

Martina Doričová  
Peter Fedor

# Geobiontné taxocenózy Thysanoptera v indikácii ekologickej stability pahorkatinnej dúbavy



Univerzita Komenského  
Bratislava 2013





Prírodovedecká fakulta

**GEOBIONTNÉ TAXOCENÓZY THYSANOPTERA V  
INDIKÁCII EKOLOGICKEJ STABILTY  
PAHORKATINNEJ DÚBRAVY**

Martina Doričová a Peter Fedor

2013

Univerzita Komenského v Bratislave



Geobiontné taxocenózy Thysanoptera v indikácii ekologickej stability  
pahorkatinnej dúbravy

©

RNDr. Martina Doričová, PhD.

prof. RNDr. Peter Fedor, PhD.

Recenzenti

prof. RNDr. Miroslav Krumpál, CSc.

RNDr. Ľubomír Vidlička, CSc.

Dr. hab. Halina Kucharczyk

Návrh a dizajn obálky: Roman Dorič a Martina Doričová

Predtlačová úprava: Milan Zvarík

Projekt bol podporený grantom VEGA 1/0137/11 a VEGA 1/0544/11.

ISBN 978-80-223-3531-7

## Abstrakt

### DORIČOVÁ, M., FEDOR, P. 2013. Geobiontné taxocenózy Thysanoptera v indikácii ekologickej stability pahorkatinnej dúbravy

Predkladaná práca sa zaoberá využitím edafických Thysanoptera na indikáciu, predikciu a modelovanie stavu biotopov pahorkatinných teplomilných dúbrav. Synekologické a autekologické údaje získané počas vegetačných sezón rokov 2008 – 2010 boli základom pre aplikáciu moderných štatistických postupov. Pomocou neparametrickej metódy NMDS (non-metric multidimensional scaling) boli etablované spoločenstvá strapiek vzhľadom na podmienky prostredia. Do analýz vstupovalo až 20 premenných týkajúcich sa biotopu, z ktorých iba 9 vykazovalo štatistickú signifikantnosť ( $\alpha=0,05$ ) (vek porastu, zastúpenie E1, okrajový efekt, zastúpenie foliikolných arborikolov, zastúpenie korticikolných arborikolov, zastúpenie graminikolov, počet druhov drevín, antropický impakt). Na základe týchto ukazovateľov boli jednotlivé druhy rozdelené do radu taxocenóz od zástupcov typických mladých porastov až po pravé silvikoly (od spoločenstva diferencovaného druhmi *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis*, preferujúceho mladé presvetlené lesné porasty s vysokým zastúpením E1 a s výraznou antropickou činnosťou až po druhy *Thrips minutissimus* a *Mycterothrips albidicornis*, predstavujúce typické druhy starých lesov, preferujúce zatienené vysokové porasty s takmer žiadnou antropickou činnosťou). Syntetický pohľad na ekosystém prinieslo prostredie umelých neurónových sietí, predstavujúce nelineárnu metódu pracujúcu na princípe ľudského mozgu. Prostredníctvom umelej inteligencie bolo možné predikovať vyrovnanosť spoločenstiev rozličných biotopov na základe údajov o samotných thysanopterocenózach. Ako vstupné dáta tiež slúžili charakteristiky prostredia, výstupnými dátami boli ekvitabilita a Shannonn – Wienerov index taxocenóz strapiek. Tréningový proces bol úspešný ( $p=0,01$ ), testovanie preukázalo 90% úspešnosť pri stanovovaní ekvitability a 60% pri hodnotení Shannonn – Wienerovho

indexu. Za využitia Kruskal – Wallisovho testu nasledovaného mnohonásobným porovnávaním a za pomoci grafického vykreslenia v prostredí škatuľového grafu bol v rámci intrašpecifickej variability vyčlenený z biotopov ekotón, ktorý poníma najmenšie jedince druhu *Haplothrips subtilissimus*, smerom do lesa nahradzované väčšími morfortypmi.

**Kľúčové slová:** Thysanoptera, taxocenózy, NMDS, umelé neurónové siete, modelovanie

## Abstract

**DORIČOVÁ, M., FEDOR, P. 2013. Soil dwelling thrips (Thysanoptera) – a challenge for bioindication in oak wood ecological systems.**

Soil dwelling thrips (Thysanoptera) may be successfully used for bioindication in forest ecological systems. Spatial patterns in soil dwelling thrips distribution were analysed in hilly oak woods situated in SW Slovakia, close to the town of Senec. For 3 years (2008 - 2010) the material was sampled by sieving the upper soil horizons (especially the litter horizon) as well as applying the square sample method. The NMDS (non - metric multidimensional scaling) statistical tool, straightforward in approach, but computationally demanding to execute, has emphasized statistically significant ( $\alpha=0,05$ ) interactions between the insect assemblages and their ecological (environmental) factors, such as age of tree stands (envfit  $p=0,003$ ; ordsurf  $p=0,0048$  ), undergrowth coverness (envfit  $p=0,038$ ; ordsurf  $p=0,00375$ ), dominance of leaf (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,000415$ ), bark (envfit  $p= 0,02$ ; ordsurf  $p=0,009$ ) and grass dwelling (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,001$ ) species or anthropic impact (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,00234$ ). The multidimensional evaluation has established several hypothetic assemblages, spatially limited by specific environmental and ecological conditions and defined by indication species. The community of *Aptinothrips rufus* and *Limothrips denticornis* occurring in young forest stands with high coverness of grass undergrowth has strong tolerance to anthropic impact, expressed by intensive forest management. Distribution of *Thrips minutissimus* and *Mycterothrips albicornis*, the silvicolous elements, is limited by older climax stands with no management influence. The artificial neural network system was applied to analyse interactions between habitat ecological conditions and diversity (Shannon – Wiener index, equitability) of the assemblages sampled (reliability = 60-90%). Analogous to the structure of the human brain, the advantages of ANN include an ability to learn from examples and to generalize observed patterns. All species exhibit intraspecific variation induced both genetically and by the environment. This is defined as phenotypic plasticity that can

serve as a buffering mechanism against environmental changes. Applying Kruskal - Wallis test followed by multiple comparisons together with box and whiskers plot we analysed spatial distribution in population of *Haplothrips subtilissimus* with predominance of smaller morphotypes in ecotone habitats.

**Key words:** Thysanoptera, assemblage, NMDS, artificial neural network, ecological modelling

# Obsah

Predhovor .....	10
Teoretická propedeutika.....	12
Thysanoptera Slovenska: od historických aspektov po súčasnosť .....	12
Úvod do štúdia edafických strapiek .....	13
Bioindikácia – výzva pri štúdiu Thysanoptera.....	22
Geo-ekologická charakteristika sledovaného územia .....	34
Materiál a metodika .....	52
Práca v teréne .....	52
Práca v laboratóriu .....	56
Štatistické analýzy.....	58
Výsledky .....	69
Základná kvantitatívno – kvalitatívna charakteristika taxocenóz	
Thysanoptera .....	69
Synekologické aspekty bioindikácie .....	79
Lesný komplex ako biotop.....	79
Model biocenotického kónexu.....	92
Koncepcia diverzity .....	98
Homeostáza, homeorhéza a antropický impakt .....	101
Potenciál intrašpecifickej variability.....	108
K podstate geobiontného statusu.....	113
Diskusia.....	121
Záver .....	131
Zoznam literatúry.....	135

## Predhovor

Potreba poznania prírody, ktorá človeka obklopuje, nepochybne predstavuje základný stavebný kameň pre jej cielenú ochranu. Dnešné vedomosti z ekológie a environmentalistiky odporúčajú predovšetkým ochranu biotopov, ekosystémov ako len jednostrannú ochranu istého druhu. Napokon už THIENEMANN (1918, 1920), či BERTALANFFY (1971), v zmysle systémovej teórie, túto potrebu, aj keď nepriamo, naznačujú. Keďže je však dnes temer všetka príroda nejakým spôsobom človekom ovplyvňovaná, vyvstáva tu potreba získavania informácií o jej stave, kvôli možnému vyvedeniu ochranných konsekvencií. Je pravdou, že človek sám často nepatrne zmeny nepostrehne a tak je zásah uskutočnený pomerne neskoro. Každý ekosystém funguje ako celok. Ak je zmenou postihnutá istá jeho časť, je z hľadiska teórie systémov zasiahnutý v konečnom dôsledku aj samotný celok. Sú to najmä zmeny ovplyvňujúce nižšie hierarchické skupiny, ktoré môžu vyústiť v neželaný stav biotopov. Takúto skupinu tvorí aj hmyz. Istotne však pôsobí prekvapujúco fakt, že dnes, v 21. storočí, ešte stále máme v mnohých prípadoch skutočne len sporé informácie o niektorých radoch hmyzu. Strapky (Thysanoptera) sú toho príkladom. V rámci Československa len „nedávno“ objavené (UZEL, 1895), predstavujú dnes objekt výskumu na rozličných úrovniach, v snahe o kompletizáciu vedomostí o rade ako takom. V zmysle pedoentomologických výskumov na Slovensku nestáli strapky takmer nikdy v pozícii predmetu štúdie. Niektorí zástupcovia Thysanoptera sú však s pôdou spätí viac, než by sa kto mohol nazdávať.

V súčasnosti bolo na Slovensku popísaných 181 druhov radu Thysanoptera, avšak táto hodnota nie je konečná. Neustále totiž pribúdajú popisy nových druhov, čo je dôsledok importu rastlinných komodít najmä intenzívneho štúdia strapiek na všetkých úrovniach vzhľadom na biotopy. Príkladom môže stáť práca MASAROVICA (2009), ktorému sa počas troch rokov štúdia korticikolných strapiek

podarilo objaviť až 6 nových druhov pre faunu Slovenska. Istotne sa podobný potenciál obohatenia slovenského check-listu odráža aj v iných, zatiaľ neprebádaných biotopoch.

Cieľom tohto spisu teda nesporne bolo poukázať na thysanopterofaunu pôd teplomilných pahorkatinných dúbav a jej potenciál pre indikovanie stavu biotopu, z ktorého pochádza. Doplnenie poznatkov o „geobiontných“ strapkách, o ich preferenciách, ontogenéze, či samotnom ekologickom statuse kráča ruka v ruku so základnou myšlienkou práce. Samozrejme aplikácia novodobých hodnotiacich metód predstavovala jeden z najočakávanejších výsledkov. Najmodernejšou z nich sú istotne umelé neurónové siete, ktoré sú navrhnuté práve na biologické systémy. V mnohých prácach úspešne použité (PARK et al., 2003; MASTRORILLO et al., 1997; RECKNAGEL et al., 1997 atď.) predstavujú v tejto štúdii skutočnú výzvu pre ich využitie v thysanopterológii za účelom získavania informácií o prostredí.

Na tomto mieste by sme si dovolili poďakovať Mgr. Jozefovi Kisel'akovi, PhD. a RNDr. Milanovi Zvaríkovi, PhD. za cennú pomoc pri štatistických analýzach.

autori

## **Teoretická propedeutika**

### **Thysanoptera Slovenska: od historických aspektov po súčasnosť**

V súčasnosti je na svete zaznamenaných vyše 5500 druhov z radu Thysanoptera (MOUND, 2002). Každoročne však toto číslo narastá, paralelne s intenzitou výskumu v nových oblastiach. Na Slovensku je doposiaľ zaznamenaných 178 druhov, číslo však nesporne nie je konečné (FEDOR, 2004 a; FEDOR et DORIČOVÁ, 2009; MASAROVÍČ et al., 2010).

História výskumu radu Thysanoptera na Slovensku bola predložená v niekoľkých prácach (e.g. FEDOR 2003; 2004 a, 2004 b; DORIČOVÁ, 2008; FEDOR et DORIČOVÁ, 2009; Fedor et al., 2010). K všeobecnému prehľadu treba azda poukázať na významnú prácu UZLA (1895) z konca 19. storočia, ktorá celkom prirodzene zohrala nenahraditeľnú úlohu aj pri štúdiu strapiek v bývalom Československu, predovšetkým pri tvorbe prvého komplexného determinačného kľúča (PELIKÁN, 1957 b) a o 20 rokov neskôr aj prehľadu druhov (PELIKÁN, 1977). Viac o živote a najmä o taxonomickom prínose profesora Uzla je možné sa dozvedieť zo spisu FEDORA et al. (2010). Osobitnú kapitolu v diapazóne Uhorska konca 19. storočia tvorí tiež práca JABLONOWSKÉHO (1899).

Po pomerne nevýraznom medzivojnovom období (napr. KRATOCHVÍL, 1939) narastá záujem o štúdium strapiek aj v bývalom Československu. V najväčšej miere sa o to zaslúžil Doc. Jaroslav Pelikán (napr. PELIKÁN, 1945; PELIKÁN, 1955; PELIKÁN, 1957 a PELIKÁN, 1957 b; PELIKÁN, 1958; PELIKÁN 1960; PELIKÁN, 1961; PELIKÁN, 1977; Pelikán, 1983; PELIKÁN, 1991; PELIKÁN et al., 2002 atď.) Jeho príspevok do svetovej taxonómie zahŕňa niečo vyše 80 nových druhov pre vedu (FEDOR et SIERKA, 2006, FEDOR et MOUND, 2007), no veľký význam majú určite aj početné faunistické príspevky z rozmanitých lokalít celej republiky.

Prvý prehľad druhov Thysanoptera Slovenska bol vypublikovaný FEDOROM et al. (2003), krátko nato rozšírený a doplnený o niektoré ekologické charakteristiky prezentovaných druhov (FEDOR et al., 2004). Pôvodný Pelikánov zoznam (PELIKÁN, 1977) sa takto rozrástol zo 123 druhov na 151.

V súčasnosti je výskum strapiek na Slovensku zameraný najmä Thysanoptera v maloplošných chránených územiach, poväčšine v okolí Bratislavy (SIERKA et HALGOŠ, 2003; FEDOR, 2005; FEDOR et al., 2007). Najvýznamnejšiu komplexnú štúdiu z regiónu hlavného mesta, v ktorej sa autori venujú takmer všetkým aspektom thysanopterológie od základnej morfológie, ekológie, legislatívnych aspektov až po ucelený anotovaný katalóg druhov prinášajú FEDOR et DORIČOVÁ (2009). Ide tak o prvú monografiu na území bývalého Československa po diele UZLA (1895), ktorá podáva skutočne široký pohľad na thysanopterológiu Slovenska, jej synekologické a autekologické dimenzie, pravda s osobitným zreteľom na Bratislavu a jej okolie.

Nemožno však výskum Thysanoptera na našom území izolovať od paralelných štúdií v okolitých krajinách. Oba pohľady majú vo významnej miere spoločné vízie a pre Strednú Európu tak špecifický biocenologický pohľad. Naše poznatky o diverzite a ekológii strapiek Slovenska boli okrem už spomínaných osobností významne formované aj štúdiami prof. Jensera (Maďarsko), dr. Kucharczyk (Poľsko), dr. Sierku (Poľsko) či dr. Vasiliu-Oromulu (Rumunsko).

## **Úvod do štúdia edafických strapiek**

Pôda je nositeľom rastlinnej a napokon aj živočíšnej existencie, preto podstatne ovplyvňuje vývoj nielen samotnej vegetácie ale aj všetkých suchozemských zoocenóz (LOSOS et al., 1984). Živočích, ktoré v nej žijú možno rozdeliť na niekoľko skupín. Rad Thysanoptera svojou viazanosťou na pôdu počas

iniciálnych štádií ontogenézy sa tak v mnohom dotýka s geobiontnou biotou (LOSOS et al., 1984). ODUM (1977) označuje epigeický hmyz pojmom mezobiota. Niektoré strapky sú však na vlastnú pôdu viazané temporárne, teda dočasne (niektoré štádia života) (LOSOS et al., 1984). KRATOCHVÍL (1936) označuje temporárnu formu viazanosti živočicha na pôdu, v tomto prípade aj rad Thysanoptera, pojmom protoedafón.

Problematika geobiontnosti Thysanoptera podlieha neustálej diskusii a každá téza má svojich odporcov. Je nutné si uvedomiť, že ontogenéza tohto hmyzu je neobyčajne zložitá (remetabólia) a jednotlivé štádia disponujú rôznymi preferenciami vzhľadom na prostredie. Vo všeobecnosti sú na pôdu viazané najmä inaktívne štádia, ktoré prežívajú v hĺbke aj niekoľkých decimetrov. Problém sa dotýka najmä hodnotenia imág. Príčin intenzívnej polemiky je v tomto zmysle niekoľko. Určite k nim patrí fakt, že hlavný dôraz štúdia Thysanoptera sa ešte aj v dnešnej dobe presúva na ekonomicky významné fytopatogénne druhy a autekologický výskum je skôr doménou Strednej Európy. Štandardne sa pri ekologických charakteristikách Thysanoptera uvádza ich viazanosť na rastliny (z topického aj trofického hľadiska) a pojem geobiontnosti je silne potláčaný. Dodnes neexistuje širšie akceptovaná definícia geobiontných strapiek a kritérií pre ich etablovanie. Aj preto je nutné čitateľa upozorniť, že presnosť týchto termínov (geobiontný, epigeický, hypogeický) je v tejto práci skôr pionierska a vyžaduje si ďalšiu diskusiu. Pravda, len tak je možné podnietiť záujem o takto koncipované štúdium.

Opäť je dôležité podotknúť, že výskumy zamerané striktne na edafické strapky, stoja v úzadí. V literatúre sa objavuje niekoľko sporadických údajov, ktoré však na pochopenie spoločenstiev pôdnych Thysanoptera nie sú zďaleka postačujúce. Zväčša sa v prácach orientovaných na edafickú pôdnu faunu bezstavovcov spomínajú strapky len na úrovni radu, zriedkavo možno objaviť príslušnú čeľaď a skutočne len málo spisov sa dotýka konkrétnych druhu.

Napríklad DIDHAM et FAGAN (2003) predstavujú projekt IBISCA (Investigating the Biodiversity of Soil and Canopy Arthropods) zameraný na výskum vertikálnej diverzity článkonožcov, ktorý vznikol ako potreba štúdia obrovského množstva druhov bezstavovcov v tropických lesoch a stanovenia vertikálnej variability v rámci diverzity Arthropoda. V zozbieranom materiáli síce figurujú aj strapky, avšak zatiaľ len ako čeľaď Phlaeothripidae. Nie je tomu inak ani v štúdiu MIGLIORINIHO et al. (2004). Autori sa zamýšľali nad účinkami olova, antimónu, zinku, niklu, mangánu a meďi na jednotlivé skupiny edafickej fauny v Taliansku (Toskánsko). Strapky (Thysanoptera) sú analyzované len do úrovne radu, ďalšia determinácia v práci spomínaná nie je.

Rovnako tak SANTOS et al. (2007) posudzujú vo svojom výskume pôdnych bezstavovcov v olivových hájoch v Portugalsku strapky ako nepravých obyvateľov pôdy a do svojich analýz ich ďalej nezahŕňajú. Je teda pochopiteľné, že Thysanoptera nie sú determinované. Práve tento dôvod ovplyvnil pravdepodobne aj MIGLIORINIHO et al. (2004) pri hodnotení edafickej fauny vo vzťahu k meniacim sa podmienkam prostredia.

Práca BLISSA et al. (1999) prináša snahu o zistenie rozdielu medzi pôdnou faunou lesa, ktorý zasiahol požiar a lesom bez takéhoto zásahu. Tá však nepriniesla markantné výsledky. Znova sú tu strapky spomínané len okrajovo, do analýz nezasahujú, pretože zámer je posunutý viac smerom k roztočom. Aj BORGES (1999) pri posudzovaní druhového bohatstva v závislosti od geologického veku ostrova strapky do konkrétnych analýz nezahŕňa. Vystupujú tu len ako rad Thysanoptera, čeľaď Aeolothripidae, ktoré autor zaraďuje do skupiny organizmov zvanej „predátory“. Ďalšie zmienky o strapkách však už v práci spomínané nie sú.

Niekedy sa však rad Thysanoptera objaví vo výpočte skupín bezstavovcov pri hodnotení a komparácii metód na odchyt a extrakciu edafickej fauny (e. g. MACFADYEN, 1953; BORGES, et BROWN, 2003). Z hľadiska Thysanoptera však

žiadne z komparovaných metód neboli dostatočne efektívne, pretože strapky vykazovali početnosti poväčšine len okolo 1 jedinca.

Dotýkajúc sa štúdií z nášho územia (respektíve z územia Československa), nachádzajú sa v niektorých prácach docenta Pelikána aj zmienky o druhoch edaficky žijúcich strapiek. Aj napriek tomu, že tieto zistenia majú nemalý význam pre nasledujúce výskumy, sú poväčšine len striktne faunistické. PELIKÁN (1951) tak v jednom zo svojich príspevkov ku poznaniu fauny strapiek Československa predstavuje okrem iného aj druh *Idolimoithrips paradoxus*, ktorého považuje za veľmi vzácného zástupcu fauny trsov tráv (trsy tráv v tomto zmysle uvádzam ako analóg českého slova „drn“ - poznámka autorky), nakoľko dovtedy bol známy len z Rakúska. V tomto krátkom spise taktiež popisuje nový druh pre faunu ČSR, konkrétne druh *Liothrips vaneckeai*, ktorý našiel na *Lilium matragon* v Jeseníkoch (Malý Kotel), kde v roku 1946 odchytil 4 samice. PELIKÁN (1951) však upozorňuje, že tento nový druh sa zdržuje výhradne na podzemných častiach rastliny, kde larvy aj imága sú ukryté za listami cibúl a intenzívnou sukciou rastlinám značne škodia. Taktiež podotýka, že tento škodca cibuliek ľalií, rozšírený po celej Európe a Severnej Amerike pozná rovnako z Cejlónu, Indie, Číny a Japonska. Aj napriek tomu, že ho PELIKÁN (1951) pozoroval len v Jeseníkoch, predpokladá jeho výskyt aj v záhradníctvach a na pestovaných ľaliách.

Pravda, už v roku 1945 popisuje PELIKÁN (1945) nové druhy strapiek pre Československo, medziiným aj dva druhy, ktoré sa v istom zmysle dajú považovať za epigeické. Nový druh pre Moravu, *Bolothrips icarus*, zbieral PELIKÁN (1945) s profesorom Kratochvílom na niekoľkých stráňach Pavlovských vrchov, v Hádách pri Brne a v Mohelnskej rezervácii. Autor hodnotí tento druh ako xerofila objavujúceho sa takmer po celej Európe. Podľa PELIKÁNA (1945) žije medzi koreňmi rastlín, avšak často vylieza aj na vrcholky tráv. Veď aj vo svojej ďalšej práci o strapkách Mohelnskej rezervácie (PELIKÁN, 1946) autor predkladá čitateľovi fakt, že aj napriek získavaniu materiálu metódou smýkania, boli

exempláre tohto druhu náchadzané rovnako aj pri preosevoch. Tu sa teda črtá otázka jeho statusu. Keďže je *Bolothrips icarus* často pozorovaný medzi koreňmi rastlín, dal by sa považovať za zástupcu epigeickej fauny, avšak ako podotýka PELIKÁN (1945), často navštevuje aj vrcholky tráv, resp. trávy ako také, teda je taktiež možné označiť ho aj za graminikola, resp. pratikola. Napokon takto ho hodnotí aj FEDOR (2004 a). U nás bol výskyt tohto druhu zaznamenaný napríklad na Devínskej Kobyle (DOBROVODSKÁ, 1973), FEDOR et al. (2007) ho nachádzajú aj na Kopáči. V Jurskom Šúre (PELIKÁN et al., 2002) bol dokonca extrahovaný z nidikolnej fauny, čo snáď opäť potvrdzuje PELIKÁNOVE (1945) pozorovania z tráv (hniezdny materiál). Rovnaká úvaha platí o novej forme druhu *Bolothrips icarus*, konkrétne *Bolothrips icarus* f. *pallipes*, ktorá je PELIKÁNOM (1945) z hľadiska výskytu označená ako ojedinelá, avšak, ak sa vyskytne, tak s formou základnou. Autor ešte uvádza druh *Cryptothrips latus* ako strapku obývajúcu trsy tráv (PELIKÁN, 1945). Už spomínaný Pelikánov spis z roku 1946 (PELIKÁN, 1946) v sebe taktiež zahŕňa niekoľko druhov, ktoré sa vyskytujú poväčšine pri zemi v trsoch rozličných tráv. Patria sem predovšetkým druhy ako *Taeniothrips innocens*, *Rhopalandrothrips annulicornis*, či *Haplothrips flavicinctus*. Z hľadiska vertikálneho pohybu po rastlinách sa autor pozastavuje len pri druhu *Rhopalandrothrips annulicornis*, ktorý, ako autor poznamenáva, často vylieza na vrcholky nízkych travín (PELIKÁN, 1946).

Zaujímavá polemika sa iste črtá aj pri nálezoch druhu *Iridothrips iridis*, aj napriek tomu, že sa jedná o monofágneho zástupcu Thysanoptera. PELIKÁN (1949) totiž poukazuje, že práve v podraсте pod rastlinami rodu *Iris*, resp. na rastlinách tesne nad zemou sa nachádza najväčší počet jedincov tohto druhu. Pravda je však taká, že pravdepodobne v tomto prípade stojí pred podrastom ako limitujúcim faktorom výskytu práve vlhkosť.

HOLECOVÁ et al. (2005) zbierali v dubovo-hrabových lesoch strapky epigeonu, ktoré patrili 15 druhom. Autori sa domnievajú, že Thysanoptera majú

arborikolný pôvod (HOLECOVÁ et al., 2005). Z 15 zaznamenaných druhov stoja podľa autorov za zmienku predovšetkým druhy *Hoplandrothrips williamsianus*, *Aeolothrips versicoilor*, *Limothrips denticornis* a *Frankliniella tenuicornis* (HOLECOVÁ et al., 2005).

V rokoch 2004 a 2005 prebehol na území Martinského lesa pedozoologický výskum zameraný na strapky (DUBOVSKÝ et al., 2008). Spoločenstvá boli zložené z 5 druhov (*Limothrips denticornis*, *Haplothrips acanthoscelis*, *Haplothrips aculeatus*, *Thrips minutissimus*, *Aeolothrips intermedius*). Ekologické nároky daných druhov hodnotí FEDOR (2004 b). Druhy *Haplothrips aculeatus* a *Limothrips denticornis* zaraďuje do skupiny graminikolov. Na druhej strane stoja taxóny *Aeolothrips intermedius* a *Aeolothrips intermedius* predstavované ako florikoly, avšak s poznámkou o zoofágnosti druhu *Aeolothrips intermedius*. No a napokon je to druh *Thrips minutissimus*, podľa FEDORA (2004 a) klasifikovaný ako foliikolný arborikol. Opäť je viditeľné, že podľa doterajšej literatúry nemožno tieto druhy zaradiť medzi typických zástupcov pôdnej fauny, avšak ďalšie výskumy azda potvrdia aj ich prežívanie predovšetkým v hrabanke.

Časť málo známej edafickej fauny tentokrát mimo nášho územia tiež čiastočne poodhalil PELIKÁN (1987). V thysanopterologickom materiáli z Mongolska objavuje druh, ktorý sa spôsobom svojho života podobá predchádzajúcim. Druh *Anarrhinothrips mongolicus* opisuje ako aptérny druh postrádajúci chéty, ktorého extrémne dlhý ústny kónus dokazuje edafický spôsob života hlboko v listových púzdrach v blízkosti koreňov tráv (PELIKÁN, 1987). Znova je tu rozkol medzi zaradením druhu do skupiny strapiek na základe spôsobu života vzhľadom na rastlinu, pretože je možné, že sa občas vyskytne aj vo vyšších polohách tráv, ktorými si dokonca živí. To by ho opäť mohlo radiť medzi graminikoly. PELIKÁN (1984) však vo svojej skoršej práci o strapkách Mongolska prezentuje niekoľko druhov, ktoré sú tiež z hľadiska problematiky zaujímavé. Zvlášť sú to druhy strapiek, ktoré boli odchytené pomocou zemných pascí, ako

*Sericothrips kaszabi* (na kamenistom svahu), *Oxythrips mongolicus*, (na kamenistom a pustom horskom úbočí blízko rieky), *Thermothripoides zurstrasseni* (medzi rastlinami rodu *Caragana*), *Bolothrips mongolicus* (medzi rastlinami rodu *Caragana* a *Lasiagrostis* na piesku), *Cryptothrips nigripes* (medzi rastlinami rodu *Caragana*), *Cephalothrips monilicornis* (medzi osamotenými smrekmi), *Hoplothrips caespitis* (kamenistý svah horskej stepi), či *Hoplothrips asiaticus* (kamenistý svah) (PELIKÁN, 1984). V prípade druhov *Thermothripoides zurstrasseni*, *Bolothrips mongolicus*, *Cryptothrips nigripes* sa okrem možnosti ich zaradenia do epigeickej fauny naskýta úvaha o ich náhodnom výskyte na pôde, v dôsledku možného pádu z rastlín, medzi ktorými bola pasca exponovaná. Ak by boli tieto druhy skutočnou súčasťou epigeickej fauny, predpokladám, že by ich autor v pasci bol našiel vo väčších početnostiach. V diskutovanej Pelikánovej práci (PELIKÁN, 1984) je však zmienka o druhu odchytenom priamo z povrchu pôdy. Ide o *Megathrips flavipes*, ktorý zbieral autor v brezovom lese v opadanke a na práchnivom dreve. Dalo by sa teda uvažovať o tomto druhu ako o zástupcovi pravej epigeickej fauny, avšak ani korticikolný pôvod nemožno spoľahlivo vylúčiť. Na tomto mieste však iste stojí za zmienku fakt, že pri spomenutých druhoch sú uvedené skutočne malé počty exemplárov. Predpokladám, že ak by sa nachádzali v zberoch vo väčších abundanciách, potvrdzovali by epigeický spôsob života iste viac.

Pri štúdiu druhového zloženia spoločenstiev Thysanoptera 70 lokalít v národnom parku Hortobágy zistil JENSER (1981) 34 prítomných druhov strapiek, z ktorých až tretinu (11) tvorili taxóny odobrané z pôdy. Poväčšine autor extrahoval jedince Thysanoptera z hrabanky, jedine pri druhu *Chirothrips manicatus* je zmienka aj o jeho náleze v pôdnej vzorke. Všetky zaznamenané druhy majú svoj ekologický status spájajúci sa so životom v bylinnej etáži nad zemou. Tak napríklad až 6 druhov odchytených z hrabanky, debrisu trstia, či dokonca z mraveniska (len *Nesothrips bicolor*) je v tomto spise označených za graminikoly,

konkrétne sú to *Chirothrips hamatus*, *Aptinothrips rufus*, *Nesothrips bicolor*, *Haplothrips aculeatus*, *Haplothrips hukkineni* a *Cephalothrips monilicornis*. Ostatné druhy sú špecifikované ako foliikolné arborikoly, pričom pri druhu *Thrips minutissimus* je poznámka aj o jeho florikolnosti, pravdaže vzhľadom na strom. JENSER (1981) teda z hrabanky uvádza 4 foliikolné arborikoly: *Aeolothrips versicolor*, *Thrips minutissimus*, *Hoplandrothrips bidens* a *Liothrips pragensis*, z ktorých 2 (*Hoplandrothrips bidens*, *Liothrips pragensis*) sú viazané na druhy rodu *Quercus*.

Pováčšine dubiny národného parku Bűkk v Maďarsku z hľadiska thysanopterologického taktiež študoval JENSER (1996). Zo 101 druhov strapiek, ktoré tu autor zaznamenal rôznymi metódami, 8 extrahoval z hrabanky. Napríklad *Aeolothrips versicolor*, *Aptinothrips karnyi*, *Aptinothrips rufus*, *Aptinothrips stylifer*, *Chirothrips aculeatus*, *Thrips minutissimus*, či *Megathrips lativentris* nachádzal autor v opadanke dubov. Jediným druhom spomínaným z opadanky lipy a hrabu je v JENSEROVOM (1996) zozname *Bolothrips bicolor*. Spoločenstvá strapiek bukovo - lipových lesov hodnotili KUCHARCZYK et SĘCZKOWSKA (1990).

Približne rovnako ako spis JENSERA (1996) je lokalizovaná jeho práca z roku 1993 (JENSER, 1993), ktorá iste tvorila akýsi predvoj komplexnému spracovaniu strapiek národného parku Bűkk v Maďarsku. Jednoznačný zámer tejto štúdie bol postavený do úrovne nahliadnutia do vertikálnej zonálnosti thysanopterocenóz. Pomerne ťažko tu však hľadať odpoveď na otázku kvalitatívneho zloženia epigeických spoločenstiev Thysanoptera, nakoľko autor k odchytu používal len lepivé pasce, pričom najnižšie umiestnená bola pasca 20 cm nad zemou. Všetky doteraz v Jenserových prácach spomínané druhy však na zozname zaznamenaných taxónov figurujú.

V ďalšom spise z Jenserovej série faunistiky maďarských národných parkov (JENSER, 1999) sa do popredia dostáva druh *Tmetothrips subapterus*. Uvádzam tento druh preto, že bol ako jediný zo 78 zaznamenaných druhov Aggteleckého

národného parku odchytený z hrabanky. Všetky ostatné vyššie uvedené druhy sú síce v práci zastúpené, avšak s poznámkou o zbere pomocou smýkadla alebo individuálnym odchytom.

Pri spracovávaní strapiek Transylvánie sa JENSER et al. (2005) vo svojom spise zmieňujú o druhoch, ktoré extrahovali z hrabanky. Konkrétne to boli taxóny *Aptinothrips elegans* (buková hrabanka), *Aptinothrips stylifer* (buková hrabanka) a *Dendrothrips degeeri* (hrabanka bližšie nešpecifikovaná). Zaujímavé je ekologické hodnotenie druhu *Dendrothrips degeeri*. U nás je totiž tento druh FEDOROM (2004 a) hodnotený ako foliikolný arborikol, ktorý sa vyskytuje dokonca v hniezdach. Tieto tri označenia druhu *Dendrothrips degeeri* sa však vôbec nevyučujú. Foliikolný arborikol napokon môže byť očakávaným obyvateľom hniezd na stromoch, a rovnako môže na listoch padať pod stromy, kde je práve zozbieraný.

ULITZKA (1999) spracovával v rámci svojej dizertačnej práce až 47 druhov (45 z pôdných fotoeklektorov). Jednotlivé druhy možno porovnať s prácou FEDORA (2004 a) z dôvodu overenia si ich výskytu na Slovensku a z dôvodu porovnania ich ekologickej preferencie. Jedinú výnimku tvorí druh *Phlaeothrips bispinosus*, ktorý ešte na Slovensku nebol popísaný, preto bola jeho ekologická charakteristika porovnávaná s inými literárnymi zdrojmi. Znova je badateľné, že druhy, ktoré uvádza ULITZKA (1999) disponujú takým ekologickým statusom, ktorý jednoznačne nepotvrďuje ich viazanosť na pôdu. Je tomu tak zrejme aj kvôli tomu, že pravá geobiontná pôdna fauna nebola analyzovaná. Za zmienku však na tomto mieste stojí fakt, že spôsob zberu, resp. jeho metodika tiež mohla značne ovplyvniť zloženie spoločenstiev a tým aj teda sťažiť charakteristiku epigeickej fauny Thysanoptera. Pôdne fotoeklektory použité v Ulitzkeho práci totiž zakrývajú nielen pôdu s hrabankou o výmere 1 m<sup>2</sup>, ale rovnako tak aj rastlinnú pokrývku, ktorá sa tam vyskytuje. Bolo preto celkom prirodzené, keď sa v zberných nádobách ocitli

napríklad florikoly, či pratikoly. Iste však táto práca prináša nové poznatky o zložení epigeickej fauny strapiek.

Práve v dôsledku nedostatočných informácií o výskyte, či ekológii pravých geobiontných strapiek vyvstáva potreba zintenzívniť výskumnú činnosť na poli pôdnej thysanopterológie.

Ako už bolo spomenuté, táto kapitola je rámcovým zhodnotením stavu problematiky poznania geobiontných Thysanoptera. V ďalších kapitolách sa budem usilovať o rozšírenie svojich téz prostredníctvom konkrétnych druhov a zaujať vlastné stanovisko k samotnému statusu geobiointnej strapky.

## **Bioindikácia – výzva pri štúdiu Thysanoptera**

Článkonožce predstavujú skupinu živočíchov, ubikvistov, obývajúcich skutočne rôznorodé prostredia. Vedomosti o ich reakciách na ľudskú činnosť, resp. antropický impakt patria nesporne k nevyhnutným práve kvôli porozumeniu a tiež kvôli možnosti správnej predikcie zmien nielen v štruktúre ale najmä vo funkciách ekosystémov (ZVEREVA et KOZLOV, 2010). Bioindikácia ako schopnosť organizmov vypovedať o abioticko - biotických charakteristikách prostredia, teda o životných podmienkach, v ktorých krátkodobo alebo permanentne žijú, je dnes chápaná už ako vedecká metóda, vhodná pre opis rôznych zložiek ekosystému, istých trendov vývoja rozmanitých prirodzených, či človekom vyvolaných zmien. Je preto prirodzene nutné zadefinovať slovo bioindikátor. Vymedzenie významu a rozčlenenie tohto pojmu v literatúre častokrát nie je jednotné (FEDOR, 2008). Výsledkom absolútneho zjednodušenia definícií je však priemet spoločnej myšlienky.

SPELLERBERG (1991) podáva najzákladnejšiu etymologickú definíciu pojmu indikátor ako zariadenie indikujúce stav prístroja. Aplikácia do ekologických vied spočíva len vo výmene slov zo základnej definície - druh (populácia, spoločenstvo)

indikujúci stav životného prostredia (jednotky na vyššej hierarchickej úrovni). Tak to napokon vidí aj SCHUBERT (1985), keď pojmom bioindikátory označuje organizmy alebo ich spoločenstvá, ktorých životné funkcie korelujú s faktorom prostredia tak tesne, že môžu slúžiť ako ich ukazovatele. HEINK et KOWARIK (2010) podávajú prierez literatúrou zaoberajúcou sa anotovaným definovaním pojmu bioindikátor. V závere práce sa sústreďujú na vlastnú predstavu, podľa ktorej predstavuje indikátor v ekológii a environmentálnom plánovaní komponent alebo meranie/merania environmentálne relevantného fenoménu používaného na načrtnutie, či hodnotenie podmienok životného prostredia, jeho zmien alebo na vymedzenie environmentálnych cieľov. Veď napokon aj RODRÍGUEZ et al. (1998) považujú bioindikátory (druhy) za veľmi hodnotný nástroj nielen ochranárskych výskumov, pričom samotné indikátory rozdeľujú do dvoch kategórií, a sice indikátory hodnotenia stavu a monitorovacie indikátory. Viacero autorov tiež usiluje o akési systematické rozčlenenie rôznych typov bioindikátorov. Práve na tomto mieste prichádzajú do popredia už spomínané nezhody.

