

**Mendelova univerzita v Brně**  
**Agronomická fakulta**  
Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství

---



**Diverzita slíd'áků (Araneae: Lycosidae) vyskytujících se na  
agrárních terasách Znojemska**  
Diplomová práce

*Vedoucí práce:*  
ing. Vladimír Hula, Ph.D.

*Vypracoval:*  
Břetislav Novotný



## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Autor práce: Bc. Břetislav Novotný  
Studijní program: Zemědělská specializace  
Obor: Agroekologie

Vedoucí práce: Ing. Vladimír Hula, Ph.D.

Název práce: **Diverzita slíďáků (Araneae: Lycosidae) vyskytujících se  
na agrárních terasách Znojemska**

Zásady pro vypracování:

1. Student samostatně, dle předem určeného designu, umístí zemní pasti na Znojemsku. Bude se jednat o 3 agrární terasy používané k pěstování vinné révy.
2. Student samostatně zpracuje získaný materiál, rozebere na jednotlivé taxonomické skupiny, druhy slíďáků samostatně zdeterminuje.
3. Student vypracuje závěry o tom, co jsou hlavní faktory ovlivňující druhou diverzitu slíďakovitých pavouků na terasách Znojemska. Zaměří se zejména na vliv krajinného kontextu, krajinné mozaiky a případně historie využívání území.

Rozsah práce: 50+10

Literatura:

1. Buchar J., Růžička V., 2002: Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres, Praha. 349 s. ISBN 80-86360-25-3.

2. Buchar, J., 1993: Kommentierte Artenliste der Spinnen Bohmens (Araneida).  
Acta Univ. Carolinae - Biol., 36: 383-428.
3. Laštůvka, Z., Krejčová, P., 2000: Ekologie. 1. vyd. Konvoj, Brno. 184 s. ISBN  
80-85615-93-2.
4. Nentwig W., Hänggi A., Kropf C., Blick T., 2003: Central European Spiders -  
Determination Key. Permanent internet publication. Available at:  
<http://www.araneae.unibe.ch/> (VERSION 10.2013).

Datum zadání: říjen 2013

Datum odevzdání: duben 2015

**Bc. Břetislav Novotný**  
Autor práce

**Ing. Vladimír Hula, Ph.D.**  
Vedoucí práce

**prof. RNDr. Zdeněk Laštůvka,**  
**CSc.**  
Vedoucí ústavu

**prof. Ing. Ladislav Zeman,**  
**CSc.**  
Děkan AF MENDELU

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: „Diverzita slíďáků (Araneae: Lycosidae) vyskytujících se na agrárních terasách Znojemska“ vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědom, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:.....

.....  
podpis

## **PODĚKOVÁNÍ**

Na tomto místě bych rád poděkoval především vedoucímu mé diplomové práce panu Ing. Vladimíru Hulovi, Ph.D. za jeho velmi cenné rady při psaní této diplomové práce, ochotu, vstřícnost a v neposlední řadě také za pomoc při hledání vhodné literatury a determinaci odchycených slíd'ákovitých pavouků.

## ABSTRAKT

Hlavním cílem této diplomové práce je zhodnocení druhové diverzity slíďákovitých pavouků na třech vybraných lokalitách na Znojemsku, a to PP Ječmeniště, Peklo u Šatova a Hnanice. U všech lokalit se jednalo o agrární terasy využívané k pěstování vinné révy.

Pro sběr pavouků byla použita metoda zemních pastí. Pasti byly umístěny 8. 5. 2014 s následnými výběry ve dnech 5. 6. 2014, 3. 7. 2014, 1. 8. 2014, 30. 8. 2014, 27. 9. 2014 a 25. 10. 2014. Celkově bylo během šesti výběrů odchyceno 322 slíďákovitých pavouků. Z toho v 99 případech se jednalo o juvenilní jedince a u zbylých 223 o dospělé jedince, kteří byli následně determinováni. Zaznamenáno bylo celkem 16 druhů náležejících do 5 rodů, a to *Alopecosa*, *Aulonia*, *Pardosa*, *Trochosa* a *Xerolycosa*.

Mezi významnější nálezy patří nález druhu *Pardosa bifasciata*, který je hojnější lokálně pouze v teplých oblastech. Tento pavouk byl odchycen na lokalitách Peklo u Šatova a Hnanice, na lokalitě PP Ječmeniště zaznamenán nebyl. Ani na jedné ze tří lokalit nebyl nalezen žádný z druhů slíďákovitých pavouků, který by byl zapsaný na Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky.

**Klíčová slova:** Lycosidae, agrární terasy, druhová diverzita

## ABSTRACT

The aim of this thesis is the evaluation of species diversity of the spider family Lycosidae in three locations near Znojmo: Nature Park Ječmeniště, Peklo u Šatova and Hnanice. In all the locations the specimens were collected on agricultural terraces used for cultivation of grapevine.

The spiders were collected by the means of pitfall trapping. The traps were set on 8<sup>th</sup> May 2014 and collected on 5<sup>th</sup> June 2014, 3<sup>rd</sup> July 2014, 1<sup>st</sup> August 2014, 27<sup>th</sup> September 2014 and 25<sup>th</sup> October 2014. Together there were 223 of Lycosidae spiders caught. 99 of them were juveniles and the remaining 223 were adults that were eventually determined. Together there were detected 16 species belonging to 5 genera (*Alopecosa*, *Aulonia*, *Pardosa*, *Trochosa* and *Xerolycosa*).

The most significant finding is the finding of *Pardosa bifasciata* species, which is abundant only in warm areas. Although this species was collected in Peklo u Šatova and in Hnanice, it was not detected in NP Ječmeniště. None of the species collected in the three locations is listed in the Red List of Threatened Species of the Czech Republic.

**Keywords:** Lycosidae, agricultural terraces, species diversity

## **OBSAH**

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>CÍL PRÁCE</b> .....	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>LITERÁRNÍ PŘEHLED</b> .....	<b>11</b>
3.1	Člověk a krajina .....	11
3.1.1	Vztah člověka ke krajině.....	11
3.1.2	Historický vývoj ve střední Evropě .....	11
3.1.3	Vliv zemědělství na krajinu a biodiverzitu v Evropě .....	13
3.1.4	Homogenní versus heterogenní krajina a živočichové .....	16
3.1.5	Vliv heterogenity prostředí na pavouky.....	19
3.1.6	Vliv mikrohabitatu na pavouky .....	20
3.2	Viniční terasy .....	21
3.3	Slíd'ákovití.....	23
<b>4</b>	<b>CHARAKTERISTIKA ZKOUMANÝCH LOKALIT</b> .....	<b>27</b>
4.1	Peklo u Šatova.....	27
4.2	Přírodní památka Ječmeniště.....	28
4.3	Hnanice .....	32
<b>5</b>	<b>METODIKA</b> .....	<b>34</b>
5.1	Rozmístění zemních pastí .....	34
<b>6</b>	<b>VÝSLEDKY</b> .....	<b>37</b>
6.1	Zhodnocení dosažených výsledků.....	37
6.2	Vliv typu stanoviště na počty jedinců a druhů slíd'áků.....	38
6.3	Komentovaný seznam odchycených druhů.....	39
6.4	Vyhodnocení materiálu z jednotlivých lokalit .....	54
<b>7</b>	<b>DISKUZE</b> .....	<b>59</b>
<b>8</b>	<b>ZÁVĚR</b> .....	<b>63</b>
<b>9</b>	<b>POUŽITÁ LITERATURA</b> .....	<b>64</b>



# 1 ÚVOD

Pavouci představují významnou součást našeho života. I když to možná na první pohled nevypadá, podle Buchara (2001) zaujímají až 2 % druhového spektra, což představuje poměrně početnou skupinu živočichů vyskytujících se na Zemi. Přesto valná většina lidské populace dokáže jen stěží docenit jejich přínos zejména jako predátorů. Svoji potravu si vybírají především z řad hmyzu, čímž neoddiskutovatelně napomáhají k jeho regulaci a zároveň na principu ekologické rovnováhy k nastolení optimálního vývoje přírodních poměrů. Pavouci jsou ale nejenom lovci, ale zároveň jsou i oni sami loveni a stávají se potravou pro různé plazy, savce, ptáky, obojživelníky, členovce, a dokonce i samotné pavouky, čímž sehrávají důležitou roli v potravním řetězci. Svoji existencí tak vytvářejí důležitý ekologický článek. Mimo to jsou také významnými bioindikátory, jež nám mohou napomoci zhodnotit stupeň antropogenního ovlivnění stanoviště, ale zároveň nám mohou posloužit jako zdroj informací o změnách stavu životního prostředí. Pro tyto účely představují významnou skupinu slíďákovití (Lycosidae), jelikož některé druhy z této čeledi dobře indikují změny a vlastnosti přirozeného prostředí.

Slíďákovití patří mezi nejběžnější pavouky Evropy. Žijí epigeickým způsobem života, což znamená, že loví a pohybují se na povrchu půdy. Mezi těmito druhy je téměř polovina z nich vázána na původní stanoviště. Jiné druhy jsou sice rozšířené v širším areálu, ale zároveň jsou velmi úzce vázané na svoje prostředí. Díky svému epigeickému způsobu života jsou slíďákovití lehce monitorovatelní pomocí metody zemních pastí, která byla použita i v případě této diplomové práce.

Stejně jako většinu jiných živočichů, tak i slíďáky ovlivňuje postupná přeměna dříve heterogenní krajiny na homogenní celky, čímž dochází k úbytku přirozených stanovišť. Je proto vhodné zaměřit se na biotopy, které ve svojí podstatě dokážou nahrazovat tyto přirozené lokality a svými vyhovujícími ekologickými podmínkami vytvářet optimální podmínky k životu. Jedním z takových antropogenních stanovišť jsou i viniční terasy, které za určitých podmínek mohou vytvářet takové mikroklimatické podmínky, jež jsou vhodné nejen pro xerothermní druhy bezobratlých živočichů, včetně pavouků, ale i pro vzácné stepní druhy. Viniční terasy se tak mohou stát v dnešní homogenní a intenzivně využívané krajině potencionálním náhradním stanovištěm pro mnoho druhů živočichů.

## 2 CÍL PRÁCE

Cílem diplomové práce je vyhodnocení druhové diverzity slíd'ákovitých pavouků zjištěných na třech agrárních terasách na Znojemsku využívaných k pěstování vinné révy. Prvořadým úkolem je definování hlavních faktorů ovlivňujících druhovou diverzitu slíd'ákovitých pavouků na těchto terasách, zejména se zaměřením na vliv krajinného kontextu, krajinné mozaiky a historie využívání území.

K dosažení vytyčených cílů bylo nutné splnit tyto úkoly:

- pomocí metody zemních pastí provést sběr pavouků
- ze získaného materiálu vytřídit slíd'ákovité druhy pavouků
- vytřídněné slíd'ákovité pavouky determinovat
- okomentovat zjištěné druhy slíd'áků
- provést vyhodnocení výsledků na základě zjištěných informací

## 3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 3.1 Člověk a krajina

#### 3.1.1 Vztah člověka ke krajině

Jakákoliv krajina nacházející se kdekoliv na světě je tvořena přirozenými charakteristikami, které jsou výsledkem působení mnoha různých vlivů. Velký význam zde mají klimatické poměry, nadmořská výška, zeměpisná poloha, hydrologie, půdní složení a geomorfologie. Tato neživá část přírodního prostředí je základním předpokladem pro rozličné druhové složení živočichů na určitém území, včetně člověka. Přírodní limity nebyly nikdy v historii zásadní překážkou, která by zabránila šíření lidské populace. Byla to právě přizpůsobivost, tvůrčí a adaptační schopnosti, které člověku zajistily dominantní roli na planetě Zemi. Lidstvo ovlivňuje krajinu svojí činností jak pozitivně, tak zároveň ale i negativně (Gojda, 2000).

#### 3.1.2 Historický vývoj ve střední Evropě

Počátek ovlivňování krajiny člověkem se datuje do období neolitické revoluce. Proces, který je zodpovědný za vznik dnešní kulturní krajiny se nazývá neolitizace a je v něm zahrnut i vznik neolitického způsobu života a jeho šíření. Jedná se o proces, který byl nejen společenský, ale hlavně krajinný. Život člověka se změnil výrazným způsobem (Sádlo a kol., 2005). Zcela zásadní změnou bylo především to, že sběr a lov potravy nahradilo zemědělství a člověk tak poprvé přestal být pasivně závislý na přírodě (Lokoč a Lokočová, 2010). Poprvé v historii se tak začínají objevovat první dopady antropogenní činnosti, které ovlivňují středoevropskou krajinu (Ložek, 1973).

Změny, které tato revoluce přinesla, se netýkaly pouze obživy, ale ovlivnily všechny oblasti života jako např. dělbu práce, výrobu a používání nových nástrojů, změny společenských postavení či životní návyky.

Díky neolitu začal tzv. „dvoukolejný“ vývoj krajiny ve střední Evropě. V neobydlených oblastech probíhal vývoj pouze prostřednictvím přírodních sil. Naopak tomu bylo v oblastech obydlených, kde byl vývoj regulován lidskými silami. I nadále ale měla převahu krajina přírodní, jelikož osídlení nepřekračovalo 400 m n. m. Tato sídelní krajina, i přes vystřídání mnoha generací kultur a národů, přetrvala svým vzhledem a rozsahem až do středověké kolonizace (Lokoč a Lokočová, 2010).

Ve vrcholném středověku ve 2. pol. 12. stol. n. l. – 14. stol. n. l. rostla produkce a výnosy v zemědělské výrobě. To také vedlo k velkému nárůstu populace. V tomto období docházelo ke značným zásahům do krajinného rázu (Lokoč a Lokočová, 2010). Hlavním zdrojem surovin se stal les. K jeho likvidaci nedocházelo ovšem pouze těžbou, ale i díky pastvě dobytka, jelikož nebyla umožněna jeho přirozená obnova (Löw a Míchal, 2003). Vznikala tak intenzivně využívaná pastevně-polní mozaikovitá krajina (Lokoč a Lokočová, 2010). Utvářely se pestré mozaiky bezlesých mikrobiotopů, které se staly útočištěm pro mnoho stenovalentních, ale zejména široce rozšířených euryvalentních bezobratlých živočichů v zemědělsky heterogenní krajině té doby (Benton a kol., 2003).

V období mezi léty 1650 – 1780, tedy v období baroka dochází k ještě výraznějšímu zesílení působení člověka na krajinu. Velké plochy krajiny jsou v tomto období věnovány pouze polím, zvětšuje se i velikost honů. Vznikají tak velké plochy poměrně jednotvárné polní krajiny. Teprve v baroku vznikají louky, tak jak je známe dnes. Stejně tak specifické jsou pro toto období souvislé plochy pastvin. Sílí odlesnění krajiny a na sklonku baroka kulminuje v rámci celé historie (Sádlo a kol., 2005). Mohl za to hlad po půdě kombinovaný s počátky industrializace, jež se tehdy, kvůli nedostatku jiných surovin opírala o dřevo (Konvička a kol., 2005).

Významným zlomem v odlesnění je fáze, kdy poslední lesnaté oblasti přestaly být dobývány a otevírány. Počátkem baroka nebyly ve vyšších polohách vzácnosti sídelní enklávy dosud obklopené lesem. Na jeho konci se naopak lesy staly důsledně enklávami v osídlené krajině, tak jak je tomu dodnes. Maximální odlesnění krajiny, silně přesahující dnešní úroveň, se datuje ke konci 18. století. Od té doby roste opačná antropická aktivita a to znovuzalesňování (ovšem s převahou intenzivních lesních monokultur) a péče o les (Sádlo a kol., 2005).

Důležitý okamžik pro biodiverzitu přinesla průmyslová revoluce. Dříve činnost člověka navazovala na vývoj a tradici krajiny, nicméně s příchodem průmyslové revoluce došlo k velkým změnám. Zásahy člověka rapidně měnily krajinný ráz a vytlačovaly přírodně blízké krajiny. Krajinný ráz byl měněn stavbou továren, stavbami silnic, železnic s tunely a těžbou nerostných surovin, kdy bylo těženo např. uhlí, železná ruda, vápence (Trnka, 2007). Také se začaly objevovat dráty elektrického vedení, což mělo nepříznivý vliv zejména pro ptáky (Lokoč a Lokočová, 2010).

Za posledních 150 – 200 let tak prošla krajina střední Evropy jednou z největších a nejrychlejších změn ve své recentní historii. Ve zkratce ji lze popsat jako ústup od tradičního hospodaření a souběžnou intenzifikaci zemědělství a lesnictví. Tradiční hospodaření udržovalo mozaiku nejrůznějších biotopů, od řídkých lesů po obnažené písčiny a skalnaté stepi. Jeho ústup v posledních dvou stoletích je pro biologickou rozmanitost našich krajů pravděpodobně významnější, než samotný příchod člověka. Definitivně totiž zanikají stanoviště, na nichž evropská flóra a fauna závisela po tisíciletí. Biologové a ochranáři si toho všimli až v 70. a 80. letech 20. století, kdy začala zarůstat i místa tradičně považovaná za přirozené bezlesí. Primární izolovaná bezlesí se u nás dochovala pouze v nejvyšších polohách našich pohoří, kde klimatické faktory v součinnosti s fyziologií stromů a geomorfologií terénu potlačují růst zapojeného lesa (Mazalová, 2013). Právě alpská bezlesí tvoří oproti ostatním typům primárně bezlesých stanovišť, které se vyskytují roztroušeně na celém našem území poměrně lokalizované celky (Tremel a Banas, 2008). Důležitost těchto horských bezlesí spočívá zejména v tom, že jsou významným centrem endemismu v ČR (Gerža, 2009).

Změny v kvalitě biotopů byly ještě umocněny změnou velikosti jednotek, ze kterých krajina sestává. Tradiční zemědělskou krajinu tvořila jemná mozaika převážně drobných, různě obhospodařovaných plošek. Ty však nahradily rozsáhlé, jednolité plochy intenzivních polních kultur a lesních plantáží, nebo naopak plochy zcela ponechané sukcesí. Tvorové bezlesí, kteří původně migrovali krajinou po jemnozrné mozaice různých stanovišť, se během několika desetiletí ocitli v nepřekonatelném moři polí a lesů, izolováni na ostrovech, ze kterých se jen těžko přemísťují (Konvička a kol., 2005).

### **3.1.3 Vliv zemědělství na krajinu a biodiverzitu v Evropě**

Vliv zemědělství se na krajině a potažmo i biodiverzitě projevuje již od přechodu člověka ze sběrače na zemědělce. Rapidně se však na úbytku biodiverzity podepsala až intenzifikace zemědělství a homogenizace krajiny, které zasáhly celou Evropu po skončení druhé světové války, což je potvrzeno řadou studií (Hendrix a kol., 2007, Andrén, 1994). Různé státy ovšem byly ovlivněny různou měrou.

