
Soproni Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola
Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása program

Talajfelszín közeli pókegyüttesek vizsgálata lékes felújítású erdőrészekben

Doktori (PhD) értekezés
Bali László



Témavezetők:
Dr. habil Tuba Katalin
Dr. habil Szinetár Csaba

Sopron, 2022.04.21.

Talajfelszín közeli pókegyüttesek vizsgálata lékes felújítású erdőrészekben
Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:

Bali László

Készült a Soproni Egyetem

Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola

Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása (E1) programja keretében

Témavezetők: Dr. Tuba Katalin
Dr. Szinetár Csaba

Az értekezés témavezetőként elfogadásra javasolt: igen / nem

témavezető aláírása

Az értekezés témavezetőként elfogadásra javasolt: igen / nem

témavezető aláírása

A komplex vizsga időpontja: 20 ____ év _____ hónap ____ nap

A komplex vizsga eredménye _____%

Az értekezés bírálóként elfogadásra javasolt (igen /nem)

1. bíráló: Dr. _____ igen / nem

(aláírás)

2. bíráló: Dr. _____ igen / nem

(aláírás)

Az értekezés nyilvános védésének eredménye: _____%

Kelt Sopron, 20 ____ év _____ hónap ____ nap

a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése: _____

az EDHT elnöke

Nyilatkozat

Alulírott **Bali László** jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy a „*Talajfelszín közeli pókegyüttesek vizsgálata lékes felújítású erdőrészekben*” című PhD értekezésem önálló munkám, az értekezés készítése során betartottam a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény szabályait, valamint a Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola által előírt, a doktori értekezés készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében¹.

Kijelentem továbbá, hogy az értekezés készítése során az önálló kutatómunka kitétel tekintetében témavezető(i)met, illetve a programvezetőt nem tévesztettem meg.

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy az értekezést nem magam készítettem, vagy az értekezéssel kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Soproni Egyetem megtagadja az értekezés befogadását.

Az értekezés befogadásának megtagadása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 2022.04.21.



doktorjelölt

¹ 1999. évi LXXVI. tv. 34. (1) A mű részletét — az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven — a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti.

36. (1) Nyilvánosan tartott előadások és más hasonló művek részletei, valamint politikai beszédek tájékoztatás céljára — a cél által indokolt terjedelemben — szabadon felhasználhatók. Ilyen felhasználás esetén a forrást — a szerző nevével együtt — fel kell tüntetni, hacsak ez lehetetlennek nem bizonyul.

Tartalomjegyzék

KIVONAT	6
ABSTRACT.....	7
1. BEVEZETÉS.....	8
2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	10
2.1. A PÓKOKRÓL	10
2.1.1. <i>A pókok indikátor szerepe</i>	<i>12</i>
2.1.2. <i>A pókok gyűjtésének módszerei</i>	<i>12</i>
2.1.3. <i>A pókok az erdei ökoszisztémákban.....</i>	<i>14</i>
2.1.3.1. <i>A tartamos erdőgazdálkodásról</i>	<i>18</i>
2.1.3.2. <i>Mesterséges lécek és szegélyhatás</i>	<i>18</i>
2.1.3.3. <i>Az erdei holtfa szerepe</i>	<i>20</i>
2.1.3.4. <i>A pókok erdővédelmi jelentősége.....</i>	<i>21</i>
2.2. A NYUGAT-MAGYARORSZÁGI RÉGIÓBAN VÉGZETT KORÁBBI KUTATÁSOK	22
2.2.1. <i>A kísérleti területeimen végzett egyéb kutatások</i>	<i>23</i>
2.3. APPENDIX	23
3. CÉLKITŰZÉSEK.....	24
4. ANYAG ÉS MÓDSZERTAN	26
4.1. A VIZSGÁLATI TERÜLETEK JELLEMZÉSE	26
4.1.1. <i>Éghajlati és hidrológiai jellemzők.....</i>	<i>27</i>
4.1.2. <i>Domborzati, földtani és talajtani jellemzők.....</i>	<i>27</i>
4.1.3. <i>Növényföldrajzi jellemzők</i>	<i>27</i>
4.1.4. <i>Állatföldrajzi jellemzők.....</i>	<i>28</i>
4.1.5. <i>A mintagyűjtési területek ismertetése</i>	<i>28</i>
4.2. AZ ADATGYŰJTÉS METODIKÁJA	30
4.2.1. <i>Kiegészítő mintagyűjtések</i>	<i>32</i>
4.2.2. <i>Környezeti paraméterek felmérése</i>	<i>36</i>
4.2.3. <i>Egyéb erdőterületeken végzett kutatások.....</i>	<i>36</i>
4.3. A CSAPDAANYAG FELDOLGOZÁSA	37
4.4. ADATFELDOLGOZÁSI ÉS STATISZTIKAI MÓDSZEREK	39
4.4.1. <i>Alkalmazott szoftverek.....</i>	<i>39</i>
4.4.2. <i>Statistikai adatfeldolgozás</i>	<i>39</i>
4.5. A FAJOK KATEGORIZÁLÁSÁNAK MÓDSZEREI	44
4.5.1. <i>Földrajzi elterjedés</i>	<i>44</i>
4.5.2. <i>Ökológiai preferenciák.....</i>	<i>44</i>
4.5.3. <i>Vadászati stratégiák (Guild szerkezet)</i>	<i>45</i>
5. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK.....	47
5.1. FAUNISZTIKAI EREDMÉNYEK.....	47
5.1.1. <i>Bejegyertyános 13/A erdőrésztlet pókfaunája</i>	<i>56</i>

5.1.2. Vép 32/D erdőrézlet pókfaunája	59
5.1.3. Bejagyertyános 13/A és Vép 32/D pókfaunájának összehasonlítása	62
5.1.3.1. Közösség ökológiai összehasonlítások	63
5.1.3.2. Közösség szerkezet	65
5.1.3.3. Habitat preferencia	68
5.1.4. Az egyéb erdők vizsgált faunáinak rövid ismertetése	70
5.1.5. A főbb fajok ismertetése	71
5.1.5.1. A leggyakoribb fajok főkomponens elemzése	95
5.2. MESTERSÉGES LÉKNYITÁS HATÁSAINAK VIZSGÁLATA	96
5.2.1. Transzszektek T-próbás elemzése	96
5.2.2. Diverzitás értékelés	98
5.2.3. Közösség szerkezet	99
5.2.4. Habitat preferencia	101
5.2.5. Hasonlósági elemzések	104
5.2.6. Karaktercsapdák értékelése	107
5.2.7. Biotikus és abiotikus környezeti tényezők hatásainak elemzése	109
5.2.7.1. A pókegyüttesek és a környezeti tényezők kapcsolatának CCA elemzése	109
5.2.7.2. Korrelációs vizsgálat	111
5.2.8. Szezonális elemzések	112
5.2.9. A vépi kiegészítő vizsgálatok kiértékelése	115
5.2.9.1. Téli mintagyűjtés	115
5.2.9.2. D-Vac felmérés	117
5.2.9.3. Kontrol jellegű talajcsapdázás	119
5.3. ELTÉRŐ ERDŐÁLLOMÁNYOK ÖSSZEHASONLÍTÁSA	121
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	125
6.1. TÉZISEK	129
6.2. JAVASLATOK.....	132
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	134
8. FELHASZNÁLT IRODALOM.....	135
8.1. ELEKTRONIKUS HIVATKOZÁSOK	158
9. MELLÉKLETEK	159
9.1. TALAJCSAPDÁZÁSI JEGYZŐKÖNYVEK.....	159
9.2. D-VAC JEGYZŐKÖNYV	192
9.3. HOLTFA FELVÉTELEZÉSI JEGYZŐKÖNYV	195
9.4. KIEGÉSZÍTŐ ÁBRÁK.....	199
9.5. KIEGÉSZÍTŐ ADATOK	200
9.6. ÁBRAJEGYZÉK	211
9.7. TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE	218



KIVONAT

Bali László: Talajfelszín közeli pókegyüttesek vizsgálata lékes felújítású erdőrészekben