SPELLERBERG (1991) napríklad vytýčil niekoľko základných kategórií biologických indikátorov. Vo svojom rozdelení uvádza 5 skupín (sentinely, detektory, exploitéry, akumulátory, testovacie organizmy). Napríklad sentinely (historické bioindikátory) predstavujú vysoko senzibilné organizmy, ktoré sú introdukované do nového prostredia, aby svojou odpoveďou na nové podmienky predostreli jeho stav.

Detektory, na druhej strane, podávajú odpoveď o kvalite prostredia, v ktorom prirodzene žijú, resp. sa tam prirodzene vyskytujú. V podstate fungujú na úrovni jedinca, bez úvahy o cenotických vzťahoch. V klasifikácii podľa BOHÁČA (1999) sú „Spellerbergove detektory“ označené ako sentinely (tzv. indikátory pre impaktné pozorovanie). Ak sú sentinely a exploitéry (viď nižšie) chápané na vyššej hierarchii v rámci cenózy (spoločenstvo), zahŕňajú do svojho diapazónu pôsobnosti

aj „Boháčove“ bioindikátory ekologickej homeostázy - ukazovatele (BOHÁČ, 1999).

Exploatéry zahŕňajú skupinu organizmov, ktoré svojou vlastnou prítomnosťou indikujú skúmanú veličinu, resp. zhoršený stav prostredia. Je preto nutné prihliadať na druhy vyskytujúce sa v istom prostredí nie len ako na individuálny súbor jedincov ale skôr ako na súčasť spoločenstva, teda uvedomiť si aj jednotlivé vzťahy medzi jedincami niekoľkých druhov. Práve tie môžu byť pôsobením rozličných vplyvov porušené, čo môže indikovať zmeny v ekologickom systéme. Definícia „Spellerbergových exploatérov“ sa však objavuje už v práci LISICKÉHO (1982), ktorý takéto organizmy nazýva samoindikátormi.

Akumulátory sú opäť bioindikátory, ktoré majú výpovednú hodnotu už na úrovni jedinca. Sú to jednoducho organizmy schopné akumulovať rôzne chemické látky a poukazovať tak na ich prítomnosť v systéme.

No a napokon sú to testovacie organizmy. Tie sa najčastejšie používajú v podmienkach *ex situ*, teda v laboratóriách, najmä pre zistenie prítomnosti resp. miery toxicity širokého spektra chemických látok (SPELLERBERG, 1991; BOHÁČ, 1999; LISICKÝ, 1982). Výskum založený na odpovediach takýchto bioindikátorov nie je najvhodnejší pri vysvetľovaní podmienok *in situ*, ktoré sa takmer nikdy nezhodujú so širokou spleťou interakcií podmienok vonkajšieho prostredia.

V literatúre sa objavuje aj termín kontrolujúce indikátory. Podľa LISICKÉHO (1982) sú to organizmy, ktoré umožňujú odstupňovať indikovanú kvalitu prostredia.

V predkladanej práci sa opieram najmä o bioindikátory kategórie exploatérov a detektorov (podľa SPELLERBERGA, 1991), nakoľko v sebe zahŕňajú práve intracenenotické vzťahy v spoločenstve.

Iste v literatúre zaoberajúcej sa bioindikáciou čoraz viac vystupujú pôdne živočíchy, resp. živočíchy žijúce v hrabanke ako dôležitý článok hodnotenia stavu biotopu, v ktorom sa nachádzajú. Mnohí autori považujú edafickú faunu za

signifikantné zrkadlo v rámci zodpovedávania otázok dotýkajúcich sa manažmentu prostredia. Komplexnej štúdií, ktorá sa opiera o rôzne skupiny článkonožcov a ich schopnosť indikovať stupeň manažmentu, na rozličnej úrovni, sa venujú MALEQUE et al. (2009). Predovšetkým rozdeľujú taxonomické skupiny hmyzu do celkov podľa toho, na ktorú úroveň manažmentu, resp. sekundárnych konsekvencií v lesnom ekosystéme reagujú. Autori tak využívajú predovšetkým pavúky, motýle, chrobáky (Carabidae, Cerambycidae, Scarabeidae) mravce, či dvojkrídlovce (Syrphidae). Napokon aj práca RUANA et al. (2004) pojednáva o schopnosti istých skupín reflektovať rozličné podmienky prostredia, pravda vzhľadom na manažment. Pri výskume článkonožcov olivových sadov autori zbierali bezstavovce z korún stromov a z pôdy. Článkonožce z korunnej etáže sa pri hodnotení rozličných typov manažmentu ukázali byť plastickejšie, nakoľko sú insekticídy aplikované práve tam (RUANO et al., 2004). Pôdna fauna teda reaguje na iné vplyvy, insekticídy aplikované na stromy ju veľmi neovplyvnili. Vo výpočte systematických skupín figurujú Thysanoptera ako v korunách tak aj v pôde ako jeden z najpočetnejších radov spolu s Hymenoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Homoptera, Diptera a Aranae.

Napríklad aj KAPPES et al. (2009) sa zamýšľajú nad rôznym manažmentom lesov. Pojednávajú totiž o funkcii rozkladajúceho sa dreva v prostredí, resp. aké dôležité je práchno pre diverzitu hrabankovej fauny. Na pozadí skupín Gastrpoda, Diplopoda, Isopoda, Chilopoda a Coleoptera prichádzajú k záveru, že pre zachovanie tak bohatej fauny hrabanky je ponechanie mŕtveho dreva na stanovišti nutnosťou. V tejto štúdií sa javia byť ulitníky tou skupinou, ktorá má pre stanovenie takéhoto záveru najvýpovednejšiu hodnotu, sú typickými exploitérmi zo „Spellerbergovho“ rozdelenia bioindikátorov (SPELLERBERG, 1991). Napokon, fenomén poklesu druhového bohatstva pri odstraňovaní rozkladajúceho sa dreva si všíma aj GROVE (2002), tentokrát berie do úvahy Coleoptera. Faunu drevokazných húb v lesoch s rozdielnym manažmentom, podobne ako KAPPES et al. (2009),

predostierajú JONSELL et NORDLANDER (2002). Ich výsledky sa v predostretých intenciách od predchádzajúcich prác neodlišujú. Uvažujú však o skupine bioindikátorov stabilných, prirodzených, neovplyvnených lesov. Takúto skupinu tvorili práve druhy obývajúce drevokazné huby na lokalitách, kde bola úplne ponechaná drevná hmota. V literatúre sa však objavujú aj zmienky o bioindikačnom potenciáli iných skupín v hrabanke žijúcich článkonožcov. Za zmienku azda stoja práce napríklad PAOLETTIHO et HASSALA (1999), ktorí uvažujú o možnom využití Isopoda v bioindikácii, či FROUZA (1999) zaoberajúca sa larvami dvojkrídlovcov. Rovnako tak stoja v popredí aj mravce ako sľubné bioindikátory (e.g. MAJER et al., 2007; NAKAMURA et al. 2007; HOFFMAN, 2010 atď.)

Za zmienku však stojí fakt, že európska škola stojí v rámci snahy o využívanie Thysanoptera ako akýchkoľvek bioindikátorov iste v popredí. Avšak nájdú sa aj práce, kde strapky vystupujú len ako doplnkový rad hmyzu z hľadiska bioindikácie, avšak autori si ich už v samotnom hodnotení nevšímajú. Tak je tomu napokon napríklad v práci MIGLIORINIHO et al. (2004), ktorí skúmali efekt ťažkých kovov na pôdne bezstavovce. Autori sledovali účinky olova, zinku, antimónu, niklu, mangánu a medi na jednotlivé skupiny edafických Arthropoda v Taliansku (Toskánsko). Strapky (Thysanoptera) boli v pôde zastúpené takmer ekválne s Diplopoda, Isopoda, či Chilopoda, pričom najvyššie početnosti v rámci tejto štúdie predstavovali skupiny Collembola, Acarina, Psocoptera, Hemiptera a Pauropoda. Jednotlivé rady však nie sú ďalej determinované. Za využitia redundantnej analýzy autori preukázali, že Thysanoptera sa najčastejšie vyskytovali spolu s mravcami (Formicidae) a s larvami Holometabola. Vykazujú negatívnu koreláciu s výskytom zinku, niklu a medi, pričom pozitívna korelácia nie je zaznamenaná so žiadnym z prvkov (MIGLIORINI et al., 2004). Pozitívny vzťah pôdných živočíchov k dodávaniu dusíkatých a fosforečných hnojív v borovicových lesoch sa črtá v spise BIRDA et al. (2000). Autori podotýkajú, že po dodaní dusíka

a fosforu v podobe hnojív do lesnej pôdy zvýšilo sa celkové druhové bohatstvo druhov. Je však pravdou, že hoci celkové druhové bohatstvo vzrástlo, Shannonov - Wienerov index diverzity zostával nezmenený. Nastala teda zmena zloženia spoločenstva, ktoré však ako celok zostalo v rámci diverzity nezmenené. Jednoducho sa dá povedať, že spoločenstvo pôdnych živočíchov reagovalo na zmenu prostredia (hnojenie) práve posunom v numerických charakteristikách. Strapky tu vystupujú do popredia tiež len ako čeľaď Phlaeothripidae (BIRD et al., 2000). Je tu síce badateľný posun k istej schopnosti bioindikácie, avšak aj napriek tomu bez poznania konkrétneho spoločenstva strapiek ju nemožno ďalej posudzovať.

Priame pozorovania morfológických zmien niektorých druhov Thysanoptera v závislosti od znečistenia miesta, na ktorom boli zozbierané, uskutočnili VASILIU - OROMULU et JENSER (2008). Strapky zbierané v troch mestských parkoch v centre Bukurešti porovnávali autori s kontrolnými exemplármi z neznečistených lokalít Švajčiarska. Zaznamenali pritom viaceré zmeny, predovšetkým depigmentáciu niektorých častí tela, zmeny variability v rámci celkovej dĺžky tela jedincov a rozličné deformácie tykadiel. Ako najcitlivejší a zároveň najodolnejší voči znečisteniu atmosféry sa zdal byť druh *Frankliniella intonsa*, avšak potenciál pre takúto indikáciu vidia aj v druhoch *Haplothrips niger* a *Bagnalliella yuccae* (VASILIU - OROMULU et JENSER, 2008). Ak sú však tieto druhy hodnotené ako florikoly, a teda patria medzi opeľovače, dajú sa v zmysle KEVANA (1999) hodnotiť za pomerne dobrých bioindikátorov. Autor totiž opeľovače považuje za kľúčové pre existenciu takmer všetkých terestrických ekosystémov a rovnako tak veľmi citlivé na akékoľvek zmeny svojho prostredia (znečistenie, pesticídy, herbicídy atď.). Prakticky sú v spise VASILIU – OROMULU et JENSER. (2008) strapky využité ako „Spellerbergove detektory“ (SPELLERBERG, 1991). VASILIU - OROMULU et al. (2009) v doplnkovej štúdii ešte podotýkajú, že vzhľadom na diverzitu spoločenstiev Thysanoptera v dopravou

znečistených mestských parkoch Bukurešti bola táto markantne vyššia na kontrolnej neznečistenej ploche. Jednoznačne teda zo spisov vyplýva, že zatiaľ čo v práci MIGLIORINIHO et al. (2004) predstavujú strapky indikátory, ktoré svojou prítomnosťou/nepřítomnosťou poukazujú na stav prostredia („Spellerbergove“ exploitéry (SPELLERBERG, 1991), VASILIU – OROMULU et al. (2009) pracovala s klasickými detektormi (SPELLERBERG, 1991), resp. indikátormi pre impaktné pozorovanie z pera BOHÁČA (1999).

Ako píše VASILIU - OROMULU et TÓTHMÉRÉSZ (1995), štruktúra spoločenstiev Thysanoptera v každom habitate vyplýva z konkurencie medzi druhmi s rôznymi schopnosťami využívať dané prostredie. Prezencia niektorých druhov strapiek môže byť tak považovaná za faktor v stabilizácii hlavných mechanizmov stability ekosystémov. Do istej miery pristupuje k tejto problematike aj KUCHARCZYK (2004). Za využitia Moerickeho pascí autorka zbierala strapky v rôznych výškach nad zemou. Po odchyte 39 druhov na rôznych stanovištiach (s *Calamagrostio - Piceetum*; *Tilio - Carpinetum*) KUCHARCZYK (2004) vysvetľuje indikáciu na úrovni potravných preferencií strapiek. Vysoké percento (73% celej thysanopterofauny) eury- a polyherbivorov prisudzuje lokalite s istým antropickým impaktom, resp. lokalite, kde nastali zmeny zapríčinené antropickou činnosťou. Na druhej strane zvýšené percento oligo- a stenoherbivorov prisudzuje pôvodnejším podmienkam. Konkrétne vyzdvihuje čeľaď Phlaeothripidae, ktorej druhy sú viazané na odumierajúce drevo v rôznom štádiu rozkladu, preto ich prítomnosť poukazuje na prirodzenosť lesných fytoocenóz (KUCHARCZYK, 2004). Napokon v závere práce ponúka autorka niekoľko postrehov, napríklad že odlišnosti v diverzite môžu byť použité pri hodnotení stavu prostredia a jeho dlhodobých zmien a rozmanitosť v rámci skupiny druhov viazaných na rozkladajúce sa drevo taktiež môže poslúžiť ako indikátor stupňa prirodzenosti lesných fytoocenóz (KUCHARCZYK, 2004). Populácie a spoločenstvá strapiek

v rámci odpovede na stresové faktory totiž podliehajú zmenám svojich charakteristík (VASILIU - OROMULU, 1993).

Zisťovaniu korelácií medzi početnosťou populácií rozličných druhov Thysanoptera a už konkrétnymi abiotickými faktormi prostredia, ako je teplota a relatívna vlhkosť vzduchu, sa v Rumunsku venovala VASILIU - OROMULU (2004). Autorka zistila, že berúc do úvahy abiotické faktory samotné, nedávajú tieto veľmi vysoké výpovedné hodnoty korelácií. Čiastkové korelačné koeficienty medzi abundanciou 12 druhov Thysanoptera a relatívnou vlhkosťou vzduchu totiž poukazovali na nízku závislosť medzi premennými. V prípade korelácie medzi abundanciou a teplotou už korelačné koeficienty poukazovali na závislosť vyššiu, avšak abiotické faktory v tandeme sa javili byť najsilnejšími z hľadiska výsledkov pozitívneho vzťahu medzi premennými. VASILIU - OROMULU (2004) tak zistila, že sú to práve druhy *Taeniothrips picipes*, *Frankliniella intonsa*, *Aeolothrips intermedius*, *Thrips pelikani* a *Chirothrips manicatus*, ktoré svojou abundanciou reagovali na súčasné pôsobenie abiotických faktorov, čo podľa autorky naznačuje ich širokú ekologickú valenciu. Nízke hodnoty ekologickej valencie v práci zastávajú jedince čeľade Phlaeothripidae, najmä druhy *Haplothrips angusticornis*, *Haplothrips niger* a *Haplothrips leucanthemi* (VASILIU - OROMULU, 2004), čo v zmysle práce KUCHARCZYKOVEJ (2004) naznačuje ich schopnosť indikácie istých konkrétnych biotopov.

Aj na našom území je známych niekoľko prác zaoberajúcich sa bioindikáciou za využitia thysanopterocenóz rozličných habitatov. Napríklad GRUEA (2007) sa pokúšal zhodnotiť bioindikačný potenciál aeroplanktonických synúzií Thysanoptera. Pri 11 zaznamenaných druhoch autor za pomoci mnohorozmerných analýz (PCA, RDA) uvažuje o spoločenstvách Thysanoptera, ktoré sa tak formujú z dôvodov, autorom neskôr vysvetľovaných. Druhy *Thrips major* a *Mycterothrips salicis* vykazujú pozitívnu koreláciu k porastom nepôvodných alochtónnych topoľov, teda ich početnosť smerom k pôvodnosti lesa

klesá. Na druhej strane však v spoločenstve tvorenom druhmi *Aeolothrips intermedius*, *Haplothrips phyllophilus*, *Thrips physapus*, *T. tabaci*, *Frankliniella intonsa* a *Dendrothrips degeeri* badať náznaky indikácie pôvodného typu lesného porastu asociácie Salici-Populetum, i keď autor poukazuje na možnosť polemiky pri niektorých druhoch tejto cenózy (*Frankliniella intonsa* a *Dendrothrips degeeri*). GRUEA (2007) hodnotí spomínané spoločenstvo ako indikátor nepravidelne zaplavovaného porastu vysokého veku bez priameho antropického zásahu, zatiaľ čo cenóza zložená z druhov *Limothrips denticornis* a *Mycterothrips salicis*; *Thrips major*, *T. tabaci* a *Chirothrips sp.* toleruje človekom udržiavané monokultúrne porasty mladšieho veku s absenciou záplav.

Rovnaké synúzie si pre svoj výskum vybrala aj HAMMERSTEINOVÁ (2009), ktorá sledovala aeroplanktonické thysanopterocenózy v prostredí teplomilných dúbav. Pomocou vzdušných fotoeklektorov autorka zaznamenala 9 druhov Thysanoptera, ktoré neskôr hodnotila v intenciách spoločenstiev. Na rozdiel od GRUEU (2007) však druh *Thrips major* v práci HAMMERSTEINOVEJ (2009) predstavuje zástupcu spoločenstva s *Taeniothrips inconsequens*, *Thrips major*, *Sericothrips bicornis*, ktoré indikuje bohaté a pomerne vyrovnané cenózy pôvodných porastov asociácie *Aceri tatarici-Quercetum*. Autorka vymedzuje ďalšie spoločenstvo tvorené druhmi *Limothrips denticornis*, *Thrips minutissimus* a *Frankliniella intonsa*, ktoré hodnotí ako skupinu preferujúcu ekotonálne spoločenstvá. Tie sú v prípade tejto štúdie charakteristické lemovým krovinným porastom ass. *Ligustro-Prunetum* nachádzajúcim sa v tesnej blízkosti človekom obhospodarovaných plôch, na hranici pôvodného lesa asociácie *Aceri tatarici-Quercetum*. Autorka poukazuje aj na euryvalentnosť druhov *Thrips tabaci* a *Limothrips cerealium*, rovnako tak načrta silnú väzbu druhu *Haplothrips acanthoscelis* na najstaršie porasty pôvodného typu lesa.

Aj MASAROVÍČ (2009) zvolil za objekt svojho záujmu v rámci diplomovej práce thysanopterocenózy, tentokrát však korticikolných strapiek. Autor v pomerne

bohatom materiále 33 druhov strapiek nachádza medzi nimi synúzie viazané na istý typ biotopu. Porasty starších drevín dubových lesov s pomerne vysokým zatičením etážou E3 obývali spoločenstvá zložené z druhov *Haplothrips aculeatus*, *Mycterothrips albidicornis* a *Thrips minutissimus*. Spoločenstvo charakteristické druhmi *Limothrips denticornis*, *Thrips tabaci* a *Xylaplothrips fuliginosus* naopak preferovalo mladé porasty s nižším zatičením. Doplnok k tejto štúdii iste predstavuje spis DUBOVSKÉHO et al. (2010), ktorí hodnotili vzťah spoločenstiev korticikolných Thysanoptera ku veku porastu v dubinách. Autori vyzdvihujú význam korticikolných druhov strapiek, poukazujú na fakt, že v lesníctve môžu byť dokonca použité ako indikátory iniciálnych štádií rozkladu drevnej hmoty. V práci sú opäť sformované cenózy indikujúce istý vek porastov. Spoločenstvo s dominantnými druhmi *Thrips tabaci*, *Stenothrips graminum*, *Frankliniella intonsa*, *Xylaplothrips fuliginosus*, *Limothrips denticornis*, *Hoplothrips corticis* a *Mycterothrips consociatus* podľa DUBOVSKÉHO et al. (2010) môže byť viazané na mladšie porasty teplomilných dúbav. S postupujúcou sukcesiou je badateľný ústup najdominantnejších druhov synúzie, pričom zastúpenie *Mycterothrips consociatus* a *Haplothrips subtilissimus* narastá. Zvýšenie dominancie *Thrips brevicornis* a *Poecilothrips albopictus* autori taktiež zaznamenávajú v procese sukcesie.

Komplexnému pohľadu na schopnosť bioindikácie všetkých zástupcov thysanopterofauny na Slovensku (vtedy 165 druhov) hodnotil v rámci svojej habilitačnej práce FEDOR (2004 a). Autor podáva informácie o možnom indikačnom potenciáli všetkých druhov strapiek Slovenska, podáva nielen svoje vlastné pozorovania ale aj prierez literatúrou, v ktorej sú nejakým spôsobom uvedené druhy ekologicky zhodnotené. Všimá si však možnosť indikácie nielen na úrovni druhu, ale je to práve spoločenstvo so všetkými svojimi atribútmi, ktoré považuje za pravý systém majúci schopnosť o niečom vypovedať (FEDOR, 2004 a). Nesporne má podobný charakter aj monografia FEDORA et DORIČOVEJ (2009), ktorí

predostierajú bioindikačný potenciál druhov strapiek vyskytujúcich sa na území Bratislavy a jej okolia. V spise sú však tiež zhodnotené spoločenstvá ako predpoklad komplexnej miery indikácie. Na pozadí druhov z rôznych ekologických skupín sa autori zamýšľajú nad možnosťou a schopnosťou týchto druhov, aj ako súčasťou spoločenstiev, vypovedať o prostredí, ktoré obývajú.

Keďže predstavujú spoločenstvá pôdných Evertebrata dôležitý článok energo-materiálových tokov, nakoľko aj ich činnosťou vzniká pôda, ktorá je neodmysliteľnou súčasťou terestrických ekosystémov, sú vďaka vnímavosti k zmenám v prostredí vhodnými bioindikátormi (TUFOVÁ et TUF, 2003). Avšak hodnotenie epigeických resp. hypogeických Thysanoptera vzhľadom na schopnosti bioindikácie bolo na našom území vykonané len v malom počte prác. Sú to práve HOLECOVÁ et al. (2005), ktorí ponúkajú pioniersku štúdiu o strapkách epigeonu. Autori v bukovo - hrabových lesoch spolu zaznamenali 15 druhov. Ponúkajú aj predpoklad o ekologickom statuse zozbieraných druhov strapiek. V práci je uvedené, že zbierané epigeické Thysanoptera majú arborikolný pôvod, pričom mnohé z nich istotne silne interagujú s pôdou v rámci niektorých ontogenetických štádií (HOLECOVÁ et al., 2005). Náznak bioindikačného potenciálu thysanoptereocenóz je ladený do tvrdenia, že tieto taxocenózy detegujú predovšetkým staršie, stabilnejšie lesy. Autori uvádzajú príklad druhu *Hoplandrothrips williamsianus* či *Aeolothrips versicoilor*, ktoré môžu byť považované za indikačné druhy pre vitálny dubovo-hrabový les. V rámci otvorenejších lesných stanovišť môže dochádzať k infiltrácii druhov z neďalekých ekosystémov. Takto sú napokon hodnotené heliofilnejšie druhy ako *Limothrips denticornis* a *Frankliniella tenuicornis* (HOLECOVÁ et al., 2005).

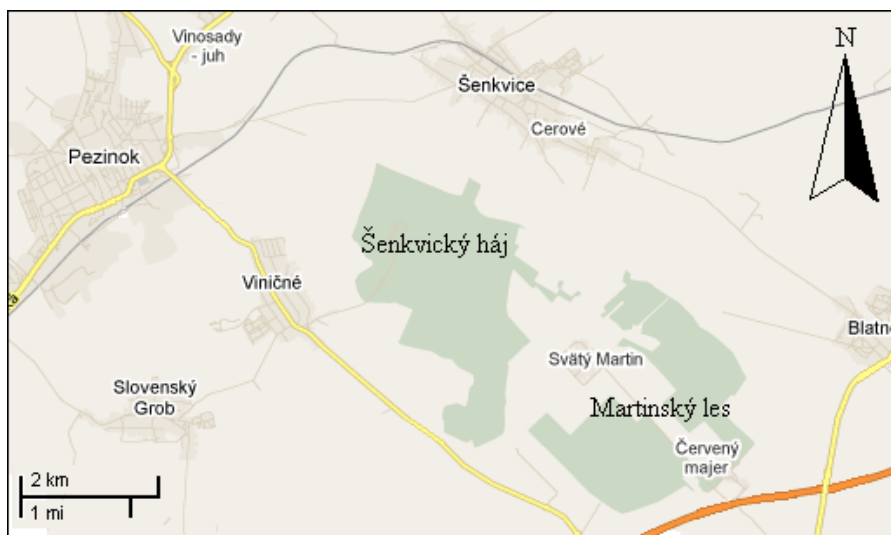
V rokoch 2004 a 2005 prebehol na území Martinského lesa pedozoologický výskum zameraný na strapky (DUBOVSKÝ et al., 2008). Spoločenstvá boli zložené z 5 druhov (*Limothrips denticornis*, *Haplothrips acanthoscelis*, *Haplothrips aculeatus*, *Thrips minutissimus*, *Aeolothrips intermedius*). Druhy *Haplothrips*

*aculeatus* (podľa FEDORA, 2004 a graminikol) a *Thrips minutissimus* (foliikolný arborikol podľa FEDORA, 2004 a) boli zaznamenané len v najstaršom poraste, naopak druh *Aeolothrips intermedius*, FEDOROM (2004 a) klasifikovaný ako zoofágný florikol, sa vyskytol len v poraste najmladšom. Pre existenciu florikolného druhu *Haplothrips acanthoscelis* (FEDOR, 2004 a) boli vhodné podmienky ako v najstaršom poraste, tak aj v monokultúre. *Limothrips denticornis*, ktorého nielen FEDOR (2004 a) označil za graminikola, sa vyskytoval na všetkých sledovaných plochách. V istej miere abstrakcie to platí aj pre prácu HOLECOVEJ et al. (2005) z bukovo - hrabových lesov. Štúdium naznačuje závislosť štruktúry pôdných thysanopteroceenóz od miery pôvodnosti, vitality aj stability lesného porastu v podmienkach teplomilných pahorkatinných dúbav. Opäť je viditeľné, že podľa doterajšej literatúry nemožno tieto druhy zaradiť medzi typických zástupcov pôdnej fauny, avšak ďalšie výskumy azda potvrdia aj ich prežívanie predovšetkým v hrabanke.

## Geo-ekologická charakteristika sledovaného územia

Všetky lokality výskumu sú situované do bezprostrednej blízkosti osady Svätý Martin (Senec) a obce Šenkvice, ležiacich v okrese Senec na Trnavskej sprašovej pahorkatine (Obrázky. č. 1, 5, 13). Nachádzajú sa v pomerne zachovalých teplomilných ponticko-panónskych dubových lesoch na spraši a íle. Najzachovalejšie porasty takýchto lesov sa nachádzajú v NPR Dubník a práve v Martinskom lese pri Senci, do ktorého je táto štúdia lokalizovaná. Predovšetkým ide o xerotermofilné lesy dubové s prímiesou teplomilných javorov. Takéto spoločenstvá sa vyskytujú najmä na sprašových pahorkatinách, či na starých riečnych terasách. Sú viazané na hlboké pôdy typu černoziemí a hnedozemí s dostatkom vápnika. Typické sú pre ne ploché tvary reliéfu alebo len mierne svahy (STANOVÁ et VALACHOVIČ, 2002).

**Obrázok č. 1:** Mapa sledovaného územia (zdroj: <http://maps.google.sk/>)



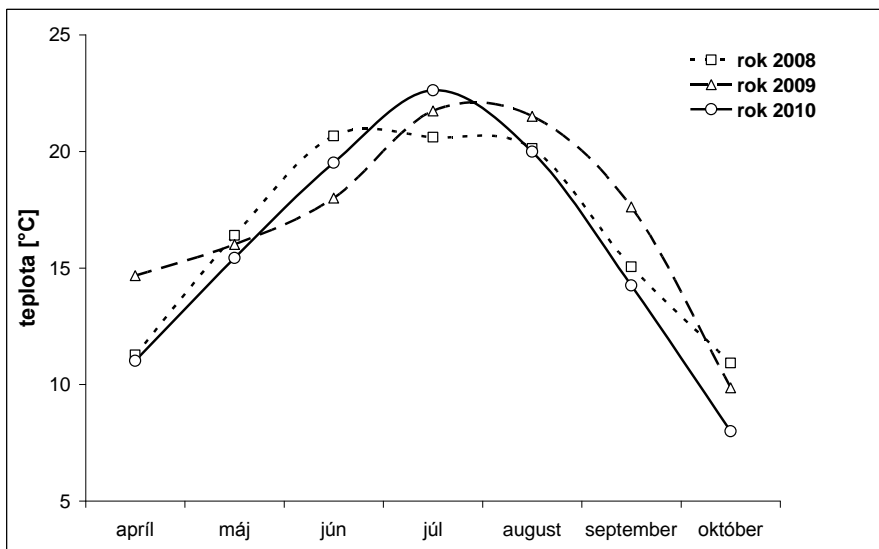
Z hľadiska geologického podložia tvorí podľa BIELEHO et al. (2002) Trnavskú pahorkatinu neogénna sedimentárna panva. Práve eolické sedimenty ako

rôzne druhy spraší a sprašových hĺín, vytvárajú kvartérny pokryv územia (MAGLAY et PRISTAŠ, 2002), pre ktoré je typický najmä reliéf nížinných pahorkatín a zvlnených rovín.

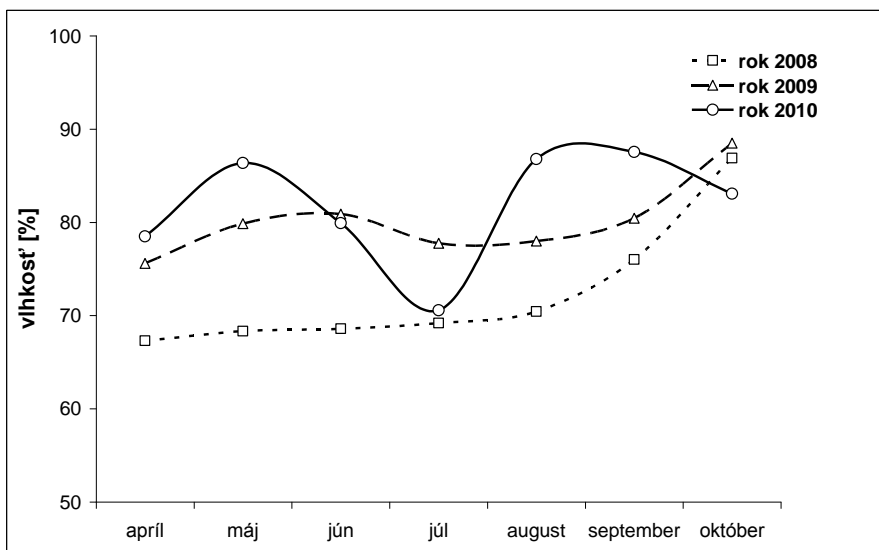
V priebehu vývoja sa tu vyvinuli predovšetkým hnedozeme (kultizemné, miestami hnedozeme pseudoglejové až pseudogleje) (ŠÁLY et ŠURINA, 2002) s vysokým obsahom humusu (viac ako 2,3%) (BIELEK, 2002) a neutrálnou až slabo alkalickou reakciou (ČURLÍK et ŠEFČÍK, 2002). Vznikajú procesom ilimerizácie, pri ktorom dochádza k vertikálnemu posunu ílovitých častí a brunifikáciou – procesom hnednutia. Pôdne pomery v okolí Senca spracovávala vo svojej diplomovej práci LABUDOVA (2000). Prevládajúcim typom na tomto území je hnedozem modálna. Okolité poľnohospodárska pôda na rozdiel od pôdy na sledovaných lokalitách nemá zastúpený horizont opadanky, a rovnako tak sa od nej líši aj chudobnejším horizontom humusovým. Vzhľadom na fyzikálne vlastnosti tejto pôdy ju možno označiť za stredne ťažkú (LABUDOVA, 2000).

V rámci klimatických pásiem možno sledované územie zaradiť do mierneho klimatického pásma kontinentálneho charakteru, do okrsku, ktorý je charakterizovaný ako teplý, veľmi suchý s miernou zimou, s januárovými teplotami vyššími ako  $-3^{\circ}\text{C}$  (LAPIN et al., 2002). Priemerná ročná teplota sa pohybuje okolo  $9^{\circ}\text{C}$  (ŠŤASTNÝ et al., 2002), pričom priemerný ročný úhrn zrážok predstavuje asi 550 mm (FAŠKO et ŠŤASTNÝ, 2002). Grafy teploty, vlhkosti a úhrnu zrážok sú vykreslené na obrázkoch č. 2 - 4. Podrobnejšej geoeologickej charakteristike sa venuje MASAROVÍČ (2007).

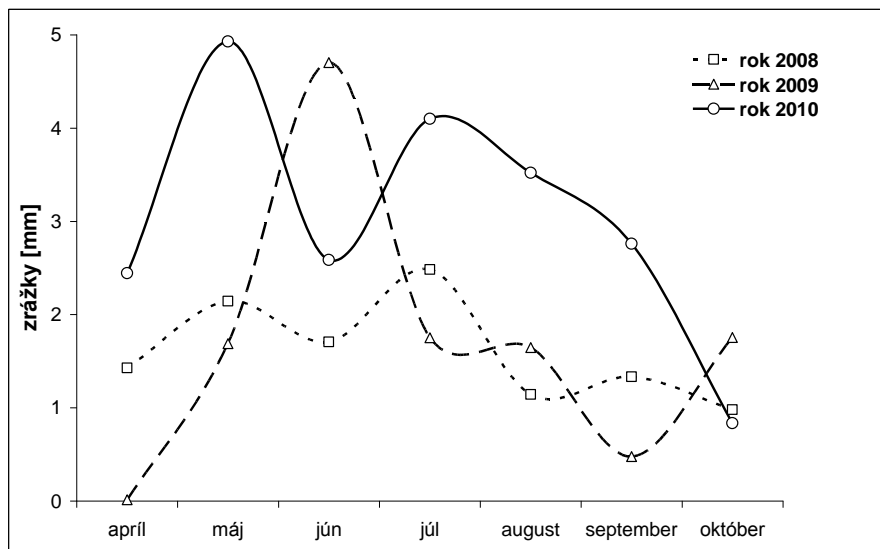
**Obrázok č. 2:** Graf priemernej mesačnej teploty počas odberových období



**Obrázok č. 3:** Graf priemernej mesačnej vzdušnej vlhkosti odberových období



**Obrázok č. 4:** Graf priemerného mesačného úhrnu zrážok odberových období



Všetky spomínané geoeologické charakteristiky sa iste podpísali aj na vegetačnom zložení predmetného územia, na tzv. potenciálnej prirodzenej vegetácii, čo v podstate predstavuje vegetáciu vyvinutú za súčasných klimatických, edafických a hydrologických podmienok, bez zásahu človeka. Dochádzalo by v rámci nej ku vzniku lesných rastlinných spoločenstiev s funkciou stabilných autoregulačných systémov (ŠMIHELOVÁ, 2000). Podľa MAGLOCKÉHO (2002) možno sledované územie rozdeliť na mape Potenciálnej prirodzenej vegetácie Slovenska do dvoch celkov, predstavujúcich plochu Martinského lesa a Šenkvického hája. Zatiaľ čo sa na ploche Martinského lesa (bližšie pri Senci) vyskytujú najmä (pravda z hľadiska potenciálnej prirodzenej vegetácie) dubové lesy s javorom tatárskym a dubom plstnatým, zväzu *Aceri tatarici-Quercion pubescentis-roboris*, asociácie *Aceri tatarici – Quercetum* (RUŽIČKOVÁ, 2003), územie Šenkvického hája (bližšie k Malým Karpatom) sa dá zaradiť do jednotky dubových a cérovo dubových lesov zväzu *Quercum petraeae – cerris*, asociácie *Quercetum petraeae - cerris* (MAGLOCKÝ, 2002; RUŽIČKOVÁ, 2003).

K charakteristickým druhom asociácie *Aceri tatarici-Quercetum* Zólyomi 1957 patria predovšetkým *Quercus virgiliana*, *Q. robur*, *Q. frainetto*, *Q. cerris*, *Q. petraea* agg., ale i ďalšie napr. *Q. pedunculiflora* a *Q. pubescens*. Okrem dubov sú dominantnými druhmi aj *Acer campestre*, *Lithospermum purpureocaeruleum*, *Dictamnus albus*, *Ulmus minor*, *Cornus mas*, *Melica uniflora*, a *Ligustrum vulgare*. Od nasledujúceho spoločenstva ass. *Quercetum petraeae-cerris* je pomerne dobre odlišiteľná práve prítomnosťou druhov ako *Dictamnus albus*, *Cornus mas*, *Lithospermum purpureocaeruleum*, *Ulmus minor*, *Lathyrus niger*, *Polygonatum latifolium*, *Polygonatum odoratum*, *Melitis melisophyllum*, *Viola suavis*, *V. mirabilis*, *V. hirta*, *Bromus benekenii*, *Phlomis tuberosa*, *Pyrethrum corymbosum*, *Rosa gallica*, *Convallaria majalis*, *Brachypodium pinnatum*, *Fragaria moschata* a *Betonica officinalis*. V posledných rokoch tu však nebol potvrdený výskyt charakteristického druhu *Acer tataricum* (RUŽIČKOVÁ, 2003).

Na druhej strane sa asociácia typu *Quercetum petraeae-cerris* Soó ex Borhidi et Járαι – Komlódi 1959 vyznačuje bohatým zastúpením druhov *Quercus petraea* agg., *Quercus cerris*, *Carpinus betulus*, *Acer campestre*, *Ligustrum vulgare*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*, *Geum urbanum*, *Brachypodium sylvaticum*, kde však nesmú chýbať taxóny ako *Lactuca quercina*, *Hieracium sylvaticum*, *Campanula trachelium* spolu s *Acer pseudoplatanus* a *Fragaria vesca* (RUŽIČKOVÁ, 2003).