Velmi výrazně se na citelném ústupu biodiverzity u nás projevila tzv. zemědělská intenzifikace v 50. – 80. letech 20. století. Dříve malé zemědělské pozemky se kvůli lepšímu obhospodařování scelovaly, což výrazně ovlivnilo vzhled krajiny i její ekologickou hodnotu (Hájek, 2008). Pozemky se přizpůsobovaly velikostí a tvarem technice a hos-

podářilo se na nich, aniž by byl brán zřetel na místní podmínky (Löw, 2003). Kulturní krajina se stala monotónní, ztratila svoji dřívější pestrost a členitost a byla typická rozsáhlými monokulturami. Postupně mizely stabilní ekosystémy, louky v okolí vodních toků, polní cesty, meze, remízky a další plochy, které nebyly zemědělsky využívány. Docházelo také k rušení mokřadů (Lokoč a Lokočová, 2010). Největšího rozmachu dosahovala tato intenzifikace zemědělství u nás v 80. letech. Následkem bylo vytvoření velkoplošné homogenní krajiny, primárně sloužící pro zemědělskou velkovýrobu, která však nebrala ohledy na ekologické nároky živočichů, potažmo rostlin (Jongman, 2002). Následkem byla fragmentace maloplošných ekologicky stabilizačních prvků v původní heterogenní krajině (Konvička a kol., 2005). To je jednou z hlavních příčin vymírání izolovaných populací bezobratlých živočichů v krajině (Robinson a Sutherland, 2002). Na druhou stranu se zejména v pohraničí ponechávaly ladem luční plochy, které byly pro velkovýrobu špatně dostupné a ty se časem měnily v lesní porosty (Trnka, 2007). Docházelo také k ústupu od hospodaření na méně produktivních a hůře dostupných pozemcích. Jednalo se zejména o lokality, na kterých člověk v minulosti extenzivně hospodařil a určoval tak na nich sukcesní vývoj (Laštůvka, 2009). Bez zásahu lidské činnosti tyto bezlesé stanoviště sukcesně zarůstaly, čímž paradoxně docházelo k dalšímu úbytku biodiverzity (Konvička, 2005). V současnosti je v České republice 54 % území vedeno jako zemědělská půda. Z toho 38 % tvoří půda orná. V rámci zemědělské půdy se plochy dále dělí na trvalé travní porosty (louky a pastviny, cca 1 mil. ha), které zaujímají 12 % území. 3 % pak připadají na zahrady, sady, chmelnice, vinice a ostatní zemědělskou půdu. Porosty lesů zaujímají 34 % půdního pokryvu. Zastavěné plochy, komunikace a mimoprodukční plochy zabírají 11 %. Zbývá 2 % zaujímají dna vodních toků a nádrží. Z toho je patrné, že agroekosystémy postupně nahradily přirozené biotopy a na nich vázaná společenstva (Šarapatka a kol., 2010). V potaz je třeba vzít také mimoprodukční ekosystémy, které nejsou člověkem využívané. Lze sem zařadit plochy využívané extenzivně nebo využívané pouze v menší míře. Mezi tyto krajinné prvky patří především sekundární trávníky polopřirozených lesostepí a stepí. Ty jsou důležité zejména pro zachování biodiverzity ubývajících zástupců flóry a fauny nejenom u nás, ale v celé střední Evropě (Košulič, 2014).

Podobná situace, co se zintenzivnění zemědělství týče, nastala po druhé světové válce i ve Velké Británii. Dramatický pokles dřívější rozmanitosti krajiny je zde nepřetržitě zaznamenáván již od roku 1945. Od tohoto roku až do současnosti poklesl počet farem o 65 %. O 77 % ubylo pracovníků v zemědělství a přitom došlo téměř k čtyřnásobnému zvýšení výnosů. Farmy se staly specializovanými a došlo ke značné-

mu zvýšení využívání zemědělských strojů. To mělo za následek odstranění až 50 % živých plotů. Ty dříve doplňovaly krajinnou mozaiku a tvořily úkryt a prostor pro život nesčetných druhů živočichů. Mimo to zde převládá setí plodin na podzim, čímž není zachováno strniště přes zimu. Výrazně se také zvýšila chemická aplikace postřiků, i když v posledních pár letech není její aplikace tak intenzivní jako v minulosti. V 50. – 60. letech 20. století se ve Velké Británii za největší problém považovalo snižování rozmanitosti stanovišť. V současnosti se jako největší problém jeví snižování jejich kvality. Z toho je patrné, že intenzifikace zemědělství ve Velké Británii tak má celou řadu dopadů na biologickou rozmanitost. Stále ovšem nebylo sesbíráno dostatek datových údajů pro jednotlivé taxony, aby mohlo být s určitostí prokázáno, jaké konkrétní faktory zde vedly ke snížení biodiverzity (Robinson a Sutherland, 2002).

V mnoha zemích východní Evropy, jako je tomu například u Rumunska, nedošlo tradičním způsobem hospodaření ke ztrátě malých mozaikovitých struktur krajiny. Například 72 % farem v Rumunsku obdělává plochu menší než 1 ha. Pole farmářů jednotlivců jsou dokonce ještě menší než 1 ha. V současné době se navíc 20 % rumunské zemědělské půdy považuje za půdy s vysokou přírodní hodnotou a 10 % bylo zařazeno do soustavy evropských chráněných území Natura 2000. I přes oficiální uznání ekologických hodnot velkých ploch zemědělské půdy, je zde budoucnost biologické rozmanitosti značně nejistá. Od pádu komunismu v roce 1990 a přistoupení k Evropské unii v roce 2007 totiž i zde již probíhají změny ve využívání zemědělské půdy, které zahrnují jak intenzifikaci zemědělství v některých oblastech, tak opuštění půdy v oblastech jiných. Některé z nejpozoruhodnějších mozaikovitých krajín Evropy se nachází na jihu Transylvánie. A to zejména díky neobyčejné rozmanitosti travních porostů. Biologická rozmanitost této části Rumunska zahrnuje různé taxony druhů, které jsou vzácné či ohrožené v jiných částech Evropy. Mimo to patří suché trávníky Transylvánie pro svoji druhovou bohatost mezi nejvýznamnější světové lokality. Nicméně i přesto hrozí této mozaikové krajině vlivem lidské činnosti, zintenzivnění zemědělství a zásahům do velikosti ploch a krajinných prvků stejný osud, který potkal krajinu na západ od Rumunska (Loos a kol., 2015).

### 3.1.4 Homogenní versus heterogenní krajina a živočichové

Dnešní homogenizovaná krajina, jak se ukázalo v případě mnoha studií, přichází o druhovou bohatost (Jongman, 2002, Hendrix a kol., 2007). Homogenní krajinné celky představují pro celou škálu živočichů migrační bariéry. Biotopoví specialisté a druhy s omezenou mobilitou nedokážou překonat dlouhé a široké lány agrocenóz. Naopak vyžadují propojení menších biotopů, které nejsou tak daleko od sebe. V takovéto homogenizované krajině schází úkryty či závětrná místa. Kromě toho chybí i další zdroje, jelikož okraje polí, kde se tyto zdroje většinou nachází, jsou několikanásobně menší a jsou od sebe řádově dále (Mazalová, 2013). Postupně tak dochází k mizení méně mobilních druhů a habitatových specialistů a tím pádem k homogenizaci celých společenstev (Ekroos, 2010). Naopak druhy, které se dobře adaptovaly na intenzivně obdělávanou krajinu, se mohou ve velkém množství stát se tak škůdci hospodářských plodin (Mazalová, 2013). Ke změnám podmínek prostředí ale může docházet i postupným obohacováním přirozeně oligotrofního stanoviště o půdní živiny (Clark a kol., 2007) nebo např. vlivem delšího zdržení sněhové pokrývky. Homogenizovaná krajina spolu se změnou podmínek prostředí přináší pro živočichy v ní žijící značnou hrozbu (Banaš a kol., 2010). To se do budoucna projeví zejména ve složení společenstev druhů, které jsou vázané na daný ekotop, ale také v dispozičním zastoupení jednotlivých druhů. Nejdříve se tyto změny promítnou u stenovalentních druhů, to je u těch, které nejsou tolerantní k širšímu rozmezí podmínek prostředí. Citlivější ke změnám prostředí bývají obecně zejména krátkověcí živočichové (Kolář a kol., 2012). Poměrně ideální skupinu pro sledování změn prostředí představují bezobratlí. Jedná se o krátkověké živočichy, ale zároveň dostatečně početné jak druhově, tak i na úrovni abundancí jednotlivých druhů (Robinson a Sutherland, 2002, Paoletti, 1999, Rainio a Niemelä, 2003). Mnozí z bezobratlých mají navíc předpoklady k citlivějšímu vnímání prostředí, jelikož v různých fázích životního cyklu využívají odlišná mikrostanoviště, případně i potravní zdroje. Nejčastěji bývají studovány početné skupiny s vyšší indikační validitou. Jedná se např. o motýly (Lepidoptera), brouky (Coleoptera), rovnokřídlé (Orthoptera), nebo některé taxony blanokřídlých (Hymenoptera) apod. Právě atraktivita těchto skupin nám v současnosti umožňuje odhadnout pokles v jejich druhovém bohatství za posledních 100 let. Ze 161 druhů denních motýlů, jež se v posledním století vyskytovaly na území republiky, jich nadobro vyhynulo osmnáct, tedy víc než 10 %. V dalších nápadných skupinách vyhynulo již 13 % druhového bohatství vrubounovitých brouků (22 ze 175), 12 % kobylek, cvrčků a



sarančat (8 z 86), 18 % včelovitých blanokřídlých (109 z 602) a 19 % vosovitých blanokřídlých (40 z 207). V jiných skupinách je situace jen o něco lepší. Předpokládá se, že vyhynula 4 % střevlíkovitých a tesaříkovitých brouků (21 z 508, resp. 9 z 209). Nejpostiženější skupinou, pro kterou existuje odhad, jsou majkovití brouci. Z 25 druhů jich vyhynulo 10, tedy 40 %. Situace některých skupin, například nočních motýlů není zatím zcela probádána, i zde však některé skupiny drasticky mizí. Vědci z německého Bavorska odhadují, že v jejich zemi vyhynulo 8 % druhů měřivých (ze 446), 5 % druhů píďalkovitých, 8 % druhů z ostatních čeledí velkých motýlů (ze 153) a dokonce 20 % druhů takzvaných drobných motýlů (z 804 druhů). Jestliže se pokusíme o jakýsi vážený průměr z těchto čísel, pak v ČR (a srovnatelných zemích okolo) za poslední století vyhynulo 7 – 15 % druhového bohatství hmyzu, což je v absolutních číslech minimálně 2 000, možná přes 3 000 druhů. Je to tolik, jako by u nás vyhynuly všechny druhy cévnatých rostlin. Vymírání ovšem pokračuje i nadále, což ukazují počty druhů pokládaných za ohrožené (Konvička a kol., 2005). Kromě toho dochází prokazatelně k úbytku početnosti i ještě nedávno běžných druhů hmyzu (Conrad a kol., 2006, Lye a kol., 2012, Robinson a Sutherland, 2002). Ačkoliv byl pokles diverzity dokumentován nejčastěji na příkladu motýlů (Konvička a kol., 2005), dostupné informace z různých částí Evropy ukazují, že podobný trend platí i pro ostatní bezobratlé (Carpaneto a kol. 2007, Kosior a kol., 2007). Robinson a Sutherland (2002) např. uvádí, že ve Velké Británii od roku 1970 dramaticky poklesl počet druhů mšic a v celé Evropě došlo ke značnému úbytku druhů čmeláků.

Ochuzování biologické diverzity může vést ke zjednodušení potravních sítí, výraznějšímu kolísání populačních hustot včetně hospodářsky významných druhů škůdců, větší náchylnosti k invazím aj. Je tedy více než zřejmé, že antropogenní aktivity silně ovlivňují biologickou diverzitu bezlesých stanovišť nejen v měřítku České republiky, ale i v celoevropském kontextu (Mazalová, 2013).

Potencionální alternativou ke snížení ztrát biodiverzity může být zvýšení heterogenity krajiny. Heterogenita stanovišť odráží nejen pestrost geologické stavby a geomorfologie reliéfu, ale také časově i prostorově proměnlivou mozaiku různých typů hospodaření člověka (Mc Kinney a kol., 1999). Vliv heterogenity krajiny na různé skupiny živočichů je poměrně dobře prostudované téma. Je potvrzeno, že v heterogenní krajině se vyskytuje více druhů živočichů, než v té homogenní (Benton a kol., 2002). Dřívější studie vlivu krajinné heterogenity na biotu biotopových ostrovů se omezovaly převážně

na menší homogenní území, nicméně pozdější studie zahrnují již i poměrně široké oblasti. Velká část dosud publikovaných studií pracuje pouze s druhovou bohatostí, ale již nebere v potaz druhové složení společenstev. Hodnocení změn biologické rozmanitosti by se ale nemělo zakládat pouze na počtu druhů. Je důležité vědět, které druhy úplně chybí, anebo naopak, který druh je nejpočetnější. Je tedy třeba se zaměřit i na druhové složení (Mazalová, 2013). Jako příklad si lze uvést rašeliniště ve Švýcarsku, která mají obecně nízkou biologickou rozmanitost z hlediska druhového spektra, avšak jedná se o vysoce specializované a poměrně vzácné druhy. Každý takový druh pak tvoří velmi cenný příspěvek do celkové biodiverzity Švýcarska (Duelli, 1997).

Dříve heterogenní krajina byla člověkem značně pozměněna, a tak převážná část biodiverzity otevřených sekundárních bezlesí je dnes vázána na travní porosty, stepi, lesostepi a pastviny. Trvalé travní porosty s extenzivním managementem hospodaření pak poskytují vhodné podmínky pro vývoj druhově bohatých společenstev rostlin i živočichů. Ovšem vzhledem k tlaku na využití zemědělských pozemků jsou trvalé travní porosty situovány spíše do méně úrodných podhorských a horských oblastí (Reger a kol., 2007). Polopřirozené trávníky podhůří a hor tak představují významné refugium biologické rozmanitosti bezobratlých, kteří jsou vázáni na otevřená stanoviště (Marini a kol., 2009). Extenzivněji využívané TTP však často mají ostrovní charakter a jsou obklopeny intenzivně využívanou zemědělskou půdou. Ukazuje se, že mimo samotné rozlohy těchto území a jejich izolovanosti, je jedním ze základních faktorů, které ovlivňují biodiverzitu těchto stanovišť právě způsob zemědělského obhospodařování (Mazalová, 2013).

V rámci jednoho travního porostu je pro diverzitu bezobratlých důležitá diverzita vegetace, a to jak druhová, tak i prostorová. Tato úroveň diverzity je přímo závislá na typu managementu daného porostu, protože od něj se odvíjí struktura a heterogenita vegetace. Příkladem mohou být nespásané plošky na pastvině v místech kálení dobytka. Takové plošky mají vyšší vegetaci a poskytují útočiště bezobratlým živočichům, když je okolní porost spasený. Následně jsou zdrojem pro rekolonizaci. Stejný, zvyšující, efekt na diverzitu má rozptýlená zeleň. Je tedy zřejmé, že biodiverzita travních porostů je silně závislá na konkrétním managementu a heterogenitě krajiny (Helden a kol., 2010).

Stepní a lesostepní trávníky, jež jsou z velké části pod legislativní ochranou maloplošných chráněných území, poskytují příznivé prostředí pro vývoj druhově bohatých

společenstev xerothermních rostlin i živočichů (Cremene a kol., 2005). Tyto stepi a lesostepi se dají popsat jako ostrůvky přírodních až polopřirozených biotopů. Ty jsou navzájem izolované a mají pouze velmi malou rozlohu. Mnoho druhů organismů, kteří jsou zde zastoupeni pouze v nepočetných populacích, zde potom vymírá z environmentálních, genetických nebo demografických příčin. Zásadním prvkem pro udržení populací je uchování provázané sítě vhodných biotopů. Aby se zabránilo dalšímu snižování biodiverzity je proto vhodné využít i náhradní, člověkem vytvořené biotopy v zemědělské krajině (Košulič, 2014). Mezi takové biotopy můžeme zařadit například remízky (Duelli, 1997). Dalšími důležitými prvky pro biodiverzitu jsou například bývalé vojenské prostory, postindustriální stanoviště (lomy, pískovny, výsypky, popílkoviště) nebo zterasované vinice. Tyto nově vzniklé biotopy se mohou stát refugiem druhů i z přilehlých nebo vzdálenějších původních stepí a lesostepí bezlesých pozůstatků kulturní krajiny (Košulič, 2014).

### **3.1.5 Vliv heterogenity prostředí na pavouky**

Studium epigeické fauny má dlouhodobý, opodstatněný a v praxi ověřený význam. Živočichové žijící v půdě a na povrchu velmi rychle reagují na jakoukoliv změnu prostředí a mikroklimatu (Benítez a Méndez, 2011). Pavouci jako druhově bohatá skupina jsou proto vhodnými adepty pro hodnocení kvality zkoumaných stanovišť. Primárně se vyskytují nejen v terestrických, ale i v některých vodních ekosystémech. Každý druh pavoučího společenství má vlastní specifické nároky, co se týká vlhkosti, teplotního režimu, osvětlení nebo zastínění vegetační struktury. To znamená, že malé změny v kvalitě biotopu tohoto druhu můžou způsobit značné změny ve struktuře společenstva pavouků. Analýza těchto společenstev pak přispívá k indikaci jejich přírodních hodnot a k biologické rozmanitosti široké škály biotopů (Gajdoš a Dankaninová, 2010).

Krajinná heterogenita spolu s přítomností vhodných zdrojových lokalit fragmentované krajiny představuje významný faktor ovlivňující druhové zastoupení pavouků (Benítez a Méndez, 2011). Isaia a kol. (2006) uvádí, že mozaikovitá krajina ovlivňuje diverzitu pavouků na viničních terasách v Itálii. Také byl zaznamenán důležitý efekt v ovlivňování fluktuace společenstev pavouků a druhového složení mezi přírodně hodnotnějšími biotopy jako jsou např. stepi, lesostepi nebo extenzivní lokality a mezi antropogenně narušenými stanovišti – agroekosystémy (Košulič, 2014). Právě přítomnost fragmentovaných pozůstatků stepí a extenzivních lučních biotopů představuje

v intenzifikované krajině důležitou úlohu pro druhovou diverzitu a početnost pavouků (Horváth a kol. 2013). Tyto biotopy pak představují vhodná útočiště, přičemž dochází k podpoře metapopulační dynamiky v krajině, která je tvořená převážně intenzivními agroekosystémy (Hanski a kol., 1995).

### 3.1.6 Vliv mikrohabitatu na pavouky

Mezi klíčový faktor, který ovlivňuje výskyt pavouků v určitém mikrohabitatu patří zejména struktura vegetace, jež je ovlivňována abiotickými vlivy, mezi něž lze zařadit teplotu a vlhkost vzduchu či intenzitu světla. Zjištěno také bylo, že vlhkost vzduchu ovlivňuje pavouky zejména v letním období. Na jaře pak dávají pavouci přednost suchým mikrohabitatům, což mohou představovat například plochy pod listnatými stromy.

V rámci vegetace může mít vliv také její heterogenita, která komunitu pavouků ovlivňuje nepřímo a pozitivně tím, že v takovémto typu vegetace se nachází zvýšené počty býložravých bezobratlých, kteří pak mohou sloužit jako potencionální zdroj potravy pro pavouky (Ziesche a Mechthild, 2007). Potvrzeno je také to, že pavouky ovlivňuje výška vegetace, její hustota nebo plocha obnažené půdy. U většiny epigeických druhů hraje také důležitou roli co největší prosvětlení porostu. Zjištěno bylo také to, že druhová skladba pavouků je významným způsobem ovlivňována poměrem živých a mrtvých těl rostlin v porostech (Košulič, 2014). Na rozdíl od hmyzu však pavouci nemají tendenci být soustředěni na rostlinách konkrétních druhů (Seyfulina, 2005).

Poměrně důležitým prvkem, zejména pak v aridních a semiaridních oblastech jsou keře, které svým mikroprostředím v jinak často extrémních podmínkách poskytují útočiště pro mnohé druhy pavouků, včetně dalších druhů bezobratlých. Bylo prokázáno, že právě v keřích, které zejména v suchých oblastech představují často jediné zelené ostrovy uprostřed vyprahlé krajiny, se vyskytuje vyšší počet jedinců, než na holé půdě (Miranda a kol., 2009).

Ziesche a Mechthild (2007) ve své studii zjistili, že v lesním porostu se význam faktorů, které ovlivňovaly zdejší mikroprostředí, měnil v průběhu vegetačního období. Zatímco na jaře byly druhy pavouků nejvíce ovlivňovány postupným nárůstem listů na porostech stromů, v letních měsících se jednalo o vliv vegetace a vlhkostních poměrů. Na podzim se síla ovlivnění vegetací a vlhkostními poměry snížila. Samotné monitorování probíhalo ve čtyřech různých věkových kategoriích lesních porostů. Výsledky ukazují, že věk stromů, případně jejich výška, má pouze malý vliv na druhové složení pa-

vouků, jelikož téměř identické druhové složení bylo zaznamenáno i v přízemní vegetaci. Význam pro mikroklima má ale architektura korun stromů, protože působí jako důležitý prvek mající vliv na složení přízemní vegetace a mnoho biochemických procesů, které utvářejí spolu s ročním obdobím jedinečné mikroklima. Druh jednotlivých stromů nehrál zásadní roli pro pavouky při výběru stanoviště.

