

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ FAKULTA

ÚSTAV OCHRANY LESŮ A MYSLIVOSTI

**Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec
(LS Strážnice)**

Bakalářská práce

Vedoucí práce:

PROF. ING. EMANUEL KULA, CSC.

Vypracoval:

JAKUB PRÁGR

Brno 2015

Prohlašuji, že jsem práci: Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice) zpracoval 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 nákladu spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně, dne:

Podpis studenta:

Poděkování

Na tomto místě bych rád vyjádřil srdečné poděkování všem, kteří mne v průběhu studia podporovali a ochotně pomáhali.

V první řadě děkuji svému vedoucímu prof. Ing. Emanuelu Kulovi, CSc. za jeho vstřícné jednání, odborné vedení, cenné rady, četné připomínky a návrhy v průběhu celého zpracování této bakalářské práce. Bez jeho pomoci by tato práce nevznikla.

Velký dík patří mojí rodině a přátelům za jejich bezmeznou podporu, shovívavost a trpělivost v průběhu celého studia i při psaní této práce.

Dále děkuji doc. Ing. Lubošovi Purchartovi, Ph.D. za odbornou konzultaci a pomoc se statistickým zpracováním získaných dat. Za vyhotovení shlukových analýz děkuji RNDr. Petru Hrdličkovi, CSc. Ing. Michalu Friedlovi náleží poděkování za zpracování fytoocenologického snímku zkoumané oblasti.

V neposlední řadě děkuji také revírníkovi Petru Korvasovi za jeho ochotnou pomoc při práci v terénu a lesní správě Strážnice, která mi umožnila studium epigeonu v požárem zasažené oblasti.

PRÁGR, J., 2015. Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice). [Epigeal fauna of the area disturbed by fire in the Bzenec forest (LS Strážnice).] Bakalářská práce. LDF, Mendelova univerzita v Brně, 102 s.

Abstrakt

Cílem práce bylo zjistit aktuální stav epigeické fauny na velkoplošném požářišti (165 ha) v prvním vegetačním období po požáru v lokalitě Bzenec (LS Strážnice). Ke zjištění stavu epigeonu bylo použito zemních pastí umístěných na stanovištích po požáru odlesněných a porostů ponechaných po požáru přirozenému sukcesnímu vývoji v diferencovaném věku a paralelně do porostů nezasazených. Odchyceno bylo 16267 exemplářů 226 druhů převážně epigeické fauny. Dopady požárem a těžbou změněných stanovištních podmínek byly blíže analyzovány pro taxony Carabidae, Araneae, Opiliones a Myriapoda. Mezi požárem ovlivněnými a neovlivněnými stanovišti se projevil rozdíl ve druhovém složení epigeické fauny. Důležitými faktory, které vyvolaly změny ve vývoji a složení fauny po požáru, byly světlostní podmínky, vlhkost a trofické zdroje stanoviště. U druhů *Pterostichus quadriveolatus* (Carabidae) a *Xerolycosa nemoralis* (Araneae) byla prokázána jejich preference k požárem narušeným lokalitám. Druhy *Carabus violaceus* (Carabidae) nebo *Harpactea rubicunda* (Araneae) byly vázány především na stanoviště požárem nezasazená.

Klíčová slova: lesní požár, epigeická fauna, borovice lesní, disturbance, Carabidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda

PRÁGR, J., 2015. Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice). [Epigeal fauna of the area disturbed by fire in the Bzenec forest (LS Strážnice).] Bakalářská práce. LDF, Mendelova univerzita v Brně, 102 s.

Abstract

The aim of this thesis was to discover the actual condition of the epigeic fauna of a vast fire area (165 ha) in the first growing season after the fire in a habitat in Bzenec (LS Strážnice). Pitfall traps were used to determine the condition of the epigeic fauna. These were placed on sites deforested after the fire, in vegetation left to its natural successional development in a differentiated age after the fire and concurrently in unaffected vegetation. 16,267 specimens of 226 species of mostly epigeic fauna were caught. The impact of habitat conditions changed by the fire and timber harvesting were closely analysed for Carabidae, Araneae, Opiliones and Myriapoda taxons. There was a difference in the species composition of the epigeic fauna between the sites which were disturbed and undisturbed by the fire. Important factors that caused changes in the development and composition of the fauna after the fire were light conditions, humidity and trophic resources of the site. It was proved that the *Pterostichus quadrioveolatus* (Carabidae) and *Xerolycosa nemoralis* (Araneae) species preferred the sites disturbed by the fire. The *Carabus violaceus* (Carabidae) or *Harpactea rubicunda* (Araneae) species were mostly bound to the sites undisturbed by the fire.

Key words: forest fire, epigeal fauna, *Pinus sylvestris*, disturbance, Carabidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda

Seznam použitých zkratk

CCA – kanonická korespondenční analýza

ex. - exemplář

NPP – Národní přírodní památka

obr. - obrázek

PP – Přírodní památka

př. - příklad

RDA – redundanční analýza

resp. – respektive

tab. - tabulka

TVP – trvalá výzkumná plocha

ZP – zemní past

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Literární rešerše	12
2.1	Fauna a požáry	12
2.2	Ekologické charakteristiky vybraných druhů	19
2.2.1	Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)	19
2.2.2	Řád: ARANEAE (pavouci)	22
2.2.3	Řád: OPILIONES (sekáči)	25
2.2.4	Podkmen: MYRIAPODA (stonožkovci)	27
3	Oblast šetření – Bzenecká Doubrava	30
3.1	Lokalizace	30
3.2	Geomorfologické, pedologické a hydrologické poměry.....	30
3.3	Klimatické poměry	31
3.4	Typologické a fytocenologické poměry	32
3.5	Fauna	32
3.6	Požár.....	34
4	Metodika	36
4.1	Výběr a charakteristika stanovišť.....	36
4.2	Sběr epigeické fauny	44
4.3	Determinace	45
4.4	Hodnocení epigeické fauny.....	46
5	Výsledky.....	50
5.1	Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)	51
5.2	Řád: ARANEAE (pavouci)	57
5.3	Řád: OPILIONES (sekáči).....	63
5.4	Podkmen: MYRIAPODA (stonožkovci)	66
6	Diskuze	72
6.1	Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)	74
6.2	Řád: ARANEAE (pavouci)	78

6.3	Řád: OPILIONES (sekáči).....	82
6.4	Podkmen: MYRIAPODA (stonožkovci)	83
7	Závěr.....	86
8	Summary	89
9	Seznam použité literatury.....	91
10	Seznam obrázků.....	99
11	Tabulkové přílohy.....	102

1 Úvod

„Volám Hospodine, k Tobě! Širé pastviny spolkl oheň a lesy lehly popelem. Sténá k tobě i divá zvěř, protože vyschla voda v potoce...“

(Joel, 1:19)

V průběhu času formovaly a stále formují různé přírodní síly celé ekosystémy. Jednou z takových přírodních sil je i oheň, který se uplatňuje jako významný ekologický činitel, ať už přirozený nebo uměle založený člověkem (Laštůvka a Šťastná, 2014). Oheň má pravděpodobně velký vliv na vývoj terestrických ekosystémů od dob existence vegetace na Zemi (Kozłowski a Ahlgren, 1974). Důkazy o tom podávají pilové analýzy, determinace uhlíku v půdních vrstvách, jizvy vzniklé po požáru na stromech. Hodnotné pro zjišťování působení požárů na suchozemské ekosystémy jsou v tomto ohledu také záznamy badatelů nebo kronikářů (Kozłowski a Ahlgren, 1974). První zmínky o požárech na Zemi můžeme nalézt již v Bibli (viz úryvek).

Požáry byly v dřívějších dobách častým doprovodným jevem života lesů (Tomášek, 2004). Během několika minut se mění podmínky pro rostliny i živočichy a následky jsou pak obvykle patrné po mnoho let (Wikars, 1997). V některých lesních, křovinatých a travinných společenstvech, zejména subtropích a tropech, má oheň rozhodující vliv při udržování stadia sukcese (Laštůvka a Šťastná, 2014). Podle Tomáška (2004) dodnes např. v australské buši nebo v severoamerických národních parcích existují formy přírodního lesa, který by bez požárů nemohl vůbec existovat.

V Evropě je les vnímán jako ničím nenahraditelný prvek plnící mnohé pro lidstvo životně důležité funkce a proto je zde požár považován za významný narušující faktor působící velké materiální škody, ohrožující produkční, ale i mimoprodukční funkce lesů (Tomášek, 2004; Šišák, 2004). Člověk vynakládá obrovské množství prostředků k efektivní protipožární ochraně, prevenci a hašení požárů. S rozvojem technologií, zejména mobilních telefonů, jsou lesní požáry včas nahlášené a rychle uhašeny (Tomášek, 2004; Šišák, 2004).

Ve střední Evropě se vyskytují lesní požáry spíše v menším rozsahu (Kula a Jankovská, 2013). O to zajímavější pak může být studium sukcesních změn velkoplošného požáru, který se vyskytl v Bzenecké Doubravě. Za posledních 15 let největší lesní požár v České republice vypuknul koncem května roku

2012 (Mařáková, 2012). Zasaženo bylo téměř 165 ha borového lesa (Mařáková, 2012). Nápadně byla poškozena nejvíce rostlinná společenstva, která však nejsou jedinou složkou zde požárem ovlivněného ekosystému. Tento lesní požár měl jednoznačně vliv i na zdejší epigeickou faunu a proto tato lokalita poskytuje jedinečnou možnost získat více informací o epigeické fauně ovlivněné požárem a její po-požární sukcesi v podmínkách střední Evropy.

Cílem této práce je zjistit metodou zemních pastí aktuální stav epigeické fauny a její sezónní dynamiku v prvním vegetačním období po požáru se zvláštním zřetelem na početně zastoupené skupiny bezobratlých (Carabidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda). Výzkum byl soustředěn do porostů po požáru odtěžených a požárem silně zasažených, ponechaných přirozenému sukcesnímu vývoji. Pro účely kontroly a srovnání byly ke studiu epigeonu vybrány také porosty požárem neovlivněné.

2 Literární rešerše

Většina poznatků o účincích lesních požárů na suchozemské ekosystémy pochází z oblastí s častými výskyty lesních požárů (Austrálie, Jižní a Severní Amerika, Sibiř, Skandinávie, Středomoří, atd.).

Mnoho studií řeší vliv lesních požárů na vegetační složku ekosystému (např. Šomšák et al. 2009; Jurek, 2009; Jančová, 2006). Důvodem může být skutečnost, že fytoocenózy jsou vnímány jako nejvíce zasažená společenstva ekosystémů (Friend, 1993) a současně jsou zdrojem pro hoření.

V literární rešerši bude přednostně řešen vliv požáru na faunu bezobratlých (Invertebrata). Dopad požáru na obratlovce (Vertebrata) řešili Lyon et al. (1978), Jason a Wilkinson (2005). Část rešerše je věnována charakteristice početně zastoupených skupin (Carabidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda) na požářišti Bzenec.

2.1 Fauna a požáry

Oheň je nedílnou součástí mnoha terestrických biomů (Moreira, 2012), a proto pochází většina studií zabývajících se dopady požárů na faunu bezobratlých z oblastí s častým výskytem požárů.

Mimo Evropu vliv požáru na faunu bezobratlých popisuje mnoho autorů. Jedním z často požárem postihovaných zonobiomů jsou boreální jehličnaté lesy (Holliday, 1992; Laštůvka a Šťastná, 2014). Tyto severské lesní ekosystémy jsou pravidelně narušovány požáry, které ovlivňují následnou skladbu vegetace a hlavní ekosystémové procesy (Holliday, 1992). V boreálních lesích mimo území Evropy problematiku vlivu požáru na faunu bezobratlých studovali níže citovaní autoři.

Popisem stavu carabidocenóz prvního a druhého vegetačního období v požárem zasažených smrkových lesích Kanady se zabýval Holliday (1984), který řešil i kolonizaci ploch postižených požárem faunou střevlíkovitých. Holliday zjistil, že požárem zasažené porosty obsazovaly jako první zejména druhy pyrophilní. V dalších letech studoval Holliday (1991, 1992) vlastnosti populační dynamiky střevlíkovitých a jejich dlouhodobé reakce na změny během po-požární sukcese lesů. Tamtéž pozoroval v raných fázích sukcese převahu malých makropterních druhů. Absenci velkých druhů střevlíků si Holliday (1991) vysvětluje tak, že brzy regenerovaná stanoviště mohou

postrádat potravu pro tyto druhy. Podíl druhů brachypterních se na spálených místech s časem po požáru zvyšoval, kdežto v kontrolních porostech bez vlivu požáru k výrazným změnám brachypterních druhů nedocházelo (Holliday, 1991). Rozdíly ve vývoji arachnocenóz stanovišť ovlivněných těžbou a lesním požárem se projevily vyšší druhovou diverzitou pavouků na vyhořelých lokalitách (Buddle et al., 2000). Biotopy ovlivněné požárem i těžbou začaly osidlovat především druhy preferující otevřená stanoviště. Podobný model výzkumu zvolili Cobb et al. (2007), kteří sledovali rozdíly v krátkodobých reakcích (2 roky) střevlíkovitých na požár a holosečnou těžbu v Kanadě. Společenstva střevlíkovitých se zde zachovala podobně jako zmíněné arachnocenózy. Stanoviště ovlivněná požárem vykazovala vyšší indexy druhových diverzit než stanoviště nespálená, zaznamenány zde byly také vyšší počty pyrophilních druhů střevlíků. Až tisíc požárů ročně zasáhne boreální lesy Sibíře (Bogorodskaya et al., 2010). Bezkorovainaya et al. (2007) sledovali v centru Sibíře u řeky Jenisej v porostech s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) vliv povrchových požárů s různou intenzitou na půdní bezobratlé písčité podzoly. Tři roky po experimentálním požáru pozorovali velmi nízkou abundanci velkých bezobratlých (méně než 10 jedinců na m²). Základní komplex taxonů po požáru tvořili pavouci a mravenci. Tamtéž se v prvním roce po požáru prudce snížila společenstva microarthrod, která byla po povrchovém požáru nízké a střední intenzity obnovena do čtyř až pěti let. Požár s vysokou intenzitou však zpřičinil výrazné zpomalení procesu obnovy společenstev půdních bezobratlých (Bezkorovainaya et al., 2007). Za zmínku stojí také skutečnost pozorovaná již citovanými autory, že na transformaci mikroedafonu v po-požárním období má velký vliv změna půdního organického horizontu (vlhkost a mocnost). Následným rozsahem změn ve společenstvech půdní fauny bezobratlých po požáru ve shodné oblasti se zabývali také Bogorodskaya et al. (2010). Jejich studie prokázala, že požáry, bez ohledu na jejich závažnost, snižují hustotu a diverzitu půdních bezobratlých a negativně ovlivňují strukturu a fungování mikrobiálních komplexů písčiny podzolů. Právě závažnost požárů a doba jejich výskytu spolu s hydrotermálními a trofickými vlastnostmi písčiny podzolů borových lesů Sibíře mají zásadní vliv na následné obnovení abundance a struktury společenstev půdních bezobratlých ovlivněných požárem.

Dílní práce zabývající se problematikou vlivu požáru na bezobratlé pocházejí i z jiných mimoevropských biotopů. Např. na pobřežních vřesovištích

Austrálie studovali Greenslade a Smith (2010) rozdíly mezi složkami fauny bezobratlých ovlivněné divokým požárem a neovlivněné požárem. Ve východní Zambii, biomu tropických savan, posuzovali Sileshi a Mafongoya (2006) vliv požáru na půdní bezobratlé (Anellida, Chilopoda, Arachnida, Hexapoda), u nichž zaznamenali ve vyhořelých oblastech nižší počty a populační hustoty než v lokalitách nespálených. Poukazují také na to, že účinky požárů mohou způsobit degradaci půdy s rychlou ztrátou živin a úbytek mikrobiální aktivity. Závažnými pak mohou být požáry opakující se v krátkých intervalech (Sileshi a Mafongoya, 2006). Niwa a Peck (2002) zjišťovali vliv řízeného požáru na arachnocenózy a carabidocenózy v lesích Oregonu s dominantní jedlí bělokorou (*Picea abies*) a douglaskou tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*). Niwa a Peck (2002) zaznamenali, že druhové složení se na plochách ovlivněných požárem změnilo, nikoliv v zásadním rozsahu.

V Evropě se každý rok vyskytne přibližně 45 000 požárů (Moreira, 2012). V boreálním pásmu Evropy se uskutečnil výzkum fauny požářišť.

Wikars (1997) zkoumal ve Švédsku faunu bezobratlých na plochách s uměle řízeným požárem, kdy přidáváním paliva zvyšoval intenzitu ohně. Během pěti týdnů zaznamenal na ploše s uměle řízeným požárem v pastech snížení počtu střevlíkovitých oproti ploše kontrolní bez vlivu požáru. Popisuje, že před požárem byly schopny unikat i druhy brachypterní (pozoroval útěk druhu *Carabus violaceus* z plamenů ohně). Zmiňuje se také o tom, že během dvouletého studia ploch narušených požárem nahradili lesní druhy zástupci druhů otevřených stanovišť. Dále se Wikars (1997) zabýval mortalitou dřevokazného hmyzu na spalovaných holinách a srovnával přítomnost pyrophilního hmyzu na nevypálené a vypálené holině. Larvy kůrovců a tesaříků byly pod tenkou kůrou smrku a břízy požárem zabity. Naopak silná borka těchto dřevin poskytla larvám před požárem dostatečnou ochranu. Vliv různé intenzity ohně na půdní microarthropody v lesích Švédska s dominantní borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) zkoumali Malmström et al. (2008). Intenzita ohně se projevila jako zásadní faktor ovlivňující společenstva microarthropod ihned při požáru a bezprostředně po něm. Povrchově žijící druhy poklesly na plochách s mírnou intenzitou, načež půdní microarthropody byly postiženy až na těžce spálených stanovištích. Další informace o vlivu požáru na faunu bezobratlých z boreálních lesů Švédska podávají Wikars a Schimmel (2001), Gibb a Hjältén (2007), Malmström et al. (2009) a Johansson et al. (2010).

Ve Finsku studoval epigeicky žijící pavouky (Araneae) ovlivněné požárem v lesích s dominantní borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) Koponen (2005). Společenstva pavouků spálených lokalit, s vyšší druhovou diverzitou, zůstala po třech letech pozorování výrazně odlišná od lokalit požárem nezasážených (Koponen, 2005). Ve finských boreálních lesích proběhly i další studie. Coleopterofaunu ovlivněnou lesním požárem zkoumali Muona a Rutanen (1994). Po požáru došlo ke zvýšení počtu odchycených druhů i jedinců. K požáru byly přitahovány především druhy xylofágní a pyrophilní. Muona a Rutanen (1994) popisují, že mnoho těchto požárních specialistů je zahrnuto v červeném seznamu ohrožených druhů. Lesní požáry jsou také běžným jevem v Estonsku (Süda et al., 2009). Coleopterofaunu v lesích s dominantní borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) zkoumali v prvním roce po rozsáhlém požáru na severovýchodě Estonska Süda a Voolma (2007). Následné dvouleté pozorování coleopterofauny, se zaměřením na druhy k požáru přitahované, vedli v této lokalitě Süda et al. (2009). Epigeické pyrophilní druhy byly četnější v prvním roce po požáru, zatímco druhy xylofágní a saproxylické se hojně vyskytly až v roce druhém (Süda et al., 2009).

Požáry jsou vážným disturbančním faktorem mediteránních ekosystémů (Moreira, 2012).

Fernández a Costas (2001) sledovali vliv ohně na početnost, druhovou diverzitu, abundanci a ekvitabilitu coleopterofauny ve Španělsku v lokalitách s dominantní borovicí *Pinus pinaster*. Tito zaznamenali ve spálené oblasti vyšší hojnost taxonů Histeridae, Silphidae, Carabidae a Scarabaeidae. Podle Radea et al. (2010) jsou lesy s dominantní borovicí *Pinus halepensis* v evropském mediteránním pásmu nejvíce postihovány požáry. Radea et al. (2010) zde zkoumali účinky požáru na společenstva půdních macroarthropod a dobu, po které jsou schopny se navrátit do původního stavu. Rozhodující vliv na strukturu a abundanci společenstev půdních macroarthropod má frekvence požárů, protože opakující se požáry snižují počet taxonů a abundanci půdních macroarthropod (Radea et al., 2010). Další informace o vlivu požáru na faunu bezobratlých z mediteránního pásma Evropy podávají autoři Elia et al. (2012), Trucchi et al. (2009), Antunes et al. (2009).

Ve střední Evropě jsou lesní požáry oproti boreálnímu a mediteránnímu pásmu vzácností. Po rozsáhlém požáru v Polsku v roce 1992 zkoumal Szyszko (2001) vliv požáru na střevlíkovité (Carabidae). Podle Szyszka (2001) typicky

lesní druhy střevlíků po požáru mizí a objevují se druhy přitahované požárem, druhy preferující otevřená stanoviště a druhy typické pro raná sukcesní stádia (r-stratégové) (Laštůvka a Šťastná, 2014). Dopad požáru na půdní bezobratlé (Diplopoda, Chilopoda a Oniscidea) v porostech s borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) Záhorské nížiny v západním Slovensku řešil Tajovský (2002). Tajovský (2002) poukazuje na to, že stonožky, jakožto predátoři, rekolonizovali otevřené vyhořené plochy rychleji než saprofágní mnohonožky a suchozemští stejnonožci, kteří v okolních nenarušených plochách tvořili relativně stabilní populace. Na pomalý proces obnovy společenstev půdních bezobratlých měla hlavní vliv destrukce organického horizontu a nadzemního vegetačního krytu. Po větrné kalamitě (2004) a následném požáru (2005) v Tatranském národním parku na Slovensku zkoumali Čuchta et al. (2013) společenstva půdních chvostoskoků (Collembola). Podle Čuchty et al. (2013) způsobil požár výrazný nárůst abundance chvostoskoků (Collembola), což přetrvávalo tři roky po této disturbanci. Vývojem sukcese společenstva mravenců (Formicidae) v druhotných porostech NP České Švýcarsko ovlivněných požárem se zabývali Véle et al. (2015). Véle et al. (2015) zaznamenali po lesním požáru výrazné snížení abundance a druhové diverzity mravenců, která se v souladu s rychlostí sukcesních změn měnila v šestém roce po požáru.

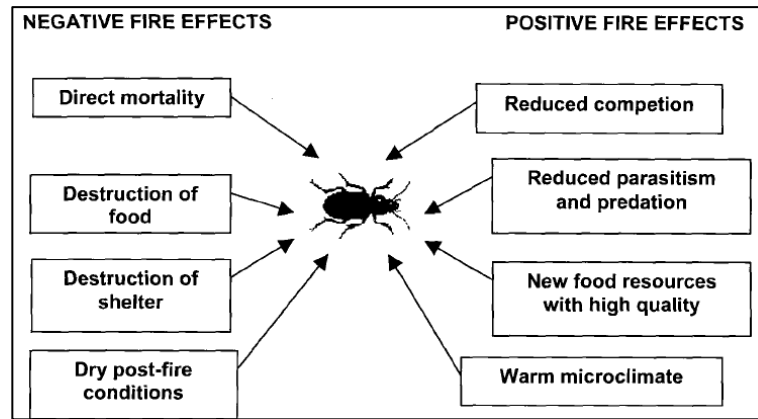
Výsledky popsaných prací zabývajících se dopady požáru na faunu bezobratlých se mnohdy různí. Důvodem této variability výsledků je fakt, že míra přežití organismů je druhově specifická, závislá na typu požáru, jeho intenzitě, frekvenci a rozsahu, čase požáru a charakteru biotopu, v němž k požáru dochází (Nunes et al., 2000). Kromě toho má na vliv těchto rozdílů i odlišná metodika při sběru a vyhodnocování dat.

Komplexní informace o účincích požáru na faunu podávají autoři Kozłowski a Ahlgren (1974), Lyon et al. (1978) a Nunes et al. (2000). Kozłowski a Ahlgren (1974) hodnotí všeobecné účinky požárů na ekosystémy se zvláštním zřetelem na fytoocenózy. Nicméně podávají také informace o vlivu lesních požárů na savce, ptactvo a bezobratlé (Lumbricidae, Orthoptera, Formicidae, Coleoptera, Araneae, Collembola, Acari, Diplopoda, Chilopoda).

Autoři Pfeffer (1961) a Křístek et al. (2002) uvádí čtyři typy požárů (podzemní, pozemní, korunový a požár vykotlaného stromu). Požár faunu bezobratlých ovlivňuje přímo i nepřímo (Kozłowski a Ahlgren, 1974; Lyon et al., 1978; Holliday, 1984). Z počátku jde o účinky přímé, kdy vlivem kouře

a tepla dochází k usmrcení nebo zranění živočichů (Holliday, 1984). Obecně popisovaným jevem přímého účinku požáru je snížení populací většiny půdní a epigeické fauny (Kozłowski a Ahlgren, 1974; Lyon et al., 1978; Wikars, 1997; Malmström et al., 2008). Přímý dopad požáru na faunu bezobratlých je ovlivněn také intenzitou požáru. Vysoká intenzita požáru má na bezobratlé mnohem větší dopad než požár s nízkou intenzitou (Nunes et al., 2000). Malmström et al. (2008) uvádí, že většina druhů půdních microarthropod vykazovala při experimentu s řízenou intenzitou ohně nižší abundance na silně spálené ploše než na ploše lehce vyhořelé. Ke stejnému závěru dospěli i Bezkorovainaya et al. (2007). Na to, zda daný druh požár přežije, má vliv i jeho mobilita a teplotní odolnost proti požárům. Zvýhodněny jsou druhy létavé nebo schopné rychlého pohybu po povrchu země nebo v půdním profilu (Lyon et al., 1978; Holliday, 1991; Wikars, 1997; Nunes et al., 2000). Existují také práce zabývající se smrtelnými teplotami různých druhů taxonomických skupin Collembola, Protura, Mesostigmata, Oribatida (Malmström, 2008). Pro zmíněné taxony vystavené teplotám 20–60 °C byla průměrná tolerovaná teplotní hranice 36 °C, po jejímž překročení docházelo k významnému snížení abundance druhů.

Při pozemním a podzemním požáru dochází k hoření půdního vegetačního krytu, jsou ničeny vrstvy hrabanky a surového humusu, mohou také hořet kořeny živých stromů, které posléze odumírají a to vede k úhynu i zdánlivě zdravých stromů (Křístek et al., 2002). Po požáru představuje prostředí pro všechny suchozemské živočichy náhlé a drastické změny ve struktuře biotopu a místního mikroklimatu (Lyon et al., 1978). Vlivem požáru může dojít až k odlesnění stanoviště. Zvýšený přísun světla a tepla způsobuje snížení vlhkosti, vyšší rychlost větru na stanovišti a pro faunu také změnu dostupnosti potravních zdrojů a úkrytů (Lyon et al., 1978, Nunes et al., 2000). Existují organismy s různou ekologickou valencí (Laštůvka a Šťastná, 2014) a proto lze očekávat, že na podmínky po požáru budou reagovat rozdílně. Nunes et al. (2000) uvádí pozitivní a negativní vlivy požáru na faunu bezobratlých (obr. 1).



Obr. 1: Pozitivní a negativní účinky požáru na faunu bezobratlých (Nunes et al., 2000)

Mezi houbami, rostlinami, ale i živočichy existují druhy, které si byly schopny vytvořit různé adaptace k přežití ohně nebo je využít k následnému vývoji po požáru (Wikars, 1997). Organismy, které jsou požárem výrazně zvýhodněny nebo jsou vůči němu odolné, označují literární prameny jako pyrophilous neboli „požár milující“ (Evans, 1971; Wikars, 1992; Wikars, 1997), u dřevin jsou nazývány pyrofyty (Laštůvka a Šťastná, 2014). Hmyz má schopnost přizpůsobovat se nejrůznějším životním podmínkám (Křístek a Urban, 2013), a proto mohou spálené oblasti přilákat druhy, které zde dokáží přežít, rozmnožovat se a z těchto podmínek profitovat (Evans, 1971; Lyon et al., 1978; Wikars, 1992). Podle Wikarse (1997) existují druhy, které jsou omezeny výhradně na vypálená místa. Protože je výskyt lesních požárů nepředvídatelný musí pyrophilní hmyz tato místa aktivně vyhledávat. U brouků rodu *Melanophilla* (Buprestidae) se vyvinuly chemoreceptory schopné vnímat infračervené záření vyzařované lesními požáry (Wikars, 1997). Schütz et al. (1999) dodává, že druhy rodu *Melanophilla* mohou podle těkavých látek vylučovaných hořící živou dřevinou odhalit vzdálený lesní požár a identifikovat i druh dřeviny, která hoří a látky do prostředí vylučuje.

V kolonizaci ploch zasažených požárem hrají také důležitou roli různé životní strategie organismů, které jsou výsledkem jejich evoluce v rozmanitých podmínkách (Suchomel et al., 2015). Tyto umožňují populacím jednotlivých druhů různou měrou reagovat na změny, ke kterým na daném stanovišti dochází (Suchomel et al., 2015). U živočichů se podle rychlosti růstu a schopnosti přežívání rozlišují dvě základní formy životních strategií, r- a K-stratégové (Losos et al., 1984; Laštůvka a Šťastná, 2014; Suchomel et al., 2015). Rychlý růst populace, vysoký vrozený reprodukční potenciál, rané rozmnožování a malá vnitrodruhová a mezidruhová kompetice umožňuje

r-stratégům v krátké době osidlovat nově vzniklé nebo uvolněné prostory, rychle se rozmnožit a v krátké době dosáhnout vysokých populačních hustot (Losos et al., 1984; Laštůvka a Šťastná, 2014; Suchomel et al., 2015). Naproti tomu K-stratégové představují druhy dlouhodobě s opožděným rozmnožováním, malým vrozeným rozmnožovacím potenciálem, často dokonalou péčí o potomstvo a značně vyvinutou vnitrodruhovou a mezi-druhovou kompeticí (Losos et al., 1984; Laštůvka a Šťastná, 2014; Suchomel et al., 2015). Vyskytují se spíše ve vyvinutých a vyvážených ekosystémech, v podmínkách ustáleného, málo proměnlivého klimatu. Do nových prostorů pronikají K-stratégové jen velmi zvolna, ale osídlení má trvalý charakter (Losos et al., 1984). Losos et al. (1984), Laštůvka a Šťastná (2014) a Suchomel et al. (2015) uvádějí, že tyto dvě strategie je nutno chápat jako dva krajní extrémy, mezi kterými existuje kontinuální přechod.

2.2 Ekologické charakteristiky vybraných druhů

Tato práce klade při hodnocení vlivu požáru na epigeickou faunu důraz na početně zastoupené nebo bioindikačně významné taxonomické skupiny (Carabidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda). Následující kapitola podává základní popis jmenovaných skupin a krátce charakterizuje ekologické nároky nejvýznamnějších zástupců. Druhy byly vybrány dle jejich dominance v šetřené lokalitě Bzenec v roce 2013.

2.2.1 Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)

(Třída: Insecta, Řád: Coleoptera, Podřád: Adephaga)

Střevlíkovití jsou jednou z druhově nejpočetnějších čeledí řádu Coleoptera (Hůrka, 2005). Čeleď je zastoupena druhy makropterními, ale i mnohými druhy (např. zástupci rodu *Carabus*) neschopných letu (Hůrka, 2005). Převážná část střevlíků je aktivními predátory, část druhů je fytofágních, většinou semenožravých, někteří jsou všežraví (Hůrka, 2005). Střevlíky, jejichž aktivita stoupá především za soumraku a v noci, můžeme najít v různých biotopech (Křístek a Urban, 2013). Ukrývají se v zemi pod kameny, pod kůrou, ve ztrouchnivělém dřevě apod. (Křístek a Urban, 2013). Jako predátoři tvoří významnou skupinu podílející se na udržování biologické rovnováhy. Často jsou využíváni pro účely bioindikace přírodního prostředí (Hůrka et al. 1996; Laštůvka et al., 2004; Křístek a Urban, 2013). Dle šíře ekologické valence a vázanosti k habitatu zařadili Hůrka et al. (1996) druhy a poddruhy čeledi

Carabidae České republiky do tří skupin (R – druhy s nejužší ekologickou valencí, A – druhy adaptabilní, E – druhy eurytopní). Zařazení druhů čeledi Carabidae do skupin je uvedeno v tab. 2.

Charakteristiky vybraných druhů čeledi Carabidae

Amara lunicollis (Schiödte, 1837) – makropterní druh se středoevropským areálem rozšíření. Eurytopní, xerofilní zástupce obývající spíše otevřená stanoviště jako jsou suché louky, lesní světliny (suché světlé smrkové a borové lesy), vřesoviště, rašeliniště, písčité duny, písčité ruderaly. Druh vyskytující se od nížin do hor, nejčastěji v pahorkatinách. Ukrývá se pod mechem, slámou, trsy trav a detritu. Je druhem s jarním rozmnožovacím cyklem (Hůrka, 2005; Kula et al., 2002).

Calathus ambiguus (Paykull, 1790) – makropterní, západopalearktický druh, na východě rozšířený po západní Sibiř a střední Asii. V teplejších částech ČR hojný, výskytem vázaný na suchá xerothermní stanoviště, zejména okraje polí, úhory a písčiny (Stanovský a Pulpán, 2006).

Calathus cinctus (Motschulsky, 1850) – makropterní druh rozšířený v Evropě, severní Africe a západní Asii. V ČR obývá suché a teplé biotopy otevřené krajiny (Stanovský a Pulpán, 2006).

Carabus violaceus (Linnaeus, 1758) – brachypterní zástupce této čeledi s eurosibiřským areálem rozšíření. Eurytopní, silvikolní druh obývající světlé lesy s častým výskytem i mimo les (louky, pastviny, meze, parky, i na ruderalách). Jeden z nejrozšířenějších lesních střevlíků po celém území ČR v bukových a borových lesích, kde vystupuje od nížin až do vysokých hor. Je druhem s podzimním rozmnožovacím cyklem. Přezimují imaga i larvy (Kula et al., 2002; Hůrka, 2005; Stanovský a Pulpán, 2006; Křístek a Urban, 2013).