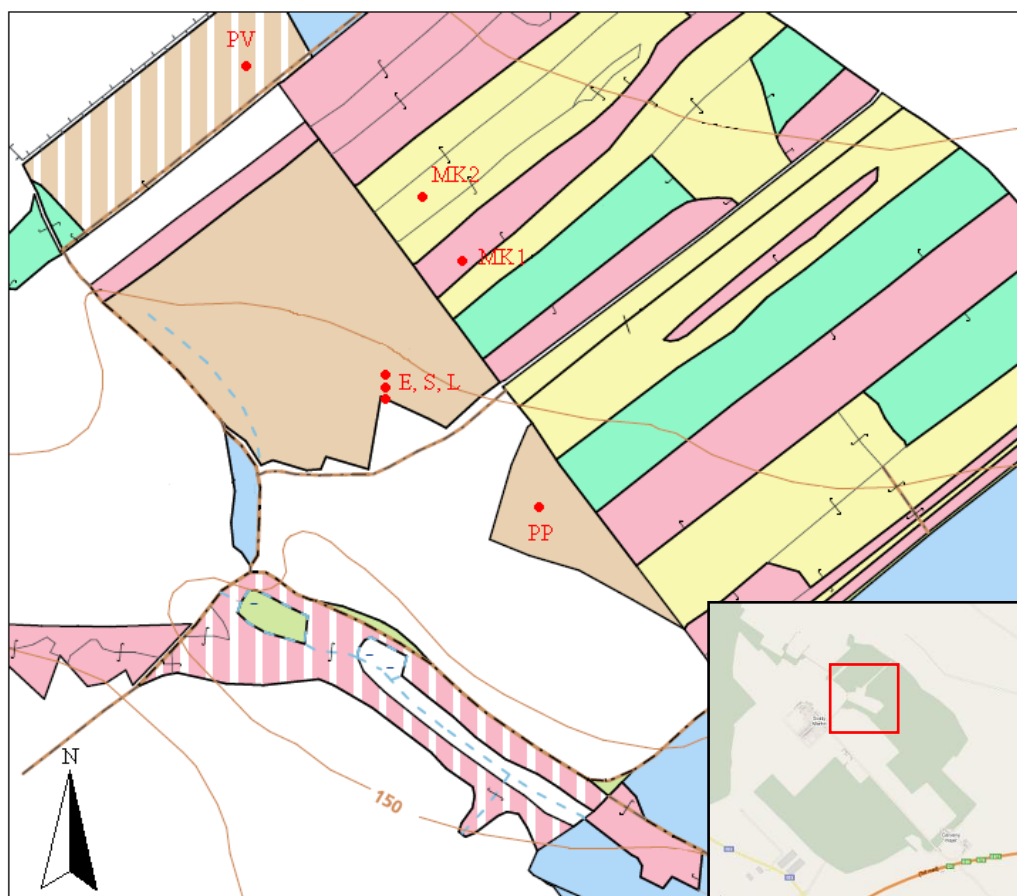
A napokon, aj z hľadiska zoogeografického zaraďujú autori JEDLIČKA et KALIVODOVÁ (2002) nielen sledované územie, ale takmer celé územie Slovenska do provincie listnatých lesov.

Skupina ponticko-panónskych dubových lesov má na našom území severozápadnú hranicu areálu, aj napriek tomu boli mnohé stanovišťa premenené na poľnohospodársku pôdu. Podľa sústavy chránených území NATURA 2000 sú dubiny na spraši ohrozené najmä skládkami odpadu, priemyselnými budovami a skladmi, a umiestnením, či výsadbou nepôvodných druhov drevín. Práve kvôli

jedinečnosti a stálemu ubúdaniu podobných biotopov, NATURA 2000 navrhuje niekoľko manažmentových opatrení, ktoré by mali zabezpečiť stálosť stavu lokality, prípadne jeho zlepšenie. Predovšetkým sú to zásahy ako zvyšovanie rubnej doby, ponechávanie stromov a drevnej hmoty v porastoch (ojedinele stojacich stromov, skupiny stromov a ležaniny), zvyšovanie podielu prirodzenej obnovy a samozrejme zachovanie alebo cielené obnovenie pôvodného druhového zloženia lesných porastov a teda eliminovanie zastúpenia nepôvodných druhov drevín tak, aby sa zabránilo ich šíreniu na ďalšie lokality.

Práve v komplexe zachovaných sprašových dubových lesov medzi Sencom a Pezinkom sa nachádzali všetky odberové miesta. Najbližšie lokality podobných podmienok sú Lindavský les (PR), Báb pri Nitre (NPR) a Mačiansky les (STRAKA et MAJZLAN, 2008). Všetkých 10 sledovaných lokalít leží vo štvorci 7770a DFS. Nižšie sa nachádza podrobnejšia charakteristika odberových miest.

**Obrázok č. 5.** Podrobná mapa študijných plôch v Martinskom lese (1:10000)  
(NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a)



*Legenda: PP – pri posede; MK1, MK2 – monokultúra 1, 2; PV – pri vinohradoch; E – ekotón; S – stred; L - les*

Lokalita 1 (pracovný názov **PP** – „pri posedé“) (Obrázok č. 6)

Geografické súradnice: N 48°16'03'', E 17°22'50''

Nadmorská výška: 170 m n.m.

Približne 90 ročný les so zastúpením dvoch druhov drevín, kde *Quercus cerris* predstavuje 93% celého porastu drevín a *Quercus petraea* 3%. Podrast tvoria trávy a rôznoveké kroviny, predovšetkým *Acer campestre* (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Vzďialenosť medzi jednotlivými stromami sa pohybuje okolo 2 metrov. Vzďialenosť tejto lokality od najbližšieho ekotónu (ekotón – v tomto význame predstavuje hranicu dvoch odlišných ekosystémov – na všetkých lokalitách teda táto premenná znamená vzďialenosť od agrokultúry) bola približne 70 metrov (vzďialenosť bola určená na základe geografických súradníc). Lokalita „PP“ sa vyznačovala pomerne kvalitnou opadankou („kvalitná“ – v tomto prípade dostatočne zastúpená, resp. dostatočne hrubá), o hrúbke približne 6 cm.

**Obrázok č. 6:** Lokalita PP



Lokalita 2 (pracovný názov **MK1** – „monokultúra 1“) (Obrázok č. 7)

Geografické súradnice: N 48°16'17'', E 17°22'37''

Nadmorská výška: 170 m n.m.

Plocha charakteristická monokultúrnym usporiadaním drevín, v približne 1 m rozstupoch. Najviac je tu zastúpený druh *Quercus petraea* (70%), menej *Quercus cerris* (10%) a *Robinia pseudoacacia* (20%), avšak tento druh sa tu vyskytuje veľmi nepravidelne. Podľa NLC Zvolen sú posledné dva druhy výsledkom prirodzenej obnovy. V podraсте jasne dominujú trávy (predovšetkým rodu *Melica*). Počas vegetačnej sezóny je táto plocha mimoriadne presvetlená. Manažment plochy podľa NLC predstavuje prebierka v 2. polovici platného LHP (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Na rozdiel od lokality 1, je najbližšia agrokultúra vzdialená až 170 m. Určite aj v dôsledku nízkeho veku drevín (približne 30 rokov) bola hrúbka hrabanky (opadanky) na tejto ploche pomerne malá (približne 1-2 cm).

**Obrázok č. 7:** Lokalita MK1



Lokalita 3 (pracovný názov **MK2** – „monokultúra 2“) (Obrázok č. 8)

Geografické súradnice: N 48°16'20'', E 17°22'33''

Nadmorská výška: 170 m n.m.

Stanovište podobného rázu ako lokalita 2, so stromami pravidelne usporiadanými asi 1 m od seba. Druhové zastúpenie drevín sa oproti predchádzajúcej ploche nemení, k malej zmene dochádza len v ich percentuálnom zastúpení (*Quercus petraea* 80%, *Robinia pseudoacacia* 10%, *Quercus cerris* 10%, kde sú opäť agát s dubom cérovým výsledkom prirodzenej obnovy). V podraсте však tentokrát nedominujú trávy, etáž E1 je zastúpená skutočne sporo, prevláda najmä raždie. Z hľadiska manažmentu je tu plánovaná skupinová prerezávka, pričom prvý zásah je plánovaný na začiatok platnosti LHP v prvých troch rokoch (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Pod približne 15 ročnými drevinami sa ešte neuttvára obzvlášť bohatá opadanka, jej hrúbka pri zberoch sa pohybovala okolo 1 cm, avšak zatienenie korunnou etážou bolo často až 90%-né. Najbližšia agrokultúra sa nachádzala približne v 240 m vzdialenosti.

**Obrázok č. 8:** Lokalita MK2



Lokalita 4 (pracovný názov **PV** – „pri vinohradoch“) (Obrázok č. 9)

Geografické súradnice: N 48°16'28'', E 17°22'18''

Nadmorská výška: 150 m n.m.

Približne 100 ročný porast so 75% zastúpením *Quercus cerris* a 25%-ným zastúpením *Quercus petraea*, popretkávaný rôznovekými krovinami, najmä *Sambucus nigra*. (podľa NLC bližšie nešpecifikovanými) (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Korunná etáž tohto starého lesa dosahuje zatienie (resp. pokrývnosť) až 80%. V spodnej úrovni sa na kyprej vrstve humusu formuje skutočne kvalitná a takmer 8 cm mocná hrabanka, pričom stromy sú od seba vzdialené v priemere 3 - 4 m. Z manažmentových opatrení tu prebieha rub a rovnako tak zalesňovanie (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Od najbližšej agrokultúry delila túto lokalitu vzdialenosť približne 90 m.

**Obrázok č. 9:** Lokalita PV



Lokalita 5 (pracovný názov E – „ekotón“) (Obrázok č. 10)

Geografické súradnice: N 48°16'08'', E 17°22'36''

Nadmorská výška: 144 m n.m.

Je prvou zo série lokalít položených do línie transektu v jednom lese. Približne 95 ročný les, ktorého druhové zloženie drevín opäť predstavujú *Quercus cerris* (90% a *Quercus petraea* 10%). V jeho podraсте sa nachádzajú trávy a rôzne kroviny, predovšetkým však *Acer campestre* (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Táto plocha sa nachádzala na vstupe do lesa, pričom bola v tesnej blízkosti agrokultúry, od ktorej ju oddeľovala len poľná cesta. Hrúbka opadanky na tomto stanovišti ešte nepredstavovala hodnoty, ktoré boli pre tento les bežné a teda dosahovala približne 2 cm. Podľa NLC tu nie sú naplánované žiadne zásahy.

**Obrázok č. 10:** Lokalita E



Lokalita 6 (pracovný názov S – „stred“) (Obrázok č. 11)

Geografické súradnice: N 48°16'08'', E 17°22'36''

Nadmorská výška: 144 m n.m.

Približne 95 ročný les, ktorého druhové zloženie drevín opäť predstavujú *Quercus cerris* (90% a *Quercus petraea* 10%). V jeho podraсте sa nachádzajú trávy a rôzne kroviny, predovšetkým však *Acer campestre*. Podľa NLC tu nie sú naplánované žiadne zásahy (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Hrúbka opadanky tohto lesa predstavovala priemerne 4 cm, pričom priemerná vzdialenosť medzi stromami sa blížila 2-3 m. Keďže toto stanovište je druhé v sérii transektu, jeho vzdialenosť od agrokultúry je o málo väčšia, ako tomu bolo pri predchádzajúcej lokalite (15 m).

**Obrázok č. 11:** Lokalita S



Lokalita 7 (pracovný názov L – „les“) (Obrázok č. 12)

Geografické súradnice: N 48°16'08'', E 17°22'36''

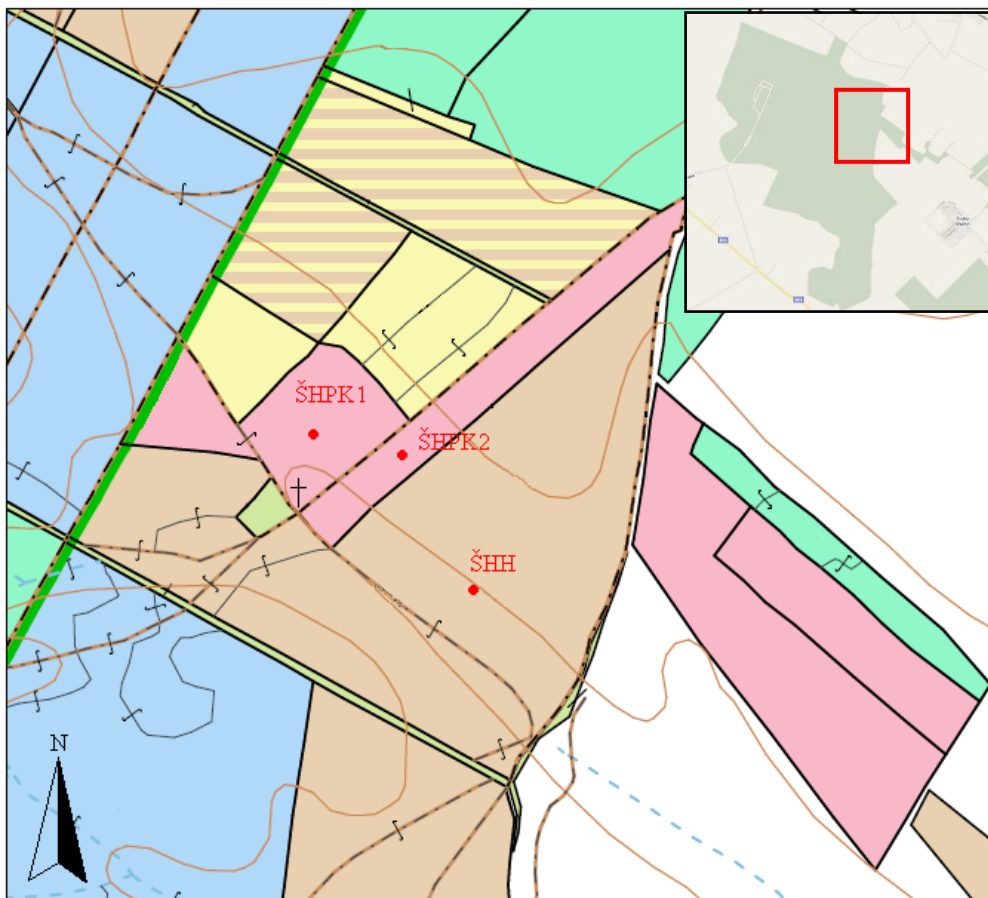
Nadmorská výška: 144 m n.m.

Približne 95 ročný les, kde sú zastúpené dva druhy drevín, a to *Quercus cerris* (90%) a *Quercus petraea* (10%). V podraсте sa nachádzajú trávy a rôzne kroviny, predovšetkým *Acer campestre*. Podľa NLC tu nie sú naplánované žiadne zásahy (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Mocnosť opadanky na tejto ploche predstavovala priemerne 4 cm, pričom priemerná vzdialenosť medzi stromami sa blížila 2-3 m. Vzdialenosť tejto lokality od agrokultúry je o málo väčšia ako tomu bolo pri predchádzajúcej lokalite (25 m), nakoľko ide o poslednú plochu v rámci transektu, teda plochu nachádzajúcu sa najhlbšie v lese.

**Obrázok č. 12:** Lokalita L



**Obrázok č. 13:** Podrobná mapa študijných plôch v Šenkvicom háji (M 1:10000)  
(NLC ÚLZI Zvolen, 2009 b)



*Legenda: ŠHH – Šenkvicý háj; ŠHPK1 – Šenkvicý háj Pri križi 1; ŠHPK2 – Šenkvicý háj Pri križi 2*

Lokalita 8 (pracovný názov ŠHH – „Šenkvický háj“) (Obrázok č. 14)

Geografické súradnice: N 48°16'48'', E 17°20'79''

Nadmorská výška: 200 m n.m.

Lokalita, ktorej dominujú tri druhy drevín *Quercus cerris* (85%), *Quercus petraea* (10%) a *Robinia pseudoacacia* (5%). V tomto približne 90 ročnom poraste sú stromy od seba vzdialené v priemere na dĺžku 3 metrov (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 a). Podrast je tu skutočne chudobný, pokrytie etážou E1 sa pohybuje v okolí 10 - 20%. Agrokultúra, ktorá je k lokalite 8 najbližšie, je vzdialená približne 110 m. Zatiernenie korunnou etážou predstavuje 70 - 80%, hrúbka opadanky v priemere 5 cm. Prebiehajú tu rovnaké manažmentové opatrenia ako na lokalite 4 (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 b).

**Obrázok č. 14:** Lokalita ŠHH



Lokalita 9 (pracovný názov **ŠHPK1** – „Šenkvicový háj Pri križi 1“) (Obrázok č. 15)

Geografické súradnice: N 48°16'56'', E 17°20'67''

Nadmorská výška: 170 m n.m.

Zastúpenie druhov drevín je na tejto lokalite trochu bohatšie, dominuje však *Quercus petraea* (50%) a *Acer campestre* (30%), doprevádzané výskytom druhov *Robinia pseudoacacia* (10%), *Populus tremula* (5%) a *Tilia platyphyllos* (5%). Javor a agát pochádzajú z výmladkov starej generácie, pričom javor je podľa NLC nerovnomerne zakmenený a košatý. V podraсте sa nachádza tráva a rôznoveké kroviny, najmä rodu *Sambucus*, ktorý je v databáze NLC bližšie nešpecifikovaný. V rámci LHP je plánovaná prebierka v jeho 2. polovici (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 b). Jednotlivé dreviny sú v rozostupe priemerne 2 m a hrúbka hrabanky na tejto lokalite bola asi 1-2 cm. Vzdialenosť od najbližšej agrokultúry predstavuje dĺžku približne 350 metrov.

**Obrázok č. 15:** Lokalita ŠHPK1



Lokalita 10 (pracovný názov **ŠHPK2** – „Šenkvický háj Pri kríži 2“) (Obrázok č. 16)

Geografické súradnice: N 48°16'58'', E 17°20'72''

Nadmorská výška: 186 m n.m.

Približne 35 ročný porast s dominanciou *Fraxinus excelsior* (50%) a *Quercus petraea* (30%), s nižším zastúpením druhov *Tilia platyphyllos* (10%) a *Acer pseudoplatanus* (10%). V podraсте sa nachádzajú predovšetkým trávy. V rámci manažmentových opatrení je plánovaná prebierka v 2. polovici platného LHP (NLC ÚLZI Zvolen, 2009 b). Hrúbka opadanky na tejto lokalite dosahuje 2-3 cm, dreviny sú od seba vzdialené približne 3 m. Najbližšia agrokultúra je vzdialená 310 m.

**Obrázok č. 16:** Lokalita ŠHPK2



## **Materiál a metodika**

### **Práca v teréne**

V rámci predkladanej práce boli strapky zbierané počas obdobia troch vegetačných sezón rokov 2008 - 2010 v približnom intervale troch týždňov. Samozrejme bola táto perióda prispôbovaná aktuálnemu stavu počasia. Takéto posuny odberových dní sú azda najmarkantnejšie v roku 2010, ktorý bol klimaticky nezvyčajný. Vzhľadom na vysokú diverzitu edafickej fauny neexistuje vo všeobecnosti univerzálna metóda, ktorá by mohla byť použitá vo všetkých typoch pôd na zber všetkých skupín živočíchov, preto musia byť do výberu vhodnej metódy včlenené aj konkrétne podmienky výskumu (MACFADYEN, 1953). Práve z tohto dôvodu sa metódy často rôznia, avšak je zachovaných niekoľko, ktoré sa používajú najčastejšie, pravda často aj modifikovaných.

V rámci výskumu sme na základe štúdia literatúry zaoberajúcej sa nielen pôdnou faunou zvolili 2 základné metódy odchyty aplikované počas všetkých troch rokov. Sú to metódy v pôdnej zoológii pomerne bežné – preosev a odchyt pomocou pôdnych štvorcov. Jedinice radu Thysanoptera žijúce v horizonte A0 boli získavané metódou preosevu (PELIKÁN, 1969, FEDOR et DORIČOVÁ, 2009). Používa sa preosievadlo (Obrázok č. 17), teda zberné vreco so sitom, ktoré má vyšší kovový okraj. Ako píše PELIKÁN (1969), je preosievanie vhodné uskutočňovať na jeseň a v zime. Je nutné si však uvedomiť, že táto poznámka má najväčší význam pre zisťovanie kvality spoločenstva týmto spôsobom odchytených strapiek. Keďže sa strapky na zimu, resp. počas nepriaznivých podmienok uberajú do úkrytov, ktorými pôda a spodné vrstvy hrabanky určite sú, práve pri zmene počasia ich v tomto habitate bude najviac. Sústrediac sa na strapky viazané na pôdu, resp. jej povrchové horizonty po celý rok, bolo aplikované preosievanie počas celej vegetačnej sezóny. O metóde preosevu na odchyt strapiek žijúcich v hrabanke pod

opadaným lístím, hnojivými látkami, v machu a na podobných miestach píše už profesor UZEL (1895). Nakoľko je však potrebné dbať na to, aby boli vzorky pôdy uchovávané v iných ako v mikroténových vreckách, pretože sa strapky zachytávajú v nakondenzovaných vodných kvapkách a rýchlo hynú (LEWIS, 1973), bavlnené vrecká boli vhodnou alternatívou. Preosievanie bolo založené na extrakcii živočíchov z hrabanky z plochy 1 m<sup>2</sup>, ak to bolo však bolo možné, ak s povrchovou vrstvou pôdy.

**Obrázok č. 17:** Práca s preosievadlom (Foto: I. Töröková)



Vzhľadom na upriamenie záujmu aj na hypogeické strapky bola zvolená aj metóda pôdných štvorcov. Odoberaný bol štvorcový výsek pôdy s obsahom  $1/16 \text{ m}^2$  teda štvorca s hranou dlhou 25 cm približne do hĺbky 5 cm (napr. TUF, 2002; GARDI et al., 2003; STAŠIOV, 2001; KRUMPÁL, 1981; MIGLIORINI et al., 2004; LEATHER, 2005; NOVÁK, 1969). Pre zabránenie úhynu Thysanoptera boli na uchovanie pôdných vzoriek opäť použité bavlnené vrecká.

Keďže niektoré druhy strapiek prečkávajú nepriaznivé obdobie a rovnako tak aj etapu metamorfózy v pôde, zaujímavým sa stal fakt, do akej hĺbky prenikajú. Preto v tomto roku pre Thysanoptera pribudol nový, doplnkový metodický postup. Ešte pred začiatkom vegetačnej sezóny boli vyrobené vertikálne pasce. Inšpiráciou sa stal spis LAŠKU et al. (2006), pojednávajúceho o aplikácii pasce podľa SCHLICK-STEINERA et STEINERA (2000). Zariadenia boli vyrobené z plastových trubiek s priemerom 75 mm. Po obvode boli perforované v desaťcentimetrových vzdialenostiach tak, aby sa otvory po zakopaní nachádzali v hĺbkach 5, 15, 25, až 95 cm. Priemer otvorov bol približne 3 mm. Do trubky bol vsunutý rozoberateľný komplet 10 kelímkov s rovnakým priemerom ako rúrka. Kelímky sa nachádzali pod perforáciou v jednotlivých hĺbkach a zachytávali živočíchy, ktoré sem prenikli (LAŠKA et al., 2006). Pôvodným zámerom bolo aplikovať trochu pozmenený rakúsky model pasce, teda so vstupom pre pôdne živočíchy v podobe súvislého otvoru po polovici obvodu plastovej rúry. Je však pravdou, že konštrukcia takejto pasce a jej následné deponovanie do pôdneho profilu bez porušenia jednotlivých pôdných vrstiev bola prakticky nemožná. Preto bola skonštruovaná pasca „otvorenej“ (Obrázok č. 18). Hĺbky jednotlivých zberných nádob zostali zachované, teda 5 nádob vzdialených od seba 20 cm. Všetky nádoby boli jednoducho navlieknuté na nosnú tyč v strede dlhú približne 1 m, ktorá akoby tvorila os pasce. Keďže mali nádoby priemer 110 mm, za použitia pedologického vrtáku o vnútornom priemere 110 mm bola do zeme vyhlbená valcová diera s priemerom samozrejme trochu väčším. Po vyhlbení otvoru doň bolo vložené celé

zariadenie, jednotlivé nádoby tak boli v hĺbkach 20 cm, 40 cm, 60 cm, 80 cm a 100 cm. Pasca zostávala exponovaná v substráte približne po dobu troch týždňov, resp. do ďalšieho odberu pôdných vzoriek a preosevu. Pri každej návšteve bola pasca kontrolovaná, vyprázdňovaná, znova naplnená konzervačnou látkou a vložená späť. Ako fixačné médium bola použitá nemrznúca zmes do chladičov automobilov kvôli jej pomalému odparu. Zariadenia boli umiestnené na dvoch študijných plochách – starý les a monokultúra (lokality PP a MK2) v roku 2009, pričom v roku 2010 boli exponované do dvoch lokalít v Šenkvickej háji (starý les - plocha ŠHH a mladý dubový porast s náletom *Robinia pseudoacacia* - plocha ŠHPK1).

**Obrázok č. 18:** Inštalácia vertikálnej pasce (Foto: Milan Zvarík)



## Práca v laboratóriu

Vzorky boli po prenesení do laboratória umiestnené do Tullgrenovho aparátu (Obrázok č. 19) (xerothermoeklektor). Materiál bol premiestnený na sito pod žiarovku o výkone 40W, ktorá materiál rovnako zohrieva aj osvetľovala (NOVÁK, 1969) po dobu piatich dní. Následne boli živočíchy pod binokulárnou lupou roztriedené do radov a jedince Thysanoptera ďalej spracovávané. Aby mohlo prebehnúť určenie strapiek do druhu, bolo nutné ich vypreparovať a zakonzervovať v podobe mikroskopických preparátov.

**Obrázok č. 19:** Tullgrenove aparáty (Foto: M. Dubovský)



Materiál Thysanoptera extrahovaný pomocou Tullgrenových aparátov bol uchovávaný v plastových mikroskúmavkách o objeme 1,5 ml a 2 ml. V súvislosti s predčasnou dehydratáciou jedincov pri aplikácii etanolu, ktorá vedie ku značnej krehkosti tela, bol ako konzervačné médium používaný roztok AGA, teda zmes

Ľadovej kyseliny octovej (1 diel), glycerolu (1 diel) a 60 % etylalkoholu (10 dielov). Spomínané fixačné médium zabezpečuje dobrú vláčnosť tela a tým aj ľahšiu manipuláciu pri preparácii. Samotný proces preparácie jedincov, ktorý je nutnou podmienkou pre ich zodpovednú identifikáciu, v sebe zahŕňa niekoľko štandardných úkonov (SIERKA et FEDOR, 2004; LEWIS, 1973; FEDOR et DORIČOVÁ, 2009), ako sú macerácia, dehydratácia a presvetľovanie, a napokon samotné umiestnenie jedinca do mikroskopického preparátu.

Zmäkčenie kutikuly, rovnako ako aj jej čiastočné odfarbenie a homogenizácia vnútorností, tu nastáva v 10% roztoku KOH. V závislosti od sýtosti pigmentácie sú strapky ponechané vo vodnom kúpeli s teplotou 70° C v roztoku KOH po dobu 5-10 min (aj dlhšie, avšak dlhý pobyt vo vodnom kúpeli môže spôsobiť až rozpustenie krídel, zvlášť u Tubulifera). Počas manipulácie s materiálom je dôležitá istá zručnosť a skúsenosť, aby nedošlo k poškodeniu tela. Pri dotyku s jedincami je vhodné využiť jemnosť vodnej blanky na drôtenom oku preparačnej ihly. Bezprostredne po macerácii nasleduje eventrácia vnútorných štruktúr pod binokulárnou lupou. Jemným tlakom na zadohrud' je telo strapky zbavené svojho obsahu. Pri krehkých jedincoch je možné začať s tlakom na koncovej časti bruška kvôli tomu, aby tlak veľkého objemu rozpustených vnútorností (pri stlačení zadohrude) samotný abdomen nepoškodil. Pri tlaku na koncovú časť bruška sa tak vytvorí perforácia, ktorou je potom jednoduchšie, bez znehodnotenia exempláru, odstrániť vnútorné štruktúry.

Odvodňovanie tiel preparovaných jedincov prebieha v sérii troch rôzne koncentrovaných alkoholov, presvetlenie za použitia eugenolu. Z roztoku KOH je materiál (po omytí destilovanou vodou) premiestnený do látky označenej ako AAA (minimálne 30 minút), čo je zmes 95 % alkoholu (50 ml), destilovanej vody (45 ml) a ľadovej kyseliny octovej (20 ml). Práve tu je preparáciu možné v prípade potreby prerušiť až na 24 hodín. V druhom kroku sú jedince premiestnené do 60 % alkoholu (5 minút) a čistého alkoholu (1 minúta). Dehydratované strapky je nutné

počas 30 minút ponechať v eugenole (klinčekový olej) alebo v inom presvetľovacom médiu (napr. cédrový olej, citrónový olej).

Ako fixačné médium pre tvorbu mikroskopických preparátov Thysanoptera je v súčasnosti najviac používaný kanadský balzam, zriedený s xylénom na potrebnú konzistenčnú hustotu. V literatúre platí, že malé množstvo balzamu nanesieme na krycie (!) sklíčko (vyčistené), do stredu kvapky umiestníme strapku a pomocou preparačnej ihly situujeme do vhodnej polohy, pričom telo následne prekryjeme podložným (!) sklíčkom (FEDOR et SIERKA, 2004; FEDOR et DORIČOVÁ, 2009). Takto pripravený preparát musí byť v horizontálnej polohe po dobu aspoň 3 dní, kým médium nezatuhne. Po stuhnutí balzamu je mikroskopický preparát dlhoveký, avšak balzam v ňom sa dá v prípade potreby rozpustiť pomocou xylénu. Zhotovené trvalé preparáty boli následne pripravené na determináciu pomocou základných determinačných kľúčov (ZUR STRASSEN, 2003; SIERKA et FEDOR, 2004; PRIESNER, 1964; SCHLIEPHAKE et KLIMT, 1979; PELIKÁN, 1957 b, MORITZ, 2006). Determinácia jedincov Thysanoptera podliehala nomenklatúre podľa FEDORA et DORIČOVEJ (2009) a MOUNDA (2005 b).

## Štatistické analýzy

Matematickému spracovaniu spoločenstiev Thysanoptera predchádzalo určenie niektorých kvalitatívnych a kvantitatívnych charakteristík. Predovšetkým to bola dominancia (D), ktorá ako percentuálne zastúpenie populácie jedného druhu v rámci spoločenstva bola vyjadrená v zmysle LOSOSA et al. (1984) ako

$$D = \frac{n_i \cdot 100\%}{S},$$

pričom  $n_i$  je početnosť jedincov druhu  $i$  a  $S$  predstavuje početnosť jedincov celého spoločenstva. Takto vyrátané hodnoty dominancie však možno vyjadriť aj

prostredníctvom kategórií dominancie podľa LOSOSA et al. (1984), v rámci ktorých sa dajú rozoznať druhy eudominantné ( $D > 10\%$ ), dominantné ( $D = 5\% - 10\%$ ), subdominantné ( $D = 2\% - 5\%$ ), recedentné ( $D = 1\% - 2\%$ ) alebo subrecedentné ( $D < 1\%$ ).

Frekvenciu prítomnosti zástupcov istého druhu vo vzorkách jednotlivých študijných plôch sledovaného územia vyjadruje konštantnosť ( $K$ ) (LOSOS et al., 1984) pomocou vzorca

$$K = \frac{n_i \cdot 100\%}{S},$$

kde  $n_i$  predstavuje počet plôch s výskytom zástupcov daného druhu  $i$  a  $S$  celkový počet študijných plôch, pričom rovnako ako pri dominancii aj hodnoty konštantnosti sa dajú vyjadriť pomocou kategórií konštantnosti (LOSOS et al., 1984). Druhy tak možno označiť buď ako akcidentálne ( $K = (0\% - 25\%>$ ), akcesorické ( $K = (25\% - 50\%>$ ), konštantné ( $K = (50\% - 75\%>$ ) alebo eukonštantné ( $K = (75\% - 100\%>$ ).

Pomocou Shannon – Wienerovho indexu diverzity (SHANNON et WEAVER, 1949; SPELLERBERG et FEDOR, 2003) bola hodnotená druhová rozmanitosť taxocenóz ako

$$D_{SW} = -\sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln P_i.$$

$P_i$  v tomto prípade predstavuje zastúpenie druhu  $i$  v rámci spoločenstva. Výpočet tohto indexu bola nevyhnutnou predispozíciou pre určenie vyrovnaností spoločenstiev, hodnotených na základe indexu ekvitability ( $E_{SW}$ ) (PIELOU, 1966) po úprave BEGONOM et al. (1997), rátaného ako

$$E_{SW} = \frac{D_{SW}}{\ln S},$$

pričom  $D_{SW}$  je skratka pre Shannonov – Wienerov index diverzity a  $S$  predstavuje celkový počet druhov v spoločenstve. (BEGON et al., 1997).

Vzťahy medzi jednotlivými druhmi v rámci spoločenstiev vzhľadom na charakteristiky prostredia (matematické výpočty a grafické vykresľovanie) boli hodnotené v prostredí štatistického programu R software (2008), ktorý je voľne šíriteľný. Každá zo sledovaných lokalít bola posudzovaná z hľadiska niekoľkých premenných.

#### 1. Ekologické charakteristiky prostredia:

- vek porastu
- vzdialenosť medzi stromami
- mocnosť hrabanky
- počet druhov stromov v poraste
- pokryvnosť etáže E1 (bylinná etáž, vyjadrená percentuálne)
- pokryvnosť etáže E3 (stromová etáž, vyjadrená percentuálne)
- okrajový efekt (vzdialenosť od ekotónu, resp. otvoreného stanovišťa)
- priemerná a aktuálna vlhkosť
- priemerná a aktuálna teplota
- priemerný a aktuálny úhrn zrážok

#### 2. Synekologické a demekologické štrukturálne charakteristiky Thysanoptera:

- druhové bohatstvo (počet druhov Thysanoptera)
- Shannon – Wienerov index diverzity
- ekvitabilita
- zastúpenie foliikolných arborikolov (pomer medzi počtom jedincov foliikolných arborikolov (viď tabuľka č. 1) a všetkými Thysanoptera)
- zastúpenie korticikolných arborikolov (pomer medzi počtom jedincov korticikolných arborikolov (viď tabuľka č. 1) a všetkými Thysanoptera)
- zastúpenie graminikolov (pomer medzi počtom jedincov graminikolov (viď tabuľka č. 1) a všetkými Thysanoptera)
- zastúpenie florikolov (pomer medzi počtom jedincov florikolov (viď tabuľka č. 1) a všetkými Thysanoptera)

- celkový počet ekologických skupín

### 3. Environmentálne charakteristiky prostredia:

- antropický impakt

**Tabuľka č. 1:** Ekologický status druhov Thysanoptera

	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L	Status
<i>Thrips minutissimus</i>	10	2	7	107	32	33	31	FA
<i>Haplothrips subtilisimus</i>	23	4	11	22	33	27	15	FA, KA
<i>Megathrips lativentris</i>	1	0	14	34	1	0	0	KA*
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	2	0	4	2	6	9	5	FA
<i>Aptinothrips rufus</i>	0	21	1	1	0	0	0	G
<i>Limothrips denticornis</i>	0	7	4	1	1	0	0	G
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0	0	3	2	1	1	1	G
<i>Thrips atratus</i>	0	0	0	0	3	1	0	FI
<i>Frankliniella intonsa</i>	0	0	1	0	1	1	0	FI
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	0	0	0	0	0	1	0	KA
<i>Frankliniella pallida</i>	0	0	0	0	1	0	0	FI
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	0	0	0	1	0	0	G
<i>Hoplothrips ulmi</i>	0	0	0	0	0	1	0	KA
<i>Chirothrips ambulans</i>	0	0	1	0	0	0	0	G
<i>Chirothrips manicatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	G
<i>Liothrips pragensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	FA
<i>Phlaeothrips bispinosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	KA
<i>Thrips major</i>	0	0	0	1	0	0	0	FI
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	0	0	1	0	0	0	0	KA
<b>Spolu</b>	<b>37</b>	<b>34</b>	<b>47</b>	<b>171</b>	<b>80</b>	<b>75</b>	<b>52</b>	

Legenda: FA - foliikolný arborikol, G - graminikol, KA - korticikolný arborikol, FI – florikol,

\* v najnižších etážach stromu, až v hrabanke; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str.32-39

Antropický impakt bol hodnotený prostredníctvom takzvaných negatívnych bodov, udávaných za 4 rôzne „vlastnosti“ biotopov. Maximálne skóre, ktoré mohla lokalita získať boli 4 body, ktoré sú ukazovateľmi ovplyvnenia človekom (THIENEMANN (1918, 1920); ELTON (1958); MAY (1972); JONSEL et NORDLANDER (2002). Tieto boli udávané jednotlivým plochám za:

1. neprítomnosť práchna (práchno totiž naznačuje pomerne starý les, kde neprebíha aktívny zásah do jeho procesov z hľadiska antropického impaktu, s výnimkou prebierok ako tomu napokon bolo na lokalitách PV a ŠHH)
2. prítomnosť nepôvodných drevín (ide prevažne o druh *Robinia pseudoacacia*, čo narúša pôvodnosť biotopov),
3. rovnakovosť stromov (monokultúrny ráz lesa, resp. plochy taktiež poukazuje na prítomnosť antropického impaktu) a
4. prítomnosť jedného druhu drevín (ďalší faktor zo série monokultúrnych charakteristík)

K vlastnej interpretácii dochádzalo len v prípade, že bola splnená podmienka o štatistickej signifikantnosti, to znamená, že výsledná p hodnota musela byť nižšia alebo rovná ako zvolená hladina významnosti  $\alpha = 0,05$ . Rozmiestnenie druhov a ich spoločenstiev na základe environmentálnych premenných jednotlivých plôch bolo znázornené pomocou metódy NMDS (non-metric multidimensional scaling). Výhoda NMDS oproti bežne používaným PCA analýzám spočíva v tom, že je to neparametrická metóda, čo znamená, že nie sú potrebné takmer žiadne predpoklady (napr. o rozdelení základného súboru, o homogenite a variancii dát atď.). Vzhľadom na zakomponovanie nielen prezencie ale rovnako aj absencie do výpočtov bola zvolená Hornova metrika. Multidimenzionálne škálovanie (MDS) by sa dalo označiť ako alternatíva faktorovej analýzy <http://rimarcik.com/navigator/fa.html>. Všeobecne je jeho cieľom nájsť zmysluplné skryté dimenzie, ktoré umožnia vysvetliť zistené podobnosti alebo rozdielnosti (vzdialenosti) medzi skúmanými objektmi. Vo faktorovej analýze sú podobnosti medzi objektmi vyjadrené v korelačnej matici (matica, ktorá obsahuje korelačné koeficienty pre všetky kombinácie dvojíc premenných). MDS umožňuje analyzovať všetky matice podobnosti alebo

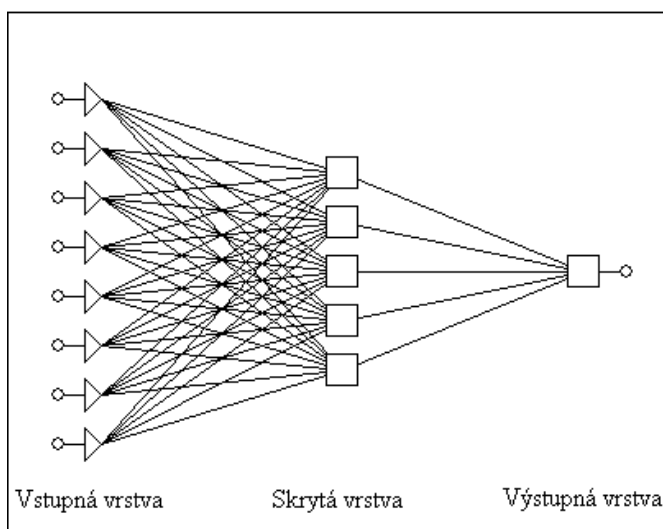
rozdielnosti. Princíp MDS spočíva v presúvaní objektov v priestore, ktorý je definovaný určitým počtom dimenzií a skúmaní dopadu daného usporiadania na reprodukciu pôvodných vzdialeností medzi objektmi. Priestor, ktorého počet dimenzií by sa rovnal počtu skúmaných objektov, by presne vyjadroval zadané vzdialenosti medzi objektmi. Na interpretáciu je však potrebných čo najmenej dimenzií, ktoré by čo najlepšie vystihovali zadané vzdialenosti. Výstupom multidimenzionálneho škálovania je multidimenzionálna mapa, ktorá umožňuje porovnať pozície skúmaných objektov a pomenovať dimenzie. Existujú dve metódy MDS - metrická (klasická) a nemetrická (neparametrická) (RIMARČÍK, 2007). V rámci NMDS minimalizácia tzv. stresovej funkcie vyústi v ordinačný diagram avšak výstupom je aj tzv. „stress“, ktorého konečná hodnota hovorí o tom, aká je odchýlka medzi hodnotami matice podobnosti vstupných dát a hodnotami matice výslednej ordinačnej metódy. Najpoužívanejšou metódou interpretácie je nesporne preloženie vektora environmentálnej alebo ekologickej premennej. Samotný vektor býva v grafe vykreslený v podobe šípky, ktorá je preložená v smere najrýchlejšej zmeny danej premennej, čo sa často označuje ako smerovanie gradientu. Dĺžka šípky je proporčná korelácii medzi samotnou ordináciou a premennou, čo býva označované ako sila gradientu. Dopĺňanie premennej sa deje pomocou funkcie envfit v rámci balíčka vegan (OKSANEN, 2011). Je však nutné na tomto mieste podotknúť, že interpretáciu za použitia envfitu je možné použiť len v prípade lineárnej závislosti. Ak je však závislosť nelineárna, je lepšie pristúpiť k interpretácii použitím funkcie ordsurf, ktorá na rozdiel od envfitu operuje s 3D povrchom preloženým cez usporiadanie druhov v rámci dvoch osí NMDS 1 a NMDS 2 (OKSANEN, 2011). Je však dôležité poznamenať, že všetky ekologické a environmentálne premenné patrili do kategórie nominálnych premenných. Jedinou kategoriálnou premennou bolo v tomto prípade umiestnenie plôch, pričom výsledkom funkcie envfit boli tzv. centroidy (priemerné hodnoty ordinačných súradníc pre každú úroveň daného

faktora – plochy, vychádzajúce z výsledku ordinačnej analýzy založenej na matici podobnosti) umiestnené v ordinačnom diagrame.

