

MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ

Lesnická a dřevařská fakulta

Ústav ochrany lesů a myslivosti



**Společenstvo střevlíkovitých (Carabidae, Coleoptera) v požářišti revíru  
Bzenec (Moravská Sahara, 2013–2021)**

Diplomová práce

# ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Zpracovatel: **Bc. Dominik Stočes**  
Studijní program: Lesní inženýrství  
Specializace: Lesní inženýrství  
Název tématu: **Společenstvo střevlíkovitých (Carabidae, Coleoptera) v požářišti revíru Bzenec (Moravská Sahara, 2013–2021)**  
Rozsah práce: 50-60 stran, obrazové a tabulkové přílohy dle potřeby

## Zásady pro vypracování:

1. Rozsáhlý lesní pozemní a korunový požár (2012, 162 ha) byl příčinou odlesnění 115 ha původně borových porostů v revíru Bzenec (LS Strážnice, nyní LS Buchlovice). Část porostů zasazených pozemním požárem zůstala zachována a současně byla pro výzkumné účely ponechána přirozenému vývoji borová tyčkovina po korunovém požáru.
2. Hypotéza: Epigeická fauna negativně ovlivněná lesním požárem se bude postupně vracet do původního stavu v závislosti na regeneraci stanoviště v dlouhodobém časovém horizontu.
3. Cíl: Vymezit změny ve společenstvu střevlíkovitých (Carabidae, Coleoptera) v lesních porostech v průběhu 9 let (2013–2021).
4. Metoda: Ke sběru epigeické fauny (střevlíkovitých) užívejte metodu zemních pastí (5ks/plochu, měsíční kontrola v období 1.4.–30.10., konzervace 75 % etanol, laboratorní zpracování).
5. Území: Trvalé výzkumné plochy tvoří soubor 10 stanovišť s borovými porosty zasaženými a nezasazenými lesním požárem.
6. Výsledky: Charakterizujte druhové spektrum střevlíkovitých (2013–2021), roční a sezónní dynamika u početněji zastoupených druhů, vliv měnících se stanovištních podmínek na vybrané druhy. Při hodnocení výsledků užívejte vhodných faunistických indexů.

Seznam odborné literatury:

1. 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.
2. BEZKOROVAINAYA, N. I., KRASNOSHCHEKOVA, N. E., IVANOVA, A. G., 2007. Transformation of Soil Invertebrate Complex after Surface Fires of Different Intensity. *Biology Bulletin*, 34 (5): 517–522.
3. Błońska, E., Bednarz, B., Kacprzyk, M., Piaszczyk, W., Lasota, J. 2020: Effect of scots pine forest management on soil properties and carabid beetle occurrence under post-fire environmental conditions – a case study from Central Europe. *Forest Ecosystems*, Volume 7(1)
4. 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.
5. 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.
6. HAJDAJ, P., 2011. Analýza druhového spektra střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) rozdílných biotopů bzeneckých písčín. Diplomová práce. PF, Univerzita Palackého Olomouc, 46 s.
7. HOLLIDAY, N. J., 1984. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) from a burned spruce forest (Picea spp.). *Can. Ent.*, 116: 919–922.
8. HOLLIDAY, N. J., 1991. Species responses of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) during post-fire regeneration of boreal forest. *Can. Ent.*, 123: 1369–1389.
9. 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.
10. Ruchin, A.B., Alekseev, S.K., Khapugin, A.A. 2017: Post-fire fauna of carabid beetles (Coleoptera, carabidae) in forests of the mordovia state nature reserve (Russia). *Canadian Journal of Forest Research*, 47 (12): 1614–1631.
11. Venier, L.A., Work, T.T., Klimaszewski, J., Morris, D.M., Bowden, J.J., Kwiaton, M.M., Webster, K., Hazlett, P. 2017. Ground-dwelling arthropod response to fire and clearcutting in jack pine: Implications for ecosystem management. *Can. J. of Forest Research*, 47 (12): 1614–1631.

Datum zadání diplomové práce: listopad 2020

Termín odevzdání diplomové práce: duben 2022

L. S.

**Bc. Dominik Stočes**  
Autor práce

**prof. Ing. Emanuel Kula, CSc.**  
Vedoucí práce

**prof. Dr. Ing. Libor Jankovský**  
Vedoucí ústavu

**prof. Dr. Ing. Petr Maděra**  
Garant studijního programu

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem práci Společenstvo střevlíkovitých (Carabidae, Coleoptera) v požářišti revíru Bzenec (Moravská Sahara, 2013–2021) vypracoval/a 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 a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování závěrečných prací.

Prohlašuji, že tištěná podoba závěrečné práce a elektronická podoba závěrečné práce zveřejněná v aplikaci Závěrečné práce v Univerzitním informačním systému je identická.

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

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

V Brně, dne: .....

Podpis:.....

## **Poděkování**

Svoje poděkování směřuji na všechny, kteří mi svojí proaktivitou pomohli se vzdělávat a úspěšně absolvovat studium. Velké dík patří rodině, kamarádům, učitelům a spolužákům, kteří mě doprovázeli v bakalářském a navazujícím magisterském studiu. Bez nich by tato práce nemohla vzniknout.

Moje srdečné poděkování zasluhuje vedoucí práce pan Profesor Emanuel Kula, který mě čtyři roky doprovázel studiem a zasvětil mě do základního výzkumu. Jeho proaktivní jednání a píle mě budou motivovat do konce života.

Děkuji panu docentu Ing. Luboši Purchartovi, Ph.D. za poskytnutí vzorců faunistických indexů a za pomoc při práci v programu CANOCO, dále děkuji panu Ing. Jiřímu Stanovskému, Ph.D. za determinaci čeledě Carabidae, panu docentu Ing. Robertu Knottovi, Ph.D. za pomoc při snímání rybím okem v terénu a za následné zpracování podkladů z tohoto zařízení a děkuji panu Ing. Miloši Cibulkovi, Ph.D. při obětavém a pohotovém řešení podkladů pro mapový výstup v aplikaci ArcMap.

V neposlední řadě děkuji panu revírníkovi Petrovi Korvasovi a LS Buchlovice za umožnění výzkumu a ponechání zasažených ploch přirozené sukcesí.

Autor práce: Bc. Dominik Stočes

Název diplomové práce: Společenstvo střevlíkovitých (Carabidae, Coleoptera) v požářišti revíru Bzenec (Moravská Sahara, 2013–2021)

### **Abstrakt**

V požářišti území Moravské Sahary byly po dobu 9let studovány dlouhodobé změny ve struktuře společenstva čeledi Carabidae ve vztahu k měnícím se stanovištním podmínkám volně ponechaných ploch. Za účelem hodnocení změn po požární dynamiky bylo v roce 2013 založeno 10 trvale výzkumných ploch v porostech borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a 1 v porostu dubu červeného (*Quercus rubra* L.). Borové porosty disponují diferencovaným stupněm poškození a s nimi byly paralelně založeny nezasažené lokality s odpovídající růstovou fází. Poslední stanoviště je nepárová lokalita listnaté tyčkoviny zasažená požárem. Pro sběr epigeické fauny bylo užito zemních pastí (5ks/lokalita). Celkem bylo chyceno 30 999 jedinců zastoupených v 117 druzích. Po 9letém sledování nedošlo k podobnosti společenstev narušených a nenarušených biotopů. V listnatém porostu došlo po 1 roce ke stabilizaci druhové kompozice. Složení druhového spektra čeledi Carabidae se ve vyspělé kmenovině zasažené požárem stabilizovalo po 3 letech. Po 6 letech sledování volných ploch požářiště lze usuzovat o pominutí poddisturbančního efektu. *Pterostichus quadrioveolatus* (Letzner, 1852) byl početnější v kmenovinách než v tyčkovinách. Po 6 letech se z požářiště stáhl. Na požářišti rostl počet druhů tolerantních k otevřeným a suchým biotopům.

**Klíčová slova:** požár, borovice lesní, poddisturbanční efekt, Carabidae, samovolný vývoj

Autor of the thesis: Bc. Dominik Stočes

Name of diploma's thesis: The ground-dwelling beetles society (Carabidae, Coleoptera) in the Bzenec district (Moravian Sahara, 2013–2021)

### **Abstract**

Long-term changes in the community structure of the taxonomic group Carabidae in relation to the changing habitat conditions in Moravian Sahara left aside for 9 years. In order to evaluate aftermath of wildfire, 10 permanent research areas were established in 2013 in conifer stands (*Pinus sylvestris* L.) and one permanent area in hardwood stand of red oak (*Quercus rubra* L.) Scots pine stands have differentiated degree of affection by wildfire. To compare results parallel sites with same age distribution were established in unaffected Scots pine stands. Last habitat is the unpaired site of young broadleaves stand affected by fire. Pit fall traps (5 pieces/habitat) were used to collect epigeic fauna. A total of 30 999 individuals represented in 117 species were caught. After 9 years of monitoring, there was no similarity between disturbed and undisturbed habitat communities. The species composition stabilized in the deciduous stand after 1 year. The composition spectrum of Carabidae species stabilized in the old pine growth after 3 years after fire. It can be concluded that the disturbance effect disappeared after 6 years. *Pterostichus quadrioveolatus* (Letzner, 1852) was more abundant in the affected old stands than in younger one. It withdrew from the scene of burnt sides under 6 years. Through the time number of species tolerant to open and dry habitats rapidly grew.

**Key words:** wildfire, conifer stands, disturbance, Carabidae, spontaneous development

## Obsah

1	Úvod.....	10
2	Současný stav řešené problematiky .....	12
2.1	Lesní požáry v přírodním prostředí .....	12
2.2	Rozšíření lesních požárů.....	13
2.3	Reakce epigeické fauny v oblastech ovlivněných požárem.....	18
2.4	Bioindikační schopnosti čeledě Carabidae .....	23
3	Charakteristika zájmového území .....	27
3.1	Identifikační údaje o vybraném území.....	27
3.2	Popis oblasti šetření .....	27
3.3	Širší územní vztahy – přírodní podmínky.....	28
3.3.1	Geomorfologické poměry.....	28
3.3.2	Geologické poměry .....	28
3.3.3	Pedologické poměry .....	29
3.3.4	Hydrologické poměry .....	29
3.3.5	Klimatické poměry .....	30
3.3.6	Typologické poměry.....	34
3.4	Biota.....	35
3.4.1	Flóra.....	35
3.4.2	Fauna .....	37
3.4.3	Chroust maďalový ( <i>Melolontha hippocastani</i> ) .....	39
3.5	Obnova lesa na velkoplošném požářišti.....	39
4	Metodika .....	41
4.1	Úvod do zájmové oblasti .....	41
4.2	Odběr a determinace .....	52
4.3	Přehled použitých strukturálních biocenologických charakteristik .....	54
5	Výsledky .....	61



6	Diskuse.....	138
6.1	Dynamika osídlování požářiště.....	138
6.2	Vztah distribuce střevlíkovitých na míře rozpadu horní etáže .....	142
7	Závěr .....	144
8	Summary .....	146
9	Seznam použité literatury.....	147
9.1	Tištěné zdroje:.....	147
9.2	Elektronické zdroje [URL]: .....	176
10	Seznam příloh.....	184
10.1	Seznam obrázků .....	184
10.2	Seznam tabulek .....	191

# 1 Úvod

„Oheň je dobrý sluha, ale zlý pán,“ říká staré české přísloví, které rezonuje i v dnešní technologicky vyspělé době. Ovládnutí ohně jako živlu byl dlouhodobý pozvolný proces, který měl zřejmě principiální základy vzniku z lesních požárů nebo z požárů savan (Parker et al., 2016). První zmínky o ovládnutí ohně jsou z doby před téměř 2 miliony let (James et al., 1989). Rituálem využití ohně v gastronomii se aktuálně zabývá antropologie a psychologie (Strauss, 2006). V dnešní době nepotřebujeme založit oheň pro ukojení našich fyziologických potřeb, za to však potřebujeme podchytit nekontrolované hoření. Ty jsou ve formě požárů v přírodním prostředí důsledkem klimatické změny, což je fakt, se kterým se budeme setkávat čím dál tím častěji, a to nejen v lesních ekosystémech severní zeměpisné šířky, ale i všude jinde ve světě [URL [1] [2]].

Oheň dobře sloužil v brzkých vývojových stádiích rodu *Homo*, nyní se chová jako zlý pán, kdy neovladatelně ničí vše, co mu stojí v cestě.

Lesní požáry jsou projevem změny klimatu. Klima reaguje na změny v atmosféře (především na oteplení), které přináší řetězec dalších extrémních událostí [URL [3][4]]. V lesnictví to jsou extrémní horka a opačným extrémem jsou častější povodně nebo nerovnoměrně rozložené srážky [URL [3][4]]. Propojením extrémů jsou lesní požáry nebo kůrovcová kalamita, které emitují CO<sub>2</sub> zpátky do atmosféry, a to se podílí na oteplování [URL [3][4][5]]. Lesnictví na projevy klimatické změny musí reagovat sekvestrací uhlíku biomasou dřevin a celá společnost musí naplnit mitigační opatření ve formě snížení míry spalování fosilních zdrojů tak, aby došlo k naplnění prahu stanoveného Mezivládním panelem pro změnu klimatu (IPCC) (IPCC, 2021).

V podmínkách České republiky jsou lesy nejvíce zastoupeny v kategorii lesa hospodářského (Ministerstvo zemědělství, 2019), proto z hospodářských důvodů nejsou u nás lesní požáry žádoucí. Přirozené požáry a požáry antropogenního původu z pohledu přírodního prostředí ovlivňují půdu, vegetaci, diverzitu a stabilitu ekosystémů (Vermar a Jakyakumar, 2012). Vhodnější jsou přirozené požáry, protože poskytují větší pravděpodobnost nahodilosti, a tím tvorbu různorodosti (koncept mozaiky) (Duelli, 1977; Gongalsky a Zaitsev, 2016; Portela et al., 2019; Mauri a Pons, 2019). Následná návratnost stanoviště sukcesí do původního stavu trvá mnoho let, v některých ojedinělých případech se neobnoví (Dale et al., 2001; Moretti et al., 2006).

S přibývajícím významem lesních požárů na evropské a národní úrovni roste zájem o studium měnicích se podmínek v rámci poddisturbančního období s ohledem na vnitřní rozložení společenstev epigeické fauny zvláště tam, kde nejsou požáry tak časté. K tomuto účelu bylo využito prostoru po bývalém velkoplošném požáru v Moravské Sahaře. V roce 2013 započal výzkum epigeické fauny požářiště Bzence, do kterého se zapojili i studenti Prágy (2015, 2017) a Stočes (2020) sledující bioindikační skupinu střevlíkovitých (Carabidae). Pro vhodné vyjádření vztahu druhového společenství střevlíkovitých k popisovaným biotopům bylo užito jako podkladu kvantitativní zastoupení jedinců, které následně vstupují do zvolených faunistických indexů.

Cílem práce je charakterizovat:

- druhové spektrum střevlíkovitých v časovém sledu 2013–2021
- roční a sezónní dynamiku u početněji zastoupených druhů
- vliv měnicích se stanovištních podmínek na vybrané druhy

## 2 Současný stav řešené problematiky

Lesní požáry jakožto nenadálá změna (disturbance) má v sekundární sukcesi své neodmyslitelné místo (Neary et al., 2005a). Převážně mají antropogenní původ (Adámek et al., 2018; Holuša et al., 2018), zcela nezanedbatelnou měrou se podílí jako iniciátoři hoření blesky (Kula a Ząbecki, 1997) [URL [6]]. Při hoření vegetace se uvolňuje do atmosféry energie (teplo) a zplodiny v podobě kouře (oxid uhličitý a pára) (Sluka, 2004). Teplo emituje infračervené záření (Yokelson et al., 1997). Hořením se uvolňují živiny do půdy (Neary et al. 2005b), vzniká prostor pro novou vegetaci lišící se od původní (Pausas a Bradstock, 2006; Pausas a Ribeiro, 2013) a mění se fyzikální a chemické vlastnosti půdy a vody (Certini, 2005). Ročně na světě podlehe ohni asi 0,17 % veškeré vegetace [URL [23]].

Stočes (2020) se zaměřil na požáry a jejich dopad na sukcesi, disturbanci a vztah k ekosystému. V předložené práci je cíleno na způsoby kontroly požárů, globální rizika plynoucí z častého výskytu lesních požárů, především reakci epigeické fauny na požární disturbance s ohledem na pyrofyty a bioindikační schopnosti čeledě Carabidae.

### 2.1 Lesní požáry v přírodním prostředí

Lesní požáry je potřeba vnímat jako nedílnou součást prostorového přetváření některých ekosystémů na naší planetě, zvláště pak s přihlédnutím na jejich evoluční vývoj v průběhu času (Pausas a Keely, 2019). Požáry se přirozeně vyskytují v prériích (Robbins a Myers, 1992), v australské savaně (Andersen et al., 2007) a buši (Andersen a Müller, 2000), v africké savaně [URL [6]] a v boreálních lesích Kanady, Ruska a Skandinávského poloostrova (Viro, 1974; Stocks et al., 2001; Splechtna et al., 2005). Společenstva žijící v těchto biomech vyžadují požární disturbanci pro svůj životní rytmus (Andersen a Müller, 2000; Prach et al., 2009). Díky těmto disturbancím vznikla společenstva, která jsou adaptovaná a přizpůsobená na požáry (Laštůvka a Šťastná, 2014). S tím souvisí například vznik specifických druhů borovic (Keeley, 2012). Ve výše zmíněných zemích, zvláště pak v mediteránu, se borovice dělí na serotenní (rezilientní) [serotinous cones] a nesorotenní (odolávající) [non-serotinous] (Keeley a Zedler, 1998). Serotenní šištice jsou obaleny pryskyřicí a vlivem tepla se poté otevírají a vysemení (Saracino et al., 1997). Keeley a Zedler (1998) zmiňují druhy jako *Pinus banksiana*, *P. contorta*, *P. halepensis*, *P. brutia* a *P. attenuata*, které jsou serotenní. Vznikají regionální rozdíly mezi populacemi (ekotypy) stejného druhu dřeviny, které se vyznačují jiným způsobem přenosu semen

(Critchfield, 1957; Parker, 1986). Mezi keře, jejichž existence je odkázána na požáry (Moretti et al., 2008) se řadí aktivní pyrofyty cist šalvějolistý (Naveh, 1974; Moretti et al., 2008). Jeho semena v zemi po požáru změknou a následně vyklíčí (Naveh, 1974; Thanos a Georghiou, 1988; Nadal et al., 2002). Ve švýcarských Alpách se řadí mezi ohrožené druhy, a to z důvodu vzácného výskytu požárů (Moretti et al., 2008). Naopak pasivní pyrofyty, mezi ně se řadí např. sekvojovec obrovský, dub korkový nebo borovice kanadská, odolávají žaru tlustou borkou a přizpůsobeným vodivým pletivům (Bertacchi a Borgia, 2020).

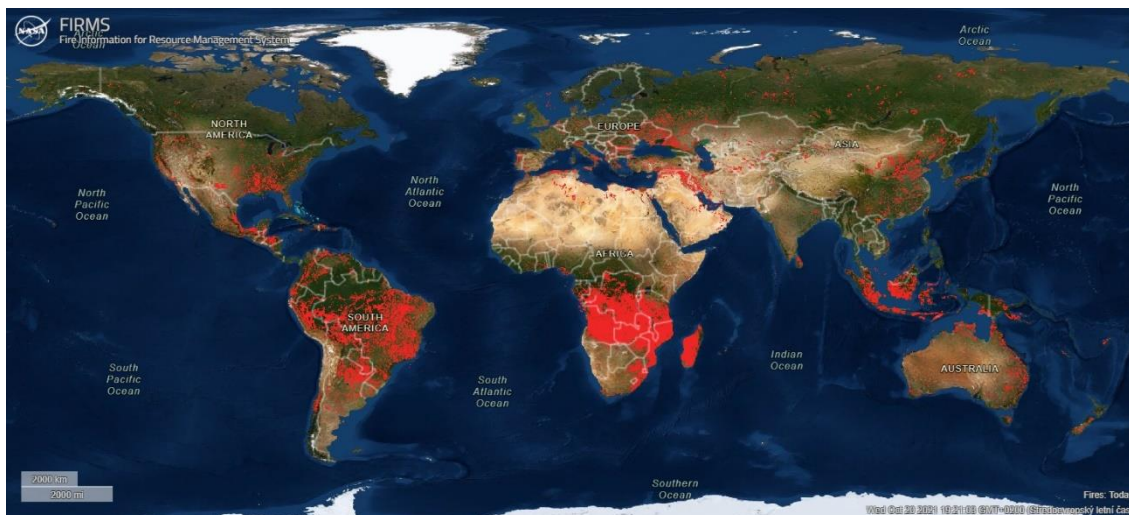
V Evropě, ale i jinde ve světě, se díky zvýšenému využívání půdy nepodobá lesní požár tomu, co obnáší proces přirozeného požáru v divočině (Bull, 2011; Santin a Doerr, 2016). Ve střední Evropě mají maloplošný charakter (Kula a Ząbecki, 1997). Jejich intenzita a vážnost se však s postupem času stupňují (European Environment Agency, 2017). Představuje tak problematiku globálního významu s dopady napříč různými obory (Pecl, 2021).

## **2.2 Rozšíření lesních požárů**

V přírodním prostředí mohou být požáry zakládány cíleně v řízených a kontrolovaných podmínkách [prescribed fire] a požár přirozený (neúmyslně založený) [wild fire] (Viro, 1974; Moretti et al., 2006). Díky řízenému vypalování se udržuje homogenita a zároveň se zvyšuje diverzita (Laštůvka a Šťastná, 2014). V Austrálii se tímto způsobem omezuje akumulovaný opad v eukalyptových porostech (York, 1999; Smith et al., 2003; Beringer et al., 2005). V Coloradu je požár zakládán na malých plochách s nízkým sklonem terénu kvůli následnému menšímu dopadu na vodní zdroje a tím i na živočichy žijící v těchto ekosystémech (Neary et al., 2005c). V Československu se ještě ve 30. letech minulého století využíval oheň ke klučení pařezů (žďáření) (Tkáčiková et al., 2013). Spáleniště pak vyhledávají antrakofilní druhy (Sádlo, 1994). Botelho a Fernandes (1999) zmiňují využití cíleného vypalování nadzemní biomasy (stařiny) ke snížení požárního rizika. V amerických národních parcích (NPS) [National Park Service] je účelem řízených požárů vytvořit mozaiku biotopů, které vytvářejí rozmanité prostředí pro flóru a faunu, čímž se obnovuje specifické prostředí některých jinak ohrožených druhů. Současně dochází k omezení výskytu nežádoucího paliva v přírodním prostředí [URL [16]]. Z pohledu flóry se takto ve střední Evropě upravují sekundární vřesoviště (Petříček et al., 1999). Na xerothermních stepních lokalitách se z pohledu fauny podporuje řízeným vypalováním výskyt vzácných

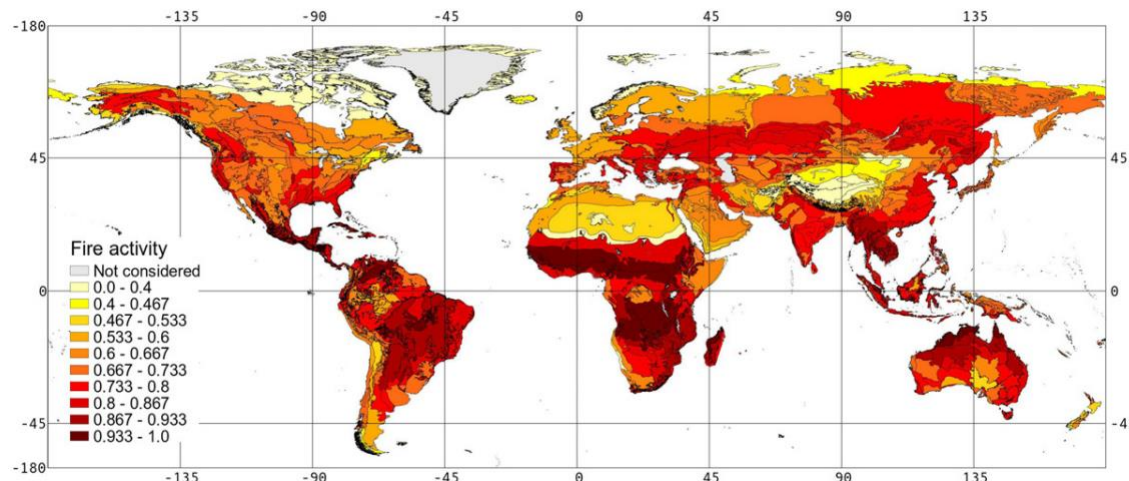
a ohrožených teplomilných druhů pavouků jako je slíd'ák suchopárový (*Alopecosa striatipes*) (Hamřík a Košulič, 2021). V severských boreálních lesích se ohněm upravuje dřevinná skladba a struktura porostu (Viro, 1974; Hyvärinen, 2006; Perkiö et al., 2012), avšak uplatnění požáru závisí na věku porostu (Hardenbol et al., 2020). Na pozitivní ekonomický a biologický vliv požáru na Havraním vrchu v národním parku (NP) České Švýcarsko (2006) upozornili Marková et al. (2011) a Král et al. (2012). Neary et al. (2005b) považuje z hlediska rozměru za horší požár přirozený. Aktivně se z toho důvodu zasahuje pouze proti přirozenému požáru například v Rusku či U.S.A. se ze zákona požáry nehasí, pokud neohrožují obce a důležité průmyslové objekty a pokud výdaje na likvidaci živlu převyšují předpokládané škody [URL [7]]. V Rusku jsou řazeny do přirozených požárů i ohně založené k zamaskování nelegální těžby z důvodu velké poptávky po dříví v Číně [URL [7]]. V boreálních lesích je vážnost požárů způsobena dominancí jehličnatých dřevin [URL [8]]. Jehličnaté dřeviny, ponechání vyššího podílu biomasy a sucho zvyšují riziko rozšíření požáru (Adámek 2016; Čermák et al., 2016). Jedním z možných adaptačních řešení (z lesnického pohledu) je tvorba protipožárních pásů z listnatých dřevin (Čermák et al., 2016).

Zemím obecně chybí konsistentní a detailní zprávy o požárech v přírodě, což ztěžuje jejich vyhodnocování a detekci trendů (Fernandez-Anez et al., 2021). Z těchto důvodů byl pro globální monitoring zřízen v roce 2012 Informační kanál o požárech pro systém řízení zdrojů (FIRMS) [Fire Information for Resource Management System], který zaštituje Národní úřad pro letectví a vesmír (NASA) [URL [13]]. Sběr informací umožňují satelity Aqua a Terra, které mají nainstalovaný zobrazovací spektrometr se středním rozlišením (MODIS) a satelity S-NPP a NOAA 20, které mají soubor čidel zobrazující viditelné infračervené záření (VIIRS) [URL [14]]. Výstupem je pak mapový podklad [Worldview] (Obr. 1) zachycující aktuální termální anomálie.



Obr. 1: Mapa světových ohnisk k 20.10.2021 bezplatně poskytnutá FIRMS [URL [15]]

Z výstupů z NASA – FIRMS vznikla Globální teorie požárů s mapou světa zobrazující míru náchylnosti ekoregionů na požáry (Obr. 2) z níž vyplývá citlivost biotopů k suchým a teplým létům ve vztahu jak ke klimatické změně (prohlubování suchých period), tak ke změně distribuce hořlavého materiálu (změna dřevinné skladby). Nejvíce požárů se objevuje v místech s vyšší čistou primární produkcí (NPP), což jsou řídnoucí pralesy vlivem těžeb (Jižní Amerika) nebo savany s vyšším zakmeněním (sever Austrálie, rovníková Afrika) (Obr. 2) (Pausas a Ribeiro, 2013).



Obr. 2: Ekoregiony s indexem požární aktivity 0–1, vynechány jsou oba póly (Pausas a Ribeiro, 2013) [URL [17]]

V EU převzala iniciativu v managementu disturbancí Evropská lesnická instituce (EFI) [European Forest Institute], která hledá odpovědi na strukturální problémy lesních požárů v jižní Evropě (EFI, 2015). Ke zpracování statistiky a srovnání dat (důkazů) všech států slouží Evropské roční periodikum Společného výzkumného střediska (JRC) [Joint Research Centre] založeného na bázi podpůrné účelové vědecké organizace Evropské

komise (tvorba adaptačních a mitigačních opatření) [URL [9]]. V JRC vychází publikace a mezi ně se řadí i technické zprávy o lesních požárech v Evropě, na Blízkém východě a v severní Africe [Advance EFFIS Report on Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa] [URL [10]]. Technických zpráv na toto téma bylo zatím zpracováno 22 [URL [23]]. Vycházejí jednou ročně od roku 2000 a slouží pro rozhodovací činnost orgánů EU [URL [23]]. Zpráva za rok 2020 (San-Miguel-Ayanz et al., 2021) o přírodních požárech uvádí zasaženou plochu 136 331 ha (nadprůměr posledních 9 let). V Evropě bylo ustanoveno nouzové řízení situací v rámci komponent Koperníkova nouzového managementového servisu (Copernicus EMS) [Copernicus Emergency Management Service], který poskytuje mapování a prvotní hlášení výskytu přírodních živlů [URL [11]]. Mezi ně se řadí Evropský informační systém lesních požárů (EFFIS) [The European Forest Fire Information system] [URL [12]]. EFFIS, který poskytuje data, předkládá návrhy k prevenci rizik, uplatňuje zásahové činnosti a obnovovací procesy v požárech postižených oblastech přírodního prostředí (Pecl, 2021).

V České republice je evidence požárů vedena Hasičským záchranným sborem (HZS ČR) [URL [18]]. V roce 2020 vzniklo na 2 081 lesních požárů s vyhořelou plochou 484 ha. V přímé souvislosti s těmito požáry byly usmrceny 3 osoby a na 56 osob bylo zraněno (Nedělníková et al., 2021). Nejčastěji se v lesním prostředí zasahuje proti požárům trav, hrabanky a listů (Nedělníková et al., 2021). Dle Nedělníkové et al. (2021) je u požáru vegetace nejčastější příčinou nedbalost. ČR je, oproti jiným státům, dobře zpřístupněná a hustě osídlená, takže nečiní problém lokalizovat a eliminovat požár (Niklasson et al., 2010; Pecl, 2021). Díky tomu jsou v ČR od roku 2000 evidovány pouze dva velkoplošné požáry na lesní půdě, a to v revíru Bzenec (LS Buchlovice) (Mařáková, 2012), kde byl problém s umělou obnovou (Mařáková, 2014) a kde probíhá výzkum vývoje epigeonu v poddisturbančním období (Prágr, 2015; Prágr, 2017; Stočes, 2020) a v NP České Švýcarsko (Marková et al., 2011; Král et al., 2012), kde se taktéž umožnil výzkum vývoje flóry a fauny v oblasti střední Evropy (Marková et al., 2011; Véle et al. 2015).

Výše zmíněné statistiky, publikace, technické zprávy aj. umožňují vytvářet, spolu s informacemi o počasí, podklady pro modelování chování a vzniku pozemních požárů s přihlédnutím na typ vegetace (zdroje) (Rothermel, 1972), což se dále odráží v manuálu o lesních požárech (Porrero, 2001), kde jsou popsány charakteristiky faktorů jako je zdroj hoření (typ vegetace), množství [ $\text{kg/m}^2$ ], zhutnění, distribuce, vlhkost [%].



Charakterizováním termínů se zabýval i Ryan (2002), který popsal intenzitu vzniklého požáru (dosažené teploty) a míru ekologického dopadu požáru na ekosystém. Ve světě i v ČR jsou na základě nasbíraných dat a manuálů s modely vytvořeny mapové podklady s možnou predikcí výskytu požárů v jednotlivých krajích a oblastech [URL [19][20][21]].

Stránky Fire risk [URL [19]] využívají pro předpověď na budoucích 6 dní 5 modelů předpovědi počasí a 2 indexy požárního rizika (lepší vypovídací hodnota), a to Evropského [Fire Weather Index] (FWI) a Australského standardu [Forest Fire Danger Index] (FFDI). FWI zohledňuje účinky vlhkosti paliva a větru vůči šíření a chování požáru [URL [24]]. Zakládá se na 24hodinovým monitorování počasí (srážky, teplota, relativní vlhkost, rychlost větru, rosný bod a tlak vzduchu), a to kvůli následné interpolaci výsledků [URL [25]]. V Kanadě jsou dvě metody jeho výpočtu, a to v závislosti na sněhové pokrývce (Lawson a Armitage, 2008). Měření nebezpečí požárů kategoriemi FFDI zahájil McArthur (1967). Index nyní kombinuje záznamy sucha (srážky a výpar) se záznamy o rychlosti větru, teploty a vlhkosti (Dowdy et al., 2009). Dowdy et al. (2009) zjistili pomocí parciální derivace, že FFDI je citlivější na teplotu a relativní vlhkost a méně citlivý na rychlost větru a úhrny srážek, což vytváří rozdíly v interpretaci výsledků. V závěru Dowdy et al. (2009) uvádí, že je nutné pro oblasti zvolit percentily a zvýraznit regionální variace klimatických podmínek.

Sledování aktuálního stavu vegetace se zabývají stránky Klimatické změny [URL [22]]. Ty obsahují kromě globálních a regionálních klimatických modelů i aktuální nebezpečí požárů na našem území [URL [22]]. Ve spolupráci s Intersuchem.cz [URL [27]] vytváří aktuální vývoj nasycení půdy vodou, což koresponduje s nasycením vegetace vodou. Tento podnět monitoringu meteorologického a zemědělského sucha v korelaci s klimatickou změnou vznikl díky 10leté studii půdního klimatu ve střední Evropě a ve Velkých planinách Ameriky (Trnka et al., 2013).

V ČR jsou, na rozdíl od zbytku světa, značná omezení vyplývající z právních předpisů (právně vymahatelné), které znesnadňují práci řízeného vypalování v lesním prostředí. Řízené vypalování je zakázáno zákonem o požární ochraně (Zákon 133/1985 Sb., České národní rady o požární ochraně), bez možnosti podání výjimky. Rozdělení ohně mimo vyhrazená místa je regulováno zákonem o lesích (Zákon 289/1995 Sb., o lesích a o změně některých zákonů) a zákonem o ochraně přírody a krajiny (Zákon 114/1992 Sb., České národní rady o ochraně přírody a krajiny). Spalování organických látek ohněm limituje zákon o ochraně ovzduší (Zákon 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší)

a zákon o odpadech (Z. č. 541/2020 Sb. o odpadech). Existuje metodika na práci s ohněm ve zvláště chráněných územích (Petříček et al. (1999), která je zohledněna v plánech péče Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR) např. pro Chráněnou krajinnou oblast (CHKO) Brdy (AOPK ČR, 2015).

Je důležité spojit monitoring podmínek v přírodním prostředí měření intenzity a rozvoje požárů s následným sledováním účinků a dopadů na ekosystém. Za rok 2020 požáry v Pantanalské biosférické rezervaci [Pantanal Biosphere Reserve] v Brazílii vyprodukovaly méně jak 5 % ročních světových emisí CO<sub>2</sub> (Resende et al., 2021). S nynějšími politickými iniciativami (Zelená dohoda pro Evropu [URL [26]]; COP26 [URL [27]]) na omezení produkce skleníkových plynů k dosažení klimatické neutrality jsou lesní požáry jedním z destabilizujících prvků, které oddalují od dohodnutých cílů, proto je nutné uvažovat o redukci činností spojených s řízeným vypalováním lesů např. žďářením a zaměřit se spíše na sekvestraci uhlíku. To ale neznamená, že se musíme vzdát pomocných projektů na podporu biodiverzity aplikovaných maloplošným způsobem (Hamřík a Košulič, 2021).

### **2.3 Reakce epigeické fauny v oblastech ovlivněných požárem**

Požáry formují prostředí lesních biotopů (Neary et al., 2005b; Moretti et al., 2006) a fauna na tyto změny reaguje (Laštůvka a Šťastná, 2014) ve vztahu k flóře (Webb, 1998; Roem et al., 2002). Disturbance hraje nezastupitelnou roli při adaptaci (Walker et al., 1999; Peterson, 2002). Z toho důvodu se nejlépe zkoumá chování bezobratlých, kteří vyžadují určitý stav prostředí pro svoji existenci a tím nám umožňují zjistit sukcesní vývoj spáleniště v čase (Holliday, 1992; Nunes et al., 2006; Laštůvka a Šťastná, 2014). Zároveň jsou bezobratlí do určité míry plastičtí vůči vzniklým disturbancím a jejich společenstva jsou v průběhu let stále vysoce zastoupena (Andersen a Müller, 2000; Chen a Popadiouk, 2002), což umožňuje tvorbu věrohodnějších statistických modelů (Buchholz et al., 2013). Hojně se při vyhodnocování výsledků využívá základního parametru počtu druhů (Nunes et al., 2006).

Po hoření je v půdě zvýšený obsah dusíku, které způsobuje eutrofizaci (Roem et al., 2002). To zapříčiní tvorbu stromového a keřového společenstva (Webb, 1998), travní společenstva jsou naopak v útlumu (Roem et al., 2002). V po požární dynamice se nejvíce vzácných druhů střeblíků objevují na suchých trávnících a vřesovištích, a naopak lesní společenstva hostí nejméně vzácných druhů (Buchholz et al., 2013), za to jsou vůči změnám resilientní (Holliday, 1991; Holliday, 1992). Spáleniště pro pavouky vytváří

funkční diverzitu, proto je možné na suchých trávnících České republiky řízeným vypalováním vytvořit podmínky pro ohrožené druhy, které vyžadují zjednodušený ráz stanoviště (Hamřík a Košulič, 2021), přičemž až několik disturbancí za sebou vytváří takové podmínky (Cobb et al., 2007). Cobb et al. (2007) dále uvádí, že takový způsob hospodaření (ruderalizace) má spíše negativní vlastnosti, protože umožňuje rozšíření expanzivních a invazivních druhů. Na stavu prostředí po požáru jsou přirozeně vázány rostlinné a houbové druhy antrakofilní (R–stratégové) a pyrofilní (K–stratégové) (Sádlo, 1994). Holliday (1991) označil střevlíky osídlující v prvotní fázi za R–stratégy, které popisuje jako super tuláky [super-tramp]. Danks a Footitt (1989) s Holliday (1992) je definují jako druhy drobných rozměrů s makropterními křídly, kteří nejsou dostatečně mezidruhově ani vnitrodruhově konkurenceschopní, za to však Laštůvka a Šťastná (2014) a Losos et al. (1984) dodávají, že tyto stratégové dosahují vysokých početností za velmi krátkou dobu. V pozdější fázi se uplatňuje druhá skupina střevlíků (K–stratégové), která osídluje stanoviště po tom, co začíná být zvýšená mezidruhová konkurence (MacArthur a Wilson, 1967; Boyce, 1984). Ti mají nízké rozptylové a reprodukční schopnosti (Southwood et al., 1979). Při stabilizaci a vzniku klimaxového prostředí se hojně vyskytují predátoři (Anderson et al., 1989; Greenslade, 1993; Galley a Flowers, 1998; Moretti et al., 2006), kteří vedou společenstvo střevlíkovitých k rozmanitosti (Reed et al., 2000; Debinski et al., 2001; Mielikainen a Hynynen, 2003).

Míra narušení způsobená požárem (typ požáru, intenzita), typ/druh půdy a sklon svahu jsou rozhodujícími faktory při osídlování požářiště (Schmid et al., 1981; Neary et al., 1999; Andersen a Müller, 2000; Wikars a Schimmel, 2001; Nunes et al., 2006). Autoři uvádí přímý (okamžitý) a nepřímý (s časovým odstupem) vliv požáru na společenstva členovců (Evants, 1971; Metz a Farrier, 1971; Robbins a Myers, 1992; Swengel, 2001). Následná sukcese je ovlivněna mírou narušení ekosystému

**Přímý vliv** (krátkodobý efekt) je dán mírou hoření, které zničí vše a má tak okamžitý mortalitní efekt (Miller, 1979; Warren et al., 1987; Fay a Samenus, 1993; Branson a Vermiere, 2007) a biotickým obsazením zasažené lokality, které je definováno vývojovým stádiem, mobilitou a konkrétním druhem se svou strategií přežití (Niwa a Peck, 2002; Hoffmann, 2003). Strategie přežití spoléhá na evoluční predispozice, kdy před přímým účinkem požáru např. druhy makropterní odlétají z ohrožené oblasti do bezpečí (Wikars, 1997). Naopak druhy apterní spoléhají na své fyziologické proporce kutikuly (Wikars a Schimmel, 2001). Drobní málo mobilní členovci bez křídel požáru

neuniknou (Berthet, 1964). Bissett a Parkinson (1980) stanovili pro biotu mortalitní hranici teploty na 50 °C, pro mnohá mikroarthropoda je hranice již 36–40 °C (Malmström, 2008) a teploty nad 200 °C nikdo nepřežívá (Bissett a Parkinson, 1980). S hloubkou půdního pprofilu povrchová teplota klesá, čehož využívají některé druhy z čeledí řádu Orthoptera (Acrididae, Tettigoniidae, Gryllidae, Rhaphidophoridae) k přežití v nehostinných podmínkách stepi (Bock a Bock, 1991; Deyrup, 1996; Wikars a Schimmel, 2001; Branson a Vermiere, 2007; Parmenter et al., 2011). Po požáru pro přeživší následuje fáze šoku, která zapříčiňuje mortalitu hladem (Warren et al., 1987) vlivem omezených potravních dispozic (Bargmann et al., 2016; Holliday, 1991; Prágr, 2015). Prágr (2015) zmiňuje, že druhy saprofágních stonožek uhynuly nebo následně opustily prostor požárem zasažených lokalit, protože neměly dostatečnou potravní nabídku. Bargmann et al. (2016) našli na vyhořelých vřesovištích druhy střevlíků vázaných na výskyt chvostoskoků. Podle Hollidaye (1991) došlo ke zničení epigeické fauny, proto dravé druhy střevlíků neměly ihned po požáru žádnou potravní nabídku, a proto lokality opustily.

**Nepřímý vliv** (dlouhodobý efekt) je charakterizován změnami zasažené oblasti, a tyto změny jsou dány předešlou aktivitou v poddisturbančním období (Viro, 1974; Petříček et al., 1999; Hyvärinen, 2006; Marková et al., 2011; Perkiö et al., 2012; Hardenbol et al., 2020; Hamřík a Košulič, 2021). Takovéto změny souvisejí s narušením vlhkostních, světlostních, půdních, faunistických podmínek a potravních dispozic (Prágr, 2015; Prágr, 2017; Stočes, 2020). Z nově vzniklých podmínek profitují druhy pyrofilní a druhy saproxylické (Koivula a Vanha-Majamaa, 2020). Ti jsou součástí procesu sukcese, který je závislý na již zmíněných přírodních podmínkách, mezidruhových konkurenčních vazbách a schopnostech druhů kolonizovat stanoviště z přilehlého okolí (Huston, 1979, 1994; Antunes et al., 2009). Tento efekt zotavení může trvat v řádech měsíců (Swengel, 2001) nebo let (Holliday, 1992). Podle výzkumu Morettiho et al. (2006) se původní skladba druhového složení střevlíků ve Švýcarsku nevrátila ani po 24 letech. Buddle et al. (2000) uvádí dobu návratu původní skladby pavouků za pomoci faunistické podobnosti 30 let. Huston (1994) uvedl, že rychlost následné nápravy zasažené oblasti do stabilního stavu závisí na zdrojích, které charakterizovaly prostředí před požárem. Punttila a Haila (1996) a Bezkorovainaya et al. (2007) pro průběh požáru zmiňují důležitý faktor intenzity a Malmström (2010) dodává frekvenci a vážnost. Čím frekventovanější požáry na jedné lokalitě jsou, tím dochází k ochuzení mocnosti hrabanky, jež je součástí

organického horizontu, a tím vzniká jednodušší skladba fytoocenóz indiferentních vůči vlhkostním poměrům (Radea et al., 2010; Harris a Whitcomb, 1974). Na to navazují výzkumem Warren et al. (1987) spolu s Moretti et al. (2006), kteří tvrdí, že společenstva střevlíkovitých se nevrátí do původní skladby, která byla před požárem, což lze zřejmě vysvětlit odlišným charakterem zástinu tvořeným nárostem (Ahlgren, 1974; Rosenberg et al., 1983). Holliday (1992) a Samu et al. (2010) přispívají svými studiemi o informaci, že události v poddisturbančním období utvářejí budoucí strukturu střevlíkovitých. Holliday (1992) dále dodává, že požářiště disponuje ochuzenou skladbou společenstev střevlíkovitých z přilehlých nezasazených ploch. To znamená, že dochází k rekolonizaci požářiště z okolních ploch nepostížených disturbancí a ovlivňují tak druhovou pestrost požářiště (Szyszko, 1990; Skłodowski, 1995; Koivula a Spence, 2006; Antunes et al., 2009; Gongalsky a Zaitsev, 2016). Gongalsky a Zaitsev (2016) odvodili ze sledovaného postupu osídlování požářiště, že heterogenně rozmístěné požáry jsou velmi důležité pro zpětné osídlení a mikroklima ovlivňuje distribuci střevlíků, což je v souladu s hypotézou Thiele (1977). Samu et al. (2010) upřesňují, že mikroklima je charakterizováno zejména vegetací, kterou dle Geigera (1966) ovlivňuje teplota a vlhkost. Druhy méně mobilní (makro/mikrofauna), které požáru neuniknou, využívají perfugií (3–6 m<sup>2</sup>) (Gongalsky a Zaitsev, 2016). Perfugia autoři Gongalsky a Zaitsev (2016) popisují jako nezasazené kotlíky trávy a dřevin uvnitř požářiště tvořící refugia pro živočichy. Dalším takovým refugiem, kterého využívají pouze jen specifické druhy, jsou koridory (Zaitsev et al., 2014; Portela et al., 2019). Koridory propojují perfugia s nezasazenými lokalitami, kterých využívá mobilní pozemní makrofauna (Gongalsky a Zaitsev, 2016; Mauri a Pons, 2019). Ruchin et al. (2019) zakončuje tato tvrzení obecně platným zjištěním, že se rozmanitost druhů na požářišti zvyšuje, a naopak dominantní hustota se v průběhu času snižuje. Dochází tak v průběhu času k různorodosti, kterou popisují autoři v konceptu mozaiky (Duelli, 1997) a v modelu dynamických skvrn [patch-dynamic model] (Tilman, 1982), které byly donedávna hypotézami.

Během osídlování požářiště se Carabidae spolu s jinými zástupci řádu Orthoptera vyskytují v odlišných početním a druhovém zastoupení, což poskytuje protichůdné výsledky (Evans, 1971; Nagel, 1973; Evans, 1988; Chambers a Samways, 1998). Obecně se na požářišti nachází v abundantních počtech druhy termofilní (Bess et al., 2002; Bischof, 2006), každopádně jistotu prvotního výskytu poskytují druhy pyrofilní (pyrofyty) (Laštůvka a Šťastná, 2014). Pyrofilní druhy potřebují požár k dokončení svého

reprodukčního cyklu (Andersen a Müller, 2000; Koivula a Vanha-Majamaa, 2020). Spadají mezi R–stratégie, kteří se na požářišti vyskytují mezi prvními (Evans, 1971; Holliday, 1991; Wikars, 1992; Wikars, 1997). Jejich výskyt na požářišti může být podmíněn nalezením partnera (Wikars, 1992), přičemž vhodné podmínky jsou pouze několik dní po požáru (Dajoz, 2000). V podmínkách nově vzniklého požářiště vygeneruje pouze několik generací (Evans, 1971; Wikars, 1992; Dajoz, 2000). Poté se z lokality stáhnou a zůstávají v kmenových stavech v oblasti prostorově rozptýlení (Holliday, 1992; Andersen a Müller, 2000; Prágr, 2015; Jocqué et al., 2016; Prágr, 2017; Stočes, 2020) a následné osídlení požářišť probíhá z přilehlého okolí (Antunes et al., 2009) za pomoci makropterních druhů (Hůrka, 1996).

Skoro 80 % pyrofytů se rozmnožuje na spáleném dřevním materiálu (Muona a Rutanen, 1994). Evans (1971) uvádí celkově 40 druhů hmyzu ve světě, kteří jsou přitahováni žárem, ohořelým dřevním materiálem a oxidem uhličitým, z toho v boreálních lesích se vyskytuje přes 30 těchto pyrofilních hmyzích zástupců, mezi něž se řadí střevlík *Pterostichus quadriveolatus* (Letzner, 1852) a predatorní druh střevlíka *Sericoda quadripunctata* (DeGeer, 1774), kteří jsou ve Švédsku ohroženi (Wikars, 1992; Wikars, 1997; Wikars, 2002; Gongalsky et al., 2008; Trushicina et al., 2018). Andersen a Müller (2000) zjistili, že *P. quadriveolatus* přímo vyžaduje požáry pro namnožení populace. Nelze taktéž opomenout zástupce významného rodu *Melanophila* sp. (Eschscholtz, 1829) (Buprestidae), kteří dokážou detekovat požár ze vzdálenosti až 60 km (Schmitz a Bousack, 2012), a to díky sensorům (termoreceptorům) (Schmitz et al., 2008) umístěných na středních nohách v laterálním okraji koaxální dutiny (Sloop, 1937). Jak dále zjistili Schmitz a Bousack (2012), tyto senzory jsou napojeny na ciliární mechanoreceptory, které určili Schmitz et al. (2007). Ty se řadí, dle Shimozawa et al. (2003), k nejcitlivějším v říši živočichů. V České a Slovenské republice se nachází pouze jeden zaznamenaný zástupce tohoto rodu, a to *Melanophila acuminata* (DeGeer, 1774) (Zahradník, 2017). Nejen však hmyz, ale i některé vřeckovýtrusné druhy hub (*Daldinia concentrica*) se specializují na ohořelé kmeny stromů, na nichž poskytují útočiště členovcům (Wikars, 1992). Penttilä a Kotiranta (1996) s Penttilä et al. (2013) uvádí, že pro rozvoj ohrožených druhů chorošovitých, je zapotřebí ponechat na ploše alespoň 50 m<sup>3</sup>/ha dřevní hmoty.

Samotný výskyt požárů umožňuje rozvoj ohrožených druhů (Koivula a Vanha-Majamaa, 2020). Epigeické (pyrofyty), saproxylické a kambioxylofágní druhy hrají

nezastupitelnou roli v po-požární dynamice při procesu transformace dřevní hmoty na organický humus (dekompozice) a přispívají tak ke zvýšení druhové diverzity (Evans, 1971; Weslien, 1992; Wikars, 1995; Dajoz, 2000; Siitonen, 2001; Wikars, 2002; Koivula a Vanha-Majamaa, 2020). Těchto poznatků lze využít při uměle řízeném vypalování [prescribed fire] (Wikars, 1995; Koivula a Vanha-Majamaa, 2020). Studie dokazují, že čím je více ponechaného dřevního materiálu, tím více jsou zastoupeni saproxylické a pyrofilní druhy (Wikars, 1995). V Norsku bylo dokázáno, že naopak druhy otevřených stanovišť např. *Pterostichus adstrictus* (Eschscholtz, 1823) vyžadují méně ponechaného dříví k zetlení (Gongalsky et al., 2006). Pro namnožení saproxylických druhů je důležité množství a kvalita ponechaného hroubí (Similä et al., 2003) a s tím souvisí uložení kmenů (stojící/ležící) (Andersson et al., 2015). Pařezy a stupeň rozkladu dříví hrají taktéž významnou roli při osídlování (Sandström et al., 2019). Je nutné zohlednit rozložení disturbancí v oblasti, větší množství malých fragmentů neumožňuje rozvoj eurytopních druhů (Abildsnes a Tømmerås, 2000). Niemelä (1993) zjistil, že eurytopní druhy se při vyšší fragmentaci na plochy znovu nevrátí ani při následné regeneraci porostu. Bergmann et al. (2016) namítají, že při vypalování vřesoviště, byly plochy následně osídleny eurytopními druhy střevlíků indiferentních vůči vlhkosti. Možným vysvětlením je způsob formování okrajů (okrajový efekt) mezi spálenou a nespálenou plochou (Donovan et al., 1997; Larrivé et al., 2005; Niemelä et al., 2007). Pokud jsou disturbované plochy příliš malé, pak se okrajový efekt vytrácí (Haila, 1999). V boreálních lesích je jen malé zastoupení specialistů vyžadující podmínky nově vzniklého ekotonu (Spence et al., 1996; Koivula et al., 2004).

Výše zmíněné informace poskytují ucelený obraz o tom, co se na požářišti děje. Kontrolované vypalování sice poskytuje možnost namnožení významných a vzácných druhů, každopádně není žádoucí tyto procesy užívat lehkomyšlně, protože daný efekt disturbance rezonuje na zasažených lokalitách delší dobu než jen několik let. Požár tak krátkodobě a dlouhodobě komplexně usměrňuje skladbu všeho živého, co se na požářišti vyskytne a jednotlivé následující skupiny cenóz makro/mikrofauny se ovlivňují ve vztahu k rostoucí fytoocenóze.

## **2.4 Bioindikační schopnosti čeledě Carabidae**

Pro zhodnocení kvality prostředí byla v minulosti navržena celá řada organismů. Bioindikačních schopností střevlíkovitých využil poprvé Heydemann (1955), a to na pozměněných plochách agrocenóz v Německu. Střevlíkovití slouží všeobecně k analýze

stavu přírodního prostředí za použití strukturálních biocenologických charakteristik, jako jsou indexy diverzity a ekvitability. Hodnocení stavu biotopu s jejich aplikací je třeba přijímat s rezervou (Rainio a Niemelä, 2003).

Popis změn prostředí prostřednictvím střevlíkovitých má výhody spočívající v širokém spektru odborníků (např. Holliday, 1991; Holliday, 1992; Farkač, 1993; Nenadál, 1993; Koivula et al., 2004; Niemelä et al., 2007; Gongalsky et al., 2008), v existujících metodikách sběru a determinace (Niemelä et al., 1988; Hůrka et al., 1996; Hůrka, 1996; Nunes et al., 2006; Purchart, 2006; Stanovský a Pulpán, 2006) a literárních zdrojích, rovněž pozitivem je i vysoký počet taxonů na území České republiky (529 druhů) (Zahradník, 2017).

Bioindikačních schopností taxonů lze využít při hodnocení míry antropogenního ovlivnění habitatu. Pro zařazení taxonu do monitorování habitatů musí splňovat podmínky hojnosti, citlivosti na přijímané látky a reakci na změnu prostředí (Jenkins, 1971). Střevlíci v České republice nebyli prvními, kteří obdrželi bioindikační klasifikaci kvality životního prostředí, tou se staly druhy arachnofauny popsané Bucharem (1983). Podle něj postupoval při popisu ekologických nároků ve vztahu k původnosti životního prostředí Boháč (1988) pro čeleď Staphylinidae. Následně se Boháč (1990, 1999) rozhodl využít kvantitativního zastoupení jedinců v bioindikačních skupinách k popisu antropogenního ovlivnění prostředí za pomoci indexu společenstev drabčičků (ISD). Vychází se ze vztahu k přirozenosti biotopu (Boháč, 1999). Na Buchara (1983) se pokusili navázat a interpretovat čeleď Carabidae v České republice autoři Nenadál (1993) a Farkač (1993, 1994). Oba jej popsali částečně, až Hůrka et al. (1996) navrhuje hodnocení pomocí procentuálního podílu druhů jednotlivých skupin. Nenadál (1998) určuje způsob výpočtu indexu komunity střevlíkovitých (IKS) a navrhuje 5stupňovou klasifikaci habitatů podle míry antropogenního ovlivnění. Je postavený na zhodnocení frekvence jedinců bioindikačních skupin získaných metodou zemních pastí (Boháč, 1990; Nenadál, 1998; Boháč, 1999).

V této práci jsou stanovištní preference čeledě Carabidae zpracovány pro druhy se specifickými biotopovými nároky. Vychází z odborné literatury Stanovského a Pulpána (2006) a Hůrky et al. (1996) spolu s některými změnami a doplňky podle Veselého (2002) (V) a Farkače a Hůrky (2003) (FH). Kritériem pro zařazení do tří základních skupin je především šíře jejich ekologické valence taxonů a jejich provázání s prostředím. V celé práci je užitá nomenklatura pro střevlíky nacházejících se v ČR dle Zahradníka (2017).



## **Stanovení bioindikačních skupin:**

### **Skupina R**

Patří zde druhy s nejužší ekologickou tolerancí, kteří mají v současnosti charakter reliktních (Hůrka et al., 1996; Stanovský a Pulpán, 2006). Jedná se o druhy vzácné a ohrožené, vyskytující se na přirozených a nepříliš poškozených biotopech jako jsou tyrfobionti, psamofilní (pískomilné), halobionti, lithofilní a kavernikolní druhy, druhy sutí, skalních stepí a stepí, druhy vřesovišť, klimaxových lesů všech typů, pramenišť, bažin a močálů, přirozených břehů vod a druhy niv, dále druhy s arктоalpinním a boreomontánním rozšířením (Hůrka et al., 1996). Tato skupina zahrnuje v ČR 174 druhů a poddruhů, což odpovídá 33,0 % (Zahradník, 2017).

### **Skupina A**

Skupina zahrnuje druhy adaptabilní, osídlující do určité míry přirozené ekosystémy (Hůrka et al., 1996; Stanovský a Pulpán, 2006). Vyskytují se na druhotných, dobře regenerovaných biotopech, zvláště v blízkosti původních ploch (Farkač a Hůrka, 2003). Jsou zde zastoupeny druhy lesních porostů, i uměle obnovených, pobřežní druhy stojatých i tekoucích vod, druhy lučin, pastvin a jiných travních porostů typu paraklimaxů. Patří sem 259 druhů a poddruhů, což tvoří 49,2 % (Zahradník, 2017).

### **Skupina E**

Tato skupina nemá zvláštní nároky na kvalitu prostředí (Hůrka et al., 1996; Stanovský a Pulpán, 2006). Jsou zde zahrnuty druhy nestabilních, měnících se habitatů, stejně jako druhy, které obývají silně antropogenně ovlivněnou, tedy poškozenou krajinu (Farkač a Hůrka, 2003; Stanovský a Pulpán, 2006). Zahrnuje i expanzivní druhy, šířící se v současné době na těchto nestabilních biotopech a aktivně rozšiřují svůj areál výskytu stejně jako invazivní druhy a nestálí migranti. Do této skupiny patří 94 druhů a poddruhů, což odpovídá 17,8 % (Zahradník, 2017).

Výše jmenovaní čeští autoři dochází k závěru, že procentuální podíl druhů bioindikačních skupin vypovídá o hodnotě zkoumaného území. To znamená, že čím více je na ploše zastoupeno druhů skupiny R, oproti skupině A a E, pak tím více je plocha kvalitnější ve smyslu životního prostředí (obývaná nika). Se zvyšujícím se stupněm deteriorizace ubývá druhů skupiny R až k úplné absenci, snižuje se taktéž počet druhů a jedinců skupiny A, a naopak přibývá druhů a jedinců skupiny E. Majoritní zastoupení skupiny E indikuje degradaci habitatu.

Zhodnocení biotopů podle frekvence druhů příslušných skupin, tedy podle procentuálního zastoupení, je jediný způsob zhodnocení druhového spektra střevlíkovitých na lokalitě, a to za pomoci zemních pastí či individuálního odchytu (Greenslade, 1964; Niemelä et al., 1988; Holliday, 1992; Hůrka et al., 1996). Purchart (2006) uvádí, že je možné využít střevlíků při hodnocení lesních společenstev, za využití znalosti o jejich vazbě na zastínění. O vazbě zastínění horní etáží korunového patra dřevin na distribuci střevlíků na bzeneckých písčích se píše v pracích Hajdaje (2008, 2011), Prágra (2015, 2017) a Stočese (2020). Další autoři popisují např. vazbu společenstev střevlíků na mrtvou (trouchnivějící) dřevní hmotu, což umožňuje definovat v hospodářském lese množství ponechaného dříví na ploše (30–40 m<sup>3</sup>/ha v temperátní zóně lesů) (Work et al., 2003; Niemelä, 2007; Work et al., 2008).

Živočichové jsou dobrými indikátory změny kvality prostředí. Pokud známe jejich bioindikační hodnoty, můžeme dojít k patřičným závěrům, pouze však při správné interpretaci výsledků.

### **3 Charakteristika zájmového území**

#### **3.1 Identifikační údaje o vybraném území**

Zkoumaná oblast s požářištěm je součástí revíru Bzenec, který je situovaný v okrese Hodonín v Jihomoravském kraji. Revír je rozdělen mezi katastrální území obcí Bzenec 617270, Vracov 785172, Ratíškovice 739901, Vacenovice u Kyjova 775932, Skoronice 748404 a Rohatec 740381 [URL [28]], která spadají pod obec s rozšířenou působností Kyjov (6210) [URL [29]]. Bzenec a jeho přilehlé okolí náleží do přírodní lesní oblasti 35. Jihomoravské úvaly (LHP, 2017). Zájmová lokalita požářiště je ohraničena kmenovými (parcelními) čísly 5553, 5527, 5525, 5524, 5532, 5531 a 5439/3 [URL [28]]. Vlastnické právo náleží České republice a právo hospodařit s majetkem státu mají Lesy České republiky, s.p. [URL [30]]. Revír Bzenec je součástí lesní správy Buchlovice s organizační jednotkou (OJ) 138 [URL [31]]. Celková výměra porostní půdy revíru je 1769,76 ha, přičemž 88,92 % je zařazeno do lesů zvláštního určení (NATURA 2000) a 11,08 % do lesů hospodářských (LHP, 2007).

