

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



**Trvalý lesný priesek ako bariéra
pre pôdne článkonožce**

Bc. Martin Martinka

diplovová práca predložená
na Katedre ekológie a životného prostredia
Prírodovedeckej fakulty Univerzity Palackého v Olomouci
ako súčasť požiadaviek pre získanie titulu Mgr. v odbore
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedúci práce: doc. RNDr. Mgr. Ivan Hadrián Tuf, Ph.D.

2022

Prehlásenie

Prehlasujem, že som túto diplomovú prácu vypracoval samostatne pod vedením doc. RNDr. Mgr. Ivana H. Tufa, Ph.D., a pomocou uvedených literárnych zdrojov.

V Olomouci, 12. 5. 2022

.....

Pod'akovanie

Chcel by som poďakovať docentovi Ivanovi H. Tufovi za jeho odborný dohľad a nové vedomosti nadobudnuté počas tvorby tejto práce. Taktiež by som rád prejavil vďačnosť profesorovi Slavomírovi Stašiovovi a doktorovi Ondřejovi Macháčovi za determináciu niektorých skupín skúmaných živočíchov.

Martinka, M. (2022). Trvalý lesný priesek ako bariéra pre pôdne článkonožce. Diplomová práca. Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 63 s., 3 přílohy, slovenský jazyk.

Abstrakt

Kontinuita biotopov môže byť narušená prítomnosťou prenosovej sústavy slúžiacej na prenos elektrickej energie. Ak táto sústava prechádza cez lesný biotop, znamená to odstránenie stromov a trvalé udržiavanie nízkej vegetácie – bylín, krovín a mladých stromov. Cieľom tejto štúdie bolo zistiť, či bylinné plochy tvorené najmä smlzom kroviskovým predstavujú pre lesné pôdne článkonožce disperznú bariéru a či naopak tieto živočíchy nachádzajú refugium v porastoch krovín s veľkým podielom ostružín. Počas 14 týždňov aktívnych zemných pascí bolo zozbieraných a determinovaných 3331 článkonožcov zo skupín: Oniscidea, Diplopoda, Chilopoda, Araneae a Opiliones. Trendy v spoločenstve závislé na podmienkach lesa a prieseku boli skúmané univariačnými aj multivariačnými metódami a metódami pre hodnotenie biodiverzity. Prítomnosť prieseku významne zasiahla do zloženia spoločenstva. Les a priesek sa všeobecne druhovým zložením líšili, čo indikuje zníženú priechodnosť prieseku pre lesné druhy. Kroviny však celkovo zvyšovali podobnosť prieseku a lesa druhovým zložením článkonožcov, pričom u stonôžok sa kroviny úplne pripodobnili lesu a líšili sa od bylinných porastov. Plochy s dominantným smlzom boli obývané najnižším počtom jedincov a druhov. Toto platilo pre všetky skupiny okrem mnohonôžok, ktoré boli najmenej početné v lese. Preferované boli zväčša nízke až stredné pokryvnosti bylinných porastov. Kroviny boli naopak osídlené najvyšším počtom jedincov i druhov a nachádzali v nich útočisko lesné i nelesné druhy. Týmto porastom boli významne navýšené početnosti detritofágov (rovnakonôžky a mnohonôžky) na území, ale veľkou mierou z nich profitovali aj pavúkovce a v lese najpočetnejšie stonôžky. Mnoho druhov by sa bez prítomnosti krovín pravdepodobne na prieseku nevyskytovalo. Boli preferované stredné až vysoké hodnoty pokryvnosti touto vegetáciou. Trendy zistené v porastoch krovín sú podobné trendom z lesných okrajov a úlohu v nich môže zohrávať ekotónový efekt.

Kľúčové slová: bezlesie, kroviny, les, pavúkovce, rovnakonôžky, smlz kroviskový, viacnôžky

Martinka, M. (2022). The power line clearing as a barrier for soil arthropods. MSc. thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University in Olomouc, 63 pp., 3 Appendices, Slovak language.

Abstract

Habitat continuity can be disrupted by the presence of transmission power lines (TPL). In order for this construction to pass through the forest habitat, there is a necessity of the removal of trees leading to the permanent presence of low vegetation consisting of herbs, shrubs and young trees. The aim of this study was to determine whether herbaceous areas, mainly composed of Wood Small-reed grass, represent a dispersive barrier for forest soil arthropods and whether these animals may find refugia in shrub stands with a high proportion of brambles. During 14 weeks of pitfall trapping, 3331 arthropod individuals were collected and identified. They belonged into five groups: Oniscidea, Diplopoda, Chilopoda, Araneae and Opiliones. The community trends dependent on forest and TPL clearing conditions were investigated by both, univariate and multivariate methods and also by biodiversity assessment methods. The presence of the TPL clearing significantly affected the community composition. The forest and the clearing generally differed in species composition, which indicates reduced dispersal possibilities for forest species. However, shrubs generally increased the similarity of these two sites in terms of arthropod species composition. In terms of centipedes, shrub and forest species composition was much alike and differed from the one within herbaceous stands. Environment with a dominant Wood Small-reed grass was inhabited by the lowest number of individuals and species. This was observed in all groups except millipedes, which were of least abundance in the forest. Herbaceous stands with low to medium coverage was generally preferred. On the other hand, the shrubs were inhabited by the highest number of individuals and species. Forest as well as non-forest species found refuge within this vegetation. Presence of shrubs significantly increased the number of detritophages (isopods and millipedes) in the area, but also greatly benefited arachnids and centipedes. Many species would not occur if shrubs were absent on the TPL clearing. The trends found in the shrub stands were similar to those from forest edges and the edge effect may be playing a role in this phenomenon.

Key words: arachnids, forest habitat, isopods, myriapods, non-forest habitat, shrubs, Wood Small-reed

OBSAH

1	Úvod.....	1
1.1	Fragmentácia a prenosová sústava	1
1.2	Sukcesia a charakteristická vegetácia lesných čistín	6
1.3	Nášľapné kamene	8
1.4	Epigeické článkonožce a štúdium ich spoločenstiev	9
2	Ciele práce.....	11
3	Materiál a metódy	12
3.1	Zber dát a záujmové skupiny epigeickej fauny	12
3.2	Lokalita a rozmiestnenie zemných pascí.....	12
3.2.1	Les	14
3.2.2	Bylinný porast	15
3.2.3	Kroviny	15
3.2.4	Manažment.....	16
3.2.5	Rozmiestnenie zemných pascí	16
3.2.6	Charakteristika podmienok v okolí pascí.....	19
3.3	Štatistické metódy a hodnotenie dát.....	19
4	Výsledky	22
4.1	Početnosti jedincov a diverzita.....	23
4.1.1	Početnosti jedincov	23
4.1.2	Diverzita.....	24
4.2	Porovnanie stanovišť podľa vegetačného pokryvu	25
4.3	Environmentálne faktory a distribúcia článkonožcov.....	28
4.3.1	Detritofágy	28
4.3.2	Predátori	35
5	Diskusia	41
6	Záver.....	50
7	Literatúra.....	52
8	Prílohy	63

Zoznam tabuliek

Tabuľka 1: Počty odchytených druhov a jedincov pre jednotlivé taxóny.....	22
Tabuľka 2: Počty odchytených druhov v jednotlivých porastoch.....	25
Tabuľka 3: Významnosť faktorov z hľadiska zloženia spoločenstva detritofágov.....	30
Tabuľka 4: Významnosť faktorov z hľadiska zloženia spoločenstva predátorov.....	36

Zoznam obrázkov

Obrázok 1: Biotické odpovede na prítomnosť prenosovej sústavy.....	3
Obrázok 2: Zhrnutie abiotických a biotických faktorov pod prenosovou sústavou.....	4
Obrázok 3: Schéma možného prepojenia lesných fragmentov krovinami.....	9
Obrázok 4: Záujmové územie v roku 1964 a v súčasnosti.....	13
Obrázok 5: Topografická mapa záujmového územia z roku 1990.....	13
Obrázok 6: Lokality 1 – 3.....	14
Obrázok 7: Príklad zásahu pri údržbe územia pod prenosovou sústavou.....	16
Obrázok 8: Rozmiestnenie pascí na lokalite 1.....	17
Obrázok 9: Rozmiestnenie pascí na lokalite 2.....	18
Obrázok 10: Rozmiestnenie pascí na lokalite 3.....	18
Obrázok 11: Priemerný úlovok na výber podľa umiestnenia pascí.....	24
Obrázok 12: Zhluková analýza na základe druhového spektra všetkých taxónov.....	26
Obrázok 13: Zhluková analýza na základe druhového spektra detritofágov.....	27
Obrázok 14: Zhluková analýza na základe druhového spektra predátorov.....	28
Obrázok 15: Rozptylový diagram environmentálnych premenných a detritofágov.....	31
Obrázok 16: A – G: GAM analýza vplyvu faktorov na spoločenstvo detritofágov.....	35
Obrázok 17: Rozptylový diagram environmentálnych premenných a predátorov.....	37
Obrázok 18: A – F: GAM analýza vplyvu faktorov na spoločenstvo predátorov.....	40

1 Úvod

Človek rozumný (*Homo sapiens*) pôsobí spolu s niekoľkými ďalšími veľkými cicavcami ako ekologický inžinier. Rozsah vplyvu jeho pôsobenia azda spolu s faktom, že ide o náš vlastný živočíšny druh, viedol ku kategorickému oddeleniu tohto vplyvu od ostatných taxónov. V tomto prípade teda hovoríme o antropogénnom utváraní prostredia.

Jednou zo životných stratégií, ku ktorej človek rozumný počas svojej existencie dospel, je využívanie elektrickej energie. Pre to, aby mohla elektrická energia poskytovať svoje výhody značnej časti ľudskej populácie, musí byť distribuovaná z miesta výroby na miesta spotreby. Distribúcia je zabezpečovaná prenosovou sústavou elektrickej energie. Výsledkom sú líniové prvky stožiarov nesúcich samotné vedenie. Táto sústava pretína rozličné biotopy a môže meniť ich charakter či dokonca kategóriu biotopu ako takého. Príkladom je územie, kde prenosová sústava (PS) prechádza pôvodne lesným biotopom. Je pritom typické, že pozmenené územie je často stále pokryté vegetáciou, na rozdiel od prípadov, kedy sú líniovými prvkami asfaltová cesta či železnica. Vegetačná štruktúra modifikovaná výstavbou PS a následným manažmentom územia je ústredným environmentálnym faktorom sledovaným v tejto práci. Bude posudzovaný najmä z pohľadu epigeických článkonožcov, takže jednotlivé kapitoly budú smerovať k vzťahom s touto ekologickou skupinou.

1.1 Fragmentácia a prenosová sústava

Biotop je fragmentovaný vtedy, ak je jeho pôvodne celistvé územie prerušené odlišnými abiotickými či biotickými podmienkami, čo spôsobuje priestorové oddelenie jeho zachovaných častí. Pri fragmentácii nejde len o samotnú diskontinuitu stanovišť s pôvodnými podmienkami, ale taktiež o ďalšie priame efekty, ako sú strata habitatu, premena biotopu, okrajový efekt či vznik migračnej nepriechodnosti pre mnoho organizmov – bariérový efekt (Wilcove et al. 1986). Fahring (2003) upozorňuje na odlišné prístupy pri definovaní fragmentácie, a teda aj pri interpretácii výstupov experimentov. Dobrým príkladom je zlúčenie tohto termínu práve so stratou habitatu, ktorá môže byť inými autormi definovaná samostatne. Každopádne, zo spomínaných hľadísk je pozornosť venovaná i prenosovým sústavám.

I keď nie je hlavným cieľom výstupov tejto práce hodnotiť biodiverzitu pôdy obývajúcich článkonožcov v pravom slova zmysle, spomenuté zistenia s jej cieľom úzko súvisia a pomáhajú nahliadnúť na procesy vedúce k usporiadaniu spoločenskí. Preto bude v texte na tento fenomén a jeho skúmanie odkazované.

Starším prehľadom so všeobecným zameraním na vzťah biodiverzity k fragmentácii bola práca L. Fahringa (2003), v ktorej sa venoval dovtedy vykonaným štúdiám. Jeho hlavným cieľom bolo poukázať na dôležitosť rozlišovania fragmentácie ako takej a straty habitatu, keďže je precíznejšie tieto dva javy odlišovať. Navyiac uvádza, že strata habitatu má značne negatívnejšie dopady na biodiverzitu ako rozpad územia na niekoľko malých plošiek. Upozorňuje, že využitie termínu „fragmentácia“ už v tom čase naberalo širšieho významu a že podoň začali spadať takmer všetky antropogénne zmeny biotopov. V tom vidí určitú stratu užitočnosti termínu a stavia sa za to, aby bol využívaný naozaj len pre rozpad biotopu, nie jeho stratu. Kde by však mala byť hranica oddeľujúca tieto fenomény, neuvádza. Tak či onak, je zrejmé, že prechod prenosovej sústavy naprieč územia biotopov ich integritu narušuje (Biasotto & Kindel 2018; Li & Lin 2019; Richardson et al. 2017; Strevens et al. 2008).

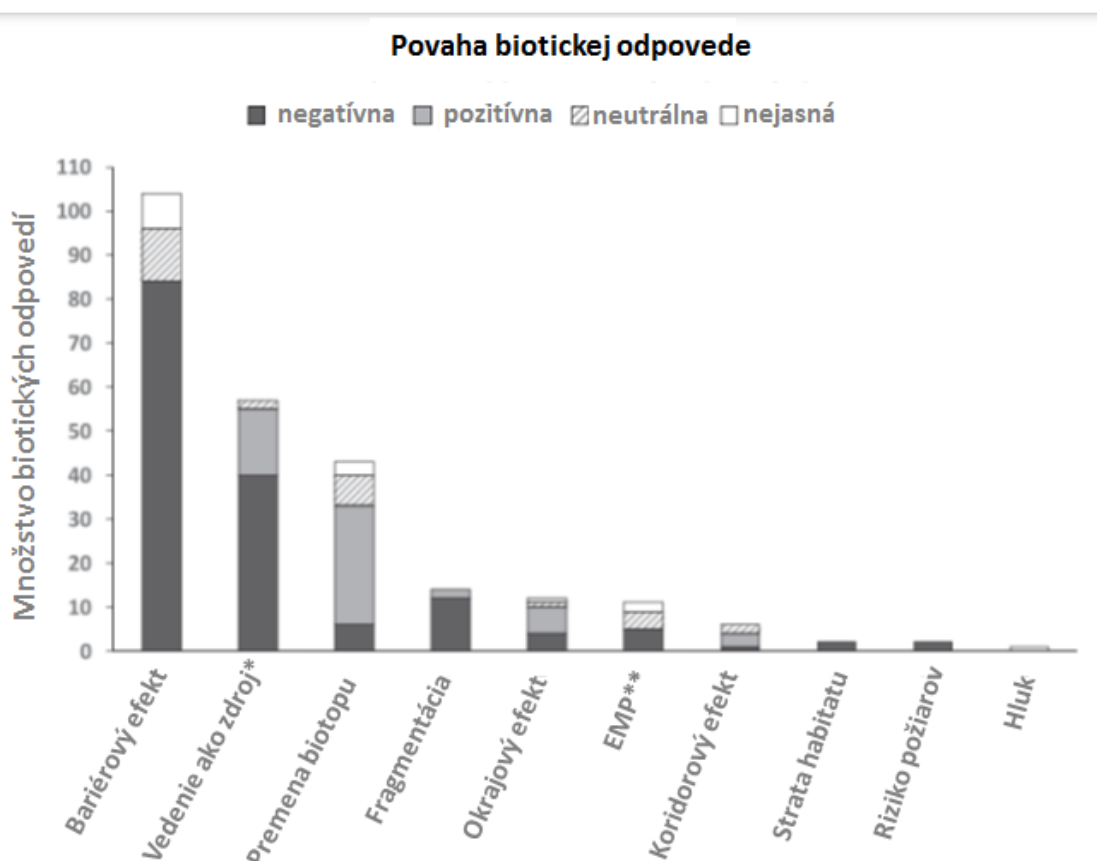
Stevens a kolektív (2008) za použitia mapového systému GIS vyhodnotili, že zatiaľ čo na skúmaných územiach plocha pod PS nahradila biotop len nepatrným percentom (<1%), odhady priamych či nepriamych efektov na okolie významne presahovali túto plochu.

Jedným z hlavných faktorov pôsobiacich na organizmy pod elektrickým vedením je periodické udržiavanie nízkeho stavu vegetácie. V minulom storočí boli na kontrolu vegetačného pokryvu v niektorých štátoch (napr. Spojené štáty americké) využívané rozličné typy herbicídov a ich kombinácie, ktoré viedli k potláčaniu príliš vysokých druhov drevín. Keďže táto metóda nikdy absolútne nepotlačila všetky vedenie ohrozujúce dreviny, bolo po nejakom čase vždy nutné pristúpiť i k mechanickej údržbe územia. A to aj kvôli povedomiu o negatívnych účinkoch takýchto chemických látok na biotu a poľnohospodárske plodiny. Mechanická úprava je nenahraditeľnou metódou a zároveň bezkonkurenčne najčastejším typom údržby (Hoover & Avery 1943).

Biasotto a Kindel (2018) podrobili metaanalýze 206 štúdií zaoberajúcich sa dopadom PS na biodiverzitu. Konštatovali, že väčšina výskumov sa zaoberala stavovcami a to predovšetkým vtákmi, pričom organizmom s menej efektívnou disperznou schopnosťou a zvýšenou citlivosťou na zmeny prostredia nebola venovaná rovnaká pozornosť. K podobnému pozorovaniu prišiel aj Richardson a kolektív (2017), pričom v jeho

prehľade hrali dôležitú úlohu bioindikátorov i rastliny. Naprieč týmito štúdiami identifikovali Biasotto a Kindel (2018) celkom 25 biotických faktorov ovplyvňujúcich druhovú pestrosť. Tieto boli dôsledkami 10 faktorov abiotických. Pre túto prácu je relevantných najmä päť už vyššie spomínaných – samotná fragmentácia, premena biotopu, strata habitatu, okrajový a bariérový efekt. Preto budú v nasledujúcich riadkoch spomínané už len tieto faktory.

Biasotto a Kindel (2018) graficky prezentujú počet biotických dôsledkov pôsobenia abiotických faktorov pod PS. Ide o súbor biotických odpovedí zozbieraných zo všetkých sledovaných štúdií pri metaanalýze. Znárodnujú tu i štyri kategórie dopadov – pozitívne, negatívne, neutrálne alebo nejasné (obr. 1). Uvádzajú tiež schématický prehľad všetkých abiotických faktorov priamo spôsobených konkrétnymi ľudskými činnosťami, ktoré potom pôsobia na organizmy, populácie a spoločenstvá (obr. 2).



Obr. 1: Biotické odpovede na abiotické faktory. Prevzaté a upravené od Biasotto & Kindel (2018).

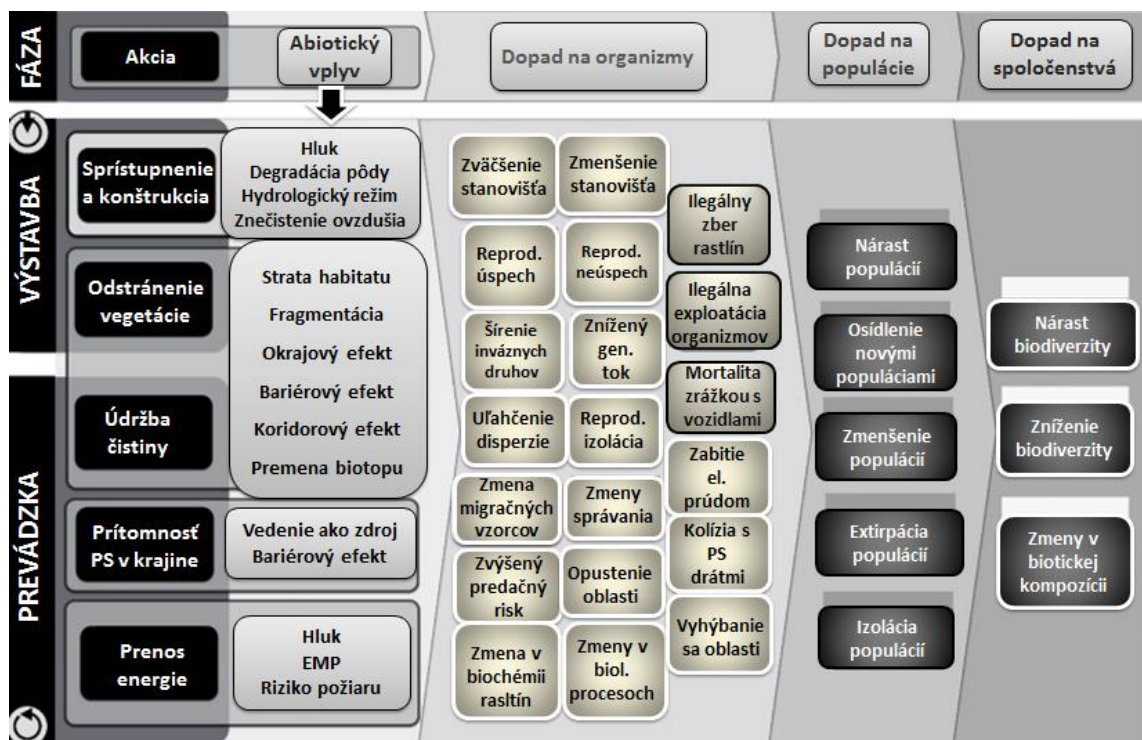
*hniezdenie, ukrývanie sa v stožiaroch, požieranie vtákov zranených sústavou a pod.;

** elektromagnetické pole.

Je na mieste poznamenať, že výstupy pre bariérový efekt PS boli venované najmä stavovcom. Jednou z mála skupín s obmedzenou disperznou schopnosťou boli

chvostnaté obojživelníky (Urodela), u ktorých bolo zistené potenciálne ohrozenie populácií prerušenou kontinuitou zalesnených oblastí (Cecala et al. 2014).

Práce venujúce sa bezstavovcom napríklad ukázali, že pre spoločenstvo ulitníkov (Gastropoda) boli zmeny priaznivé, keďže druhy v zachovaných častiach pôvodného biotopu stále preživali a navyiac novo vzniknuté bezlesie bolo kolonizované druhmi novými (Nekola 2012). Ďalší výskum, zameraný na bystrušky (Carabidae), bol tiež zahrnutý v tomto prehľade. Ukázalo sa, že vegetačná kompozícia mala signifikantný účinok na druhovú skladbu spoločenstva bystrušiek a teda niektoré druhy z otvoreného priestranstva profitovali, iné sa na ňom nevyskytovali (Hollmen et al. 2008).



Obr.2: Zhrnutie abiotických a biotických faktorov a dopadov podľa fází a vykonávaných akcií pod prenosovou sústavou. Prevzaté a upravené od Biasotto & Kindel (2018).

V schéme je možné vidieť, že vykonané akcie priamo spôsobujú sériu faktorov, ktoré potom vedú k spektru odpovedí živých zložiek ekosystému. Možno hovoriť o hierarchickej kaskáde odpovedí naprieč sledovanými úrovňami. Ak sa pozrieme na šírenie invázných druhov na úrovni organizmov, jedná sa o kolonizáciu územia nepôvodnými druhmi disperziou jedincov do týchto druhov patriacich. Tento element sa potom prejavuje i vo vyšších úrovniach usporiadania ekosystémov. O tejto téme bude viac pojednávané v nasledujúcej podkapitole.

Keďže ide o previazaný prírodný systém, mnohé prezentované faktory sú navzájom reaktívne. Reprodukčný neúspech a reprodukčná izolácia môžu vyústiť do zníženého genetického toku, ktorý je autormi uvedený v rovnakej kategórii vplyvu na organizmy. To znamená, že nie len samotná populácia môže byť ohrozená nízkou genetickou variabilitou, ale tomu často na úrovni jedincov predchádza znížená biologická zdatnosť (Antonovics 1976).

V kategórii dopadov na organizmy sa nachádzajú tri dopady s čiernym ohraničením. Ide o ilegálny zber rastlín, ilegálnu exploatáciu organizmov a mortalitu spôsobenú zrážkou s vozidlami. Tieto úkazy boli do metaanalýzy pridané z posudzovania vplyvov na životné prostredie (EIA). Keďže ide len o prípadové štúdie pre konkrétnu lokalitu, pre náš účel nie sú významné.

Na prieseky PS prerušujúce inak kompaktný les sa vďaka objavom pozitívne hodnotených odoziev nenahliada len ako na problém. Niektorí autori v prítomnosti tohto krajinného prvku vidia príležitosť zachovania krajinej mozaiky bezlesia a lesov, typických pre stredoeurópsku krajinu. Takto sa na fenomén pozerá napríklad Plewa a kolektív (2020), ktorí po vyhodnotení spoločenstiev konštatovali vyššiu diverzitu na samotnom výseku u bystrušiek (Carabidae). U ďalších skupín chrobákov (Coleoptera), medzi ktorými boli i epigeickí drobníci (Staphylinidae), zistili vyššiu abundanciu zastupiteľov druhov. I tento tím zdôraznil už spomínanú esenciálnu rolu manažmentu týchto území. Ten je totižto faktorom, ktorý pretvára a do značnej miery určuje smer existencie prítomných či budúcich spoločenstiev.

Prehľad vypracovaný Richardsonom (2017) prezentoval a interpretoval výsledky štúdií skúmajúcich dopady líniových prvkov potrubí a elektrického vedenia. Po preskúmaní viac ako 100 publikácií poukazuje na výrazný trend sústredenia sa na jeden druh, a teda nedostatku výskumov venujúcich sa téme na úrovni spoločenstiev. Rovnako podľa autorov chýbal adekvátny počet výskumov zaoberajúcich sa inváznymi druhmi. A práve pri líniových prvkoch môže hroziť šírenie invázných druhov, čo môže mať významný vplyv na populácie, spoločenstvá i ekosystémy (Çoban et al. 2019; Kurek et al. 2015; Lampinen et al. 2015; Pyšek et al. 2012; Resasco et al. 2014; Ricciardi et al. 2013).

