi. Vzájomná výmena informácií však môže viesť dokonca k tomu, že pavúk, ako predátor sa stane korisťou pre jeho pôvodne vlastnú korisť. Značne riskantné tak môže byť aj dvorenie pre samca (Herberstein, 2011). V každom prípade by sa teda nemalo jednať o sociálne druhy pavúkov, aj keď napríklad u druhu *Pellenes tripunctatus* bol zistený prípad, kedy hniezdo s vajíčkami stráži samica spolu so samcom (Braun, 1956). Na lokalite Malhotky bolo zaznamenaných hneď šesť jedincov druhu *Pellenes tripunctatus* v skupinovom prezimovaní. Možno spomenúť tiež prípad druhu *Pellenes nigrociliatus*. Pozorovaním bolo zistené, že samica stráži ulitu s potomstvom do doby, kým nie sú mladé jedince schopné rozmnožovania (Mikulská 1961; Horn, 1980). Je možné, že v prípade ako týchto druhu, tak ostatných prezimujúcich v ulitách, dochádza pri vzájomnej komunikácii k výmene takých informácií, ktoré vedú k potlačeniu a útlmu úrovne agresie a teda k istej forme "dohody". Jedná sa však o vedecky nepodložené konštatovanie. Napriek tomu sa s nemalou pravdepodobnosťou môže jednať o istú formu subsociálneho správania, pri ktorom môže skupinové prezimovanie poskytovať jedincom určité výhody. Jednou z nich môže byť sociálna termoregulácia, konkrétne pasívna forma. Táto regulácia zahŕňa také mechanizmy ako je napríklad situovanie "hniezda" s cieľom optimalizovania vnútornej teploty alebo správanie vedúce k výberu teplotne najpriaznivejšieho miesta v "hniezde" (Jones, Oldroyd, 2006). V tomto prípade to môže byť spojené práve s ulitou. Ďalšia možnosť výhody zoskupenia sa jedincov môže spočívať v lepšom registrovaní predátora a následne jeho zlikvidovaní (Herberstein, 2011). Táto domnienka sa však môže vylučovať práve so znížením metabolizmu pavúkov pri prezimovaní a teda aj obmedzením vnímania okolia. Taktiež je bežné, že nie všetky jedince prežijú obdobie prezimovania v ulite, pretože sú vo vnútri nachádzané pozostatky pavúčích tiel. Okrem možno neprajných klimatických podmienok, môže byť v rámci konštatovania možnosťou vzájomné napadnutie a následné zabitie porazeného, napríklad v súperení o ulitu. Nie je totiž vylúčené, že sa pred odobratím ulity z lokality nenachádzalo vo vnútri viac jedincov. Otázne ale je, prečo toto riskovanie musia jednotlivé jedince podstupovať, ak sú v okolí ďalšie ulity,

často krát v hojnom počte. Možno spomenúť práve lokalitu Malhotky. Okrem skupinovo osídlenej ulity (6 jedincov druhu *Pellenes tripunctatus*) sa na ploche transektu nachádzalo ďalších osem ulít. Po sčítaní všetkých charakteristík neboli zistené žiadne konkrétne znaky a parametre ulít, okrem nevyhovujúceho zaborenia ulity (RDA analýza), ktoré by zodpovedali vhodným podmienkam pre skupinové prezimovanie pavúkov. Jednou z možností výberu danej ulity mohol byť stav, pri ktorom ostatné ulity boli obsadené inými bezstavovcami. Taktiež nemožno vylučovať skutočnosť, že aj vnútro ulity môže zohrávať významnú úlohu. Na základe absencie prác, ktoré by sa danou témou zaoberali, je nemožné čerpať, resp. porovnať dané fakty s inými autormi.