Ako nástroj pre hodnotenie bioindikačného potenciálu pôdnych thysanopteroceenóz boli použité aj umelé neurónové siete, ktoré sa v ekológii javia byť jednou z najslubnejších štatistických metód, ako základu širokej škály štúdií (WEEKS et GASTON, 1997). Štruktúra umelých neurónových sietí je totiž analogická štruktúre ľudského mozgu, z čoho jednoznačne vyplýva ich najdôležitejšia výhoda oproti iným štatistickým metódam, ktorou je učenie sa z používaných príkladov a zároveň generalizovanie používaných vzoriek. V porovnaní s inými štatistickými metódami sú aj umelé neurónové siete nelineárne a sú vhodné pre hodnotenie všetkých typov štatistických rozdelení dát, preto môžu byť používané prakticky pri všetkých mnohorozmerných súboroch dát (FEDOR et al., 2008). To ich robí skutočne silným nástrojom pre modelovanie, zvlášť pokiaľ sú vzťahy medzi základnými premennými neznáme (LEK et GUÉGAN, 1999). Keďže umelé neurónové siete imitujú učiaci sa proces ľudského mozgu, sú schopné riešiť problémy vyplývajúce z nelineárnosti a komplexnosti dát, dokonca aj keď je v daných dátach badateľný značný „šum“. Preto sú neurónové siete ideálnym prostriedkom pre ekologické modelovanie (LEK et GUÉGAN, 1999). V predkladanej práci bol použitý takzvaný perceptrón, s algoritmom učenia sa „back-propagation“ (RUMELHART et al., 1986). Vstupné dáta prúdia cez skryté vrstvy, dávajúc tak výsledok v podobe vrstvy výstupnej. Uzly (nodes) jednotlivých vrstiev sú spojené so všetkými uzlami nadchádzajúcej vrstvy, avšak postrádajú spoje medzi uzlami v rámci vrstvy jednej a zároveň medzi vrstvami nenasledujúcimi bezprostredne po sebe (Obrázok č. 20). Konfigurácia, resp. architektúra siete je empiricky determinovaná testovaním rôznych možností a vybratím jednej, ktorá pri čo najmenšom počte uzlov v skrytej vrstve poskytuje čo najlepší výsledok. V procese učenia sa jednotlivým spojom medzi uzlami (synapsie) priradujú tzv. váhy, modulujúce intenzitu signálu, ktorý vysielajú. Trénovanie tak znamená proces

nastavenia váh jednotlivým spojom medzi neurónmi v snahe zistiť najlepšiu zhodu medzi modelom a realitou. Váhy spojení, ktoré sú spočiatku náhodné, avšak držia sa v istom intervale, sú opakovane nastavované metódou gradientového znižovania, založeného na rozdieloch medzi skutočnými a vypočítanými hodnotami (LEK-ANG et al., 1999). Hodnotenie bioindikačného potenciálu thysanopteroceenóz v podmienkach pahorkatinných dúbav prebiehalo teda aj za použitia softwaru Trajan Neural Network Simulator, version 3.0 D (Trajan Software, Ltd, 1996–1998).

**Obrázok č. 20:** Architektúra perceptrónu (architektúra 8-5-1)



Do samotných analýz opäť vstupovali takmer rovnaké dáta ako do analýz predchádzajúcich, čo znamená len plochy so spoločenstvami Thysanoptera získanými v roku 2008 a 2009. Každý z lokalít boli prisúdené hodnoty ekologických a environmentálnych premenných, dokonca aj tých, ktoré sa v predchádzajúcich analýzach nejavili ako významné (vek porastu, vzdialenosť medzi stromami, počet druhov drevín, okrajový efekt, hrúbka opadanky,

pokryvnosť etáže E1, pokryvnosť etáže E3, antropický impakt). Tieto všetky informácie predstavovali vstupné dáta pre neurónovú sieť. Za výstupy boli zvolené dve premenné, tentokrát však dotýkajúce sa vlastností spoločenstiev strapiek, nie ekologických a environmentálnych premenných prostredia, z ktorého boli strapky odobrané. Konkrétne to bo Shannon – Wienerov index diverzity a ekvitabilita. Maticu, ktorá vstupovala do neurónových sietí teda tvorili ekologické a environmentálne premenné každej plochy ako dáta vstupné, pričom hodnoty spoločenstva strapiek na danom stanovišti predstavovali výstupné dáta. Trénovanie a rovnako aj testovanie prebiehalo na týchto hodnotách. Prvým krokom bola aplikácia celej matice do neurónových sietí pre zistenie korelačného koeficientu medzi skutočnými a reálnymi hodnotami, čo je predpokladom kvantifikovania použiteľnosti modelu na uvedenie správnej odpovede. Následne prebehlo testovanie, kde 85% dát bolo použitých na trénovanie a 15% na otestovanie. Proces prebehol niekoľkokrát, kvôli spomínanému malému objemu dát.

Bioindikačný potenciál možno hodnotiť aj na intrašpecifickej variabilite druhu *Haplothrips subtilissimus*, ktorého jedince morfológicky značne varíovali. Zvolené boli preto 4 najmarkantnejšie znaky na tele strapky, ktoré sme následne za použitia mikroskopu Leica DM 1000 pod 400-násobným zväčšením merali. Najmarkantnejšiu plasticitu medzi odrážala najmä hlava a pronótum, s ktorými proporčne súvisela aj celková veľkosť tela. Preto boli zisťované hodnoty nasledujúcich znakov: dĺžka hlavy, šírka hlavy, anteriórna šírka pronóta, posteriórna šírka pronóta. Pre zistenie závislosti morfológicky odlišných jedincov boli namerané hodnoty vynesené do tzv. škatuľového grafu (TUKEY, 1977). Tento graf predstavuje najlepší spôsob na grafické znázornenie rozdelenia hodnôt číselnej premennej v skupinách. Horizontálna čiara predstavuje medián (50. percentil), horná hrana škatule 75. percentil a dolná hrana 25. percentil. Dĺžka obdĺžnika predstavuje medzikvartilové rozpätie (IQR), teda stredných 50 % hodnôt súboru. V najzložitejšej podobe grafu, ako je tomu napokon aj v tomto prípade, horná čiarka

predstavuje 75. percentil +  $1,5 \times \text{IQR}$  (neextrémne maximum) a dolná čiarka 25. percentil -  $1,5 \times \text{IQR}$  (neextrémne minimum). Odľahlé pozorovania (outliers) ležiace mimo týchto intervalov môžu byť znázornené ako body (RIMARČÍK, 2007). Samotné porovnanie variancií medzi populáciami rôznych biotopov prebehlo za použitia Kruskal - Wallisovho testu, ktorý je neparametrickou verziou klasickej analýzy rozptylu (ANOVA) (SIEGEL et CASTELLAN, 1998). Cieľom testu je odhaliť, či vo vzorke zistené rozdiely mediánov jednotlivých skupín (podľa úrovne faktora) sú štatisticky významné (medzi premennými je vzťah), alebo môžu byť iba náhodné (medzi premennými nie je vzťah). Testuje sa nulová štatistická hypotéza o rovnosti všetkých mediánov (RIMARČÍK, 2007). Kruskal - Wallisov test bol nasledovaný metódou tzv. mnohonásobného porovnávanie, ktorá práve poukazuje na odlišnosti medzi všetkými dvojicami, ktoré sú porovnávané (v tomto prípade biotopy).

Pre vyhodnotenie korelácie veľkosti tela strapiiek a environmentálnych podmienok prostredia, z ktorého pochádzajú sme použili štatistickú metódu MANOVA. Vstupovali do nej jednak premenné v podobe morfometrických charakteristík tiel jedincov *Haplothrips subtilissimus* a taktiež aj základné environmentálne charakteristiky prostredia - teplota a vlhkosť pôdy a množstvo potravy, v tomto prípade reprezentované zastúpením roztočov (Acarina). Výber charakteristík prostredia bol podmienený tým, že korelujú aj s inými premennými lokalít (napríklad svetelnosť je priamo spojená s teplotou pôdy etc.). Množstvo roztočov je dôležité kvôli faktu, že sú to práve roztoče, ktoré sú korisťou druhu *Haplothrips subtilissimus* v najväčšej miere. Posudzované boli vektory stredových hodnôt jednotlivých skupín. Z množstva štatistických metód sme vybrali Pillaiovu štatistiku. Zároveň však bola použitá metóda ANOVA každej morfometrickej premennej. Pre grafické znázornenie korelácií sme zvolili metódu heplot 3d() z balíka {heplots}, ktorá vykresľuje elipsoidy, zachycujúce jednotlivé vzťahy, v 3D priestore. Porovnávanie morfometrických charakteristík prebiehalo pomocou

Pearsonov korelačného koeficientu ako meranie lineárnej závislosti, kde korelácia spadá do intervalu plus a mínus 1, pričom  $R=0$  znamená nulovú koreláciu,  $R=1$  dokonalú pozitívnu lineárnu koreláciu a  $R=-1$  dokonalú negatívnu koreláciu.

## Výsledky

### Základná kvantitatívno – kvalitatívna charakteristika taxocenóz Thysanoptera

V období rokov 2008 – 2010 bolo na sledovanom území metódou pôdnych štvorcov a preosievaním odchytených 1942 jedincov radu Thysanoptera (672 imág a 1270 juvenilov), z toho 30,8% (207 exemplárov) tvorili jedince podradu Tubulifera a 69,2% (465 jedincov) jedince podradu Terebrantia. Vo všeobecnosti sa dá povedať, že v roku 2009 a 2010 tvorili juvenily prevažnú väčšinu odchytených strapiek. V roku 2009 na 310 odchytených dospelcov pripadlo až 1033 juvenilov, v roku 2010 na 39 imág 158 nedospelých jedincov. Zbery v roku 2008 ponímali 323 dospelých a 79 juvenilných Thysanoptera. Pohľad na kvalitatívnu úroveň tak môže v ďalších analýzach čitateľovi pripadať podhodnotený. Pravdou však zostáva, že juvenily Thysanoptera nie sú v tomto čase ešte spoľahlivo určiteľné. Na základe vyššie uvedeného teda zostáva rok 2009 najbohatší na thysanopterologický materiál, kedy sa mi podarilo odchytiť 1343 jedincov strapiek. Rok 2008 so svojimi 402 exemplármi patrí na druhé miesto v rámci kvantity, no a napokon je to rok 2010, stojaci v úzadí, nakoľko celý thysanopterologický materiál tvorí len 197 jedincov.

Z hľadiska lokalizácie najviac juvenilov pripadlo na poslednú plochu (lokalita L) transektu (399 juvenilov), nasledovanú jeho stredným stanovišťom (lokalita S) (396 juvenilov) a ekotónom (lokalita E) (238 juvenilov), čo sa jasne podpísalo na kvantitatívnom prvenstve roku 2009. Je však potrebné zdôrazniť, že prevažnú časť nedospelých jedincov odchytených na jednotlivých plochách bola získaná v rámci jedného zberu (z plochy E 190 jedincov, z plochy S 373 jedincov, z plochy L 351 jedincov). V globále boloz plochy S teda získaných 504 exemplárov, z plochy L 485 exemplárov a z plochy E 354 exemplárov

Thysanoptera. V roku 2008 lokalitu s najväčším počtom strapiek (imága + juvenily) zaujala plocha PV (229 jedincov). Na tomto mieste je však nutné podotknúť, že pod takýto počet jedincov Thysanoptera sa jednoznačne podpísal výskyt 91 dospelých exemplárov rovnakého druhu odchytených v jednom zbere. Najmenej strapiek naopak, pripadlo na plochu ŠHPK1 v roku 2010 (33 jedincov), čo je iste dôsledok nezvyčajných klimatických pomerov v tomto roku. Kvôli lepšej prehľadnosti uvádzame tabuľku č. 2. Je nutné na tomto mieste zdôrazniť aj to, že do všetkých analýz, počnúc výpočtom základných atribútov spoločenstva, vstupovali len jedince Thysanoptera získané preosievaním. Doplnková metóda (metóda pôdnych štvorcov), nakoľko bola v globále chudobnejšou na jedince, poslúžila neskôr na vynesenie a potvrdenie záverov o geobiontnosti niektorých druhov strapiek.

**Tabuľka č. 2:** Základná kvantitatívna analýza pôdnych thysanopterocenóz

Rok	2008	2008	2008	2008	2009	2009	2009	2010	2010	2010
Plocha	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L	ŠHH	ŠHPK 1	ŠHPK 2
Imága	44	35	56	188	116	108	86	27	10	2
Juvenily	15	4	19	41	238	396	399	89	23	46

*Legenda: PP, MK1, MK2, PV, E, S, L, ŠHH, ŠHPK1, ŠHPK2 - vid' str. 32-43*

V rámci kvalitatívneho pohľadu na študijný materiál, zahŕňal tento 19 druhov strapiek, pričom 8 z nich patrilo do podradu Tubulifera a 11 do podradu Terebrantia. Z hľadiska nižších taxonomických jednotiek je možné materiál zaradiť do dvoch čeľadí, a to konkrétne všetky druhy z podradu Tubulifera do čeľade Phlaeothripidae a rovnako tak všetky druhy z podradu Terebrantia do čeľade Thripidae. Zaznamenané druhy sú prezentované v nasledujúcom prehľade:

## ***Thysanoptera***

### ***Terebrantia***

#### ***Thripidae (11)***

- Aptinothrips rufus* Haliday 1836
- Chirothrips ambulans* Bagnall 1932
- Chirothrips manicatus* Haliday 1836
- Frankliniella intonsa* (Trybom 1895)
- F. tenuicornis* (Uzel 1895)
- Frankliniella pallida* (Uzel 1895)
- Limothrips denticornis* Haliday 1836
- Mycterothrips albidicornis* (Knechtel 1923)
- Thrips atratus* Haliday 1836
- T. major* Uzel 1895
- T. minutissimus* Linnaeus 1758

### ***Tubulifera***

#### ***Phlaeothripidae (8)***

- Acanthrothrips nodicornis* (O. M. Reuter 1880)
- Haplothrips aculeatus* (Fabricius 1803)
- Haplothrips subtilissimus* (Haliday 1852)
- Hoplothrips ulmi* (Fabricius 1781)
- Liothrips pragensis* Uzel 1895)
- Megathrips lativentris* (Heeger 1852)
- Phlaeothrips bispinosus* (Priesner 1919)
- Xylallothrips fuliginosus* (Schille 1911)

Aj napriek pomerne bohatému druhovému spektru epigeonu sa bohužiaľ nepodarilo zaznamenať všetky druhy v jednom roku. Je to práve rok 2010, ktorý sa svojím druhovým bohatstvom 3 druhov radí na poslednú priečku kvalitatívneho rebríčka. Rok 2008 (13 druhov) a 2009 (11 druhov) sú v rámci kvalitatívnej úrovne pomerne vyrovnané. Z hľadiska plôch a druhového bohatstva im prislúchajúceho sa tu jasne vydiferencovali 3 lokality s najpestrejšou paletou druhov. Lokalite MK2 prislúchal najväčší počet zaznamenaných taxónov (10), avšak v tesnej blízkosti za ňou stoja lokality PV a S, kde druhové spektrum tvorilo druhov 9. Najnižší počet druhov Thysanoptera zas pripadol na plochu ŠHPK1, na ktorej sa podarilo objaviť len 1 druh, a ktorej v tesnom závese stáli plochy ŠHPK2 a ŠHH s druhovým

bohatstvom tvoreným 2 druhmi. Na tomto mieste však je nutné podotknúť, že až 10 druhov bolo zaznamenaných len v počte 1 exemplára, na druhej strane však iné druhy výrazne dominovali.

K najviac zastúpeným druhom bezpochyby patril *Thrips minutissimus*, ktorý svojou početnosťou 242 jedincov predstavoval až 46,65% determinovaných strapiek. Druh *Haplothrips subtilissimus* tiež patrí k veľmi početným druhom so svojim zastúpením 137 jedincov (26,4%). Všetky ostatné taxóny dosahovali počty omnoho nižšie než taxóny spomínané. Aj napriek tomu sa tu ešte nachádzalo niekoľko druhov, ktoré tu v rámci kvantitatívno-kvalitatívnej rozpravy majú iste svoje miesto. Jedným z nich je nesporne *Megathrips lativentris*, z ktorého sa nám podarilo získať až 50 exemplárov, čo tvorí 9,63% všetkých Thysanoptera. No a napokon sú to druhy *Mycterothrips albidicornis* (28 jedincov – 5,4% strapiek), *Aptinothrips rufus* (23 jedincov – 4,43% strapiek), ktoré svojimi počtami odchytených jedincov nie sú prehliadnuteľné. Snáď ešte stoja za zmienku aj posledné dva druhy, ktorých kvantitatívne hodnoty predstavovali čísla vyššie než 5, pričom ako *Limothrips denticornis* bolo označených 14 jedincov (2,7% Thysanoptera) a *Haplothrips aculeatus* 8 exemplárov Thysanoptera (1,54% Thysanoptera). 5 druhov z čeľade Phlaeothripidae a rovnaký počet druhov z čeľade Thripidae sa v zozbieranom materiáli vyskytli len ako 1 exemplár (0,19% všetkých strapiek). Ako už bolo vyššie spomenuté, tak čo sa týka početnosti z hľadiska jednotlivých rokov, najkvalitnejším, čo do počtu exemplárov determinovateľných Thysanoptera, bol rok 2008 (289 determinovaných jedincov), zatiaľ čo rokom najchudobnejším rok 2010, kde 23 spomínaných dospelých Thysanoptera pripadlo len na 3 druhy. Tu si však dovoľím upozorniť čitateľa na plochu s najväčšou početnosťou dospelých strapiek (teda tých, ktoré bolo možné spoľahlivo determinovať), ktorou sa bezpochyby stala plocha PV (171). Stalo sa tak už spomínaným výskytom druhu *Thrips minutissimus* v počte jedincov 91, zaznamenaným v jednom zbere, avšak aj iné druhy tu vykazovali pomerne vysokú

početnosť. Podobná situácia ako pri druhu *Thrips minutissimus* v rámci imág už počas ďalších rokov nenastala. Pre lepšiu orientáciu v texte opäť uvádzame prehľadnejšiu tabuľku (Tabuľka č. 3)

**Tabuľka č. 3:** Početnosť Thysanoptera (imága) v rámci jednotlivých študijných plôch

Druh/Plocha	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L	ŠHH	ŠHPK1	ŠHPK2	Spolu
<i>Thrips minutissimus</i>	10	2	7	107	32	33	31	13	6	1	242
<i>Haplothrips subtilisimus</i>	23	4	11	22	33	27	15	2	0	0	137
<i>Megathrips lativentris</i>	1	0	14	34	1	0	0	0	0	0	50
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	2	0	4	2	6	9	5	0	0	0	28
<i>Aptinothrips rufus</i>	0	21	1	1	0	0	0	0	0	0	23
<i>Limothrips denticornis</i>	0	7	4	1	1	0	0	0	0	1	14
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0	0	3	2	1	1	1	0	0	0	8
<i>Thrips atratus</i>	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	4
<i>Frankliniella intonsa</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	3
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Frankliniella pallida</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Hoplothrips ulmi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Chirothrips ambulans</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chirothrips manicatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Liothrips pragensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phleothrips bispinosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Thrips major</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Spolu</b>	<b>37</b>	<b>34</b>	<b>47</b>	<b>171</b>	<b>80</b>	<b>75</b>	<b>52</b>	<b>15</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>519</b>

Legenda: PP, MK1, MK2, PV, E, S, L, ŠHH, ŠHPK1, ŠHPK2 - vid' str. 32-43

Dominancia alebo percentuálne zastúpenie druhov v rámci spoločenstva je častokrát transparentnejšie ako hodnotenie samotných početností. Údava predovšetkým jasný obraz o rozložení cenózy. Dominanciu druhov zaznamenaných na jednotlivých plochách v rokoch 2008 – 2010 spolu s kategóriami dominancie uvádzame v nasledujúcich tabuľkách (Tabuľky č. 4, 5).

**Tabuľka č. 4:** Dominancia druhov Thysanoptera na študijných plochách (numerické vyjadrenie)

Druh/Plocha	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L	ŠHH	ŠHPK1	ŠHPK2
<i>Thrips minutissimus</i>	0,27	0,06	0,15	0,63	0,4	0,44	0,6	0,87	1	0,5
<i>Haplothrips subtilisimus</i>	0,62	0,12	0,23	0,13	0,41	0,36	0,29	0,13	0	0
<i>Megathrips lativentris</i>	0,03	0	0,3	0,2	0,01	0	0	0	0	0
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	0,05	0	0,09	0,01	0,08	0,12	0,1	0	0	0
<i>Aptinothrips rufus</i>	0	0,62	0,02	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Limothrips denticornis</i>	0	0,21	0,09	0,01	0,01	0	0	0	0	0,5
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0	0	0,06	0,01	0,01	0,01	0,02	0	0	0
<i>Thrips atratus</i>	0	0	0	0	0,04	0,01	0	0	0	0
<i>Frankliniella intonsa</i>	0	0	0,02	0	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Frankliniella pallida</i>	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Hoplothrips ulmi</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Chirothrips ambulans</i>	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chirothrips manicatus</i>	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liothrips pragensis</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Phlaeothrips bispinosus</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Thrips major</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0

Legenda: PP, MK1, MK2, PV, E, S, L, ŠHH, ŠHPK1, ŠHPK2 - vid' str. 32-43

**Tabuľka č. 5:** Dominancia druhov Thysanoptera na študijných plochách (kategórie dominancie)

Druh/Plocha	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L	ŠHH	ŠHPK1	ŠHPK2
<i>Thrips minutissimus</i>	ED	D	ED	ED	ED	ED	ED	ED	ED	ED
<i>Haplothrips subtilissimus</i>	ED	ED	ED	ED	ED	ED	ED	ED	0	0
<i>Megathrips lativentris</i>	SD	0	ED	ED	SD	0	0	0	0	0
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	D	0	D	R	D	ED	D	0	0	0
<i>Aptinothrips rufus</i>	0	ED	SD	SR	0	0	0	0	0	0
<i>Limothrips denticornis</i>	0	ED	D	SR	R	0	0	0	0	ED
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0	0	D	R	R	R	R	0	0	0
<i>Thrips atratus</i>	0	0	0	0	SD	R	0	0	0	0
<i>Frankliniella intonsa</i>	0	0	SD	0	R	R	0	0	0	0
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	0	0	0	0	0	R	0	0	0	0
<i>Frankliniella pallida</i>	0	0	0	0	R	0	0	0	0	0
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	0	0	0	R	0	0	0	0	0
<i>Hoplothrips ulmi</i>	0	0	0	0	0	R	0	0	0	0
<i>Chirothrips ambulans</i>	0	0	SD	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chirothrips manicatus</i>	SD	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Liothrips pragensis</i>	0	0	0	SR	0	0	0	0	0	0
<i>Phlaeothrips bispinosus</i>	0	0	0	0	0	R	0	0	0	0
<i>Thrips major</i>	0	0	0	SR	0	0	0	0	0	0
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	0	0	SD	0	0	0	0	0	0	0

Legenda: ED – eudominantný druh, D – dominantný druh, SD – subdominantný druh, R – recesívny druh, SR – subrecesívny druh; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L, ŠHH, ŠHPK1, ŠHPK2 - vid' str. 32-43

Ako si je možné z tabuliek všimnúť, druh *Thrips minutissimus* sa na všetkých plochách s výnimkou lokality MK1 prezentuje ako eudominantný element, pričom najvyššie hodnoty dominancie dosahoval na ploche ŠHH (87%). S pomerne vysokým percentuálnym zastúpením až 63% ho možno pozorovať aj na ploche PV. V tomto duchu je možné hodnotiť aj druh *Haplothrips subtilissimus*, ktorý spadá na všetkých plochách, na ktorých sa vyskytol, do kategórie eudominantných druhov, pričom jeho najmarkantnejšie percentuálne zastúpenie (až 62%) možno pozorovať na ploche PP. Zaujímavým sa v tomto zmysle javí byť zastúpenie druhu

*Aptinothrips rufus*. Jeho výskyt sa takmer výlučne viazal na plochu MK1, kde pravdaže dosahoval aj najvyššie hodnoty dominancie (62%). Tento fenomén je pravdepodobne spôsobený bohatým podrastom, najmä tráv rodu *Melica*, nakoľko práve plocha MK1 predstavovala lokalitu s najbohatším podrastom tráv. No a napokon sú to druhy, ktoré sa svojou početnosťou 1 exempláru radia do rozličných nižších kategórií a to konkrétne kategórie subrecesívnych, recesívnych, a výnimočne subdominantných druhov. Všetko v tomto prípade pravda závisí od samotného počtu jedincov všetkých druhov spoločenstva. Ako je možné z tejto situácie súdiť, dominancia môže byť niekedy aj mierne zavádzajúca.

Hodnoty konštantnosti druhu preukazujú svoj praktický význam najmä vtedy, keď sú sledované plochy viac – menej odlišné aspoň v jednej premennej. Potom môžu pomôcť pri odkrývaní charakteru ekologickej valencie a tolerancie druhu vzhľadom ku stanoveným faktorom prostredia. Názorné tabuľky s hodnotami konštantnosti a jej kategóriami podľa sú uvedené nižšie (Tabuľky č. 6, 7)

Je iste viac než badateľné, že druh *Thrips minutissimus* spadá do kategórie eukonštantnosti v každom z rokov zberu. Je to druh, ktorý sa vyskytoval na každej ploche počas rokov 2008 – 2010 a ktorý je značne eurypotentný, čo nasvedčujú čísla nielen z tejto state. Eukonštatným druhom je taktiež aj *Haplothrips subtilissimus*. Náhla zmena v jeho zaradení v roku 2010 (eukonštatnosť nahradená za kategóriu akcesorickosti) bola s najväčšou pravdepodobnosťou vyvolaná klimaticky nie veľmi priaznivým rokom 2010. Je však potrebné poznamenať, že sa rok 2010 iste práve kvôli spomínaným dôvodom podpísal pod vymiznutie druhov z predchádzajúceho druhového spektra, resp. nedovolil citlivejším druhom, aby sa do palety druhov primiešali. Ctený čitateľ si aj na tomto mieste iste všimne, že druhy, ktorých početnosť dosahovala 1 exemplár počas celého obdobia, sú zaradené do kategórií dvoch, a to medzi akcesorické a medzi akcidentálne druhy. Tento jav je dôsledkom nižšieho počtu plôch v roku 2009.

**Tabuľka č. 6:** Konštantnosť Thysanoptera počas obdobia výskumu (numerické vyjadrenie)

<b>Druh/Plocha</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>
<i>Thrips minutissimus</i>	1	1	1
<i>Haplothrips subtilisimus</i>	1	1	0,33
<i>Megathrips lativentris</i>	0,75	0,33	0
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	0,75	1	0
<i>Aptinothrips rufus</i>	0,75	0	0
<i>Limothrips denticornis</i>	0,5	0,33	0,33
<i>Haplothrips aculeatus</i>	0,5	1	0
<i>Thrips atratus</i>	0	0,67	0
<i>Frankliniella intonsa</i>	0,25	0,67	0
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	0	0,33	0
<i>Frankliniella pallida</i>	0	0,33	0
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	0,33	0
<i>Hoplothrips ulmi</i>	0	0,33	0
<i>Chirothrips ambulans</i>	0,25	0	0
<i>Chirothrips manicatus</i>	0,25	0	0
<i>Liothrips pragensis</i>	0,25	0	0
<i>Phlaeothrips bispinosus</i>	0	0,33	0
<i>Thrips major</i>	0,25	0	0
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	0,25	0	0

Legenda: PP, MK1, MK2, PV, E, S, L, ŠHH, ŠHPK1, ŠHPK2 - vid' str. 32-43

**Tabuľka č. 7:** Konštantnosť Thysanoptera počas obdobia výskumu (kategórie konštantnosti)

<b>Druh/Plocha</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>
<i>Thrips minutissimus</i>	EK	EK	EK
<i>Haplothrips subtilisimus</i>	EK	EK	AS
<i>Megathrips lativentris</i>	K	AS	0
<i>Mycterothrips albidicornis</i>	K	EK	0
<i>Aptinothrips rufus</i>	K	0	0
<i>Limothrips denticornis</i>	AS	AS	AS
<i>Haplothrips aculeatus</i>	AS	EK	0
<i>Thrips atratus</i>	0	AS	0
<i>Frankliniella intonsa</i>	AD	AS	0
<i>Acanthothrips nodicornis</i>	0	AS	0
<i>Frankliniella pallida</i>	0	AS	0
<i>Frankliniella tenuicornis</i>	0	AS	0
<i>Hoplothrips ulmi</i>	0	AS	0
<i>Chirothrips ambulans</i>	AD	0	0
<i>Chirothrips manicatus</i>	AD	0	0
<i>Liothrips pragensis</i>	AD	0	0
<i>Phlaeothrips bispinosus</i>	0	AS	0
<i>Thrips major</i>	AD	0	0
<i>Xylaplothrips fuliginosus</i>	AD	0	0

Legenda: EK – eukonštantný druh, K – konštantný druh, AS – akcesorický druh, AD – akcidentálny druh; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L, ŠHH, ŠHPK1, ŠHPK2 - vid' str. 32-43

## **Synekologické aspekty bioindikácie**

### **Lesný komplex ako biotop**

V úvode tejto kapitoly istotne netreba zdôrazňovať ekosystém ako pojem zahŕňajúci v sebe množstvo subjednotiek. Nesporne k nim patria rozličné fyto a zoocenózy. Či už sú to spoločenstvá rastlín a živočíchov, ktoré na spoločnom území žijú a v istých atribútoch sa podporujú, alebo sú to spoločenstvá v literatúre často označované za umelo vytvorené, ktoré ponímajú len istú systematickú skupinu organizmov, takzvané taxocenózy. Aj napriek takémuto pomenovaniu sú práve taxocenózy čoraz viac používané v rámci bioindikácie. Snaha o zahrnutie pôdných strapiek (Thysanoptera) do tohto procesu sa odráža aj v predkladanej práci. Každý biotop, ktorý je obývaný istým spoločenstvom, nutne naň musí pôsobiť. Práve na základe tohto predpokladu, resp. známeho faktu, bolo nutné všímať si jednotlivé zložky alebo charakteristiky biotopov, z ktorých strapky pochádzali. K dispozícii bolo 10 študijných plôch. Každý rok výskumu sme venovala časti z nich (2008 - 4 lokality, 2009 - 3 lokality, 2010 - 3 lokality). Pri aplikovaní mnohorozmerných analýz, v tomto prípade NMDS (nemetrické multidimenzionálne škálovanie) do vlastných hodnotení vstupovali početnosti jednotlivých druhov strapiek v rámci jednotlivých odberov a hodnoty environmentálnych a ekologických premenných, ktorými boli charakterizované jednotlivé plochy. Nakoľko je však dominancia v niektorých prípadoch prehľadnejšia, analyzované pomocou NMDS boli aj jej hodnoty. Vlastné početnosti sa však javili byť výpovednejšie a omnoho bližšie reálnym situáciám, preto uvádzam len tie. Pomocou funkcií envfit a ordsurf bola preukázaná štatistická významnosť jednotlivých charakteristík, uvedená nižšie (Tabuľka č. 8). Stanovené p hodnoty sú v rámci funkcie envfit založené na permutačných testoch. Dôležitým faktorom však zostáva aj rozmiestnenie jednotlivých študijných plôch, ktoré do danej

analýzy vstupovali. Kvôli vyššej transparentnosti vzťahov medzi spoločenstvami a rovnako aj druhmi Thysanoptera vzhľadom na sledované lokality boli tieto považované za kategoriálnu premennú a teda v ordinačných diagramoch vystupovali ako centroidy. Jednotlivé plochy boli do osí NMDS lokalizované na základe faktu, že p hodnota bola nižšia ako 0,05 (Tabuľka č. 9), a teda bola preukázaná ich štatistická významnosť.

**Tabuľka č. 8:** Štatistická významnosť a umiestnenie premenných

Premenná	NMDS1	NMDS2	r <sup>2</sup>	Envfit		Ordsurf	
				Pr(>r)	Kód	p	Kód
FA	-0.8820	0.4713	0.2568	0.001	***	0.0004	***
G	0.9439	-0.3303	0.2192	0.001	***	0.001	***
KA	-1	0.0074	0.1512	0.02	*	0.009	**
Fl	-0.8931	0.45	0.0576	0.176		0.185	
skup.	-0.9258	-0.3781	0.0135	0.69		0.58	
vek	-0.8133	0.5819	0.1708	0.003	**	0.0048	**
dr.drev	0.845	-0.5348	0.2057	0.001	***	0.0014	**
vzd.str	-0.8509	0.5254	0.0507	0.23		0.209	
hr.op.	-0.8715	0.4903	0.0868	0.075	.	0.0751	.
vzd.eko	0.7609	-0.6489	0.139	0.02	*	0.0141	*
E1	0.9850	-0.1725	0.1139	0.038	*	0.0038	**
E3	0.6814	-0.7319	0.0451	0.263		0.441	
druhy_T	-0.9071	-0.421	0.0199	0.575		0.598	
Shannon	0.1185	-0.993	0.0181	0.604		0.594	
Ekvit.	0.8474	-0.5309	0.0898	0.071	.	0.0686	.
Ant.imp	0.8422	-0.5392	0.1914	0.001	***	0.0023	**

Kódy signifikantnosti: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

*Legenda: FA - zastúpenie foliikolných arborikolov, G - zastúpenie graminikolov, KA - zastúpenie korticikolných arborikolov, Fl - zastúpenie florikolov, skup. - počet ekologických skupín, vek - vek stromov, dr. drev. - druhy drevín (stromov), vzd. str. - vzdialenosť medzi stromami, hr. op. - hrúbka opadanky, vzd. eko. – okrajový efekt, E1 - pokrývnosť etáže E1, E3 - pokrývnosť etáže E3, druhy\_T - druhové bohatstvo Thysanoptera, Shannon - Shannon - Wienerov index diverzity, Ekvit. - ekvitabilita, Ant. imp. - antropický impakt (viď str. 51-53); NMDS1 – ordinačná os 1, NMDS – ordinačná os 2, r<sup>2</sup> – koeficient determinácie, PR(>r) – p hodnota*

**Tabuľka č. 9:** Štatistická významnosť a umiestnenie jednotlivých plôch

Plocha	NMDS1	NMDS2
P.E	-0.0297	0.0142
P.L	-0.0524	0.2187
P.MK1	0.826	-0.1745
P.MK2	0.1486	-0.2423
P.PP	-0.4906	0.0599
P.PV	-0.0335	0.0071
P.S	-0.4248	0.1607

Hladina významnosti:

	R2	Pr(>r) (envfit)
P.	0.1806	0.042 *

Kódy signifikantnosti: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*'  
0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

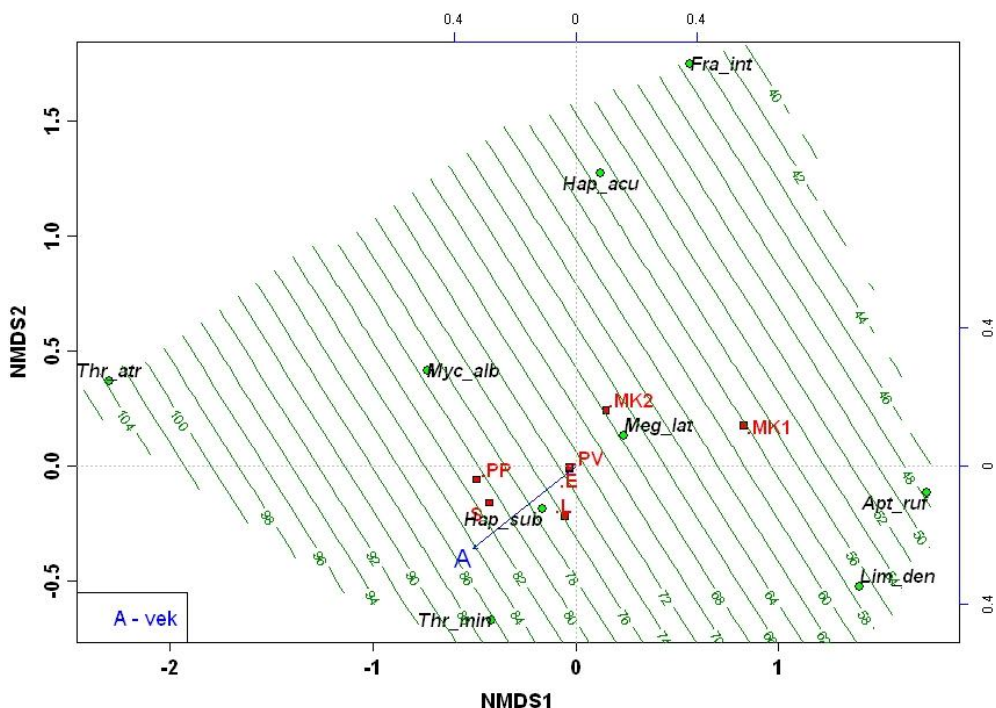
*Legenda: P. - plochy, P.E - plocha E (rok 2009), P.L. - plocha L (rok 2009), P. MK1 - plocha MK1 (rok 2008), P.MK2 - plocha MK2 (rok 2008), P.PP - plocha PP (rok 2008), P.PV - plocha PV (rok 2008), P.S. - plocha S (rok 2009) - vid' str. 32-39, NMDS1 – ordinačná os 1, NMDS – ordinačná os 2,  $r^2$  – koeficient determinácie,  $PR(>r)$  – p hodnota*

Charakteristiky prostredia ako vek porastu, okrajový efekt (v tomto prípade vzdialenosť od agrokultúry, resp. otvoreného stanovišťa), počet druhov drevín a pokryvnosť etážou E1 významne vplyvajú na početnosti jednotlivých druhov, nakoľko p hodnoty testov vykazujú hodnoty menšie ako 0,05. Nesporne je nutné upozorniť na fakt, že do analýz prostredia vstupovali len údaje z rokov 2008 a 2009 kvôli malému počtu jedincov v roku 2010 (39 imág), ktoré patrili len trom druhom. Rok 2010 považujeme za tak chudobný či už na počet druhov alebo jedincov práve kvôli faktorom počasia. Analýzy, dotýkajúce sa fenoménu počasia ponímali v sebe aj jedince z tohto roku. Pravda, druhy, ktoré sa v rámci odchytoch vyskytli len v počte 1 jedinca, boli z analýz vylúčené, nakoľko ich prítomnosť nemusí byť striktne kauzálna. Výnimku tvoria špecifické prípady, najmä pri realizácii opisu biocenotického kónexu.