Jelen dolgozatomban egy kétéves időszakot átölelő terepi adatgyűjtő munkán nyugvó vizsgálat eredményeit ismertetem, ami illeszkedik egy, az ERTI által 2010-ben megkezdett, mesterséges léknyitás hatásait elemző kísérletrendszerbe. Ennek során én két mintaterület – Bejcggyertyános 13/A, GyT-TVFLN-ABE-IMÉ-V, gyertyános-kocsánytalan tölgyes; valamint Vép 32/D, GyT-TVFLN-PBE-MÉ-V, cseres – talajfelszín közeli pókfaunájának felmérése és összehasonlítása mellett a mesterséges léknyitás azok együtteseire kifejtett hatásait vizsgáltam. E vizsgálatok keretein belül elemeztem azok közösségszerkezetének változásait, mind térben (különös tekintettel esetleges szegélyzónák kialakulására), mind időben. Tanulmányoztam továbbá a léknyítások ökológiai vonatkozásai mellett az azok által befolyásolt biotikus és abiotikus tényezők, valamint a fekvő holtfa pókegyüttesekre gyakorolt kihatásait is. Mintagyűjtésem a korábban említett erdőrészekben kialakított 2-2 (hozzávetőlegesen 15 x 30 m-es) lékben és azok környezetében zajlott, amihez védőtetővel ellátott Barber-féle duplaedényes talajcsapdákat használtam. Ezek cseréje kéthetes rendszerességgel történt, mind 2013-ban, mind 2014-ben, áprilistól novemberig. A vizsgálat során összesen 35214 pókot gyűjtöttem, amelyek közül 27 család 173 fajt tudtam kimutatni. A leggyakoribb faj mindkét helyen a *Pardosa alacris* volt. E vizsgálat mellett a vépi mintaterületen három további mintagyűjtést is végeztem. Egy téli csapdázás (2015) célja volt a léknyitás esetleges hatásainak lombtalan állomány alatti vizsgálata. Egy D-Vac felmérés (2015 nyár) célja volt a talajcsapdázás eredményeinek alternatív mintavételezéssel való összehasonlítása. Valamint egy kontroll vizsgálat (2016 nyár) célja volt az eredményeim lékkel nem érintett állományrészek adataival való összehasonlítása. Mindezek mellett kiegészítő jellegű talajcsapdás felméréseket is folytattam (ásotthalmi Tanulmányi-erdő, kecskeméti Nyíri-erdő, soproni Roth-féle száraló, soproni Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum, Szalafő Erdőrezervátum). A felméréseknek köszönhetően összesen 4 pókfaj magyarországi új előfordulása (*Centromerus leruthi*, *Cybaeus tetricus*, *Gnaphosa montana* és *Tapinocyba pallens*), valamint 4 védett pókfaj területre új előfordulása került kimutatására (*Atypus affinis*, *Atypus piceus*, *Eresus kollari* és *Nemesia pannonica*). Az elvégzett vizsgálatok eredményei szerint, a kimutatott faj- és egyedszámok alapján a bejcggyertyánosi pókegyüttes, míg diverzitás szempontjából a vépi fauna volt gazdagabb, de azok között szignifikáns eltérés nem mutatkozott. Mindkét területen a talajfelszínen vadászó pókok domináltak. A mesterséges léknyitás egyértelműen befolyásolta a talajfelszín közeli pókegyüttesek összetételét és gazdagságát. Ez leginkább a lékek csapdáiban kimutatott faj- és egyedszámok, valamint a diverzitás indexek magasabb értékeiben; az indikátor fajok transzszekt menti gyakoriságában és az egyes guildekbe tartozó fajok aktivitásában mutatkozott meg. A lékek és az állományok csapdáinak szétválását klaszteranalízis, N-MDS ordináció és a hasonlósági indexek alakulása is megmutatta, ugyanakkor egyértelműen definiálható szegély élőhelyre utaló eredményt egyik vizsgálat sem adott. A mesterséges léknyításnak nem mutatkoztak ökológiai szempontból negatív hatásai a pókfaunákra. Azoknak sem egyedszáma, sem diverzitása nem maradt el az egyéb erdőkben és a kontroll vizsgálatban tapasztaltaktól sem. A léknyítás által befolyásolt biotikus és abiotikus tényezők több faj és több guild gyakoriságával is mutattak kapcsolatokat. A léknyítás hatásai leginkább április-június között, legkevésbé a téli időszakban érzékeltették hatásukat. A pókegyüttesek között sem a mintázási évek, sem a lékek tájolása alapján nem mutatkozott szignifikáns különbség. A vákuumos mintagyűjtés eredményi a fenti megállapításokkal összhangban vannak, az az által feltárt fauna azonban valamelyest eltért a talajcsapdás mintáékétól.



ABSTRACT

László Bali: The examination of ground-dwelling spider assemblages in gap felling forest-subcompartments

In this dissertation, I present the data of a two-year long field survey, which corresponds to a larger experiment in connection with artificial gap openings of deciduous forests, started by the Hungarian ERTI in 2010. The subjects of my data collection were the ground-dwelling spider assemblages of two West-Hungarian forest subcompartments, Bejcggyertyános 13/A (oak-hornbeam stand) and Vép 32/D (turkey oak stand). During my research, I conducted comparative faunistical surveys and analysed the effects of artificial gap openings. Within the framework of these studies, I analysed the changes in the community structure of the spiders, both spatially (with particular interest to possible formation of edge zones) and temporally. In addition to the ecological aspects of gap openings, I also studied the effects of the biotic and abiotic factors influenced by them. I also analysed the effects of lying dead wood. My sample collection took place in and around 2-2 (approximately 15 x 30 m large) gaps of the forest subcompartments. I used Barber-type double-cupped pitfall traps, which were replaced fortnightly, both in 2013 and 2014 from April to November. During this survey, I collected 35,214 spider specimens, and identified 173 species of 27 families. *Pardosa alacris* was the most abundant species in both sites. In addition to this survey, I also conducted a winter trapping (2015) with the goal of investigating the possible effects of gap opening under a leafless stand. A D-Vac spider collecting (summer of 2015) was also performed to compare the results of pitfall trapping with an alternative sampling method. Finally a control sampling (summer of 2016) was also carried out to compare my data with a none-gapped forest patch. All of which were implemented only in Vép 32/D. Furthermore, supplementary ground-dwelling spider researches were carried out in additional five forests of different kinds (Educational Forest of Ásotthalom, Nyíri Forest of Kecskemét, Roth Selection Forest of Sopron, Hidegvíz-völgy Forest Reserve of Sopron and Forest Reserve of Szalafő). As a result of these surveys, the Hungarian spider fauna got enriched by 4 new species (*Centromerus leruthi*, *Cybaeus tetricus*, *Gnaphosa montana* and *Tapinocyba pallens*) and new occurrences of 4 protected species were also detected (*Atypus affinis*, *Atypus piceus*, *Eresus kollari* and *Nemesia pannonica*). Based on the species- and specimen numbers, the spider assemblage in Bejcggyertyános was richer, while the assemblage of Vép was more diverse, but without a significant difference. Both areas were dominated by ground hunting spiders. The artificial gap openings definitively affected the composition and the structure of the ground-dwelling spider communities. Which was shown by the higher numbers of species and specimens, as well as the diversity indices of the gap-traps; by the frequency of the indicator species along the transects and by the distributions of the different guilds. The separation of the stand- and gap-traps were shown by the cluster analyses, by the N-MDS ordination and by the values of the similarity indices. At the same time, the formation of an edge-zone was not detectable by either method. The artificial gap openings had no ecologically negative effects on the ground-dwelling spider communities. The specimen numbers, and the values of the diversity indices were not lower in the gap-felled forests than in the control sites. The biotic and abiotic factors altered by the gap openings showed impacts on the distributions of some guilds and on some of the abundant species. The effects of the artificial gap openings were most detectable between April and June, while least conspicuous during winter. Neither the communities of the survey years nor the different gap orientations showed any significant differences between each other. The results of the D-Vac sampling are in line with the previous findings, although the communities accessed by this method were somewhat different from the pitfall-collected fauna.



1. BEVEZETÉS

Országunk egyik legnagyobb megújuló természeti erőforrását erdőterületeink adják, amik teljes nagysága több mint 2,05 millió hektár (NÉBIH 2018), így azok gazdasági szempontból sem mellőzhetőek. Az erdők művelése a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodási módok szemlélete szerint kell, hogy történjen (Web 1. 2009). Ennek főbb vezérelvei közül kiemelt fontosságú a természetes erdőkben lejátszódó folyamatok követése, szimulálása (Solymos 2000; Mitchell et al. 2002; Koloszar 2005, 2010). Az erdészeti gyakorlatban a követelményeknek leginkább az örökerdő üzemmód felel meg, aminek lényege, hogy alkalmazásával: „az erdőgazdálkodás során az erdőben erdőfelújítási kötelezettséget keletkeztető véghasználati fakitermelés nem történik, az erdő faállománya az örökerdő fenntartási tervben foglaltaknak megfelelően alakul, annak összetétele, kor- és térbeli szerkezete változatos, és ezzel megvalósul a folyamatos erdőborítás” (Web 1. 2009). A vágásosról örökerdő üzemmódra való áttérésre szolgál az átalakító üzemmód (Solymos 2000, Koloszar 2005, Molnár 2017). Ez az átalakítás történhet lékes felújítással is, amely során a zárt erdőállományban mesterséges lécek kerülnek kialakításra. E módszer előnye, hogy elviekben a kis erdőciklust (Standovár & Kenderes 2003, Bartha 2005, Mihók et al. 2007) követi, így természetközeli alternatívája lehet a hagyományos felújítási módoknak (Brokaw & Busing 2000, Schnitzer & Carson 2000, Debnár et al. 2016).