Istá nadväznosť pavúkov k ulitám bola určená v prípade druhu *Pellenes tripunctatus* a ulity *Cepaea vindobonensis*. Jedince boli odchytené v podiele 86 % z ulít *Cepaea vindobonensis*. Z tohto podielu bolo zaznamenaných 85,4 % na lokalite Malhotky a príľahlej oblasti, kde navzdory nemalému množstvu ulít *Xerolenta obvia*, z nich jedince tohto druhu získané neboli. Nemožno však zastávať názor že sa jedná o striktnú väzbu k tejto ulite, pretože sa spomína aj v spojitosti s inými ulitami. Napríklad štúdia z roku 1992 uvádza, že *Pellenes tripunctatus* prezimoval najčastejšie v ulite *Xerolenta obvia* (Bellmann, 1992). V práci autorky Bauchhenss bola zase ulita *Zebrina detrita* najčastejším zimoviskom pre dve tretiny všetkých jedincov tohto druhu (Bauchhenss, 1995). Taktiež v Maďarsku bol potvrdený jeho výskyt, pričom zozbierané boli ulity druhu *Xerolenta obvia* a *Zebrina detrita*. U druhu *Pellenes nigrociliatus* bola jasne dokázaná väzba k ulite *Xerolenta obvia*. Len v jednom prípade z celkového počtu 52 jedincov bol tento druh získaný z ulity *Cepaea vindobonensis*, na lokalite Milovická stráň. Dôkaz možno potvrdiť tým, že ako na lokalite Děvín alebo Růžový kopec mal tento druh možnosť prezimovať v ulite *Cepaea vindobonensis*, no nestalo sa tak. Prezimovanie sa v tomto prípade spája aj s ulitou druhu *Zebrina detrita*, a to v hojnom počte (Horn, 1980; Szinetár, 1998). *Sitticus penicillatus* prezimoval najčastejšie v ulitách *Xerolenta obvia*, v jednom prípade v ulite *Cepaea vindobonensis* na lokalite Malhotky. Nemožno však hovoriť u určitej väzbe, pretože lokality Stránská skála a lom Janičův vrch, kde sa taktiež pavúk *Sitticus penicillatus* vyskytoval, poskytovali k prezimovaniu len ulity druhu *Xerolenta obvia*. Taktiež nebol získaný zásadný počet jedincov (11), ktorý by určité teórie väzby mohol potvrdiť. V rámci zimovania v ulitách sa ale spomína dosť často, väčšinou ale v súvislosti s určitým post industriálnymi stanovišťami. Stretnúť sa možno s jeho výskytom v kameňolomoch (Michálková, 2012;

Štempáková, 2014) alebo tiež na cestných násypoch (Niedobová, 2013). Všeobecne obýva podmienky veľmi suchých, teplých lokalít a skalných stepí s minimom vegetácie (Kůrka et al., 2014), ktoré mu sčasti tieto post industriálne stanovišťa môžu poskytnúť. Aj v prípade tohto výskumu, ako už bolo spomenuté, sa jednalo jednak o Stránsku skálu, kde bol zber uskutočnený na miestach s veľmi riedkou vegetáciou, až skoro žiadnou, a jednak bol zber vykonaný v lome Janičův vrch.

Na základe prehodnotenia všetkých lokálnych charakteristík jednotlivých transektov, nebol určený typ manažmentu za dôležitý faktor. To znamená, že samotná prítomnosť odchytených druhov ako aj s tým súvisiace prezimovanie v slimačích ulitách nie je dané manažmentom, ale za základnú podmienku možno určiť prítomnosť riedkej a nízkej vegetácie (RDA analýza). Z toho vyplýva, že počet zásahov na danej lokalite hrá dôležitejšiu úlohu, než samotný manažment. Pre splnenie podmienky prítomnosti potrebného tvaru porastu je nutné uskutočňovať na danom stanovišti kosenie, pastvu, poprípade vypaľovanie. Samozrejme závisí aj na druhu vegetačného porastu podľa ktorého daný manažment určíme za vhodný. Širokolisté suché trávniky prevažovali najmä na lokalitách Kamenný vrch u Kurdějova, Bílá hora, Růžový kopec, Člupy, v určitých častiach aj na Děvíně. V prípade Děvína je ale zaznamenaný značný počet vysokej zveri, ktorá spásaním vytvára vhodné podmienky v podobe nízkej a riedkej vegetácie. V ostatných prípadoch je nutná realizácia kosenia, pretože tento druh trávnikov relatívne rýchlo zarastá, tvorí sa veľké množstvo biomasy, čoho výsledkom je prienik agresívnych nitrofilných druhov rastlín a znehodnotenie stanovišťa. V prípade úzkolistých trávnikov, nie je tento proces až tak dramatický, preto je vhodné občasné prekosenie či prepásanie. Pozitívne výsledky priniesla aj prítomnosť obnaženého substrátu a kameňa. Tieto plošky môžu tvoriť práve potrebnú mozaikovitosť na území a vytvárať tak viacero variabilných prostredí, ktoré jednak obýva aj vyššie množstvo druhov.