1.2 Sukcesia a charakteristická vegetácia lesných čistín

Çoban a kolektív (2019) v prípadovej štúdií pri porovnávaní vegetačnej kompozície pod PS a v okolitom lese zistili výskyt inváznych druhov na výseku takmer o 20 % vyšší ako mimo neho. Ukazuje sa, že pre šírenie inváznych a expanzívnych druhov sú najvhodnejšie slnečné čistiny s úrodnou pôdou a adekvátnou vlhkosťou, urbanizovaná krajina a tiež „nevhodne“ nastavený manažment. Tým môže byť dlhoročná absencia kosenia s odnosom biomasy alebo neprítomnosť pastvy za spolupôsobenia ostatných spomínaných podmienok (Lampinen et al. 2015). K podobným záverom o priaznivých podmienkach pre nepôvodné druhy prišiel i Kurek s kolektívom (2015), keď na západe Poľska monitorovali výskyt inváznej, endozoochornej čremchy neskorej (*Prunus serotina*). Tej sa pod stožiarimi PS výrazne darilo, keď z celkového počtu jedincov (5813) bolo 99,9 % nájdených práve pod nimi, pričom jej výskyt bol pod viac ako 81 % stožiarov.

Podmienky pod výsekmi majú mnoho spoločného s podmienkami na holoruboch – po odstránení stromov nastáva obdobie, kedy prevládajú byliny s krátkym životným cyklom. Doba s takýmto usporiadaním môže trvať päť a viac rokov, zatiaľ čo postupne začínajú územie kolonizovať kroviny a prvé stromy. Táto fáza však pod PS nepokračuje smerom k lesnému klimaxu zo zjavných, už spomínaných dôvodov. Stále je ale až do určitého stavu prítomná (Ellenberg 2009; Máliš et al. 2013).

Ďalším spoločným prvkom je príležitosť pre invázne druhy šíriť sa oboma prostrediami. Pre územie Slovenskej republiky je typickým príkladom expanzia pionierskeho smlzu kroviskového (*Calamagrostis epigejos*). Ten je konkurenčne veľmi zdatným druhom a to i vďaka jeho širokej valencii vo vzťahu k pH pôdy i jej vlhkosti, pokiaľ má dostatok svetla a vlahu aspoň v jarnom období. Okrem nedostatku týchto zdrojov jeho abundanciu dokáže potlačiť len zaplavenie územia, pravidelné kosenie či pastva a koreňový poloparazit (Leuschner & Ellenberg 2017; Těšitel et al. 2015). Máliš s kolektívom (2013) zisťoval, aké interakcie a dopady má za následok prítomnosť smlzu kroviskového na holoruboch po bukovo-smrekovom poraste. Ich výsledky ukázali, že smlz redukoval prítomnosť iných dominantných druhov najmä svojou podzemnou biomasou. Medzi takto potláčanými druhmi bola i ostružina malinová (*Rubus idaeus*), ktorej kolonizačná stratégia je podobná tej, ktorou disponuje smlz a taktiež vyhľadáva nezapojené, oslnené priestranstvá (Preston et al. 2002). Iný výskum (Pruchniewicz & Żołnierz 2016), sledujúci vplyv smlzu na horských lúkach, ukazuje silné pôsobenie

najmä nadzemnej biomasy tejto inváznej trávy, pričom bol na plochách, kde bola prítomná, zaznamenaný pokles bohatosti rastlinných druhov, znížený výskyt prirodzene sa vyskytujúcich druhov a zvýšený výskyt druhov synantropných. Smlz na ploche, na ktorej sa vyskytuje, prekáža svojou biomasou iným druhom opäť sa objaviť potom, čo už je ich abundancia ním potlačená (Somodi et al. 2008). So znižujúcou sa diverzitou rastlín prichádza aj znížená diverzita článkonožcov (Siemann et al. 1988; Welts et al. 2017).

Nutričné hodnoty a stráviteľnosť sa medzi jednoklíčnolistovými a dvojklíčnolistovými líšia, a tým pádom aj rýchlosť ich dekompozície (Cornelissen 1996; Cornelissen & Thompson 1997). Napríklad pre smlz platí, že má ťažko rozložiteľné pletivá a jeho nerozložené, mŕtve časti tvoria kumulujúcu sa starinu (Prach 1987). Ak sa, povedzme, v takomto matrice ocitne mnohonôžka (Diplopoda), za normálnych okolností prispôbená na potravné možnosti listovej vrstvy typickej pre listnatý les, nemusí to znamenať, že nebude schopná danú potravu prijímať. No nevhodná diéta sa môže odraziť na jej vývine a reprodukčnej schopnosti a to do tej miery, že nemusí byť schopná novú generáciu vôbec vyprodukovať (Blower 1974).

Na rôzne potravné zdroje a mikroklimatické podmienky reagujú jednotlivé druhy odlišne. Preto územie s novými podmienkami a zdrojmi, obmedzujúce a nehostinné pre pôvodné spoločenstvá, môže znamenať príležitosť osídlenia a založenia nových generácií pre druhy iné. Dochádza tak k tzv. species turnover, ktorý je definovaný ako miera zmeny v zložení druhového spektra pozdĺž priestorových alebo environmentálnych gradientov. Keď sa vrátíme k šíreniu pionierskeho rastlinného druhu, je nutné si uvedomiť, že ak sa svetlomilný invázny druh šíri len po ploche odhalenej slnečným lúčom, tak dôjde k zníženiu diverzity na čistine, no celková diverzita klesať nemusí. Naopak, je pravdepodobné, že vďaka prítomnosti nového biotopu bude stúpať, aj keď nie tak výrazne, ako by tomu bolo, keby expanzívny druh prítomný nebol. V tomto konštatovaní je skrytý i fakt, že také zmeny v štruktúre rastlinných spoločenstiev neznamenajú len zmenu zloženia spoločenstiev živočíšnych, ale i možné zmeny na úrovni populácií jednotlivých druhov na území pretrvávajúcich. A teda aj stále hojné druhy podliehajú zmenám v distribúcii, disperzii i abundancii v miere závislej na mierke (Levin 1992; Whittaker 1972).

Rovnako na holoruboch i pod PS sa objavujú prirodzenou sukcesiou krovinaté porasty, ktorých zástupci využívajú priaznivé slnečné podmienky. Jedným z najčastejších a najrozšírenejších druhov lesných okrajov a čistín je už spomínaná

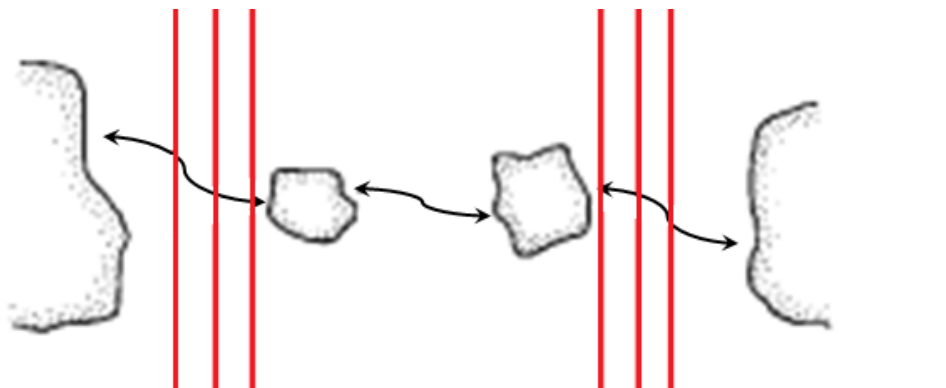
ostružina malinová. Tento druh vyhľadáva mierne vlhké podmienky, no celkovo rod *Rubus* má širokú ekologickú valenciu (Leuschner & Ellenberg 2017). Prítomnosť krov na holoruboch či podobných úsekoch zbavených stromov znamená i príspevok týchto dvojklíčnolistových rastlín do vrstvy mŕtveho organického materiálu. A pokiaľ vychádzame z už spomínaného faktu, že dvojklíčnolistové rastliny sú si vzájomne podobnejšie a zároveň je ich nutričná hodnota vyššia ako u jednoklíčnolistových, môže sa jednať o dôležitý aspekt pre detritofágne organizmy. Slabá dekompozícia zaznamenaná u smlzu tento predpoklad ďalej podporuje. Okrem podobnosti zohráva dôležitú úlohu aj to, že väčšina druhov pôdnej fauny ukazuje preferenciu k určitému štádiu lesnej sukcesie (Moldenke & Lattin 1990). Prítomnosť či neprítomnosť odumierajúceho rastlinného materiálu, jeho pôvod, zloženie a množstvo zohráva dôležitú úlohu v zložení spoločenstiev pôdnych rozkladačov a ich predátorov (Canals et al. 2015; David 2009). Typ porastu tiež vplýva na mikroklimatické podmienky vo svojom okolí (De Smedt et al. 2018; Chen et al. 1999; Norris et al. 2012).

1.3 Nášľapné kamene

Toto nás môže priviesť k myšlienke nášľapných kameňov v inak nepriaznivých podmienkach okolitého matrixu. Daný výraz ekológia chápe ako kvalitatívne vyhovujúce plochy svojou prítomnosťou spájajúce celistvejšie územia daného biotopu. Oproti koridoru sú však priestorovo viac či menej diskkrétne, pričom ich od seba navzájom a od celistvého biotopu oddeľuje nehostinná matrix. Tou môže byť antropogénny abiotický prvok, ale i iný biotop, nevyhovujúci svojimi zdrojmi a podmienkami druhom prežívajúcim vo fragmentoch ich životného prostredia.

Prepojenosť prírodných systémov je braná ako jeden z esenciálnych prostriedkov pre udržanie ich vitálnosti (Taylor et al. 1993). Pohyb cez tieto plochy môže byť medzigeneračný a teda nejde len o samotný presun jedincov cez územie, ale aj o možnosť prežívania a reprodukcie na tomto „nášľapnom kameni“, čím sa môže stať i refugiom (Bennett 2003). Opäť je možné si predstaviť územie výseku pod dvojradovým elektrickým vedením – listnatý les s priaznivými podmienkami pre lesné druhy preťatý takmer homogénnymi plochami smlzu kroviskového, v ktorom sa ale vyskytujú rôznotvaré ostrovčeky krovín s dominantnou ostružinou a primiešanými výmladkami okolitých stromových druhov. Ak je ideálny nášľapný kameň čo najviac verný obrazu zdrojového územia, tak by sa mohla objaviť otázka, nakoľko krovinaté plochy túto funkciu spĺňajú (obr. 3). Pre fungovanie priaznivých plôch nie je dôležitá

len ich samotná kvalita, ale i charakter okolitého matrixu a vzdialenosť refugií od seba (Baum et al. 2004; MacArthur & Wilson 1967; Stašiov et al. 2020). Fungovanie populácií prežívajúcich v takýchto podmienkach sa frekventovane vysvetľuje teóriou metapopulácií (Levins 1969, 1970).



Obr. 3: Schéma možného prepojenia lesných fragmentov krovinami obklopenými nehostinnou matrix pod elektrickým vedením (červené línie). Prevzaté a upravené od Bennett (2003).

1.4 Epigeické článkonožce a štúdium ich spoločenstiev

Využitie organizmov pri evaluácii stavu biotopov či ekosystémov a dopadov zmien na tieto jednotky je najčastejšie uskutočňované cez úroveň populačnú či úroveň spoločenstiev. Využívanie celých spoločenstiev umožňuje oveľa širší náhľad na skúmané fenomény. Vyhodnocuje odpovede širšieho spektra populácií druhov či vyšších taxónov na skúmaný faktor a tým umožňuje nazrieť na rozsah spôsobených zmien a trendov. Navyše zvyšuje robustnosť zistení, keďže fakt, že rôzne taxóny môžu reagovať úplne rozdielne je súčasťou výskumu (Hodkinson & Jackson 2005; Stašiov 2001). Je tiež rozdiel, či je záujmový taxón významný i z hľadiska konzervačnej ekológie, pretože také druhy či vyššie jednotky sú častejšie predmetom biologických či ekologických indikácií na úrovni populácií. Na význam bežných, široko rozšírených a hojných druhov však nemožno zabúdať, keďže slúžia na priestorové a iné analýzy minimálne rovnako dobre, ako tie vzácne. Dokonca so sebou ich prítomnosť nesie isté výhody. Jednou z nich je to, že bežný druh poskytuje vďaka svojej vysokej odchytovosti väčší počet dát a dôveryhodnejšie výsledky (Gaston 2008; Gaston & Fuller 2008; Pearman & Weber 2007). Jedno z hlavných kritérií pre vysokú výpovednú hodnotu niektorých analýz je dostatočná abundancia vzorkovaných indikátorov, na čo sú práve spoločenstvá bezstavovcov vhodné (Gerlach et al. 2013). Vzácne druhy pôdnej makrofauny nám potom môžu ukázať prírodnú zachovanosť a nenarušenosť

nepriaznivou ľudskou činnosťou, v čom tkvie veľký podiel ich užitočnosti (Tuf & Tufová 2008).

Pri využívaní epigeických článkonožcov je zameranie sa na spoločenstvá veľmi rozšírené, keďže metódy zberu dát vedú k získaniu širšieho spektra taxonomických, a tým pádom aj ekologicky funkčných skupín. Výskumníci ich tak môžu efektívne zahrnúť do jednej integrovanej štúdie. Toto nás potom môže priblížiť k odpovediam na hypotézy týkajúce sa poľnohospodárskeho využitia krajiny (García-Tejero & Taboada 2016; Chmelík et al. 2019; Spitzer et al. 2008; Tuf et al. 2015), vzťahu vlastností fragmentovaných plôch a štruktúry spoločenstiev (Hornák et al. 2018; Stašiov et al. 2017; Usher et al. 1993), lesného hospodárenia (García-Tejero et al. 2018; Košulič et al. 2020), disturbancií (Ferrenberg et al. 2019; Paoletti 2007), urbanizovaného prostredia (Braschler et al. 2020) a ďalších.

Vlastností, ktoré robia z pôdnej makrofauny zaujímavú skupinu pre získavanie informácií o jej vzťahu k ostatným zložkám ekosystémov, je niekoľko. Pre detritofágov, akými sú suchozemské rovnakonôžky (Oniscidea) a mnohonôžky (Diplopoda) sú to najmä obmedzená disperzná schopnosť, náchylnosť na vysychanie v rôznej miere, závislosť na prítomnosti a charaktere potravy, citlivosť na vlastnosti pôdy. Vymenované je možné priradiť i k stonôžkam (Chilopoda) – pôdnym predátorom (David 2009; David & Handa 2010; De Smedt et al. 2018; Tuf & Tufová 2008). Pavúky (Araneae) a kosce (Opiliones) majú disperznú schopnosť tiež obmedzenú do tej miery, že nie sú schopné letu, i keď jedinci niektorých čeľadí pavúkov sú schopné disperznej stratégie nazývanej ballooning (Richter 1970). Ich popularitu v terénnych experimentoch podporuje aj veľká abundancia, a tak je ich distribúcia v krajine pozorovaná i vo vzťahu k samotnej fragmentácii (Brown & Kodric-Brown 1977; Diehl et al. 2013; Gavish 2012; Greenstone 1984; Huhta 1971; Hurd & Fagan 1992; Maelfait & Hendrick 1998; Pekár 1997; Pinto et al. 2021; Rubio et al. 2008; Surovcová et al. 2017; Štokmane & Spunģis 2016).

2 Ciele práce

- Analýza zloženia spoločenstiev epigeických článkonožcov na trvalom lesnom prieseku a v jeho lesnom okolí
- Zhodnotenie významu krovín ako potenciálnych refugií pre pôdne článkonožce žijúce na prieseku
- Zhodnotenie vplyvu bylenných porastov s dominanciou smlzu kroviskového na distribúciu predstaviteľov pôdnej fauny
- Porovnanie dvoch priestorových gradientov prítomnosti jednotlivých typov porastov z hľadiska ich významu pre pôdnu faunu

3 Materiál a metódy

3.1 Zber dát a záujmové skupiny epigeickej fauny

Zber dát prebiehal v mesiacoch apríl – jún a august – október 2021. Bol uskutočnený pomocou zemných pascí. Tie boli po nainštalovaní do zeme otvorené a ponechané na lokalitách vždy po dobu približne dvoch týždňov. Po tomto čase prebehol výber a opätovné navrátenie pascí na pozíciu. Pri výbere bol vždy z pasce vybraný všetok obsah a uložený do plastového obalu označeného kódom jednotlivkej pasce. Neskôr bol materiál očistený a roztriedený podľa taxonomických skupín – Chilopoda, Diplopoda, Oniscidea, Araneae, Opiliones, Formicidae a Carabidae. Poslednými dvoma sa výskum ďalej nezaoberal a vzorky boli uložené pre nadväzujúce štúdie.

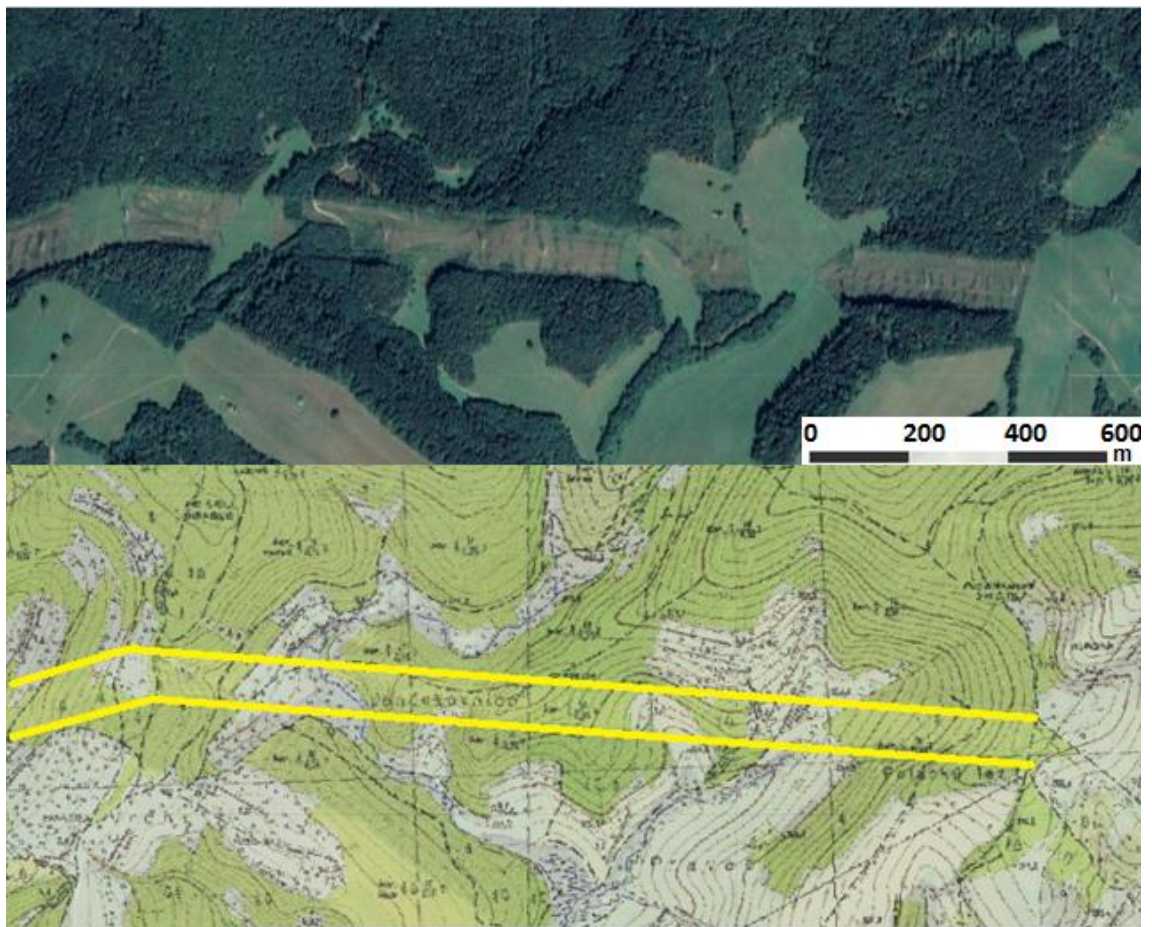
Za uvedenú dobu zberu prebehlo celkovo sedem výberov – štyri v etape apríl – jún a tri v etape august – október. Medzitým boli pasce uzatvorené a neaktívne. Doba otvorených pascí teda trvala 14 (8 + 6) týždňov.

3.2 Lokalita a rozmiestnenie zemných pascí

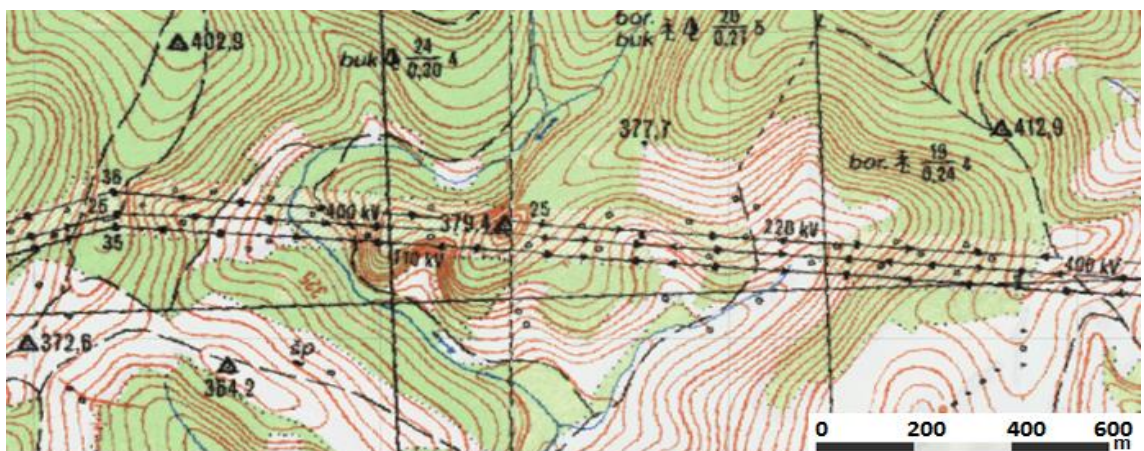
Za miesto výskumu bol vybraný približne dva kilometre dlhý úsek pod stožiarňami vysokého elektrického napätia (220 kV) pretínajúceho prevažne listnatý hospodársky les a kosené lúky medzi slovenskými obcami Sverepec a Dolné Kočkovce v okrese Považská Bystrica (49.0906631N, 18.3748331E). Ide o územie v zóne prvého stupňa ochrany prírody so všeobecnou ochranou. Stožiare prechádzajú územím v dvoch radoch, čím tvoria bezlesý pás so šírkou 110 – 120 metrov (obr. 4 – 6). Vegetačná skladba je v tomto páse tvorená bylinami a krovínami. Tento charakter je daný manažmentom zo strany Stredoslovenskej distribučnej spoločnosti a.s., ktorá spravuje územie pod stožiarňami prenosovej sústavy. Vegetácii i manažmentu budú venované samostatné podkapitoly.

Stavba vznikla v roku 1983 a do jej realizácie bolo územie mozajkou lesa a pasiených či kosených lúk, ktoré do územia súčasnej PS miestami zasahovali. Pri porovnaní topografickej mapy z roku 1964 so súčasnou ortofotosnímkou (2019) je zreteľné, že zatiaľ čo hranice hospodársky využívaných lúk sa zmenili len málo, priesek významne zasiahol do lesných častí a vytvoril tak nový element, vegetačne odlišný od toho lesného

i lúčneho (obr. 4). Rozsah priereku sa od jeho vzniku nemenil, o čom svedčí topografická mapa z roku 1990 (obr. 5).



Obr. 4: Porovnanie súčasnej (2019) ortofotosnímky (hore) s topografickou mapou z roku 1964 (dole). Žlté línie ukazujú súčasnú polohu priereku PS. Zelené oblasti prezentujú les, bledé hospodárske lúky. Na miestach, kde línie pretínajú zelené plochy, došlo k odstráneniu lesných porastov. Mierka platí pre obe snímky. Zdroj: Google Earth; geoportal.sazp.sk.



Obr. 5: Topografická mapa územia z roku 1990. Horizontálne orientované línie predstavujú PS, ktorej rozsah sa od jej vzniku nemenil. Zdroj: geoportal.sazp.sk.

Vhodné plochy pre výskum, pred rokom 1983 náležiacie lesu, sú od seba oddelené už spomínanými kosenými lúkami. Podľa tejto skutočnosti boli zvolené tri samostatné lokality, spĺňajúce kritériá študijnej plochy. Tie sa svojou dĺžkou pohybovali v rozmedzí 350 – 450 metrov (obr. 6).



Obr. 6: Lokality 1 – 3. Ortofotosnímka (2019). Výskumné plochy oddelené nevhodnými územiami. Zdroj: Google Earth.

3.2.1 Les

Hospodársky les, ktorým PS prechádza, je takto rozdelený na dve časti – kompaktný, rozsiahly les na jednej strane, na strane druhej menšie fragmenty obkolesené kosenými lúkami a záujmovým pásom PS (obr. 6).