Természetesen kialakult lécek vizsgálatai azt mutatják, hogy az ottani abiotikus környezeti tényezők jelentősen eltérhetnek a környező erdőállományban tapasztalhatóaktól, különösen ha egy adott lék átmérője famagasságnál nagyobb. Emellett a lécek mikroklímát meghatározó további lényeges tulajdonságai azok alakja és kitétsége (Runkle 1985, Ulanova 2000). Az állomány és lék mikroklímái közötti legmarkánsabb különbségek leginkább a nyári időszakban jelentkeznek, ami főként a lékbelsőt ekkor érő nagyobb fénytöbbletre vezethető vissza (Kollár et al. 2013). A lécek ehhez kapcsolódó érdekes tulajdonsága, hogy mivel a környező fák a légmozgást akadályozzák bennük, így szélcsendes, meleg, napos időben a nyílt élőhelyeknél is szélsőségesebb hőmérsékleti értékeket mutathatnak (Eredics 2013). A lécek talajnedvessége szintén eltérhet a környező erdőkétől: kisebb méretű lécek talajnedvessége általában magasabb, míg nagyobb léceké alacsonyabb a környezetükénél (Minckler & Woerheide 1965, Kalicz et al. 2013). A lécek képződése a terület ízeltlábú faunájára is komoly behatással van, mivel az nem csak a már említett abiotikus változásokkal jár, de ezek által az aljnövényzet átalakulásával is. Bár a lécek belsejében jóval nagyobb arányban maradnak fenn az erdei futóbogár, vagy pók fajok együttese, mint pl. tarvágás esetén, de a nyílt élőhelyek fajai itt is megjelennek (bár ennek összességében diverzitás növelő hatása is lehet). Csak a pókokat tekintve pedig gyakran tapasztalható, hogy a farkaspókok aránya a léceken belül megnő (Elek et al. 2016). Mindezen ismeretek ellenére a lékes erdőfelújítási eljárás hazánkban viszonylag újkeletű erdőgazdálkodási módszernek tekinthető (Gálhidy 2016), így annak a pókokat is magában foglaló taljaközeli ízeltlábú faunára kifejtett hatásaival kapcsolatban csekély mennyiségű információ áll rendelkezésünkre (Elek et al. 2016).

A pókokról a köztudatban általában élénk kép él, ami – sokak engesztelhetetlen meghökkenésére – akár még pozitív is lehet. Ezek az állatok, a csáprágósok közé tartozó közeli rokonaikkal együtt, régóta fontos részeit képezik történelmünknek (Tourinho et al. 2020). Több, akár még ma is élő hiedelem és babona szerint hoznak jó szerencsét, esetleg valamiféle védelmet. Továbbá számos kultúra mondakörében és hitvilágában előfordulnak pókokhoz hasonló zoomorfikus alakok, mint például a mocsika *Ai Apaec* (Stone-Miller 1995), a nyugat-afrikai eredetű *Anansi* (Eriksen 2013) a görög *Arakhné* (Ovid 8), a lakota *Iktomi* (Zitkála-Šá 2014), a japán *Jorōgumo* (Silva 2010), vagy éppen a sumér *Uttu* (Black & Green 1992). Még a híres Nazca geoglifák között is megtalálható ábrázolásuk (Aveni



1990). Tekintve karakteres megjelenésüket, általánosan széleskörű elterjedtségüket, valamint nagy fajgazdagságukat és egyedszámukat, mindez talán nem is meglepő.

A dolgozat összeállításának idején a pókok 131 családjának 50007 fajtát írták le világszerte (W.S.C. 2022). Az Antarktiszot leszámítva minden kontinensen megtalálhatóak, és csak a legszélsőségesebb élőhelyekről hiányoznak (Wise 1993, Szinetár 2006, Tourinho et al. 2020). Ezzel párhuzamosan a legtöbb szárazföldi ökoszisztémában jelentős szerepet töltenek be: hatással lehetnek az azokban létrejövő interakciókra (Schuldt et al. 2017), befolyásolhatják az adott élőhely vegetációs diverzitását (Vleminckx et al. 2019), szerepet játszhatnak az elsődleges fogyasztó szervezetek kontrolálásában (Maloney et al. 2003, Nyffeler & Sunderland 2003, Hooks et al. 2006), valamint maguk is értékes táplálékforrásként szolgálhatnak (Wise 1993). Elmondható tehát, hogy emberi szempontból is hasznos organizmusoknak tekinthetők. Ökoszisztéma szolgáltatásaik ökológiai, és így gazdasági szempontból sem elhanyagolhatóak (McCravy 2018, Tourinho et al. 2020), legyen szó akár lágyszárú (Samu & Szinetár 2002), akár fásszárú/erdei (Manley et al. 1976, Weidmann 1978, Nyffeler & Benz 1987, Wise 2004) gazdálkodási ágazatokról. S bár hazánk vonatkozásában aránylag sok agro-ökoszisztémát érintő vizsgálatnak voltak alanyai, erdőművelési viszonylatban kevésbé kutatott csoportnak tekinthetők.

A pókok, az erdei ökoszisztémákban – akár az azok művelése és gazdálkodása miatt is – bekövetkező változások hatásainak vizsgálatához megfelelő alanyoknak tekinthetők (Elek et al. 2016, 2018). A pókfajok többségének specifikus és jól meghatározható élőhelyigényei vannak (Ysnel & Canard 2000, Heikkinen & MacMahon 2004), a különböző környezeti tényezők változásai könnyen és gyorsan befolyásolják abundanciájukat (Wise 1993, Maelfait & Hendrickx 1998, Cardoso et al. 2004, Scott et al. 2006, Horváth et al. 2009), így például az erdőszerkezeti és mikroklimatikus változásokra is érzékenyen reagálnak (Elek et al. 2018). Ezért kiváló indikátorszervezeteknek tekinthetők (Kremen et al. 1993; Elek et al. 2016, 2018). E szerepüket, ökológiai definiálhatóságuk mellett, alátámasztja még, hogy taxonómiájuk jól feltárt, valamint viszonylag költséghatékonyan és jól ismételtően gyűjthetőek (Pearce & Venier 2006, Zou et al. 2012, McCravy 2018, Tourinho et al. 2020).

Mindezek alapján közösségeik alkalmasak a mesterséges lécek kialakítása miatt bekövetkező biodiverzitásbeli változások kutatására (Debnár et al. 2016, Elek et al. 2018). Mindemelett a pókegyüttesek vizsgálata erdei ökoszisztémákban betöltött fontos szerepük (Nyffeler & Benz 1987, Wise 1993, Tourinho et al. 2020) miatt is indokolt.

A fentiekben áttekintett ismereteket is figyelembe véve, dolgozatomban egy kétéves időszak terepi adatgyűjtő munkáját magában foglaló vizsgálat eredményeit ismertetem, ami illeszkedik egy komplex, a mesterséges léknyitás hatásait elemző kísérletrendszerbe (Kollár 2018), ahol 2-2 mesterségesen kialakított léknek és azok környezetének talajfelszín közelében élő pókegyütteseit mintáztam Barber-féle talajcsapdák használatával.

Összegezve tehát, kutató munkám alapjául azért választottam a talajfelszín közeli pókegyüttesek tanulmányozását, mivel:

- kiváló indikátor szervezetek;
- az erdei ökoszisztémák fontos részét képezik, ennek ellenére
 - a) mind a magyarországi erdei ökoszisztémák esetében,
 - b) mind a mesterséges léknyitás okozta behatások vonatkozásában kevésbé kutatottak,
- a lécek körüli szegélyhatás viszonyában pedig szinte egyáltalán nem vizsgáltak;
- mintaterületeimen a korábbiakban arachnológiai kutatásokat még nem végeztek,
- ugyanakkor az egyes lécek bizonyos abiotikus tényezőire vonatkozóan elvégzett felmérések eredményeit sajátjaim jól kiegészíthetik.



2. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

Dolgozatom témája viszonylag összetett, hiszen kisebb-nagyobb mértékben kapcsolódik mind az arachnológiához, mind az ökológiához, mind pedig az erdészeti tudományokhoz. Ebből kifolyólag a vonatkozó irodalmi háttér is szerteágazó. A következőkben ezt a háttérrel tekintem át a vonatkozó ismeretek bemutatásával.