Taktiež žiadna z charakteristík ulity a bezprostrednej blízkosti ulity (orientácia ústia, vyššia vegetácia, mach, kamenitý substrát, pôda bez vegetácie, vek ulity, znečistenie ulity, prítomnosť ďalších ulít) nehrala významnú úlohu pri výbere ulity k prezimovaniu. Za nevhodné boli RDA analýzou určené len zaborené ulity. Ako už bolo skonštatované, určitú úlohu môže zohrávať aj vnútro ulity. Prvý kontakt pavúka s ulitou nemusí hneď znamenať, že si túto ulitu vyberie k prečkaniu nehostinných klimatických podmienok. Pre potvrdenie tejto hypotézy sú potrebné ale ďalšie

výskumy. V práci autorky Bauchhenss sa uvádza, že rozhodujúcim faktorom je hlavne množstvo ulít, ktoré lokalita ponúka (Bauchhenss, 1995). Táto skutočnosť sa tým pádom v rámci tejto práce potvrdiť nemôže. Ako príklad z viacerých možností možno spomenúť lokalitu lomu Janičův vrch, kde plocha transektu obsahovala 47 ulít druhu *Xerolenta obvia*, avšak len jedna ulita bola obsadená. Jednalo sa pritom o vhodnú lokalitu, tvorenú machom, lišajníkmi, kamením, riedkou a nízkou vegetáciou, pozostávajúcou z tráv aj bylín. Odôvodnením môže byť mimoriadne riedka vegetácia, no tá sa vyskytovala len na určitých miestach. V spomenutej práci z roku 1980, kedy prebehol zber ulít aj na piesčitých lokalitách bez vegetácie, nebola ani jedna ulita obsadená práve z dôvodu odplavenia ulít z lokality napríklad pri privalových dažďoch (Horn, 1980).

V každom prípade samotné prezimovanie pavúkov v ulitách je témou málo študovanou. Touto prácou bolo jednak potvrdené, že väčšina antropogénne podmienených biotopov a post industriálnych stanovišť v sebe ukrýva množstvo vzácných a teda málo preskúmaných druhov. O ich životných stratégiách sa možno dozvedieť viac práve zintenzívnením výskumov. Tak možno zistiť napríklad príčinu výberu určitej ulity pri skupinovom zimovaní pavúkov. Bolo by tak potrebné zamerať sa na sociálne správanie dané vzájomnou toleranciou pri zimovaní a sledovanie zmien, ku ktorým môže dochádzať behom prezimovania, ako aj ďalšie bádanie zamerané na vplyv jednotlivých environmentálnych charakteristík.

Nové výskumy tak môžu priniesť ďalšie poznatky a informácie, ktoré je možno porovnať so stálymi údajmi a lepšie tak pochopiť príčinu určitých dosiaľ nevysvetliteľných záhad v živote pavúkov.

7 ZÁVER

Diplomová práca bola zameraná na zistenie možného vplyvu prostredia a hospodárenia na prezimovaní pavúkov v slimačích ulitách. Zbieranie ulít prebiehalo v zimnom období v roku 2015 a na prelome rokov 2015/2016 na jedenástich lokalitách Juhomoravského kraja. Zberanými druhmi ulitníkov boli vo väčšom počte *Cepaea vindobonensis* a *Xerolenta obvia*. Plochy lokalít boli mapované na základe transektov s podrobným zápisom všetkých environmentálnych charakteristík lokality a ulity. Zdokumentovaných bolo 889 ulít, z ktorých obsadených predstavovalo 113 ulít (12,7 %). Získaných bolo 146 pavúkov, s najväčším zastúpením záujmových druhov – *Pellenes tripunctatus*, *Pellenes nigrociliatus* a *Sitticus penicillatus*. Z významnejších možno spomenúť prítomnosť druhov ako *Euryopis quinqueguttata* či *Cheiracanthium pennyi*. Z celkového počtu ulít bolo zaznamenaných 18 prípadov so skupinovým prezimovaním pavúkov. Najvyšší počet pavúkov v ulite činil 6 jedincov druhu *Pellenes tripunctatus*, prezimujúcich v ulite *Cepaea vindobonensis*.