Harpalus rubripes (Duftschmid, 1812) – makropterní zástupce s euroasijským areálem rozšíření (od Iberského poloostrova po Sachalin). Eurytopní, xerofilní druh preferující rozmanitá sušší stanoviště, kterými kupříkladu jsou: písčiny, suchá pole s chudou vegetací, suché pastviny, vinice, kamenité lokality, písčité říční břehy, lesní světliny a okraje lesa. Ukrývá se pod listím, v mechu a trsech trav. Je druhem s podzimním výskytem a nestabilním rozmnožovacím cyklem (IV. – IX.) (Kula et al., 2002; Stanovský a Pulpán, 2006).

Harpalus rufipalpis (Sturm, 1818) – makropterní, západopalearktický zástupce čeledi rozšířený na východě na Kavkaz a západní Sibiř. Druh eurytopní, termofilní, který osidluje písčité biotopy, vegetaci málo krytá pole, ruderalní plochy, borová vřesoviště, suché světlé (borové) lesy. Nachází se především pod travním opadem a detritem. Cyklus rozmnožování není znám (Kula et al., 2002; Stanovský a Pulpán, 2006).

Harpalus smaragdinus (Duftschmid, 1812) – makropterní, západopalearktický druh, který osidluje xerothermní lokality jako písčiny, pastviny, stepi (Stanovský a Pulpán, 2006).

Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779) - druh s palearktickým areálem rozšíření. Eurytopní zástupce obývající často jehličnaté i listnaté lesy od nížin až po alpské pásmo hor. Žije na půdním povrchu v hrabance a spadaném listí. V ČR patří k nejhojnějším polyfágním střevlíkům. Je predátorem drobných členovců (chvostoskoků a roztočů) s diurnální aktivitou (Hůrka, 2005; Stanovský a Pulpán, 2006; Křístek a Urban, 2013).

Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784) – hydrofilní druh s holarktickým areálem rozšíření. Je vázán na lužní lesy a na zarostlé břehy močálů a vod od nížin do pahorkatin (Hůrka, 2005; Stanovský a Pulpán, 2006).

Pseudoophonus griseus (Panzer, 1797) – makropterní, transpalearktický druh, na východě rozšířen po Sachalin, jižní Kurily a Japonsko. V ČR běžný, osidluje okraje polí, úhory a ruderaly (Stanovský a Pulpán, 2006).

Pseudoophonus rufipes (De Geer, 1774) – makropterní druh s palearktickým areálem rozšíření. Patří k nejhojnějším střevlíkům sušších stanovišť od nížin do hor. Osidluje pole, louky, ruderaly, agrocenózy včetně rozsáhlých polních kultur. Hromadné výskyty byly zaznamenány také v intravilánech obcí (Hůrka, 2005; Stanovský a Pulpán, 2006)

Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787) – makropterní druh s rozšířením Evropa, Kavkaz, Sibiř, Japonsko. Eurytopní, silvikolní střevlík obývající teplé, suché až mírně vlhké biotopy od nížin do hor (listnaté a smíšené lesy, houštiny, remízky, vřesoviště a kyselá půdy). Druh s jarním rozmnožovacím cyklem. Imága se vyskytují na podzim a zimu přečkávají v mechu (Kula et al., 2002; Stanovský a Pulpán, 2006).

Pterostichus quadrioveolatus (Letzner, 1852) – makropterní druh s eurokavkazským areálem rozšíření. Silvikolní, vyhledávající lesní okraje, světliny, paseky, lesní spáleniště. Ukrývá se pod listím a v detritu (Stanovský a Pulpán, 2006).

2.2.2 Řád: ARANEAE (pavouci)

(Třída: Arachnida)

V ČR je zjištěno 865 druhů pavouků (Kůrka et al., 2015). Pavouci obývají nejrůznější prostředí, lesní i bezlesé biotopy, některé druhy se objevují i na sněhu, v domácnostech a výjimečně i ve vodě. Řada druhů se vyskytuje na bylinách, keřích, kmenech i větvích stromů. Mnozí zástupci se ukrývají také pod kameny, v detritu, listí a lesní hrabance nebo v mechových a rašeliníkových kobercích (Novák et al., 1969). Řád obsahuje zástupce s různými nároky na světlo (otevřená stanoviště bez vegetace až po stinná stanoviště zapojených porostů) a vlhkost (vlhké až stepní lokality) (Buchar a Růžička, 2002). Pavouci jsou významnou skupinou predátorů se značnou bioregulační funkcí (Laštůvka et al., 2004) používání také k bioindikaci kvality životního prostředí (Buchar, 1983).

Podrobnou klasifikaci ekologických nároků pavouků pro druhy vyskytující se v ČR zpracovali Buchar a Růžička (2002). K charakteristice dále jmenovaných druhů bylo použito Katalogu pavouků České republiky (Buchar a Růžička, 2002). Téměř všechny dále zmíněné druhy jsou zástupci fauny epigeické (Buchar a Růžička, 2002). V případě jinak žijícího druhu je tento fakt uveden.

Charakteristiky vybraných druhů řádu Araneae

Čeleď: **Liocranidae**

Agroeca brunnea (Blackwall, 1833) – druh s eurosibiřským areálem rozšíření. V ČR velmi hojný, vázán na oblast Termofytika a Mezofytika v rozpětí nadmořských výšek 200–500 (-900) m n. m. Osidluje různé lesní, ale i otevřené biotopy. Preferuje stinná a mírně vlhká stanoviště. Ukrývá se ve vrstvách detritu, v korunách keřů nebo na kmenech stromů.

Scotina celans (Blackwall, 1841) – druh s evropským extramediteránním areálem rozšíření vázaný především na klimaxová stanoviště, která jsou minimálně narušena činností člověka. V ČR se vyskytuje v oblasti Termofytika (200–300 m n. m.). Osidluje xerothermní až vlhké lokality lesních i otevřených

biotopů. Ukrývá se pod kameny v borových, dubových i lužních lesích, dále lesostepích a na suťových svazích. Farkač et al. (2005) uvádí ten druh jako zranitelný.

Čeleď: Lycosidae

Alopecosa taeniata (C. L. Koch, 1835) – druh s eurosibiřským areálem rozšíření. V ČR hojný, výskytem vázán na oblast Mezofytika a Oreofytika v rozpětí nadmořských výšek (300–) 500–1200 (–1500) m n. m. Obývá hlavně smrčiny a jejich okraje. Početný je také v bylinné horské vegetaci.

Aulonia albimana (Walckenaer, 1805) druh s extramediteránním areálem rozšíření. Na území ČR hojný, vyskytující se v oblastech Termofytika a Mezofytika (200–600 m n. m.). Osidluje xerothermní otevřené lokality (skalní stepi, vřesoviště, lesní okraje).

Pardosa agrestis (Westring, 1861) – druh s euroasijským a extramediteránním areálem rozšíření. V ČR hojný, výskytem vázán na oblast Termofytika a Mezofytika (200–500 m n. m.). Euryhygričtý druh, který osidluje otevřená narušená stanoviště (výsypky v raných fázích sukcese, ruderalní plochy, vojenská tanková cvičiště).

Pardosa lugubris (Walckenaer, 1802) – druh s transpalearktickým areálem rozšíření. V ČR se vyskytuje v oblasti Termofytika, Mezofytika i Oreofytika od nížin až po horské polohy (200–800 (1300) m n. m). Xerofilní druh obývající částečně zastíněná stanoviště (světlé lesy – především bory, okraje lesů, skalní lesostepi, paseky, suchá pole, suchá vřesoviště). Ukrývá se pod kameny, v detritu, mechu, při bázích stonků bylin.

Trochosa terricola (Thorell, 1856) – druh s holarktickým areálem výskytu. V ČR rozšířen v oblasti Termofytika a Mezofytika (200–800 (–1000) m n. m.). Druh suchých až mírně vlhkých lokalit. Hojný druh lesních okrajů a jejich přilehlých otevřených stanovišť (paseky, křoviny).

Xerolycosa nemoralis (Westring, 1861) – druh s transpalearktickým areálem rozšíření. V ČR rozšířen v oblasti Termofytika, Mezofytika i Oreofytika (200–700 (–1200) m n. m.). Druh otevřených suchých biotopů, vřesovišť, skalních stepí, suťových okrajů, hojný ve světlých borových i dubových lesích a jejich porostních okrajích.

Čeleď: Gnaphosidae

Haplodrassus umbratilis (L. Koch, 1866) – druh s palearktickým areálem rozšíření. V ČR hojný, vázán na oblast Mezofytika (300–600 m n. m.). Druh mezofilní obývající stinná stanoviště (lesy a lesní okraje). Ukrývá se v mechu nebo pod kameny.

Zelotes apricorum (L. Koch, 1876) – druh s evropsko-asijským a extra-mediterránním areálem rozšíření. V ČR vázán na oblast Termofytika a Mezofytika (200–700 m n. m.). Druh euryfotní, euryhygrický vyskytující se na písčných dunách, v dubových a lužních lesích i podmáčených olšinách, kde se ukrývá hlavně pod kameny.

Zelotes erebeus (Thorell, 1871) – druh s evropským extramediteránním areálem rozšíření obývající klimaxová stanoviště, která jsou minimálně narušena činností člověka. V ČR vázán na Termofytikum a Mezofytikum (300–500 m n. m.). Výrazně xerofilní druh osidlující otevřené i částečně zastíněné biotopy (holé kamenité sutě, skalní stepi a lesostepi, teplomilné acidofilní doubravy, dubohabrové háje). Nalézt jej můžeme v prostorách pod kameny, v detritu, v mechu nebo při bázích stonků bylin.

Zelotes petrensis (C. L. Koch, 1839) – druh s evropsko-turánským a etramediterránním areálem rozšíření. V ČR hojný, rozšířen v oblasti Termofytika a Mezofytika (200–500 (–700) m n. m.). Obývá otevřené biotopy. Nachází se pod kameny na písčných dunách, skalních stepích a lesostepích v dubových a borových lesích.

Čeleď: Dysderidae

Harpactea rubicunda (C. L. Koch, 1838) – druh s mediteránním areálem rozšíření pronikající i do střední Evropy. V ČR hojný, rozšířen v oblasti Termofytika a Mezofytika (200–500 (–700) m n. m.). Xerofilní až mezofilní druh otevřených i částečně stíněných (vysokou bylinnou vegetací) biotopů. Typický druh pro suché okraje suťových svahů, skalních stepí a lesostepí, výsypek, je četný také v domech a jejich okolí.

Čeleď: Salticidae

Neon reticulatus (Blackwall, 1853) – druh s holarktickým a extra-mediterránním areál rozšíření. V ČR druhem hojným, rozšířen především v oblasti Mezofytika (200–500 (–800) m n. m.). Mezofilní, spíše stínomilný druh všech lesních biotopů. Ukrývá se v mechu, hrabance nebo detritu.

Čeleď: Phrurolithidae

Phrurolithus festivus (C. L. Koch, 1835) – druh s transpalearktickým areálem rozšíření. V ČR obývá část Termofytika a Mezofytika. Euryfotní, xerofilní až mezofilní druh různých lesních biotopů. Často se vyskytuje v dubových lesích, na skalních stepích, ale také na rašeliništích. Ukrývá se mezi trávou a detritem.

Čeleď: Zodariidae

Zodarion germanicum (C. L. Koch, 1837) – druh se středoevropským extramediteránním areálem rozšíření, obývající především klimaxová stanoviště. V ČR vázán hlavně na oblast Termofytika (200–500 m n. m.). Xerofilní druh otevřených i mírně stíněných biotopů (suché lesní svahy, dubové lesy). Ukrývá se v trávě, mezi lišejníky na xerothermních stanovištích.

Čeleď: Miturgidae

Zora nemoralis (Blackwall, 1861) – druh s evropsko-turánským areálem rozšíření. V ČR hojný, rozšířen především v oblasti Mezofytika v nadmořských výškách 200–400 (–700) m n. m. Mezofilní druh spíše stíněných lokalit (lesostepi, dubové a borové lesy).

Zora spinimana (Sundevall, 1833) – druh s transpalearktickým areálem rozšíření V ČR velmi hojný, obývá oblast Termofytika a Mezofytika (200–600 (–900) m n. m.). Euryhygrický, euryfotní druh různých lesních a otevřených biotopů.

2.2.3 Řád: OPILIONES (sekáči)

(Třída: Arachnida)

Sekáči, představitelé suchozemské fauny, žijí většinou na povrchu a jen výjimečně v zemi (Šilhavý, 1956). Většina středoevropských druhů jsou zvířata eurythermní (Šilhavý, 1956), s noční aktivitou (Novák et al., 1969). Nejvíce druhů se vyskytuje v lesním prostředí, setkat se s nimi můžeme i v lidských obydlích nebo jejich okolí (Bezděčka, 1996). Novák et al. (1969) uvádí, že mnohé středoevropské druhy sekáčů žijí především na vlhkých stinných místech, kde se ukrývají v husté vegetaci, pod kameny, v detritu nebo ve štěrbinách tlejících pařezů. Vyskytnout se mohou i na kmenech, v korunách stromů, na skalách, v jeskyních a na plodnicích hub (Bezděčka, 1996). Většina druhů se živí dravě drobnými bezobratlými (hlavně

dvoukřídlými, roztoči, chvostoskoky a dalšími půdními členovci, včetně mláďat sekáčů) nebo plži, méně často saprofágně (Bezděčka, 1996; Laštůvka et al., 2004). Velká část našich druhů na podzim hyne a přezimuje ve stádiu vajíček (Novák et al., 1969). Druhy, které přezimují v juvenilních či dospělých stádiích, zalézají často hluboko do půdy nebo se zdržují v úkrytech podobných těm, kde se ukrývají v letním období (Novák et al., 1969; Bezděčka, 1996).

Charakteristiky vybraných druhů řádu Opiliones

Popis následujících druhů byl převzat od Šilhavého (1956), pokud není uvedeno jinak.

Čeleď: Phalangidae

Lacinius dentiger (C. L. Koch, 1848) – druh rozšířený hlavně ve východních a jihovýchodních částech střední Evropy. V ČR se vyskytuje roztroušeně, místy hojně. Přezimují vajíčka. První jedinci dospívají v VIII., kulminace jejich abundance v IX. Obývá hlavně listnaté lesy, kde se ukrývá na pních stromů a pod kameny.

Lacinius horridus (Panzer, 1794) – druh žijící v celé Evropě, od severních zemí až k Středozemnímu moři, nejhojněji ve střední Evropě. Obývá vlhká a stinná stanoviště v blízkosti vod nižších a středních poloh. Žije také v lesích mezi trávou i na vysloveně stepních vyprahlých místech. Aktivní často i ve dne. Obvykle se ukrývá při kořenech stromů, hlavně vrb.

Nelima semproni (Szalay, 1951) – rozšířen ve střední a jižní Evropě. V ČR málo hojný druh, poprvé objeven na jižní Moravě, rozšířen i do Čech, zejména v nížinách. U nás tento sekáč žije synantropně, vzácněji na skalách, v sutích apod. Je uváděn jako teplomilný druh. Přes den se většinou schovává ve skalních puklinách a prasklinách ve zdech (Machač, 2009).

Rilaena triangularis (Herbst, 1799) – areál rozšíření druhu zahrnuje Evropu od Islandu až po Balkán s hojným výskytem ve střední Evropě. V ČR rozšířen po celém území. Obývá hlavně listnaté lesy. Ve dne se zdržuje na kůře stromů, ve větvích, i dosti vysoko nad zemí, žije také mezi trávou a v lesním podrostu. Rychlý běžec, páří se V.-VI. Vajíčka klade začátkem července.

2.2.4 Podkmen: MYRIAPODA (stonožkovci)

Podkmen Myriapoda sdružuje třídy Pauropoda, Symphyla, Diplopoda a Chilopoda (Křístek a Urban, 2013; Tuf, 2013). Na požářišti Bzenec byli početně zastoupeni a determinováni zástupci posledních dvou jmenovaných tříd Diplopoda a Chilopoda. Tyto třídy jsou dále v textu popsány.

Stonožky a mnohonožky jsou živočichové převážně dlouhověcí (Ožanová a Tuf, 2001). Díky jejich biologii a dostatečnému počtu druhů jsou spolu se suchozemskými stejnonožci používáni jako nástroj pro hodnocení kvality stanovišť. Podle ekologických nároků rozdělili Tuf a Tufová (2008) stonožky, mnohonožky a suchozemské stejnonožce do tří kategorií:

- reliktní (**R**) - druhy omezeny výskytem na nenarušené prostředí
- adaptabilní (**A**) - druhy schopné kolonizovat člověkem částečně přetvořené prostředí
- eurytopní (**E**) - druhy kolonizující různé biotopy včetně člověkem silně postižených stanovišť

Zařazení druhů tříd Diplopoda a Chilopoda do kategorií je uvedeno v tab. 5 a tab. 6.

Třída: DIPLOPODA (mnohonožky)

Mnohonožky jsou zástupci suchozemských členovců, kteří obývají vlhké biotopy, zvláště v krajinách s vápencovým podkladem (Lang, 1954; Lang, 1959). Dospělci i larvy mnohonožek se vyskytují po celý rok i v zimním období (Lang, 1959). Žijí v půdě či na jejím povrchu, vyhledávají prostředí s dostatečnou vlhkostí a stálejší příznivou teplotou (Tuf, 2013). Kromě půdy vyhledávají tyto podmínky i pod kameny, pod kůrou starých pařezů, ve spadaném listí a v lesním humusu (Lang, 1954). Některé druhy žijí také na lokalitách stepního rázu. Zástupci čeledi Julidae však vyžadují určitou vlhkost prostředí a zcela vlhká místa přímo u potoků pod kameny a pod kůrou starých stromů obývají zástupci čeledi Polydesmidae (Lang, 1954). Mnohonožky jsou detritofágní, některé formy se živí i živými částmi rostlin a mohou tak poškozovat rostlinky v pařeništích, sklenicích a školkách (Lang, 1954; Laštůvka et al., 2004; Křístek a Urban, 2013; Tuf, 2013). Statnější mnohonožky mohou ulovit i drobnou kořist (Laštůvka et al., 2004; Tuf, 2013).

Charakteristiky vybraných druhů třídy Diplopoda

Charakteristiky následujících druhů jsou uvedeny dle Langa (1954).

Čeleď: Julidae

Julus scandinavus (Latzel, 1884) – v juvenilních stádiích obou pohlaví se vyskytuje v letních měsících, v dospělce dozrávají v časném podzimu. Ukrývá se v listí ve vlhkých listnatých lesích, v křovinách i pod kameny. Synantropním biotopům se vyhýbá.

Leptoiulus trilobatus (Verhoeff, 1894) – rozšířen až do výšky 1400 m n. m. Ukrývá se nejčastěji pod plochými kameny, v mechových porostech nebo v listnatých lesích.

Ommatoiulus sabulosus (Linnaeus, 1758) – eurytopní druh hojný v krajinách s vápencovým podložím, lesnatých pohořích i otevřených krajinách. Osidluje suchá místa borových lesů s pískovcovými podklady. Ukrývá se pod kameny, v mechu nebo na kmenech a větvích listnatých stromů. Dospělci se vyskytují od května.

Čeleď: Polydesmidae

Polydesmus complanatus (Linnaeus, 1761) – hojný druh, vyskytuje se ve vlhkých listnatých lesích, v olšínách, pod kůrou zpuchřelých pařezů.

Třída: CHILOPODA (stonožky)

Stonožky jakožto zástupci suchozemských bezobratlých jsou významnou součástí makroedafonu (Laštůvka et al., 2004). Obývají různé biotopy ve všech nadmořských výškách. Většinu druhů lze označit za eurytopní (Folkmanová, 1959). Tito noční živočichové žijí často epigeicky, pod kameny, pod dřevem, v opadu (Tuf, 2013), pod kůrou stromů, nejvíce v údolích potoků a řek (Folkmanová, 1959). Menší druhy (zemivky a juvenilní stádia stonožek) obývají svrchní vrstvy půd (Tuf, 2013). Vyskytují a líhnou se téměř po celý rok, mimo období silných mrazů. Téměř všechny stonožky jsou primárně dravé, řada druhů je i býložravých nebo saprofágních (Folkmanová, 1959; Laštůvka et al., 2004; Tuf, 2013). Stonožky vydrží i dlouhá období hladu (až 6 měsíců) (Voigtländer, 2011).

Charakteristiky vybraných druhů třídy Chilopoda**Čeleď: Lithobiidae**

Lithobius erythrocephalus (C. L. Koch, 1847) – druh rozšířený ve východní Evropě, vyskytující se v lesních i nelesních biotopech (Tufová a Tuf, 2004). Tufem (2001) popisovaný jako zástupce stonožek tolerantní k nízké vlhkosti.

Lithobius forficatus (Linnaeus, 1758) – druh rozšířený po celém území střední Evropy (Gerstmeier, 2004), v ČR jeden z nejběžnějších (Laštůvka et al., 2004). Obývá svrchní vrstvy půdy, opadanku, ukrývá se pod kůrou pařezů, běžný také v zahradách (Gerstmeier, 2004). Dle Tufa (2001) snáší na rozdíl od ostatních stonožek i nižší vlhkost. Dravý druh s noční aktivitou. Loví svinky, pavouky a hmyz (Gerstmeier, 2004).

Lithobius mutabilis (L. Koch, 1862) – běžný druh střeoevropských vlhkých lesů východní Evropy (Tufová a Tuf, 2004; Tuf, 2002). Dává přednost vlhkým biotopům (Tuf, 2001). Podle Ožanové a Tufa (2001) se může tato stonožka projevovat jako regulátor nárůstu početnosti některých druhů mnohonožek (juvenilní stádia rodu *Polydesmus*) a stejnonožců v průběhu popovodňové sukcese.

3 Oblast šetření – Bzenecká Doubrava

3.1 Lokalizace

Vybraná lokalita pro studium epigeické fauny ovlivněné požárem se nachází v Jihomoravském kraji mezi Bzencem, Strážnicí a Ratiškoviciemi přibližně 3 km jižním směrem od města Bzenec (obr. 2). Lesní porosty, ve kterých probíhalo šetření, obhospodaruje státní podnik Lesy České republiky, zde místně příslušná lesní správa Strážnice. Porosty Bzenecké Doubravy jsou zařazeny do kategorie lesů zvláštního určení s půdoochrannou funkcí.



Obr. 2: Lokalizace šetřeného území Bzenecké Doubravy

Oblast Bzenecké Doubravy s rozsáhlými plošinami vátých písků spadá do přírodní lesní oblasti Jihomoravské úvaly (ÚHŮL, 2015), z pohledu biogeografického členění ČR náleží dle Culka (1995) bioregionu Hodonínskému. Podle Buchara (1982) leží šetřená lokalita v poli 7069 síťové mapy.

3.2 Geomorfologické, pedologické a hydrologické poměry

Lokalita je součástí Ratiškovické pahorkatiny, tvořené převážně neogenními a kvarténními sedimenty blízké řeky Moravy (Vepřek, 1998). Z teras řeky Moravy byly v době poledové vyvátý jejich jemnější části a daly tak vzniknout rozsáhlé oblasti vátých písků (Mackovčín et al., 2007). Tyto písky, dosahující mocnosti 10 až 30 m (Mackovčín et al., 2007), jsou tvořeny téměř čistými křemennými zrny s nepatrnou příměsí jiných minerálů, nepodléhajícími dalšímu zvětrávání (Vachek et al., 1997; Vepřek, 1998).

Extrémní klimatické podmínky jsou násobeny fyzikálními vlastnostmi písků. Jejich špatná tepelná vodivost způsobuje přehřívání povrchu, přičemž těsně pod ním už je chladno. Velikost zrn má za následek velkou propustnost písků a okamžité vysychání. Z těchto důvodů zde vznikají pouze počáteční stádia půd s velmi nízkým pH, neobsahující téměř žádný humus (Vachek et al., 1997). Dominantním půdním představitelem šetřené oblasti jsou velmi

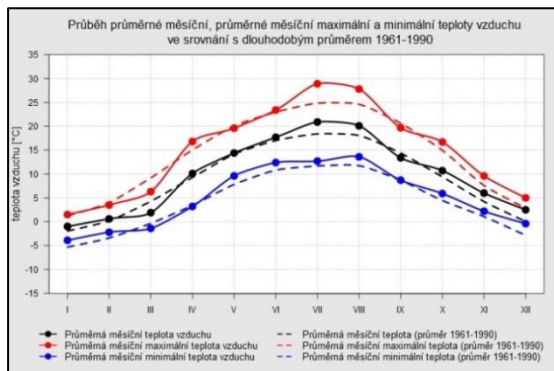
lehké hnědé půdy - kambizem arenická (Mackovčín et al., 2007; Česká geologická služba, 2015).

Výšková členitost území je minimální. Nejvyšší bod oblasti se nachází v lesním oddělení Strašiliny (220 m n. m.) ve východní části Bzenecké Doubravy, nejnižším bodem je řeka Morava u Rohatce (163 m n. m.) (Šimeček a Brinke, 2007). Reliéf lokality tvoří mírně zvlněné písčité plošiny, místy se vyskytují přesypové duny a přesypové valy tvořené písky a vyklučnými pářezy.

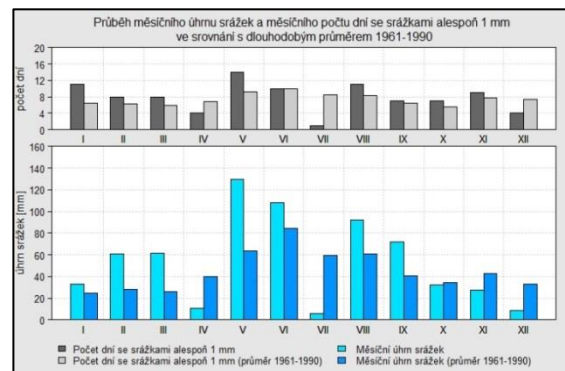
Území náleží do povodí k jihu meandrující řeky Moravy (Vachek et al., 1997).

3.3 Klimatické poměry

Pro podnebí bioregionu Hodonínského je typické výrazně teplé, středně suché až mírně vlhké klima s průměrnou roční teplotou pro stanici Bzenec 9,0 °C a průměrným ročním úhrnem srážek 569 mm (Culek, 1995). Převládající směr větrů je jihovýchodní a severozápadní (Vachek et al., 1997). Dle Quitta (1971) leží šetřená lokalita v nejteplejší oblasti T4. Průběh průměrné měsíční teploty (obr. 3) a měsíčního úhrnu srážek (obr. 4) v roce 2013 charakterizují data naměřená Českým hydrometeorologickým ústavem na meteorologické stanici Strážnice (ČHMÚ, 2015).



Obr. 3: Průběh průměrné měsíční, průměrné maximální a minimální měsíční teploty vzduchu ve srovnání s dlouhodobým průměrem z let 1961–1990 pro rok 2013 z meteorologické stanice Strážnice (ČHMÚ, 2015)



Obr. 4: Měsíční úhrn srážek a měsíční úhrn dní se srážkami alespoň 1 mm ve srovnání s dlouhodobým průměrem z let 1961–1990 pro rok 2013 z meteorologické stanice Strážnice (ČHMÚ, 2015)

3.4 Typologické a fytoocenologické poměry

Převládajícím souborem lesních typů (lesnicko-typologický klasifikační systém) šetřené lokality je (habrová) doubrava na písčích – 1S (ÚHÚL, 2015; tab. 8). V systému geobiocenologické klasifikace zde převažují společenstva svazu *Pini-Querceta arenosa* (STG 1AB2) (Buček a Lacina, 1999; tab. 8), z čehož vyplývá, že v dřevinném patru by měly převládat dubové porosty. Dva zmíněné klasifikační systémy berou ohled na potenciální složení vegetace (Plíva a Průša, 1969; Buček a Lacina, 1999), která se zde historicky výrazně změnila. Původní porosty zdejších písčín při příchodu člověka tvořily souvislé převážně acidofilní dubové lesy (odtud název Bzenecká Doubrava) (Jongepierová a Grulich, 1989; Čmelík, 1992). Lesní pastvou, hrabáním steliva a odlesněním v 18. století vznikly rozsáhlé otevřené plochy. Původní dubový les se na Bzenecku během několika staletí přeměnil v písečnou poušť (Čmelík, 1992), tzv. Moravskou Saharu (Bezděčka et al., 2001), postihovanou prašnými bouřemi s následnou tvorbou písečných přesypů (Švehlík, 2002). Až v letech 1823–1852 byla degradovaná oblast pod vedením lesního inspektora Ing. J. B. Bechtela zalesněna borovicí, takže se písečné přesypy stabilizovaly a ráz zpustlé krajiny se zcela změnil (Jongepierová a Grulich, 1989; Čmelík, 1992; Bezděčka et al., 2001; Švehlík, 2002).

Původní acidofilní doubravy vymizely a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) se stala dominantní dřevinou stromového patra Bzenecké Doubravy. Vyskytuje se zde také borovice černá (*Pinus nigra*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), dub letní (*Quercus robur*), dub červený (*Quercus rubra*). V bylinném patru borových monokultur převládá výskyt třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), mechů a lišejníků (Vachek et al., 1997). Na otevřená stanoviště jsou vázána společenstva psamofilních druhů s unikátní skladbou několika biogeografických prvků (Jongepierová a Grulich, 1989). Tyto jsou nejlépe zachovány na území národní přírodní památky „Váté písky“ a přírodní památky „Vojenské cvičiště Bzenec“. Podrobně tuto vegetaci popisují Bezděčka et al. (2001) a Mackovčín et al. (2007).

3.5 Fauna

Ojedinelost tohoto území se projevuje i ve složení fauny. Dostatek informací pochází ze zdrojů, které se zabývají souhrnným popisem blízkých faunisticky zajímavých lokalit NPP Váté písky a PP Vojenské cvičiště Bzenec (Bezděčka

et al., 2001, Mackovčín et al., 2007). Dílčí práce zabývající se jednotlivými taxony budou představeny po krátkém přehledu fauny Bzenecka.

Savci jsou zastoupeni nejpočetněji lovnou zvěří. Mezi zajímavosti patří výskyt netopýrů, např. vzácného netopýra stromového (*Nyctalus leisleri*) (Vachek et al., 1997).

Ptáci se vyskytují asi v 90 druzích (Vachek et al., 1997). Hnízdí zde některé významné druhy ptáků (skřivan lesní *Lullula arborea*, lelek lesní *Camprimulgus europaeus*, čáp bílý *Ciconia ciconia*, moták pochop *Circus aeruginosus*, strakapoud jižní *Dendrocopos syriacus*, strakapoud prostřední *Dendrocopos medius*), pro jejichž ochranu zde byla vyhlášena ptačí oblast Bzenecká Doubrava – Strážnické Pomoraví (Šimeček a Brinke, 2007).

Ze zástupců plazů a obojživelníků lze jmenovat např.: ještěrku zelenou (*Lacerta viridis*), slepýše křehkého (*Anguis fragilis*), užovku obojkovou (*Natrix natrix*), blatnici skvrnitou (*Pelobates fuscus*), skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) i čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*). Bližší informace podávají Vachek et al. (1997), Bezděčka et al. (2001) a Mackovčín et al. (2007).

Z hmyzu je zde známý především výskyt motýlů, z nichž mnohé druhy na Moravě nebo i v celé ČR žijí pouze na tomto území (Vachek et al., 1997), např.: píďalka písčinná (*Aplocera efformata*) nebo vřetenuška pozdní (*Zygaena laeta*). Laštůvka a Elsner (1993) v Katalogu motýlů moravskoslezského regionu uvádí druhy psamofilní vyskytující se na písčitých biotopech, které charakterizují jako oblasti vátých písků jihovýchodní Moravy. Motýli jihovýchodní Moravy se dále zabývali autoři Gottwald et al. (1996), Elsner et al. (1997) a Dufek et al. (1998). O objevu okáče středomořského (*Hyponephele lupina*) v oblasti Bzenecko-Záhorských vátých písků informovali autoři Králíček a Povolný (1994).

Z ostatních skupin hmyzu jsou známí zástupci rovnokřídlých: kudlanka nábožná (*Mantis religiosa*), saranče modrokřídle (*Oedipoda caerulescens*). Žije zde také řada reliktních druhů Hymenoptera, Diptera a Neuroptera (z nich především některé druhy mravkolvů) (Jongepierová a Grulich, 1989). O výskytu mravkolva *Distoleon tetragrammicus* z oblasti Bzenecka informoval Holuša (1997). Ze zástupců Hymenoptera lze jmenovat lumky, hřebenule, mravence a kutilky (Vachek et al., 1997). Zavadil a Šnoflák (1948) uvádějí, že klasickou lokalitou, nejbohatší zejména na vzácné druhy kutilek, je Bzenecko

(„Moravská Sahara“). S čeledí kutilek (*Sphexidae*) dále souvisí práce Vepřka (1996, 1998).

Z brouků obývají tuto oblast chrousti, zlatohlávci, krasci, střevlíci, tesaříci, aj. (Vachek et al., 1997). Hajdaj (2008, 2011) provedl analýzu druhového spektra střevlíkovitých (*Carabidae*) rozdílných biotopů bzeneckých písčín a zjištění stavu druhové diverzity střevlíkovitých (*Carabidae*) v oblasti bzenecké střelnice. Průzkumu podčeledi *Lamiinae* na jihovýchodní Moravě se věnovali Zýka a Šigut (1997). Nálezy autoři udávají také z oblasti Bzenecké Doubravy. Stejskal a Trnka (2012) uvádějí, že typicky vázaným druhem pouze na písčiny z čeledi *Curculionidae* je pionýrský druh rýhonosec borový (*Coniocleonus turbatus*), který může být na Bzenecku velmi hojný. Velká pozornost je v oblasti vátých písků věnována chroustu maďalovému (*Melolontha hippocastani*), který se stal v posledních desetiletích největší překážkou obnovy lesa (Mařáková, 2014). Jelikož borovice lesní hostí široké spektrum fytofágního hmyzu (Liška, 2013), lze zde i jejich výskyt předpokládat. O lokálním přemnožení krasce borového (*Phaenops cyanea*) a lýkožrouta borového (*Ips sexdentatus*) v porostech požárem oslabených v oblasti Bzenecka informovali Knížek (2012) a Liška (2013). Knížek (2012) dále uvedl, že spolu s lýkožroutem borovým se na zdejších lokalitách objevilo také napadení kozlíčkem sosnovým (*Monochamus galloprovincialis*).