#### **3.2 Popis oblasti šetření**

Revír Bzenec, s výměrou 2081 ha před delimitací (Matějčík, 2013), se rozprostírá na území Moravské Sahary (6500 ha) (Švehlík, 2002; LHP, 2007; Mackovčín et al., 2007). Nachází se především v 1. dubovém vegetačním stupni (VS) (91,7 %) a minoritně ve 2. VS. Hodonínsko-Bzenecká doubrava se rozprostírá na přesypových valech písku s mocností až 30 m (Švehlík, 2002; Mackovčín et al., 2007; Culek et al., 2013). Jongepierová a Grulich (1989) spolu s Čmelíkem (1992) uvádí za podpory historických pramenů, že zde ještě ve 13. století rostly dubové lesy, které při kolonizaci člověkem podléhaly pastvě, přetěžování a polaření a na počátku 19. století lesy byly tvořeny pouze solitéry dubů. Ke stabilizaci vátých písků bylo lesním inspektorem Johannem Fridrichem Bechtlem (1825-54) užito jednoletých semenáčků borovice lesní (BO), protože nejrychleji odrůstá, odolává nehostinným podmínkám, dokáže svým kulovým kořenovým systémem rychle stabilizovat pohyblivé masy písku a je schopna si dosáhnout na hladinu spodní vody (Jongepierová a Grulich, 1989; Čmelík, 1992; Novotný, 1995; Švehlík, 2002). Za jeho správy bylo obnoveno 998 ha a vylepšeno 1348 ha porostní plochy, celkově se vysadilo 4,5 milionu semenáčků BO (LHP, 2017). Spolu s borovicí bylo využito přípravných dřevin jako jsou olše, modřiny, břízy mimo ně i brambor (polaření) (Toušlová et al., 2009). BO se pěstuje v Bzenecké Doubravě – Strážnickém

Pomoraví pro své výhody dodnes a zaujímá 5 000 ha porostní plochy (Nikl et al., 1998; LHP, 2017).

7.9.2021 byla zahájena výstavba dálnice D55 5508, která má navazovat na silnici II/427 severně od Moravského Písku (Ředitelství silnic a dálnic ČR, 2021). Její dokončení je předpokládáno na duben 2024 [URL [44]]. Dojde k propojení Starého Města a Olomouce (Ředitelství silnic a dálnic ČR, 2021). Dálnice zároveň v územním plánu protíná Bzenec Přívoz, kde jsou chráněné oblasti Strážnické Pomoraví a Vátí písky s chráněnými druhy ptactev [URL [44]]. Ředitelství silnic a dálnic ČR s ekologickými spolky došly ke konsensu výstavbou 5 m vysokých sítí v úseku dlouhém 500 m [URL [44]]. Od roku 2000 probíhá ve Zlínském kraji archeologický průzkum, který eviduje četná naleziště, mezi Starým Městem a Moravským Pískem se datují nálezy od doby kamenné do středověku [URL [45]].

### **3.3 Širší územní vztahy – přírodní podmínky**

#### **3.3.1 Geomorfologické poměry**

Zařazení pomocí geomorfologických jednotek: okrsek XA-1A-5 Ratíškovická pahorkatina je součástí provincie Západopanonské pánve; subprovincie X Vídeňské pánve; oblasti XA Jihomoravské pánve; celku XA-1 Dolnomoravského úvalu a podcelku XA-1A Dyjsko-moravské pahorkatiny (Demek et al., 1987).

#### **3.3.2 Geologické poměry**

Horninové podloží se nachází v soustavě Českého masivu regionální jednotky Moravské úvaly (kvartér) [URL [32]]. V šetřeném území nalezneme hlavně neogenní a kvartérní usazeniny (kyselé váte písky), překrývající pliocenní vrstvy, které přechází ve východním okraji v terasové štěrkopísky řeky Moravy (Demek et al., 1987; Vepřek, 1998; Culek et al. 2013). Přesypy vátých písků jsou pozůstatkem dun vzniklých v glaciálu (Chytrý, 2007). Písky jsou tvořeny čistými křemenitými zrn (Bezděka, et al., 2001; Mackovčín et al., 2007), v místech doplněny zrn živce a slídy (Vachek et al., 1997; Vepřek, 1998). Tyto půdy již nejsou schopny dále zvětrávat (Vachek et al., 1997). V Hodonínské Doubravě se v depresích dun vyvinulo několik rašelinišť a slatin (Vracov, Milotice), které byly na většině území zničeny (Culek et al., 2013).

Výšková fluktuace je v Hodonínském bioregionu minimální, Culek et al. (2013) uvádí, že je reliéf plochý až mírně zvlněný. Nejvyšším bodem bioregionu je Náklo – 265 m (Culek et al., 2013). Mezi výše zmíněnými městy je výšková stratifikace 180–

220 m n. m. (Šimeček a Brinke, 2007). Evropsky významná lokalita (EVL) Bzenecká Doubrava – Strážnické Pomoraví má min. nadmořskou výšku 162 m (řeka Morava) a max. 221 m (Strašlina) [URL [33]].

Aktuálně je bioregion poddolován, a to při těžbě lignitu, což vedlo k poklesu až o 5 m a ztrátě vody v mezidunových depresích, kde se tvořila rašeliniště (Culek et al., 2013). U vlakového nádraží Bzenec-Přívoz jsou pískovny zaujímající 200 ha, které nezasahují pod hladinu podzemní vody a v dnešní době na části započala rekultivace borovicí lesní (Culek et al., 2013).

### **3.3.3 Pedologické poměry**

Oblast disponuje lehkými nenasyčenými arenickými kambizeměmi přecházející v místech násypů do kyselé regozemě, v bezlesích je větší příměs jílovitých a hlinitých frakcí přecházejících do arenických černozemí (Culek et al., 2013). V místech depresí a v nivách jsou oglejené černozemě, místy se nachází organozemě (rašeliniště a slatiny) (Culek et al., 2013).

Z půdní mapy v měřítku 1: 50 000 [URL [34]] vyplývá, že na bývalém požářišti je dominantně zastoupena kambizem arenická podzolová (KArz'), v jižní části požářiště se vyskytují oka pseudogleje modální (PGm). Půdní subtyp arenická (výskyt do 60 cm) je zřejmě způsobena znakem matečné horniny, která ovlivňuje pedogenezi (Vokoun et al., 2002; Vavříček a Šimková, 2013). V blízkosti se vyskytující lokality přírodní památky (PP) Vojenské cvičiště Bzenec a EVL Bzenecké střelnice je zastoupena regozem arenická (RGr) (Vokoun et al., 2002) [URL [34]]. Plíva (1987) zmiňuje, že u arenosolů je zcela běžné nalézt mírné oglejení ve formě nodulárních novotvarů (bročků), to může souviset s vnitropůdním zvětráváním (oxidace) a posunem železa a manganu do spodních vrstev, kde se vysráží (akumulace) (Vavříček a Šimková, 2013). Další možností tvorby sraženin je odtěžení stromového patra, které zapříčiní zvýšené zastoupení vody v půdní matici (Vavříček a Kučera, 2014).

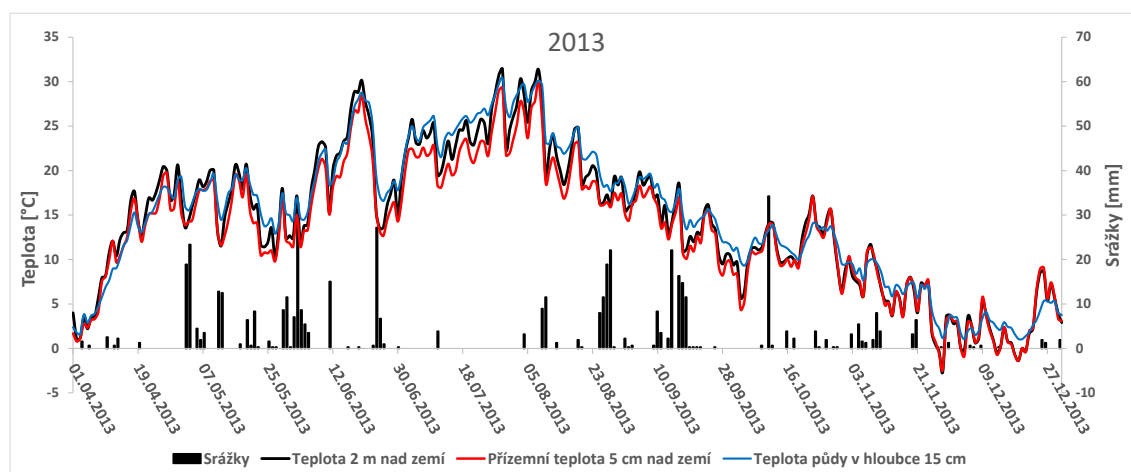
### **3.3.4 Hydrologické poměry**

Z hydrologického hlediska oblast revíru Bzenec spadá pod zvedeň povodí řeky Moravy. Revír je touto řekou omezen v jihovýchodní části, kde řeka meandruje směrem do Dyje. V zájmové oblasti se nenachází zmapovaný vodní tok. Půdní typ umožňuje vysokou propustnost bez schopnosti retence (Mařáková, 2014). V severní části je revír ohraničen Vracovským potokem, který se vlévá do Syrovinky. Na jihu tvoří přirozenou

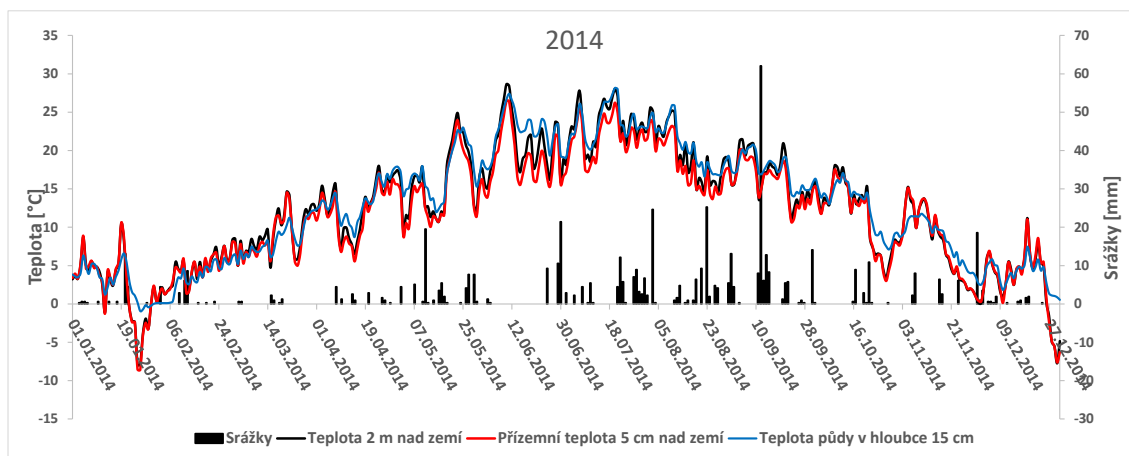
hranici Ratíškovický potok vlévající se do Soboňky. ČHMÚ [URL [35]] spolu s HEIS VÚV TGM [URL [36]] uvádí pro zájmovou oblast čísla hydrologických pořadí dílčího povodí Dyje, v závorce velikost plochy od ramene do závěrného profilu: Vracovský potok 4-13-02-0320-0-00 (26,09 km<sup>2</sup>); Syrovinka 4-13-02-0330-0-00 (12,68 km<sup>2</sup>); Skalický potok 4-13-02-0530-0-00 (1000–10000 km<sup>2</sup>); Morava 4-13-02-0340-0-00 (9 145,84 km<sup>2</sup>); Ratíškovický potok 4-13-02-0540-0-00 (22,17 km<sup>2</sup>).

### 3.3.5 Klimatické poměry

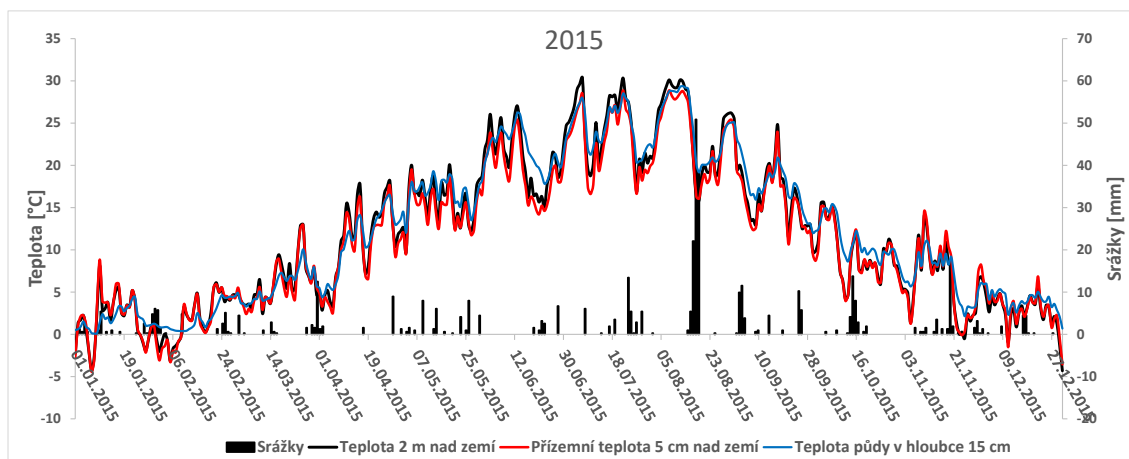
Dle Quitta (1975) leží bioregion v klimatické oblasti T4, který patří k nejteplejším územím v ČR. Průměrná roční teplota činí 9,3 °C a nejteplejším měsícem je VII. s průměrem 19–20 °C. Teplota ve vegetačním období (170–180 dní) je nad 10 °C. Zima je krátká, mírně teplá, suchá, s krátkým trváním sněhové pokrývky (LHP, 2007). Oblast je charakterizována dlouhodobým průměrem srážek (1981–2010) pro Bzenec 569 mm (Culek et al., 2013). Srážky jsou nerovnoměrně rozmístěny a vznikají přísušky ve vegetačním období. Denní distribuce teplot a srážek za roky 2013–2021 jsou pro Bzenec zpracovány v klimadiagramech (Obr. 3–11). 9letý průměr srážek je 456 mm a průměrná teplota vzduchu 2 m nad zemí je 12,3 °C.



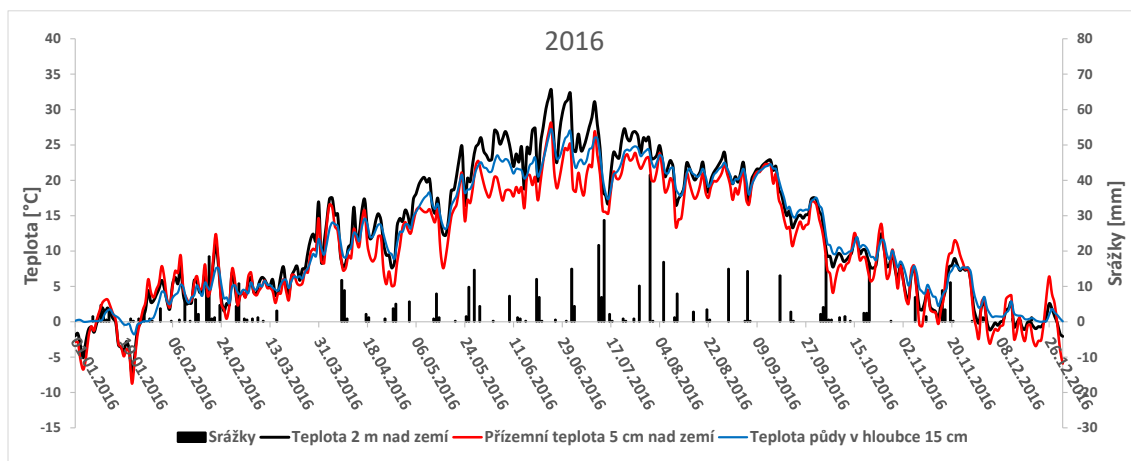
Obr. 3: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2013 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)



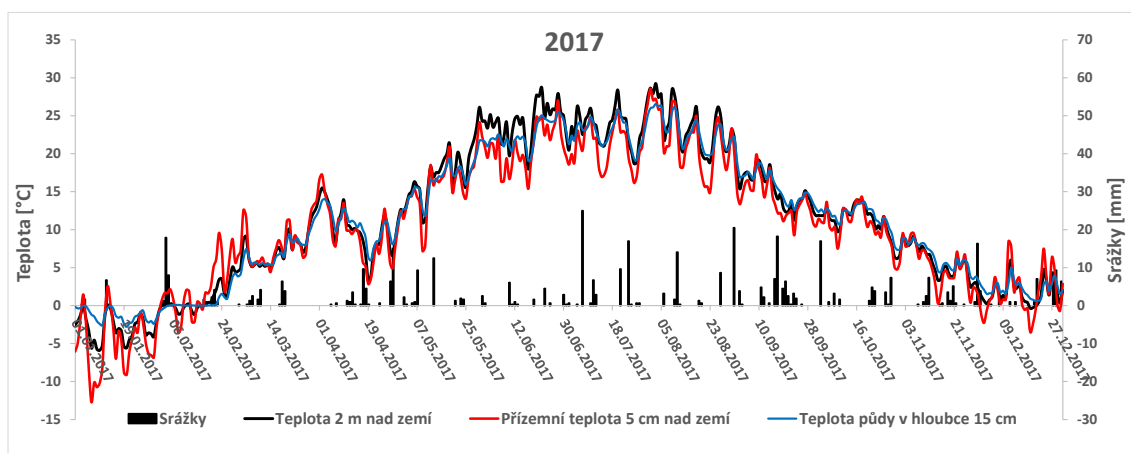
Obr. 4: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2014 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)



Obr. 5: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2015 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)

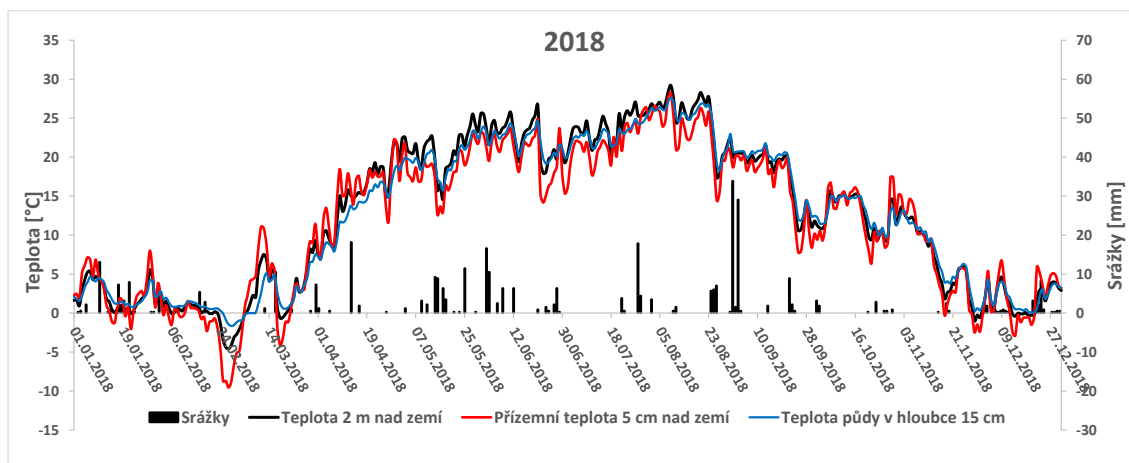


Obr. 6: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2016 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)

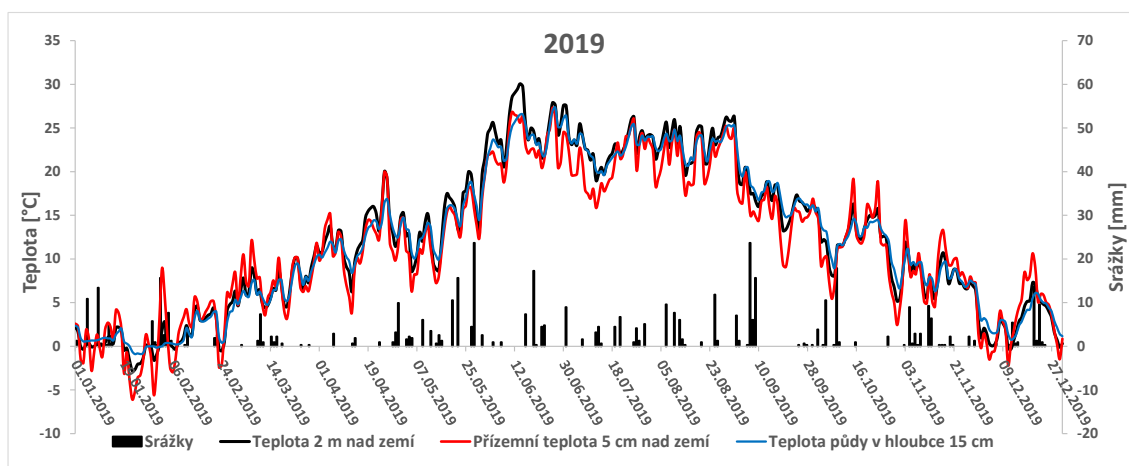


Obr. 7: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2017 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)

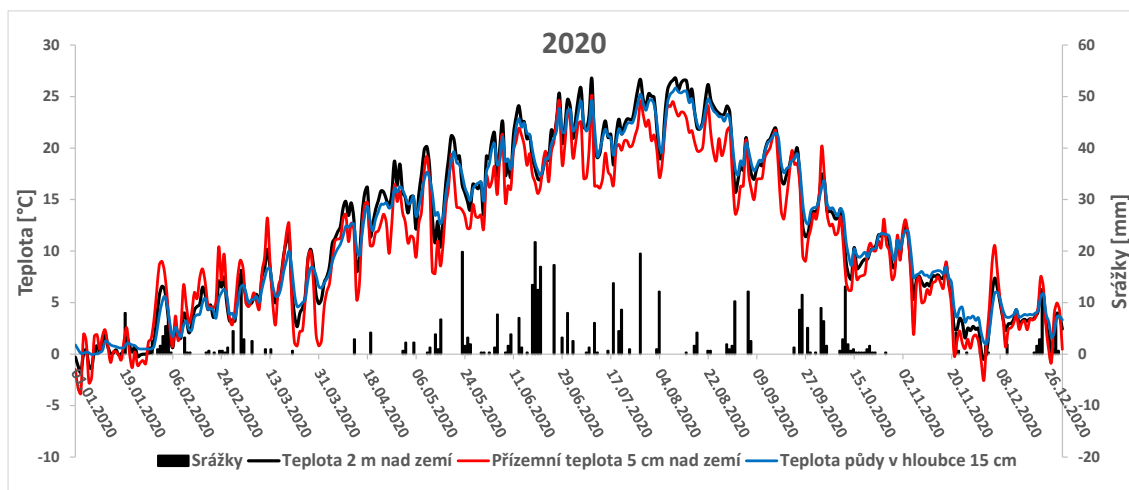




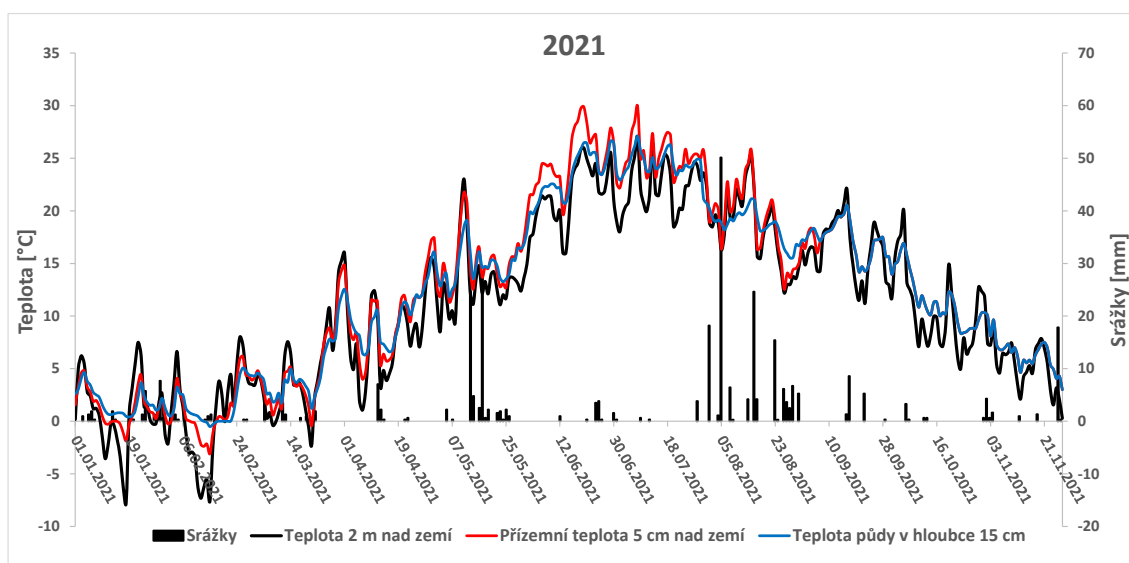
Obr. 8: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2018 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)



Obr. 9: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2019 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)



Obr. 10: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2020 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]); souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)



Obr. 11: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2021 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]); souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)

### 3.3.6 Typologické poměry

Dle Plívy (1987) spadá oblast do geografického stupně planární se zastoupením listnatých habrových doubrav. Podle LHP (2017) spadají všechny zkoumané porosty požářiště Bzence do souboru lesního typu (SLT) 1S (habrová) doubrava na píscích.

ÚHÚL (2022) poskytuje detail na aktualizovaném mapovém podkladu (stav k 1. 1. 2019), kde uvádí převládající lesní typ (LT) 1S9 (svěží doubrava specifická – na dunách), ve kterém nachází mozaiky LT 1M9 (chudá borová doubrava specifická – na dunách) (ÚHÚL, 2022).

### **3.4 Biota**

Bioregion je situován v termofytiku ve střední části fytogeografického podokresu 18 b. Dolnomoravský úval (Culek et al., 2013). Skalický (1988) charakterizoval vegetační stupně jako planární až kolinní.

#### **3.4.1 Flóra**

Zájmová oblast spadá do PLO 35 – Jihomoravské úvaly (Plíva a Žlábek, 1986). Katastrální výměra činí 310 836 ha s lesnatostí 13,9 % [URL [37]]. V PLO 35 je porostní půda zastoupena na 38 228 ha (Nikl et al., 1998). PLO 35 je rozděleno vývojem lesního hospodářství na váté písky (mezi Bzencem a Hodonínem) a lužní lesy (při toku řeky Moravy). Nejvíce zastoupenými cílovými hospodářskými soubory (CHS) jsou 23 (38 % – 14 372 ha) s převahou borových smíšených porostů a CHS 19 (38 % – 14 494 ha) s převahou dubu letního a olše lepkavé (Nikl et al., 1998). Culek et al. (2013) považují autochtonní populace olše lepkavé na cca 100 ha podmáčených vátých písků za geneticky hodnotné.

Moravská Sahara je z botanického hlediska pomyslně rozdělena na dvě části, a to na Hodonínskou Doubravu a Bzeneckou Doubravu. Bzenecká Doubrava je oproti Hodonínské mnohem chudší na botanické exempláře (Čeřovský et al., 2007). To je způsobeno změnou druhové skladby na stejnověké a stejnorodé porosty BO (Čeřovský et al., 2007).

Dřevinné skladbě v lesním hospodářském celku (LHC) Strážnice dominuje BO, která zaujímá 49,7 % plochy porostní půdy, za ní je dub (27,5 %), jasan (6,1 %), lípa (4,7 %) a ostatní listnáče 2,4 % (LHP, 2017). Jehličnany se podílí celkově na 50,2 % a listnáče na 49,8 % plochy porostní půdy (LHP, 2017). Konkrétně v revíru Bzenec se nachází na 89 % jehličnanů a 11 % listnáčů a tyto dřeviny v porostech spadají pod rámcové směrnice hospodaření CHS 23 (Hospodářství kyselých stanovišť nižších poloh) (LHP, 2017).

Květena je tvořena rozmanitými fytochorotypy především acidofyty a psamofyty (Culek et al., 2013). Souhrnné poznatky o výskytu flóry má Culek et al. (2013), samotné šetření EVL ptačí oblasti (PO) Bzenecké Doubravy-Strážnické Pomoraví zde není, pouze

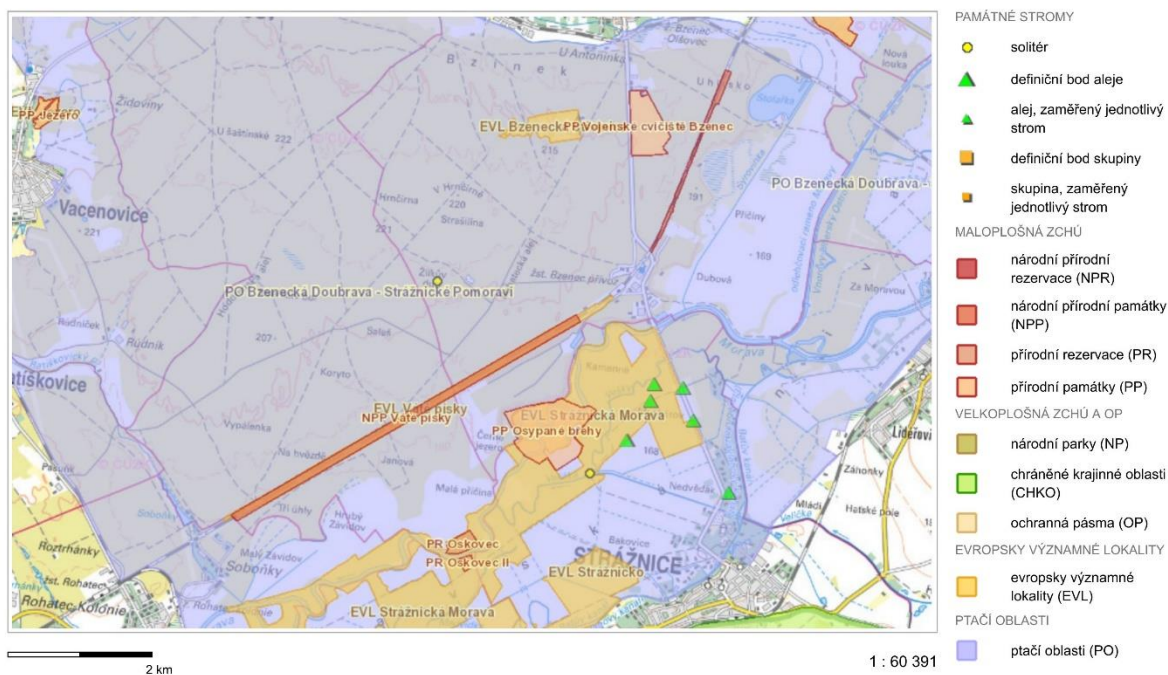
okolní maloplošné zvláště chráněné území jej mají zpracované spolu s jihozápadně přilehlou EVL Hodonínskou Dúbravou [URL [39]]. V blízkosti požářiště se nachází národní přírodní památka (NPP) Váté písky (pás okolo železniční tratě, 74,42 ha), EVL Bzenecká střelnice (28,74 ha) a přírodní památka (PP) Vojenské cvičiště (36,81 ha) (Obr. 3) [URL [39]].



### Štřená území z pohledu ochrany přírody a krajiny

10. 1. 2022

Bc. Dominik Stočes



Obr. 12: Grafické vymezení ptačí oblasti v kontextu požářiště Bzence [URL [41]]

Podle plánu péče NPP Váté písky (AOPK ČR, 2019) patří k charakteristickým druhům otevřených trávníků panonské písčité stepi paličkovec šedavý (*Corynephorus canescens*), kostrava písečná Dominova (*Festuca psammophila* subsp. *dominii*), křivatec nizoučkový (*Gagea pusilla*) či koleneček jarní (*Spergula morisonii*). Inventarizační průzkum Jongepierové a Bezděčky (2002) zaznamenal chráněné druhy jako jsou užanka uherská (*Cynoglossum montanum*), mák bělokvetý jihomoravský (*Papaver maculosum* subsp. *austromoravicum*), silenka lepkavá (*Silene viscosa*) nebo neofytní řeřicha hustokvětá (*Lepidum densiflorum*).

Souhrn doporučení pro EVL Bzenecká střelnice (Hustáková, 2015) popisuje flóru ve vztahu zapojenosti BO v horní etáži. Dominují otevřené trávníky písčin s paličkovcem šedavým (*Corynephorus canescens*) a pod BO se vyvíjí mechy jako je rohozub nachový (*Ceratodon purpureus*) a ploník chluponosý (*Polytrichum piliferum*) s lišejníky rodu

*Cladonia*. Lokálně se vyskytuje třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a invazivní zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*).

Plán péče Jongepierové a Fajmona (2015) uvádí pro PP Vojenské cvičiště do určité míry shodné nálezy jako v NPP Váté písky. Chytrý et al. (2010) popisují lokalitu jako otevřené trávníky kontinentálních dun s paličkovcem a psinečkem (*Agrostis*). Pro typické narušené písčité stanoviště jsou charakteristické druhy jako merlík hroznový (*Chenopodium botrys*), slanobýl draselný (*Salsola kali*), jitrocel písečný (*Plantago arenaria*) či bělolist rolní (*Filago arvensis*) (Jongepier, 1996).

Pro Bzeneckou Doubravu a tím i revír Bzenec uvádí Vachek et al. (1997) hojnost tuhých trav jako je třtina křovištní nebo bika v bylinném patře a obecně lze říct, že má obdobné složení mechů a lišejníků zjištěných Hustákovou (2015) v EVL Bzenecké střelnici. O poznání bohatší skladba se nachází v NPP Hodonínská Důbrava, kde vzácné a ohrožené druhy rostlin společenstev panonských stepních trávníků na písku zastupují populace druhů kostřava ametystová (*Festuca amethystina*), kavyl písečný (*Stipa pennata* subsp. *sabulosa*), lýkovec vonný (*Daphne cneorum*), mečík bahenní (*Gladiolus palustris*), ostřice Buxbaumova (*Carex buxbaumii*), řeřišnice malokvětá (*Cardamine parviflora*), sítina tmavá (*Juncus atratus*), hvozdík pyšný (*Dianthus superbus*), kosatec různobarvý (*Iris variegata*), kosatec trávovitý (*Iris graminea*) a zvonek hadincový (*Campanula cervicaria*) [URL [39]].

### 3.4.2 Fauna

Fauna bioregionu je výraznou součástí panonské podprovincie na Moravě, váté písky reprezentují typickou extrazonální formaci (Culek et al., 2013). Důležitým prvek jsou také soustavy rybníků s bohatou avifaunou (Culek et al., 2013).

Jedinečná oblast Bzenecké Doubravy s přilehlými významnými krajinnými prvky poskytuje vhodné podmínky pro různorodou skladbu taxonů. S ohledem na letecký zásah proti chroustu maďalovém (*Melolontha hippocastani*), byla EVL Bzenecká Doubrava – Strážnické Pomoraví široce analyzována naposledy mezi lety 2017–2018 Kostkanem et al. (2018), přičemž vycházeli z podkladů z let 2008–2014.

Vachek et al. (1997) zaznamenali výskyt 90 druhů, z nichž 6 významných druhů zde hnízdí, mezi ně se řadí skřivan lesní (*Lullula arborea*), lelek lesní (*Caprimulgus europaeus*), čáp bílý (*Ciconia ciconia*), moták pochop (*Circus aeruginosus*), strakapoud jižní (*Dendrocopos syriacus*) a prostřední (*Leipicus medius*), pro které byla vyhlášena

ptačí oblast (Šimeček a Brinke, 2007) o rozloze 11 725 ha [URL [40]]. Šimeček a Hora (2006) popsali výskyt 238 druhů ptáků z toho 148 hnízdících. Naposledy Chobot a Němec (2017) potvrdili 117 druhů ptáků, z toho 90 hnízdících. Z celkové sumy zaznamenaných druhů je 41 druhů zvláště chráněných a 4 druhy jsou kriticky ohrožené (vyhláška č. 395/1992 Sb.), 19 druhů silně ohrožených a 18 druhů ohrožených podle Chobota a Němce (2017).

Z herpetofauny je nejvýznamnější bohatý nález ještěrky zelené (Vachek et al., 1997). Pak se zde nachází stabilní populace užovky obojkové (*Natrix natrix*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), slepýše křehkého (*Anguis fragilis*), skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) a čolka obecného (*Lissotriton vulgaris*) (Vachek et al., 1997; Bezděček et al., 2001; Mackovčín et al., 2007).

Z třídy hmyzu se nachází v Bzenecké Doubravě podle Kostkana et al. (2018) 104 taxonů. Farkač et al. (2005) a Mackovčín et al. (2007) našli celkem 307 druhů brouků zařazených do Červeného seznamu, mezi ně se řadí tesařík obrovský (*Cerambyx cerdo*), krasec měďák (*Chalcophora mariana*), nosorožík kapucínek (*Oryctes nasicornis*), roháč obecný (*Lucanus cervus*) a zlatohlávek skvostný (*Protaetia speciosissima*). Výskytem střevlíků v oblasti bzeneckých písčín se kromě autorů Prágra (2015, 2017) a Stočese (2020) zabýval Hajdaj (2008, 2011).

Mezi hojně zastoupenými řády patří motýli, kteří zde čítají skoro 60 ohrožených taxonů (Farkač et al., 2005). Některé druhy jako vřetenuška pozdní (*Zygaena laeta*) nebo píďalka písčitá (*Aplocera efformata*) (Vachek et al., 1997). V NPP Váté písky a v PP Vojenské cvičiště se nachází druhy jako lišaj pryšcový (*Hyles euphorbiae*) či vlnopásník značený (*Scopula subpunctaria*), kteří jsou svým vývojem úzce spjati s bylinami rostoucími v těchto lokalitách (Melichar, 2014). Mackovčín et al. (2007) zmiňují nálezy kriticky ohrožených druhů, jímž jsou okáč jílkový (*Lopinga achine*) a pestrokřídlec podražcový (*Zeryntha polyxena*). Výskytu motýlů na jihovýchodní Moravě se dále věnují Laštůvka a Elsner (1993), Králíček a Povolný (1994), Gottwald et al. (1996), Elsner et al. (1997), Dufek et al. (1998) a Melichar (2014).

Mackovčín et al. (2007) popsali přes 100 druhů pavouků, a to hlavně v oblasti NPP Váté písky a PP Vojenské cvičiště Bzenec. Další autoři popisující arachnocenózu jsou Růžička (1998) a Růžička a Bezděčka (2000), jež shrnují Kostkan et al. (2018). Oblast dle nálezů pavouků lze zařadit do Termofytika a Mezofytika (Buchar et al., 2002). Prágr

(2015) zmiňuje zajímavý recedentní nález slíd'áka lesního (*Alopecosa taeniata*) na požářišti Bzence, kterého výše zmínění autoři nepozorovali a slíd'áka písečného (*Alopecosa psammophila*), kterého určil Buchar v roce 2001 podle nálezů v NPP Váté písky (Kůrka et al., 2015). Kompletní problematiku pavouků shrnují autoři v Katalogu pavouků České republiky (Buchar et al., 2002).

Z ostatních taxonů je zajímavý výskyt mravkolva ostruhatého (*Distoleon tetragrammicus*) a m. okatého (*Dendroleon pantherinus*) (Jongepierová a Grulich, 1989; Holuša, 1997).

### **3.4.3 Chroust maďalový (*Melolontha hippocastani*)**

Historický výskyt gradujícího chrousta maďalového je na jižní Moravě znám již z let 1948–1951 (Švestka a Balek, 2003). Vysázené kultury semenáčků BO trpí žírem na kořincích a drobném vlášení po kterém hynou, za to kultury starší 10 let obvykle stresoru odolávají (Melichar, 2014; Kula, 2021). Škody ponravami se objevují v umělé a přirozené obnově od 90. let minulého století v revírech (Červené domky, Dubňany, Ratíškovice, Vracov, Bzenec, Mistrín) (Opavský, 2019; Kula, 2021). Zaznamenané ztráty mají od roku 1995 do roku 2018 vzestupný trend, což je způsobeno absencí účinných obraných opatření (Mařáková, 2014; Kula, 2021). Naposledy se letecky zasahovalo v roce 2003 [URL [41]]. Plánované letecké zásahy z let 2015 (Melichar, 2014) a 2019 (Opavský, 2019) nebyly uskutečnány, protože větší část zasaženého území nyní spadá pod PO Bzenecké Doubravě – Strážnickém Pomoraví a větší část LHC Strážnice, nyní LS Buchlovice, aktuálně spadá pod soustavu chráněných území NATURA 2000. Odborníci se domnívají, že chemický zásah by mohl mít negativní vliv na hmyzí společenstva, kterými se chráněné druhy ptáků živí (Melichar, 2014; Opavský, 2019). Matějčík (2013) zmiňuje celoplošnou hloubkovou přípravu stanoviště orbou nebo půdní talířovou frézou, která do značné míry omezí početné stavy chrousta. Kromě gradujícího chrousta byl zde zaznamenán gradační výskyt (poslední kalamita 1931–1933) (Opavský, 2019) sosnokaze borového (*Panolis flammea*), který mezi lety 2018–2019 způsobil škody na 2 500 ha porostní půdy (Véle a Liška, 2019).

## **3.5 Obnova lesa na velkoplošném požářišti**

Lesní požár 24. 5. 2012 zasáhl v revíru Bzenec porostní plochu o rozloze 165 ha (Mařáková, 2012). Finanční ztráta se na převážně borových porostech dosáhla 27 milionů korun (Mařáková, 2012). Po odtěžení zničených porostů (24 000 m<sup>3</sup>) vznikla holina o rozloze 115 ha, která byla z 31,8 % zalesněna zejména semenáčky BO na jaře 2013 (Kula,

2021). Na vhodných lokalitách byly zvoleny listnaté dřeviny, které tvoří protipožární pásy (Mařáková, 2012; Mařáková, 2014). Na žádost LDF MENDELU byla plocha o výměře 5,5 ha ponechána volně sukcesi, a to z důvodu studia po-požární dynamiky (Mařáková, 2012; Matějík, 2013). Požár na abundanci ponrav chrousta maďalového neměl očekávaný efekt (Kula, 2021). V následujícím období 2015–2018 se vyskytlo pouze 5 lokalit v požářišti, kde v důsledku žíru ponrav bylo provedeno opakované zalesnění (3,23 ha ze 113 ha) (Kula, 2021).



## 4 Metodika

Diplomová práce navazuje na kontinuální výzkum trvalých výzkumných ploch (TVP) založených v roce 2013 po velkoplošném lesním požáru v revíru Bzence (Prágr, 2015). Od té doby se pro účely studia změny ve skladbě druhového spektra epigeické fauny v poddisturbančním období ponechávají zasažené porosty volně sukcesi. Metodika sběru vzorků je zachována od počátku studia s mírnou odchytovou specifikací (detail na past) započatou v roce 2016. Od té doby (2016–2021) nebylo v metodice nic přidáno ani ubráno.

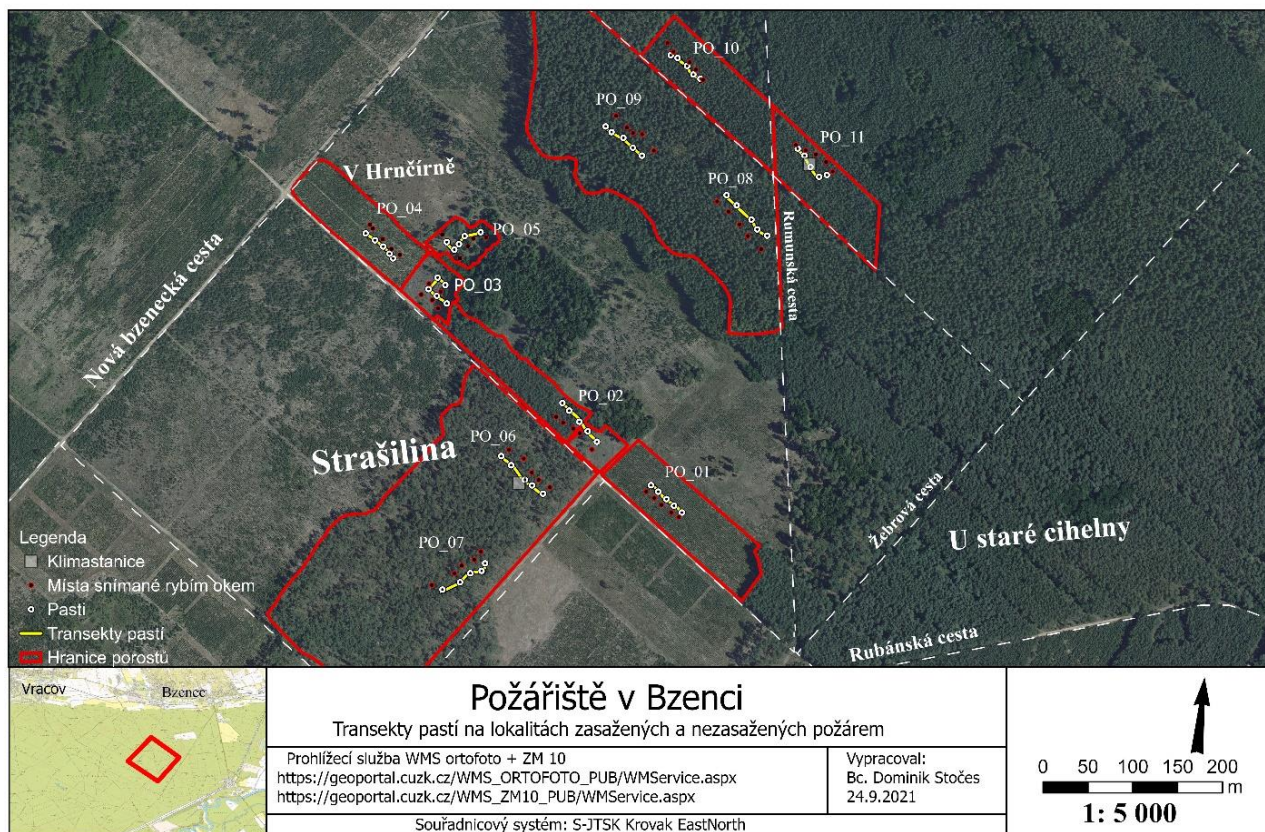
Data využitá v této práci jsou v práci Prágra (2015, 2017) a Stočese (2020). Prágr (2015) popisuje data z roku 2013, poskytuje cenné informace o epigeické fauně se zaměřením na čeled' Carabidae, řád Araneae, řád Opiliones a podkmen Myriapoda. Po 2 letech napsal navazující práci se zaměřením na čeled' Carabidae a řád Araneae (Prágr, 2017). Po 3 letech se práce Stočese (2020) zabývá rozdílem mezi roky 2013 a 2017, se zaměřením na skladbu carabiceenózy. S odstupem 2 let se můžeme podívat na ucelený vývoj skladby střevlíků v letech 2013–2021.

Fotografie v diplomové práci jsou pořízeny autorem, pokud není uvedeno jinak.

### 4.1 Úvod do zájmové oblasti

Pro hodnocení epigeické fauny bylo zřízeno 11 TVP. Každá TVP má transekt 5 pastí, tedy 55 pastí dohromady. Ve výběru lokality hrála roli míra poškození požárem (typ požáru) či těžbou a růstová fáze porostu. Pro lepší aplikaci strukturálních biocenologických charakteristik, jsou vybrány TVP s podobným charakterem vzniku. TVP jsou tak rozděleny na vyhořelé odtěžené a znovu zalesněné plochy (TVP PO\_01 a PO\_04), na lokality se silným poškozením horního korunového patra v tyčkovinách (TVP PO\_02 a PO\_03) a kmenoviny zasažené pozemním požárem (TVP PO\_06 a PO\_07). Paralelně s nimi jsou založeny TVP v porostech nezasažených, z důvodu porovnání výsledků. Porosty se shodují v růstových fázích. Pro kmenoviny jsou založeny TVP PO\_08 a PO\_09 a pro tyčkoviny TVP PO\_10 a PO\_11. Všechny výše zmíněné TVP mají shodnou dřevinnou skladbu BO. TVP PO\_05 je nepárová lokalita dubu červeného (*Quercus rubra*), která poskytuje zajímavé informace o vývoji epigeonu v zasažených listnatých porostech.

Pro názornou ukázkou lokalizace popisovaných ploch zájmového území revíru Bzenec je užito mapového podkladu (Obr. 13) vytvořeného v aplikaci ArcGIS Pro 2.8.0 (2021) poskytovanou firmou Esri [URL [42]].



Obr. 13: Pohled na ortofoto snímek. Mapový podklad vyobrazuje hranice porostů, transektů formalinových zemních pastí, 2 klimastanice a místa zaměřených metodou HemiView.

V následující části jsou podrobně rozebírány stanovištní podmínky TVP. Údaje pro SLT jsou odvozeny z mapové aplikace ÚHÚL (2022), skupiny typů geobiocénů (STG) geobiocenologického klasifikačního systému jsou odvozeny z Bučka a Laciny (1999) spolu se zaznamenaným místním detailem Zouhara (2007) v korespondenci s ÚHÚL (2022).

Pedologické sondy byly konzultovány s paní doc. Ing. Valerií Vranovou, Ph.D. a panem Ing. Alešem Kučerou, Ph.D. Pro půdy v aridních oblastech je charakteristická rychlá změna jílových částic vnitropůdním zvětráváním. Z hlediska pedologického průzkumu požářiště vyvstala možnost pro půdní struktury ovlivnění požárem (žiháním). Pro změnu struktury  $Fe_2O_3$  z alfa do gama struktury dochází při 700 °C (Taufiq et al.,

2020). U SiO<sub>2</sub> je teplota vyšší, a to 800–950 °C (Nesbit, 1985). Pro mangan probíhá změna při teplotě 200–600 °C (Rajan et al., 2018). K barevným změnám půdy dochází při teplotě 300 °C (Zhang et al., 2018). Přeměna geothitu na hematit je v rozmezí 250–450 °C (Lugassi et al., 2014). Změna barev se lépe projevuje ve svrchní části půdního profilu (Badía a Martí, 2019). Tato teplota je pouze několik centimetrů pod povrchem (DeBano et al., 2005). Úbeda a Outeiro (2009) informují, že v hloubce pod 5 cm teplota nepřesáhne hranici 100 °C.

Barevné změny popela jsou ovlivněny druhem opadu (Ormeño et al., 2009). V Bzenci jsou na zkoumaných lokalitách převážně BO. Pro tento typ opadu jsou při nižších teplotách charakteristické světlejší barvy popela. Na základě toho lze usuzovat, že teplota požáru v Bzenci se pohybovala okolo 350–380 (max 450) °C.

Ovlivnění fyzikálních a chemických vlastností půdy závisí na teplotě spalování, době kontaktu půdy s požárem, závažnosti požáru a původní stav půdy (Pereira et al., 2019):

#### Situace v šetřené oblasti Bzeneckého požářiště

- **Teplota spalování** 350–380 (450) °C
- **Délka požáru:** 4 dny
- **Závažnost:** PO\_01\_02\_03\_04\_05 rozpad porostů (korunový požár); PO\_06\_07 pozemní požár do výšky 2 m
- **Původní stav půdy:** kambizem arenická s periodickou změnou hladiny spodní vody od 60 cm (tvorba konkrací)

K barevným změnám vlivem požáru, konkrétně na lokalitách PO\_05\_06, nedochází. Jedná se zřejmě o načervenalý půdní substrát, který je v celém svém profilu shodný. Na barevnou změnu je teplota v hloubce od 5 cm dále nízká. Je možné, že postupem času došlo k translokaci látek ze zasaženého půdního profilu těsně pod organickým horizontem.

#### **TVP PO\_01 a PO\_04**

Před požárem se jednalo o porost 273 D3 s BO a s kotlíky listnatých dřevin. Porost se během požáru nacházel ve věku 27 let s horní výškou (h) cca 10 m zakmeněním 9. Do konce září se vytěžila veškerá hmota z porostu (320 m<sup>3</sup>). V prvním čtvrtletí PO\_01\_04 byly upraveny celoplošnou brázdovou přípravou stanoviště pluhem. Na sadbu byly užity krytokořenné semenáčky BO. PO\_04 koncem září roku 2013 byla poškozena žírem ponrav, proto bylo stanoviště opětovně narušeno hloubkovou půdní frézou s vyrovnáním povrchu. V září roku 2014 proběhla opětovná orba s následným zalesněním v celkovém



počtu 16 150 ks sadebního materiálu. Nyní se jedná o porost mlaziny 273 D1 s LT 1S9 a s STG 1AB2 (*Pini-Querceta arenosa*) se 40 cm brázdami. Z Obr. 14 je pro TVP PO\_01 (kopáno ve skývě) patrný horní profil 20 cm, který byl prokypřen, ve 30 cm se objevuje mírná podzolizace. Prokořenění je maximálně 40 cm hluboké. Více jak 70 cm hluboko je půdotvorný substrát podzolu arenického. Na Obr. 15 je vidět prokořenění do 60 cm, nejvíce kořenů je do 20 cm.



Obr. 14: Podzol arenický antropický (O–ApEp/Bs–Bhs–C) s periodickou změnou hladiny spodní vody na PO\_01





Obr. 15: Podzol arenický antropický (Ahe–Bhs/C–C) na PO\_04 (umístěno ve skývě); patrná úprava hloubkovou frézou (horizont C je vytažen do horizontu Bhs) do 50 cm s vyrovnáním do 20 cm

Pokryvnost bylinným patrem TVP PO\_01\_04 byla 25–30 % (2013) (dominantně byl zastoupen *Rumex acetosella* posléze nahrazena trávovidy). PO\_04 byla ovlivněna opětovnou orbou, proto pokryvnost klesla v roce 2014 na 0–1 %, v roce 2015 byl nárůst k 10 %. Mezi roky 2017 a 2021 se zvýšila pokryvnost ze 63 % na 74 % v PO\_01 a ze 45 % na 93 % v PO\_04. V roce 2021 byl autorem zaznamenán výskyt mechu *Bryopsida*, houby *Suillus brevipes* a *Coltricia perennis*, rostlin *Rumex acetosella*, *Anthoxanthum odoratum* a *Corynephorus canescens*.

## TVP PO\_02

PO\_02 je lokalizována na zčásti rozpadlé jižní části bývalého porostu 273 D3 (2021: 31 let, h = 15 m, z = 9, SLT 1S9, STG 1AB2) a na části životaschopné. V roce 2021 se jedná o životaschopný porost 273 D4 rozpadlého z 12 %. V textu se dále setkáme s autorovým rozdělením PO\_02 na PO\_02\_1 (pasti 1 a 2 situována v rozpadlé části) a PO\_02\_2 (past 3–5 pod porostem). Z obr. 16 (vlevo) je vidět pod organickým horizontem popel smíchaný se zeminou v mocnosti 0,5 cm. Hlinité frakce v horizontu Bvs s lamelami lze zaznamenat do 50 cm se zřetelným jazykovitým přechodem do půdotvorného substrátu v horizontu C.



Obr. 16: Kambizem arenická podzolová (Ae–Bvs–C–Cg) hluboko oglejená (vlevo); černohnědé konkrerce (Fe + Al) cca 25 mm velké vzniklé v horizontech s periodickou změnou vodní hladiny v cca 70 cm hloubce (vpravo)

Před rozpadem porostu byla pokryvnost bylinného patra 1–5 % v zastoupení druhů *Anthoxanthum odoratum* a *Rumex acetosella*. Po rozpadu PO\_02\_1 se zvýšilo v letech 2017 a 2021 zastoupení ze 40 % na 85 % s dominantním výskytem trávovců jako *Calamagrostis epigeos* a *Anthoxanthum odoratum*. V PO\_02\_2 byla 20% pokryvnost (2021) s výskytem *Phytolacca americana* a *Vincetoxicum hirundinaria*. Z mechů zaujímá 2% pokryv *Ceratodon purpureus*.



### TVP PO\_03

Lokalita odpovídá shodnému porostu jako TVP PO\_02 s tím rozdílem, že PO\_03 byla silně zasažena požárem a ponechána volně rozpadu. Z ortofota (Obr. 13) je poznat 95 % rozpad horní etáže. V roce 2017 se na ploše nachází 85,8 % a v roce 2021 84,7 % ponechané dřevní hmoty. Bylinný pokryv se od roku 2013 (1–5 %) postupně (2017 a 2021) zvedá ze 14,2 % na 32 %. Dominantními trávoidy jsou *Anthoxanthum odoratum*, *Corynephorus canescens*, *Agrostis capillaris* a *Arrhenatherum elatius*. Na obr. 17 je vidět půdní sonda PO\_03. Jedná se o kambizem arenickou s mírnou podzolizací počínající v 50 cm. V organickém horizontu je vidět ohořelý dřevní materiál smíchaný s popelem a pískem. Hlinitá frakce horizontu Ah má mocnost 18 cm. Hlinité frakce mají pozvolný jazykovitý přechod do horizontu C. Prokořenění *Corynephorus canescens* je do hloubky 20 cm.



Obr. 17: Kambizem arenická podzolová (Ah–Bvs–C–Cg) s mírně oglejeným horizontem v 55 cm na PO\_03

## TVP PO\_05

PO\_05 se nachází v porostu 223 D2 (2021: 26 let, h = 8 m, z = 9, SLT 1M9, STG 1AB2), kde je dominantní dřevinou dub červený DBČ (*Quercus rubra*) a vtroušeně se vyskytuje BO. Porost byl ponechán volnému rozpadu. V transektu pastí bylo ihned po požáru poškozeno 50 % jedinců. V průběhu 5 let došlo 45% regeneraci. Pasti \_01 a \_02 jsou v JV rozvolněné části, v roce 2015 je 10–15% zastoupení dřevin (vliv defoliace chroustem) a dál se v čase nemění. Celková pokryvnost má od roku 2015 rostoucí trend. V roce 2021 byla průměrná hodnota zapojení určena metodou Hemiview na 72 % (hodnota brána s přilehlým listnatým porostem tyčoviny). Pokryvnost bylin vzrostla ze 45–50 % (2013) na 60 % (2015), v roce 2017 je evidováno 99% zastoupení a v roce 2021 se tato hodnota snížila na 83 %. Dominantním druhem je *Anthoxanthum odoratum*. Z mečů se z 0,3 % vyskytuje *Polytrichum piliferum*. Nízké zastoupení mečů je způsobeno nepropustným opadem asimilačního aparátu DBČ, který se v průběhu času pomalu rozkládá. V jižní části porostu je val z nahrnutých pařezů převrstvených pískem. Ve valu se vyskytují pobytové známky jezevce lesního (*Meles meles*). Lokalita je vystavena aktivnímu vlivu divokých prasat. Z obr. 18 je patrný vstup organické hmoty (saturace vodou a humusem) do větších hloubek humózního horizontu Ah, který přechází do C v hloubce 70 cm. Je to zřejmě způsobeno předchozími disturbancemi a rozkladem vývratu. Samotná barva matrice je zřejmě způsobena půdotvorným substrátem, vlhkostí a vnitropůdním zvětráváním (transformace a vmezeření látek). Celý substrát se jeví homogenně. Kořeny jsou pouze v zátecích rozloženého vývratu sahající 65 cm hluboko. Využitím DBČ ve dřevinné skladbě, dochází k využití mikroelementů (Fe + Al) v opadu.





Obr. 18: Regozem arenická dystrická (O–Ah–C1–C2) bez periodického ovlivnění spodní vodou

### **TVP PO\_06\_07**

PO\_06\_07 se nachází v porostu 274 A10 (2021: 100 let, h = 23 m, z = 8, SLT 1S9, STG 1AB2, 1AB3), který byl zasažen pozemním požárem. V transektu pastí bylo ihned po požáru poškozeno 50 % jedinců. Bylo zde očekáváno vývrácení stromů, požár nebyl dostatečně intenzivní, proto k rozpadu nedošlo. Pokryvnost dřevin byla 50–60 % (2013), 47,3 % (2017) a 63,5 % (2021). Rozvolněný charakter v PO\_07 ovlivnily mýtní těžby. V bylinném patře dominuje *Calamagrostis epigejos* z 90–93 % (2021). Významný pokryv organického horizontu 2015–2021 tvoří mechy (38–43 %) a opad zahrnuje

především jehličí a šišky. Na obr. 19 jsou vidět půdní sondy na TVP PO\_06\_07. Na PO\_06 se jedná o půdní typ podzol arenický s podzolizací ochuzeným (vyběleným) Ep horizontem (O–ApEp–Bhs–C1–C2) a na PO\_07 o přirozeně vzniklou kambizem arenickou podzolovou (O–Ae–Bvs–C) s konkrécemi v 56–67 cm. Kambizem je další vývojový stupeň regozemě a po kambizemi následuje v aridních podmínkách podzolizace. Pod mechem a hrabankou je popel o mocnosti 0,2 cm. Na PO\_06 je humózní horizont Bhs nahrazen v hloubce 32 cm pozvolně jazykovitě nahrazen C1 (mocnost 5 cm) (vlevo). Vpravo se v horizontu Bvs nachází četné lamely. Prokořenění sahá do hloubky 68 cm (vlevo a vpravo).



Obr. 19: Sonda na PO\_06 s jemným povlakem popela v organickém horizontu a jemným kořenovým vlášením (vlevo); sonda na PO\_07 s prokořeněním kosterními kořeny (vpravo)

### **TVP PO\_08\_09**

PO\_08\_09 se nachází v porostu 273 D9 (2021: 84 let, h = 23 m, z = 9, SLT 1S9, STG 1AB2), který nebyl zasažen požárem. Porosty kmenovin poskytují informace k porovnání výsledků z TVP PO\_06\_07. Zapojenost stromového patra činila 65–75 % (2013–2015), poté 65–73 % (2017). Průměr z Hemiview (2021) je na PO\_08 68,3 % a na PO\_09 67,8 %. Z bylinného patra zde dominuje *Calamagrostis epigejos* a z mechů je 2–5 % zastoupen *Pleurozium schreberi*. Informace o půdních sondách na TVP PO\_08\_09 jsou v obr. 20. Obě sondy indikují výskyt půdního typu kambizemě arenické



podzolové (O–Au–Bvs–C) s drobnými černohnědými konkrécemi ve 49–57 cm. Vrstva organického horizontu je 3–4 cm. Nalevo lze vidět značně prohumózněný sorpčně málo nasycený umbrický horizont Au do hloubky 47 cm. Napravo je mocnost horizontu Au 28 cm a do vrstvy 10 cm lze pozorovat působení disturbančních procesů zřejmě od prasete divokého. Prokořenění sahalo průměrně do hloubky 52 cm.