Druhovou skladbou ide o zmiešaný les. Dominantnými drevinami sú buk lesný (*Fagus sylvatica*), dub zimný (*Quercus petraea*), borovica lesná (*Pinus sylvestris*), smrek obyčajný (*Picea abies*), hrab obyčajný (*Carpinus betulus*), lipa malolistá (*Tilia cordata*) a v menšej miere ďalšie druhy. V komplexe lesa dominujú spomínané druhy listnatých stromov, no jeho okraje sa vyznačujú zvýšeným zastúpením borovice a dubu. Tie dopĺňa smrek a hrab. Zastúpenie buku smerom k okraju klesá, jeho prítomnosť je len sporadická aj v spomínaných lesných fragmentoch. Tento rozdiel v drevinnej skladbe nesúvisí so vznikom prieseku, o čom svedčí vek lesných porastov. Ten podľa Informačného systému lesného hospodárstva pre všetky záujmové lesné plochy presahuje 80 rokov. Jedná sa teda o plne vyvinutý les. Záujmové plochy boli lesnou perifériou už pred vznikom prieseku, čo bolo spôsobené sekundárnym bezlesím v podobe lúk a pasienkov (obr. 4). Opadanka je prítomná prakticky po celom lesnom území s výnimkami, ako sú miesta zvýšeného pohybu párnokopytníkov. Nižšie rastliny

sa pod stromami vyskytujú len miestami a väčšinou sú zastúpené mladými výmladkovými drevinami a ostružinami na miestach s prerušeným korunovým zápojom.

3.2.2 Bylinný porast

Bylinné spoločenstvo je tvorené najmä smlzom kroviskovým a v menšej miere statnými dvojkličnolistovými bylinami. Porast často presahuje výšku jedného metra. Výrazne dominantný smlz husto prerastá väčšinu územia. Okrem tejto trávy sa na území vyskytujú rastliny ako pichliač obyčajný (*Cirsium vulgare*), štetka lesná (*Dipsacus sylvestris*), palina obyčajná (*Artemisia vulgaris*), dušovka (*Clinopodium* spp.), nevädza (*Centaurea* spp.), jarva obyčajná (*Clinopodium vulgare*), ľubovník bodkovaný (*Hypericum perforatum*) a ďalšie. V poraste je prítomná silná vrstva stariny smlzu, keďže na území nedochádza k pravidelnému koseniu a hrabaniu či pastve. Z toho istého dôvodu prebieha na ploche 5 – 10 rokov neprerušovaná sukcesia a vegetácia miestami prerastá do krovinatej. Takéto trávno-bylinné plochy tvoria široké bloky medzi často výrazne užšími krovinatými úsekmi. Ide o miesta mladšej sukcesie po výraznom zásahu zbavujúceho územie drevín, ktoré by časom zasiahli do PS (vid' Manažment).

3.2.3 Kroviny

V záujmovom výseku sa taktiež nachádzajú výrazné krovinaté plochy. Ich prevažujúcou zložkou je ostružina (*Rubus* spp.) z čeľade Rosaceace, ktorá tvorí husté porasty vysoké od pol metra do približne troch metrov. Do tejto kompaktnej zložky sú v rôznom pomere primiešané nízke výmladky stromových či kernetých drevín. V častiach ekotónu potom môže byť pomer opačný a prevládať môžu dreviny zo skladby okolitého lesa.

Kry tvoria na lokalitách buď do plochy sa rozrastajúci zápoj alebo úzke, dlhé pásy obkolesené plochami s prevládajúcimi trávami (obr. č. 5 – 8). Pásy zväčša pretínajú výsek kolmo, no na lokalite 3 rastú aj súbežne s ním. Vnútro týchto porastov je niekde ovplyvnené prítomnosťou už spomínaných veľkých cicavcov, ktorých činnosť sa tu prejavuje najmä plochami holej zeme bez opadu či porastu.

Kry sú prítomné aj roztrúsene po celom výseku v trávnom poraste a taktiež aj na presvetlenejších lesných úsekoch.

3.2.4 Manažment

Hlavným cieľom starostlivosti o lokalitu je ochrana vedenia elektrickej energie. Stredoslovenská distribučná spoločnosť prostredníctvom správcu dohliada na výšku vegetácie pod PS. Zákon 251/2012 Z. z. o energetike a o zmene a doplnení niektorých zákonov nariaďuje pod takouto stavbou udržiavať porast do maximálnej výšky troch metrov. Po presiahnutí tejto hodnoty musí byť z územia odstránený. Perióda zásahu teda závisí od rýchlosti rastu a od miery dodržiavania zákonom stanovenej normy. Obvykle sa zásah opakuje v rozmedzí piatich až desiatich rokov. To ale neznamená, že každá plocha je upravená až po dosiahnutí výšky troch metrov. Zásah je plošný a nejedná sa o prerezky jednotlivcov, takže odstránená je vždy väčšia plocha obsahujúca i rané sukcesné štádiá. Na dosiahnutie tohto cieľa je využívaná pôdna fréza veľkých rozmerov, obsluhovaná pomocou motorového vozidla. Takto je biomasa zo zasiahnutej plochy odstránená a pôda je úplne odhalená. Od toho okamihu prebieha sekundárna sukcesia opäť dovedy, kým porast nespĺňa podmienky pre odstránenie. Miera zásahu sa vždy líši podľa prevedenia. Môže ísť o parciálnu plochu, ale aj o významnú časť územia (obr. 7).



Obr.7: Příklad zásahu: vľavo – niekoľko rokov nezasiahnutá plocha; vpravo tesne po zásahu.

3.2.5 Rozmiestnenie zemných pascí

Celkovo 75 pascí bolo využitých na troch lokalitách. Na každej z nich bolo umiestnených 25 pascí (obr. 8–10). Ich rozmiestnenie bolo náhodné, no s ohľadom na

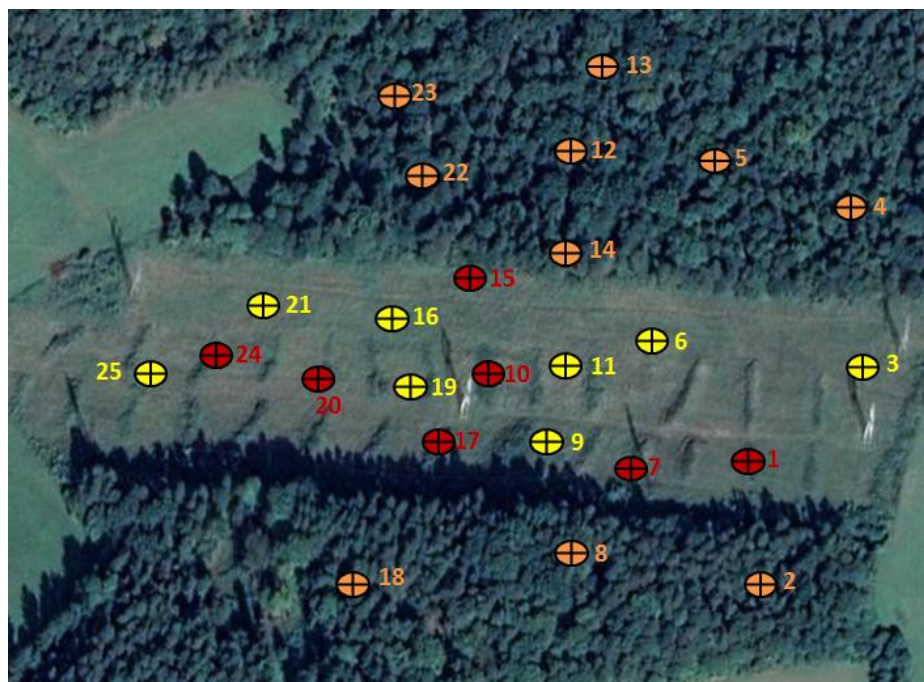
okolitú vegetáciu. Do stromových porastov bolo dokopy nainštalovaných 30 pascí, do výseku pod elektrickým vedením zvyšných 45.

Na každej lokalite pripadalo 10 pascí vždy na les, pričom na lokalitách 1 a 2 boli v jeho menších fragmentoch tri pasce. Na lokalite 3 to boli dve pasce. Zvyšných sedem, respektíve osem pascí, pripadajúcich na les, bolo v jeho súvislej časti. Pasce pokrývali územie asi do 150 metrov od hranice medzi úsekom PS smerom do lesa.

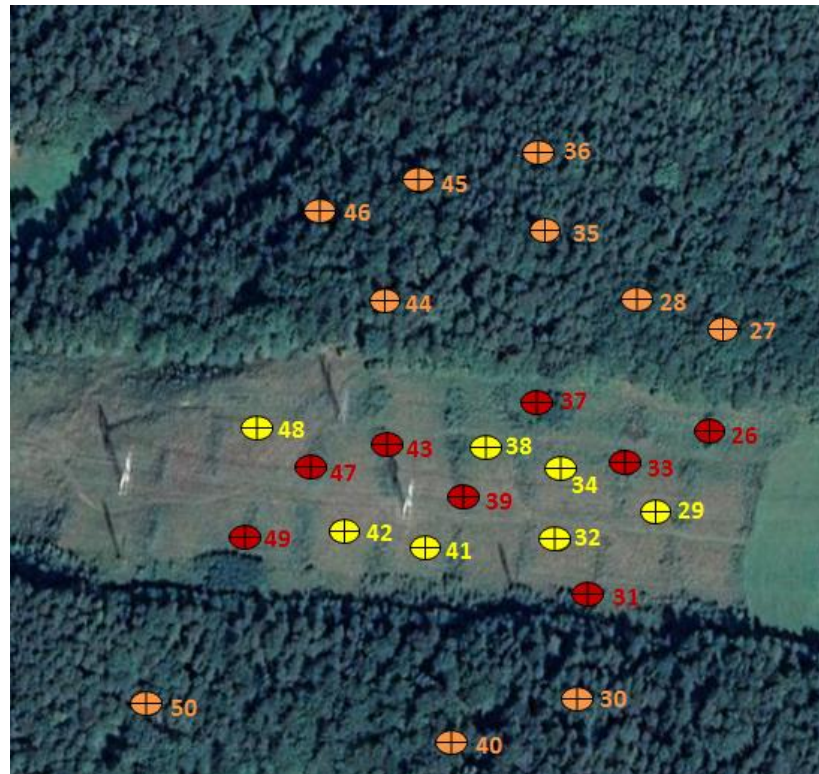
Zvyšných 15 pascí na lokalitu bolo uložených v bezlesom úseku a to s ohľadom na prevládajúci porast. Na lokalite 1 bolo do úsekov s prevládajúcimi bylinami umiestnených osem pascí. Zostávajúcich sedem bolo inštalovaných do miest s dominanciou krovín. Na lokalitách 2 a 3 bolo osem pascí umiestnených do dominantných krovinatých úsekov a sedem do bylenných.

Hranice medzi bylennými a krovinatými plochami však neboli diskkrétne a preto toto základné rozdelenie má len orientačný charakter. Presnejšou a významnejšou charakteristikou polohy každej pasce je vyhodnotenie pokrývnosti jednotlivých porastov v stanovených okruhoch s danými rozmermi (viď 3.2.6).

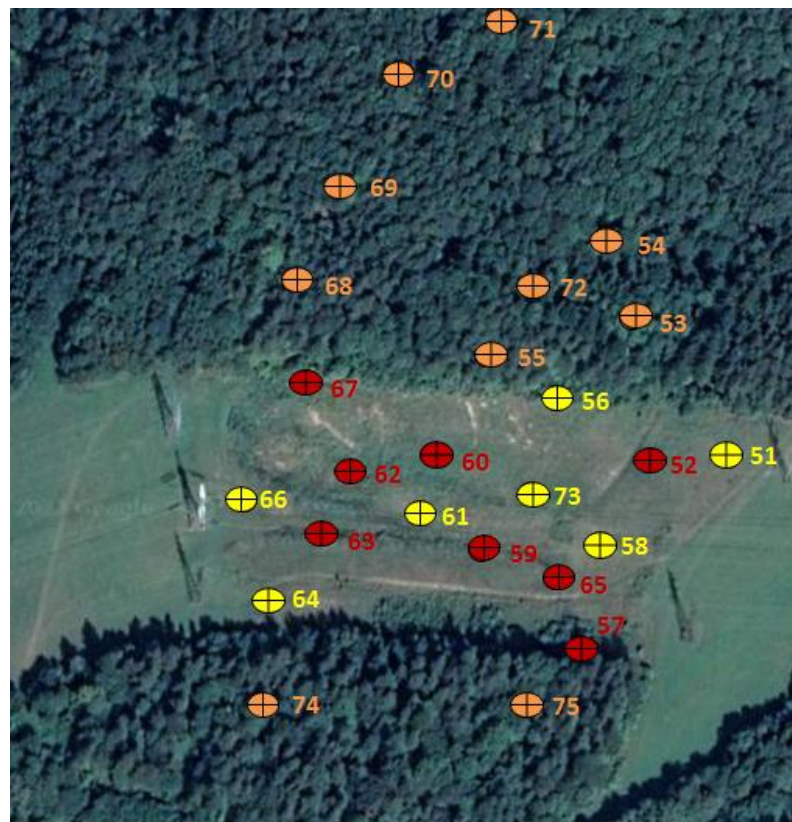
Počas doby výskumu dochádzalo k poškodzovaniu pascí veľkými cicavcami či dažďom. Výbery z takýchto pascí buď neprebehli, alebo boli považované za znehodnotené a preto boli vylúčené z dátového súboru a ďalej sa s nimi nepracovalo.






Obr.8: Pasce na lokalite 1: ● – kry; ● – byliny; ● – les; Google Earth.



Obr. 9: Pasce na lokalite 2:  – kry;  – byliny;  – les. Google Earth.



Obr. 10: Pasce na lokalite 3:  – kry;  – byliny;  – les. Google Earth.

3.2.6 Charakteristika podmienok v okolí pascí

Základným parametrom bola poloha pasce voči prieseku. Tak vznikli tri faktory do analýz: les, priesek, ekotón. Tie vstupovali do súboru pomocou 1/0 (prítomnosť/nepítomnosť). Pre podrobnejšiu charakteristiku okolia každej pasce bola vyhodnotená pokryvnosť vegetáciou – bylinnou, krovinatou a stromovou. Boli zvolené dve kruhové výmery so stredom tvoreným samotnou zemnou pascou – menšia s polomerom 5 metrov a väčšia s polomerom 10 metrov. Tento postup bol podobný tomu, ktorý využila Loskotová a Horák (2016) pri charakteristike lesných porastov. Percentuálne zastúpenie sukcesnými štádiami bolo vyhodnotené s presnosťou na 10%. Tak vzniklo 10 kategórií (0–10 %; 11–20 %; ... ; 81–90 %; 91 – 100 %), hodnotiacich charakter okolia každej zo 75 pascí. Do štatistického programu bola vždy uvedená stredná hodnota tohto rozmedzia (5; 15; ... ; 85; 95) a to pre každý typ porastu samostatne v 5 a 10-metrovom rádiuse.

Ďalej bola v okolí každej pasce zmeraná priemerná hrúbka vrstvy opadanky v centimetroch. Jednalo sa o okruh s polomerom asi dva a pol metra od každej pasce. Pre bylinné plochy bolo vyhodnotené zastúpenie jednoklíčnolistových rastlín (Monocots) oproti dvojkľúčnolistovým rastlinám. Obvykle to znamenalo dominanciu smlzu kroviskového na týchto plochách. Tento faktor sa od faktoru pokryvnosti bylín líšil tým, že jeho hodnoty záviseli na dominancii porastov tráv v bylinnom zápoji bez ohľadu na percentá pokryvnosti bylín. Tak tento faktor mohol dosiahnuť najvyšších hodnôt napríklad i na miestach, kde bolo zastúpenie bylín len 30%. Výskyt bylín bol limitovaný len na územie prieseku, v lese sa táto skupina rastlín nevyskytovala. Takto dokopy vzniklo 11 faktorov vstupujúcich so závisle premennými (druhmi) do analýz.

3.3 Štatistické metódy a hodnotenie dát

Vyhodnotené faktory a nazbierané dáta v podobe jednotlivých druhov boli zapísané v programe Microsoft Excel. Všetkých päť vyššie spomínaných skupín článkonožcov bolo najskôr k tabuľke faktorov priradených samostatne. To znamená, že každá skupina bola pripravená na základe odchytených jedincov na samostatnú analýzu. Potom vznikli ešte dve kategórie. Prvá zlučovala dáta detritofágov (Isopoda – Oniscidea a Diplopoda) a druhá predátorov (Chilopoda, Araneae, Opiliones). Kosce boli priradené k predátorom. Kategórie predátorov a detritofágov vstupovali do niektorých analýz

s redukovaným počtom druhov a využité boli druhy zastúpené najmenej 10 jedincami pre odstránenie vplyvu vzácnych druhov.

Kruskal-Wallis test bol použitý pre analýzy vyrovnanosti mediánov bylinných, krovinatých a stromových plôch na základe početností odchytených jedincov jednotlivých taxónov. Aby sa predišlo rozdielu vzniknutému nerovnému počtu výberov v jednotlivých porastoch, bol pre každý druh vypočítaný priemerný úlovok na jeden výber a to v každom z týchto troch porastov samostatne. Pre skupiny so signifikantným výsledkom tohto testu bol tiež vykonaný párový Mann-Whitney test pre zistenie, ktoré kategórie podliehali štatisticky významnému rozdielu. Tieto neparametrické metódy boli použité kvôli rozloženiu dát, ktoré podľa grafu pravdepodobnosti normality (Q – Q) neboli normálne rozdelené a teda nespĺňali predpoklady pre použitie parametrických metód. Analýzy boli prevedené pre celé spoločenstvo, ako aj pre jeho časti.

Posúdenie diverzity bolo ďalšou parciálnou súčasťou analýz. Pre tento účel bol využitý Simpsonov index diverzity a celkový počet druhov na typ porastu. Simpsonov index hodnotí systém na základe pravdepodobnosti, s akou budú dvaja náhodne vybraní jedinci patriť do rovnakého druhu a teda berie do úvahy i dominanciu. Pomocou pôvodnej Whittakerovej beta diverzity potom bola posúdená i párová podobnosť alfa diverzít prezentovaných bylinami, krovinami a stromami.

Pre porovnanie podobnosti jednotlivých sukcesných štádií z hľadiska výskytu predstaviteľov epigeických článkonožcov bola využitá zhluková analýza podľa Simpsonovho indexu podobnosti, ktorý pracuje s kvalitatívnymi dátami a vytvára jednotlivé zhluky na základe prezencie a absencie druhov. Pre tento účel bol využitý Paleontological statistics software (PAST). Výstupom boli hierarchické dendrogramy. Na grafy boli vynesené tri skupiny pascí podľa polohy určujúcej prevládajúci porast, v ktorom sa každá pasca nachádzala (K: kroviny; T: trávy; L: les). Tento znak bol priradený k číslu každej pasce a každú z nich charakterizovala prezencia či absencia každého z 98 druhov. Skupiny boli tiež odlišené farebne. Testované boli pasce podľa všetkých taxónov naraz, podľa jednotlivých skupín a aj v rámci kategórii detritofágov a predátorov. Aj zhluky boli od seba odlišené farebne a pomocou priradeného písmena.

Na ordinačné štatistické analýzy bol použitý program CANOCO 5. Tento program je v ekológii využívaný na tzv. multivariačné analýzy pri posudzovaní vzťahov environmentálnych faktorov (vysvetľujúce premenné) na druhy (závisle premenné). Zvolenou metódou bola kanonická korešpondenčná analýza (CCA), ktorá predpokladá nelineárnu odpoveď druhu na vplyv faktoru – je unimodálna. CCA hodnotí mieru

vplyvu faktoru na distribúciu druhov. Pre dosiahnutie výsledku s čo najmenšou chybou merania bol využitý permutačný test so 499 opakovaniami. Podľa výstupov z CCA analýzy bol pre grafické znázornenie premenných využitý rozptylový diagram, kde bol každý faktor jedným lineárnym rozmerom a druhy boli bodmi svojou preferenciou prislúchajúce k jednotlivým faktorom. Pre znázornenie odozvy druhov na environmentálny faktor bol použitý generalizovaný aditívny model (GAM). V grafoch boli primárne zobrazené faktory, ktoré boli signifikantné ($p \leq 0,05$) i kondicionálne s ostatnými faktormi, a teda tie najsilnejšie (conditional term effects).

Takto boli testované oba rádiusy aj samostatne. Tým bolo umožnené nie len zhodnotiť distribúciu druhov na základe rôznych faktorov, ale i porovnať dôležitosť pokryvu v rôznych vzdialenostiach. V tomto prípade boli graficky vynesené tiež faktory, ktoré boli signifikantné ako také (simple term effects). Oba okruhy budú ďalej v texte prezentované bez metrickej jednotky len pomocou čísllice (5; 10) pre väčšiu prehľadnosť.

4 Výsledky

Pre potreby tejto diplomovej práce bolo počas výskumu nazbieraných a determinovaných 3331 jedincov pôdnej makrofauny (tab. 1). Najpočetnejšími taxónmi boli suchozemské rovnakonôžky a mnohonôžky, ktoré spoločne tvorili 57 % celého súboru. Tieto dva taxóny spolu reprezentovali skupinu detritofágov. Stonôžky, pavúky a kosce, reprezentujúce predátori, tvorili teda 43 % súboru.

Tab. 1: Počty odchytených druhov a jedincov pre jednotlivé taxóny

Skupina	Počet druhov	%	Počet jedincov	%
Oniscidea	8	8,16	987	29,63
Diplopoda	13	13,27	910	27,32
Chilopoda	14	14,29	217	6,51
Araneae	54	55,10	778	23,36
Opiliones	9	9,18	439	13,18
Spolu	98	100	3331	100

Spomedzi detritofágov boli eudominantnými druhmi suchozemských rovnakonôžok *Protracheoniscus politus*, *Trachelipus ratzeburgii*, *Ligidium hypnorum* a *Trachelipus rathkii*, u mnohonôžok to boli *Polydesmus complanatus*, *Megaphyllum projectum* a *Leptoiulus proximus*. Dominantným druhom rovnakonôžok bol *Hyloniscus riparius*, dominantnými zástupcami mnohonôžok zas *Unciger foetidus*, *Julus scandinavicus*, *Strongylosoma stigmatosum* a *Mastigona bosniensis* (príloha 1).

V spoločenstve predátorov u stonôžok eudominantne prevládali *Lithobius forficatus*, *Lithobius mutabilis* a *Lithobius muticus*. U pavúkov to boli *Pardosa lugubris*, *Trochosa terricola* a *Diplostyla concolor*. *Oligolophus tridens*, ktorého zástupci predstavovali 54 % všetkých odchytených koscov, bol spolu s *Trogulus nepaeformis* eudominantným druhom tohto taxónu. Jediným dominantným druhom predátorov bola stonôžka *Lithobius agillis*. Pavúky a kosce boli ďalej reprezentované už len subdominantnými a ešte vzácnejšími druhmi.

4.1 Početnosti jedincov a diverzita

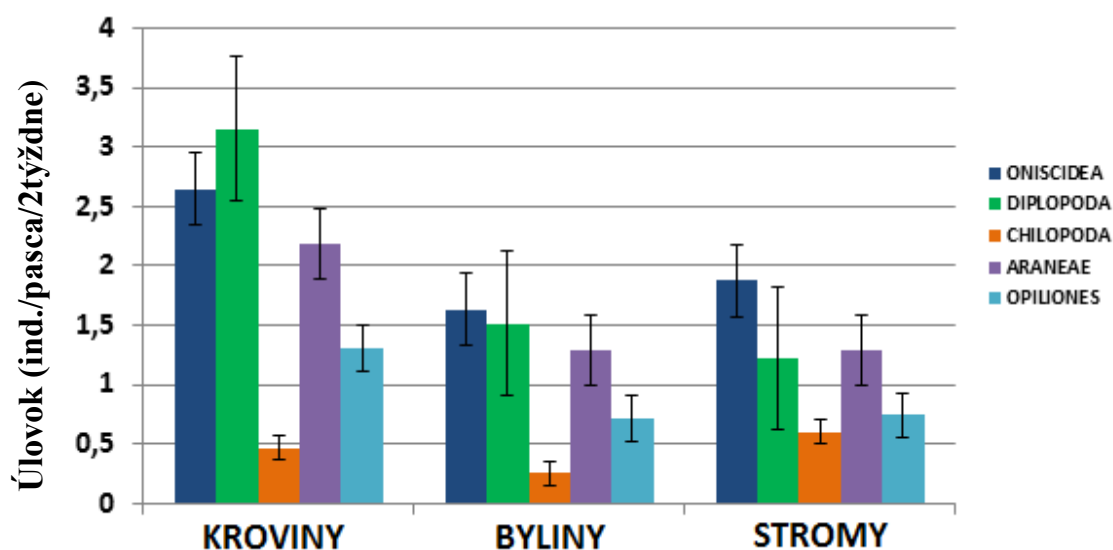
4.1.1 Početnosti jedincov

Pre štatistické posúdenie rozdielov medzi úlovkami pascí podľa ich rozdelenia na základe umiestnenia v jednej z troch kategórií reprezentovanej vegetačnou charakteristikou (byliny, kroviny, les), bol použitý Kruskal-Wallis test a pre testy so signifikantným výstupom bol tiež využitý párový Mann-Whitney test pre zistenie, ktoré konkrétne zložky sa od seba odlišujú. Údaje v nasledujúcej kapitole teda budú pochádzať z týchto testov (obr. 11).

Pri porovnaní porastov prostredníctvom všetkých piatich skupín článkonožcov sa ich najvyššou abundanciou (odchytovosťou) vyznačovali kroviny (9,7 jedinca na výber), nasledoval porast lesa (5,7) a najnižšia odchytovosť bola zaznamenaná v bylinných porastoch (5,4). Rozdiel medzi hodnotami krovín a zvyšných biotopov je zjavný, no štatisticky neprekážateľný ($H_c = 4,39$; $p = 0,111$). Inak tomu bolo pri testovaní detritofágov (kroviny: 5,8; byliny: 3,2; stromy: 3,1), kde sa preukázal významný rozdiel medzi zložkami súboru ($H_c = 6,2$; $p = 0,049$). Konkrétne sa to týkalo krovín a lesa ($p = 0,029$), pričom kroviny boli osídlené bohatšie. Toto neplatilo, pokiaľ sa rovnakonôžky a mnohonôžky hodnotili samostatne ($H_c = 1,19$; $p = 0,552$ a $H_c = 5,61$; $p = 0,061$). Po vyhodnotení predátorov (kroviny: 3,9; byliny: 2,3; stromy: 2,6) sa nepreukázala štatisticky významná odlišnosť ($H_c = 4,24$; $p = 0,120$). Rovnako tomu bolo i jednotlivo u pavúkov ($H_c = 1,54$; $p = 0,463$) a koscov ($H_c = 0,34$; $p = 0,842$), no pre stonôžky sa jednoznačná signifikantnosť ukázala ($H_c = 8,28$; $p = 0,016$) a to medzi stromovými a bylinnými plochami ($p = 0,005$).