Při průzkumu arachnocenóz zde bylo zjištěno přes sto druhů pavouků (Mackovčín et al., 2007). Pavouky (Araneae) v této lokalitě studovali Růžička (1998) a Růžička a Bezděčka (2000). Průzkumu sekáčů (Opiliones) jihovýchodní Moravy se věnoval Bezděčka (1996). Další informace o arachnofauně Bzenecka, zejména již zmíněných chráněných území, podávají Bezděčka et al. (2001) a Mackovčín et al. (2007).

3.6 Požár

Území Bzenecké Doubravy bylo od dob minulých pod vlivem požárů. V roce 1841 přetála území zalesňovaných písčín borovicí tzv. Severní dráha vedoucí z Vídně do Krakova (Čmelík, 1992; Mackovčín et al., 2007). Okolí železnice bylo pod vlivem častých požárů a dráze tak připadl na obě strany 40 m široký pruh písčín, který byl udržován jako bezpečnostní protipožární pás (Jongepierová a Grulich, 1989). S modernizací železnice a zrušením parní traktce v 2. pol. 20. stol. ubylo požárů vzniklých od jisker a žhavého popela

z parních lokomotiv (Kula, 1985). Požáry tento úzký pruh kolem železniční trati zcela neopustily (obr. 5).



Obr. 5: Požár v úzkém pruhu kolem železnice Břeclav – Přerov (9. 3. 2014)

24. května 2012 zachvátil lesy Bzenecké Doubravy největší lesní požár v ČR za posledních 15 let. Oheň zasáhl téměř 165 ha lesních porostů. Mladé porosty postížené požárem shořely zcela (obr. 7). Naproti tomu v porostech vyšších věkových stupňů (obr. 6), kde pozemní požár nezasáhl do korunového patra, byly následky ohně závislé na stupni poškození lýka přes silnou borku ve spodní části kmene. Stromy začaly postupem času samy odumírat. Práce s odstraněním odumřelých porostů započaly neprodleně po skončení všech záchranných prací. Kmenoviny s nižším stupněm poškození nebyly těženy. Na ploše po požáru bylo vymezeno na vyhořelém borovém porostu a přilehlém porostu dubu bezzásahové území (5,5 ha), které slouží pro účely studia přirozeného vývoje obnovy porostů zasažených požárem (Mařáková, 2012).



Obr. 6: Požárem zasažená borová kmenovina (Emanuel Kula)



Obr. 7: Požárem zasažená borová tyčkovina (Emanuel Kula)

4 Metodika

Postupy šetření sběru a zpracování epigeické fauny Bzenecké Doubravy ovlivněné požárem jsou popsány v níže uvedených podkapitolách.

Pro přehlednost jsou obrázky zařazeny v textu a tabulky v příloze bakalářské práce. Autorem pořízených fotografií je Jakub Prágr, pokud není uvedeno jinak.

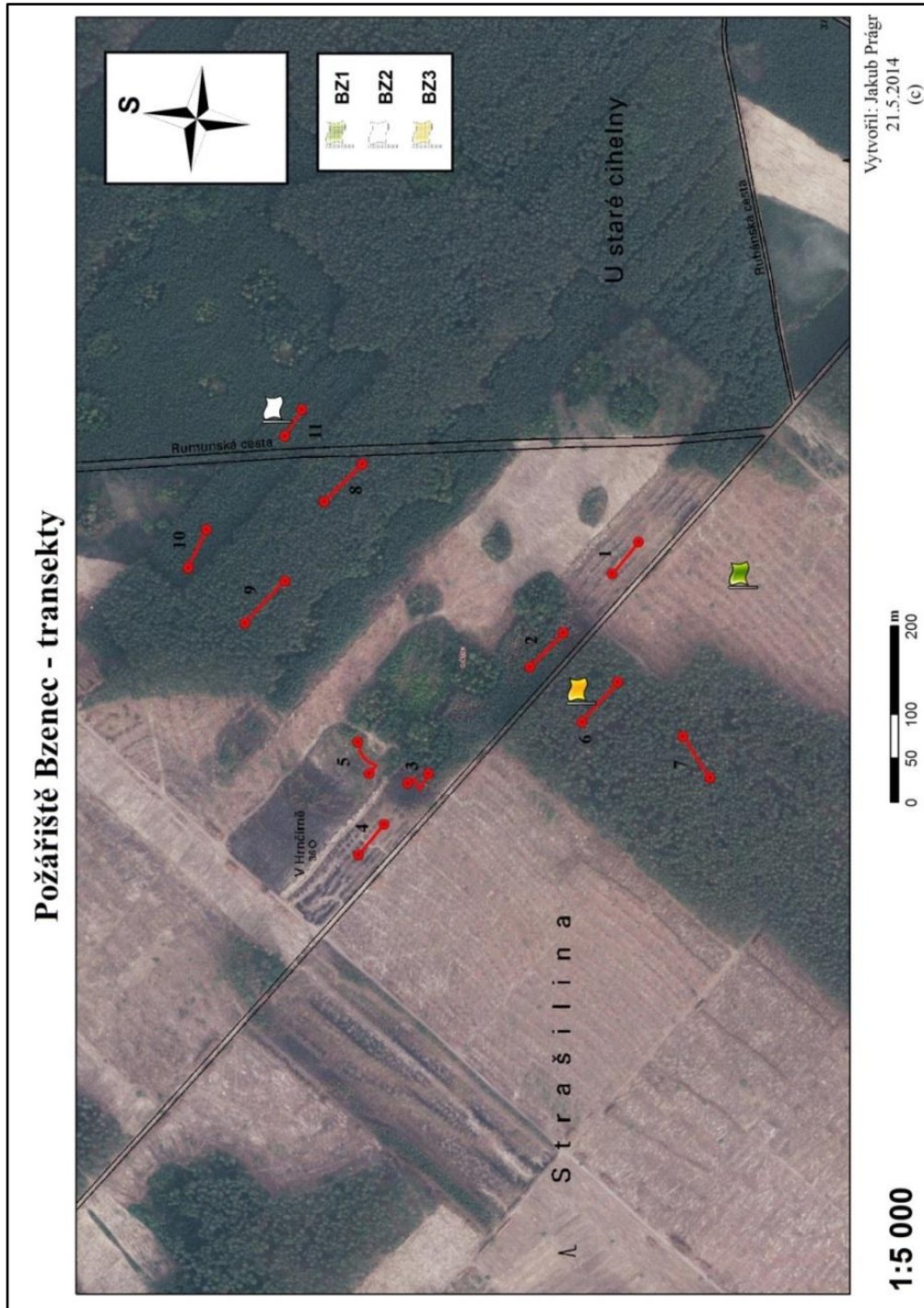
4.1 Výběr a charakteristika stanovišť

Pro studium epigeické fauny na požářišti Bzenec bylo vybráno jedenáct ploch v porostech po požáru odtěžených, v porostech požárem zasažených, ale ponechaných přirozenému sukcesnímu vývoji, a porostech požárem neovlivněných (porosty kontrolní). Volba ploch nezávisela pouze na ovlivnění či neovlivnění stanoviště požárem. Druhým klíčovým faktorem byl věk porostu, ve kterém sledování probíhalo. S vývojem porostu se mění mikroklimatické podmínky (světlo, teplota, vlhkost) ovlivňující epigeickou faunu. Bylo tedy použito párového uspořádání ploch ovlivněných a neovlivněných požárem v porostech shodných věkem (holina, tyčkovina, kmenovina), ve kterých byly umístěny liniově zemní pasti (obr. 8). Mapové výstupy byly vytvořeny v programu ArcMap 10.2 s použitím WMS serverů ČÚZK (2014).

Od 31. 10. 2013 probíhá v lokalitě prostřednictvím klimatických stanic MeteoUni: AMET – sdružení Litschmann & Suchý (BZ1, BZ2, BZ3, obr. 8) měření teploty vzduchu a teploty půdy v hloubkách 15, 35, 70 cm. Klimastanice jsou umístěny do tří rozdílných biotopů. Jedná se o otevřenou plochu odtěženou po požáru a borové porosty ve vývojových stádiích tyčkoviny a kmenoviny.

Pro popis ploch a jejich stanovištních podmínek je použito údajů z lesního hospodářského plánu (Lesprojekt Brno, 2006) a fytoocenologického snímku vyhotoveného Ing. Michalem Friedlem na začátku vegetačního období roku 2013 (tab. 8). Tyto údaje jsou doplněny o informace revírníka Petra Korvase a o poznatky získané vlastním pozorováním během prováděného výzkumu.

Pozn.: S následujícím označením ploch bude pracováno i dále v textu.



Obr. 8: Požářiště Bzenec. Linie vedených transektů a umístění klimatických stanic pro měření teploty vzduchu a půdy.

Trvalá výzkumná plocha (PO_01)

Porostní skupina 273D03, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Stanoviště s borovou monokulturou, vtroušenou břízou (*Betula pendula*) a akátem (*Robinia pseudoacacia*). Porost dosáhl věku 27 let, průměrné porostní výšky 10 m a zakmenění 9.



Obr. 9: TVP PO_01, Požárem ovlivněná, odtěžená (29. 10. 2013)

Plocha zničená požárem byla následně v září 2012 odtěžena a v březnu 2013, po přípravě půdy pluhem, zalesněna obalovanou sadbou borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (obr. 9).

Synuzie podrostu: Celková pokryvnost bylinného patra 25 % s dominantním druhem *Rumex acetosella* (pokryvnost 20 %).

Reliéf terénu: velmi mírně zvlněná písčitá plošina, brázdy o přibližné hloubce 40 cm bez humusové a opadové vrstvy, pouze surový písek.

Trvalá výzkumná plocha (PO_02)

Porostní skupina 273D03, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Borová monokultura ve věku 27 let zasažená požárem, ponechaná přirozenému sukcesnímu vývoji (obr. 10). Na jaře roku 2013, v prvním vegetačním období po požáru, zde bylo 90 % životaschopných jedinců s celkovou pokryvností 85 % (I.–III. patro), průměrnou výškou 10 m a zakmeněním 9. V průběhu vegetačního období odumíraly jednotlivé stromy a od září 2013 se na jižní straně plochy začínají stromy vyvracet (obr. 11).

Synuzie podrostu: Bylinné patro (celková pokryvnost 10 %) utvářely spoludominantní druhy *Anthoxanthum odoratum* a *Rumex acetosella* s pokryvností 3 %.

Reliéf terénu: velmi mírně zvlněná písčitá plošina, povrch tvořen opadem z jehličí



Obr. 10: TVP PO_02, Borová tyčkovina ovlivněná požárem, ponechána přirozenému vývoji (29. 10. 2013)



Obr. 11: TVP PO_02, Požárem poškozené borovice napadené tesaříky se vyvrací a lámou (29. 10. 2013)

Trvalá výzkumná plocha (PO_03)

Porostní skupina 273D03, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Borová monokultura ve věku 27 let zasažená požárem, ponechaná přirozenému sukcesnímu vývoji (obr. 12). Průměrná výška porostu 10 m, zakmenění 9. V prvním vegetačním období po požáru 90 % jedinců nevykazovalo známky života, zbylých 10 % postupně odumíralo. Rozvrat porostu nastal v roce 2014.



Obr. 12: TVP PO_03, Borová tyčkovina ovlivněná požárem, ponechána přirozenému vývoji (29. 10. 2013)

Synuzie podrostu: Bylinné patro (celková pokryvnost 1 %) utvářely tyto spoludominantní druhy (pokryvnost 0,5 %): *Anthoxanthum odoratum*, *Echinochloa crus-galli*, *Corynephorus canescens*, *Calamagrostis epigejos*, *Erechtites hieracifolia*, *Spergula morisonii*, *Conyza canadensis*, *Digitaria sanguinalis*, *Trifolium arvense*, *Rumex acetosella*, *Convolvulus arvensis*.

Reliéf terénu: Velmi mírně zvlněná písčité plošina, povrch tvořen opadem z jehličí odumřelého porostu.

Trvalá výzkumná plocha (PO_04)

Porostní skupina 273D03, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: plocha po požáru v září 2012 odtěžena a v březnu 2013 po přípravě půdy pluhem zalesněna obalovanou sadbou borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Po neúspěšném zalesnění (vysoké škody ponravou chrousta maďalového – *Melolontha hippocastani*) byla plocha v říjnu 2013 hloubkovou frézou (obr. 13) připravována pro zalesnění v roce 2014.



Obr. 13: TVP PO_04, Požárem ovlivněná, odtěžená, po frézové přípravě půdy (2. 5. 2014)

Před odtěžením porostu se zde vyskytovala borová monokultura s vtroušenou břízou (*Betula pendula*) a akátem (*Robinia pseudoacacia*). Porost dosáhl věku 27 let, průměrné porostní výšky 10 m a zakmenění 9.

Synuzie podrostu: Bylinné patro s celkovou pokryvností 1 % utvářely spoludominantní druhy s pokryvností 0,5 %: *Anthoxanthum odoratum*, *Carex hirta*, *Agrostis gigantea*, *Chenopodium album*, *Spergula morisonii*, *Solanum nigrum*, *Fallopia convolvulus*, *Rumex acetosella*, *Digitaria sanguinalis*.

Reliéf terénu: Velmi mírně zvlněná písčitá plošina, brázdy o přibližné hloubce 40 cm bez humusové a opadové vrstvy, pouze surový písek, po frézové přípravě brázdy srovnány.

Při hloubkové přípravě půdy frézou došlo nedorozuměním ke zničení zemních pastí, a proto nebyl poslední odběr (29. 10. 2013) vzorků epigeické fauny proveden.

Trvalá výzkumná plocha (PO_05)

Porostní skupina 273D02, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Dominantní dřevinou této požárem ovlivněné plochy je dub červený (*Quercus rubra*) s vtroušenou borovicí lesní (*Pinus sylvestris*). Porost ve věku 19 let, se střední porostní výškou 5 m, zakmeněním 9

a celkovou pokryvností dřevin 25 % byl ponechán přirozenému sukcesnímu vývoji (obr. 14). V prvním vegetačním období po požáru vykazovalo 95 % jedinců známky života. Tento fakt zůstal v průběhu roku 2013 neměnným.



Obr. 14: TVP PO_05, Tyčkovina dubu červeného (*Quercus rubra*) ovlivněná požárem (2. 5. 2014)

Synuzie podrostu: Celková pokryvnost bylinného patra byla 45 % s dominantním druhem *Anthoxanthum odoratum* (pokryvnost 31 %).

Reliéf terénu: Velmi mírně zvlněná písčité plošina, v J části plochy val z pařezů krytý pískem, povrch tvořen opadem listí dubu červeného (*Quercus rubra*).

Na ploše byl dle pobytových znaků (trus) zaznamenán zvýšený pobyt zvěře.

Trvalá výzkumná plocha (PO_06)

Porostní skupina 274A09, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Požárem ovlivněná borová kmenovina ve věku 94 let, s průměrnou porostní výškou 22 m, celkovou pokryvností dřevin I.–III. patra 50 % a zakmeněním 8, v prvním vegetačním období po požáru ponechána bez zásahu (obr. 15).



Obr. 15: TVP PO_06, Borová kmenovina zasazená požárem (2. 5. 2014)

Synuzie podrostu: Z 55 % celkové pokryvnosti bylinného patra tvořila 44 % pokryvnosti dominantní *Calamagrostis epigejos*.

Reliéf terénu: Mírně zvlněná plošina na písčítých dunách, J směrem k ploše 7 se mírně svažuje, povrch tvořen spálenou opadovou vrstvou jehličí, místy výskyt spáleného mechového patra.

Trvalá výzkumná plocha (PO_07)

Porostní skupina 274A09, SLT 1S, STG 1AB3

Stromové patro: Požárem zasažená borová kmenovina ve věku 94 let, s průměrnou porostní výškou 22 m, celkovou pokryvností dřevin I.–III. patra 60 % a zakmeněním 8, v prvním vegetačním období po požáru ponechána bez zásahu.



Obr. 16: TVP PO_07, Požárem ovlivněná borová kmenovina (2. 5. 2014)

Synuzie podrostu: Dominantní druh bylinného patra *Calamagrostis epigejos* dosáhl 10 % pokryvnosti. Celková pokryvnost bylinného patra byla 35 %.

Reliéf terénu: Mírně zvlněná plošina na písčítých dunách, mechové patro a opadová vrstva jehličí byla spálena (obr. 16).

Trvalá výzkumná plocha (PO_08)

Porostní skupina 273D08, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Borová kmenovina ve věku 78 let, s průměrnou porostní výškou 21 m, celkovou pokryvností dřevin I.–III. patra 75 % a zakmeněním 10, bez ovlivnění požárem.



Obr. 17: TVP PO_08, Borová kmenovina bez vlivu požáru (29. 10. 2013)

Synuzie podrostu: Z 5 % celkové pokryvnosti bylinného patra tvořila 2 % dominantní *Calamagrostis epigejos* (obr. 17).

Reliéf terénu: Velmi mírně zvlněná písčítá plošina, SZ směrem od cesty Rumunská k transektu plochy 9 terén mírně klesá, povrch půdy pokryt mechovým patrem a opadem jehličí.

Trvalá výzkumná plocha (PO_09)

Porostní skupina 273D08, SLT 1S, STG 1AB2 (3)

Stromové patro: Borová kmenovina ve věku 78 let, s průměrnou porostní výškou 21 m, celkovou pokryvností dřevin I.–III. patra 65 % a zakmeněním 10, bez vlivu požáru (obr. 18).

Synuzie podrostu: celková pokryvnost bylinného patra 15 % byla tvořena 10 % dominantního druhu *Calamagrostis epigejos*.



Obr. 18: TVP PO_09, Borová kmenovina bez vlivu požáru (2. 5. 2014)

Reliéf terénu: Velmi mírně zvlněná písčítá plošina, povrch půdy kryt mechovým patrem a opadem z jehličí.

Trvalá výzkumná plocha (PO_10)

Porostní skupina: 273A03, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Borová tyčkovina ve věku 29 let, s průměrnou porostní výškou 10 m, celkovou pokryvností dřevin I.–III. patra 90 % a zakmeněním 10 bez ovlivnění požárem (obr. 19).

Synuzie podrostu: Celková pokryvnost bylin 0,5 % byla tvořena druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis capillaris*, *Viola canina* a *Veronica officinalis*.

Reliéf terénu: Velmi mírně zvlněná písčítá plošina, povrch kryt vrstvou opadu z jehličí.

Trvalá výzkumná plocha (PO_11)

Porostní skupina 273B03, SLT 1S, STG 1AB2

Stromové patro: Borová monokultura ve stádiu tyčkoviny (věk 29 let), průměrná porostní výška 10 m, celková pokryvnost dřevin I.–III. patra 85 %, zakmenění 10, bez působení požáru (obr. 20).

Synuzie podrostu: Celkovou pokrývnost bylinného patra 0,5 % tvořily druhy *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis capillaris* a *Avenella flexuosa*.

Reliéf terénu: S linií vedeného transektu terén k JV mírně klesá, povrch kryt opadovou vrstvou jehličí, místy se vyskytuje mechové patro a dřevní hmota.



Obr. 19: TVP PO_10, Borová tyčkovina bez působení požáru (2. 5. 2014)



Obr. 20: TVP PO_11, Borová tyčkovina bez vlivu požáru (29. 10. 2013)

4.2 Sběr epigeické fauny

Ke zjištění stavu epigeonu na požářišti Bzenec byl použit odchyt standardní metodou zemních pastí bez návnady (Novák et al., 1969).

Zvolen byl stejný metodický postup odběru, který použil Kula (2009) pro zjištění stavu epigeické fauny stanovišť ovlivněných vápněním.

Formalinové zemní pasti (ZP) skládající se ze sklenice o objemu 4 litry opatřené plechovou stříškou (obr. 21) byly do země zakopané tak, aby horní okraj láhve o vnitřním průměru 9 cm nepřevyšoval okolní terén. Stříška chránila past před deštěm působící ředění smrtícího a konzervačního media případně vyplavení zachyceného materiálu, zabraňuje padání písku a jiných nečistot a vytváří úkrytový prostor lákající některé druhy epigeické fauny. Jako smrtící i konzervační médium v ZP byl 4% roztok formaldehydu (2,5 l/ZP) se smáčecím prostředkem ke snížení povrchového napětí (např. Jar).

ZP vedené liniově středem porostu v počtu 5 ks na plochu byly exponovány v odstupech 10 m s minimální vzdáleností 10 m od okraje porostu k eliminaci okrajového fenoménu (Kula, 2009) v případě holin ve vzdálenosti cca 20 m od okraje přilehlých porostů.

Samotný odběr realizovaný formou směsného vzorku (5 pastí na plochu a termín odběru) probíhal od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013 v sedmi odběrných

termínech (2. 5., 4. 6., 4. 7., 4. 8., 4. 9., 4. 10., 29. 10. 2013). Každý směsný vzorek byl označen lokální štítkem (plocha a datum sběru) a následně konzervován 75% etanolem.

Odebrané vzorky epigeické fauny byly následně v laboratorních podmínkách tříděny dle taxonomických skupin hmyzu, pavoukoců a dalších bezobratlých (obr. 22). Vzorky uložené do skleněných epruvet a označené lokální štítkem (plocha a datum sběru) byly předány k následné determinaci.



Obr. 21: Formalinová zemní past použitá pro sběr epigeické fauny (27. 2. 2015)



Obr. 22: Třídění směsného vzorku v laboratorních podmínkách (8. 11. 2013)

4.3 Determinace

Determinaci epigeické fauny provedli specialisté na danou taxonomickou skupinu. Všem níže jmenovaným tudíž náleží poděkování.

Carabidae – Ing. Jiří Stanovský, Ph.D. (ÚHÚL Frýdek - Místek)

Araneae - Bc. Ondřej Michálek (Př. f. MU Brno)

Opiliones – Pavel Bezděčka (Muzeum Vysočiny Jihlava)

Orthoptera, Blattodea – prof. Ing. Jaroslav Holuša, Ph.D. (FLD ČZU Praha)

Chilopoda, Diplopoda, Isopoda – Ing. Martin Lazorík (LDF MENDELU Brno)

Cantharidae – Ing. Jaroslav Kondler (Státní rostlinolékařská správa Opava)

Elateridae – Ing. Jiří Foit, Ph.D. (LDF MENDELU Brno)

Silphidae – Doc. Ing. Jan Bezděk, Ph.D. (AF MENDELU Brno)

Coccinellidae – Doc. RNDr. Oldřich Nedvěd Ph.D. (Př. f. JU České Budějovice)

Apidae – Doc. Ing. Antonín Přidal, Ph.D. (AF MENDELU Brno)

Cerambycidae – Ing. Lukáš Skořepa (MÚ Dačice)

Scolytinae – Ing. Miloš Knížek, Ph.D. (VÚLHM v. v. i. Strnady)

Heteroptera – Ing. Karel Hradil, Ph.D. (ÚKZÚZ Jičín)

Pozn.: Početná čeleď Curculionidae nebyla v roce 2013 determinována a není zařazena do hodnocení. Stejně tak nebyla determinována čeleď Linyphiidae řádu Araneae.

Taxonomické údaje determinovaných skupin byly převzaty od determinátorů.

4.4 Hodnocení epigeické fauny

Data získaná determinací byla zanesena do elektronické databáze programu Excel. Pro možnost vzájemného srovnávání byly u početně zastoupených taxonomických skupin (Carabidae, Araneae, Opiliones, Myriapoda) vypočteny následující ekologické charakteristiky: dominance, druhová rozmanitost (Shannon & Wienerův index druhové diverzity), vyrovnanost (ekvitabilita) a faunistická podobnost (Sørensenův index podobnosti) (Losos, 1984; Laštůvka a Šťastná, 2014).

Dominance

Je jedním z významných kvantitativních znaků biocenózy. Vyjadřuje procentuální zastoupení jednotlivých populací v celkovém počtu jedinců biocenózy (Laštůvka a Šťastná, 2014), často bez ohledu na velikost zkoumané plochy nebo objemu (Losos, 1984). Dominanci vypočteme ze vztahu:

$$D = \frac{n_i}{n} * 100 \quad [\%]$$

kde (n_i) je hodnota významnosti druhu (početnost, pokryvnost, počet jedinců určitého druhu) a (n) součet hodnot významnosti všech druhů (celkový počet jedinců zoocenózy). Dle procentuálního rozsahu řadíme jednotlivé druhy zpravidla do 5 tříd dominance:

- | | | |
|-----------------------|---|---------------|
| 1. eudominantní druh | - | více než 10 % |
| 2. dominantní druh | - | 5–10 % |
| 3. subdominantní druh | - | 2–5 % |
| 4. recedentní druh | - | 1–2 % |
| 5. subrecedentní druh | - | méně než 1 % |

Hodnota dominance je ovlivněna počtem druhů, které zoocenózu tvoří (Losos, 1984). Málo narušené biocenózy mají rovnoměrně zastoupeny druhy dominantní, subdominantní a recedentní, převažují druhy subrecedentní a druhy eudominantní zpravidla chybí. Naopak v silně narušených biocenózách převažují druhy subrecedentní. Druhy s vysokou dominancí jsou zastoupeny několika druhy (Laštůvka a Šťastná, 2014).

Faunistická podobnost

Faunistická podobnost neboli identita vyjadřuje shodu druhového složení dvou nebo většího počtu srovnávaných zoocenóz. Běžně používaným je Sörensenův index podobnosti vyjádřený vztahem:

$$Sö = \frac{2 * s * 100}{s_1 + s_2}$$

kde počet druhů společně se vyskytujících ve dvou srovnávaných zoocenózách je označen jako (s), počet druhů jedné zoocenózy jako (s₁) a počet druhů druhé zoocenózy jako (s₂) (Losos, 1984).

Diverzita

Druhová diverzita neboli rozmanitost je strukturně kvantitativní vlastnost každého společenstva a znamená poměr počtu druhů k počtu jedinců (Losos, 1984). Druhová diverzita nezahrnuje jen prosté počty druhů, ale také rozložení jedinců mezi jednotlivé druhy (Laštůvka a Šťastná, 2014). Laštůvka a Šťastná (2014) uvádí, že nejčastěji používaným je Shannon & Wienerův index druhové diverzity (H') k jehož stanovení používáme vzorce:

$$H' = - \sum \frac{n_i}{n} * \log_2 \frac{n_i}{n}$$

kde (n_i) značí hodnotu významnosti druhu (početnost) a (n) součet hodnot významnosti všech druhů. Čím vyšší je index diverzity, tím větší počet druhů zoocenóza má a tím výrazněji je celkový počet jedinců rozložen na více druhů (Losos, 1984).

Ekvitabilita

Ekvitabilita (E) neboli vyrovnanost vyjadřuje míru rovnoměrného zastoupení jednotlivých druhů v biocenóze. Pro výpočet používáme vztahu:

$$E = \frac{H'}{H'_{max}} = \frac{H'}{\log_2 S}$$

kde (H') je Shannon & Wienerův index druhové diverzity, (H'_{\max}) je index diverzity při maximální vyrovnanosti a S vyjadřuje celkový počet druhů. Čím více se hodnota (E) blíží číslu 1, tím je společenstvo početně vyrovnanější (Laštůvka a Šťastná, 2014).

Data byla podrobena hierarchické shlukové analýze v programu STATISTICA a dále také mnohorozměrným statistickým analýzám programového balíku CANOCO.

Mnohorozměrná statistická analýza

Preference jednotlivých druhů a rozdíly v druhovém spektru zkoumaných taxonomických skupin členovců mezi monitorovanými lokalitami byly testovány s využitím redundanční analýzy (RDA) a kanonické korespondenční analýzy (CCA) s aplikováním Monte-Carlo permutačního testu (999 opakování). Data byla logaritmičsky transformována $/\log(y+1)/$. Unimodalita dat byla zkontrolována pomocí DCA analýzy (ter Braak a Šmilauer, 2002; Lepš a Šmilauer, 2003). Nejdelší gradient byl zjištěn větší než 4 pro pavouky (Araneae), střevlíky (Carabidae) a Myriapoda a kratší než 3 pro sekáče (Opiliones). Proto byla CCA (pavouci, střevlíci, Myriapoda), respektive RDA (sekáči) analýza zvolena jako vhodná pro danou datovou sadu. V souladu s Blanchet et al. (2008) byl pro každou skupinu spuštěn globální CCA, respektive RDA. Vzhledem k tomu, že obě analýzy byly signifikantní ($p < 0.05$), byl dále testován vliv doby odběru (vliv sezónní dynamiky) a vliv stanoviště. Protože byl vliv doby odběru signifikantní pro všechny sledované skupiny, byla tato proměnná zahrnuta do následného testování vlivu rozdílného typu stanoviště jako vysvětlující proměnná (covariable), aby se vyloučil její vliv na tuto analýzu.

Střevlíkovití šetřené oblasti Bzenecké Doubravy byli zařazeni do ekologických kategorií podle jejich vztahu k abiotickým faktorům stanoviště (světlo, vlhkost). Dle nároků na světlo byli střevlíci rozděleni na druhy otevřených lokalit (světломilné), druhy obývajících otevřené i lesní biotopy (indiferentní) a druhy lesní (stínomilné). Do skupin druhů hygromilných (mokřadních), vlhkomilných, k vlhkosti indiferentních, suchomilných a druhů osluněných vysýchavých stanovišť (xerofilních) byli střevlíci tříděni na základě preference k vlhkosti stanoviště. Výše popsané zatřídění druhů do ekologických kategorií bylo provedeno s pomocí odborníka na čeleď Carabidae

Ing. Jiřího Stanovského, Ph.D. a s využitím informací dostupných literárních zdrojů zabývajících se touto čeledí.

Podobně jako střevlíkovití byli i pavouci rozděleni do ekologických kategorií dle preference k hlavním abiotickým faktorům stanoviště (světlo, vlhkost). Nároky pavouků na světlo se značně liší, a proto Buchar a Růžička (2002) neoznačují druhy termíny, které by charakterizovaly jejich nároky na mikroklimatické podmínky stanoviště (např. fotobiont, xerofil) nebo rozpětí podmínek tolerované daným druhem (např. euryekní, stenoekní). Autoři použili následujícího systému zápisu. Pro osvětlení stanovišť vytvořili kategorie: otevřená, otevřená s vysokou bylinnou vegetací, částečně zastíněná, stinná a temná; resp. pro vlhkost stanoviště kategorie: velmi suchá, suchá, mírně vlhká, vlhká a velmi vlhká. Protože existují druhy s širokými nároky na osvětlení stanoviště, byly tyto charakteristiky nahrazeny koeficienty 1 až 5 (př. 1 = otevřená, 2 = otevřená s vysokou bylinnou vegetací, 3 = částečně zastíněná, 4 = stinná, 5 = temná), z nichž byl dále vypočten koeficient osvětlení stanoviště průměrný. Podobně bylo postupováno u charakteristiky vlhkosti stanoviště. Podle získaných průměrných koeficientů byly vytvořeny kategorie druhů pavouků, které prezentují příslušné ordinační diagramy.

Sezónní dynamika

Sezónní dynamika byla řešena pouze u nejvýznamnějších zástupců taxonomických skupin Carabidae, Araneae, Opiliones a Myriapoda. Výskyt jedinců epigeické fauny mezi instalací ZP a odběrem materiálu, resp. mezi dvěma provedenými odběry, je označen měsícem realizovaného odběru směsného vzorku ze ZP (tzn. 5 = 1.4.–2.5.; 6 = 2.5.–4.6.; atd.). Pouze poslední odběr provedený 29. 10. 2013 je označen číslem 11. V práci byly použity termíny jednotlivých aspektů podle Křístka a Urbana (2013).

5 Výsledky

Široké spektrum zjištěných zástupců kmene členovců na požářišti Bzenec zahrnuje zástupce podkmene Chelicerata, Myriapoda i Hexapoda. V průběhu roku 2013 bylo na výzkumných plochách metodou zemních pastí získáno 16267 jedinců převážně epigeické fauny v 226 druzích (tab. 1). K faunisticky nejbohatším se řadí TVP PO_05 (46 %), PO_03 (42 %) a PO_06 (39 %).

Rozdíly mezi požárem narušenými a nenarušenými biotopy Bzenecké Doubravy by mohly ukázat zde početně zastoupené nebo bioindikačně významné taxonomické skupiny střevlíků, pavouků, sekáčů a stonožkvců, resp. stonožek a mnohonožek. Tyto budou v navazujících kapitolách blíže specifikovány a analyzovány. Podrobná analýza všech zjištěných taxonů je nad rámec tohoto textu. Z toho důvodu budou jen krátce představeny pozorované „zajímavosti“ u ostatních zástupců epigeické fauny Bzence (resp. třídy Insecta) z roku 2013.

Z tab. 1 je zřetelné, že v počtu zaznamenaných jedinců i druhů byl na prvním místě řád Coleoptera. Determinováni byli zástupci čeledi Anthicidae, Buprestidae, Cantharidae, Carabidae, Cerambycidae, Cleridae, Curculionidae, Coccinelidae, Elateridae, Geotrupidae a Silphidae. Až 45 % z celkového počtu odchycených jedinců brouků tvořili zástupci podčeledi Scolytinae *Hylastes angustatus* (Herbst, 1793), *Hylastes ater* (Paykull, 1800) a *Hylurgus ligniperda* (Fabricius, 1787). Tyto druhy doprovázely především lokality po požáru odtěžené (PO_01, PO_04) a požárem narušené porosty borových tyčkovin (PO_02, PO_03). V nízkých počtech se vyskytly i v porostech požárem nenarušených. Pouze pozorovány byly ve sledované oblasti požerky druhů *Tomicus minor* (Hartig, 1834) a *Phaenops cyanea* (Fabricius, 1775). Odlesněné TVP preferoval také vzhledově zajímavý druh *Notoxus monoceros* (Linnaeus, 1761) s kyjovitě protaženým pronotem kryjícím jeho svrchní část hlavy. Tento byl jediným doposud determinovaným druhem čeledi Anthicidae z odebraného materiálu ve sledovaném období. Dalším nepřehlédnutelným druhem odumřelé borové tyčkoviny (PO_03) a porostů po požáru odtěžených byl *Acanthocinus aedilis* (Linnaeus, 1758) z čeledi Cerambycidae. Tento kozlíček s dlouhými tykadly byl ve zmíněných lokalitách pozorován především v období dubna a května. Z čeledi kovaříkovitých lze jmenovat druh *Selatosomus aeneus* (Linnaeus, 1758), který doprovázel pouze porostem krytá

stanoviště a 2 odchycené jedince *Cardiophorus discicollis* (Herbst, 1806), které Farkač et al. (2005) řadí mezi téměř ohrožené druhy kovaříkovitých. V tomto krátkém hodnocení nelze opomenout také řád rovnokřídlých (Orthoptera), který z 99 % zastupoval druh *Nemobius sylvestris* (Bosc, 1792). Tento druh jako jediný obýval všechny zkoumané biotopy. Většina odchycených jedinců *Nemobius sylvestris* však pochází z biotopů nenarušených a především lokalit krytých hustým porostem borových tyčkovin (PO_10, PO_11). Naproti tomu 6 ostatních druhů rovnokřídlých zastoupených v počtu jeden až tři jedinci na plochu a sledované období preferovalo pouze lokality požárem ovlivněné s vyšší prostupností světla.