7 lokalít, ktoré vstupovali do tejto analýzy, vykazovalo rozličné vekové zloženie drevín. Závislosť jednotlivých druhov na veku porastu (Obrázok č. 21) sa javí byť v tomto prípade lineárna (ako to napokon ukazuje aj preloženie výsledného ordinačného priestoru priemetom 3D plochy). Interpretácia v tomto prípade môže byť prevedená aj podľa „gradientu“ (vektora). Smerovanie vrstevníc a rovnako tak

aj vektora vedie k druhom *Thrips minutissimus* a *Thrips atratus*. Rozloženie plôch tiež v podstate korešponduje s reálnym vekom porastov. Obe monokultúry stoja v pozadí, teda v miestach, ktoré vypovedajú o ich nízkom veku. Zaujímavým tu ale zostáva zistenie, že plocha MK2 stojí v smere gradientu pred plochou MK1. Takáto „výmena“ miest má pravdepodobne v pozadí ďalšie silné faktory, kvôli ktorým tento drobný posun nastal. V závislosti od veku porastu sa akoby sformovalo niekoľko spoločenstiev, charakterizovaných typickými druhmi. Druhy *Haplothrips aculeatus*, *Frankliniella intonsa*, *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis* stoja niekde na počiatku grafu, teda je možné hovoriť o ich výskyte najmä v porastoch s nižším vekom. Tu by sme však radi podotkli, že sa o tom nedá hovoriť v absolútnych pojmoch. *Limothrips denticornis* sa istotne môže vyskytovať aj v porastoch starších, ako tomu napokon v niektorých prípadoch aj bolo, v rámci tejto práce však tvorí akúsi skupinu s druhom *Aptinothrips rufus* a azda aj kvôli svojmu rovnakému ekologickému statusu teda figuruje v skupine preferujúcej mladšie porasty. Rovnaký spôsob hodnotenia nastáva aj pri skupine, ktorú charakterizujú druhy *Haplothrips aculeatus* a *Frankliniella intonsa*. V rámci druhov strapiek, ktoré štatistická ordinácia nezaradila do žiadneho zo spoločenstiev treba iste spomenúť *Thrips atratus*, ktorý svojou nízkou početnosťou pravdepodobne stojí osamotene v extrémnych podmienkach diagramu. Nízka početnosť sa možno pričínila rovnako aj o opačné extrémne postavenie druhu *Frankliniella intonsa*.

**Obrázok č. 21:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov Thysanoptera a vekom porastu



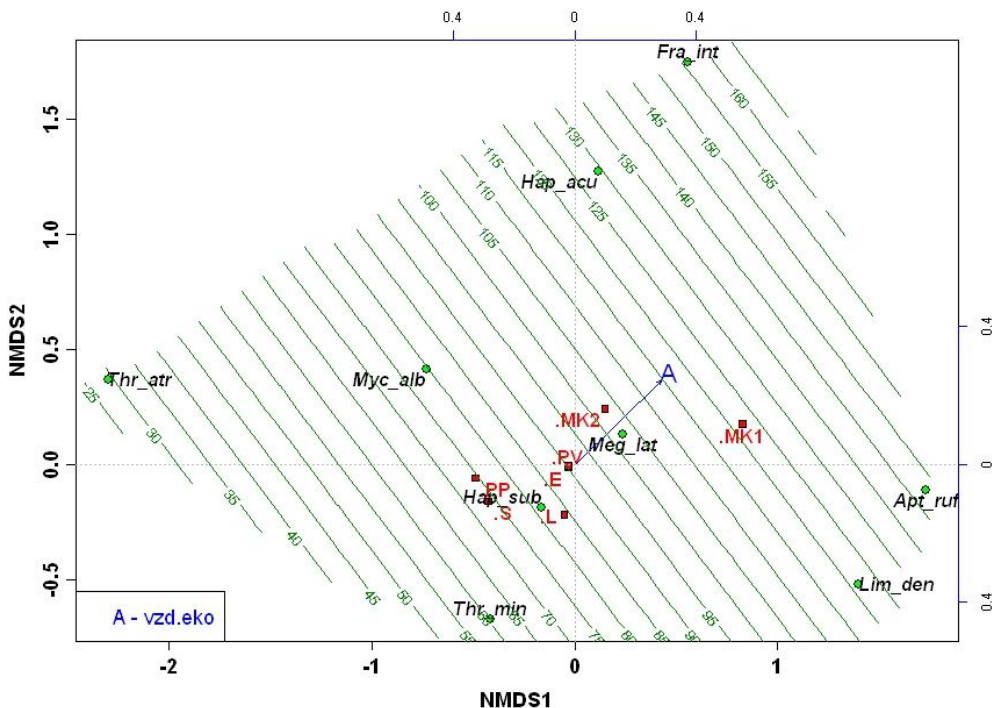
Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Úplne ináč je nutné hodnotiť druh *Thrips minutissimus*. Ako najpočetnejší druh, vyskytujúci sa do istej miery takmer všade, bol pomocou ordinácie a následného preloženia faktora umiestnený do pozície, ktorá naznačuje jeho preferenciu starších porastov. No a napokon sa v grafe nachádza aj spoločenstvo druhov charakterizované taxónmi *Haplothrips subtilissimus* a *Megathrips lativentris*. Reálne vyjadrenie ich výskytu, ktoré sa napokon odráža aj v štatistickom vykreslení, sa dotýka faktu, že tieto dva druhy nevykazujú špecifickú

preferenciu stanovišťa vzhľadom na jeho vek. Aj v závislosti od ich umiestnenia v grafe, berúc do úvahy aj samotné umiestnenia plôch, je to celkom viditeľné.

Existencia otvoreného stanovišťa (resp. agrokultúry) v blízkosti lesa častokrát zvädza k interpretácii takéhoto stretu prostredníctvom invadovania druhov smerom do pôvodnejších porastov. Nasledujúci graf (Obrázok č. 22) pomáha pri formulovaní záverov o výskyte jednotlivých populácií a spoločenstiev strapiek práve vzhľadom na vzdialenosť plochy od najbližšieho otvoreného stanovišťa (agrokultúry). Tak ako v predchádzajúcom prípade sa opäť závislosť výskytu jednotlivých druhov a ich spoločenstiev javí byť lineárnou.

**Obrázok č. 22:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov Thysanoptera a okrajovým efektom (vzd.eko)



Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albidicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* -

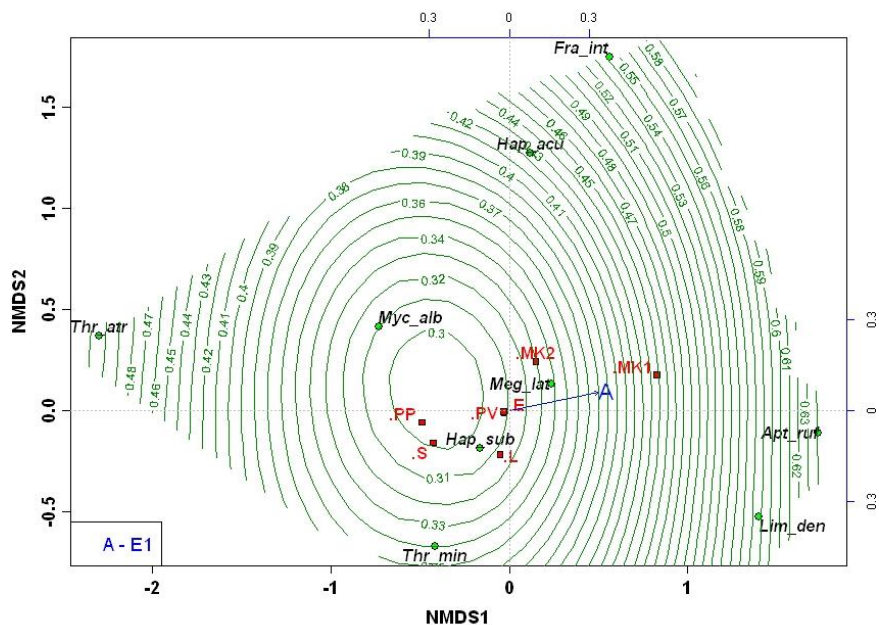
*Limothrips denticornis*; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Interpretácii tejto závislosti však predchádza oboznámenie sa s faktom, že nakoľko boli všetky hodnotené plochy vo fragmentoch dubového lesa, otvorené stanovištia boli skutočne v značnej blízkosti. Aj napriek tomu si však staré lesy zachovávali svoj stabilný charakter. Formovanie istých taxocenóz na tomto diagrame je opäť badateľné. Cenóza charakterizovaná druhmi *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis* zaujala kladný vzťah k zvyšujúcej sa vzdialenosti otvoreného spoločenstva. Je však nutné podotknúť, že smerovanie takejto interpretácie k pojmu silvikolného druhu obývajúceho „hlboký les“ je tak trochu zavádzajúce. Tieto druhy totiž jasne preferovali porasty nižšieho veku. Je preto pravdou akým spôsobom boli v diagrame umiestnené, pretože monokultúry, resp. mladšie porasty, v ktorých sa pomerne hojne nachádzali, boli v rámci rozmiestnenia plôch v lesnom komplexe dubín skutočne od otvoreného stanovišťa (agrokultúry) najďalej. Nie je to však kvôli ich obľube zatienených stanovišť hlbšie v lese. Práve naopak. Monokultúra, na ktorej sa nachádzali v najväčších počtoch, patrila k najpresvetlenejším a najslnečnejším stanovištiam s bohatým podrastom tráv. Trocha inak sa dá pristúpiť k spoločenstvu reprezentovanému druhmi *Frankliniella intonsa* a *Haplothrips aculeatus*. Tieto dva druhy sa totiž vyskytovali skutočne na tmavších, nie natoľko presvetlených miestach. Z predchádzajúceho grafu si je možné všimnúť aj ich preferenciu mladších porastov. Na rozdiel od predchádzajúcej skupiny však nefigurovali v rovnakej monokultúre. Nachádzali sa najmä v mladšom avšak o to tmavšom poraste, ktorý patril medzi najtmavšie lokality počas celého roka. Preto sa v rámci tejto skupiny dá hovoriť o istej sciofilnosti. Je si však opäť nutné uvedomiť početnosti týchto dvoch druhov. Opäť je to druh *Thrips atratus*, ktorý figuruje v najextrémnejšom mieste diagramu. Ten vykazuje preferenciu blízkosti otvorenej plochy. Aj napriek jeho malým početnostiam je o ňom možno uvažovať ako o druhu obývajúcom ekotón, nakoľko

sa v podstate v rámci dvoch rokov ani nikde inde nevyskytol, jeho prítomnosť bola skutočne viazaná striktné na úvod transektu v roku 2009. Ďalším solitárnym druhom, ktorého status vzhľadom na vzdialenosť otvorenej plochy nie je celkom jednoznačný, je iste *Mycterothrips albidicornis*. Stojí totiž v pozícii, o ktorej možno snáď povedať, že nevykazuje preferenciu ani blízkych ani vzdialených otvorených stanovišť a teda je jeho poloha v diagrame najskôr ovplyvnená iným z hodnotených faktorov. Aj napriek tomu, že spoločenstvo strapiek charakterizované druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus* taktiež neprejavuje striktnú závislosť od okrajového efektu, je nutné podotknúť, že tieto strapky skutočne obľubovali najmä zatienennejšie habitaty. *Thrips minutissimus* taktiež stojí v rámci grafu na strane preferencie blízkosti ekotónu. Tento fenomén môže byť poznačený najmä spomínaným faktom o blízkosti starších lesov poliam.

Komplexný pohľad na výskyt druhu je často jedinou možnou cestou pre jeho vhodné a príznačné kategorizovanie. Je tomu tak práve pri prisudzovaní ekologického statusu. Nie vždy je totiž možné nazvať druh strapky zbieraný preosievaním geobiontom. Práve tento fenomén sa črtá v nasledujúcej analýze (Obrázok č. 23). Diagram, ktorý udáva vzťah medzi výskytom druhov a spoločenstiev strapiek vzhľadom na pokryvnosť plochy etážou E1 a v tomto prípade už nevykazuje linearitu, je nasledovný:

**Obrázok č. 23:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom Thysanoptera a pokryvnosťou etáže E1



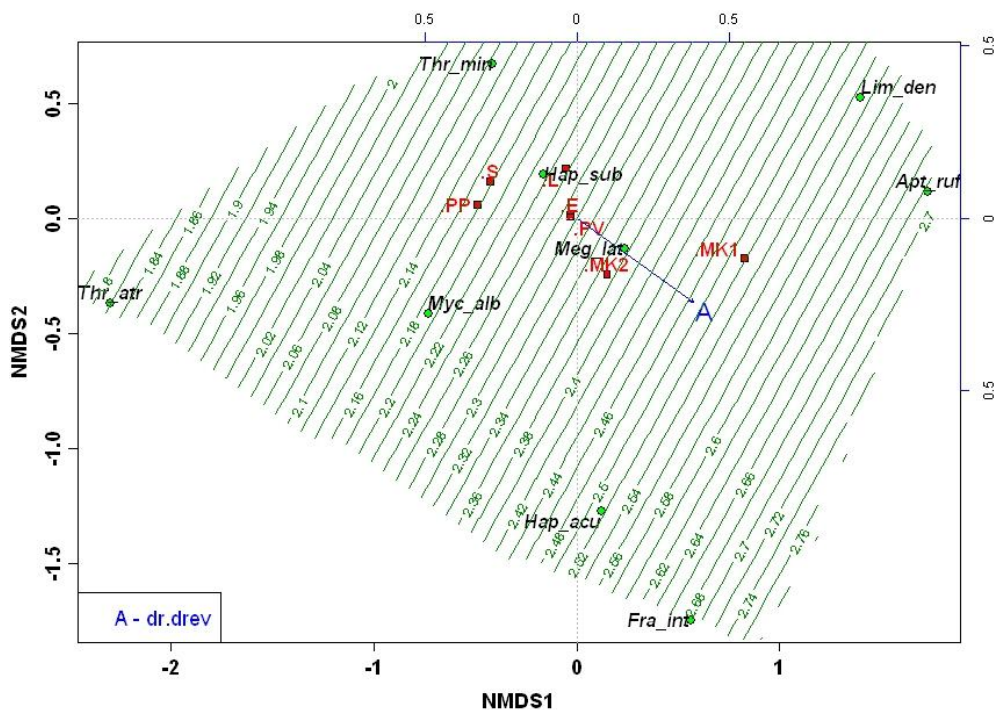
Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albidicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Povrch, ktorý je na diagrame utvorený, je si možné predstaviť ako obrátený kužeľ s vrcholom pri vrstevnici o hodnote 0,3. Rozmiestnenie druhov tvoriacich jednotlivé spoločenstvá zostáva vo svojej podstate nezmenené. Vysokú pozitívnu koreláciu s porastom E1 vykazujú skupiny stojace pri základe kužeľa. Spoločenstvo diferencované druhmi *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus* vykazuje silnú závislosť na podraste etáže E1. Napokon, ich ekologický status je tomu príznačný, sú totiž označované za graminikoly/pratikoly. Graminikolnosť/pratikolnosť rovnako stojí aj v charakteristike druhu *Haplothrips aculeatus*, pravdaže doplnená aj o možný status florikola, ktorým je nesporne aj druh *Frankliniella intonsa*. Rovnako ako tomu bolo pri predchádzajúcich

diagramoch, sú teda aj tu diferencované tieto dve skupiny približne s rovnakou preferenciou všetkých troch doteraz hodnotených charakteristík prostredia. Aj napriek tomu, že vykazujú približne rovnaké korelácie s ekologickými premennými, nestoja v diagramoch vo svojej blízkosti. Nesporne sa za tým skrýva iný faktor, ktorý ich bude determinovať. Na vrchole kužeľa je načrtnuté spoločenstvo Thysanoptera charakterizované druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus*. Spoločne s druhmi *Thrips minutissimus* a *Mycterothrips albidicornis* sa dá o tomto spoločenstve uvažovať ako o druhoch minimálne závislých na podraze etáže E1. Je to v konečnom dôsledku skutočne tak. Tieto druhy majú svoj ekologický status posunutý smerom vyššie po vertikálnej osi lesa, sú to prevažne arborikoly. Z metodického hľadiska je si vhodné všimnúť možnosť interpretácie v lineárnom priemete (podľa vektora), kde by však množstvo informácií vyplývajúcich práve z nelineárneho rozloženia ekologickej premennej zostalo zamlčaných, resp. by sa akýmsi spôsobom „stratilo“. Jednotlivé spoločenstvá by sa však objavili aj pri lineárnej interpretácii.

Je pravdou, že pri nezarataní lokalít z roku 2010, ktoré oplývali vyššou diverzitou druhov stromovej etáže do analýz klesla významnosť testovania vzťahu medzi druhmi a spoločenstvami strapiek a počtom druhov stromov na daných lokalitách. Aj napriek tomu však v tejto analýze vyšla daná premenná štatisticky významne. Spoločenstvá známe z predchádzajúcich analýz zostali zachované. Opäť je tu badateľný lineárny charakter korelácie (Obrázok č. 24).

**Obrázok č. 24:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov Thysanoptera a počtom druhov drevín (dr.drev)



Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albidicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Spoločenstvá Thysanoptera charakterizované druhmi *Limothrips denticornis*, *Aptinothrips rufus* a *Haplothrips aculeatus*, *Frankliniella intonsa* vykazujú tendenciu k lokalitám o vyššom počte druhov drevín, zatiaľ čo druhy *Thrips atratus*, *Mycterothrips albidicornis* a samozrejme *Thrips minutissimus* preferujú menej diverzifikovanejšie stanovištia. No a napokon je to skupina prezentovaná druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus*, ktorá neprejavuje silnú tendenciu k počtu druhov stromov na jednotlivých lokalitách. Črtá sa len v náznaku pri druhu *Haplothrips subtilissimus*. Keďže však počet

druhov drevín na všetkých lokalitách predstavoval hodnotu 2 alebo 3, nepovažujem túto analýzu za úplne smerodajnú, aj napriek tomu, že štatisticky sa javí byť tento faktor významný.

Každá zo sledovaných plôch bola určená aj pomocou priemernej vzdialenosti medzi stromami. Aj keď sa však táto v rámci jednotlivých plôch odlišovala, štatisticky sa nezdala byť ako faktor ovplyvňujúci zloženie taxocenóz Thysanoptera signifikantná. Pri komplexnom pohľade na jednotlivé vzdialenosti sú badateľné rozdiely v podstate len medzi monokultúrami a staršími porastmi. V monokultúre totiž priemerná vzdialenosť medzi stromami predstavovala hodnotu 1 metra, v rámci starších lesov sa táto vzdialenosť pohybovala od 2 do 4 metrov.

Rovnako ako predchádzajúca charakteristika prostredia, ani pokrytie etážou E3, teda do istej miery akási zatiienenosť prostredia nezohrávala v rámci štatistiky dôležitú úlohu. Dalo by sa to pravdepodobne vysvetliť pomerne vyrovnaným zatiienením všetkých plôch, pravda našli sa tu aj výnimky. Práve najmladšia monokultúra (lokalita MK2) sa vyznačovala zatiienením až do 90%, čo by sa mohlo zdať pre taký mladý porast dosť nezvyklé. Pravdou však zostáva, že táto plocha patrila skutočne k najtmavším spomedzi všetkých plôch. Značné zatiienenie tejto plochy bolo badateľné po celý rok. Staré lesy sa líšili v zatiienení v rozmedzí asi 20%. Jediná lokalita, ktorá mala ráz až takmer svetliny a po celý rok bola v podstate najsvetlejšou, sa nachádzala v monokultúre o veku 35 rokov (lokalita MK1).

Aj napriek očakávanej štatistickej signifikantnosti mocnosti opadanky ako premennej sa ju pomocou funkcie envfit ani ordsurf nepodarilo potvrdiť. Opäť sa do popredia dostal najmarkantnejší rozdiel len medzi monokultúrou a starým lesom. Predpokladaná významnosť tohto faktora bola jednoznačne presiahnutá faktormi ostatnými, ktoré, ako sa zdá, majú na výskyt jednotlivých druhov a spoločenstiev Thysanoptera väčší vplyv.

Všetky spoločensvá hmyzu vykazujú istú sezónnu dynamiku. Tá je práve úzko spätá s primárnymi, klimatickými faktormi ovplyvňujúcimi celý ekosystém. Za pomoci SHMÚ bolo možné získať obraz o základných klimatických charakteristikách prostredia, najmä počas vegetačných sezón, v ktorých boli uskutočnené jednotlivé zbery (Obrázky č. 2 - 4). Pomocou údajov z meteorologickej stanice Pezinok - Myslenice bola vytvorená databáza potrebná pre analýzu klimatických údajov. V tejto časti štatistického hodnotenia však už do analýz vstupovali všetky plochy, teda aj lokality zberov z roku 2010, nakoľko bol tento rok klimaticky značne nepriaznivý, čo bolo predpokladom pre transparentné grafické vykreslenie. Pomocou vypočítaných priemerných hodnôt teploty, úhrnu zrážok a vlhkosti vzduchu v období medzi jednotlivými zbermi a jednotlivých okamžitých hodnôt týchto klimatických faktorov v deň zberu do prvotnej analýzy bola vynesená štatistická významnosť klimatických premenných, pričom p hodnota bola opäť založená na 999 permutáciách. Analýza umiestnenia plôch do daného diagramu síce bola uskutočnená pod p hodnotou 0,03, avšak žiadna z predmetných analýz signifikantne nepotvrdila závislosť druhov na klimatických faktoroch, resp. ich spoľahlivú výpovednú hodnotu. Sila tohto hodnotenia stojí nesporne aj v tom, že dáta vstupujúce do analýzy boli tvorené jednotlivými zbermi, čiže do nej bol zahrnutý aj časový aspekt. Hľadať spojitosť medzi rozličnými klimatickými faktormi a spoločensvami strapiek si iste vyžaduje podrobnejšie štúdie zamerané výlučne na tieto otázky. Neštandardnosť roku 2010 sa síce podľa štatistických analýz nezdála byť signifikantnou, avšak aj napriek tomu možno o roku 2010 vyniesť niekoľko záverov. Nakoľko sa v roku 2010 na sledovaných lokalitách vyskytovalo skutočne len málo druhov, rovnako tak v nízkom počte exemplárov, možno o tejto skutočnosti uvažovať ako o prečkávaní väčšiny jedincov Thysanoptera v úkrytoch. Tie sa však pravdepodobne kvôli vysokým úhrnom zrážok nachádzali niekde nad zemou, čo automaticky o dané jedince hrabanku ochudobnilo. V hrabanke boli nájdené len 3 druhy, z toho dva len v nepatrných

počtoch, *Thrips minutissimus*, *Haplothrips subtilissimus* (2 jedince), *Limothrips denticornis* (1 exemplár). Aj táto skutočnosť môže byť vysvetlená tým, že na daných lokalitách, vystavených nepriaznivému pôsobeniu klimatických faktorov sa vyskytovali len také druhy, ktoré majú vysokú ekologickú valenciu. Druhy so špecifickejšími nárokmi sa mi v tomto roku na sledovaných lokalitách nepodarilo odchytiť.

Dalo by sa teda azda uvažovať o vplyve klimatických faktorov na výskyt druhov a teda aj spoločenstiev Thysanoptera len v rámci klasického vegetačného obdobia, ktoré primárne ovplyvňuje ontogenézu strapiek. Ordinačné diagramy v rámci týchto analýz kvôli svojej nízkej hladine vypovedateľnosti nie sú zostrojené.

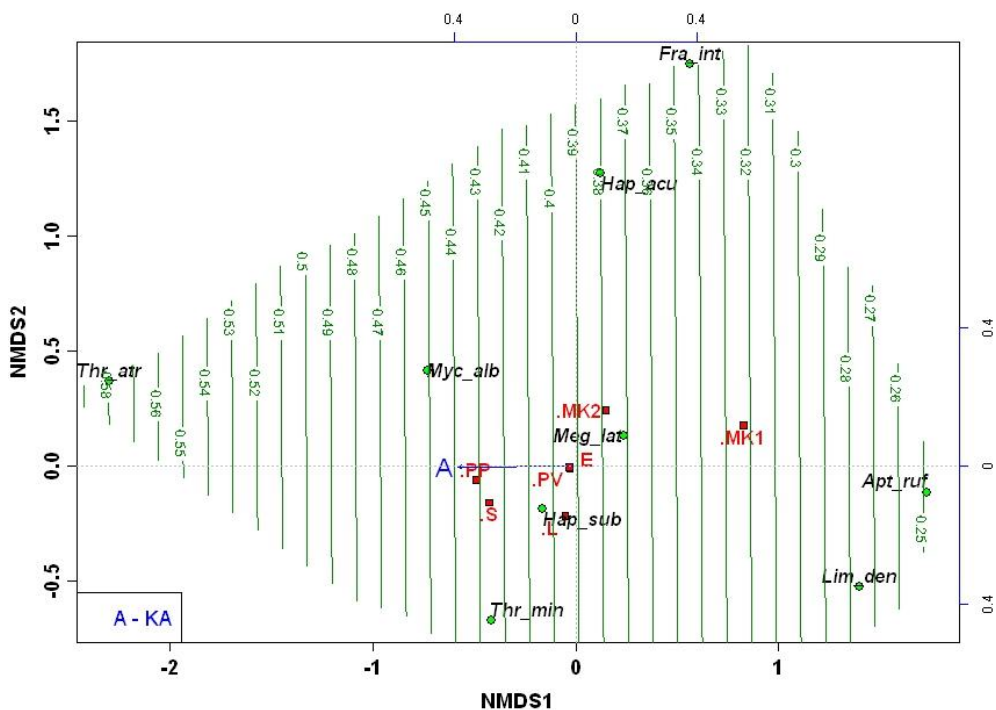
## **Model biocenotického kónexu**

Ako už bolo v úvode tejto časti predstreté, vyskytujú sa na istom biotope v rámci taxocenózy živočíchov s odlišnými ekologickými nárokmi. Sú príslušníkmi rôznych gíld, zastávajúc svoju funkčnú ekologickú niku. Ak je však nejaká skupina tak tesne spätá s rastlinami ako napokon rad Thysanoptera nesporne je, dajú sa medzi nimi nájsť zástupcovia rozličných ekologických skupín, pravdaže vzhľadom na rozčlenenie rastlín. Všetky zozbierané strapky boli podľa príslušnej literatúry zaradené do jednej zo štyroch ekologických skupín. Biocenotický kónex tak tvorili jednak arborikoly, ktoré boli rozdelené na korticikolné arborikoly a arborikoly foliikolné, zároveň to boli florikoly a v nemalej miere boli zastúpené aj graminikoly, resp. pratikoly. Do analýz vstupovali pomerné zastúpenia jednotlivých skupín v závislosti od počtu exemplárov na jednotlivých plochách ako faktory. Ako bolo predstreté v predchádzajúcej kapitole, práve zastúpenie foliikolných arborikolov, graminikolov a korticikolných arborikolov sa prejavilo ako štatisticky významné.

Hneď v úvode treba poznamenať, že tieto analýzy aj napriek azda svojej nezvyčajnosti majú svoj význam. Označiť premennú, ktorá nemá primárny vplyv na zloženie taxocenóz v prírode, ale je už výsledkom zozbieraných taxonomických dát ako faktor, nebolo náhodné. Predovšetkým boli druhy do diagramu začlenené na základe pomerného zastúpenia jednotlivých skupín, pričom programu statusy daných druhov neboli známe. Výsledky sa však veľmi neodkláňali od reálu. Dôležitým však ešte zostáva fakt, že do týchto analýz vstupovali všetky druhy, ktoré boli na sledovanom území odchytené. Nakoľko však ich početnosti boli pomerne malé, opäť do výsledného diagramu neboli vykreslené. Väčší záujem bol totiž obrátený na druhy s vyššou početnosťou a ich preferencie tej-ktorej ekologickej skupiny.

Z ordinačného diagramu (Obrázok č. 25) je jasne viditeľné smerovanie gradientu. Nakoľko je táto závislosť opäť lineárneho charakteru, možnosť interpretácie zostáva nemenná. Znova sa v rámci grafického vykreslenia vyčlenili 3 spoločenstvá a rovnako tak tri solitérne druhy. Spoločenstvo diferencované druhmi *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus* vykazuje známky preferencie druhov, resp. skupín druhov, ktoré nie sú nejakým spôsobom viazané na stromy, v tomto prípade konkrétne na ich kôru. Zdržujú sa teda prevažne v spoločenstvách tvorených ostatnými ekologickými skupinami. Podobnú tendenciu si je možné všimnúť aj pri cenóze charakterizovanej druhmi *Haplothrips aculeatus* a *Frankliniella intonsa*, avšak u druhu *Haplothrips aculeatus* s trocha stúpajúcou preferenciou korticikolných arborikolov.

**Obrázok č. 25:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov a zastúpením korticikolných arborikolov (KA) Thysanoptera



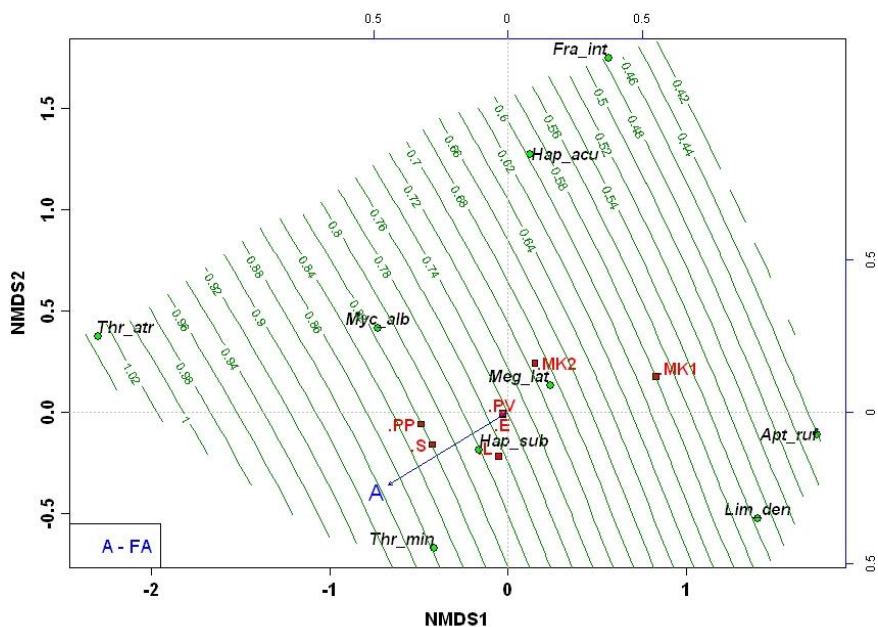
Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Naopak, druh *Thrips atratus* aj napriek tomu, že patrí do skupiny florikolov, vykazuje známky preferencie druhov označovaných za korticikolné arborikoly, čiže podľa takéhoto predpokladu výskytu možno daný druh posunúť smerom k silvikolným druhom. Opäť však musím podotknúť, že tento príklad je skôr modelový, pretože druh *Thrips atratus* vykazoval značne malé početnosti a znova na grafe vytvára akýsi extrém. Náznak stúpajúcej preferencie korticikolných arborikolov je možné si všimnúť smerom od spoločenstva prezentovaného druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus* smerom k druhom

*Mycterothrips albidicornis* a *Thrips minutissimus*. Dalo by sa v tomto smere hovoriť teda aj o náraste silvikolnosti druhu.

Označenie druhu za silvikola, naznačené v minulom diagrame, iste doplní diagram posudzujúci zastúpenie foliikolných arborikolov (Obrázok č. 26). Jednoznačne totiž v tandeme s predchádzajúcou analýzou naznačí istotne arborikolnosť druhu, resp. jeho tendenciu existovať v prítomnosti arborikolov, čo ho zaradí do pozície silvikola. Pravdaže bez analýz ekologických premenných, diskutovaných v predchádzajúcej kapitole, sa ešte nedá hovoriť o klasickom „druhu starých lesov“ alebo o druhu obývajúceho mladé porasty stromov ako sú v tomto prípade monokultúry.

**Obrázok č. 26:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov Thysanoptera a zastúpením foliikolných arborikolov (FA)

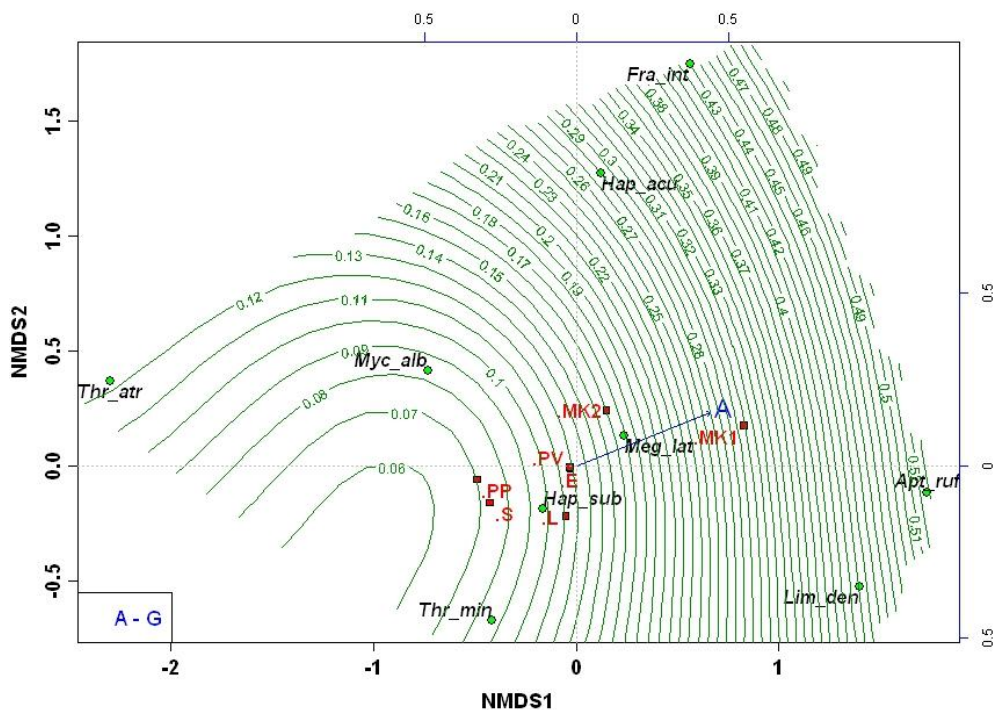


Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albidicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; *PP*, *MK1*, *MK2*, *PV*, *E*, *S*, *L* - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Z hľadiska predchádzajúcich úvah je tento diagram skutočne zaujímavý. Tiež sa jedná o lineárny povrch ordinačného grafu. V skutočnosti by sa dalo povedať, že všetky tézy, ktoré boli predstreté v predchádzajúcom prípade, sa zhodujú s prípadom súčasným. Teda stúpanie preferencie foliikolných arborikolov v spoločenstve má smer od cenóz charakterizovaných druhmi *Aptinothrips rufus*, *Limothrips denticornis* a *Frankliniella intonsa*, *Haplothrips aculeatus* smerom ku extrémne postavenému *Thrips atratus*. Aj v tomto prípade je spoločenstvo diferencované druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus* vzhľadom na preferenciu foliikolných arborikolov nejednoznačné. Náznak silvikolnosti istých druhov je takto teda potvrdený.

Ak berieme do úvahy zastúpenie graminikolov v istom zmysle ako opozitum pre doterajšie analýzy ekologických skupín, ordinačný diagram tohto vyhodnotenia (Obrázok č. 27) sa s predchádzajúcimi zhoduje.

**Obrázok č. 27:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov Thysanoptera a zastúpením graminikolov (G)



Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Typické graminikoly stoja v popredí smeru gradientu. Teda spoločenstvo diferencované druhmi *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus* vykazuje značnú preferenciu graminikolných druhov. Cenóza prezentovaná druhmi *Haplothrips aculeatus* a *Frankliniella intonsa* vykazuje podobnú koreláciu avšak s menšou preferenciou pri samotnom druhu *Haplothrips aculeatus*. Druhy, ktoré preferujú vo svojom spoločenstve taxóny iných ekologických skupín stoja v pozadí smerovania gradientu tohto faktora. Dalo by sa povedať, že ordinačný povrch týchto troch diagramov jasne naznačuje ich ekologickú preferenciu. Spomínané tézy sú

pozitívne podporené aj rozmiestnením plôch, kde monokultúra s bohato zastúpenou etážou E1 stojí v popredí gradientu zastúpenia graminikolov, zatiaľ čo typické lesné plochy stoja bližšie k druhom silvikolným. Dá sa teda uvažovať, že analýza preferencie ekologických skupín jasne rozčlenila druhy a spoločenstvá strapiek na silvikolné a v istom zmysle pratikolné.