Najväčšími abundanciami jednotlivcov jednotlivých taxónov sa vyznačovali kroviny s výnimkou stonôžok, ktoré prevládali v lesnom prostredí. Pre rovnakonôžky to bolo 2,7 jedinca na výber v krovínach, 1,6 v bylinách a 1,9 v stromových porastoch. Mnohonôžky v krovínach dosiahli hodnoty 3,2, v bylinách to bolo 1,5 a v lese 1,2. 0,5 jedinca na výber sa odchytilo v krovínach u stonôžok, 0,3 v bylinách a 0,6 v porastoch lesa. Pavúky v krovínach dosiahli hodnoty 2,2, v bylinách 1,3 a pod stromami tiež 1,3. Kosce boli opäť najpočetnejšie v krovínach – 1,3, najmenej početné v bylinách – 0,7 a v lese dosiahli len o niečo vyššej hodnoty ako v bylinách. Najnižší počet odchytených živočíchov sa zväčša objavil na bylinných plochách. Výnimkou boli mnohonôžky, ktoré boli najmenej zaznamenané v lesnom prostredí. Štatisticky významné rozdiely boli zistené u detritofágov a stonôžok a to u prvej skupiny medzi krovínami a lesom

a u druhej skupiny medzi bylinami a lesom. Z grafu je tiež jasné, že na prieseku bol odchytený väčší počet jedincov ako v lese.



Obr. 11: Priemerný úlovok (+ smerodajná odchýlka) pre každý výber zemnej pasce podľa jej polohy na prieseku (kroviny a byliny), alebo v lese (stromy). Každý stĺpec znázorňuje túto hodnotu pre jednu z piatich skupín (Oniscidea, Diplopoda, Chilopoda, Araneae, Opiliones).

4.1.2 Diverzita

Simpsonov index diverzity bol použitý vo forme $1 - D$, čo znamená, že oproti štandardnej forme hodnota bližšia hodnote 1 znamená vyššiu diverzitu a hodnota bližšia sa nule znamená diverzitu nižšiu. Najvyššou diverzitou sa vyznačovali kroviny (0,96), nasledovali byliny (0,95) a najnižšia druhová rozmanitosť bola zistená v lese (0,94). Simpsonove t – testy nepotvrdili signifikantný rozdiel medzi týmito skupinami.

V krovínach sa objavilo najväčšie množstvo prítomných druhov (77), čo predstavovalo 79 % všetkých zistených druhov. V tesnom závесе nasledovala druhová bohatosť lesa (75) so 77 % druhov a najchudobnejšie boli bylinné plochy (61) so 62 % druhov (tab. 2). Les a kroviny si boli podobnejšie i podľa Whittakerovho párového testu, kde 0 predstavovala podobnosť úplnú a 1 najväčší rozdiel. Vzájomná hodnota krovín a stromov bola 0,21, kdežto kroviny a byliny zdieľali hodnotu 0,32 a byliny s lesným porastom 0,34.

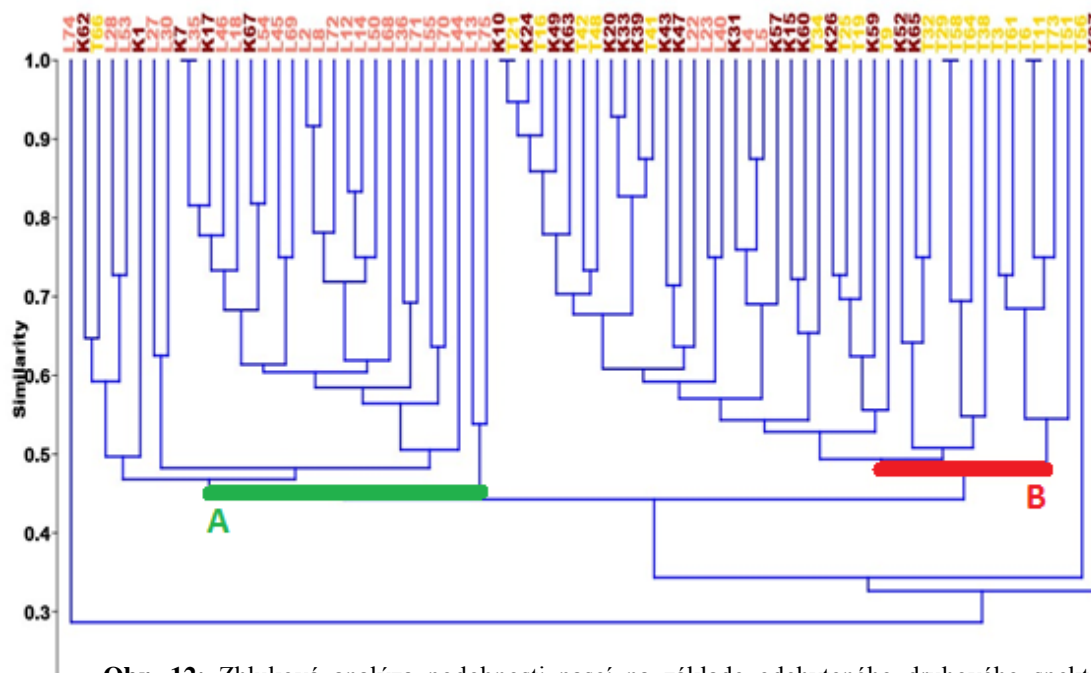
Tab. 2: Počty odchytených druhov v jednotlivých porastoch

Skupina	Kroviny		Byliny		Les		Celkovo
	Druhy	%	Druhy	%	Druhy	%	
Oniscidea	8	100	7	87,5	8	100	8
Diplopoda	13	100	12	92,3	11	84,6	13
Chilopoda	11	78,6	5	35,7	13	92,9	14
Araneae	37	68,5	30	55,6	36	66,7	54
Opiliones	8	100	7	87,5	7	87,5	8

4.2 Porovnanie stanovišť podľa vegetačného pokryvu

Jednotlivé pasce boli medzi sebou zhukovou analýzou porovnávané na základe druhového spektra, ktoré bolo odchytené v každej z pascí. Takto boli pasce testované podľa všetkých taxónov naraz, v rámci kategórii detritofágov a predátorov a pre každú z piatich skupín samostatne. Vzniknuté hlavné zhluky boli farebne a kódovo odlišené pomocou písmen A a B. Pokiaľ boli diskutované i užšie zhluky v týchto hlavných, každému bolo k základnému písmenu priradené aj číslo (napr. A1).

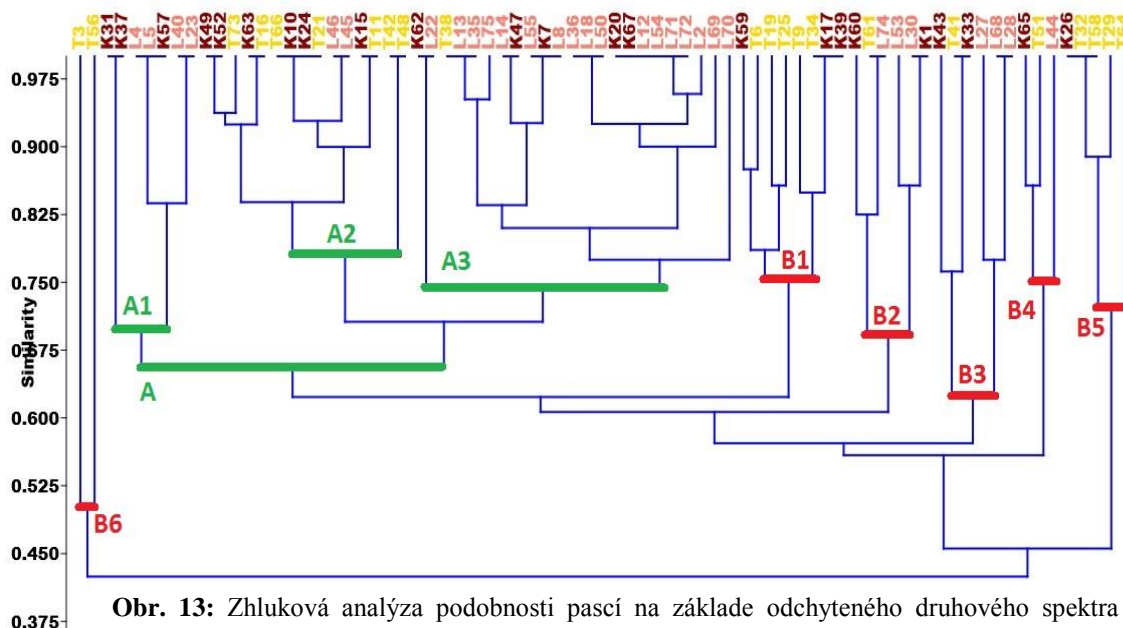
Zhluková analýza podobnosti pascí charakterizovaných (ne)prítomnosťou druhov všetkých piatich skupín v úlovkoch rozdelila súbor do dvoch hlavných zhlukov A a B (obr. 12; cf. obr. 8–10). Zhluk A je evidentne tvorený prevažne stromovými plochami, zhluk B patrí prieseku. Toto usporiadanie naznačuje, že zloženie lesného spoločenstva bolo odlišné od spoločenstva na prieseku. Lesný klaster A obsahuje okrem širokého zástupu lesných pascí i štyri pasce krovín, z ktorých dve boli ekotónové. Pri pohľade na zhluk B môžeme vidieť, že viac ako polovica pascí bylín (T) sa na zvyšok zhľuku podobá v menšej miere. Ide najmä o pasce, ktorých pokryvnosti bylinami sa blížili k najvyšším hodnotám, a teda v ich blízkom okolí bolo slabé zastúpenie krovín. Bylinné pasce v klasteri B, ktoré sa užšie kombinujú s pascami krovín, mali vo svojom okolí na prieseku naopak vyššie zastúpenie krovín, no stále boli dominantnými porastami trávy a ostatné byliny. V zhľuku B sa nachádza aj niekoľko lesných pascí, pričom nejde o pasce z okrajových častí lesa.



Obr. 12: Zhuková analýza podobnosti pascí na základe odchyteného druhového spektra všetkých taxónov. ● : kroviny K; ● : byliny T; ● : les L. Osa y: miera podobnosti pascí. A: jeden hlavný zhuk podobných pascí; B: druhý hlavný zhuk podobných pascí.

Pri hodnotení podobnosti pascí na základe zisteného spoločenstva detritofágov (rovnakonôžok a mnohonôžok). sú od zvyšku súboru najviac odlišné prevažne T pasce dvoch malých klastrov – B6 a B5 (obr. 13; cf. obr. 8–10). Dendrogram sa potom hierarchicky skladal ďalej a vytvoril štyri menšie zhuky. Klaster B2, B3 a B4 obsahujú najmä pasce lesa, ale aj krovín a v menšej miere pasce trávnatých plôch. Zhuk B1 obsahuje čisto pasce prieseku. Tento zhuk je zároveň najpodobnejší početnému zhuku A. Ten obsahuje zhuk A1 združujúci pasce lesa a krovín z okrajových častí prieseku. V klasteri A2 sa nachádzajú prevažne pasce prieseku, naopak A3 je lesným klasterom obsahujúcim aj jednu pascu T a päť pascí K, z ktorých dve boli ekotónové. Dendrogram teda v jednom veľkom a v niekoľkých menších zhukoch ukazuje z pohľadu detritofágov určitú podobnosť lesných a krovinatých plôch, pričom sa nejedná len o pasce ekotónové, ale i o tie orientujúce sa k centrálnej línii prieseku. Iné kroviny sa tiež podobnosťou pripodobňujú s bylinným porastom.

V dendrograme zobrazujúcom trendy na základe výskytu spoločenstva rovnakonôžok je vidieť jasné rozdelenie pascí prieseku (K a T) a lesa (L), avšak u mnohonôžok je rozdelenie viac členité a vidieť samostatné zhuky pascí trávnatých plôch oddelených od tých lesných, pričom medzi tieto kategórie sú primiešané kroviny a taktiež zhuky, kde sú byliny, kroviny a les dohromady (Príloha 2).

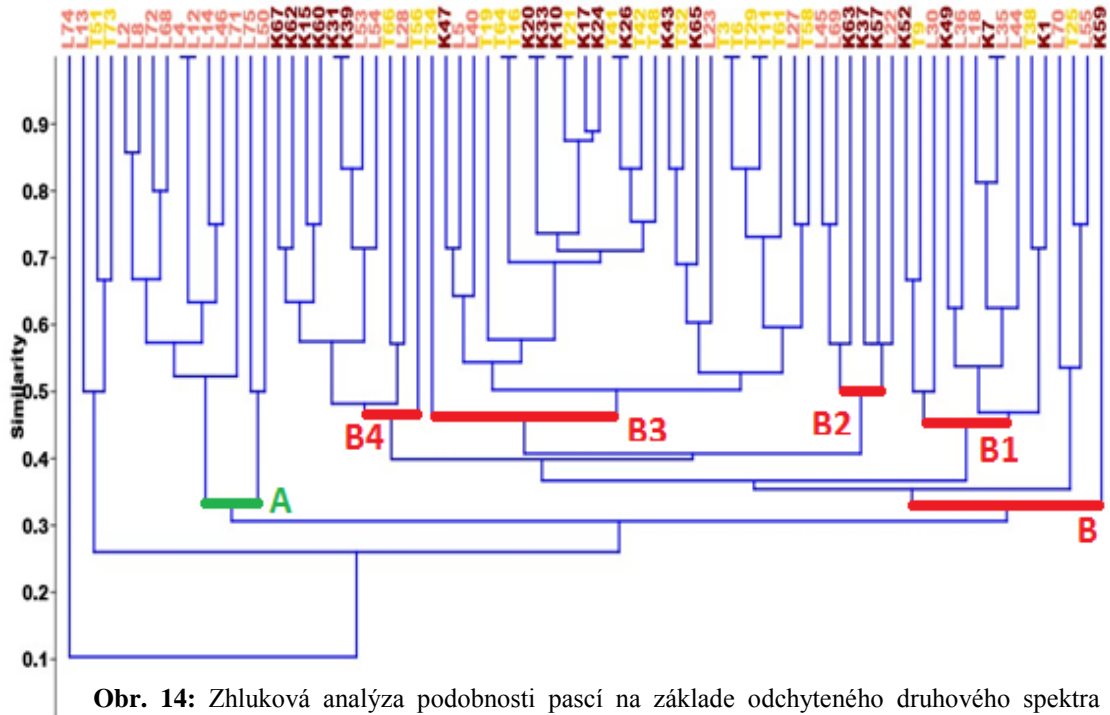


Obr. 13: Zhuková analýza podobnosti pascí na základe odchyteného druhového spektra detritofágov (rovnakonôžok a mnohonôžok). ● : kroviny K; ● : byliny T; ● : les L. Osa y: miera podobnosti pascí.

Skupina A: Hlavný zhuk a jeho čiastkové zhuky (A1 – A3); Skupina B: niekoľko menších zhukov.

Dendrogram podobností pascí podľa zisteného druhového zloženia spoločenstva predátorov (stonôžok, pavúkov a koscov) prezentuje menší zhuk A, ktorý združuje výlučne pasce lesného prostredia, vrátane pasce ekotónovej (obr. 14; cf. obr. 8–10). Druhým hlavným klastrom je klaster B, ktorý obsahuje zhuky B1 a B2, takmer výhradne pozostávajúce z pascí v porastoch krovín a lesa. B3, naopak, predstavuje typicky priesekový klaster, kde sa nachádza väčšina T pascí a asi tretina pascí K. Posledným väčším zhukom je B4, ktorý je zväčša zastúpený K pascami a dopĺňajú ho obe zvyšné kategórie. Tento zhuk obsahuje štyri ekotónové pasce vrátane ekotónovej pasce z kategórie T.

Dendrogram ukazuje na základe zloženia spoločenstva predátorov, že porasty krovín sa dokážu týmto zložením podobať na zvyšné dva typy porastov, avšak podobnosť na rovnakej úrovni je medzi lesom a bylinnými porastmi oveľa vzácnejšia. Samotné spoločenstvo stonôžok rozdeľuje systém na klaster bylinných porastov a na dva veľké klastre, ktoré zlučujú krovinaté a stromové plochy. Na základe spoločenstva koscov bola podobnosť pascí celého systému výraznejšia, a preto sa rozličné trendy ukázali najmä vo vyšších hodnotách podobnosti. Zloženie spoločenstva pavúkov vykazuje rozdiely medzi lesom a priesekom (príloha 2).



Obr. 14: Zhluková analýza podobnosti pascí na základe odchyteného druhového spektra predátorov (stonôžok, pavúkov a koscov). ● : kroviny K; ● : byliny T; ● : les L. Osa y: miera podobnosti pascí.

A: samostatný zhluk; skupina B: hlavný zhluk a niekoľko čiastkových zhlukov (B1 – B4).

4.3 Environmentálne faktory a distribúcia článkonožcov

4.3.1 Detritofágy

4.3.1.1 CCA analýza

Po porovnaní CCA modelu so všetkými druhmi detritofágov (21) a detritofágov zbavených druhov zastúpených menej ako 10 jedincami (3) bol zvolený druhý spomínaný, keďže vysvetľoval vyššie percento variability (6,92%). Tak bolo hodnotených 1881 jedincov v 18 druhoch – sedem druhov suchozemských rovnakonôžok a 11 druhov mnohonôžok. Prvá osa bola podľa permutačného testu významná ($F= 1,5$; $p= 0,002$), rovnako ako celý model ($F= 3,7$; $p = 0,002$).

Všetky faktory sa ukázali ako štatisticky významné, pokiaľ boli hodnotené jednotlivo (tab. 3). Niektoré sa však stali nadbytočnými, ak boli hodnotené v kombinácii so silnejšími faktormi, a to pre ich koreláciu. Príkladom môže byť vrstva listového opadu, ktorá mala najvyššie hodnoty v lese a najnižšie v porastoch jednoklíčnolistových rastlín. To spôsobilo, že faktory lesa a trávnatých porastov boli pre model lepšími premennými

a opad vysvetľoval zanedbateľné percento zvyšnej variability. Tým sa stal aj nesignifikantným, nepotrebným. Niektoré environmentálne premenné s minimálnou vysvetľujúcou hodnotou boli z modelu vyradené a v konkrétnom modeli ďalej nefigurujú. Prezentované sú tiež faktory najlepšie vysvetľujúce distribúciu druhov v modeli so všetkými premennými, takisto ako v modeloch Rádus 5 a Rádus 10, z ktorých každý využíva údaje len zo svojho perimetra. To znamená, že prvý model analyzoval premenné na základe päťmetrového polomeru okolo pasce, druhý na základe desaťmetrového. Tak z oboch modelov vypadli tri parametre a vstupovalo do nich zvyšných osem. Model Rádus 5 bol signifikantný ($F = 4,5$; $p = 0,002$) a vysvetľoval 6,28 % variability. Rádus 10 bol takisto štatisticky významným modelom ($F = 4,5$; $p = 0,002$) a vysvetľoval 6,42% variability.

Najsilnejším prediktorom bola prítomnosť prieseku. To znamená, že jeho existencia mala významný vplyv na zloženie spoločenstva detritofágov. Veľmi užitočným prediktorom bolo percentuálne zastúpenie bylín v oboch rádiusoch, takže aj ich prítomnosť znamenala dôležitý aspekt pri utváraní spoločenstva tejto ekologickej skupiny. Slabšieho výsledku dosiahla prítomnosť krovín v oboch rádiusoch, no stále išlo o štatisticky významný prediktor vysvetľujúci časť zistenej variability. Les a preň charakteristická pokryvnosť stromami sa javili ako dobré samostatné prediktory, no v modeloch Rádus 5 a Rádus 10 boli nadbytočnými. Percentuálne zastúpenie jednoklíčnolistových rastlín (Monocots) v bylinných plochách bolo jedným z najsilnejších faktorov. Faktory Ekotón a Opad neboli v kombinácii so silnejšími faktormi užitočné.

Tab. 3: Významnosť faktorov z hľadiska zloženia spoločenstva detritofágov

Faktor	Faktor osamote		Faktor v kombinácii		Rádus 5		Rádus 10	
	%	pseudo-F	%	pseudo-F	%	pseudo-F	%	Pseudo-F
Priesek	3,4	12,8**	3,44	12,8**	3,4	12,8**	3,44	12,8**
Les	2,1	7,6**	0,64	2,5*	0,33	1,3	0,64	2,5
Ekoton	1,0	3,7**	-	-	-	-	-	-
Monocots	2,9	10,7**	0,94	3,6**	0,89	3,4*	1,30	5,0**
Opad	2,1	7,8**	0,39	1,5	0,41	1,6	0,29	1,1
Byliny 5	2,8	10,4**	1,39	5,2**	1,39	5,2**		
Kroviny 5	0,7	2,5**	0,28	1,1	0,99	3,8*		
Stromy 5	2,4	8,8**	-	-	0,64	2,5		
Byliny 10	3,3	12,2**	0,39	1,5			1,11	4,2**
Kroviny 10	0,8	2,8**	1,38	5,3**			1,02	3,9*
Stromy 10	2,9	10,7**	0,44	1,7			0,43	1,7

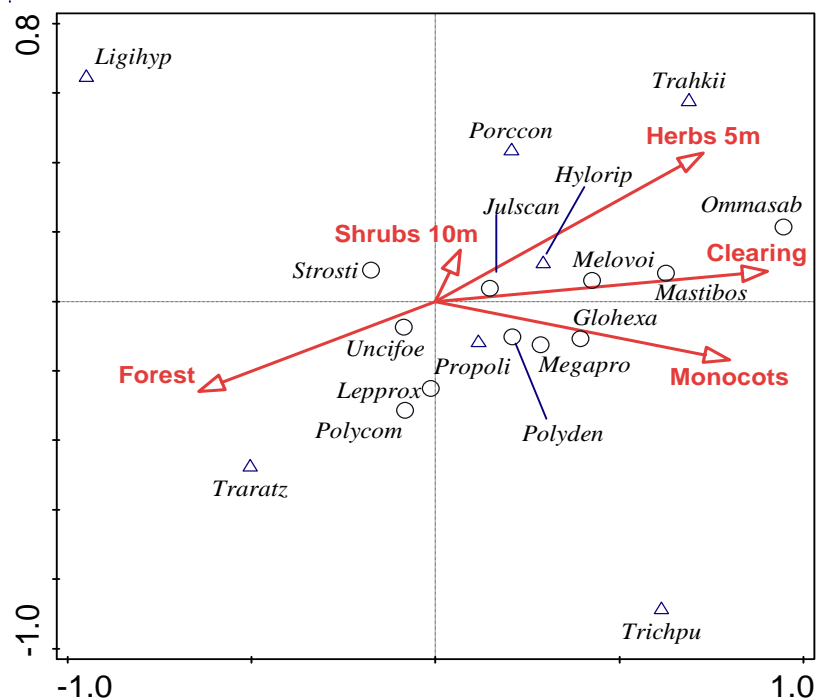
Tab. 3: 11 env. premenných a ich hodnotenie na základe vplyvu na distribúciu detritofágov: **Faktor osamote** – hodnotí mieru vplyvu každého faktoru jednotlivo bez ovplyvnenia inými faktormi; **Faktor v kombinácii** – hodnotí mieru vplyvu každého faktoru v CCA analýze zahrňujúcej všetky faktory; **Rádus 5** – model obsahujúci faktory Byliny 5, Kroviny 5 a Stromy 5, ktoré hodnotia vegetačnú pokrývnosť len v päť metrovom perimetri; **Rádus 10** – model obsahujúci faktory Byliny 10, Kroviny 10 a Stromy 10, ktoré hodnotia vegetačnú pokrývnosť len v desať metrovom perimetri. % – percento variability vysvetlenej daným faktorom; **Pseudo-F** – štatistická sila daného faktoru; ** – označujú najvýraznejšie signifikantné faktory ($p < 0,01$); * – označuje ostatné signifikantné faktory ($p < 0,05 \wedge p \geq 0,01$); **faktor bez hviezdíčky** – nesignifikantný v danom modeli; **chýbajúci faktor** – pre daný model nevysvetľuje takmer žiadnu variabilitu (-), alebo sa v modeli zámerne nenachádza (prázdne miesta).

4.3.1.2 Rozptylový diagram

Pre znázornenie preferencií jednotlivých druhov a miery korelácie medzi signifikantnými faktormi bol použitý rozptylový diagram (obr. 15).