V dalším textu budou hodnoceny a analyzovány již zmíněné skupiny Carabidae, Araneae, Opiliones a Myriapoda (resp. Diplopoda a Chilopoda).

5.1 Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)

Metodou ZP bylo v prvním vegetačním období po rozsáhlém požáru Bzenecké Doubravy odchyceno a determinováno na TVP 3232 jedinců v 51 druzích střevlíkovitých. Z lokality PO_03 pochází nález jednoho exempláře druhu *Chlaenius tristis*, který klasifikují Farkač et al. (2005) jako druh zranitelný. Dva jedinci *Harpalus servus* byli nalezeni na TVP PO_03 a PO_05. Tento druh popisuje Farkač et al. (2005) jako téměř ohrožený.

Nejběžnějšími eudominantními druhy v šetřeném území byly *Pseudoophonus rufipes*, *Carabus violaceus*, *Pterostichus oblongopunctatus* a *Pterostichus quadrioveolatus*. Do třídy druhů subdominantních bylo zařazeno šest druhů. Tři druhy pak náleží do třídy recedentních druhů a ostatní zástupci střevlíkovitých s nízkou dominancí spadají do třídy subrecedentní (tab. 2).

Ze šetření vyplynula druhová preference k odlišným typům biotopů (tab. 2). Příkladem může být druh *Pterostichus quadrioveolatus*, který se objevil na všech biotopech mimo TVP PO_11. Výrazné dominance však dosahoval v biotopech narušených požárem (mimo TVP PO_05) nebo těžební činností (PO_01, PO_04). Podobně se chovaly druhy *Pseudoophonus rufipes* a *Harpalus rufipalpis*, které profitovaly z podmínek odtěžených nebo požárem narušených stanovišť. Zanedbatelný není ani výskyt druhů *Microlestes minutulus* a *Notiophilus biguttatus*, které byly eudominantními na otevřeném stanovišti PO_04. Nutno zmínit také druhy, jejichž ekologické optimum bylo v biotopech

nenarušených těžbou nebo požárem. Ve zkoumané oblasti těmito druhy byly *Carabus violaceus*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Oxypselaphus obscurus* a subrecedentní druhy *Calathus fuscipes*, *Calosoma inquisitor* nebo *Cymindis humeralis* (ostatní viz tab. 2).

Zajímavou se projevila nepárová TVP PO_05 s porostem dubu červeného (*Quercus rubra*) a borovice lesní (*Pinus sylvestris*). Zjištěno zde bylo 30 druhů střevlíkovitých, z nichž některé obývaly pouze tento biotop nebo jej významně preferovaly (např.: *Amara aenea*, *Harpalus autumnalis*, *Harpalus rufipalpis*, *Pseudoophonus griseus*, *Syntomus foveatus*). Na ostatních TVP nebyla zaznamenána druhová diverzita a ekvitabilita vyšší (tab. 2).

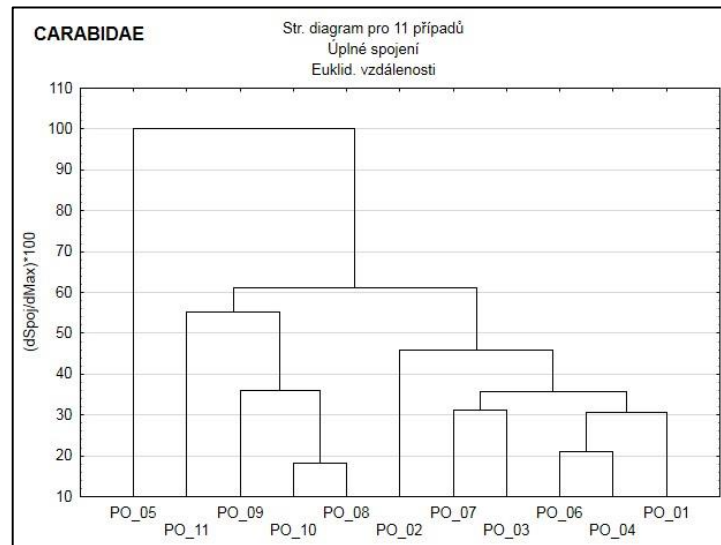
Pokud budeme srovnávat indexy druhových diverzit jednotlivých TVP, můžeme dojít k závěru, že porosty po požáru odtěžené vykazují shodné indexy druhových diverzit (tab. 2). Zajímavostí může být porovnání borových porostů ovlivněných a neovlivněných požárem shodných věkem. Porosty borových tyčkovin narušené požárem poskytují podmínky pro širší druhové spektrum (průměrný $H' = 1,72$) než porosty borových tyčkovin požárem neovlivněné (průměrný $H' = 1,15$). V porostech borových kmenovin již není výsledek tak jednoznačný. TVP PO_06 měla index druhové diverzity vyšší než požárem neovlivněné lokality PO_08 a PO_09. Naproti tomu v požárem narušené borové kmenovině (PO_07) byl index druhové diverzity zaznamenán výrazně nižší. Nutno však podotknout, že na požárem ovlivněných TVP borových kmenovin (PO_06 a PO_07) byl determinován vyšší počet druhů než na TVP požárem neovlivněných (PO_08 a PO_09) (tab. 2).

Podobnost společenstev střevlíkovitých zkoumaných TVP

Pro vyhodnocení podobnosti a nepodobnosti TVP podle carabidocenózy Bzenecké Doubravy bylo použito Sørensenova indexu podobnosti (obr. 24) a hierarchické shlukové analýzy (obr. 23).

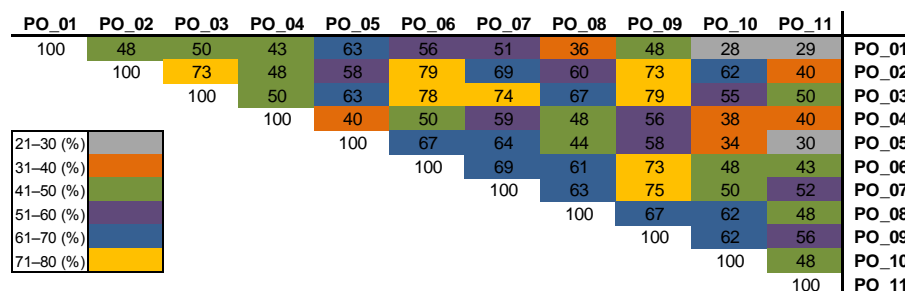
Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy pro čeleď Carabidae byl vytvořen dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplným typem spojení (obr. 23). Shluková analýza ukazuje zcela oddělenou lokalitu PO_05, která je od ostatních TVP nejdále a tedy nepodobná k ostatním. Dále došlo k vytvoření dvou shluků podobných objektů, které zřetelně odlišují TVP požárem nebo těžbou narušené od nenarušených. Při bližší analýze dendrogramu podle společenstev střevlíkovitých můžeme soudit

na podobnost TVP PO_10, PO_08, popř. PO_09, dále PO_07 a PO_03 a dále PO_04, PO_06, popř. ještě PO_01.



Obr. 23: Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy čeledi Carabidae dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného spojení.

Podobnost a nepodobnost vypočtená na základě Sørensenova indexu podobnosti je v porovnání se shlukovou analýzou značně variabilní a nelze jednoznačně vyhodnotit rozdíly mezi carabidocenózami požárem nebo těžebním zásahem ovlivněných a neovlivněných TVP (obr. 24). Zajímavá je vysoká podobnost TVP borových kmenovin PO_08 a PO_09 s lokalitami PO_02, PO_03, PO_06 a PO_7.



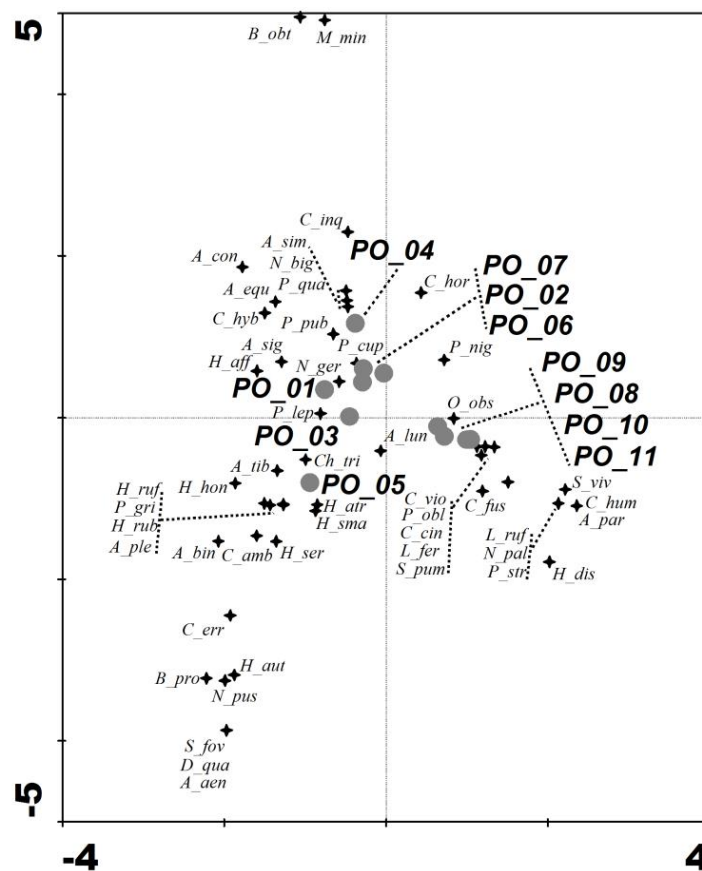
Obr. 24: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti pro čeled' Carabidae zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.

Vliv rozdílného typu stanoviště (TVP) na disperzi střevlíkovitých

Z důvodu délky gradientu druhových dat (> 4) byla pro analýzu vlivu TVP na disperzi střevlíkovitých zvolena kanonická korespondenční analýza. Vliv doby odběru (rozdíly mezi měsíci) byl signifikantní (CCA: $F = 1,984$ $p < 0,001$; osa 1 a osa 2 vysvětlily 7,3%, respektive 10,2% variability druhových dat), a proto byl zahrnut do následující analýzy testující rozdíl v druhovém spektru

a preference zjištěných druhů mezi monitorovanými lokalitami jako covariable. Následná analýza vlivu stanoviště byla signifikantní (CCA: $F = 3,074$ $p < 0.001$) a vysvětlila 14,7%, respektive 22,4% variability druhových dat.

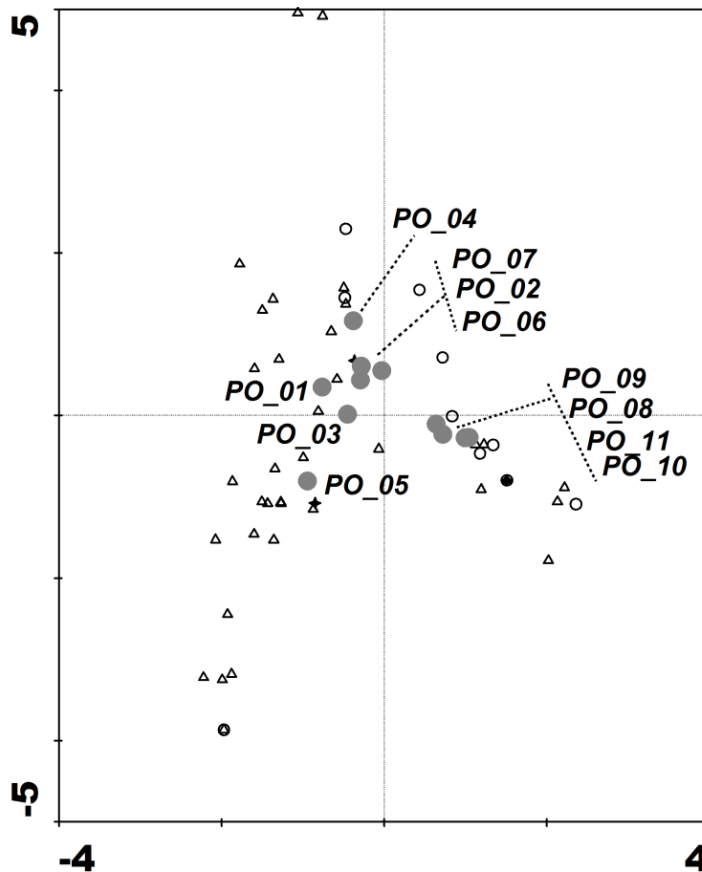
Výsledky ordinačního diagramu (obr. 25) ukazují preference jednotlivých druhů střevlíkovitých k šetřeným TVP. Podobně jako u klastrové analýzy, došlo ke zřetelnému oddělení lokalit požárem nebo těžbou narušených od lokalit bez vlivu těchto faktorů. Od TVP holin, borových tyčkovin a kmenovin požárem ovlivněných se oddělila také lokalita s dominantním dubem červeným (*Quercus robur*) a vtroušenou borovicí lesní (*Pinus sylvestris*).



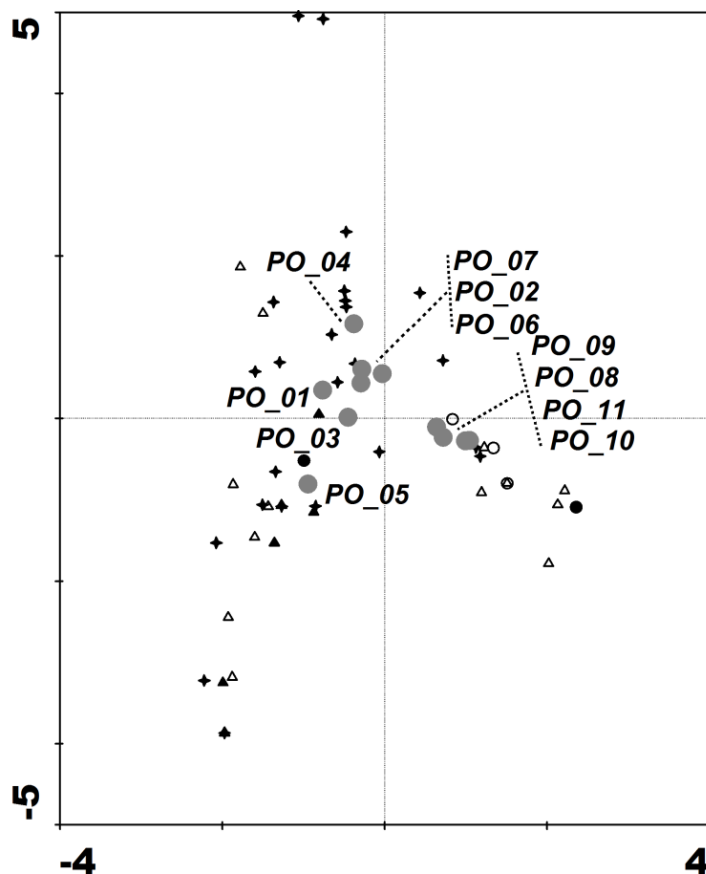
Obr. 25: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preference střevlíkovitých k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.

V odebraném spektru střevlíkovitých převládaly druhy světlomilné (73 %), které preferovaly stanoviště otevřená či mírně stíněná. Zastoupení měly na požárem narušených i nenarušených TVP (obr. 26). Druhy klasifikované jako „lesní“, zastoupené 20 %, inklinovaly ke stanovištím TVP požárem neovlivněných borových kmenovin a tyčkovin. V šetřené oblasti Bzenecké Doubravy převažovaly druhy k vlhkosti indiferentní (49 %), které měly minimální vztah k lokalitám požárem nenarušeným. Tyto TVP preferovaly

spíše druhy vlhkomilné až hygofilní s 12% zastoupením. Druhy suchomilné (29 %) jsou zastoupeny v lokalitách požárem ovlivněných i neovlivněných. Xerofilní střeblíci preferovali TVP PO_05, PO_03 a PO_01 (obr. 27).



Obr. 26: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů světlo milných (trojúhelník), druhů ke světlu indiferentních (hvězdička) a druhů lesních/stínomilných (kolečko) k TVP.

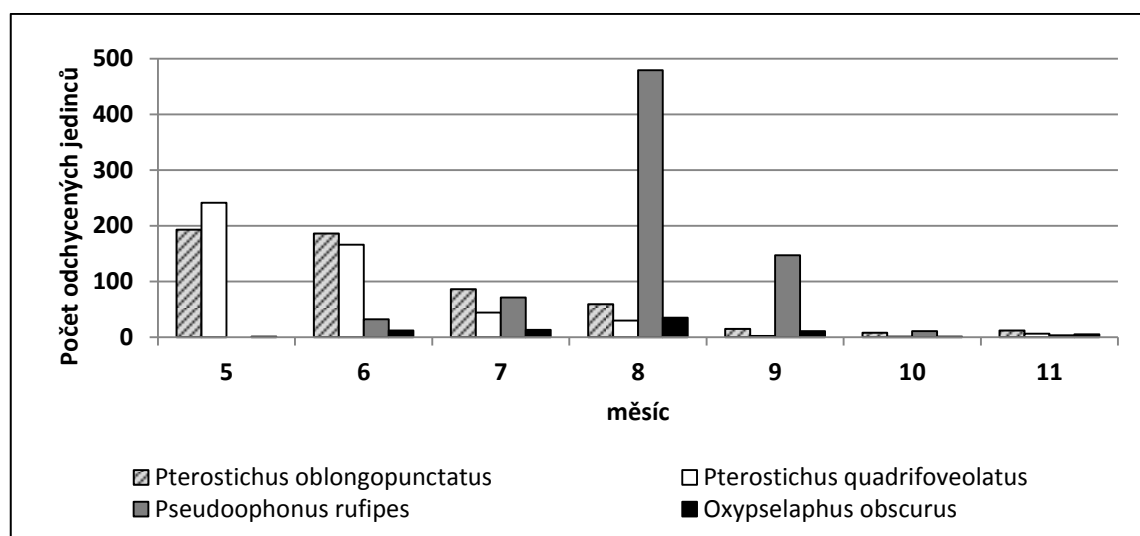


Obr. 27: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů hygromilných/mokřadní druhy (plné kolečko), vlhkomilných (prázdné kolečko), k vlhkosti indiferentních (hvězdička), suchomilných (prázdný trojúhelník), xerofilních/vysýchavá stanoviště (plný trojúhelník) k TVP.

V odchyceném spektru střevlíkovitých byly zastoupeny druhy makropterní i brachypterní. Vyskytly se také druhy, které mohou být makropterní i brachypterní. Specifickým v tomto ohledu byl druh *Harpalus autumnalis*, který byl pozorován jako makropterní, brachypterní, ale i apterní. Zřetelná je převaha druhů makropterních, zejména v lokalitách požárem či těžbou narušených. Druhy neschopné letu (brachypterní) se vyskytly na všech šetřených TVP. Jejich nejmenší podíl byl zaznamenán na TVP PO_01, PO_05, PO_06 a PO_07. Naopak nejvíce těchto druhů bylo zaznamenáno v požárem nenarušených borových tyčkovinách (PO_10, PO_11). TVP požárem nenarušených borových kmenovin (PO_08, PO_09) vykazovaly shodné množství brachypterních druhů jako odlesněná TVP PO_04.

Sezónní dynamika vybraných druhů střevlíkovitých

Odchycený vzorek reprezentují druhy dominantní v jarním (10. 4.–20. 5.), letním (21. 5.–12. 8.) až pozdně letním (13. 8.–24. 9.) aspektu (obr. 28). Nejvyšší počty odchycených jedinců druhů *Pterostichus oblongopunctatus* a *Pterostichus quadrifoveolatus* byly zaznamenány v období 1.4–2.5. 2013. S každým dalším odběrem počet těchto jedinců klesal. U druhů *Pseudoophonus rufipes* a *Oxypselaphus obscurus* byl sledován narůstající trend odchycených jedinců od počátku sledovaného období (tj. 1.4. 2013) s kulminací v odběru ze 4.8. 2013. K datu 29. 10. sledovaného roku jejich počet klesal (obr. 28).



Obr. 28: Sezónní dynamika vybraných druhů čeledi Carabidae (termíny odběru viz metodika)

5.2 Řád: ARANEAE (pavouci)

V prvním vegetačním období po požáru bylo na TVP u Bzence odchyceno a determinováno 5214 jedinců náležících k 81 druhům pavouků (tab. 3). Až 40 % jedinců pochází z TVP PO_08 a PO_09. K faunisticky zajímavým druhům šetřené oblasti patří nálezy kriticky ohrožených druhů *Sitticus zimmermanni* a *Titanoeca psammophila* (Farkač et al., 2005).

Z dvaceti determinovaných čeledí pocházelo 75 % jedinců z čeledí slíďákovitých (Lycosidae) a skálovkovitých (Gnaphosidae). Běžné eudominantní druhy reprezentují *Pardosa lugubris* a *Zelotes erebeus*. Pět druhů pavouků bylo klasifikováno jako dominantní, z nichž druh *Scotina celans* popsali Farkač et al. (2005) jako zranitelný. Pět druhů bylo subdominantních

a shodný počet druhů zastupuje třídu recedentní. Ostatní zástupci pavouků s nízkými dominancemi náleží třídě subrecedentní (tab. 3).

Mezi TVP se v druhovém složení pavouků projeví rozdíly. Specifické podmínky otevřených lokalit PO_01 a PO_04 poskytly prostředí pro přežívání nejméně druhům. Vypočteny pro ně byly nejmenší indexy druhové diverzity a ekvitability. Jediným eudominantním druhem odlesněných lokalit byl slíďák rolní (*Pardosa agrestis*), hojný v letním aspektu sledovaného období. Minimálně byl zastoupen na TVP krytých porostem. Je třeba uvést další druhy, jejichž nálezy pochází pouze z otevřených stanovišť PO_01 a PO_04, i když byly zachyceny jedním exemplářem (*Clubiona subtilis*, *Drassylus lutetianus* a *Xystichus kochi*). Druhy *Pardosa lugubris*, *Zelotes erebeus*, *Scotina celans*, *Trochosa terricola*, *Zelotes apricorum* (další viz tab. 3) zřejmě preferovaly stanoviště krytá vegetací, protože v odlesněných biotopech (PO_01 a PO_04) se vyskytovaly pouze sporadicky nebo vůbec. Z bližší analýzy dominance druhu *Pardosa lugubris* vyplývá, že osidloval spíše lokality prosvětlené, protože v biotopech krytých hustým porostem borových tyčkovin (PO_10, PO_11) byla jeho dominance v porovnání s jinými lokalitami nižší. Naproti tomu zápredka *Scotina celans* a šestiočka *Harpactea rubicunda* na TVP PO_10 a PO_11 dominovaly.

Zajímavou byla požárem nenarušená TVP PO_09 s porostem borové kmenoviny, na které se objevilo až 49 % druhů determinovaných pavouků v šetřené oblasti Bzenecké Doubravy. Pouze z TVP PO_06, která byla druhou druhově nejbohatší lokalitou, pochází nálezy druhů *Ebrechtella tricuspidata*, *Pachygnatha listeri*, *Philodromus aureolus* a *Zora silvestris*. Společně s TVP PO_03 dosáhla nejvyššího indexu druhové diverzity 2,64.

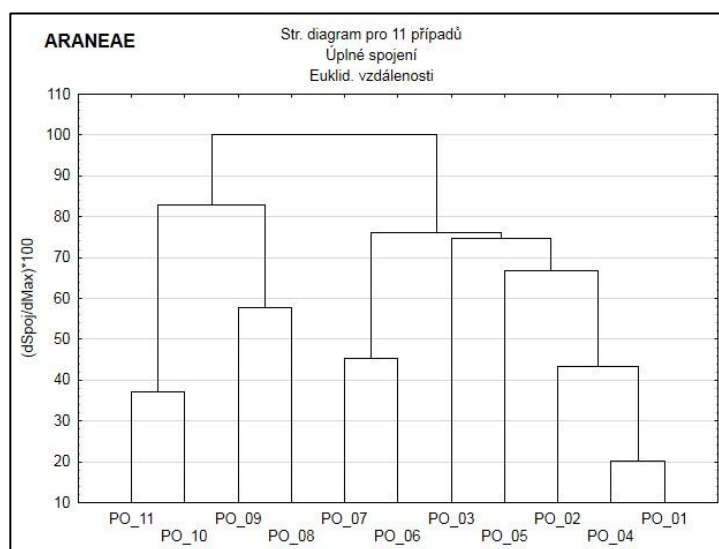
Z šetření vyplynulo, že požárem narušené TVP ponechané přirozenému sukcesnímu vývoji obývaly společenstva pavouků druhově vyrovnanější s vyššími indexy druhové diverzity než TVP bez vlivu požáru.

Podobnost zkoumaných TVP

Podobnost a nepodobnost zkoumaných TVP (PO_01–PO_11) podle arachnocenózy Bzenecké Doubravy byla hodnocena s použitím hierarchické shlukové analýzy (obr. 29) a Sørensenova indexu podobnosti (obr. 30).

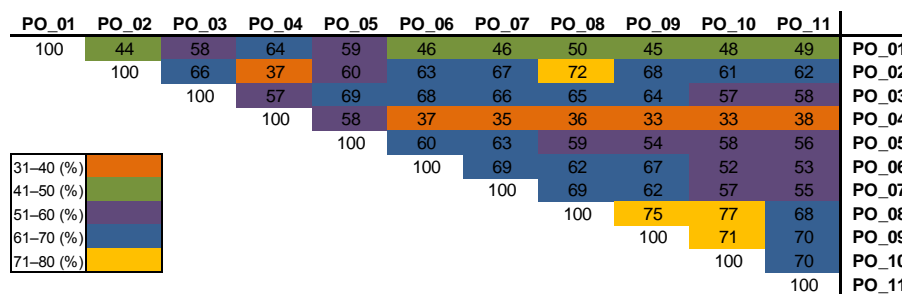
Dendrogram hierarchické shlukové analýzy řádu Aranea byl vytvořen dle TVP (PO_01–PO_11) s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného typu

spojení. Došlo k vytvoření dvou shluků podobných objektů. První shluk tvoří lokality požárem neovlivněné a druhý sdružuje lokality požárem zasažené. V prvním klastru dosahují vysoké podobnosti společenstva pavouků borových tyčkovin neovlivněných požárem (PO_10, PO_11) a dále požárem nenarušené kmenoviny (PO_08, PO_09). Ve druhém klastru požárem či těžbou narušených biotopů se nejlépe vyskytovaly TVP borových kmenovin (PO_07, PO_06) a dále odlesněné TVP (PO_04, PO_01) k nimž velmi podobná se jeví TVP PO_02, PO_05 a PO_03.



Obr. 29: Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy řádu Araneae dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného spojení.

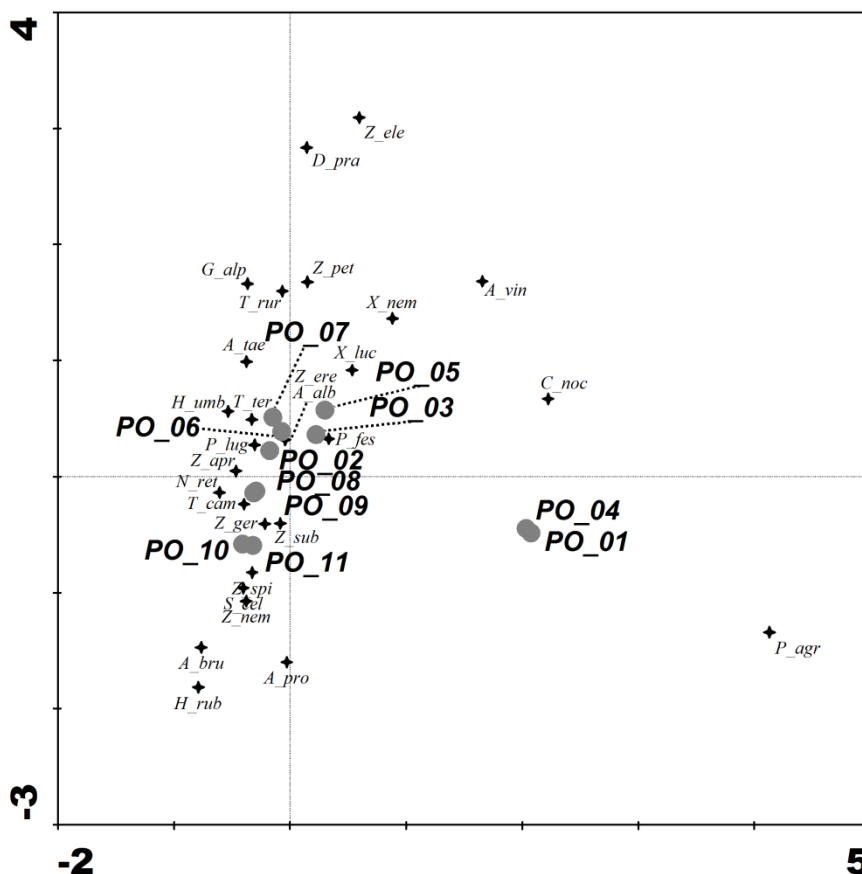
Podobnost a nepodobnost stanovišť podle Sørensenova indexu podobnosti se s klastrovou analýzou v mnohém shoduje, ale i rozchází. Obecně lze uvést, že TVP PO_01 a PO_04 vykazují nízkou podobnost s biotopy krytými porostem. Vysokých hodnot podobnosti dosáhly TVP požárem nenarušené (PO_08 až PO_11). Zajímavá je vysoká podobnost lokality PO_02 s TVP PO_06 až PO_11.



Obr. 30: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti řádu Araneae zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.

Vliv rozdílného typu stanoviště (TVP) na disperzi pavouků

Do analýzy vlivu TVP na disperzi pavouků bylo zahrnuto 28 druhů pavouků s výskytem nad 10 exemplářů v odebraném vzorku za sledované období roku 2013. Zvolena byla kanonická korespondenční analýza, protože délka gradientu druhových dat byla větší než 4. Vliv doby odběru (rozdíly mezi měsíci) byl signifikantní (CCA: $F = 6,244$ $p < 0.001$; osa 1 a osa 2 vysvětlily 16,3 %, respektive 25,8 % variability druhových dat), a proto byl zahrnut do následující analýzy testující rozdíl v druhovém spektru a preference zjištěných druhů mezi monitorovanými lokalitami jako covariable. Následná analýza vlivu stanoviště byla signifikantní (CCA: $F = 6,146$ $p < 0.001$) a vysvětlila 26,3 %, respektive 38,9 % variability druhových dat.

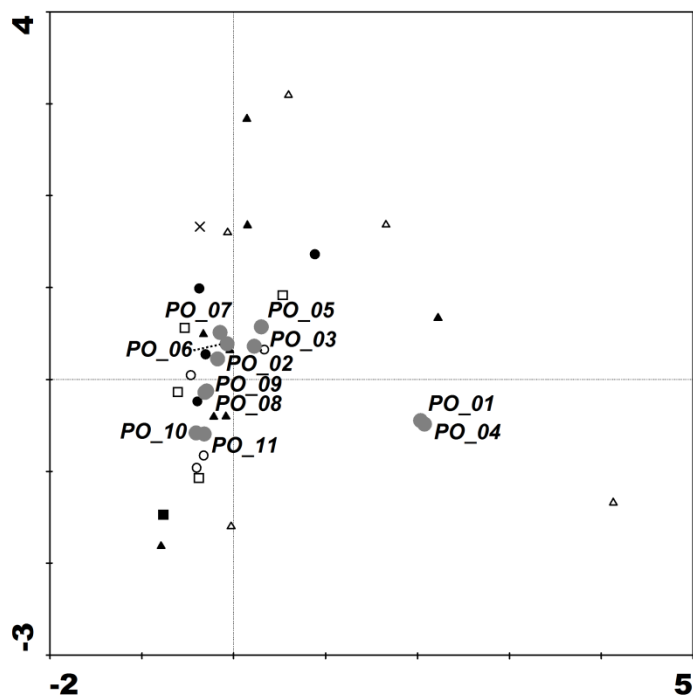


Obr. 31: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preference pavouků k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.