Poslednou z ekologických skupín, do ktorých boli jednotlivé Thysanoptera rozdelené, sú florikoly. V rámci štatistického zhodnotenia významnosti vynesných faktorov sa tento nepreukázal štatisticky významným. V pozadí tohto výsledku iste stoja už na prvý pohľad nízke početnosti druhov označených za florikoly. Po tomto zistení sa teda dá jednoznačnejšie presadiť predpoklad o opozite výskytu graminikolov a arborikolov, nakoľko florikoly v rámci týchto analýz nemajú vysokú váhu.

## **Koncepcia diverzity**

Každé spoločenstvo živočíchov vykazuje isté vlastnosti, ktoré ho robia jedinečným. Predovšetkým sú to charakteristiky diverzity poukazujúce na stálosť danej cenózy. V rámci tejto kapitoly sme jednotlivé druhy zozbierané na všetkých lokalitách z rokov 2008 a 2009 hodnotili Shannon - Wienerovým indexom diverzity, ktorý sa nesporne odráža aj v ekvitalite. Aj napriek určeniu všetkých týchto charakteristík sa faktory ako Shannon - Wienerov index diverzity ani následná ekvitalita neprejavili ako štatisticky významné faktory.

Nakoľko už bola dominancia spomenutá vo všeobecnom kvantitatívno - kvalitatívnom prehľade, podávame stručné zhodnotenie najmarkantnejších pozorovaní. Istotne k nim patrí predovšetkým pozorovanie druhu *Thrips minutissimus*, ktorý patril k dominantným na každej zo sledovaných plôch. Aj napriek jeho najväčšiemu pomernému zastúpeniu na ploche ŠHH, ktorá napokon v týchto analýzach ani nefiguruje, nedá mi nespomenúť jeden zber v roku 2008. Začiatkom apríla, konkrétne 5.4.2008 bolo totiž na danej ploche nájdených 91

dospelých jedincov tohto druhu. Jednou z domnienok, pravdaže ešte nepotvrdenou, je možnosť hromadnej „emergencie“ imág zo substrátu, keďže sa jedná o pomerne skorú jar. Zaujímavou sa javí byť aj početnosť druhu *Aptinothrips rufus*, ktorého hodnoty dominancie na lokalite MK1, na ktorú bol v istom zmysle viazaný, predstavovali približne 62%. Aj keď patrí nesporne dominancia k dôležitým ukazovateľom zloženia spoločenstiev, jej hodnoty však často môžu zvádzať k unáhleným záverom. Práve preto je dôležité poznať pozadie ozajstných početností jednotlivých druhov na všetkých lokalitách výskumu.

Spolu s ekvitabilitou spoločenstiev predstavuje Shannon - Wienerov index diverzity odraz rozmanitosti istej cenózy. Nakoľko predstavuje ekvitabilita vyrovnanosť spoločenstiev, dá sa o nej uvažovať ako o istom priemete stability cenóz. Je pravdou, že Shannon - Wienerov index diverzity bol spolu s ekvitabilitou počítaný pre všetky lokality vstupujúce do analýz (roky 2008 a 2009), avšak pri konkrétnom teste významnosti jednotlivých faktorov ani jeden z nich neuspel (Tabuľka č. 8). Na tomto mieste je však nutné cteneho čitateľa upozorniť na fakt, že aj pri výpočte indexov boli do analýz zahrnuté len tie druhy, ktoré vykazovali početnosti väčšie ako 1 jedinec (Tabuľka č. 10). Pre porovnanie však uvádzam vypočítané hodnoty aj pre všetky druhy spoločenstiev (Tabuľka č. 11). Ako je napokon aj z diagramu viditeľné, veľké posuny v hodnotách nenastali.

**Tabuľka č. 10:** Shannon – Wienerov index diverzity (DSW) a ekvitabilita (ESW) v rámci jednotlivých plôch v rokoch 2008 a 2009 vyjadrené pre druhy s početnosťou vyššou ako 1 jedinec

	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L
<b>DSW</b>	0,90	1,04	1,78	1,04	1,28	1,16	0,97
<b>ESW</b>	0,65	0,75	0,86	0,54	0,61	0,65	0,70

Legenda: PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39

**Tabuľka č. 11:** Shannon – Wienerov index diverzity (DSW) a ekvitabilita (ESW) v rámci jednotlivých plôch v rokoch 2008 a 2009 vyjadrené pre všetky druhy thysanopterocenóz

	PP	MK1	MK2	PV	E	S	L
<b>DSW</b>	1,00	1,04	1,91	1,10	1,38	1,33	0,97
<b>ESW</b>	0,62	0,75	0,83	0,50	0,60	0,61	0,70

Legenda: PP, MK1, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39

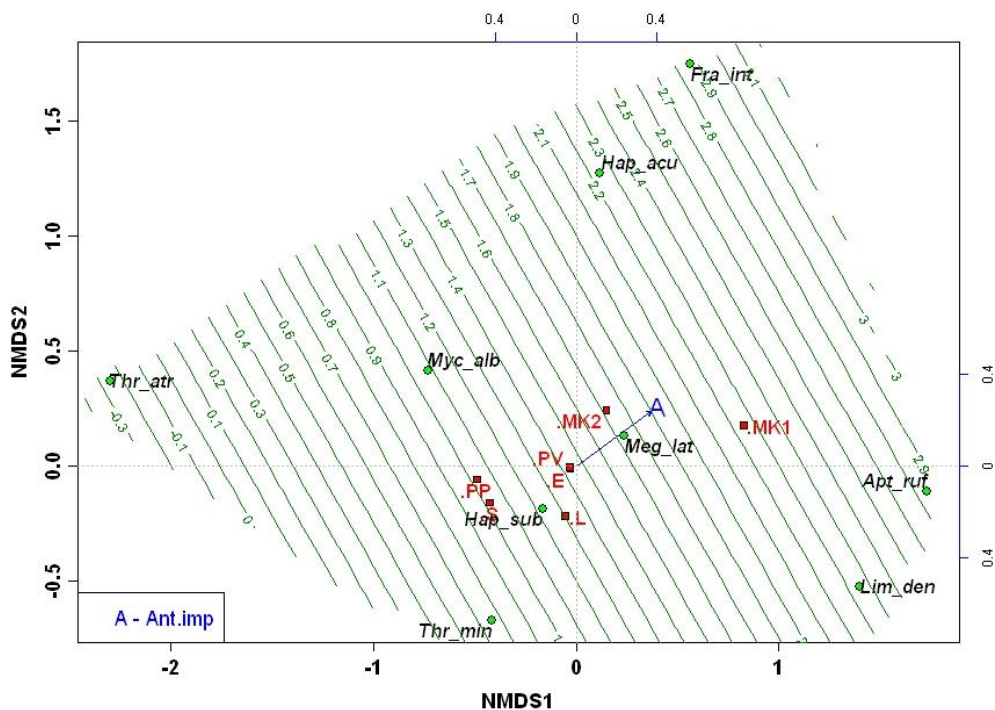
Predovšetkým je však nutné poukázať na lokality v roku 2009 (E, S, L), ktoré boli súčasťou transektu. Je totiž jasne badateľné, že vyrovnanosť spoločenstiev Thysanoptera smerom do stredu lesa stúpa, čo naznačuje stabilizáciu cenózy od ekotonálneho spoločenstva po takmer typicky stabilné, lesné cenózy. Najväčšiu vyrovnanosť paradoxne vykazujú spoločenstvá nájdené v monokultúrach. Tam sa totiž nachádzali cenózy, ktoré sú pre takéto biotopy typické. Dalo by sa snáď uvažovať o stabilizácii spoločenstiev pozdĺž vývoja daného biotopu. Možno je ustálené spoločenstvo skutočne závislé na podmienkach, ktoré sa na týchto lokalitách etablovali. Pravdepodobne tu nastal akýsi rovnovážny stav (antropický klimax). Najnižšie hodnoty ekvitability predstavuje plocha najstaršieho lesa (PV). Takýto odklon od predpokladanej vysokej hodnoty vyrovnanosti spoločenstva má v pozadí masový výskyt druhu *Thrips minutissimus* v jednom zbere (91 jedincov). No a napokon je to starší lesný porast PP kde hodnoty ekvitability pravdepodobne naznačujú prebiehajúci proces stabilizácie spoločenstva. Hodnotiť však vzťah jednotlivých thysanopterocenóz k týmto indexom však v rámci štatistického vyhodnotenia nemá interpretačnú váhu.

## Homeostáza, homeorhéza a antropický impakt

Každý ekosystém prejavuje snahu ustáliť si vlastnú dynamickú rovnováhu. Ustálenie dlhodobého trvajúceho rovnovážneho stavu však prechádza cez akési medzistavy rovnováhy v procese sukcesného vývoja ekosystému. Existenciu týchto čiastkových rovnovážnych stavov majú za následok dva fenomény, a teda homeostáza a homeorhéza. Homeostáza ako udržiavateľ čiastkovej rovnováhy a homeorhéza ako „transportér“ medzi takýmito dvoma stavmi. Konečným ustáleným štádiom je v našich podmienkach klimax. V rámci jednotlivých odberových plôch by sa dali tieto rozdeliť na lokality klimaxových starých lesov (plochy PP, PV, S, L, ŠHH), plochy, ktoré sa vyvíjajú, teda sú práve v procese sukcesie (plochy ŠHPK1, ŠHPK2) a na monokultúry, ktoré podliehajú azda najvýraznejšiemu antropickému impaktu (plochy MK1 a MK2).

Pri posudzovaní jednotlivých plôch a samozrejme aj druhov Thysanoptera v závislosti od stupňa manažmentu, resp. antropického impaktu bolo pozorovaných niekoľko premenných, ktoré predstavujú vstup ľudskej činnosti do prirodzeného prostredia. Ako bolo už v predchádzajúcej kapitole predostreté, tento „ľudský prínos“ bol hodnotený jednak prítomnosťou nepôvodných druhov drevín, monokultúrnym rázom prostredia, rovnakovekosťou drevín na stanovišti a rovnako aj neprítomnosťou práchna v danom biotope. Podľa týchto kritérií boli teda posúdené všetky plochy okrem plôch v roku 2010, ktoré sme v úvode tejto state spomínali kvôli tomu, aby si čitateľ mohol komplexnejšie predstaviť jednotlivé lokality vzhľadom na procesy stabilizácie ekosystému. Vzťah medzi výskytom jednotlivých druhov Thysanoptera a mierou antropického impaktu, ktorému podliehali sledované plochy, je vyneseny na nasledovnom ordinačnom diagrame (Obrázok č. 28).

**Obrázok č. 28:** Ordinačný diagram vzťahu medzi výskytom druhov Thysanoptera a miery antropického impaktu (Ant.imp) na biotop



Legenda: *Fra\_int* - *Frankliniella intonsa*, *Hap\_acu* - *Haplothrips aculeatus*, *Thr\_atr* - *Thrips atratus*, *Myc\_alb* - *Mycterothrips albicornis*, *Meg\_lat* - *Megathrips lativentris*, *Hap\_sub* - *Haplothrips subtilissimus*, *Apt\_ruf* - *Aptinothrips rufus*, *Thr\_min* - *Thrips minutissimus*, *Lim\_den* - *Limothrips denticornis*; *PP*, *MK1*, *MK2*, *PV*, *E*, *S*, *L* - vid' str. 32-39; NMDS1, NMDS2 - ordinačné osi

Stupeň interpretácie tohto ordinačného diagramu je opäť kvôli lineárnej závislosti jednoznačný. Vektor gradientu udáva smer vzrastania závislosti výskytu druhov od ľudského vplyvu na biotop, v ktorom sa dané spoločenstvo vyskytuje. Už známe vydifferentované spoločenstvo charakteristické druhmi *Limothrips denticornis*, *Aptinothrips rufus* a spoločenstvo reprezentované druhmi *Haplothrips aculeatus* a *Frankliniella intonsa* vykazujú pozitívnu koreláciu k faktoru ovplyvňovania biotopu človekom. V prípade prvého spoločenstva (*Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus*) je táto preferencia vyššia práve kvôli ich

vysokému výskytu najmä na plochách s najvyšším antropickým impaktom. U druhého spoločenstva je pri druhu *Haplothrips aculeatus* pri zhodnotení reálnej situácie badateľný pokles preferencie vplyvu človeka, avšak v náznaku zostáva. No a napokon sú to druhy ako *Thrips minutissimus* a *Thrips atratus*, ktoré sa javia byť zástupcami taxocenóz nenarušených, teda človekom neovplyvnených, prirodzených. Pri spoločenstve diferencovanom druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus* preferencia človekom narušených biotopov nie je celkom jednoznačne vykreslená. To isté platí aj pre druh *Mycterothrips albidicornis*. Skôr je však možné prikloniť sa ku korelácii k pôvodnejším stanovištiam. Vzhľadom na rozmiestnenie plôch v rámci tohto diagramu tiež badať smerovanie gradientu (vplyv človeka na biotop) od starých lesných porastov, takmer bez zásahu človeka k monokultúram. Znova je si možné všimnúť usporiadanie plôch MK1 a MK2, ktoré vstupovali do analýz s rovnakým počtom bodov. Ich umiestnenie teda jednoznačne musí byť ovplyvnené inými faktormi, ktoré sa javia byť o niečo silnejšie ako je samotný antropický impakt.

Snaha predvídať správanie sa spoločenstiev v závislosti od rozličných prírodných alebo antropických faktorov, zapája do tohto procesu aj matematiku. Prostredníctvom matematického modelovania je možné hodnotiť a predikovať synekologické zmeny. V posledných rokoch je pozornosť upriamená najmä na umelé neurónové siete, nakoľko boli predovšetkým navrhnuté pre modelovanie biologických funkcií. Bežne sa pri umelých neurónových sieťach odporúča ich využívanie v rôznych intenciách predikcie a ekologického modelovania, ako napr. simulácia druhového bohatstva či diverzity. Jednoduchá myšlienka o zistení vzťahu medzi ekologickými a environmentálnymi ukazovateľmi prostredia a vnútornými charakteristikami spoločenstiev Thysanoptera sa premietla aj v rámci predkladanej práce.

Dalo by sa povedať, že sme sa prostredníctvom využitia umelých neurónových sietí snažili potvrdiť vzťah medzi charakteristikami spoločenstiev

Thysanoptera a ekologickými a environmentálnymi faktormi biotopu, z ktorého boli jednotlivé spoločenstvá extrahované. Na základe matice vstupných dát bola utvorená optimálna architektúra siete, ktorá zodpovedala poradiu uzlov 8-5-1 (8 kategórií vstupných dát, 5 uzlov v skrytej vrstve a 1 výstup). Počet opakovaní pri stanovovaní váh pretekajúcim signálom v rámci procesu učenia sa predstavoval 999 iterácií. Pri aplikácii celej matice do tréningového procesu sa podarilo zaznamenať skutočne vysokú koreláciu, resp. vysoký predpoklad o predikcii správnej odpovede takýmto typom siete ( $p = 0,01$ ). Pri následnom testovaní pomocou dát, ktoré do učiaceho procesu nevstupovali, bola dosiahnutá  $p$  hodnota v rozmedzí 0,059 – 0,21 s celkovou chybou 10%, čo predstavuje takmer 90% úspešnosť sietí pri určovaní vzťahu ekvitability spoločenstiev Thysanoptera. Pri stanovovaní Shannon – Wienerovho indexu diverzity bola dosiahnutá  $p$  hodnota v intervale 0,01 – 0,88 s celkovou chybou 40%. Aj napriek tomu, že sa v rámci analýzy NMDS nejavili byť niektoré premenné významné ako solitéry, je pravdepodobné, že v tandeme s inými premennými prostredia môžu vykazovať významnosť.

Hodnotenie rozličných faktorov, ktoré by mohli ovplyvniť zloženie jednotlivých thysanopterocenóz nachádzajúcich sa na kvalitatívne odlišných biotopoch prebiehalo postupne v predchádzajúcich statiach. Tie boli koncipované do niekoľkých významných environmentálnych či ekologických premenných, ktoré je však možné istým spôsobom prepojiť. Pomocou multidimenzionálneho škálovania bolo možné nazrieť na rozličné stupne afinity v rámci zozbieraných druhov Thysanoptera. Jednoznačne sa analýzy založené na početnosti druhov strapiek ukázali byť výpovednejšími, čo napokon odráža množstvo ordinačných diagramov a ich spojitosť s reálnymi podmienkami. Metóda NMDS teda načrtla rozmiestnenie druhov vzhľadom na osi NMDS1 a NMDS2. Takýmto spôsobom boli vytvorené 3 thysanopterocenózy. 3 druhy zostali na druhej strane solitérmi, nestali sa členom žiadneho hypotetického spoločenstva. Pováčšine vykazovali

rovnakú koreláciu k premennej, na ktorú sa ordinačný diagram vzťahoval, ale z hľadiska umiestnenia je možné predpokladať, že sa spolu v cenózach nevyskytujú. Jednoznačne si je však potrebné uvedomiť, že aj napriek malému počtu druhov, ktorými je spoločenstvo diferencované, teda tie, ktoré sú na grafe vykreslené, nie sú jediné, ktoré dané spoločenstvo formujú. Sú však jeho najsilnejším článkom. Reprezentujú požiadavky spoločenstva, ktoré však v reálnych podmienkach budú v sebe istotne ponímať aj zástupcov iných druhov. Najmä ak pôjde o podobnú lokalitu, kde môžu byť členmi takejto cenózy aj druhy príznačné práve pre danú oblasť.

Druhy *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis* predstavujú jedno zo spoločenstiev, ktoré sa tu etablovali. Umiestnenie tejto cenózy v rámci ordinačného diagramu je stále lokalizované do blízkosti plochy MK1. Staršie porasty ako aj lokalita MK2 stoja poväčšine vzhľadom na túto plochu v úzadí. Podmienky plochy MK1 pravdepodobne reflektujú potreby tejto thysanopterocenózy. Zo syntetického hľadiska totiž spoločenstvo s charakteristickými druhmi *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus* preferuje prevažne mladšie porasty, ktoré sú človekom ovplyvnené, avšak so silnou podmienkou vysokej pokryvnosti etáže E1. Lesné, zatienené stanovišťa danej cenóze veľmi nevyhovujú. Príčina prítomnosti takejto cenózy a blízkosti otvoreného stanovišťa nebola tiež významne preukázaná. Zdá sa totiž, že ak má biotop aj lúčne prvky, tejto thysanopterocenóze by sa v ňom mohlo dariť. V spoločenstve strapiiek týmito druhmi reprezentovanom pravdepodobne budú prevládať graminikolné/pratikolné druhy, pričom sa v ňom môžu objaviť aj florikoly. Klasické lesné druhy typu rozličných arborikolov sa v tomto spoločenstve s najväčšou pravdepodobnosťou nebudú nachádzať. Presvetlené monokultúry s bohatým podrastom tráv sa teda javia byť ako vhodné pre výskyt takýchto synúzií.

V prípade druhov *Frankliniella intonsa* a *Haplothrips aculeatus* je otázka komplexného pomenovania spoločného výskytu týchto dvoch druhov trocha

komplikovanejšia. V jej pozadí totiž stojí pomerne malý počet jedincov druhu *Frankliniella intonsa*. Nakoľko sú však tieto dva druhy v ordinačných diagramoch vykreslené v približne malej vzdialenosti, zostanem pri charakteristike cenózy, ktorá je týmito druhmi charakteristická. Väčšiu váhu je však potrebné pripisovať druhu *Haplothrips aculeatus*. V globále sú podmienky, ktoré vyhovujú predmetnému spoločenstvu druhov strapiek veľmi podobné podmienkam preferovaným predchádzajúcim spoločenstvom, avšak nie až natoľko striktne. Cenóza tvorená týmito druhmi znáša aj mladšie porasty ovplyvnené ľudskou činnosťou. Jej druhy nie sú závislé od blízkosti nejakej otvorenej plochy. Pokryvnosť etáže E1 na rozdiel od predchádzajúcej cenózy sa nejaví byť tak „nevyhnutnou“, avšak trávy v podraсте sa zdajú byť faktorom ovplyvňujúcim výskyt takéhoto spoločenstva. Z vyneseneho predpokladu o podraсте ako ovplyvňujúcom faktore je teda pravdepodobné, že takéto spoločenstvo bude tvorené prevažne druhmi s ekologickým statusom graminikolov/pratikolov, s výskytom florikolov. Je však nutné poznamenať, že vzhľadom na grafické znázornenia preferencií istých ekologických skupín sa dá predpokladať aj výskyt niektorých arborikolov, pravdepodobne so širokou valenciou. V komplexnom pohľade by takéto spoločenstvo mohlo preferovať okrajové avšak zatienené plochy, teda ekotónové spoločenstvá s pomerne hustou vegetáciou.

Spoločné nároky druhov *Haplothrips subtilissimus* a *Megathrips lativentris* sa premietajú do nárokov celej cenózy. Zaujímavým sa však javí byť samotné postavenie týchto druhov vzhľadom na analyzované faktory. Takéto spoločenstvo totiž celkom jasne nepreukázalo preferenciu mladých, či starých porastov, dokonca ani vplyv antropickej činnosti sa nedá celkom presne interpretovať. V podstate sa dá s istotou povedať, že tolerancia voči antropickému impaktu pri tomto spoločenstve oproti predchádzajúcim dvom mierne klesá. Diverzifikovanosť spoločenstva s ohľadom na ekologický status druhov v ňom tiež nezohráva limitujúcu úlohu. Výskyt týchto dvoch druhov bol totiž viazaný ako na mladé

porasty tak na starý les. Čo však robí celú interpretáciu zaujímavou je fakt, že spoločenstvo tvorené druhmi *Haplothrips subtilissimus* a *Megathrips lativentris* sa vyskytovalo na najzatienenejších lokalitách v rámci sledovaného územia. Dalo by sa teda o takejto cenóze uvažovať ako o typicky lesnej sciofilnej skupine druhov, ktorá znáša aj antropický vplyv. Keďže sa tu však vyskytuje druh *Megathrips lativentris*, treba brať iste do úvahy aj jeho možnú viazanosť na opadanku tvorenú prevažne dubovými listami. Druh *Haplothrips subtilissimus* je totiž značne eurytopnejší. Snáď by mohli byť vhodnými útočiskami takejto cenózy zatienené miesta v dubových hospodárskych lesoch. Samozrejme staré, tmavé dubové lesy bez zásahu ľudskej činnosti sa tiež ako biotop tejto thysanopteroecenózy vylúčiť nedajú.

Už z počiatočného rozmiestnenia druhov *Thrips minutissimus* a *Mycterothrips albidicornis* bolo očividné, že tieto dva druhy, hoci nevytvárajú spoločenstvo, budú stáť v akejsi opozícii cenóz predošlých. Je tomu skutočne tak. Aj napriek nepotvrdenému spoločnému výskytu, majú tieto druhy veľmi podobné nároky na prostredie, v ktorom žijú. Práve z tohto hľadiska ich môžeme považovať za indikátory takýchto podmienok. Obývajú totiž staršie biotopy, ktoré sú len málo alebo vôbec narušené človekom. Na vysokej pokryvnosti etáže E1 nie sú závislé, avšak preferujú spoločenstvá, ktoré budú vzhľadom na počet druhov a ekologických skupín diverzifikovanejšie. Práve na tomto mieste je istotne vhodné poznamenať, že sa vyskytujú najmä s druhmi korticikolnými a foliikolnými, samozrejme arborikolnými. Neprekáža im ani blízkosť otvorenej plochy. Jednoznačne sa tieto druhy blížia k definícii silvikolných druhov, indikátorov starých lesných systémov, avšak vyskytujúcich sa na celej ploche lesa, od jeho okraja až do centra.

Úplne opačnú preferenciu na faktory prostredia ako graminikolné spoločenstvá v úvode tejto kapitoly vykazoval po celý čas druh *Thrips atratus*. Jeho postavenie v rámci ordinačných diagramov bolo vo všetkých analýzach viac -

menej extrémne. Pravdou však zostáva, že nepoznajúc reálny stav by ho bolo možné charakterizovať ako druh silne závislý na starých porastoch s podrastom tráv, avšak bez antropického zásahu. Spoločenstvá, v ktorých by sa vyskytoval, by nutne museli vykazovať vysokú diverzitu, či už do počtu druhov alebo do počtu ekologických skupín. Preferencia sa však pri tomto druhu prikláňa ku arborikolným spoločenstvám. Bolo by teda možné označiť tento druh za indikátor starých presvetlenejších lesov bez antropického impaktu. Takéto závery sú však smelé, ak je známa reálna stránka veci. Početnosti tohto druhu vykazujú totiž skutočne nízke hodnoty a teda neumožňujú podporiť vyneseny záver. Je potrebné preto k nemu pristupovať naozaj opatrne.

### **Potenciál intrašpecifickej variability**

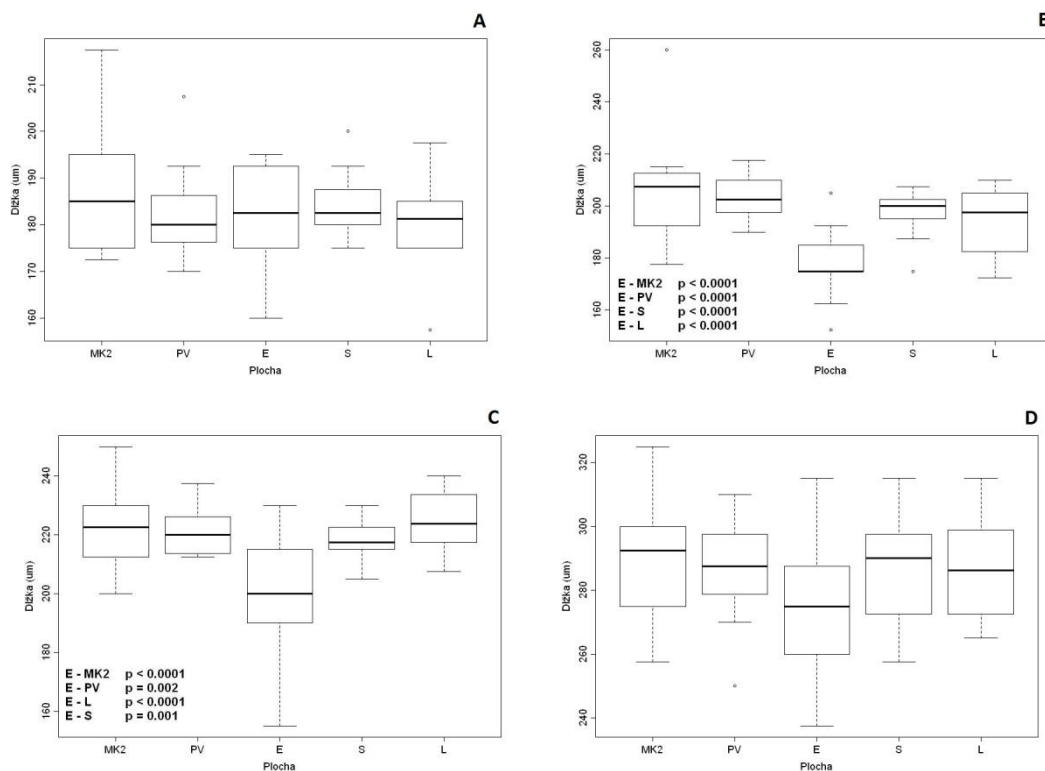
Intrašpecifická variabilita je výsledkom viacerých faktorov a okrem genetických predispozícií zohrávajú nemalú úlohu aj ekologické podmienky prostredia. U Thysanoptera je fenotypová plasticita javom veľmi známym a v mnohých prípadoch vyvoláva otázky pri determinácii, obzvlášť u podradu Tubulifera. V procese bioindikácie však jej poznanie môže slúžiť ako základ detekcie rozmanitých ekologických a environmentálnych ukazovateľov. Plasticitu ako takú pritom možno hodnotiť vo viacerých dimenziách, najčastejšie však na úrovni morfometrickej, ktorá je metodicky ľahšie zvládnuteľná ako pomerne problematické hodnotenie sfarbenia tela. V procese morfometrickej analýzy sme zistili, že medzi vnútrodruhovou variabilitou a topickou špecificitou sú viditeľné vzťahy.

V študijnom materiáli bolo možné reálne a objektívne zhodnotiť výlučne tie druhy, ktoré z hľadiska kvantitatívneho tvorili databázu s dostatočnou štatistickou významnosťou. Najtransparentnejším modelovým druhom ostáva nesporne *Haplothrips subtilissimus* s relatívne vysokou kvantitou a zároveň širokým intervalom hodnôt meraných morfometrických premenných (dĺžka hlavy, šírka

hlavy, anteriórna šírka pronóta, posteriórna šírka pronóta). Pomerne výrazný sexuálny dimorfizmus pritom dovoľoval hodnotiť druh iba v rámci oboch pohlaví osobitne. Aj v takom prípade však bol už na prvý pohľad zjavný nerovnomerný výskyt jednotlivých morfotypov na sledovanom území. Populačná variabilita vzhľadom na jednotlivé plochy sa premietla do prostredia škatuľového grafu (box and whiskers plot) (Obrázok č. 29 a 30), následne podporeného Kruskal – Wallisovým testom. Za dôležité považujem podotknúť, že p hodnoty získané mnohonásobným porovnávaním v procese Kruskal – Wallisovho testu sú v grafe uvedené len v prípade, ak je znak štatisticky významný, pričom každá dvojica plôch predstavuje významne odlišné biotopy. Pri veľmi nízkych početnostiach jedincov na ploche sme k analýze tejto plochy voči ostatným vôbec nepristúpili.

Zo série 4 morfometrických znakov naznačuje analýza signifikantnosť predovšetkým v šírke hlavy. Viacnásobné porovnávanie Kruskal – Wallisovho testu vykazovalo u oboch pohlaví štatistickú významnosť (Obrázok č. 29 b a 30 b), čo následne umožňuje samotnú premennú využiť v interpretácii vzájomného vzťahu medzi fenotypovou plasticitou a ekologickými podmienkami prostredia. Menšie jedince dominujú v zóne ekotónu, pričom ich početnosť klesá smerom do vnútra lesa. Rovnakým smerom narastá zastúpenie väčších morfotypov. V populácii samíc však aj anteriórna šírka pronóta predstavuje znak s vysokým potenciálom preukázateľnosti vzťahu morfometrie e ekológie (Obrázok č. 29 c).

**Obrázok č. 29:** Škatuľový graf rozdelenia hodnôt meraných charakteristík samíc druhu *Haplothrips subtilissimus* (A – dĺžka hlavy, B – šírka hlavy, C – anteriórna šírka pronóta, D – posteriórna šírka pronóta) s významnými p hodnotami Kruskal – Wallisovho testu



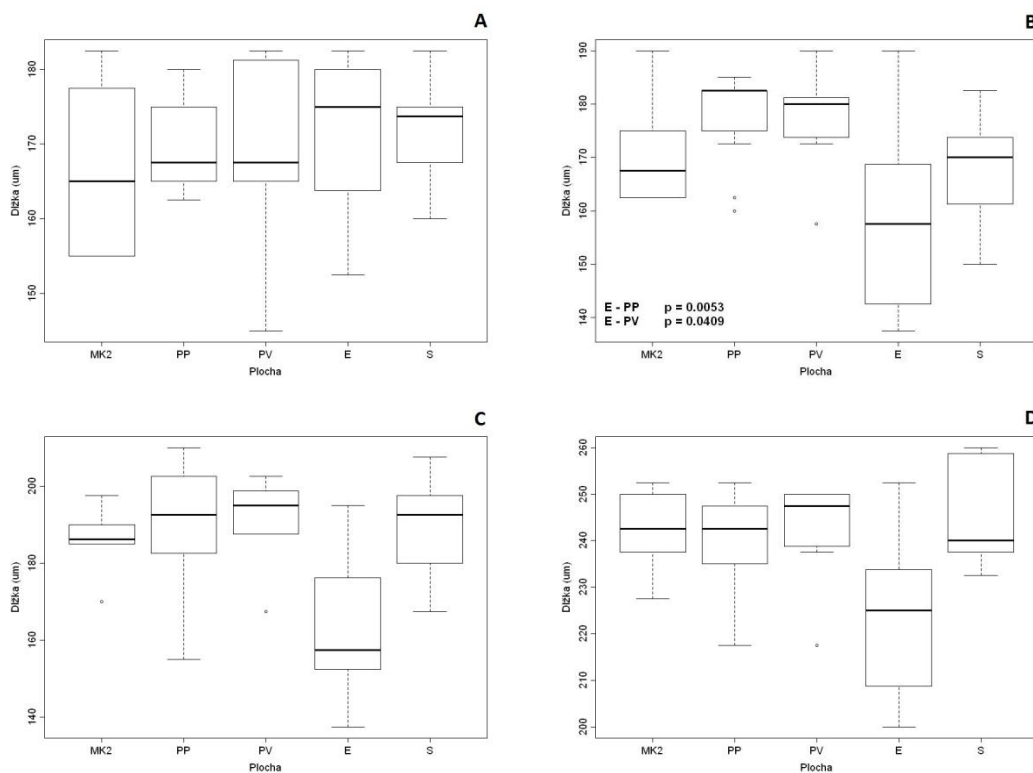
Legenda: p - p hodnota, MK2, PV, E, S, L - vid' str. 32-39

Grafické vykreslenie populácií oboch pohlaví však vykazuje zaujímavý fenomén. Podobná tendencia zmien mediánov oboch pohlaví, najmä šírky hlavy a anteriórnej šírky pronóta, v rámci jednotlivých plôch môže predstavovať aj silnú koreláciu medzi týmito znakmi a teda rovnakú mieru plasticity.

Aj napriek tomu, že sú jedince *Haplothrips subtilissimus* rozdelené v rámci pohlaví, trend smerovania morfortypov zostáva zachovaný. Ako u samíc tak aj u samcov sa najmenšie jedince vyskytovali v zóne ekotónu, pričom smerom do

interiérov lesa sa ich dominancia znižovala v prospech väčších morfortypov. Vhodným príkladom je vykreslenie šírky hlavy samcov (Obrázok č. 30 b), kde najmarkantnejší rozdiel medzi stanovišťami predstavoval ekotón a les (plochy PV, PP). Badateľný aj nárast hodnôt tejto premennej smerom do lesa v rámci transektu (plocha S). Z hľadiska štatistickej významnosti sú však samice výraznejšími ukazovateľmi ekotonálneho spoločenstva, nakoľko sa morfometrické charakteristiky populácie samíc ekotónu výrazne odlišujú od všetkých sledovaných plôch.

**Obrázok č. 30:** Škatuľový graf rozdelenia hodnôt meraných charakteristík samcov druhu *Haplothrips subtilissimus* (A – dĺžka hlavy, B – šírka hlavy, C – anteriórna šírka pronóta, D – posteriórna šírka pronóta) s významnými p hodnotami Kruskal – Wallisovho testu



Legenda: p - p-hodnota, MK2, PP, PV, E, S - vid' str. 32-39

Je nutné zdôrazniť, že z hľadiska deskriptívnej štatistiky získaných morfometrických údajov sa okrem mediánu objavujú rozdiely v rámci jednotlivých študijných plôch aj v rovine intervalu nameraných hodnôt. Viac ako polovica prípadov totiž vykazuje v ekotóne najvyššiu mieru variability v populáciách. Takýto široký rozptyl hodnôt napokon iste stojí za už zmieneným možným vstupom jedincov lesných populácií, čo je dôsledkom samotného postavenia ekotónu. Nakoľko sa nachádza na strete dvoch biotopov, kde tvorí akúsi pomyselnú hranicu, je možné predpokladať, že väčšie jedince sem migrujú z hlbších častí lesa. Tento predpoklad sa napokon odzrkadľuje aj v samotných škatuľových grafoch.

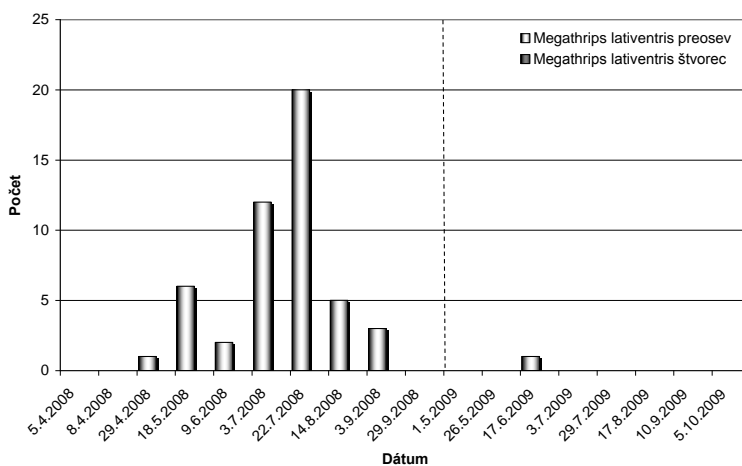
Presná selekcia faktorov, ktoré výraznejšie korelujú s intrašpecifickou variabilitou nie je celkom možná, avšak analýzy naznačujú významnú úlohu presvetlenia stanovišťa, resp. vzdialenosti od otvorených biotopov. Pri dnešnej miere poznatkov na poli autekológie *Haplothrips subtilissimus* a napokon aj ostatných Thysanoptera sú akékoľvek závery diskutabilné, ale úvahy možno do istej miery viesť aj v rovine trofického potenciálu v ekosystéme, kde sa nedostatok potravy odráža vo vyššom zastúpení menších morfotypov.

## K podstate geobiontného statusu

Autekologické hodnotenie populácií Thysanoptera vzhľadom na pôdu je v literatúre veľmi zriedkavé. Preto by sme radi predostreli analýzu niektorých druhov, ktoré sa javia byť s pôdou v istom zmysle späté. Spoločenstvá pôdnych živočíchov sa totiž často označujú pojmom zoedafón. Nepochybne termíny „epigeický“, či „hypogeický“ smerujú k vyššej špecificite, no podrobnejšia klasifikácia je však často diskutabilná. Napríklad LOSOS et al. (1984) podávajú v tomto zmysle niekoľko kategórií v rámci edafických živočíchov.

Geobionty predstavujú na základe tohto konceptu pravých zástupcov synúzií pôdy, ktorá pre ne predstavuje útočisko počas celého svojho ontogenetického vývinu. Napríklad druh *Megathrips lativentris* podľa dostupných informácií žije len na povrchu pôdy a v hrabanke. Dalo by sa povedať, že na vrchné horizonty pôdy je viazaný po celý svoj život, teda predstavuje zástupcu permanentných edafobiontov. Tento druh sa javí byť v rámci predkladanej práce jediný, ktorého možno nazvať v tomto zmysle geobiontom in s. s. Počas celej vegetačnej sezóny sme tento druh nachádzali v hrabanke (Obrázok č. 31).