Pri pohľade na graf je možné ľahko odlíšiť jeho ľavú a pravú stranu – zatiaľ čo ľavá strana reprezentuje les, pravá patrí prieseku pod stožiarimi PS. Keďže na grafe boli ponechané len faktory významné pre celkový korešpondenčný model, línia ekotónu ani stromových pokryvov nie je na grafe zobrazená. Aj tak je však možné odlíšiť druhy, ktoré sú výrazne negatívne korelované s priesekom a faktorom k nemu blízkym. Toto môžeme vidieť u druhov *Trachelipus ratzeburgii* a *Ligidium hypnorum*. Stále negatívne korelované sú tiež napríklad *Strongylosoma stigmatosum*, *Polydesmus complanatus* a *Unciger foetidus*. Pri prechode na pravú stranu zas narazíme na druhy, ktoré preferovali

podmienky prieseku pred lesom, no zároveň osídľovali najmä plochy, kde nerástli hojne byliny, a pokiaľ áno, boli to dvojkličnolistové byliny. Z takých možno spomenúť *Julus scandinavicus*, *Protracheoniscus politus* či *Polydesmus denticulatus*. Je potrebné si uvedomiť, že v praxi znamenajú nízke hodnoty bylinného zastúpenia vyššie zastúpenie krovín, keďže bylinné plochy sú na prieseku potlačované krovínami a naopak. Stredné hodnoty potom znamenajú pomerovo vyrovnanjšiu pokrývnosť oboch vegetačných skupín. V menšej miere sa do pomerov primiešava i porast stromov. Nakoniec sú na grafoch prítomné druhy výrazne preferujúce podmienky prieseku. Túto skupinu reprezentuje *Ommatoiulus sabulosus* a *Mastigona bosniensis*.



Obr. 15: Rozptylový diagram pre celkový model so signifikantnými kombinovanými faktormi pre detritofágy. Červené šípky sú lineárnou projekciou environmentálnych faktorov, trojuholníky (Δ) označujú pozíciu jednotlivých druhov mnohonôžok, kruhy (\circ) označujú pozíciu druhov rovnakonôžok. Šípky sú orientované smerom najstrmšieho stúpania hodnôt daného faktoru, uhol medzi nimi navzájom (α) potom ukazuje mieru ich korelácie – čím ostrejší uhol, tým silnejšia korelácia. Vzdialenosť medzi bodmi druhov hovorí o ich vzájomnej podobnosti vo vzťahu k environmentálnym premenným. Skratky druhov sú vysvetlené v prílohe 1.

Pri bližšom preskúmaní diagramu je možné si všimnúť rozloženie druhov medzi líniami krov a bylín či jednokličnolistových rastlín. Ak znak druhu dosádza priamo na jednu z línii, znamená to vysokú koreláciu distribúcie druhu s podmienkami tohto faktoru.

4.3.1.3 Generalizovaný aditívny model (GAM) a grafické výstupy

Modeli vplyvu environmentálnych faktorov na spoločenstvo detritofágov v závislosti na percentuálnej pokrývnosti jednotlivých porastov vychádzajú z individuálnych premenných (obr. 16: A – G). Tak je možné porovnať vplyv vegetácie lesa (stromy) a prieseku (byliny a kroviny) na distribúciu živočíchov. Prostredníctvom modelov Rádus 5 a Rádus 10 možné tiež zachytiť trendy v dvoch odlišných vzdialenostiach. Vďaka tomu bolo možné posúdiť, ktorý priestorový rozsah faktoru je pre distribúciu skúmaných živočíchov významnejší. Pri vysvetľovaní grafov bude vždy za jednotlivými skupinami patriacimi k danej ekologickej skupine v zátvorke uvedené percento druhov, ktoré sa vďaka štatistickej významnosti zúčastnili grafického zobrazenia. Opäť je na mieste pripomenúť, že ak má jedno z dvoch prostredí prieseku pokrývnosť nižšiu ako 100 %, rozdiel je doplnený zväčša druhým typom porastu z prieseku. Ak sa, napríklad, nejakému druhu najlepšie darí pri pokrývnosti bylín 30 %, 70 % pokrývnosti je zabezpečená krovínami. Toto číslo môže byť menšie, ak ide o rádus, ktorý zasahuje i do lesa. Tento fakt platí aj opačne, a teda neúplná pokrývnosť krovínami znamená v hlavnej miere opozičnú pokrývnosť bylinami.

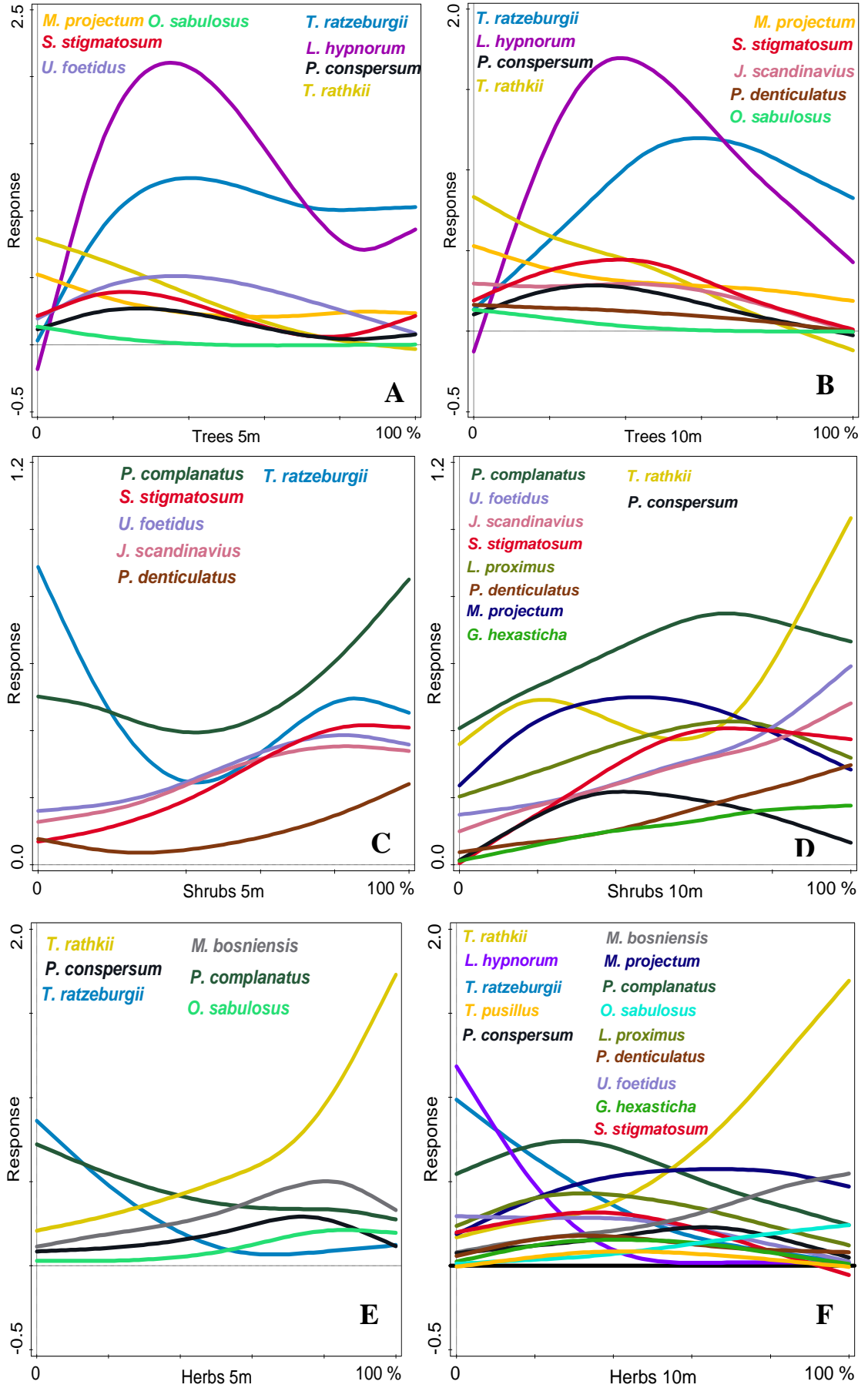
Prítomnosť stromov v modeli Rádus 5 bola signifikantným faktorom pre štyri mnohonôžky (36%) a štyri rovnakonôžky (57 %). Rádus 10 vysvetľoval trendy nemennému percentu rovnakonôžok a vyššiemu percentu mnohonôžok (46 %). Môžeme vidieť druhy výrazne pozitívne reagujúce na lesné prostredie – *T. ratzeburgii* a *L. hypnorum*. Pozitívne reagovali i *U. foetidus*, *S. stigmatosum* a *P. conspersum*. Každý z dosiaľ spomenutých druhov mal najvyššiu kladnú reakciu pri nižšej až strednej pokrývnosti, po presiahnutí tejto preferovanej hodnoty ich početnosti klesali a k predchádzajúcim hodnotám sa už nevrátili. *T. rathkii* a *O. sabulosus* prekázateľne v lesnom prostredí strádali, početnosť *M. projectum* bola tiež najvyššia na území s minimom stromov. Pre *J. scandinavius* a *P. denticulatus* bol dôležitý charakter porastu v širšom okolí (Rádus 10) a vyhovovala im nízka až stredná hustota stromového zápoja. *U. foetidus* reagoval na bližšie okolie (Rádus 5).

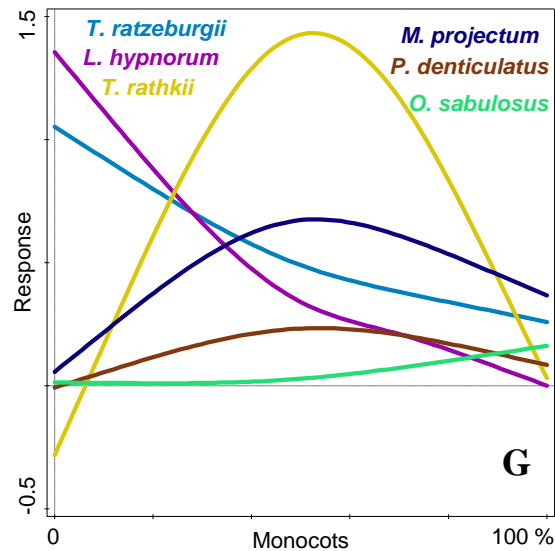
Rádus 5 pre kroviny znamenal štatisticky významnú environmentálnu charakteristiku pre päť detritofágnych viacnôžok (46 %) a pre jediná žižiavku (14 %). Rádus 10 pre tento porast hodnotí osem mnohonôžok (73 %) a dve rovnakonôžky (29 %). Charakter širšieho okolia teda bol dôležitý pre vyšší počet detritofágov. *P. complanatus*, *U. foetidus*, *J. scandinavius*, *S. stigmatosum* a *P. denticulatus* boli ovplyvnení širším

i bližším okolí. Tieto druhy vždy reagovali na prítomnosť krovín pozitívne, v širšom okolí vysoké pokryvnosti týchto porastov začali byť obmedzujúce pre *P. complanatus*. Podobne reagoval aj *L. proximus*. Žiživka *T. ratzeburgii* dokázala prežívať len v najhustejšom zápoji krovín, no celkovo bolo pre ňu toto prostredie prepadové. Stredné zastúpenie krovín v širokom okolí vyhovovalo druhom *M. projectum* a *P. conspersum*. Zvinavec *G. hexasticha* a žiživka *T. rathkii* vyhľadávali najvyššie pokryvnosti touto vegetáciou.

Rádus 5 bylinného zápoja bol signifikantný pre tri mnohonôžky (27 %) a tri rovnakonôžky (43 %). Rádus 10 zaznamenal signifikantnú odozvu až u 14 druhov detritofágov (78 %). Tento počet bol dosiahnutý deviatimi druhmi mnohonôžok (82 %) a piatimi druhmi druhej skupiny (71 %). *T. rathkii* a *O. sabulosus* z prostredia profitovali až do maximálnych hodnôt bylinného porastu v bližšom i širšom okolí. *P. conspersum* a *M. bosniensis* tiež prosperovali vo vyšších pokryvnostiach, pričom prvému spomínanému prekážateľnejšie vyhovovala aj rozvoľnená prítomnosť krovín. Pre *T. ratzeburgii* predstavovala bylinná matrix nehostinné prostredie v oboch rádiuoch, *P. complanatus* najlepšie znášal nižšie zastúpenie tejto vegetácie v desaťmetrovom rádiuse, pričom v užšom okolí na neho pôsobila obmedzujúco už od najnižších hodnôt. Charakter širokého okolia bol dôležitý pre druh *M. projectum*, najlepšie reagujúci na približne 70 % pokryvnosti bylinami. Početnosť druhov *L. proximus*, *S. stigmatosum*, *U. foetidus*, *P. denticulatus*, *G. hexasticha* a *T. pusillus* dokázala stúpať len v nižších percentách bylinného pokryvu (< 50 %), za touto hranicou sa vymenovaným zástupcom prestalo dariť. Slabú znášateľnosť bylinného pokryvu v širšom okolí vykazoval druh *L. hypnorum*.

Zastúpenie jednoklíčnolistových rastlín na bylinných plochách malo významný vplyv na tri druhy mnohonôžok (27 %) a tri druhy rovnakonôžok (43 %). Je dôležité zobrať do úvahy, že tento faktor niesol malú variabilitu, keďže smlz kroviskový ako zástupca jednoklíčnolistových rastlín porastal väčšinu bylinných plôch. Jediným až do maximálnej dominancie tráv priaznivo reagujúcim druhom bol *O. sabulosus*. *P. denticulatus*, *M. projectum* a *T. rathkii* do stredných hodnôt faktoru reagovali pozitívne, dva posledné menované druhy dokonca výrazne. V prípade *T. rathkii* bol rovnako výrazný i následný pokles, ktorý končil mizivými hodnotami druhu. Krivky *T. ratzeburgii* a *L. hypnorum* strmo klesali nadol už pri prvých náznakoch prítomnosti tráv, čo bolo výraznejšie u druhého spomenutého.





Obr. 16: A – G: GAM analýza vplyvu environmentálnych faktorov na spoločenstvo detritofágov v závislosti na percentuálnej pokrývosti jednotlivých porastov – stromov, krovín a bylín. Graf Monocots prezentuje dopad percentuálneho zastúpenia jednoklíčnolistových rastlín v biotope bylín na toto spoločenstvo. Osa x vysvetľuje mieru pokrývosti každým z porastov (%), osa y silu a smer odozvy jednotlivých druhov na túto mieru. Spodné ohraničenie každého grafu nesie mierku s bodmi znázorňujúcimi 0, 20, 40, 60, 80 a 100 %.

4.3.2 Predátori

4.3.2.1 CCA analýza

Z dátových súborov predátorov bol taktiež zvolený ten, ktorý bol zbavený druhov zastúpených menším počtom jedincov, než 10. Do analýz teda vstupovali štyri druhy stonôžok, päť druhov koscov a 14 druhov pavúkov. Dohromady tieto hodnoty znamenali 23 druhov zložených z 1270 jedincov podieľajúcich sa na analýzach. Prvá osa celkového modelu bola signifikantná ($F = 0,7$; $p = 0,002$), rovnako ako celý model ($F = 2,0$; $p = 0,002$). Ten vysvetľoval len 3,04% variability. Opäť sa všetky faktory ukázali ako signifikantné, pokiaľ stáli jednotlivo. Mnoho faktorov však vypadlo, pokiaľ boli hodnotené spolu s ostatnými (tab. 4).

Najužitočnejším faktorom bol faktor Stromy 5. Stromy 10 boli silnou individuálnou environmentálnou premennou, no v CCA analýze celkového modelu neboli užitočné. V modeli Rádus 10 však boli najlepším prediktorom. Prítomnosť prieseku bola opäť dôležitou premennou. V modeli Rádus 5 nepreukázali svoju dôležitosť Kroviny 5, naopak v modeli Rádus 10 neboli dôležité Byliny 10. Môžno si všimnúť, že naprieč tromi použitými modelmi nefiguruje v spojitych dátach environmentálna premenná

Monocots, ktorá bola pre niektoré detritofágy významným prediktorom. Nevýznamné boli tiež faktory Les, Ekotón a Opad.

Model Rádus 5 bol štatisticky významný ($F = 2,3$; $p = 0,002$). Vysvetľoval 2,87% variability. Model Rádus 10 bol signifikantný ($F = 2,2$; $p = 0,002$) a vysvetľoval 2,48% variability. Aj napriek nízkemu percentu vysvetlenej variability kombinácia týchto modelov umožní zhodnotiť trendy v spoločenstve predátorov pri použití rozptylových diagramov a GAM grafov.

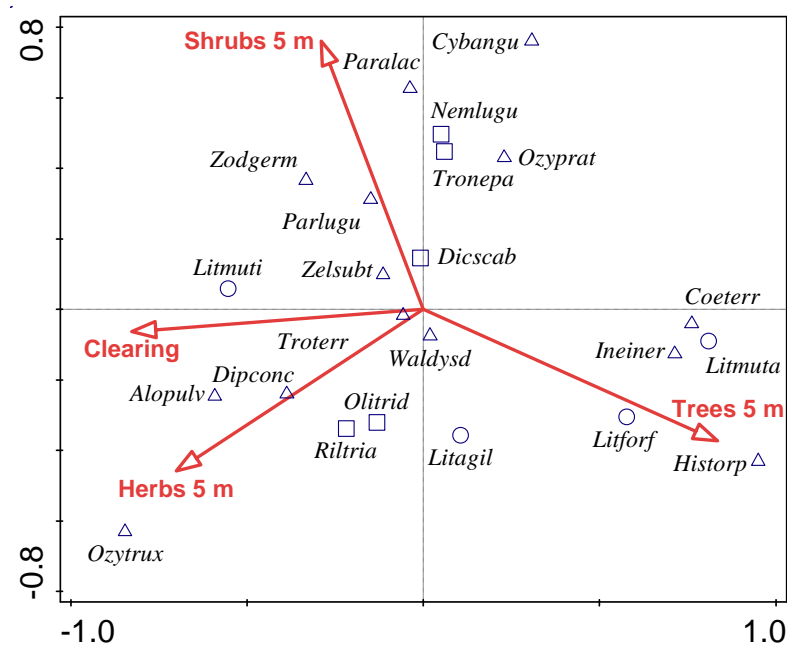
Tab. 4: Významnosť faktorov z hľadiska zloženia spoločenstva predátorov

Faktor	Faktor osamote		Faktor v kombinácii		Rádus 5		Rádus 10	
	%	pseudo-F	%	pseudo-F	%	pseudo-F	%	Pseudo-F
Priesek	1,5	5,0**	0,71	2,3**	0,71	2,3**	0,61	2,0*
Les	1,6	5,2**	-	-	-	-	0,27	0,9
Ekoton	0,7	2,4**	0,34	1,1	0,38	1,2	-	-
Monocots	1,2	3,9**	0,26	0,9	0,26	0,8	0,35	1,1
Opad	0,7	2,3**	0,36	1,2	0,31	1,0	0,27	0,9
Byliny 5	1,4	4,6**	1,14	3,7**	1,14	3,7**		
Kroviny 5	1,2	3,7**	0,52	1,7**	0,52	1,7		
Stromy 5	1,7	5,5**	1,69	5,5**	1,69	5,5**		
Byliny 10	1,6	5,1**	0,36	1,2			0,47	1,5
Kroviny 10	1,0	3,2**	0,32	1,0			1,00	3,3**
Stromy 10	1,7	5,3**	0,39	1,3			1,65	5,3**

Tab. 4: 11 env. premenných a ich hodnotenie na základe vplyvu na distribúciu predátorov: **Faktor osamote** – hodnotí mieru vplyvu každého faktoru jednotlivo bez ovplyvnenia inými faktormi; **Faktor v kombinácii** – hodnotí mieru vplyvu každého faktoru v CCA analýze zahrňujúcej všetky faktory; **Rádus 5** – model obsahujúci faktory Byliny 5, Kroviny 5 a Stromy 5, ktoré hodnotia vegetačnú pokrývnosť len v päťmetrovom perimetri; **Rádus 10** – model obsahujúci faktory Byliny 10, Kroviny 10 a Stromy 10, ktoré hodnotia vegetačnú pokrývnosť len v desaťmetrovom perimetri. % – percento variability vysvetlenej daným faktorom; **Pseudo-F** – štatistická sila daného faktoru; ** – označujú najvýraznejšie signifikantné faktory ($p < 0,01$); * – označuje ostatné signifikantné faktory ($p < 0,05 \wedge p \geq 0,01$); **faktor bez hviezdčky** – nesignifikantný v danom modeli; **chýbajúci faktor** – pre daný model nevysvetľuje takmer žiadnu variabilitu (-), alebo sa v modeli zámerne nenachádza (prázdne miesta).

4.3.2.2 Rozptylový diagram

V diagrame pre predátori nebude priamo zobrazený faktor lesa, keďže v kombinovanom modeli nebol signifikantný. Jeho pozíciu však dobre nahrádza faktor Stromy 5, keďže tieto dve premenné spolu úzko korelujú (obr. 17).



Obr.17: Rozptylový diagram pre signifikantné kombinované premenné celkového modelu. Červené šípky sú lineárnou projekciou environmentálnych faktorov. ○ označuje stonôžky, □ kosce a △ pavúky. Šípky sú orientované smerom najstrmšieho stúpania hodnôt daného faktora, uhol medzi nimi navzájom (α) potom ukazuje mieru ich korelácie – čím ostrejší uhol, tým silnejšia korelácia. Vzdialenosť medzi bodmi druhov hovorí o ich vzájomnej podobnosti vo vzťahu k environmentálnym premenným. Skratky druhov sú vysvetlené v prílohe 1.

Opäť môžeme na diagrame odlišiť druhy lesného prostredia (napr. *L. mutabilis*, *H. torpida*, *I. inermis*) a druhy prieseku (napr. *L. muticus*, *A. pulverulenta*, *D. scabrum*). Ďalej nelesné druhy môžeme rozlišovať podľa preferovaného vegetačného pokryvu. *D. concolor*, *R. triangularis* a *O. trux* sú príkladmi druhov, ktoré inklinujú k bylinným porastom, zatiaľ čo body *Z. subteraneus*, *Z. germanicum* či *P. lugubris* korelujú s výskytom krovín. Druhy ako *T. nepaeformis*, *N. lugubre* a *C. angustiarum* sa javia ako obyvatelia pomedzia prieseku a lesa, ktoré je podobnejšie krovinám, než bylinám.

4.3.2.3 Generalizovaný aditívny model (GAM) a grafické výstupy

Zistený plyv troch charakteristických porastov na jednotlivé druhy predátorov bude opäť hodnotený na základe dvoch rozdielnych perimetrov (obr. 18: A – F).

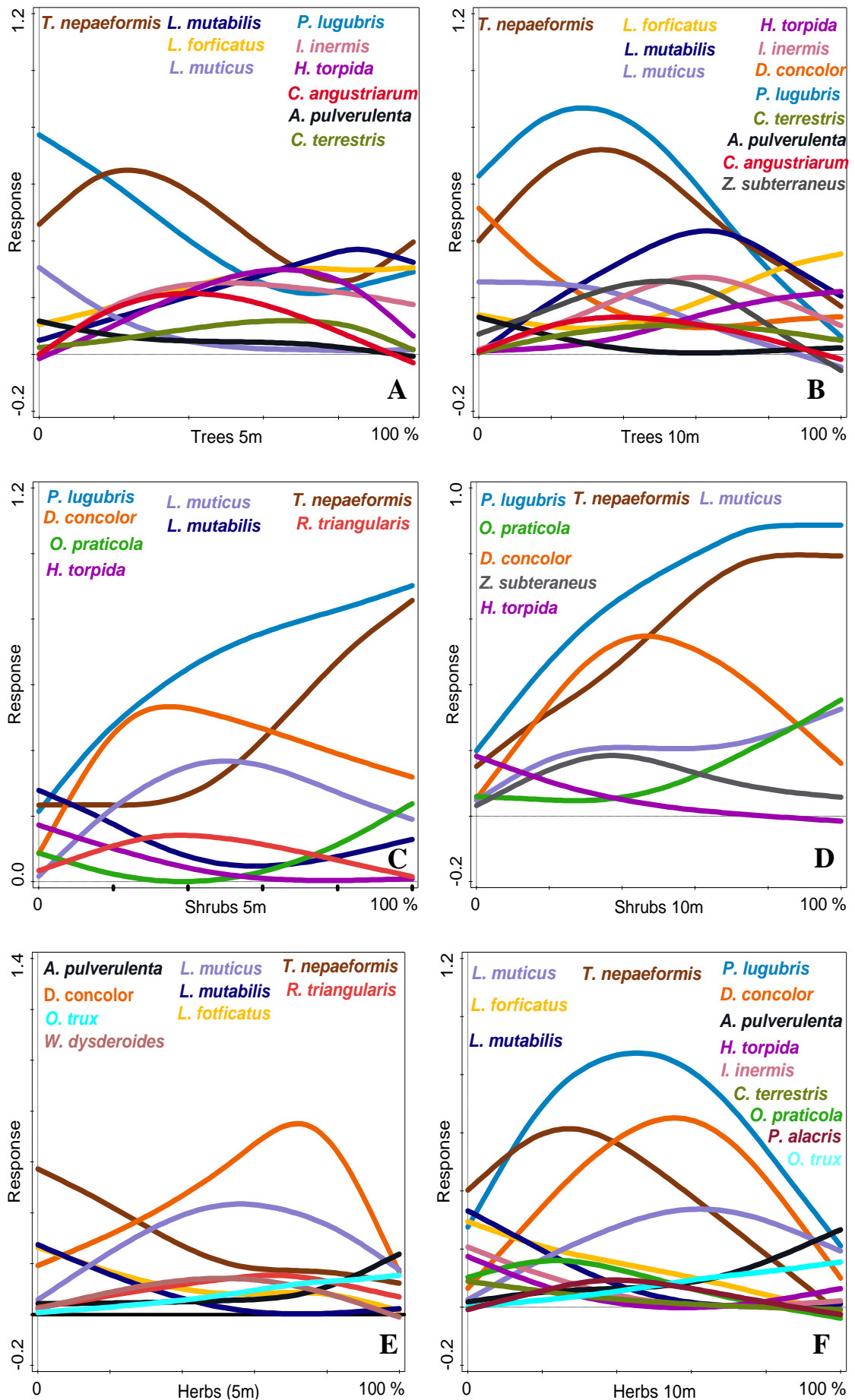
Faktor Stromy 5 vysvetľuje trendy pre 10 predátorov (44 %) – jeden druh kosca (20 %), tri stonôžky (75 %) a šesť pavúkov (43 %). Rádus 10 niesol odozvu pre nemenný počet koscov a stonôžok, pričom sa nemenilo ani druhové zloženie. Tento faktor bol však dôvodom signifikantnej odozvy pre osem druhov pavúkov (57 %) a z celkového

počtu predátorov model teda vykazoval významnosť pre 52 % predátorov. Vysoké hodnoty pokryvu vyhovovali stonôžkam *L. mutabilis* a *L. forficatus*, pričom *L. mutabilis* v širšom okolí preferoval presvetlenejší les. Na hustejší stromový zápoj dobre reagovali i kútnik *H. torpida* a pančuškář *C. terrestris*, no v najbližšom okolí im taktiež vyhovoval neúplný korunový zápoj. *C. terrestris* celkovo nevykazoval vysoké početnosti. Ešte otvorenejší charakter vyhovoval pančuškářovi *I. inermis* a tieňmilovi *C. angustiarum*. Riedky les vyhovoval zemníkovi *T. nepaeformis* a so zvyšujúcim sa zápojom prichádzala jasne negatívna odozva. Pre sliediča *P. lugubris* a stonôžku *L. muticus* znamenala už počiatočná prítomnosť lesného porastu v blízkom okolí impulz k výraznému poklesu výskytu, lesnú vegetáciu v desaťmetrovom rádiuse dokázali znášať do jej nízkych pokryvností. Lesné prostredie nevyhovovalo ani strehúňovi *A. pulverulenta* a plachtárke *D. concolor*. Skaliarka *Z. subterraneus* najviac profitovala zo stredne hustého zápoja stromov.