V rámci jednotlivých environmentálnych charakteristík bola použitá RDA analýza k zisteniu vplyvu týchto charakteristík na zimovanie pavúkov v ulitách. Pozitívne výsledky priniesla prítomnosť nízkej a riedkej vegetácie ako aj s tým súvisiaca obnažená pôda a kamenitý substrát. Určitý vplyv bolo možné zaznamenať aj v prípade zaborených ulít. V tomto prípade sa jednalo o negatívne pôsobiacu špecifickosť ulity. Ďalšie sledujúce charakteristiky týkajúce sa ulity ako aj manažment neboli stanovené za určujúce faktory.

Pre overenie týchto výsledkov ako aj nadobudnutie nových je potrebné uskutočniť viacero ďalších podobných výskumov so zameraním tiež na štúdium sociálneho správania. Jedná sa o druhy málo preskúmané, viazané vo veľkej miere na antropogénne podmienené a post industriálne stanovištia, pričom zintenzívnením týchto druhov výskumov je možné sa dozvedieť viacero nových informácií aj o ich životných podmienkach a životných stratégiách.

8 POUŽITÁ LITERATÚRA

- AOPK ČR, 2010: *Plán péče o Národní přírodní rezervaci Děvín-Kotel-Soutěska na období 2010 – 2018*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-06]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=75
- AOPK ČR, 2010: *Plán péče o Přírodní rezervaci Milovická stráň na období 2010 – 2019*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-06]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=1710
- AOPK ČR, 2013: *Plán péče o Národní přírodní památku Stránská skála na období 2013 – 2020*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-06]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=700
- AOPK ČR, 2014: *Plán péče o Národní přírodní památku Pouzdřanská step - Kolby na období 2014 – 2018*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-13]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=334
- AOPK ČR, 2014: *Plán péče o Přírodní památku Lom Janičův vrch na období 2014 – 2019*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-07]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=14299
- AOPK ČR, 2014: *Plán péče o Přírodní památku Růžový kopec na období 2013 – 2022*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-07]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=1230
- Ausden M. (eds), 2005: The effects of cattle grazing on tall-herb fen vegetation and molluscs. *Biological conservation*, 122 (2): 317-326.

- Balashov I. A., Kryvokhyzha M. V., 2015: Distribution Patterns of Terrestrial Mollusks in the Chalk Steppe and Neighboring Phytocenoses of the Oskol River Valley in the Dvorichanskyi National Nature Park, Ukraine. *Russian Journal of Ecology*, 46 (4): 370-376.
- Barnes J., 1990: Biology and Immature Stages of *Sciomyza varia* (Diptera: Sciomyzidae), a Specialized Parasitoid Snails. *Annals of the Entomological Society of America*, 83 (5): 925-938.
- Bauchhenss E., 1995: Überwinternde Spinnen aus Schneckenhäusern. *Arachnologische Mitteilungen*, 9: 57-60.
- Bauchhenss E., Stumpf H., 1992: Wiederfunde von *Ballus rufipes* in Deutschland (Araneae: Saticidae). *Arachnologische Mitteilungen*, 4: 56-78.
- Bell J. R. (eds), 1998: The structure of spider communities in limestone quarry environments. *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*, 253-259.
- Bellmann H., 1991: *Spinnen, Krebse, Tausendfüßer. Europäische Gliedertiere (ohne Insekten)*. Steinbachs Naturführer. Mosaik Verlag, München. 287 s.
- Bellmann H., 1992: *Spinnen beobachten, bestimmen*. Naturbuchverlag, Augsburg. 200 s.
- Biodiverzita opuštěných lomů, písniček a odkališť. In: *Ekofórum* [rozhlasová relácia]. Pripravili Čestmír Klos, Terezie Jirásková. ČRo – Plus, 04. 08. 2013 19:10.
- Boschi C., Baur B., 2007: The effect of horse, cattle and sheep grazing on the diversity and abundance of land snails in nutrient-poor calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 8: 55—65.
- Braun R., 1956: Zur Spinnenfauna von Mainz und Umgebung, mit besonderer Berücksichtigung des Gonsenheimer Waldes und Sandes. *Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde*, 92: 50-79.
- Buchholz S., Hartmann V., 2008: Spider fauna of semi-dry grasslands on a military training base in Northwest Germany (Münster). *Arachnologische Mitteilungen*, 35: 51-60.
- Cattin M-F. (eds), 2003: The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation*, 113: 179-188.