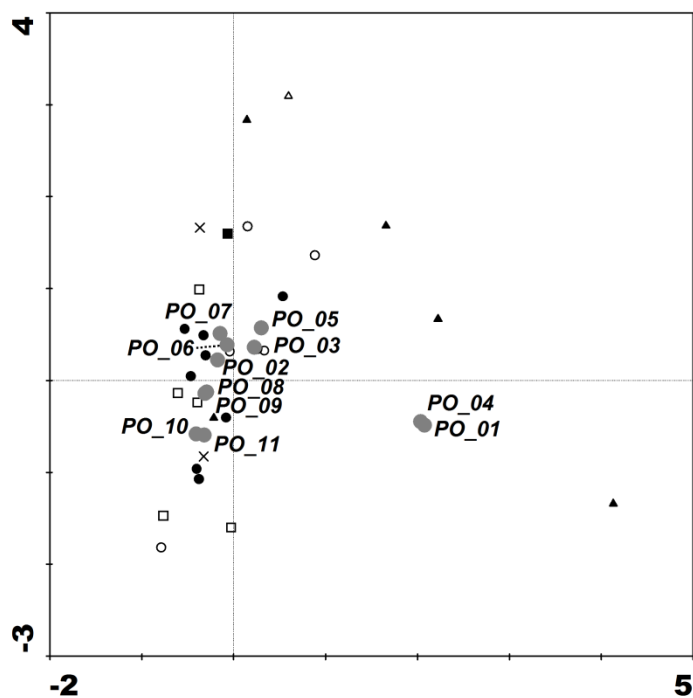
Z ordinačního diagramu (obr. 31) vyjadřujícího preferenci druhů pavouků k jednotlivým TVP je patrná rozdílnost šetřených biotopů. Došlo k rozdělení TVP odlesněných, požárem narušených a požárem nenarušených. Zcela odlišné se projevily TVP po požáru odlesněné (PO_01, PO_04), ke kterým výrazně inklinoval druh *Pardosa agrestis*. Vysokou podobnost vykazují,

shodně jako u klastrové analýzy, porosty borových tyčkovin (PO_10, PO_11). Tyto plochy preferovaly druhy *Harpalus rubicunda*, *Agroeca brunnea*, *Scotina celans* (další viz Tab. 3). Téměř shodné postavení zaujaly porosty borových kmenovin (PO_08, PO_09). Dále se vytvořil shluk TVP narušených požárem s druhy, které tato stanoviště preferovaly. Vztah jednotlivých druhů pavouků k TVP je patrný na ordinačním diagramu (obr. 31).

Podle preference k hlavním abiotickým faktorům stanoviště (světlo, vlhkost) byly druhy rozděleny do příslušných ekologických kategorií (viz metodika). Z výsledků šetření vyplývá, že ve zkoumané oblasti Bzenecké Doubravy převládaly v roce 2013, dle preference k osvětlení stanoviště, druhy otevřených stanovišť (22 %) a otevřených stanovišť s vysokou bylinnou vegetací (30 %). Kategorie druhů částečně zastíněných až stinných stanovišť (koef. 3; 3,5; 4) byly svým výskytem omezeny na lokality kryté porostem (obr. 32). Jediný druh *Agroeca brunnea* z kategorie stinných stanovišť (koef. 4) upřednostňoval podle ordinačního diagramu lokality kryté porostem borových tyčkovin (PO_10, PO_11). Výsledky šetření vztahu druhů k vlhkosti stanoviště jsou zřetelnější (obr. 33). Téměř všech 22 % druhů kategorie mírně vlhkých stanovišť (koef. 3), které byly do CCA zahrnuty, preferovalo spíše požárem nenarušené TVP (PO_08, PO_09, PO_10, PO_11). Objevily se zde také druhy z kategorie suchých až mírně vlhkých stanovišť (koef. 2,5), které doprovázely stanoviště TVP PO_02, PO_06 a PO_07. Tato kategorie byla při řešení CCA nejhojnější (30 %). Kategorie druhů velmi suchých až suchých stanovišť (koef 1; 1,5; 2) byla zastoupena ve všech šetřených TVP. Výrazně však druhy z těchto kategorií preferovaly TVP PO_03 a PO_05.



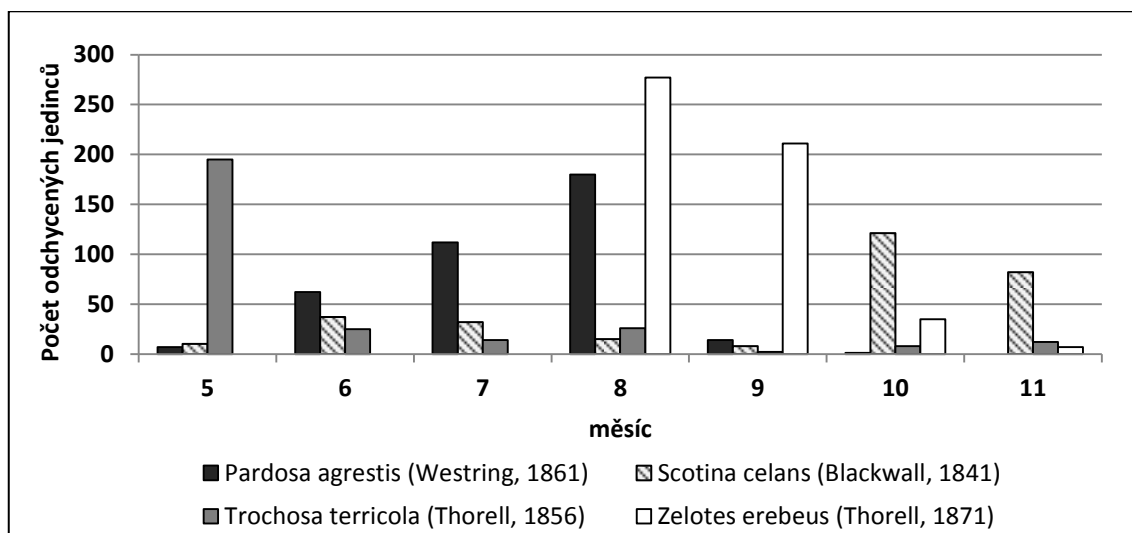
Obr. 32: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů dle vytvořené stupnice osvětlení stanoviště (1 – prázdný trojúhelník; 2 – plný trojúhelník; 2,5 – prázdné kolečko; 3 – plné kolečko; 3,5 – prázdný čtvereček; 4 – plný čtvereček). Pozn. křížek značí druh, u kterého nebyly nároky na vlhkost stanoviště zjištěny.



Obr. 33: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů dle vytvořené stupnice vlhkosti stanoviště (1 – prázdný trojúhelník; 1,5 – plný trojúhelník; 2 – prázdné kolečko; 2,5 – plné kolečko; 3 – prázdný čtvereček; 3,5 – plný čtvereček). Pozn. křížek značí druh, u kterého nebyly nároky na vlhkost stanoviště zjištěny.

Sezónní dynamika vybraných druhů pavouků

V odchyteném vzorku šetřené oblasti Bzenecké Doubravy se objevily druhy s převažujícím výskytem v jarním (10. 4.–20. 5.), letním (21. 5.–12. 8.), pozdně letním (13. 8.–24. 9.) i podzimním (25. 9.–18. 11.) aspektu. Jarní aspekt byl reprezentován výskytem druhu *Trochosa terricola*, který byl v období 1. 4.–2. 5. odchyten v počtu téměř 200 exemplářů. V dalších měsících byl tento druh pozorován ve výrazně nižších počtech. Zajímavým byl výskyt druhu *Zelotes erebeus*, jenž byl zaznamenán až v odběru ze 4. 8. 2013 a to v nejvyšším počtu exemplářů. V dalších měsících se odchyt jedinců tohoto druhu snižoval. Zápředka dvoupruhá (*Scotina celans*) byla v odebraných vzorcích determinována po celé sledované období. Nejvyšších počtů dosahovala v pozdně letním až podzimním aspektu (obr. 34).



Obr. 34: Sezónní dynamika vybraných druhů řádu Araneae (termíny odběru viz metodika)

5.3 Řád: OPILIONES (sekáči)

Ve vegetačním období roku 2013 po rozsáhlém požáru bylo v šetřené oblasti Bzenecké Doubravy odchyteno 596 jedinců sekáčů v 5 druzích (tab. 4), což představuje 15 % druhů udávaných pro území České republiky (Farkač et al., 2005). *Lacinius dentinger*, *Nelima semproni* a *Lacinius horridus* byly eudominantními druhy šetřených TVP. Dominantním se projevil druh *Rilaena triangularis* a jako subprecedentní byl klasifikován druh *Phalangium opilio* zastoupen jedním exemplářem na TVP PO_10.

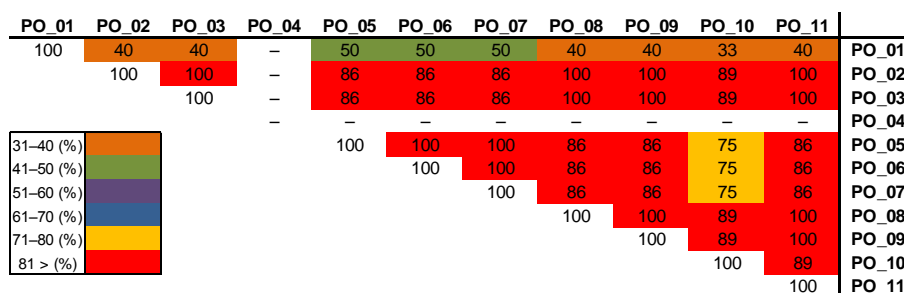
Z šetření vyplynul vztah sekáčů k lokalitám krytým porostem, protože v odlesněných TVP PO_01 a PO_04 byl jejich výskyt minimální, resp. pouze

2 exempláře druhu *Lacinius dentinger* byly odloveny na TVP PO_01. Nízký počet odchycených jedinců na stanovištích PO_05, PO_06 a PO_07 (1,3–3,9 % z celku), svědčí o jejich nízké atraktivitě pro sekáče. Naopak nejvíce odchycených jedinců pochází z TVP PO_10 (21,8 %) a PO_11 (20,6 %). Při bližší analýze výskytu vykázal druh *Nelima semproni* nízkou dominanci na TVP PO_07 a PO_02. V lokalitách PO_06 a PO_05 dosahoval dominancí vyšších, ale byl odchycen pouze v počtu dvou až čtyř exemplářů. Podobně se chovaly i jiné druhy (viz tab. 4). V porostech borových kmenovin narušených požárem (PO_06, PO_07) s TVP PO_05 a PO_03 zřejmě neměl ekologické optimum druh *Rilaena triangularis*, který se zde vyskytoval sporadicky nebo vůbec.

Požárem nenarušené porosty zkoumaných TVP vykazují vyšší indexy druhových diverzit (průměrný $H' = 1,3$) než porosty TVP požárem ovlivněných (průměrný $H' = 1,0$). Vyrovnanost (ekvitabilita) společenstev na šetřených TVP již není tak zřetelná (tab. 4).

Podobnost zkoumaných TVP

Podobnost a nepodobnost šetřených TVP byla u řádu sekáčů řešena pomocí Sørensenova indexu podobnosti (obr. 35). Z výsledků vyplynula značná nepodobnost společenstev sekáčů TVP PO_01 se všemi ostatními. Společenstva sekáčů TVP PO_02 až PO_11 (mimo PO_04) naznačila podobnost.



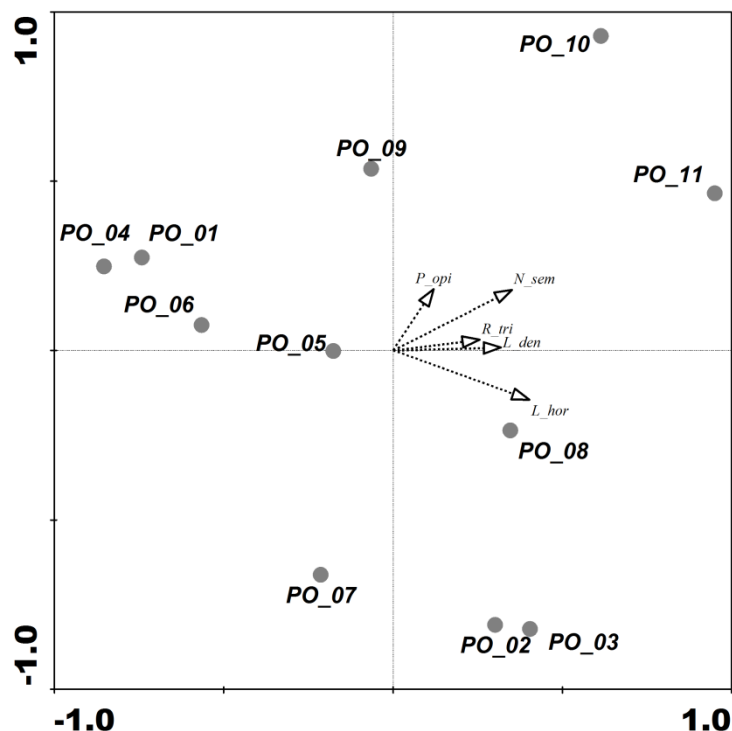
Obr. 35: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti řádu Opiliones zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.

Vliv rozdílného typu stanoviště (TVP) na disperzi sekáčů

Preference jednotlivých druhů sekáčů k TVP byly analyzovány s využitím redundanční analýzy (RDA), protože nejdelší gradient druhových dat byl zjištěn kratší než 3. Vliv doby odběru (rozdíly mezi měsíci) byl signifikantní (RDA: $F = 10,011$ $p < 0,001$; osa 1 a osa 2 vysvětlily 31,0 %, respektive 44,7 %

variability druhových dat), a proto byl zahrnut do následující analýzy testující rozdíl v druhovém spektru a preference zjištěných druhů mezi monitorovanými lokalitami jako covariable. Následná analýza vlivu stanoviště byla signifikantní (RDA: $F = 2,588$ $p < 0.001$) a vysvětlila 22,6 %, respektive 25,3 % variability druhových dat.

Z ordinačního diagramu (obr. 36) je patrná preference sekáčů k lokalitám požárem nenarušeným. V úvahu lze brát také jejich nízkou preferenci k TVP PO_02 a PO_03.

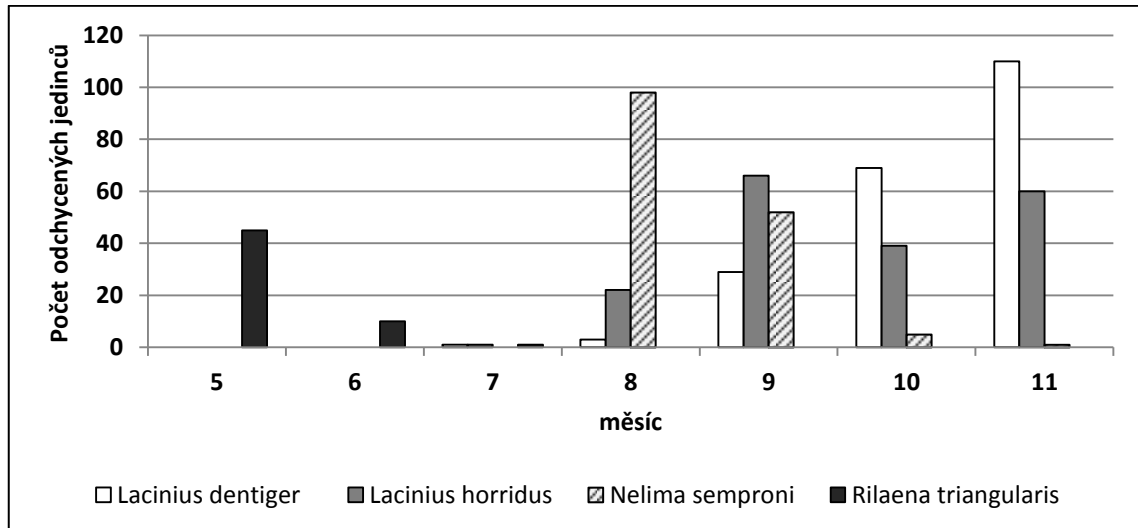


Obr. 36: Ordinační diagram redunční analýzy znázorňující preference sekáčů k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.

Sezónní dynamika vybraných druhů sekáčů

V odchyceném spektru sekáčů převládaly druhy aspektu letního (21. 5.–12. 8.), pozdně letního (13. 8.–24. 9.) a podzimního (25. 9.–18. 11.). Druh *Rilaeana triangularis*, který byl determinován v odběrech z měsíce května a června sledovaného období byl výjimkou (aspekt jarní). U druhu *Nelima semproni* bylo nejvíce jedinců zaznamenáno v letním aspektu. Počty odchycených jedinců tohoto druhu se v dalších měsících snižovaly. Zcela opačně se choval druh *Lacinius dentinger*. Jeden exemplář tohoto druhu byl

determinován již v odběru ze 4. 7. 2013. Počet odchycených jedinců se v dalších měsících zvyšoval s tím, že kulminace dosáhnul v podzimním aspektu, resp. byl registrován v počtu 110 exemplářů ve směsném vzorku v posledním realizovaném odběru (obr. 37).



Obr. 37: Sezónní dynamika vybraných druhů řádu Opiliones (termíny odběru viz metoda)

5.4 Podkmen: MYRIAPODA (stonožkovci)

Metodou ZP bylo v šetřené oblasti Bzenecké Doubravy odchyceno v prvním vegetačním období po požáru 1063 jedinců z podkmene Myriapoda v 11 druzích. Hojně zastoupeny byly právě třídy Diplopoda (tab. 5) a Chilopoda (tab. 6).

Diplopoda (mnohonožky)

Odchyceno a následně determinováno bylo 265 jedinců mnohonožek náležících 7 druhům (tab. 5). Běžnými eudominantními mnohonožkami zkoumaných TVP byly druhy *Polydesmus complanatus*, *Leptoiulus trilobatus* a *Julus scandinavius*. Subdominantní se projevila mnohonožka *Ommatoiulus sabulosus*. Mnohonožka *Brachyiulus bagnalli* byla vyhodnocena jako recedentní. Ostatní mnohonožky spadají do třídy subrecedentní.

Až 86 % mnohonožek bylo odchyceno v požárem a těžbou nenarušených lokalitách. Pouze z těchto biotopů pochází nálezy mnohonožek *Polydesmus complanatus*, *Ommatoiulus sabulosus*, *Ophyiulus pilosus* a *Megalophilum projectum*, která doprovázela pouze porosty nenarušených borových tyčkovin (PO_10, PO_11), ale pouze po jednom exempláři na TVP. Druh *Polydesmus complanatus* dosahoval vyšších dominancí na TVP s porosty borových

kmenovin nežli v porostech borových tyčkovin (PO_10, PO_11). Chudé na výskyt zástupců třídy mnohonožek se projeví TVP PO_04 (0 ex.), PO_06 (2 ex.) a PO_07 (1 ex.). Na TVP požárem či těžbou narušených byli odchyceni zástupci *Julus scandinavius*, *Brachyiulus bagnalli* a *Leptoiulus trilobatus*. I když jsou vypočtené dominance pro tyto druhy na požárem nebo těžbou ovlivněných TVP vysoké, odchyceny byly převážně v nižších počtech než v porostech nenarušených. Vyšší počty odchycených jedinců byly zaznamenány u druhu *Leptoiulus trilobatus* v požárem či těžbou narušených biotopech na TVP PO_01, popř. i PO_02. Na TVP PO_01 byl odchycen dokonce vyšší počet jedinců zmíněného druhu než v porostu nenarušené borové kmenoviny PO_08.

Jednoznačně lze říci, že porosty požárem nenarušené dosahovaly ve sledovaném vegetačním období vyšších druhových diverzit než porosty požárem nebo těžbou narušených. Naopak vyšších hodnot vyrovnanosti (E) dosáhly společenstva mnohonožek požárem narušených zkoumaných TVP (tab. 5).

Chilopoda (stonožky)

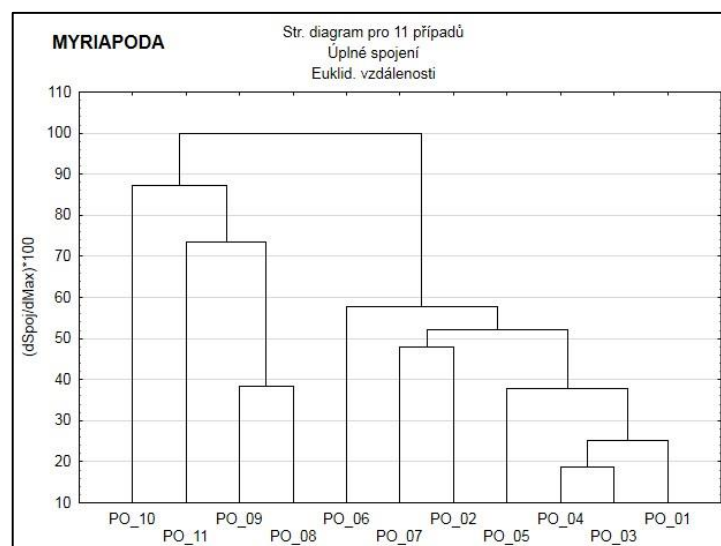
V prvním vegetačním období po požáru na území Bzenecké Doubravy bylo odloveno a následně determinováno 798 jedinců stonožek náležící ke čtyřem druhům čeledi Lithobiidae (tab. 6). Eudominantními druhy šetřené oblasti byly *Lithobius mutabilis*, *Lithobius forficatus* a *Lithobius erythrocephalus*. Vzácný byl výskyt jedné z našich nejmenších stonožek *Lithobius microps* zastoupené po jednom exempláři na TVP PO_07 a PO_10. Stonožka *Lithobius mutabilis* byla zaznamenána na všech TVP. Nejméně odchycených jedinců tohoto druhu pochází z odlesněných TVP (PO_01, PO_04) a z TVP s porostem dubu červeného (na každé ploše odloveno 18 ex.). Jedna z nejběžnějších stonožek ČR *Lithobius forficatus*, taktéž zastoupená na všech šetřených lokalitách, dosahovala nižších dominancí na TVP PO_05, PO_06 a PO_07. Naopak nejvíce jedinců zmíněného druhu bylo zaznamenáno v porostech požárem nenarušených borových tyčkovin.

Nejnižší hodnoty Shannon & Wienerova indexu druhové diverzity byly vypočteny pro společenstva stonožek v porostech požárem ovlivněných borových kmenovin PO_06 (0,52) a PO_07 (0,70). Nejvyšší hodnoty indexu druhové diverzity byly vypočteny pro TVP PO_03 (1,07), PO_01 (1,05) a PO_04 (1,01) (tab. 6).

Podobnost společenstev Myriapoda zkoumaných TVP

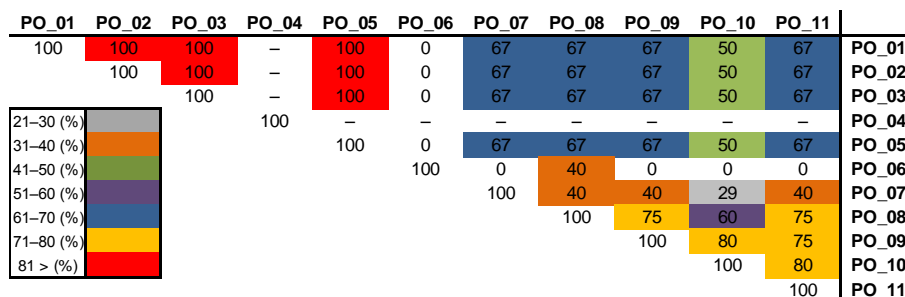
Podobnost a nepodobnost TVP podle stonožkovců (Myriapoda) byla řešena s využitím hierarchické shlukové analýzy (obr. 38). Sørensenův index podobnosti byl vypočten samostatně pro mnohonožky (obr. 39) a stonožky (obr. 40).

Podobně jako u předchozích klastrových analýz došlo k vytvoření dvou větších shluků, kdy první je prezentován lokalitami požárem nenarušenými a druhý sjednocuje TVP požárem nebo těžbou narušené (obr. 38). V prvním shluku požárem nenarušených TVP jsou k sobě nejbližší porosty borových kmenovin (PO_08, PO_09) a k těmto jsou pak postupně přiřazeny porosty borových tyčkovin (PO_11, PO_10). Ve druhém shluku je zřetelná podobnost odlesněné TVP PO_04 a mrtvé borové tyčkoviny PO_03, popř. i odlesněné TVP PO_01. Vysoké podobnosti dosahují také borová kmenovina PO_07 a živá borová tyčkovina PO_02 (více viz obr. 38).

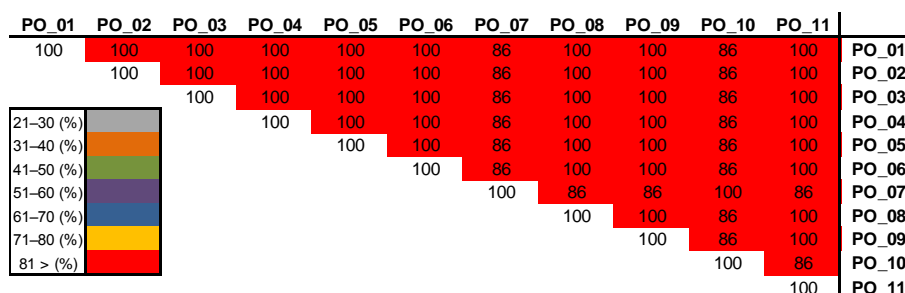


Obr. 38: Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy podkmene Myriapoda dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného spojení.

Variabilita výsledků Sørensenova indexu podobnosti vypočteného zvláště pro mnohonožky (obr. 39) a stonožky (obr. 40) je zcela zřetelná. Podle stonožek jsou všechny TVP vysoce podobné. Naproti tomu u mnohonožek jsou výsledky podobné klastrové analýze. Vysokou podobnost vykazují lokality požárem nebo těžbou narušené (mimo PO_04) a TVP požárem nenarušené. Mezi těmito TVP jsou pak hodnoty Sørensenova indexu podobnosti nízké.



Obr. 39: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti třídy Diplopoda zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.



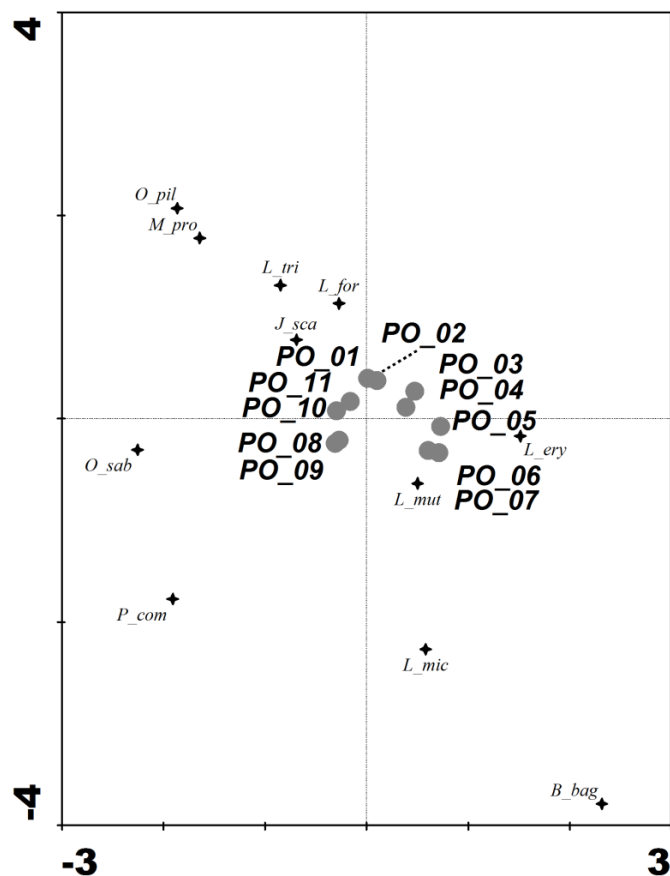
Obr. 40: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti třídy Chilopoda zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.

Vliv rozdílného typu stanoviště (TVP) na disperzi stonožkoců

Délka gradientu Myriapoda byla větší než 4. Proto byla pro analýzu vlivu TVP na jejich disperzi zvolena kanonická korespondenční analýza. Vliv doby odběru (rozdíly mezi měsíci) byl signifikantní (CCA: $F = 3,540$ $p < 0.001$; osa 1 a osa 2 vysvětlily 17,9 %, respektive 21,5 % variability druhových dat), a proto byl zahrnut do následující analýzy testující rozdíl v druhovém spektru a preference zjištěných druhů mezi monitorovanými lokalitami jako covariable. Následná analýza vlivu stanoviště byla signifikantní (CCA: $F = 2,726$ $p < 0.001$) a vysvětlila 16,5 %, respektive 23,5 % variability druhových dat.

Z ordinačního diagramu (obr. 41) vyplývá podobnost dvojic TVP založených na základě stejné druhové skladby a věku porostu (tj. PO_08 a PO_09, PO_10 a PO_11, PO_06 a PO_07). Jistou výjimku tvoří TVP po požáru odlesněné a TVP s požárem zasaženými porosty borových tyčkovin. Vyšší podobnosti dosahují TVP ve složení: PO_01 a PO_02, resp. PO_03 a PO_04. TVP PO_05 s porostem dubu červeného a vtroušenou borovicí lesní stojí v ordinačním

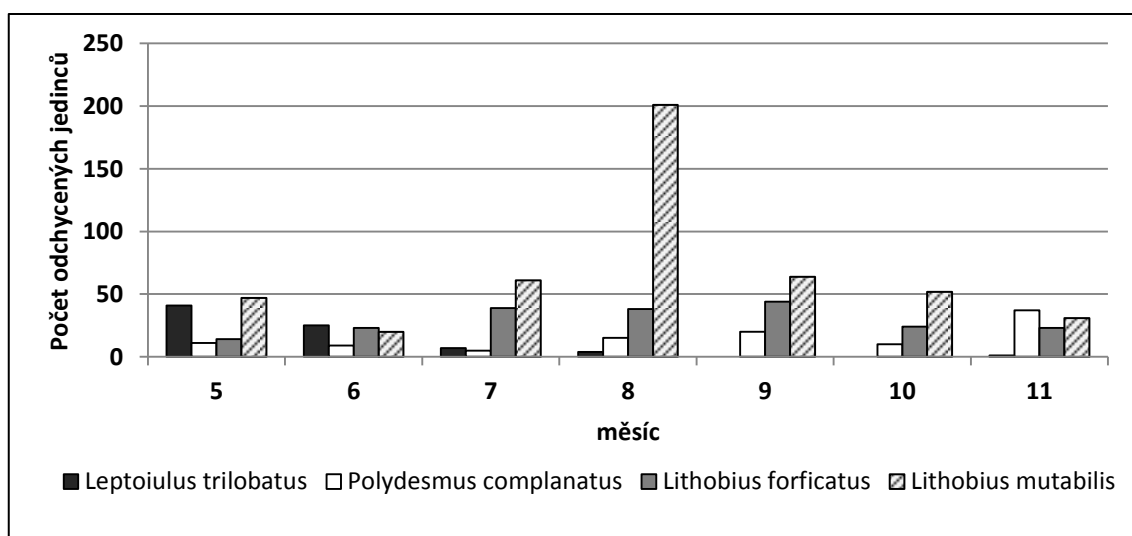
diagramu samostatně. Preferenci jednotlivých druhů podkmene stonožkovců nelze z grafu jednoznačně určit, i když stonožky *Lithobius mutabilis* a *Lithobius erythrocephalus* inklinovaly spíše k lokalitám požárem narušených borových kmenovin (PO_06, PO_07).



Obr. 41: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preference stonožkovců (Myriapoda) k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.

Sezónní dynamika vybraných druhů stonožkovců

Pro znázornění sezónní dynamiky podkmene Myriapoda ve sledovaném vegetačním období po požáru byly vybrány dva druhy mnohonožek (*Leptoiulus trilobatus* a *Polydesmus complanatus*) a dva druhy stonožek (*Lithobius forficatus* a *Lithobius mutabilis*) (obr. 42). Druh *Leptoiulus trilobatus* byl v nejvyšším počtu jedinců zaznamenán ve směsném vzorku z 2. 5. 2013. S dalšími odběry jeho počty v šetřené oblasti Bzenecké Doubravy klesaly. Od odběru provedeného 4. 8. 2013 se již v ZP neobjevil. Naopak druh *Lithobius mutabilis* se vyskytoval po celou dobu probíhajícího odchyty. Jeho zřetelná kulminace byla zaznamenána v odebraném vzorku materiálu ze 4. 8. 2013.



Obr. 42: Sezónní dynamika vybraných druhů podkmene Myriapoda (termíny odběru viz metodika)

6 Diskuze

Extrémní klimatické podmínky, fyzikální vlastnosti písků a charakter borových biotopů, vzniklých v 19. stol. (Bezděčka et al., 2001), utváří ze Bzenecké Doubravy (Moravské Sahary) středoevropsky výjimečnou oblast, jak po stránce vegetační, tak z hlediska složení zdejší fauny. Koncem května roku 2013 prohloubil extrémnost dílčí části tohoto území rozsáhlý lesní požár (165 ha) (Mařáková, 2012).

Vlivem kouře a tepla požáru dochází k usmrcení bezobratlých nebo jejich vývojových stádií, a následně pak snížení jejich populací (Lyon et al., 1978; Holliday, 1984). Tato hypotéza však nemůže být výše předkládanými výsledky šetření podložena ani vyvrácena, protože nebylo známo přesné složení fauny bezobratlých na TVP těsně před požárem. Wikars (1997) a Malmström et al. (2008) měli možnost zjistit stav bezobratlých před uměle založeným požárem a těsně po něm. Mohli tak přímé účinky požáru na faunu vyhodnotit. Podle Wikarse (1997) dochází ke snížení dominancí běžných druhů po vypálení a následně se na požářišti zvyšuje druhová diverzita. Lze konstatovat, že společenstva bezobratlých na požárem narušených TVP v blízkosti města Bzence vykazovala převážně vyšší druhovou rozmanitost oproti druhově víceméně vyrovnaným nenarušeným TVP. Do tohoto schématu nezapadá pouze požárem narušená borová kmenovina PO_07, na které byl zaznamenán shodný počet druhů s TVP PO_01. Tato TVP byla po požáru spolu s lokalitou PO_04 odlesněna a byly zde zaznamenány nižší počty druhů. I když tyto lokality požár narušil, byly posléze odlesněny, pluhem naorány a zalesněny. Nejedná se proto o stanoviště, která by se dala hodnotit jako požárem narušená, ale stanoviště vzniklá antropogenně z důvodu požáru. Jeví se, že holosečná těžba měla na celkovou druhovou rozmanitost spíše negativní vliv. K podobným výsledkům dospěli i Buddle et al. (2000), kteří však hodnotili společenstva pavouků. Proto tento problém bude blíže diskutován níže u vybraných taxonomických skupin (Carabidae, Aranea, Opiliones, Myriapoda).