Obr. 20: Sonda na PO\_08 s mocným organickým (O) a organominerálním (Ah) horizontem (zleva); sonda na PO\_09 má mocnou vrstvu opadu a drti (zprava) a obě jsou značně nasyceny půdní vlhkostí

### **TVP PO\_10\_11**

PO\_10\_11 (2021: 33 let, h = 15 m, z = 10, SLT 1S9, STG 1AB2) nebyly požárem zasaženy a slouží jako srovnávací k požárem ovlivněných plochám v PO\_02 a PO\_03. Pokryvnost bylinami je minimální, vzácně se v porostech nachází *Senecio sylvaticus*, *Vincetoxicum hirundinaria*, *Viola canina*, *Veronica officinalis* a *Avenella flexuosa*, z hub např. *Setulipes androsaceus* (saprofyt) z mechů je zastoupen v 10–18 % *Leucobryum glaucum* a *Polytrichum* sp. Obr. 21 informuje o půdních sondách na TVP PO\_10\_11. Obě sondy indikují výskyt půdního typu kambizemě arenické podzolové (O–Ap–Bvs–C1–C2), které jsou u svrchní vrstvy ovlivněny surovými látkami. Drobné černohnědé konkréce se vyskytovaly ve 38–64 cm. Vrstva organického horizontu má mocnost 4–10 cm. Zleva lze vidět prohumózněný Ap horizont do hloubky 20–28 cm. Zprava je mocnost Ap 36 cm. Prokořenění sahá průměrně do hloubky 48 cm.



Obr. 21: Sonda na PO\_10 (zleva); Ap horizont je uměle promíchán (zprava)

## 4.2 Odběr a determinace

Odchyt epigeické fauny se uskutečnil pomocí formalinových zemních pastí bez návnady. Zemní pastí potvrzují aktivitu pozemní fauny (nikoliv populační hustotu) (Greenslade, 1964; Refseth, 1980) a necharakterizují kompletní početnost druhového spektra střevlíků na lokalitě (Niemelä et al., 1988). Autoři Šafář et al. (2010) zmiňují druhy střevlíků, kteří mají signifikantní vazbu na formaldehyd (*Poecilus cupreus*, *Amara lunicollis*, *Pterostichus diligens*, *Bembidion guttula*), to vyvrací výsledky Thieleho (1977). Kvantifikování výsledků ze zemních pastí za účelem charakterizování změny ve skladbě společenstev [residency effect] je problematické (Burns, 2014).

Sklenice byly užity o objemu 4 l s průměrem hrdla 9 cm. Pro zajištění usmrcení a zakonzervování jsou sklenice do poloviny naplněny 4% roztokem formalínu (1 l 40% formaldehydu + 10 l vody). K efektivnějšímu sběru je přidán do roztoku detergent. Ten zaručuje okamžitou smrt lapených jedinců. K omezení padání písku a k minimalizaci zředění roztoku deštěm, je užito plechové stříšky. Stříška v horkých dnech do jisté míry zmírňuje výpar roztoku a má potenciál lákat svým vlhkým a tmavým prostředím různé zástupce fauny. Ranger et al. 2011 uvádí, že zvýšený výpar snižuje množství chycených jedinců.

Každá TVP disponuje celkem 5 ks zemních pastí, které jsou trvale instalovány ve středu lokalit v transektu. Pastí jsou zakopány po horní okraj hrdla, je zároveň žádoucí

prokopat plošku 30×30 cm a past mírně vyvýšit nad terén. Z důvodu zamezení okrajového efektu (Niemelä a Spence, 1999; Koivula et al., 2004; Kula, 2009) je minimální vzdálenost pastí od přilehlých lesních cest a okrajů jiných porostů 20 m. Vzdálenost jednotlivých pastí od sebe je 10–12 m. Odběry jsou prováděny na začátku měsíce z důvodu vhodné charakterizace abundance (Baars, 1979). Průběh terénních prací jsou rozepsány v tab. 1. Vzorky jsou ukládány do skleněných dóz o objemu 53 ml (ø hrdla 4,3 cm; výška 5,7 cm). Do směsného vzorku je umístěn lokální lístek s informací o lokalitě, pasti a datu sběru. Konzervační látkou směsného vzorku je 75% ethanol. Pro delší uskladnění jsou použity skleněné epruvety, které mají 4 základní průměry. Největší má průměr 1,5 cm (vhodné pro velké vzorky), střední má 1 cm, menší má 0,7 cm a nejmenší 0,3 cm. Délka epruvet je standardizována na 5 cm. Jako stabilizace je vhodné užít buničité vaty. Plné epruvety se umísťují do zavařovacích sklenic se 75% ethanol. Pro větší jedince se užívají plastové dózy nebo filmovky. Determinaci chycených jedinců čeledě Carabidae provedl Ing. Jiří Stanovský, Ph.D., nomenklatura v souladu s klíčem Húrky (1996) a doplněna o poznatky Veselého (2002) (V).

Tab. 1: Průběh terénních prací v letech 2013–2021

Rok	Termín odběru							
	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
<b>2013</b>		2.5.	4.6.	4.7.	4.8.	4.9.	4.10.	29.10.
<b>2014</b>	3.4.	2.5.	7.6.	4.7.	4.8.	4.9.	4.10.	30.10.
<b>2015</b>	3.4.	2.5.	6.6.	2.7.	1.8.	4.9.	3.10.	1.11.
<b>2016</b>		1.5.	3.6.	1.7.	1.8.	3.9.	1.10.	1.11.
<b>2017</b>	4.4.	5.5.	2.6.	2.7.	5.8.	2.9.	6.10.	3.11.
<b>2018</b>		4.5.	1.6.	1.7.	5.8.	2.9.	5.10.	4.11.
<b>2019</b>		1.5.	2.6.	1.7.	1.8.	4.9.	1.10.	20.11.
<b>2020</b>		1.5.		27.6.	28.8.		3.10.	20.11.
<b>2021</b>		29.4.	2.6.	30.6.	29.7.	30.8.	3.10.	1.11.





Obr. 22: Třídění zemních pastí v laboratoři (8.11.2021)



Obr. 23: Ukázka pomůcek pro práci v terénu (30.8.2021)

### 4.3 Přehled použitých strukturálních biocenologických charakteristik

Výstupem determinovaných střevlíků je databáze zachycující jejich výskyt na šetřených TVP v programu Excel. Kromě stanovištních preferencí (Hůrka et al., 1996) jsou hodnoceny ekologické nároky (vlhkost a zastínění). Vlhkostní nároky druhů jsou rozděleny na hygrofilní (H), vlhkomilné (V), k vlhkosti indiferentní (I), suchomilné (S) a na vysýchavé osluněné stanoviště (xerofilní druhy). Dle nároků na zastínění jsou rozděleny na druhy stínomilné (lesní společenstva) (L), na druhy obývající otevřené i

lesní ekosystémy–indiferentní (I) a druhy preferující otevřené plochy (O). Pro střevlíky se hodnotí typ pterie. Nacházíme tak podle Hůrky (1996) druhy makropterní (M), brachypterní (B) anebo apterní (A). Pterie informuje o způsobu rekolonizace plochy po požáru. Hůrka (1996) dělí druhy do kategorií na M, B, A, B/A, M/B/A.

Faunistické indexy vychází z počtů jedinců na ploše. Pro porovnání výsledků mezi plochami jsou převedeny výstupy do procentuálního zastoupení (poměru).

### **Dominance**

Je základním kvantitativním faunistickým znakem hodnocení biotopu. Vyjadřuje procentuální zastoupení jedinců druhů ( $n$ ) vůči celkovému počtu jedinců zoocenózy ( $s$ ) (Losos, 1984; Laštůvka a Šťastná, 2014):

$$D = \frac{n \cdot 100}{s} \quad [\%]$$

Klasifikace procentuálního zastoupení řadí druhy do 5 tříd dominance:

1. Eudominantní - >10 %
2. Dominantní - 5–10 %
3. Subdominantní - 2–5 %
4. Recedentní - 1–2 %
5. Subrecedentní - <1 %

Na požárem narušených plochách jsou hojně zastoupeny druhy subrecedentní, málo narušené plochy poskytují rovnoměrné zastoupení všech tříd s převahou druhů subrecedentních a naopak ve stabilizovaných biotopech tvoří zkoumané spektrum několik dominantních druhů (Laštůvka a Šťastná, 2014). Hodnocení třídami pomocí tab. 3 je užito v kapitolách Výsledky a Diskuse.

### **Diverzita**

Biologická diverzita je často rovna druhovému bohatství (Marrugan, 2004). Obecně je důležité si zhodnotit, zdali je potřeba využít hodnocení heterogenity ( $\alpha$  a Simpsonův index) (Magurran, 2004). Simpsonův index diverzity není citlivý k druhové bohatosti (obrácená hodnota Shannon-Wienerova indexu) (Magurran, 2004), proto nebyl v práci zvolen. Shannonův index ( $H$ ) je založen na komunikační teorii [communication theory] a je citlivý na velikosti dat, autoři jej často využívají při hodnocení dat dlouhých časových řad (May, 1975; Magurran, 1988, Lande, 1996). Shannonův index pracuje s náhodným výběrem z neomezeného množství a je opakem Brillouinového indexu, který počítá pouze

se známým počtem jedinců společenstva (Magurran, 2004). Z důvodu charakteru odběru vzorků zemními pastmi je v práci dále užít Shannon-Wienerův index diverzity, který je vhodný použít při popisu pravděpodobnosti možných stavů (entropie), jeho vzorec je (Shannon a Weiner, 1949; Magurran, 2004; Magurran a McGill, 2011; Jarkovský et al., 2012):

$$H = - \sum_{n=1}^n (p_i * \ln p_i) \qquad p_i = \frac{n_i}{N}$$

$n$  je celkový počet druhů,  $n_i$  je počet jedinců  $i$ -tého druhu a  $N$  je celkový počet jedinců.  $H$  teoreticky nabývá hodnot od 0 (absolutní dominance jednoho druhu) do  $\ln n$  (vyrovnanost) (Magurran a McGill, 2011).

Berger-Parkerův index ( $d$ ) poskytuje jasné a zřetelné informace o proporcích dominance nejpočetnějšího druhu ( $N_{max}$ ) z celkové sumy ( $N$ ), je ovlivněn velikostí vzorku (Berger a Parker, 1970; May, 1975):

$$d = \frac{N_{max}}{N}$$

Pro stanovení možného maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti niky v jednom roce bylo užito rarefrakce, která standardizuje a odhaduje počty druhů pro nejmenší odebrané vzorky (Jarkovský et al., 2012). Výpočet byl proveden v programu Past 4.09 podle Jarkovského et al. (2012) a Hammera (2020).

### **Ekvitabilita**

Slouží pro stanovení míry vyrovnanosti (rovnoměrnosti) všech jedinců společenstva na všechny zjištěné druhy, a ty porovnává mezi jednotlivými TVP (Begon et a., 1997). Ekvitabilita ( $E$ ) navazuje na popis uniformní distribuce popsané v modelu zlomené hole [broken stick model] (MacArthur, 1957; Magurran, 2004), která je psána konvenčně jako model geometrické řady (Webb, 1974; May, 1975). Vzorec je vhodné ponechat z důvodu zachování uniformity, proto vzorec pro  $E$  navazuje na výpočet diverzity  $H$ , která je dělená  $\ln s$  (celkový počet druhů na PO), někdy psáno jako  $H_{max}$  (Lloyd a Ghelardi; Sheldon, 1969; Losos, 1984):

$$E = \frac{H}{\log_2 s}$$



## Podobnost

Taktéž identita, vyjadřuje shodu druhového složení zoocenóz (Begon et al., 1997). Často se používá Jaccardův nebo Sørensenův index, který srovnává zoocenózy podle celkového počtu druhů (Losos, 1984). Místo počtu druhů lze použít dominanci (Renkonenovo číslo) (Begon et al., 1997; Magurran, 2004). Pro vyjádření podobnosti jednotlivých PO, na úrovni  $\beta$  diverzity, byla použita kvantitativní matice Bray-Curtisovy vzdálenosti (Bray a Curtis, 1957; Magurran, 2004; Modin et al., 2020) [URL [46][47]]:

$$D_{Bray-Curtis} = 1 - 2 \frac{\sum \min(S_{A,i}, S_{B,i})}{\sum S_{A,i} + \sum S_{B,i}}$$

$S_{A,i}$  je počet jedinců v  $i$ -tém OTU [operational taxonomic units] společenstva **A** a  $S_{B,i}$  je počet jedinců v  $i$ -tém OTU společenstva **B**.  $\sum S_{A,i}$  a  $\sum S_{B,i}$  jsou celkové počty jedinců poměřovaných lokalit **A** a **B**. Výsledek zaujímá hodnoty mezi 0 a 1, kde 0 znamená, že obě lokality sdílí shodné druhové spektrum jedinců. Vypočítané hodnoty byly zpracovány v tabulární a grafické podobě z důvodu názorné geometrické interpretace. Pro určení vzdálenosti mezi 2 body s kvantitativními proměnnými bylo užito hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy a úplné spojovací metody za užití Euklidovy a 1-Pearsonův  $r$  metriky v programu STATISTICA Cz 14 (firma StatSoft ČR, s.r.o.). Pro celé druhové spektrum střevlíkovitých za období 2013–2021 byla vytvořena v programu Past 4.09 jednostranná analýza podobností [One-way ANOSIM] s užitím Bray-Curtisova indexu podobnosti a na základě velikosti významnosti  $p < 0,05$ , se aplikoval multivariační test SIMPER, který vyjadřuje procentuální míru podobnosti TVP pomocí abundance taxonů (Clarke, 1993). Každá PO je vystižena proporcionální skladbou společenstva střevlíkovitých.

## Mnohorozměrná statistická analýza CANOCO

Vstupními údaji pro mnohorozměrnou statistickou analýzu CANOCO jsou počty odchycených jedinců jednotlivých druhů střevlíků, prostředí PO a sledované, odhadnuté nebo měřené environmentální proměnné (2013, 2017, 2021) na jednotlivých lokalitách PO:

*Hrabanka* byla na každé ploše měřena z náhodně odebraných vzorků vždy v okruhu 3 metrů okolo každé pasti, celkem v pěti opakováních na plochu. Mocnost (tloušťka) hrabanky na lokalitě pak byla stanovena jako průměr z těchto pěti vzorků.

*Keřové, bylinné a mechové patro.* Na každé lokalitě byla odhadnuta pokryvnost (v procentech) keřového a bylinného patra spolu s pokryvností mechu.

*Dřevní odpad* – mrtvé dřevo (kmeny, pařezy, větve) ležící na půdním povrchu může být významným útočištěm pro sledované skupiny bezobratlých. V literatuře se dřevní odpad rozděluje na hrubý odpad [coarse woody debris – CWD] s průměrem dřeva nad 10 cm a jemný dřevní odpad [fine woody debris – FWD] s průměrem dřeva do 5 cm (Castro a Wise, 2009; Oxbrough et al., 2010). FWD byl na monitorovaných lokalitách přítomen pouze ve formě drobných (do 0,5 cm průměru), vzácně silnějších (do 2 cm průměru) větviček tvořících relativně tenkou vrstvu na půdním povrchu. Proto jsme odhadli jeho množství na ploše jako pokryvnost půdního povrchu v procentech. CWD byl reprezentován pouze pařezy. Procentuální zastoupení kmenů bylo na zkusné ploše 10 m<sup>2</sup> zjištěno zákresem promítnutých půdorysů kmenů na rovinu milimetrového papíru.

*Zápoj* [canopy closure]. V průběhu vývoje porostů dochází ke změnám světlostních podmínek, které se mění v závislosti na zapojení korunového patra. Zapojení porostů různě kolísá a s ním i zastínění půdního povrchu. Pro vyjádření těchto skutečností bylo odhadnuto na každé lokalitě zapojení (uzavřenost) porostu [canopy closure] v procentech. V roce 2021 byly světlostní poměry zjištěny metodou Hemiview. Metoda disponuje snímáním hemisférických fotografií, které jsou umístěny pod zenitovým úhlem, celkově zabírají úhel 180° a počátek je nasměřován na sever. Fotografie z terénu jsou pak použity jako výpočetní podklady v programu WinSCANOPY. Program využívá výpočtu pixelů v gridu a na základě toho dopočítá parametry pro index listové plochy (LAI), pro zastoupení oblohy, pro rozdělení mezer a shluky listového aparátu a pro údaj míry radiace (WinSCANOPY, 2012). Snímání probíhalo v páru 30 cm nad zemí, tj. nad pastí a kolmo od ní 6 m zprava nebo zleva dle charakteru dané PO. Z programu WinsCanopy byly vtaženy údaje o GapFraction, Openness, LAI (2000G), DirectSiteFactor, IndirectSideFactor a TotalSiteFactor (WinSCANOPY, 2012). GapFraction je celková suma mezerových zlomků hemisféry [%]. Openness značí celkovou otevřenost hemisféry, tedy to co není pohlceno asimilačním aparátem, není ovlivněn zenitem a azimutem [%]. LAI (2000G) je podobná metodě LAI, která je její součástí. Jedná se o LiCorův LAI 2000 generalizovaný a sférický model využívající samé zenitové prstence jako grid oblohy s koeficientem 0,5 v libovolném směru. Výsledkem je hustota listového aparátu [m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>]. DirectSiteFactor je faktor lokality (frakce), který vyjadřuje poměr průměrné denní přímé radiace přijaté *pod* zápojem ku průměrné denní

přímé radiaci přijaté *nad* zápojem. *IndirectSideFactor* je závislý na výběru difúzního světla distribuovaného modelu v radiaci a vypočítá se jako poměr mezi sumou všech prstenců ( $[\text{ring gap fraction} * \text{ring fraction of sky area} * \sin(\text{elevation})]$ ) ku sumě všech prstenců ( $[\text{ring fraction of sky area} * \sin(\text{elevation})]$ ). *TotalSiteFactor* počítá s poměrem průměrných denních přímých + difúzních radiací přijaté *pod* zápojem v době vegetace ku průměrné denní přímé + difúzní radiaci přijaté *nad* zápojem v době vegetace. Zjištěné údaje charakterizují světlostní podmínky (difúzní, totální a přímé záření) pro jednotlivé PO za celý rok 2021. Pro výstupy byly vytvořeny klastry světlostních podmínek, střevlíků a korelace výskytu nejpočetnějších druhů střevlíků na vzniklé světlostní podmínky. Shlukování proběhlo podle pravidla úplného spojení buď za užití míry 1-Pearsonův  $r$  nebo Euklidovské vzdálenosti.

Za účelem určení vztahu mezi počtem jedinců druhů střevlíků, prostředím PO a environmentálními proměnnými, bylo použito testování pomocí kanonické korespondenční analýzy (CCA) s aplikováním *spli-plot desingu*, Monte-Carlova permutačního testu (999 opakování) a manuálního *stepwise selection* v programu CANOCO (ter Braak a Šmilauer, 2002; Lepš a Šmilauer, 2003).

### **Sezónní dynamika**

Pro početněji zastoupené druhy (2 000 odchyťů a více) čeledi střevlíkovitých byl vyhodnocen abundantní výskyt během vegetačního období. Aktivita souvisí s termíny odběru vzorků zmíněných v tab. 1 (kapitola 4.2 „Odběr a determinace“). Tradičně se pracuje s 8 odběrovými termíny. Meziobdobí termínů odběrů se označuje měsícem realizace. Pro popis aktivity druhů jsou nejdůležitější měsíce květen a červen. Literatura (Křístek a Urban, 2013) popisuje druhy v jarním (29.3.–5.5.), letním (6.5.–5.8.), pozdně letním (6.8.–4.9.) a podzimním (5.9.–20.11.) aspektu.

### **Generalizovaný lineární model (GLM)**

Ke zjištění obecných rozdílů v počtech druhů tolerantních vůči zastínění (I, L, O) a vlhkosti (I, V, X, H, S) stanoviště pro jednotlivé roky na TVP byl stanoven v programu Past 4.09 trend za užití normální distribuce a identického spojení, které odpovídá regresnímu modelu přímky s odhadem jeho parametrů metodou nejmenších čtverců (OLS) (Hammer, 2020). Program přímo používá algoritmu [Iteratively Reweighted Least Squares] (IRLS) pro nejlepší vypovídající odhad modelu (Gorodnitsky a Rao, 1997;

Hammer, 2020). Logaritmičká pravděpodobnost  $LL$  [Log-likelihood] se vypočítá z odchylky  $D$  jako (Hammer, 2020):

$$LL = -\frac{D}{2\varphi}$$

Odchylka  $D$  se vypočítá u normální distribuce jako (Hammer, 2020):

$$D = \sum_i (y_i - \mu_i)^2$$

Hodnota  $G$  určuje sklon trendu a nabývá hodnoty chí-kvadrátu s jedním stupněm volnosti (Hammer, 2020).

## 5 Výsledky

V letech 2013–2021 bylo na požářišti Bzenec metodou zemních pastí odchyceno 117 druhů střevlíkovitých z 30 999 determinovaných jedinců. Jedinci tvoří charakter aktivity společenstva, nezakládá se na popisu celého spektra, proto není jejich početnost ovlivněna (Stein, 1965). Pro 9letý zkoumaný sled bylo klasifikováno do 3 bioindikačních skupin celkem 60 adaptabilních, 48 eurytopních a 9 reliktních druhů (tab. 2–4). Výsledky jsou provázány faunistickými charakteristikami sledovaných TVP vymezených intenzitou disturbance a růstové fáze horní etáže porostu. Ke každé lokalitě PO\_01 až PO\_11 jsou uvedeny změny v druhové bohatosti, početnosti, dominanci, modelu odhadu rarefrakčními křivkami, diverzitě, ekvitabilitě, podobnosti. Souhrnně jsou zobrazeny informace poskytnuté mnohorozměrnou statistickou analýzou, metodou SIMPER a generalizovaným lineárním modelem.

### **Mlaziny monokultury borovice lesní TVP PO\_01 a PO\_04**

**Počet, bohatost, a dominance** – během 9 let bylo na PO\_01 a PO\_04 odchyceno 5267 jedinců (16,99 %) zahrnujících 82 druhů (69,5 %) (tab. 2). Druhová bohatost v období 2013–2016 narůstala, přičemž v navazujícím období na PO\_04 se druhové spektrum po roce 2018 stabilizovalo a na PO\_01 zastoupení druhů od roku 2019 ustupuje (tab. 3). Počty jedinců v tab. 2 se na PO\_01 po roce 2018 stabilizovaly a na PO\_04 se projevil po roce 2016 výrazný pokles o 148 jedinců, přičemž v roce 2020 byl potvrzen vzestup odchycených střevlíků o 239 jedinců. PO\_04 má v porovnání s ostatními biotopy nejnižší počet zachycených jedinců (tab. 2). Nízké počty odchvy vykazují i plochy PO\_10 a PO\_08 (tab. 2). V roce 2021 byla dominance druhového složení PO\_01 a PO\_04 obdobná (tab. 3). Rarefrakce poukázala na malé počáteční (2013) (obr. 33) druhové zastoupení spektra střevlíkovitých na PO\_04, jehož vývoj do roku 2018 naznačoval bohatší druhové složení (obr. 33, obr. 34, obr. 35), ale v roce 2020 dochází na PO\_04 k zjednodušení diverzity stanoviště (obr. 36). Hojně se vyskytují druhy *Calathus erratus* (2014–2021) (obr. 24), *Harpalus rufipalpis* (2013–2017) (obr. 27) a *P. rufipes* (2013–2021) (tab. 3) (obr. 28). *P. rufipes* je početnější na PO\_01 než na PO\_04 a během zkoumaného období má jeho početnost na obou TVP klesající trend (tab. 2, tab. 3). Dle Červeného seznamu Farkače et al. (2005) se na PO\_01\_04 vyskytly druhy téměř ohrožené (*Harpalus flavescens*, *H. picipennis*, *H. modestus*, *Cymindis macularis*) a zranitelné (*H. hirtipes*) (tab. 2, tab. 3). Podle tolerance na zastínění jsou eudominantní druhy otevřených stanovišť (O), podle vlhkosti jsou indiferentní druhy, s eudominancí v roce 2013, v roce

2018 nahrazeny suchomilnými druhy (*C. erratus*, *Harpalus autumnalis*) (Hůrka, 1996) (tab. 2, tab. 3, tab. 4). Stínomilné druhy se hojněji vyskytly na počátku a na konci šetření (tab. 4). Recedentní xerothermní dominantně se vyskytující druhy (protagonista *Harpalus flavescens*) jsou od roku 2017 nahrazeny recedentními druhy (*Cymindis angularis*, *C. macularis*) (Hůrka, 1996) (tab. 2, tab. 3, tab. 4). Ve vztahu k pterii se po celé zkoumané období vyskytují eudominantně druhy makropterní a spolu s nimi subdominantně až eudominantně druhy brachypterní (Hůrka, 1996) (tab. 4). Nedisponují, oproti nezasazeným TVP, stabilně se vyskytující populací brachypterních druhů (tab. 4). Druhy B/M (protagonista *C. erratus*) mají v tomto biotopu rostoucí trend (Hůrka, 1996) (tab. 4) (obr. 24).

**Diverzita, ekvitabilita** – Do roku 2015 diverzita na PO\_01 se zvyšovala a přes pokles o 0,37 dosáhla v roce 2018 kulminační hodnoty (2,07) za období sledování shodně jako PO\_04 (obr. 30, obr. 31). Berger-Parkerův index (BP) je po požáru nižší na PO\_04, v roce 2014 jsou hodnoty vyrovnané. V letech 2020 a 2021 je hodnota indexu BP obdobně vysoká jako na PO\_05. V průběhu 9 let druhové společenství snížilo diverzitu. Došlo ke stabilizaci 1–2 nejpočetnějších druhů, proto v roce 2020 byl evidován pokles míry vyrovnanosti u obou TVP (obr. 32). V letech 2020 a 2021 má PO\_04 obdobně nízkou ekvitabilitu jako PO\_05 (obr. 32, obr. 33). To je způsobeno druhem *Calathus erratus*, který tvoří stabilní populace v zapojujících se biotopech (obr. 24) (tab. 2, tab. 3).

**Podobnost** – v roce 2017 na PO\_01 eudominuje adaptabilní *H. rufipalpis*, v letech 2020 a 2021 je nahrazen druhem *C. erratus* (obr. 24) (tab. 3). Bray-Curtisův (BC) index a shluková analýza poukazují v prvním roce na nepodobnost PO\_01 a PO\_04 (obr. 38, obr. 39). Až v roce 2016 jsou lokality zařazeny do společného klastru (obr. 44). Všechny disturbované TVP jsou zařazeny do jednoho dílčího klastru a ty nezasazené do druhého (obr. 39–55). V roce 2021 jsou světlostní podmínky PO\_04 obdobné s PO\_01 a ty jsou společně v Euklidovské míře vzdálenosti v blízké korelaci s PO\_03. (obr. 56). Pokud se pro rok 2021 užije porovnání početných druhů, pak si jsou lokality PO\_01 a PO\_04 podobné (obr. 57). Při užití celého spektra střevlíkovitých si jsou podobné PO\_04 a PO\_05, které se ale odlišují od ostatních požárem disturbovaných lokalit (obr. 55). Je to důsledek vlivu měnících se světlostních poměrů (obr. 58). Podle multivariačního testu SIMPER je popsána PO\_01 druhy *Calathus erratus* (obr. 24), *Pseudoophonus rufipes* (obr. 28), a *H. rufipalpis* (tab. 7) (obr. 27). PO\_04 je charakterizována druhy *C. erratus* (obr. 24), *P. rufipes* (obr. 28), *H. rufipalpis* (obr. 27), *H. flavescens* a *H. affinis*

(tab. 7). Podle této metody se *C. violaceus* (obr. 25) objevuje frekventovaněji v PO\_01 než v PO\_04 (tab. 7).

### **Tyčkovina borovice lesní v různé fázi rozpadu TVP PO\_02 a PO\_03**

**Počet, bohatost, a dominance** – v období po požáru bylo na PO\_02 a PO\_03 zachyceno 5753 jedinců (18,6 %) zahrnujících 83 druhů (70,3 %) (tab. 2). Druhovú bohatost na PO\_02 měla do roku 2016 vzrůstající trend, poté počty druhů klesly a stabilizovaly se na 19 druzích (tab. 2). Na PO\_03 došlo u druhového spektra v roce 2015 k poklesu a po roce 2019 osciluje druhová bohatost okolo 20 druhů zaznamenaných za jednu vegetační sezónu (tab. 2). Nejvíce jedinců bylo uloveno na PO\_02 a PO\_03 v roce 2015 (tab. 2). Na zmíněných plochách navazuje výrazný pokles ve výskytu střevlíků (tab. 2, tab. 3). U PO\_02 ze 607 jedinců (2015) na 76 (2019–2021) a u PO\_03 nastal ústup mezi roky 2018 a 2019 (o 253 kusů) a navazující mírný vzestup počtu jedinců (tab. 2). Rarefrakční odhady počtu druhů na počet jedinců poukazují na druhovou bohatost obou TVP (obr. 33–37). Pestrost druhového složení obou TVP je patrná v letech 2019, 2020 a 2021 (obr. 36, obr. 37). Podle odhadů rarefrakce nedochází vlivem hojnosti k přiměřenému popisu lokalit, opakem je PO\_05 (obr. 33–37). Jasná data jsou na PO\_03 v roce 2016 a 2017 (obr. 34, obr. 35). Hojně se vyskytuje *Pterostichus quadrifoveolatus* na PO\_02 a PO\_03 do roku 2016, posléze se počty jedinců shodně snižují na obou lokalitách, v roce 2020 vymizel z PO\_03 úplně (tab. 3) (obr. 26). *P. rufipes* byl v letech 2013–2018 eudominantní, posléze (2019) subprecedentní až dominantní (tab. 3) (obr. 28). Je hojněji zastoupen na PO\_03 než na PO\_02 a byl nejaktivnější 2 roky po požáru. (tab. 3) (obr. 28). Pomocí charakteristiky ekologických skupin je lokalita PO\_02 zastoupena druhy otevřených stanovišť (*P. rufipes*, *C. erratus*) (Hůrka, 1996) (tab. 3, tab. 4) (obr. 28, obr. 24), druhy lesních/stínomilných stanovišť po roce 2016 přechází do subdominance a protagonistou skupiny indiferentních druhů, až na rok 2019, je *C. violaceus* (Hůrka, 1996) (tab. 4) (obr. 25). Ten byl hojněji chycen hlouběji v porostu a na lesním okraji (tab. 3). Pro PO\_03 je charakteristické početné zastoupení druhů otevřených stanovišť (*H. rufipalpis*, *C. erratus*) (tab. 3) (obr. 27, obr. 24). *Amara lunicollis* byl eudominantní do roku 2015, poté se v roce 2021 z biotopu stáhl zcela (tab. 3). Stínomilné druhy se nacházely do roku 2016 subdominantně (Hůrka, 1996) (tab. 3). Od roku 2017 se vyskytují náhodně (tab. 3). Z druhů indiferentních je zajímavý subprecedentní výskyt nominotypického poddruhu *Poecilus cupreus* od roku 2018 (tab. 3). *C. violaceus* (obr. 25) PO\_03 neopustil zcela, stále se pohybuje svojí aktivitou v okolí lesních okrajů, na

otevřené disturbované ploše nebyl kvantitativně zaznamenán (tab. 3). Dle tolerance k vlhkostním poměrům tvořili do roku 2016 pestrou skladbu druhů indiferentní (PO\_02: *P. quadriveolatus* (obr. 26), *P. oblongopunctatus*, *P. rufipes* (obr. 28), *A. lunicollis*; PO\_03: *H. rufipalpis* (obr. 27), *P. rufipes* (obr. 28)) (Hůrka, 1996) (tab. 3). *P. rufipes* je abundantní v celém prostoru TVP PO\_03 bez významné odchylky na světlostní a vlhkostní poměry (Hůrka, 1996) (tab. 3) (obr. 28). Indiferentní druhy jsou od roku 2017 nahrazeny druhy suchomilnými (*C. erratus*, *C. cinctus*) (Hůrka, 1996) (tab. 3). Na PO\_03 se svojí aktivitou vyskytují eurytopní xerothermní druhy (*H. tardus*) (obr. 29) spíše na okrajích dvou biotopů než ve středu lokality (Hůrka, 1996) (tab. 3). Makropterní druhy tvoří hlavní součást PO\_02\_03 (*P. rufipes* s výskytem 2014–2018) (obr. 28) (Hůrka, 1996) (tab. 3, tab. 4). Lokality disponují na početnost nízkou za to stabilní součástí druhů s brachypterii (*C. violaceus*, *C. hortensis*) a brachypterii s možnou makropterii (*Notiphilus biggutatus*, *C. erratus*) (Hůrka, 1996) (tab. 4).

**Diverzita, ekvitabilita** – podle Shannon-Wienerova (SW) indexu měla diverzita společenstev na obou lokalitách po požáru vzrůstající trend. Poklesy diverzity byly na PO\_03 zaznamenány v letech 2014, 2016, 2021 (obr. 30, obr. 31, obr. 32). Při porovnání diverzity a ekvitability carabidocenóz se jeví PO\_03 jednodušší verzí PO\_02 (obr. 30–32). Diverzita na PO\_02 po požáru rostla až do roku 2015, což koreluje s výsledky BP indexu (obr. 30). Do roku 2017 mírně klesala a od roku 2018 si zachovává oproti jiným TVP maxima (obr. 31). Ke kulminaci hodnoty diverzity dochází v roce 2020 (2,68) kde má velkou míru vyrovnanosti druhového spektra (obr. 32). BP index je v roce 2020 nejnižší za celé sledované období (obr. 32). V roce 2021 je zaznamenán mírný pokles u obou hodnot diverzity a ekvitability a nárůst u dominance jedním druhem (obr. 32). Jev disturbance v proporcích carabidocenóz je evidován u všech skupin společenstev TVP (obr. 30–32).

**Podobnost** – Bray-Curtisův (BC) index popsal lokality v roce 2013 ve shodném klastru (obr. 39), po roce 2015 se lokality od sebe začaly lišit (obr. 43). Třásňový diagram roku 2015 poukazuje na podobnost PO\_02 k zasaženým kmenovinám (obr. 43). PO\_03 je spíše podobná rozvolněným disturbovaným biotopům (2015, 2017, 2018) (obr. 43, obr. 47, obr. 49), po roce 2018 je zjevná podobnost se zapojujícími se porosty PO\_01 a PO\_04 (obr. 49), která vyúsťuje v roce 2021 v podobnosti se zasaženými kmenovinami (obr. 55). Trend nepodobnosti PO\_02 a PO\_03 od roku 2016 spíše narůstá (obr. 45, obr. 47, obr. 49, obr. 51, obr. 53, obr. 55). V roce 2020 je PO\_02 zařazena mezi



nedisturbované biotopy (obr. 53). V roce 2021 byla PO\_02 vzdáleně zařazena do klastru se zapojenými disturbovanými lokalitami (obr. 55). Světlostní poměry jsou na PO\_02\_1 podobné zasaženým kmenovinám, PO\_02\_2 je v klastru s PO\_10 a PO\_11 (obr. 56). Aktivita početných střevlíků ve vztahu k radiaci vykazuje podobnost mezi PO\_02\_1 a PO\_02\_2 (obr. 58). Ty jsou vzdáleně podobné vztahu lokalit nezasažených požárem (obr. 58). Multivariačním testem SIMPER byly druhy určující charakter lokality PO\_03 *P. rufipes* (obr. 28), *H. rufipalpis* (obr. 27) a *C. erratus* (tab. 7) (obr. 24).

### **Borové kmenoviny TVP PO\_06 a PO\_07**

**Počet, bohatost, a dominance** – na lokalitách zasažených nastávajících borových kmenovin PO\_06 a PO\_07 bylo v zemních pastech 5932 jedinců (19,1 %) disponující 76 druhů (64,4 %) (tab. 2). Druhovú bohatost obou lokalit je po dobu odběrových termínů let 2013–2021 vyvážená (tab. 2). V roce 2017 se na PO\_07 (14) snížil počet druhů o 8 více než na PO\_06 (22) (tab. 2, tab. 3). Lokality až na výjimky sdílí obdobné trendy nárůstu a poklesu druhové bohatosti (tab. 2, tab. 3). Netýká se to počtu jedinců, v roce 2018 nastal na PO\_07 vzestup proti mírnému poklesu na PO\_06 (tab. 2). Je to způsobeno druhem *P. quadriveolatus*, který měl na PO\_07 o 137 evidovaných jedinců více (tab. 2). Rarefrakčními odhady bylo stanoveno, že lokalita PO\_06 disponuje pestřejším druhovým složením než PO\_07 (obr. 33–37). V roce 2017 se jeví PO\_07 pomocí modelu rarefrakce stabilnější v poměru počtu jedinců ku počtu druhů než PO\_06 (obr. 35). Od roku 2019 vykazují obě lokality disrupci ve stabilitě, dochází na úkor počtu jedinců k druhovému obohacení obou lokalit (obr. 36). Druhové obohacení je podle odhadů modelu rarefrakce nejvyšší v roce 2019 (obr. 36). Pro společenstva střevlíků rok po požáru je charakteristický výskyt druhů tolerující otevřená stanoviště (*P. rufipes*, *P. quadriveolatus*), ty jsou v průběhu sledování druhově početněji zastoupeny než na lokalitách nezasažených (Hůrka, 1996) (tab. 3). *P. rufipes* se na TVP PO\_06 a PO\_07 vyskytoval, až na početní snížení v roce v roce 2014, hojně do roku 2018, poté k dochází trvalejšímu poklesu (tab. 3) (obr. 28). *P. quadriveolatus* má svůj výskyt v kmenovinách v čase konstantní, na PO\_07 se vyskytuje početněji než v PO\_06 (tab. 3) (obr. 26). Během 9 let po požáru se jeho výskyt omezuje až na nezachycení v roce 2021 (tab. 3). TVP zasažených kmenovin jsou podmíněny výskytem druhu *C. erratus*, který má ve své početnosti od požáru rostoucí trend (tab. 3) (obr. 24). Z pohledu vlhkosti jsou lokality obsazovány indiferentními druhy (tab. 4). Druhy tolerující vlhké prostředí jsou obdobně zastoupeny jako na TVP nezasažených kmenovin (tab. 4). Druhy vyskytující se v

zasažených kmenovinách navíc jsou *Agonum sexpunctatum*, *Amara familiaris* a *Tachyta nana* (tab. 3, tab. 4). Apterní druhy standardně neobsazují zasažené kmenoviny (tab. 4). Po celou dobu šetření se majoritně vyskytují druhy makropterní (*Harpalus rufipalpis*, *P. rufipes*) (tab. 4) (obr. 27, obr. 28). Tři roky po požáru dochází k nárůstu brachypterních a brachypterních druhů s možnou makropterii např. *Notiophilus biguttatus*, hojně se vyskytující do roku 2014, lokality po roce 2019 opustil (tab. 3, tab. 4).

**Diverzita, ekvitabilita** – SW index diverzity měl rok po požáru vyšší hodnotu u lokality PO\_06 než u PO\_07 (obr. 30). V roce 2015 došlo k vyrovnání hodnot, mírně převládala hodnota diverzity a ekvitabilitu u PO\_06 (obr. 30). V roce 2018 byly vyšší hodnoty na TVP PO\_07 (obr. 31). V roce 2020 došlo k náhlému snížení SW indexu o 0,44, BP index se zvýšil o 0,26 (obr. 32). Pro TVP PO\_06 tvořily nejvyšší míru vyrovnanosti druhového společenstva vegetační období 2 a 3 roky po požáru (obr. 30, obr. 31). BP index je až na rok 2015 vyšší u PO\_06 (obr. 30). V rozmezí let 2016–2019 je zaznamenáno navýšení BP indexu u obou lokalit vlivem vysokých abundancí druhu *P. rufipes* (obr. 32). V roce 2021 došlo k vyrovnání obou hodnot, ty jsou druhé nejvyšší ze všech monitorovaných TVP (obr. 32). Vysoká hodnota byla způsobena eudominantním druhem *C. erratus*, který zde převládá nad ostatními druhy (tab. 3) (obr. 24).

**Podobnost** – rok po požáru se PO\_06 nachází v klastru s PO\_01 a PO\_05, PO\_07 je spíše podobná lokalitám PO\_02 a PO\_03 (obr. 39). Pro BC index popsaly grafy shlukových analýz pomocí Euklidovské míry vysokou míru podobnosti TVP PO\_06 a PO\_07 od roku 2016 (obr. 45–55). V roce 2016 jsou obě lokality zasažených kmenovin v klastru se společenstvy střívkovitých z disturbovaných ploch tyčkovin borovice TVP PO\_02 a PO\_03 (obr. 45). S ohledem na světlostní poměry roku 2021 jsou zasažené kmenoviny podobné světlostním podmínkám PO\_02\_1 (obr. 56). Při užití míry 1–Personův r na data abundancí střívků a světlostní poměry, jeví se PO\_07 otevřenější v zápoji než PO\_06 (obr. 58). Obě lokality jsou v klastru s PO\_01 (obr. 58). Metoda SIMPER určila taxony, které nejlépe vystihují charakter lokalit oproti ostatním TVP jako *P. rufipes* (obr. 28), *C. erratus* (obr. 24), *A. lunicollis* (tab. 3) a *H. rufipalpis* (obr. 27) (tab. 7).

## Zasažená tyčkovina dubu červeného TVP PO\_05

**Počet, bohatost, a dominance** – v devítiletém časovém období bylo v dubové tyčkovině odchyceno 61 druhů střevlíků (52,1 %) v abundanci 5522 jedinců (17, 8 % z celku) (tab. 2). První 4 roky po požáru jsou počty druhů střevlíků vyrovnané, v roce 2017 došlo ke snížení druhové pestrosti, v roce 2018 se zvýšil počet druhů jako na předešlé období a v rozmezí let 2019–2021 se opět snížil počet jako v roce 2017 (tab. 2). TVP PO\_05 má v roce 2015 kulminaci počtu jedinců, která je nejvyšší zaznamenanou hodnotou (1226 jedinců) ze všech TVP za celé sledované po požární období (tab. 2). V roce 2015 tvořil polovinu odběru jedinců druh *C. erratus* (obr. 24), rarefrakční model odhadu počtu druhů ukázal nižší druhové obohacení než na lokalitách PO\_02, PO\_03 a PO\_04 (obr. 43). Oproti těmto lokalitám vykazuje PO\_05 stabilitu druhové pestrosti, která je patrna v roce 2019 (obr. 50). S ohledem na ekologické skupiny střevlíků poukazují výsledky na stabilní zastoupení druhů tolerující otevřené nezapojené a spíše sušší stanoviště (Hůrka, 1996) (tab. 4). Druhou hojně zastoupenou skupinou jsou druhy indiferentní (*P. rufipes*, *H. rufipalpis*) vůči vlhkostním poměrům (Hůrka, 1996) (tab. 4) (obr. 27, obr. 28). Tyto druhy mají klesající trend aktivního výskytu na PO\_05, jejich počty kulminovaly v letech 2014 a 2015 (tab. 2, tab. 3). Zástupcem xerofilních druhů je na PO\_05 *H. tardus*, který se subdominantně vyskytl v rozmezí let 2016–2018 (Hůrka, 1996) (obr. 29), poté jeho počty klesly na hodnotu recedentního druhu a v této dominanci zůstal do konce šetřeného období (tab. 3). Majornitní složku tvoří makropterní druhy (*C. erratus*, *P. rufipes*), ty se vyskytují převážně v zapojenější částí dubového porostu (Hůrka, 1996) (tab. 4). Významný je výskyt brachypterního druhu *Calathus fuscipes*, který se na TVP objevil v roce 2015 a jeho subdominantní zastoupení od roku 2018 je trvalé (Hůrka, 1996) (tab. 4).

**Diverzita, ekvitabilita** – na začátku šetření sledování vykazovala TVP PO\_05 vysokou míru diverzity a vyrovnanosti druhového spektra střevlíků (obr. 30). Tento stabilní efekt nepřevládá nastávající roky po požáru s odchylkami v letech 2016–2018 (obr. 31). V období let 2016–2017 je BP index shodný s lokalitami PO\_03, PO\_04, v roce 2018 pouze s TVP PO\_03 (obr. 31). V letech 2020–2021 je BP index obdobně vysoký jako u lokality PO\_04, to je v korelaci s ekvitabilitou, která je na PO\_04 a PO\_05 nejnižší ze všech TVP (obr. 32). To je způsobeno druhem *C. erratus* s dominancí 83 % (tab. 3) (obr. 24).

**Podobnost** – graf shlukové analýzy z dat BC indexu podobnosti ukázal PO\_05 v roce po požáru v klastru s PO\_01 a PO\_06 (obr. 39). V roce 2014 je v blízké podobnosti s PO\_01 (obr. 41). V roce 2015 se k nim přidala lokalita PO\_03 (obr. 43). V roce 2016 je vzdáleně podobný PO\_01 a PO\_04 (obr. 45). V roce 2017 poukazuje shluková analýza s užitím Euklidovy míry na podobnost s PO\_04 (obr. 47). Podobnost s PO\_04 se projevila v letech 2020/2021 (obr. 53, obr. 55). Ty jsou podle Euklidovy vzdálenosti a BC indexu málo podobné ostatním zasaženým lokalitám (obr. 39–55). V roce 2021 jsou světlostní poměry zasažené dubové tyčkoviny v klastru s nezasaženými TVP (obr. 56). Ve vztahu abundance na zastínění je PO\_05 podle míry 1-Pearsonův  $r$  blízce podobná s PO\_04 (obr. 58). Metodou SIMPER bylo zjištěno, oproti jiným lokalitám, vysoká determinace lokality pomocí druhu *C. erratus* (tab. 7) (obr. 24).

### **Nezasažené tyčkoviny borovice TVP PO\_10 a PO\_11**

**Počet, bohatost, a dominance** – z pohledu dlouhodobého časového spektra jsou lokality nezasažených tyčkovin nejchudší druhovou bohatostí (55 druhů, 47 %) a na počet chycených jedinců (3846 jedinců, 12,41 % z celku) (tab. 2). Rarefrakční odhady ukazují na vyšší druhové obohacení PO\_10 než PO\_11, trend je patrný ve všech letech kromě roku 2018 (obr. 33–obr. 37). Obě lokality zastupující zapojený biotop mají podle modelu rarefrakce stabilizované druhové spektrum střevlíkovitých, které v čase nemá výraznější flukтуаční změny jako na lokalitách zasažených požárem (obr. 33–37). Tvoří chudší druhovou skladbu než na lokalitách PO\_02 a PO\_03 (obr. 33–37). Hojně se vyskytujícími druhy jsou *C. cinctus*, *C. violaceus*, *Pterostichus oblongopunctatus* a *P. quadrifoveolatus* (tab. 2, tab. 3) Jsou v lokalitách aktivní po celou dobu výzkumu (tab. 2, tab. 3). Nejpočetnějším druhem je *C. violaceus*, který se aktivně vyskytuje spíše uprostřed porostů než na jejich okrajích (tab. 3). *C. cinctus* má kulminaci abundance na PO\_11 (45 % zastoupení) v roce 2015, poté počet klesl na původní hodnoty jako v předešlých letech a od roku 2016 má klesající trend výskytu (tab. 2). *P. quadrifoveolatus* má od roku 2016 prokazatelně stabilně rostoucí výskyt (tab. 2). Počátkem stabilní aktivity je subdominantní, v dalších letech má dominantní zastoupení v carabidocenóze nezasažených tyčkovin (tab. 3). Jev nárůstu je v korelaci s klesajícím výskytem na TVP PO\_02, PO\_03 a PO\_07. Na PO\_07 je pokles abundance o 2 roky mírnější než na PO\_02 a PO\_03 (tab. 2). Tyto zapojené porosty překvapivě vykazují početné zastoupení (37) světlomilných druhů (*C. cinctus*, *P. quadrifoveolatus*), kteří tvoří stabilní druhovou složku (Hůrka, 1996) (tab. 4). V poměru na počet jedinců a druhů je spíše stabilní výskyt

lesomilných (*P. oblongopunctatus*) a indiferentních (*C. violaceus*) (obr. 25) druhů (Hůrka, 1996) (tab. 4). Na vlhkostní poměry jsou vázány indiferentní druhy (tab. 4). Suchomilné druhy vykazují oproti druhům indiferentním klesající trend odchyty (tab. 4). Xerothermní druhy mají výskyt pouze v roce 2016 (tab. 4). Eudominantně se vyskytovaly druhy makropterní, ty tvoří stabilní složku druhového složení střevlíkovitých (tab. 4). Vysoké a stabilní počty vykazovaly druhy brachypterní a brachypterní s možnou makropterií (*Oxypselaphus obscurus*) (Hůrka, 1996) (tab. 4).

**Diverzita, ekvitabilita** – SW index diverzity v počátku šetření byl nejnižší ze všech TVP, ekvitabilita byla shodná s PO\_07 (obr. 30). V roce 2015 byla nejnižší diverzita na PO\_11 (obr. 30). Druhové spektrum nezasažených tyčkovin se výrazně neměnilo (obr. 30–obr. 32). Nejvyrovnanější byla PO\_10 v roce 2016, v ostatních letech vykazovala diverzita mírnější nárůst než na PO\_11 (obr. 31). BP index podává informaci o shodné fluktuaci nejzastoupenějšího druhu na lokalitách v daném roce (obr. 30, obr. 31). V roce 2016 je diametrální rozdíl mezi oběma lokalitami, PO\_11 skýtá nepoměrně vyšší zastoupení druhu *C. violaceus* než PO\_10 (obr. 31).

**Podobnost** – podle BC indexu podobnosti užitým jako podkladový materiál pro shlukovou analýzu, vyšla vysoká míra shodnosti, která se v čase šetření neměnila (obr. 38–obr. 55). Lokality PO\_10 a PO\_11 zůstaly ve vzájemném klastru spolu s nezasaženými kmenovinami (obr. 38–55). To potvrdila shluková analýza aplikovaná na data z WinSCANOPY ve vztahu k abundantním druhům roku 2021 (obr. 58). Světlostní charakter TVP PO\_10 je vysoce podobný těm na PO\_02\_2, vzájemná podobnost na úrovni aktivity společenstev střevlíkovitých nebyla mírou 1-Pearsonův  $r$  potvrzena (obr. 56). Metoda SIMPER určila druhy charakterizující nezasažené tyčkoviny jako *C. violaceus* (více na PO\_11) (obr. 25), *P. oblongopunctatus* (shodně PO\_10, PO\_11), *C. cinctus* (více na PO\_11), *P. quadrifoveolatus* (shodně PO\_10, PO\_11) (obr. 26), *O. obscurus* (více na PO\_10) a *H. rufipalpis* (více na PO\_11) (tab. 4) (obr. 27).

#### **Nezasažené přestárlé kmenoviny borovice lesní TVP PO\_08 a PO\_09**

**Počet, bohatost, a dominance** – v porostech kmenovin sloužící k porovnání výsledků s PO\_06 a PO\_07 se odchytilo 4679 jedinců (15,1 %) patřící 57 druhům (48,7 %) (tab. 2). Do roku 2016 je evidován obdobný charakter aktivity na obou pozorovaných lokalitách s kulminací abundancí jedinců a druhů ve 3 roce sledování (tab. 2). V roce 2017 byl zaznamenán výrazný rozdíl v početnosti jedinců, na PO\_09 byl

vyšší počet než na PO\_08 (tab. 2). Trend nižšího odběru na PO\_08 je patrný do konce pozorovacího období (tab. 2). V letech 2016–2021 není významný rozdíl ve skladbě druhového složení střívků (tab. 2). Rarefrakční odhady poukázaly na strukturní druhovou bohatost PO\_08 (obr. 33), trend je přerušen v roce 2015 (obr. 34), kdy obě lokality vykazují obdobné druhové obohacení. V letech 2017/2019 se jeví PO\_09 oproti PO\_08 stabilizovaně (obr. 35, obr. 36). PO\_08 je v roce 2020 diverzifikovaná a nestabilizovaná (obr. 36). V posledním pozorovaném vegetačním období je zjevné stabilizované druhové složení střívkovitých na PO\_09 (obr. 37). Na obou lokalitách mají dominantní a stabilní postavení světlomilné druhy (tab. 4). Nezanedbatelnou aktivitu skýtají druhy lesní, které tvoří, oproti druhům indiferentním (pouze druh *C. violaceus*), stabilní společenstvo (*P. oblongopunctatus*, *O. obscurus*) (Hůrka, 1996) (tab. 4). Pro kontrolní kmenoviny jsou rozhodující ve vazbě na vlhkost indiferentní druhy (*A. lunicollis*, *C. violaceus*, *P. oblongopunctatus*, *P. quadrifoveolatus* a *P. rufipes*) (Hůrka, 1996) (tab. 4). Významný je výskyt kategorie vlhkomilných druhů (*O. obscurus*), které jsou početnější na PO\_09 (Hůrka, 1996) (tab. 4). Stabilní složku, po dobu výzkumu, vytváří jako na ostatních TVP druhy makropterní (tab. 4). Druhy apterní (*C. coriaceus*) se objevily početněji jen v roce 2015, další monitorovací vegetační období nebyl zaznamenán jejich výskyt (Hůrka, 1996) (tab. 4).

**Diverzita, ekvitabilita** – SW index diverzity je na obou zkoumaných lokalitách v periodě výzkumu shodný (obr. 30–obr. 32). Ekvitabilita je na PO\_08 od roku 2016 do roku 2021 mírně vyšší než na PO\_09 (obr. 31, obr. 32). Z výsledků BP indexu je patrná na PO\_08 vyrovnanost společenstev střívkovitých, dominantní druh nepřesáhl 45% hranici, kterou např. PO\_05 dosáhla v 8 vegetačních obdobích (obr. 30–32). PO\_09 je od roku 2017 méně stálá ve výskytu některých druhů (*C. violaceus*) (obr. 31, obr. 32).

**Podobnost** – v rozmezí šetření byly nezasažené přestárlé kmenoviny zařazeny shlukovou analýzou s podkladem BC indexu do společného klastru s kontrolními lokalitami borových tyčkovin (obr. 38–55). Kontrolní TVP jsou podle Euklidovské metriky nepodobné těm zasaženým a v průběhu času nedošlo k přiblížení podobnosti (obr. 38–obr. 55). Ve vztahu k zastínění jsou nezasažené kmenoviny ve společném klastru se zapojenými tyčkovinami (obr. 38–obr. 55). Je tak patrná analogie shlukové analýzy, na levé straně jsou lokality s větší mírou pokryvnosti asimilačního aparátu než na pravé straně. PO\_05 se ve světlostních poměrech vzdáleně podobá PO\_08 a PO\_09. Při užití míry 1-Pearsonův  $r$  na abundantní druhy roku 2021, vyšla pro PO\_08 vysoká podobnost

s nenarušenými tyčkovinami (obr. 56). Možnost rozvolněného charakteru horní etáže na PO\_09 se vylučuje při aplikaci korelace abundance a světlostních poměrů, kde je PO\_09 v blízké podobnosti s nenarušenými tyčkovinami (obr. 58). Metodou SIMPER byla zjištěna vysoká odlišnost se zasaženými TVP pomocí taxonů *C. violaceus* (více na PO\_09) (obr. 25), *P. oblongopunctatus* (více na PO\_09), *P. quadrifoveolatus* (více na PO\_08) (obr. 26), *A. lunicollis* (více na PO\_09), *O. obscurus* (PO\_09) a *A. curta* (více na PO\_09) (tab. 7).







Pokračování tab. 2. Část III(VIII).

Carabidae	Akronymy	PO_01										PO_02										PO_03										PO_04										PO_05									
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021					
Phyla obtusa (Audinet-Serville, 1821)	Ph_obt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758)	Po_cupr	1	-	4	-	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-	-	-	2	3	-	1	1	4	2	3	2	5	1	3	-	1	2	1	-	1	1	-	1	-	-											
Poecilus lepidus (Leske, 1785)	Po_lep	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-												
Poecilus versicolor (Sturm, 1824)	Po_ver	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Pseudoophonus griseus (Panzer, 1796)	Pse_gris	2	22	7	1	7	4	5	-	-	-	2	10	11	9	-	1	-	-	11	19	3	1	-	-	-	-	8	2	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-											
Pseudoophonus rufipes (DeGeer, 1774)	Pse_ruf	77	211	72	125	43	91	51	14	15	244	130	132	132	66	102	32	11	7	15	308	218	146	61	109	30	36	42	4	139	55	45	16	28	15	6	21	118	255	137											
Pterostichus (M.) anthracinus (Illiger, 1798)	Pt_ant	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)	Pte_mel	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Pterostichus niger (Schaller, 1783)	Pte_nig	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-										
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)	Pte_obl	2	-	-	-	-	-	1	22	60	25	14	6	1	10	1	2	2	13	1	2	3	2	1	-	1	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	6	1	-	6	-	1	1	-	4						
Pterostichus quadrifeveolatus (Letzner, 1852)	Pte_qua	7	-	-	5	-	-	-	5	94	132	84	59	15	20	1	8	6	116	69	80	18	10	3	1	-	-	34	1	-	19	-	1	-	-	-	4	5	1	2	-	2	1	-	3						
Pterostichus strenuus (Panzer, 1796)	Pte_stre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
Stenolophus mixtus (Herbst, 1784)	St_mix	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
Stomis pumicatus (Panzer, 1796)	St_pum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
Syntomus foveatus (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	Syn_fov	-	-	1	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	3	1	1	-	-	1	-	-	2	5	-	4	-	-	-	1	1	1	3	1	5	3	-	1	-	-	1	-	-	3	-	3				
Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid, 1812)	Syn_obs	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Syntomus pallipes (Dejean, 1825)	Syn_pal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Syntomus truncatellus (Linnaeus, 1761)	Syn_trun	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	2	-	-	-	1	-	1	-	1	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	1	1	1	-	1	3	2			
Synuchus vivalis (Illiger, 1798)	Syn_viv	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Tachyta nana (Gyllenhal, 1810)	Ta_nan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)	Tre_qua	-	5	6	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	1	-	-	4	1	-	-	-	3	-	-	46	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-			
<b>Celkový počet jedinců</b>		<b>124</b>	<b>484</b>	<b>664</b>	<b>507</b>	<b>341</b>	<b>301</b>	<b>162</b>	<b>162</b>	<b>171</b>	<b>481</b>	<b>370</b>	<b>607</b>	<b>375</b>	<b>214</b>	<b>254</b>	<b>76</b>	<b>67</b>	<b>74</b>	<b>227</b>	<b>501</b>	<b>786</b>	<b>336</b>	<b>497</b>	<b>374</b>	<b>121</b>	<b>156</b>	<b>237</b>	<b>69</b>	<b>364</b>	<b>367</b>	<b>335</b>	<b>187</b>	<b>200</b>	<b>134</b>	<b>373</b>	<b>322</b>	<b>489</b>	<b>475</b>	<b>1226</b>	<b>324</b>	<b>478</b>	<b>509</b>	<b>702</b>	<b>647</b>	<b>672</b>					
<b>Celkový počet druhů</b>		<b>18</b>	<b>17</b>	<b>26</b>	<b>20</b>	<b>14</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>22</b>	<b>32</b>	<b>33</b>	<b>19</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>20</b>	<b>19</b>	<b>18</b>	<b>24</b>	<b>34</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>27</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>18</b>	<b>10</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>30</b>	<b>23</b>	<b>25</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>30</b>	<b>27</b>	<b>35</b>	<b>32</b>	<b>20</b>	<b>29</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>22</b>					















Pokračování tab. 3. Část III(XI).