**Obrázok č. 31:** Počet jedincov *Megathrips lativentris* na sledovanom území

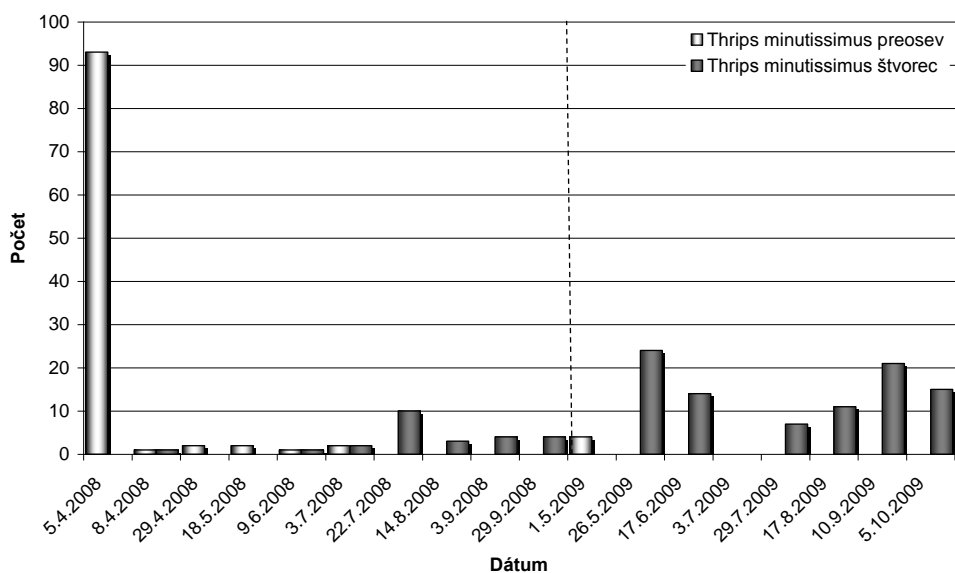


Druh je viazaný na horizont A0, kde sa živí hýfami húb alebo rozkladajúcim sa rastlinným materiálom. *Megathrips lativentris* sa podľa dosiahnutých výsledkov nejaví byť striktne elementom, ktorý by bol nejakým spôsobom závislý na hlbších pôdnych horizontoch. Pravdepodobne práve hrabanka predstavuje pre tento druh optimálne prostredie, preferované dokonca aj juvenilmi.

Geofily predstavujú živočíchy, ktoré sa v pôde nachádzajú len po istý čas v rámci svojho vývinu, buď ako larvy (pravidelne) - temporárne edafobionty, buď pri prečkávaní nepriaznivých podmienok (nepravidelne) - neperiodické edafobionty, alebo ako inaktívne štádiá - tranzitórne edafobionty. Všetky prípady sa dajú pozorovať aj pri rade Thysanoptera. Jednak sú skutočne niektoré druhy typickými temporárnymi, či tranzitórnymi zástupcami pôdnych cenóz, jednak niektoré druhy pôdu a hrabanku využívajú ako útočisko v období nepriaznivých podmienok, čo ich podľa danej klasifikácie nesporne radí medzi neperiodických edafobiontov.

V rámci sledovaných spoločenstiev Thysanoptera sa do kategórie geofilov vyprofiloval napríklad *Thrips minutissimus*. Tento druh je totiž bežne hodnotený ako foliikolný arborikol, často sa vyskytujúci na rozmanitých Rosaceae, *Carpinus* spp., *Quercus* spp. Nakoľko sa však v pôde a v hrabanke objavoval vo vysokých početnostiach, naskýta sa otázka, prečo je tomu tak. Na základe dynamiky druhu vykreslenej na obrázku č. 32 možno uvažovať o jeho migrácii v rámci biocenotického kónexu.

**Obrázok č. 32:** Počet jedincov *Thrips minutissimus* na sledovanom území

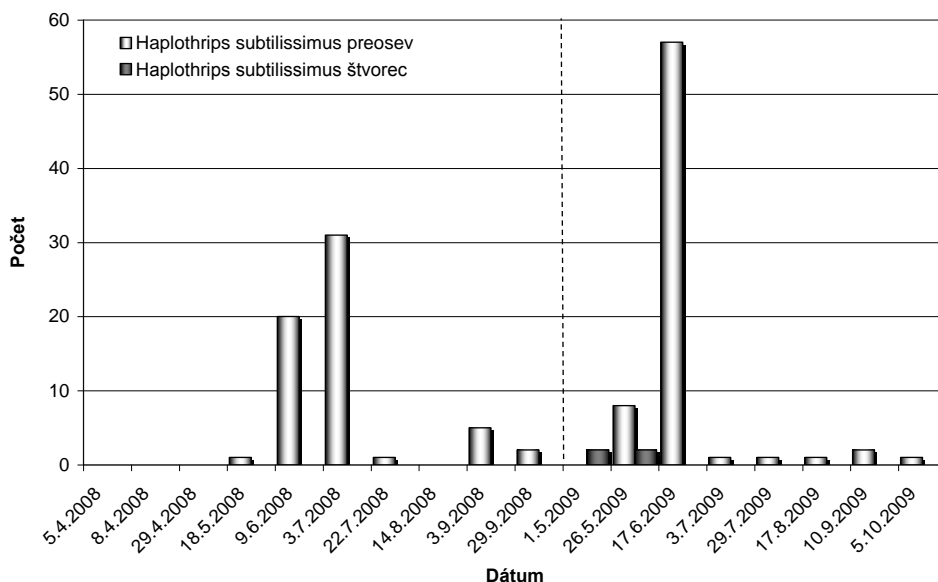


Ako si je možné napokon z grafu všimnúť, druh *Thrips minutissimus* dosahuje dva populačné vrcholy v rámci jednej vegetačnej sezóny, čo je viac badateľné v roku 2009. Tento fenomén môže byť vysvetlený tým, že samice schádzajú na jeseň zo stromov, aby nakládli vajíčka do pôdy. Počas jari nastáva emergencia juvenilov, prežívajúcich svoju ontogenézu vo vrchných horizontoch pôdy, ktoré po poslednom zvliekaní hromadne migrujú po kôre do korunnej etáže. Samozrejme sa na konci vegetačnej sezóny vracajú do pôdy, aby tam nakládli vajíčka, čo ich radí do pozície temporárnych edafobiontov. Je však tiež možné, že nedospelé štádiá žijú v inom mikrohabitate, avšak do pôdy sa vracajú prečkať obdobie metamorfózy, čo by naznačovalo dvojgeneračnú populačnú dynamiku druhu, a teda jeho pozíciu tranzitórneho edafobionta. Pôda istotne zohráva veľmi dôležitú úlohu pri jeho ontogenéze, čo napokon aj dokazujú nemalé počty jedincov tohto druhu, získané metódou pôdnych štvorcov.

Ďalším modelovým prípadom je druh *Haplothrips subtilissimus* so statusom foliikolného a korticikolného arborikola (do istej miery aj graminikola)

vyskytujúceho sa najmä na *Quercus* spp. a *Tilia* spp. Nakoľko grafické vykreslenie jeho populačnej dynamiky v rámci vegetačných sezón naznačuje viac-menej len jeden vrchol (Obrázok č. 33), tézy predstavené pri predchádzajúcom druhu tu nenájdu uplatnenie v celom svojom rozsahu.

**Obrázok č. 33:** Počet jedincov *Haplothrips subtilissimus* na sledovanom území



V tejto súvislosti by sa snád' dalo uvažovať o jednej generácii počas roka, ktorá prechádza metamorfózou práve v spodných poschodiach lesa, teda v hrabanke alebo v trsoch tráv etáže E1, čo by naznačovalo geofilnosť druhu. Dalo by sa ešte azda uvažovať aj o možnosti pasívneho transportu na listoch, avšak populácia dosahuje svoj vrchol v júli. Naopak, v septembri a októbri je populácia v hrabanke takmer na svojom minime.

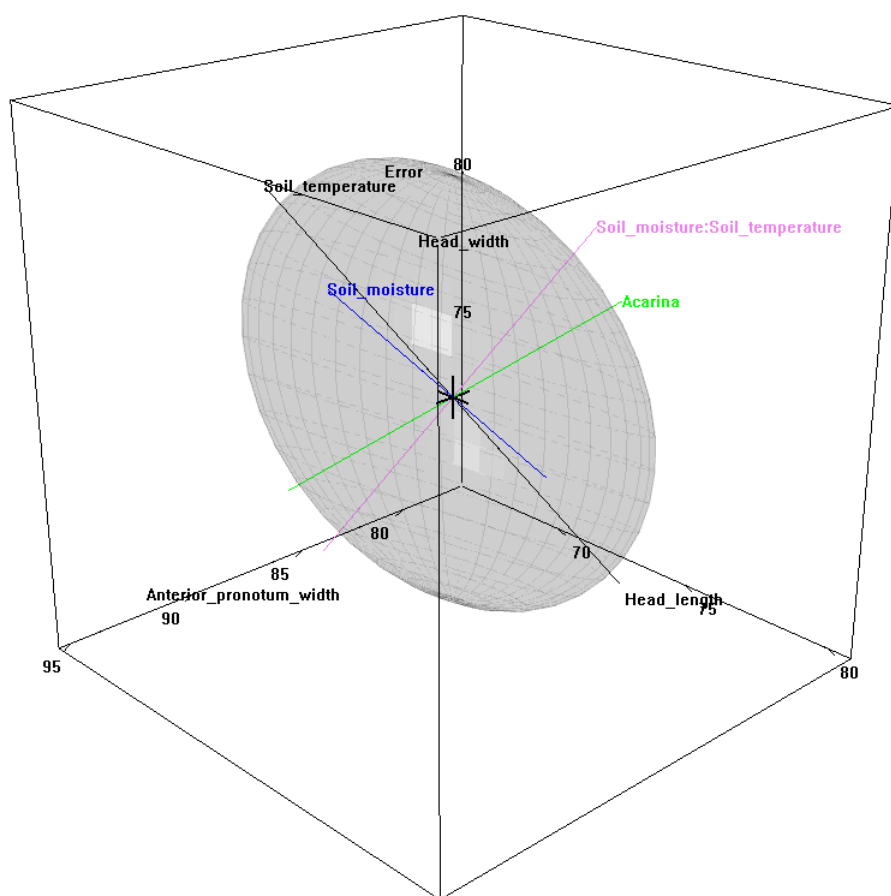
## **Fenotypová plasticita druhu *Haplothrips subtilissimus* v smere vybraných ekologických gradientov**

V procese spracovávania dát v predchádzajúcich analýzach sme jasne preukázali, že ich distribúcia nie je náhodná, ale že podliehajú istým environmentálnym faktorom. Dosiahnuté výsledky poukazujú na fakt, že ekotonálne spoločenstvo disponuje najmenšími jedincami, avšak aj ich najväčšou variabilitou. Pozdĺž transektu v smere do starého lesa, sme zaznamenali, paralelne s poklesom teploty a nárastom vlhkosti pôdy, postupné zväčšovanie telesných proporcií jednotlivých jedincov.

Na základe Pillaiovej štatistiky je možné tvrdiť, že environmentálne podmienky rovnako tak, ako potrava podmieňujú fenotypovú variabilitu druhu *Haplothrips subtilissimus*. Analýza odhalila interakciu medzi vlhkosťou a teplotou pôdy, čo zrovna odzrkadľuje skutočnosť v prostredí in situ a zároveň potvrdzuje závislosť samíc na týchto konkrétnych podmienkach prostredia ( $p=0.01163$ ). Štatistické dáta získané z morfometrických údajov samíc vykazovali najtesnejšiu koreláciu práve so zmenami teploty pôdy ( $p=0.01848$ ) a s množstvom potravej ponuky, v tomto prípade roztočov (Acarina) ( $p=0.02636$ ). Ako ukazujú  $p$  hodnoty, samotná teplota pôdy má priamy efekt na veľkosť tela druhu *Haplothrips subtilissimus*, avšak vlhkosť pôdy musí byť pre obdobný efekt vždy spojená s jej

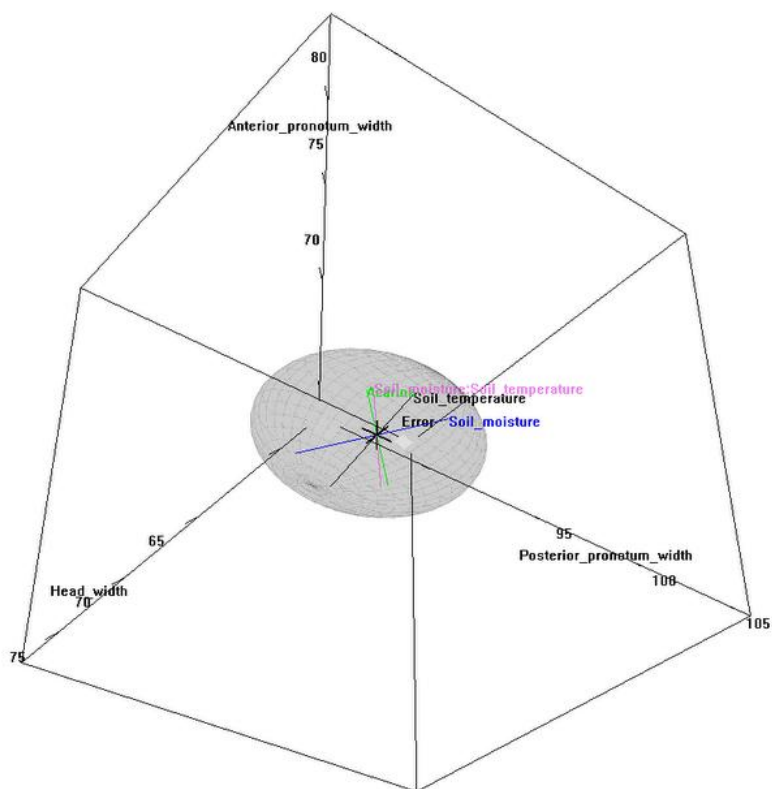
teplotou vytvárajúc tak istý synergický komplex. Obrázok 34 predstavuje environmentálne preferencie samíc druhu *Haplothrips subtilissimus*.

**Obr. 34** Vzťah medzi environmentálnymi premennými a morfometrickými charakteristikami samíc druhu *Haplothrips subtilissimus*.



Na druhej strane je to práve vlhkosť pôdy, ktorá sa podieľa na priestorovej variabilite fenotypu samcov, (Vlhkosť pôdy  $p=0,03771$ ), zatiaľ čo veľkosť potravnjej základne sa neprejavila ako štatisticky významná (Acarina  $p=0,34946$ ). Na základe Pillaiovej štatistiky sa nepodarilo preukázať vplyv teploty pôdy na veľkosť tela samcov, dokonca ani v tandeme s pôdnou vlhkosťou ( $p(\text{Vlhkosť pôdy: Teplota pôdy})= 0,31501$ ). Požiadavky samcov na prostredie sú premietnuté do Obrázka 35.

**Obr. 35** Vzťah medzi environmentálnymi premennými a morfometrickými charakteristikami samcov druhu *Haplothrips subtilissimus*



Exaktná analýza jednotlivých morfometrických premenných v spojitosti so všetkými podmienkami prostredia poukázala na fakt, že jedine „dĺžka hlavy“ u oboch pohlaví nebola ovplyvnená ani prostredím a ani potravnou ponukou [(samice  $p(\text{Vlhkosť pôdy})=0.7219$ ;  $p(\text{Teplota pôdy})=0.3037$ ;  $p(\text{Acarina})=0.6938$ ) samce  $p(\text{Vlhkosť pôdy})=0.4480$ ;  $p(\text{Teplota pôdy})=0.8152$ ;  $p(\text{Acarina})=0.2776$ ].

## Diskusia

V predkladanej práci sme sa snažili spracovať niekoľko tém, priamo či nepriamo sa dotýkajúcich schopnosti bioindikácie jedincov radu Thysanoptera. Opierame sa však nielen o autekologické ukazovatele. Práve syntéza vyúsťujúca do synekologických dimenzií je nosným pilierom mojej štúdie.

V úvode by sme sa však radi stručne dotkli metodiky zvolenej na odchyť strapiek. Nakoľko stáli v mojom záujme práve pôdne, resp. geobiontné Thysanoptera, podľahli tomu aj metódy výskumu. Aj keď sa v niektorých prácach uvádzajú strapky ako súčasť zoologického materiálu odchyteného pomocou zemných pascí (e.g. SANTOS et al., 2007; BORGES, 1999 atď.), žiadna thysanopterologická literatúra túto metódu priamo neodporúča. Pri svojom výskume strapiek v Mongolsku s ňou však experimentuje PELIKÁN (1984).

Samotné hodnotenie sa týka dvoch metód, ktoré sú v rámci pedoentomológie používané najviac: preosevu a kvadrátovej metódy. Už od etablovania thysanopterológie ako vednej disciplíny sa na odber strapiek žijúcich v nižších poschodiach lesa odporúča používať preosev ako vhodnú metódu na ich zber (UZEL, 1895). Napokon aj PELIKÁN (1969) v rámci state o pôdnych strapkách berie do úvahy len preosievanie. Metóda pôdnych štvorcov v literatúre takmer nefiguruje. Nepatrná zmienka o odoberaní vzoriek pôdy sa objavuje v práci JENSERA (1981), ktorému sa pomocou kvadrátovej metódy podarilo získať len druh *Chirothrips manicatus*. Aj v práci DUBOVSKÉHO et al. (2008) figuruje odber pôdnych štvorcov ako nosná metóda výskumu, ktorou sa autorom podarilo z pôdnych vzoriek extrahovať niečo vyše 140 jedincov prislúchajúcich 5 druhom. V rámci nášho výskumu sme zo vzoriek pôdy získali 137 jedincov patriacich 8 druhom, pričom v najväčšej početnosti sa prejavil *Thrips minutissimus*. Počas roka sa v rámci jeho populačnej dynamiky objavila dvojvrcholová krivka. Na základe

údajov z prác MASAROVÍČA (2009) a DUBOVSKÉHO et al. (2010), ktoré v tomto zmysle považujeme za najlepšie zdroje pre vynášanie záverov, nakoľko bol výskum oboch autorov situovaný do tých istých pahorkatinných dúbav, je možné predostrieť najpravdepodobnejšie vysvetlenie. Prvý populačný vrchol dosahoval *Thrips minutissimus* na jar, druhý na prelome augusta a septembra. Na základe porovnania populačných dynamík tohto druhu v rámci zberov strapiek zo stromových fotoeklektorov z prác MASAROVÍČA (2009) a DUBOVSKÉHO et al. (2010) sa zdá, že *Thrips minutissimus* zastáva rolu dôležitého druhu v rámci biocenotického kónexu. Pri odchyte jedincov pomocou stromových fotoeklektorov v porovnaní s prvým populačným vrcholom v pôde sa vyskytuje nepriama úmernosť, čo napokon potvrdzuje emergenciu imág po poslednom zvliekaní z pôdy a ich migráciu do korún stromov. Avšak vo vzorkách zo stromov sa ďalší populačný vrchol nevyskytuje, čo naznačuje, že druhý „masový“ výskyt vo vrchných horizontoch pôdy predstavuje vstupovanie samíc z korún stromov za účelom ovipozície. Usudzujeme tak kvôli účelu stromových fotoeklektorov. Tie sú totiž schopné zhromažďovať hmyz, ktorý lezie smerom hore do korún stromov. Práve takýto fenomén je pozorovaný neskoršie na jar. LEWIS (1973) napokon tiež spomína prezimovávanie lariev *Thrips minutissimus*. Aj napriek tomu, že ho FEDOR (2004 a) hodnotí ako foliikolného arborikola, ako sa zdá, je jeho postavenie v rámci biocenotického kónexu oveľa širšie, nakoľko sa tento druh počas života skutočne vyskytuje v takmer všetkých mikrohabitatoch, ktoré stromy poskytujú. Kvadrátová metóda tak vnáša svetlo najmä do pochopenia ontogenézy istých druhov. Zároveň je ňou však možné obohatiť ekologický status taxónov.

Väčšinu jedincov ostatných druhov sme získali preosievaním. Iste je to metóda poskytujúca najviac informácií o zložení fauny vrchného horizontu pôdy, avšak nájdú sa v nej aj druhy, ktoré na pôdu striktné viazané nie sú. Druh *Megathrips lativentris* sa ale práve javí byť skutočným geobiontom. Už PELIKÁN (1957 b) ho totiž hodnotí ako hojného zástupcu fauny trsov tráv a pod napadaným

lístím v lese, čo napokon odráža skutočný stav. V priebehu výskumu sme totiž jedincov tohto druhu zaznamenávali výlučne v preosevoch. Napokon, aj JENSER (1996) ho extrahoval z hrabanky dubov a jaseňov v národnom parku Búkk v Maďarsku, zatiaľ čo v Poľsku ho zbierala KUCHARCZYK (1996). Keďže ide o mycetofágneho zástupcu radu Thysanoptera (FEDOR et al., 2004), pravdepodobne sa zdržiava v hrabanke práve kvôli hýfam húb. Status geobionta v prípade *Megathrips lativentris* je skutočne podporený aj prácami MASAROVICA (2009) a DUBOVSKÉHO et al. (2010) z teplomilných dubín, ktorí ho počas troch rokov nepozorovali na kôre stromov. Niekedy vychádzajú dokonca aj na byliny v podraсте, čo potvrdzujú práce JENSERA et al. (2005) a JENSERA (1999). Je však dôležité poznamenať, že sa jedná o pomerne veľkú aptérnu strapku - spomedzi našich druhov jednu z najväčších, čo by ju teoreticky mohlo vylúčiť z aeroplanktonických spoločenstiev. Práce HAMMERSTEINOVEJ (2009) a GRUEU (2007) to napokon tiež potvrdzujú, keďže *Megathrips lativentris* nebol prítomný v zberoch za použitia vzdušných fotoeklektorov. Aj preto je možné tento druh skutočne označovať pojmom geobiont.

Úvahy o geobiontných druhoch strapiek sa premietli aj do tretej zvolenej metodiky. Vertikálna pasca však pravdepodobne nepredstavuje vhodnú metódu, ktorou by mohli byť geobiontné strapky získavané, nakoľko sa tu vyskytli len 2 exempláre Thysanoptera a aj to v len vo vrchných zberných nádobách.

Na druhej strane je však preosievanie metódou bohatšou nielen vzhľadom na počet jedincov. Poníma totiž aj rozličné ekologické skupiny. Výskyt geobiontov je v tomto prípade samozrejmosťou, ale častokrát sa v preosevoch nájdu druhy, ktoré sú v literatúre spájané s iným mikrohabitatom. Napríklad pri preosievaní značne presvetlenej plochy monokultúrneho rázu s vysokým pokryvom etáže E1 (najmä druhy rodu *Melica*) (plocha MK1), sa v preosevoch vo zvýšených početnostiach objavovali druhy *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis*. V literatúre sa im bežne pripisuje status graminikolov, vyskytujúcich sa na

rozmanitých trávach (FEDOR et al., 2004; FEDOR 2004 a; SCHLIEPHAKE et KLIMT, 1979). Ich výskyt v preosiatom materiáli sa teda javí byť do istej miery stochastický. Napokon, polemika o statuse druhu *Haplothrips subtilissimus* vzhľadom na pôdu má pravdepodobne tiež podobný základ. SCHLIEPHAKE et KLIMT (1979) totiž podávajú zmienku o výskyte tohto druhu na trávach. Inak je prezentovaný ako arborikol (MORITZ, 2006; FEDOR, 2004 a).

Rozmiestnenie druhov a ich spoločenstiev na základe ekologických a environmentálnych premenných jednotlivých plôch bolo znázornené pomocou metódy NMDS, ktorej najtransparentnejšie výhody oproti bežne používaným štatistickým analýzám spočívajú v jej neparametrickej povahe (nie sú potrebné takmer žiadne predpoklady (napr. o rozdelení základného súboru, o homogenite a variancii dát atď.) a zároveň v nelineárnom prístupe za použitia funkcie `ordsurf` v prostredí R software (OKSANEN, 2011).

Pri pohľade na samotné spoločenstvá pôdných Thysanoptera boli tieto na základe ekologických preferencií svojich zástupcov v prostredí NMDS skutočne etablované. Najzaujímavejším a najtransparentnejším sa javilo byť už načrtnuté spoločenstvo diferencované druhmi *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis*. Ich afinita k ploche MK1 je nesporne dôsledkom jej unikátnosti vzhľadom na ostatné. Syntetické zhodnotenie preferencií spoločenstva by sa dalo zhrnúť do niekoľkých slov. Dané spoločenstvo preferuje mladé, presvetlené, antropicky ovplyvnené habitaty s vysokým zastúpením etáže E1. Takéto podmienky výskytu týchto druhov sa napokon odrážajú aj v prácach iných autorov. Napríklad FEDOR (2004 a) predostiera pri hodnotení druhu *Limothrips denticornis* fakt, že tento druh zvláda aj pomerne silné antropické zaťaženie, čo v tomto prípade predstavuje analyzovaný vplyv človeka. O druhu tolerujúcom človekom udržiavané monokultúry píše GRUEA (2007). MASAROVIC (2009) na druhej strane poukazuje na jeho preferenciu mladých porastov. Napokon už PELIKÁN (1950), či KUCHARCZYK (1994) si všimajú jeho obrovskú ekologickú valenciu. Ako sme už

načrtli vyššie, *Limothrips denticornis* patrí medzi typické graminikoly, čo sa dobre odzrkadľuje aj v preferovanom type biotopu. *Aptinothrips rufus* má veľmi podobný status ako predchádzajúci druh. PELIKÁN (1947) však upozorňuje na jeho užšiu ekologickú valenciu akú má *Limothrips denticornis*, pričom VASILIU - OROMULU (2002) v dubinách Rumunska hodnotí jeho xerotermofilnosť. Dalo by sa teda uvažovať o silnejšej väzbe druhu *Aptinothrips rufus* na tento habitat ako je tomu u predchádzajúceho druhu.

Cenóza charakterizovaná druhmi *Frankliniella intonsa* a *Haplothrips aculeatus* stála zväčša v blízkosti predošlého spoločenstva, vzhľadom na preferencie. Rozdiel v ekologických nárokoch sa však ukrýva v pokryvnostiach etáží E1 a E3. Druhy tejto synúzie totiž podľa dosiahnutých výsledkov taktiež obľubujú mladé porasty s antropickým impaktom, avšak na krivke heliofilnosti sú posunuté smerom k druhom sciofilným. Potreba vysokého percenta etáže E1 nie je až tak markantná ako u spoločenstva *Limothrips denticornis* a *Aptinothrips rufus*, avšak jej zastúpenie je nesporne faktorom, ktorý cenózu ovplyvňuje. Tieto druhy sú totiž charakterizované predovšetkým ako zástupcovia fauny etáže E1, nakoľko je *Haplothrips aculeatus* hodnotený ako graminikol (PELIKÁN, 1952; FEDOR, 2004 a), pričom KUCHARCZYK (1994) poukazuje na jeho oligotopnosť, a druh *Frankliniella intonsa* ako florikol (PELIKÁN, 1952; FEDOR, 2004 a). *Haplothrips aculeatus* sa napokon aj v práci MASAROVICA (2009) vyskytoval najmä v zatienených plochách, avšak aj v starších porastoch.

Zaujímavým je aj zoskupenie druhov *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus*. Predpoklad o druhu *Megathrips lativentris* ako o zástupcovi typického starého lesného ekosystému (PELIKÁN 1957 b) sa však na základe výsledkov predkladanej práce nedá spoľahlivo potvrdiť. Je pravdou, že sa *Megathrips lativentris* vyskytoval takmer výlučne na dvoch plochách. Jednou bol najstarší 100 ročný zatienený porast s veľmi kvalitnou hrabankou, zatiaľ čo druhá lokalita výskytu predstavovala len približne 15 ročnú dubovú monokultúru.

Spoločnými črtami týchto stanovišť sa javí byť malé zastúpenie etáže E1 a rovnako tak aj pomerne silná zatienenosť habitatu. Aj keď sa *Haplothrips subtilissimus* v podstate vyskytoval s druhom *Megathrips lativentris* (rok 2008), je užho možné predpokladať vyššiu afinitu k starším lesným porastom. V práci DUBOVSKÉHO et al. (2010) tiež jeho dominancia smerom k postupujúcej sukcesii stúpa.

Typickými indikátormi starých lesných porastov, ktoré antropicky nie sú výrazne narušené, sú druhy *Thrips minutissimus* a *Mycterothrips albidicornis*, ktoré však v rámci predkladanej práce spoločenstvo neutvárali. Aj napriek tomu majú takmer rovnaké nároky na biotop. FEDOR (2004 a) hodnotí *Mycterothrips salicis* a rovnako tak aj *Thrips minutissimus* pojmom foliikolné arborikoly. MASAROVÍČ (2009) hovorí o ich preferencii lesného ekosystému, keď ich v rámci korticikolných synúzií hodnotil ako predstaviteľov spoločenstva starého lesa značne zatieneného etážou E3, čo sa napokon odráža aj v práci KUCHARCZYK (1999). Dá sa teda povedať, že typická silvikolnosť narastá smerom od spoločenstva *Aptinothrips rufus*, *Limothrips denticornis*, pokračujúc cenózou *Frankliniella intonsa*, *Haplothrips aculeatus*, cez zoskupenie druhov *Megathrips lativentris*, *Haplothrips subtilissimus* až po druhy *Thrips minutissimus* a *Mycterothrips aculeatus*.

Inšpirovaní prácou LEK-ANGA et al. (1999) sme sa podujali na hodnotenie schopnosti Thysanoptera vypovedať o biotope, z ktorého pochádzajú aj pomocou jednej z najmodernejších techník v aplikovanej biológii, pomocou umelých neurónových sietí. LEK et GUÉGAN (1999) ich výsostne odporúčajú aplikovať do ekológie, nakoľko sú schopné pracovať s komplexnými a nelineárnymi dátami. Napokon, práve biologické informácie sú tou najväčšou výzvou. Istou nevýhodou umelých neurónových sietí oproti NMDS (nemetrické multidimenzionálne škálovanie) vidia LEK-ANG et al. (1999) práve v nedostatku schopnosti vysvetliť vzťahy medzi závislými a nezávislými premennými. V prípade pôdnych thysanopterocenóz predstavuje aplikácia umelých neurónových sietí sľubné smerovanie hodnotenia ich schopnosti predikovať charakter biotopu. Hodnotenie

ekvitability a Shannon - Wienerovho indexu diverzity na základe charakteristík stanovišťa v teplomilnej dúbave otvára nové možnosti. Je síce pravdou, že pomerne málo údajov neumožnilo pripraviť silnú sieť aplikovateľnú na teplomilné dúbavy ako celok, ale výsledné hodnoty tréningových a testovacích dát nasvedčujú, že smerovanie bioindikácie touto cestou môže priniesť pri posilnení databázy zaujímavé výsledky. Dalo by sa povedať, že malý objem dát má za následok aj fluktuáciu p hodnôt, teda celkovej chyby testu, a to ako pri hodnotení ekvitability, tak aj pri výpočte Shannon - Wienerovho indexu diverzity. Istý pokles účinku neurónových sietí v rámci testovania môže byť podľa LEK-ANGA et al. (1999) spôsobený najmä dvoma faktami. Jedným z nich je už spomínaný malý objem dát, avšak do popredia sa dostáva aj myšlienka o akejsi unikátnosti každej vstupnej informácie, z ktorých všetky v sebe môžu mať istý typ jedinečnej informácie, pre daný model relevantnej. Vzhľadom na výsledky však je možné o umelých neurónových sieťach uvažovať ako novej a silnej alternatíve v prediktívnom ekologickom modelovaní. Základná myšlienka sa opiera o tézu kontektivity v ekosystéme. Nakoľko totiž environmentálne a ekologické premenné silne ovplyvňujú prezenciu a abundanciu jednotlivých druhov, nevyhnutne musia zasahovať aj do celkovej štruktúry spoločenstiev a teda do úrovne biodiverzity. LEK-ANG et al. (1999) ešte podotýkajú, že existujú situácie pri aplikácii umelých neurónových sietí, kedy sa nedá celkom presne hovoriť o prítomnosti alebo neprítomnosti pozitívneho či negatívneho vzťahu medzi hodnotenými premennými, čo však môže byť dôsledkom najmä nesprávne zvolených premenných alebo vysokej pravdepodobnosti, že práve interakcie medzi druhmi sú najdôležitejšie. Použitelnosť neurónových sietí na poli aplikovanej ekológie však nesporne dokladujú mnohé svetové práce. Medziiným napríklad spis PARK et al. (2003), ktorí rovnako využili predikčnú silu neurónových sietí pri predpovedaní druhového bohatstva vodného hmyzu, či MASTRORILLA et al. (1997), ktorí poukazujú na silu neurónových sietí v rámci predikcie prezencie alebo absencie

istých druhov rýb v závislosti od podmienok prostredia. Hodnotenie budúceho zloženia trávnych porastov sa snažili pomocou sietí vyriešiť TAN et SMEINS (1996). Predikciu koncentrácie siníc v závislosti od ekologických a environmentálnych premenných skúmali napríklad MAIER et al. (1998), či RECKNAGEL et al. (1997). Modelovaním hniezdnych preferencií vodných vtákov sa zaoberali aj ÖZESMI et ÖZESMI (1999), hustotou a rozmiestnením neresísk LEK et al (1996). Iste by sa dalo vo výpočte podobných prác pokračovať, čo je napokon zrejším dôkazom o schopnosti umelých neurónových sietí stáť ako nástroj v popredí prediktívnej a hodnotiacej biológie. Možnosť ich využitia na určenie diverzity, či stability biotopov teplomilých dúbrav skutočne v praktických intenciách si však nesporne žiada doplnenie databázy, aby výpovedná hodnota získaných výsledkov rástla. Tento, v našich podmienkach pioniersky pokus o predikciu a modelovanie diverzity a stability spoločenstiev pôdných Thysanoptera teda ukázal sľubnú možnosť smerovania výskumov v tejto oblasti.

Nakoľko podliehajú Thysanoptera (najmä Tubulifera) značnej fenotypovej variabilite (MOUND, 2005 a; ANANTHAKRISHNAN, 2005), ktorá je častokrát aj dôsledkom ekologických a environmentálnych charakteristík biotopu, potenciál pre schopnosť poukazovať na isté fakty v prostredí sa črtá aj v nej. MOUND (2005 a) podáva možné vysvetlenie plasticity druhov, ktorým sa javí byť predovšetkým potravná ponuka v štádiu lariev.

Pri druhu *Haplothrips subtilissimus* sme mali možnosť sa s takouto plasticitou stretnúť. Už na prvý pohľad bola rozdielnosť v morfometrii niektorých častí tela jedincov tohto druhu transparentná. Napokon aj štatistické analýzy to potvrdili. Na základe škatuľových grafov a rovnako tak Kruskal - Wallisovho testu, nasledovaného mnohonásobným porovnávaním, jednotlivých študijných plôch, sa vyprofiloval ekotón ako prostredie, ktoré poníma najmenšie jedince v rámci plôch. Výskyt väčších foriem pripisujem prítomnosti lesa v bezprostrednej blízkosti odberovej plochy v ekotonálnom spoločenstve, keďže sa ekotón nachádzal na

začiatku transektu smerujúceho do lesa. Zaujímavou sa však stáva otázka zastúpenia najmenších morfortypov. ANANTHAKRISHNAN (2005) totiž pri popise fenotypovej plasticity vzhľadom na veľkosť jedincov predostiera myšlienku, že takáto plasticita môže byť jednoducho zapríčinená faktormi ako slabá potravná ponuka, vysoká teplota, toxíny alebo nejaký druh nákazy počas larválneho vývinu, ktoré zväčša vyúsťujú do menších rozmerov tela imág. Iste je však možné uvažovať o prípade rozličných morfortypov aj ako o samozrejmosti, ktorá sa vyskytuje bežne, čo by mohlo byť dôsledkom preferencie faktorov, ktorými tiektoré biotopy oplývajú, ako je napríklad zvýšená svetelnosť, či prítomnosť otvoreného stanovišťa. FEDOR (2004 a) síce hodnotí tento druh ako foliikolného a korticikolného arborikola, avšak SCHLIEPHAKE et KLIMT (1979) ho nachádzajú aj na trávach. Z hľadiska potravnej ponuky ho viacerí autori označujú za predátora malých článkonožcov (e.g. PUTMAN, 1942; MINAEI et ALICHI, 2007; JENSER, 1992; STILWELL, 2009; atď.), avšak veľmi málo sa vie o potravnej ponuke lariev. JENSER (1992) však podáva informácie o zoofágii larválnych štádií, ktoré sa živia aj vajčkami motýľov. LEWIS (1973) si všima kanibalizmus medzi larvami pri nedostatočnom prísune potravy. Spracovaných bolo len približne 130 jedincov tohto druhu a to len v jednom roku výskumu, pričom početnosti populácií samcov v rámci jednotlivých stanovišť sa častokrát pohybovali v nízkych hodnotách (od 6 jedincov do 13). Početnosti samíc boli až dvakrát vyššie (od 12 exemplárov po 25). Tento fakt stojí iste aj za hodnotením štatistickej významnosti meraných morfometrických znakov. Nepridelenie p hodnoty, ktorá by dokladovala štatistickú významnosť niektorých znakov pravdepodobne súvisí aj s ich širokými varianciami vzhľadom na plochy. Aj napriek tomu sa však domnievame, že táto analýza do istej miery naznačuje potenciál intrašpecifickej variability strapiek v indikácii prostredia. Vzťah medzi ekologickými faktormi a fenotypovou plasticitou je zreteľný, čo napokon potvrdila aj Pillaiova štatistika, závisí od pohlavia, odvíja sa od rozmanitých ekologických podmienok (teplota pôdy, vlhkosť pôdy, potravná

ponuka) a na jednotlivých morfometrických charakteristikách sa prejavuje v rôznej miere. O reálnom využití v bioindikácii je však v tomto zmysle ešte predčasné hovoriť.

## Záver

Cieľ predkladanej práce tkvie predovšetkým v prehĺbení poznatkov o pôdnej thysanopterofaune ako na úrovni autekologickej, tak aj na úrovni synekologickej. Vo všeobecnosti načrtáva základné informácie o výskyte jednotlivých spoločenstiev či ich druhov v rámci odberových plôch nesporne jeden z hlavných pilierov tohto spisu.

Pomocou dvoch pedozoologických metód (preosievanie, pôdne štvorce) sme zbierali edafické živočíchy počas vegetačných sezón rokov 2008 – 2010 v podmienkach teplomilných dúbav Martinského lesa a Šenkvického hája. Živočíchy boli odoberané na 10 študijných lokalitách (4 v roku 2008 - Martinský les, 3 v roku 2009 - Martinský les, 3 v roku 2010 Šenkvický háj). Celkový počet jedincov Thysanoptera v zberoch predstavoval 1942 exemplárov (672 imág a 1270 juvenilov), z čoho 30,8% prislúchalo podradu Tubulifera a zvyšok (69,2%) podradu Terebrantia.

Na základe porovnania výsledkov jednotlivých metodík a populačnej dynamiky najdominantnejších druhov, je možné druh *Megathrips lativentris* označiť ako pravého geobionta, ktorý je po celý svoj život na pôdu viazaný. Typickým druhom využívajúcim takmer všetky mikrohabitaty biocenotického kónexu je *Thrips minutissimus*. Obdobie imága prežíva v korunách stromov avšak jeho larválne štádiá sú späté s pôdou, z ktorej po metamorfóze migrujú späť do korunnej etáže. V tomto zmysle teda tento druh predstavuje temporárneho edafobionta - geofila.