Výzkum v šetřené oblasti Bzenecké Doubravy započal v prvním vegetačním období po požáru tj. 1. 4. 2013. Aby bylo možné vymezit míru změny epigeonu požárem narušených TVP, byly paralelně sledovány podobné lokality se stejným porostním složením, ale nezasážené požárem v odstupu cca 300 m. Objektívni hodnocení musí být tedy omezeno pouze na nepřímé účinky

požáru, které jsou odvislé od strukturálních, vegetačních, mikroklimatických i trofických změn biotopu (Lyon et al., 1978). Obecně platí, že po-požární změny stanoviště, nikoliv bezprostřední úmrtnost způsobená požárem, je hlavní příčinou pro vývoj struktury epigeické fauny (Kozłowski a Ahlgren, 1974). Nepřímé účinky požáru měli možnost v rozdílných biotopech sledovat i jiní autoři (např. Holliday 1984, 1991, 1992; Szysko, 2001; Véle et al. 2015). Vlivem požáru v Bzenecké Doubravě došlo zcela jistě ke změně světlostních, teplotních, vlhkostních, ale i trofických podmínek stanovišť, což je hlavní příčinou rozdílného druhového složení epigeonu požárem či těžbou narušených a nenarušených TVP. Důvodem je diferencovaná tolerance druhů k působení těchto ekologických faktorů, nazývaná jako ekologická valence (Laštůvka a Šťastná, 2014).

Stromy oslabené požárem jsou často napadány kambioxylofágním hmyzem (Křístek a Urban, 2013), který je lákán vylučovanými volatilními látkami (Wikars 1997, Schütz et al. 1999). Některé druhy jsou k hořícím lokalitám přitahovány a kladou do čerstvě spáleného dřeva svá vajíčka (Evans, 1972). Známým pyrophilním druhem požářišť je krasec *Melanophila acuminata* (Evans, 1966; Wikars, 1997). V šetřeném území byly pozorovány pozerky příbuzného krasce borového (*Phaenops cyanea*), který je lokálně přemnožen na území Bzenecka. Relativně vysoká nahodilá těžba v důsledku napadení krascem borovým i mimo požářiště je příkladem rychlého nárůstu populační hustoty v porostech oslabených požárem (Liška, 2013), ale i dalšími zvláště klimatickými faktory (vláhový deficit) mimo požářiště. Tento fyziologický škůdce napadající oslabené dřeviny, především osluněné tlustokoré části kmenů (Křístek a Urban, 2013), byl lákán primárními atraktanty uvolňovaných oslabenými stromy (Liška, 2013). Z požářiště Knížek (2012) a Liška (2013) udávají dále výskyt druhů *Ips acuminatus*, *Ips sexdentatus* a *Monochamus galloprovincialis*. Je možné, že jejich pozornosti unikly i další zde v prvním vegetačním období po požáru vysoce zastoupené druhy podčeledi kůrovcovitých. *Hylurgops ligniperda*, *Hylastes ater* a *Hylastes angustatus* se vyskytovali především na plochách po požáru odlesněných a požárem narušených. Příčinou zvýšené populační hustoty kůrovců podchycené v zemních pastech byla výrazná změna v potravní nabídce, neboť tyto druhy se vyvíjí pod kůrou borových pařezů nebo na velkých kořenech čerstvě poražených borovic (Pfeffer, 1955). Nalezeni byli na všech šetřených TVP, ale k jejich znatelné kulminaci došlo zejména na odlesněných TVP s ponechanými

borovými pařezy a méně početní byli v porostech borových tyčkovin (PO_02, PO_03). Ke shodnému závěru dospěl také Wikars (1997), který zaznamenal na holinách vyšší počty jedinců kůrovcovitých brouků, jejichž druhové spektrum se od požárem narušených či nenarušených lokalit nelišilo. Jelikož byly TVP PO_01 a PO_04 po odlesnění zalesněny borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), nelze vyloučit, že lýkohub borový (*Hylastes ater*) prováděl svůj zralostní žír také na kořenech sazenic a mohl se tak podílet na odumírání založené borové kultury. Překvapujícím není rovněž výskyt kozlíčka *Acanthocinus aedilis*, který se objevuje v borových, ale i smrkových lesích nížin a pahorkatin (Zahradník a Severa, 2007). V Bzenecké Doubravě byl zaznamenán na všech lokalitách, ale ponechané pařezy na TVP PO_01 a PO_4 a mrtvá borová tyčkovina poskytovaly tomuto druhu příležitost naklást do štěrbin kůry pařezů, kořenů a stojících odumřelých kmenů borovic svá vejčka. To bude důvodem jeho zvýšeného odchytu v těchto lokalitách.

Antropogenní vliv, přirozené stanovištní změny nebo vlastnosti abiotického prostředí mohou ukazovat tzv. ekologické indikátory (bioindikátory) (Laštůvka a Šťastná, 2014). V této práci bylo pro potřeby bioindikace antropogenních a přirozených změn vlastností terestrického prostředí použito taxonomických skupin střevlíků, pavouků a stejnonožců, resp. stonožek a mnohonožek, které jsou v praxi užívány (Buchar, 1983; Hůrka et al. 1996; Buchar a Růžička, 2002; Tuf a Tufová 2008; Hajdaj, 2011). Zajímavou početně zastoupenou taxonomickou skupinou byli také sekáči, jejichž chování může mít uplatnění ve vymezení sukcesních změn.

6.1 Čeleď: CARABIDAE (střevlíkovití)

Odchycené spektrum střevlíkovitých skýtá až 41 % exemplářů z celkového počtu jedinců řádu Coleoptera odchycených v šetřené oblasti bzeneckých vátých písků. Hned po kůrovcích byla druhou nejpočetněji zastoupenou taxonomickou skupinou brouků. Druhové spektrum střevlíků bylo ale mnohem pestřejší (38 druhů).

Nejvíce studovanými lokalitami Bzenecké Doubravy jsou NPP Váté písky a PP Vojenské cvičiště Bzenec. Tyto entomologicky zajímavé lokality osidlují druhy typické pro společenstva vátých písků (Mackovčín, 2007). Jedná se především o vzácné, často psamofilní střevlíky, které jsme v šetřeném území zachytili, např. druhy *Harpalus autumnalis*, *Notiophilus germinyi* a podle Farkače et al. (2005) téměř ohrožený druh *Harpalus servus*, u kterého je třeba

zmínit, že podle AOPK ČR (2015) byl od roku 2010 pozorován pouze v oblasti mapového čtverce 7069, kde se TVP spolu s chráněnými územími nachází. Tento druh zaznamenal v 1,6 km vzdálené oblasti bzenecké střelnice také Hajdaj (2008) spolu s dalšími 31 druhy střevlíkovitých, z nichž 13 druhů nebylo v požárem narušeném území Bzenecké Doubravy v roce 2013 nalezeno. Tyto druhy Hajdaj (2008) zachytil v nízkém počtu exemplářů. Jako důvod nepodchycení druhů v šetřené oblasti požářiště nelze vyloučit vliv specifického prostředí bzenecké střelnice anebo krátkodobost sledování. V roce 2009 zjistil Hajdaj (2011) v okolí města Bzenec podstatně nižší druhové spektrum střevlíkovitých (18 druhů). Z těchto nebylo sedm druhů na TVP zachyceno. Lze předpokládat, že zde publikované druhové spektrum střevlíkovitých bzeneckých písčín bude bohatší a v navazujících letech sledování rozšířeno.

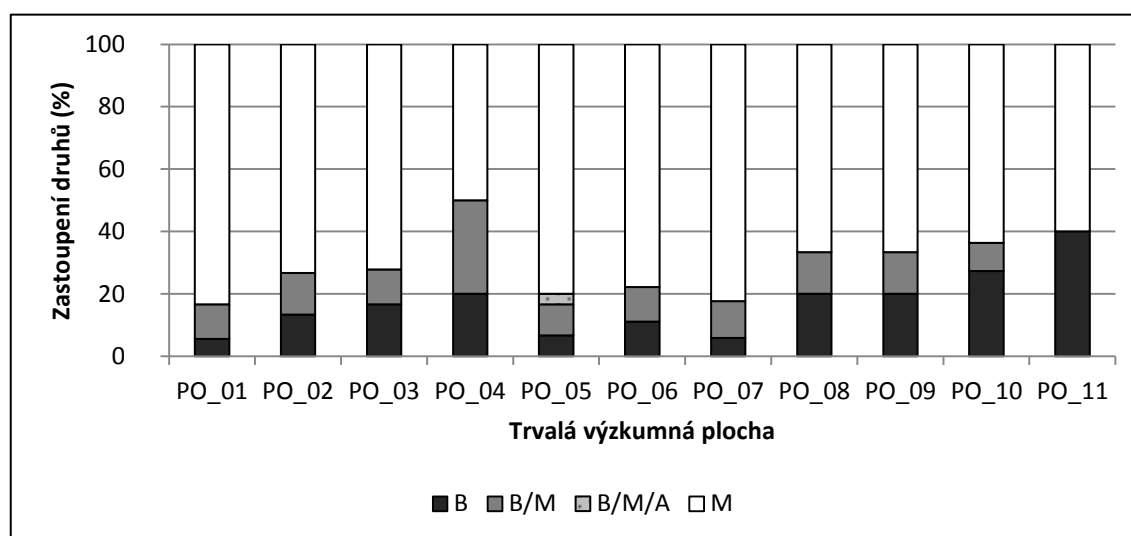
Vliv požáru na společenstva střevlíkovitých

Holliday (1991) udává, že důkazy o střevlíkovitých druzích, které by přežily vážný lesní požár in-situ jsou nejasné. Wikars (1997) ve svém experimentu dokázal, že na spálené ploše střevlíci přežili a při jejich rekolonizaci narušeného prostředí nešlo pouze o migraci druhů z okolí. Pro přežití budou podstatnými možnostmi druhu spalovanou lokalitu rychle opustit nebo najít úkrytový prostor. V této souvislosti mají výhodu druhy makropterní. Podle Wikarse (1997) byl ale i brachypterní druh *Carabus violaceus* schopen z plamenů ohně uniknout.

Požárem narušené lokality kolonizují nejdříve většinou pyrophilní druhy, které reagují na kouř (Evans, 1972; Wikars, 1997). Jediným literaturou popisovaným pyrophilním střevlíkem zastoupeným na požářišti Bzenec je druh *Pterostichus quadriveolatus*. Bylo zdokumentováno, že tento střevlík je přitahován k probíhajícím požárům, ale i k horkému popelu a kouři (Wikars, 1997; Süda et al., 2009). Ve sledované oblasti bzeneckých písčín byl druh na požárem nenarušených lokalitách pozorován v signifikantně nižším zastoupení. Odtud se zřejmě šířil na požárem zasažené TVP, kde byl (mimo PO_01 a PO_05) eudominantní. Hajdaj (2008, 2011) ve svých šetřeních tento druh na Bzenecku vůbec nezaznamenal. Ekologické optimum v požárem narušených lokalitách našel i eurytopní druh *Pseudoophonus rufipes* (Hůrka et al. 1996) osidluující pole, louky, ruderály a rozsáhlé polní kultury (Hůrka, 2005). Preferenci obou i dalších druhů (tab. 2) k požárem narušeným TVP prokázala CCA analýza (obr. 25). Pozorovány byly také druhy s preferencí

požárem nenarušených stanovišť. Příkladem mohou být druhy *Carabus violaceus* a *Pterostichus oblongopunctatus* jejichž publikované životní nároky a projevy se získanými výsledky souhlasí.

V odchyceném spektru střevlíkovitých byly zastoupeny druhy makropterní a brachypterní s druhem *Harpalus autumnalis*, u kterého byla pozorována redukce křídel. To je podnětem k otázkám: „Které druhy obsazují narušené, nově vzniklé biotopy první? V jakém poměru jsou tyto druhy ve sledované oblasti zastoupeny?“ Holliday (1991) popisuje, že jako první obsazují spálená místa druhy makropterní, které jsou schopny volné neobsazené plochy kolonizovat mnohem rychleji než druhy brachypterní. Procento brachypterních druhů se s odstupem času od požáru navyšovalo. Naopak na požárem neovlivněných plochách nedochází podle Holliday (1991) k výrazným změnám poměru druhů makropterních a brachypterních. Zastoupení makropterních, brachypterních a apterních druhů ve sledovaném území prezentuje obr. 43.



Obr. 43: Zastoupení střevlíkovitých na TVP (PO_01–PO_11) podle formy okřídlení (B – brachypterní, M – makropterní, A – apterní).

Zajímavým byl výskyt xerothermního druhu *Harpalus smaragdinus* (Stanovský a Pulpán, 2006) téměř na všech lokalitách, ale ve výrazně vyšších počtech byl zaznamenán na TVP PO_03 a PO_05. Tento druh písčin, pastvin a stepí (Stanovský a Pulpán, 2006) nebyl vůbec odchycen v odlesněných lokalitách. Hajdaj (2008; 2011) popisuje výskyt tohoto střevlíka i na zcela otevřených stanovištích. V oblasti bzenecké střelnice pozoroval jeho vyšší zastoupení na rozhraní otevřené písčiny a borového porostu (ekotonu). Je nutno zmínit, že jde o druh Hůrkou et al. (1996) klasifikovaný jako adaptabilní

a je tedy možné, že míra antropogenního narušení lokalit PO_01 a PO_04 těžbou a naoráním nevytváří příznivé stanovištní podmínky. V oblasti PP Vojenské cvičiště Bzenec odlovil Hajdaj (2011) tento druh v signifikantně vyšším množství na otevřené písčité ploše (která byla bez zásahu) než na ploše, kde započala rekultivace po těžbě písku. Podmínky TVP PO_03 a PO_05 poskytovaly druhu optimálnější podmínky pro přežívání nežli porosty ostatní. Vystává otázka: „Proč druh nebyl zaznamenán ve vyšším počtu i na TVP PO_02 se „shodným“ porostem borové tyčkoviny?“ Důvodem bude skutečnost, že porostní zápoj živých borovic je vyšší nežli na ploše mrtvé borové tyčkoviny (Tab. 8) a stanoviště není zřejmě pro výskyt druhu *Harpalus smaragdinus* dostatečně prosvětleno.

Předpokládá se, že mírné disturbance udržují vysokou druhovou diverzitu v rámci stanoviště (Wikars, 1997). Příliš časté požáry mají ale spíše opačný efekt (Radea et al. 2010). Opakovaným hořením dochází k odstranění většiny druhů, aniž by měly čas lokalitu znovu obsadit (Wikars, 1997). Cobb et al. (2007) zjistili vyšší druhové diverzity střevlíkovitých na požárem narušených plochách. Výsledky pozorování prvního vegetačního období po požáru ukazují, že společenstva střevlíkovitých vykazují v porostech borových tyčkovin vyšší druhovou diverzitu nežli porosty borových tyčkovin požárem nenarušené. V porostech borových kmenovin spálených a požárem neovlivněných nebyl tento výsledek již jednoznačný. Lze ale konstatovat, že borové kmenoviny ovlivněné požárem obsazovalo více druhů než stanoviště požárem nezasažené. Druhově nejbohatší byla TVP PO_05, na které bylo nalezeno 60 % zjištěných druhů. Tato skutečnost dělá z lokality s porostem dubové tyčkoviny velmi zajímavou a oproti ostatním výjimečnou TVP, jak po stránce vegetační, tak z hlediska složení carabidocenózy. Charakter tohoto specifického prostředí poskytnul zřejmě podmínky pro široké spektrum střevlíkovitých. Je otázkou zda by požárem nenarušená lokalita s obdobným vegetačním složením skýtala podobné nebo výrazně odlišné druhové spektrum střevlíkovitých.

Zásadní vliv na společenstva střevlíkovitých měly požárem nebo těžbou změněné stanovištní podmínky vybraných TVP. Rozdílnost požárem narušených a požárem neovlivněných TVP se projevila ve shlukové analýze (obr. 23). Variabilita výsledků shlukové analýzy a Sørensenova indexu podobnosti je dána skutečností, že Sørensenův index podobnosti počítá pouze s přítomností a nepřítomností druhu, ale nebere v úvahu jeho početní

zastoupení. Je na zvážení, zda by pro účel vyhodnocení podobnosti nebyl vhodnějším Bray-Curtisův index podobnosti, který se používá pro kvantitativní vyhodnocení podobnosti (Purchart, ústní sdělení 15. 4. 2015).

Ukázalo se, že důležitými abiotickými faktory, ovlivňující druhové složení střevlíků, byly světlo a vlhkost. Podle Hajdaje (2011) je nejvýznamnějším činitelem, který formuje druhové spektrum střevlíkovitých v oblasti vátých písků Bzenecka, stáří borové monokultury. S věkem monokultury úzce souvisí porostní zápoj, který ovlivňuje světlostní poměry v porostu a jeho vlhkost (Hajdaj, 2011). Proto bylo na střevlíky nahlíženo jako na ekologické kategorie charakterizované preferencemi k habitatu/osvětlení a vlhkosti stanoviště. Szyszko (2001) udává, že lesní druhy, které jsou typické pro pozdní sukcesní stádia, po požáru mizely. Byly nahrazovány druhy pyrophilními a druhy typickými pro raná sukcesní stádia (Szyszko, 2001). Zřetelnou převahu měly v šetřené oblasti druhy otevřených stanovišť zastoupené na všech TVP. Z ordinačního diagramu však vyplývá jejich preference k lokalitám požárem či těžbou narušeným. Většina těchto druhů je k vlhkosti indiferentní, a proto lze konstatovat, že pro ně byly významnější světlostní nežli vlhkostní podmínky stanoviště. Požár způsobil prosvětlení těchto lokalit, protože zjištěná celková pokryvnost dřevin I.–III. patra je v porostech požárem narušených nižší (mimo PO_02). Vysoká pokryvnost dřevin I.–III. patra TVP PO_02, a tudíž snížené pronikání světla k půdnímu povrchu, může být důvodem menší podobnosti této lokality s ostatními požárem narušenými. Lesní zástupci, zastoupení v oblasti šetření deseti druhy, vykazovali převážně preference ke stanovištím požárem nenarušeným. Tato stanoviště preferovaly druhy vlhkomilné až hygofilní. Tato skutečnost je v korelaci se stanovištními podmínkami, které se v těchto požárem neovlivněných biotopech vytvořily. Vztah hygofilního druhu *Chlaenius tristis* k lokalitě PO_03 nemůžeme pokládat za významný, protože zde byl odchycen pouze jeden exemplář. Je otázkou jak se zastoupení lesních druhů bude v dalších letech měnit. Wikars (1997) popisuje, že během dvou let nahradily lesní druhy v požárem narušených lokalitách druhy otevřených stanovišť.

6.2 Řád: ARANEAE (pavouci)

Spektrum odchycených pavouků čítá 81 druhů převážně epigeických zástupců náležících do 20 čeledí (Buchar a Růžička, 2002). Podobně jako u střevlíkovitých jsou po stránce arachnofauny na Bzenecku nejvíce

prozkoumány oblasti NPP Váté písky a PP Vojenské cvičiště Bzenec. Podle Mackovčina (2007) bylo v NPP váté písky zjištěno přes sto druhů pavouků. Za arachnologickou perličku bzeneckých písčin můžeme označit slíďáka písečného (*Alopecosa psammophila* Buchar, 2001), který byl pro vědu popsán v roce 2001 podle nálezu z NPP Váté písky (Kůrka et al, 2015). V šetřené oblasti pozorován nebyl.

Při podrobnější analýze odchyceného druhového spektra sledovaného území požářiště lze konstatovat, že dle fyto geografického členění ČR převažují prvky Termofytika a Mezofytika (Buchar a Růžička, 2002). Pět druhů je jednoznačně vázáno do oblasti Termofytika, z nichž právě čtyři uvádí Farkač et al. (2005) v Červeném seznamu ohrožených druhů ČR. Jsou jimi dva kriticky ohrožené druhy *Titanoeca psammophila* a *Sitticus zimmermanni* a dva zranitelné druhy *Berlandina cinerea* a *Scotina celans*. Český název druhu *Titanoeca psammophila* „teplomil písečný“ je zcela výstižný. Nejenže je dodnes výskyt tohoto druhu udáván v ČR pouze z písčin u Bzence (Kůrka et al. 2015), ale byl zde pozorován pouze na lokalitách s vysokou propustností světla a tepla (PO_01, PO_04, PO_05). První objev teplomila písečného (*Titanoeca psammophila*) na území ČR popsal Růžička (1998) z PP Vojenské cvičiště Bzenec. Zajímavá skákavka Zimmermannova (*Sitticus zimmermanni*) byla zastoupena jedním exemplářem na TVP PO_05.

Pozornosti nesmí ujít slíďák lesní (*Alopecosa taeniata*), který se vyskytuje od středních poloh vysoko do hor, nejčastěji na okrajích smrčín nebo v horských karech (Buchar a Růžička, 2002). Podle Kůrky et al. (2015) se vzácně může vyskytovat i v nížinách. Slíďák lesní byl v oblasti šetření vyhodnocen jako recedentní a doprovázel všechny porostem kryté TVP, ať už požárem ovlivněné nebo neovlivněné. Na odlesněných TVP PO_01 a PO_04 zjištěn nebyl. Podle záznamů AOPK ČR (2015) a soupisů z arachnologických exkurzí (Růžička, 1998; Růžička a Bezděčka, 2000) nebyl tento druh v širším okolí města Bzence vůbec pozorován. Je proto třeba údaje o rozšíření a biologii druhu rozšířit o poznatky zjištěné tímto šetřením.

V porovnání s Kůrkou et al. (2015) nebyly u výše prezentované sezónní dynamiky vybraných druhů pavouků zjištěny významné rozdíly.

Vliv požáru na společenstva pavouků

O tom, zda přímé účinky květnového požáru v Bzenecké Doubravě pavouci přežili, lze jen polemizovat. Pavouci jsou obyvateli různých strat, od podzemních až po koruny stromů, která nemusela být požárem vůbec zasažena. Kozłowski a Ahlgren (1974) udávají, že abundance primárně epigeických pavouků, kteří byli předmětem zkoumání, jsou po požáru ve většině oblastí drasticky sníženy.

A jak probíhá rekolonizace požárem narušených stanovišť? Koponen (2005), který zkoumal pavoučí společenstva ve finských borových lesích, nezjistil, zda nově vzniklé biotopy kolonizují primárně druhy na požářišti přeživší nebo pavouci z okolního nenarušeného prostředí. Naopak Moretti et al. (2002) popisuje, že po-požární vývoj společenstev pavouků kaštanových lesů jižního Švýcarska probíhal především s účastí druhů, které požár přežily in situ. Roli v tomto ohledu budou hrát i možnosti pohybu pavouků – chůze, běh, skákání, pohyb na vlákně, a šíření větrem (Kůrka et al., 2015).

Vlivem požáru se projeví jednoznačně změny stanovištních podmínek, které zasáhly do druhového složení arachnofauny této v mnoha ohledech impozantní oblasti. Shannon & Wienerův index druhové diverzity vypočtený pro pavouky byl na všech požárem narušených TVP mírně vyšší nežli v porostech nespálených. Podobný vliv požáru zjistil ve Finsku Koponen (2005). Podle Morettiho et al. (2002) měla na druhovou bohatost společenstev pavouků kaštanových lesů jižního Švýcarska hlavní vliv četnost požárů a jejich frekvence. Po jediném požáru byla společenstva pavouků schopna se obnovit a navrátit do původního stavu. Struktura a složení arachnofauny trvale narušovaná požáry byla stále odlišná od společenstev pavouků požárem nenarušených stanovišť a vůči těmto disturbancím dokonce resilientní (Moretti et al. 2002). I když byl index druhové diverzity na požárem narušených TVP vyšší, je nezbytné zmínit, že nejvíce druhů bylo zaznamenáno v kontrolní nenarušené borové kmenovině PO_09. Druhově nejchudší společenstva skýtaly otevřené, antropogenně narušené lokality PO_01 a PO_04. Podle Buddle et al. (2000) byla stanoviště ovlivněná požárem druhově bohatší, než lokality vytěžené. Koponen (2005) uvádí, že na požárem narušených lokalitách byla dominantní čeleď Lycosidae, Gnaphosidae a Theridiidae. Nelze ale jednoznačně říci, která z čeledí pavouků byla na požárem narušených či nenarušených sledovaných TVP dominantní, protože i v těchto čeledích se

vyskytují druhy s rozdílnými ekologickými valencemi. I Hanula a Wade (2003) konstatovali, že reakce pavouků na požár jsou druhově specifické.

Signifikantně eudominantním druhem byl slíďák *Pardosa lugubris* pozorovaný na všech TVP. Ekologické optimum tohoto druhu bylo zřejmě v porostech nespálených borových kmenovin, kde dosáhnul nejvyšších počtů jedinců. V porostech borových tyčkovin s hustým porostním zápojem a na otevřených TVP PO_01 a PO_04 bylo odchyceno jedinců méně. Dle sběru v požárem narušených borových kmenovinách a tyčkovině dubu červeného (*Quercus rubra*) lze soudit, že tato stanoviště začal znovu obsazovat, profitovat z nich a nelze vyloučit, že se zde v dalších letech bude jeho početnost zvyšovat. Podle Kůrky et al. (2015) se jedná o pavouka světlých listnatých lesů, jejich okrajů a světlin. Tuto skutečnost lze doplnit o informaci, že dokáže prosperovat i v lesích jehličnatých (borových), ale dostatečně prosvětlených. Koponen (2005), ve finských lesích s dominantní borovicí lesní (*Pinus sylvestris*), zaznamenal vyšší početnost tohoto palearktického slíďáka (Kůrka et al., 2015) v porostech požárem narušených i nenarušených.

Slíďák *Xerolycosa nemoralis* byl druhem zastoupeným především na požárem narušených TVP. Samička tohoto druhu vytváří bělavý kokon, s nímž se ukrývá v podzemní noře. Mělký úkryt si jsou schopni budovat i juvenilní jedinci (Kůrka et al., 2015). Vystává otázka, zda tento druh nemohl pozemní požár v podzemních úkrytech přežít a v dalším roce využít pozitivních účinků požáru, resp. nízké konkurence a nové potravní nabídky mrtvých těl ostatních členovců (Nunes et al., 2000), protože na kontrolních požárem nenarušených TVP byl odchycen pouze ve třech exemplářích. Je ale také možné, že právě odtud se na nově vzniklé biotopy po požáru šířil.

Otevřená a antropogenně narušená stanoviště jednoznačně preferoval slíďák rolní (*Pardosa agrestis*), který se vyskytuje na rudéralech, polích, haldách v počátečním stádiu sukcese a ostatních antropicky pozměněných biotopech (Buchar a Růžička, 2002; Kůrka et al., 2015), se choval jako typický r-stratég. Další druhy, které by na těchto stanovištích výrazně dominovaly, v porovnání s ostatními TVP, nebyly zjištěny. Zcela odlišně se chovala šestiočka ryšavá (*Harpactea rubicunda*), která podle zjištění neprosperovala v lokalitách narušených požárem. Vyšší výskyty tohoto druhu xerothermních lesů a křovin (Kůrka et al., 2015) pochází právě z kontrolních požárem nenarušených TVP borových kmenovin i tyčkovin. Spolu se zápledkou *Scotina*

celans byly signifikantně eudominantními v porostech s nejvyšší pokryvností dřevin I.–III. patra, resp. na TVP PO_10 a PO_11. Porosty s nižší prostupností světla, vyšší vlhkostí a bez disturbance poskytují těmto druhům zřejmě vyšší ekologická optima.

Shluková analýza prokázala odlišnost biotopů požárem ovlivněných a neovlivněných. Podobně jako u střívlíkovitých byli i pavouci řešeni na úrovni ekologických kategorií dle preference k hlavním klimatickým faktorům stanoviště – osvětlení a vlhkosti (Křístek a Urban, 2013). Buddle et al. (2000) zjistili, že stanoviště narušená požárem nebo těžbou začali rychle obsazovat pavoučí společenstva otevřených stanovišť do jednoho roku po disturbanci. Více než světlostní podmínky stanoviště disperzi druhů v šetřeném území ovlivnila vlhkost. Druhy obývající mírně vlhká stanoviště preferovaly primárně požárem nenarušené biotopy. Naopak druhy suchých až mírně suchých stanovišť osidlovaly převážně požárem a těžbou narušená stanoviště.

6.3 Řád: OPILIONES (sekáči)

Sekáči v ČR patří mezi druhově chudé skupiny pavoukoců (Farkač et al., 2005). Bezděčka (1996) popisuje z lokality Bzenec-přívóz nálezy druhů *Phalangium opilio*, *Rilaena triangularis* a *Lacinius horridus*. Tito sekáči byli ve sledovaném období na TVP odloveni také společně s dalšími dvěma druhy. I když nejsou druhy *Lacinius dentinger* a *Nelima semproni* ohrožené, zasluhují si s ohledem na jejich omezené rozšíření na našem území pozornost (Farkač et al., 2005). Podle údajů AOPK (2015) nebyly tyto druhy v území bzeneckých písčín pozorovány.

Sezónní dynamika odchycených druhů *Lacinius horridus*, *Lacinius dentinger* a *Rilaeana triangularis* se shoduje s popisy postembryonálního vývoje, uváděné Šilhavým (1956). Pozornosti nesmí ujít sekáč *Nelima semproni*, o jehož bionomii je jen velmi málo údajů (Machač, 2009). Nejhojnější výskyt dospělců tohoto druhu byl zaznamenán v odběru ze 4. 8. 2013. Je tedy možné, že právě v měsících VII.–VIII. dochází k páření dospělců a později pak kladení vajíček. Jeho početnost totiž v dalších měsících intenzivně klesala až do října, kdy byl nalézán již jen sporadicky. Lze předpokládat, že tento druh přezimuje ve stádiu vajíček a stejně jako velká část našich druhů sekáčů na podzim hyne (Novák et al., 1969).

Vliv požáru na společenstva sekáčů

Mnohé středoevropské druhy sekáčů obývají především vlhká a stinná místa lesního prostředí (Novák et al., 1969; Bezděčka, 1996). Tato skutečnost se odrazila i na disperzi sekáčů v požárem a těžbou narušeném území. Otevřené lokality PO_01 a PO_04 nebyly sekáči osidlovány, mimo dva exempláře druhu *Lacinius dentinger* na PO_01. Redundanční analýza prokázala preferenci sekáčů k porostem krytým stanovištím. Druhově i početně byli nejvíce zastoupeni v borových nespálených tyčkovinách, na kterých byla zjištěna nejvyšší celková pokryvnost dřevin I.–III. patra dřevin. Nutno ale dodat, že vyšší početnost sekáčů byla zaznamenána také v borových tyčkovinách požárem narušených. Sekáči se mohou vyskytovat na kmenech, dokonce i v korunách stromů (Bezděčka, 1996) nebo se ukrývají pod kameny, výjimečně i v půdě, kde hledají úkryt před nepřáteli (Šilhavý, 1956). Je tedy otázkou, zda na požárem narušené porosty borových tyčkovin sekáči migrovali z okolních nespálených lokalit nebo byli schopni tuto disturbanci přežít a využít pozitivního účinku požáru, resp. nových potravních zdrojů vysoké kvality a snížených kompetičních vztahů (Nunes et al., 2000).

Plochy požárem narušené obývali a z podmínek spálených borových tyčkovin výrazně profitovali sekáči *Lacinius dentinger* a *Lacinius horridus*. Naproti tomu teplomilný sekáč *Nelima semproni* (Machač, 2009) byl v ekologickém optimu především v porostech požárem nenarušených borových tyčkovin.

Zjištěním je, že společenstva sekáčů bzeneckých písčin preferovala ve sledovaném období porosty ve stádiu tyčkovin, ať již požárem zasažené nebo nezasazené.

6.4 Podkmen: MYRIAPODA (stonožkovci)

V druhovém spektru stonožkovců byli zaznamenáni zástupci tříd stonožek a mnohonožek. Druhově bohatší, ale početně méně zastoupená, se projevila třída mnohonožek se sedmi determinovanými druhy. Naproti tomu stonožky byly se třemi zjištěnými druhy v šetřené oblasti početnější. Tajovský (2002) zjistil na západním Slovensku v porostech s dominantní borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) druhové spektrum stonožek i mnohonožek značně vyšší. Ke sběru ale nepoužil pouze zemních pastí, ale dvakrát ročně provedl také extrakci půdního vzorku na tullgrenech.