Carabidae	Akronymy	Bioindikační skupina	PO_01									PO_02									PO_03									
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
			Harpalus xanthopus winkleri (Schauberger, 1923)	Har_xwi	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,39	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlaenius tristis (Schaller, 1783)	Ch_tris	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,44	-	-	-	-	
Leistus ferrugineus (Linnaeus, 1758)	Lei_fer	A	-	-	-	-	0,29	-	-	-	-	-	1,08	1,98	0,53	0,47	4,33	5,26	10,45	2,70	0,44	1,20	0,13	-	-	0,27	0,00	2,56	0,84	
Leistus rufomarginatus (Duftschmid, 1812)	Lei_ruf	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Licinus depressus (Paykull, 1790)	Li_dep	R	-	-	-	-	-	-	0,62	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Masoreus wetterhallii (Gyllenhal, 1813)	Ma_wet	A	-	-	-	-	-	0,33	-	-	1,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,35	-	-	-	0,20	0,53	0,83	0,64	0,84	
Metallina lampros (Herbst, 1784)	Me_lam	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	0,64	-	-	-	-	
Metallina properans (Stephens, 1828)	Me_pro	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Microlestes maurus (Sturm, 1827)	Mi_mau	E	-	-	-	-	-	-	0,62	-	-	-	-	-	-	-	0,47	-	1,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Microlestes minutulus (Goeze, 1777)	Mi_min	E	-	0,21	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,27	-	-	1,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Morphocarabus scheidleri scheidleri (Panzer, 1799)	Mo_sch	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Nebria brevicollis (Fabricius, 1792)	Ne_brev	A	-	-	0,15	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66	0,53	0,47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)	Not_big	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3,33	4,05	0,33	0,53	1,40	0,39	-	-	1,35	0,88	2,99	0,25	0,89	-	-	-	-	-	
Notiophilus germinyi (Fauvel in Grenier, 1863)	Not_ger	A	-	-	-	-	-	-	0,62	-	-	0,21	0,27	0,16	0,27	-	0,39	3,95	-	-	0,88	0,20	0,13	-	-	0,53	-	-	-	
Notiophilus palustris (Duftschmid, 1812)	Not_pal	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,54	-	0,53	0,47	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	
Notiophilus pusillus (Dejean, 1826)	Not_pus	A	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	1,89	0,16	0,27	-	-	-	-	-	-	0,40	-	0,60	-	-	-	-	-	
Ophonus azureus (Fabricius, 1775)	Op_azu	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784)	Ox_obs	A	1,61	-	-	-	-	-	-	0,58	0,21	0,00	0,33	6,67	0,47	0,39	-	1,49	-	-	0,88	0,20	0,13	-	0,00	1,07	-	-	0,42	
Panagaeus bipustulatus (Fabricius, 1775)	Pa_bip	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	
Paradromius linearis (Olivier, 1795)	Pa_lin	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Phyla obtusa (Audinet-Serville, 1821)	Ph_obt	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758)	Po_cupr	E	0,81	-	0,60	-	-	-	0,62	0,62	-	-	0,27	-	-	-	-	-	-	2,70	1,32	-	-	0,30	0,20	1,07	1,65	1,92	0,84	
Poecilus lepidus (Leske, 1785)	Po_lep	A	-	-	0,15	-	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	
Poecilus versicolor (Sturm, 1824)	Po_ver	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pseudoophonus griseus (Panzer, 1796)	Pse_gris	E	1,61	4,55	1,05	0,20	2,05	1,33	3,09	0,00	-	0,42	2,70	1,81	2,40	-	-	1,32	-	-	-	2,20	2,42	0,89	0,20	-	-	-	-	
Pseudoophonus rufipes (DeGeer, 1774)	Pse_ruf	E	62,10	43,60	10,84	24,65	12,61	30,23	31,48	8,64	8,77	50,73	35,14	21,75	35,20	30,84	40,16	42,11	16,42	9,46	6,61	61,48	27,74	43,45	12,27	29,14	24,79	23,08	17,72	
Pterostichus (M.) anthracinus (Illiger, 1798)	Pt_ant	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)	Pte_mel	E	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pterostichus niger (Schaller, 1783)	Pte_nig	A	-	-	-	-	-	0,33	-	-	-	-	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)	Pte_obl	A	1,61	-	-	-	-	-	0,62	12,87	12,47	6,76	2,31	1,60	0,47	3,94	1,32	2,99	2,70	5,73	0,20	0,25	0,89	0,40	0,27	-	0,64	1,27		
Pterostichus quadriveolatus (Letzner, 1852)	Pte_qua	A	5,65	-	-	0,99	-	-	-	2,92	19,54	35,68	13,84	15,73	7,01	7,87	1,32	11,94	8,11	51,10	13,77	10,18	5,36	2,01	0,80	0,83	-	-	-	
Pterostichus strenuus (Panzer, 1796)	Pte_stre	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,35	-	-	-	-	-	-	-	-	
Stenolophus mixtus (Herbst, 1784)	St_mix	A	-	-	0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Stomis pumicatus (Panzer, 1796)	St_pum	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Syntomus foveatus (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	Syn_fov	A	-	-	0,15	-	-	0,33	1,85	-	-	-	-	-	-	-	3,95	1,49	1,35	-	-	-	-	0,53	4,13	0,00	1,69	-	-	
Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid, 1812)	Syn_obs	A	-	-	-	-	-	-	0,62	-	-	-	-	-	0,27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Syntomus pallipes (Dejean, 1825)	Syn_pal	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	-	-	-	-	-	
Syntomus truncatellus (Linnaeus, 1761)	Syn_trun	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,27	-	0,39	1,32	2,99	-	-	-	-	0,13	-	0,20	-	0,83	1,28	0,42	
Synuchus vivalis (Illiger, 1798)	Syn_viv	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	-	
Tachyta nana (Gyllenhal, 1810)	Ta_nan	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,32	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	-	
Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)	Tre_qua	E	-	1,03	0,90	-	-	-	-	-	-	-	0,27	-	0,27	-	-	-	1,49	1,35	-	-	0,51	0,30	-	-	-	-	1,92	-
<b>Celkový počet jedinců</b>			<b>124</b>	<b>484</b>	<b>664</b>	<b>507</b>	<b>341</b>	<b>301</b>	<b>162</b>	<b>162</b>	<b>171</b>	<b>481</b>	<b>370</b>	<b>607</b>	<b>375</b>	<b>214</b>	<b>254</b>	<b>76</b>	<b>67</b>	<b>74</b>	<b>227</b>	<b>501</b>	<b>786</b>	<b>336</b>	<b>497</b>	<b>374</b>	<b>121</b>	<b>156</b>	<b>237</b>	
<b>Celkový počet druhů</b>			<b>18</b>	<b>17</b>	<b>26</b>	<b>20</b>	<b>14</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>22</b>	<b>32</b>	<b>33</b>	<b>19</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>20</b>	<b>19</b>	<b>18</b>	<b>24</b>	<b>34</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>27</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>18</b>	





Pokračování tab. 3. Část VI(XI).

Carabidae	Akronymy	Bioindikační skupina	PO_04									PO_05									PO_06								
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
			Notiophilus germinyi (Fauvel in Grenier, 1863)	Not_ger	A	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	0,15	-	0,48	1,26	0,16	0,49	0,28	2,38
Notiophilus palustris (Duftschmid, 1812)	Not_pal	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,63	-	-	0,28	-	-	-	-
Notiophilus pusillus (Dejean, 1826)	Not_pus	A	-	-	-	-	-	-	-	0,31	0,61	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	1,89	0,00	1,22	0,83	0,34	0,50	1,40	0,72
Ophonus azureus (Fabricius, 1775)	Op_azu	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784)	Ox_obs	A	1,45	-	-	1,19	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,97	3,14	1,27	0,73	0,55	-	-	2,80	-
Panagaeus bipustulatus (Fabricius, 1775)	Pa_bip	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paradromius linearis (Olivier, 1795)	Pa_lin	E	-	-	-	-	-	0,75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phyla obtusa (Audinet-Serville, 1821)	Ph_obt	E	1,45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poecilus cupreus (Linnaeus, 1758)	Po_cupr	E	7,25	0,27	0,82	-	0,53	1,00	0,75	-	0,31	0,20	0,21	-	0,31	-	0,39	-	0,15	-	1,45	-	0,63	0,49	-	0,34	-	-	-
Poecilus lepidus (Leske, 1785)	Po_lep	A	-	-	-	-	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Poecilus versicolor (Sturm, 1824)	Po_ver	E	-	0,27	0,27	-	-	-	-	-	-	0,21	-	0,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pseudoophonus griseus (Panzer, 1796)	Pse_gris	E	-	2,20	0,54	-	0,53	1,50	-	-	6,34	2,32	1,14	0,31	0,42	0,20	-	0,15	-	1,45	-	3,49	0,24	0,83	0,34	-	-	-	
Pseudoophonus rufipes (DeGeer, 1774)	Pse_ruf	E	5,80	38,19	14,99	13,43	8,56	14,00	11,19	1,61	6,52	24,13	53,68	11,17	20,06	9,62	21,22	8,40	6,03	3,13	47,34	32,08	39,37	41,71	57,58	54,42	24,26	13,29	12,32
Pterostichus (M.) anthracinus (Illiger, 1798)	Pt_ant	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)	Pte_mel	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pterostichus niger (Schaller, 1783)	Pte_nig	A	-	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)	Pte_obl	A	-	-	-	-	-	-	-	-	1,23	0,21	-	1,85	-	0,20	0,14	-	0,60	1,93	-	0,63	1,71	1,10	-	-	-	-	-
Pterostichus quadrioveolatus (Letzner, 1852)	Pte_qua	A	49,28	0,27	-	5,67	-	0,50	-	-	0,82	1,05	0,08	0,62	-	0,39	0,14	-	0,45	16,91	18,87	12,22	16,83	7,71	8,50	1,49	0,70	-	
Pterostichus strenuus (Panzer, 1796)	Pte_stre	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stenolophus mixtus (Herbst, 1784)	St_mix	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stomis pumicatus (Panzer, 1796)	St_pum	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syntomus foveatus (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	Syn_fov	A	-	-	-	0,30	0,53	0,50	2,24	0,27	1,55	0,61	-	0,08	-	0,20	-	-	0,45	-	-	-	-	-	-	-	0,99	0,70	-
Syntomus obscuriguttatus (Duftschmid, 1812)	Syn_obs	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Syntomus pallipes (Dejean, 1825)	Syn_pal	A	-	0,55	-	-	-	-	-	0,27	-	-	0,21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,28	-	-	-	-
Syntomus truncatellus (Linnaeus, 1761)	Syn_trun	E	-	-	-	-	-	-	0,27	-	-	0,21	0,08	0,31	0,21	-	0,14	0,46	0,30	-	-	0,16	-	0,28	-	1,98	3,50	-	
Synuchus vivalis (Illiger, 1798)	Syn_viv	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tachyta nana (Gyllenhal, 1810)	Ta_nan	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)	Tre_qua	E	-	12,64	0,27	0,30	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-	-
<b>Celkový počet jedinců</b>			<b>69</b>	<b>364</b>	<b>367</b>	<b>335</b>	<b>187</b>	<b>200</b>	<b>134</b>	<b>373</b>	<b>322</b>	<b>489</b>	<b>475</b>	<b>1226</b>	<b>324</b>	<b>478</b>	<b>509</b>	<b>702</b>	<b>647</b>	<b>672</b>	<b>207</b>	<b>159</b>	<b>630</b>	<b>410</b>	<b>363</b>	<b>294</b>	<b>202</b>	<b>143</b>	<b>138</b>
<b>Celkový počet druhů</b>			<b>10</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>30</b>	<b>23</b>	<b>25</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>30</b>	<b>27</b>	<b>35</b>	<b>32</b>	<b>20</b>	<b>29</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>22</b>	<b>18</b>	<b>17</b>	<b>29</b>	<b>27</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>28</b>	<b>21</b>	<b>9</b>

Pokračování tab. 3. Část VII(XI).

Carabidae	Akronymy	Bioindikční skupina	PO_07									PO_08									PO_09									
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
Abax parallelepipedus (Piller et Mitterpacher, 1783)	Ab_par	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Abax parallelus (Duftschmid, 1812)	Ab_prl	A	-	-	-	-	-	-	0,44	0,63	1,60	-	-	-	0,23	-	-	-	-	1,05	0,98	-	-	0,18	-	-	-			
Agonum sexpunctatum (Linnaeus, 1758)	Ag_sex	A	-	-	-	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Amara aenea (De Geer, 1774)	Am_aen	E	-	0,31	0,12	-	-	-	0,44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Amara apricaria (Paykull, 1790)	Am_apr	E	-	-	-	0,19	-	-	-	-	-	-	0,39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Amara bifrons (Gyllenhal, 1810)	Am_bif	E	-	1,83	4,43	0,19	-	-	-	-	-	-	-	0,77	-	-	-	-	-	-	-	0,79	-	-	-	-	-			
Amara consularis (Duftschmid, 1812)	Am_cons	E	-	0,31	-	-	-	-	-	0,63	-	-	-	3,47	-	-	-	-	-	-	0,18	0,40	-	0,22	-	-	-			
Amara convexior (Stephens, 1828)	Am_conv	E	-	-	0,25	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Amara cursitans (Zimmermann, 1832)	Am_curs	E	-	2,75	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Amara curta (Dejean, 1828)	Am_cur	A	-	-	-	1,71	-	1,38	4,00	0,63	-	-	-	-	17,37	-	0,78	5,19	1,05	0,98	-	-	-	3,97	-	1,51	42,75	2,45	2,93	
Amara equestris (Duftschmid, 1812)	Am_equ	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Amara familiaris (Duftschmid, 1812)	Am_fam	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Amara fulva (O. F. Müller, 1776)	Am_ful	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Amara lunicollis (Schiodte, 1837)	Am_lun	A	0,72	7,34	10,21	5,32	7,99	3,34	0,89	4,43	-	13,06	29,88	19,86	6,18	18,29	20,54	7,79	9,47	1,96	7,89	29,60	15,70	7,54	23,53	31,18	7,97	10,43	1,95	
Amara municipalis (Duftschmid, 1812)	Am_mun	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Amara plebeja (Gyllenhal, 1810)	Am_ple	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,18	-	-	-	-	0,36	-	-	
Amara similata (Gyllenhal, 1810)	Am_sim	E	-	-	-	-	-	0,39	0,44	-	-	-	-	0,23	0,39	-	0,39	-	-	-	-	-	-	-	0,86	-	-	-	-	
Amara tibialis (Paykull, 1798)	Am_tib	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Anchomenus dorsalis (Pontoppidan, 1763)	An_dor	E	-	-	-	-	-	-	-	-	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Anisodactylus binotatus (Fabricius, 1787)	An_bin	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Anisodactylus signatus (Panzer, 1797)	An_sig	E	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bembidion (M.) lampros (Herbst, 1784)	Be_lam	E	-	-	-	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bembidion (M.) properans (Stephens, 1828)	Be_pro	E	-	-	-	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bradycellus caucasicus (Chaudoir, 1846)	Bra_cau	A	-	-	0,37	-	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bradycellus collaris (Chaudoir, 1846)	Bra_col	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Bradycellus csikii (Lacszó, 1912)	Bra_csi	E	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Brachinus crepitans (Linnaeus, 1758)	Br_cre	E	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Brachinus explodens (Duftschmid, 1812)	Br_exp	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Brachinus psophia (Audinet-Serville, 1821)	Br_pso	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Brosicus cephalotes (Linnaeus, 1758)	Bro_cep	A (v)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Calathus ambiguus (Paykull, 1790)	Cal_am	A	0,72	0,31	1,72	0,19	-	0,79	1,33	-	-	0,45	-	-	0,39	-	0,39	-	-	-	-	-	0,72	-	0,26	0,22	-	-	-	
Calathus cinctus (Motschulsky, 1850)	Cal_cin	A	0,48	-	-	0,76	0,69	0,39	0,44	-	0,80	1,80	1,59	4,62	-	2,44	4,26	1,30	1,05	0,98	0,63	-	10,65	0,40	2,56	0,43	-	1,23	-	
Calathus erratus (C. R. Sahlberg, 1827)	Cal_err	A	0,24	3,67	7,01	7,03	8,33	9,63	33,33	56,96	63,20	-	-	6,93	6,18	-	1,55	-	-	0,98	-	-	0,18	1,59	-	0,22	-	0,61	0,98	
Calathus fuscipes (Goeze, 1777)	Cal_fus	E	-	-	0,37	0,57	1,39	1,38	-	-	0,80	0,45	0,40	0,92	-	-	1,16	-	4,21	1,96	-	-	-	-	0,26	0,86	0,36	-	2,44	
Calathus melanocephalus (Linnaeus, 1758)	Cal_mel	E	-	-	0,49	-	-	-	1,78	0,63	-	0,00	-	0,23	-	-	-	-	-	-	-	0,18	-	-	-	-	-	-	-	
Calodromius spilotus (Illiger, 1798)	Cal_spi	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Calosoma inquisitor (Linnaeus, 1758)	Cal_inq	A	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Carabus coriaceus (Linnaeus, 1758)	Car_cor	A	-	-	0,12	-	-	-	-	-	-	-	0,40	0,46	-	-	-	-	-	-	-	0,90	-	-	-	-	-	-	-	-
Carabus granulatus granulatus (Linnaeus, 1758)	Car_gra	E	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Carabus hortensis (Linnaeus, 1758)	Car_hor	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carabus ullrichii (Germer, 1824)	Car_ull	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,30	-	-	-	-	-	-	0,26	-	-	-	-	-
Carabus violaceus (Linnaeus, 1758)	Car_viol	A	3,13	0,61	3,81	1,33	1,74	0,39	0,44	1,27	0,00	36,49	12,35	43,42	18,53	21,95	10,08	7,79	20,00	38,24	36,59	11,55	36,46	21,03	24,55	8,39	3,26	14,11	59,02	
Cicindela hybrida (Linnaeus, 1758)	Ci_hyb	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



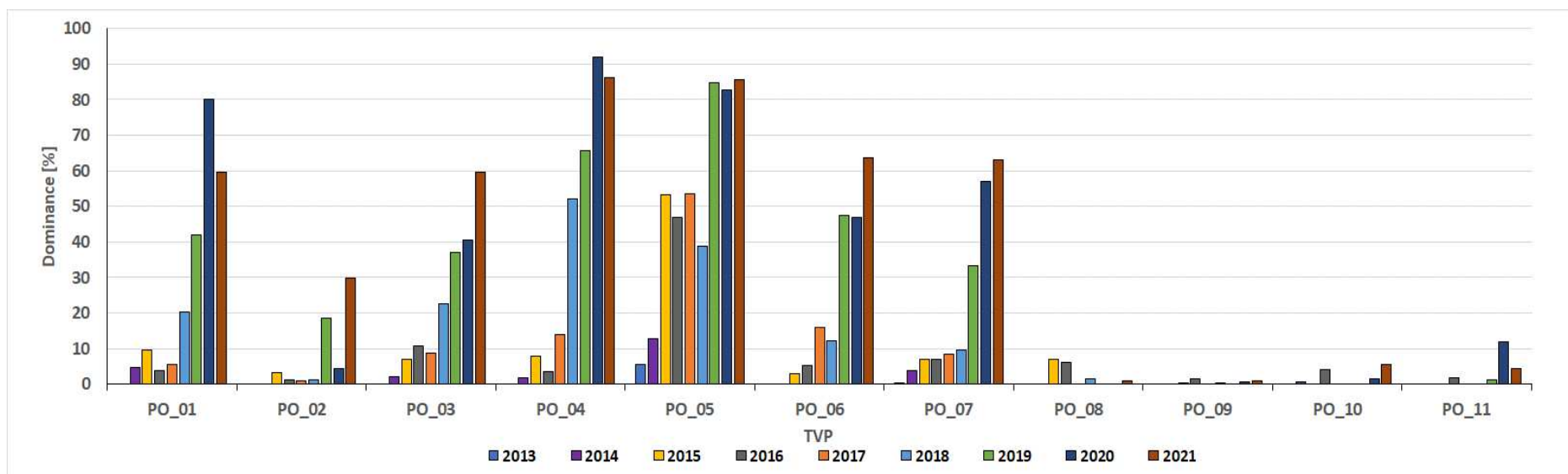




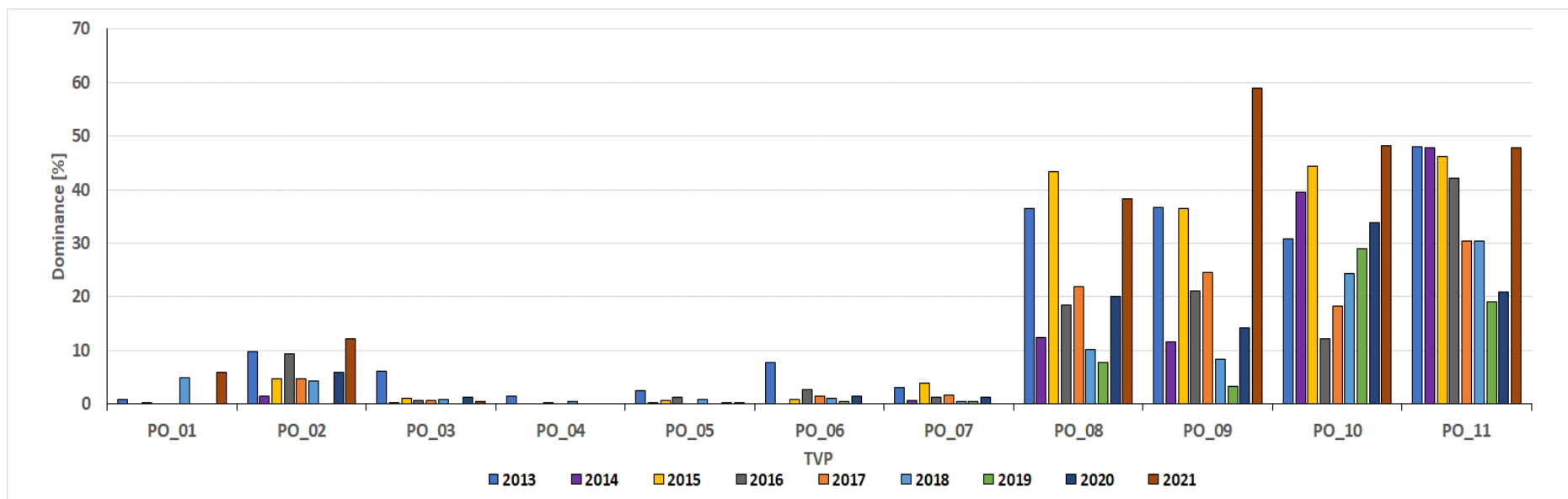


Pokračování tab. 3. Část XI(XI).

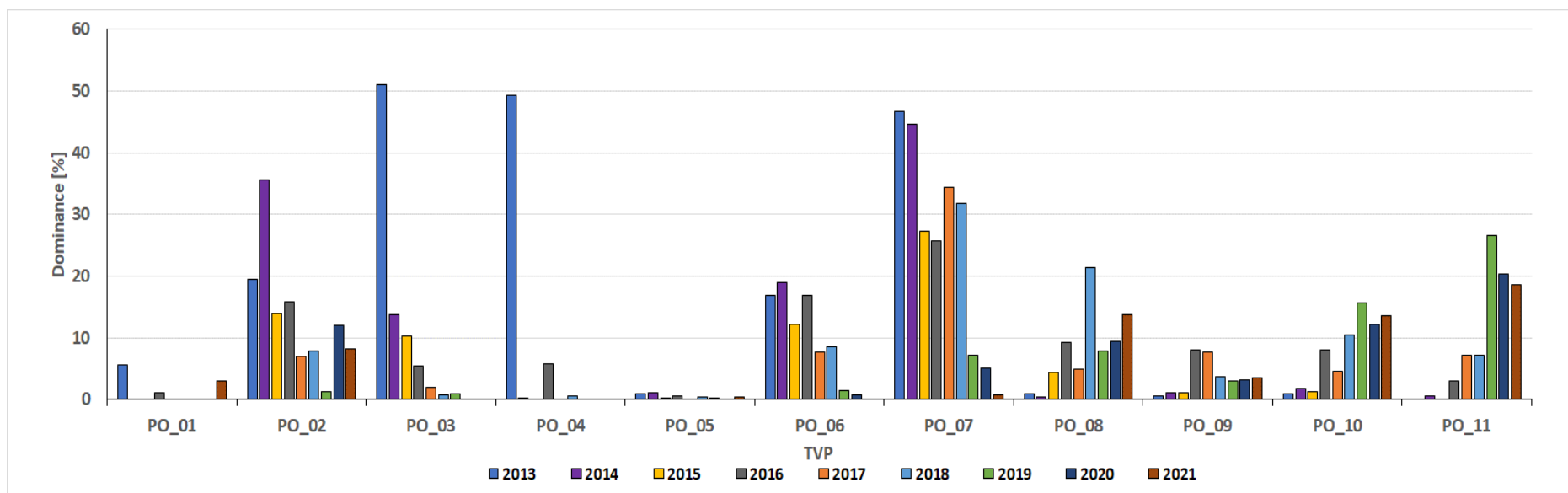
Carabidae	Akronymy	Bioindikační skupina	PO_10											PO_11											Σ										
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021						
Pterostichus (M.) anthracinus (Illiger, 1798)	Pt_ant	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Pterostichus melanarius (Illiger, 1798)	Pte_mel	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Pterostichus niger (Schaller, 1783)	Pte_nig	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)	Pte_obl	A	56,52	45,88	16,25	21,48	36,36	42,61	30,12	37,41	26,58	34,73	38,59	5,19	9,64	36,61	29,94	31,65	36,02	25,63	17,29	9,94	3,27	4,39	5,86	8,73	5,01	8,47	8,47	–	–	–	–		
Pterostichus quadrifoveolatus (Letzner, 1852)	Pte_qua	A	0,87	1,76	1,25	8,05	4,55	10,43	15,66	12,23	13,51	–	0,54	–	3,01	7,14	5,99	26,58	20,38	18,59	15,16	10,98	7,14	9,80	6,53	8,96	3,28	3,93	4,18	–	–	–	–		
Pterostichus strenuus (Panzer, 1796)	Pte_stre	E	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Stenolophus mixtus (Herbst, 1784)	St_mix	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Stomis pumicatus (Panzer, 1796)	St_pum	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Syntomus foveatus (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	Syn_fov	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Syntomus obscuroguttatus (Duftschmid, 1812)	Syn_obs	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Syntomus pallipes (Dejean, 1825)	Syn_pal	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Syntomus truncatellus (Linnaeus, 1761)	Syn_trun	E	–	–	–	0,67	–	–	–	–	0,72	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Synuchus vivalis (Illiger, 1798)	Syn_viv	E	0,43	0,59	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Tachyta nana (Gyllenhal, 1810)	Ta_nan	A	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Trechus quadristriatus (Schränk, 1781)	Tre_qua	E	–	–	–	0,67	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
<b>Celkový počet jedinců</b>			<b>230</b>	<b>170</b>	<b>320</b>	<b>149</b>	<b>66</b>	<b>230</b>	<b>83</b>	<b>139</b>	<b>222</b>	<b>452</b>	<b>184</b>	<b>501</b>	<b>332</b>	<b>112</b>	<b>167</b>	<b>79</b>	<b>211</b>	<b>199</b>	<b>3233</b>	<b>3562</b>	<b>6901</b>	<b>3805</b>	<b>3019</b>	<b>3561</b>	<b>2137</b>	<b>2314</b>	<b>2467</b>						
<b>Celkový počet druhů</b>			<b>11</b>	<b>12</b>	<b>15</b>	<b>24</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>24</b>	<b>11</b>	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>13</b>	<b>9</b>	<b>63</b>	<b>62</b>	<b>75</b>	<b>62</b>	<b>58</b>	<b>63</b>	<b>56</b>	<b>59</b>	<b>41</b>						



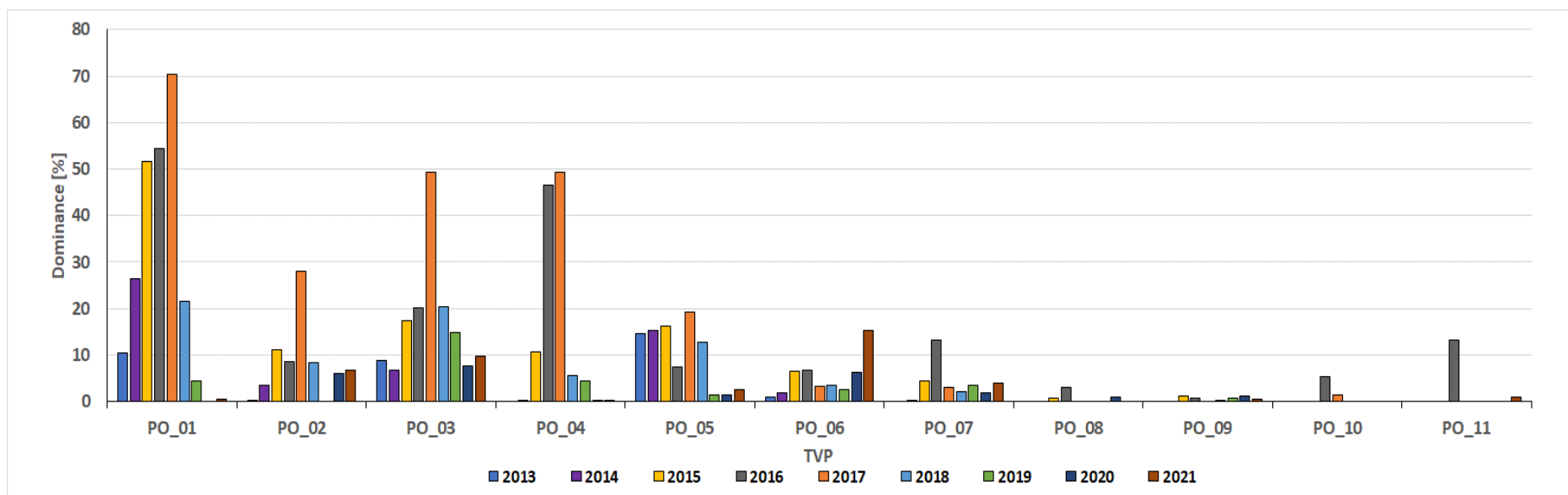
Obr. 24: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího adaptabilního druhu *Calathus erratus* (C. R. Sahlberg, 1827) v období 2013–2021



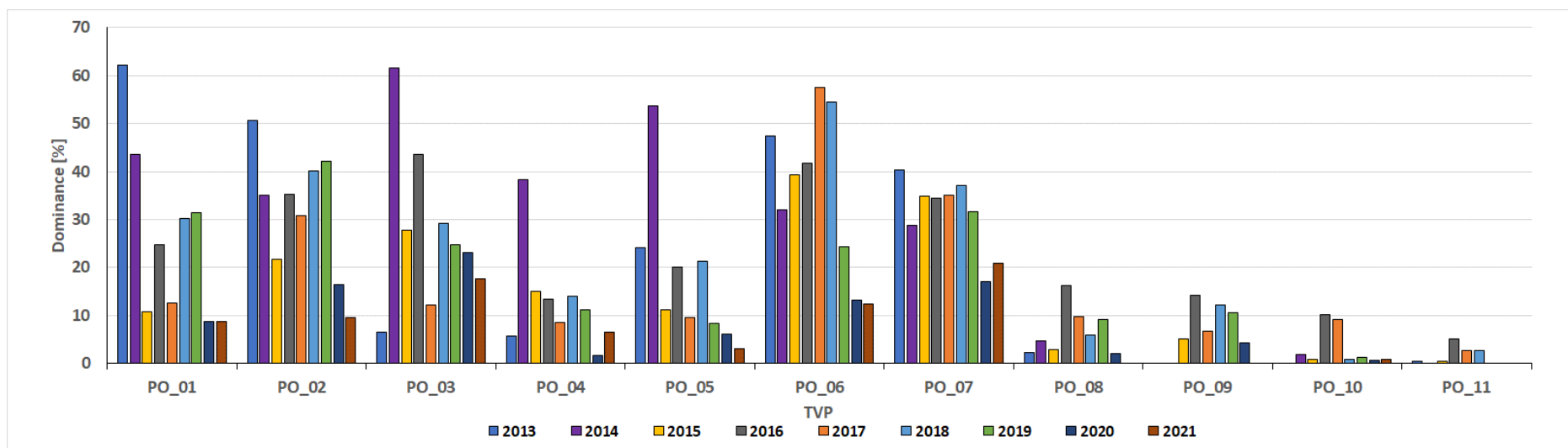
Obr. 25: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího predatorního druhu *Carabus violaceus* (Linnaeus, 1758) v období 2013–2021



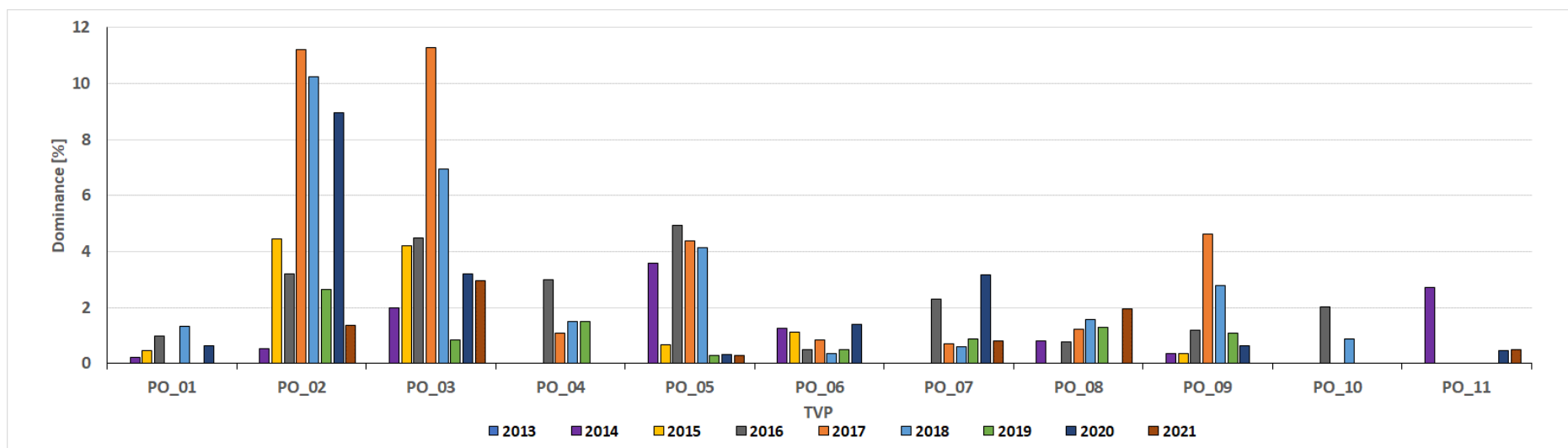
Obr. 26: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího pyrofilního druhu *Pterostichus quadriveolatus* (Letzner, 1852) v období 2013–2021



Obr. 27: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího makropterního druhu *Harpalus rufipalpis* (Sturm, 1812) v období 2013–2021 vázaného na otevřená stanoviště



Obr. 28: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího eurytopního druhu *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) v období 2013–2021 vázaného na otevřená stanoviště



Obr. 29: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího eurytopního xerothermního druhu *Harpalus tardus* (Panzer, 1797) v období 2013–2021 vázaného na otevřená stanoviště

Tab. 4: Hodnoty celkové početnosti a druhové pestrosti, abundance, druhové pestrosti a dominance druhového spektra čeledi Carabidae (2013–2021) zařazených do kategorií dle tolerance k zastínění a vlhkosti biotopu. Část I(VI).

Carabidae	PO_01										PO_02									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		
<b>Celkové počty</b>																				
Celkový počet druhů	18	17	26	20	14	20	20	18	14	15	22	32	33	19	23	21	20	19		
Celkový počet jedinců	124	484	664	507	341	301	162	162	171	481	370	607	375	214	254	76	67	74		
<b>Tolerance k zastínění</b>																				
Počet jedinců lesních/stínomilných (L)	4	–	–	–	–	1	–	2	23	82	41	20	37	6	19	4	7	5		
Počet jedinců indiferentních (I)	3	2	9	2	1	15	2	2	10	47	6	35	40	13	12	2	4	13		
Počet jedinců otevřených stanovišť (O)	117	482	655	505	340	285	160	158	138	352	323	552	298	195	223	70	56	56		
Počet druhů lesních/stínomilných (L)	2	–	–	–	–	1	–	–	2	4	3	4	4	4	5	3	4	3		
Počet druhů indiferentních (I)	3	2	5	2	1	1	2	2	1	1	1	2	4	5	4	2	1	4		
Počet druhů otevřených stanovišť (O)	13	15	21	18	14	18	18	–	11	10	17	24	24	11	16	16	15	12		
Dominance druhů lesních/stínomilných (L)	11,1	–	–	–	–	5,0	–	–	14,3	26,7	13,6	12,5	12,1	21,1	21,7	14,3	20,0	15,8		
Dominance indiferentní (I)	16,7	11,8	19,2	10,0	6,7	5,0	10,0	100	7,1	6,7	9,1	12,5	15,2	21,1	8,7	9,5	5,0	21,1		
Dominance druhů otevřených stanovišť (O)	72,2	88,2	80,8	90,0	93,3	90,0	90,0	–	78,6	66,7	77,3	75,0	72,7	57,9	69,6	76,2	75,0	63,2		
<b>Tolerance k vlhkosti</b>																				
Počet jedinců indiferentní (I)	113	366	480	428	289	178	62	16	57	472	343	494	292	160	185	46	47	38		
Počet jedinců vlhkomilných (V)	2	–	1	–	–	–	1	–	1	1	2	5	27	2	1	1	2	1		
Počet jedinců xerofilních (X)	–	15	29	8	9	19	6	5	2	1	9	1	15	24	26	6	7	2		
Počet jedinců hygromilných (H)	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–		
Počet jedinců suchomilných (S)	9	103	154	71	43	104	93	139	111	7	16	107	40	28	42	23	10	33		
Počet druhů indiferentních (I)	11	11	12	9	6	5	6	3	7	10	14	17	17	10	11	9	10	10		
Počet druhů vlhkomilných (V)	1	–	1	–	–	–	1	–	1	1	1	2	2	2	1	1	2	1		
Počet druhů xerofilních (X)	–	2	3	4	3	4	4	4	1	1	2	1	4	1	1	3	2	2		
Počet druhů hygromilných (H)	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	1	–	–	–	1	–		
Počet druhů suchomilných (S)	6	5	10	7	6	11	9	9	5	3	5	12	9	5	10	8	5	6		
Dominance druhů indiferentní (I)	65,0	61,1	46,2	45,0	40,0	25,0	30,0	16,7	50,0	66,7	63,6	53,1	51,5	55,6	47,8	42,9	50,0	52,6		
Dominance druhů vlhkomilných (V)	5,0	–	3,8	–	–	–	5,0	–	7,1	6,7	4,5	6,3	6,1	11,1	4,3	4,8	10,0	5,3		
Dominance druhů xerofilních (X)	–	11,1	11,5	20,0	20,0	20,0	20,0	22,2	7,1	6,7	9,1	3,1	12,1	5,6	4,3	14,3	10,0	10,5		
Dominance druhů hygromilných (H)	–	–	–	–	–	–	–	11,1	–	–	–	–	3,0	–	–	–	5,0	–		
Dominance druhů suchomilných (S)	30,0	27,8	38,5	35,0	40,0	55,0	45,0	50,0	35,7	20,0	22,7	37,5	27,3	27,8	43,5	38,1	25,0	31,6		



Pokračování tab. 4. Část II(VI).

Carabidae	PO_03										PO_04										PO_05										PO_06										PO_07												
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
<b>Celkové počty</b>																																																					
Celkový počet druhů	18	24	34	20	25	27	20	25	18	10	21	25	30	23	25	16	15	16	30	27	35	32	20	29	20	25	22	18	17	29	27	22	23	28	21	9	17	18	27	27	14	28	27	19	12								
Celkový počet jedinců	227	501	786	336	497	374	121	156	237	69	364	367	335	187	200	134	373	322	489	475	###	324	478	509	702	647	672	207	159	630	410	363	294	202	143	138	415	327	813	526	288	509	225	158	125								
<b>Tolerance k zastínění</b>																																																					
Počet jedinců lesních/stínomilných (L)	17	17	5	6	4	6	1	4	5	12	-	-	7	-	-	-	-	1	13	6	4	9	3	6	3	5	11	17	24	16	16	8		3	6	1	23	19	6	10	4	9	6	2	2								
Počet jedinců indiferentních (I)	17	1	10	3	6	10	2	5	5	6	1	3	2	4	4	1	-	1	15	2	18	9	1	6	3	6	4	19	1	9	13	7	7	4	2		17	2	36	10	5	9	3	3	7								
Počet jedinců otevřených stanovišť (O)	193	483	771	327	487	358	118	147	227	51	363	364	326	183	196	133	373	320	461	467	###	306	474	497	696	636	657	171	134	605	381	348	287	195	135	137	375	306	771	506	279	491	216	153	116								
Počet druhů lesních/stínomilných (L)	3	3	3	2	2	3	1	4	3	2	-	-	4	-	-	-	-	1	4	4	4	4	2	4	2	3	3	3	2	3	4	3		2	3	1	5	2	3	3	1	5	4	2	1								
Počet druhů indiferentních (I)	2	1	2	2	4	3	1	2	4	2	1	1	2	4	3	1	-	1	3	2	2	5	1	2	2	4	3	2	1	2	2	3	5	4	1		2	1	4	4	1	3	3	15	2								
Počet druhů otevřených stanovišť (O)	13	20	29	16	19	21	18	19	11	6	20	24	24	19	15	15	15	14	23	21	29	23	17	23	16	18	16	13	14	24	21	16	18	22	17	8	10	15	20	20	12	20	20	2	15								
Dominance druhů lesních/stínomilných (L)	16,7	12,5	8,8	10,0	8,0	11,1	5,0	16,0	16,7	20,0	-	-	13,3	-	-	-	-	6,3	13,3	14,8	11,4	12,5	10,0	13,8	10,0	12,0	13,6	16,7	11,8	10,3	14,8	13,6	-	7,1	14,3	11,1	29,4	11,1	11,1	11,1	7,1	17,9	14,8	10,5	5,6								
Dominance indiferentní (I)	11,1	4,2	5,9	10,0	16,0	11,1	5,0	8,0	22,2	20,0	4,8	4,0	6,7	17,4	16,7	6,3	-	6,3	10,0	7,4	5,7	15,6	5,0	6,9	10,0	16,0	13,6	11,1	5,9	6,9	7,4	13,6	21,7	14,3	4,8	-	11,8	5,6	14,8	14,8	7,1	10,7	11,1	78,9	11,1								
Dominance druhů otevřených stanovišť (O)	72,2	83,3	85,3	80,0	76,0	77,8	90,0	76,0	61,1	60,0	95,2	96,0	80,0	82,6	83,3	93,8	100	87,5	76,7	77,8	82,9	71,9	85,0	79,3	80,0	72,0	72,7	72,2	82,4	82,8	77,8	72,7	78,3	78,6	81,0	88,9	58,8	83,3	74,1	74,1	85,7	71,4	74,1	10,5	83,3								
<b>Tolerance k vlhkosti</b>																																																					
Počet jedinců indiferentní (I)	189	455	597	261	331	207	58	72	74	68	207	150	250	125	48	24	9	26	282	375	452	130	147	195	81	62	64	198	146	529	361	280	218	73	42	43	404	299	674	444	245	403	124	55	34								
Počet jedinců vlhkomilných (V)	2	2	3	-	2	4	-	2	1	1	-	-	4	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	7	8	3	3	-	2	4	-	2	-	1	4	-	8	6	-	-								
Počet jedinců xerofilních (X)	14	9	4	17	72	35	8	7	9	-	122	81	39	26	15	14	14	5	24	7	12	17	43	23	2	7	3	1	3	-	8	8	6	10	9	1	2	4	2	21	3	10	5	8	2								
Počet jedinců hygrolilných (H)	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	1	3	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2							
Počet jedinců suchomilných (S)	21	35	182	58	92	128	55	75	152	-	35	136	42	36	137	96	350	291	182	93	761	176	288	290	619	577	602	6	3	93	37	72	70	117	87	93	7	24	136	57	40	88	89	94	87								
Počet druhů indiferentních (I)	12	10	14	12	9	13	9	13	7	9	8	9	14	9	7	4	4	6	17	16	19	16	8	12	11	10	11	13	-	-	16	8	10	11	7	4	11	10	14	14	7	13	13	12	5								
Počet druhů vlhkomilných (V)	1	2	2	-	2	1	-	2	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	4	-	1	3	1	1	2	-	2	1	-	1	-	1	2	-	3	3	-	-								
Počet druhů xerofilních (X)	3	3	1	2	6	4	4	3	2	-	3	3	6	6	6	5	5	3	4	2	3	2	5	3	1	-	2	1	1	-	3	3	4	4	5	1	1	2	1	3	2	4	3	3	2								
Počet druhů hygrolilných (H)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	1	1	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1							
Počet druhů suchomilných (S)	3	8	13	6	10	9	7	7	7	-	10	13	9	8	12	7	6	7	8	9	12	13	8	12	8	10	8	3	2	12	6	10	9	11	7	3	4	6	11	8	5	8	7	3	4								
Dominance druhů indiferentní (I)	63,2	43,5	46,7	60,0	33,3	48,1	45,0	52,0	38,9	90,0	38,1	36,0	46,7	39,1	28,0	25,0	26,7	37,5	56,7	59,3	54,3	50,0	38,1	42,9	55,0	40,0	50,0	72,2	-	-	59,3	34,8	43,5	39,3	33,3	44,4	64,7	55,6	51,9	51,9	50,0	46,4	48,1	63,2	41,7								
Dominance druhů vlhkomilných (V)	5,3	8,7	6,7	-	7,4	3,7	-	8,0	5,6	10,0	-	-	3,3	-	-	-	-	-	3,3	-	-	-	-	-	-	-	16,0	-	5,6	50,0	7,7	3,7	8,7	-	7,1	4,8	-	5,9	-	3,7	7,4	-	10,7	11,1	-								
Dominance druhů xerofilních (X)	15,8	13,0	3,3	10,0	22,2	14,8	20,0	12,0	11,1	-	14,3	12,0	20,0	26,1	24,0	31,3	33,3	18,8	13,3	7,4	8,6	6,3	23,8	10,7	5,0	-	9,1	5,6	16,7	-	11,1	13,0	17,4	14,3	23,8	11,1	5,9	11,1	3,7	11,1	14,3	14,3	11,1	15,8	16,7								
Dominance druhů hygrolilných (H)	-	-	-	-	-	-	-	-	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,9	3,1	-	3,6	-	4,0	4,5	-	-	-	3,7	-	-	4,8	11,1	-	-	-	-	-	-	-	-	3,7	5,3	8,3							
Dominance druhů suchomilných (S)	15,8	34,8	43,3	30,0	37,0	33,3	35,0	28,0	38,9	-	47,6	52,0	30,0	34,8	48,0	43,8	40,0	43,8	26,7	33,3	34,3	40,6	38,1	42,9	40,0	40,0	36,4	16,7	33,3	92,3	22,2	43,5	39,1	39,3	33,3	33,3	23,5	33,3	40,7	29,6	35,7	28,6	25,9	15,8	33,3								

Pokračování tab. 4. Část III(VI).

Carabidae	PO_08										PO_09										PO_10										PO_11										Σ									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
<b>Celkové počty</b>																																																		
Celkový počet druhů	15	16	23	26	12	19	14	15	13	15	12	25	26	21	25	18	16	14	11	12	15	24	13	14	10	12	12	10	10	14	24	11	15	8	13	9	63	62	75	62	58	63	56	59	41					
Celkový počet jedinců	222	251	433	259	82	258	77	95	102	317	277	554	252	391	465	276	163	205	230	170	320	149	66	230	83	139	222	452	184	501	332	112	167	79	211	199	3233	3562	6901	3805	3019	3561	2137	2314	2467					
<b>Tolerance k zastínění</b>																																																		
Počet jedinců lesních/stínomilných (L)	93	116	60	34	31	70	40	44	38	149	135	143	87	103	160	57	94	46	136	88	65	41	30	118	30	60	61	160	86	34	46	43	55	30	80	51	706	532	353	293	232	444	174	304	244					
Počet jedinců indiferentních (I)	82	32	189	49	18	27	6	21	40	118	33	205	57	101	47	10	23	124	71	67	144	20	12	56	25	47	108	219	88	232	141	36	58	16	44	96	614	235	890	346	204	251	74	157	408					
Počet jedinců otevřených stanovišť (O)	47	103	184	176	33	161	31	30	24	50	109	206	108	187	258	209	46	35	23	15	111	88	24	56	28	32	53	73	10	235	145	33	54	33	87	52	1913	2795	5658	3166	2583	2866	1889	1853	1815					
Počet druhů lesních/stínomilných (L)	4	4	5	5	4	3	4	2	2	4	3	6	4	5	5	2	2	2	3	3	4	4	4	6	3	3	2	3	5	5	6	4	2	4	4	1	10	7	9	11	7	8	7	6	9					
Počet druhů indiferentních (I)	2	2	2	2	1	2	1	4	3	3	2	3	5	5	6	3	1	3	1	1	2	3	1	1	2	2	2	2	1	2	2	3	3	1	1	2	4	6	7	8	12	10	8	9	6					
Počet druhů otevřených stanovišť (O)	9	10	16	19	7	14	9	9	8	8	7	16	18	11	14	13	12	9	7	8	9	13	8	7	5	6	8	5	4	7	16	8	3	8	8	6	37	47	56	43	40	45	41	43	25					
Dominance druhů lesních/stínomilných (L)	26,7	25,0	21,7	19,2	33,3	15,8	28,6	13,3	15,4	26,7	25,0	24,0	14,8	23,8	20,0	11,1	13,3	14,3	27,3	25,0	26,7	20,0	30,8	42,9	30,0	27,3	16,7	30,0	50,0	35,7	25,0	26,7	25,0	30,8	30,8	11,1	19,6	11,7	12,5	17,7	11,9	12,7	12,5	10,3	22,5					
Dominance indiferentní (I)	13,3	12,5	8,7	7,7	8,3	10,5	7,1	26,7	23,1	20,0	16,7	12,0	18,5	23,8	24,0	16,7	6,7	21,4	9,1	8,3	13,3	15,0	7,7	7,1	20,0	18,2	16,7	20,0	10,0	14,3	8,3	20,0	37,5	7,7	7,7	22,2	7,8	10,0	9,7	12,9	20,3	15,9	14,3	15,5	15,0					
Dominance druhů otevřených stanovišť (O)	60,0	62,5	69,6	73,1	58,3	73,7	64,3	60,0	61,5	53,3	58,3	64,0	66,7	52,4	56,0	72,2	80,0	64,3	63,6	66,7	60,0	65,0	61,5	50,0	50,0	54,5	66,7	50,0	40,0	50,0	66,7	53,3	37,5	61,5	61,5	66,7	72,5	78,3	77,8	69,4	67,8	71,4	73,2	74,1	62,5					
<b>Tolerance k vlhkosti</b>																																																		
Počet jedinců indiferentní (I)	204	232	357	213	65	160	61	68	93	257	230	428	206	341	241	240	98	179	209	158	207	110	50	185	69	121	201	381	176	264	260	90	123	66	167	186	2777	2987	4632	2955	2123	2143	904	757	995					
Počet jedinců vlhkomilných (V)	10	13	17	6	9	18	11	18	1	56	45	56	28	11	52	21	58	14	5	4	12	6	2	15	1	4	2	-	4	4	4	-	1	-	2	-	82	77	107	82	29	99	43	90	20					
Počet jedinců xerofilních (X)	1	-	-	5	1	5	1	-	2	1	-	-	7	21	13	3	2	2	1	-	1	5	-	2	-	-	-	-	1	5	1	3	-	1	1	45	169	131	147	208	157	55	60	29						
Počet jedinců hygromilných (H)	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	1	1	-	-	3	-	3	3	-	3	2	7	8					
Počet jedinců suchomilných (S)	7	6	58	35	7	75	4	8	5	3	2	69	11	18	159	12	5	10	15	8	100	28	14	27	13	14	19	69	4	232	63	21	39	12	41	12	326	329	2028	618	659	1159	1133	1400	1415					
Počet druhů indiferentních (I)	7	10	13	13	6	9	9	8	6	10	10	15	14	11	13	10	9	8	6	6	8	13	7	8	7	5	7	7	7	6	12	12	8	5	7	5	25	31	35	27	24	23	21	23	19					
Počet druhů vlhkomilných (V)	3	3	3	1	2	1	1	2	1	2	1	2	3	2	2	3	2	1	1	1	3	2	2	1	1	3	1	-	1	2	3	3	-	1	-	4	4	5	6	4	4	7	7	2						
Počet druhů xerofilních (X)	1	-	-	3	1	2	1	-	1	1	-	-	4	3	1	1	2	1	1	-	1	3	-	1	-	-	-	-	-	1	4	4	1	-	1	1	5	7	9	8	11	12	8	9	6					
Počet druhů hygromilných (H)	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	2	-	1	2	-	1	1	2	1	1					
Počet druhů suchomilných (S)	4	3	6	9	3	7	3	4	4	2	1	7	6	5	9	4	3	4	3	5	3	6	5	3	2	4	4	2	2	5	5	5	2	2	4	3	15	18	22	19	20	23	19	17	12					
Dominance druhů indiferentní (I)	46,7	62,5	56,5	50,0	50,0	47,4	64,3	53,3	46,2	66,7	83,3	60,0	51,9	52,4	52,0	55,6	56,3	57,1	54,5	50,0	53,3	54,2	50,0	57,1	70,0	41,7	58,3	70,0	70,0	42,9	50,0	50,0	72,7	62,5	53,8	55,6	49,0	51,7	48,6	43,5	40,7	36,5	37,5	39,7	47,5					
Dominance druhů vlhkomilných (V)	20,0	18,8	13,0	3,8	16,7	5,3	7,1	13,3	7,7	13,3	8,3	8,0	11,1	9,5	8,0	16,7	12,5	7,1	9,1	8,3	20,0	8,3	14,3	7,1	10,0	25,0	8,3	-	10,0	14,3	12,5	12,5	-	-	7,7	-	7,8	6,7	6,9	9,7	6,8	6,3	12,5	12,1	5,0					
Dominance druhů xerofilních (X)	6,7	-	-	11,5	8,3	10,5	7,1	-	7,7	6,7	-	-	14,8	14,3	4,0	5,6	12,5	7,1	9,1	-	6,7	12,5	-	7,1	-	-	-	-	-	7,1	16,7	16,7	9,1	-	7,7	11,1	9,8	11,7	12,5	12,9	18,6	19,0	14,3	15,5	15,0					
Dominance druhů hygromilných (H)	-	-	4,3	-	-	-	-	6,7	7,7	-	-	4,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10,0	-	-	-	-	-	-	-	12,5	-	-	3,9	-	1,4	3,2	-	1,6	1,8	3,4	2,5			
Dominance druhů suchomilných (S)	26,7	18,8	26,1	34,6	25,0	36,8	21,4	26,7	30,8	13,3	8,3	28,0	22,2	23,8	36,0	22,2	18,8	28,6	27,3	41,7	20,0	25,0	35,7	21,4	20,0	33,3	33,3	20,0	20,0	35,7	20,8	20,8	18,2	25,0	30,8	33,3	29,4	30,0	30,6	30,6	33,9	36,5	33,9	29,3	30,0					

Pokračování tab. 4. Část IV(VI).

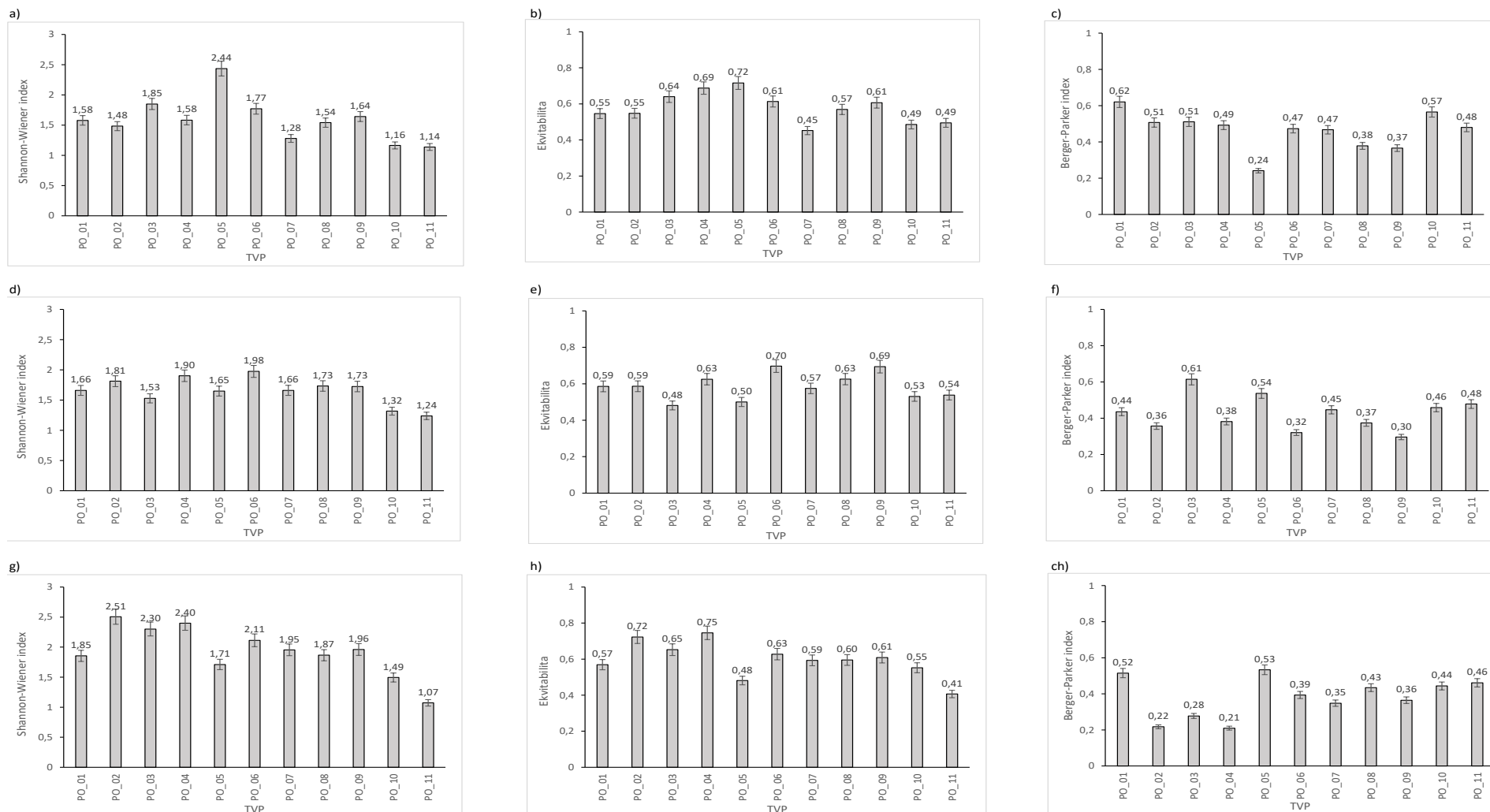
Carabidae	PO_01					PO_02					PO_03					PO_04					PO_05																								
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021									
<b>Pterie</b>																																													
Počet jedinců apterních (A)	-																																												
Počet jedinců brachypterních (B)	1	-	3	-	2	16	5	4	12	52	9	54	43	12	27	11	18	17	16	8	19	2	8	13	8	10	12	2	3	-	4	1	8	11	12	11	15	7	36	9	28	17	36	29	
Počet jedinců B/M	3	2	1	20	21	-	1	7	104	17	15	4	38	8	3	2	2	29	4	16	3	51	44	4	-	1	143	22	6	2	18	30	2	1	-	283	6	3	1	156	257	4	106	2	581
Počet jedinců B/M/A	-																																												
Počet jedinců makropterních (M)	120	482	659	485	318	277	151	149	51	412	346	549	294	194	224	63	47	27	207	473	762	283	440	353	112	144	80	45	353	361	313	154	188	122	359	27	448	453	1175	159	202	445	577	605	61
Počet druhů apterních (A)	-																																												
Počet druhů brachypterních (B)	1	-	3	-	2	2	3	2	2	2	2	7	5	3	5	5	6	6	3	3	7	1	5	6	4	5	7	2	2	-	4	1	4	3	6	4	2	6	10	5	4	7	4	7	8
Počet druhů B/M	2	2	1	1	3	-	1	2	3	2	1	2	6	5	3	2	2	3	2	2	4	1	1	-	1	3	3	1	2	4	4	2	1	-	4	3	1	1	3	2	3	1	2	3	
Počet druhů B/M/A	-																																												
Počet druhů makropterních (M)	15	16	22	18	10	17	15	13	8	11	19	26	22	11	15	14	12	9	13	18	26	15	17	19	15	18	7	5	18	23	22	17	18	12	8	7	24	22	24	13	18	15	15	10	
Dominance druhů apterních (A)	-																																												
Dominance druhů brachypterních (B)	5,6	-	11,1	-	13,3	10,0	15,0	15,8	14,3	13,3	9,1	20,0	15,2	15,8	21,7	23,8	30,0	31,6	16,7	12,5	19,4	5,0	20,0	22,2	20,0	20,0	38,9	20,0	9,1	-	13,3	4,3	16,0	18,8	40,0	25,0	6,7	20,0	29,4	15,6	20,0	24,1	19,0	28,0	36,4
Dominance druhů B/M	11,1	11,1	3,7	5,0	20,0	-	5,0	10,5	21,4	13,3	4,5	5,7	18,2	26,3	13,0	9,5	10,0	15,8	11,1	8,3	5,6	20,0	4,0	3,7	-	4,0	16,7	30,0	4,5	7,7	13,3	17,4	8,0	6,3	-	25,0	10,0	3,3	2,9	9,4	10,0	10,3	4,8	8,0	13,6
Dominance druhů B/M/A	-																																												
Dominance druhů makropterních (M)	83,3	88,9	81,5	90,0	66,7	85,0	75,0	68,4	57,1	73,3	86,4	74,3	66,7	57,9	65,2	66,7	60,0	47,4	72,2	75,0	72,2	75,0	68,0	70,4	75,0	72,0	38,9	50,0	81,8	88,5	73,3	73,9	72,0	75,0	53,3	43,8	80,0	73,3	64,7	75,0	65,0	62,1	71,4	60,0	45,5

Pokračování tab. 4. Část V(VI).