2.1. A pókokról

A pókok (*Araneidea*) az ízeltlábúak (*Arthropoda*) törzsén belül a csáprágósok (*Chelicerata*) altörzsében a pókszabásúak (*Arachnida*) osztályában lévő pókok (*Araneae*) alosztályának rendje. A pókszabású fajok a világon leírt állatfajoknak ~2%-át (Adis 2002) teszik ki. Elterjedtségük egyik oka lehet a közel 380 millió évre visszatekintő evolúciójuk (Penney & Selden 2011, Garrison et al. 2016), amely során a legtöbb szárazföldi (és néhány vízi) élőhelyhez alkalmazkodtak. Igen erős továbbá a főként kisméretű egyedekre jellemző fonalas (ökörnyál) repítés segítségével történő kolonizációs képességük, aminek köszönhetően gyorsan meg tudnak telepedni akár újonnan kialakult habitatokban is (Morley & Robert 2018). Ez utóbbi tulajdonságuk, valamint többek között a gyors nemzedékváltásuk és a környezetük mikroklímájára való érzékenységük adja együtteseik jelentős plaszticitását. Ami az erdei ökoszisztémákban való gyakoriságukkal és fontos szerepükkel együtt kiváló alannyá teszik őket erdőgazdálkodási eljárások ökológiai vizsgálatához.

Többnyire kisméretűek, az ismert fajok testméret-tartománya 0,37 mm és 90 mm közé esik (lábak nélkül) (Levi & Levi 2014). Európai viszonylatban a centiméteres nagyságot elérők már nagynak tekinthetők (Netwig et al. 2021). Testük két fő részre – előtestre (*prosoma*) és utótestre (*opisthoma*) – tagolódik, azon a szelvényezettségnek más nyoma általában nem figyelhető meg. Előtestük első pár végtagszármarékai a csáprágók. Ezt követően ahhoz egy pár tapogatóláb és négy pár járóláb kapcsolódik. Minden póknak vannak szövőszemölcssei, amik az utótest végén találhatóak és a pókselyem készítésében van szerepük. Mindemellett jellemző rájuk az ivari dimorfizmus (Loksa 1969).

Túlnyomó többségükben generalista ragadozó szervezeteknek tekinthetők, de mutathatnak kisebb-nagyobb fokú zsákmányspecifikációt, mint például a *Dysderidae* (ászka specifikus), *Mimetidae* (pók specifikus) és a *Zodariidae* (hangya specifikus) családok egyes fajainak esetében (Nentwig 1987). Leginkább a saját testméretüknél kisebb, esetleg azzal összeegyeztethető (önmagukhoz képest 50-80%-os nagyságú) prédákat zsákmányolnak. Ez alól kivételt képeznek pl.: a *Thomisidae* és a *Salticidae* család fajtái, valamint egyes 'bugyoláló' *Araneidae*, fajok, amelyeknél a zsákmány nagysága jóval meghaladhatja a pókét (200-330%, valamint 300-550%); továbbá a szociális pókok szintén saját testméretüknél többszörösen nagyobb prédát is képesek leküzdeni (Nentwig 1987). Zsákmányállataik a legtöbb esetben az ízeltlábúak (*Arthropoda*) törzsébe tartozó rovarok (*Insecta*) osztályából kerülnek ki, de összességében széles táplálékspektrummal rendelkeznek, továbbá az intraspecifikus, vagy éppen az intra-/interfamiális kannibalizmus is gyakorinak tekinthető (Nentwig 1987; Wise 1993, 2006). Táplálkozásukkal a növények szempontjából pozitívan befolyásolhatják azok ízeltlábú fogyasztóinak populációját (Finke & Denno 2003, Cronin et al. 2004). Zsákmányszerzési stratégiájuk alapján – aszerint, hogy ahhoz használnak-e hálót – két nagy funkcionális csoportba sorolhatók: a hálós és a háló nélkül (kurzoriális) vadászókra (Balogh & Loksa 1948, Loksa 1969, Nentwig 1987, Cardoso et al. 2011). Táplálékszerzési módszereik alapján a pókok további kategóriákba, ún. zsákmányszerzési guildekbe sorolhatók. A guildek klasszikus megfogalmazásban olyan funkcionális csoportok, amelyekbe a hasonló erőforrást azonos módon hasznosító élőlények tartoznak (Root 1967, Simberloff & Dayan 1991). Más megfogalmazásban: olyan fajok nem



filogenetikai csoportja, amelyek egy (vagy több) fontos erőforráson osztoznak (Blondel 2003). A különböző guildek adott habitatban való előfordulását a táplálékkínálat mellett a vegetáció szerkezete is befolyásolja. Számosságukra továbbá az élőhely összetettsége is hatással van, hiszen heterogénebb élettér több csoportnak adhat otthont (Szinetár 1993), egyszerűbb struktúrájú élőhelyeken pedig az intraguild predáció valószínűsége növekszik (Finke & Denno 2006). Mindezek alapján a pókegyüttesek szerkezetének vizsgálata lehetőséget biztosíthat egyes területek ökológiai jellemzésére is. Az általam használt guildeket a későbbiekben (4.5.3 fejezet) részletesen ismertetem.

A Kárpát-medence pókfaunáját alkotó fajok túlnyomó többsége egy évig él (Szinetár 2006), a legtöbb faj egyedei pedig – európai viszonylatban jellemző módon – a nyári időszakban érik el ivarérettségüket (Nentwig 1987, Niemelä et al. 1994, Nentwig et al. 2021). Ezzel párhuzamosan a mérsékelt övben a talajfelszíni pókok többségének szezonális aktivitási csúcsa is tavasz végére és nyárra tehető (Green 1999), mint ahogy azt már több kutatás is bemutatta (pl.: Niemelä et al. 1994; Cera & Spungis 2013; Bali et al. 2017, 2020, 2022). Ez persze nem jelenti azt, hogy bizonyos fajok (pl.: egyes *Clubionidae* és *Linyphiidae* fajok) aktivitása ne éppen ősszel, vagy akár télen nőjön meg (Foelix 2011). Cirkadián ritmusuk fontos predációt meghatározó tényező, hiszen egy faj napszakos aktivitása alapvetően befolyásolja zsákmányspektrumának összetételét (Maloney et al. 2003). Táplálékszerzési aktivitás szempontjából a pókok többsége nokturnális (Foelix 2011). Ezek főként olyan rossz látású fajok, amelyek éjszakai életmódú prédákra szakosodtak, mint például az *Amaurobiidae*, az *Anyphaenidae*, az *Araneidae*, a *Gnaphosidae* és a *Scytodidae* családok egyes fajai (Brown et al. 2003, Nentwig 1987). Ugyanakkor – mint ahogy a legtöbb fajgazdag állatcsoport esetében – megfigyelhetünk más napszaki aktivitású pókokat is (Nentwig 1987, Mezőfi 2020).

Kedvező körülmények között, a pókok egyedsűrűsége elérheti az 1000 egyed/m²-es értéket (Pearse 1946, Duffey 1962, Weidmann 1978). Azonban az egyes élőhelyek természetesen eltérő adatokat mutathatnak. Például egy csenkeszeseket érintő vizsgálat esetében 842 e/m²-es (Duffey 1962), egy összehasonlító meta-analízis során (Macfadyen 1957) 175-650 e/m²-es, egy tulipánfa erdőben 126 e/m²-es (Moulder & Riechle 1972), angliai lomberdőkben 32 e/m²-es (Merrett & Snazell 1983), míg erdei humuszban 9 e/m²-es (Jennings et al. 1990) értékeket mutattak ki. Ezek alapján a szárazföldi életközösségeknek valóban gyakori szereplőinek tekinthetők.

Elterjedésüket és abundanciájukat ugyanakkor az élőhely több tulajdonsága is befolyásolja (Oxbrough et al. 2005), amik nem csak fajonként, hanem egyedfejlődési szintek szerint is változnak. Nyilvánvalóan fontosak például a habitat mikroklimatikus tényezői, mint például a talajnedvesség és a megvilágítottság (Entling et al. 2007); valamint a flóravilágot is magában foglaló élettér strukturális komplexitása (Samu et al. 1999, Batáry et al. 2008, Horváth et al. 2009, Gallé et al. 2014b). A szerkezeti összetettség, valamint a pókegyüttesek diverzitása és egyedsűrűsége között pozitív kapcsolat mutatkozik (Janneret et al. 2003, Lafage et al. 2019, Privet et al. 2020). A növényzet hatása ilyen értelemben tehát nem az egyes növény- és pókfajok közötti közvetlen interakciókon alapul, sokkal inkább a vegetáció élőhely teremtő és élőhely-szerkezet módosító (általában javító) adottságain (Szinetár 1993, Zschokke 1996). Ebből kifolyólag, mivel egy adott terület növényzetének fajgazdagsága alapvetően befolyásolja annak strukturális komplexitását, így az ott élő pókegyüttesek összetettségét is (Jeanneret et al. 2003, Tews et al. 2004). Mindemellett a növénytakaró a korábban említett megvilágítottságra és talajnedvességre is hatással van, hiszen záródásával csökkenti a talajfelszínt érő napsugárzás mennyiségét, amivel növeli a felszíni talajnedvességet. Fás állományok, és így erdők esetében e jelenség még egyértelműbb, továbbá azok lombkoronájának komoly szélmérséklő hatása is van, amivel pedig a felszíni hőmérsékletingadozást is csökkentik (Pearce et al. 2004; Oxbrough et al. 2005, 2006).