Vliv požáru na společenstva stonožkovců

Studie půdní fauny, které doposud proběhly, se liší v metodice odběru vzorků, biotopech šetření, ale také v různých intenzitách požáru. Zásadní vliv na po-požární struktury společenstev půdní bioty má také frekvence požárů (Radea et al., 2010) a podíl shořeného organického horizontu (Wikars a Schimmel, 2001; Tajovský, 2002; Bezkorovainaya, 2007). Častým jevem je snížení abundancí mnohonožek i stonožek ihned po požáru (Kozłowski a Ahlgren, 1974). V druhovém spektru stonožek i mnohonožek šetřeného území převládaly druhy eurytopní. Pouze dvě mnohonožky *Brachyiulus bagnalli* a *Leptoiulus trilobatus* byly klasifikovány jako adaptabilní. Reliktní druhy, které jsou svým výskytem omezeny na nenarušená prostředí (Tuř a Tuřová, 2008) a tudíž s nejužší ekologickou valencí, nebyly pozorovány. Shluková analýza prokázala jasnou odlišnost požárem narušených a nenarušených TVP. Stonožky a mnohonožky reagovaly na požární i antropogenní disturbanci zcela odlišně. Tuto skutečnost potvrdil Sørensenův index podobnosti, který byl vypočten samostatně pro společenstva mnohonožek a stonožek. Rozdíly mezi společenstvy mnohonožek a stonožek jsou znatelné i v hodnotách indexů druhových diverzit. U saprofágních mnohonožek (Tajovský, 2002), které se v nespálených porostech vyskytovaly zcela běžně, bylo zaznamenáno významné snížení celkového počtu jedinců i druhové bohatosti. Na požárem narušených TVP byly nalezeny pouze druhy *Julus scandinavus*, *Leptoiulus trilobatus* a dva exempláře mnohonožky *Brachyiulus bagnalli*. Je zajímavé, že eudominantní mnohonožky *Leptoiulus scandinavus* a *Leptoiulus trilobatus* byly schopny obsazovat spálené tyčkoviny i těžbou narušenou a otevřenou TVP PO_01 a to v signifikantně vyšších počtech než požárem narušené porosty borových kmenovin. Zde byl zachycen pouze jeden exemplář mnohonožky lesní (*Julus scandinavus*). Mnohonožka *Polydesmus complanatus*, která obývá vlhké listnaté lesy (Lang, 1954), spálené a těžbou narušené lokality vůbec neobsazovala. Její ekologické optimum bylo zřejmě v prosvětlených borových kmenovinách s dominantní *Calamagrostis epigejos*. Zcela odlišně se chovaly zástupci třídy Chilopoda. Podle Trucchiho et al. (2009), kteří zkoumali druhové složení a strukturu společenstev stonožek v příměstském spáleném lese Itálie, byla společenstva postižená silným požárem jednoduše strukturovaná a druhově chudá. Naopak společenstva zasažená pouze povrchoвым požárem se od těch nenarušených nelišila (Trucchi et al., 2009). Z výsledků tohoto šetření vyplývá, že druhové spektrum

stonožek nebylo zásadně ovlivněno. Povrchový požár v Bzenecké Doubravě neměl zřejmě na zástupce třídy Chilopoda tak velký vliv jako na mnohonožky, protože dravé stonožky byly schopny spálené plochy rekolonizovat mnohem snadněji. K podobným výsledkům dospěl také Tajovský (2002), který měl možnost studovat vývoj společenstev stonožek a mnohonožek ovlivněných požárem po tři roky. Udává, že stonožky byly schopny rekolonizovat otevřené spálené plochy mnohem rychleji než mnohonožky a suchozemští stejnonožci, kteří tvořili v okolních nenarušených porostech stabilní populace. Nelze vyloučit, že někteří jedinci druhů *Lithobius forficatus* a *Lithobius mutabilis* přežili požár in situ pod kůrou stromů, protože byl prokázán jejich fakultativní výskyt na kmenech lesních dřevin (Kula a Lazorík, 2014). Na nově vzniklé biotopy mohly spolu se stonožkou *Lithobius erythrocephalus* migrovat i z okolního nenarušeného prostředí, kde tvořili stabilní populace. Trucchi et al. (2009) popisují, že přežití stonožek po požáru záviselo hlavně na mikroklimatických podmínkách stanovišť. Při bližším ohledání počtu jedinců stonožek na jednotlivých TVP bylo jejich nejvyšší zastoupení zjištěno právě v porostech s nejvyšší pokryvností I.–III. patra dřevin.

7 Závěr

Na velkoplošném požářišti (165 ha) v blízkosti města Bzenec bylo v roce 2013 odchyceno a následně determinováno 16267 jedinců 226 druhů. Mezi požárem či těžbou ovlivněnými a neovlivněnými stanovišti se projevily rozdíly, které byly blíže analyzovány u početně zastoupených nebo bioindikačně významných taxocenóz střevlíků, pavouků, sekáčů a stonožkovců, resp. stonožek a mnohonožek.

Střevlíkovití byli zastoupeni 3232 exempláři v 51 druzích. Hojným střevlíkem v tomto širokém druhovém spektru byl pyrophilní *Pterostichus quadrioveolatus*, který doprovázel společně s druhy *Pseudoophonus rufipes* a *Harpalus rufipalpis* pouze požárem či těžbou narušené biotopy. Rekolonizace ovlivněných stanovišť probíhala z okolního nenarušeného prostředí, kde byli tyto střevlíci zaznamenáni v signifikantně nižším množství. Zajímavým byl výskyt xerothermního druhu *Harpalus smaragdinus*, který nebyl vůbec odchycen na odlesněných trvale výzkumných plochách, i když ho jiní entomologové v otevřených biotopech nalézali hojně. Jejich nálezy ale pocházejí ze stanovišť otevřených a nenarušených. Proto bylo zřejmě důvodem absence střevlíka *Harpalus smaragdinus* v šetřených odlesněných lokalitách právě jejich antropogenní narušení z důvodu požáru. Zásadně bylo druhové složení střevlíků ovlivněno osvětlením a vlhkostí stanoviště. Dominovaly druhy otevřených stanovišť zastoupené na všech sledovaných lokalitách. Výrazně však preferovaly požárem či těžbou narušené výzkumné plochy s nízkým porostním zápojem. Lesní a vlhkomilné druhy (*Oxypselaphus obscurus*, *Pterostichus oblongopunctatus*) osidlovaly převážně stanoviště požárem nenarušená. Preferenci nespálených biotopů vykazovali také *Carabus violaceus*, *Calathus cinctus* nebo *Leistus ferrugineus*.

Arachnofauna bzeneckých písčín čítala 81 druhů. V druhovém spektru taxocenózy pavouků se vyskytly faunisticky významné druhy *Titanoeca psammophila*, *Sitticus zimmermanni*, *Berlandina cinerea* a *Scotina celans*. Zajímavým byl nález 55 exemplářů slíďáka lesního (*Alopecosa taeniata*), který doprovázel všechna porostem krytá stanoviště. Složení arachnofauny ovlivnila změna stanovištních podmínek. Druhy mírně vlhkých stanovišť (*Agroeca brunnea*, *Agroeca proxima*, *Neon reticulans*) preferovaly požárem nenarušené biotopy, naproti tomu v podmínkách požárem narušených a odlesněných

stanovišť dominovali pavouci suchomilní. Druhová diverzita společenstev pavouků byla v porostech ovlivněných požárem mírně vyšší než v porostech nenarušených. Druhově nejchudší byla antropogenně ovlivněná otevřená stanoviště vzniklá z důvodu požáru. Eudominantním druhem těchto lokalit byl slíďák rolní (*Pardosa agrestis*), který byl na ostatních stanovištích pozorován sporadicky. Požárem narušené lokality doprovázel slíďák *Xerolycosa nemoralis*, který požár přežil in situ nebo spálené biotopy rekolonizoval z okolního prostředí.

Sekáči, zastoupeni pěti druhy, byli hojnými pavoukovci v porostech nenarušených borových tyčkovin s nejvyšší pokryvností dřevin I.–III. patra. Zanedbatelná nebyla také jejich vyšší početnost v porostech borových tyčkovin ovlivněných požárem. Na těchto výzkumných plochách bylo odchyceno dokonce více jedinců než v požárem nenarušených borových kmenovinách, kde tvořili sekáči taktéž stabilní populace. Požárem narušené, ale dostatečně stíněné lokality byli sekáči schopni opět rekolonizovat již v prvním roce po požáru a z jejich podmínek profitovat. Hlavním činitelem ovlivňujícím taxocenózy sekáčů se zdálo být osvětlení stanoviště.

Z podkmene Myriapoda byly odchyceni zástupci tříd Diplopoda a Chilopoda. Druhově bohatší, ale početně méně zastoupené mnohonožky reagovaly na změnu stanovištních podmínek zcela odlišně než druhově chudé, ale hojné stonožky. U mnohonožek, které se v nespálených porostech vyskytovaly zcela běžně, bylo zaznamenáno významné snížení celkového počtu jedinců i druhové bohatosti. Na druhové složení stonožek neměl požár zásadní vliv. Dravé stonožky byly schopny nově vzniklé biotopy rekolonizovat a z jejich podmínek profitovat. Stonožky *Lithobius forficatus* a *Lithobius mutabilis* požár přežili in situ pod kůrou stromů.

Nelze nezmínit, že ponechané pařezy na odlesněných plochách a požárem narušené porosty borových tyčkovin umožnily významné namnožení kůrovců *Hylurgops ligniperda*, *Hylastes ater* a *Hylastes angustatus* i kozlíčka *Acanthocinus aedilis*.

Studium epigeické fauny prvního vegetačního období s sebou přineslo řadu nezodpovězených otázek, z nichž je možné vybrat následující:

1. Jaký vývoj ponese druhové složení taxocenóz střevlíků, pavouků, sekáčů a stonožkovců, resp. stonožek a mnohonožek v dalších letech?

2. Jak se bude v dalších letech projevovat pyrophilní střevlík *Pterostichus quadrifoveolatus*?
3. Pronikne slíďák *Pardosa agrestis* i do přirozeně se rozpadajících borových tyčkovin nebo budou jeho nároky vyhraněny na stanoviště plně otevřená a antropogenně narušená?
4. Bude se početnost sekáčů v rozpadajících se borových tyčkovinách snižovat nebo je zde kromě vysokého porostního zápoje ještě jiný faktor, který by měl na výskyt zde zjištěného druhového spektra sekáčů vliv?
5. Jak dlouho bude mnohonožkám trvat rekolonizace narušených stanovišť?

Tato práce je pouze počátečním výstupem stále pokračujícího výzkumu epigeické fauny Bzenecké Doubravy ovlivněné lesním požárem, který by mohl na výše položené a jiné další otázky odpovědět. Je důležité, aby porosty ponechané přirozenému sukcesnímu vývoji byly minimálně narušované hospodářskou činností člověka a pokud možno zůstaly „bezzásahovými“.

8 Summary

The extremeness of a subsection of sand dunes between Bzenec, Strážnice and Ratiskovice was deepened in late May of 2012 by a large wildfire (165 ha) (Mařáková, 2012). The aim of this thesis was to determine the current status of epigeic fauna and its seasonal dynamics in the first growing season after the fire. Formaldehyde pitfall traps (5 per plots) situated linearly through the brushwood (Fig. 8) which was extracted and severely affected by the fire and left to its natural successional development, was exposed at distances of 10m and a minimum distance of 10m from the edge. In order to define the magnitude of the epigeic fauna change in the permanent research plots disrupted by the fire, similar locations with the same brushwood composition, only untouched by the fire, were also monitored. Specimen collection was realized in the form of a pooled sample taken from April 1st, 2013 to October 29th, 2013, seven times per month. For a possibility of comparison, appropriate faunistic indexes were calculated for the abundant and major taxonomic groups in terms of bioindication (Carabidae - Tab. 2, Araneae - Tab. 3, Opiliones - Tab. 4, Myriapoda - Tab. 5, Tab. 6) and the data were statistically evaluated in the programs STATISTICA and CANOCO.

16,267 specimens of 226 kinds of mostly epigeic arthropod assemblages (Tab. 1) were collected. Direct effects of the fire on invertebrate fauna (Lyon et al., 1978; Holliday, 1984) were neither confirmed nor refuted. The in situ centipedes *Lithobius forficatus* and *Lithobius mutabilis* (Tab. 6), which can occasionally be found on tree trunks (Kula and Lazorík, 2014) apparently survived the fire. An abundant pyrophilous species in the surveyed area was *Pterostichus quadrioveolatus*, which migrated to the burnt areas from the surrounding environment, where it was represented in a significantly lower number (Tab. 2). The dispersion of epigeic fauna species was significantly impacted by conditions altered by fire and extraction in the habitat (light, humidity, trophic resources). Habitats disturbed by fire or extraction were favored by xerophilic, heliophilic and often psammophytic species of ground beetles and spiders (Fig. 26, Fig. 32). Unburned permanent research plots were inhabited by specimens of shade-loving and hydrophilic forest species (Fig. 27, Fig. 33). The dispersion of harvestmen was significantly influenced by

light in the habitat, since they preferred brushwood with the highest abundance of 1st to 3rd level trees (Tab. 4, Tab. 8).

This thesis is only an initial output of ongoing research on the successional development of epigeic fauna affected by forest fire.

9 Seznam použité literatury

- AOPK ČR. ISOP: Portál informačního systému ochrany přírody. [online] citováno 28. dubna 2015. Dostupné na World Wide Web: <<http://portal.nature.cz/>>.
- ANTUNES, C. S., CURADO, N., CASTRO B. B., GONÇALVES, F., 2009. Short-term recovery of soil functional parameters and edaphic macro-arthropod community after a forest fire. *J Soils Sediments*, 9: 267–278.
- BEZDĚČKA, P., 1996. První příspěvek k poznání sekáčů jihovýchodní Moravy (Arachnida, Opiliona). *Sborník přírodovědného klubu v Uh. Hradišti*, 1: 52–55.
- BEZDĚČKA, P., HAUSEROVÁ, Š., JONGEPIER, J. W., KUČERA, Z., PALIČKOVÁ, M., 2001. Chráněná území okresu Hodonín. Hodonín, Okresní úřad Hodonín - referát životního prostředí, 64 s.
- BEZKOROVAINAYA, N. I., KRASNOSHCHKOVA, N. E., IVANOVA, A. G., 2007. Transformation of Soil Invertebrate Complex after Surface Fires of Different Intensity. *Biology Bulletin*, 34 (5): 517–522.
- BLANCHET, F. G., LEGENDRE, P., BORCARD, D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89: 2623–2632.
- BOGORODSKAYA, V. A., KRASNOSHCHKOVA, N. E., BEZKOROVAINAYA, N. I., IVANOVA, A. G., 2010. Post-Fire Transformation of Microbial Communities and Invertebrate Complexes in the Pine Forest Soils, Central Siberia. *Contemporary Problems of Ecology*, 3 (6): 653–659.
- BUČEK, A., LACINA, J., 1999. *Geobiocenologie II. Skriptum*. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 240 s.
- BUDDLE, M. CH., SPENCE R. J., LANGOR W. D., 2000. Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography*, 23: 424–436.
- BUCHAR, J., 1982. Způsob publikace lokalit živočichů z území Československa. *Věst. Čs. Společ. Zool.*, 46: 317–318.
- BUCHAR, J., 1983. Klasifikace druhů pavoučí zvířeny Čech jako pomůcka k bioindikaci kvality životního prostředí. *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, 8: 119–135.
- BUCHAR, J., RŮŽIČKA, V., MERRETT, P. (ED), 2002. *Catalogue of spiders of the Czech Republic*. Praha, Peres, 351 s.
- COBB, P. T., LANGOR, W. D., SPENCE R. J., 2007. Biodiversity and multiple disturbances: boreal forest ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to wildfire, harvesting, and herbicide. *Can. J. For. Res.*, 37: 1310–1323.
- CULEK, M., (ED.) ET AL., 1995. *Biogeografické členění České republiky*. Praha, Enigma, 347 s.
- ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA. Mapové aplikace: Půdní mapy. [online] citováno 9. dubna 2015. Dostupné na World Wide Web: <<http://mapy.geology.cz/pudy/>>.

- ČHMÚ. Měsíční data: Strážnice 2013. [online] citováno 9. dubna 2015. Dostupné na World Wide Web: <<http://portal.chmi.cz/>>.
- ČMELÍK, P., 1992. Jak dál na Vátých píscích?. *Veronica*, 6 (4): 7–8.
- ČUCHTA, P., MIKLISOVÁ, D., KOVÁČ, L., 2013. The impact of disturbance and ensuing forestry practices on Collembola in monitored stands of windthrown forest in the Tatra National Park (Slovakia). *Environ Monit Assess*, 185: 5085–5098.
- ČÚZK. Prohlížecké služby – WMS. [online] citováno 21. května 2014. Dostupné na World Wide Web: <<http://geoportal.cuzk.cz/>>.
- DUFEK, T., ELSNER, V., GOTTWALD, A., JANOVSKÝ, M., LAŠTŮVKA, A., KOPEČEK, F., MAREK, J., 1998. Motýli jihovýchodní Moravy 5. díl: supplementum 5. Uherské Hradiště, Přírodovědný klub v Uherském Hradišti, 85 s.
- ELIA, M., LAFORTEZZA, R., TARASCO, E., COLANGELO, G., SANESI, G., 2012. The spatial and temporal effects of fire on insect abundance in Mediterranean forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 263: 262–267.
- ELSNER, V., GOTTWALD, A., JANOVSKÝ, M., KOPEČEK, F. 1997. Motýli jihovýchodní Moravy 4. díl: supplementum 2. Uherské Hradiště, Přírodovědný klub v Uherském Hradišti, 52 s.
- EVANS, W. G., 1966. Perception of infrared radiation from forest fires by *Melanophila acuminata* DeGeer (Buprestidae, Coleoptera). *Ecology*, 47: 1061–1065.
- EVANS, W. G., 1972. The attraction of insects to forest fires. *Tall Timbers Conf. On Ecol. Animal Control by Habitat Manage.*, 3: 115–127.
- FARKAČ, J., KRÁL, D., ŠKORPÍK, M., (eds.) 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. *Bezobratlí*. Praha, AOPK ČR, 760 s.
- FERNÁNDEZ, F. M., COSTAS, S. M. J., 2002. Recolonization of a Burnt Pine Forest (*Pinus pinaster*) by Edaphic Coleoptera. *Entomologica Generalis*, 26 (1): 17–28.
- FOLKMANOVÁ, B. Stonožky - Chilopoda. In KRATOCHVÍL, J. et al., 1959. *Klíč zvířeny ČSR III*. Praha. Československá akademie věd, 869 s.
- FRIEND, G., 1993. Impact of fire on small vertebrates in mallee woodlands and shrublands of temperate Australia – a review. *Biol. Conserv.*, 65: 99–114.
- GERSTMEIER, R., 2004. *Hmyz: poznávání a určování důležitých druhů hmyzu, pavouků, korýšů, stonožek a mnohonožek střední Evropy*. Praha, Slovart, 158 s.
- GIBB, H., HJÄLTÉN, J., 2007. Effects of low severity burning after clear-cutting on mid-boreal ant communities in the two years after fire. *J Insect Conserv.*, 11: 169–175.
- GOTTWALD, A., HOLOMEK, J., KOPEČEK, F., TITZ, A., UŘIČÁŘ, J., 1996. Příspěvek k faunistice motýlů jihovýchodní Moravy. *Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti*, 1: 56–60.
- GREENSLADE, P., SMITH, D., 2010. Short term effects of wild fire on invertebrates in coastal heathland in southeastern Australia. *Pacific conservation biology*, 16: 123–132.

- HAJDAJ, P., 2008. Druhová diverzita střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) v oblasti bzenecké střelnice. Bakalářská práce. PF, Univerzita Palackého Olomouc, 35 s.
- HAJDAJ, P., 2011. Analýza druhového spektra střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) rozdílných biotopů bzeneckých písčín. Diplomová práce. PF, Univerzita Palackého Olomouc, 46 s.
- HANULA, J., L., WADE, D. D., 2003. Influence of long-term dormant-season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 175: 163–184.
- HOLLIDAY, N. J., 1984. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) from a burned spruce forest (*Picea* spp.). *Can. Ent.*, 116: 919–922.
- HOLLIDAY, N. J., 1991. Species responses of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) during post-fire regeneration of boreal forest. *Can. Ent.*, 123: 1369–1389.
- HOLLIDAY, N. J., 1992. The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) during postfire regeneration of boreal forest: properties and dynamics of species assemblages. *Can. J. Zool.*, 70: 440–452.
- HOLUŠA, J., 1997. Výskyt mravkolvů *Ditoleon tetragrammicus* (Fabricius, 1798) a *Dendroleon pantherinus* (Fabricius, 1787) na Moravě (Myrmeleontidae, Neuroptera). *Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti*, 2: 109–110.
- HŮRKA, K., 2005. Brouci České a Slovenské republiky. Zlín, Kabourek, 390 s.
- HŮRKA, K., VESELÝ, P., FARKAČ, J., 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, 32: 15–26.
- JANČOVÁ, G., 2006. Prirodzená obnova lesa na plochách poškodených požiarom na príklade národnej prírodnej rezervácie Kysel'. Zvolen, Technická univerzita vo Zvolene, 66 s
- JASON, T. F., WILKINSON, L., 2005. The response of Mammals to Forest Fire and Timber Harvest in the North American Boreal Forest. *Mammal review*, 35 (1): 51–81.
- JOHANSSON, T., HJÄLTÉN, J., STENBACKA, F., DYNESIUS, M., 2010. Responses of eight boreal flat bug (Heteroptera: Aradidae) species to clear-cutting and forest fire. *J Insect Conserv*, 14: 3–9.
- JONGEPIEROVÁ, I., GRULICH V., 1989. Zůstanou Váté písčky zachovány?. *Veronica*, 3 (4): 7–8.
- JUREK, V., 2009. Sukcese dřevin po požáru na lokalitě Havraní skála v NP České Švýcarsko (výchozí stav). Diplomová práce. Brno, Mendelova univerzita Brno, Lesnická a dřevařská fakulta, 55 s.
- KNÍŽEK, M., 2012. Zajímavý výskyt lýkožrouta na jihovýchodní Moravě. *Lesnická práce*, (11): 788.
- KOPONEN, S., 2005. Early succession of a boreal spider community after forest fire. *The Journal of Arachnology*, 33: 230–235.
- KOZŁOWSKI, T. T., AHLGREN, C. E. (eds.), 1974. *Fire and Ecosystems*. New York, Academic Press, Inc.
- KRÁLÍČEK, M., POVOLNÝ, D., 1994. Objev středomořského okáče v oblasti bzenecko – záhorských vátých písčů. *Živa*, (2): 75.

- KŘÍSTEK, J. et al., 2002. Ochrana lesů a přírodního prostředí. Písek, Matice lesnická, 386 s.
- KŘÍSTEK, J., URBAN, J., 2013. Lesnická entomologie. Praha, Academia, 445 s.
- KULA, E., 1985. Výskyt a příčiny lesních požárů v ČSSR (1979-1983). Acta Univ. Agric. (Brno), Fac. Silvic., 54 C (1-2): 225-246.
- KULA, E., 2009. Půdní a epigeická fauna stanovišť ovlivněných vápněním a její dynamika. Hradec Králové, Grantová služba Lesy ČR, 438 s.
- KULA, E., HRDLIČKA, P., PURCHART, L., ZABECKA, J., 2002. Bioindikační význam střevlíkovitých (Carabidae) v oblastech narušených antropogenními imisemi. Výzkumná zpráva LDF MZLU v Brně, 69 s.
- KULA, E., JANKOVSKÁ, Z., 2013. Forest fires and their causes in the Czech Republic (1992-2004). Journal of Forest Science, 59 (2): 41-53.
- KULA, E., LAZORÍK, M., 2014. Chilopoda v korunové a kmenové fauně lesních dřevin. Zprávy lesnického výzkumu, 59 (3): 175-183.
- KŮRKA, A., ŘEZÁČ, M., MACEK, R., DOLANSKÝ, J., 2015. Pavouci České republiky. Praha, Academia, 621 s.
- LANG, J., 1954. Fauna ČSR. Mnohonožky – Diplopoda. Praha, Nakladatelství Československé akademie věd, 183 s.
- LANG, J. Mnohonožky – Diplopoda. In KRATOCHVÍL, J. et al., 1959. Klíč zviřeny ČSR III. Praha. Československá akademie věd, 869 s.
- LAŠTŮVKA, L., ELSNER, V., 1993. Katalog motýlů moravskoslezského regionu (Lepidoptera): Katalog von Faltern der mährisch-schlesischen Region (Lepidoptera). Brno, Vysoká škola zemědělská Brno, Agronomická fakulta, 130 s.
- LAŠTŮVKA, L., GAISLER, J., ŠTASTNÁ, P., PELIKÁN, J., 2004. Zoologie pro zemědělce a lesníky. Brno, Konvoj, 264 s.
- LAŠTŮVKA, Z., ŠTASTNÁ, P., 2014. Ekologie. Brno, Mendelova univerzita v Brně, 182 s.
- LEPŠ, J., ŠMILAUER, P., 2003. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. Cambridge University Press, London.
- LESROJEKT BRNO., 2006. Lesní hospodářský plán LS Strážnice s platností 1. 1. 2007-31. 12. 2016. Brno, Lesprojekt Brno.
- LIŠKA, J., 2013. Krasec borový na požářišti u Bzence. Lesnická práce, (12): 810-811.
- LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J., 1984. Ekologie živočichů. Praha, Státní pedagogické nakladatelství, 316 s.
- LYON, J. L., CRAWFORD, S. H., CZUHAI, E., FREDRIKSEN, L. R., HARLOW, F. R., METZ, J. L., PEARSON, A. H., 1978. Effects of fire on fauna: A state-of-knowledge review. U.S. Department of Agriculture, Forest service, Gen. Tech. Rep. WO-6, 22 s.
- MACHAČ, O., 2009. Natura Bohemica: Nelima Semproni. [online] citováno 30. dubna 2015. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.naturabohemica.cz/nelima-semproni/>>.
- MACKOVČIN, P., et al. 2007. Brněnsko. Praha, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 932 s.

- MALMSTRÖM, A., 2008. Temperature tolerance in soil microarthropods: Simulation of forest-fire heating in the laboratory. *Pedobiologia*, 51: 419–426.
- MALMSTRÖM, A., PERSSON, T., AHLSTRÖM, K., 2008. Effects of fire intensity on survival and recovery of soil microarthropods after a clearcut burning. *Can. J. For. Res.*, 38: 2465–2475.
- MALMSTRÖM, A., PERSSON, T., AHLSTRÖM, K., GONGALSKY B. K., BENGTSSON, J., 2009. Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, 43: 61–74.
- MAŘÁKOVÁ, M., 2012. Jak se vypořádáme s následky velkého požáru lesa na lokalitě Moravská Sahara u Bzence. *Lesu zdar*, (12): 10–11.
- MAŘÁKOVÁ, M., 2014. Obnovu lesních porostů poničených požárem u Bzence ohrožuje chroust maďalový – nejvýznamnější hmyzí škůdce v oblasti vátých písků. [online] citováno 10. dubna 2015. Dostupné na World Wide Web: <<http://www.lesy.cz/o-nas/casopis-lesu-zdar>>.
- MOREIRA, F. (ed.), 2012. Post-fire management and restoration of Southern European forests. Dordrecht, Springer, 329 s.
- MORETTI, M., CONEDERA, M., DUELLI, P., EDWARDS, P. J., 2002. The effects of wildfire on ground-active spiders in deciduous forests on the Swiss southern slope of the Alps. *Journal of Applied Ecology*, 39: 321–336.
- MUONA, J., RUTANEN, I., 1994. The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. *Ann. Zool. Fennici*, 31: 109–121.
- NIWA, G. CH., PECK, W. R., 2002. Influence of Prescribed Fire on Carabid Beetle (Carabidae) and Spider (Araneae) Assemblages in Forest Litter in Southwestern Oregon. *Environ. Entomol.*, 31 (5): 785–796.
- NOVÁK, K. ET AL., 1969. Metody sběru a preparace hmyzu. Praha, Academia, 244 s.
- NUNES, L. F., LEATHER, S. R., REGO, F. C., 2000. Effects of Fire on Insects and Other Invertebrates. A Review with Particular Reference to Fire Indicator Species. *Silva Lusitana* 8 (1). 15–32.
- OŽANOVÁ, J., TUF, I. H., 2001. Vývoj společenstev edafonu (Diplopoda, Chilopoda, Oniscidea) lužního lesa po letní záplavě v roce 1997 (Litovelské Pomoraví). In REJŠEK, K., HOUŠKA, J. (eds.): *Pedologické dny 2001. Sborník z konference při příležitosti 55. výročí založení Ústavu geologie a pedologie LDF MZLU v Brně*: 60–63.
- PFEFFER, A., 1955. Fauna ČSR. Kůrovci – Scolytoidea. Praha, Nakladatelství Československé akademie věd, 324 s.
- PFEFFER, A., 1961. Ochrana lesů. Praha, Státní zemědělské nakladatelství. 838 s.
- PLÍVA, K., PRŮŠA, E., 1969. Typologické podklady pěstování lesů. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 401 s.
- QUITT, E., 1971. Klimatické oblasti Československa. GÚ ČSAV Brno, *Studia Geographica*, 73 s.
- RADEA, C., KAZANIS, D., ARIANOUTSOU, M., 2010. Effects of fire history upon soil macroarthropod communities in *Pinus halepensis* stands in Attica, Greece. *Isr. J. Ecol. Evol.*, 56: 165–179.

- RŮŽIČKA, V., 1998. Pavouci jihovýchodní Moravy. Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, 3: 23–35.
- RŮŽIČKA, V., BEZDĚČKA, P., 2000. Pavouci (Araneae) vátých písků u Bzence. Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, 5: 208–213.
- SILESHI, G., MAFONGOYA, L. P., 2006. The short-term impact of forest fire on soil invertebrates in the miombo. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3153–3160.
- STANOVSKÝ, J., PULPÁN, J., 2006. Střevlíkovití brouci Slezka (severovýchodní Moravy). Muzeum Beskyd Frýdek-Místek, 160 s.
- STEJSKAL, R., TRNKA, F., 2012. Naši rýhonosci 1. Nosatí elegáni. *Živa*, (1): 30–34.
- SŮDA, I., VOOLMA, K., 2007. Diversity and abundance of Coleoptera in burnt forests on north-eastern Estonia: the first year after fire. *Forestry studies | Metsanduslikud Uurimused*, 47: 117–130.
- SŮDA, I., VOOLMA, K., ÖUNAP, H., 2009. Short-term monitoring of fire adapted Coleoptera in burnt pine forest of northern Estonia. *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 9 (1): 43–48.
- SUCHOMEL, J., KULHAVÝ, J., ZEJDA, J., PLESNÍK, J., MENŠÍK, J. Ekologie lesních ekosystémů. Brno, Mendelova univerzita v Brně. [online] citováno 8. dubna 2015. Dostupné na World Wide Web: <https://akela.mendelu.cz/~xcepl/inobio/skripta/Skripta_Ekologie_lesnic_h_ekosystemu.pdf>
- SZYSZKO, J., 2001. The impact of forest fire on carabids (Carabidae, Col.) on the example of a post-fire site in Potrzebowice. The relationship between the developmental stage and extent of destruction. *Sylwan*, 145: 29–45.
- ŠILHAVÝ, V., 1956. Fauna ČSR. Sekáči – Opilionidae. Praha, Nakladatelství Československé akademie věd, 271 s.
- ŠIMEČEK, K., BRINKE, T., 2007. Bzenecká Doubrava – Strážnické Pomoraví, Významné ptačí území roku 2007 – Ptačí oblast soustavy Natura 2000. Brno, Česká společnost ornitologická, 15 s.
- ŠIŠÁK, L. Soubor vlivů působících na lesní požáry a sociálně ekonomické škody. In ŠIŠÁK, L., STEHLÍK, F., 2004. Lesní požáry: sborník referátů ze semináře s mezinárodní účastí: Praha 18. února 2004. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a environmentální: 1–13.
- ŠOMŠÁK, L., DLAPA, P., KOLLÁR, J., KUBÍČEK F., ŠIMONVIČ V., JANITOR, A., KANKA, R., ŠIMKOVIC, I., 2009. Fire impact on the secondary pine forest and soil in the Borská nížina lowland (SW Slovakia). *Ekológia (Bratislava)*, 28 (1): 52–65.
- ŠVEHLÍK, R., 2002. Větrná eroze na jihovýchodní Moravě v obrazech: supplementum 8. Uherské Hradiště, Přírodovědný klub v Uherském Hradišti, 78 s.
- TAJOVSKÝ, K. Soil macrofauna (Diplopoda, Chilopoda, Oniscidea) in a pine forest disturbed by wildfire. In TAJOVSKÝ, K., BALÍK, V., PIŽL, V. (eds.) 2002. *Studies on Soil Fauna in Central Europe*. ISB AS CR, České Budějovice: 227–232.

- TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P., 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5), Microcomputer Power, Ithaca NY.
- TOMÁŠEK, L. Organizace prevence proti vzniku lesních požárů u podniku Lesy České republiky, s.p. In ŠIŠÁK, L., STEHLÍK, F., 2004. Lesní požáry: sborník referátů ze semináře s mezinárodní účastí: Praha 18. února 2004. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a environmentální: 1–13.
- TRUCCHI, E., PITZALIS, M., ZAPPAROLI, M., BOLOGNA, M. A., 2009. Short-term effects of canopy and surface fire on centipede (Chilopoda) communities in a semi natural Mediterranean forest. *Entomol. Fennica*, 20: 129–138.
- TUF, I. H., 2001. Lithobiidae (Chilopoda) okolí Hodonína (jižní Morava) a Václavovic (severní Morava). *Myriapodologica Czecho - Slovaca*, 1: 77–79.
- TUF, I. H., 2002. Stonožky (Chilopoda) lužních lesů postižených letní záplavou. Dizertační práce. Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Katedra ekologie a životního prostředí, 99 s.
- TUF, I. H., 2013. Praktika z půdní zoologie. Olomouc, Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, 92 s.
- TUFOVÁ, J., TUF, I. H., 2004. Závěrečná zpráva inventarizačního průzkumu tří lesních MZCHÚ v rámci CHKO Bílé Karpaty, Chilopoda & Diplopoda & Oniscidea. Ms. depon on Správa CHKO Bílé Karpaty, 11 s.
- ÚHÚL. Katalog mapových informací: Oblastní plány rozvoje lesů [online] citováno 9. dubna. 2015. Dostupné na World Wide Web: <<http://geoportal.uhul.cz/OprlMap/>>.
- VACHEK, M., AMBROZEK, L. KUČERA, Z., PALÍČKOVÁ, M., JONGEPIEROVÁ, I., ČMELÍK, P., 1997. Příroda okresu Hodonín. Hodonín, Okresní úřad Hodonín – referát životního prostředí, 63 s.
- VĚLE, A., HOLUŠA, J., TRAGNEROVÁ, J., 2015. Sukcese mravenců na spáleništi v lesnaté krajině: případová studie z národního parku České Švýcarsko. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60 (1): 47–52.
- VEPŘEK, D., 1996. Kutilky Bzenecka z pohledu historie a dneška. (K 120. výročí narození Viléma Zavadila). Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, 1: 75–77.
- VEPŘEK, D., 1998. Kutilky (Sphecidae) na území přírodní památky Vojenské cvičiště Bzenec a na území širšího Bzenecka. Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, 3: 98–104.
- VOIGTLÄNDER, K. Chilopoda - ecology. In MINELLI, A. (ed.) 2011. Treatise on zoology – anatomy, taxonomy, biology: The Myriapoda (Volume 1). Leiden, Brill, 396 s.
- WIKARS, L.-O., 1992. Skogsbränder och insecter (Forest fires and insects). *Ent. Tidskr.*, 113 (4): 1–11.
- WIKARS, L.-O., 1997. Effects of forest fires and the ecology of fire-adapted insects. PhD Dissertation. Fac. of Science and Technology, Univ. Uppsala. Sweden, 35 s.
- WIKARS, L.-O., SCHIMMEL, J., 2001. Immediate effects of fire-severity on soil invertebrates in cut and uncut pine forests. *Forest Ecology and Management*, 141: 189–200.