- Cizek O. (eds), 2012: Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16: 215-226.
- Cristofoli S. (eds), 2010: Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. *Ecological Indicators*, 10 (3): 773-780.
- Declerck K., 1990: Experimental cutting of reedmarsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart nature reserve, Belgium. *Biological Conservation*, 52: 161-185.
- Dombos M., 2001: Collembola of loess grassland: effects of grazing and landscape on community composition. *Soil Biology & Biochemistry*, 33: 2037-2045.
- Dvořák L., J. Č. Hlaváč, 2013: Páskovka *Cepaea vindobonensis* (Pulmonata: Helicidae) v západních Čechách. *Malacologica Bohemoslovaca*, 12: 99-104.
- Dvořáková J. (eds), 2014: Diversity of the Western Carpathian flysch grasslands: Do extremely species-rich plant communities coincide with a high diversity of snails? *Biologia*, 69 (2): 202-213.
- Fadda S. (eds), 2008: Consequences of the cessation of 3000 years of grazing on dry Mediterranean grassland ground-active beetle assemblages. *Comptes Rendus Biologies*, 331: 532-546
- Ferrenberg S. M. (eds), 2006: Fire decrease arthropod abundance but increases diversity: Early and late season prescribed fire effects in a Sierra Nevada mixer-conifer forest. *Fire Ecology*, 2 (2): 79-102.
- Foelix R. F., 1996: *Biology of spiders*. Oxford University Press, Oxford.
- Fonderflick J. (eds), 2014: The impact of grazing management on Orthoptera abundance varies over the season in Mediterranean steppe-like grassland. *Acta Oecologica*, 60: 7-16.
- Forsyth R. G. (eds), 2015: Forty years later: distribution of the introduced Heath Snail, *Xerolenta obvia*, in Ontario, Canada (Mollusca: Gastropoda: Hygromiidae). *Check List: The journal of biodiversity data*, 11 (4): 1-8.
- Frank D. A., McNaughton S. J., 1992: The ecology of plants, large mammalian herbivores, and drought in Yellowstone National Park. *Ecology*, 73: 2043-2058.
- Frank D. A., McNaughton S. J., 1993: Evidence for the promotion of above ground grassland production in Yellowstone National Park. *Oecologia*, 96: 157-161.

- Gess S. K., Gess F. W., 2008: Patterns of Usage of Snail Shells for Nesting by Wasps (Vespidae: Masarinae and Eumeninae) and Bees (Megachilidae: Megachilinae) in Southern Africa. *Journal of Hymenoptera Research*, 17 (1): 86-109.
- Greenstone M. H., 1984: Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, 62: 299-304.
- Hemm V., Höfer H., 2012: Effects of grazing and habitat structure on the epigeic spider fauna in an open xerothermic area in southern Germany. *Bulletin of the British Arachnological Society*, 15 (8): 260-268.
- Heneberg P., Řezáč M., 2014: Dry sandpits and gravel-sandpits serve as key refuges for endangered epigeic spiders (Araneae) and harvestmen (Opiliones) of Central European steppes aeolian sands. *Ecological Engineering*, 73: 659-670.
- Herberstein M. E., 2011: *Spider Behaviour: Flexibility and Versatility*. Cambridge University Press, New York, 391 s.
- Horn H., 1980: Die Bedeutung leerer Schneckengehäuse für die Überwinterung und das Brutverhalten von *Pellenes nigrociliatus* L. Koch, 1874 in Steppenrasenformationen (Araneae: Salticidae). *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland*, 39: 167-175.
- Horváth R. (eds), 2013: Large and least isolated fragments preserve habitat specialist spiders best in dry sandy grassland in Hungary. *Biodiversity and Conservation*, 22 (10): 2139-2150.
- Hula V. (eds), 2009: Overwintering of spiders in land-snail shells in South Moravia (Czech Republic). *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae* (Brno), 94: 1-12.
- Hula V. (eds), 2014: Remarkable spiders of artificial sandy grassland near town Hodonín (Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 62 (1): 99-115.
- Chytrý M. (eds), 2001: *Katalog biotopů České republiky*. AOPK ČR, Praha, 304 s.
- Janík D., Procházková V., 2006: *Plán péče o národní přírodní památku Malhotky na období 2006 – 2015*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-06]. Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=702