2.1.1. A pókok indikátor szerepe

Indikátor szervezeteknek azokat az élőlényeket, vagy élőlények együtteseit tekintjük, amelyek jelenlétükkel, hiányukkal, abundanciájukkal, diverzitásukkal, vagy éppen viselkedésükkel megfigyelhető mértékben jelzik környezetük valamely tulajdonságának állapotát, vagy annak változását (Karr 1981, Széky 1983, Dufrêne & Legendre 1997, Markert et al. 2003, Buchholz 2010, Siddig et al. 2016, Birkhofer et al. 2018). Az indikáció jellege szerint megkülönböztethetünk biodiverzitás, környezeti és ökológiai indikátorokat. A biodiverzitás indikátorai együttesek összetettségét és fajgazdagságát jelzik, a környezeti indikátorok az abiotikus tényezőkben beálló változásokra mutatnak rá, míg az ökológiai indikátorok az ökoszisztémák funkcionális változásait szemléltetik (McGeoh 1998, Flather et al. 1997, Pearce & Venier 2006, Elek et al. 2016). Az előbbieket mellett beszélhetünk még karakterfajokról is, miszerint egy indikátor nem egy specifikus tényező állapotáról szolgáltat információt, hanem több faktor és jelenség kapcsolata alapján az adott élőhely karakteréről és/vagy jellegéről számol be (Széky 1983, Elek et al. 2016). Mindezek alapján a legtöbb, indikátor organizmusnak tekintett pók ökológiai indikátornak és/vagy karakterfajnak tekinthető (Maelfaitl és Hendrickx 1997, Pearce & Venier 2006, Buchholz 2010), hiszen e fajok jól meghatározható és specifikus élőhelyigényekkel rendelkeznek (Ysnel & Canard 2000, Heikkinen & MacMahon 2004). A fentiekkel párhuzamosan, a fogalmat talán egy kicsit másképp is értelmezve, adott együttesek összetételének, az azokat alkotó populációk fajainak egymáshoz képesti gyakoriságának is lehet indikátor szerepe (Juhász-Nagy 1984, 1986). Ebből kifolyólag a különböző habitat preferenciákkal rendelkező, vagy éppen más-más guildékbe sorolható pókfajok gyakoriságának egymáshoz képesti arányának vizsgálata is alkalmasnak tekinthető élőhelyeik ökológiai jellemzésére.

A pókok indikátorként való alkalmazhatóságát számos jellemzőjük alátámasztja. Nagy fajszámmal rendelkeznek, kicsi a testméretük és a nemzedékváltási idejük is rövid (Kremen et al. 1993). Ezen túlmenően kifejezetten érzékenyek környezetük mikroklimatikus paramétereiben (legfőképpen hőmérséklet, páratartalom és vegetációs szerkezet) bekövetkező változásokra (Wise 1993, Maelfait & Hendrickx 1998, Cardoso et al. 2004, Scott et al. 2006, Horváth et al. 2009), az antropogén zavarást is beleértve (Samu et al. 2010). Mindezt már több erdészeti kutatás is megmutatta (pl.: Maleque et al. 2006; Pearce & Venier 2006; Ziesche & Roth 2008; Pinzon et al. 2011; Schuldt et al. 2013; Barsoum et al. 2014; Samu et al. 2014a, 2021; Elek et al. 2016; Ódor 2016). Taxonómiájuk jól feltárt, megbízhatóan határozhatóak, a zavaró hatásokra pedig következetesen reagálnak (Oxbrough et al. 2005, Maleque et al. 2006, Pearce & Venier 2006). Valamint viszonylag egyszerűen, költséghatékonyan és jól ismételtetően gyűjthetőek (Uetz 1979, Ferris et al. 2000, Zou et al. 2012, McCravy 2018, Tourinho et al. 2020).

2.1.2. A pókok gyűjtésének módszerei

A pókok terepi gyűjtése során több módszer is alkalmazható. Ilyen technika például a kopogtató hálózás (Bignell 1906, MacGregor 2018, Tourinho & Lo-Man-Hung 2020), a fűhálózás (Zou et al. 2012, Tourinho & Lo-Man-Hung 2020), vagy a futtatás, valamint a rostálás is (Berlese 1905, Tullgren 1917, Móczár 1962, Sabu et al. 2011, Novak et al. 2016, Tourinho & Lo-Man-Hung 2020). Ezekon túlmenően, az általam is alkalmazott mintavételi eljárásokat (egyelés, Barber-féle talajcsapdázás, vákuumos gyűjtés) a következőkben taglalom részletesen.

Egyelés: A pók egyedek aktív keresését foglalja magában. Egyes fajok célzott kutatása esetében például alkalmazható jelenlét-hiány kimutatására és abundancia becslésre is. Előnye, hogy bármely napszakban tevékeny fajok vizsgálata során használható. A szemeikben fényvisszaverő réteggel rendelkező pókok esetében – mint amilyenek bizonyos



Lycosidae fajok (Benson & Stutert 2013) – például az éjszakai lámpás keresés igen hatékony lehet. Valamint a rejtett életmódú, más módszerrel nehezen kutatható fajoknál is előnyös az alkalmazása. Mikrohabitat és búvóhely preferenciától függetlenül alkalmazható, hiszen a vizsgálatot végző kutató a legtöbb élőhelyet képes feltárni. Költséghatékony és körültekintő alkalmazása kevéssé bolygatja meg az élőhelyet, mint az egyéb gyűjtési módszerek. Hátránya, hogy igen munkaigényes és viszonylag alacsony mintaszám gyűjthető vele (Privet et al. 2020, Tourinho & Lo-Man-Hung 2020). Az egyik leggyakrabban alkalmazott eszköze a szívócső (Poos 1929, Tóth 2000), de a gyűjtés jellegétől függően többféle felszereléssel is végezhető. Vizsgálatom során egy alkalommal, a védett szurkos torzpók (*Atypus piceus* [Sulzer, 1776]) faj lakócsöveinek és egy nőstény egyedének felkutatása során alkalmaztam (5.1.5 fejezet).

Talajcspadázás: Passzív módszer. A gyakorlatba Barber (1931) vezette be. Terrikol izeltlábúakat érintő faunisztikai és ökológiai vizsgálatok esetében széleskörűen használt és leginkább a praktikus, ölvefogó változata terjedt el. Ennek előnye, hogy csapdából való kijutást és a csapdán belüli predációt is meggátolja. Emellett a mintaanyagot is konzerválja. Mindezekből kifolyóan ilyen csapdák használata esetén elegendő azok pár hetente történő ürítése (Woodcock 2005, Kádár & Samu 2006). Az ölüanyagoknak viszonylag sokféle változatát használják. Ilyenek például a glikolok, etanolok, só oldatok, formaldehidok, vagy szerves savak. Ezek közül a glikolok előnye, hogy nem párolognak, viszont a gerincesekre csalogató hatásuk lehet. Az etanolok alkalmasak a minta genetikai anyagának megőrzésére is. A formaldehidnek nincs csalogató hatása és jó konzerváló szer, viszont hamar elpárolog és merevvé tesz az állatot. A különböző ölüanyagok közül az ecetsav oldat az egyik legelterjedtebb, mivel olcsó, hatékony (rövid távú konzerváló hatása is van), környezetkímélő, valamint a pókok esetében semmilyen csalogató hatással nem rendelkezik (Kádár & Samu 2006, Brown & Matthews 2016). A csapdák anyagát tekintve a műanyag a legpraktikusabb, mivel könnyű, nem törékeny, egyszerűen cserélhető és olcsó, valamint az izeltlábúak nehezebben tudnak az ilyen anyagaú csapdából kimászni, mint például üvegből (Brown & Matthews 2016). A fehér és sárga színű csapdák fölül-, míg a barna és zöld csapdák alul reprezentálhatják a pókokat (Buchholz et al. 2009), ezért ajánlott átlátszó csapdák használata (Brown & Matthews 2016). A csapdákat használhatják védőtetővel, vagy anélkül, valamint tölcséres, vagy anélküli nyílással. A védőtető funkciója (megfelelő magasságba helyezve) a minta pre-szelektálása, továbbá emellett annak védelmét (fény, eső, törmelék, fosztogató állatok) is biztosítja, valamint a csapdát is könnyebben felkereshetővé teszi (Woodcock 2005, Kádár & Samu 2006, Császár et al. 2018); színe pedig a pókok esetében irreleváns (Buchholz et al. 2009). A tölcséres kialakítású nyílás előnyei, hogy az gátolja, vagy nehezíti az ölüanyag párolgását, valamint a csapdába bekerült izeltlábúak onnan való kijutását. Mindemelett a gerincesek csapdába esését is akadályozza. Bár a tölcséres kialakítás magától értetődően szűkíti a csapda szájnylását, ez a fogási hatékonyságot a pókok esetében nem csökkenti (Császár et al. 2018).