Zahradník, J., Severa, F., 2007. Hmyz. Praha, Aventinum, 326 s.

ZAVADIL, V., ŠNOFLÁK, J., 1948. Kutilky (Sphecidae) Československé republiky – názorný a úplný určovací klíč. Vyškov, Entomologické listy, 178 s.

ZÝKA, M., ŠIGUT, R., 1997. Příspěvek k výskytu vybraných druhů podčeledi Lamiinae (Coleoptera, Cerambycidae) na jihovýchodní Moravě. Sborník Přírodovědného klubu v Uh. Hradišti, 2: 115–121.

10 Seznam obrázků

Obr. 1: Pozitivní a negativní účinky požáru na faunu bezobratlých (Nunes et al., 2000)	18
Obr. 2: Lokalizace šetřeného území Bzenecké Doubravy	30
Obr. 3: Průběh průměrné měsíční, průměrné maximální a minimální měsíční teploty vzduchu ve srovnání s dlouhodobým průměrem z let 1961–1990 pro rok 2013 z meteorologické stanice Strážnice (ČHMÚ, 2015).	31
Obr. 4: Měsíční úhrn srážek a měsíční úhrn dní se srážkami alespoň 1 mm ve srovnání s dlouhodobým průměrem z let 1961–1990 pro rok 2013 z meteorologické stanice Strážnice (ČHMÚ, 2015).....	31
Obr. 5: Požár v úzkém pruhu kolem železnice Břeclav – Přerov (9. 3. 2014)	35
Obr. 6: Požárem zasažená borová kmenovina (Emanuel Kula)	35
Obr. 7: Požárem zasažená borová tyčkovina (Emanuel Kula)	35
Obr. 8: Požářiště Bzenec. Linie vedených transektů a umístění klimatických stanic pro měření teploty vzduchu a půdy.	37
Obr. 9: TVP PO_01, Požárem ovlivněná, odtěžená (29. 10. 2013).....	38
Obr. 10: TVP PO_02, Borová tyčkovina ovlivněná požárem, ponechána přirozenému vývoji (29. 10. 2013)	39
Obr. 11: TVP PO_02, Požárem poškozené borovice napadené tesaříky se vyvrací a lámou (29. 10. 2013).....	39
Obr. 12: TVP PO_03, Borová tyčkovina ovlivněná požárem, ponechána přirozenému vývoji (29. 10. 2013)	39
Obr. 13: TVP PO_04, Požárem ovlivněná, odtěžená, po frézové přípravě půdy (2. 5. 2014)	40
Obr. 14: TVP PO_05, Tyčkovina dubu červeného (<i>Quercus rubra</i>) ovlivněná požárem (2. 5. 2014)	41
Obr. 15: TVP PO_06, Borová kmenovina zasažená požárem (2. 5. 2014)	41
Obr. 16: TVP PO_07, Požárem ovlivněná borová kmenovina (2. 5. 2014).....	42
Obr. 17: TVP PO_08, Borová kmenovina bez vlivu požáru (29. 10. 2013)	42
Obr. 18: TVP PO_09, Borová kmenovina bez vlivu požáru (2. 5. 2014)	43
Obr. 19: TVP PO_10, Borová tyčkovina bez působení požáru (2. 5. 2014)	44
Obr. 20: TVP PO_11, Borová tyčkovina bez vlivu požáru (29. 10. 2013)	44
Obr. 21: Formalinová zemní past použitá pro sběr epigeické fauny (27. 2. 2015)	45

Obr. 22: Třídění směsného vzorku v laboratorních podmínkách (8. 11. 2013)	45
Obr. 23: Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy čeledi Carabidae dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného spojení.....	53
Obr. 24: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti pro čeleď Carabidae zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.....	53
Obr. 25: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preference střevlíkovitých k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7..	54
Obr. 26: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů světlomilných (trojúhelník), druhů ke světlu indiferentních (hvězdička) a druhů lesních/stínomilných (kolečko) k TVP.	55
Obr. 27: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů hygrofilních/mokřadní druhy (plné kolečko), vlhkofilních (prázdné kolečko), k vlhkosti indiferentních (hvězdička), suchomilných (prázdný trojúhelník), xerofilních/vysýchavá stanoviště (plný trojúhelník) k TVP.....	56
Obr. 28: Sezónní dynamika vybraných druhů čeledi Carabidae (termíny odběru viz metodika)	57
Obr. 29: Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy řádu Araneae dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného spojení.....	59
Obr. 30: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti řádu Araneae zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.	59
Obr. 31: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preference pavouků k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.....	60
Obr. 32: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů dle vytvořené stupnice osvětlení stanoviště (1 – prázdný trojúhelník; 2 – plný trojúhelník; 2,5 – prázdné kolečko; 3 – plné kolečko; 3,5 – prázdný čtvereček; 4 – plný čtvereček). Pozn. křížek značí druh, u kterého nebyly nároky na vlhkost stanoviště zjištěny.	62

Obr. 33: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preferenci skupin druhů dle vytvořené stupnice vlhkosti (1 – prázdný trojúhelník; 1,5 – plný trojúhelník; 2 – prázdné kolečko; 2,5 – plné kolečko; 3 – prázdný čtvereček, 3,5 – plný čtvereček). Pozn. křížek značí druh, u kterého nebyly nároky na vlhkost stanoviště zjištěny.	62
Obr. 34: Sezónní dynamika vybraných druhů řádu Araneae (termíny odběru viz metodika)	63
Obr. 35: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti řádu Opiliones zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.....	64
Obr. 36: Ordinační diagram redundanční analýzy znázorňující preference sekáčů k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.	65
Obr. 37: Sezónní dynamika vybraných druhů řádu Opiliones (termíny odběru viz metodika)	66
Obr. 38: Dendrogram z hierarchické shlukové analýzy podkmene Myriapoda dle TVP PO_01 až PO_11 s použitím Euklidovské vzdálenosti a úplného spojení.	68
Obr. 39: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti třídy Diplopoda zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.....	69
Obr. 40: Faunistická podobnost dle Sørensenova indexu podobnosti třídy Chilopoda zachycené do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013.....	69
Obr. 41: Ordinační diagram kanonické korespondenční analýzy znázorňující preference stonožkovců (Myriapoda) k TVP. Použité akronymy druhů viz tab. 7.....	70
Obr. 42: Sezónní dynamika vybraných druhů podkmene Myriapoda (termíny odběru viz metodika)	71
Obr. 43: Zastoupení střevlíkovitých na TVP (PO_01–PO_11) podle formy okřídlení (B – brachypterní, M – makropterní, A – apterní).....	76

11 Tabulkové přílohy

- Tab. 1: Přehled determinovaných taxonů, počtu jedinců (N) a počtu druhů (DR) zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013 na TVP PO_01–PO_11. V přehledu nejsou uvažována juvenilní stádia.
- Tab. 2: Přehled charakteristik druhů čeledi Carabidae zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H´ - druhová diverzita, E – ekvitabilita, EK – ekologická kategorie dle Hůrky et al. (1996).
- Tab. 3: Přehled charakteristik druhů řádu Araneae zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H´ - druhová diverzita, E – ekvitabilita.
- Tab. 4: Přehled charakteristik druhů řádu Opiliones zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H´ - druhová diverzita, E – ekvitabilita.
- Tab. 5: Přehled charakteristik druhů třídy Diplopoda zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H´ - druhová diverzita, E – ekvitabilita, EK – ekologická kategorie podle Tufa a Tufové (2008)
- Tab. 6: Přehled charakteristik druhů třídy Chilopoda zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H´ - druhová diverzita, E – ekvitabilita, EK – ekologická kategorie podle Tufa a Tufové (2008)
- Tab. 7: Celé názvy a odpovídající akronymy druhů pro grafy z ordinačních analýz
- Tab. 8: Stanovištní charakteristika (vyhotovil Ing. Michal Friedl)

Tab. 1: Přehled determinovaných taxonů, počtu jedinců (N) a počtu druhů (DR) zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013 na TVP PO_01-PO_11. V přehledu nejsou uvažována juvenilní stádia.

TŘÍDA	ŘÁD	PO_01		PO_02		PO_03		PO_04		PO_05		PO_06		PO_07		PO_08		PO_09		PO_10		PO_11		Suma	
		N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR	N	DR
Arachnida	Araneae	271	24	240	30	430	34	154	19	307	33	442	38	387	25	1089	31	1039	40	418	29	437	28	5214	81
	Opiliones	2	1	87	4	83	4	-	-	23	3	8	3	21	3	74	4	45	4	130	5	123	4	596	5
Diplopoda	Julida	17	2	12	2	3	2	-	-	3	2	2	1	1	1	26	3	26	3	28	5	40	3	158	6
	Polydesmida	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	32	1	54	1	13	1	8	1	107	1
Chilopoda	Lithobiomorpha	40	3	104	3	44	3	36	3	38	3	59	3	69	4	92	3	114	3	114	4	88	3	798	4
Malacostraca	Isopoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1
Insecta	Blattodea	1	1	4	2	1	1	1	1	10	2	2	2	-	-	48	1	43	2	78	2	36	2	224	2
	Coleoptera	2000	32	1093	35	517	42	1315	26	615	50	255	33	512	34	351	31	367	28	302	28	547	23	7874	99
	Hemiptera (Heteroptera)	8	7	13	4	6	4	2	2	21	6	12	6	7	3	27	1	31	2	38	1	42	4	207	18
	Hymenoptera	-	-	1	1	1	1	-	-	2	1	1	1	2	1	1	1	-	-	3	1	4	2	15	2
	Orthoptera	9	3	94	2	32	4	-	-	86	5	8	2	7	2	185	1	96	1	312	1	244	1	1073	7
Suma		2348	73	1648	83	1117	95	1508	51	1105	105	789	89	1006	73	1925	77	1815	84	1436	77	1570	72	16267	226

Tab. 2: Přehled charakteristik druhů čeledi Carabidae zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H' - druhová diverzita, E – ekvitabilita, EK – ekologická kategorie dle Hürky et al. (1996). 1. část

Carabidae	EK	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,44	0,06
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	E	–	–	–	–	0,20	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	E	0,81	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)	A	0,81	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Amara lunicollis</i> (Schiödte, 1837)	A	–	0,62	1,32	1,45	10,66	11,59	0,72	13,06	7,89	0,87	0,22	4,42
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	E	–	–	–	–	0,41	0,48	–	–	–	–	–	0,09
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	E	–	0,21	–	–	–	0,48	–	–	–	–	–	0,06
<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)	A	–	–	–	–	0,20	0,48	–	–	–	–	–	0,06
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)	E	0,81	–	–	–	0,61	–	–	–	–	–	–	0,12
<i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1797)	E	3,23	–	–	1,45	0,20	–	0,24	–	–	–	–	0,22
<i>Bembidion obtusum</i> (Audinet-Serville, 1821)	E	–	–	–	1,45	–	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	E	–	–	–	–	0,20	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Calathus ambiguus</i> (Paykull, 1790)	A	1,61	–	2,20	–	11,07	0,48	0,72	0,45	–	–	–	2,04
<i>Calathus cinctus</i> (Motschulsky, 1850)	A	–	0,62	0,44	–	0,20	–	0,48	1,80	0,63	5,65	14,82	2,88
<i>Calathus erratus</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	A	–	–	–	–	5,53	–	0,24	–	–	–	–	0,87
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	E	–	–	–	–	–	–	–	0,45	–	–	–	0,03
<i>Calosoma inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	A	–	–	–	–	–	–	0,24	–	–	–	–	0,03
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	A	–	1,04	–	–	–	–	–	–	–	0,43	–	0,19
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	A	0,81	9,77	6,17	1,45	2,46	7,73	3,13	36,49	36,59	30,87	48,01	18,22
<i>Cicindela hybrida</i> (Linnaeus, 1758)	A	0,81	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Cymindis humeralis</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,44	0,06
<i>Dromius quadrimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	A	–	–	–	–	0,20	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781)	E	4,03	–	–	–	0,20	–	–	–	–	–	–	0,19
<i>Harpalus atratus</i> (Latreille, 1804)	A	0,81	–	–	–	0,41	–	–	–	0,32	–	–	0,12
<i>Harpalus autumnalis</i> (Duftschmid, 1812)	A	–	–	–	–	4,10	–	–	–	–	–	–	0,62
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,43	–	0,03

Pokračování tab. 2

Carabidae	EK	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
<i>Harpalus honestus</i> (Duftschmid, 1812)	A	0,81	–	–	–	0,20	–	–	–	–	–	–	0,06
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	E	1,61	0,42	6,61	–	9,63	0,97	0,24	–	0,32	–	–	2,17
<i>Harpalus rufipalpis</i> (Sturm, 1818)	A	10,48	0,21	8,81	–	14,55	0,97	–	–	–	–	–	3,31
<i>Harpalus servus</i> (Duftschmid, 1812)	R	–	–	0,44	–	0,20	–	–	–	–	–	–	0,06
<i>Harpalus smaragdinus</i> (Duftschmid, 1812)	A	–	0,21	5,29	–	3,48	0,48	0,48	0,45	0,32	0,43	–	1,11
<i>Chlaenius tristis</i> (Schaller, 1783)	–	–	–	0,44	–	–	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	E	–	–	0,44	–	–	0,48	–	0,90	1,58	1,30	0,22	0,40
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)	R	–	–	–	–	–	–	–	0,45	–	–	–	0,03
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	E	–	–	–	14,49	–	–	–	–	–	–	–	0,31
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)	A	–	3,33	0,88	15,94	0,82	5,31	1,45	0,45	0,95	–	–	1,67
<i>Notiophilus germinyi</i> (Fauvel in Grenier, 1863)	A	–	0,21	0,88	–	0,20	0,48	0,24	–	0,32	–	–	0,22
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	E	–	–	–	–	–	–	–	0,90	–	–	–	0,06
<i>Notiophilus pusillus</i> (Dejean, 1826)	E	–	–	–	–	0,61	–	–	–	–	–	–	0,09
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)	A	1,61	0,21	0,88	1,45	0,20	0,97	0,48	3,15	17,35	2,17	–	2,41
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	E	0,81	–	1,32	7,25	0,20	1,45	0,96	–	0,32	–	0,44	0,62
<i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1785)	–	–	–	0,44	–	–	–	–	–	–	–	–	0,03
<i>Pseudoophonus griseus</i> (Panzer, 1797)	E	1,61	0,42	–	–	6,35	1,45	–	–	–	–	–	1,18
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	E	62,10	50,73	6,61	5,80	24,18	47,34	40,24	2,25	4,10	–	0,44	22,99
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	A	–	–	–	–	–	–	0,24	–	–	–	0,22	0,06
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	A	1,61	12,47	5,73	–	1,23	1,93	3,13	37,84	28,39	56,52	34,73	17,30
<i>Pterostichus quadrifoveolatus</i> (Letzner, 1852)	A	5,65	19,54	51,10	49,28	0,82	16,91	46,75	0,90	0,63	0,87	–	15,16
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	E	–	–	–	–	–	–	–	0,45	–	–	–	0,03
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	A	–	–	–	–	–	–	–	–	0,32	–	–	0,03
<i>Syntomus foveatus</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	A	–	–	–	–	0,61	–	–	–	–	–	–	0,09
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,43	–	0,03
Celkový počet jedinců		124	481	227	69	488	207	415	222	317	230	452	3232
Celkový počet druhů		18	15	18	10	30	18	17	15	15	11	10	51
H'		1,58	1,48	1,85	1,58	2,43	1,77	1,28	1,54	1,64	1,16	1,14	
E		0,55	0,55	0,64	0,69	0,71	0,61	0,45	0,57	0,61	0,49	0,49	

Tab. 3: Přehled charakteristik druhů řádu Araneae zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H' - druhová diverzita, E – ekvitabilita. 1. část

Araneae	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
Agelenidae												
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)	–	0,42	–	–	–	–	–	–	0,38	–	0,46	0,13
<i>Allagelena gracilens</i> (C.L.Koch, 1841)	–	–	–	–	–	–	–	–	0,10	–	–	0,02
<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834)	–	0,42	0,47	–	–	0,23	0,26	0,37	0,10	–	0,69	0,25
Araneidae												
<i>Araniella cucurbitina</i> (Clerck, 1757)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	–	–	–	0,02
<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851)	–	–	–	–	–	–	–	0,18	0,10	0,24	0,23	0,10
<i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,23	0,02
Clubionidae												
<i>Clubiona lutescens</i> (Westring, 1851)	–	–	–	–	–	–	–	0,09	–	–	–	0,02
<i>Clubiona pallidula</i> (Clerck, 1757)	–	0,42	–	–	0,33	–	–	–	–	–	–	0,04
<i>Clubiona subtilis</i> (L. Koch, 1867)	–	–	–	0,65	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Clubiona terrestris</i> (Westring, 1851)	–	–	–	–	–	–	–	–	0,10	–	–	0,02
Dictynidae												
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	0,10	–	0,46	0,08
Dysderidae												
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	–	2,08	0,93	–	0,33	0,23	0,26	7,62	3,85	29,67	32,04	7,65
Gnaphosidae												
<i>Berlandina cinerea</i> (Menge, 1872)	–	–	–	0,65	0,98	–	–	–	–	–	–	0,08
<i>Callilepis nocturna</i> (Linnaeus, 1758)	2,21	–	1,63	0,65	1,30	0,23	–	–	–	–	–	0,36
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)	–	–	–	–	0,33	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	–	0,42	–	–	–	0,23	–	0,09	0,38	0,24	–	0,15
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	–	–	–	0,65	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	–	0,42	–	–	2,28	–	0,78	–	–	–	–	0,21
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	–	0,42	0,93	–	–	0,23	–	–	0,10	–	–	0,13
<i>Gnaphosa alpica</i> (Simon, 1878)	–	0,83	0,47	–	–	2,94	1,03	0,09	0,19	–	–	0,46

Pokračování tab. 3

Araneae	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
Lycosidae												
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	0,74	32,92	25,58	2,60	35,18	23,76	26,87	44,08	46,01	11,72	5,72	29,61
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,23	0,02
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	0,37	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Trochosa rucicola</i> (De Geer, 1778)	–	–	1,86	–	–	0,45	0,26	–	0,19	–	–	0,25
<i>Trochosa terricola</i> (Thorell, 1856)	–	9,58	3,95	–	2,61	6,33	6,72	6,15	8,08	3,35	3,43	5,41
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	0,37	–	0,23	1,30	–	–	–	–	–	–	–	0,08
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	1,85	3,33	18,37	3,25	7,82	11,09	7,75	0,09	0,19	–	–	3,89
Mimetidae												
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,23	0,02
Miturgidae												
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	0,37	–	0,23	0,65	0,65	0,45	–	1,65	1,73	1,91	0,46	1,02
<i>Zora silvestris</i> (Kulczyński, 1897)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	–	–	–	0,02
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	0,37	0,42	1,40	0,65	0,65	1,13	0,78	0,64	1,06	2,63	3,89	1,25
Philodromidae												
<i>Philodromus aureolus</i> (Clerck, 1757)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	–	–	–	0,02
<i>Philodromus collinus</i> (C. L. Koch, 1835)	–	–	–	–	–	–	0,52	0,18	0,29	0,48	–	0,17
<i>Philodromus dispar</i> (Walckenaer, 1826)	0,37	0,42	–	–	–	–	–	0,09	0,10	0,24	–	0,10
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	0,37	–	0,47	–	–	–	–	–	0,19	–	–	0,10
Pholcidae												
<i>Pholcus opilionoides</i> (Schrank, 1781)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,24	–	0,02
Phrurolithidae												
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	2,21	1,25	1,86	3,25	1,63	6,11	9,30	2,11	0,96	0,48	0,46	2,44
Pisauridae												
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	0,10	0,48	–	0,08

Pokračování tab. 3

Araneae	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
Salticidae												
<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	0,37	–	0,93	0,65	1,95	–	–	–	–	–	–	0,23
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,24	–	0,02
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)	–	0,42	–	–	–	–	–	0,09	–	–	–	0,04
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)	–	–	–	–	–	–	–	0,09	–	–	–	0,02
<i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853)	–	1,25	1,40	–	0,98	3,17	3,10	2,75	1,25	2,15	2,97	1,98
<i>Sitticus pubescens</i> (Fabricius, 1775)	–	–	0,23	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Sitticus zimmermanni</i> (Simon, 1877)	–	–	–	–	0,33	–	–	–	–	–	–	0,02
Tetragnathidae												
<i>Pachygnatha clercki</i> (Sundevall, 1823)	0,37	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Pachygnatha listeri</i> (Sundevall, 1830)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	–	–	–	0,02
Theridiidae												
<i>Euryopsis flavomaculata</i> (C.L.Koch, 1836)	–	0,42	–	–	–	–	–	0,28	0,10	0,48	0,46	0,17
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)	–	–	0,23	0,65	–	–	–	–	–	–	–	0,04
Thomisidae												
<i>Coriarachne depressa</i> (C.L.Koch, 1837)	–	–	–	–	–	–	–	–	0,10	–	0,23	0,04
<i>Ebrechtella tricuspadata</i> (Fabricius, 1775)	–	–	–	–	–	0,23	–	–	–	–	–	0,02
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	–	–	–	–	–	–	–	–	0,10	0,24	0,23	0,06
<i>Xysticus audax</i> (Schrank, 1803)	–	–	0,23	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	–	0,42	–	–	–	0,23	–	–	–	–	–	0,04
<i>Xysticus kochi</i> (Thorell, 1872)	0,37	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02
<i>Xysticus luctator</i> (L. Koch, 1870)	–	0,83	1,40	0,65	0,33	–	–	–	0,19	–	–	0,23
Titanoecidae												
<i>Titanoeca psammophila</i> (Wunderlich, 1993)	0,37	–	–	0,65	0,98	–	–	–	–	–	–	0,10
Zodariidae												
<i>Zodarion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	0,37	–	1,16	0,65	2,61	1,36	0,26	1,19	0,87	2,63	1,83	1,21

Pokračování tab. 3

Araneae	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
Celkový počet jedinců	271	240	430	154	307	442	387	1089	1039	418	437	5214
Celkový počet druhů	24	30	34	19	33	38	25	31	40	29	28	81
H'	0,92	2,39	2,64	1,12	2,57	2,64	2,38	2,08	2,14	2,29	2,22	
E	0,29	0,70	0,75	0,38	0,74	0,73	0,74	0,61	0,58	0,68	0,67	

Tab. 4: Přehled charakteristik druhů řádu Opiliones zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01–PO_11, Dc (%) – celková dominance, H' - druhová diverzita, E – ekvitabilita.

Opiliones	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
<i>Lacinius dentiger</i> (C. L. Koch, 1848)	100	44,83	34,94	–	43,48	25,00	47,62	43,24	24,44	31,54	28,46	35,40
<i>Lacinius horridus</i> (Panzer, 1794)	–	39,08	51,81	–	39,13	50,00	47,62	28,38	17,78	12,31	32,52	31,04
<i>Nelima semproni</i> (Szalay, 1951)	–	4,60	12,05	–	17,39	25,00	4,76	20,27	26,67	45,38	31,71	24,50
<i>Phalangium opilio</i> (Linnaeus, 1761)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,77	–	0,17
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)	–	11,49	1,20	–	–	–	–	8,11	31,11	10,00	7,32	8,89
Celkový počet jedinců	2	87	83	–	23	8	21	74	45	130	123	596
Celkový počet druhů	1	4	4	–	3	3	3	4	4	5	4	5
H'	–	1,12	1,02	–	1,03	1,04	0,85	1,25	1,37	1,25	1,28	
E	–	0,81	0,73	–	0,94	0,95	0,78	0,90	0,99	0,78	0,92	

Tab. 5: Přehled charakteristik druhů třídy Diplopoda zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01-PO_11, Dc (%) – celková dominance, H' - druhová diverzita, E – ekvitabilita, EK – ekologická kategorie podle Tufa a Tufové (2008)

Diplopoda	EK	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
<i>Brachyiulus bagnalli</i> (Curtis, 1845)	A	–	–	–	–	–	100,00	–	1,72	–	–	–	1,13
<i>Julus scandinavius</i> (Latzel, 1884)	E	29,41	41,67	66,67	–	33,33	–	100,00	27,59	13,75	14,63	43,75	25,66
<i>Leptoiulus trilobatus</i> (Verhoeff, 1894)	A	70,59	58,33	33,33	–	66,67	–	–	15,52	16,25	39,02	37,50	29,43
<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2,44	2,08	0,75
<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	E	–	–	–	–	–	–	–	–	2,50	9,76	–	2,26
<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2,44	–	0,38
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	E	–	–	–	–	–	–	–	55,17	67,50	31,71	16,67	40,38
Celkový počet jedinců		17	12	3	–	3	2	1	58	80	41	48	265
Celkový počet druhů		2	2	2	–	2	1	1	4	4	6	4	7
H'		0,61	0,68	0,64	–	0,64	–	–	1,00	0,93	1,42	1,11	
E		0,87	0,98	0,92	–	0,92	–	–	0,72	0,67	0,79	0,80	

Tab. 6: Přehled charakteristik druhů třídy Chilopoda zachycených do zemních pastí na požářišti Bzenec v období od 1. 4. 2013 do 29. 10. 2013. Dominance druhu dle TVP PO_01-PO_11, Dc (%) – celková dominance, H' - druhová diverzita, E – ekvitabilita, EK – ekologická kategorie podle Tufa a Tufové (2008)

Chilopoda	EK	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	Dc (%)
<i>Lithobius erythrocephalus</i> (C.L. Koch, 1847)	E	20,00	6,73	27,27	16,67	47,37	10,17	20,29	13,04	14,04	5,26	11,36	14,41
<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	E	35,00	26,92	27,27	33,33	5,26	5,08	2,90	27,17	21,93	45,61	34,09	25,69
<i>Lithobius microps</i> (Meinert, 1868)	E	–	–	–	–	–	–	1,45	–	–	0,88	–	0,25
<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	E	45,00	66,35	45,45	50,00	47,37	84,75	75,36	59,78	64,04	48,25	54,55	59,65
Celkový počet jedinců		40	104	44	36	38	59	69	92	114	114	88	798
Celkový počet druhů		3	3	3	3	3	3	4	3	3	4	3	4
H'		1,05	0,81	1,07	1,01	0,86	0,52	0,70	0,93	0,89	0,91	0,94	
E		0,95	0,73	0,97	0,92	0,79	0,48	0,51	0,84	0,81	0,65	0,86	

Tab. 7: Celé názvy a odpovídající akronymy druhů pro grafy z ordinačních analýz

Carabidae		Araneae	
druh	akronym	druh	akronym
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	A_par	<i>Aelurillus v-insignitus</i> (Clerck, 1757)	A_vin
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	A_aen	<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	A_bru
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)	A_con	<i>Agroeca proxima</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	A_pro
<i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)	A_equ	<i>Alopecosa taeniata</i> (C. L. Koch, 1835)	A_tae
<i>Amara lunicollis</i> (Schlödte, 1837)	A_lun	<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	A_alb
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)	A_ple	<i>Callilepis nocturna</i> (Linnaeus, 1758)	C_noc
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	A_sim	<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	D_pra
<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)	A_tib	<i>Gnaphosa alpica</i> (Simon, 1878)	G_alp
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)	A_bin	<i>Haplodrassus umbratilis</i> (L. Koch, 1866)	H_umb
<i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1797)	A_sig	<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	H_rub
<i>Bembidion obtusum</i> (Audinet-Serville, 1821)	B_obt	<i>Neon reticulatus</i> (Blackwall, 1853)	N_ret
<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)	B_pro	<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	P_agr
<i>Calathus ambiguus</i> (Paykull, 1790)	C_amb	<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	P_lug
<i>Calathus cinctus</i> (Motschulsky, 1850)	C_cin	<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	P_fes
<i>Calathus erratus</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	C_err	<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)	S_cel
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	C_fus	<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834)	T_cam
<i>Calosoma inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	C_inq	<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	T_rur
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	C_hor	<i>Trochosa terricola</i> (Thorell, 1856)	T_ter
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	C_vio	<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	X_nem
<i>Cicindela hybrida</i> (Linnaeus, 1758)	C_hyb	<i>Xysticus luctator</i> (L. Koch, 1870)	X_luc
<i>Cymindis humeralis</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	C_hum	<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	Z_apr
<i>Dromius quadrimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	D_qua	<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Z_ele
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781)	H_aff	<i>Zelotes erebeus</i> (Thorell, 1871)	Z_ere
<i>Harpalus atratus</i> (Latreille, 1804)	H_atr	<i>Zelotes petrensis</i> (C. L. Koch, 1839)	Z_pet
<i>Harpalus autumnalis</i> (Duftschmid, 1812)	H_aut	<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	Z_sub
<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)	H_dis	<i>Zodarion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	Z_ger
<i>Harpalus honestus</i> (Duftschmid, 1812)	H_hon	<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	Z_nem
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	H_rub	<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	Z_spi
<i>Harpalus rufipalpis</i> (Sturm, 1818)	H_ruf		
<i>Harpalus servus</i> (Duftschmid, 1812)	H_ser		
<i>Harpalus smaragdinus</i> (Duftschmid, 1812)	H_sma		
<i>Chlaenius tristis</i> (Schaller, 1783)	Ch_tri		
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	L_fer		
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftschmid, 1812)	L_ruf		
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	M_min		
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)	N_big		
<i>Notiophilus germيني</i> (Fauvel in Grenier, 1863)	N_ger		
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	N_pal		
<i>Notiophilus pusillus</i> (Dejean, 1826)	N_pus		
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)	O_obs		
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	P_cup		
<i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1785))	P_lep		
<i>Pseudophonus griseus</i> (Panzer, 1797)	P_gri		
<i>Pseudophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	P_pub		
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	P_nig		
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	P_obl		
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i> (Letzner, 1852)	P_qua		
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	P_str		
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	S_pum		
<i>Syntomus foveatus</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	S_fov		
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	S_viv		
		Opiliones	
		druh	akronym
		<i>Lacinius dentiger</i> (C. L. Koch, 1848)	L_den
		<i>Lacinius horridus</i> (Panzer, 1794)	L_hor
		<i>Nelima semproni</i> Szalay, 1951	N_sem
		<i>Phalangium opilio</i> Linnaeus, 1761	P_opi
		<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)	R_tri
		Diplopoda	
		druh	akronym
		<i>Brachyiulus bagnalli</i> (Curtis, 1845)	B_bag
		<i>Julus scandinavicus</i> (Latzel, 1884)	J_sca
		<i>Leptoiulus trilobatus</i> (Verhoeff, 1894)	L_tri
		<i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894)	M_pro
		<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	O_sab
		<i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842)	O_pil
		<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	P_com
		Chilopoda	
		druh	akronym
		<i>Lithobius erythrocephalus</i> (C.L. Koch, 1847)	L_ery
		<i>Lithobius forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	L_for
		<i>Lithobius microps</i> (Meinert, 1868)	L_mic
		<i>Lithobius mutabilis</i> (L. Koch, 1862)	L_mut

Tab. 8: Stanovištní charakteristika (vyhotovil Ing. Michal Friedl)

Plocha	Charakter porostu	PSk ¹	CPD ²	CPB ³	Synuzie podrostu ⁴	PDD ⁵	SLT ⁶	STG ⁷	DD ⁸
PO_01	Zalesněno BOL po požáru	273D3	0	25	<i>Rumex acetosella</i>	20	1S	1AB2	BOL
PO_02	BOL tyčkovina vyhořelá, bez zásahu, živá	273D3	85	10	<i>Anthoxanthum odoratum, Rumex acetosella</i>	3	1S	1AB2	BOL
PO_03	BOL tyčkovina vyhořelá, bez zásahu, mrtvá	273D3	0	1	<i>Anthoxanthum odoratum, Echinochloa crus-galli, Corynephorus canescens, Calamagrostis epigejos, Erechites hieraciifolia, Spergula morisonii, Conyza canadensis, Digitalia sanguinalis, Trifolium arvense, Rumex acetosella, Convolvulus arvensis</i>	0,5	1S	1AB2	
PO_04	Zalesněno BOL po požáru	273D3	0	1	<i>Anthoxanthum odoratum, Carex hirta, Agrostis gigantea, Chenopodium album, Spergula morisonii, Solanum nigrum, Fallopia convolvulus, Rumex acetosella, Digitalia sanguinalis</i>	0,5	1S	1AB2	BOL
PO_05	DBČ + BOL tyčkovina vyhořelá, bez zásahu, živá	273D2	25	45	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	31	1S	1AB2	DBČ
PO_06	BOL kmenovina vyhořelá, bez zásahu, živá	274A9	50	55	<i>Calamagrostis epigejos</i>	44	1S	1AB2	BOL
PO_07	BOL kmenovina vyhořelá, bez zásahu, živá	273A9	60	35	<i>Calamagrostis epigejos</i>	10	1S	1AB3	BOL
PO_08	BOL kmenovina mimo požár, bez zásahu, živá	273D8	75	5	<i>Calamagrostis epigejos</i>	2	1S	1AB2	BOL
PO_09	BOL kmenovina mimo požár, bez zásahu, živá	273D8	65	15	<i>Calamagrostis epigejos</i>	10	1S	1AB2(3)	BOL
PO_10	BOL tyčkovina mimo požár, bez zásahu, živá	273A3	90	0,5	<i>Anthoxanthum odoratum, Agrostis capillaris, Viola canina, Veronica officinalis</i>	0,5	1S	1AB2	BOL
PO_11	BOL tyčkovina mimo požár, bez zásahu, živá	273B3	85	0,5	<i>Anthoxanthum odoratum, Agrostis capillaris, Avenella flexuosa</i>	0,5	1S	1AB2	BOL

¹ Porostní skupina

² Celková pokrývnost dřevin (patra I.–III.) v %

³ Celková pokrývnost bylin v %

⁴ V případě více druhů se jedná o spoludominanty

⁵ Pokrývnost dominantního druhu (spoludominantních druhů) v %

⁶ Soubor lesních typů

⁷ Skupina typů geobiocénu

⁸ Dominantní dřevina patra I.–III.