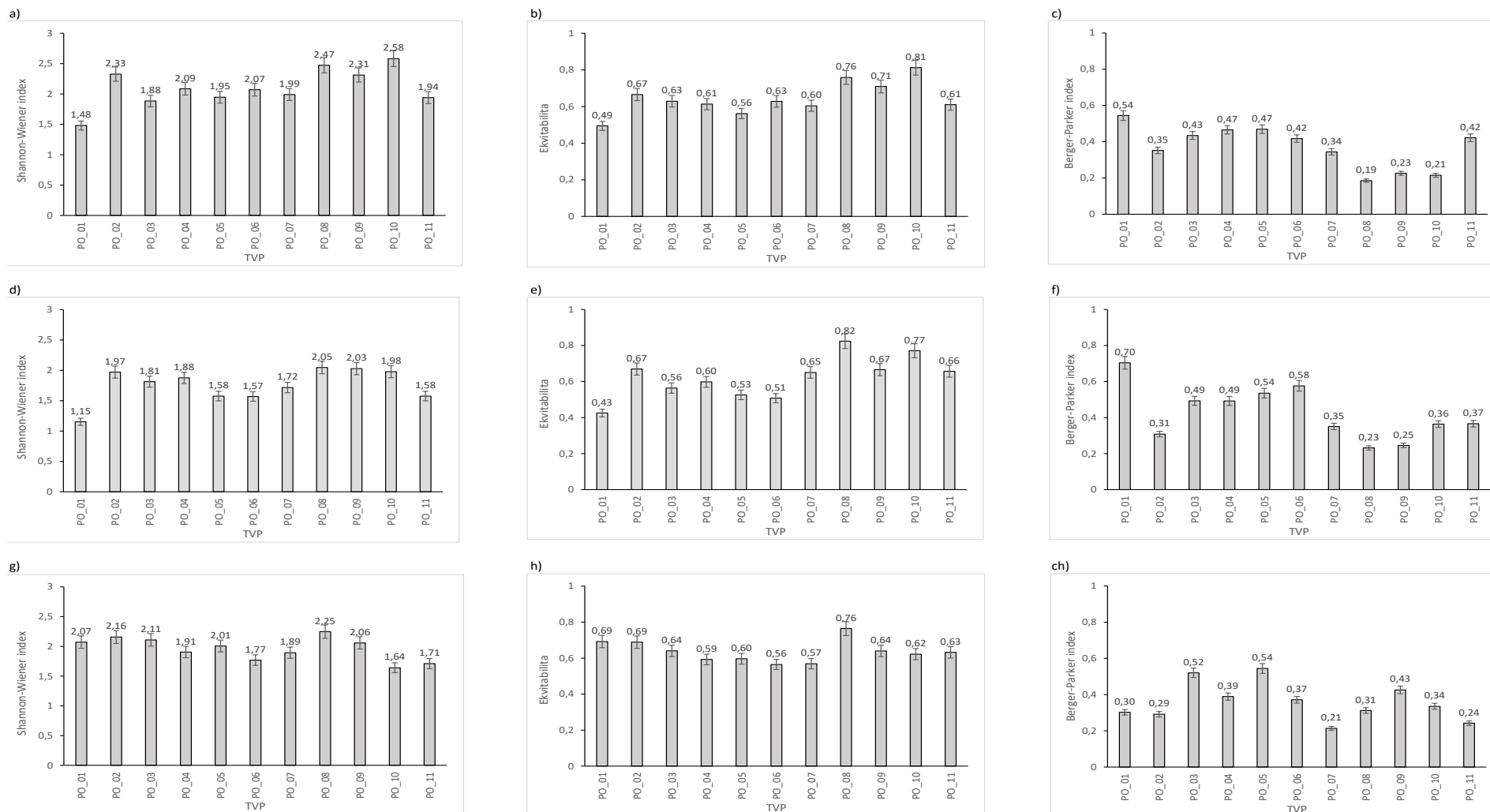
Carabidae	PO_06					PO_07					PO_08					PO_09					PO_10																									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021										
<b>Pterie</b>																																														
Počet jedinců apterních (A)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	1	-
Počet jedinců brachypterních (B)	17	5	35	14	7	19	21	12	8	13	6	42	10	13	13	9	8	10	84	38	196	50	18	35	7	25	43	122	33	209	55	98	46	28	25	129	75	69	151	23	16	62	25	50	109	
Počet jedinců B/M	13	24	13	38	64	-	2	16	89	8	16	4	48	30	10	1	1	81	8	21	14	27	12	24	24	17	3	58	54	51	32	25	53	16	57	16	5	10	11	31	15	17	5	6	19	
Počet jedinců B/M/A	-																																													
Počet jedinců makropterních (M)	177	130	581	358	292	275	178	114	41	394	305	764	468	245	486	215	149	34	130	191	221	182	52	199	46	53	56	137	190	289	165	268	366	232	81	60	150	91	155	94	35	151	53	82	94	
Počet druhů apterních (A)	-																																													
Počet druhů brachypterních (B)	2	1	6	3	3	3	6	5	3	1	3	5	2	3	4	4	4	4	3	4	6	3	1	3	2	4	4	3	2	4	2	3	3	5	3	4	3	3	3	5	4	6	2	3	3	
Počet druhů B/M	2	2	3	5	5	-	1	4	2	2	1	1	5	3	4	1	1	3	2	2	1	3	4	2	2	2	3	2	2	4	3	2	1	1	2	1	2	1	2	2	4	4	2	2	3	
Počet druhů B/M/A	-																																													
Počet druhů makropterních (M)	14	14	20	18	14	20	20	12	4	14	14	20	20	8	20	22	14	5	10	9	15	20	7	14	10	9	6	10	8	19	21	15	20	12	12	8	7	7	8	14	5	6	6	6	6	
Dominance druhů apterních (A)	-																																													
Dominance druhů brachypterních (B)	11,1	5,9	20,0	11,5	13,6	13,0	21,4	22,7	33,3	5,9	16,7	17,9	7,4	21,4	14,3	14,8	21,1	33,3	20,0	25,0	26,1	11,5	8,3	15,8	14,3	26,7	30,8	20,0	16,7	15,4	7,4	14,3	12,0	27,8	18,8	28,6	27,3	25,0	20,0	20,8	30,8	42,9	20,0	25,0	25,0	
Dominance druhů B/M	11,1	11,8	10,0	19,2	22,7	-	3,6	18,2	22,2	11,8	5,6	3,6	18,5	21,4	14,3	3,7	5,3	25,0	13,3	12,5	4,3	11,5	33,3	10,5	14,3	13,3	23,1	13,3	16,7	7,7	14,8	14,3	8,0	5,6	6,3	14,3	9,1	16,7	13,3	16,7	30,8	14,3	20,0	16,7	25,0	
Dominance druhů B/M/A	-																																													
Dominance druhů makropterních (M)	77,8	82,4	66,7	69,2	63,6	87,0	71,4	54,5	44,4	82,4	77,8	71,4	74,1	57,1	71,4	81,5	73,7	41,7	66,7	56,3	65,2	76,9	58,3	73,7	71,4	60,0	46,2	66,7	66,7	73,1	77,8	71,4	80,0	66,7	75,0	57,1	63,6	58,3	53,3	58,3	38,5	42,9	60,0	50,0	50,0	

Pokračování tab. 4. Část VI(VI).

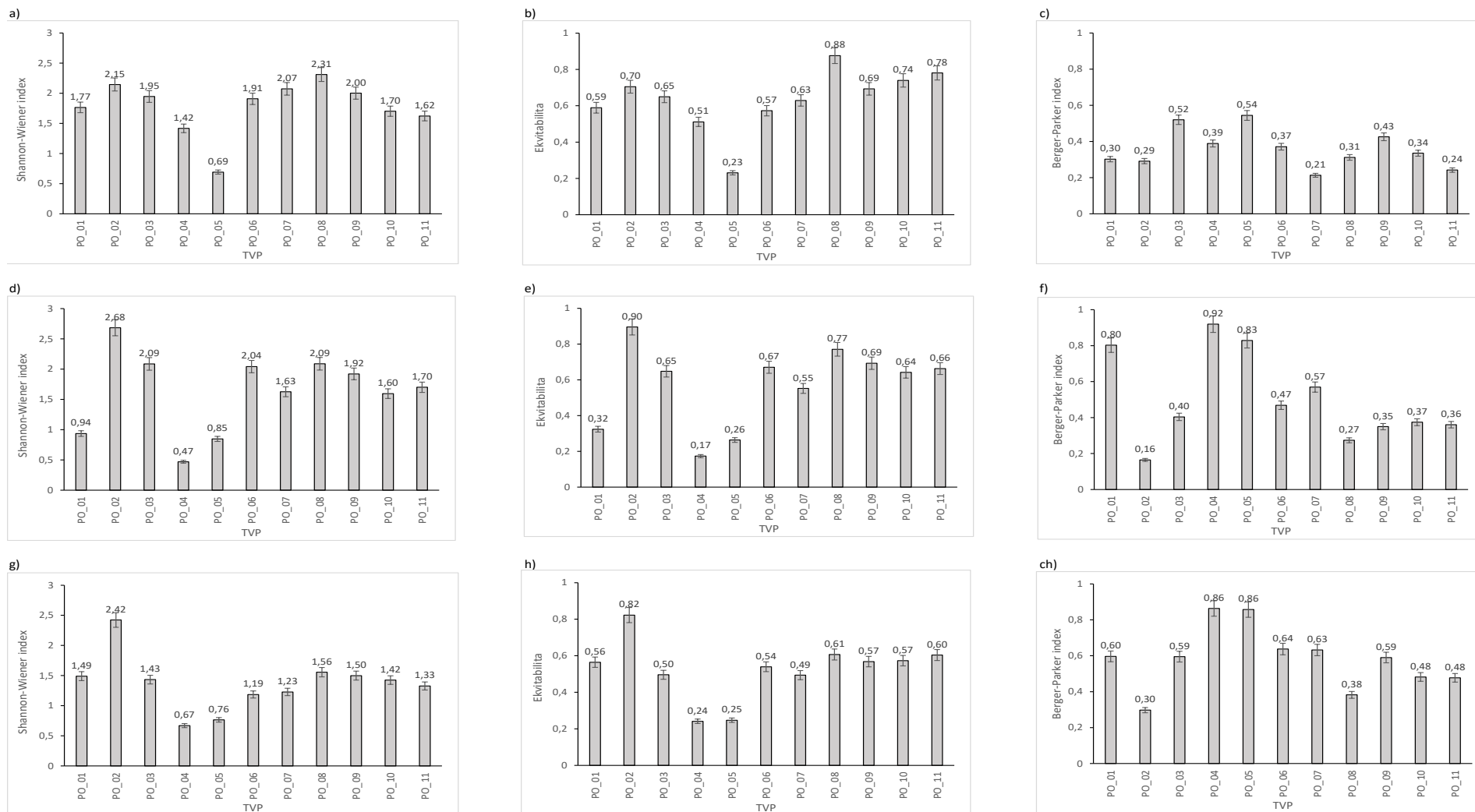
Carabidae	PO_11										Σ							
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
<b>Pterie</b>																		
Počet jedinců apterních (A)	–	–	3	2	–	–	–	–	–	–	1	14	3	2	–	1	2	–
Počet jedinců brachypterních (B)	222	90	239	146	35	62	16	50	96	619	268	984	356	219	329	158	250	476
Počet jedinců B/M	–	12	1	63	21	2	4	8	11	144	179	105	522	527	119	162	117	1359
Počet jedinců B/M/A	–	–	–	–	–	1	–	–	–	20	18	24	2	15	47	8	9	9
Počet jedinců makropterních (M)	230	82	258	121	56	102	59	153	92	2450	3096	5774	2922	2256	3066	1808	1936	623
Počet druhů apterních (A)	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	1	2	1	1	–	1	1	–
Počet druhů brachypterních (B)	4	2	6	4	2	3	2	3	2	10	10	14	8	9	13	11	11	11
Počet druhů B/M	–	2	1	4	2	1	1	3	2	4	4	5	9	11	6	7	7	8
Počet druhů B/M/A	–	–	–	–	–	1	–	–	–	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Počet druhů makropterních (M)	6	6	6	15	7	10	5	9	5	36	44	50	43	37	42	36	38	20
Dominance druhů apterních (A)	–	–	7,1	4,2	–	–	–	–	–	–	1,7	2,8	1,6	1,7	–	1,8	1,7	–
Dominance druhů brachypterních (B)	40,0	20,0	42,9	16,7	18,2	20,0	25,0	20,0	22,2	19,6	16,7	19,4	12,9	15,3	20,6	19,6	19,0	27,5
Dominance druhů B/M	–	20,0	7,1	16,7	18,2	6,7	12,5	20,0	22,2	7,8	6,7	6,9	14,5	18,6	9,5	12,5	12,1	20,0
Dominance druhů B/M/A	–	–	–	–	–	6,7	–	–	–	2,0	1,7	1,4	1,6	1,7	3,2	1,8	1,7	2,5
Dominance druhů makropterních (M)	60,0	60,0	42,9	62,5	63,6	66,7	62,5	60,0	55,6	70,6	73,3	69,4	69,4	62,7	66,7	64,3	65,5	50,0



Obr. 30: Shannon-Wienerovy indexy diverzity (a, d, g), ekvitabilita (b, e, h) a Berger-Parkerovy indexy diverzity (c, f, ch) užitě pro TVP pro roky 2013 (a–c), 2014 (d–f) a 2015 (g–ch). Svislé chybové úsečky ukazují 95% interval spolehlivosti.

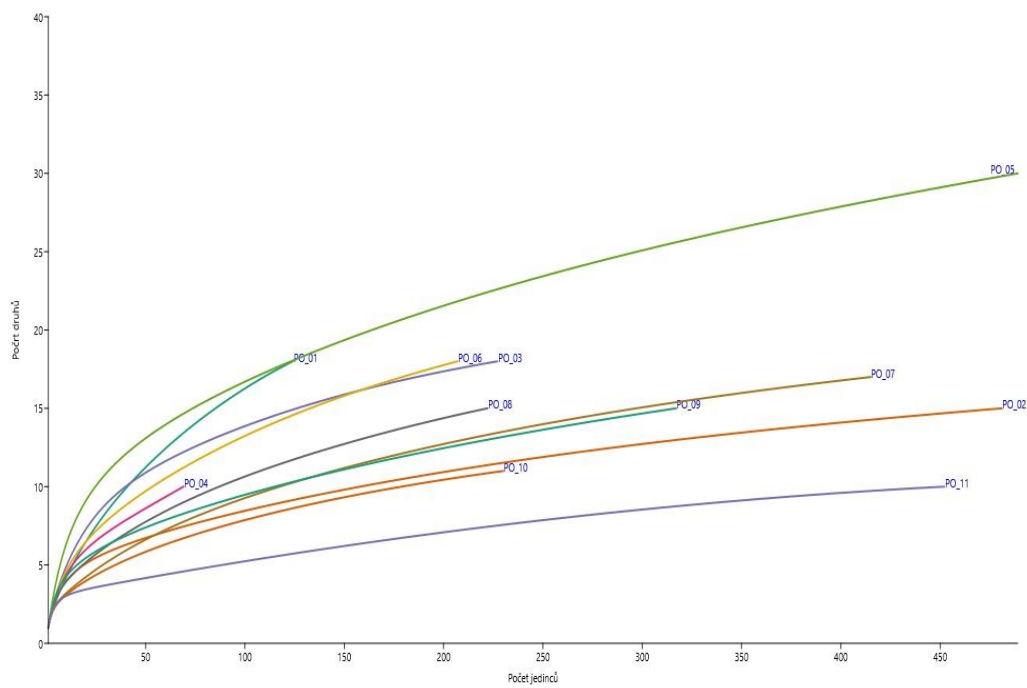


Obr. 31: Shannon-Wienerovy indexy diverzity (a, d, g), ekvitabilita (b, e, h) a Berger-Parkerovy indexy diverzity (c, f, ch) užitě pro TVP pro roky 2016 (a–c), 2017 (d–f) a 2018 (g–ch). Svislé chybové úsečky ukazují 95% interval spolehlivosti.

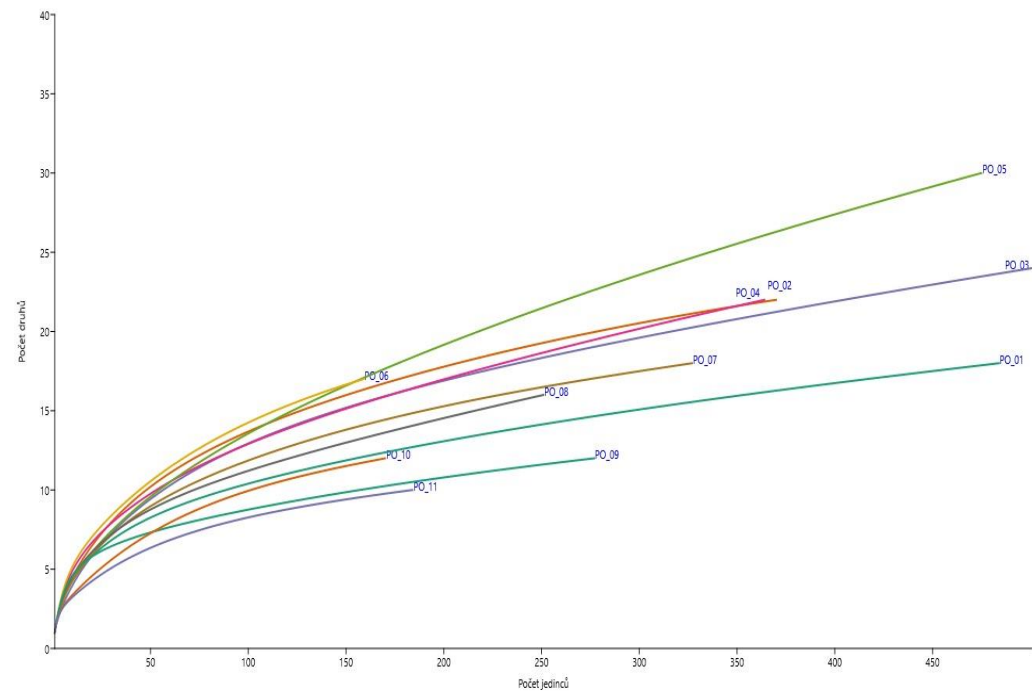


Obr. 32: Shannon-Wienerovy indexy diverzity (a, d, g), ekvitability (b, e, h) a Berger-Parkerovy indexy diverzity (c, f, ch) užitá pro TVP pro roky 2019 (a–c), 2020 (d–f) a 2021 (g–ch). Svislé chybové úsečky ukazují 95% interval spolehlivosti.

a)

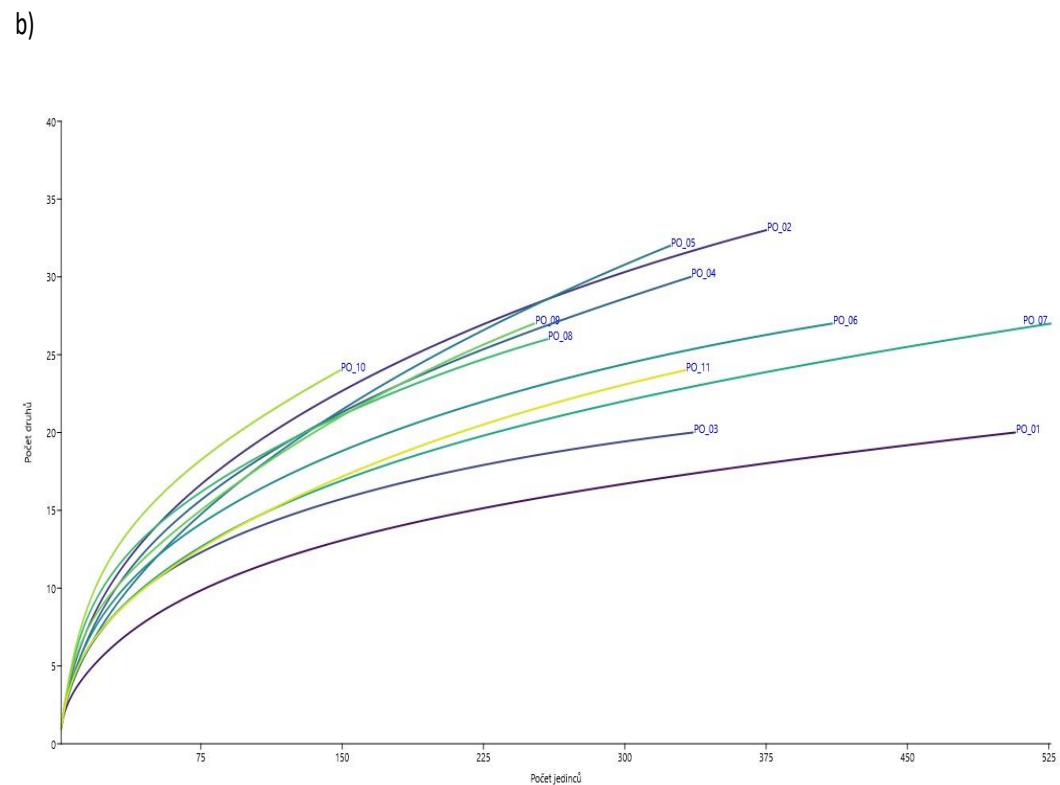
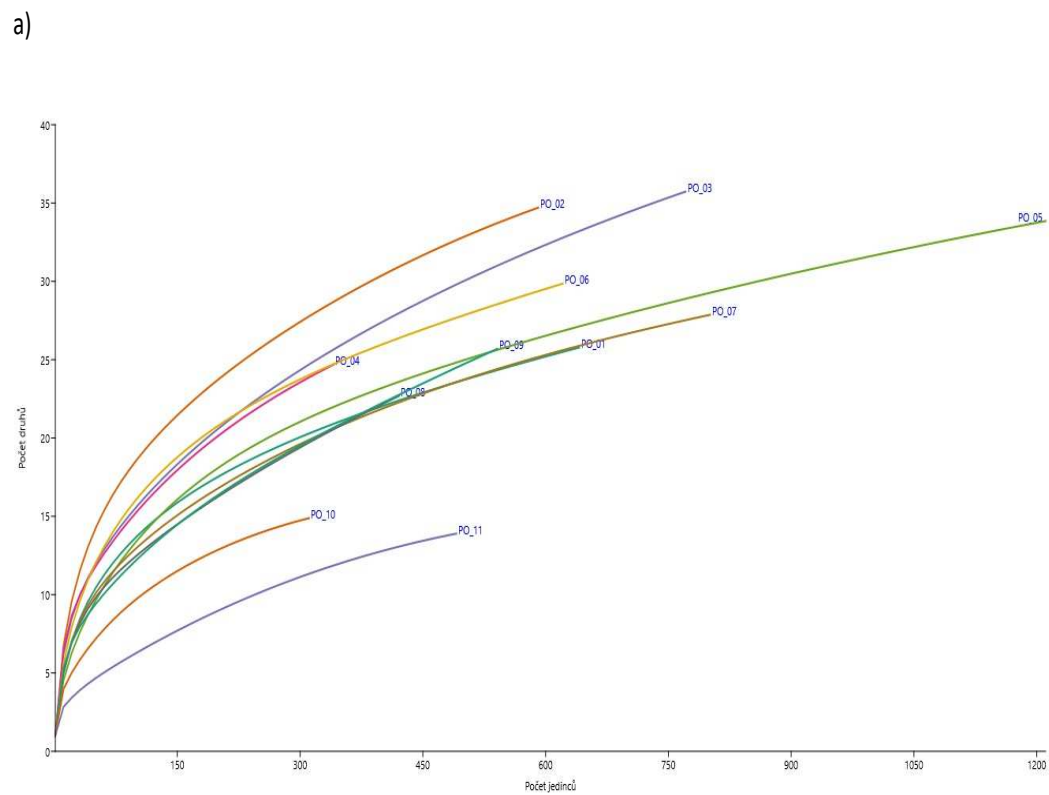


b)



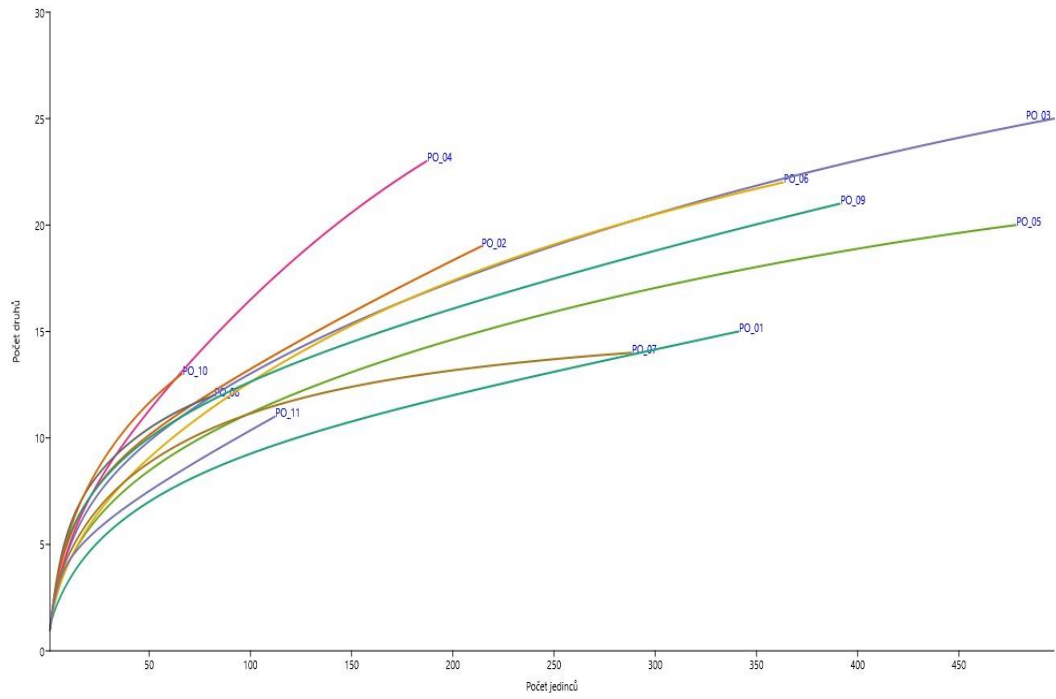
Obr. 33: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2013 (a) a 2014 (b)



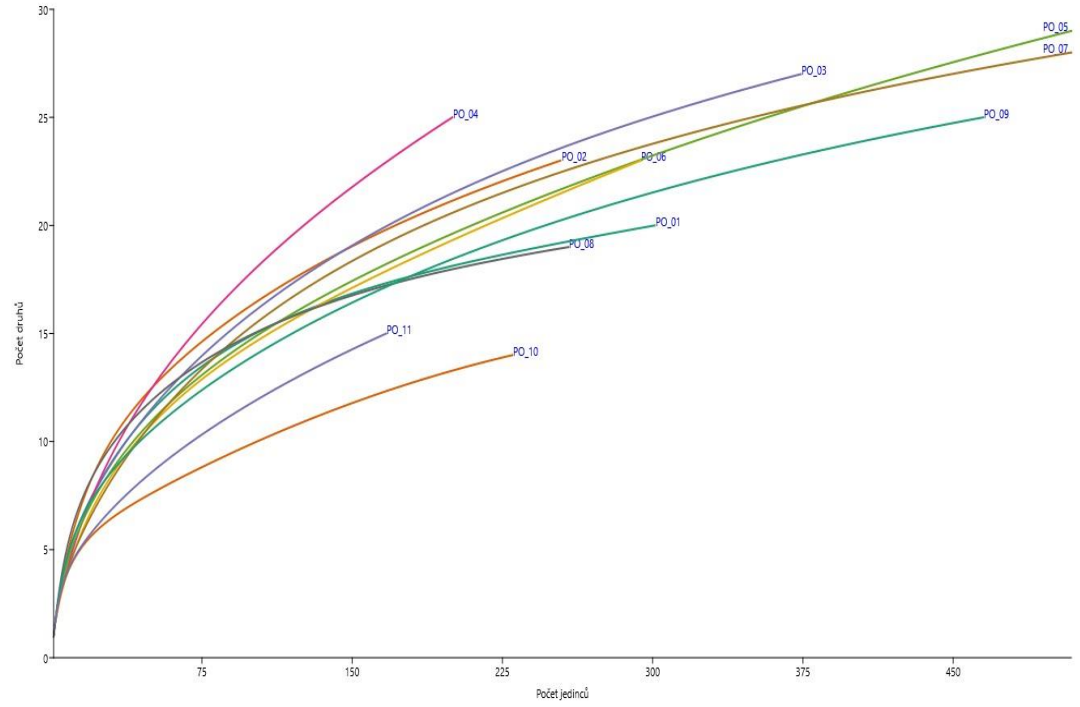


Obr. 34: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2015 (a) a 2016 (b)

a)

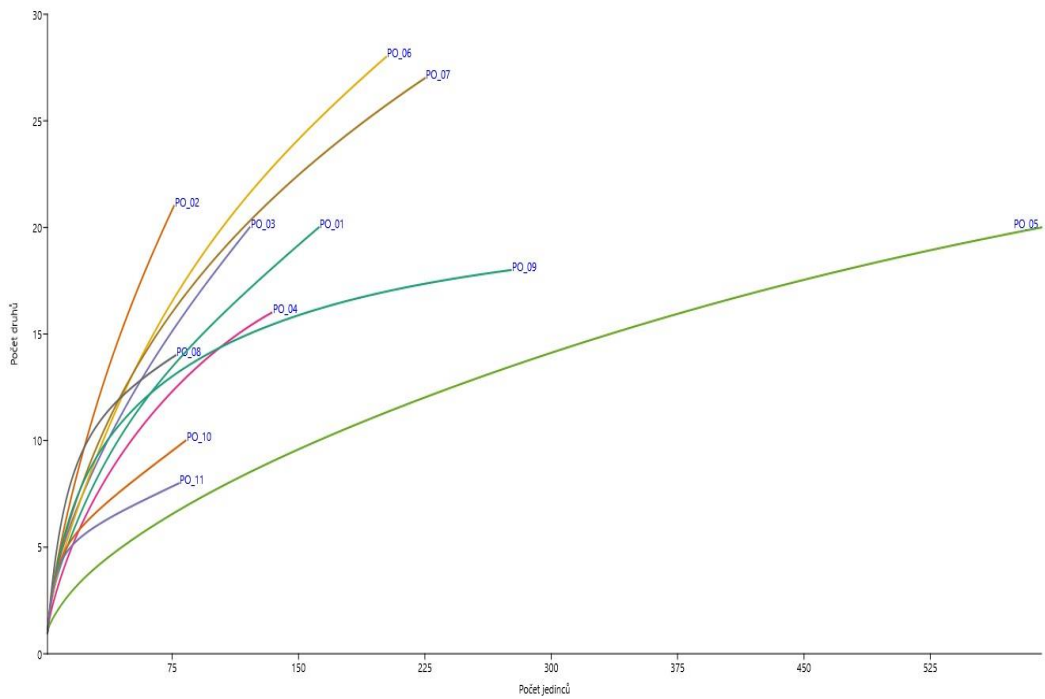


b)

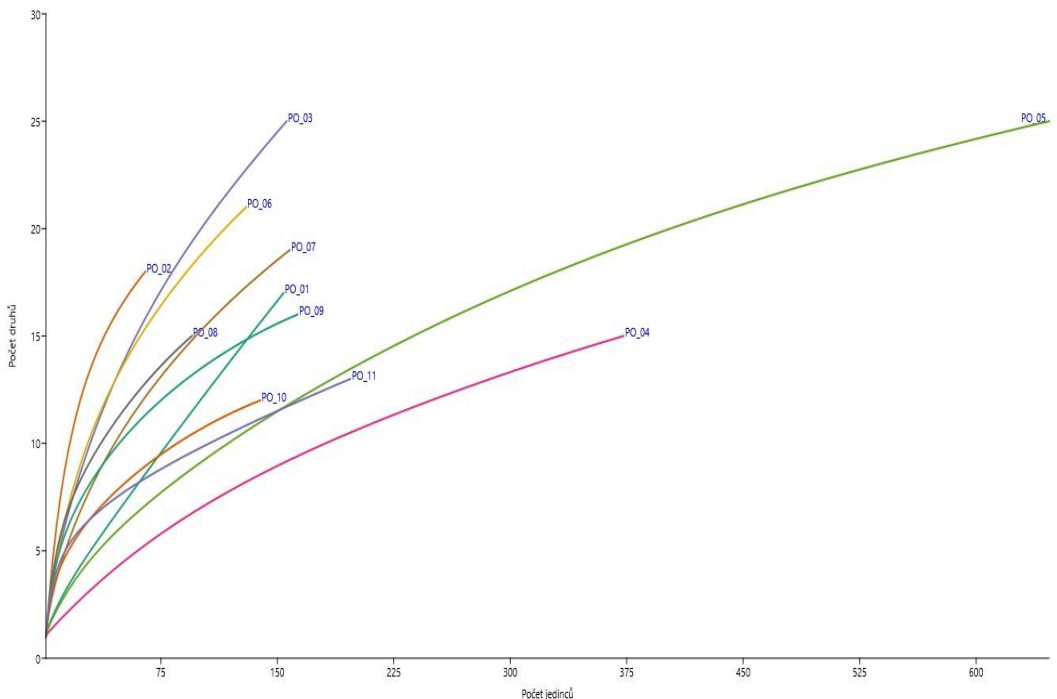


Obr. 35: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2017 (a) a 2018 (b)

a)

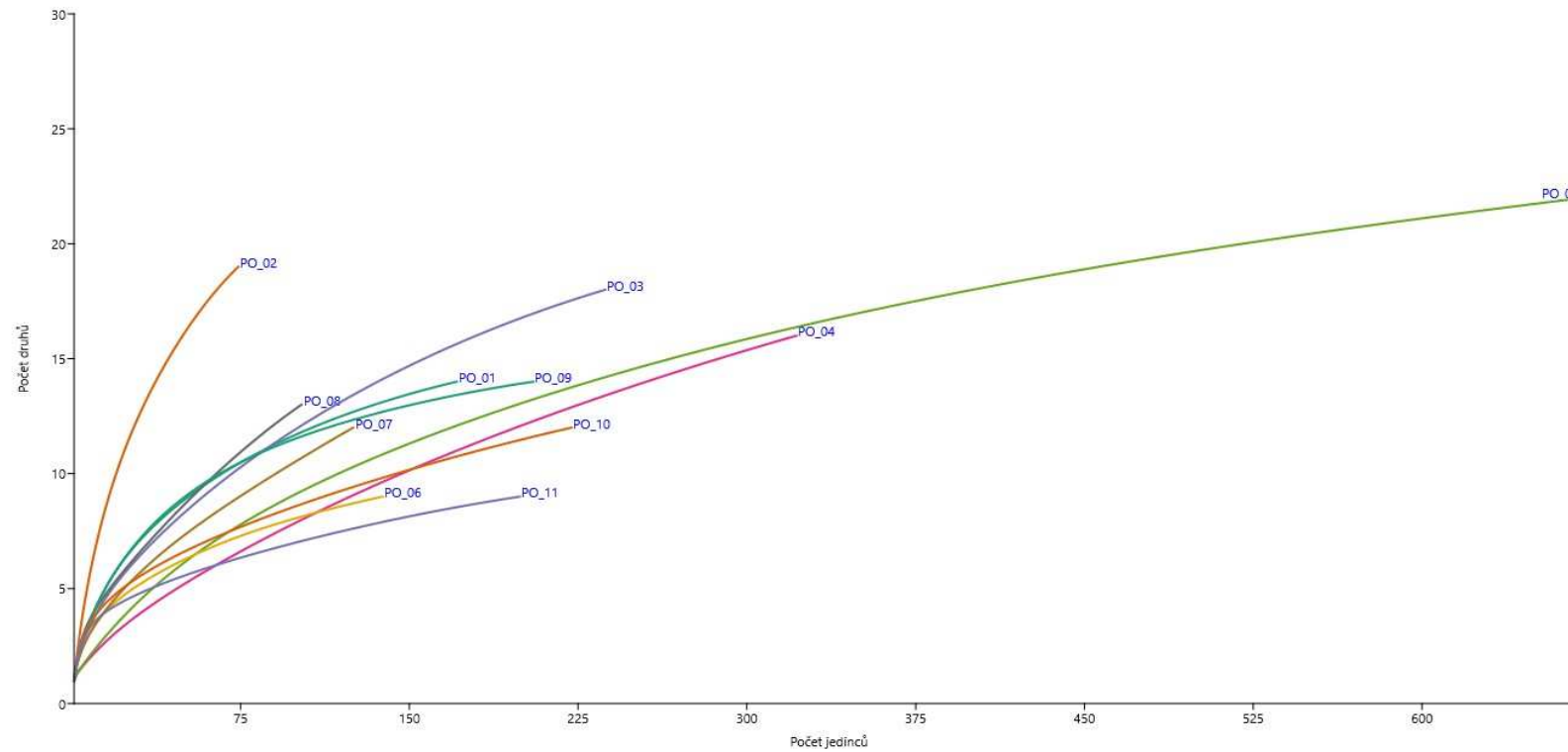


b)



Obr. 36: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2019 (a) a 2020 (b)

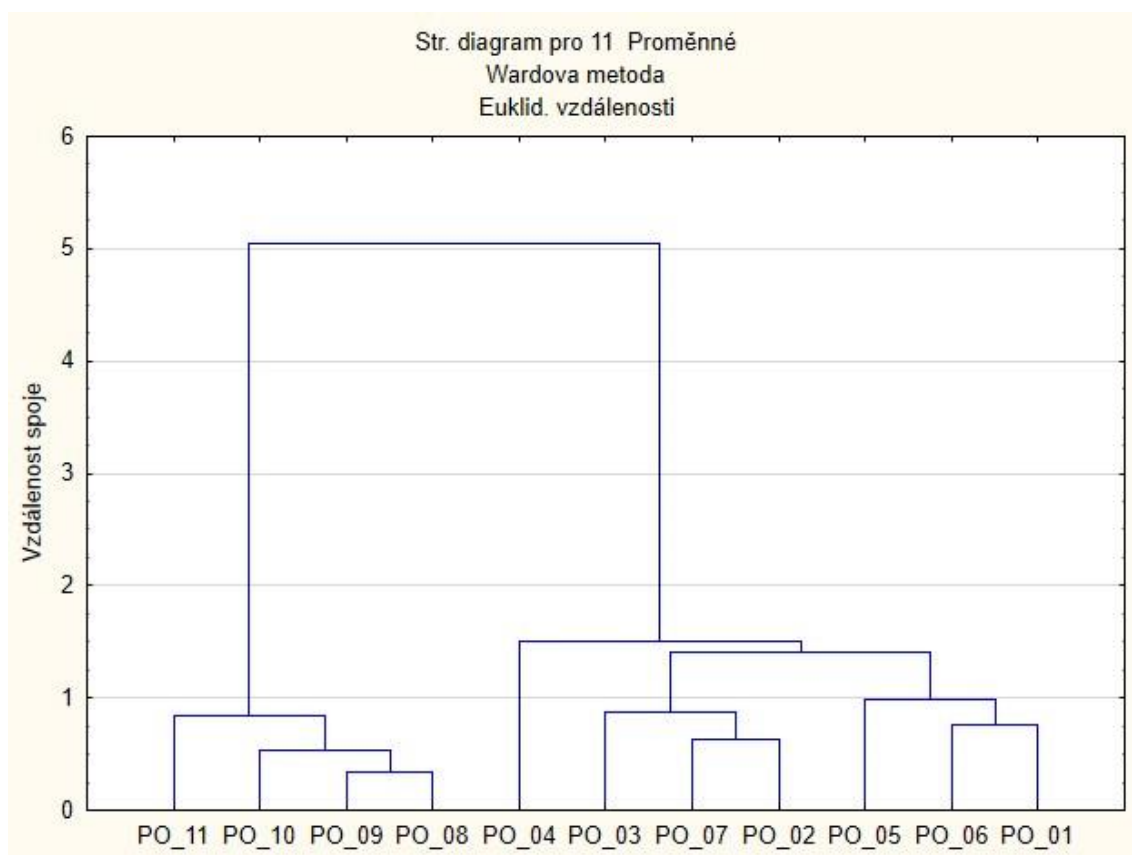
a)



Obr. 37: Rarefrakční křivka modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v roce 2021 (a)

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2013
1,00	0,31	0,26	0,16	0,35	0,59	0,35	0,08	0,10	0,04	0,02	PO_01
	1,00	0,42	0,19	0,32	0,51	0,67	0,35	0,33	0,33	0,24	PO_02
		1,00	0,31	0,28	0,40	0,55	0,20	0,20	0,16	0,10	PO_03
			1,00	0,06	0,40	0,21	0,07	0,07	0,03	0,02	PO_04
				1,00	0,46	0,35	0,17	0,17	0,07	0,05	PO_05
					1,00	0,54	0,27	0,27	0,13	0,08	PO_06
						1,00	0,14	0,15	0,11	0,08	PO_07
							1,00	0,78	0,76	0,51	PO_08
								1,00	0,64	0,55	PO_09
									1,00	0,63	PO_10
										1,00	PO_11

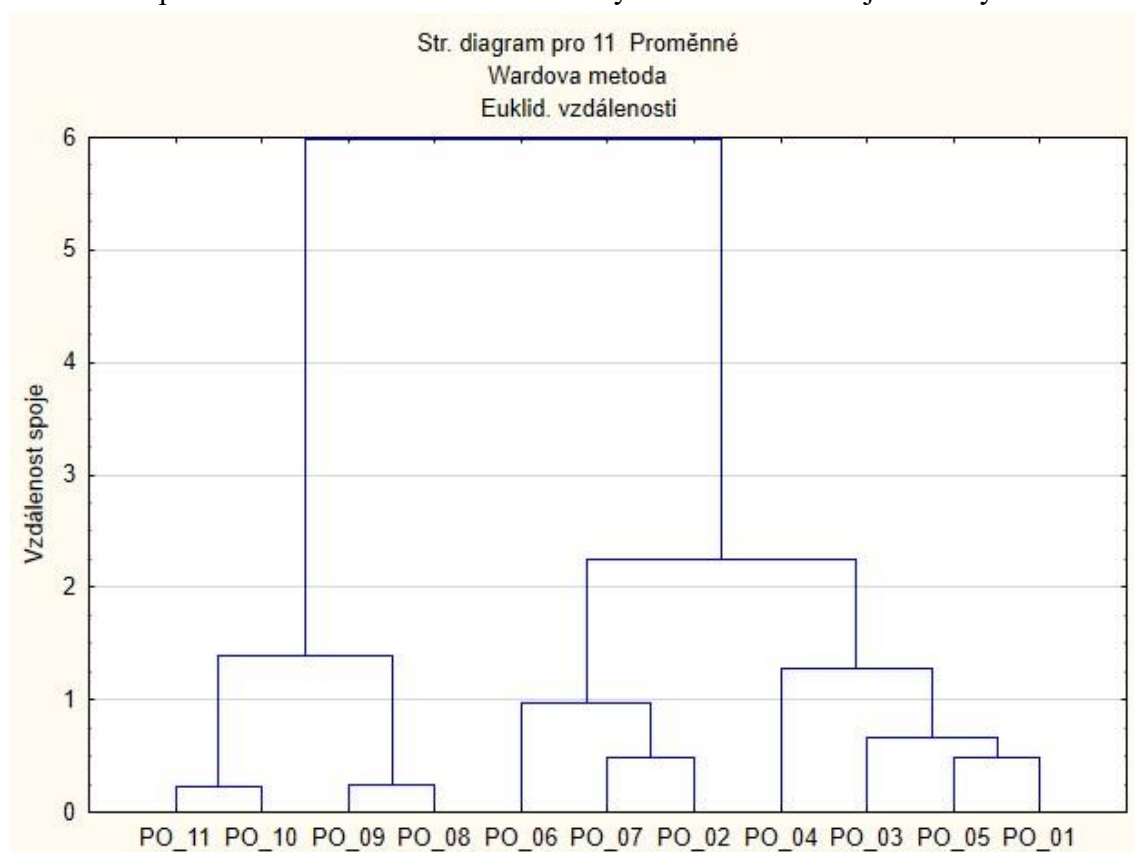
Obr. 38: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2013 na jednotlivých TVP



Obr. 39: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2013 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2014
1,00	0,38	0,57	0,44	0,69	0,17	0,27	0,04	0,06	0,02	0,00	PO_01
	1,00	0,61	0,04	0,43	0,46	0,77	0,23	0,23	0,16	0,16	PO_02
		1,00	0,37	0,73	0,36	0,51	0,12	0,12	0,06	0,05	PO_03
			1,00	0,39	0,20	0,31	0,05	0,07	0,03	0,01	PO_04
				1,00	0,24	0,34	0,09	0,10	0,05	0,03	PO_05
					1,00	0,54	0,33	0,31	0,07	0,09	PO_06
						1,00	0,19	0,20	0,08	0,06	PO_07
							1,00	0,84	0,61	0,55	PO_08
								1,00	0,56	0,51	PO_09
									1,00	0,86	PO_10
										1,00	PO_11

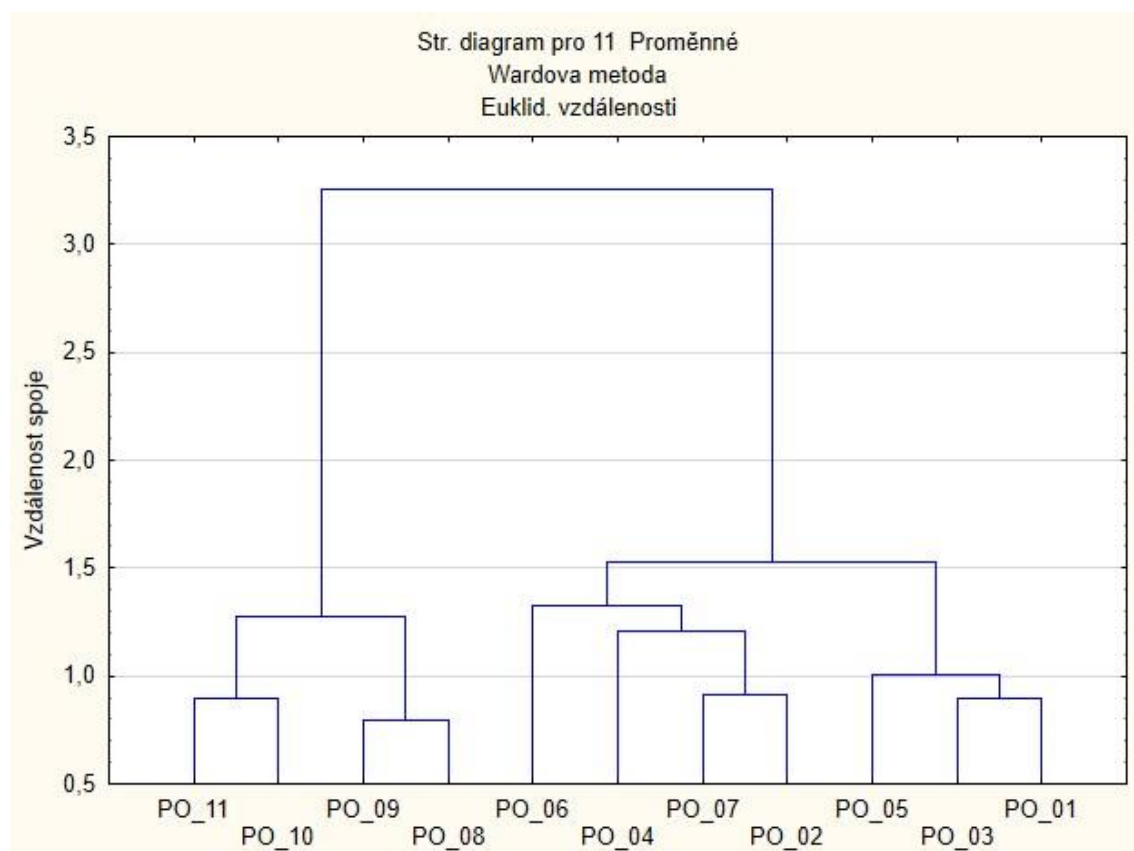
Obr. 40: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2014 na jednotlivých TVP



Obr. 41: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2014 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2015
1,00	0,25	0,38	0,36	0,35	0,08	0,15	0,02	0,04	0,01	0,00	PO_01
	1,00	0,38	0,30	0,20	0,20	0,38	0,14	0,23	0,09	0,08	PO_02
		1,00	0,28	0,35	0,17	0,26	0,07	0,07	0,03	0,03	PO_03
			1,00	0,03	0,11	0,18	0,04	0,05	0,02	0,00	PO_04
				1,00	0,08	0,13	0,04	0,04	0,02	0,01	PO_05
					1,00	0,18	0,13	0,11	0,01	0,03	PO_06
						1,00	0,17	0,09	0,04	0,02	PO_07
							1,00	0,45	0,34	0,26	PO_08
								1,00	0,29	0,22	PO_09
									1,00	0,37	PO_10
										1,00	PO_11

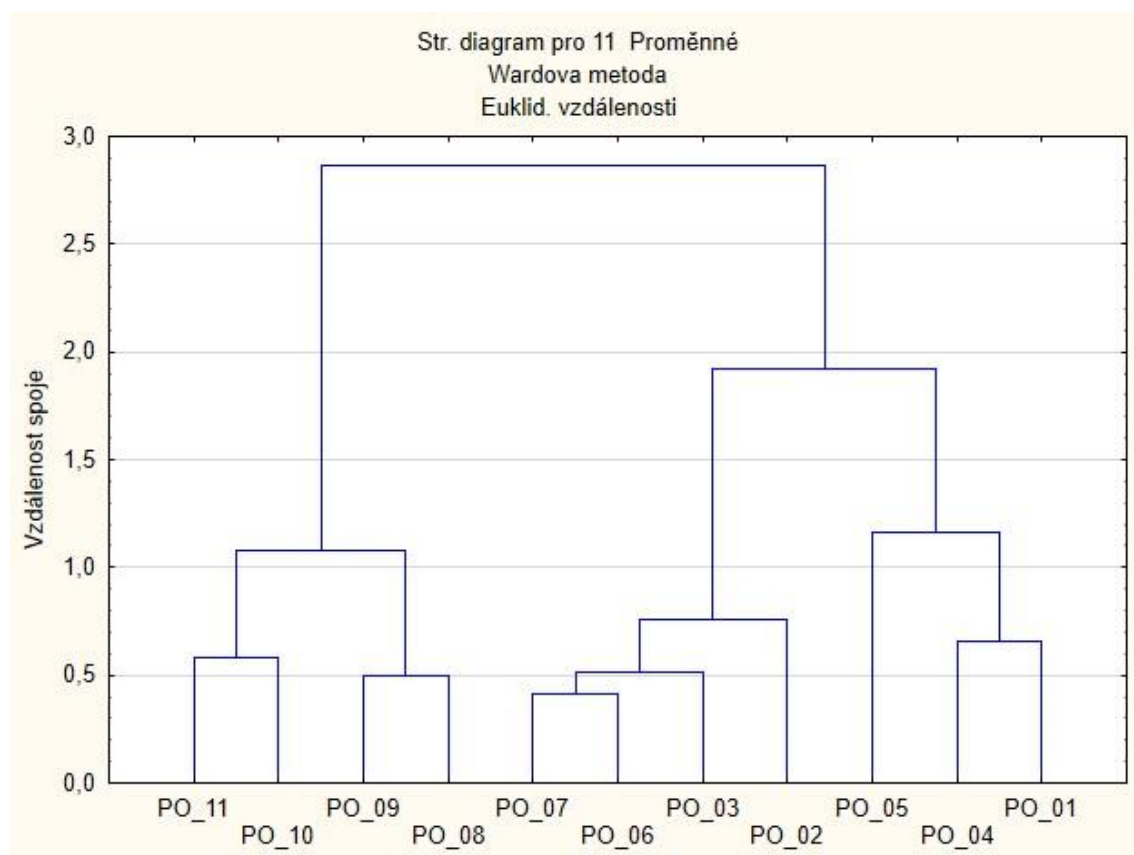
Obr. 42: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2015 na jednotlivých TVP



Obr. 43: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2015 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2016
1,00	0,15	0,56	0,61	0,33	0,43	0,47	0,24	0,17	0,14	0,19	PO_01
	1,00	0,65	0,39	0,41	0,70	0,63	0,49	0,49	0,35	0,41	PO_02
		1,00	0,52	0,50	0,69	0,75	0,39	0,30	0,34	0,30	PO_03
			1,00	0,35	0,35	0,41	0,35	0,30	0,26	0,28	PO_04
				1,00	0,42	0,25	0,28	0,20	0,40	0,30	PO_05
					1,00	0,77	0,48	0,38	0,34	0,26	PO_06
						1,00	0,36	0,28	0,36	0,24	PO_07
							1,00	0,68	0,53	0,41	PO_08
								1,00	0,56	0,45	PO_09
									1,00	0,63	PO_10
										1,00	PO_11

Obr. 44: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2016 na jednotlivých TVP

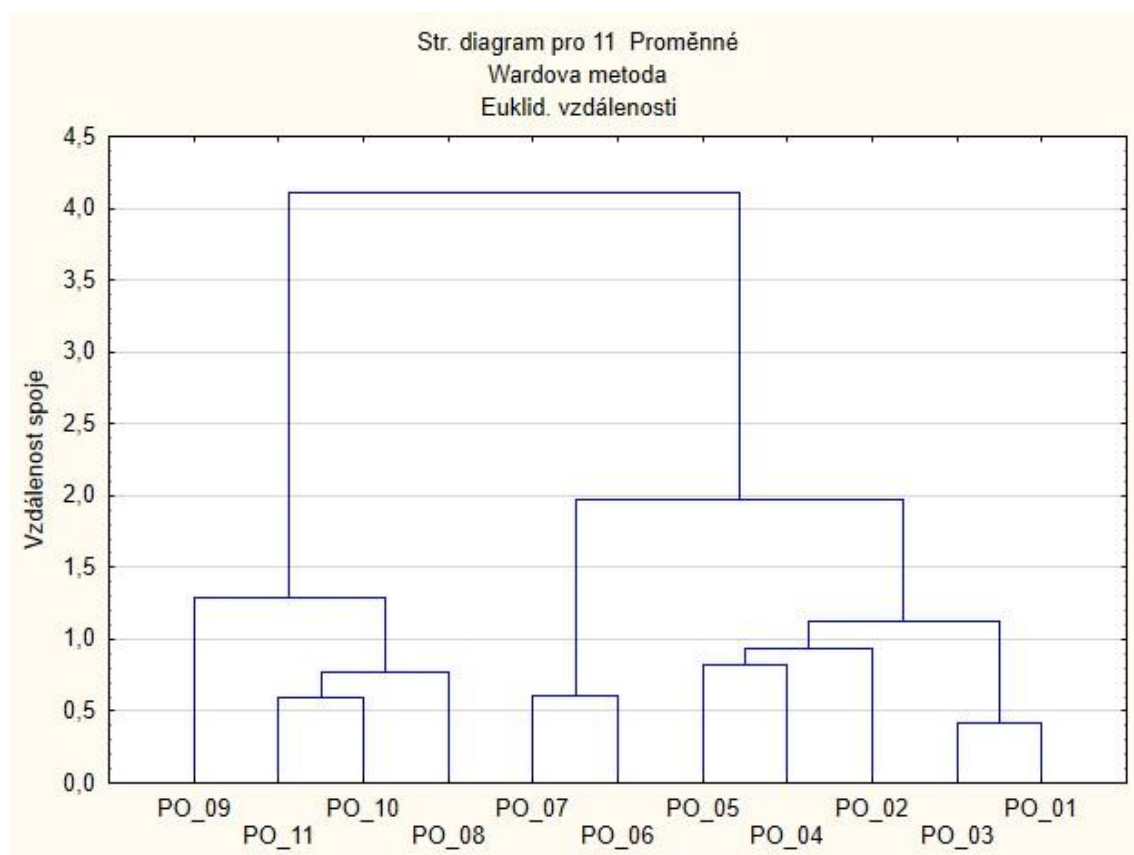


Obr. 45: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2016 zastoupených jednotlivými TVP



PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2017
1,00	0,43	0,77	0,50	0,41	0,23	0,25	0,05	0,33	0,03	0,01	PO_01
	1,00	0,52	0,42	0,43	0,37	0,46	0,27	0,30	0,19	0,15	PO_02
		1,00	0,45	0,48	0,38	0,18	0,12	0,20	0,06	0,06	PO_03
			1,00	0,44	0,23	0,17	0,10	0,10	0,06	0,03	PO_04
				1,00	0,36	0,29	0,10	0,17	0,04	0,02	PO_05
					1,00	0,61	0,19	0,25	0,11	0,10	PO_06
						1,00	0,20	0,28	0,13	0,10	PO_07
							1,00	0,31	0,54	0,48	PO_08
								1,00	0,26	0,41	PO_09
									1,00	0,60	PO_10
										1,00	PO_11

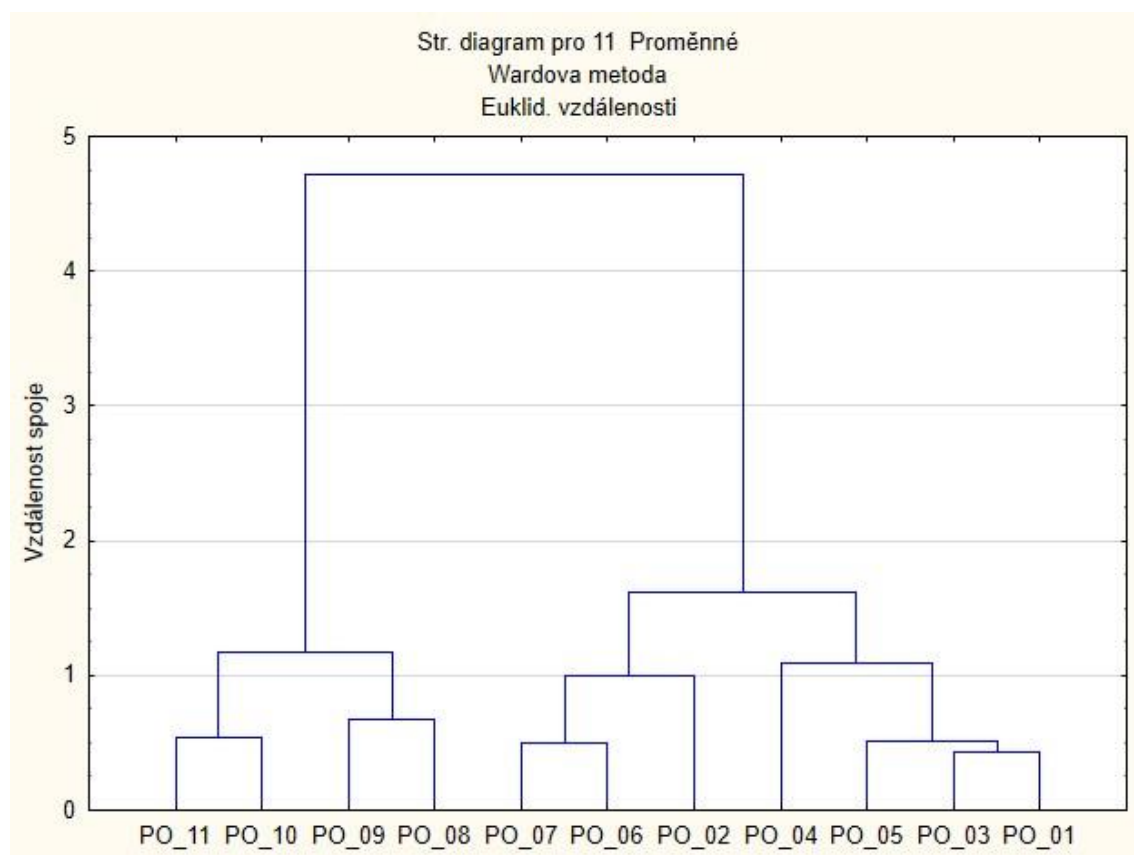
Obr. 46: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2017 na jednotlivých TVP



Obr. 47: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2017 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2018
1,00	0,49	0,73	0,42	0,63	0,53	0,41	0,17	0,22	0,09	0,10	PO_01
	1,00	0,58	0,23	0,46	0,62	0,45	0,40	0,29	0,61	0,25	PO_02
		1,00	0,52	0,73	0,57	0,48	0,18	0,25	0,06	0,06	PO_03
			1,00	0,50	0,35	0,29	0,17	0,13	0,07	0,10	PO_04
				1,00	0,47	0,42	0,16	0,22	0,08	0,09	PO_05
					1,00	0,69	0,29	0,29	0,13	0,11	PO_06
						1,00	0,32	0,26	0,11	0,09	PO_07
							1,00	0,55	0,54	0,49	PO_08
								1,00	0,52	0,37	PO_09
									1,00	0,74	PO_10
										1,00	PO_11

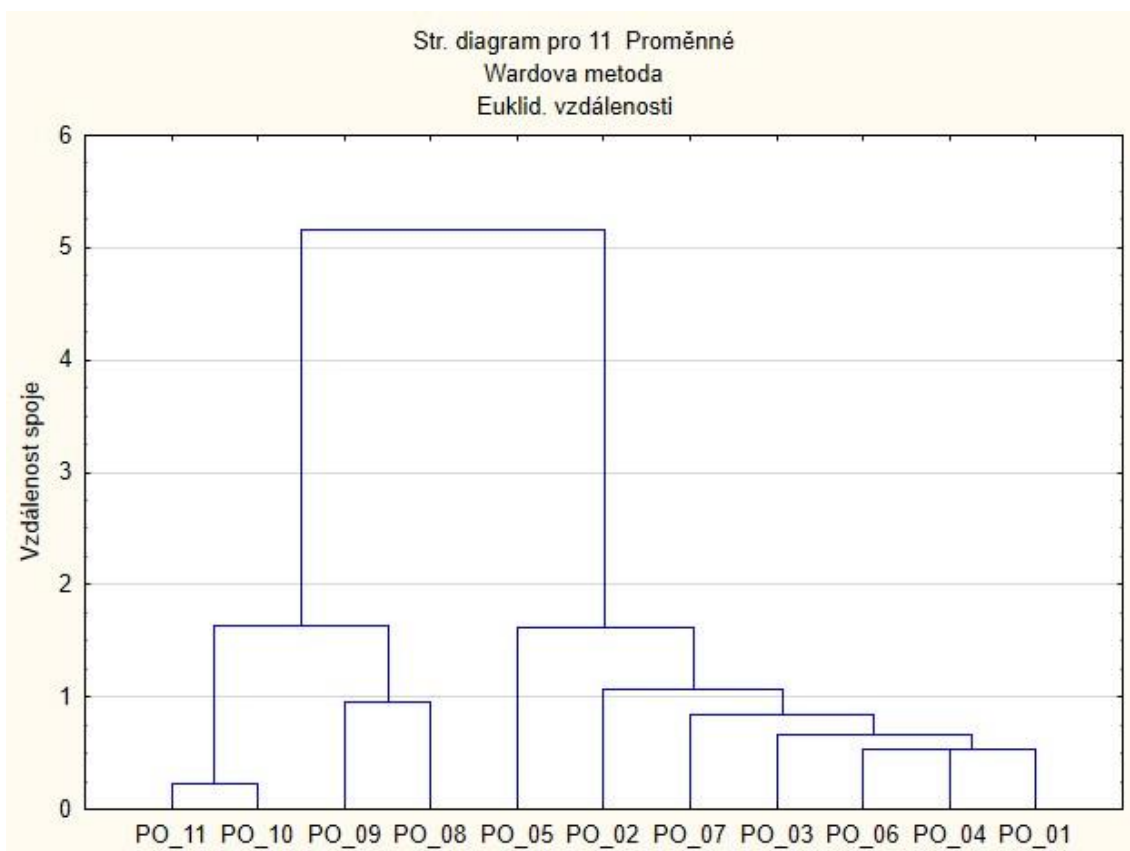
Obr. 48: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2018 na jednotlivých TVP