E csapdázási módszer előnye, hogy bármely napszakban aktív fajokat képes befogni; a nagyobb testű pókok esetében is alkalmazható; használata egyszerű, valamint idő- és költséghatékonyan akár több hetes intervallumokban is felügyelet nélkül működtethető. Emellett üzemeltetése is aránylag kis zavarással jár (Bali et al. 2019); továbbá a habitat struktúrára is érzékeny (Pivet et al. 2020). Mindemellett mérsékelt égövi erdőkben viszonylag nagy abundanciájú és diverzitású mintát képes produkálni (McCravy 2018). Hátránya, hogy a kis mozgásaktivitású, illetve szűk mozgáskörzetű pókok eseténben (hálósövők) kevéssé hatékony. Valamint hím egyedeket nagyobb arányban fog, mivel azok a nőstényeknél általában jóval mozgékonyabbak a párkeresés időszakában (Hallander 1967, Muma 1975, Nentwig 1987). Az igen kis testű és tömegű fajok is kisebb arányban esnek a csapdába (Merrett & Sanzall 1983, Topping & Sunderland 1992, Hancock & Legg 2012,



Zou et al. 2012, McCarvy 2018). Mindezek alapján nem tekinthető abszolút mintavételi módszernek. Vizsgálatom során a 4.2 fejezetben leírtak szerint alkalmaztam.

Vákuumos gyűjtés: Lényege, hogy a talajfelszínről valamilyen szívó eszköz (általában egy invertált használatú lombfúvó) negatív nyomás segítségével szívja fel a mintát (Samu & Sárospataki 1995, Samu et al. 1997). Előnye, hogy abszolút mintavételi módszernek tekinthető, hiszen elvileg a mintatarületen megtalálható egyedeket azok aktivitásától függetlenül feltárja (McCravy 2018). Ugyanakkor jelentős zavaró/riasztó hatása lehet; a nagyobb testű és nehezebb, valamint a mintavételezés idején masszívabb tereptárgy alatt megbúvó egyedek esetében kevésbé hatékony. Terepi használata munkaigényes és nehézkes, így hosszú időszakokon keresztül nem alkalmazható; a gyűjtött minta pedig csak az adott mintavételezés idejének (általában pár órás időszak) állapotát reprezentálja (Bali et al. 2019a). Vizsgálatom során a 4.2.1 fejezetben leírtak szerint alkalmaztam.

2.1.3. A pókok az erdei ökoszisztémákban

Az erdők, az edényes növényzet szukcessziós sorának klimax társulásaiként, bolygónk legösszetettebb szárazföldi ökoszisztémáit alkotják (Mátyás 1997, Reichholf 1999, Ozanne et al. 2003, Berki 2008), így bennük mind fajgazdagsági, mind szerkezeti felépítés szempontjából bonyolult ökológiai kapcsolatrendszer kialakulása figyelhető meg. E komplex interakciós és táplálékhálózati szerkezetben számos nich-t betöltő és változatos vadászati stratégiákat használó, összetett pókegyüttesek alakulhatnak ki (Entling et al. 2007, Ziesche & Roth 2008).

A pókegyüttesek jellegét a párás, zárt erdei mikroklíma nagymértékben befolyásolja, valamint az elegyes, több fajjal rendelkező erdők pókfaunája nagyobb fajgazdagságot mutat (Ódor 2016). Viszont az igazi erdei specialista fajok csak az idős erdőállományokban jelennek meg nagy számban. A fiatalabb, vagy felnyíltabb, vagy éppen ültetvény jellegű erdőkben inkább a generalista fajok dominálnak (Maeto & Sato 2004, Oxbrough & Ziesche 2013). Az idősebb erdők pókfajainak száma szintén nagyobb lehet, mivel ezekben gyakorta kisebb a záródás, ami pozitív hatással bírhat (60%-os értékig) a fajgazdagságra és a funkcionális diverzitásra is (Černecká et al. 2019).

Az erdők pókjai egyrészt szabályozó hatással vannak az egyes fogyasztó szervezetek populációira (Engel 1942, Clarke & Grant 1968, Sitvarin et al. 2016), főként a rovarokra (Riechert & Bishop 1990, Wise 1993, Tóth 1999). Például egy észak-amerikai erdőben a talajfelszín közeli pókfauna tagjai 2,08 kcal/m²-nyi prédaállatot fogyasztottak el évente (Moulder & Riechle 1972), így a terület avarrétegének legfontosabb predátorai voltak. Táplálkozásukkal ugyanakkor csökkenthetik a lebontó ízeltlábú szervezetek, mint például az ugróvillások abundanciáját is, hiszen az erdők talajszintjének egyik legjelentősebb *Collembola* predátorai a pókok közül kerülnek ki (Kajak 1995). Zsákmányszerzésükkel tehát megnövelhetik az elhalt növényi anyagok bomlási idejét (Lawrence & Wise 2000, 2004; Wise 2004; Sitvarin et al. 2016). De ennek ellentétje is előfordulhat, mivel az ugróvillások az egyik legjelentősebb fungivor szervezetek (Swift et al. 1979), így populációsűrűségük csökkenése a gombák lebontó tevékenységének megnövekedéséhez vezethet (Hasegawa & Takeda 1995). A pókok, e – trofikus értelemben lefelé irányuló – korlátozó hatásukkal párhuzamosan az elhalt szerves anyagok (avar, holtfa) szintén gyakorolnak rájuk felfelé irányuló limitáló befolyást, hiszen azok mennyisége és jellege közvetetten kihat a pókok abundanciájára és fajgazdagságára (Chen & Wise 1999, Cronin et al. 2004). A pókok a hasonló nich-eket betöltő ízeltlábúak számára jelentős kompetitorokként lépnek fel (Wise 1993, Chen & Wise 1999). Mindemellett a magasabb rangú ragadozóknak is táplálékforrást nyújtanak (Wise 1993, Pearce & Venier 2006, Oxbrough & Ziesche 2013), mint például kétéltűeknek, gyíkoknak, kisemlősöknek vagy éppen madaraknak. Jelenlétükkel növelik az



ízeltlábú populáció egyedszámát és diverzitását, ami a szárnyasvadfajok táplálékminőségét is javítja (Faragó 2006, 2010). Mindezek alapján az erdei táplálékhálózatok kulcsfontosságú tagjainak tekinthetők (Clarke & Grant 1968, Gunnarsson 1983, Wise 2004).

Bár az egyes erdők struktúrája és mikroklímája a bennük folytatott gazdálkodási módoktól és a termőhelytől függően jelentősen eltérhet és ezáltal talajfelszín közeli pókegyütteseik összetétele is nagyban különbözhet (Pearce et al. 2004), azok között azonban megfigyelhető néhány alapvető összefüggés, amiket érdemes az erdők szintjeiben történő előfordulásuk szerint ismertetni.

Mohaszint: Nedvességvisszatartó képességével és vertikális szerkezete által egyedi habitat típust alkot, ami nagymértékben meghatározhatja az erdei talajszint apró termetű pókok (pl.: a *Linyphiidae* család tagjai) alkotta együtteseinek fajösszetételét és -gazdagságát (Ziesche & Roth 2008).

Avarszint: Talajfelszín közelében élő pókok szempontjából talán a legfontosabb szint (Gallé et al. 2017). Az avarréteg jellege ugyanis lényegesen befolyásolja a rajta és benne élő pókegyütteseket (Welke & Hope 2005). Egyik legfontosabb tulajdonsága a vastagsága, hiszen egyszerre nyújt rejtékhelyet, vadászati teret és hálókészítési platformot is (Pearce & Venier 2006). A vékony avarréteg az aktívabban vadászó fajoknak előnyös (pl.: a *Lycosidae* és a *Salticidae* családok tagjai), mivel az megkönnyíti a préda felkutatását és a gyors helyváltoztatást is. Emellett a farkaspókok esetében a vékony avarnak a párzásban is szerepe van, mivel a két nem egyedei az azon keltett rezgések segítségével találják meg egymást (Chiarle et al. 2013). A vastag avarréteg a passzívabban vadászó (pl.: a *Clubionidae*, a *Gnaphosidae* és a *Thomisidae* családok tagjai), valamint a hálószővő fajoknak kedvez; előbbiek számára ugyanis búvóhelyeket, míg utóbbiaknak háló rögzítési pontokat biztosít (Pearce et al. 2004, Ziesche & Roth 2008). A gyűrt, fodros levelekből álló avarréteg fajgazdagsága szignifikánsan nagyobb a sima, lapos levelekből állóénál; a két eltérő szubsztrátumban továbbá más a vadászópók-közösségek fajösszetétele, a hálószővők és a vadászópókok aránya viszont nem változik (Stevenson & Dindal 1982). Ami a két csoport viszonyáról elmondható, az az, hogy amíg a hálószővők az avarréteg alsó szintjeiben, addig a vadászópók inkább annak felsőbb rétegeiben gyakoriak. Általánosságban pedig kijelenthető, hogy az ott élő pókok testmérete az avarréteg alja felé haladva csökken (Wagner et al. 2003). A réteg mélységének növekedésével nő a prédaállatok mennyisége, változik a mikroklíma, és a pókfauna összetétele is: a farkaspókok gyakorisága a mélyebb rétegekben egyre alacsonyabb (Uetz 1979).