Gordon a Uetz (2011) zkoumali vliv mikroprostředí u slíďákovitého pavouka *Schizocosa ocreata* na námluvy v době páření. Výzkum probíhal na různých typech povrchu, jako je hrabanka, dřevo, kůra, zemina či kamení. Výsledky z laserového vibrometru ukazují, že nejvyšší účinnost pro přenos mužských námluvných signálů představuje hrabanka. Během zkoumání pavouci vystřídali všechny jmenované podklady, nicméně nejvíce času strávili na hrabance. V další studii bylo zjištěno, že na námluvné chování mají kromě povrchu vliv také světelné podmínky na stanovišti. Pavouci v reakci na tmavé prostředí přestali používat nápadné vizuální signály, které jinak běžně při námluvách využívají. Navíc bylo zjištěno, že pavouci přestávají s námluvným chováním v reakci například na průlet ptáků. Pavouci tak reagují na vibrace vytvářené na povrchu, na kterém se nacházejí. Je tedy zřejmé, že vliv povrchu hraje zásadní úlohu při námluvách druhu *Schizocosa ocreata*, jelikož každý povrch umožňuje šíření seismických signálů jiným způsobem. Kromě druhu *Schizocosa ocreata* upřednostňuje hrabanku ještě druh *Habronattus dossenus*, jehož signály jsou na tomto druhu substrátu také nejlépe přenášeny. Jiný druh slíďákovitého pavouka, a to *Schizocosa retrorsa*, která žije v borovicích, pro své námluvy naopak využívá spadané listí. Nedávné studie na dalším druhu – *Schizocosa stridulans* prokázaly, že tento pavouk umí přizpůsobit své námluvné chování povrchu, na kterém se zrovna nachází. To je způsobeno tím, že tento druh dokonale využívá multimodální komunikační strategie, kterými se dokáže přizpůsobit prostředí, ve kterém se zrovna nachází.

### 3.2 Viniční terasy

Zterasované svahy vinic představují velmi specifické stanoviště antropogenního původu, které se stalo útočištěm pro celou řadu organismů, včetně pavouků. S viničními terasami se u nás můžeme setkat zejména na jižní Moravě, kde tvoří významné prvky v krajině. Počátek jejich realizace spadá do období 70. – 80. let 20. století, kdy vrcholila zemědělská intenzifikace (Košulič, 2014). V té době se jednalo o velmi negativní zásah do krajiny (Košulič a kol., 2014). Ke zterasování svahů se přistupovalo zejména z toho

důvodu, že pro svoji svažitost a nevhodný skeletovitý půdní profil byly nevhodné pro plošné zemědělské obdělávání. Většinou se jednalo o svahy v podobě polopřirozených stepních trávníků. Spousta z nich byla také využívána jako záhumenky, kde se projevovala mozaikovitost v podobě ovocných sadů, vinic nebo chmelnic. S takto zterasovanými svahy se však můžeme setkat i jinde v Evropě. Nicméně největší zastoupení mají v Evropě jižní, kde mediteránní podnebí vytváří výborné podmínky pro pěstování vinné révy (Košulič, 2014).

Vinná réva na terasách může být určitým potenciálem pro biodiverzitu v krajině, jelikož hostí biotopy, které jsou domovem pro významnou skupinu bezobratlých živočichů (Hula a kol., 2009). Hodnotné jsou tyto biotopy zejména z hlediska zastoupení mikrobiotopů v raných či středních stádiích sukcese, kde se projevuje zvýšené množství obnaženého půdního substrátu, řídký vegetační kryt a zastínění keřovým či stromovým patrem s hustším vegetačním krytem (Košulič a kol., 2013). Svažité a výhledné plochy svahů s nezapojeným travním porostem navíc představují významné lokality pro výskyt mnoha epigeických druhů bezobratlých živočichů (Košulič, 2014). Viniční terasy spolu s vinicemi tak mohou představovat významné refugium v intenzivní a homogenní krajině, tak jako je tomu u antropogenních biotopů postindustriálních stanovišť (Tropek a Konvička, 2008).

Ačkoliv se s viničními terasami setkáváme v krajině již poměrně dlouho, tak přesto neexistuje mnoho studií či výzkumů zabývajících se zastoupením druhového bohatství pavouků na těchto terasách. Arachnofaunu viniční oblasti Svátý Jur, která je charakteristická hromadami kamení podél vinohradů, terasovanými pásy vinohradů s rozdílným stupněm obhospodařování a kamennými zdmi zkoumali na Slovensku Gajdoš a Dankaninová (2010). Ti během svého výzkumu zjistili, že epigeická společenstva pavouků na zkoumané lokalitě vykazují bohatou druhovou diverzitu. Za zkoumané období odchytili 134 druhů pavouků patřících do 24 čeledí. Z tohoto počtu bylo 17 ohrožených a vzácných druhů nacházejících se na Červeném seznamu Slovenska v různých kategoriích ohrožení. Viničními terasami na sprašovém podkladu se v podmínkách jižní Moravy zabývá ve své disertační práci Košulič (2014).

Mnohem více prací se zabývá biotopem nezterasovaných vinic. Vinice jsou totiž často voleny jako příhodný biotop sloužící ke studiu predáčního tlaku na antagonisty. Pavouci jsou pak obvykle vybíráni jako modelově vhodný organismus, který se vyskytuje v agroekosystému vinic (Košulič, 2014). Výrazný vliv na diverzitu společenstev

pavouků na vinicích má zejména heterogenita krajiny a také existence přilehlých oblastí, odkud může docházet k šíření pavouků (Venturino a kol., 2006, Isaia a kol., 2006). Isaia a kol. (2006) ve své práci také popisují jako další významný prvek pro šíření pavouků přítomnost lesních porostů, odkud se pavouci mohou šířit dále do krajiny. V rámci Evropy ovšem nebývají vinice ve větším měřítku v těsné blízkosti lesa, ale jsou soustředěny především do oblastí stepních či lesostepních stanovišť (Schmitt a kol., 2008). Celkovou diverzitu a abundanci pavouků ovšem pozitivně ovlivňuje také ozeelenění vinice a pokryvnost vegetací (Costello a Danne, 1998).

V podmínkách Evropy je známo několik prací, které se zabývají sledováním arachnofauny na vinicích. Například ve Švýcarsku bylo v rámci výzkumu na vinicích v kantonu Ticino objeveno 11 nových druhů pavouků, které do té doby nebyly ve Švýcarsku zaznamenány. To si autoři vysvětlují tím, že zdejší vinice jsou obklopeny antropogenními sídly, zahradami, polopřirozenými otevřenými stanovišti a okraji lesních společenstev, odkud se pavouci mohou šířit a vinice jim slouží jako vhodné útočiště v jinak homogenní krajině. Nemalý podíl také připisují šíření původně mediteránních druhů z jihu Evropy výše na sever (Hänggi a kol., 2014). Známá je také práce Isaii a kol. (2006) z prostředí italských vinic, ve které se zabývají zejména vlivem heterogenity krajiny a podmínkami prostředí, které by mohly mít vliv na diverzitu pavouků na vinicích. Ze světa je výzkumu pavouků na vinicích věnována například práce vědců z Jižní Koreje, kde výzkum ukázal velmi nízkou druhovou diverzitu a hustotu osídlení (Seung-Tae a kol., 2002). Z území jižní Moravy je publikována práce Bryji a kol. (2005), jež uvádí nálezy některých vzácných druhů pavouků z vinic a teras z blízkého okolí stepí a lesostepí Pálavy. Košulič (2014) uvádí v rámci své disertační práce, kdy výzkum probíhal na viničních terasách jižní Moravy, nález velmi cenných druhů pavouků tvořící téměř 20 % všech druhů vyskytujících se v České republice. Z toho bylo zjištěno významné zastoupení vzácných xerothermních druhů (40 %) a mimo to také 15% druhů, které jsou zapsány do Červeného seznamu ohrožených druhů (Košulič, 2014).

### **3.3 Slíd'ákovití**

Slíd'ákovití spadají mezi deset čeledí, které se řadí do nadčeledi Lycosoidea. Tato nadčeď je typická tím, že se vyznačuje velmi nejednotnou charakteristikou. Patří sem skupiny s kříbelem i bez něho. Dále také skupiny se třemi, ale ve výjimečných případech i se dvěma drápkami na konci noh. V České republice žijí pouze čtyři čeledi této

nadčeledi. Všechny se vyznačují jiným uspořádáním očí než do dvou řad po čtyřech, v žádné z nich nejsou druhy s kříbelem (Buchar a Kůrka, 2001).

Slídákovití jsou z celé nadčeledi počtem druhů nejpočetnější. Je jich známo přibližně 3 000. Velikost těla dosahuje od 2 do 30 mm. Charakteristickým znakem čeledi je uspořádání očí do tří zřetelných příčných řad. První řada se skládá ze čtyř nejmenších očí a leží přímo na čele. Druhá řada obsahuje dvě největší oči a leží na rozhraní čela a temene. Třetí řada je od té druhé poměrně dost vzdálená, takže spolu tvoří lichoběžník, připomínající tvarem čtverec. Nohy jsou silné, opatřené skopulou, jež slídákům usnadňuje pevné uchopení kořisti ve chvíli, kdy se jí snaží ulovit rychlým výpadem. Četné trichobotrie jsou rozmístěny na holenních, metatarzech i tarzech. Kolulus se u nich nevyskytuje. Pozoruhodná je nepřítomnost jakéhokoliv výrůstku (apofýzy) na tibia samčího makadla. Některé druhy předou sítě, jiné obývají podzemní nory, často se však obejdou bez jakéhokoliv pavučinového úkrytu (Buchar a Kůrka, 2001).

Slídákovití žijí výhradně na povrchu půdy. Výjimku představuje slídák dřevomilný (*Acantholycosa lignaria*), který nejčastěji běhá po padlých kmenech stromů. Během svého vývoje osídlili valnou většinu ekosystémů, jako např. savany, tropické deštné lesy, pouště, polopouště nebo i hory. Nejčastěji se s nimi můžeme setkat na lesních okrajích, zahradách, loukách se suchou a řídkou vegetací, kde se mohou ukrývat v listí. Nalézt je však můžeme také ve skalních štěrbinách či pod kameny. Nejraději však mají sluncem vyhřáté xerothermní lokality (Buchar a Kůrka, 2001).

Na celém světě je zaznamenáno 2 320 druhů slídákovitých pavouků náležejících do 107 rodů. V Evropě žije 260 druhů ve 23 rodech. Z toho v České republice žije na 65 druhů v 11 rodech (Macek, 2006).

Nejvíce druhů slídákovitých u nás připadá na rod *Pardosa*. Každý druh přednostně obývá jiné prostředí. Pokud žijí dva nebo tři druhy společně, neobývají totéž místo ze stejných důvodů. Např. v obilném poli spolu takto žijí i tři druhy zároveň, nicméně pouze slídák rolní (*Pardosa agrestis*) je zde ekologickým specialistou. Poměrně rozšířeným slídákem rodu *Pardosa* je slídák hajní (*Pardosa lugubris*), který se vyskytuje na nejrozličnějších stanovištích, jako jsou louky, lesy, okraje lesů apod. (Buchar a Kůrka, 2001).

Slídáků rodu *Trochosa* se u nás vyskytují čtyři druhy. Všechny se vyznačují obdobnou kresbou na hřbetní straně hlavohruď. Středem hřbetu se táhne světlý pruh, který je v přední polovině rozšířen, a uvnitř tohoto místa leží vedle sebe dvě tmavé podélné skvrnky. Nejhojnější je relativně nejmenší z nich, a to slídák zeminí (*Trochosa terrico-*



la). Život všech čtyř druhů rodu *Trochosa* probíhá ve třech až čtyřech kalendářních rocích (Buchar a Kůrka, 2001).

Největší slíďákovití pavouci, kteří se u nás vyskytují, spadají do rodu *Lycosa*. Samice a nymfy obývají nory v zemi. Jedním z nich je slíďák tatarský (*Lycosa singoriensis*), který je zároveň největším pavoukem nejen na našem území, ale na celém evropském kontinentu. Jeho samičky dorůstají délky až 3,5 cm. Na našem území byl poprvé spatřen v roce 1938 u Olomouce, nicméně jeho šíření pokračovalo dále. Všechny lokality na území ČR měly tehdy jedno společné – nacházely se výhradně v nízkých nadmořských výškách (do 450 m). Od 70. let 20. století ho však v České republice na delší dobu nikdo nespapal. Až v posledních zhruba 10 – 15 letech byly zdokumentovány nové nálezy tohoto pavouka na Moravě (Řezáč a kol., 2008).

Velkou rozmanitost v ekologii je možno spatřit v rámci rodu *Alopecosa*. U nás žijí druhy, které přezimují poprvé jako nymfy, podruhé jako dospělci, nebo druhy, které přečkají obě dvě zimní období jako nymfy. Velmi zajímavá je vazba na prostředí, ve kterém druhy tohoto rodu žijí. Najdeme je na mnoha rozličných biotopech, od vyprahlých skalních stepí, přes borové lesy až po podmáčená rašeliniště. Na našem území navíc můžeme nalézt i dva druhy, jejichž stanovištěm jsou písčiny. Jedním z těchto druhů je slíďák pískomilný (*Alopecosa psammophila*), druhým pak slíďák vřesovištní (*Alopecosa fabrilis*) (Just, 2012).

Nejvlhčí stanoviště si vybírají slíďáci rodu *Pirata*. Většina druhů je totiž svým výskytem zpravidla vázána na stojaté vody. Nejznámější slíďák tohoto rodu je slíďák bažinný (*Pirata piraticus*), který žije na březích všech našich rybníků a tůňek (Buchar a Kůrka, 2001).

Slíďákovití pavouci patří mezi skvělé bioindikátory, k čemuž napomáhá jejich epigeický způsob života. Ekotoxikologický výzkum totiž prokázal, že např. slíďák *Pardosa astrigera* dokáže výborně akumulovat těžké kovy, zejména pak Cd ze všech zkoumaných taxonomických skupin. Tento pavouk totiž stejně jako většina slíďákovitých pavouků žije epigeickým způsobem života a přichází tak často do přímého kontaktu s kontaminovanou půdou. Jejich role v bioakumulaci a přenosu Cd uvnitř potravního řetězce by proto měla být důkladně prostudována. Výhodou bioindikace těžkých kovů u pavouků všeobecně je to, že zjištěné výsledky odpovídají pouze životnímu cyklu pavouka (Jung a kol., 2005).

Griesinger a kol. (2011) navíc při pokusech zjistili, že např. glyfosát obsažený v herbicidech má v období rozmnožování vliv na slíďákovité pavouky. V prostředí, kde se takový herbicid používá, totiž snižuje schopnost samečků nalézt samičku. Tyto pokusy prokázaly, že herbicidy na bázi glyfosátu snižují účinnost přirozené chemické komunikace, která patří mezi důležitou součást při hledání partnera pro páření. Sameček v takovém prostředí má potom problém nalézt vhodnou samičku.

## 4 CHARAKTERISTIKA ZKOUMANÝCH LOKALIT

### 4.1 Peklo u Šatova

#### Charakteristika

Lokalita se nachází zhruba 1,5 km od obce Šatov, kde se na státní hranici nachází vinohrad podkovovitého tvaru vybudovaný na umělých terasách s jižní orientací. Území leží na sníženině Daníže a na okraji členitého pobřežního prahu. Krystalinikum k povrchu vystupuje jen několika výchozy (biotická žula, křemenné žíly). Ostatní území je vyplněno sedimenty karpatské předhlubně. Až z hloubky 54 – 89 metrů jsou zde vrtem doloženy prachovité sedimenty eggenburgu. Přejít od stupňů eggenburg – ottnang dokládají křemenné písky s vložkami jílu. Stupeň karpat je zastoupen rozsáhlými výskytů vápnitých jílu se sádrovcem. Plošně rozsáhlé je rozšíření spraší. Spraší jsou tvořeny také strmé svahy a terasy (SZVO Daníž, 2015).

Nadmořská výška lokality se pohybuje v rozmezí 255 – 290 m. Roční úhrn srážek kolísá mezi 350 – 550 mm za rok (Český statistický úřad, 2015). Lokalita se podle Quitta řadí částečně do teplé klimatické oblasti T2 a částečně do teplé klimatické oblasti T4. Pro oblast T2 je charakteristické dlouhé léto, teplé a suché, velmi krátké přechodné období s teplým až mírně teplým jarem i podzimem. Zima je krátká, mírně teplá a suchá až velmi suchá s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky. Pro teplou oblast T4 je charakteristické velmi dlouhé, velmi teplé a velmi suché léto, přechodné období je velmi krátké, s teplým jarem a podzimem. Zima je krátká, mírně teplá a suchá až velmi suchá s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky (Quitt, 1971).

#### Fauna a flóra

Na lokalitě se vyskytují druhově bohatá společenstva stepních druhů rostlin a bezobratlých živočichů. K nejvýznamnějším druhům na lokalitě patří kriticky ohrožený keř mandloň nízká (*Prunus tenella*), který u nás roste jen na jižní Moravě. Dalším druhem je silně ohrožený kosatec nízký (*Iris pumila*). K významným druhům stepních biotopů patří dále některé druhy z čeledi vrubounovitých, jako je zlatohlávek uherský (*Netocia ungarica*) nebo chroustek *Miltotrogus nocturnus*. Hodnotnými druhy jsou i hrobařík velký (*Nicrophorus germanicus*) nebo kozlíček černý (*Carinatodorcadion aethiops*). Poměrně početné společenstvo denních motýlů reprezentují především druhy otevře-

ných suchých stanovišť. K významným zástupcům patří např. soumračník slézový (*Carcharodus alceae*), otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*) a pestrokřídlec podražcový (*Zerynthia polyxena*). Zajímavá je i fauna pavouků, mimo jiné zde žije kriticky ohrožená skálovka trávostepní (*Drassyllus vinealis*) nebo myrmekomorfní (mravence napodobující) mikarie mravencovitá (*Micaria formicaria*). Z obratlovců je nejvýznamnějším zástupcem velikostí menší pták krutihlav obecný (*Jynx torquilla*) (Kopečková, 2014).

### **Péče a ochrana**

Dlouhodobě nevyužívané svahy teras postupně zarůstají nálety dřevin, zejména nepůvodní kustovnicí cizí, a expanzí vysoké vegetace. Dřeviny je tedy třeba redukovat, zvláště je třeba odstranit všechny jedince kustovnice. Všechny plochy je vhodné minimálně zhruba 1 x za 3 roky pokosit, místa s třtinou křovištní častěji, nejlépe 3 x ročně (Kopečková, 2014).

## **4.2 Přírodní památka Ječmeniště**

### **Charakteristika**

Lokalita se nachází zhruba 14 km jihovýchodně od centra Znojma u státní hranice s Rakouskou republikou na svazích nad zaniklou vsí Ječmeniště. Leží na západním okraji geomorfologické oblasti Západní vněkarpatské sníženiny. Je součástí geomorfologického celku Dyjsko-svrateckého úvalu, podcelku Jaroslavické pahorkatiny, která je tvořena neogenními a kvarténními usazeninami. Území se nachází na hřbetě s velmi členitými, poměrně strmými svahy s jihovýchodní, jižní až jihozápadní orientací spadajícími do údolí potoka Schatzgraben. Geologickým podkladem jsou terciérní vrstevnaté vápnité jíly, písky a štěrky, místy překryté spraší. Půdní pokryv je tvořen modálními černozeměmi, ovšem v místech dřívějších terénních úprav, tj. na značné části území, byl původní půdní horizont odstraněn či převrácen (L & F, LÖW & spol., s. r. o. a Atelier FONTES, s. r. o., 2009).

Původní mikrorelief je ve značné části území narušen především dřívějšími zemědělskými aktivitami – terasováním pro vinice nebo ovocné sady. Tyto terasy jsou vesměs hluboce zaříznuté a široké až několik desítek metrů (L & F, LÖW & spol., s. r. o. a Atelier FONTES, s. r. o., 2009).

Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 207 – 289 m. Podle Quittova klimatického členění ČR náleží území do teplé oblasti T4 (Quitt, 1971). Průměrný roční úhrn srážek činí 500 – 550 mm (Český statistický úřad, 2013).

## **Fauna a flóra**

Potenciální přirozenou vegetací jsou zde panonské teplomilné doubravy na spraších asociace *Quercetum-Pubescenti roboris*, které by zřejmě v mezofilnějších partiích na úpatích svahů přecházely spíše do prvosenkových panonských dubohabřin *Primulo veris-Carpinetum*. Současná vegetace je představována škálou různých sukcesních fází několika typů sekundární travinobylinné vegetace. Značný podíl vegetace je popsitelný jako mnohdy obtížně rozlišitelné přechody mezi subpanonskými a panonskými stepními trávníky. Na mladších terasách se však vyskytují porosty s jednoznačnou dominancí druhů nepůvodních. Jedinečným prvkem je však v rámci celého území přítomnost nízkých xerofilních křovin s mandloní nízkou (*Amygdalus nana*). Ječmeniště tak představuje jednu z pouhých tří lokalit tohoto kriticky ohroženého druhu v ČR. Jako sukcesní fáze následná po travinobylinné vegetaci na opuštěných zbytcích pastvin jsou značným podílem zastoupeny také vysoké mezofilní a xerofilní křoviny. Antropicky pozměněné a degradující typy vegetace jsou nejčastěji zastoupeny akátovými porosty a ruderalní bylinnou vegetací. Botanická inventarizace z roku 2008 potvrdila výskyt 232 taxonů vyšších rostlin. Z tohoto počtu je ovšem kolem 15 druhů neofytů. Celkem 16 taxonů je zvláště chráněných – 3 v kategorii kriticky ohrožené, 9 v kategorii silně ohrožené a 4 v kategorii ohrožené. Celkem 50 taxonů je ovšem vedeno v Černém a červeném seznamu cévnatých rostlin ČR. Do kategorie kriticky ohrožených druhů (C1) dle červeného seznamu jsou řazeny mandloň nízká (*Amygdalus nana*), pampeliška pozdní (*Taraxacum serotinum*), Iněnka Dollinerova (*Thesium dollineri*), z druhů stojících mimo vyhlášku 395/1992 Sb. pak především žitňák hřebenitý (*Agropyron pectinatum*), pro nějž Ječmeniště představuje jedinou známou recentní lokalitu v ČR. Dále pak trýzel rozkladitý (*Erysimum repandum*), jablečník cizí (*Marrubium peregrinum*), záraza písečná (*Orobanche arenaria*), záraza namodralá (*Orobanche coerulescens*) a dejvovec velkoplodý (*Caucalis platycarpus*). Ze skupiny silně ohrožených druhů (C2) je třeba zmínit početně mimořádnou populaci topolovky bledé (*Alcea biennis*). Zmínit je třeba také kosatec nízký (*Iris pumila*), který roste pouze v původní zachovalé vegetaci pastviny (L & F, LÖW & spol., s. r. o. a Atelier FONTES, s. r. o., 2009).

Vysoký je i faunistický význam území, a to především co se týče některých skupin bezobratlých. Lokalita se dle výsledků inventarizace řadí k nejvýznamnějším entomologickým lokalitám na Znojemsku. Řada ohrožených druhů je zde vázána na obnažovaná a narušovaná místa, stepní i ruderální společenstva. Inventarizace prokázala výskyt 495 druhů brouků, 33 druhů motýlů a 7 druhů rovnokřídlého hmyzu. Z druhů zvláště chráněných byl prokázán výskyt kriticky ohrožené kudlanky nábožné (*Mantis religiosa*), silně ohrožených motýlů lišaje pupalkového (*Proserpinus proserpina*), martináče hrušňového (*Saturnia pyri*) a ohrožených prskavců rodu *Brachinus* (*Brachinus crepitans* a *Brachinus expulso*), střevlíků (*Carabus scheidleri* a *Carabus ullrichi*), svižníka (*Cicindela campestris*) a majek (*Meloe proscarabaeus*, *Meloe scabriusculus*, *Meloe rugosus*, *Meloe uralensis*) – nejzápadnější výskyt v ČR. Z významných druhů brouků byl dále zjištěn střevlík *Licinus cassideus* – reliktní druh vázaný na měkkýše, kvapník *Harpalus flavicornis* – stepní druh zjištěný v ČR pouze na Dunajovických kopcích, na Ječmeništi dosahuje západní hranice rozšíření a *Harpalus zebroides* (stepní druh vyhledávající především strmé svahy s řídkou vegetací), brouci *Ochodaeus chrysomeloides*, a *Codocera ferrugineum* – pro *Codocera ferrugineum* je Ječmeniště jedinou lokalitou v ČR, nosatcovití brouci *Mesotrichapion amethystinum*, *Psallidium maxillosum* – stepní druh známý v ČR jen z Mikulovska a Znojemska, na Ječmeništi nejbohatší populace v ČR, *Phrydiuchus augusti* – vzácný druh sprašových stepí, žije na šalvějích, na Ječmeništi na okraji areálu. Ve srovnání s mimořádnou druhovou diverzitou brouků je fauna denních motýlů poměrně chudá. K nejvýznamnějším druhům denních motýlů patří vzácný, mizející modrásek jetelový (*Polyommatus bellargus*). Lze předpokládat, že při další realizaci managementu dojde k novým nálezům. Z významných druhů nočních motýlů lze zmínit početný výskyt martináče hrušňového (*Saturnia pyri*) a ojedinělý výskyt lišaje pupalkového (*Proserpinus proserpina*) (Křivan, 2008). Během ornitologického průzkumu bylo zjištěno 59 druhů ptáků, z čehož většina na sledovaném území hnízdí. Mimořádný význam má výskyt sýčka obecného (*Athene noctua*), který zde hnízdí ve volné krajině. Jde o jediné hnízdiště tohoto typu na Znojemsku. Ječmeniště je dále pravidelným zimovištěm kalouse pustovky (*Asio flammeus*) v počtu až desítek jedinců – jedná se o nejpočetněji obsazované zimoviště tohoto druhu v ČR. Za zmínku stojí také hnízdiště vlhy pestré (*Merops apiaster*) ve stěnách strží mezi terasami. Lokální až regionální význam má území také v početné populaci pěnice vlašské (*Sylvia nisoria*), ůhýka obecného (*Lanius collurio*) a brambornička černohlavého (*Saxicola torqu-*

tus). Z území je znám také výskyt sysla obecného (*Spermophilus citellus*) (L & F, LÖW & spol., s. r. o. a Atelier FONTES, s. r. o., 2009).

## **Péče a ochrana**

Do budoucna je vhodné, aby se na území podařilo obnovit jeho extenzivní využívání. Přijatelné a žádoucí je zavedení pastvy ovcí a koz. Je zjevné, že pastva je optimálním managementem pro celé území, protože dlouhodobě blokuje přirozenou sukcesi a zajišťuje dostatek volných a narušovaných plošek. Pastvu je ovšem možné občas prostřídat překosením. Dalším problémem je výrazný podíl porostů invazních druhů dřevin, které je nutno postupně likvidovat. Jako jednu z priorit lze označit úplné potlačení výmladnosti kustovnice cizí (*Lycium barbarum*) v lokalitě mandloně. Při likvidaci trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) a pajasanu žláznatého (*Ailanthus altissima*) je nutné se v první fázi soustředit na porosty zasahující do kvalitnějších stepních společenstev. Nicméně cílovým stavem je úplné odstranění těchto druhů z území. Dalším potřebným opatřením je postupná redukce náletových dřevin na většině území přírodní památky. Naopak žádoucí je zlepšení využívání ovocných dřevin a jejich obnova s použitím tradičních odrůd. Na některých místech (např. plochy velkých teras ve východní části území) přichází v úvahu i výsadba vinice či jiné využívání (L & F, LÖW & spol., s. r. o. a Atelier FONTES, s. r. o., 2009).

Dlouhodobým cílem ochrany je zajištění existence a regenerace zachovalých xerothermofilních společenstev a zajištění trvalé existence populací zde žijících, chráněných, ohrožených a jinak významných druhů. Stejně tak je důležité zajištění přítomnosti raných sukcesních stádií – obnažených ploch se sporadickou vegetací či mladých úhorů s výskytem unikátních druhů vázaných na toto prostředí. Ochranu a regeneraci veškerých zmíněných společenstev je třeba zajistit v komplexnosti jejich rostlinné i živočišné složky. Zachování těchto fenoménů je podmíněno blokováním nežádoucí sukcese a eliminací rušivých a destruktivních antropogenních vlivů (L & F, LÖW & spol., s. r. o. a Atelier FONTES, s. r. o., 2009).

## 4.3 Hnanice

### Charakteristika

Obec hnanice se nachází zhruba 7 km jižním směrem od Znojma. Lokalita leží na linii styku Českého masivu, který reprezentují biotické diority a granodiority dyjského masivu a mořských písčitojílovitých sdimentů karpatské předhlubně. V období mladších třetihor bylo území členitým mořským pobřežím se zátokou, do níž přitékala řeka. Zdvihem pevniny a ustoupením moře došlo k erozi a částečnému rozplavení sedimentů. V chladném období čtvrtohor došlo také za přispění větrných bouří k vytvoření sprašových akumulací (Obec Hnanice, 2015). Půdním typem je zde černozem. Lokalita je součástí geomorfologického celku Jevišovská pahorkatina, podcelku Znojemská pahorkatina, okrsku Šatovská pahorkatina (Agentura ochrany přírody a krajiny, 2006).

Nadmořská výška lokality se pohybuje v rozmezí 285 – 300 m (Obec Hnanice, 2015). Průměrný roční úhrn srážek se pohybuje do 550 mm za rok (Český hydrometeorologický úřad, 2015). Území spadá do teplé oblasti T2 (Quitt, 1971).

### Fauna a flóra

Přibližně 400 metrů od místa, kde byly rozmístěny zemní pasti se nachází přírodní památka Fládnitzské vřesoviště. Tato lokalita je cenná zejména výskytem xerothermních travinobylinných společenstev se vzácnými druhy rostlin a živočichů stepního charakteru. Vřesoviště jsou charakterizována přítomností vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), kručinky chlupaté (*Genista pilosa*), psinečku tuhého (*Agrostis vinealis*), ostřice nízké (*Carex humilis*), kostřavy ovčí (*Festuca ovina*), metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*). Ze vzácnějších druhů se dále vyskytují například: česnek žlutý (*Allium flavum*), kavyl vláskovitý (*Stipa capillata*), lnice kručinkolistá (*Linaria genistifolia*), zvonek moravský (*Campanula moravica*), prasetník plamatý (*Hypochaeris maculata*), zahořanka žlutá (*Orphantha lutea*), mochna písečná (*Potentilla arenaria*), hlaváč šedavý (*Scabiosa canescens*), sesel sivý (*Seseli osseum*), lněnka lnolistá (*Thesium linophyllum*), mateřídouška časná (*Thymus praecox*). Zvláště chráněné druhy reprezentují křivatec český (*Gagea bohemica*), koniklec velkokvětý (*Pulsatilla grandis*), smil písečný (*Helichrysum arena-rium*), vstavač kukačka (*Orchis morio*), kosatec nízký (*Iris pumila*), divizna brunátná (*Verbascum phoeniceum*).



Živočichy pak zastupuje například kudlanka nábožná (*Mantis religiosa*), ještěrka zelená (*Lacerta viridis*) nebo užovka hladká (*Coronella austriaca*) (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 2006).

### **Péče a ochrana**

Porosty na vřesovištích jsou dlouhodobě ohroženy zarůstáním expanzivními druhy trav – ovsíkem vyvýšeným (*Arrhenatherum elatius*) a třtinou křovištní (*Calamagrostis epigeios*). Pro zachování charakteru lokality na ní proto v současnosti probíhá řízená pastva ovci. K pravidelným zásahům patří kosení porostů třtiny křovištní, popř. ovsíku vyvýšeného nebo výřez keřů (Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 2006).

## 5 METODIKA

Sběr pavouků na určených lokalitách probíhal pomocí zemních pastí zalitých formaldehydem. Konzervační látka – 4 % roztok formaldehydu, byla pravidelně doplňována při každém výběru. Všechny pasti byly na lokalitách Hnanice, Peklo u Šatova a PP Ječmeniště umístěny na předem připravená stanoviště dne 8. 5. 2014. Výběr pastí probíhal celkem šestkrát a to v následujících dnech: 5. 6. 2014, 3. 7. 2014, 1. 8. 2014, 30. 8. 2014, 27. 9. 2014, a 25. 10. 2014. V další části práce musel být materiál roztříděn, jelikož obsahoval velké množství živočichů (brouci, ploštice, rovnokřídlí, blanokřídlí, dvoukřídlí, plazi, obojživelníci), kteří nebyli cílovou skupinou této diplomové práce. Tento roztříděný materiál byl pak popsán a zakonzervován denaturovaným alkoholem (70 %) do uzavíratelných ZIP sáčků a cílová skupina – slíd'ákovití pavouci byli pomocí stejné konzervační látky umístěni do uzavíratelných plastových zkumavek. V další části práce byl tento získaný materiál determinován řešitelem práce za pomoci vedoucího práce, pana Ing. Vladimíra Huly Ph.D. Ještě před samotnou determinací musel být tento materiál přebrán na juvenilní a adultní jedince. Aby bylo provedení determinace úspěšné, provádí se pouze u adultních (dospělých) jedinců. Samotná determinace se u pavouků provádí pomocí pohlavních orgánů (tvar samčího bulbusu a samičí epigyne), proto tuto metodu nelze využít u juvenilních jedinců, kteří nemají pohlavní orgány ještě dostatečně vyvinuty a jsou tak z determinace vyloučeni. Determinace pak byla provedena pomocí arachnologické literatury (Roberts, 1995, Almquist, 2005).

Získané údaje byly dále statisticky vyhodnoceny pomocí jednofaktorové analýzy rozptylu (ANOVA) v programu STATISTICA verze 12.0.

### 5.1 Rozmístění zemních pastí

#### Přírodní památka Ječmeniště – linie č. 1

Linie pastí byla umístěna ve svahu orientovaném na jih. Počátek linie byl zvolen na levé straně svahu, konkrétně na jeho horním okraji, kde bylo koncem měsíce srpna provedeno kosení. Zemní pasti byly od sebe rozmístěny v rozmezí tří metrů. Levá strana svahu byla tvořena velmi sypkým substrátem, který při déletrvajícím či přívalovém dešti způsoboval zaplavování pastí. Pasti byly umístěny do nezapojeného, nízkého porostu. Všechny tři pasti se zároveň nacházely v blízkosti lesního okraje. Pokryvnost vegetací představovala 25 %. Dominantní rostlinou zde byl *Lotus corniculatus*.

### **Přírodní památka Ječmeniště – linie č. 2**

Linie pastí byla umístěna ve svahu orientovaném jižním směrem. Začátek linie byl zvolen uprostřed svahu na jeho horním okraji, kde bylo v měsíci srpnu provedeno částečné pokosení. Linie začínala v mírně zapojeném keřovém porostu a pokračovala kolmo na svah ke spodnímu okraji, kde končila v drobném nezapojeném podrostu. Pokryvnost vegetací činila 40 %. Hojně zde byly zastoupeny druhy rodu *Artemisia* a zejména ve spodních částech linie pak dominovala *Capsella bursa-pastoris*.

### **Přírodní památka Ječmeniště – linie č. 3**

Linie zemních pastí byla rozmístěna v jižně exponovaném svahu. Počátek linie byl umístěn na pravé straně svahu. Jako počátek linie byl zvolen horní okraj svahu s hustě zapojeným porostem, kde následně linie pokračovala kolmo na svah do paty svahu. Pasti byly v horní části umístěny do keřového porostu s dominantním zastoupením křovin rodu *Prunus*. V nižších partiích této linie byly ještě rozšířeny nálety keře *Rubus fruticosus*.

### **Hnanice – linie č. 1**

Zemní pasti byly rozmístěny na levém okraji svahu exponovaného jižním směrem. Linie pastí byla umístěna od horního okraje kolmo na svah, kdy pasti od sebe byly umístěny po 1,2 metrech. Svah byl tvořen nízkým travním porostem, který nebyl kosen. Z rostlin zde byla ve větší míře zastoupena čeleď *Geraniaceae*. Pokryvnost vegetací do 30 %.

### **Hnanice – linie č. 2**

Zemní pasti byly umístěny do linie uprostřed svahu. Pasti byly rozvrženy po 1,2 metrech kolmo na svah, kde na jeho spodním okraji převažoval mírně zapojený porost a směrem k hornímu okraji se porost postupně rozvolňoval. Pokryvnost vegetací činila 45 %. V podrostu převažoval druh *Arrhenatherum elatius* a *Vicia cracca*, hojněji zastoupen byl i druh *Thlaspi arvense*.

### **Hnanice – linie č. 3**

Linie zemních pastí byla rozvržena na pravém okraji svahu, kde jednotlivé pasti byly od sebe umístěny po 1,2 metrech. Na horním okraji byla první past umístěna do keřového porostu, kde dominovaly keře rodu *Prunus* a porost zde byl celkově hustě zapojen. Linie dále pokračovala svahem níže dolů. V podrostu bylo četné zastoupení druhu *Stellaria holostea*.

### **Peklo u Šatova – linie č. 1**

Linie pastí byla umístěna v jižně orientovaném svahu. Pokryvnost vegetací činila 20 %. Dominantní rostlinou zde byla *Globularia cordifolia* a *Salvia nemorosa*. V hojném počtu se zde vyskytovaly také rostliny rodu *Artemisia*.

### **Peklo u Šatova – linie č. 2**

Linie zemních pastí byla umístěna ve svahu, kde pokryvnost vegetací představovala 40 %. Přítomny v této linii byly keře *Rosa canina* a travina *Arrhenatherum elatius*.

### **Peklo u Šatova – linie č. 3**

Pasti v této linii byly umístěny do porostu tvořeného keři rodu *Prunus*. Mimo to se zde vyskytovaly i keře *Rosa canina* a *Rubus fruticosus*. Vegetační pokryv bylinného patra byl nízký. Zápoj koruny představoval 100 %. Vinice pod i nad terasou byly zatravněny směsí podporující motýly. Dominoval zde *Onobrychis viciifolia*, *Vinca minor* a *Lotus corniculatus*.

## 6 VÝSLEDKY

### 6.1 Zhodnocení dosažených výsledků

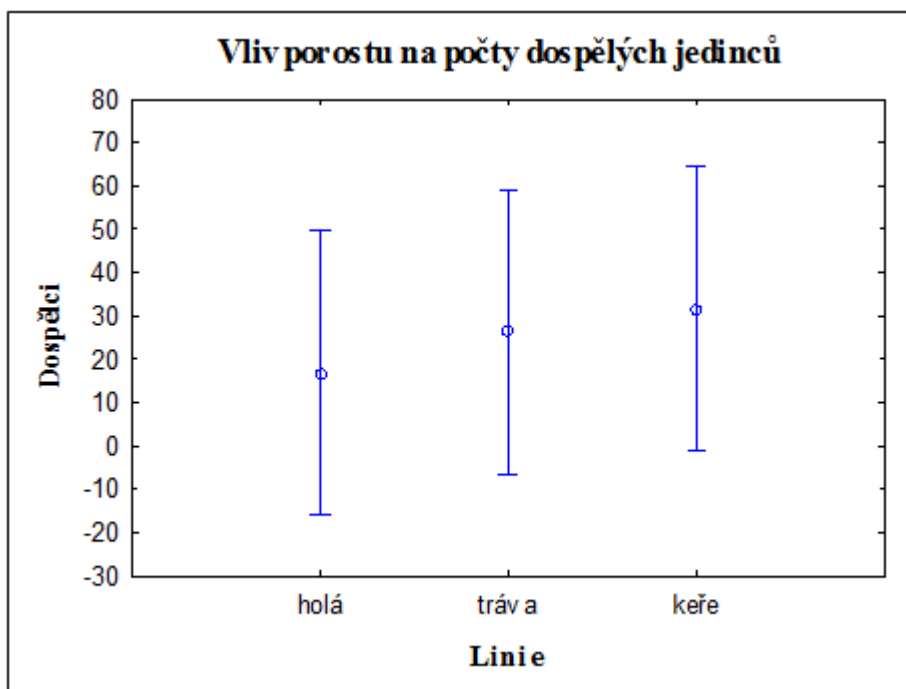
Celkově bylo během období 8. 5. 2014 – 25. 10. 2014, kdy sledování probíhalo odchyceno na třech lokalitách 322 slíďákovitých pavouků. Z toho bylo 223 dospělých jedinců a 99 juvenilních jedinců. Zaznamenáno bylo celkem 16 druhů náležejících do 5 rodů, a to *Alopecosa*, *Aulonia*, *Pardosa*, *Trochosa* a *Xerolycosa*. Celkové počty slíďákovitých pavouků na jednotlivých lokalitách jsou zaznamenány do tabulky č. 1 v přílohách. Poměrně nízký počet odchycených jedinců je způsoben suchým létem s nízkým úhrnem srážek.