Rádus 5 faktoru Koviny niesol odpovede štyroch predstaviteľov pavúkov (29 %), dvoch mäsožravých viacnôžok (50 %) a dvoch koscov (40 %). To dohromady tvorí odpoveď 35 % predátorov. Vegetačný charakter v desaťmetrovom rádiuse bol štatisticky významný pre jednu stonôžku (25 %), jedného kosca (20 %), avšak priniesol informácie o piatich druhoch pavúkov (36 %). Takto bolo hodnotených 30 % všetkých predátorov. Vysoké zastúpenie krovín v oboch vzdialenostiach nieslo výrazne pozitívnu odpoveď druhov *P. lugubris* a *T. nepaeformis*. *O. praticola* taktiež najlepšie reagoval na hustý zápoj. *D. concolor* preferoval stredné pokryvnosti tejto vegetácie, rovnako ako *L. muticus*, ktorému ale v širokom okolí vyhovovalo bohaté zastúpenie krovín. Rozvoľnená prítomnosť vyhovovala druhom *R. triangularis* a *Z. subteraneus*. Druhu *H. torpida* prostredie krovín nevyhovovalo, rovnako sa menej darilo i *L. mutabilis*.

Deväť druhov predátorov (39 %), pre ktorých bol štatisticky významný faktor Byliny v Rádiuse 5, bolo zastúpených štyrmi druhmi pavúkov (29 %), tromi druhmi stonôžok (75 %) a dvoma druhmi koscov (40 %). Rádus 10 preukázal vplyv na 13 druhov predátorov (57 %). Model obsahuje tri druhy stonôžok (75 %), jeden druh kosca (20 %) a deväť druhov pavúkov (64 %). Druhy *A. pulverulenta* a *O. trux* pozitívne reagovali na rastúci zápoj bylín až do jeho maximálnych hodnôt, a to v oboch rádiusoch. Pre *D. concolor* bola prítomnosť bylín výrazne priaznivá až do 60 – 75 % pokryvnosti, po tejto hodnote už prostredie nebolo pre druh vhodné. Pre *R. triangularis* a *W. dysderoides* bol dôležitý charakter vegetácie v menšom rádiuse a najviac im vyhovovala stredná až

stredne vysoká pokryvnosť. To platilo v oboch rádiusoch i pre *L. muticus*. *T. nepaeformis*, *L. mutabilis* a *L. forficatus* neznášali zvyšujúci sa vplyv faktoru a strádali už od jeho nízkych hodnôt, aj keď *T. nepaeformis* dokázal prosperovať ešte pri 25 % pokryvnosti v desaťmetrovom rádiuse. *O. praticola* a sliedič *P. alacris* preferovali nižšie až stredne vysoké hodnoty bylinného zápoja v širšom okolí. Pre pavúky *H. torpida*, *I. inermis* a *C. terrestris* predstavovali bylinné plochy nehostinné prostredie už od najnižších pokryvností.



Obr. 18: A – F: GAM analýza vplyvu environmentálnych faktorov na spoločenstvo predátorov v závislosti na percentuálnej pokrývosti jednotlivých porastov – stromov, krovín a bylín (osa x). Osa y znázorňuje mieru odpovede organizmu v závislosti na miere pokrývosti faktoru osy x.

5 Diskusia

Bezlesé územie pod stožiarimi elektrického vedenia bolo objektom tejto diplomovej práce. Biotop trávnatých a krovinatých formácií leží na plochách kedysi prislúchajúcim okolitému lesu už necelých 40 rokov. Takéto charakteristické vegetačné zoskupenie prináša príležitosť nahliadnuť do distribučných trendov spoločenstva epigeických článkonožcov a pokúsiť sa odhaliť ich príčiny.

Za týmto účelom bolo zvolených 11 environmentálnych faktorov, u ktorých bol predpokladaný vplyv na atribúty štruktúry spoločenstva spomenutej ekologickej skupiny. Týkali sa najmä vegetačného usporiadania územia, ktoré určovalo aj to priestorové – hlavnými jednotkami bolo prostredie lesa s výrazne dominantnou stromovou zložkou a prostredie prieseku so zložkou bylinnou a krovinatou. Vplyv týchto faktorov bol analyzovaný pomocou kanonickej korešpondenčnej analýzy (CCA) a ďalšími metódami, ako boli zhluková analýza, indexy diverzity, Kruskal-Wallis test a Mann-Whitney test.

Prítomnosť bezlesého prieseku bola významným faktorom pre všetky modely a pre obe funkčné skupiny článkonožcov (detritofágy a predátori). Toto zistenie nie je prekvapivé, keďže les a bezlesie predstavujú výrazne odlišné podmienky na mnohých úrovniach. Môžeme hovoriť o rozdieloch klimatických, kedy korunový zápoj lesa vytvára medzi hornými úrovňami porastu a pôdou vlastnú mikroklimu, ktorá sa vyznačuje nižšou teplotou, aká panuje v trávnatých biotopoch. To platí ako pre pôdu samotnú, tak aj pre vzduch. Možno ešte dôležitejšími teplotnými charakteristikami sú menšie rozdiely medzi minimálnymi a maximálnymi teplotami v kompaktnom lesnom zápoji oproti holorubom, čistinám a iným exponovaným prostrediam. To znamená stabilnejšie prostredie s menej výraznými extrémami. Týmto je ovplyvnený i hydrologický režim v gradiente sukcesných štádií, kedy pri nižších teplotách a nižšej solárnej radiácii dochádza k zníženiu evaporácie (Chen et al. 1993; Villegas 2010).

Biotopy krovín sú z tohto pohľadu i z hľadiska prítomných živín podobné lesu (Thomas et al. 2018; Leuschner & Ellenberg 2018). Klimatické a mikroklimatické podmienky sú pritom jedným z najhlavnejších komponentov ovplyvňujúcich distribúciu pôdnych článkonožcov. Suchozemské rovnakonôžky, viacnôžky a aj pavúkovce sú

v rôznej miere citlivé na vlhkosť a teplotné pomery. V ich životnej histórii teda zohráva dôležitú rolu vysychanie a všeobecne sú suchozemské kôrovce a viacnôžky považované v určitom optime za pozitívne hydrotaxné (Hopkin & Read; Lewis 1980; Sutton 1972). K tejto skutočnosti sa pri skúmaní distribúcie pridáva aj ich znížená disperzná schopnosť, ktorá už v takej miere neplatí pre pavúky (Tuf & Tufová 2008). Druhou, rovnako esenciálnou podmienkou pre prosperitu druhu je dostupnosť vhodnej potravy, ako bolo už diskutované v kapitole 1.2. Priesek a les sa líšia i v tomto aspekte, keďže ponúkajú odlišné potravné zdroje. Lesné okraje môžu v systéme vystupovať ako miesta, v ktorých kompozícia druhového spoločenstva článkonožcov závisí na spolupôsobení veľmi priaznivých potravných podmienok a naopak väčšieho rizika vyschnutia (De Smedt et al. 2016).

Nesignifikantná, no na prvý pohľad viditeľná prevaha jedincov všetkých taxónov odchytených v krovinách (9,74 jedinca na výber) sa neprejavila len voči bylinným plochám (5,39), no aj voči samotnému lesu (5,73). Rozdiel mohol byť menej výrazný s ohľadom na fluktuácie početností spôsobené vzácnymi druhmi. To však neplatilo pre všetky sledované taxóny. Stašiov (2001) upozorňuje na rozdielne špecifické požiadavky jednotlivých druhov epigeickej fauny na svoje životné prostredie a na tým spôsobenú nutnosť pristupovať k evaluácii získaných poznatkov prostredníctvom druhej úrovne spoločenstva.

Významne preukázané rozdiely prostredníctvom Kruskal-Wallis testu a následného Mann-Whitney testu, ktoré boli zistené u stonôžok a to medzi lesným prostredím a prostredím trávnatých porastov, hovoria o nehostinnosti porastov dominantného smlzu pre väčšinu prítomných jedincov tohto taxónu. Spoločenstvo bolo tvorené najmä tromi dominantnými druhmi a ostatné druhy sa objavili len v malých početnostiach, čo je pre spoločenstvá stonôžok typické (Albert 1979). Rozdiely pritom boli zaznamenané i v druhej bohatosti, kedy zo 14 prítomných druhov bolo odchytených v lese 13, v krovinách 11, avšak v bylinnom poraste len päť. Početnosti i druhová bohatosť naznačujú, že najvhodnejším prostredím pre mäsožravé viacnôžky je les a časti prieseku tvorené bylinami väčšine z nich neslúžia ako vhodné stanovište. No prítomnosť krovín výrazne navyšuje počty jedincov a druhov, ktoré dokážu na trvalom prieseku žiť. Toto tvrdenie je podporené i zhlukovou analýzou, ktorá systém jasne rozčleňuje na klaster bylinného biotopu s niekoľkými krovinami a na dva veľké, navzájom podobné zhluky tvorené krovinatými a lesnými porastami (príloha 2). Nízka bohatosť druhov stonôžok na bylinných plochách s dominanciou smlzu v porovnaní s lesom je v súlade

s poznatkami o tomto trende (Tuf & Ožanová 1998; Grgič & Kos 2005). Charakter prostredia obkolesujúceho väčšie či menšie plochy s priaznivými podmienkami je pritom významný pre zloženie druhového spektra článkonožcov na týchto plochách (Baum et al. 2004; Stašiov et al. 2017). Na prieseku sú kroviny obkolesené trávnatými porastami, no v širšej mierke je celý priesek obkolesený lesom. Toto usporiadanie vytvára pomerne heterogénny celok. Stašiov a Svitok (2014) v slovenských bukových lesoch konštatovali najvyššiu biodiverzitu stonôžok na miestach v minulosti vystavených preriedovaniu stromových porastov, čo prisudzujú príležitosti pre druhy otvorenejších priestranstiev osídliť toto územie. Upozorňujú tiež však, že stenotopné druhy lesa mohli z preriedeného územia naopak dočasne vymiznúť. Zistenia Purcharta a kolektívu (2013) zas indikujú pozitívnu koreláciu korunového zápoja a druhovej bohatosti stonôžok v smrekových lesoch. Najväčšia druhová diverzita stonôžok bola v tomto výskume zistená v 30–35-ročnom poraste s maximálnym korunovým zápojom. Grgič a Kos (2005) zistili významne nižší výskyt stonôžok a odlišnú druhovú kompozíciu na holoruboch v bukových lesoch Slovinska, čiže na území predtým patriacom lesu. Tiež podľa zistených abundancií usudzujú, že najvhodnejším prostredím pre stonôžky je mladý, hustý les tvoriaci optimálne vlhkosťné, teplotné a svetelné podmienky. Kroviny môžu zaznamenať vo vegetačnom gradiente trávy – kroviny – les štatisticky významnejší nárast početností stonôžok, než les (Ferguson 2001).

Vďaka korešpondenčnej analýze bolo zistené, že druhy *L. forficatus* a *L. mutabilis* boli druhmi lesného biotopu a mali podobné preferencie. Druhý spomínaný druh je však v iných štúdiách uvádzaný skôr ako druh otvorenejšieho priestranstva či dokonca presným opakom výskytu *L. forficatus*. Ide však o euryvalentné druhy a preto sa ich preferencie môžu častejšie líšiť región od regiónu. V tomto prípade bol *L. mutabilis* druhom lesným a bez krovinatého zápoja by sa na prieseku prakticky nevyskytoval (Grgič & Kos 2005; Grinvald 2011; Tuf & Tufová 2008). *L. muticus* naopak prosperoval na prieseku a vyhovovala mu priestorová kombinácia bylín a krovia. Zdá sa, že najviac mu vyhovovali vyrovnané pokryvnosti oboch porastov.

Ďalší preukázaný rozdiel, tentokrát medzi krovunami a lesom, sa týkal spoločenstva detritofágov. Fakt, že pri samostatnom hodnotení zložiek tejto ekologickej skupiny nedošlo k rovnakému záveru, svedčí o tom, že je výhodné skúmať tieto skupiny ako ekologický celok. Tým sa navýši počet druhov s podobnými životnými stratégiami, ktoré sú hodnotené na základe rovnakých parametrov. Takto integrovane sa odporúča

pracovať najmä s rovnakonôžkami, ktorých druhové zloženie na lokalite je často nízke a preto i jeden druh môže výrazne ovplyvniť výsledok (Tuf & Tufová 2008).

Jednou z hypotéz bolo, že kroviny fungujú ako refugiá pre druhy preferujúce podmienky lesa, no momentálne sa vyskytujúce na otvorenom priestranstve porastenom expanzívnou jednoklíčnicovou rastlinou. Príkladom môže byť *T. ratzeburgii*, ktorý od prostredia vyžaduje prítomnosť drevnej hmoty, ktorú konzumuje (Tomescu et al. 2015). Tento druh s najvyššou početnosťou v lese bol prakticky neprítomný v dominantných bylinných porastoch. V krovínach bola jeho prítomnosť opäť častejšia. Výsledky CCA analýzy naznačujú, že v najvyššej pokryvnosti krovín tento druh opäť dokázal v menších početnostiach prežívať. Špecifické potravné nároky, ktoré samotné porasty ostružín pre tento druh nespĺňajú, by mohli viesť k úsudku, že kroviny s najvyššou mierou pokryvnosti územia znamenajú pokročilejšie sukcesné štádium, do ktorého sú vo väčšej miere primiešané i pre druh priateľnejšie dreviny a ich odumretá drevná hmota (McIntosh 1981). Podobnú neznášanlivosť trávnatých plôch vykazoval aj hygrofilný *L. hypnorum*, prežívajúci v krovínach a lese. *T. rathkii* je i napriek jeho všeobecnej euryvalencii naopak druhom nelesných biotopov, ktorý by podľa výskumu na území bez prieseku nežil. *T. rathkii* je tiež pionerským druhom osídľujúcim už rané sukcesné štádiá, čo môže na prieseku pravidelne podliehajúcim devastáčnym antropogénnym zásahom výrazne prispieť k jeho dominancii na tomto území (Tajovský et al. 2008; Tomescu et al. 2015).

Pre väčšinu mnohonôžok predstavovali kroviny hlavné stanovište (príloha 3). Toto môže byť tiež čiastočne vysvetlené vegetačnou skladbou. Na lesnom území boli dominantnými drevinami dub zimný a borovica lesná. Duby a ešte vo väčšej miere borovice sú známe svojou zníženou palatabilitou a ich opad je považovaný za potravu nízkej kvality (David 2010; Tajovský & Aurová 2008). Dubové lesy však stále môžu byť hojne detritofágmi obývané, a preto toto vysvetlenie nestačí. Ďalším faktorom znižujúcim početnosti pôdných živočíchov v hospodárskych lesoch je nedostatok mŕtveho dreva, ktoré svojou prítomnosťou stimuluje i ostatné pozitívne elementy – hromadenie listovej vrstvy, regulácia vlhkosti a teploty (Jabin et al. 2004; Topp et al. 2006). I touto štúdiou skúmaný les je v prvom rade lesom hospodárskym a významný odvoz mŕtvej stromovej hmoty sa ho týka. Územie je tiež súčasťou lovného revíru a výskyt párnokopytníkov je tu značný. Prítomnosť a abundancia veľkých cicavcov pritom má vplyv na epigeické článkonožce (Cecil et al. 2019, Carpio et al. 2014; Spitzer et al. 2008). Z početností odchytených živočíchov sa tiež dá vyčítať, že kroviny boli

v rôznej miere vhodným prostredím pre druhy celého gradientu, či už to boli druhy vyhýbajúce sa trávnaťm porastom (napr. *P. complanatus*, *L. proximus*), alebo druhy otvorených priestranstiev (napr. *M. bosniensis*, *M. projectum*). Naviac, najvyššia aktivita makroskopických detritofágov na lesných okrajoch sa zdá byť konzistentným fenoménom naprieč rozličnými lesnými biotopmi. Pokles početností smerom od okraja do stredu lesa je určovaný rezistenciou jednotlivých druhov k vysychaniu a taktiež zložením vegetačnej skladby (De Smedt et al. 2016, 2018). Najbohatší odchyt detritofágov práve v krovinách pod prenosovou sústavou je podobným poznatkom o prosperite detritofágov, aký bol zistený na lesných okrajoch.

Až pre 14 z 18 druhov detritofágov bola dominancia tráv a bylín dôležitým faktorom v širšom okolí (desaťmetrový rádius), z toho len štyri druhy prosperovali i v najvyšších pokryvnostiach, čiže na plochách bez krovín (*M. projectum*, *O. sabulosus*, *M. bosniensis* a *T. rathkii*). Z týchto štyroch druhov len *O. sabulosus* dobre znášal maximálne pokryvnosti smlzom kroviskovým. Tento druh je známym xerobiontom bezlesia (Voigtländer 2011). *T. rathkii* a *M. projectum* znášali maximálne polovičné hodnoty faktoru. To znamená, že na ploche potrebovali na živiny bohatšie a ľahšie stráviteľné dvojkľúčolistové rastliny v aspoň polovičnom zastúpení. Faktor jednokľúčolistových rastlín mal však malú variabilitu, ktorá bola spôsobená tým, že miest s 50 a menej percentným zastúpením smlzu bolo len minimálne množstvo. Keďže tieto podmienky nevyhovujú ani druhom inak na prieseke prosperujúcim, môžu tu opäť zohrať dôležitú úlohu kroviny a tentoraz najmä z nutričného hľadiska. To môžeme vidieť i na grafe Rádius 10 pre detritofágy, kde *T. rathkii* a *M. projectum* pri svojej väzbe na priesek a bylinné porasty využívajú i kroviny a z grafu v prílohe 3 je zrejmé, že v nezanedbateľnej miere. Pre zvyšných 10 druhov faktoru Rádius 10 platí, že pre nich bylinné plochy predstavovali nepriaznivé prostredie či už hneď od najnižšej pokryvnosti, alebo s jej postupným narastaním.

Exponovanosť územia vystaveného nestálejším poveternostným podmienkam podporuje azda hlavný dôvod tejto skutočnosti – neprítomnosť vhodnej potravy. Palatabilita smlzu je veľmi nízka a jeho živá či odumretá organická hmota bráni rozvoju nutrične zaujímavejších rastlínám. Obsah dusíka v potrave je pritom pre mnohonôžky jednou z najdôležitejších charakteristík prostredia. Pri dostupnosti okolitých zdrojov teda nemajú druhy prispôbené na výživnejšiu potravu dôvod expandovať do tak nehostinného prostredia (Blower 1974; Prach 1987; Quadros 2014; Stašiov 2009). Odozva na podmienky homogénnych bylinných plôch je teda väčšinou negatívna.

U krovín je situácia odlišná. Odpoveď v širšom okolí bola významná u 10 druhov. Štyrom druhom z predchádzajúcej skupiny sa tu so zvyšujúcim sa zápojom krovín a len menšinou či žiadnou pokryvnosťou tráv darilo. Konkrétne to boli *P. complanatus*, *U. foetidus*, *S. stigmatosum* a *P. denticulatus*. Prvý menovaný je eurytopným druhom, ostatné tri sú typickými obyvateľmi vlhkých lesov (Kocourek et al. 2017; Voigtländer 2011). Výsledky analýz nasvedčujú tomu, že kroviny pre nich predstavujú priaznivé ostrovy obklopené nehostinnou matrix a že im plne nahrádzajú lesný biotop. Dvomi druhmi zo súboru najviac vyhovovala pokryvnosť krovínami do 50 % (*P. conspersum* a *M. projectum*), ostatné druhy vyhľadávali vysoké pokryvnosti týmto porastom. Je potrebné upozorniť na fakt, že reakcia na kroviny bola menej výrazná, ako na prítomnosť bylín, no zväčša predstavovala narozdiel od nej pozitívnu odozvu.

Najčastejšie kroviny obkolesené smlzovými porastami na prieseku tvorili rôzne dlhé a široké pásy v jednotkách či nižších desiatkach metrov, v menšej miere to boli rozložené plochy. Takéto usporiadanie naznačuje, že bohaté druhové zloženie môže súvisieť s ekotónovým efektom. Vo väčšej mierke bol tento jav opísaný na príklade remízok v hospodársky využívannej krajine (Stašiov et al. 2017). Remízky v inak pomerne nehostinnom prostredí boli vhodným útočiskom pre prekvapivo vysoký počet druhov viacnôžok. Podobne by ako remízky mohli teda fungovať aj spomínané kroviny.

Rozdiely v abundancii pavúkov i koscov neboli štatisticky potvrdené, no opäť viditeľné. Kosce boli prezentované najmä dvoma dominantnými druhmi – *T. nepaeformis* a *O. tridens*. *O. tridens* sa prejavil ako eurytopný druh a vyrovnane osídľoval všetky tri habitaty s nevýraznou preferenciou pre trávnaté porasty. Široká ekologická valencia tohto druhu je známym faktom. Všeobecne mnoho druhov koscov je známych tým, že aj napriek preferencii k určitému typu prostredia je možné ich objaviť aj mimo tejto štandardnej zóny, pričom výnimkou nie sú ani typicky lesné druhy na holoruboch a čistinách (Černecká et al. 2017; Mihál et al. 2010; Mihál & Astaloš 2011; Stašiov 2001). Tým je možné vysvetliť i výstupy zhlukovej analýzy pre kosce – na dendrograme môžeme vidieť úzke väzby všetkých troch prostredí (príloha 2). Spomenuté publikácie pritom hovoria konkrétne i o druhoch *T. nepaeformis* a *N. lugubre*, ktoré boli opäť v najvyšších počtoch zaznamenané v krovínach prieseku a nie v lesnom prostredí (príloha 3). Prítomnosť *T. nepaeformis* dokonca viac ako trikrát prevýšila početnosť v hospodárskom lese a rozdiel z oblasti trávnatých plôch bol rádový. V lesných podmienkach pritom najlepšie znášal otvorenejší charakter korunového zápoja a v krovínach sa mu darilo až do maximálnych hodnôt pokryvnosti.

Druhom teplých, vlhkých bučín, dubových bučín a ich krovinatých okrajov bol *D. scabrum* (Stašiov 2002). Táto kapucňovka opäť osídľovala predovšetkým vegetáciu kríkov. V podobne nízkych početnostiach sa objavil kosoc *R. triangularis*, ktorý potvrdil svoju preferenciu pre slnkom vyhriate lesné čistiny a holoruby, keď najlepšie reagoval na porast bylín. Otvorenejší charakter lesného prostredia sa zdá byť faktorom pozitívne pôsobiacim na abundancie koscov a iných pôdnych živočíchov. K takému záveru došiel aj kolektív Černeckej (2017) pri výskume v bukových lesoch Slovenska, pričom rovnako ako v prípade prieseku pri Sverepci neznamerala zvýšená početnosť jedincov i väčší počet druhov. Priaznivý vplyv presvetlených stanovišť prisudzuje kolektív rozvoju bylinných a krovinatých plôch tvoriacich heterogénne potravné a priestorové možnosti. Pokiaľ je výskyt priaznivých stanovišť v krajine ostrovovitý, miera jeho pozitívneho vplyvu na spoločenstvo koscov závisí tiež na veľkosti (šírke i dĺžke) týchto ostrovov a tiež na zložení vegetácie. Príkladom sú opäť remízky v poľnohospodárskej krajine (Stašiov et al. 2020).

Na charakter porastu reaguje i druhý sledovaný rad pavúkovcov – pavúky. Huhta (1971) pojednávajúci o spoločenstvách pavúkov na holoruboch smrekových lesov, vyčleňuje približne sedemročné obdobie, počas ktorého vývoj spoločenstva pavúkov na holoruboch nesmeruje k jeho klimaxu. V týchto prvých rokoch podľa Huhtu (1971) dominujú veľkí strehúňovití a skaliarkovití zástupcovia. Dominancia strehúňovitých sa jasne ukázala aj na prieseku PS prostredníctvom druhov *P. lugubris* a *T. terricola*. Dopĺňala ich tiež veľmi početná plachtárka *D. concolor*. Počas sukcesie dochádza k potlačeniu druhov otvorených priestranstiev, no pod prenosovou sústavou sa vegetácia len ojedinele dostane cez hranicu desiatich rokov. Preto je veľmi pravdepodobné, že tieto taxóny prevládajú dlhodobo (Gajdoš et al. 1999).