- Jones J. C., Oldroyd B. P., 2006: Nest Thermoregulation in Social Insect. *Advances in Insect Physiology*, 33: 153-191.
- Kiss L., Magnin F., 2003: The impact of fire on some Mediterranean land snail communities and patterns of post-fire recolonization. *Journal of Molluscan Studies*, 69: 43-53.
- Knapp M. (eds), 2013: The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 164: 22-29.
- Konvička M., Beneš J., Čížek L., 2005: *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: Ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 127 s.
- Koponen S., 2005: Early succession of boreal spider community after forest fire. *The Journal of Arachnology*, 33 (2): 230-235.
- Kramarenko S. S. (eds), 2007: Specific features of phenetic structure of the terrestrial snail *Cepaea vindobonensis* (Pulmonata; Helicidae) in urbanized and natural populations. *Russian Journal of Ecology*, 38 (1): 39-45.
- Kůrka A. (eds), 2014: *Pavouci České republiky*. Nakladatelství Academia, AV ČR, Praha, 569 s.
- Kyselka J., Marešová J., 2013: *Stepi Lounského středohoří*. [cit. 2016-03-04]. Dostupné na: <http://www.ochranaprirody.cz/res/archive/127/016931.pdf?seek=1377259072>
- Lazaridou M., Chatziioannou M., 2005: Differences in the life histories of *Xerolenta obvia* (Menke, 1828) (Hygromiidae) in a coastal and a mountainous area of Northern Greece. *Journal of Molluscan Studies*, 71: 247-252.
- Machač O., 2008: *Cepaea vindobonensis – páskovka žíhaná*. [cit. 2016-04-01]. Dostupné na: <http://www.naturabohemica.cz/cepaea-vindobonensis/>
- Machač O., 2009: *Xerolenta obvia – suchomilka obecná*. [cit. 2016-04-01]. Dostupné na: <http://www.naturabohemica.cz/xerolenta-obvia/>
- Majer M. (eds), 2015: Habitat productivity predicts the global distribution of social spiders. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3: 1-10.
- Meyer H., Reinke H. D., 1996: Changes in the biocoenotic structure of the invertebrate fauna of saltmarshes caused by different sheep grazing intensities. *Faunistisch Oekologische Mitteilungen*, 7: 109-151.

- Michálková M., 2012: *Bezobratlí přezimující v ulitách suchozemských měkkýšů v okolí Štramberku*. Diplomová práce. Mendelova univerzita Brno, Agronomická fakulta.
- Mikulska I., 1961: Parental Care in a rare spiders *Pellenes nigrociliatus* (L. Koch) var. *bilunulata* Simon. *Nature*, 190 (4773): 365-366.
- Mládek J. (eds), 2006: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV Praha, 104 s.
- Moretti M. (eds), 2002: Faunistic and floristic post-fire succession in southern Switzerland: an integrated analysis with regard to fire frequency and time since the last fire. In: Wiegas D. X. (eds), *Forest Fire Research and Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam, CD-Rom.
- Moretti M. (eds), 2004: Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of southern Alps. *Ecography*, 27: 173-186.
- Moretti M., 2000: Effects of winter fire on spiders. *European Arachnology*, 183-190.
- Natura 2000, 2006: CZ0620002 – Člupy. In: <http://www.nature.cz/natura2000-design3/hp.php> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-13]. Dostupné na: http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokalita.php?cast=1805&akce=karta&id=1000103990
- Natural England, 2003: *A review of the invertebrates associated with lowland calcareous grassland*. English Nature Research Reports, Peterborough, 109 s.
- Nedvěd O., 1996: Chladová odolnost hmyzu a tropy. *Vesmír*, 75: 669 s.
- Niedobová J. (eds), 2013: Prázdné ulity plžů a tajemství, která skrývají. *Živa*, 1: 26-28.
- Ožgo M., Komorowska A., 2009: Shell banding polymorphism in *Cepaea vindobonensis* in relation to habitat in southeastern Poland. *Malacologia*, 51 (1): 81-88.
- Páll-Gergely B., Sólymos P., 2009: Ants as shell collectors: notes on land snail shells found around ant nests. *Malacologica Bohemoslovaca*, 8: 14-18.
- Pech P. (eds), 2010: Suchomilka obecná (*Xerolenta obvia*) (Mollusca: Hygromiidae) u Hluboké nad Vltavou, *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích. Přírodní vědy*, 50: 161-162.