Nejvíce zaznamenaných dospělých jedinců bylo při prvních dvou výběrech pastí, a to v termínu od 8. 5. do 3. 7. 2014, a to celkem 199 kusů z 223 celkově odchycených adultních jedinců. Poté se počet dospělých jedinců snižoval, a při posledních dvou odběrech v termínu od 30. 8. do 25. 10. bylo zaznamenáno celkově pouze 5 kusů adultních jedinců. To je způsobeno tím, že počátkem léta dosahují pavouci většinou dospělosti a na svět přichází noví potomci. Naopak v průběhu léta, kdy většinou samci po rozmnožování umírají, dochází k postupnému úbytku dospělých jedinců a ve větší míře se začínají objevovat juvenilní jedinci.

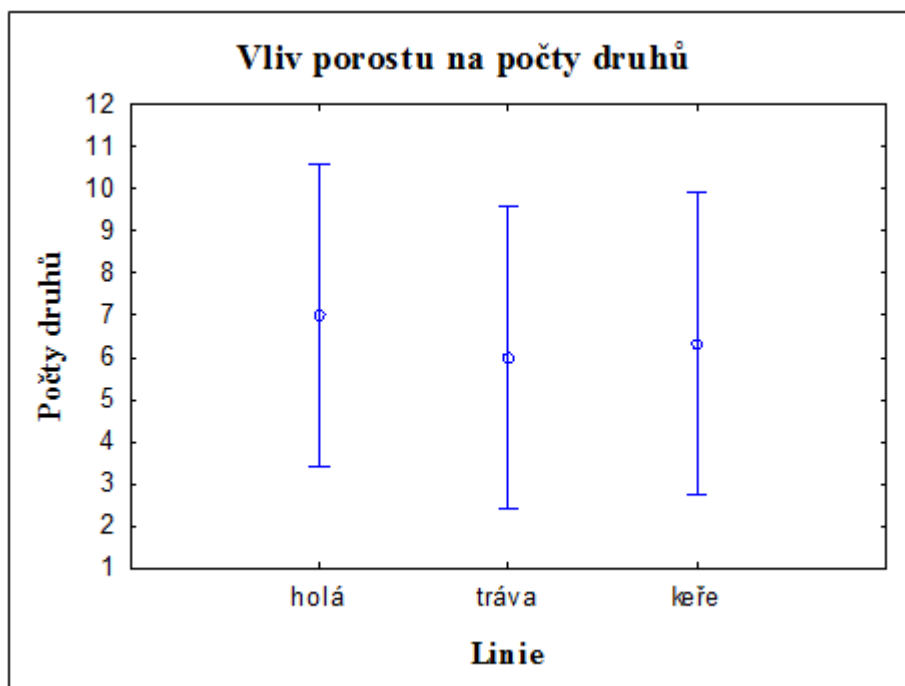
Celkově nejhojněji zaznamenaným druhem byl druh *Pardosa agrestis* se 73 odchycenými kusy. 69 ze 73 jedinců však bylo odchyceno na lokalitě Peklo u Šatova, na lokalitě Hnanice byly zaznamenány 4 kusy a na lokalitě PP Ječmeniště dokonce žádný jedinec. Druhým nejčastějším druhem byl obecně hojný pavouk *Pardosa lugubris* s 56 zaznamenanými jedinci. Tento druh byl ve více než polovině případů zaznamenán v liniích s významným zastoupením keřů, což poměrně dobře koresponduje s jeho ekologickými nároky na prostředí. Celkem početně zastoupen byl i druh *Pardosa bifasciata* s 21 zaznamenanými jedinci. V české republice se totiž jedná o málo rozšířený xerothermní druh, který se v hojnějším počtu vyskytuje pouze v teplých oblastech, kam však spadají i lokality, na nichž sběr probíhal. Na lokalitě PP Ječmeniště však tento pavouk zaznamenán nebyl. Hojněji zastoupen byl ještě druh *Pardosa alacris* se 17 jedinci, což je typický lesostepní druh, jehož výskyt je však běžný na většině xerothermních lučních lokalit a lesních okrajích. U všech ostatních odchycených druhů byl počet jedinců nižší než 10. U dvou druhů, a to konkrétně *Trochosa terricola* a *Xerolycosa nemoralis* se jednalo o nález pouze jednoho jediného jedince. Je s podivem, že zrovna u těchto dvou

druhů byl nalezen tak nízký počet jedinců, jelikož se v České republice jedná o velmi hojný druh.

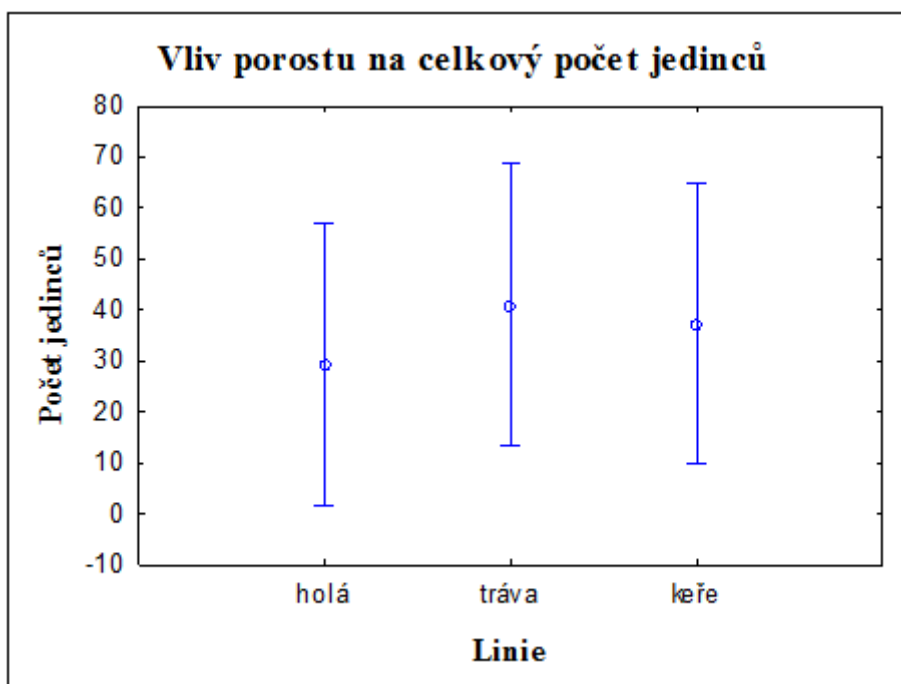
## 6.2 Vliv typu stanoviště na počty jedinců a druhů slíd'áků



Graf č. 1: Vliv porostu na počty dospělých jedinců



Graf. č. 2: Vliv porostu na počty druhů



**Graf č. 3:** *Vliv porostu na celkový počet jedinců*

Z grafu č. 1 vyplývá, že nejvíce dospělých jedinců bylo odchyceno v liniích keřů ( $F= 30,95969$ ,  $p=0,001427$ ). Graf č. 2 ukazuje, že nejvíce druhů pak bylo zaznamenáno na liniích holých ( $F= 58$ ,  $p= 0,000267$ ). Graf č. 3 poukazuje na celkový počet dospělých jedinců včetně těch juvenilních. Těch bylo celkem zaznamenáno 123 v travnatých liniích, kde pokryvnost vegetace činila 40 – 45 %. V keřové linii se jednalo o 111 jedinců a na holých liniích, kde pokryvnost vegetace byla do 30 %, potom součet činil 88 slíďákovitých pavouků ( $F= 30,24906$ ,  $p= 0,001515$ ).

### 6.3 Komentovaný seznam odchycených druhů

K charakterizování jednotlivých druhů slíďákovitých pavouků byly použity následující zdroje: Buchar a Růžička (2002), Buchar a Kůrka (2001), Machač (2010), Harvey a kol. (2002). Údaje týkající se výskytu jednotlivých druhů v rámci Evropy jsou převzaty z databáze Fauna Europaea (Van Helsdingen, 2013). Další zdroje, ze kterých bylo čerpáno, mimo výše jmenované, jsou potom uvedeny přímo v textu.

Rozšíření druhů v rámci České republiky je převzato z online databáze České arachnologické společnosti (2015). K vybraným druhům jsou přiřazeny pro ilustraci také fotografie a mapa výskytu na území České republiky v podobě faunistických čtverců. Mapa je takto rozdělena na 204 mapových čtverců. Žlutými čtverci jsou vykresleny

druhy zaznamenané v období mezi roky 1791 – 1950, zelenými mezi lety 1951 – 2011, modrými pak roky 1791 – 2011 a fialové značí období mezi roky 2000 – 2011. Černý čtverec značí vlastní nález na viniční terase v Hnanicích. Červený pak mnou zaznamenaný výskyt na viniční terase přírodní památky Ječmeniště a šedý na terase vinice Peklo u Šatova.

### ***Alopecosa accentuata* (Latreille, 1817)**

Syn.: *Lycosa accentuata*, *Tarentula accentuata*

Český název: slíďák úhorní

Areál rozšíření: západopalearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 500

Počet mapových čtverců: 65

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Větší druh o délce těla 7 – 1,2 mm. Hlavohruď je poměrně široká s nevýrazným středovým pruhem. Zadeček oválný se středovým proužkem a šipkovitou kresbou. Zbarvení se pohybuje od světle hnědé až po hnědošedé jedince. Samci mají zbarvení více kontrastní. Nohy jsou hnědošedé.

Výskyt: Tento slíďák obývá různé osluněné biotopy, zejména stepní trávníky, lesostepi, suché stráně a druhotně také lomy a úhory. Na vhodných lokalitách se vyskytuje početně. S dospělci se setkáme již od časného jara a poté na podzim. Na přelomu dubna a května nosí samice kulovitý kokon. Přezimují mladí jedinci, kteří dospívají na jaře.

Výskyt v Evropě: Albánie, Belgie, Bělorusko, Belgie, Bulharsko, Francie, Itálie, Lichtenštejnsko, Maďarsko, Makedonie, Moldávie, Německo, Polsko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Sardinie, Slovensko, Španělsko, Švýcarsko, Ukrajina

Vlastní nálezy: Hnanice: 1 x (3. 7. – 1. 8.), přírodní památka Ječmeniště: 2 x (5. 6. – 3. 7.), Peklo u Šatova: 1 x (5. 6. – 3. 7.)

### ***Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757)**

Syn.: *Lycosa pulverulenta*, *Lycosa vorax*

Český název: slíďák šedý

Areál rozšíření: transpalearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 900 – (1500)



Počet mapových čtverců: 167

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum, (oreofytikum)

Popis: Samci dosahují velikosti 7 mm, samice 7,5 – 11 mm.

Výskyt: Jedná se o druh s širokou ekologickou valencí. Vyskytuje se na velkém množství otevřených stanovišť včetně vřesovišť, pastvin, rašelinišť starých lomů a jam. Vyskytuje se v nížinách, ale i v horských oblastech, až do nadmořské výšky 1500 m.

Výskyt v Evropě: Andorra, Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, Dánsko, Estonsko, Finsko, Francie, Irsko, Itálie (pevnina), Korsika, Kréta, Litva, Lichtenštejnsko, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Moldávie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Sardinie, Severní Irsko, Slovensko, Slovinsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Nálezy: Hnanice: 2 x (1 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 5. 6. – 3. 7.), přírodní památka Ječmeniště: 4 x (2 x 5. 6. – 3. 7., 2 x 3. 7. – 1. 8.), Peklo u Šatova 1 x (5. 6. – 3. 7.)

### ***Alopecosa trabalis* (Clerck, 1757)**

Syn.: *Lycosa trabalis*, *Trochosa trabalis*

Český název: slíďák křovinný

Areál rozšíření: palearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 600

Počet mapových čtverců: 61

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Tento druh může dosahovat velikosti až 15 mm.

Výskyt: Jeho výskyt je soustředěn zejména v lesostepích, kamenitých stepích, ale nalézt lze i na křovinatých pasekách nebo okrajích světlých lesů. V podmínkách střední Evropy je tento druh poměrně rozšířený.

Výskyt v Evropě: Albánie, Andora, Belgie, Bělorusko, Bulharsko, ČR, Chorvatsko, Dánsko, Estonsko, Finsko, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko, Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko (pevnina), Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina

Vlastní nálezy: Hnanice: 2 x (1 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 5. 6. – 3. 7.), přírodní památka Ječme-  
niště: výskyt nezaznamenán, Peklo u Šatova: výskyt nezaznamenán

***Aulonia albimana* (Walckenaer, 1805)**

Syn.: –

Český název: slíd'ák černobílý

Areál rozšíření: extramediteránní areál

Nadmořská výška: 200 – 600

Počet mapových čtverců: 145

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Jedná se o nejmenší slíd'ákovitý druh pavouků u nás (Košulič, 2010). Jeho veli-  
kost dosahuje 3 – 4,5 mm. Tělo je zbarvené do tmavě hnědé až černé barvy. Nohy jsou  
zbarveny do světle hnědé barvy. Pately makadel jsou vždy bílé.

Výskyt: Tento druh vyhledává rozličná stanoviště. Jeho výskyt je zaznamenáván od  
nížin až po hory. Častější je však na vlhčích lokalitách (Košulič, 2010). Jedná se o druh  
s noční aktivitou, který se přes den schovává v různých úkrytech, kde vytváří drobné  
síťky, které připomínají pavučiny pokoutníků.

Výskyt v Evropě: Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Finsko, Francie (pev-  
nina), Itálie (pevnina), Korsika, Litva, Lichtenštejnsko, Lotyšsko, Lucembursko, Ma-  
ďarsko, Makedonie, Moldávie, Německo, Polsko, Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko  
(pevnina), Slovensko, Slovinsko, Španělsko (pevnina), Švédsko, Švýcarsko, Velká Bri-  
tánie, Ukrajina

Vlastní nálezy: Hnanice: 3 x (2 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 5. 6. – 3. 7.), přírodní památka Ječme-  
niště: 1 x (8. 5. – 5. 6.), Peklo u Šatova: 1 x (8. 5. – 5. 6.)

***Pardosa agrestis* (Westring, 1861)**

Syn.: *Lycosa agrestis*

Český název: slíd'ák rolní

Areál rozšíření: palearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 500

Počet mapových čtverců: 70

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Samci dosahují velikosti 4,5 – 5 mm, samice 5 mm.

Výskyt: Poměrně hojný nelesní druh, který se vyskytuje na ruderálních biotopech, kterými jsou například orané plochy, pastviny, zaplavované louky, atd.

Výskyt v Evropě: Albánie, Andorra, Azory, Belgie, Bělorusko, Bosna a Hercegovina, Bulharsko, ČR, Dánsko, Estonsko, Faerské ostrovy, Finsko, Francie, Gibraltar, Irsko, Itálie, Island, Korsika, Kréta, Kypr, Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Madeira, Makedonie, Malta, Moldávie, Monako, Německo, Nizozemí, Polsko, Portugalsko, Rakousko, Rumunsko, Řecko, San Marino, Sardinie, Severní Irsko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Vatikán, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice 4 x (3 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 1. 8. – 30. 8.), přírodní památka Ječmeniště: výskyt nezaznamenán, Peklo u Šatova: 69 x (19 x 8. 5. – 5. 6., 20 x 5. 6. – 3. 7., 24 x 3. 7. – 1. 8., 6 x 1. 8. – 30. 8.)

### ***Pardosa alacris* (C. L. Koch, 1833)**

Syn.: *Lycosa alacris*, *Lycosa silvicultrix*

Český název: slíďák hájový

Areál rozšíření: extramediteránní areál

Nadmořská výška: 200 – 500

Počet mapových čtverců: 56

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, (mezofytikum)

Popis: Samice dosahuje velikosti 4,9 mm a samec 4,5 mm.

Výskyt: Tento druh se hojně vyskytuje v dobře prosvětlených opadavých lesních porostech, kde vyhledává opadané listí. Je typickým lesostepním druhem, objevujícím se na většině xerothermních lučních lokalit a lesních okrajích.

Výskyt v Evropě: Albánie, Belgie, Bulharsko, ČR, Estonsko, Finsko, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Lichtenštejnsko, Lotyšsko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Nizozemí, Polsko, Rakousko, Rumunsko, Rusko, Slovensko, Slovinsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina

Vlastní nálezy: Hnanice: 12 x (4 x 8. 5. – 5. 6., 5 x 5. 6. – 3. 7., 2 x 3. 7. – 1. 8., 1 x 1. 8. – 30. 8.), přírodní památka Ječmeniště: 5 x (3 x 8. 5. – 3. 6., 1 x 1. 8. – 30. 8., 1 x 30. 8. – 27. 9.), Peklo u Šatova: výskyt nezaznamenán

### ***Pardosa bifasciata* (C. L. Koch 1834)**

Syn.: *Lycosa bifasciata*

Český název: slíd'ák dvoupruhý

Areál rozšíření: extramediteránní areál

Nadmořská výška: 200 – 500

Počet mapových čtverců: 36

Ohrožení: –

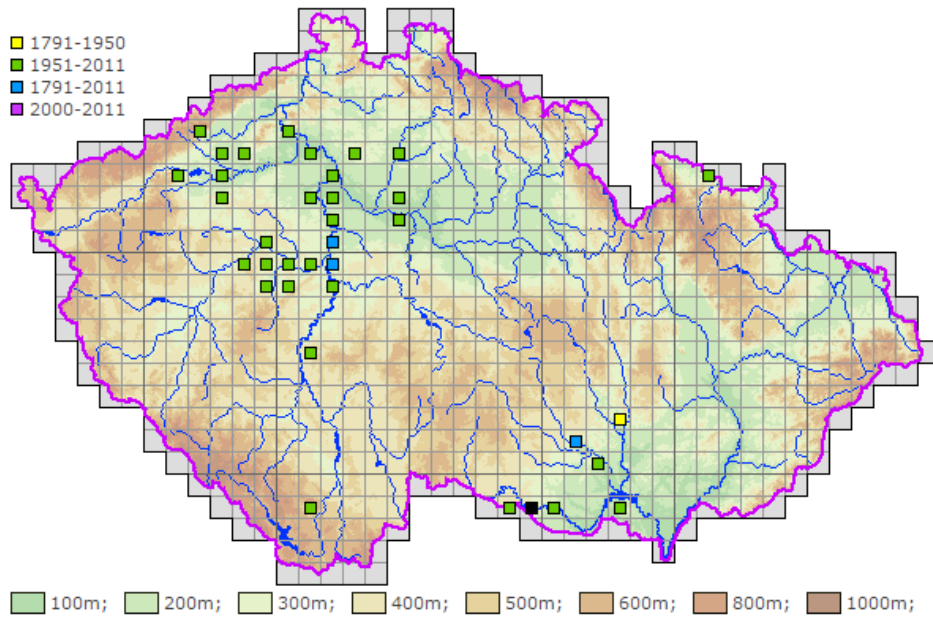
Fytogeografická oblast: termofytikum

Popis: Drobný druh slíd'áka, velikost těla okolo 5 mm (hlavohruď 2,5 – 2,7 mm). Hlavohruď je hruškovitá, světle hnědě až žlutavě zbarvená s dvěma tmavými podélnými pruhy, které se táhnou až k chelicerám. Zadeček oválný s dvěma tmavými proužky, které se směrem ke konci zadečku přibližují. Celkové zbarvení samců je tmavší. Tento druh je díky dvěma charakteristickým proužkům a světlým zbarvením jen těžko zaměnitelný. Začátkem léta můžeme vidět samice s poměrně velkým kokonem připevněným ke snovacím bradavkám.