Obr. 49: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2018 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2019
1,00	0,48	0,66	0,66	0,31	0,73	0,69	0,08	0,15	0,03	0,03	PO_01
	1,00	0,58	0,35	0,15	0,45	0,41	0,22	0,26	0,08	0,05	PO_02
		1,00	0,59	0,23	0,59	0,58	0,17	0,22	0,03	0,04	PO_03
			1,00	0,27	0,70	0,57	0,09	0,09	0,01	0,02	PO_04
				1,00	0,37	0,34	0,03	0,08	0,02	0,01	PO_05
					1,00	0,37	0,17	0,22	0,08	0,06	PO_06
						1,00	0,21	0,27	0,14	0,16	PO_07
							1,00	0,35	0,44	0,41	PO_08
								1,00	0,26	0,24	PO_09
									1,00	0,84	PO_10
										1,00	PO_11

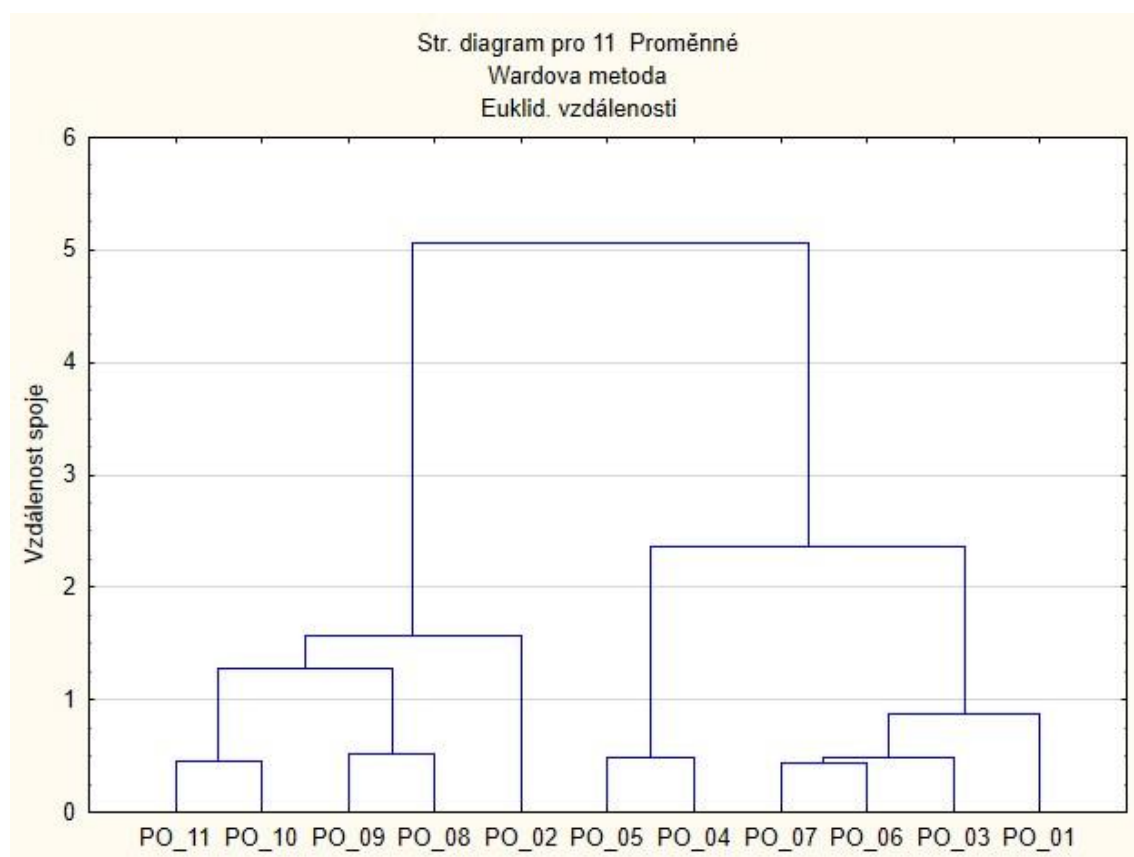
Obr. 50: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2019 na jednotlivých TVP



Obr. 51: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2019 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2020
1,00	0,17	0,53	0,53	0,38	0,57	0,69	0,05	0,07	0,04	0,02	PO_01
	1,00	0,39	0,06	0,09	0,32	0,39	0,35	0,30	0,19	0,15	PO_02
		1,00	0,12	0,31	0,72	0,73	0,12	0,15	0,05	0,17	PO_03
			1,00	0,71	0,32	0,37	0,03	0,04	0,02	0,09	PO_04
				1,00	0,30	0,33	0,04	0,04	0,03	0,08	PO_05
					1,00	0,70	0,18	0,16	0,09	0,20	PO_06
						1,00	0,18	0,17	0,10	0,21	PO_07
							1,00	0,64	0,52	0,41	PO_08
								1,00	0,47	0,39	PO_09
									1,00	0,73	PO_10
										1,00	PO_11

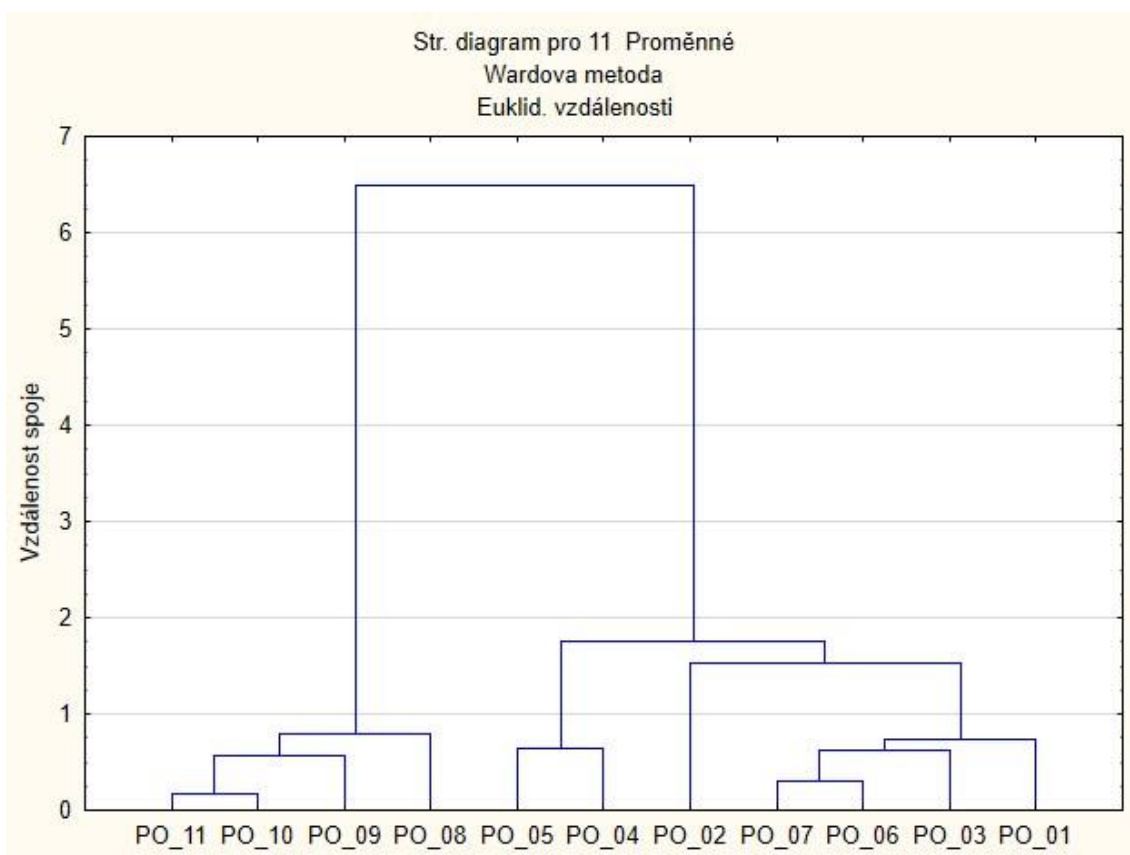
Obr. 52: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2020 na jednotlivých TVP



Obr. 53: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2020 zastoupených jednotlivými TVP

PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11	2021
1,00	0,40	0,63	0,49	0,31	0,67	0,66	0,29	0,26	0,27	0,25	PO_01
	1,00	0,30	0,18	0,13	0,37	0,38	0,26	0,22	0,25	0,24	PO_02
		1,00	0,62	0,44	0,70	0,63	0,08	0,09	0,09	0,08	PO_03
			1,00	0,62	0,47	0,46	0,02	0,05	0,06	0,04	PO_04
				1,00	0,33	0,28	0,05	0,07	0,06	0,05	PO_05
					1,00	0,79	0,05	0,10	0,09	0,08	PO_06
						1,00	0,05	0,07	0,10	0,09	PO_07
							1,00	0,56	0,58	0,62	PO_08
								1,00	0,72	0,68	PO_09
									1,00	0,89	PO_10
										1,00	PO_11

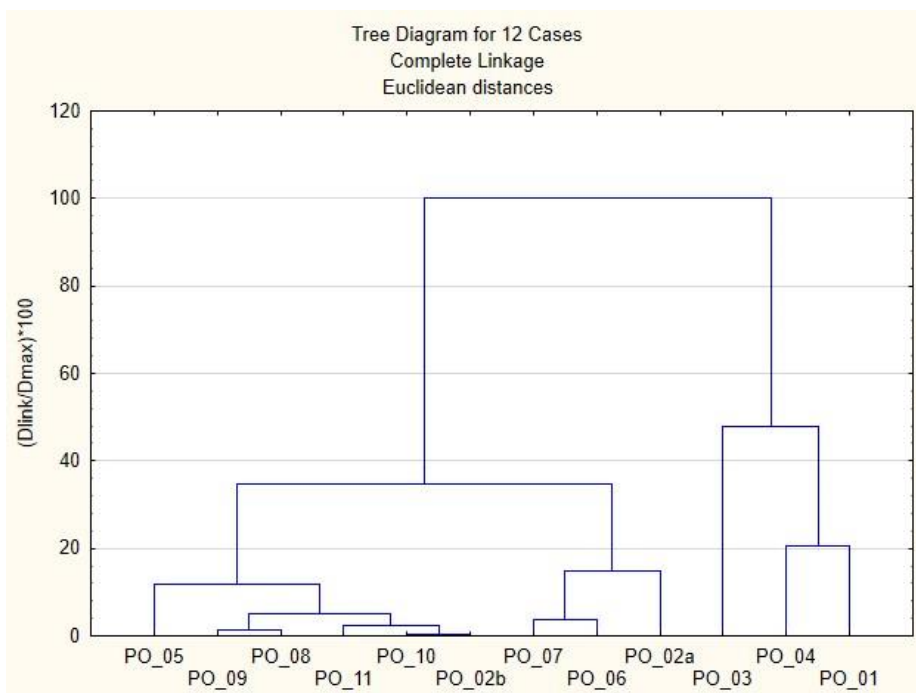
Obr. 54: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2021 na jednotlivých TVP



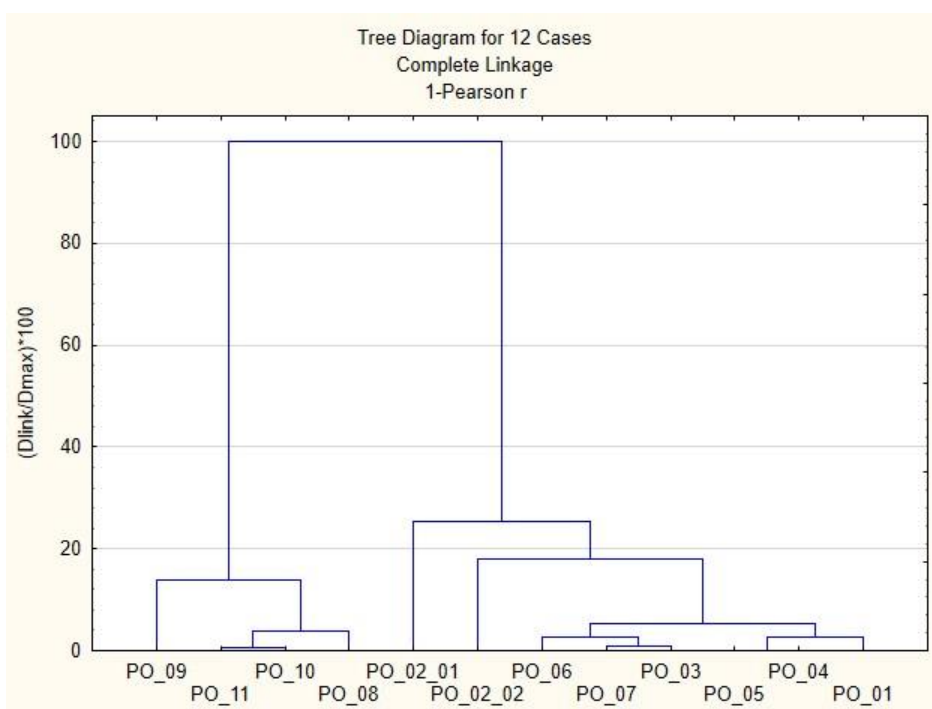
Obr. 55: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2021 zastoupených jednotlivými TVP

Tab. 5: Vstupní údaje pro zjištění korelace mezi zastoupením nejpočetnějších (bráno 8 a více odchyťů za všechny TVP) taxonů společenstva střevlíkovitých (Carabidae) roku 2021 se světlostními podmínkami zjištěnými metodou WINSCANOPY. Openness informuje o otevřenosti lokality, LAI (2000G) o pokryvnosti lokality asimilačním aparátem horní etáže a TotalSiteFactor o průměrné denní přímé a difúzní radiaci nad a pod zápoje.

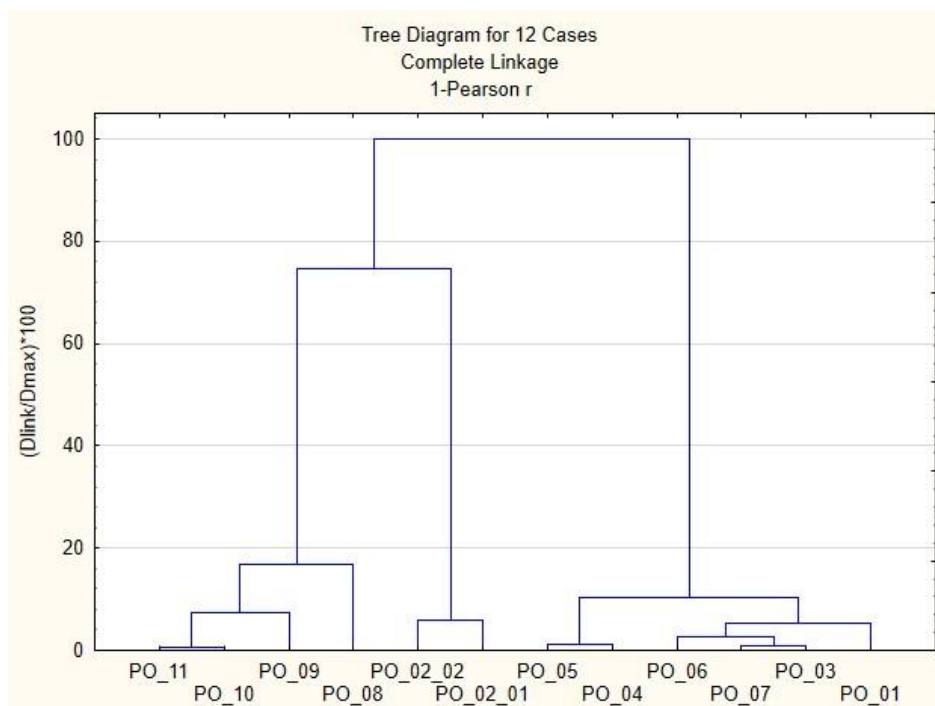
Popisky řádků	Openness	LAI (2000G)	TotalSiteFactor	Ab_prl	Am_cur	Am_lun	Cal_cin	Cal_err	Cal_fus	Car_viol	Ha_aut	Ha_pum	Ha_ruf	Ha_tar	Lei_fer	Ox_obs	Pse_gris	Pte_obl	Pte_obl	Syn_fov	Syn_trun
PO_01	49,234	0,636	0,769	0	0	0	0	102	0	10	4	1	1	0	0	1	15	22	5	0	0
PO_02_01	41,858	0,723	0,629	0	0	0	0	8	0	3	0	0	2	1	1	0	6	0	0	1	0
PO_02_02	30,093	1,047	0,420	0	0	0	6	14	2	6	1	0	3	0	1	0	1	2	6	0	0
PO_03	69,570	0,282	0,835	1	0	0	0	141	2	1	2	1	23	7	2	1	42	3	0	4	1
PO_04	57,906	0,440	0,769	0	0	0	0	278	2	0	1	3	1	0	0	0	21	0	0	5	0
PO_05	27,163	1,338	0,400	3	8	2	1	576	14	1	1	4	18	2	1	0	21	4	3	3	2
PO_06	35,621	0,868	0,493	1	2	0	1	88	4	0	0	0	21	0	3	0	17	0	0	0	0
PO_07	37,257	0,812	0,548	2	0	0	1	79	1	0	0	0	5	1	0	0	26	0	1	0	6
PO_08	31,719	0,984	0,471	1	1	2	1	1	2	39	0	0	0	2	0	1	0	36	14	0	0
PO_09	32,225	0,958	0,432	0	6	4	0	2	5	121	0	0	1	0	0	14	7	32	7	0	0
PO_10	30,258	1,038	0,443	0	0	0	5	12	1	107	0	0	0	0	0	2	2	59	30	0	0
PO_11	31,023	1,107	0,511	0	0	0	2	9	1	95	0	0	2	1	0	0	0	51	37	0	0



Obr. 56: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla úplné slučování metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na zjištěné hodnoty světlostních poměrů jednotlivých TVP roku 2021 uvedené v tab. 4



Obr. 57: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla úplné slučování metody za užití 1-Pearson r míry vzdálenosti aplikované na nejpočetnější druhy společenstva střevlíkovitých (Carabidae) roku 2021 uvedené v tab. 4



Obr. 58: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla úplné slučování metody za užití 1-Pearson r míry vzdálenosti aplikované na nejpočetnější druhy společenstva střevlíkovitých (Carabidae) v korelaci ke světlostním poměrům jednotlivých TVP roku 2021 uvedené v tab. 4

Tab. 6: Výsledek jednostranné analýzy podobností [One-way ANOSIM] s užitím Bray-Curtisova indexu podobnosti na jedince druhů odchytených během let 2013–2021. Podklad slouží pro metodu SIMPER při hladině významnosti  $p < 0,05$ .

ANOSIM	
Permutation N:	9999
Mean rank within:	1201
Mean rank between:	2535
R:	0,5498
p (same):	0,0001



Tab. 7: Multivariační test SIMPER, který vyjadřuje procentuální míru podobnosti TVP pomocí abundance taxonů. Av. Dissim popisuje u taxonu průměrný podíl na odlišnosti TVP, Contrib. charakterizuje procentuální podíl druhu a Cumulative je kumulativní četnost. Jsou vypsané druhy, které mají % podíl vyšší jak 0,315. Každá PO je vystižena proporcionalní skladbou společenstva střevlíkovitých, oranžovou barvou je zvýrazněna míra od 4,0 výše.

Taxon	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	PO_01	PO_02	PO_03	PO_04	PO_05	PO_06	PO_07	PO_08	PO_09	PO_10	PO_11
Calathus erratus (C. R. Sahlberg, 1827)	13,92	18,5	18,5	54,1	7,67	53,1	98,4	340	42,9	47,1	5,67	1	2,33	4,56
Pseudoophonus rufipes (DeGeer, 1774)	12,22	16,24	34,74	77,7	95,2	107	36,6	94,2	114	127	11,4	24,7	3,67	2,78
Carabus violaceus (Linnaeus, 1758)	7,904	10,5	45,25	3	16,7	3,89	0,333	3,44	4,78	7	50,7	76,8	60,4	102
Harpalus rufipalpis (Sturm, 1818)	7,272	9,664	54,91	119	22,6	70,3	34,1	62,2	14,6	15,9	1,33	1,56	1	5,11
Pterostichus oblongopunctatus (Fabricius, 1787)	6,449	8,57	63,48	2,78	13,4	2,89	0,111	2,11	2,11	2,89	42,3	67,7	61,1	58,8
Pterostichus quadrifoveolatus (Letzner, 1852)	6,027	8,01	71,49	1,89	46,6	33	6,11	2	29,8	109	14,9	10,9	12	14,4
Amara lunicollis (Schiödte, 1837)	4,07	5,409	76,9	0,889	19,6	17,6	1	18,9	27,4	20,8	32,3	54,8	1	0,333
Calathus cinctus (Motschulsky, 1850)	2,483	3,299	80,2	0,889	5,11	9	1,56	2,11	2,11	1,33	4,89	8,44	20,3	47,1
Oxypselaphus obscurus (Herbst, 1784)	1,731	2,301	82,5	0,333	3,44	1	0,556	0,111	2,67	0,778	10,2	35,8	5	0,889
Harpalus tardus (Panzer, 1797)	1,163	1,546	84,05	1,56	11,1	17	1,89	9,89	2	2,78	1,33	4,56	0,556	1,11
Amara curta (Dejean, 1828)	1,005	1,336	85,38	0,111	0,222	1,22	0,556	1,11	2,67	2,89	5,89	16,1	1,22	0,222
Notiophilus biguttatus (Fabricius, 1779)	0,764	1,015	86,4	0	4,44	2,44	1,33	1,44	4,89	4,44	4,11	2,44	2,67	2
Harpalus rubripes (Duftschmid, 1812)	0,7351	0,977	87,38	6,22	4,89	7,33	1,44	8,44	1,22	2	1,22	1,78	0	0,222
Harpalus flavescens (Piller & Mitterpacher, 1783)	0,6636	0,8819	88,26	0,111	0	0,111	21,3	0	0	0,111	0,222	0,333	0	0,111
Calathus ambiguus (Paykull, 1790)	0,6546	0,87	89,13	3,89	1,11	3,44	1,78	12,8	2,67	2,89	0,333	0,667	0,222	0,222
Pseudoophonus griseus (Panzer, 1796)	0,5973	0,7938	89,92	5,33	3,67	3,78	1,56	6,78	3,33	3,44	0,222	0,222	0	0
Harpalus affinis (Schrank, 1781)	0,5401	0,7177	90,64	8,67	0,111	0,778	9,89	0,556	0,333	0,111	0,111	0,111	0	0,222
Calathus fuscipes (Goeze, 1777)	0,4746	0,6307	91,27	0,111	1,11	0,444	0,556	9,44	2,44	2	1,67	1,22	1,11	1,56
Leistus ferrugineus (Linnaeus, 1758)	0,469	0,6233	91,89	0,111	4,78	1,67	0	1,22	4,22	1,44	1,67	3	1	0,333
Amara fulva (O. F. Müller, 1776)	0,451	0,5993	92,49	4,89	1,56	0,667	9,33	0,444	0,333	0	0	0,111	0	0
Harpalus autumnalis (Duftschmid, 1812)	0,397	0,5276	93,02	2,44	0,111	1,78	1,44	10,6	0,222	0,222	0	0	0	0
Harpalus smaragdinus (Duftschmid, 1812)	0,3611	0,4799	93,5	6,22	0,444	2,89	0,889	2,56	0,333	0,556	0,111	0,444	0,111	0,222
Harpalus distinguendus (Duftschmid, 1812)	0,3541	0,4707	93,97	8,56	0	0,111	4,78	0	0,111	0,222	0	0,111	0,111	0
Amara bifrons (Gyllenhal, 1810)	0,2918	0,3878	94,36	1	0,778	2,56	0,667	0,889	3,78	4,78	0,222	0,222	0	0
Trechus quadristriatus (Schrank, 1781)	0,2376	0,3157	94,67	1,22	0,444	0,889	5,33	0,111	0,111	0,111	0	0,333	0,111	0

## Souhrnné informace o preferencích taxonů a ekologických skupin carabidocenóz v 9letém období po požáru

Podkapitola má za cíl představit souhrnné informace poskytnuté statistickými analýzami. Druhová obohacení a vztah druhového spektra střevlíkovitých a abiotických podmínek jsou charakterizovány analýzou CANOCO, sezónní dynamika početných druhů vyjádřená abundancí poukazuje na početní odchylky mezi-odběrových období a GLM se zaměřuje na celkový trend preferencí druhů k abiotickým faktorům (světlo, vlhkost).

### Druhové spektrum a distribuce pro roky 2013, 2017 a 2021 v závislosti na monitorovaných biotických a abiotických proměnných:

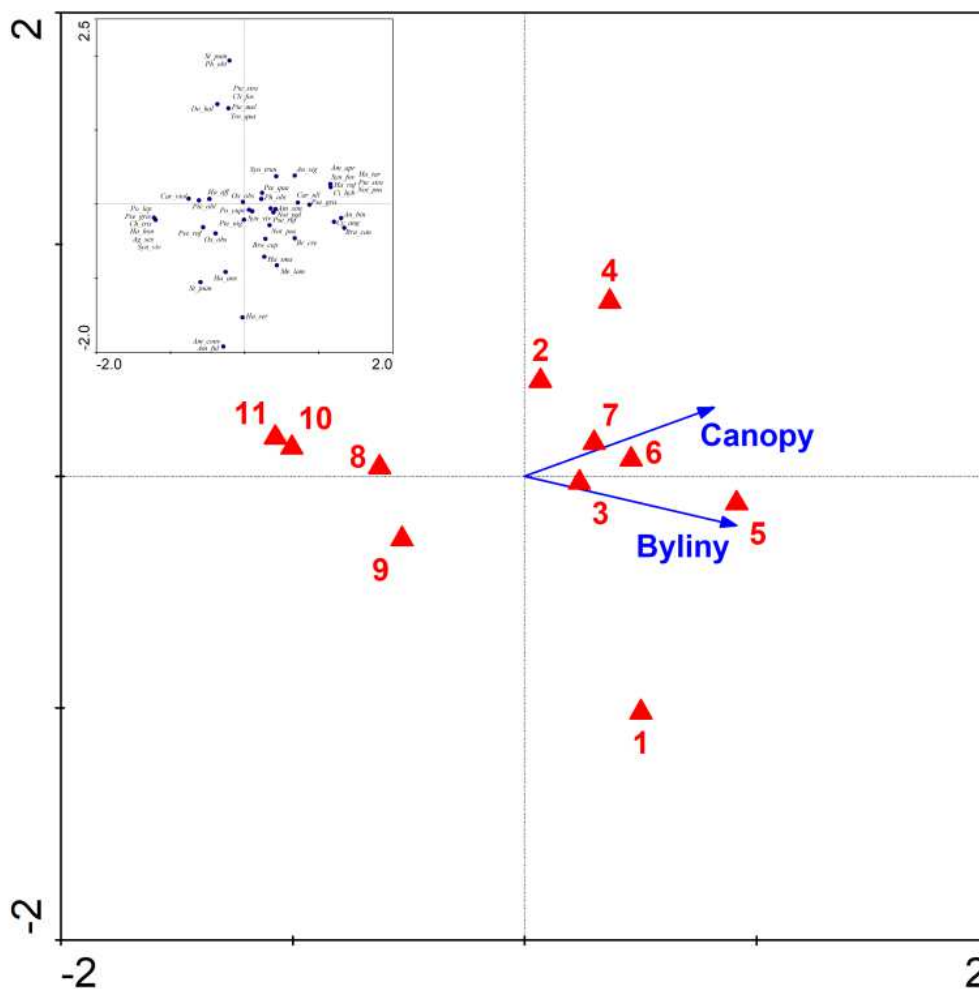
**2013** – CCA odhalila, že druhové složení a distribuce střevlíkovitých jsou mezi jednotlivými lokalitami v r. 2013 signifikantně (CCA:  $F=8,707$ ;  $p=0,001$ ) odlišné (obr. 52). Testováním environmentálních faktorů (parciální CCA) bylo zjištěno, že významný vliv na komunity střevlíkovitých měly oba sledované faktory (v r. 2013 byly sledovány je dva faktory) zápoj a bylinné patro (tab. 8, tab. 9).

Tab. 8: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2013

TVP	Environmentální proměnné [%]	
	Stromové patro	Bylinné patro
PO_01	0	25
PO_02	85	3
PO_03	10	1
PO_04	90	1
PO_04	95	31
PO_05	80	44
PO_06	85	35
PO_07	75	5
PO_08	10	15
PO_09	10	0,5
PO_10	10	0,5
PO_11	10	0,5

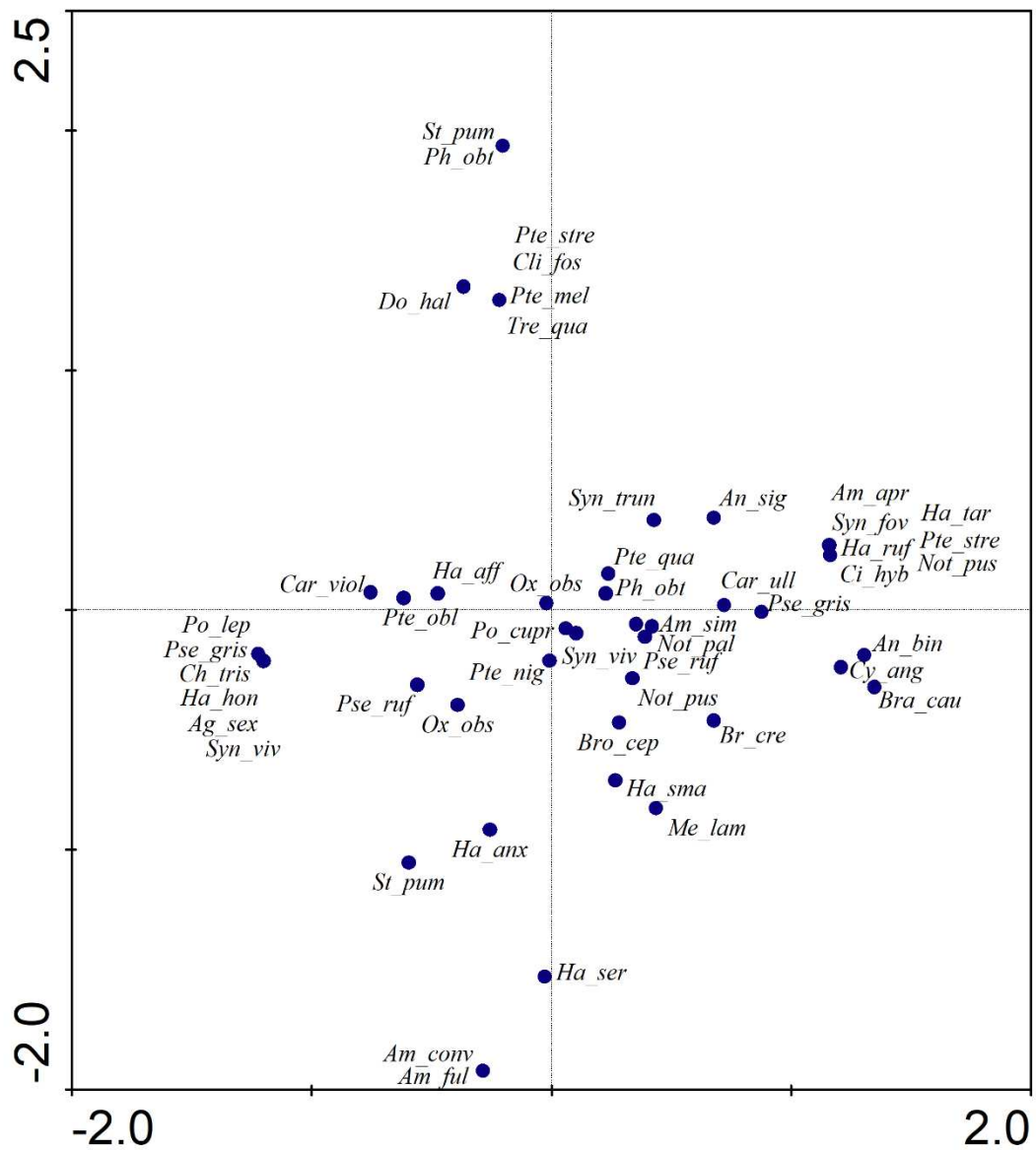
Tab.9: Výsledky CCA roku 2013 – vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \* $P<0,05$ ; \*\* $P<0,01$ ; \*\*\* $P<0,001$ , <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat

Environmentální proměnná	Carabidae		
	Parciální CCA		Stepwise selection
	1st Axis F, $p^1$	Expl. var. <sup>2</sup> [%]	
<b>Canopy</b>	3,442**	4,6	NA
<b>Byliny</b>	4,046**	5,4	NA



Obr. 59: CCA diagram – vztahy společenstev stěvlíkovitých k environmentálním proměnným a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2013. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 7. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=8,707$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 19,2% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).

Detail druhového spektra stěvlíkovitých roku 2013 ve vztahu k environmentálním proměnným popisuje obr. 60. Druhy v levém horním kvadrantu jsou rozšířeny v zapojených nezasažených biotopech (*C.violaceus*, *H. affinis*, *O. obscurus*). Druhy zasažených rozvolněných ploch obývají druhy *P. oblongopunctatus*, *P. quadrifoveolatus*, *P. griseus*. Na zasaženou rozvolněnou dubovou tyčkovinu se vážou druhy *S. vivalis*, *P. rufipes*, *H. smaragdinus*.



Obr. 60: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované proměnné roku 2013

2017 – CCA odhalila, že druhové složení a distribuce střevlíkovitých jsou mezi jednotlivými lokalitami v r. 2017 signifikantně (CCA:  $F=10,48$ ;  $p=0,001$ ) odlišné (obr. 53). Testováním jednotlivých sledovaných faktorů (parciální CCA) bylo zjištěno, že významný vliv na komunity střevlíkovitých měl zápoj, dřevní odpad, hrabanka, mech a přítomnost pařezů. Naopak bylinné patro a keře významný vliv neměly (tab. 10, tab. 11). Testováním všech faktorů dohromady bylo pomocí stepwise selection odhaleno, že signifikantní vliv na druhové spektrum a distribuci střevlíkovitých měly všechny sledované faktory s výjimkou keřového patra (tab. 11). Ve zjištěném druhovém spektru střevlíkovitých byla patrná separace na druhy preferující otevřenější stanoviště (levá část

diagramu) a druhy lesní (pravá část diagramu) (obr. 53). Posledně jmenované druhy byly asociovány se zapojenými porosty PO\_08, PO\_09, PO\_10 a PO\_11.

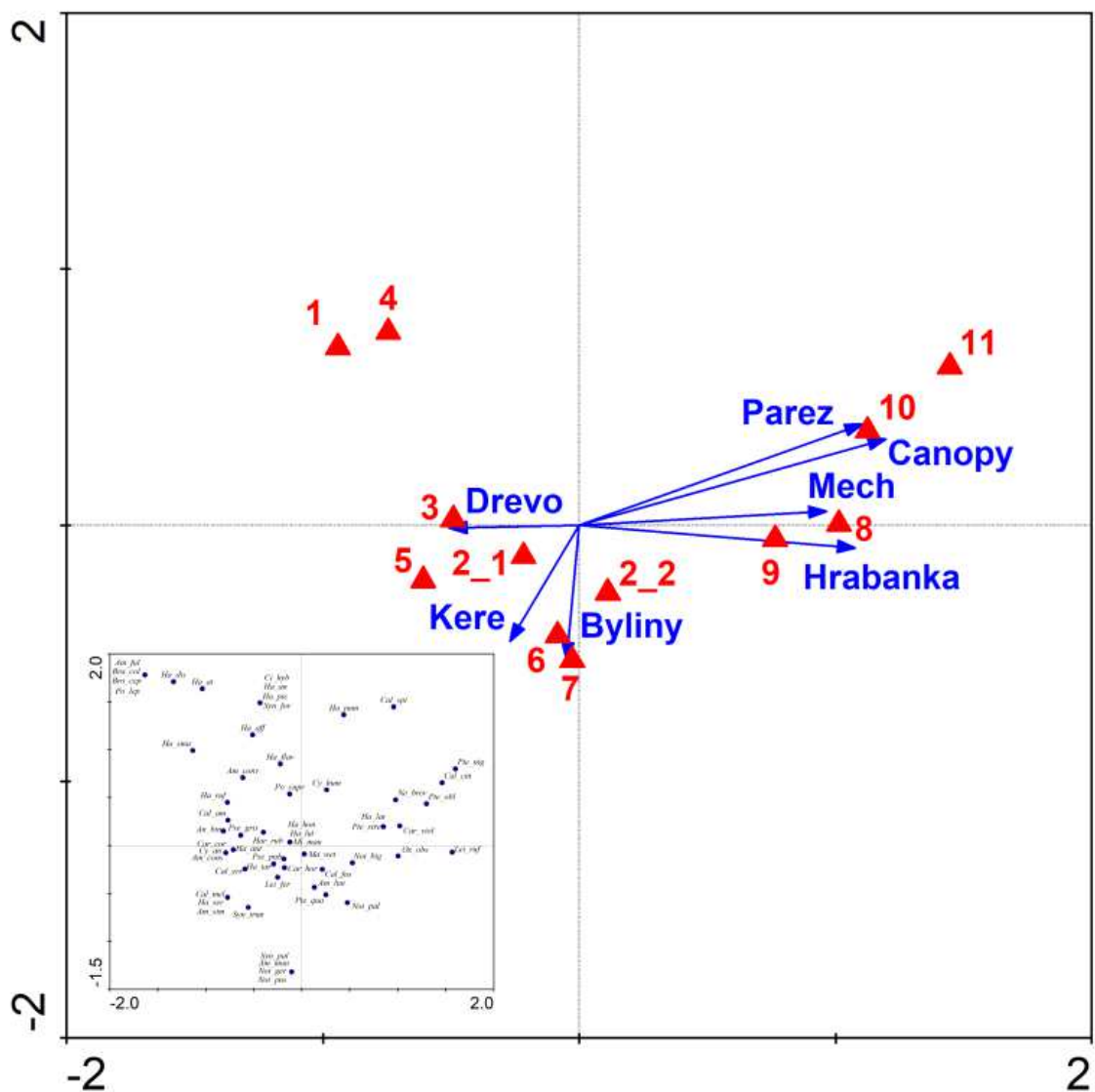
Tab. 10: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2017

Lokalita	Environmentální proměnné						
	Dříví	Mech	Pařez	Byliny	Keře	Hrabanka	Zápoj
PO_01	0	3	0	63	0	0	44
PO_02_1	58	2	0	40	0	0	25
PO_02_2	3	0	0	20	0	0,2	74
PO_03	85,8	2	0	14,2	4	0	0
PO_04	0	2	0	45	0	0	68
PO_05	0,7	0,2	0,1	99	0	0,5	37
PO_06	0	4	0	90	0	0,3	47,3
PO_07	0	10	0,5	90	8	0,3	38,2
PO_08	0	2	0	98	0	0,3	73
PO_09	0	3	0	100	0	0,2	62
PO_10	4	10	5	0	0	0,7	82
PO_11	3	15	7	0	0	0,9	87,7

Tab. 11: Výsledky CCA roku 2021 – vliv environmentálních faktorů na společenstva

Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*P<0,01; P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat

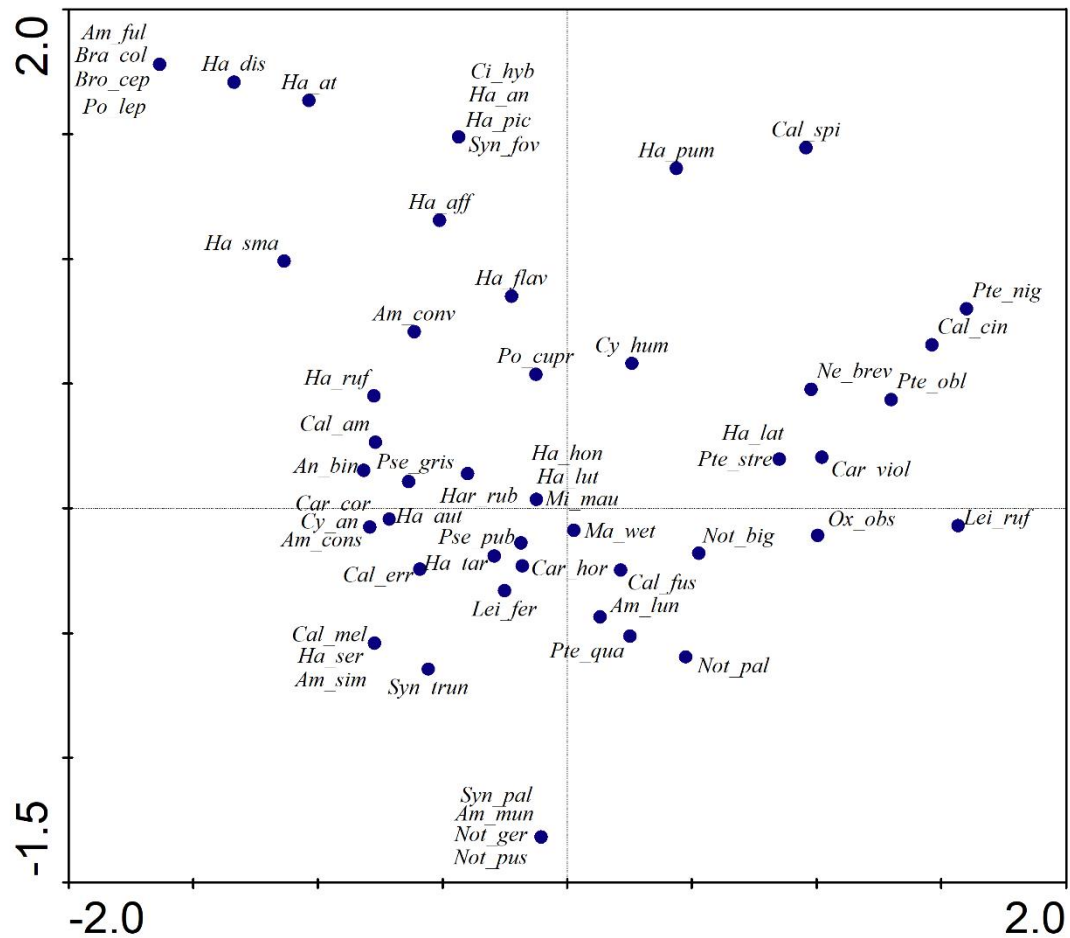
Environmentální proměnná	Carabidae		
	Parciální CCA		
	1st Axis F, p <sup>1</sup>	Expl. var. <sup>2</sup> [%]	Stepwise selection
<b>Canopy</b>	5,422**	5,5	ano
<b>Dřevo</b>	1,854*	1,9	ano
<b>Hrabanka</b>	4,930*	5,0	ano
<b>Byliny</b>	ns	-	ano
<b>Mech</b>	4,203*	4,3	ano
<b>Pařezy</b>	5,221**	5,3	ano
<b>Keře</b>	ns	-	ne



Obr. 61: CCA diagram – vztahy společenstev střevlíkovitých k environmentálním proměnným a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2017. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 9. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=10,201$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 13,5% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).

Detail druhového spektra střevlíkovitých roku 2017 ve vztahu k environmentálním proměnným vysvětluje obr. 62. Druhy v levém horním kvadrantu jsou rozšířeny v rozvolněných nezapojených biotopech, ve kterých byl krátký sled disturbancí (požár a následně 1–2x celoplošná úprava stanoviště půdní frézou) obsazuje druh *H. rufipalpis*, *H. rubripes*, *P. griseus* a *H. luteicornis*. Druhy kontrolních lokalit obývá ve vztahu k mechu

a uzavřenému zápoji horní etáže BO *Pterostichus niger*, *P. oblongopunctatus*, *C. violaceus*. Na polorozpadlou rozvolněnou tyčkovinu BO se váže druh *P. pubescens*.



Obr. 62: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované proměnné roku 2017

**2021** – CCA odhalila, že druhové složení a distribuce střevlíkovitých jsou mezi jednotlivými lokalitami v r. 2021 signifikantně (CCA:  $F=17,056$ ;  $p=0,001$ ) odlišné (obr. 54). Testováním jednotlivých sledovaných faktorů (parciální CCA) bylo zjištěno, že významný vliv na komunity střevlíkovitých měl zápoj, hrabanka, byliny, mech a přítomnost pařezů. Naopak dřevo a keře významný vliv neměly (tab. 12, tab. 13). Testováním všech faktorů dohromady bylo pomocí stepwise selection odhaleno, že signifikantní vliv na druhové spektrum a distribuci střevlíkovitých mělo bylinné patro a mech (tab. 10, tab. 11).

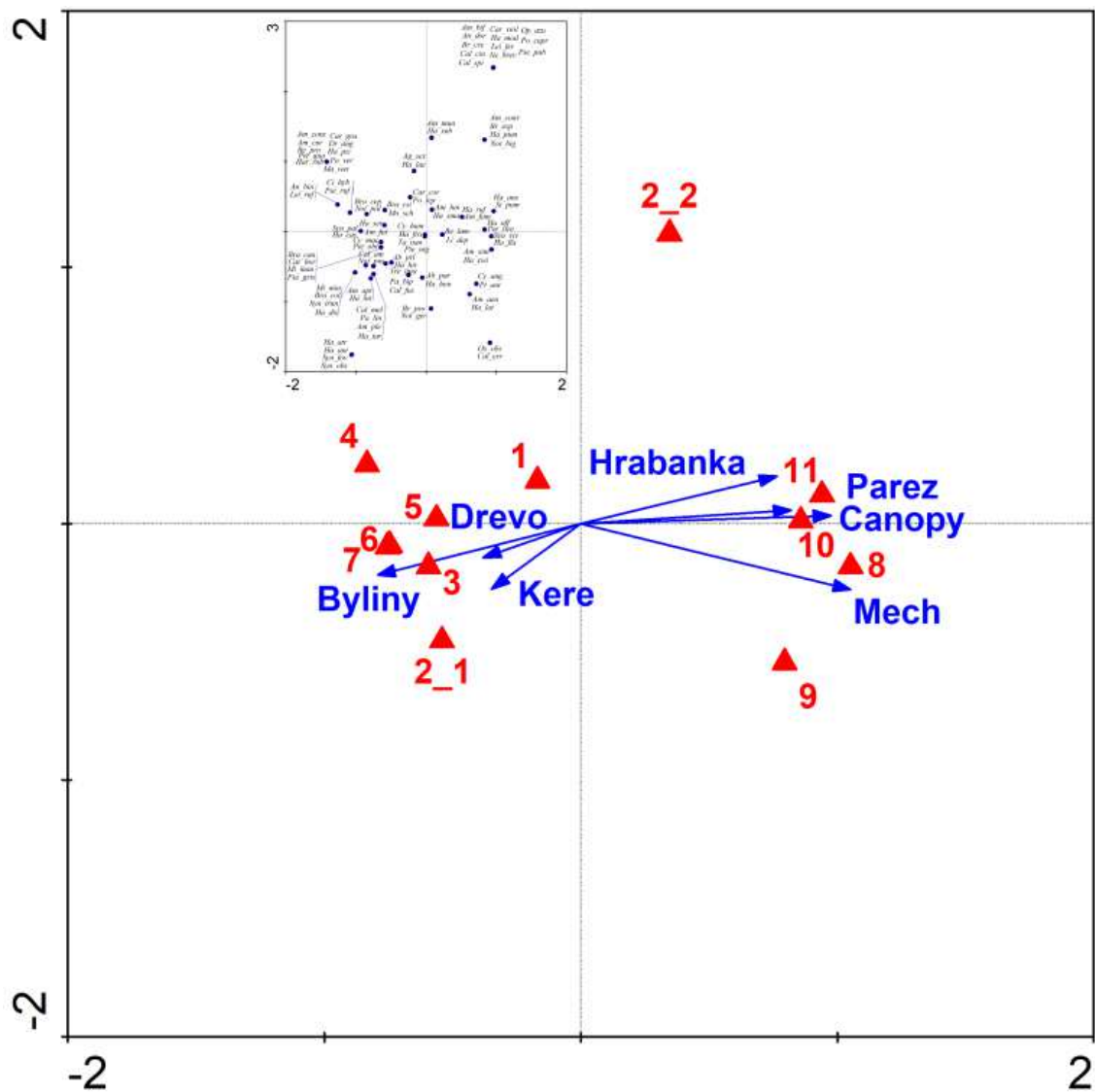
Tab. 12: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2021

TVP	Environmentální proměnné [%]						
	Dřevo	Mech	Parez	Byliny	Kere	Hrabanka	Canopy
PO_01	0	3	0	63	0	0	44
PO_02_01	58	2	0	40	0	0	25
PO_02_02	3	0	0	20	0	0,2	74
PO_03	85,8	2	0	14,2	4	0	0
PO_04	0	2	0	45	0	0	68
PO_05	0,7	0,2	0,1	99	0	0,5	37
PO_06	0	4	0	90	0	0,3	47,3
PO_07	0	10	0,5	90	8	0,3	38,2
PO_08	0	2	0	98	0	0,3	73
PO_09	0	3	0	100	0	0,2	62
PO_10	4	10	5	0	0	0,7	82
PO_11	3	15	7	0	0	0,9	87,7

Tab. 13: Výsledky CCA roku 2021 – vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*\*P<0,01; \*\*\*P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat

Environmentální proměnná	Carabidae		
	Parciální CCA		
	1st Axis F, p <sup>1</sup>	Expl. var. <sup>2</sup> [%]	Stepwise selection
<b>Canopy</b>	7,759**	7,6	ne
<b>Dřevo</b>	ns	-	ne
<b>Hrabanka</b>	5.236**	5,3	ne
<b>Byliny</b>	5.489**	5,5	ano
<b>Mech</b>	9.329**	9,0	ano
<b>Pařezy</b>	5,911**	5,9	ne
<b>Keře</b>	ns	-	ne

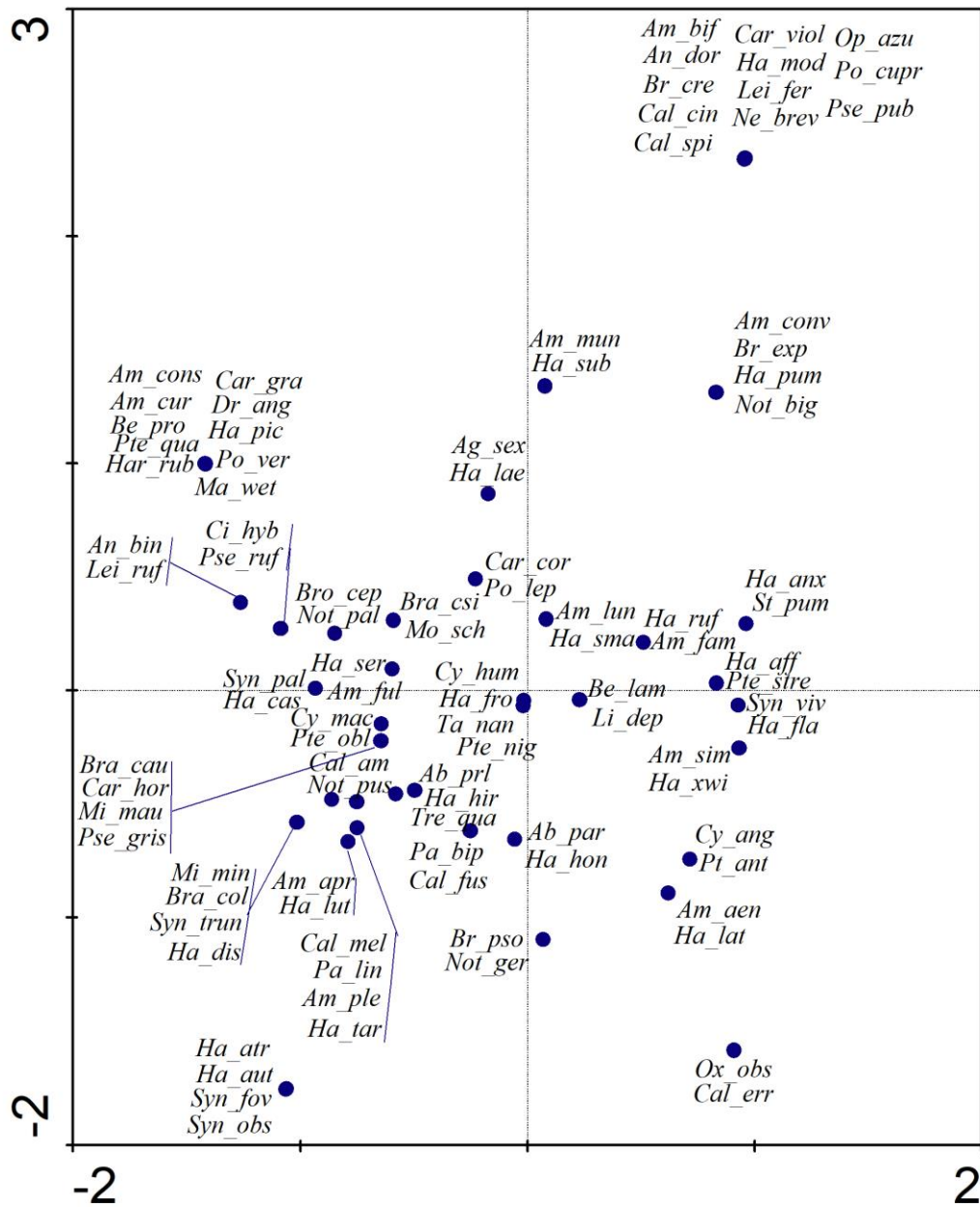




Obr. 63: CCA diagram – vztahy společenstev střevlíkovitých k environmentálním proměnným a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2021. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 9. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=17,201$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 21% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).

Detail druhového spektra střevlíkovitých roku 2021 ve vztahu k environmentálním proměnným poskytuje obr. 64. Druhy v levém horním kvadrantu jsou distribuovány na otevřených a nově se v horní etáži zapojujících porostech (*P. rufipalpis*, *C. humeralis*). Druhy kontrolních lokalit obývají ve vztahu k mechu a uzavřených zápoji horní etáže BO

*P. niger*, *P. oblongopunctatus*, *C. violaceus*. Na polorozpadlou rozvolněnou tyčkovinu BO se váže druh *H. rufipalpis*.



Obr. 64: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované proměnné roku 2021

2021 (vztahy abundance a světlostních poměrů) – CCA odhalila, že druhové složení a distribuce střevlíkovitých jsou mezi jednotlivými lokalitami v r. 2021 signifikantně (CCA:  $F=12,110$ ;  $p=0,001$ ) odlišné (obr. 55). Testováním jednotlivých sledovaných faktorů (parciální CCA) bylo zjištěno, že významný vliv na komunity střevlíkovitých měly všechny monitorované světlostní parametry (tab. 14, tab. 15). Testováním všech

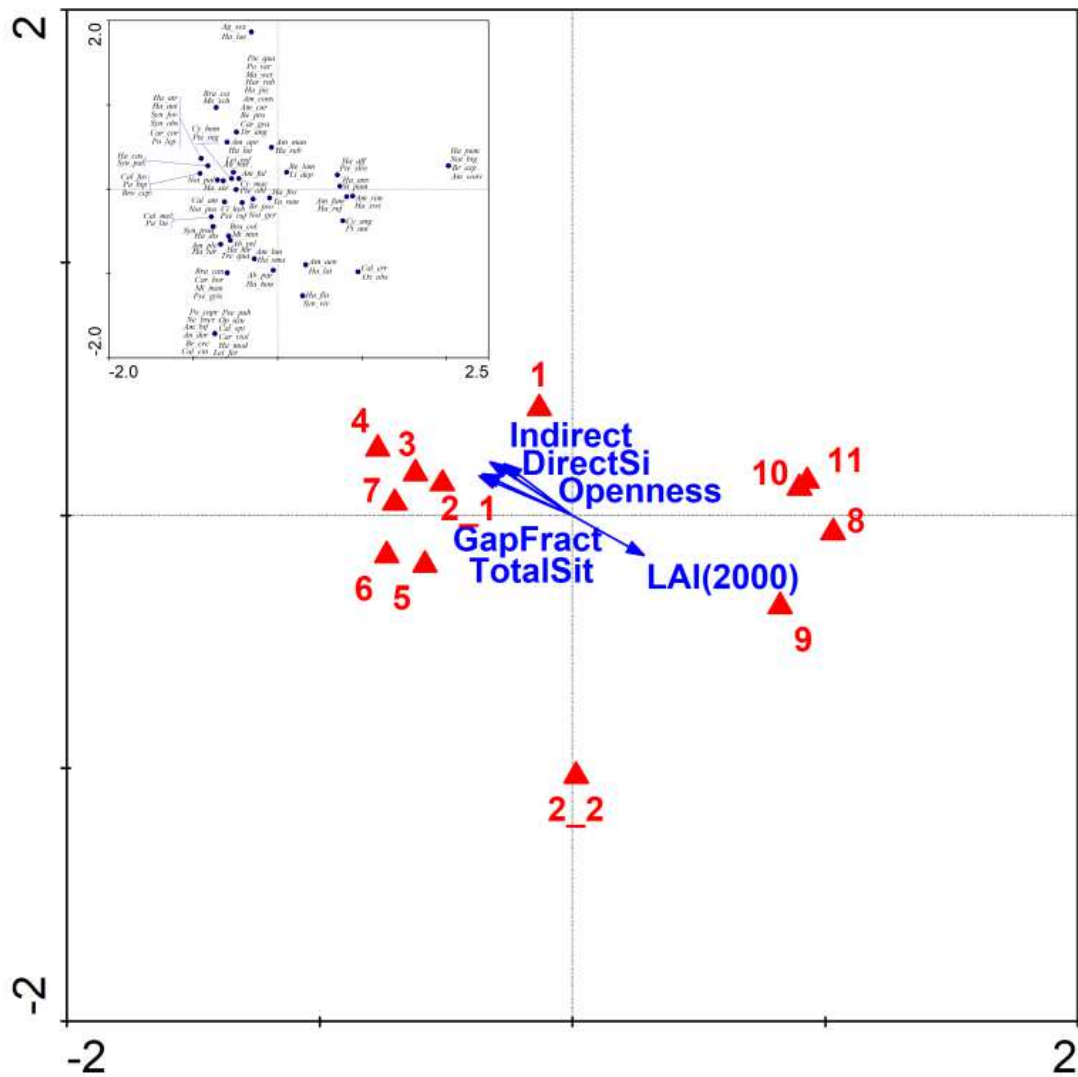
faktorů dohromady bylo pomocí stepwise selection odhaleno, že signifikantní vliv na druhové spektrum a distribuci střevlíkovitých GapFraction, DirectSiteFactor a IndirectSiteFactor (tab. 15).

Tab. 14: Vypočítané světlostní poměry

TVP	Světlostní poměry roku 2021; výstup z WinSCANOPY					
	GapFraction [%]	Openness [%]	LAI(2000G)-Lin [m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ]	DirectSiteFactor	IndirectSiteFactor	TotalSiteFactor
PO_01	45,13	49,23	0,64	0,78	0,72	0,77
PO_02_01	39,36	41,86	0,72	0,64	0,56	0,63
PO_02_02	28,44	30,09	1,05	0,42	0,39	0,42
PO_03	66,54	69,57	0,28	0,83	0,85	0,83
PO_04	53,98	57,91	0,44	0,77	0,78	0,77
PO_05	25,52	27,16	1,34	0,40	0,37	0,40
PO_06	33,54	35,62	0,87	0,50	0,47	0,49
PO_07	34,80	37,26	0,81	0,55	0,51	0,55
PO_08	29,15	31,72	0,98	0,47	0,46	0,47
PO_09	29,84	32,23	0,96	0,43	0,46	0,43
PO_10	27,53	30,26	1,04	0,44	0,47	0,44
PO_11	27,91	31,02	1,11	0,51	0,49	0,51

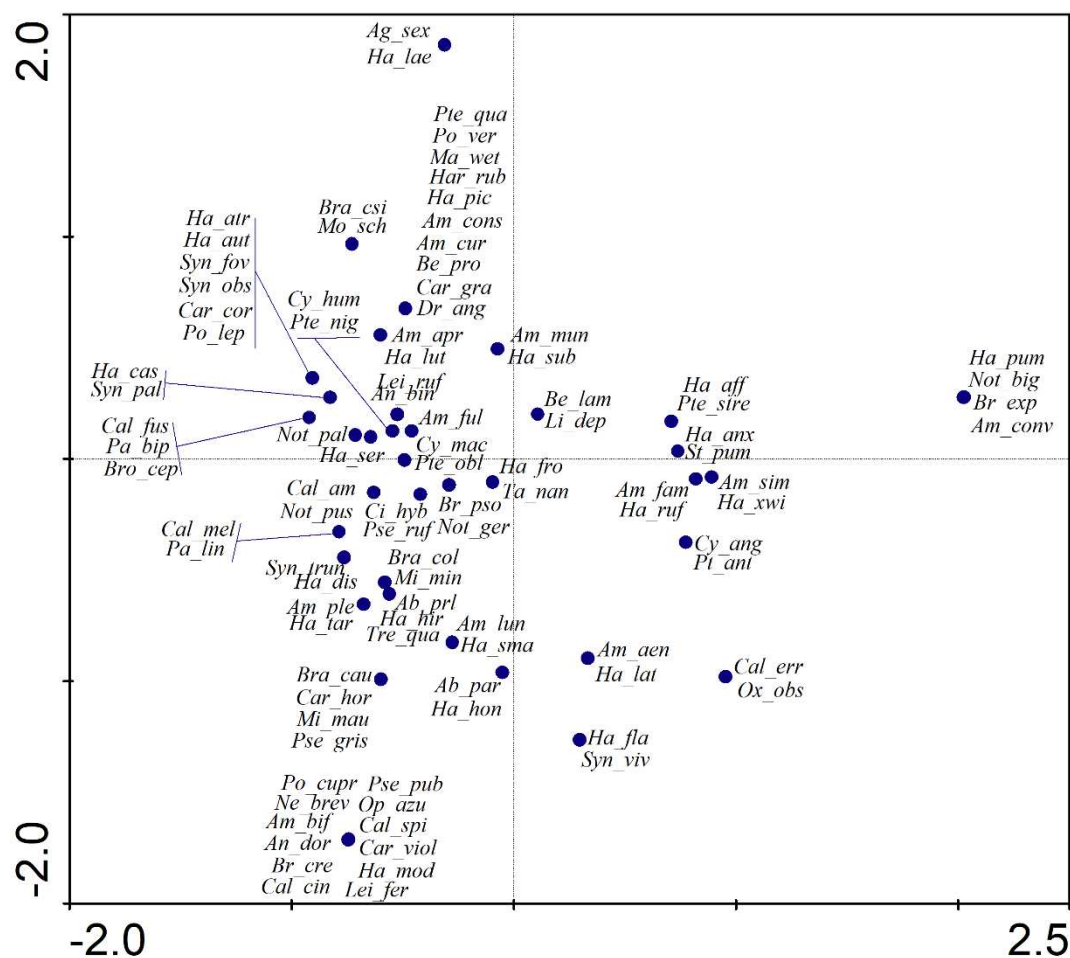
Tab. 15: Výsledky CCA roku 2021– vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*P<0,01; P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat

Environmentální proměnná	Carabidae		
	Parciální CCA		
	1st Axis F, p <sup>1</sup>	Expl. var. <sup>2</sup> [%]	Stepwise selection
GapFraction	5,276**	5,3	ano
Openness	5,017**	5,1	ne
LAI(2000G)-Lin	3,620**	3,7	ne
DirectSiteFactor	4,779**	4,8	ano
IndirectSiteFactor	3,705**	3,8	ano
TotalSiteFactor	4,644**	4,7	ne



Obr. 65: CCA diagram – vztahy společenstev stěvlíkovitých k výstupům z programu WinSCANOPY a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2021. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 15. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=12,11$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 14,2% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).