- Pech P., Juříčková L., 2012: Suchozemští plži. In: Tropek R., Řehounek J. (eds): *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR a Calla, České Budějovice, 152 s.
- Rada S. (eds), 2014: Impacts of mowing, grazing and edge effect on orthoptera of submontane grasslands: Perspectives for biodiversity protection. *Polish Journal of Ecology*, 62: 123-138.
- Rademacher M., 2012: *Orchids in quarries and gravel pits. Colourful queens of the plant kingdom*. INULA, Freiburg i. Br., 98 s.
- Ray E. J., Bergey E. A., 2014: After the burn: Factors affecting land snail survival in post-prescribed-burn woodlands. *Journal of Molluscan Studies*, (2014): 1-7.
- Rezek V., Vymazalová M., 2011: *Plán péče o přírodní památku Bílá hora na období 2011 – 2021*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-06].
Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=1627
- Roberts M. J., 1996: *Spiders of Britain and Northern Europe*. Collins, London.
- Rushton S. P., Eyre M. D., 1992: Grassland spider habitats in north-east England. *Journal of Biogeography*, 19: 99-106.
- Růžička V., 2000: Spiders in rocky habitats in Central Bohemia. *The Journal of Arachnology*, 28: 217-222.
- Řehounek J., 2015: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice, 212 s.
- Schmidt M. H. (eds), 2008: Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation*, 17: 3003-3012.
- Slavík P., 2006: Péče o stepní trávníky. *Veronica*, 20 (17): 48-52.
- Slavík P., 2016: *Plán péče o Přírodní památku Kamenný vrch u Kurdějova a její ochranné pásmo*. In: <http://drusop.nature.cz/> [online]. AOPK ČR [cit. 2016-04-06].
Dostupné na:
http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=160

- Stoll P. (eds), 2009: Population dynamics of six land snail species in experimentally fragmented grassland. *Journal of Animal Ecology*, 78 (1): 236-246.
- Szinetár C., Samu F., 2012: Intensive grazing opens spider assemblage to invasion by disturbance-tolerant species. *Journal of Arachnology*, 40 (1): 59-70.
- Szinetár Cs. (eds), 1998: Spiders in snail shells in different Hungarian habitats. *Miscellanea zoologica hungarica*, 12: 67-75.
- Štěpánková K., 2014: *Bezstavovce prezimující v ulitách suchozemských měkkýšů v širším okolí Vranova nad Topľou (Slovensko)*. Bakalárska práca. Mendelova univerzita Brno, Agronomická fakulta.
- Štokmane M., Spuņģis V., 2014: Diversity of grass-dwelling spiders (Arachnida: Araneae) in calcareous fens of the Coastal Lowland, Latvia. *Journal of Insect Conservation*, 18 (5): 757-769.
- Šumpich J., Konvička M., 2012: Moths and management of a grassland reserve: regular mowing and temporary abandonment support different species. *Biologia*, 67 (5): 973-987.
- Tap P. M., 1996: *Arthropods and fire: Studies in a southeast Australian heathland*. PhD thesis. University of Wollongong, Department of Biological Sciences.
- Tälle M. (eds), 2016: Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 222: 200-212.
- Ter Braak C. J. F., Šmilauer P., 1998: CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). *Ithaca (USA), Microcomputer Power*, 352 pp.
- Tichý L. (eds), 2000: *Hády u Brna: Živá a neživá příroda, historie, současnost, a snad také budoucnost jednoho z nejzajímavějších míst brněnského okolí* [online]. Brno: Rezekvítek – sdružení pro ekologickou výchovu a ochranu přírody. [cit. 2016-04-06]. Dostupné na: <http://www.lamacentrum.cz/mensi.pdf>
- Tropek R. (eds), 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47 (1): 139-147.
- Tropek R. (eds), 2015: Kamenolomy. In: Řehounek J. (eds), 2015: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice, 212 s.