Populácie v spoločenstve pavúkov sa často objavujú vo väčších hustotách na lesných okrajoch oproti vnútorným oblastiam rôznorodých dospelých lesov (De Smedt et al. 2018). Tiež rozvoľnenejší charakter lesa, dovoľujúci rozvoj nižších rastlín a zvýšenú heterogenitu prostredia, priaznivo vplýva na biodiverzitu i abundanciu tejto živočíšnej skupiny (Košulič et al. 2016; Spitzer et al. 2008). Tieto trendy sú spájané s ekotónovým efektom. Vďaka svojej užšej ekologickej valencii pavúky prekazateľne reagujú na environmentálne charakteristiky, akými sú bylinný a krovinatý zápoj či hustota zápoja korún stromov (Purchart et al. 2013). Dôležitosť krovin sa opäť ukázala i na trvalom prieseku (obr. 11 a príloha 3). Okrem najvyšších počtov jedincov šlo i o najvyššiu druhovú diverzitu (tab. 2). Znova platilo, že toto prostredie využívala väčšina zo

skúmaných druhov, či už to boli druhy lesa alebo otvorených priestranstiev. Výnimkou bol lesný *H. torpida*, pre ktorého kroviny nepredstavovali náhradný biotop. Podobne druh viazaný na vysoké trávy, *O. trux*, preferoval najmä bylinné porasty. Podľa GAM modelu boli kroviny signifikantným faktorom pre najmenší počet druhov (5). Negatívne pôsobili v celom rozsahu však len na už spomínaného *H. torpida*, ktorý neznášal priesek ako celok. *Zelotes subteraneus* preferoval nižšie pokryvnosti touto vegetáciou a zvyšné tri druhy reagovali na kroviny pozitívne. *Pardosa lugubris* a *O. praticola* v nich na rozdiel od trávnatých porastov našli vhodné útočisko. Značným počtom druhov preferované stredné hodnoty pokryvnosti bylín hovoria o priaznivých dôsledkoch prítomnosti krovín v porastoch tráv (Kůrka et al. 2015). Podľa GAM analýzy i lesné druhy reagovali najlepšie na hustotu korún stromov do 70 %, ktorá mohla znamenať už diskutované výhody. Trend priaznivých stredných hodnôt pokryvností nás opäť privádza k heterogenite, lesným okrajom a ekotónovému efektu.

Oba rádiusy, a teda päť aj desaťmetrová kruhová vzdialenosť od pasce sa ukázali byť relevantnými, no pre väčší počet druhov bol dôležitý väčší z dvoch okruhov. To môže znamenať, že oblasť v päťmetrovom perimetri nie je vzhľadom na disperzné schopnosti článkonožcov tak významná. V desaťmetrovom okruhu však už viac môže záležať na nehostinnosti podmienok okolia, ktoré musí živočích prekonať. Pre túto hypotézu by ale boli potrebné ďalšie výskumy, taktiež zamerané na jednotlivé populácie v spoločenstve. Objavili sa aj druhy, pre ktoré bol naopak významný charakter porastov v užšom okolí, napríklad často vertikálne sa pohybujúci *R. triangularis* (Šilhavý 1954).

Kroviny sú pri skúmaní živočíšnych spoločenstiev často brané ako zložka ekotónu či svetlejších častí lesa (Košulič et al. 2016; Černecká et al. 2017; Spitzer et al. 2008), ale aj ako samostatne stojace stanovišťa (Horák et al. 2014; Ferguson 2001). Ukazuje sa, že význam majú nie len v podpore heterogenity v samotnom lesnom prostredí, ale i mimo neho. Dominantnými ostružinami prerastené kroviny na trvalom lesnom prieseku pod prenosovou sústavou, obklopené hojne rozšíreným smlzom kroviskovým, sú obývané prekvapivo veľkou proporciou epigeických článkonožcov žijúcich na území. Zdá sa, že pre niektoré z nich predstavujú refugiá v inak odpudivom prostredí smlzu a vďaka pozitívnej taxii k podmienkam panujúcim v kroch umožňujú aj pohyb cez územie, ktorému by sa inak vyhýbali. Môžu teda fungovať podobne, ako iné štruktúry väčšej mierky, akými sú napríklad remízky (Stašiov et al. 2017, 2020; Horňák et al. 2018) či ako lesné okraje (De Smedt et al. 2016, 2018). Pre iné sú vhodnou zložkou v kombinácii s bylinami či konkrétne s dominantnou trávou, ktorá im vadí pri vyšších

pokryvnostiach. Menšiemu počtu druhov vyhovovali práve trávnaté plochy, ktoré by sa na území bez prieseku nevyskytovali. Trendy zistené v krovinách na prieseku sú podobné tým, ktoré sa prisudzujú ekotónom. Je teda možné, že mozaikovitá prítomnosť krovín má za následok to, že ekotón nie je obmedzený len na užšiu oblasť stretu lesa s priesekom, ale je rozvoľnený po celej šírke bezlesého pásu. Kroviny hostili druhy lesa i trávín a takiež druhy preferujúce samotné kroviny. To je vedľa zvyčajnej vyššej abundancie živočíchov a typického sukcesného štádia ďalším znakom hranice biotopu (Hansen et al. 1988). Za hranice dvoch biotopov pritom nemožno považovať len miesto stretu lesa s priesekom, ale i miesto stretu trávnatých porastov so zápojom ostružín a iných nízkych drevín. Okrem bližšieho posúdenia dosahu ekotónu na takýchto územiach by bolo vhodné otestovať mieru palatability rastlín zo všetkých troch prostredí pre skúmané detritofágy.

Posledným postrehom je uplatnenie teórie metapopulácií. Pokiaľ podľa nej dynamika populácií prítomných na území funguje, potom kroviny zhromažďujúce veľké množstvo jedincov musia pri antropogénnom zásahu zbavujúceho oblasť vegetácie figurovať v úlohe prepadovej populácie. Územie však nie je tejto deštrukcii habitatu vystavené v celej plošnej miere, a teda ušetrené ostrovy krovín môžu zas fungovať ako zdroj populácie pri postupnej rekolonizácii počas prebiehajúcej sukcesie. Zároveň takto môže fungovať aj les a po ráznom zásahu urbáriátu v lese zas môže byť zdrojovou populáciou tá z prieseku. Bolo by zaujímavé sledovať túto dynamiku a porovnávať kapabilitu lesa a krovín v úlohe hostiteľov zdrojových populácií (Levins 1969, 1970).

6 Záver

Kontinuita biotopov je narušovaná mnohými spôsobmi. Jedným z nich sú líniové prvky, ktoré si stále zachovávajú prírode blízky charakter, no modifikujú prostredie tak významne, že dôjde k vzniku úplne nových rastlinných spoločenstiev. Na túto zmenu následne reagujú aj spoločenstvá živočíšne. K organizmom citlivým na takéto zmeny patria pôdne článkonožce, akými sú napríklad suchozemské rovnakonôžky, viacnôžky a pavúkovce.

Údržba trvalého líniového prieseku v ochrannom pásme elektrického vedenia vedie k odstraňovaniu stromov a zapríčiňuje jeho krovinato-bylinný charakter. Tento úkon býva plošný a vždy zasiahne rôzne veľkú časť územia. Porast je odstránený až na holú pôdu a na území opäť prebieha približne 5 – 10 rokov prirodzená sukcesia. Tieto podmienky dokáže využiť konkurenčne zdatná tráva – smlz kroviskový. Krovinám, tiež sa na území objavujúcim, zas často dominuje ostružina a k nej sa pridávajú ďalšie kroviny či mladé stromy.

Cieľom práce bolo zistiť, či priesek ako celok pôsobí pre pôdne článkonožce ako bariéra pri disperzii. Ďalej bolo hodnotené, či sú dominantné porasty smlzu kroviskového nehostinným prostredím spôsobujúcim tento efekt. Tiež bol skúmaný význam krovín ako refugií či nášľapných kameňov pre druhy lesných biotopov v tomto systéme. Boli využité univariačné metódy (Kruskal-Wallis a Mann-Whitney test), multivariačné metódy (zhluková a kanonická korešpondenčná analýza) a metódy pre hodnotenie biodiverzity.

Priesek skutočne môže pre lesné druhy predstavovať určitú disperznú bariéru. Nasvedčujú tomu zhlukové analýzy podľa podobnosti úlovkov v zemných pasciach prieseku a lesa. Trend väčšej odlišnosti týchto dvoch prostredí bol najvýraznejší pri hodnotení celého spoločenstva, ale taktiež samostatne u rovnakonôžok a pavúkov. Menej viditeľne fungoval u mnohonôžok. Kosce vykazovali pomerne podobné úlovky naprieč gradientom. U stonôžok bola zistená silná afinita medzi prostredím lesa a krovín. Prítomnosť krovín celkovo podobnosť medzi priesekom a lesom zvyšovala.

Kroviny sa preukázali ako refugium pre množstvo druhov vyhľadávajúcich podmienky podobné lesným, a to u všetkých piatich skupín. U niektorých je z analýz jasné, že by sa na prieseku prakticky nevyskytovali, keby nenašli vhodné podmienky

pod vetvami krovín. Kroviny navyiac hostili najvyšší počet druhov a jedincov ako takých. Jedine stonôžky boli početnejšie v lese. To môže byť vysvetlené okrem podmienok konkrétneho lesa i faktom, že kroviny boli vhodným prostredím pre druhy celého gradientu. Kroviny neznamenalí teda len bohatšie spoločenstvo prieseku, ale celého územia. Viditeľný bol trend preferencie kombinácie výskytu krovín a bylín, a teda stavu, ktorý pripomína účinok ekotónu. Možno predpokladať, že kroviny predlžujú dosah ekotónového efektu aj ďaleko za ostrú hranicu prieseku a lesa.

Mnoho detritofágov i predátorov lesného prostredia neprejavovalo ochotu pohybovať sa vo vegetácii s dominanciou smlzu. Nešlo pritom pravdepodobne o tvrdú fyzickú bariéru, ktorá by fyzicky bránila dané územie prejsť, ale o nechotu a takpovediac nedostatok motivácie orientovať disperziu do smeru daných mikroklimatických a potravných pomerov. Šlo o prostredie s najnižším počtom druhov i jedincov s výnimkou mnohonôžok, ktorých početnosť bola najnižšia v lese. Žil tu menej ako polovičný počet druhov stonôžok. Vzhľadom na neznášanlivosť veľkých pokryvností väčšinou druhov hrala kľúčovú rolu blízkosť krovinatých plôch. Na území sa vyskytovali aj druhy, ktoré sa naopak vyhýbali lesu, a tie vyhýbajúce sa krovinám boli minoritnými členmi súboru. Taktiež boli zistené eurytopné druhy pohybujúce sa v celom gradiente. Na prieseku tiež žili druhy xerothermných trávnikov, ktorým vyhovoval bylinný porast a tým bola zvýšená gama diverzita územia.

Výskum na území pod prenosovou sústavou priniesol ďalší doklad o význame heterogenity v krajine pre bezstavovce horných vrstiev pôdy. Ponechanie krovinatých porastov v úlohe refugií pre tieto živočíchy môže znamenať nie len ich vyššiu bohatosť na území, ale i prepojenosť populácií vzdialených plôch. Táto funkcia je ohrozená pri deštruktívne nastavenom manažmente, ktorý fungujúce spoločenstvo čiastkových populácií môže rýchlo zmeniť na úpadkové. Preto by spôsobom vykonávania údržby takýchto území mohla byť venovaná väčšia pozornosť i z hľadiska výskumu a ochrany prírody.

7 Literatúra

- Albert, A.M. (1979). Chilopoda as part of the predatory macroarthropod fauna in forests: abundance, life-cycle, biomass, and metabolism. In: Camatini, M. (ed.): Myriapod Biology. London, Academic Press, 215–231.
- Antonovics, J. (1976). The nature of limits to natural selection. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 63(2), 224–247.
- Baum, K. A., Haynes, K. J., Dilleuth, F. P., & Cronin, J. T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology*, 85(10), 2671–2676.
- Bennett, A.F. (2003) *Linkages in the Landscape: the Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*, 2nd edn. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Biasotto, L. D., Kindel, A. (2018). Power lines and impacts on biodiversity: A systematic review. *Environmental impact assessment review*, 71, 110–119.
- Blower, J. G. (1974). Food consumption and growth in a laboratory population of *Ophiulus pilosus* (Newport). *Symposia of the Zoological Society of London*, 32, 527–551.
- Borges, F. L. G., Oliveira M. da R., Almeida, T. C., Majer, J. D., Garcia, L. C. (2021). Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecological Indicators*, 125, 107458.
- Bramble, W.C., Byrnes, W.R. (1979). Evaluation of the wildlife habitat values of rights-of-way. *The Journal of Wildlife Management*, 43(3), 642–649.
- Braschler, B., Gilgado, J.D., Zwahlen, V., Rusterholz, H-P., Buchholz, S., Baur, B. (2020). Ground-dwelling invertebrate diversity in domestic gardens along a rural-urban gradient: Landscape characteristics are more important than garden characteristics. *PLoS ONE*, 15(10), e0240061.
- Brown, J. H., Kodric-Brown A. (1977). Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction source. *Ecology*, 58, 445–449.
- Canals, M., Veloso, C., Solís, R. (2015). Adaptation of the spiders to the environment: the case of some Chilean species. *Frontiers in physiology*, 6, 220.

- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira N. G., Serrano A. R. M. (2004). Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 120(4), 517–524.
- Carpio, A. J., Castro–López, J., Guerrero–Casado, J., Ruiz–Aizpurua, L., Vicente, J., Tortosa, F. S. (2014). Effect of wild ungulate density on invertebrates in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37(2), 115 – 125.
- Cecala, K.K., Lowe, W.H., Maerz, J.C., (2014). Riparian disturbance restricts in-stream movement of salamanders. *Freshw. Biol.* 59 (11), 2354–2364.
- Cecil, E. M., Spasojevic, M. J., Cushman, J. H. (2019). Cascading effects of mammalian herbivores on ground-dwelling arthropods: variable responses across arthropod groups, habitats and years. *Journal of Animal Ecology*. 88, 1319 – 1331.
- Cornelissen, J. H. C. (1996). An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *The Journal of Ecology*, 84(4), 573 – 582.
- Cornelissen, J., Thompson, K. (1997). Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. *New Phytologist*, 135(1), 109 – 114.
- Çoban, S., Balekoğlu, S., Özalp, G. (2019). Change in plant species composition on powerline corridor: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4), 200.
- Černecká, Ľ., Mihál, I., Jarčuška, B. (2017). Response of ground-dwelling harvestman assemblages (Arachnida: Opiliones) to European beech forest canopy cover. *European Journal of Entomology*. 114, 334–342.
- Chen, J., Saunders, S. C., Crow, T. R., Naiman, R. J., Brosnoff, K. D., Mroz, G. D., Brookshire, B. L., Franklin, J. F. (1999). Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology: Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience*, 49(4), 288–297.
- Ellenberg, H. (2009). *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Ellenberg, H., Leuschner, C. (2017). *Ecology of Central European forests: Vegetation ecology of Central Europe (Vol. I)*. Switzerland: Springer.

- David, J.-F. (2009). Ecology of millipedes (Diplopoda) in the context of global change. *Centre d'Ecologie Fonctionnelle & Evolutive*, 81(3), 719–733.
- David, J.-F., Handa, I. T. (2010). The ecology of saprophagous macroarthropods (millipedes, woodlice) in the context of global change. *Biological Reviews*, 85, 881 – 895.
- De Smedt, P., Wuyts, K., Baeten, L., De Schrijver, A., Proesmans, W., De Frenne, P., Verheyen, K. (2016). Complementary distribution patterns of arthropod detritivores (woodlice and millipedes) along forest edge-to-interior gradients. *Insect Conservation and Diversity*, 9(5), 456–469.
- De Smedt, P., Baeten, L., Proesmans, W., et al. (2018). Linking macrodetritivore distribution to desiccation resistance in small forest fragments embedded in agricultural landscapes in Europe. *Landscape Ecology*, 33, 407–421.
- Diehl E., Mader V.L., Wolters V., Birkhofer K. 2013. Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia* 173(2),579–89.
- Hodkinson, I. D., Jackson, J. K. (2005). Terrestrial and Aquatic Invertebrates as Bioindicators for Environmental Monitoring, with Particular Reference to Mountain Ecosystems. *Environmental Management*, 35(5), 649–666.
- Hollmen, A., Välimäki, P., Itämies, J., Oksanen, J. (2008). The value of open power linehabitat in conservation of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) associated with mires. *J. Insect Conserv.* 12 (2), 163–177.
- Hoover, K. D., Avery, M. L. (1943). Management of transmission line right-of-way for fish and wildlife. U.S.: Fish and Wildlife Service, U.S. Dept. of Interior, 1(79/22), 3272.
- Horák, J., Vodka, S., Kout, J., Halda, J. P., Bogusch, P., & Pech, P. (2014). Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *Forest Ecology and Management*, 315, 80–85.
- Hornák, O., Macháč, O., Šarapatka, B., Tuf, I.H. (2018). Size of fragments of woodland in rural landscapes affects assemblages of ground dwelling invertebrates. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 82 (1–2),69–78.
- Jiquan, Ch., Franklin J. F., Spies, T. A. (1993). Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 63(3–4), 219–237.

- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515.
- Ferrenberg, S., Wickey, P., Coop, J.D., (2019). Ground-dwelling arthropod community responses to recent and repeated wildfires in conifer forests of northern New Mexico, USA. *Forests*, 10, 66.
- Ferguson, S. H. (2001). Changes in trophic abundance of soil arthropods along a grass-shrub-forest gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 79(3), 457–464.
- Gajdoš, P., Svatoň, J. Sloboda, K. (1999). *Katalóg pavúkov Slovenska. Catalogue of Slovakian Spiders*. Bratislava: Ústav krajinskej ekológie SAV.
- García-Tejero, S., Spence, J.R., O'Halloran, J., Bourassa, S., Oxbrough, A. (2018). Natural succession and clearcutting as drivers of environmental heterogeneity and beta diversity in North American boreal forests. *PLoS One*, 2, 13(11).
- García-Tejero, S., Taboada, Á. (2016). Microhabitat heterogeneity promotes soil fertility and ground-dwelling arthropod diversity in Mediterranean wood-pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 192–201.
- Gaston, K., Fuller, R. (2008). Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(1), 14–19.
- Gavish, Y., Ziv, Y., Rosenzweig, M. L. (2012). Decoupling Fragmentation from Habitat Loss for Spiders in Patchy Agricultural Landscapes. *Conservation Biology*, 26(1), 150–159.
- Gerlach, J., Samways, M., Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 831–850.
- Greenstone, M.H. (1984). Determinants of web spider species diversity: Vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, 62(3), 299–304.
- Grgič, T., Kos, I. (2005). Influence of forest development phase on centipede diversity in managed beech forests in Slovenia. *Biodiversity and Conservation*, 14(8), 1841–1862.
- Hansen, A.J., di Castri, F., Naiman, R.J. (1988). Ecotones: what and why? In: *A new look at ecotones: Emerging international projects on landscape boundaries*. *Biol. Int. Spec.*, 17, 9–4.

- Hopkin, P. S., Read, J. H. (1992). *The Biology of Millipedes*. Oxford, United Kingdom: Oxford University Press.
- Huhta, V. (1971). Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Annales Zoologici Fennici*, 8(4), 483–542.
- Hurd, L.E., Fagan, W.F. (1992). Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? *Oecologia*, 92(2), 215–221.
- Jabin, M., Mohr, D., Kappes, H., & Topp, W. (2004). Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak–beech forest. *Forest Ecology and Management*, 194(1-3), 61–69.
- Kocourek, P., Tajovský, K., Dolejš, P. (2017). *Mnohonožky České republiky*. Vlašim: ČSOP Vlašim.
- Košulič, O., Hamřík, T., Lvončík, S. (2020). Patterns of change in the species composition of vascular plants during different succession stages and management intensity of a lowland floodplain forest. *Biologia* 75, 1801–1813.
- Košulič, O., Michalko, R., Hula, V. (2016). Impact of Canopy Openness on Spider Communities: Implications for Conservation Management of Formerly Coppiced Oak Forests. *PLoS One*, 4;11(2), 0148585.
- Kurek, P., Sparks, T. H., Tryjanowski, P. (2015). Electricity pylons may be potential foci for the invasion of black cherry *Prunus serotina* in intensive farmland. *Acta Oecologica*, 62, 40–44.
- Kůrka, A., Řezáč, M., Macek, R., Dolanský, J. (2015). *Pavouci České republiky*. Praha: Academia.
- Lampinen, J., Ruokolainen, K., Huhta, A.-P. (2015). Urban Power Line Corridors as Novel Habitats for Grassland and Alien Plant Species in South- Western Finland. *PLoS One*, 10(11), e0142236.
- Levin, S.A. (1992). The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73, 1943–1967.
- Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15, 237–240.
- Levins, R. (1970). Extinction. In: *Some Mathematical Problems in Biology* (ed. M. Desternhaber). American Mathematical Society, Providence, 77–107.

- Lewis, J. (1981). *The Biology of Centipedes*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Li, X., Lin, Y. (2019). Do High-Voltage Power Transmission Lines Affect Forest Landscape and Vegetation Growth: Evidence from a Case for Southeastern of China. *Forests*, 10(2), 162.
- Loskotová, T., Horák, J. (2016). The influence of mature oak stands and spruce plantations on soil-dwelling click beetles in lowland plantation forests. *PeerJ*, 4, e1568.
- Maelfait, J.-P., Hendrickx, F. (1998). Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. *Proceedings 17th European Colloquium Arachnology*, 293–300.
- Mader, H. J., Schell, C., Kornacker, P. (1990). Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, 54(3), 209–222.
- Máliš, F., Konôpka, B., Mařová, M. (2013). Post-harvest biomass stock and productivity of *Calamagrostis Epigejos* community under beech and spruce forest stand. *Central European Forestry Journal*, 59(3), 197–202.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Monographs in Population Biology no. 1. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- McIntosh, R.P. (1981). Succession and Ecological Theory. In: West, D.C., Shugart, H.H., Botkin, D.B. (eds) *Forest Succession*. Springer Advanced Texts in Life Sciences. Springer, New York, NY. 10–23.
- Mihál, I., Astaloš, B. (2011). Slovenské menoslovie koscov (Arachnida, Opiliones) zaznamenaných na Slovensku. *Folia faunistica Slovaca*, 16(1), 27–29.
- Mihál, I., Astaloš, B. (2011). Harvestmen (Arachnida, Opiliones) in disturbed forest ecosystems of the Low and High Tatras Mts. *Folia Oecologica*, 38(1), 89–95.
- Moldenke, A. R., Lattin, J. D. (1990). Dispersal characteristics of old-growth soil arthropods: the potential for loss of diversity and biological function. *The Northwest Environmental Journal*, 6, 408–409.
- Nekola, J.C. (2012). The impact of a utility corridor on terrestrial gastropod biodiversity. *Biodivers. Conserv.*, 21 (3), 781–795.
- Norris, C., Hobson, P., Ibisch, P. L. (2012). Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology*, 49, 562–570.

- Paoletti, M. G., Osler, G. H. R., Kinnear, A., Black, D. G., Thomson, L. J., Tsitsilas, A., D’Inca, A. (2007). Detritivores as indicators of landscape stress and soil degradation. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 47(4), 412–423.
- Plewa, R., Jaworski, T., Tarwacki, G., Gil, W., Horák, J. (2020). Establishment and maintenance of power lines are important for insect diversity in Central Europe. *Zoological studies*, 59(3).
- Pekár, S. (1997). Changes in epigeic spider community in primary succession on a brown-coal dump. *Arachnologische Mitteilungen*, 14, 40–50.
- Pinto, C.M., Pairo, P.E., Bellocq, M.I. (2021). Different land-use types equally impoverish but differentially preserve grassland species and functional traits of spider assemblages. *Sci Rep*, 11, 10316.
- Prach K. (1987). Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W. Bohemia, Czechoslovakia. – *Folia Geobot. Phytotax.* 22, 339–354.
- Preston, C. D., Pearman, D. A., Dines, T. D. (2002). *New Atlas of the British and Irish flora*. Oxford: Oxford University Press.
- Pruchniewicz, D, Żołnierz, L. (2017). The influence of *Calamagrostis epigejos* expansion on the species composition and soil properties of mountain mesic meadows. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 86(1), 3516.
- Purchart, L., Tuf, I. H., Hula, V., Suchomel, J. (2013). Arthropod assemblages in Norway spruce monocultures during a forest cycle – A multi-taxa approach. *Forest Ecology and Management*, 306, 42–51.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species’ traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725–1737.
- Quadros, A. F. Zimmer, M., Araujo, P. B., Kray, J. G. (2014). Litter traits and palatability to detritivores: a case study across bio-geographical boundaries. *Nauplius*, 22(2), 103–111.
- Resasco, J., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Shoemaker, D., Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Tewksbury J. J., Levey, D. J. (2014). Landscape corridors can increase invasion by an exotic species and reduce diversity of native species. *Ecology*, 95(8), 2033–2039.

- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83(3), 263–282.
- Richardson, M. L., Wilson, B. A., Aiuto, D. A. S., Crosby, J. E., Alonso, A., Dallmeier, F., Golinski, G. K. (2017). A review of the impact of pipelines and power lines on biodiversity and strategies for mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 26(8), 1801–1815.
- Richter, C.J.J. (1970). Aerial dispersal in relation to habitat in eight wolf spider species (Pardosa, Araneae, Lycosidae). *Oecologia*, 5(3), 200–214.
- Rubio, G.D., Corronca, J.A., Damborsky, M.P. (2008). Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the humid chaco ecoregion, northeast Argentina. *Environ Entomol*, 37(2), 419–30.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J., Ritchie, M. (1998). Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738–750.
- Somodi, I., Virágh, K., Podani, J. (2008). The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 187–194.
- Spitzer, L., Konvička, M., Beneš, J., Tropek, R., Tuf, I. H., Tufová, J. (2008). Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biological Conservation*, 141(3), 827–837.
- Stašiov, S. (2001). Vybrané skupiny epigeickej makrofauny (Opiliona, Diplopoda a Chilopoda) ako indikátory stavu vrchnej pôdnej vrstvy v podhorskej bučine. Vedecké štúdie 8/2001/A TU vo Zvolene, 88 pp.
- Stašiov, S. (2002). Poznámky k rozšíreniu a ekológii *Dicranolasma scabrum* (Herbst, 1799) (Opiliones) na Slovensku. Notes on the distribution and ecology of *Dicranolasma scabrum* (Herbst, 1799) (Opiliones) in Slovakia. Sborník Přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, 7, 105–112.
- Stašiov, S. (2009). Millipede (diplopoda) communities in mixed oak-hornbeam forest stands - effect of selected site factors. *Polish Journal of Ecology*, 57, 785–792.