Výskyt: Jedná se v České republice o málo rozšířený xerothermní druh, který je lokálně hojnější jen v teplých oblastech (střední Čechy, jižní Morava). Tento slíd'ák je vázán na suché teplomilné trávníky, stepi, písčiny a vřesoviště. Na vhodných lokalitách se vyskytuje ve větších počtech. V Německu je zařazen do Červeného seznamu ohrožených živočichů, v kategorii ohrožený (Bellman, 2006).

Výskyt v Evropě: Andora, Belgie, Bulharsko, ČR, Estonsko, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Lichtenštejnsko, Lotyšsko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Nizozemí, Polsko, Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Slovensko, Slovinsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina

Vlastní nálezy: Hnanice: 9 x (5 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 5. 6. – 3. 7., 2 x 3. 7. – 1. 8., 1 x 1. 8. – 30. 8.), přírodní památka Ječmeniště: výskyt nezaznamenán, Peklo u Šatova: 12 x (5. 6. – 3. 7.)



**Obr. č. 1:** Mapa výskytu pavouka *Pardosa bifasciata* (zdroj fotografie: Česká arachnologická společnost, 2015)



**Obr. č. 2 a č. 3:** Samička druhu *Pardosa bifasciata* (zdroj fotografie: Macek, 2005)

***Pardosa hortensis* (Thorell, 1872)**

Syn.: *Lycosa annulata*, *Lycosa. hortensis*

Český název: slíďák zahradní

Areál rozšíření: západopalearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 400

Počet mapových čtverců: 37

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum

Popis: Samice 4,5 – 6 mm, samec o něco menší s velikostí těla kolem 3,5 – 4,5 mm.

Výskyt: Poměrně hojný druh, který se vyskytuje v sadech, vinicích, zahradách, teplých okrajích lesů, na stepích či xerothermních svazích. Nalézt však lze i na pastvinách nebo vřesovištích.

Výskyt v Evropě: Albánie, Andora, Belgie, Bulharsko, ČR, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Kréta, Lichtenštejnsko, Litva, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Malta, Moldávie, Německo, Nizozemí, Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Sicílie, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: 1 x (8. 5. – 5. 6.), přírodní památka Ječmeniště: výskyt neza-  
znamenán, Peklo u Šatova: 3 x (8. 5. – 5. 6.)

### ***Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802)**

Syn.: *Lycosa chelata*, *Lycosa lugubris*

Český název: slíďák hajní

Areál rozšíření: transpalearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 800 – (1300)

Počet mapových čtverců: 234

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum, oreofytikum

Popis: Délka těla je 8 – 10 mm (hlavohruď u samců 2,5 mm, u samic 2,5 – 3,5 mm). Hlavohruď je tmavě hnědá se širokým světlým pruhem táhnoucím se středem. Zadeček je oválný světle hnědě zbarvený s nevýraznou kresbou. Nohy jsou zvláště u samců dlouhé, mají tmavý femur (stehno), zbytek nohy je světlý. Samice mají nohy hnědé s tmavým kroužkováním. Zbarvení samců je kontrastnější než u samic.

Výskyt: Slíďák hajní obývá světlé listnaté lesy (zejména doubravy a dubohabřiny) a jejich okraje. Najdeme ho i na lesostepích, mýtinách, podél lesních cest, na loukách a v parcích. Je to typický lesní epigeický pavouk. Již brzo na jaře vylézají tito slíďáci ze svých úkrytů a objevují se na výslunných místech. Páření probíhá od konce dubna, kdy samci vyhledávají samice a snaží se upoutat jejich pozornost zvedáním makadel s následným „bubnováním“ makadly do podkladu (většinou listového opadu). Ke konci května nosí samice šedavý kokon připředený ke snovacím bradavkám, který vystavuje slunečnímu svitu. Jakmile se z kokonu začnou líhnout mladí slíďáci, vylezou samici na

zadeček a ta je nějaký čas nosí. Mláďat bývá u tohoto druhu okolo 30. Jejich vývoj trvá přibližně asi rok.

Výskyt v Evropě: Albánie, Andora, Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Dánsko, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Korsika, Kréta, Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Malta, Moldávie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Sicílie, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie  
Vlastní nálezy: Hnanice: 24 x (7 x 8. 5. – 5. 6., 11 x 5. 6. – 3. 7., 3 x 3. 7. – 1. 8., 1 x 1. 8. – 30. 8., 1 x 30. 8. – 27. 9., 1 x 27. 9. – 25. 10.), přírodní památka Ječmeniště: 7 x (1 x 5. 6. – 3. 7., 4 x 3. 7. – 1. 8., 1 x 1. 8. – 30. 8., 1 x 30. 8. – 27. 9.), Peklo u Šatova: 25 x (24 x 8. 5. – 5. 6., 1 x (5. 6. – 3. 7.))

### ***Pardosa palustris* (Linné, 1758)**

Syn.: *Lycosa palustris*, *Pardosa tarsalis*

Český název: slíďák luční

Areál rozšíření: holarktický, extramediteránní areál

Nadmořská výška: 200 – 600 – (1600)

Počet mapových čtverců: 156

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum, oreofytikum

Popis: Jedná se o druh se světle až tmavě hnědým zbarvením, někdy až do černa. Zřetelné jsou také světle až tmavě hnědé skvrny (Harvey a kol., 2002). Samice dosahuje velikosti 5 – 6 mm, samec 6 – 7 mm.

Výskyt: Tento druh se hojně vyskytuje na otevřených prostranstvích, zejména na řídkce zarostlých až holých plochách. Nalézt lze také na vřesovištích, rašeliništích, pastvinách, loukách či na orných půdách. Tento slíďák je známý také pro svoji vynikající schopnost šířit se vzduchem, čímž si lze vysvětlit jeho dovednost kolonizovat například ornou půdu, ale i jiná narušená stanoviště.

Výskyt v Evropě: Albánie, Andora, Azory, Belgie, Bělorusko, Bosna a Hercegovina, Bulharsko, Estonsko, Faerské ostrovy, Finsko, Gibraltar, Irsko, Island, Kanárské ostrovy, Korsika, Kréta, Kypr, Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Madeira, Makedonie, Malta, Moldávie, Monako, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, San Marino, Sardi-

nie, Sicílie, Severní Irsko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko (pevnina), Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: 3 x (8. 5. – 5. 6.), přírodní památka Ječmeniště: výskyt nezaznamenán, Peklo u Šatova: 6 x (5. 6. – 3. 7.)

### ***Pardosa prativaga* (C. L. Koch 1870)**

Syn.: *Lycosa prativaga*

Český název: slíďák lužní

Areál rozšíření: palearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 800

Počet mapových čtverců: 115

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum

Popis a výskyt: *Pardosa prativaga* je charakteristická tmavě hnědou až černou barvou se světlejšími či tmavšími skvrnami. Dospělí jedinci dorůstají do velikosti 6 mm.

Tento druh se vyskytuje nejčastěji v otevřeném terénu, travních porostech, ruderalních plochách, vřesovištích, lesních mýtinách, starých lomech, u krajnic silnic, ale i na vlhkých místech, jako jsou např. hráze rybníka, močály, bažiny či rašeliniště.

Výskyt v Evropě: Albánie, Andora, Azory, Belgie, Bělorusko, Bosna a Hercegovina, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Dánsko (pevnina), Estonsko, Faerské ostrovy, Francie (pevnina), Gibraltar, Irsko, Island, Itálie (pevnina), Kanárské ostrovy, Kypr, Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Madeira, Makedonie, Malta, Moldávie, Monako, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina, ostrovy), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, San Marino, Sardinie, Sicílie, Slovensko, Slovinsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: výskyt nezaznamenán, přírodní památka Ječmeniště: výskyt nezaznamenán, Peklo u Šatova: 2 x (1 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 5. 6. – 3. 7.)

### ***Pardosa riparia* (C. L. Koch 1833)**

Syn.: *Lycosa cursoria*, *Lycosa riparia*

Český název: slíďák řemínkový

Areál rozšíření: transpalearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 1000 – (1400)



Počet mapových čtverců: 81

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum, oreofytikum

Popis: U dospělých jedinců tohoto druhu se projevuje pohlavní dimorfismus. Samci jsou menší a dosahují velikosti 4,6 mm, naproti tomu samice dorůstají až do velikosti 5,5 mm.

Výskyt: Jedná se o druh se širokou ekologickou valencí. Vyskytuje se zejména na suchých kamenitých stepích, zamokřených loukách či lesních mýtinách. Upřednostňuje zejména zachovalejší, antropogenní činnostmi nenarušené biotopy (Tanaka, 2007).

Výskyt v Evropě: Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Estonsko, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: 1 x (5. 6. – 3. 7.), přírodní památka Ječmeniště: výskyt neza-  
znamenán, Peklo u Šatova: 3 x (1 x 8. 5. – 5. 6., 1 x 5. 6. – 3. 7., 1 x 3. 7 – 1. 8.)

### ***Trochosa ruricola* (De Geer 1778)**

Syn.: *Lycosa ruricola*

Český název: slíďák drápkatý

Areál rozšíření: transpalearktický

Nadmořská výška: 200 – 500

Počet mapových čtverců: 124

Ohrožení: –

Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Obě pohlaví jsou tmavě zbarvená a na hlavohrudi mají charakteristický pruh, který se táhne až do svrchní části zadečku. Samci dosahují velikosti 10 mm, naproti tomu samice až 15 mm.

Výskyt: Tento druh vyhledává různé typy prostředí. Vyskytuje se na okrajích lesů, na loukách, březích toků, pod kameny či kládami, v příkopech, zahradách, oraných polích, ale i dalších místech, která jsou narušována člověkem.

Výskyt v Evropě: Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Dánsko, Estonsko, Francie (pevnina), Irsko, Itálie (pevnina), Korsika, Kréta, Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: výskyt nezaznamenaný, přírodní památka Ječmeniště: 1 x (8. 5. – 5. 6.), Peklo u Šatova: 7 x (3 x 8. 5. – 5. 6., 4 x 5. 6. – 3. 7.)

### ***Trochosa terricola* (Thorell 1856)**

Syn.: *Lycosa terricola*

Český název: slíd'ák zemní

Areál rozšíření: holarktický areál

Nadmořská výška: 200 – 800 – 1000

Počet mapových čtverců: 206

Ohrožení: –

Fytogeog. oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Délka těla 7 – 14 mm (hlavohrud' 3 – 5 mm). Hlavohrud' je tmavá se světle hnědým pruhem, který v přední části vytváří typickou „brylovitou skvrnu“. Zadeček je hnědý s nevýraznou kresbou a skvrnami. Samci jsou tmavěji zbarveni než samice. Nohy jsou poměrně krátké, robustní. Od ostatních druhů rodu *Trochosa* se liší drobným tělem, chybějící skvrnou na svrchní části abdomenu a také menší velikostí. Dožívá se až 4 let. Samice může mít i dva kokony za rok, které na rozdíl od většiny slíd'áků, nosí připředený ke snovacím bradavkám jen občas. Před vylíhnutím mláďat se s kokonem zahrabává a pečuje o něj v prostorné komůrce. Poté nosí mláďata jako většina slíd'áků nějaký čas na zadečku.

Výskyt: Slíd'ák zemní obývá různé lesní i nelesní biotopy. Nalézt ho lze v listnatých lesích, na lesních okrajích, na loukách, ale i v zahradách nebo parcích. Patří k velice hojným druhům. Žije na zemi pod listím, padlým dřevem nebo kameny. Zasahuje dokonce i na pole, orané plochy a jiné antropogenně narušené biotopy.

Výskyt v Evropě: Andora, Bělorusko, Bulharsko, Česká republika, Chorvatsko, Dánsko, Estonsko, Finsko, Itálie, Litva, Lichtenštejnsko, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Norsko, Polsko, Rakousko, Rusko, Rumunsko, Severní Irsko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko (pevnina), Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: výskyt nezaznamenan, přírodní památka Ječmeniště: 1 x (27. 9. – 25. 10.), Peklo u Šatova: výskyt nezaznamenan

***Xerolycosa miniata* (C. L. Koch 1834)**

Syn.: *Lycosa monista*, *Tarentula miniata*

Český název: slíďák červenavý

Areál rozšíření: palearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 500

Počet mapových čtverců: 49

Ohrožení: –

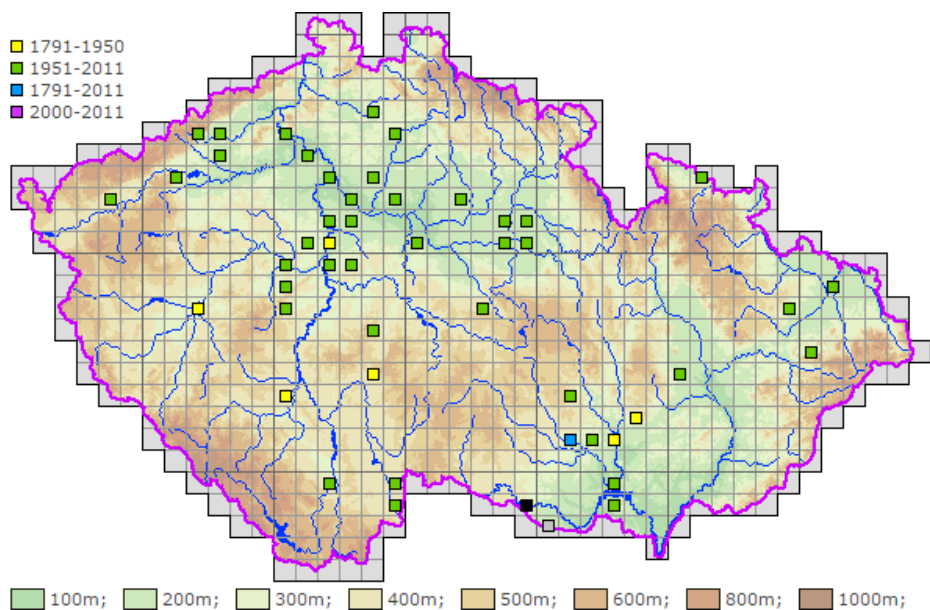
Fytogeografická oblast: termofytikum, mezofytikum

Popis: Samice dosahují v dospělosti velikosti 5 – 7,6 mm a mají světle zbarvenou hlavohruď s nevýrazným pruhem. Samci jsou menší a dosahují velikosti 4,7 – 5 mm a jsou zbarvení výrazněji a více do červena než samice.

Výskyt: Vyhledává zejména místa s nízkým vegetačním pokryvem a xerothermní luční biotopy. V oblibě má zejména prosluněné biotopy. V častých případech ho můžeme nalézt v místech s písčitém a méně úrodným podkladem (Bellmann, 2006).

Výskyt v Evropě: Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Dánsko (pevnina), Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Litva, Lotyšsko, Maďarsko, Makedonie, Moldávie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Slovensko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: 1 x (8. 5. – 5. 6.), přírodní památka Ječmeniště: výskyt nezaznamenan, Peklo u Šatova: 8 x (1 x 8. 5. – 5. 6., 7 x 5. 6. – 3. 7.)



**Obr. č. 4:** Mapa výskytu pavouka *Xerolycosa miniata* (zdroj fotografie: Česká arachnologická společnost, 2015)



**Obr. č. 5 a č. 6:** Vlevo samička a vpravo sameček druhu *Xerolycosa miniata* (zdroj fotografie: Macek, 2006)

### *Xerolycosa nemoralis* (Westring 1861)

Syn.: *Lycosa nemoralis*, *Tarentula nemoralis*

Český název: slíďák světlinový

Areál rozšíření: transpalearktický areál

Nadmořská výška: 200 – 700 – 1200

Počet mapových čtverců: 199

Ohrožení: –

Fytogeog. oblast: termofytikum, mezofytikum, oreofytikum

Popis: Středně velký druh slídáka o délce těla 4,5 – 5 mm (hlavohruď 2 – 3 mm). Hlavohruď s výrazným světlým středovým pruhem s hnědočerveným nádechem. Zadeček hnědošedý, někdy až hnědočervený. Zbarvení samců je výrazně kontrastní. Nohy jsou hnědošedé. Záměna je možná zejména s podobným slídákem červenavým (*Xerolycosa miniata*), který obývá xerothermní biotopy. Na první pohled jej lze zaměnit také se slídákem hajním (*Pardosa lugubris*) a blízce příbuznými druhy.

Výskyt: Jedná se o velmi hojný druh. Tento slídák je typickým obyvatelům okrajů lesů, zejména světlých doubrav, borů, ale i smrčín a smíšených lesů. Najdeme ho také na mýtinách, lesních světlínách a vřesovištích. S dospělci se setkáme v letních měsících, zejména v červenci. Samice a mláďata si vyhrabávají nehluboké nory, které příležitostně obývají zejména při svlékání.

Výskyt v Evropě: Andora, Belgie, Bělorusko, Bulharsko, Chorvatsko, ČR, Dánsko, Estonsko, Finsko, Francie (pevnina), Itálie (pevnina), Lichtenštejnsko, Litva, Lotyšsko, Lucembursko, Maďarsko, Makedonie, Německo, Nizozemí, Norsko (pevnina), Polsko, Portugalsko (pevnina), Rakousko, Rumunsko, Rusko, Řecko, Slovensko, Slovinsko, Španělsko, Švédsko, Švýcarsko, Ukrajina, Velká Británie

Vlastní nálezy: Hnanice: výskyt nezaznamenán, přírodní památka Ječmeniště: 1 x (8. 5. – 5. 6.), Peklo u Šatova: výskyt nezaznamenán

## 6.4 Vyhodnocení materiálu z jednotlivých lokalit

### Hnanice – 1. linie

Ve sledovaném období 8. 5. – 25. 10. 2014 bylo v této linii odchyceno celkem 33 slíďákovitých pavouků. Z toho dospělých bylo 22 jedinců a 11 juvenilního stadia. Z 22 dospělých pavouků bylo určeno celkem 11 druhů, což představuje nejvyšší počet zjištěných druhů ze všech lokalit i linií, které na nich byly umístěny.

Pasti na této lokalitě byly umístěny v nízkém, nekoseném travním porostu. Zhruba 400 metrů od této linie se nachází přírodní památka Fládnitzské vřesoviště. Odtud může na celou sledovanou lokalitu, nejenom na tuto konkrétní linii docházet k šíření celé škály živočišných druhů, včetně pavouků. Tím si lze vysvětlit výskyt několika druhů slíďákovitých pavouků, pro které představuje vřesoviště vhodné stanoviště.

Nejvyšší počet jedinců byl zaznamenán u druhu *Pardosa alacris* (5 kusů), *Pardosa lugubris* (4 kusy) a *Pardosa agrestis* (4 kusy). Jedná se však o celkem hojně se vyskytující druhy v rámci celé České republiky. Naopak poměrně málo rozšířený je u nás druh *Pardosa bifasciata*, který byl v této linii zaznamenán v počtu 2 jedinců. Jedná se o xerothermního pavouka, který je vázaný na suché teplomilné trávníky, stepi či vřesoviště. Z rodu *Pardosa* byl zjištěn ještě druh vyhledávající zejména otevřená prostranství a holé plochy – *Pardosa palustris* (2 kusy) a také euryvalentní druh *Pardosa riparia* (1 kus), který byl odchycen pouze v této linii. Z rodu *Alopecosa* zde byly zachyceny po jednom jedinci druhy *Alopecosa pulverulenta* a *Alopecosa trabalis*. Mimo to byl v této linii ještě zaznamenán xerothermní druh lučních biotopů – *Xerolycosa miniata* (1 kus) a slíďákovitý pavouk s noční aktivitou *Aulonia albimana* (1 kus).

### Hnanice – 2. linie

V získaném materiálu z této linie se nacházelo celkem 46 kusů slíďákovitých pavouků. Z tohoto počtu bylo determinováno 21 dospělých jedinců. Juvenilních jedinců bylo napočítáno 25.