Bár az avar jellege egyértelműen függ a helyi fásszárú vegetáció kompozíciójától, összetételének lokális definiáltsága mégsem egyértelmű, hiszen a hulló avar a származási állományától nagyobb távolságokra is elkerülhet. Ez a jelenség az erdőrészek határain általában sokkal markánsabb, mint azok belsejében (Boerner & Kooser 1989).

Az avar- és lágyszárúsíntekben található a fekvő holtfa többsége. Ez az avarréteg vastagságát és felépítését befolyásolja. Annak kísérleti eltávolítása mind az avar mennyiségére, mind az abban lakó pókfaunára negatív hatással van. A durva fatörmelék jelenléte tehát növeli az avarszint diverzitását (Castro & Wise 2010). E komponens többi szerepét a 2.1.3.3 fejezetben ismertetem részletesen.

Lágyszárúsínt: Az erdei aljnövényzet egyfelől befolyásolja az alatta lévő mikroklímát, másfelől – az avarréteghez hasonló módon – szerkezeti elemnek is minősül. Mint ilyen, egyrészt az élőhely hálókészítési potenciáljára, másrészt a prédapopuláció jellegére és egyedsűrűségére van komolyabb hatása (Schuldt et al. 2008). Mindebből kifolyólag szintén megszabhatja egyes fajok előfordulását (Ziesche & Roth 2008).

Cserjeszint: Talajcsapdával gyűjthető pókok szempontjából már kevésbé fontos, bár néhány egyed ebből a szintből is kerülhet a mintákba. Hatása leginkább az alsóbb szintek



jellegének, valamint a páratartalomnak és a megvilágítottság mértékének befolyásolásával mutatkozhat meg (Ódor 2016), továbbá a nagyobb testű hálószövő pókok – mint például az *Areneidae* család tagjai (Szinetár 2006) – is itt a leggyakoribbak. Mivel mintaterületeimen a cserjeszint tulajdonképpen elhanyagolható volt (4.1.5 fejezet), így részletesebben nem taglalnám.

Lombkoronaszint: E szint legfontosabb talajfelszín közeli pókegyütteseket befolyásoló paramétere a záródás (Ziesche & Roth 2008), ami egyrészt közvetlenül és – az alsóbb vegetációs szinteket befolyásolva – közvetetten is kifejti hatását. A záródás mellett egy erdő fafajösszetételének a talajmegvilágítottság és az avarösszetétel determinálása által szintén közvetett hatása van a pókfaunára (Schuldt et al. 2008); ugyanakkor a fa- és pókfajok összetétele között nem feltétlenül áll fen szoros összefüggés. Azonos állományú erdők, vagy éppen egy állomány pókegyüttese is eltérhetnek egymástól, ha azok mikrohabitat mintázata eltérő; valamint különböző állományok pókfaunái is lehetnek hasonlóak, ha azok mikrohabitat összetétele is hasonlít (Uetz 1979, Ziesche & Roth 2008). Legnagyobb különbségek túlevelű és lombhullató erdők talajfelszín közeli pókegyüttese között vannak; mivel mind az avar, mind az aljnövényzet jellege komolyan eltérhet a kétféle állomány alatt (Korenko et al. 2011, Oxbrough & Ziesche 2013). Fafajösszetétel tekintve kijelenthető még, hogy az erdők fa- és pókfajgazdagsága között pozitív összefüggés mutatkozik, mivel nagyobb fafajkészlet esetén például az avarszint gazdagsága is nagyobb, az élőhely homogenitása pedig kisebb (Samu et al. 2014a).

Sok pókfaj képes azonban a testméretéhez képest aránylag nagy távolságokat megtenni, így akár napi szinten is vándorolni az egyes mikrohabitatok között. Ezért a viszonylag eltérő jellegű, de egymáshoz közeli erdőrészeknek is lehet hasonló pókfaunájuk (Greenstone 1979, Pearce et al. 2004). Emellett figyelembe kell még venni, hogy egy mérsékelt égövi erdő vegetációs szerkezete az évszakok váltakozásával komoly átalakuláson megy át, tehát az egyes szinteknek a talajfelszín közeli pókegyüttesekre kifejtett hatása sem állandó jellegű az év folyamán (Ziesche & Roth 2008).

Ugyanakkor egy erdőben, az azt alkotó fák életciklusa alatt is jelentős változások játszódnak le. Ezek legtöbbször a kis erdőcikluson keresztül nyilvánulnak meg. A faegyedek kidőlésével járó záródáscsökkenés lényeges fénytöbbletet és hőmérsékletnövekedést okoz a talajszinten, ami gyakran szárazabb lokális mikroklimát is eredményez (Bartha 2005). Ilyen körülmények között az abiotikus tényezők mellett a lágyszárú- és cserjeszintek vegetációi határozzák meg leginkább a pókegyüttesek összetételét, amik ekkor a főként nyílt élőhelyekhez köthető fajok kolonizálása révén a környező állományhoz képest jelentősen átalakulhatnak: bennük főként a hálószövők és a nappali vadászok dominálnak, valamint a nyílt terület és az állomány határán szegélyspecialisták is megjelenhetnek (Oxbrough et al. 2005, 2010). Ezek a pókok származhatnak közeli nyílt területekről, de fonalas reptetés lévén akár nagy távolságokról is érkezhettek, ugyanis szállakon repülve a pókok akár 10000 m-es nagyságrendű távolságokat is megtehetnek. Ez a terjedési mód igen prominens a *Linyphiidae* család tagjai esetében, amiknek akár a kisméretű (1-4 mm) adultjai is terjedhetnek így (van Helsdingen 2012). A lombkorona fokozatos újrazáródását a talajfelszínre érő fénytöbblet hasonló ütemű csökkenése követi. Ezzel párhuzamosan a lágyszárú borítás és diverzitás csökken, az avartakaró pedig gyarapszik. Ekkor, bár a nyílt élőhelyeket kedvelő pókfajok száma szintén csökken, az együttes diverzitása viszonylag változatlan marad, mivel a környező állományból újra betelepednek az erdei fajok is (Oxbrough et al. 2005, 2010). Ezt követően, ahogy a záródás eléri eredeti mértékét, a nyílt élőhelyek fajainak kiszorulásával az erdei pókfajok diverzitása folyamatosan nő, egészen az erdők igazán öreg koráig, amikor az újra lecsökkenhet (Begon et al. 1998). Habár a legtöbb erdei pókfaj az erdők többségében



előfordul és a kismértékű zavarással szemben is toleráns, az idős erdőállományok szerepe mégis fontos, mivel ezekben fordulnak elő az igazán specializált és zavarásra is érzékeny fajok (Willett 2001).

Az erdők a természetben betöltött kardinális szerepük mellett értékes javakat és szolgáltatásokat is nyújtanak az emberi társadalom számára (McKinley et al. 2011, Pan et al. 2013). Ezzel párhuzamosan az erdőgazdálkodás napjainkra az egyik legnagyobb mérsékelt övi ökoszisztémákat érő bolygatást okozó behatássá vált, túlszárnyalva az olyan nagyobb mértékű természetes zavaró tényezőket, mint például a tüzeseteket és a széldöntéseket (Essen et al. 1997). A magyarországi erdők nagy részében is folyik gazdálkodás, ami léptékétől függően járhat kisebb vagy nagyobb bolygatással, élőhely átalakulással, vagy akár élőhely megszűnéssel is (Elek 2016, Gálhidy 2016). Ebből kifolyólag az alkalmazott különféle erdőművelési és erdőhasználati eljárások más-más hatást fejtenek ki az erdei pókegyüttesekre. Az egyes fák, vagy facsoportok kidőlésével járó zavarás mértékét meghaladó extenzív erdőművelési technikák kis- és nagyléptékben is jelentősen csökkentik a vegetációs struktúra változatosságát, ami a pókegyüttesek gazdagságát is negatívan befolyásolja.