- Tropek R., Konvička M., 2008: Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts, Czech Republic. *Land Degradation & Development*, 19: 104-114.
- Tropek R., Řehounek J. (eds), 2012: *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR a Calla, České Budějovice, 152 s.
- Tropek R., Řezáč M., 2012: Pavouci. In: Tropek R., Řehounek J. (eds), 2012: *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. ENTÚ BC AV ČR a Calla, České Budějovice, 152 s.
- Vaisman S., Mienis H. K., 2011: Land snails in nest cleanings of the black harvest ant *Messor ebeninus* in Netzer Sereni, Israel. *Triton – Journal of the Israel Malacological Society*, 24: 24-28.
- Vaz-de-Mello F. Z., 2007: Revision and phylogeny of the dung beetle genus *Zonocopriss* Arrow 1932 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae), a phoretic of land snails. *Annales de la Société Entomologique de France*, 43: 231-239.
- Veselý P., Havlíček Z., 2011: *Metodika hodnocení managementu pastvy na chráněných biotopech*. [cit. 2016-03-04]. Dostupné na:
http://web2.mendelu.cz/pcentrum/publikace/71_metodika_hodnoceni_managementu_v_chko.pdf
- Żabka M., 1997: *Salticidae: Pająki skaczące (Arachnida: Araneae)*. Fauna Polski · Fauna Poloniae, Warszawa, 182 s.

9 PRÍLOHY

Zoznam príloh

Príloha 1: Mapovanie lokalít

Príloha 2: Lokality zberu ulít

Príloha 3: Zájumové druhy pavúkov

Príloha 4: Lokálne údaje s druhovým popisom pavúkov a ulít

Zoznam obrázkov

Obr. č. 1: Transekt s poradovým číslom

Obr. č. 2: Ulity zberaných druhov ulitníkov v rámci jednotlivých mapovaných transektov

Obr. č. 3: Zápis charakteristík transektu a jednotlivých ulít transektu

Obr. č. 4: Lokalita Malhotky (1): 50°04'12" N, 14°25'48" E, s príľahlou oblasťou zberu ulít (2): 49°08'50" N, 17°3'43" E

Obr. č. 5: Lokalita Stránská skála s vyznačenými oblasťami zberu ulít: 49°11'26" N, 16°40'31" E

Obr. č. 6: Lokalita Bílá hora s vyznačenými oblasťami zberu ulít: 49°11'35" N, 16°39'40" E

Obr. č. 7: Lokalita Hády – lom s vyznačenými oblasťami zberu ulít: 49°13'9" N, 16°40'8" E

Obr. č. 8: Lokalita Milovická stráň s vyznačenou oblasťou zberu ulít: 48°50'55" N, 16°41'33" E

Obr. č. 9: Lokalita Děvín-Kotel-Soutěška s vyznačenými oblasťami zberu ulít: 48°51'52" N, 16°38'43" E

Obr. č. 10: Lokalita Kamenný vrch u Kurdějova s vyznačenou oblasťou zberu ulít: 48°57'53" N, 16°45'21" E

Obr. č. 11: Lokalita Růžový kopec s vyznačenými oblasťami zberu ulít: 48°49'16" N, 16°37'27" E

Obr. č. 12: Lokalita Lom Janičův vrch s vyznačenou oblasťou zberu ulít: 48°48'33" N, 16°39'21" E

Obr. č. 13: Lokalita Pouzdřanská step – Kolby s vyznačenými oblast'ami zberu ulít:
48°56'39" N, 16°38'30" E

Obr. č. 14: Lokalita Člupy s vyznačenou oblast'ou zberu ulít: 49°9'10" N, 16°57'32" E

Obr. č. 15: *Pellenes tripunctatus* (Walckenaer, 1802)

Obr. č. 16: *Pellenes nigrociliatus* (Simon, 1875)

Obr. č. 17: *Sitticus penicillatus* (Simon, 1875)

Zoznam tabuliek

Tab. č. 1: Počet a druh ulít, záujmových a ostatných druhov pavúkov

Tab. č. 2: Prípady skupinového prezimovania pavúkov v ulitách