V snahe zistiť usporiadanie thysanopterocenóz v závislosti od podmienok prostredia sme použili neparametrickú a zároveň aj nelineárnu metódu mnohorozmerných analýz - NMDS (non-metric multidimensional scaling). Do analýz vstupovalo 20 ekologických a environmentálnych charakteristík, ktoré boli vynesené pre každú z hodnotených plôch. Na základe ich štatistických signifikancií

vynesených pre všetky sledované charakteristiky prostredia boli skonštruované ordinačné diagramy pomocou funkcií envfit a ordsurf. Najsilnejšími faktormi ovplyvňujúcimi zloženie spoločenstiev sa javili byť najmä antropický impakt (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,00234$ ), počet druhov drevín (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,0014$ ), zastúpenie graminikolov (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,001$ ), zastúpenie foliikolných arborikolov (envfit  $p=0,001$ ; ordsurf  $p=0,000415$ ). Vek porastu (envfit  $p=0,003$ ; ordsurf  $p=0,0048$ ), zastúpenie korticikolných arborikolov (envfit  $p=0,02$ ; ordsurf  $p=0,009$ ) a okrajový efekt (envfit  $p=0,02$ ; ordsurf  $p=0,0141$ ) a pokrytie etážou E1 (envfit  $p=0,038$ ; ordsurf  $p=0,00375$ ) pri „strese“ 15,65; zohrávajú tiež nemalú úlohu pri etablovaní cenóz. V rámci ordinačných diagramov (ordinačná mapa) sa vyčlenili 3 spoločenstvá a 3 solitérne stojace druhy s rôznymi nárokmi na biotop. Thysanopteroceenóza diferencovaná druhmi *Aptinothrips rufus* a *Limothrips denticornis* preferuje mladé, antropicky ovplyvňované, presvetlené habitaty, kde limitujúcim faktorom zostáva silné pokrytie etážou E1. Spoločenstvo, ktoré tiež uprednostňuje tentokrát však nie natoľko presvetlené mladé lesné porasty so značným antropickým impaktom, je charakterizované druhmi *Frankliniella intonsa* a *Haplothrips aculeatus*, u ktorých sa tak silná potreba etáže E1 neprejavuje. Smerom k zatienennejším lesným porastom, avšak bez preferencie veku a s toleranciou antropickej činnosti sa posúva spoločenstvo prezentované druhmi *Megathrips lativentris* a *Haplothrips subtilissimus*. Typickými silvikolmi, ktoré sú prítomné predovšetkým v starých neobhospodarovaných lesoch sú druhy *Thrips minutissimus* a *Mycterothrips albidicornis*, ktoré aj napriek preferencii rovnakých podmienok habitatu spoločenstvo nevytvárali.

Aplikácia získaných údajov do prostredia umelej inteligencie reprezentovaného umelými neurónovými sieťami priniesla zaujímavé výsledky, v zmysle potenciálu využitia thysanopteroceenóz pri hodnotení biotopov. Vstupnými dátami sa v tomto prípade opäť stali tie charakteristiky prostredia, ktoré sa javili byť štatisticky významné v predchádzajúcej analýze ( $p \leq 0,05$ ), doplnené

o očakávané vplyvné premenné (pokryvnosť E3, hrúbka hrabanky, faktory počasia). Výstupné dáta predstavovali hodnoty ekvitability a Shannon - Wienerovho indexu diverzity. Pri aplikácii celej matice do tréningového procesu, pričom architektúra siete obsahovala 8-5-1 uzlov, bola zaznamenaná skutočne vysoká korelácia medzi vstupnými a výstupnými dátami (vysoký predpoklad o predikcii správnej odpovede) ( $p = 0,01$ ). Pri následnom testovaní pomocou dát, ktoré do učiaceho procesu nevstupovali, siete dosiahli p hodnotu v rozmedzí 0,059 – 0,21 s celkovou chybou 10%, teda takmer 90% úspešnosť pri predikovaní ekvitability spoločenstiev Thysanoptera. Pri stanovovaní Shannon – Wienerovho indexu diverzity bola dosiahnutá p hodnota v intervale 0,01 – 0,88 s celkovou chybou 40%. Na základe výsledkov získaných prostredníctvom mnohorozmerných analýz a umelých neurónových sietí je zrejmé, že charakteristiky thysanopterocenóz reflektujú biotop, z ktorého pochádzajú. Jednak indikujú celkový ráz stanovišťa a jednak sú schopné vypovedať o jeho miere stability, resp. vyrovnanosti. Prostredníctvom vlastných charakteristík dokáže spoločenstvo strapiek modelovať stav ekosystému.

Náznak bioindikácie sa črtal aj v morfolologickej populačnej variabilite druhu *Haplothrips subtilissimus*, takzvanej fenotypovej plasticite. Porovnanie variancií morfometrických charakteristík (dĺžka hlavy, šírka hlavy, anteriórna dĺžka pronóta, posteriórna dĺžka pronóta) medzi populáciami rôznych biotopov prebehlo za použitia Kruskal - Wallisovho testu, ktorý je neparametrickou verziou klasickej analýzy rozptylu (ANOVA). Mnohonásobné porovnávanie v prostredí Kruskal - Wallisovho testu jasne vyčlenilo ekotón ako prostredie, ktoré poníma jedince morfologicky odlišné od jedincov iných plôch. Ekotón sa napríklad v rámci populácie samíc, pri znakoch šírka hlavy a anteriórna šírka pronóta, odlišoval od všetkých analyzovaných biotopov ( $p < 0,0001$ ). Grafické vykreslenie bolo realizované za použitia škatuľového grafu. Ten predstavuje najlepší spôsob na grafické znázornenie rozdelenia hodnôt číselnej premennej v skupinách. Po

prevedení analýz je možné lokalizovať malé jedince len do prostredia ekotónu. Ich počty smerom do hlbších interiérov klesajú v prospech väčších morfotypov. Presná selekcia faktorov, ktoré výraznejšie korelujú s intrašpecifickou variabilitou, nie je celkom možná, avšak analýzy (Pillaiova štatistika) naznačujú významnú úlohu teploty a vlhkosti pôdy v tandeme s veľkosťou potravnej základne.

## Zoznam literatúry

- ANANTHAKRISHNAN, T. N. 2005. Perspectives and Dimensions of Phenotypic Plasticity in Insects. In: ANANTHAKRISHNAN, T. N., WHITMAN, D. (eds.) 2005. Insect Phenotypic Plasticity, Diversity of Responses. Science Publishers, Inc., Enfield (NH), USA, 213 pp.
- BEGON, M., HARPER, J. J., TOWNSEND, C. R. 1997. Ekologie: jedinci, populace, společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, 949 pp.
- BERTALANFFY, L. 1971. General System Theory. Foundations, Development, Applications. London, 201 pp.
- BIELEK, P. 2002. Obsah humusu v poľnohospodárskych pôdach M 1: 1 000 000. In: MŽP; SaŽP. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- BIELY, A., BEZÁK, V., ELEČKO, M., GROSS, P., KALIČIAK, M., KONEČNÝ, V., LEXA, J., MELLO, J., NEMČOK, J., POLÁK, M., POTFAJ, M., RAKÚS, M., VASS, D., VOZÁR, J., VOZÁROVÁ, A. 2002. Geologická stavba M : 500 000. In: MŽP; SaŽP. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- BIRD, S., COULSON, R. N., CROSSLEY JR., D. A. 2000. Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. Forest ecology and management 131: p. 65 - 80.
- BLISS, G., MARZ, L., STEENHOECK, S. 1999. Forest fire has no significant effect on abundance or diversity of edaphic arthropods at CERA. Journal of Prairie Restoration Research.
- BOHÁČ, J. 1999: Organismy jako bioindikátory měnícího se prostředí. Životní prostředí 33(3): p. 126 - 129.

- BORGES, P. A. V. 1999. Effect of Island geological age on the arthropod species richness of Azorean pastures. *Biological Journal of the Linnean Society* 66: p. 373-410.
- BORGES, P. A. V., BROWN, V. K. 2003. Estimating species richness of arthropods in Azorean pastures: The adequacy of suction sampling and pitfall trapping. *Graellsia* 59(2-3): p. 7-24.
- ČURLÍK, J., ŠEFČÍK, P. 2002. Pôdna reakcia M 1: 1 000 000. In: MŽP; SaŽP. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- DIDHAM, R. K., FAGAN, L. L. 2003. Project IBISCA – Investigating the Biodiversity of Soil and Canopy Arthropods. *The Weta* 26: p. 1-6.
- DOBROVODSKÁ, M. 1973. Thysanoptera lesostepí a lúk v oblasti Malých Karpát. Diplomová práca Katedra všeobecnej zoológie a živočíšnej fyziológie Prírodovedeckej fakulty Univerzity Komenského v Bratislave, 51 pp.
- DORIČOVÁ, M. 2008. On the history of thrips (Thysanoptera) research in Bratislava region (SW Slovakia). *Thysanopteron - Pismo entomologiczne* 4(1): p. 5 - 9.
- DUBOVSKÝ, M., DORIČOVÁ, M., FEDOR, P., MASAROVIČ, R. 2008. Strapky (Thysanoptera) ako súčasť edafickej fauny Martinského lesa (JZ Slovensko). In: STLOUKAL E., KAUTMAN J. (eds.) 2008. Kongres slovenských zoológov a konferencia 14. Feriencove dni – zborník abstraktov. *Faunima*. Bratislava, p. 17.
- DUBOVSKÝ, M., FEDOR, P., KUCHARCZYK, H., MASAROVIČ, R., BALKOVIČ, J. 2010. Zgrupowania wciornastków (Thysanoptera) pni drzew w różnowiekowych lasach dębowych Słowacji. *Sylvan* 154(10): p. 659 - 668.
- ELTON, C. S. 1958. *The ecology of invasion by animals and plants*. Methuen, London, 331 pp.

- FAŠKO, P., ŠŤASTNÝ, P. 2002. Priemerné ročné úhrny zrážok M 1: 2 000 000. In: MŽP; SaŽP. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- FEDOR, P. 2008. Vybrané kapitoly z monitoringu životného prostredia (prípadová štúdia). VIK - Vzdelávacia a informačná kancelária, AX - Inzert, Bratislava, 76 pp.
- FEDOR, P. J., DORIČOVÁ, M., PROKOP, P., MOUND, L. A. 2010. Heinrich Uzel, the fater of Thysanoptera studies. *Zootaxa* 2645: p. 55 - 63.
- FEDOR, P., DORIČOVÁ, M. 2009 *Strapky (Thysanoptera)*, Fauna Bratislavy. Vydavateľstvo UK, Bratislava, 120 pp.
- FEDOR, P., DUBOVSKÝ, M., VARGA, L. 2007. *Strapky (Thysanoptera) ostrova Kopáč*. In: MAJZLAN, O. (ed.) 2007. *Príroda ostrova Kopáč*. Fytoterapia OZ Bratislava: p. 129-140.
- FEDOR, P., MALENOVSKÝ, I., VAŇHARA, J. SIERKA, W., HAVEL, J. 2008. Thrips (Thysanoptera) identification using artificial neural networks. *Bulletin of Entomological Research* 98: p. 437 - 467.
- FEDOR, P. J. 2004 a. Druhová diverzita strapiek (Thysanoptera) Slovenska a jej potenciál v bioindikácii. Habilitačná práca. Katedra ekososológie a fyziotaktiky. Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského. Bratislava. 136 pp.
- FEDOR, P. J. 2005. *Strapky (Thysanoptera)*. In: MAJZLAN, O. (ed.): *Fauna Devínskej Kobyly*, Bratislava, APOP, p. 72 – 74.
- FEDOR, P. J., 2003. Bibliografický prehľad thysanopterologických prác so zreteľom na územie Slovenska. *Entomofauna Carpathica*, 15: p. 68 – 70.
- FEDOR, P. J., 2004 b. Spatial aspects of research on thrips (Thysanoptera) in Slovakia. *Thysanopteron - Pismo Entomologiczne*, 1(1): p. 79-86.
- FEDOR, P. J., MOUND, L.A. 2007. The work of Jaroslav Pelikán on Insects of the order Thysanoptera. *Beitr. Ent.* 57: p. 241-250.

- FEDOR, P. J., SIERKA, W. 2006. Doc. Ing. Dr. Jaroslav Pelikán, DrSc. in Slovakian thysanopterology. *Thysanopteron* 2(1): p. 9-15.
- FEDOR, P. J., SIERKA, W., MAJZLAN, O. 2003. Strapky (Thysanoptera) Slovenska – prvý národný check-list. *Folia Faunistica Slovaca* 8: p. 57 - 59.
- FEDOR, P. J., SIERKA, W., MAJZLAN, O. 2004. The Thrips (Thysanoptera) of Slovakia. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 39 (1-2): p. 299-307.
- FROUZE, J. 1999. Use of soil dwelling Diptera (Insecta, Diptera) as bioindicators: a review of ecological requirements and response to disturbance. *Agriculture, ecosystems and environment* 74: p. 167 – 186.
- GARDI, C., JACOMINI, C., MENTA, C., PARISI, V. 2003. Evaluation of land use and crop management impacts on soil quality: Application of QBS methods. *Atti dell'OECD Expert Meeting on "Soil Erosion and Soil Biodiversity Indicators"*. Roma, 25-28 marzo, 2003.
- GROVE, S. J. 2002. Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. *Ecological indicators* 1: p. 171 – 188.
- GRUJA, D. 2007. Strapky (Thysanoptera) ako súčasť aeroplanktónu lužného lesa v okolí obce Bodíky. Diplomová práca, Katedra ekososológie a fyziotaktiky, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Bratislava, 119 pp.
- HAMMERSTEINOVÁ, I. 2009. Štruktúra a dynamika aeroplanktonických stratocenóz strapiek (Thysanoptera) ako model pre systémové myslenie v ekológii. Diplomová práca, Katedra biológie, Pedagogická fakulta, Univerzita Komenského, Bratislava, 90 pp.
- HEINK, U., KOWARIK, I. 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological indicators* 10: p. 584 - 593.

- HOFFMAN, B. D. 2010. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological indicators* 10: p. 105 - 111.
- HOLECOVÁ, M., KRUMPÁL, M., ORSZÁGH, I., KRUMPÁLOVÁ, Z., STAŠIOV, P., FEDOR, P. 2005. Biodiversity of selected invertebrate groups in oak-hornbeam forest ecosystem in SW Slovakia. *Ekológia (Bratislava)* 24(2): p. 205 – 213.  
<http://maps.google.sk/> (30. 3. 2011)
- JABLONOWSKI, J. 1899. *Classis. Insecta. Ordo. Thysanoptera. Editio senerata. Fauna Regni Hungariae. A Magyar birodalom állatvilága, A.K.M. Természettudományi társulat, Budapest, p. 17 – 18.*
- JEDLIČKA, L., KALIVODOVÁ, E. 2002. Zoogeografické členenie paleoarktu: terrestrický biocyklus M 1: 37 000 000. In: MŽP; SaŽP. 2002. *Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.*
- JENSER, G. 1981. Thrips (Thysanoptera) from Hortobágy national park. In: MAHUNKA, S. (Ed.) 1981. *The fauna of the Hortobágy national park, vol. 1, Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 51 - 53.*
- JENSER, G. 1992. *Haplothrips subtilissimus* (Haliday) - eine predatorische Thysanopteren-art in den Obstlagen. *Mitteilungen der Deutsche Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 8: p. 126 - 128.
- JENSER, G. 1993. Studies on the distribution of some Thysanoptera species in an oak forest. *Zoology (Journal of pure and applied zoology)* 4: p. 233 - 238.
- JENSER, G. 1996. Thysanoptera from the Bükk national park. In: MAHUNKA, S. (ed.) 1996: *The fauna of the Bükk national park II. Hungarian Natural History Museum Budapest, p. 129 - 146.*
- JENSER, G. 1999. Thysanoptera from the Aggtelek national park. In: MAHUNKA, S. (ed.) 1999: *The fauna of the Aggtelek national park, I. publ., Hungarian Natural History Museum, Budapest, p. 109 - 117.*

- JENSER, G., VASILIU-OROMULU, L., ORBÁN, K., SZÉNÁSI, Á. 2005. Thysanoptera (Insecta) from Transylvania. *Entomologica Romanica* 10: p. 25-32.
- JONSELL, M., NORDLANDER, G. 2002. Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest ecology and management* 157: p. 101 – 118.
- KAPPES, H., JABIN, M., KULFAN, J., ZACH, P., TOPP, W. 2009. Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *Forest ecology and management* 257: p. 1255 – 1260.
- KEVAN, P. G. 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. *Agriculture, ecosystems and environment* 74: p. 377 – 393.
- KRATOCHVÍL, J. 1936. Třetí příspěvek k poznání půdní zvířeny. *Sborník VŠZ* 23, Brno.
- KRATOCHVÍL, J. 1939. K poznání trásněnek žijících na ovesných kulturách a příčiny bělení, šupinatění a hluchosti ovesných klásků a lat. *Entomologické listy* 2: p. 87 – 105.
- KRUMPÁL, M. 1981. Saisondynamik der bodenfauna im naturschutzgebiet Jurský Šúr. *Acta facultatis rerum naturalium Universitatis Comenianae. Zoologia* 25: p. 9-29.
- KUCHARCZYK, H. 1994. Przulżeńce (Thysanoptera) Roztocza. *Fragmenta faunistica* 37(6): p. 167 - 180.
- KUCHARCZYK, H. 1996. Thysanoptera (Insecta) collected in peat-bog communities in Poleski National Park (East Poland). *Folia entomologica hungarica* 57: p. 61 - 66.
- KUCHARCZYK, H. 1999. Materiały do poznania wciornastków (Thysanoptera) Puszczy Białowieskiej. *Parki narodowe i rezerваты przyrody* 18(1): p. 87 - 92.

- KUCHARCZYK, H. 2004. Wciornastki (Insecta: Thysanoptera) jako element monitoringu ekologicznego w puszczy Białowieskiej. *Leśne prace badawcze* 3: p. 85 - 94.
- KUCHARCZYK, H., SĘCZKOWSKA, K. 1990. Przulżeńce (Thysanoptera) zespołu grądowego (Tilio - Carpinetum) w rezerwacie Bachus (Wyżna Lubelska). *Fragmenta faunistica* 33(20): p. 349 - 360.
- LABUDOVÁ, J. 2000. Poľnohospodárska antropizácia hnedozemí pri Senci. Diplomová práca, Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Bratislava, 51 pp.
- LAPIN, M., FAŠKO, P., MELO, M., ŠŤASTNÝ, P., TOMLAIN, J. 2002. Klimatické oblasti M 1: 1 000 000. In: MŽP; SaŽP. 2002. Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- LAŠKA, V., MIKULA, J., TUF, I.H. 2006. Příspěvek k poznání společenstev bezobratlých živočichů. Sborník z konference COYOUS 2006, FLE CZU v Praze. Dostupné na [http://ekologie.upol.cz/ad/tuf/pdf/papers/Laska\\_Mikula\\_Tuf\\_2006b.pdf](http://ekologie.upol.cz/ad/tuf/pdf/papers/Laska_Mikula_Tuf_2006b.pdf) (30.3.2011).
- LEATHER, S.R. 2005. *Insect sampling in forest ecosystems*. Backwell Publishing. Oxford. 303 pp.
- LEK, S., DELACOSTE, M., BARAN, P., DIMOPOULOS, I., LAUGA, J., AULAGNIER, S. 1996. Application of neural networks to modeling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling* 90: p. 39-52.
- LEK, S., GUÉGAN, J. F. 1999. Artificial neural networks as a tool in ecological modeling, an introduction. *Ecological Modelling* 129: p. 65-73.
- LEK-ANG, S., DEHARVENG, L., LEK, S. 1999. Predictive models of collembolan diversity and abundance in a riparian habitat. *Ecological Modelling* 120: p. 247-260.

- LEWIS, T. 1973. Thrips. Their biology, ecology and economic importance. Academic Press London and New York, 349 pp.
- LISICKÝ, M. 1982. Predpoklady bioindikácie. In: HALGOŠ, J., KALIVODOVÁ, E. (Eds.) 1982: Živočíšstvo ako indikátor zmien životného prostredia. Slovenská Zoologická Spoločnosť pri SAV, Bratislava, p. 56-60.
- LOSOS, B., GULIČKA, J., LELLÁK, J., PELIKÁN, J. 1984. Ekologie živočichů. SPN, Praha, 316 pp.
- MACFADYEN, A. 1953. Notes on methods for the extraction of small arthropods. The Journal of Animal Ecology 22(1): p. 65-77.
- MAGLAY, J., PRISTAŠ, J. 2002. Kvartérny pokryv M 1:1 000 000. In: MŽP; SaŽP, 2002, Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- MAGLOCKÝ, Š., 2002. Potenciálna prirodzená vegetácia M 1: 500 000. In: MŽP; SaŽP, 2002, Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- MAIER, H.R., DANDY, G.C., BURCH, M.D. 1998. Use of artificial neural networks for modelling cyanobacteria *Anabena* spp. in the River Murray, South Australia. Ecological Modelling 105: p. 257-272.
- MAJER, J. D., ORABI, G., BISEVAC, L. 2007. Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. Myrmecological news 10: p. 69 - 76.
- MALEQUE, M. A., MAETO, K., HIROAKI, T. I. 2009. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forest. Applied entomology and zoology 44(1): p. 1 – 11.
- MASAROVIČ, R. 2007. Taxocenózy korticikolných strapiek (Thysanoptera) ako súčasť biocenotického konexu teplomilnej dúbravy. Bakalárska práca, Katedra ekosozológie a fyziotaktiky, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Bratislava, 53 pp.

- MASAROVIČ, R. 2009. Štruktúra a dynamika korticikolných synúzií Thysanoptera ako súčasť biocenotického kónexu Martinského lesa. Diplomová práca, Katedra ekozológie a fyziotaktiky, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského, Bratislava, 147 pp.
- MASAROVIČ, R., FEDOR, P., DUBOVSKÝ, M. 2010. Korticikolná fauna strapiek (Thysanoptera) v Martinskom lese alebo o raji prvonálezov. In: STLOUKAL, E. (Ed.) 2010: Zborník abstraktov z konferencie 16. Feriancove dni 2010, Bratislava 9. - 10.12.2010. Fauníma, Bratislava, 62 pp.
- MASTRORILLO, S., LEK, S., DAUBA, F., BELAUD, A. 1997. The use of artificial neural networks to predict the presence of small-bodied fish in a river. *Freshwater Biology* 38: p. 237-246.
- MAY, R. M. 1972. Will large complex system be stable? *Nature* 238: p. 413 - 414.
- MIGLIORINI, M., PIGINO, G., BIANCHI, N., BERNINI, F., LEONZIO, C. 2004. The effects of heavy metal contamination on the soil arthropod community of a shooting range. *Environmental Pollution* 129: p. 331-340.
- MINAEI, K., ALICHI, M. 2007. Thysanoptera fauna of Shiraz and vicinity. *Journal of insect science* 7(28): p. 28.
- MORITZ, G. 2006. Thripse Fransenflügler, Thysanoptera. Pflanzensaftsaugende Insekten – Band 1. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 663, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 384 pp.
- MOUND, L. A. 2002. Thysanoptera biodiversity in Neotropics. *Revista de Biologia Tropical* 50(2): p. 477 - 484.
- MOUND, L. A. 2005 a. Fighting, Flight and Fecundity: Behavioural Determinants of Thysanoptera Structural Diversity. In: ANANTHAKRISHNAN, T. N., WHITMAN, D. (eds.) 2005. *Insect Phenotypic Plasticity, Diversity of Responses*. Science Publishers, Inc., Enfield (NH), USA, 213 pp.
- MOUND, L. A. 2005 b. Thrips of the world Checklist. Dostupné na: [http://anic.ento.csiro.au/worldthrips/taxon\\_search.asp](http://anic.ento.csiro.au/worldthrips/taxon_search.asp) (14.3.2011).

- NAKAMURA, A., CATTERALL, C. P., HOUSE, A. P. N., KITCHING, R. L., BURWELL CH. J. 2007. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. *Journal of insect conservation* 11: p. 177 - 186.
- NLC ÚLZI Zvolen 2009 a. Porastová mapa – Martinský les, Stav k 1.1.2009, 1:10000.
- NLC ÚLZI Zvolen 2009 b. Porastová mapa – Šenkvický háj, Stav k 1.1.2009, 1:10000.
- NOVÁK, K. et al. 1969. Metody sběru a preparace hmyzu. ACADEMIA nakladatelství Československé akademie věd. Praha. Vydanie 1, 244 pp.
- ODUM, E. P. 1977. Základy ekologie. Academia, Praha, 733 pp.
- OKSANEN, J. 2011. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. Dostupné na: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf> (16.2.2011).
- ÖZESMI, S.L., ÖZESMI, U. 1999. An artificial neural network approach to spatial habitat modelling with interspecific interaction. *Ecological Modelling* 116: p. 15-31.
- PAOLETTI, M. G., HASSALL, G. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, ecosystems and environment* 74: p. 157 – 165.
- PARK, Y.S., CÉRÉGHINO, R., COMPIN, A., LEK, S. 2003. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters. *Ecological Modelling* 160: p. 265-280.
- PELIKÁN, J. 1945. Další příspěvek k poznání našich třásněnek. *Entomol. Listy* 8: p. 71 – 72.
- PELIKÁN, J. 1946. Nové nálezy třásněnek z Mohelnské rezervace. *Entomologické listy* 9: p. 56 - 59.

- PELIKÁN, J. 1947. Poznámky k znalosti třásněnek Rejvízských rašelinišť. Entomologické listy 10: p. 1 - 16 .
- PELIKÁN, J. 1949. Faunistické poznámky k znalosti moravských třásněnek. Entomologické listy 12: p. 28 - 29.
- PELIKÁN, J. 1950. K poznání třásněnek Jeseníků II. Thysanoptera. Přírodovědný sborník Ostravského kraje, 11(4): p. 344 - 354.
- PELIKÁN, J. 1951. Další poznámky o našich třásněnkách. Entomologické listy 19: p. 158 -161.
- PELIKÁN, J. 1952: Přehled třásnokřídých z Československa. Entomologické listy 15: p. 185 - 195.
- PELIKÁN, J. 1955. *Oxythrips tatricus* n. sp., neznámý druh třásněnky z kosodřeviny. Zoologické a entomologické listy 4(18): p. 21 - 28.
- PELIKÁN, J. 1957 a. Nové druhy třásnokřídých (Thysanoptera) z ČSR - I. Zoologické listy 6(20): p. 52 - 56.
- PELIKÁN, J. 1957 b. Řád třásnokřídli – Thysanoptera. In: KRATOCHVÍL, J. (ed.) 1957. Klíč zvířeny ČSR 2. ČSAV. Praha. p. 9-34.
- PELIKÁN, J. 1958. Neue Thysanopterenarten aus der Tschechoslowakei - II. Časopis Československé společnosti entomologické 55(3): p. 280 - 288.
- PELIKÁN, J. 1960. Neue Thysanopterenarten aus der Tschechoslowakei - III. Časopis Československé společnosti entomologické 57(2): p. 112 - 117.
- PELIKÁN, J. 1961. New species of Thysanoptera from Czechoslovakia - IV. Časopis Československé společnosti entomologické 58(1): p. 60 - 70.
- PELIKÁN, J. 1969. Třásnokřídli – Thysanoptera. In: NOVÁK, K. et al. 1969. Metody sběru a preparace hmyzu. ACADEMIA, nakladatelství Československé akademie věd. Praha. Vydanie 1., 244 pp.
- PELIKÁN, J. 1977. Thysanoptera. In: DLABOLA J. (ed.). Check list - Enumeratio insectorum bohemoslovakiae. Acta faunistica entomologica musei naturalis Pragae 15 (4): p. 55 – 59.

- PELIKÁN, J. 1983. Zur Faunistik der Thysanopteren Mitteleuropas. Verh. SIEEC X. Budapest: p. 295-297.
- PELIKÁN, J. 1984. Thysanopteren aus der Mongolei, III. Annales Historico-Naturales Musei Nationali Hungarici. Tom. 76: p. 109-128.
- PELIKÁN, J. 1987. Zoogeographical Analysis of Mongolian Thysanoptera. In: HOLMAN, J., PELIKÁN, J., DIXON, A.F.G., WEISMANN, L. (eds.). Population Structure, Genetics and Taxonomy of Aphids and Thysanoptera. The Hague (SPB Academic Publishing). 542 pp.
- PELIKÁN, J. 1991. Truběnka fikusová (*Gynaikothrips ficorum* Marchal, 1908) ve sklenících v Československu. Ochrana rostlin 27(3 - 4): p. 287 - 291.
- PELIKÁN, J., FEDOR, P., KRUMPÁL, M., CYPRICH, D. 2002. Thrips (Thysanoptera) in nests of birds and mammals in Slovakia. Ekológia (Bratislava) 21(3): p. 275-282.
- PIELOU, E. C. 1966. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. Biological conservation 6: p. 239 – 245.
- PRIESNER, H. 1964. Ordnung Thysanoptera (Fransenflügler, Thripse). In: FRANZ, H. (ed.) 1964. Bestimmungsbucher zur Bodenfauna Europas, Berlin (Akademie - Verlag) 2: p. 1-142.
- PUTMAN, W. M., L. 1942. Notes on the predaceous thrips *Haplothrips subtilissimus* Hal. and *Aeolothrips melaleucus* Hal. The Canadian Entomologist 74: p. 37 - 43.
- R SOFTWARE 2.12.1. (16.12.2010). The R foundation for statistical computing, c/o Institut für Statistik und Wahrscheinlichkeitstheorie, Technische Universität Wien. Dostupné na <http://www.r-project.org/> (30.3.2011).
- RECKNAGEL, F., FRENCH, M., HARKONEN, P., YABUNAKA, K.-I. 1997. Artificial neural network approach for modeling and prediction of algal blooms. Ecological Modelling 96: p. 11-28.

- RIMARČÍK, M. 2007. Štatistika pre prax. 1. vydanie, 200 pp. Dostupné na: [http://rimarcik.com/Statistika\\_pre\\_prax.pdf](http://rimarcik.com/Statistika_pre_prax.pdf)
- RODRÍGUEZ, J. P., PEARSON, D. L., BARRERA, R. 1998. A test for the adequacy of bioindicator taxa: are tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae) appropriate indicators for monitoring the degradation of tropical forests in Venezuela? *Biological Conservation* 83(1): p. 69 -76.
- RUANO, F., LOZANO, C., GARCIA, P., PEÑA, A., TINAUT, A., PASCUAL, F., CAMPOS, M. 2004. Use of arthropods for the evaluation of the olive orchard management regimes. *Agricultural and Forest Entomology* 6: p. 111 - 120.
- RUMELHART, D. E., HINTON, G. E., WILLIAMS, R. J. 1986. Learning representations by back - propagation error. *Nature* 323: p. 533 - 536.
- RUŽIČKOVÁ, J. 2003. Fragmenty lesov Trnavskej pahorkatiny vo vzťahu k biodiverzite rastlinstva. Dizertačná práca, Katedra ekozológie a fyziotaktiky, Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava, 134 pp.
- SANTOS, S. A. P., CABANAS, J. E., PEREIRA, J. A. 2007. Abundance and diversity of soil arthropods in olive grove ecosystem (Portugal): Effect of pitfall trap type. *European Journal of Soil Biology* 43: p. 77-83.
- SHANNON, C. E., WEAVER, W. 1949. The mathematic theory of communication. University Illinois Press, Urbana, 306 pp.
- SCHLICK-STEINER, B. C., STEINER, F. M. 2000. Eine neue Subterrannfalle und Fänge aus Kärnten. *Carinthia II*. 190: p. 475-482.
- SCHLIEPHAKE, G., KLIMT, K. 1979. Thysanoptera. *Die Tierwelt Deutschland*, 66. G. Fischer Verlag Jena, 477 pp.
- SCHUBERT, T. 1985. Bioindikation in Terrestrischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verl., Stuttgart, 327 pp.
- SIEGEL, S., CASTELLAN, J. 1988. Non parametric statistics for the behavioural sciences. - New York: Mc Graw Hill, 399 pp.

- SIERKA, W., FEDOR, P. J. 2004. Wciornastki (Insecta, Thysanoptera). Uniwersytet Slaski, Katowice, Poland. 174 pp.
- SIERKA, W., HALGOŠ, J. 2003. Thrips (Insecta, Thysanoptera) of the NPR Šúr near Bratislava. *Entomofauna Carpathica* 15: p. 14 – 19.
- SPELLERBERG, I. A. 1991. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, 334 pp.
- SPELLERBERG, I. F., FEDOR, P. J. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916 – 2001) and a plea for more rigorous use of terms such as species richness, species diversity and the „Shannon – Wiener“ Index. *Global Ecology and Biogeography* 12(3): p. 177 – 179.
- STANOVÁ, V., VALACHOVIČ, M. (eds.) 2002. *Katalóg biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Štátna ochrana prírody SR, Bratislava*, 225 pp.
- STAŠIOV, S. 2001. Vybrané skupiny epigeickej makrofauny (Opilioniada, Diplopoda a Chilopoda) ako indikátory stavu vrchnej pôdnej vrstvy v podhorskej bučine. *Technická Univerzita vo Zvolene. Vedecké štúdie* 8/2001/A, 88 pp.
- STILWELL, A. R. 2009. Remote sensing to detect the movement of wheat curl mites through the spatial spread of virus symptoms, and identification of thrips as predators of wheat curl mites. *Disertation, Department of entomology, University of Nebraska, Lincoln*, 179 pp.
- STRAKA, V., MAJZLAN, O. 2008. Dvojkrídlovce (Diptera) Martinského lesa pri Viničnom (Južné Slovensko). *Naturae Tutela* 12: p. 69 – 78.
- ŠÁLY R., ŠURINA, B. 2002. Pôdy M 1: 500 000. In: MŽP; SaŽP, 2002, *Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica*, 344 pp.
- ŠMIHELOVÁ, N. 2000. Hodnotenie ekologicky významných segmentov krajiny z hľadiska diverzity v katastrálnom území Senec. *Diplomová práca, Katedra ekosoziológie a fyziotaktiky, Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava*, 80 pp.

- ŠŤASTNÝ, P., NIEPLOVÁ, E., MELO, M. 2002. Priemerná ročná teplota vzduchu M 1: 2 000 000. In: MŽP; SaŽP, 2002, Atlas krajiny Slovenskej republiky, 1. vyd., Bratislava, Banská Bystrica, 344 pp.
- TAN, S.S., SMEINS, F.E. 1996. Predicting grassland community changes with an artificial neural network model. *Ecological Modelling* 84: p. 91-97.
- THIENEMANN, A. 1918. Lebensgemeinschaften und Lebensraum. *Naturw. Wochenschrift N. F.*, p. 26 - 33.
- THIENEMANN, A. 1920. Die Grundlagen der Biocenotik und Monards faunistische Principen. *Festtechn. Zschokke* 4: p. 1 - 14.
- TRAJAN SOFTWARE, Ltd (1996–1998). Trajan Neural Network Simulator, version 3.0D. Computer program.
- TUF, I.H. 2002. Contribution to the knowledge of vertical distribution of soil macrofauna (Chilopoda, Oniscidea) in floodplain forest. In: TAJOVSKÝ, K., BALÍK, V., PIŽL, V. (eds.) 2002. *Studies on Soil Fauna in Central Europe. Proc. 6th CEWSZ. Ústav půdní biologie, Akademie Věd ČR, České Budějovice.* p. 241-246.
- TUFOVÁ, J., TUF, I.H. 2003. Druhové bohatství půdních bezobratlých - metodologický artefakt. In: ŠTYKAR J. (ed.). *Geobiocenologie a její využití v péči o les a chráněná území. MZLU Brno & Školský lesní podnik Masarykův les Křtiny, Geobiocenologické spisy* 7: p. 107-114.
- TUKEY, J. W. 1977. *Exploratory data analysis.* Reading, MA: Addison Wesley Publishing Co., 688 pp.
- ULITZKA, M. R. 1999. *Fransenflüglergesellschaften deutscher Wälder (Insecta: Thysanoptera).* Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades Dr. rer. nat. der Fakultät für Naturwissenschaften der Universität Ulm.
- UZEL, J. 1895. *Monographie der Ordnung Thysanoptera.* Königgrätz, 472 pp.
- VASILIU - OROMULU, L. 1993. Changes in the structure and dynamics of Thysanoptera populations in the pasture ecosystems of subalpine areas of

- Bucegi Mountains, Romania, subjected to ecological reconstruction. *Zoology (Journal of pure and applied zoology)* 4: p. 381 - 388.
- VASILIU - OROMULU, L. 2002. The study of thrips fauna (Insecta: Thysanoptera) from the quercus-forest of the Romanian plain. *Entomologica romanica* 7: p. 25 - 34.
- VASILIU - OROMULU, L. 2004. Partial and Multiple Correlations between Thysanoptera species and abiotic factors. *Acta phytopathologica et entomologica Hungarica* 39(1 - 3): p. 221 - 241.
- VASILIU - OROMULU, L., BĂRBUCEANU, D., BIANU, E. 2009. Thysanoptera capability for biomonitoring of Urban polluted green spaces (Insecta: Thysanoptera). *Acta entomologica serbica* 14(2): p. 185 - 194.
- VASILIU - OROMULU, L., JENSER, G. 2008. *Frankliniella intonsa* (Trybom 1895) a very sensitive bioindicator of air pollution. *Acta phytopathologica et entomologica Hungarica* 43(2): 405 - 412.
- VASILIU - OROMULU, L., TÓTHMÉRÉSZ, B. 1995. Population diversity of Thysanoptera in Romanian meadows. In: PARKER, B. L., SKINNER, M., LEWIS, T. (Eds.) 1995. *Thrips biology and management*. Life sciences Vol. 276, Plenum, New York, 636 pp.
- WEEKS, P. J. D., GASTON, K. J. 1997. Image analysis, neural networks, and the taxonomic impediment to biodiversity studies. *Biodiversity and Conservation* 6: p. 263-274.
- ZUR STRASSEN, R. 2003. *Die Terebranten Thysanopteren Europas und des Mittelmeer – Gebietes*. Goecke and Evers, Keltern, 277 pp.
- ZVEREVA, E. L., KOZLOV, M. V. 2010. Responses of terrestrial arthropods to air pollution: a meta analysis. *Environmental science and pollution research* 17: p. 297 – 311.

MARTINA DORIČOVÁ a PETER FEDOR

**GEOBIONTNÉ TAXOCENÓZY THYSANOPTERA V INDIKÁCI  
EKOLOGICKEJ STABILTY PAHORKATINNEJ DÚBRAVY**

Vydala Univerzita Komenského v Bratislave vo Vydavateľstve UK

Korigovali autori

Rozsah: 150 strán, text 8,99 AH, náklad 120 ks, 1. Vydanie

ISBN 978-80-223-3531-7