Detail druhového spektra stěvlíkovitých roku 2021 ve vztahu k světlostním faktorům stanovišť charakterizuje obr. 66. Druhy v levém horním kvadrantu jsou rozšířeny v požárem zasažených a rozvolněných biotopech (*A. fulva*, *H. servus*, *N. palustris*). Tolerují otevřený charakter biotopů. Svůj výskyt mají podmíněn na přímé a nepřímé sluneční záření pod a nad zápojem. Druhy jako *C. erratus* nebo *H. rufipalpis* mají distribuci podmíněnou na množství listového aparátu.

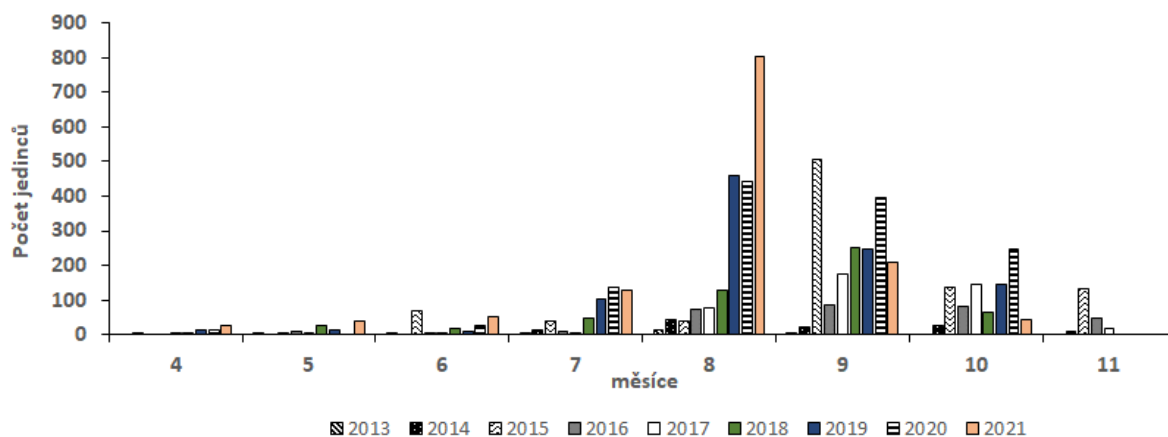


Obr. 66: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované světlostní stanovištní faktory roku 2021

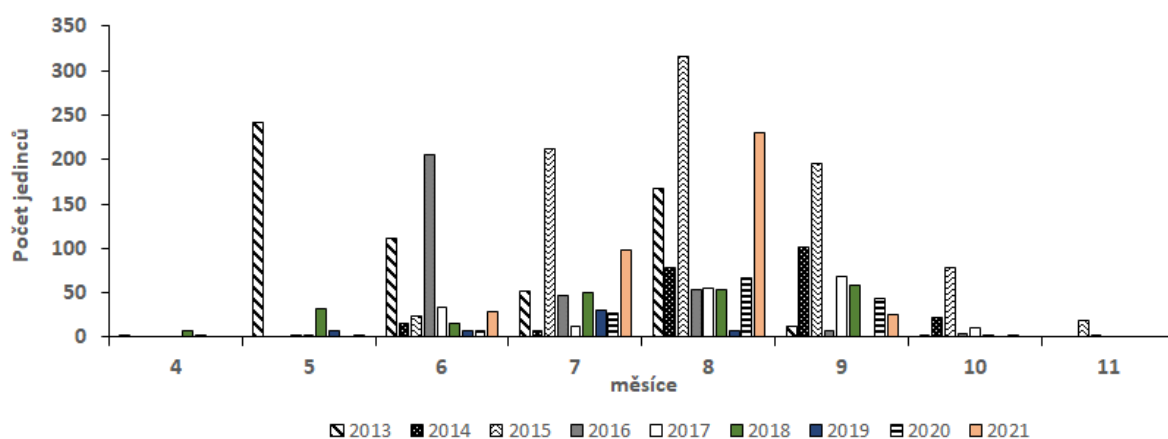
**Sezónní dynamika abundantních druhů požářiště** – nejpočetnější druh *P. rufipes* kulminuje svými počty do roku 2016 v měsících srpen a září. Tvoří druh, který se dominantně objevuje na pomezí aspektů pozdního léta a podzimu a výrazně převyšuje ostatní zástupce. V roce 2017 je tento eurytopní druh nahrazen adaptabilním druhem *H. rufipalpis*, který má kulminaci počtu jedinců v letním aspektu (červenec) na otevřených plochách. Naproti tomu pyrofilní druh *P. quadrifoveolatus* disponuje kulminací na přelomu jara a léta (květen–červen). Silvikolní druh *P. oblongopunctatus* má obdobnou sezónní distribuci jako *P. quadrifoveolatus*. *C. violaceus* má nástup v měsíci července, kulminuje v srpnu a aktivitu postupně nebo úplně snižuje, podzimní aspekt není determinován tímto druhem (2015, 2017, 2020, 2021). *C. erratus* je druhem, který se do roku 2014 na požářišti hojně nevyskytoval. V období let 2015/2017–2021 je vázán na podzimní aspekt stanovišť, objevuje se v měsíci srpnu, výrazně početně nastupuje

v měsíci září a poté se vytrácí. Početní převahu nad *P. rufipes*, obývající požárem zasažené porosty, získává v roce 2018. (obr. 67–72)

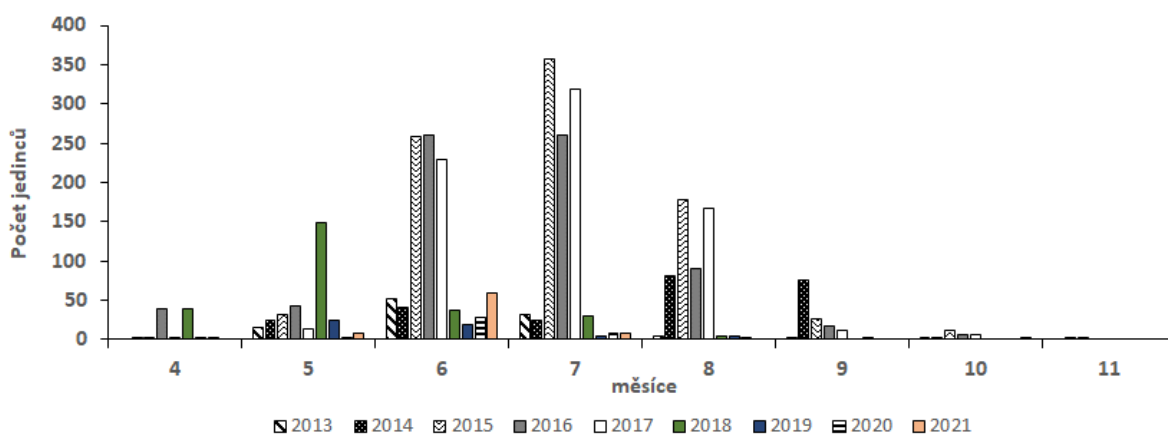
Ve vztahu ke klimadiagramům let 2013–2021 (viz. kapitola 3.3.5 „Klimatické poměry“) se druh *C. erratus* pohyboval aktivně v letech 2019, 2020 a 2021 (obr. 9, obr. 10, obr. 11, obr. 67). V roce 2021 byly v srpnu extrémní srážky, ty neovlivnily počty jedinců, protože měsíce červen a červenec byly teplotně nadprůměrné (25 °C) a bez úhrnu srážek (obr. 11, obr. 67). Při poklesu pod 14 °C se aktivita druhu v září a říjnu snižuje (obr. 11, obr. 67). *C. violaceus* se v červnu aktivně pohybuje při teplotách nad 15 °C (obr. 3–11, obr. 68). V červnu roku 2018 při poklesu přízemních teplot pod 15 °C s častějším výskytem srážek snížil druh svoji aktivitu (obr. 8, obr. 68). Druh *H. rufipalpis* se objevil hojně v letech 2015, 2016 a 2017 (obr. 5, obr. 6, obr. 7, obr. 69). Na poklesy o 10 °C v roce 2015 nereaguje snížením aktivity, teplota zůstává nad 15 °C, proto se zřejmě dál aktivně pohyboval po požářišti (obr. 5, obr. 69). V roce 2018 má v květnu nárůst aktivity oproti normálu, to je způsobené strmým nárůstem teploty 1.4., která kulminovala 15.6. (27 °C) (obr. 8, obr. 69). *P. rufipes* je aktivní při průměrné teplotě 20 °C ve 2 m nad zemí (obr. 3–11, obr. 70). V roce 2018 se na požářišti objevil časně z důvodu zvýšené stabilně rostoucí teplotě (obr. 8, obr. 70). Vhodné teplotní podmínky pro aktivizaci druhu nastávají začátkem května při teplotě nad 15 °C, v roce 2021 je nástup léta opožděn (obr. 3–11, obr. 70). Druhy *P. oblongopunctatus* a *P. quadrioveolatus* mají obdobný trend aktivity v průběhu vegetační sezóny (obr. 71, obr. 72). Rozdíly v nástupu druhů na požářišti závisí na teplotě, nejdéle přetrvávají 5 měsíců (obr. 3–11). V letech 2014, 2015 a 2018 je posun aktivity druhů způsoben pozvolným nástupem jara (10 °C a výše) (obr. 4, obr. 5, obr. 8, obr. 71, obr. 72). *P. quadrioveolatus* byl v roce 2014 z důvodu teplotně průměrného léta schopen v oblasti početně a aktivně přetrvat do srpna, vlivem početných srážkových dní ke konci srpna snížil aktivitu bez dalšího výskytu (obr. 4, obr. 72).



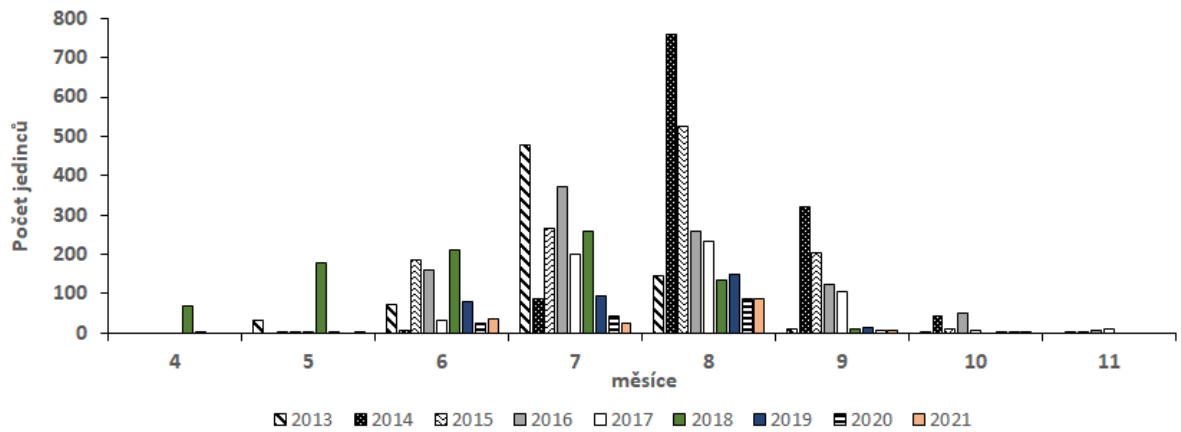
Obr. 67: Sezónní dynamika druhu *Calathus erratus* (C. R. Saliberg, 1827) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“



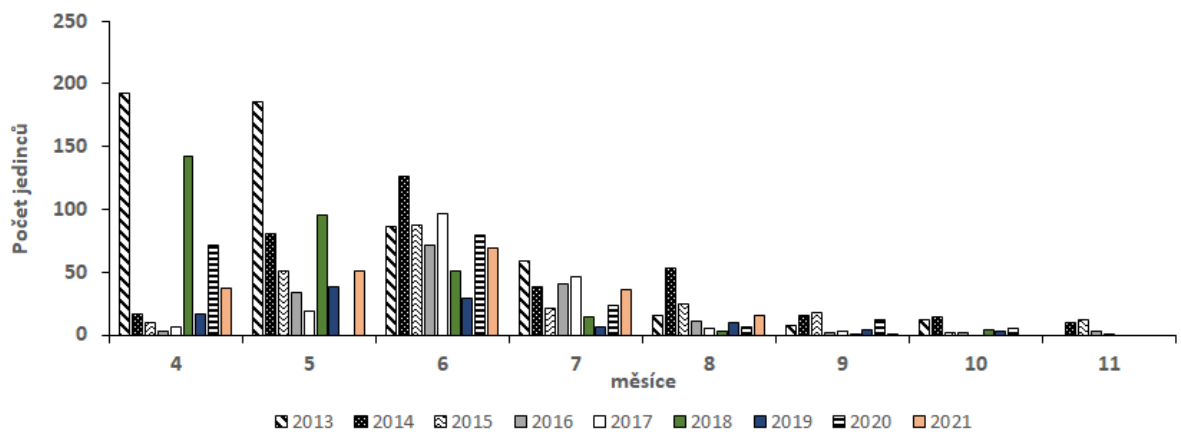
Obr. 68: Sezónní dynamika druhu *Carabus violaceus* (Linnaeus, 1758) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“



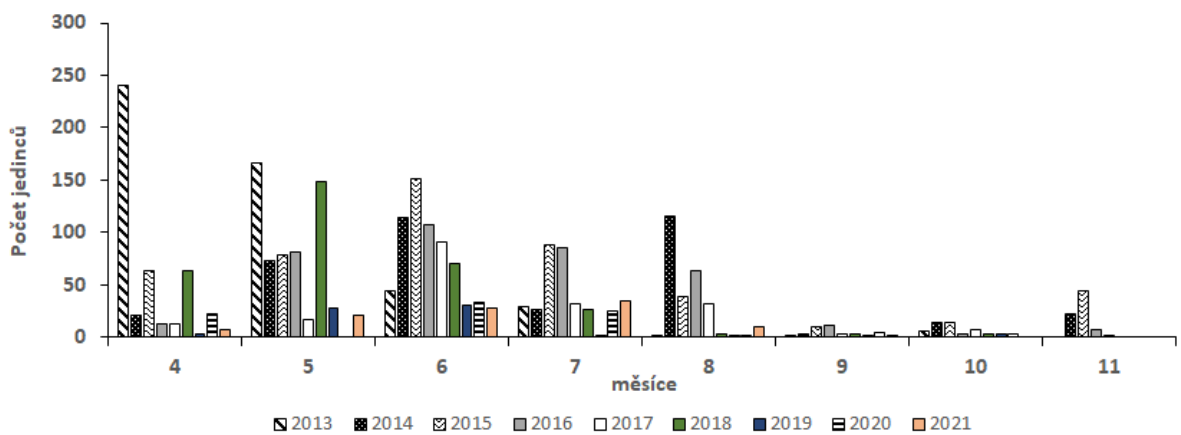
Obr. 69: Sezónní dynamika druhu *Harpalus rufipalpis* (Sturm, 1818) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“



Obr. 70: Sezónní dynamika druhu *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“



Obr. 71: Sezónní dynamika druhu *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“



Obr. 72: Sezónní dynamika druhu *Pterostichus quadriveolatus* (Letzner, 1852) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“



GLM odhalila pro jednotlivé kategorie ekologických skupin trend vývoje kategorií v časovém spektru 9let (tab. 17). Světломilné druhy disponují rostoucím trendem k měnící se abiotické podmínce (světlo). Po světломilných druzích následují druhy indiferentní. Model ukázal klesající trend druhů tolerujících zastíněné podmínky. Podle vlhkostních preferencí se jeví modelem klesající trend u druhů tolerujících vlhké podmínky prostředí, rostoucí trend je u druhů indiferentních, xerofilních, hygofilních a suchomilných.

Tab. 17: Výsledky generalizovaného lineárního modelu pro změny v distribuci druhů dle tolerance k zastínění a vlhkosti za období let 2013–2021

Taxony s preferencí	Disperze phi	Log-likelihood	G	p	Trend
<b>Tolerance k zastínění</b>					
Indiferentní (I)	40113 (estimated)	-47,5	0,61193	0,43406	mírně rostoucí
Stínomilné (L)	41789 (estimated)	-43	0,50335	0,47803	klesající
Světломilné (O)	5923,1 (estimated)	-48,5	556,32	5,31E-123	strmě rostoucí
<b>Tolerance k vlhkosti</b>					
Indiferentní (I)	18332 (estimated)	-48,5	114,09	1,25E-26	rostoucí
Vlhkomilné (V)	39893 (estimated)	-48,5	0,000693	0,979	mírně klesající
Xerofilní (X)	38602 (estimated)	-48,5	3,2459	0,071604	rostoucí
Hygofilní (H)	39711 (estimated)	-48,5	0,44687	0,50383	mírně rostoucí
Suchomilné (S)	22462 (estimated)	-48,5	75,273	4,10E-18	strmě rostoucí

## 6 Diskuse

Nově vzniklé podmínky požářiště mají impakt na sukcesní změny v druhovém složení střevlíkovitých. Působí na ně limitně z hlediska distribuce živin, mohou mít přímí mortalitní efekt (Branson a Vermiere, 2007), který se odráží ve složení (Nunes et al., 2006) nebo se můžou změnit vlastnosti prostředí (Úbeda a Outeiro 2009; Ormeño et al., 2009; Zhang et al., 2018; Badía a Martí, 2019). Fyzikální a chemické vlastnosti půdy požářiště Bzenecké Doubravy vykazují po 9 letech barevné změny na PO\_02, PO\_06 a PO\_07 do hloubky 0,2–0,5 cm v organominerálním horizontu, který neměl na spodické horizonty vliv. Rychlost toku energie (tvorba podzolu) je v aridních podmínkách bzeneckých písčín velmi dynamická (Vavříček a Kučera, 2014). Není vyloučena možnost ovlivnění koloběhu živin popisovanými autory (Wikars a Schimmel, 2001; Roem et al., 2002; Gongalsky et al., 2016). Rok po požáru se na zasažených lokalitách abundantně rozšířila *Calamagrostis epigeos*. Na PO\_03 je evidován *Corynephorus canescens*, který je diagnostický druh otevřených písčitých dun v blízkosti borů (Hustáková, 2015). Pro výsledky přímé reakce epigeické fauny na požár popsáných autory Miller (1979), Warren et al. (1987), Wikars (1997), Fay a Samenus (1993), Swengel (2001) a Branson a Vermiere (2007) je nemožné zhodnotit vliv, neboť nebyly v předložených datech hodnoceny přímé účinky požáru. Zasažená oblast Moravské Sahary v blízkosti Bzence svojí složkou carabidocenózy částečně vypovídá o charakteru obnovy epigeonu v dlouhodobém zkoumaném časovém spektru, který v podmínkách České republiky nebyl doposud realizován. Je otázkou kam se bude druhové společenstvo ve vztahu k biotickým abiotickým faktorům vyvíjet (Pickett a White, 1985; Perera a Buse, 2012). Pro pochopení změn v průběhu 9let je vhodné porovnat druhová společenstva na disturbovaných a nezasažených (kontrolních) lokalitách a zhodnotit závislost mezi distribucí a environmentálními proměnnými stanovišť (Niemelä et al., 2007).

### 6.1 Dynamika osídlování požářiště

Lyon et al. (1978) a Wikars (1997) vysvětlují, že druhy původní skladby jsou nahrazeny druhy preferující odlišné trofické a abiotické (světlo, vlhkost) podmínky stanoviště. Po požáru se na otevřených plochách místo lesních protagonistů (*P. oblongopunctatus*, *C. violaceus*) vyskytují druhy pyrofilní (*P. quadrifoveolatus*) a druhy otevřených stanovišť (*P. rufipes*). Andersen a Müller (2000), Szysko (1990, 2001) a Rainio a Niemelä (2003) popsali shodný trend nástupu u druhů s tolerancemi a

preferencemi jako na požářišti Bzence. Pyrofilní druh *P. quadrioveolatus* se vyskytuje na lokalitách s ponechaným dřevním materiálem a po 6 letech nejsou pro něj podmínky dostačující. V zasažených kmenovinách je delší dobu v druhové dominanci než v zasažené tyčkovině borovice lesní. Tvzení Wikarse (1992) o tom, že snížení počtu jedinců nastává mezi prvním a pátým rokem po požáru, je v korelaci s výsledky pyrofilního druhu Bzenecké Doubravy. Početnější odchýty v PO\_07 (lesní okraj) oproti PO\_06 (zapojená část) si lze vysvětlit rozdílným množstvím vhodného materiálu pro vývoj larev a možných predačních dispozic, které uvádí Wikars (1992), Gongalsky et al. (2003). Je zajímavé sledovat výskyt pyrofilního druhu na okrajích zkoumaných lokalit, autoři Gongalsky et al. (2003) vyslovují domněnku na základě výstupů Hollidaye (1991) a Wikarse (1992, 1997), že se může jednat o behaviorální adaptaci pro předejití kompetičního tlaku. Antunes et al. (2009) zmiňují makropterní druhy, které se postupem času rozptýlí ze zapojujících se disturbovaných lokalit do okolních nezasažených porostů, což potvrdil i tento výzkum. Takto je *P. quadrioveolatus* prostorově rozptýlen a vyčkává vhodných podmínek pro namnožení populace (Paarmann, 1966; Burakowski, 1986; Jocqué et al., 2016). Eurytopní druh *P. rufipes* poukázal na autory zmiňovanou plastičnost (Dolný, 2000; Müller-Motzfeld, 2004; Stanovský a Pulpán, 2006), v kontrolních plochách se nevyskytoval tak početně jako na požářišti, nejlépe mu vyhovovaly rozvolněné podmínky zasažených kmenovin PO\_06 a PO\_07.

Počáteční navýšení počtu jedinců a druhů s indiferentní tolerancí vůči zastínění sledují Bargmann et al. (2016). Od roku 2015 měly rostoucí trend výskytu druhu suchomilné, které zmiňují autoři Koivula a Niemelä (2002) a Paquin (2006). Thiele (1977) uvádí pro vřesoviště a písečné duny Dánska dominantní suchomilné druhy *A. fulva*, *H. tardus*, *H. smaragdinus*, *H. rubripes*, *C. erratus* a *A. familiaris*, které se objevily i na požářišti Bzenecké Doubravy. Vykazovaly úzký vztah k světlostním podmínkám nad a pod porostem a k míře zápojení horní etáží. Xerothermní druhy z PO\_04 postupně mizely a byly nahrazeny obecně rozšířeným druhem (*C. erratus*), to se ztotožňuje se závěry Skłodowského (2002) a Taboada et al. (2006). Početnější výskyt vzácných druhů v počátcích sukcese poukázal na budoucí jednodušší vývoj PO\_04, který uvádí autoři Collinge a Ray (2009) a Martinez et al. (2015). Suchomilný druh *A. fulva* je zachycen Lehmannem (1965) na pohyblivých píscích pobřežní části Rýna. Ten se v požářišti pohyboval na PO\_01 a PO\_04 do roku 2016. Lze tedy usuzovat o stabilizaci písečných dun borovicí lesní a změně radiačních poměrů lokalit zápojem. *H. tardus* má širší

ekologické nároky než *A. fulva*. Podle Schjøtz-Christensen (1965) je *H. tardus* termofilní druh vyskytující se v optimálním teplotním rozpětí 25–29 °C. Takovéto podmínky vznikly např. v červnu na PO\_03 roku 2017. Optimální teplota pro početné druhy střevlíků požářiště Bzence je v rozmezí 15–20 °C. To je rozmezí teplot odpovídající druhům obsazující písčité oblasti (Lindroth, 1949; Schjøtz-Christensen, 1965). Xerothermní druh *H. smaragdinus* hojně odchycen Thielem (1977) má na požářišti (PO\_01 a PO\_05) výskyt první 2 roky po požáru, po roce 2015 se rozptýlí do okolí, což se shoduje s výsledky Winkerse (1992), Antunese et al. (2009) a Ruchina et al. (2019).

Autoři Laštůvka a Šťastná (2014) a Olsson et al. (2014) uvádí na požářištích v první fázi rekolonizace hojně zastoupení reliktních druhů v subrecedentní dominanci. Niemelä et al. (2007) vysvětlují, že subrecedentní dominance reliktních druhů je způsobena velkými rozptylovými schopnostmi zástupců. Burakowski et al. (1974), Holliday (1991), Niemela et al. (1993) Koivula (2002) a Koivula a Niemela (2003) dodávají, že prvotními rekolonizátory jsou také eurytopní druhy disponující makropterií, které nahrazují druhy brachypterní. Zemní pasti požářiště Bzence zachytily druhy s úzkou ekologickou valencí. Objevily se mezi lety 2014 a 2015 v recedentní dominanci, např. makropterní druh *H. flavescens* osídluje TVP PO\_04 se zjednodušeným rázem niky. V rozmezí let 2016–2021 osídluje PO\_04 reliktní brachypterní druh *Cymindis macularis*, to odpovídá tvrzení autorů Lenski (1984), Holliday (1991) a Nunes et al. (2006) o tom, že makropterní druhy jsou na požářišti v průběhu dlouhodobého sledování nahrazeni méně mobilními brachypterními druhy. Není potvrzena moje domněnka (Stočes, 2020), že reliktní druhy budou mít častější odchyt v okolních nezasažených porostech jako se stalo u druhu *P. quadrioveolatus*.

Adaptabilní makropterní druh *H. rufipalpis* snížil na otevřených lokalitách PO\_01 a PO\_04 svoji aktivitu, počty jedinců kulminoval na požářišti v roce 2017, poté jeho zastoupení vůči ostatním druhům pozvolna klesá a je distribuován v ekotonu polorozpadlé tyčkoviny borovice lesní. Zřejmě po 6 letech na otevřených plochách pominul poddisturbanční efekt, což souvisí se sledováním zasažených boreálních lesů, kde se vyskytla obdobná sekvence poddisturbančních jevů popsanych autory Hanski (1982), Holliday (1984, 1991), Collinge a Ray (2009), Samu et al. (2010) a Olsson et al. (2014). V roce 2019 došlo na PO\_01 a PO\_04 ke stabilizaci pomocí úpadku diverzity, kterou popisuje Holliday (1992). PO\_04 má jednodušší charakter společenstva než PO\_01. Obě mají vysoké zastoupení *C. erratus*, avšak PO\_01 disponuje v roce 2021 eudominantním

výskytem makropterního lesního druhu *P. oblongopunctatus* hojného v kontrolních lokalitách. Dochází zřejmě ke stabilizaci původního stavu (Cleve et al., 1991; Holliday, 1992; Chen a Popadiouk, 2002; Antunes et al., 2009). Je částečně potvrzen předpoklad vyslovený v mé práci (Stočes, 2020), kdy se lesní druhy navrátily pouze na PO\_01. Závěry Nagyho et al. (2016) jsou částečně výzkumem vyvráceny, lesní druhy se částečně navrací zpět, čemuž se přiklání Nunes et al. (2006). Výsledky zároveň vyvrací můj vyslovený předpoklad u druhu *H. rubripes* (Stočes, 2020), druh se v průběhu sledovaného období nestahuje do nezasazených ploch požářiště, spíše je početně zastoupen v polorozpadlé tyčkovině a v ostatních TVP má subprecedentní dominanci.

Po 5 letech otevřené disturbované lokality splňují charakter málo narušených ploch, který uvádí autoři Laštůvka a Šťastná (2014). V nově vzniklých rozvolněných mlazinách je eudominantní adaptabilní druh *C. erratus* a s ním se vyskytuje 15 druhů v subprecedentní dominanci. Jedná se tedy o nově vzniklé biotopy, jejichž charakter popisují autoři (Schmid et al., 1981; Harden et al., 2004; Gongalsky et al., 2016; Hardenbol et al., 2020; Hamřík a Košulič, 2021). Dominantní hustota těchto nik odpovídá obecnému tvrzení Ruchina et al. (2019). Zasažené kmenoviny PO\_06 a PO\_07 jsou z hlediska dominance pterie stabilizovány vůči kontrolním lokalitám rychleji (3 roky po požáru), než nově vzniklé biotopy, to koresponduje s výsledky Morettiho a Barbalata (2004). Zasažená dubová tyčkovina PO\_05 stabilizovala svoji diverzitu a ekvitabilitu ihned po požáru. Má potenciál hostit rozmanité druhové spektrum střívkovitých. Změny vyvolané počty jedinců nebyly v práci monitorovány. Nelze přesně říct, zdali došlo k obnovení druhového spektra, které popisují autoři Cleve et al. (1991) a Chen a Popadiouk (2002). Kontrolní lokality disponují sníženou diverzitou a zvýšenou ekvitabilitou. Snížená diverzita odpovídá šetření Hajdaje (2011) ekvitabilita nikoliv, v průběhu delší periody je možné sledovat vyšší vyrovnanost společenstev než na otevřených disturbovaných lokalitách. Druhová skladba nezasazených lokalit je tvořena indiferentními a lesními druhy *C. violaceus*, *C. cinctus* a *P. oblongopunctatus*. Druhy *P. niger*, *P. oblongopunctatus* a *C. violaceus* se vážou na podmínky zapojené horní etáže a vlhkostní podmínky poskytnuté hrabankou a mechem. Hajdaj (2011) zachytil v zapojených nezasazených porostech obdobné spektrum. *C. cinctus* je Hůrkou (1996) a Müller-Motzfeld (2004) popsán jako druh otevřených stanovišť, v požářišti Bzence se vyskytuje vzácně v nezasazených porostech. V kontrolních tyčkovinách je patrné vyšší dominantní zastoupení jedním druhem než v kontrolních kmenovinách, to se nevylučuje

s šetřením Hajdaje (2011) a Hollidaye (1992). Velká míra nepodobnosti kontrolních a zasažených lokalit po 9letém sledování potvrzuje výzkum Hustona (1994), zároveň se potvrdila domněnka Ruchina et al. (2019), že nelze s určitostí stanovit dobu druhové totožnosti střívlíkovitých, ale jak poukazuje tento výzkum v korelaci s výsledky autorů Szysko (1990), Koivula a Niemelä (2002) a Paquin (2006) dochází v průběhu dlouhodobého časového sledu k postupné rekolonizaci lesními druhy (9 let) za snižování druhové bohatosti patrného 4 roky po požáru. V počátečních fázích sukcese nastává nárůst diverzity popsanych Wikarsem (2002), v pozdějších fázích nastává stabilizace a specializace, což odpovídá zjištění Bazzaze (1968) a Skłodowského (2006).

## 6.2 Vztah distribuce střívlíkovitých na míře rozpadu horní etáže

Lokality PO\_02 a PO\_03 byly zasaženy různou mírou korunového požáru, který nerozvrátil celý porost, ale pouze jeho okraje (viz. obr. 13). Ponechání porostu přirozené sukcesí zapříčinil rozdílné typy stanovištních podmínek, na které se vážou rozdílná společenstva střívlíkovitých. Můžeme říct, že došlo k fragmentaci lesních společenstev uvedených ve studii Desendera (2005).

V průběhu studie se ukázala skladba střívlíkovitých bohatší a stabilnější na PO\_02 než na PO\_03. Tvrzení si odporuje s výsledky Prágra (2017), který disponoval informací o lokalitách, bez detailního odchyty pastí. Celková druhová dominance na PO\_02 disponuje druhy světlomilnými (*P. rufipes*), indiferentními (*C. violaceus*) a lesními (*O. obscurus*). Na PO\_03 se druhy pohybovaly hlavně v ekotonu polorozpadlé části, to koresponduje s výsledky Helleho a Muona (1985) a Jokimäkiho et al. (1998). Collinge a Ray (2009) si vysvětlují rozdíly oproti kontrolním plochám v sekvenci návaznosti dějů v poddisturbančním období. Lesní druh *P. oblongopunctatus* nevykazuje aktivní pohyb po rozpadlé části, Kwiatkowski (2011) si chování vysvětluje úzkým vztahem druhu k věku horní etáže. Odlišná skladba oproti kontrolním lokalitám je charakterizována druhy indiferentními (*H. rufipalpis*), suchomilnými (*C. erratus*) a xerotermními (*H. tardus*), které vykazují fluktuaci v průběhu šetření, zřejmě je to způsobeno aktuálními teplotními poměry než samotnou vegetační skladbou (Schjötz-Christensen, 1965; Thiele, 1977). Zajímavý je výskyt granivorního druhu *A. lunicollis* (Vondřejc, 1994; Stanovský a Puplán, 2006), který se taktéž vyskytoval v ekotonech (PO\_02\_1 a past 01 v PO\_03). Druhové společenstvo je na PO\_02\_1 obdobně ovlivněno synuzií bylin jako na PO\_03, PO\_06 a PO\_07. Eurytopní druh *P. rufipes* indiferentní vůči vlhkostním poměrům vyhledávající otevřená prostranství (Hůrka, 1996; Müller-Motzfeld, 2004; Stanovský a

Pulpán, 2006) se stabilně vyskytoval na otevřené části PO\_03. Koivula (2002) taktéž zaznamenává rostoucí trend eurytopních druhů na otevřených prostranství. Spolu s *P. rufipes* se vyskytl adaptabilní suchomilný druh *C. erratus* (Hůrka, 1996), který se poprvé objevil 2 roky po požáru a má od roku 2015 rostoucí trend aktivity, to je v souladu s Hustnem (1994) a Wikarsem (1997).

Celkově vykazuje skladba střevlíkovitých vyšší diverzitu a ekvitabilitu než kontrolní tyčkoviny, zároveň lokality PO\_02 a PO\_03 vykazují vysoký dispoziční potenciál, tento jev zaznamenávají Bouget a Duelli (2004), Gandhi et al. (2008) a Parmenter et al. (2011). Dispozice lokalit jsou dány rozdílnou mírou rozpadu, která vytváří odlišné světlostní i vlhkostní poměry, na které vnímavě reaguje druhová skladba střevlíkovitých, přitom počty jedinců druhů během vegetační sezóny jsou přímo závislé na průběhu přízemních teplot. Horní etáž borovice lesní na náhlé změny reagovala velmi plasticky, to vypovídá o její schopnosti snášet extrémní podmínky stanoviště zmíněných autorů Viro (1974), Arianoutsou et al. (2010), Keeley (2012) a Badik et al. (2018). Zajímavé by bylo sledovat po požární dynamiku druhového spektra v labilních porostech. Měl by požár lepší vliv na složení druhového spektra střevlíkovitých v ekotonu smíšeného porostu živné trofické řady než v aridních oblastech s borovicí lesní? Jak by reagovalo společenstvo v oblastech se vzácnou frekvencí požárů? A je vhodnější uměle vypalovat kruhové plochy uprostřed přestárých nebo mladých přehoustlých porostů? Pro fragmentaci porostů disturbancí zmiňuje Desender (2005) nutnost popsat charakter lokalit pomocí genetické diverzity alespoň dvou bioindikačních taxonů stejné čeledě v delším časovém spektru.

## 7 Závěr

Cílem výzkumu bylo charakterizovat dlouhodobý vliv požáru na sukcesní změny druhového spektra čeledi Carabidae. Sběr probíhal vždy ve vegetačním období a za pomoci formalinových zemních pastí byl charakterizován projev změn v počtu jedinců a druhů. Změny byly dány do porovnání se stanovištními podmínkami vzniklých na nově disturbovaných plochách.

Celkově bylo na požářišti Moravské Sahary v období let 2013–2021 chyceno celkem 30 999 jedinců zastoupených v 117 druzích. Na zasažených lokalitách se hojně vyskytuje adaptabilní suchomilný druh *Calathus erratus*. Pro aktivní pohyb teplomilných druhů během vegetační sezóny je vhodná přízemní teplota v rozmezí 15–20 °C.

Ekoton polorozpadlé tyčkoviny borovice lesní zaujímá nejvyšší míru diverzity a ekvitability druhů tolerující světlo milné a suchomilné stanoviště. Podmínky okrajového efektu vyhovují xerothermnímu druhu *Harpalus tardus*. Od doby vzniku požáru v polorozpadlé tyčkovině výzkum poukázal na pokles jedinců lesního druhu *P. oblongopunctatus*. Ten se znovu objevuje v disturbované mlazině po 9 letech. Druhá fragmentovaná mlazina s krátkým sledem disturbancí hostí jednoduchou skladbu střevlíkovitých, která sukcesí směřuje k jednoduše druhové skladbě. Brachypterní druhy (*C. violaceus*) nejsou v nově vzniklých mlazinách přítomny. Plastický druh *P. rufipes* snižuje na požářišti svoji aktivitu a stabilizuje své počty ve všech sledovaných porostech. V zasažené dubové tyčkovině došlo 1 rok po požáru ke stabilizaci druhového spektra. Vypělá kmenovina borovice lesní stabilizovala druhové spektrum čeledi Carabidae 3 roky po požáru. Pro aridní oblasti bzeneckého požářiště lze usuzovat o pominutí poddisturbančního efektu po 6 letech sledování.

Po 9letém sledování nedošlo k podobnosti zasažených a nezasažených lokalit. V kontrolních lokalitách se jevil stabilní výskyt vlhkomilných a stínomilných druhů jako je druh *Oxycephalus obscurus*. Ten se na požářišti hojně nevyskytuje. Na požárem zasažených lokalitách reagovaly druhy vnímavě ve vztahu k biotickým a abiotickým vlivům. Dynamická změna struktury druhového společenstva střevlíkovitých významně koreluje s mírou zápoje a věkem horní etáže. Počet jedinců v daném roce koreluje s průběhem teplot v rozmezí dubna až konce září.



Pyrofilní druh *Pterostichus quadrioveolatus* se hojněji vyskytoval v zasažených kmenovinách než v tyčkovinách. Z požářiště se stáhl po 6 letech studie. V roce 2016 zvyšuje své početní zastoupení v kontrolních lokalitách. V druhově bohatší polorozpadlé tyčkovině vykazuje stabilní vývoj s mírnými odchylkami v počtech jedinců.

Praxi se klade důraz na uváženém užití řízeného vypalování, popř. orby v krátkém časovém sledu. Disturbanční procesy sice umožňují namnožení reliktních druhů, avšak jednoduchý stav přetrvá delší dobu. Zjednodušený ráz stanoviště ve vztahu k fytoceóze poté ovlivňuje sukcesi dalších druhů. Pro vlastníky lesů Moravské Sahary zařazených do režimu zvláštní územní ochrany jsou poskytnuty důkazy o dlouhodobě zvýšené druhové diverzitě epigeické fauny na pomezí dvou odlišných biotopů. Výsledky tak dávají přednost obnovním prvkům násečného hospodaření (okrajová či skupinová seč) před těmi holosečnými.

## 8 Summary

The aim was to classify long-term effects of wildfire on establishment of epigeic fauna of the territory Moravian Sahara located near city Bzenec (Czech Republic). Wildfire in pine stands (*Pinus sylvestris*) happened in 2012 on area of 165 ha (Mařáková, 2012). Research has been going ever since. The submitted study provides complex information about successional development of the taxonomic group Carabidae. The study is based on the knowledge provided during first (Prágr, 2015) and three (Prágr, 2017) seasons after fire and the latest study made in 2020 (Stořes, 2020) was comparing post-fire spectrum of ground-dwelling beetles species after five growing seasons.

Research is based on pitfall traps method with formalin as a preservative. In order to evaluate response of ground-dwelling beetles on post-fire succession 6 permanent plots were situated in disturbed parts of forest in 2013. Simultaneously 5 permanent plots were situated in areas untouched by fire. Disturbed parts of forest included areas with severely damaged young growths of pine (27 years) and lightly damaged old pine stands (94 years) with still going clear-cut harvesting. Same age distribution goes in conifer stands untouched by fire. For every plot there are 5 pitfall traps and they were placed linearly in the middle of every plot. Between traps there is 10 m gap. Sampling happened approximately from April to the end of October (8 dates). Samples were determined and classified. In Excel they were sorted to bioindication groups and categories by their ecological preferences for shade and moisture of biome (Hůrka, 1996). For the number of species in relation with ecological variables were calculated basic quantitative faunistic indexes.

Results gave information about indirect long-term effect of fire on structure of invertebrates. In total of 30 999 specimens belonging to 117 kinds of Carabidae species were caught. In the affected localities was abundantly caught drought-tolerant *Calathus erratus*. Pine stand severely affected by fire left to natural succession steadily hosted the highest diversity and equitability of all plots. The pyrofilic species *Pterostichus quadrifoveolatus* was more abundant in the affected old stand than in younger one. It withdrew from the scene of burnt sides under 6 years. In 2016 is increasing tendency in control sides. In the species-rich semi-disturbed stand they show a stable development. The dynamic change in the structure of the Carabidae species community correlates significantly with the degree of canopy and the age of dominant storey.

## 9 Seznam použité literatury

### 9.1 Tištěné zdroje:

- ABILDSNES, J., TØMMERÅS, B. Å., 2000. Impacts of experimental habitat fragmentation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a boreal spruce forest. *Annales Zoology Fennici*, 37: 201–212. In Andersson, L., Hytteborn, I., Bryophytes H. Decaying wood: a comparison between managed and natural forest.
- ADÁMEK, M. Požár jako ekologický faktor v lesích střední Evropy (Wildfire as an ecological factor in the forests of central Europe). Praha, 2016, 19 s. Autoreferát disertační práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Katedra Botaniky. Vedoucí práce V. Hadincová.
- ADÁMEK, M., JANKOVSKÁ, Z., HADINCOVÁ, V., KULA, E., WILD, J., 2018. Drivers of forest fire occurrence in the cultural landscape of Central Europe. *Landscape Ecology*, 33 (11): 2031–2045.
- AHLGREN, C. E., 1974. Effects of fires on temperate forests: North Central United States. In KOZLOWSKI, T. T., AHLGREN C. E. (eds.) 1974. *Fire and Ecosystems*. Academic Press, New York.
- ANDERSEN, A. N., MÜLLER, W. J., 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savannah: ordinal level analysis. *Austral Ecology*, 25: 199–209.
- Andersen, A. N., Müller, W. J., 2000. Arthropod responses to experimental fire regimes in an Australian tropical savannah: ordinal-level analysis. *Australian Journal of Ecology*, 25: 199–209.
- ANDERSEN, A. N., PARR, C. L., LOWE, L. M., MÜLLER, W. J., 2007. Contrasting fire-related resilience of ecologically dominant ants in tropical savannas of northern Australia. *Australian Journal of Ecology*, 13 (4): 438–446.
- ANDERSON, R. C., LEAHY, T., DHILLION, S., 1989. Numbers and biomass of selected insect groups on burned and unburned sand prairie. *American Midland Naturalist*, 122: 151–162.
- ANDERSSON, J., HJÄLTÉN, J., DYNESIUS, M., 2015. Wood-inhabiting beetles in low stumps, high stumps and logs on boreal clear-cuts: implications for dead wood management.

- ANTUNES, S. C., CURADO, N., CASTRO, B. B., GONÇALVES, F., 2009. Short-term recovery of soil functional parameters and edaphic macro-arthropod community after a forest fire. *Journal of Insect*, 9: 267–278.
- AOPK ČR, 2021. Plán péče o CHKO Brdy na období 2016–2025. Ministerstvo životního prostředí, 45 s.
- AOPK ČR, RP JIŽNÍ MORAVA, 2019. Plán péče o Národní přírodní památku Váté písky na období 2019–2024. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 43 s.
- ARIANOUTSOU, M., KAZANIS, D., BAZOS, I., KOKKORIS, I., CHRISTOPOULOU, A., CONSTANTINIDIS-GEORGIU, P., 2010. Biological indices of the conservation status of burned communities at mountainous forest ecosystems of the Peloponnese. Final report for the WWF Hellas Project “Actions for the restoration of Peloponnese burned forests and the conservation of unburned patches”, Athens (Greece).
- BAARS, M. A., 1979. Catches in pitfall traps in relation to mean densities of carabid beetles. *Oecologia*, 41: 25–46.
- BADÍA, D., MARTÍ, C., 2019. Texture, mineralogy and structure. In: Pereira P., Mataix-Solera J., Úbeda X., Rein G., Cerdà A. (eds.) *Fire Effects on Soil Properties*. CSIRO PUBLISHING, 69–80.
- BADIK, J. K., JOSHUA, P. J., WILSON, J. S., 2018. A biogeographic perspective on the evolution of fire syndromes in pine trees (*Pinus*: Pinaceae).
- BARGMANN, T., HEEGAARD, E., HATTELAND, A. B., CHIPPERFIELD, J. D., GRYTNES, J. A., 2016. Species trait selection along a prescribed fire chronosequence. *Insect Conserv. Divers.*, 9: 446–455.
- BAZZAZ, F. A., 1968. Succession on abandoned old fields in the Shawnee Hills, Southern Illinois. *Ecology*, 49: 924–936.
- BEGON, M., HARPER, J., TOWNSEND, C., 1997. *Ekologie*, Vydavatelství UP, Olomouc, 949 s.
- BERGER, W. H., PARKER, F. L., 1970. Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea Sediments. *Science*, 168: 1345–1347.

- BERINGER, J. (eds.), 2015. Fire in Australian savannas: from leaf to landscape. *Global Change Biology*, 21: 62–81.
- BERTACCHI, A., BORGIA, D., 2020. Forest landscape and fires in forested areas of Monte Pisano: The case study of Crespignano Valley (Pisa, NW Tuscany, Italy). *Atti della Societa Toscana di Scienze Naturali, Memorie Serie B*, 127: 5–20.
- BERTHET, P. L., 1964. Field Study of the Mobility of Oribatei (Acari), Using Radioactive Tagging. *Journal of Animal Ecology*, 33 (3): 443–449.
- BESS, E. C., PARMENTER, R. R., MCCOY, S., MOLLES, M. C., 2002. Responses of a riparian forest-floor arthropod community to wildfire in the middle Rio Grande Valley, New Mexico. *Environmental Entomology*, 31: 774–784.
- BEZDĚČKA, P., HAUSEROVÁ, Š., JONGEPIER, J. W., KUČERA, Z., PALÍČKOVÁ, M. 2001. Chráněná území okresu Hodonín. Hodonín, Okresní úřad Hodonín-referát životního prostředí, 64 s.
- BEZKOROVAINAYA, I. N., KRASNOSHCHKOVA, E. N., IVANOVA, G. A., 2007. Transformation of Soil Invertebrate Complex after Surface Fires of Different Intensity. *Biological Bulletin*, 34: 517–522.
- BISCHOF, R., 2006. Faunistic-ecological studies on spiders (Araneae) in burnt areas aspects of their significance for nature conservation. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft Oberlausitz*, 14: 79–96.
- BISSETT, J., PARKINSON, D., 1980. Long-term effects of fire on the composition and activity of the soil microflora of a subalpine, coniferous forest. *Canadian Journal of Botany*, 58: 1704–1721.
- BOCK, C. D., BOCK, J. H., 1991. Response of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to wildfire in a southeastern Arizona grassland. *American Midland Naturalist*, 125: 162–167.
- BOHÁČ, J., 1988. Využití společenstev drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae) k bioindikaci kvality životního prostředí. *Zpr. Čs. Společ. Entomol. ČSAV*, 24: 33–41.
- BOHÁČ, J., 1990. Využití společenstev drabčíkovitých (Coleoptera, Staphylinidae) pro indikaci kvality životního prostředí. *Entomol. Probl. (Bratislava)*, 20: 251–258.

- BOHÁČ, J., 1999. Staphylinid beetles as bioindicators. *Agriculture Ecosys. and Envir.*, 74: 357-372.
- BOUGET, C., DUELLI, P., 2004. The effect of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation*, 118: 281–299.
- BOYCE, M. S., 1984. Restitution of r- and K-selection as a model of density dependent natural selection. *Annual Review Ecology and Systematics*, 15: 427–447.
- BRANSON, D. H., VERMEIRE, L. T., 2007. Grasshopper egg mortality mediated by oviposition tactics and fire intensity. *Ecological Entomology*, 32(1): 128–134.
- BRAY, R. J., CURTIS, J. T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325–349.
- BUČEK, A., LACINA, J., 1999. *Geobiocenologie II. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno*, 250 s.
- BUDDLE, C. M., SPENCE, J. R., LANGOR, D. W., 2000. Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography (Cop.)*, 23: 424–436.
- BUCHAR, J., 1983. Klasifikace druhů pavoučí zvířeny Čech jako pomůcka k biodikaci 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.
- BUCHHOLZ, S., HANNIG, K., SCHIRMEL, J., 2013. Losing uniqueness – shifts in carabid species composition during dry grassland and heathland succession. *Animal conservation*, 16: 661–670.
- BULL, H., 2011. *Fire Ecology: guide to environmentally sustainable bushfire management in rural Victoria. Burwood East, Victoria CFA*.
- BURAKOWSKI, B., 1986. The life cycle and food preference of *Agonum quadripunctatum* (De Geer). In: den Boer P. J., GrUm L., Szyszko J. (eds.), *Feeding behaviour and accessibility of food for carabid beetles. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw*, 35–40.
- BURNS, K. C., 2014. Pitfalls in quantifying species turnover: the residency effect. *Frontiers of Biogeography*, 6 (1): 3–8.

- CERTINI, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Oecologia*, 143 (1): 1–10.
- CLARKE, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117–143.
- COBB, T. P., LANGOR, D. W., SPENCE, J. R., 2007. Biodiversity and multiple disturbances: boreal forest ground beetle (Coleoptera, Carabidae) responses to wildfire, harvesting, and herbicide. *Canadian Journal Forest Research*, 37: 1310–1323.
- COLLINGE, S. K., RAY, C., 2009. Transient patterns in the assembly of vernal poolplant communities. *Ecology*, 90 (12): 3313–3323.
- CRITCHFIELD, W. B., 1957. Geographic variation in *Pinus contorta*. Harvard University, Cambridge, 3: 118–129.
- CULEK, M., GRULICH, V., LAŠTŮVKA, Z., DIVÍŠEK, J., 2013. Biografické regiony České republiky. 1. vyd. Brno, Masarykova univerzita, 448 s.
- ČERMÁK, P., ZATLOUKAL, V., CIENCIALA, E., POKORNÝ, R., (eds.), 2016. Katalog lesnických adaptačních opatření. Brno, Praha: Mendelova univerzita v Brně, 156 s. Dostupné na: [https://rumex.mendelu.cz/atlasposkozenidrevin/wp-content/uploads/2020/04/KATALOG\\_dvoustranky\\_FINAL.pdf](https://rumex.mendelu.cz/atlasposkozenidrevin/wp-content/uploads/2020/04/KATALOG_dvoustranky_FINAL.pdf)
- ČEŘOVSKÝ, J., PODHÁJSKÁ, Z., TUROŇOVÁ, D., 2007. Botanicky významná území České republiky. AOPK ČR, Praha, 407 s.
- ČMELÍK, P., 1992. Jak dál na Vátých píscích? *Veronica*, 6 (4): 7–8.
- DAJOZ, R., 2000. Insects and forests. The role and diversity of insects in the forest environment. London: Lavoisier publishing.
- DALE, V. H., JOYCE, L. A., MCNULTY, S., NEILSON, R. P., AYRES, M. P., FLANNIGAN M. D., HANSON, P. J., IRLAND L. C., LUGO, A. E., PETERSON, C. J., SIMBERLOFF, D., SWANSON, F. J., STOCKS, B. J., WOTTON, B. M., 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51: 723-734.
- DANKS, H. V., FOOTITT, R. G., 1989. Insect of the boreal zone of Canada. *The Canadian Entomologist*, 121: 625–690.

- DEBANO, L. F., NEARY, D. G., FFOLIOTT, P. F., 2005. Chapter 2: Soil Physical Properties. In: NEARY, D. G., DEBANO, L. F., RYAN K. C. (eds.) Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water. Forest Service of the US Department of Agriculture-General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Rocky Mountain Research Station.29–51.
- DEBINSKI, D. M., RAY, C., SAVERAID, E. H., 2001. Species diversity and the scale of the landscape mosaic: do scales of movement and patch size affect diversity? *Biological Conservation*, 98: 179–190.
- DEMEK, J., (ed.) et al., 1987. Zeměpisný lexikon ČSR. Hory a nížiny. Brno, Academia, 584 s.
- DESENDER, K., 2005. Theory versus reality: a review on the ecological and population genetic effects of forest fragmentation on wild organisms, with an emphasis on ground beetles.
- DEYRUP, M., 1996. Two new grasshoppers from relict uplands of Florida (Orthoptera: Acrididae). *Transactions of the American Entomological Society*, 122: 199–211.
- DOLNÝ, A., 2000. Ecological-faunistic characteristics of the communities of beetles(Coleoptera) at the coal-mine spoils. *Acta Universitatis Palackianae olomouensis, Biologie*, 38: 47–77.
- DONOVAN, T. M., JONES, P. W., ANNAND, E. M., THOMPSON, F. R. III, 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context, *Ecology*, 78: 2064–2075.
- DOWDY, A. J., MILLS, G. A., FINKELE, K., DE GROOT, W., 2009. Australian fire weather as represented by the McArthur Forest Fire Danger Index and the Canadian Forest Fire Weather Index. National library of Australia, 84 s.
- DUELLI, P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 62: 81–91.
- 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.



- ELSNER, V., GOTTWALD, A., JANOVSÝ, M., KOPEČEK, F. 1997. Motýli jihovýchodní Moravy 4. díl: supplementum 2. Uherské Hradiště, Přírodovědný klub v Uherském Hradišti, 52 s.
- European Environment Agency, Büttner, G., & Kosztra, B. (2017). CLC2018 technical guidelines. [https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/clc2018technicalguidelines\\_final.pdf](https://land.copernicus.eu/user-corner/technical-library/clc2018technicalguidelines_final.pdf)
- EUROPEAN FOREST MANAGEMENT, 2015. The bioeconomy as an opportunity to solve the structural problem of forest fires in southern Europe. Informační list, 8 s. Dostupné na: [https://efi.int/sites/default/files/files/efimed/resources/reflection\\_on\\_the\\_bioeconomy\\_1.pdf](https://efi.int/sites/default/files/files/efimed/resources/reflection_on_the_bioeconomy_1.pdf)
- EVANS, E. W., 1988. Grasshopper (Insecta: Orthoptera: Acrididae) assemblages of tallgrass prairie: influences of fire frequency, topography, and vegetation. *Canadian Journal of Zoology*, 66: 1495–1501.
- EVANS, W. G., 1971. The attraction of insects to forest fires. In *Proceedings, Tall Timbers conference on ecological animal control by habitat management*, Tallahassee, FL. Number 3. Tallahassee, Tall Timbers Research Station, 115–127.
- EVANS, W. G., 1972. The attraction of insects to forest fires. *Tall Timbers Research Station*, 115–127.
- FARKAČ, J., 1993. Využití střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) ke stanovení kvality prostředí horských a podhorských lesních ekosystémů. Kandidátská disertační práce. Lesnická fakulta VŠZ, Praha, 63 s.
- FARKAČ, J., 1994. Využití střevlíkovitých v bioindikaci. *Vesmír*, 7 (10): 581–583.
- FARKAČ, J., HŮRKA, K., 2003. Hodnocení biotopů na základě zjištění prezence indikačně významných druhů brouků čeledi střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae), 264–277, In: SEJÁK, J., DEJMAL, I. (eds.) *Hodnocení a oceňování biotopů České republiky*. Praha: Český ekologický ústav, 422+6 s.
- FARKAČ, J., KRÁL, D., ŠKORPÍK, M. (eds.) 2005. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. *Bezobratlí*. AOPK ČR, Praha, 760 s.
- FAY, P. A., SAMENUS, R. J. Jr., 1993. Gall wasp (Hymenoptera: Cynipidae) mortality in a spring tallgrass prairie fire. *Environmental Entomology*, 22: 1333–1337.

- FERNANDEZ-ANEZ, N., KRASOVSKIY, A., MÜLLER, M., (eds.) 2021. Current Wildland Fire Patterns and Challenges in Europe: A Synthesis of National Perspectives. *Air, Soil and Water Research*, 14: 1–19.
- GALLEY, K. E. M., FLOWERS, R. W., 1998. Rediscovery of a springtail and a grasshopper in Florida. *Florida Entomologist*, 81: 544–546.
- GANDHI, K. J. K., GILMORE, D. W., KATOVICH, S. A., MATTSON, W. J., ZASADA, J. C., SEYBOLD, S. J., 2008. Catastrophic windstorm and fuelreduction treatments alter ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in aNorth American sub-boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 256: 1104–1123.
- GEIGER, R., 1966. *The Climate Near the Ground*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- GONGALSKY, K. B., MIDTGAARD, F., OVERGAARD, H. J., 2006. Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): a case study in South-Eastern Norway. *Entomologicae Fennicae*, 17: 325–333.
- GONGALSKY, K. B., WIKARS, L. O., PERSSON, T., 2003. Dynamics of pyrophilous carabids in a burned pine forest in Central Sweden. *Baltic J. Coleopterol.*, 3 (2): 107–111.
- GONGALSKY, K. B., WIKARS, L. O., PERSSON, T., 2008. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to a forest wild-fire in northern Europe. *Russian Entomological Journal*, 17 (3): 273–282.
- GONGALSKY, K. B., ZAITSEV, A. S., 2016. The Role of Spatial Heterogeneity of the Environment in Soil Fauna Recovery after Fires. *Doklady Earth Science*, 471: 1265–1268.
- GORODNITSKY, I. F., RAO, B. D., 1997. Sparse signal reconstruction from limited data using FOCUSS: A re-weighted minimum norm algorithm. *IEEE Transactions on Signal Processing*, 45 (3): 600–616.
- 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. J. M., 1993. Australian Native Steppe-type Landscapes: neglected areas for invertebrate conservation in Australia. In GASTON, K. J., NEW, T. R., SAMWAYS, M. J. (eds.) *Perspectives on Insect Conservation*, 51–73.
- GREENSLADE, P. J. M., 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal Animal Ecology*, 33: 301–310.
- HAILA, Y., 1999. Islands and fragments. In HUNTER, M. L. Jr. (ed.) *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press, 234–264.
- HAJDAJ, P. Analýza druhového spektra střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) rozdílných biotopů bzeneckých písčín, The analysis of species of Carabidae family in different biotops of Bzenec landes. Olomouc, 2011, 54 s. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého. Katedra zoologie a ornitologická laboratoř. Vedoucí diplomové práce J. Farkač.
- HAJDAJ, P. Druhová diverzita střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) v oblasti bzenecké střelnice. Olomouc, 2008, 35 s. Bakalářská práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého. Vedoucí bakalářské práce J. Farkač.
- HAMMER, Ø., 2020. PAST. PAleontological STatistics (version 4.09). Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo, Oslo, 296 s.
- HAMŘÍK, T., KOŠULIČ, O., 2021. Impact of small-scale conservation management methods on spider assemblages in xeric grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 307: 107–225, 13 s.
- HANSKI, I., 1982. Dynamics of regional distributions: the core and satellite species hypothesis. *Oikos*, 38: 210–221.
- HARDEN, J. W., NEFF, J. C., SANDBERG, D. V., TURETSKY, M. R., OTTMAR, R., GLEIXNER, G., FRIES, T.L., MANIES, K., L., 2004. Chemistry of burning the forest floor during the FROSTFIRE experimental burn, interior Alaska, 1999. *Global Biogeochemical Cycles*, 18: 1–13.
- HARDENBOL, A. A., HARDER, M., KOUKI, J., 2020. Long-term effects of prescribed burning, tree retention, and browsing on deciduous tree recruitment in European boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 51 (5): 660–667.

- HARRIS, D. L., WHITCOMB, W. H., 1974. Effects of Fire on Populations of Certain Species of Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Florida Entomology*, 57: 97–103.
- HELLE, P., MUONA, J., 1985. Invertebrate numbers in edges between clear-fellings and mature forests in Northern Finland. *Silva Fennica*, 19: 281–294.
- HEYDEMANN B., 1955: Carabiden der Kulturfelder ökologische Indikatoren. Ber. 7. Wandervers. Dtsch. Entomol. Berlin, 172–185.
- HOFFMANN, B. D., 2003. Responses of ant communities to experimental fire regimes on rangelands in the Victoria River District of the Northern Territory. *Austral Ecology*, 28: 182–195.
- HOLLIDAY, N. J., 1991. Species Responses of Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) during post-fire regeneration of boreal forest. *Canadian entomology*, 123: 1369–1389.
- HOLLIDAY, N. J., 1992. The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) during postfire regeneration of boreal forest: properties and dynamics of species assemblages. *Canadian Journal Zoology*, 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.
- HOLUŠA, J., BERCAK, R., LUKÁŠOVÁ, K., HANUŠA, Z., AGH, P., VANĚK, J., KULA, E., CHROMEK, I., 2018. Forest fires in the Czech Republic-definition and classification. *Reports of Forestry Research-Zpravy Lesnickeho Vyzkumu*, 63 (2): 102–111.
- HŮRKA, K., 1996. Carabidae České a Slovenské republiky. [Carabidae of the Czech and Slovak republics.] Zlín, Kabourek, 565 s. ISBN 80-901466-2-7.
- HŮRKA, K., VESELÝ, P., FARKAČ, J., 1996. Využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k indikaci kvality prostředí. *Klapalekiana*, 32: 15–26.
- HUSTÁKOVÁ, K., 2015. Souhrnná doporučení pro evropsky významnou lokalitu Bzenecká střílnice CZ0620073. AOPK ČR, RP Jižní Morava, 10s.