Linie byla umístěna do svahu, kde na jeho spodním okraji převažoval mírně zapojený porost, který se směrem k hornímu okraji postupně rozvolňoval. Nejvyšší počet jedinců v této linii byl zaznamenán u druhu *Pardosa lugubris*, a to celkem 9 jedinců. Jedná se o typického obyvatele prosvětlených listnatých lesů a jejich okrajů, který na tuto lokalitu proniká z okolních biotopů. Poměrně hojně zde byl zastoupen další druh

z rodu *Pardosa*, a to *Pardosa bifasciata*, jehož na této linii bylo odchyceno 6 kusů. Dále zde byl zaznamenán druh *Pardosa alacris* (3 kusy). V počtu dvou jedinců byl odchycen druh *Aulonia albimana*. Jeho přítomnost na jižně orientovaném svahu není příliš obvyklá a neodpovídá preferovanému biotopu tohoto pavouka. Většinou dává přednost zastíněným a severně orientovaným svahům. V této linii byl také zaznamenán v období 8. 5. – 5. 6 jeden jedinec druhu *Pardosa hortensis*, jenž už při následných výběrech nebyl na této sledované lokalitě nalezen. Přitom se jedná o pavouka, který je poměrně hojně rozšířený. Těžiště jeho výskytu představují okraje lesů, stepi či xerothermní svahy. Nevyhýbá se ovšem ani pastvinám či vřesovištím.

### **Hnanice – 3. linie**

V této linii bylo nalezeno celkem 29 kusů slíd'ákovitých pavouků. Z toho se jednalo o 9 juvenilních jedinců a 20 kusů dospělých jedinců. Linie byla umístěna v hustě zapojeném porostu, který se místy, kde linie procházela, jen velmi mírně rozvolňoval.

Nejpočetněji zde byl zastoupen euryvalentní druh *Pardosa lugubris*, jehož v této linii bylo odchyceno 11 kusů. Dále zde byl odchycen druh *Pardosa alacris* v počtu 4 jedinců. Následující zjištěné druhy se v této linii vyskytovaly pouze po jednom jedinci. Jedná se u druh *Alopecosa accentuata*, jenž byl zaznamenán pouze při výběru pastí v období 3. 7. – 1. 8. Dále se pak jednalo o druhy *Alopecosa pulverulenta*, *Pardosa palustris* a *Pardosa bifasciata*, jež byly odchyceny pouze v období 8. 5. – 5. 6. Posledním zástupcem, který byl z této linie determinován a byl zde zjištěn také pouze jeden kus je *Alopecosa trabalis*. Výskyt tohoto pavouka je soustředěn zejména do lesostepních oblastí či kamenitých stepí. Nalézt ho však lze i na okrajích světlých lesů nebo křovinatých pasekách.

### **Přírodní památka Ječmeniště – 1. linie**

V odchytovém intervalu 8. 5. – 25. 10. 2014 bylo v této linii odchyceno 34 kusů slíd'ákovitých pavouků. Z toho dospělých jedinců bylo determinováno pouze 8 kusů. Ve zbylých 26 případech se jednalo o juvenilní jedince, kteří nebyli dále determinováni.

Linie pastí byla umístěna do nízkého nezapojeného porostu v blízkosti lesního okraje. Odtud může docházet k šíření takových druhů pavouků, pro které je lesní společenstvo přirozeným biotopem. Nejpočetněji zastoupený druh nalezený na této linii je *Pardosa alacris* (3 jedinci). Tento druh se hojně vyskytuje v dobře prosvětlených opa-

davých lesních porostech. Je tedy pravděpodobné, že k jeho šíření na tuto lokalitu přispívá právě blízká přítomnost stromového porostu. Dalším z rodu *Pardosa* byl zaznamenán druh *Pardosa lugubris* (1 kus). Z rodu *Alopecosa* byly odchyceny po jednom jedinci druhu *Alopecosa pulverulenta* a *Alopecosa accentuata*. Pouze jednou a v počtu jednoho jedince byl na této lokalitě zaznamenán druh *Aulonia albimana*, který zde byl nalezen v odchytovému intervalu 8. 5. – 5. 6.

### **Přírodní památka Ječmeniště – 2. linie**

Z materiálu odchyceného v této linii bylo nalezeno celkově 26 kusů slíďákovitých pavouků. Z tohoto počtu bylo 18 pavouků nedospělých a 8 dospělých.

Tato linie byla umístěna do mírně zapojeného porostu, který se pozvolna rozvolňoval. Druhem, který byl na této linii odchycen v největším počtu je *Alopecosa pulverulenta* se 3 jedinci. Z rodu *Alopecosa* zde byl zaznamenán ještě jeden druh, a to *Alopecosa accentuata* (1 kus). Rod *Pardosa* je zde zastoupen dvěma hojnými druhy, a to *Pardosou Alacris* (1 kus) a *Pardosou lugubris* (2 jedinci). Byl zde odchycen také jeden kus druhu *Trochosa ruricola*. Jedná se pouze o jediný výskyt tohoto druhu na sledované lokalitě, který byl zaznamenán v odchytovému intervalu 8. 5. – 5. 6. Tento pavouk vyhledává zejména místa narušovaná lidskou činností. Vyskytuje se však i na okrajích lesů, zahradách, loukách, pod kameny nebo na oraných polích.

### **Přírodní památka Ječmeniště – 3. linie**

V této linii bylo odchyceno celkem 12 kusů slíďákovitých pavouků. Z toho 6 kusů bylo juvenilních a 6 kusů dospělých, kteří byli dále determinováni.

Tato linie byla situována do hustě zapojeného porostu, který se ke konci linie mírně rozvolňoval. U této linie byla diverzita druhů slíďákovitých pavouků nejnižší ze všech linií a lokalit, na kterých odchyt probíhal. Determinovány byly pouze tři druhy. Nejpočetněji zastoupen byl druh *Pardosa lugubris* se 4 jedinci. Rod *Pardosa* byl zastoupen ještě jedním druhem, a to *Pardosou alacris*, kdy byl odchycen jeden kus. Posledním druhem, který zde byl nalezen je *Trochosa terricola* (1 kus). Ten byl na této lokalitě odchycen pouze jednou a to v odchytovému intervalu 27. 9. – 25. 10. Jedná se o pavouka, který obývá různé lesní i nelesní biotopy. Nalézt ho však lze i v zahradách nebo parcích. Zasahuje dokonce i na pole, orané plochy, vinice, či jiné další antropogenně narušené biotopy.



### **Peklo u Šatova – 1. linie**

V materiálu odchyceném na této linii bylo zjištěno celkem 21 kusů slíďákovitých pavouků. Ve dvou případech se jednalo o juvenilní jedince, ostatní byli dospělí. Tato linie byla umístěna do porostu, kde pokryvnost vegetací představovala 20 %.

Bylo zde odchyceno celkem 5 druhů slíďákovitých pavouků. Hojně zastoupený zde byl druh *Pardosa agrestis* se 17 odchycenými jedinci. U ostatních druhů se jednalo vždy pouze o jednoho odchyceného jedince u druhů *Pardosa bifasciata*, *Pardosa palustris*, *Trochosa ruricola* a *Pardosa prativaga*. Druh *Pardosa prativaga* byl zaznamenán pouze na této lokalitě, na ostatních dvou zkoumaných lokalitách odchycen nebyl.

### **Peklo u Šatova – 2. linie**

V této linii bylo zaznamenáno celkově 51 jedinců slíďákovitých pavouků. Z toho pouze v jednom případě se jednalo o juvenilního jedince, ostatní pavouci byli dospělí.

Linie byla umístěna do travního porostu, kde pokryvnost vegetací tvořila 40 %. Nalezeno zde bylo 8 druhů slíďákovitých pavouků, přičemž nejpočetněji zde byl stejně jako u předchozí linie druh *Pardosa agrestis* se 26 zaznamenanými jedinci. Druhým nejhojnějším druhem zde byl druh *Pardosa bifasciata* s 11 odchycenými jedinci. Následoval druh *Xerolycosa miniata* se 4 kusy. Druh *Trochosa ruricola* je zde zastoupen 3 jedinci. U zbylých čtyř druhů byl odchycen vždy pouze jeden kus. Jednalo se o druhy *Alopecosa accentuata*, *Pardosa lugubris*, *Pardosa prativaga* a *Pardosa riparia*.

### **Peklo u Šatova – 3. linie**

V této linii bylo odchyceno celkově 70 kusů slíďákovitých pavouků. V jednom případě se jednalo o juvenilního jedince, u ostatních o dospělé jedince. V této linii byl odchycen největší počet slíďákovitých pavouků ze všech tří linií umístěných na této lokalitě.

Tato linie byla umístěna do keřového porostu. Celkem zde bylo zaznamenáno 9 druhů slíďákovitých pavouků. Nejhojněji je zde zastoupen druh *Pardosa agrestis* se 26 jedinci. V hojném počtu je zde zastoupen i druh *Pardosa lugubris*, jehož zde bylo odchyceno 24 kusů. S 5 kusy je zde zaznamenán druh *Pardosa palustris*, se 4 pak *Xerolycosa miniata*, se 3 jedinci *Trochosa ruricola* a také *Pardosa hortensis*. Se dvěma kusy je zde zaznamenán druh *Pardosa riparia*. Ve dvou případech byli odchyceni jedinci

v počtu jednoho kusu. V tomto případě se jednalo o druhy *Alopecosa pulverulenta* a *Aulonia albimana*.

## 7 DISKUZE

Přestože jsou viniční terasy součástí naší krajiny již několik desetiletí, doposud nebylo publikováno mnoho prací zabývajících se problematikou arachnofauny na těchto významných agrárních biotopech. A to i přesto, že mají potenciál nahrazovat přirozené lokality výskytu vzácných xerothermofilních druhů. Svými vhodnými ekologickými podmínkami mohou vytvářet vyhovující stanoviště v jinak unifikované a intenzivně využívané krajině České republiky. Viniční terasy nabízejí určitý potenciál a ochrannou významnost, zejména kvůli přítomnosti xerothermních společenstev (Košulič a Hulá, 2013). V České republice se věnoval výskytu slíďákovitých pavouků na viničních terasách na jižní Moravě ve své disertační práci Košulič (2014). Stejný autor se zabýval slíďákovitými pavouky i ve své bakalářské práci (2008) na kterou navázal prací diplomovou (2010). Ze Slovenska je známá práce Dankaninové a Gajdoše (2010), která se zabývá obecně výzkumem epigeické fauny pavouků ve viniční oblasti Svätý Jur.

Zajímavé je přímé srovnání mnou odchycených druhů slíďákovitých pavouků na lokalitě Peklo u Šatova s druhy, které byly na této lokalitě zaznamenány v roce 2012 Křivanem a kol. (2012). Při mém pozorování na této lokalitě bylo zaznamenáno celkem 12 druhů, a to *Alopecosa accentuata*, *Alopecosa pulverulenta*, *Aulonia albimana*, *Pardosa agrestis*, *Pardosa bifasciata*, *Pardosa hortensis*, *Pardosa lugubris*, *Pardosa palustris*, *Pardosa prativaga*, *Pardosa riparia*, *Trochosa ruricola* a *Xerolycosa miniata*. Naproti tomu v roce 2012 bylo na této lokalitě odchyceno druhů 9, a to: *Alopecosa accentuata*, *Alopecosa pulverulenta*, *Aulonia albimana*, *Pardosa agrestis*, *Pardosa bifasciata*, *Pardosa lugubris*, *Pardosa monticola*, *Trochosa robusta*, *Xerolycosa miniata*. V 7 případech z 9 se tyto druhy shodují s těmi, které zde byly odchyceny i mnou. Pouze druhy *Pardosa monticola* a *Trochosa robusta* jsem při svém pozorování nezaznamenal. V případě druhů *Pardosa monticola* i *Trochosa robusta* se dle Buchara a Růžičky (2002) jedná o xerothermní druhy, které můžeme nalézt i na skalních stepích, což by na této lokalitě odpovídalo jejich ekologickým nárokům.

Zajímavé je také porovnání mých výsledků s jinými terasami vinic na jižní Moravě, kde byl také prováděn průzkum např. Košuličem a Hulou (2014) na lokalitách Morkůvky a Mutěnice. Na třech lokalitách na Znojemsku jsem zaznamenal celkem 322 slíďákovitých pavouků, z čehož se v 223 případech jednalo o adultní jedince. Zaznamenáno bylo celkem 16 druhů náležejících do 5 rodů, a to *Alopecosa*, *Aulonia*, *Pardosa*, *Trochosa* a *Xerolycosa*. Na těchto lokalitách jsem zaznamenal druhy: *Alopecosa accentua-*

*ta*, *Alopecosa pulverulenta*, *Alopecosa trabalis*, *Aulonia albimana*, *Pardosa agrestis*, *Pardosa alacris*, *Pardosa bifasciata*, *Pardosa hortensis*, *Pardosa lugubris*, *Pardosa palustris*, *Pardosa prativaga*, *Pardosa riparia*, *Trochosa ruricola*, *Trochosa terricola*, *Xerolycosa miniata* a *xerolycosa nemoralis*.

Na lokalitách Morkůvky a Mutěnice bylo zaznamenáno také 16 druhů slíďákovitých pavouků. Oproti lokalitám na Znojemsku se však druhové složení mírně liší. Poměrně zajímavým zjištěním je, že ani na jedné ze tří lokalit na Znojemsku nebyl zjištěn velmi hojný druh, který se často objevuje na lučních biotopech, včetně těch narušovaných, a to *Alopecosa cuneata*. Na lokalitách Morkůvky a Mutěnice však zaznamenán byl. Nejvýznamnějším nálezem na těchto dvou lokalitách byl však vzácný druh *Alopecosa solitaria*, který je zapsaný do Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky v kategorii ohrožený (Endangered) (Farkač a kol., 2005). Ten na Znojemsku odchycen nebyl.

Průzkum na viničních terasách probíhal také v okolí Hustopečí (Košulič a Hula, 2011). V této oblasti se nachází několik významných xerothermních lokalit. Celkem zde bylo odchyceno pouze 20 dospělých jedinců, což bylo způsobeno tím, že odchyt probíhal individuálním sběrem. Tito jedinci byli zařazeni do 3 druhů slíďákovitých pavouků: typický druh otevřených stanovišť *Alopecosa accentuata*, vzácný druh *Alopecosa aculeata* a středně hojný druh typický pro termofytní regiony České republiky *Pardosa hortensis*. Druh *Alopecosa aculeata* jsem nezaznamenal ani na jedné ze tří lokalit na Znojemsku. Nálezy toho pavouka jsou zaznamenávány zejména z Čech (Česká arachnologická společnost, 2015). Na území jižní Moravy uvádí jediný nález z lokality Slanisko u Nesytu Bryja a kol. (2005).

Nejvýznamnějším odchyceným druhem na lokalitách Znojemska byl pavouk *Pardosa bifasciata*. Jedná se o xerothermní druh, vyskytující se lokálně hojněji v teplých oblastech jižní Moravy a středních Čech, který se na vhodných lokalitách vyskytuje ve vyšších počtech (Machač, 2010). Zdá se, že na Znojemsku jsou pro tohoto slíďákovitého pavouka ideální podmínky, jelikož kromě lokality PP Ječmeniště byl nalezen na obou dvou dalších lokalitách a s celkovým počtem 21 odchycených dospělých jedinců patřil mezi nejhojněji se vyskytující druhy. Ač není na našem území všeobecně příliš častý, přesto není v České republice zařazen do Červeného seznamu ohrožených druhů, na rozdíl třeba od Německa (Bellmann, 2006). Vůbec nejčastěji mnou odchyceným druhem byl druh *Pardosa agrestis* se 73 jedinci. V tomto případě se jedná o poměrně

hojný druh vyskytující se na ruderalních biotopech ovlivňovaných lidskou činností (Harvey a kol., 2002). Hojně zastoupeným druhem na lokalitách na Znojemsku je pavouk *Pardosa lugubris*. V tomto případě se jedná o typický druh prosvětlených listnatých lesů, který se však vyskytuje i na jeho okrajích, lesostepích či pastvinách (Buchar a Růžička, 2002). Nejčastěji byl zaznamenán v liniích s početným zastoupením keřových porostů, což je biotop podobný jeho přirozenému prostředí, ve kterém se běžně vyskytuje. Velmi početné zastoupení tohoto druhu na zkoumaných lokalitách si lze vysvětlit tím, že v bezprostřední blízkosti se nachází plochy lesního porostu, či v případě lokality Peklo u Šatova se jedná o pás lesa lemující železniční trať. Odtud se pak tyto pavouci šíří dále. Naopak poměrně překvapující je odchycení pouze jednoho jediného jedince velmi hojného druhu *Trochosa terricola*. Ten byl zaznamenán pouze na lokalitě Peklo u Šatova. Na první pohled může být také zarážející absence jednoho z nejrozšířenějších slíďákovitých pavouků u nás, a to druhu *Pardosa amentata*. Tento druh se však dle Helsingena (2013) i Buchara a Růžičky (2002) vyskytuje převážně ve vlhčím prostředí, v okolí bažin apod. Tím by se dala vysvětlit jeho nepřítomnost na zkoumaných lokalitách, jelikož všechny zemní pasti byly umístěny na jižně orientovaných xerothermních svazích, což pro tohoto slíďáka nepředstavuje vhodné prostředí.

Při celkovém porovnání odchycených druhů a jejich ekologických nároků dle Buchara a Růžičky (2002) s lokalitami na kterých sběr pavouků probíhal lze konstatovat, že podmínky stanovišť na těchto lokalitách na Znojemsku se téměř shodují s ekologickými nároky jednotlivých druhů, případně se jedná o stanoviště svými podmínkami blízké přirozenému pro jednotlivé druhy.

Ze zjištěných údajů lze také odvodit, že z hlediska celkového počtu jedinců jsou nejzajímavější stinná místa, která reprezentují travnaté a keřové linie, avšak z hlediska druhové diverzity, potažmo ochranného jsou významnější linie holé. Podařilo se prokázat, že heterogenita stanovišť je klíčový prvek pro výskyt slíďákovitých pavouků, stejně jako i pro ostatní druhy pavouků, jak např. ve své práci odvozuje Benítez a Mendéz (2011). Isaia a kol. (2006) tvrdí, že mozaikovitá krajina pozitivně ovlivňuje diverzitu pavouků na viničních terasách v Itálii. Pozitivní význam heterogenity krajiny ve své práci podtrhuje i Horváth a kol. (2013) tvrzením, že přítomnost fragmentovaných pozůstatků stepí a extenzivních lučních biotopů hraje v intenzifikované obhospodařované krajině důležitou úlohu pro druhovou diverzitu a početnost pavouků. Z pohledu zemědělské praxe i ochrany přírody je nutné dodržet heterogenitu stanovišť – žádané je velké

množství jedinců (vysoká abundance) pro redukci potenciálních škůdců a zároveň co nejširší spektrum druhů, abychom pokryli co nejširší spektrum škůdců. To potvrzuje např. i práce Marca a Canarda (1997), kteří se zaměřili nejenom na slídáky, ale i další druhy pavouků v podmínkách sadů. Ti tvrdí, že díky zachování druhové rozmanitosti pavouků se zvyšují i počty druhů škůdců, kteří mohou být potenciálně těmito pavouky konzumováni. Různé druhy totiž využívají různé strategie lovu a výběr místa v korunách stromů, čímž zvyšují účinnost lovu. Rozličné druhy pavouků působí proti škůdcům v různých obdobích jejich biologického cyklu. V těchto sadech bylo u některých druhů pavouků prokázáno, že ačkoliv jsou považováni za polyfágní, tak se přesto mohou zaměřit na určitý druh škodlivého organismu, což může napomoci k účinnějšímu boji proti škůdcům v agroekosystémech. Zachování rozmanitosti pavouků v obhospodařovaných oblastech však nemusí vést pouze ke zvýšení účinnosti proti určitým druhům škůdců, ale také k hubení méně škodlivých druhů, kteří však také mohou působit potíže. To v celkovém důsledku zmírňuje poškození plodin a snížení výnosů.