- Stašiov, S., Diviaková, A., Svitok, M., Novikmec, M. (2017). Myriapod (Chilopoda, Diplopoda) communities in hedgerows of upland agricultural landscape. *Biologia*, 72(11), 1320–1326.
- Stašiov, S., Diviaková, A., Svitok, M., Novikmec, M., & Dovciak, M. (2020). Hedgerows support rich communities of harvestmen (Opiliones) in upland agricultural landscape. *Basic and Applied Ecology*, 47, 73–82.
- Stašiov, S., Svitok, M. (2014). The influence of stand density on the structure of centipede (Chilopoda) and millipede (Diplopoda) communities in the submountain beech forest. *Folia Oecologica.*, 41, 195–201.
- Stevens, T., Puotinen, M. L. Whelan, R. J. (2008). Powerline easements: ecological impacts and contribution to habitat fragmentation from linear features. *Pacific Conservation Biology*, 14, 159–168.
- Surovcová, K., Kosulic, O., Hula, V. (2017). Epigeic Spiders from Lowland Oak Woodlands in the South Moravia Region (Czech Republic). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 65, 1279–1294.
- Šilhavý, V. (1954). Sekáči – Opilionidea. *Fauna ČSR*, 7, 272.
- Štokmane, M., Spunģis, V. (2016). The influence of vegetation structure on spider species richness, diversity and community organization in the Apšuciems calcareous fen, Latvia. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(2), 221–236.
- Tajovský, K., Aurová, K. (2008). Development of terrestrial isopod, millipede and centipede and assemblages in differently afforested colliery spoil heaps. In: *Books of Abstracts, XV ICSZ, Curitiba – Parana – Brasil*: 1 p.
- Tajovský, K., Balík, V., Háněl, L., Starý, J., Schlaghamerský, J., Pižl, V., Stašiov, S., Resl, K. (2008). Vývoj půdní fauny na zatravňovaných plochách na lokalitě Výzkum. Jongepierová, I. (Ed.): *Louky Bílých Karpat (Grasslands of the White Carpathian mountains)*. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 410–415.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571.
- Těšitel, J., Fibich, P., de Bello, F., Chytrý, M., Lepš, J. (2015). Habitats and ecological niches of root-hemiparasitic plants: an assessment based on a large database of vegetation plots. *Preslia*, 87, 87–108.

- Thomas, A.D., Elliott, D.R., Dougill, A.J., Stringer, L.C., Hoon, S.R., Sen, R. (2018). The influence of trees, shrubs, and grasses on microclimate, soil carbon, nitrogen, and CO₂ efflux: Potential implications of shrub encroachment for Kalahari rangelands. *Land Degrad Dev*, 29, 1306–1316.
- Tomescu, N., Teodor, L., Ferentî, S., Covaciu-Marcov, S. (2015). *Trachelipus* species (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in Romanian fauna: morphology, ecology, and geographic distribution. *North-Western Journal of Zoology*, 11, S1–S106.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J., Zach, P. (2006). Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology and Biochemistry*, 38(1), 43–50.
- Tuf, I. H., Chmelík, V., Machač, O., Šarapatka, B., Čáp, L. (2015). Effect of water erosion on surface-dwelling invertebrates. *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 79, 261–266.
- Tuf, I.H. & Ožanová, J. (1998) Chilopoda and Diplopoda in different ecosystems of the Litovelské Pomoraví Protected Landscape Area. *In: Pižl, V. & Tajovský, K. (Eds.), Soil Zoological Problems in Central Europe. České Budějovice*, 247–254.
- Tuf, I. H., Tufová, J. (2008). Proposal of ecological classification of centipede, millipede and terrestrial isopod faunas for evaluation of habitat quality in Czech Republic. *Časopis Slezského zemského muzea (A)*, 57, 37–44.
- Usher, M. B., Field, J. P., Bedford, S. E. (1993). Biogeography and Diversity of Ground-Dwelling Arthropods in Farm Woodlands. *Biodiversity Letters*, 1(2), 54–62.
- Villegas, J. C., Breshears, D. D., Zou, Ch. B., Royer, P. D. (2010). Seasonally Pulsed Heterogeneity in Microclimate: Phenology and Cover Effects along Deciduous Grassland–Forest Continuum. *Vadose Zone Journal*, 9(3), 537–547.
- Voigtländer, K. (2011). Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany). *International Journal of Myriapodology*, 6, 61–83.
- Welti, E., Helzer, C., Joern, A. (2017). Impacts of plant diversity on arthropod communities and plant-herbivore network architecture. *Ecosphere*, 8(10), e01983.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213.

Wilcove, D.S., McClellan, C.H., Dobson, A.P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In M.E. Soule, ed. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, 237–256.

8 Prílohy

Príloha 1: Zoznam determinovaných živočíchov a použitých skratiek

Príloha 2: Zhuková analýza podobnosti pascí podľa úlokov v jednotlivých porastoch pre každý z piatich taxónov.

Príloha 3: Priemerné úlovky jednotlivých taxónov podľa prevládajúcej vegetácie

Príloha 1: Zoznam determinovaných živočíchov a použitých skratiek.

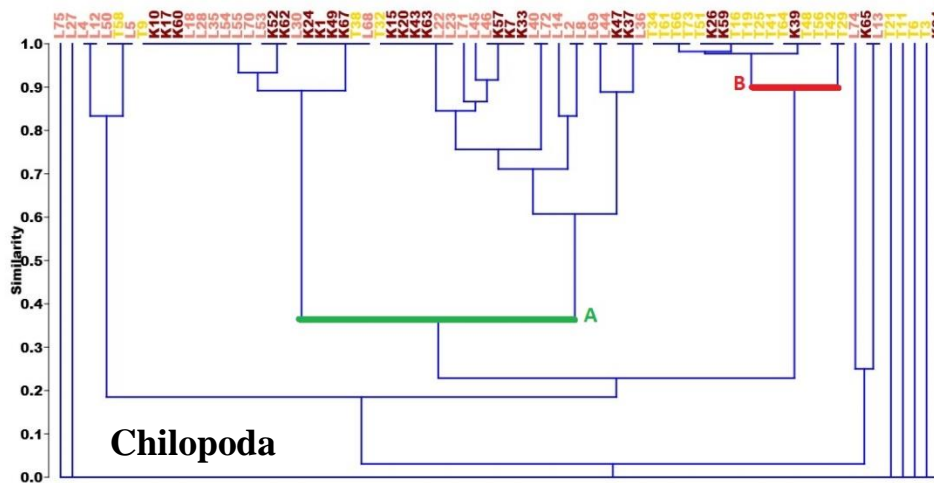
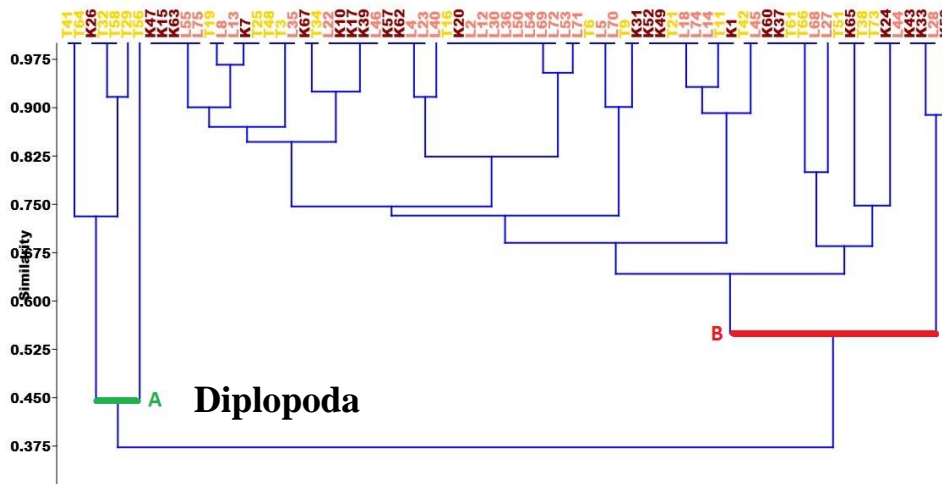
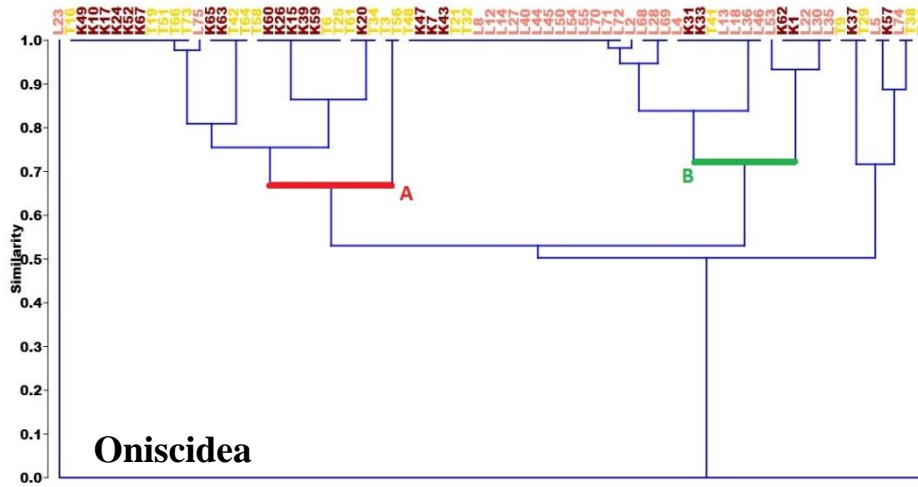
Taxón	Skratka	*	Počet jedincov
Podrad: Oniscidea			
Ligiidae			
<i>Ligidium hypnorum</i>	Ligihyp	X	197
Trichoniscidae			
<i>Hyloniscus riparius</i> (C.L. Koch, 1838)	Hylorip	X	55
<i>Trichoniscus pusillus</i> Brandt, 1833	Trichpu	X	12
Trachelipodidae			
<i>Protracheoniscus politus</i> (C.L. Koch, 1841)	Propoli	X	294
<i>Trachelipus rathkii</i> (Brandt, 1833)	Trahkii	X	169
<i>Trachelipus ratzeburgii</i> (Brandt, 1833)	Traratz	X	211
<i>Porcellium conspersum</i> (C.L. 1841)	Porccon	X	44
<i>Porcellium collicola</i> (Verhoeff, 1907)	Porccol		5
Trieda: Diplopoda			
Glomeridae			
<i>Glomeris hexasticha</i> Brandt, 1833	Glohexa	X	30
Polyzoniidae			
<i>Polyzonium germanicum</i> Brandt, 1837	Polyger		3
Julidae			
<i>Enantiulus nanus</i> (Latzel, 1884)	Enananu	X	10
<i>Julus scandinavus</i> Latzel, 1884	Julscan	X	83
<i>Leptoiulus proximus</i> (Němec, 1896)	Lepprox	X	114
<i>Megaphyllum projectum</i> Verhoeff, 1894	Megapro	X	144
<i>Ommatoiulus sabulosus</i> (Linnaeus, 1758)	Ommasab	X	27
<i>Unciger foetidus</i> (C. L. Koch, 1838)	Unciger	X	90
Chordeumatidae			
<i>Melogona voigtii</i> (Verhoeff, 1899)	Melovoi	X	18
Mastigophorophyllidae			
<i>Mastigona bosniensis</i> (Verhoeff, 1897)	Mastibos	X	77
Polydesmidae			
<i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761)	Polycom	X	213
<i>Polydesmus denticulatus</i> C. L. Koch, 1847	Polyden	X	41
Paradoxosomatidae			
<i>Strongylosoma stigmatosum</i> (Eichwald, 1830)	Strostig	X	81
Trieda: Chilopoda			
Lithobiidae			
<i>Harpolithobius anodus</i> (Latzel, 1880)	Haranod		1
<i>Lithobius agilis</i> L. Koch, 1847	Litagil	X	12
<i>Lithobius austriacus</i> (Verhoeff, 1937)	Litaust		3
<i>Lithobius dentatus</i> C. L. Koch, 1844	Litdent		3
<i>Lithobius erythrocephalus</i> C.L. Koch, 1847	Literyt		7
<i>Lithobius forficatus</i> Linnaeus, 1758	Litforf	X	61
<i>Lithobius mutabilis</i> L. Koch, 1862	Litmuta	X	58
<i>Lithobius muticus</i> C.L. Koch, 1847	Litmuti	X	52
<i>Lithobius piceus</i> L. Koch, 1862	Litpice		1
Schendylidae			
<i>Schendyla nemorensis</i> (C.L. Koch, 1836)	Schenem		6
Geophilidae			
<i>Geophilus flavus</i> (DeGeer, 1778)	Geoflav		3
Linotaeniidae			
<i>Strigamia acuminata</i> (Leach, 1814)	Striacu		6
<i>Strigamia crassipes</i> (C.L. Koch, 1835)	Stricra		2

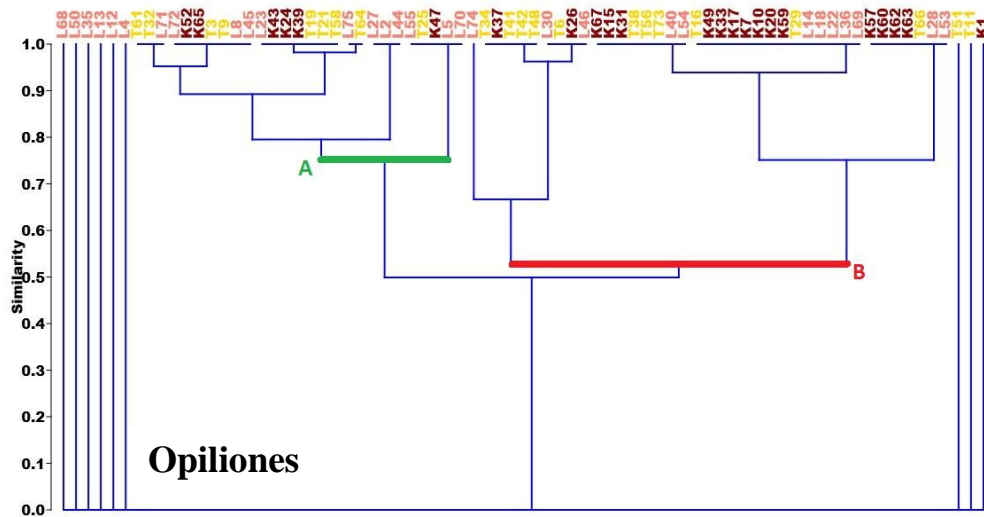
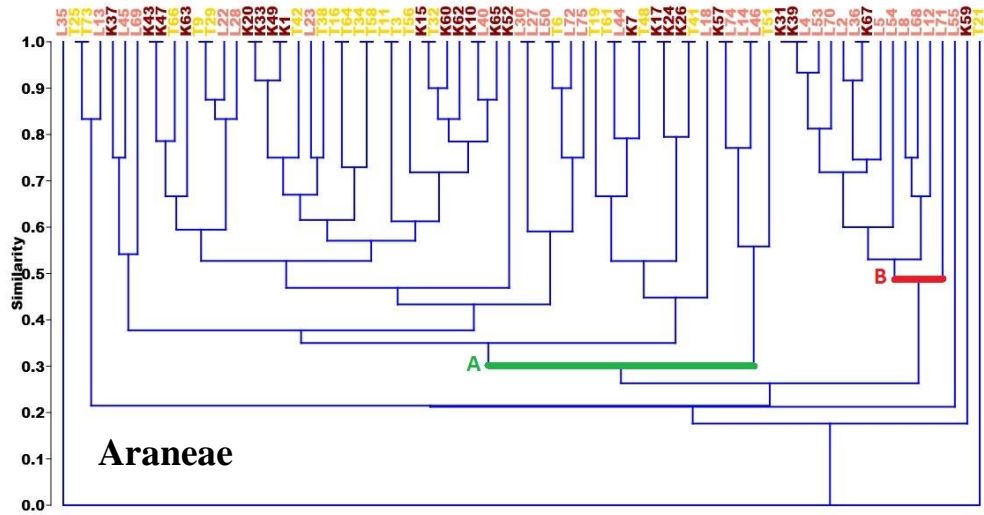
<i>Strigamia transsilvanica</i> (Verhoeff, 1928)	Sttrans		2
Rad: Araneae			
Atypidae			
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830			1
Dysderidae			
<i>Dysdera cechica</i> Řezáč, 2018			3
<i>Harpactea lepida</i> (C. L. Koch, 1838)			7
Tetragnathidae			
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830			7
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830			2
Linyphiidae			
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)			2
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)			7
<i>Diplocephalus latifrons</i> (O. P.-Cambridge, 1863)			6
<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841)			2
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	Dipconc	X	96
<i>Gongyliidiellum latebricola</i> (O.P.-Cambridge, 1871)			1
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)			5
<i>Walckenaeria corniculans</i> (O. P.-Cambridge, 1875)			3
<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)	Waldysd	X	15
<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869)			1
Theridiidae			
<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1757)			1
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)			4
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)			2
Dictynidae			
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)			8
Cybaeidae			
<i>Cybaeus angustiarum</i> L. Koch, 1868	Cybangu	X	15
Agelenidae			
<i>Histoipona torpida</i> (C. L. Koch, 1837)	Historp	X	28
<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	Ineiner	X	35
<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834)			1
Agelenidae			
<i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834)	Coeterr	X	16
Zodariidae			
<i>Zodarion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	Zodgerm	X	10
Lycosidae			
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)			7
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Alopulv	X	22
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)			3
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)			5
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	Paralac	X	11
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	Parlugu	X	174
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)			2
<i>Pardosa saltans</i> Töpfer-Hofmann, 2000			7
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	Troterr	X	159
Thomisidae			
<i>Euryopsis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)			2
<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	Ozyprat	X	33
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846)	Ozytrux	X	14
<i>Tmarus piger</i> (Walckenaer, 1802)			1
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)			1
Clubionidae			
<i>Clubiona comta</i> C. L. Koch, 1839			2

Salticidae			
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)			1
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)			1
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)			1
Miturgidae			
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)			2
Liocranidae			
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)			8
Liocranidae			
<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)			1
<i>Apostenus fuscus</i> Westring, 1851			
Gnaphosidae			
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)			1
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)			1
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)			4
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)			3
<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	Zelsubt	X	32
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)			1
Phrurolithidae			
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)			4
<hr/>			
Rad: Opiliones			
<hr/>			
Dicranolasmatidae			
<i>Dicranolasma scabrum</i> (Herbst, 1799)	Discab	X	13
Nemastomatidae			
<i>Nemastoma lugubre</i> (Müller, 1776)	Nemlugu	X	19
Trogulidae			
<i>Trogulus nepaeformis</i> (Scopoli, 1763)	Tronepa	X	139
Phalangiidae			
<i>Lacinius dentiger</i> (C.L. Koch, 1848)	Lacdent		3
<i>Lacinius ephippiatus</i> (C.L. Koch, 1835)	Laciephi		4
<i>Lophopilio palpinalis</i> (Herbst, 1799)	Loppalp		3
<i>Oligolophus tridens</i> (C.L. Koch, 1836)	Olitrid	X	240
<i>Rilaena triangularis</i> (Herbst, 1799)	Riltria	X	19
<i>Phalangium opilio</i> Linnaeus 1761	Phaopil		3

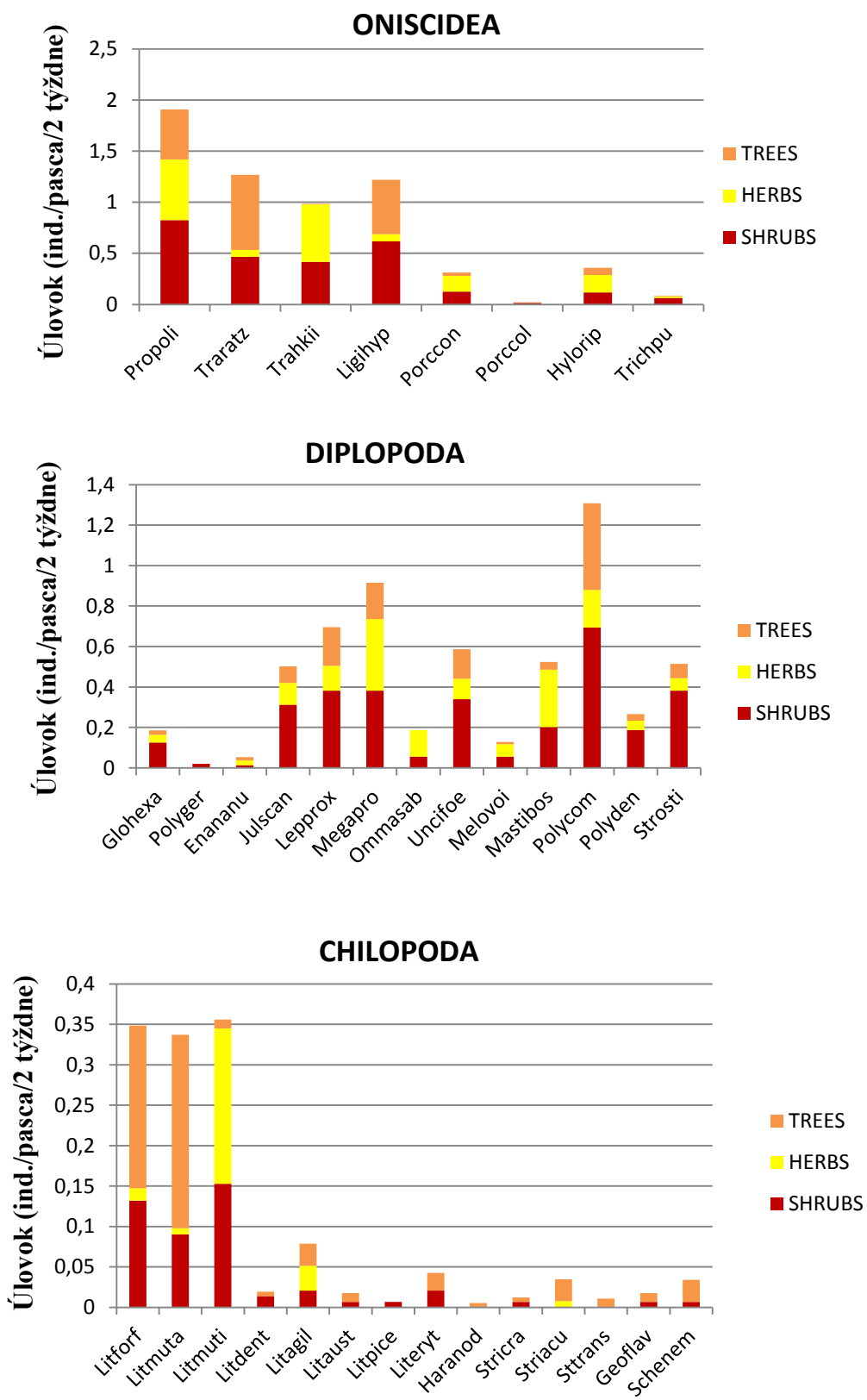
* **X:** druhy s počtom jedincov nad 10 – tieto vstupovali do CCA analýz a GAM modelov; graf zobrazujúci osídlenie porastov pavúkmi v prílohe 3 zobrazuje len tieto druhy pavúkov a k ostatným skratky neboli priradené.

Príloha 2: Zhuková analýza podobnosti pascí podľa úlovkov v jednotlivých porastoch pre každý z piatich taxónov. Kroviny: ●; byliny: ●; stromy: ●. Osa y: miera podobnosti pascí.

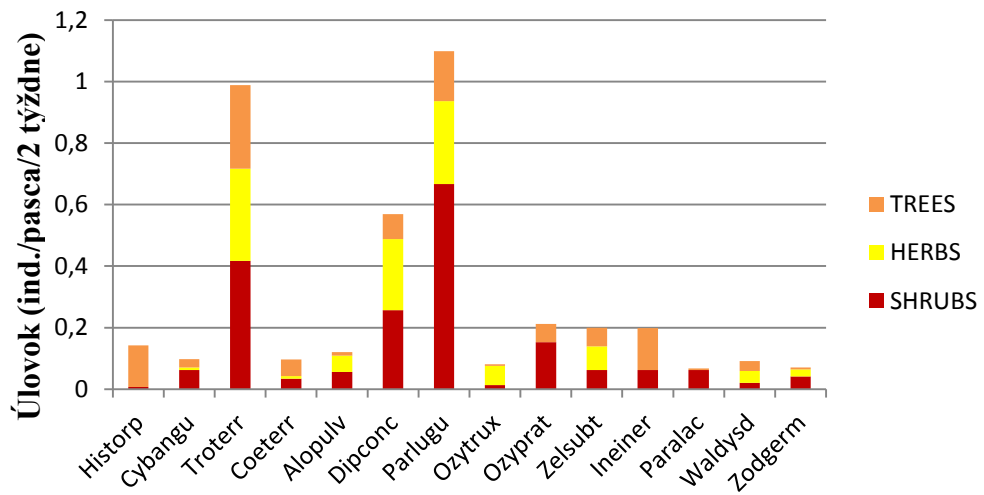




Príloha 3: Priemerné úlovky jednotlivých taxónov podľa prevládajúcej vegetácie



ARANEAE



OPILIONES