- HUSTON, M. A., 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113: 81–101.
- HUSTON, M. A., 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, 681 s.
- CHAMBERS, B. Q., SAMWAYS, M. J., 1998. Grasshopper response to a 40-year experimental burning and mowing regime, with recommendations for invertebrate conservation management. *Biodiversity and Conservation* 7: 985–1012.
- CHEN, H. Y., POPADIOUK, R. V., 2002. Dynamics of north american boreal mixedwoods. *Environmental Review*, 10: 137–166.
- CHOBOT, K., NĚMEC, M., 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. *Příroda*, Praha, 34: 1–182.
- CHYTRÝ, M., (ed.), 2007. *Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace*. Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation. – Academia Praha.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V., LUSTYK, P., (eds.), 2010. *Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. – Agentura ochrany Přírody a krajiny ČR*, Praha.
- IPCC, 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press
- JAMES, S. R., DENNELL, R. W., GILBERT, A. S., 1989. Hominid Use of Fire in the Lower and Middle Pleistocene: A Review of the Evidence [and Comments and Replies]. *Current Anthropology*, 30 (1): 1–26.
- JARKOVSKÝ, J., LITTNEROVÁ, S. & DUŠEK, L., 2012. *Statistické hodnocení biodiverzity*. CERM, Brno.
- JENKINS, D. W., 1971. Global biological monitoring. 351–370. In MATTHEWS, W.H., (ed.) *Man's impact on terrestrial and oceanic ecosystems*. M.I.T. Press, Cambridge, Massachusetts, 540 s.

- JOCQUÉ, M., TEOFILOVA, T., KODZHABASHEV, N., 2016. Light Trapping as a Valuable Rapid Assessment Method for Ground Beetles (Carabidae) in a Bulgarian Wetland. *Acta Zoologica Bulgarica*, 68 (4): 529–534.
- JOKIMÄKI, J., HUHTA, E., ITÄMIES, J., RAHKO, P., 1998. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal Forest Research*, 28: 1068–1072.
- JONGEPIER, J. W., 1996. Botanický inventarizační průzkum Vojenské cvičiště Bzenec. – Ms. [Závěreč. zpr.; depon. in: Odbor životního prostředí Krajského úřadu Brno, pracoviště Hodonín.]
- JONGEPIER, J. W., BEZDĚČKA, P., (eds.) 2002. Chráněná území okresu Hodonín. – Okresní úřad Hodonín.
- JONGEPIEROVÁ, I., FAJMON, K., 2015. Plán péče o přírodní památku Vojenské cvičiště Bzenec na období 2015–2024. AOPK ČR, RP Jižní Morava, 23 s.
- JONGEPIEROVÁ, I., GRULICH V., 1989. Zůstanou Váté písky zachovány? *Veronica*, 3 (4): 7–8.
- KEELEY, J. E., 2012 Ecology and evolution of pine life histories. *Annals of forest science*, 69: 445–453
- KEELEY, J. E., ZEDLER, P. H., 1998. Life history evolution in pines. In RICHARDSON, D. M. (ed.) *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, 219–251.
- KOIVULA, M., 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*, 167: 103–121.
- KOIVULA, M., HYYRYLÄINEN, V., SOININEN, E., 2004. Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) at forest-farmland edges in southern Finland. *Journal Insect Conserv*, 8: 297–309.
- KOIVULA, M., NIEMELÄ, J., 2002. Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests - a summary of Finnish case studies. *Silva Fennica*, 36: 423–436.

- KOIVULA, M., SPENCE, J. R., 2006. Effects of post-fire salvage logging on boreal mixed-wood ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*, 236: 102–112.
- KOIVULA, M., VANHA-MAJAMAA, I., 2020. Experimental evidence on biodiversity impacts of variable retention forestry, prescribed burning, and deadwood manipulation in Fennoscandia. *Ecological Processes*, 9 (1): 11.
- KOSTKAN, V., TRNKA, F., WEBER, L., ČAMLÍK, G., TRNKOVÁ, B., 2018. Hodnocení záměru letecké aplikace biocidů k potlačení chrousta maďalového a sosnokaze borového v oblasti Lesní správy Strážnice ve smyslu § 45i zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. *Conbios*, 98 s.
- KRÁL, K., TROCHTA, J., VRŠKA, T., 2012. Požár a sekundární sukcese jako prostředek obnovního managementu lesů v národním parku? In JONGEPIEROVÁ, I., PEŠOUT, P., JONGEPIER, J. W., PRACH, K., 2012. *Ekologická obnova v České republice*. AOPK ČR, Praha, 147 s.
- KRÁLÍČEK, M., POVOLNÝ, D., 1994. Objev středomořského okáče v oblasti bzenecko – záhorských vátých písků. *Živa*, 2: 75.
- KŘÍSTEK, J., URBAN, J., 2013. *Lesnická entomologie*. Praha, Academia, 445 s.
- KULA E., ZAŁBECKI W., 1997. Blesk a kůrovcová ohniska. [Lightning and barkbeetle focus.] *Lesnická práce*, 76: 254–255.
- KULA, E., 2009. Půdní a epigeická fauna stanovišť ovlivněných vápněním a její dynamika. Hradec Králové, Grantová služba Lesy ČR, 438 s.
- KULA, E., 2021. Chroust maďalový (*Melolontha hippocastani* Fabricius, 1801). Lesy ČR, s.p., Hradec Králové, 260 s.
- KŮRKA, A., ŘEZÁČ. M., MACEK, R., DOLANSKÝ, J., 2015. *Pavouci České republiky*. Praha, Academia, 621 s.
- KWIATKOVSKI, A., 2011. Assemblages of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in humid forest habitats of different stages of succession in the Puszcza Knyszyńska Forest (northeastern Poland), 100: 447–459.
- LANDE, R., 1996. Statistics and Partitioning of Species Diversity, and Similarity among Multiple Communities. 76 (1): 5–13.

- LARRIVÉE, M., FAHRIG, L., DRAPEAU, P., 2005. Effects of a recent wildfire and clearcuts on ground-dwelling boreal forest spider assemblages. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 2575–2588.
- 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, Z., ŠŤASTNÁ, P., 2014. *Ekologie*. Brno, Mendelova univerzita v Brně, 182 s. ISBN 978-80-7509-182-6.
- LAWSON, B. D., ARMITAGE, O. B., 2008. *Weather Guide for the Canadian Forest Fire Danger Rating System*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, AB. 84 s.
- LEHMANN, H., 1965. Okologické Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Kaln. *Z. Morphol. Oekol.*, 55: 597–630.
- LENSKI, R. E., 1984. Food limitation and competition: A field experiment with two *Carabus* species. *Journal Animal Ecology*, 53: 203–216.
- LEPS, J., ŠMILAUER, P., 2003. *Multivariate analysis of ecological data Using CANOCO*. Cambridge and New York: Cambridge University Press, 269 s.
- LÉVI-STRAUSS, C., 2006. *Mythologica I – Syrové a vařené*. 1. Praha: Argo, 426 s.
- LHP, 2017. *Lesní hospodářský plán, LS Strážnice. Textová část 2017–2026*. Lesprojekt Brno, a. s., 286 s.
- LINDROTH, C. H., 1949. Die Fennoskandischen Carabidae. *Kunl. Vetensk. Vitterh. Samh. Handl. (Ser. B4) 1, Spezieller Teil*, 1-709 (1945), 3: 1–911.
- LOSOS, B., 1984. Vlastnosti zoocenóz. In LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J. *Ekologie živočichů*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 316 s.
- LUGASSI, R., BEN-DOR, E., ESHEL, G., 2014. Reflectance spectroscopy of soils post-heating—Assessing thermal alterations in soil minerals. *Geoderma*, 213: 268–279.
- MACARTHUR, R. H., 1957. On the relative abundance of bird species. *43 (3)*: 293–295.
- MACARTHUR, R. H., WILSON, E. O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, NJ, 203 s.



- MACKOVČIN, P., JATIOVÁ, M., DEMEK, J., SLAVÍK, P. et al., 2007. Brněnsko. In MACKOVČIN P. (ed.) Chráněná území ČR, svazek IX. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 932 s.
- MAGURRAN, A. E., 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. Univerzity College of North Wales, Bangor, 180 s.
- MAGURRAN, A. E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science, Oxford.
- MAGURRAN, A. E., MCGILL, B. J., 2011. Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment, Oxford University Press, USA.
- MALMSTRÖM, A., 2008. Temperature tolerance in soil microarthropods: Simulation of forest-fire heating in the laboratory. *Pedobiologia (Jena)*. 51, 419–426.
- MALMSTRÖM, A., 2010. The importance of measuring fire severity-Evidence from microarthropod studies. *Forest Ecology Management*, 260: 62–70.
- MARKOVÁ, I., ADÁMEK, A., ANTONÍN, V., BENDA, P., JUREK, V., TRICHTA, J., ŠVEJNOHOVÁ, A., ŠTEFLOVÁ, D., 2011. Havraní skála u Jetřichovic v národním parku České Švýcarsko: vývoj flóry a fauny na ploše zasažené požárem. *Ochrana přírody*, (1): 18–21.
- MARTINEZ K. A., GIBSON D. J., MIDDLETON B. A., 2015. Core-satellite species hypothesis and native versus exotic species in secondary succession. *Plant Ecology*, 216: 419–427.
- 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. *Lesu zdar*, (10): 1–3.
- MATĚJÍK, J. Lesnická opatření v gradačním území chrousta *Melolontha hippocastani* (LS Strážnice). Brno, 2013, 65 s. Diplomová práce. Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Ústav ochrany lesů a myslivosti. Vedoucí diplomové práce E. Kula.
- MAURI, E., PONS, P., 2019. Handbook of good practices in post-wildfire management. 2nd ed. Anifog Project I+D+i CGL2014-54094-R, Universitat de Girona, 169 s.

- MAY, R. M., 1975. Patterns of species abundances and diversity. In CODY, M. L., DIAMOND, J. M. (eds.) *Ecology and Evolution of Communities*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, MA, 81–120.
- MCARTHUR, A. G., 1967. *Fire behaviour in eucalypt forests*. Canberra: Forestry and Timber Bureau, 36 s.
- MELICHAR, V., 2014. Letecká aplikace biocidů v době rojení chrousta maďalového na LS strážnice na jaře roku 2015, Biologické hodnocení podle § 67 a č. 114/1992 Sb. Karlovy Vary, 52 s.
- METZ, L. J., FARRIER, M. H., 1971. Prescribed burning and soil mesofauna on the Santee Experimental Forest. In *Prescribed burning symposium: Proceedings*. Charleston, SC. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, 100–106.
- MIELIKAINEN, K., HYNYNEN, J., 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe – boreal zone: case Finland. *Journal Environmental Management*, 67: 47–54.
- MILLER, W. E., 1979. Fire as an insect management tool. *Entomological Society of America Bulletin*, 25: 137–140.
- MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ, 2020. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2019. Praha, 128 s. ISBN 978-80-7434-571-5
- MODIN, O., LIÉBANA, R., SAHEB-ALAM, S., WILÉN, B. M., SUAREZ, C., HERMANSSON, M., PERSSON, F., 2020. Hill-based dissimilarity indices and null models for analysis of microbial community assembly. *Microbiome*, 8 (132): 1–5.
- MORETTI, M., BARBALAT, S., 2004. The effects of wildfire on wood-eating beetles in deciduous forests on the southern slope of the Swiss Alps. *Forest Ecology Management*, 187: 85–103.
- MORETTI, M., DUELLI, P., OBRIST, M. K., 2006. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Community ecology*, 149: 312–327.
- MÜLLER-MOTZFELD, G., 2004. *Die Käfer Mitteleuropas, Bd. 2: Adephaga I: Carabidae*. Springer Spektrum, 521 s. ISBN: 978-3-8274-1551-6.

- MUONA, J., RUTANEN, I., 1994. The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 109–21.
- NADAL, P., SANCHIS, E., PEREZ-GARCIE, F., Fos, M., 2002. Effects on dry-heat soaking in distilled water and gibberellic acid on the germination of *Cistus clusii*, *C. monpelienensis* and *C. salviifolius* seeds. *Seed Science and Technology*, 30: 663–669.
- NAGEL, H. G., 1973. Effect of spring prairie burning on herbivorous and nonherbivorous arthropod populations. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 46: 485–497.
- NAVEH, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean Region. In: KOZLOWSKI, T. T., AHLGREN, C. E. (eds.) *Fire and ecosystems*, Academic Press, New York, 401–434.
- NEARY, D. G., FFOLLIOTT, P. F., LANDSBERG, J. D., 2005c. Chapter 5: Fire and Streamflow Regimes. In NEARY, D. G., RYAN, K. C., DEBANO, L. F. (eds.) *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. General Technical Report. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 s.
- NEARY, D. G., KLOPATEK, C. C., DEBANO, F. L., FFOLLIOTT, P. F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122: 51–71.
- NEARY, D. G., RYAN, K. C., DEBANO, L. F., (eds.), 2005a. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. General Technical Report. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 s.
- NEARY, D. G., LANDSBERG, J. D., TIEDEMANN, A. R., FFOLLIOTT, P. F., 2005b. Chapter 6: Water Quality. In NEARY, D. G., RYAN, K. C., DEBANO, L. F. (eds.) *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. General Technical Report. RMRS-GTR-42-vol. 4. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 250 s.
- NEDĚLNÍKOVÁ, H., (eds.), 2021. *Statistická ročenka 2020*. MV-generální ředitelství HZS ČR Praha, příloha 112 (3), 51 s.

- NENADÁL, S., 1993. Využití střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) k bioindikaci kvality životního prostředí. Přírodověd. Sborn. Západomorav. Muz. v Třebíči, 19: 105–112.
- NENADÁL, S., 1998. Využití indexu komunity střevlíkovitých (Coleoptera, Carabidae) pro posouzení antropogenních vlivů na kvalitu přírodního prostředí. Vlastivědný Sborník Vysočiny, Oddíl věd přírodních, 13 (1997): 293–312.
- NESBIT, L. A., 1985. Annealing characteristics of Sirich SiO<sub>2</sub> films. Applied Physics Letters, 46 (1): 38–40.
- NIEMELÄ, J., HAILA, Y., HALME, E., 1988. Carabid beetles on isolated Baltic islands and on adjacent Aland mainland: variation in colonization success. Annales Zoology Fennici, 25: 133–143.
- NIEMELÄ, J., KOIVULA, M., KOTZE, D. J., 2007. The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. Journal of Insect Conservation, 11: 5–18.
- NIEMELÄ, J., LANGOR, D., SPENCE, J. R., 1993: Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. Conservation Biology, 7: 551–561.
- NIEMELÄ, J., SPENCE, J., 1999. Dynamics of local expansion by an introduced species: *Pterostichus melanarius* Ill. (Coleoptera, Carabidae) in Alberta, Canada. Divers Distribution, 5: 121–127.
- NIKL, J., et al., 1998. Oblastní plán rozvoje lesů – Přírodní lesní oblast 35 Jihomoravské úvaly. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs n. L.–pobočka Brno, 149 s.
- NIKLASSON, M., ZIN, E., ZIELONKA, T., FEIJEN, M., KORCZYK, A. F., CHURSKI, M., SAMOJLIK, T., JĘDRZEJEWSKA, B., GUTOWSKI, J. M., BRZEZIECKI, B., 2010. A 350year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: Implications for Central European lowland fire history. Journal of Ecology, 98 (6): 1319–1329.
- NIWA, C. G., PECK, R. W., 2002. Influence of prescribed fire on carabid beetle (Carabidae) and spider (Araneae) assemblages in forest litter in southwestern Oregon. Environmental Entomology, 31: 785–796.

- NOVOTNÝ, G., 1995. Johann Friedrich Bechtel a jeho působení na velkostatku Bzenec. Slovácko XXXXVII, 153–170.
- NUNES, L., SILVA, I., PITÉ, M., REGO, F., SIMON, L., SERRANO, A., 2006. Carabid (Coleoptera) Community Changes Following Prescribed Burning and the Potential Use of Carabids as Indicators Species to Evaluate the Effects of Fire Management in Mediterranean Regions. *Silva lusitana*, 14 (1): 85–100.
- OLSSON, P. A., SJÖHOLM, C., ÖDMAN, A. M., 2014. Soil disturbance favoursthrated beetle species in sandy grasslands. *Journal Insect Conservation*, 18: 827–835.
- OPAVSKEÝ, T., Chroust mařalový (*Melolontha hippocastani* F.)–hospodářský význam a možnosti eliminace škod v gradačním území LS Strážnice. Brno, 2019, 79 s. Diplomová práce. Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Ústav ochrany lesů a myslivosti. Vedoucí bakalářské práce E. Kula.
- ORMEÑO, E., CÉSPEDES, B., SÁNCHEZ, I. A., VELASCO-GARCÍA, A., MORENO, J. M., FERNANDEZ, C., (eds.), 2009. The relationship between terpenes and flammability of leaf litter. *Forest Ecology and Management*, Vol. 257. No. 2. 471–482.
- PAARMANN, W., 1966. Vergleichende Untersuchungen Ober die Bindung zweier Carabidenarten (*P. angustatus* Dft. und *P. oblogopunctatus* F. an ihre verschiedenen Lebensrtiume. *Zeitschrift fur Wissenschaftliche Zoologie*, 174: 83–176.
- PAQUIN, P., 2006. Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation*, 141: 261–275.
- PARKER, A. J., 1986. Persistence of lodgepole pine forests in the central Sierra Nevada. *Ecology*, 67:1560–1567.
- PARKER, C. H., KEEFE, E. R., HERZOG, N. M., O'CONNELL, J. F., HAWKES, K., 2016. The pyrophilic primate hypothesis. *Evol Anthropod*, 25 (2): 54–63.
- PARMENTER, R. R., KREUTZIAN, M., MOORE, D. I., LIGHTFOOT, D. C., 2011. Short-term effects of a summer wildfire on a desert grassland arthropodcommunity in New Mexico. *Environmental entomology*, 40 (5): 1051–1066.

- PAUSAS, J. G., BRADSTOCK, 2006. Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3): 330–340.
- PAUSAS, J. G., KEELEY, J. E., 2019. Wildfires as an ecosystem service. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(5), 289–295. <https://doi.org/10.1002/fee.2044>
- PAUSAS, J. G., RIBEIRO, E., 2013. The global fire–productivity relationship. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 728–736.
- PECL, J., 2021. Požáry c přírodním prostředí, v ČR i v zahraničí. *Lesnická práce*, 100 (8): 26–29.
- PENTTILÄ, R., KOTIRANTA, H., 1996. Short-term effects of prescribed burning on wood-rotting fungi. *Silva Fennoscandia*, 30: 399–419.
- PERERA, A. H., BUSE, L. J., 2012. Emulating Natural Disturbance in Forest Management, in: PERERA, A. H., WEBER, M. G. (ed.) *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances*. Columbia University Press, New York.
- PERKIÖ, R., PUUSTINEN, M., SIMILÄ, M., 2012. Controlled burning to emulate natural forest fires. In SIMILÄ, M., JUNNINEN, K., (eds.). *Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland*. Natural Heritage Services, Vantaa, 50 s.
- PETERSON, D. K., 2002. Deviant Workplace Behavior and the Organization's Ethical Climate. *Journal of Business and Psychology*, 17: 47–61.
- PETŘÍČEK, V., (eds.), 1999. *Péče o chráněná území I*. AOPK ČR, Praha, 452 s.
- PICKETT, S. T. A., WHITE, P. S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, FL.
- PLÍVA, K., 1987. *Typologický klasifikační systém ÚHÚL. ÚHÚL Brandýs n. L.*, 52 s.
- PLÍVA, K., ŽLÁBEK, I., 1986. *Přírodní lesní oblasti ČSR*, Praha, Státní nakladatelství, 314 s.
- PORRERO RODRÍGUEZ, M. A., 2001. *incendios Forestales. I. Investigación de causas*. Ediciones Mundi-prensa. Madrid, Barcelona, México. Spain and México.

- PORTELA, M. B., RODRIGUES, E. I., RODRIGUES, C. A. D. R. D., REZENDE, C. F., OLIVEIRA, T. S., 2019. Do ecological corridors increase the abundance of soil fauna? *Ecoscience*, 27(1): 45-57.
- PRÁGR, J. Epigeická fauna v požářišti revíru Bzenec (LS Strážnice). Brno, 2015, 102 s. Bakalářská práce. Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Ústav ochrany lesa a myslivosti. Vedoucí bakalářské práce E. Kula.
- PRÁGR, J. Vývoj epigeické arachnoentomofauny borových porostů v požářišti revíru Bzenec – Moravská Sahara (LS Strážnice). Brno, 2017, 121 s. Diplomová práce. Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Ústav ochrany lesa a myslivosti. Vedoucí diplomové práce E. Kula.
- Prach, K., Štech, M., Říha, P., 2009. Ekologie a rozšíření biomů. Nakladatelství Scientia, Praha.
- PUNTTILA, P., HAILA Y., 1996. Colonisation of a burned forest by ants in the southern finnish boreal forest. *Silva Fennica*, 30: 421–435.
- PURCHART, L. Možnosti využití střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae) k monitorování stupně narušení přírodního prostředí. Brno, 2006, 121 s. Disertační práce. Ústav ekologie lesa Mendelovy univerzity v Brně. Vedoucí disertační práce E. Kula.
- RADEA, C., KAZANIS, D., ARIANOUTSOU, M., 2010. Effects of fire history upon soil macroarthropod communities in *Pinus halepensis* stands Attica, Greece. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 56: 165–179.
- RAINIO, J., NIEMELÄ, J., 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12: 487–506.
- RAJAN, R C., RAJU, G., MUTHUKUMARASAMY, N., 2018. Influence of annealing temperature on structural and morphological properties on manganese oxide (Mn<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). *Journal of Ovonic Research*, 14 (6): 441–447.
- RANGER, C., REDING, M., GANDHI, K., OLIVER, J., SCHULTZ, P., CAÑAS, L., HERMS, D., 2011. Species dependent influence of (-)- $\alpha$ pinene on attraction of ambrosia beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) to ethanol-baited traps in nurseryagroecosystems. *JOURNAL of Economic Entomology*, 104 (2): 574–579.

- REED, D. C., RAIMONDI, P. T., CARR, M. H., GOLDWASSER, L., 2000. The role of dispersal and disturbance in determining spatial heterogeneity in sedentary organisms. *Ecology*, 81: 2011–2026.
- REFSETH, D., 1980. Ecological analyses of carabid communities: potential use in biological classification for nature conservation. *Biological Conservation*, 17: 131–141.
- RESENDE, T., C., GIBBS, D., HARRIS, N., OSIPOVA, E., 2021. World Heritage forests: Carbon sinks under pressure. Paris, UNESCO, 36 s.
- ROBBINS, L. E., MYERS, R. L., 1992. Seasonal effects of prescribed burning in Florida: a review. Misc. Pub. No. 8. Tallahassee, FL: Tall Timbers Research, Incorporation, 96 s.
- ROEM, W. J., KLEES, H., BERENDSE, F., 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *J. Appl. Ecol.*, 39: 937–948.
- ROSENBERG, N.J., BLAD, B. L., VERMA, S. B., 1983. *Microclimate: The Biological Environment*. John Wiley and Sons, New York, 495 s.
- ROTHERMEL, R. C., 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. Res. Pap. INT-115. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 40 s.
- 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.
- RYAN, K.C., 2002. Dynamic Interactions between Forest Structure and Fire Behavior in Boreal Ecosystems. *Silva Fenn.* 36, 13–39.
- ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC ČR, 2021. Dálnice D55 Staré Město–Moravský Písek stavba 5508, Informační leták, stav k 10/2021. 4 s.
- SÁDLO, J., 1994. Život na spáleništi: antrakofyty a pyrofyty. *Vesmír*, 73/10: 556.



- SAMU, F., KÁDÁR, F., ÓNODI, G., KERTÉSZ, M., SZIRÁYI, A., SZITA, É., FETYKÓ, K., NEIDERT, D., BOTOS, E., ALTBÄCKER, V., 2010. Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (Araneae, Carabidae), to the effects of wildfire. *Community ecology*, 11 (2): 129–139.
- SANDSTRÖM, J., BERNES, C., JUNNINEN, K., LÖHMUS, A., MACDONALD, E., MÜLLER, J., JONSSON, B. G., 2019. Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests: a systematic review. *Journal of Applied Ecology*, 56: 1770–1781.
- SARACINO, A., PACELLA, R., LEONE, V., BORGHETTI, M., 1997. Seed dispersal and changing seed characteristics in a *Pinus halepensis* Mill. Forest after fire. *Plant Ecology*, 130: 13–19.
- SHANNON, C. E., WEAVER, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press, Urbana, 117 s.
- SHELDON, A. L., 1969. Equitability Indices: Dependence on the Species Count. *Ecology*, 50: 466–467 s.
- SHIMOZAWA, T., MURAKAMI, J., KUMAGAI, T., 2003. Cricket wind receptors: Thermal noise for the highest sensitivity known. In: BARTH, F. G., HUMPHREY, J. A. C., SECOMB, T. W., editors. *Sensors and Sensing in Biology and Engineering*, New York: Springer, 145–157.
- SCHJØTZ-CHRISTENSEN, B., 1965. Biology and population studies of Carabidae of the Corynephorum. *Natura Jutlandica*, 11: 1–173.
- SCHMID, J. M., THOMAS, L., ROGERS, T. J., 1981. Prescribed burning to increase mortality of Pandora moth pupae. Res. Note RM-405. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- SCHMITZ, A., GEBHARDT, M., SCHMITZ, H., 2008. Microfluidic photomechanic infrared receptors in a pyrophilous flat bug. *Naturwissenschaften* 95: 455–460.
- SCHMITZ, A., SEHRBROCK, A., SCHMITZ, H., 2007. The analysis of the mechanosensory origin of the infrared sensilla in *Melanophila acuminata* (Coleoptera; Buprestidae) adduces new insight into the transduction mechanism. *Arthropod Structure & Development*, 36: 291–303.

- SIITONEN, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin*, 49: 1–41.
- SIMILÄ, M., KOULI, J., MARTIKAINEN, P., 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology Management*, 174: 365–381.
- SKALICKÝ, V., 1988. Regionálně fytogeografické členění. – In HEJNÝ, S., SLAVÍK, B. (eds.) *Květena České socialistické republiky 1*: 103–121, Academia, Praha.
- SKŁODOWSKI, J. J. W., 2006. Antropogenic transformation of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Białowieża Forest, Poland: from primeval forest to managed woodlands of various ages. *Entomologica Fennica*, 17: 296–314.
- SKŁODOWSKI, J. J. W., 1995. Antropogeniczne przeobrażenia zespołów biegaczowatych (Col. Carabidae) w ekosystemach borów sosnowych Polski. In SZUJECKI A. et al., (eds.) *Antropogeniczne przeobrażenia epigeicznej i glebowej entomofauny borów sosnowych Polski*, Katedra Ochrony Lasu i Ekologii, Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa, 17–174.
- SKŁODOWSKI, J. J. W., 2002. System kolonizacji zrębu zupełnego przez biegaczowate oraz możliwości jego doskonalenia. *Rozprawa habilitacyjna*. Wydawnictwo SGGW, 134 s.
- SLOOP, K. D., 1937. A revision of the North American buprestid beetles belonging to the genus *Melanophila* (Coleoptera, Buprestidae). *University of California Publications in Entomology*, 7: 1–20.
- SLUKA, V., 2004. Výkladový terminologický slovník některých pojmů používaných v analýze a hodnocení rizik pro účely zákona o prevenci závažných havárií. Praha, Výzkumný ústav bezpečnosti práce, 87 s.
- SMITH, M., GRANT, C. D., LONERAGAN, W. A., KOCH, J. M., 2003. Fire management implications of fuel loads and vegetation structure in jarrah forest restoration on bauxitemines in Western Australia. *Forest Ecology and Management*, 187: 247–266.

- SOUTHWOOD, T. R. E., BROWN, V. K., READER, P. M., 1979. The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal Linnean Society*, 12, 327–348.
- SPENCE, J. R., LANGOR, D. W., NIEMELÄ, J., CÁRCAMO, H. A., CURRIE, C. R., 1996. Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. *Annales Zoologici Fennici*, 33: 173–184.
- SPLECHTNA, B. E., GRATZER, G., BLACK, B. A., 2005. Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest—A spatial dendro-ecological analysis. *Journal of Vegetation Science*, 16 (5): 511–522.
- STANOVSKÝ, J., PULPÁN, J., 2006. Střevlíkovití brouci Slezka (severovýchodní Moravy). *Muzeum Beskyd Frýdek-Místek*, 160 s.
- STOCKS, B. J., WOTTON, B. M., FLANNIGAN, M. D., FOSBERG, M. A., CAHOON, D. R., GOLDAMMER, J. G., 2001. Boreal forest fire regimes and climate change. *Kluwer Academic Publishers*, 233–246.
- STOČES, D., Vývoj epigeické fauny na požářišti v revíru Bzenec (LS Strážnice). Brno, 2020, 147 s. Bakalářská práce. Lesnická a dřevařská fakulta Mendelovy univerzity v Brně, Ústav ochrany lesů a myslivosti. Vedoucí bakalářské práce E. Kula.
- SWENGEL, A. B., 2001. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1141–1169.
- SZYSZKO, J., 1990. Planning of prophylaxis in threatened pine forest biocenoses bases on an analysis of the fauna of epigeic Carabidae. *Warsaw Agricultural University Press*, 96 s.
- 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. *Sylvan*, 145: 29–45.
- ŠAFÁŘ, J., ŠŤASTNÁ, P., HULA, V., 2010. Impact of type pitfall traps and preserving agent on entrapped representatives of the Carabidae (Coleoptera). *Acta Universitatis Agriculturae Et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 58 (25): 213–218.

- 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.
- ŠIMEČEK, K., HORA, J., 2006. Metodika monitoringu ptačích oblastí-Ptačí oblast bzenecká doubrava-strážnické pomoraví, AOPK ČR, Praha, 13 s.
- ŠVEHLÍK R., 2002. Větrná eroze na jihovýchodní Moravě v obrazech. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, Supplementum, 8: 80.
- TABOADA, A., KOTZE, D. J., TÁRREGA, R., SALGADO, J. M., 2006. Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in oak mosaic landscape? *Forest Ecology and Management*, 237: 436–449.
- TAUFIQ, A., LISTANTI, A., SAPUTRO, R. E., HIDAYAT, N., SUBADRA, S. U. I., SUNARYONO, S., MUFTI, N., 2020. Effects of the Annealing Temperature on the Structure Evolution and Antifungal Performance of TiO<sub>2</sub>/Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Nanocomposites Manufactured from Natural Sand. *NANO: Brief Report and Reviews*, 16 (2): 1–12.
- TER BRAAK, C., 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, USA), 500 s. Dostupné na webu: <<http://www.canoco.com>>
- THANOS, C. A., GEORGHIOU, K., 1988. Ecophysiology of fire-stimulated seed germination in *Cistus incanus* ssp. *creticus* (L.) Heywood and *C. salviifolius* L. *Plant, Cell and Environment*, 11: 841–849.
- THIELE, H. U., 1977. *Carabid Beetles in Their Environment*. Springer-Verlag, Berlin.
- THIELE, H. U., 1977. *Carabid Beetles in Their Environments, A Study on Habitat Selection by Adaptations in Physiology and Behaviour*. *Zoophysiology and Ecology*, 10: 1–372.
- TILMAN, D., 1982. Resource competition and community structure. *Journal Ecology*, 35: 1–22.
- TKÁČIKOVÁ J., HUSÁK J., SPITZNER, L., 2013. Valašské louky a pastviny, dědictví našich předků. Muzejní společnost ve Valašském Meziříčí a Muzeum regionu Valašsko, 138 s.

- TOUŠLOVÁ, I., PODHORSKÝ, M., MARŠÁL, J. 2009. Toulavá kamera 9. Praha, Česká televize, 239.
- TRNKA, M., KERSEBAUM, K. C., EITZINGER, J., (eds.) 2013. Consequences of climate change for the soil climate in Central Europe and the central plains of the United States. *Climatic Change*, 120: 405–418.
- TRUSHICINA, O. S., MATALIN, A. V., MAKAROV, K. V., 2018. Spatial distribution and life cycle of the pyrophilous ground beetle *Pterostichus quadrioveolatus* Letzner, 1852 (Coleoptera, Carabidae) in the forests of the Meshchera Lowland. In: XVIII All-Russian Meeting on soil zoology. Moscow: KMK Scientific Press Ltd. P., 201–202.
- ÚBEDA, X., OUTEIRO, L.R., 2009. Physical and chemical effects of fire on soil. In: *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. CERDÀ, A., ROBIOBICHAUD, P. (eds.) Science Publishers, Enfield, NH, 197–223.
- ÚHÚL, 2022. Katalog mapových informací: Oblastní plány rozvoje lesů [online] citováno 10. března. 2021. Dostupné na World Wide Web: <<http://geoportal.uhul.cz/OprlMap/>>.
- VACHEK, M., AMBROZEK, L., KŮERA, Z., PALÍKOVÁ, M., JONGEPIEROVÁ, I., ČMELÍK, P., 1997. Příroda okresu Hodonín. Hodonín, Okresní úřad Hodonín – referát životního prostředí, 63 s.
- VAN CLEVE, K. et al., 1991. Element cycling in taiga forests: statefactor control. *Bioscience*, 41: 78–88.
- VAVŘÍČEK, D., KUČERA, A., 2014. Základy lesnické pedologie. 146 s.
- VAVŘÍČEK, D., ŠIMKOVÁ, P. P., 2013. Taxonomický systém lesních půd – základ lesního ekosystému. Mendelova univerzita v Brně – Lesnická a dřevařská fakulta. Brno, 210 s.
- VÉLE, A., HOLUŠA, J., TRÄGNEROVÁ, J., 2015. Sukcese mravenců na spáleništi v lesnaté krajině: případová studie z Národního parku České Švýcarsko. *Zprávy lesnického výzkumu*, 60 (1): 47–52.
- VÉLE, A., LIŠKA, J., 2019. Sosnokaz borový, *Panolis flammea* (Denis & Schiffermüller, 1775). Letáky LOS, Lesnická práce, 1–4. Dostupné na webu: <<http://www.silvarium.cz/los/letaky-los>>

- 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.
- VERBLE-PEARSON, R. M., YANOVIK, S. P., 2014. Effects of fire intensity on litter arthropod communities in Ozark Oak Forests, Arkansas, U.S.A. *The American Midland Naturalist*, 172: 14–24.
- VESELÝ, P., 2002. Střevlíkovití brouci Prahy (Coleoptera: Carabidae). Praha, 167 s + CD ROM.
- VIRO, P. J., 1974. Effect of forest fire on soil. 7–45. In: Kozłowski, T. T., Ahlgren, C. E. (eds.) 1974. *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York, 542 s.
- VOKOUN, J., et al., 2002. Příručka lesních půd. Brandýs nad Labem – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, 44 s.
- VONDŘEJC, J., 1994. Koleopterofauna státní přírodní rezervace Nové Těchanovice (okres Opava). *Acta Facultatis pedagogicae Ostraviensis*. 14, Biology – Ecology, 2: 105–103.
- Vyhláška č. 395/1992 Sb., vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona české národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.
- WALKER, D. H., THORNE, P. J., SINCLAIR, F. L., THAPA, B., WOOD, C. D., SUBBA, D. B., 1999. A systems approach to comparing indigenous and scientific knowledge: consistency and discriminatory power of indigenous and laboratory assessment of the nutritive value of tree fodder. *Agricultural System*, 62 (2): 87–103.
- WARREN, S. D., SCIFRES, C. J., TEEL, P. D., 1987. Response of grassland arthropods to burning – a review. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 19: 105–130.
- WEBB, D. J., 1974. The statistics of relative abundance and diversity. *Journal of Theoretical Biology*, 43: 277–292.
- WEBB, N. R., 1998. The traditional management of European heathlands. *J. Appl. Ecol.* 35: 987–990.

- WESLIEN, J., 1992. The arthropod complex associated with *Ipstypographus* (L.) (Coleoptera, Scolytidae): species composition, phenology, and impact on bark-beetle productivity. *Entomologicae Fennicae*, 3: 205–13.
- WIKARS, L. O., 1992. Forest fires and insects. *Entomol. Tidskr.* 113, 1–11.
- WIKARS, L. O., 1995. Clear-cutting before burning prevents establishment of the fire-adapted *Agonum quadripunctatum* (Coleoptera: Carabidae). *Annales Zoologici Fennici*, 32: 375–384.
- WIKARS, L. O., 1997. *Effects of Forest Fire and the Ecology of Fire-Adapted Insects*. Uppsala University.
- WIKARS, L. O., 2002. Dependence on fire in wood-living insects: An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation*, 6: 1–12.
- 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 (3): 189–200.
- WORK, T. M., KOIVULA, M., KLIMASZEWSKI, J., LANGOR, D., SPENCE, J., SWEENEY, J., HÉBERT, C., 2008. Evaluation of carabid beetles as indicators of forest change in Canada. *Entomological Society of Canada*, 140 (4): 394–414.
- WORK, T. T., SPENCE, J. R., VOLNEY, W. J. A., BURTON, P. J., 2003. Sustainable forest management as license to think and try something different. In Burton, P.J., Messier, C., Smith, D. W., Adamowicz, W.L. *Towards sustainable management of the boreal forest*. NRC Press, Ottawa, Ontario, 953–970.
- YOKELSON, R. J., SUSOTT, R., WARD, D. E., REARDON, J., GRIFFITH, D. W. T., 1997. Emissions from smoldering combustion of biomass measured by open-path Fourier transform infrared spectroscopy. *Journal of Geophysical Research*, 102 (D15): 18 865–18 877.
- YORK, A., 1999. Long-term effects of frequent low-intensity burning on the abundance of litter-dwelling invertebrates in coastal blackbutt forests of southeastern Australia. *Journal of Insect Conservation*, 3: 191–199.
- ZAHRADNÍK, P., 2017. *Seznam brouků (Coleoptera) České republiky a Slovenska*. Lesnická práce, s. r. o., Kostelec nad Černými lesy, 544 s.

ZAITSEV, A. S., GONGALSKY, K. B., PERSSON, T., BENGTSSON, J., 2014. Connectivity of litter islands remaining after a fire and unburnt forest determines the recovery of soil fauna. *Applied Soil Ecology*, 83: 101–108.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 133/1985 Sb., České národní rady o požární ochraně, ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 289/1995 Sb., o o lesích a změně některých zákonů (Lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů.

Zákon č. 541/2020 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů.

ZHANG, F., KONG, R., PENG, J., 2018. Effects of heating on compositional, structural, and physicochemical properties of loess under laboratory conditions. *Applied Clay Science*, 152: 259–266.

ZOUHAR, V., (ed.), 2007. Oblastní typologický elaborát. Přírodní lesní oblast 35 - Jihomoravské úvaly. Charakteristiky lesních typů. ÚHÚL Brandýs nad Labem, Brno.

## **9.2 Elektronické zdroje [URL]:**

[1] MARTÍNEK, J. Lesprom informs about fire activity in Russian forests [online] citováno 28.9.2021.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://lesprominform.ru/>>

[2] BERLINER-ZEITUNG, Wald in Flammen – ist das alles der Klimawandel? [online] citováno 28.9.2021.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://www.berliner-zeitung.de/gesundheit-oekologie/wald-in-flammen-ist-das-alles-der-klimawandel-li.130959?pid=true/>>

[3] THE INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Sixth assessment report (latest), IPCC-56 and WGIII-14 [online] citováno 28.9.2021.

Dostupné na World Wide Web:



- <<https://www.ipcc.ch/>>
- [4] MŽP. Pařížská dohoda [online] citováno 28.9.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<[https://www.mzp.cz/cz/parizska\\_dohoda/](https://www.mzp.cz/cz/parizska_dohoda/)>
- [5] SADECKÝ, D. Klimatická změna [online] citováno 20.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.greenmatters.com/>>
- [6] THE CONSERVATION. African grasslands [online] citováno 20.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://theconversation.com/african-grasslands-are-meant-to-burn-we-cant-let-this-distract-from-the-amazon-fires-122564/>>
- [7] JUREK, V. Sedmá generace – Za požáry na Sibíři mohou lidé [online] citováno 29.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://sedmagenerace.cz/za-pozary-na-sibiri-mohou-lide>>
- [8] EFI. Managing forest fires [online] citováno 29.11.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://efi.int/articles/managing-forest-fires/>>
- [9] EU SCIENCE HUB. JRC mission statement and work programme [online] citováno 29.11.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://ec.europa.eu/jrc/en/about/jrc-in-brief/>>
- [10] EU SCIENCE HUB. JRC news (Issue associaton) [online] citováno 29.11.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://ec.europa.eu/jrc/en/news/jrc-report-forest-fires-climate-change-more-noticeable-every-year/>>
- [11] COPERNICUS. Copernicus services (Componens) [online] citováno 29.11.2021.

- Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.copernicus.eu/en/copernicus-services/emergency/>>
- [12] EFFIS. Copernicus Applications [online] citováno 29.11.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://effis.jrc.ec.europa.eu/applications/>>
- [13] NASA. Earth data (Data Access Viewer) [online] citováno 31.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://earthdata.nasa.gov/>>
- [14] NASA. FIRMS (Active Fire Data) [online] citováno 31.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>>
- [15] NASA. FIRMS mapa s aktivními požáry [online] citováno 31.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map/#d:24hrs;@0.0,0.0,3z/>>
- [16] NATIONAL PARK SERVICE. Wildland fire: What is prescribed Fire? [online] citováno 31.10.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.nps.gov/articles/what-is-a-prescribed-fire.htm/>>
- [17] EARTH DATA. Strange bedfellows [online] citováno 7.11.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://earthdata.nasa.gov/learn/sensing-our-planet/strange-bedfellows/>>
- [18] HASIČSKÝ ZÁCHRANNÝ SBOR. Statistické ročenky 1991–220 [online] citováno 7.11.2021.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.hzscr.cz/clanek/statisticke-rocenky-hasicskeho-zachranneho-sboru-cr.aspx/>>
- [19] CZECHGLOBE. Klimatická změna [online] citováno 7.11.2021

Dostupné na World Wide Web:

<<https://www.klimatickazmena.cz/cs/>>

- [20] KREATURA CZ. Fire risk (výstražné informace pro celou ČR) [online] citováno 21.3.2020.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://www.firerisk.cz/>>

- [21] ÚSTAV VÝZKUMU GLOBÁLNÍ ZMĚNY AV ČR. Intersucho.cz [online] citováno 7.11.2021

Dostupné na World Wide Web:

<<https://www.intersucho.cz/cz/sucho-v-okresech/>>

- [22] JRC-EFFIS. Annual Fire Reports [online] citováno 7.11.2021.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://effis.jrc.ec.europa.eu/reports-and-publications/annual-fire-reports/>>

- [23] MUNI. Přírodní katastrofy a environmentální hazardy – multimediální výuková příručka [online] citováno 21.3.2020.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://www.sci.muni.cz/~herber/fire.htm/>>.

- [24] COPERNICUS. Fire Weather Index [online] citováno 7.11.2021.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://climate.copernicus.eu/fire-weather-index/>>

- [25] CANADA. Natural Resources Canada – Data Sources and Methods [online] citováno 7.11.2021.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://cwfis.cfs.nrcan.gc.ca/background/dsm/fwi#refs/>>

- [26] EC EUROPA. Priorities 2019–2024 [online] citováno 13.11.2021.

Dostupné na World Wide Web:

<[https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal\\_cs/](https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_cs/)>

- [27] EC EUROPA. COP26, summit 1.11.2021 [online] citováno 13.11.2021.
- Dostupné na World Wide Web:
- <<https://www.consilium.europa.eu/cs/meetings/international-summit/2021/11/01/>>
- [28] KURZYCZ. Katastrální mapa k.ú. Bzenec [online] citováno 8.1.2022.
- Dostupné na World Wide Web:
- <<https://regiony.kurzy.cz/katastr/p1508904738/mapa/> KURZYCZ. k.ú. Bzenec – katastrální mapa [online]/>
- [29] ČÚZK. K.ú.:617270 Bzenec – podrobné informace [online] citováno 8.1.2022.
- Dostupné na World Wide Web:
- <[https://cuzk.cz/Dokument.aspx?AKCE=META:SESTAVA:MDR002\\_XSLT:WEBCUZK\\_ID:617270/](https://cuzk.cz/Dokument.aspx?AKCE=META:SESTAVA:MDR002_XSLT:WEBCUZK_ID:617270/)>
- [30] ČÚZK. Nahlížení do katastru nemovitostí [online] citováno 8.1.2022.
- Dostupné na World Wide Web:
- <<https://nahlizenidokn.cuzk.cz/>>
- [31] LESY ČR. Geoportál [online] citováno 8.1.2022.
- Dostupné na World Wide Web:
- <<https://geoportal.lesy-cr.cz/itc/?serverconf=default&wmcid=882>>
- [32] ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA. Mapová aplikace – geologická mapa 1: 50 000 [online] citováno 9.1.2022.
- Dostupné na World Wide Web:
- <<https://mapy.geology.cz/geocr50/>>
- [33] DIGITÁLNÍ REGISTR ÚSOP, AOPK ČR. Bzenecká Doubrava – Strážnické Pomoraví [online] citováno 9.1.2022.
- Dostupné na World Wide Web:
- <[https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/ptacob/index.php?SHOW\\_ONE=1&ID=2308/](https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/ptacob/index.php?SHOW_ONE=1&ID=2308/)>

- [34] ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA. Mapová aplikace – půdní mapa. [online] citováno 9.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://mapy.geology.cz/pudy/>>
- [35] ČHMÚ. Hydrologický seznam povodí [online] citováno 9.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<[http://voda.chmi.cz/opv/doc/hydrologicky\\_seznam\\_povodi.pdf](http://voda.chmi.cz/opv/doc/hydrologicky_seznam_povodi.pdf)>ČHMÚ.  
Hydrologický seznam povodí/>
- [36] HYDROEKOLOGICKÝ INFORMAČNÍ SYSTÉM VÚV TGM. Vodní hospodářství a ochrana vod [Ecological resemblance] [online] citováno 9.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<[https://heis.vuv.cz/data/webmap/isapi.dll?map=mp\\_heis\\_voda&TMPL=MAPW  
ND\\_MAIN/](https://heis.vuv.cz/data/webmap/isapi.dll?map=mp_heis_voda&TMPL=MAPW<br/>ND_MAIN/)>
- [37] ÚHÚL. OPRL PLO 35 [online] citováno 10.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<[http://www.uhul.cz/nase-cinnost/97-oblastni-plany-rozvoje-lesu/prirodni-lesni-  
oblasti-plo/193-prirodni-lesni-oblast-c-35-jihomoravske-uvaly/](http://www.uhul.cz/nase-cinnost/97-oblastni-plany-rozvoje-lesu/prirodni-lesni-<br/>oblasti-plo/193-prirodni-lesni-oblast-c-35-jihomoravske-uvaly/)>
- [38] DIGITÁLNÍ REGISTR ÚSOP, AOPK ČR. Váté písky [online] citováno 10.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<[https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?SHOW\\_ONE=1&ID=14  
94/](https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?SHOW_ONE=1&ID=14<br/>94/)>
- [39] AOPK ČR. NPP Hodonínská Důbrava [online] citováno 10.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.ochranaprirody.cz/lokality/?idmzchu=14276> Národní přírodní  
památky Hodonínská Důbrava/>

- [40] AOPK ČR. CZ0621025 Bzenecká Doubrava – Strážnické Pomoraví [online] citováno 10.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://natura2000.cz/Lokalita/Pruvodka/?id=1135&grid=enQuken/>>
- [41] OCHRANA PŘÍRODY. Kulér – Zprávy, aktuality, zajímavosti [online] citováno 11.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.casopis.ochranaprirody.cz/kuler-zpravy-aktuality-zajimavosti/k-premnozeni-sosnokaza-boroveho-v-oblasti-bzenecke-a-hodoninske-doubravy/>>
- [42] ESRI. ARcGIS mapping and analytics software [online] citováno 16.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://www.esri.com/en-us/home/>>
- [43] LITSCHMANN, SUCHÝ. Meteorologické údaje [online] citováno 17.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<http://www.amet.cz/>>
- [44] BOHUN, P. Slovácký deník.cz [online] citováno 23.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<[https://slovacky.denik.cz/zpravy\\_region/ochranne-ptaci-site-na-d55-u-polesovice-20210907.html/](https://slovacky.denik.cz/zpravy_region/ochranne-ptaci-site-na-d55-u-polesovice-20210907.html/)>
- [45] ŘEDITELSTVÍ SILNIC A DÁLNIC. Aktuality pro Zlínský kraj [online] citováno 23.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://kraje.rsd.cz/zlinsky/nove-zahajeny-archeologicky-vyzkum-na-d55-stare-mesto-moravsky-pisek-ma-uz-ny-ni-mimoradne-vysledky/>>
- [46] MOTHUR. Braycurtis calculator [online] citováno 28.1.2022.  
Dostupné na World Wide Web:  
<<https://mothur.org/wiki/braycurtis/>>

[47] INSTITUT BIostatistiky A ANALÝZ Lékařské fakulty Masarykovy univerzity. Výhody a nevýhody NMDS [online] citováno 28.1.2022.

Dostupné na World Wide Web:

<<https://portal.matematickabiologie.cz/index.php?pg=analiza-a-hodnoceni-biologickych-dat--vicerozmerne-metody-pro-analyzu-dat--ordinacni-analyzy--vicerozmerne-skalovani--nemetricke-vicerozmerne-skalovani--vyhody-a-nevyhody-nmds/>>

## 10 Seznam příloh

### 10.1 Seznam obrázků

- Obr. 1: Mapa světových ohnisk k 20.10.2021 bezplatně poskytnutá FIRMS [URL [15]]
- Obr. 2: Ekoregiony s indexem požární aktivity 0–1, vynechány jsou oba póly (Pausas a Ribeiro, 2013) [URL [17]]
- Obr. 3: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2013 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 4: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2014 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 5: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2015 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 6: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2016 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 7: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2017 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)



- Obr. 8: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2018 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 9: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2019 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 10: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2020 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 11: Denní úhrny srážek, průměrné denní teploty vzduchu (2 m) přízemní teploty (0,05 m) a teploty půdy (hloubka 0,15 m) v roce 2021 (meteorologická stanice MeteoUni: Chatteau Bzenec; zdroj amet.cz-sdružení Litschmann a Suchý [URL [43]]; souřadnice N 48°979009', E 17°296601; nadmořská výška 186 m)
- Obr. 12: Grafické vymezení ptačí oblasti v kontextu požářiště Bzence [URL [41]]
- Obr. 13: Pohled na ortofoto snímek. Mapový podklad vyobrazuje hranice porostů, transekty formalínových zemních pastí, 2 klimastanice a místa zaměřených metodou HemiView.
- Obr. 14: Podzol arenický antropický (O–ApEp/Bs–Bhs–C) s periodickou změnou hladiny spodní vody na PO\_01
- Obr. 15: Podzol arenický antropický (Ahe–Bhs/C–C) na PO\_04 (umístěno ve skývě); patrná úprava hloubkovou frézou (horizont C je vytažen do horizontu Bhs) do 50 cm s vyrovnáním do 20 cm

- Obr. 16: Kambizem arenická podzolová (Ae–Bvs–C–Cg) hluboko oglejená (vlevo); černohnědé konkrce (Fe + Al) cca 25 mm velké vzniklé v horizontech s periodickou změnou vodní hladiny v cca 70 cm hloubce (vpravo)
- Obr. 17: Kambizem arenická podzolová (Ah–Bvs–C–Cg) s mírně oglejeným horizontem v 55 cm na PO\_03
- Obr. 18: Regozem arenická dystrická (O–Ah–C1–C2) bez periodického ovlivnění spodní vodou
- Obr. 19: Sonda na PO\_06 s jemným povlakem popela v organickém horizontu a jemným kořenovým vlášením (vlevo); Sonda na PO\_07 s prokořeněním kosterními kořeny (vpravo)
- Obr. 20: Sonda na PO\_08 s mocným organickým (O) a organominerálním (Ah) horizontem (zleva); sonda na PO\_09 má mocnou vrstvu opadu a drti (zprava) a obě jsou značně nasyceny půdní vlhkostí
- Obr. 21: Sonda na PO\_10 (zleva); Ap horizont je uměle promíchán (zprava)
- Obr. 22: Třídění zemních pastí v laboratoři (8.11.2021)
- Obr. 23: Ukázka pomůcek pro práci v terénu (30.8.2021)
- Obr. 24: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího adaptabilního druhu *Calathus erratus* (C. R. Sahlberg, 1827) v období 2013–2021
- Obr. 25: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího predatorního druhu *Carabus violaceus* (Linnaeus, 1758) v období 2013–2021
- Obr. 26: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího pyrofilního druhu *Pterostichus quadrioveolatus* (Letzner, 1852) v období 2013–2021
- Obr. 27: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího makropterního druhu *Harpalus rufipalpis* (Sturm, 1812) v období 2013–2021 vázaného na otevřená stanoviště
- Obr. 28: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího eurytopního druhu *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) v období 2013–2021 vázaného na otevřená stanoviště

- Obr. 29: Změna v zastoupení nejvýznamnějšího eurytopního xerothermního druhu *Harpalus tardus* (Panzer, 1797) v období 2013–2021 vázaného na otevřená stanoviště
- Obr. 30: Shannon-Wienerovy indexy diverzity (a, d, g), ekvitability (b, e, h) a Berger-Parkerovy indexy diverzity (c, f, ch) užívané pro TVP pro roky 2013 (a–c), 2014 (d–f) a 2015 (g–ch). Svislé chybové úsečky ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 31: Shannon-Wienerovy indexy diverzity (a, d, g), ekvitability (b, e, h) a Berger-Parkerovy indexy diverzity (c, f, ch) užívané pro TVP pro roky 2016 (a–c), 2017 (d–f) a 2018 (g–ch). Svislé chybové úsečky ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 32: Shannon-Wienerovy indexy diverzity (a, d, g), ekvitability (b, e, h) a Berger-Parkerovy indexy diverzity (c, f, ch) užívané pro TVP pro roky 2019 (a–c), 2020 (d–f) a 2021 (g–ch). Svislé chybové úsečky ukazují 95% interval spolehlivosti.
- Obr. 33: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2013 (a) a 2014 (b)
- Obr. 34: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2015 (a) a 2016 (b)
- Obr. 35: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2017 (a) a 2018 (b)
- Obr. 36: Rarefrakční křivky modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v letech 2019 (a) a 2020 (b)
- Obr. 37: Rarefrakční křivka modelu maximálního naplnění kapacity druhové bohatosti čeledi Carabidae na TVP v roce 2021 (a)
- Obr. 38: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítaný v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2013 na jednotlivých TVP
- Obr. 39: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2013 zastoupených jednotlivými TVP

- Obr. 40: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2014 na jednotlivých TVP
- Obr. 41: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2014 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 42: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2015 na jednotlivých TVP
- Obr. 43: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2015 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 44: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2016 na jednotlivých TVP
- Obr. 45: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2016 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 46: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2017 na jednotlivých TVP
- Obr. 47: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2017 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 48: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2018 na jednotlivých TVP
- Obr. 49: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2018 zastoupených jednotlivými TVP

- Obr. 50: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2019 na jednotlivých TVP
- Obr. 51: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2019 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 52: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2020 na jednotlivých TVP
- Obr. 53: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2020 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 54: Bray-Curtisův index podobnosti vypočítané v absolutních hodnotách pro společenstva Carabidae zaznamenaných v roce 2021 na jednotlivých TVP
- Obr. 55: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla slučování Wardovy metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na vypočítané Bray-Curtisovy indexy podobnosti jednotlivých společenstev střevlíkovitých (Carabidae) roku 2021 zastoupených jednotlivými TVP
- Obr. 56: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla úplné slučování metody za užití Euklidovy míry vzdálenosti aplikované na zjištěné hodnoty světlostních poměrů jednotlivých TVP roku 2021 uvedené v tab. 4
- Obr. 57: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla úplné slučování metody za užití 1-Pearson r míry vzdálenosti aplikované na nejpočetnější druhy společenstva střevlíkovitých (Carabidae) roku 2021 uvedené v tab. 4
- Obr. 58: Výsledek hierarchické shlukové analýzy dle pravidla úplné slučování metody za užití 1-Pearson r míry vzdálenosti aplikované na nejpočetnější druhy společenstva střevlíkovitých (Carabidae) v korelaci ke světlostním poměrům jednotlivých TVP roku 2021 uvedené v tab. 4

- Obr. 59: CCA diagram – vztahy společenstev střevlíkovitých k environmentálním proměnným a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2013. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 7. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=8,707$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 19,2% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).
- Obr. 60: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované proměnné roku 2013
- Obr. 61: CCA diagram – vztahy společenstev střevlíkovitých k environmentálním proměnným a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2017. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 9. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=10,201$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 13,5% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).
- Obr. 62: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované proměnné roku 2017
- Obr. 63: CCA diagram – vztahy společenstev střevlíkovitých k environmentálním proměnným a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2021. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 9. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=17,201$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 21% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).
- Obr. 64: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované proměnné roku 2021
- Obr. 65: CCA diagram – vztahy společenstev střevlíkovitých k výstupům z programu WinSCANOPY a jejich distribuce mezi sledovanými lokalitami v roce 2021. Vliv jednotlivých proměnných shrnuje tab. 13. Tento model byl signifikantní (CCA:  $F=12,11$ ;  $p=0,001$ ) s osami 1 a 2 dohromady vysvětlujícími 14,2% variability druhových dat. (Symboly: červené trojúhelníky s čísly znázorňující jednotlivé lokality, modré šipky s popisky představují sledované environmentální proměnné).

- Obr. 66: Detail na distribuci jednotlivých druhů na sledované světlostní stanovištní faktory roku 2021
- Obr. 67: Sezónní dynamika druhu *Calathus erratus* (C. R. Saliberg, 1827) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“
- Obr. 68: Sezónní dynamika druhu *Carabus violaceus* (Linnaeus, 1758) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“
- Obr. 69: Sezónní dynamika druhu *Harpalus rufipalpis* (Sturm, 1818) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“
- Obr. 70: Sezónní dynamika druhu *Pseudoophonus rufipes* (DeGeer, 1774) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“
- Obr. 71: Sezónní dynamika druhu *Pterostichus oblongopunctatus* (Fabricius, 1787) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“
- Obr. 72: Sezónní dynamika druhu *Pterostichus quadrioveolatus* (Letzner, 1852) za roky 2013–2021, termíny odběrů viz. kapitola 4.2 „Odběr a determinace“

## 10.2 Seznam tabulek

- Tab. 1: Průběh terénních prací v letech 2013–2021
- Tab. 2: Přehled druhů Carabidae se svými abundancemi zachycenými v po požárním období let 2013–2021 v oblasti Bzeneckého požářiště. Část I(VIII).
- Tab. 3: Přehled druhového společenstva Carabidae vyjádřených dominancí [%] s bioindikační skupinou (A–adaptabilní, E–eurytopní, R–reliktní) zachyceného v období po požáru 2013–2021 v oblasti Bzeneckého požářiště. Část I(XI).
- Tab. 4: Hodnoty celkové početnosti a druhové pestrosti, abundance, druhové pestrosti a dominance druhového spektra čeledi Carabidae (2013–2021) zařazených do kategorií dle tolerance k zastínění a vlhkosti biotopu. Část I(VI).
- Tab. 5: Vstupní údaje pro zjištění korelace mezi zastoupením nejpočetnějších (bráno 8 a více odchyťů za všechny TVP) taxonů společenstva

střevlíkovitých (Carabidae) roku 2021 se světlostními podmínkami zjištěnými metodou WINSCANOPY. Openness informuje o otevřenosti lokality, LAI (2000G) o pokryvnosti lokality asimilačním aparátem horní etáže a TotalSiteFactor o průměrné denní přímé a difúzní radiaci nad a pod zápoje.

- Tab. 6: Výsledek jednostranné analýzy podobností [One-way ANOSIM] s užitím Bray-Curtisova indexu podobnosti na jedince druhů odchycených během let 2013–2021. Podklad slouží pro metodu SIMPER při hladině významnosti  $p < 0,05$ .
- Tab. 7: Multivariační test SIMPER, který vyjadřuje procentuální míru podobnosti TVP pomocí abundance taxonů. Av. Dissim popisuje u taxonu průměrný podíl na odlišnosti TVP, Contrib. charakterizuje procentuální podíl druhu a Cumulative je kumulativní četnost. Jsou vypsány druhy, které mají % podíl vyšší jak 0,315. Každá PO je vystižena proporcionální skladbou společenstva střevlíkovitých, oranžovou barvou je zvýrazněna míra od 4,0 výše.
- Tab. 8: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2013
- Tab. 9: Výsledky CCA roku 2013 – vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*P<0,01; P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat
- Tab. 10: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2017
- Tab. 11: Výsledky CCA roku 2021 – vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*P<0,01; P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat
- Tab. 12: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2021
- Tab. 13: Výsledky CCA roku 2021 – vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*P<0,01; P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat
- Tab. 14: Vypočítané světlostní poměry



- Tab. 15: Výsledky CCA roku 2021 – vliv environmentálních faktorů na společenstva Carabidae, <sup>1</sup>p-values: \*P<0,05; \*P<0,01; P<0,001, <sup>2</sup>vysvětlená variabilita druhových dat
- Tab. 16: Zjištěné nebo odhadnuté environmentální proměnné roku 2017
- Tab. 17: Výsledky generalizovaného lineárního modelu pro změny v distribuci druhů dle tolerance k zastínění a vlhkosti za období let 2013–2021