Podle Nyffelera a Sunderlanda (2003) patří pavouci mezi hlavní skupiny živočichů, jež by mohly přispět k rozvoji efektivních, udržitelných zemědělských systémů. Ti také předpokládají, že pavouci by mohli hrát důležitou roli jako stabilizující prvek, který přispívá ke zpomalení populační exploze některých hmyzích škůdců, např. mšic. Pavouci totiž dokážou objevit a uchopit i menší instary různých druhů motýlů či ploštic. Tito živočichové by tak do budoucna mohli sehrát důležitou úlohu v biologické ochraně rostlin.

## 8 ZÁVĚR

Hlavním cílem této diplomové práce bylo zhodnocení druhové diverzity slíďákovitých pavouků na viničních terasách na Znojemsku. Zterasované svahy vinic totiž představují velmi specifické prostředí antropogenního původu, které je útočištěm pro celou řadu organismů, včetně slíďákovitých pavouků. Přesto se tomuto tématu u nás nevěnuje příliš mnoho arachnologů, a tak by informace týkající se rozšíření slíďákovitých druhů na Znojemsku mohly přispět k získání dalšího povědomí o těchto pavoucích na území jižní Moravy.

Sběr dat probíhal na třech lokalitách. Celkem bylo během období 8. 5. 2014 – 25. 10. 2014, kdy sledování probíhalo odchyceno na třech lokalitách na Znojemsku 322 slíďákovitých pavouků. Z toho bylo 223 dospělých jedinců a 99 juvenilních. Zaznamenáno bylo celkem 16 druhů náležejících do 5 rodů, a to *Alopecosa*, *Aulonia*, *Pardosa*, *Trochosa* a *Xerolycosa*. Z výsledků vyplynulo, že nejvíce dospělých jedinců bylo odchyceno v liniích keřů. Nejvyšší počet dospělých jedinců včetně těch juvenilních, a to celkem 123 kusů byl však zaznamenán v travnatých liniích, kde pokryvnost vegetace činila 40 – 45 %. V keřové linii se jednalo o 111 jedinců a na holých liniích, kde pokryvnost vegetace byla do 30 %, potom součet činil 88 slíďákovitých pavouků. Nejvíce druhů pak bylo zaznamenáno na holých liniích. Podařilo se prokázat, že heterogenita stanovišť je klíčový prvek pro výskyt slíďákovitých pavouků.

V součtu nejhojněji se vyskytujícím druhem byl u nás poměrně častý druh ruderalních stanovišť, a to *Pardosa agrestis*. Početného zastoupení dosáhl i druh *Pardosa lugubris*. Tento typicky lesní druh se na lokality šíří z blízkých lesních porostů, či v případě lokality Peklo u Šatova z lesního pásu okolo železniční tratě.

Mezi významnější nálezy patří nález druhu *Pardosa bifasciata*, který je hojnější lokálně pouze v teplých oblastech. Tento pavouk byl odchycen na lokalitách Peklo u Šatova a Hnanice, na lokalitě PP Ječmeniště zaznamenán nebyl. Ani na jedné ze tří lokalit nebyl nalezen žádný z druhů slíďákovitých pavouků, který by byl zapsaný na Červeném seznamu ohrožených druhů České republiky.

Všechny nálezy, které na těchto lokalitách byly učiněny, napomohou k získání širšího povědomí o rozšíření slíďákovitých druhů pavouků na Znojemsku.

## 9 POUŽITÁ LITERATURA

AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR, 2006: dostupné online na: <http://www.nature.cz> (Citováno: 14. 3. 2015)

ALMQUIST S., 2005: Swedish Araneae, part 1 families Atypidae to Hahnidae (Linyphiidae excluded). *Insect Systematic & Evolution, Supplement*, 62: 1–284.

ANDRÉN H., 1994: Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355–366.

BANAŠ M., ZEIDLER M., DUCHOSLAV M., HOŠEK J., 2010: Growth of Alpine lady-fern (*Athyrium distentifolium*) and plant species composition on a ski piste in Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic. *Annales de Botanique Fennici*, 47: 280–292.

BELLMANN H., 2006: Kosmos Atlas Spinnentiere Europas. Kosmos, Stuttgart, 304 s.

BENTON T. G., BRENT D. M., COLE L., HUMPHREY Q. P. C., 2002: Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39: 673–687.

BENTON T. G., VICKERY J. A., WILSON J. D., Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 182–188.

BENÍTEZ S. P., MÉNDEZ M., 2011: Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biological Conservation*, 144: 683–691.

BRYJA V., SVATOŇ J., CHYTIL J., MAJKUS Z., RŮŽIČKA V., KASAL P., DOLANSKÝ J., BUCHAR J., CHVÁTALOVÁ I., ŘEZÁČ M., KUBCOVÁ L., ERHART J., FENCLOVÁ I., 2005: Spiders (Araneae) of the Lower Morava Biosphere Reserve



and closely adjacent localities (Czech republic). *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae* (Brno) 90: 13–184.

BUCHAR J., KŮRKA A., 2001: *Naši pavouci*. Academia, Praha, 162 s.

BUCHAR J., RŮŽICKA V., 2002: *Catalogue of Spiders of the Czech Republic*. Peres, Praha, 351 s.

CARPANETO G. M., MAZZIOTTA A., VALERIO L., 1997: Inferring species decline from collection records: roller dung beetles in Italy (Coleoptera, Scarabaeidae). *Diversity and Distributions*, 13: 903–919.

CLARK C. M., CLELAND E. F., COLLINS S. L., FARGIONE J. E., GOUGH L., 2007: Environmental and plant community determinants of species loss following nitrogen enrichment. *Ecology Letters*, 10: 596–607.

CONRAD K. F., WARREN M. S., FOX R., PARSONS M. S., WOIWOD I. P., 2006: Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132: 279–291.

COSTELLO M. J., DAANE K. M., 1998: Influence of ground cover on spider populations in a table grape vineyard. *Ecological Entomology*, 23: 33–40.

CREMENE C., GROZA G., RAKOSY L., SCHILEYKO A. A., BAUR A., ERHARDT A., BAUR B., 2005: Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 19: 1606–1618.

ČESKÁ ARACHNOLOGICKÁ SPOLEČNOST, 2015: *Pavouci*. Dostupné online na: <http://arachnology.cz/cas/?l=cz&m=ho&c=intro> (citováno 13. 2. 2015)

ČESKÝ HYDROMETEOROLOGICKÝ ÚŘAD, 2015: *Územní teploty*. Dostupné online na: [http://portal.chmi.cz/portal/dt?portal\\_lang=cs&menu=JSPTabContainer/P4\\_Historicka\\_data/P4\\_1\\_Pocasi/P4\\_1\\_4Uzemni\\_teploty&last=false](http://portal.chmi.cz/portal/dt?portal_lang=cs&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_4Uzemni_teploty&last=false) (citováno: 12. 2. 2015)

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD, 2013: *Statistická ročenka jihomoravského kraje 2014*. Dostupné online na: <http://www.czso.cz/csu/2014edicniplan.nsf/krajp/330103-14-xb> (citováno: 12. 2. 2015)

DUELLI P., 1997: Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62: 81–91.

EBERT G., RENNWALD E., 1991: *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs Band 1 – Tagfalter I. Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 552 s.

EKROOS J., HELIÖLÄ J., KUUSARI M., 2010: Homogenization of lepidopteran communities in intensively cultivated agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 47: 459–467.

FARKAČ J., KRÁL D., ŠKORPÍK M., 2005: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 760 s.

FOELIX R., 1996: *Biology of spiders*. 2. vyd. New York: Oxford University Press, 330 s.

FRINK J. P., FISCHER J., 2015: Plant diversity in a changing agricultural landscape mosaic in Southern Transylvania (Romania). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 199: 350–357.

GAJDOŠ P., DANKANINOVÁ L., 2010: Epigeické pavúky ve vazbe na vinohradnické historické krajinné struktury (modelové území Svätý Jur) in: Medzinárodná vedecká konferencia doktorandov, mladých vedeckých a pedagogických pracovníkov. Nitra: Faculty of Natural Sciences. Constantine the Philosopher University, 201–209.

GERŽA M., 2009: Endemismus v České republice. Rostliny – 1. část. *Ochrana přírody*. 2: 12–15.

GOJDA M., 2000: *Archeologie krajiny: vývoj archetypů kulturní krajiny*. Academia, Praha, 238 s.

GORDON S. D., UETZ G. W., 2011: Multimodal communication of wolf spiders on different substrates: evidence for behavioural plasticity. *Animal Behaviour*, 81: 367–375

GRIESINGER L. M., EVANS S. C., RYPSTRA A. L., 2011: Effects of a glyphosate-based herbicide on mate location in a wolf spider that inhabits agroecosystems. *Chemosphere*, 84: 1461–1466.

HÁJEK P., 2008: *Jde pevně kupředu naše zem: Krajina českých zemí v období socialismu 1948-1989*. Malá Skála, Praha, 161 s.

HÄNGGI A., STÄUBLI A., HEER X., TRIVELLONE V., POLLINI L., MORETTI M., 2014: Eleven new spider species (arachnida: araneae) for Switzerland discovered in vineyards in ticino – what are possible reasons? *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft/ Bulletin de la Société entomologique suisse*, 87:215–218.

HANSKI I., PAKKALA T., KUUSSAARI M., LEI G., 1995: Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos*, 72, 21–28.

HARVEY P. R., NELLIST D. R., TELFER M. G., 2002: Provisional atlas of British spiders (Arachnida, Araneae), Volumes 1 & 2. Biological Records Centre, Huntingdon, 406 s.

HELDEN A. J., ANDERSON A., SHERIDAN H., PURVIS G., 2010: The role of grassland sward islets in the distribution of arthropods in cattle pastures. *Insect Conservation and Diversity*, 3: 291–301.

HELSDINGEN P., 2013: Fauna Europaea: Family Lycosidae. Fauna Europaea version 2.6.2 Dostupné online na: <http://www.faunaeur.org> (citováno: 7. 2. 2015)

HENDRICKX F., MAELFAIT J. P., VAN WINGERDEN W., SCHWEIGER O., SPEELMANS M., AVIRON S., AUGENSTEIN I., BILLETER R., BAILEY D., BUKACEK R., BUREL F., DIEKOTTER T., DIRKSEN J., HERZOG F., LIIRA J., ROUBALOVÁ M., VANDOMME V., BUGTER R., 2007: How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44: 340–351.

HORVÁTH R., MAGURA T., SZINETÁR C., EICHARDT J., TÓTHMÉRÉSZ B., 2013: Large and least isolated fragments preserve habitat specialist spiders best in dry sandy grasslands in Hungary. *Biodiversity and Conservation*, 22: 2139–2150.

JONGMAN R. H. G., 2002: Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 58: 211–221.

HULA V., NIEDOBOVÁ J., KOŠULIČ O., 2009: Overwintering of spiders in land snailshells in South Moravia (Czech Republic). *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae*, 94: 1–12.

ISAIA M., BONA F., BADINO G., 2006. Influence of landscape diversity and agricultural Practices on spider assemblages in Italian vineyards of Langa Astigiana (North west Italy). *Environmental Entomology*, 35: 297–307.

JUNG C. S., LEE S. B., JUNG M. P., LEE J. H., LEE S. W., LEE S. H., 2005: Accumulated Heavy Metal Content in Wolf Spider, *Pardosa astrigera* (Araneae: Lycosidae), as a Bioindicator of Exposure. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 8:185-192.

JUST P., 2012: *Ekologie a epigamní chování slídáků rodu Alopecosa (Araneae: Lycosidae)*. Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, Praha, 38 s.

KALIS A. J., MERKT J., WUNDERLICH J., 2003: Environmental changes during the Holocene climatic optimum in in central Europe – human impact and natural causes. *Quaternary Science Review*, 22: 33–79.

KOLÁŘ F., MATĚJŮ J., LUČANOVÁ M., CHLUMSKÁ Z., ČERNÁ K., PRACH J., BALÁŽ V., FALTEISEK I., 2012: *Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu*. Dokořán, Praha, 216 s.

KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L., 2005: *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 127 s.

KOSIOR A., CELARY W., OLEJNICZAK P., FIJAL J., KRÓL W., PLONKA P., 2007: The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Oryx*, 41: 79–88.

KOŠULIČ O., 2010: *Porovnání dvou odchytných metod slíďákových pavouků (Lycosidae; Araneae) z pohledu využití v bioindikaci*. Diplomová práce, MZLU, Brno, 79 s.

KOŠULIČ O., 2014: *Viniční terasy jako refugia pro výskyt xerothermních druhů pavouků (Araneae) a jejich bioindikační využití v hodnocení kvality životního prostředí a úrovně biodiverzity*. Disertační práce, Mendelova univerzita, Brno, 151 s.

KOŠULIČ O., HULA V., 2011: The wolf spiders (Araneae, Lycosidae) of the eastern part of the Hustopeče bioregion. *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae*, 96: 29–40.

KOŠULIČ O., HULA V., 2013: Rare and remarkable spiders (Araneae) from vineyard terraces in Pálava region (South Moravia, Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 61: 663–676.

KOŠULIČ O., HULA V., 2014: A faunistic study on spiders (Araneae) from vineyard terraces in the municipalities of Morkůvky and Mutěnice (South Moravia, Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 62: 137–154

KOŠULIČ O., MICHALCO R., HULA V., 2013: Do vineyard terraces act as refuge for xerothermic spiders in high-pressure agriculture landscape? In: TSO I.-M. (ed.), Abstract Book, 19th International Congress of Arachnology, Kenting National Park, Taiwan, June 23–28, 2013. Tunghai University, Taichung City, Taiwan, 218–219.

KOŠULIČ O., MICHALCO R., HULA V., 2014: Recent artificial vineyard terraces as a refuge for rare and endangered spiders in a modern agricultural landscape. *Ecological Engineering*, 68: 133–142.

KŘIVAN V., 2008: *Závěrečná zpráva k provedenému entomologickému průzkumu v rámci projektu „Natura 2000 – implementace v Jihomoravském kraji, 1. etapa“ na EVLCZ0620162 Ječmeniště*. Manuskript, depon in Jihomoravský kraj, Brno, 41 s.

KŘIVAN V., JELÍNEK A., NĚMEC R., REITER A., 2012: *Závěrečná zpráva k provedenému průzkumu vybraných lokalit v oblasti Znojemska*. Nепublikovaný manuskript, depon in Krajský úřad Jihomoravského kraje, Brno, 114 s.

L & F, LÖW & spol., s. r. o., Atelier FONTES, s. r. o., 2009: *Plán péče o přírodní památku Ječmeniště a její ochranné pásmo*. Manuskript, depon in Jihomoravský kraj, Brno, 41 s.

LAŠTŮVKA Z., 2009: Péče o chráněná území – máme šanci zastavit pokles biodiverzity? *Živa*, 57: 172–173.

LYE G. C., OSBORNE J. L., PARK K. J., GOULSON D., 2012: Using citizen science to monitor *Bombus* populations in the UK: nesting ecology and relative abundance in the urban environment. *Journal of Insect Conservation*, 16: 697–707.

LOKOČ M., LOKOČOVÁ M., 2010: *Vývoj krajiny v České republice*. Lipka, Brno, 85 s.

LOOS J., TURTUREANU P. D., WEHRDEN H., HANSPACH J., DOREESTEIJN I., FRINK J. P., FISCHER J., 2015: Plant diversity in a changing agricultural landscape

mosaic in Southern Transylvania (Romania). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199: 350–357.

LOŽEK V., 1973: *Příroda ve čtvrtohorách*. Academia, Praha, 372 s.

LÖW J., MÍCHAL I., 2003: *Krajinný ráz. Lesnická práce*. Kostelec nad Černými lesy, 552 s.

MACEK R., 2006: Pavouci – CZ. Dostupné online na <http://www.pavouci-cz.eu/Pavouci.php?celed=Lycosidae> (citováno 7. 2. 2015)

MACHAČ O., 2010: *Natura Bohemica – příroda České republiky*. Dostupné online na: [http://www.naturabohemica.cz/2\\_cestina/199\\_lycosidae-slidakoviti/](http://www.naturabohemica.cz/2_cestina/199_lycosidae-slidakoviti/) (citováno 10. 2. 2015)

MARC P., CANARD A., 1997: Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 62: 229-235.

MARINI L., FONTANA P., BATTISTI A., GASTON K. J., 2009: Response of orthopteran diversity to abandonment of seminatural meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 132: 232–236.

MAZALOVÁ M., 2013: *Ochrana biodiverzity bezobratlých primárních a sekundárních horských bezlesí*. Disertační práce, Univerzita Palackého v Olomouci, 235 s.

MC KINNEY M. L., LOCKWOOD J. L., 1999: Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction, *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450–453.

MIRANDA E. D., PIÑERO F. S., MEGÍAS A. G., 2009: Different microhabitats affect soil macroinvertebrate assemblages in a Mediterranean arid ecosystem. *Applied Soil Ecology*, 41: 329–335

NYFFELER M., SUNDERLAND K. D., 2003: Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 95: 579–612.

OBEC HNANICE, 2015: dostupné online na: <http://www.obechnanice.cz> (Citováno: 11. 2. 2015)

PAOLETTI M. G., 1999: Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74: 1–18.

QUITT E., 1971: Klimatické oblasti Československa. *Academia, Studia Geographica*, 16: 1–73.

RAINIO J., NIEMELÄ J., 2003: Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12: 487–506.

REGER B., OTTE A., WALDHARDT R., 2007: Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape Urban Plan*, 81: 104–113.

ROBERTS M., 1995: *Spiders of Britain & Northern Europe*. Harper Collins Publishers, London, 383 s.

ROBINSON R. A., SUTHERLAND W. J., 2002: Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157–176.

ŘEZÁČ M., MACÍK S., DOLANSKÝ J., HENRIQUES S., CHVÁTALOVÁ I., KORBÁ J., KORENKO S., MACEK R., ŠNAJDARA P., VINKLER S., CHMELOVÁ K., 2008: Návrat tarantule aneb slíd'ák tatarský opět v České republice. *Živa*, 56: 25–27.

SÁDLO J., POKORNÝ P., HÁJEK P., DRESLEROVÁ D., CÍLEK V., 2005: *Krajina a revoluce. Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí*. Malá Skála, Praha, 248 s.



SEYFULINA R. R., 2005: Microhabitat effect on spider distribution in winter wheat agroecosystem. Europe. *Acta zoologica Bulgarica, Supplementum*, 1: 161–172.

SEUNG – TAE K, KI – BAEK. U., JOON – HO L., JONG – CHUL Y., CHANG – GYN P., MYUNG – PYO J., 2002: Spiders in a Grape Vineyard in Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 5: 181–184.

SCHMITT T., AUGENSTEIN B., FINGER A., 2008: The influence of changes in viticulture management on the butterfly (Lepidoptera) diversity in a wine growing region of southwestern Germany. *European Journal of Entomology*, 105: 249–255.

SZVO DANÍŽ, 2015: dostupné online na: <http://www.daniz.cz> (Citováno: 11. 3. 2015)

ŠARAPATKA B., 2010: *Agroekologie – východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření*. Bioinstitut, o.p.s., Olomouc, 440 s.

TANAKA H., 2007: Lycosid Spiders of Japan XII. The Genus *Pardosa*. *Acta Arachnologica*, 42: 173–180.

TREML V., BANAS M., 2008: The effect of exposure on alpine treeline position: a case study from High Sudetes, Czech Republic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 40: 751–760.

TRNKA P. 2007: Proměny krajiny venkova a role rozptýlené zeleně v krajině. Rukopis pro ICV – ČŽV MZLU v Brně, MZLU v Brně.

TROPEK R., KONVIČKA M., 2008: Can quarries supplement rare xeric habitat in a Piedmont region? *Land Degradation & Development*, 19: 104–114.

VENTURINO E., ISAIA M., BONA F., ISSOGLIO F., TRIOLO V., BADINO G., 2006: Modelling the spiders ballooning effect on the vineyard ecology. *Mathematical Modelling of Natural Phenomena*, 1: 133–155.

ZIESCHE T. M., MECHTHILD R., 2007: Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management*, 255: 738–752.