A tarvágás egyrészt csökkenti a pókegyüttesek diverzitását, másrészt ellehetetleníti az erdőspecialista fajokat (Debnár et al. 2016); továbbá a tarvágott területek pókegyütteseinek szignifikáns eltérést mutatnak a nem érintett erdőkéihez képest, főként a nyílt élőhelyekre jellemző fajok megjelenése miatt (Coyle 1981, Larrivé et al. 2008, Kowal & Cartar 2012, Pinzon et al. 2016, Elek et al. 2018). Mindez gyakran nyilvánul meg a farkaspókok abundanciájának komoly megnövekedésében (McIver et al. 1992, Paradis & Work 2011, Pinzon et al. 2012, Work et al. 2014), aminek egyik oka lehet, hogy a talajfelszínre érő fénytöbblet kedvezően hat azok kokonjainak napoztatására (Pajunen et al. 1995). Bár hagyásfa csoportok alkalmazása nem gátolja meg a nyílt élőhelyekre jellemző fajok kolonizációját, ugyanakkor azok révén az erdei specialista fajok mégis nagyobb arányban képesek átvészelni a kezelést (Paradis & Work 2011), ehhez azonban min. 0,5 ha-os nagyságot meghaladó méretű foltok kialakítása látszik indokoltnak (Matveinen-Huju et al. 2006). Úgy tűnik, hogy a szálalás viszont már kedvezőbben hat az erdei pókegyüttesek fennmaradására (Huhta 1965, Willett 2001, Huber et al. 2007, Matveinen-Huju 2004). E módszer elősegíti ugyanis a viszonylag diverz talajfelszín közeli pókegyüttesek kialakulását (Matveinen-Huju & Koivula 2008, Pinzon et al. 2012, Bali et al. 2020b). Mindezen eredmények alapján, a talajfelszín közeli pókegyüttesek szempontjából a tarvágás a legkevésbé kedvező erdőművelési eljárás. Ezt követi a hagyásfa csoportok kialakítása, majd a lékes gazdálkodás (lásd: [2.1.3.2](#)), s végül a szálalás, ami a legkedvezőbben hat. Az egyes eljárások által megváltoztatott tényezők közül a pókfaunák összetételét leginkább befolyásolóknak pedig a megvilágítottság és a habitat szerkezet tűnnek, amelyek jelentősége hasonló nagyságúra tehető (Matveinen-Huju & Koivula 2008).

A magyarországi erdőállományok speciális helyzetű elemei az erdőrezervátumok. Ezek olyan fokozottan védett erdőterületek, melyek magterületből és az azt körülvevő védőzónából állnak. A magterületben teljes használati korlátozás érvényesül, így ott erdőgazdálkodási tevékenység nem folytatható, ezzel teret engedve a természetes folyamatoknak (1996. évi LIII. törvény – Web 2., Horváth et al. 2013, Bartha & Puskás 2014). Bár vizsgálatukra több szempontból is komoly hangsúlyt fektetnek, arachnológiai vonatkozásban csak kevéssé kutattak (Bali et al. 2019b, 2019c).

A tartamos erdőgazdálkodás elérése szempontjából ígéretes és a vizsgálatom tárgyát is képző lékes felújításról a következő fejezetekben külön esik szó.



2.1.3.1. A tartamos erdőgazdálkodásról

Napjainkban az erdővel szemben támasztott társadalmi (mind gazdasági, mind közjóléti) igények egyre fokozódnak. Emellett az erdők védelmi szerepe is nagyobb arányban képviselteti magát, valamint a hazai természetvédelmi törekvések is mind jobban előtérbe kerülnek. Ezzel párhuzamosan, az aktuális, 2009. évi XXXVII. törvény (Web 1. 2009) alapelvei a tartamos erdőgazdálkodás eszméje köré rendeződnek, kiemelt figyelmet szentelve a biológiai sokféleség és a természetesség megőrzésére. Mindebből kifolyólag az erdőgazdálkodásban új irányvonalak jelentek meg, s egyre nagyobb teret nyernek a folyamatos erdőborítást célzó erdőnevelési eljárások (Kolozsár 2010). A korábban említett alapelvek legjobb érvényesülését több szerző (Frank 2000, Csóka 2010, Kondor 2010) is ezek megvalósításában látja. Magyarországon a gyakorlati alkalmazásukkal kapcsolatos ismeretek viszont még hiányosak, hiszen a természetszerű erdők idős faegyedeinek életkorához viszonyítva az e technikák bevezetése óta eltelt néhány évtized még csekély időnek tekinthető, teljes vágásfordulót elért kísérlet pedig hazánkban nem is ismert (Kollár 2018). Így az alkalmazhatóságukra vonatkozó tapasztalatok mind ökonómiai, mind ökológiai szempontból minimálisak (Kolozsár 2005, Csépanyi 2007). Különösképp igaz ez a faunisztikai és így az arachnológiai vonatkozásokra is.

A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás (pl.: szálalás) nem új keletű vívmány, hagyománya a XIX. századra nyúlik vissza. Napjainkban pedig például a Pro Silva Hungaria szervezet Silva Naturalis kötetei is foglalkoznak a kérdéskörrel. Főbb vezérelvei közül kiemelt fontosságú a természetes erdőkben lejátszódó folyamatok követése és szimulálása (Runkle 1982, Coates & Burton 1997, Mitchell et al. 2002, Pommerening & Murphy 2004, Hix et al. 2011). Ma, hazánkban a folyamatos erdőborítást a faanyagtermelést nem szolgáló, az örökerdő és az átmeneti üzemmód szolgálja. Ezekben (az átmeneti üzemmódot kivéve) „az erdőgazdálkodás során az erdőben erdőfelújítási kötelezettséget keletkeztető véghasználati fakitermelés nem történik, az erdő faállománya az örökerdő fenntartási tervben foglaltaknak megfelelően alakul, annak összetétele, kor- és térbeli szerkezete változatos, és ezzel megvalósul a folyamatos erdőborítás” (Web 1. 2009). Az átmeneti üzemmódban lévő erdőrészekben ezzel szemben keletkezhet véghasználati terület és felújítási kötelezettség, azonban minden erdőgazdálkodási tevékenységnek a folyamatos erdőborításra való átállást kell szolgálnia. Az átmeneti üzemmód során alkalmazható egyik legígéretesebb művelési eljárás a mesterséges lékekkel történő felújítás.

2.1.3.2. Mesterséges lékek és szegélyhatás

Lék: Az erdőállomány olyan része, ahol egy vagy több, a lombkoronaszintet alkotó fa kidőlése miatt, a lombsátor folytonossága jelentősen megbomlott, és az így keletkező nyílt területen az erdő aktív megújulása elindult (Watt 1925, 1947). A korábbiakban említettek alapján, egy zárt, mérsékelt övi erdőben a lékek kialakulása egy természetes regenerációs folyamat része (Pickett & White 1985, Runkle 1989, Brokaw & Busing 2000, Schnitzer & Carlson 2000). Ez a folyamat a mesterséges lékek kialakításával lemintázható, amely rendkívül fontos a természetközeli erdőgazdálkodási technikák és az örökerdő gazdálkodás megvalósítása tekintetében (Klimaszewski et al. 2005, Goßner et al. 2006, Matveinen-Huju & Koivula 2008, Siirela-Pietikäinen & Haimi 2009, Debnár et al. 2016). Egy ilyen, kisebb léptékű (famagasságnyi kiterjedésű) zavarásnak ugyanis akár diverzitásnövelő hatása is lehet. Tehát e kis erdőcikluson alapuló természetközeli erdőfelújítási mód alkalmazása segíthet az erdei életközösségek, és így a pókfauna változatosságának megőrzésében (Buddle & Shorthouse 2008, Oxbrough & Ziesche 2013, Pinzon et al. 2016). Lékek kialakításával mindemellett csökkenthető a mesterséges beavatkozások (fahasználatok)



száma, valamint segítségükkel növelhető egy kezelt erdő természetessége is (Bengtsson et al. 2000, Kuuluvainen et al. 2012, Magura et al. 2015).

A módszer lényege, hogy jellemzően elegytelen, vagy csak pár fafajból álló és korosztályos erdőkben (Bartha et al. 2014), a famagassággal összemérhető nagyságú területen a jelentős magtermés meglétére, vagy pedig az aktuális, esetleg a jövőbeni újulatra támaszkodva a lombkoronát megbontják, majd ezt a műveletet az eredeti állományban bizonyos időközökkel, a kívánt szerkezet eléréséig megismétlik (Koloszár 2010, Bartha et al. 2013, Gálhidy 2016), ami így elősegíti az erdei aljnövényzet gyors regenerációját, illetve a természetes erdőújulást.

Az eljárás hatásait nemzetközileg többen is kutatták, annak vizsgálata hazánkban ugyanakkor csak nem túl régi múltra tekint vissza (Kovács et al. 2013, Elek et al. 2016, Gálhidy 2016, Kollár 2018, Sass et al. 2020, Horváth et al. 2021). A vonatkozó tanulmányok eredményei szerint a kialakításra került lékekben (az egyéb nyílt erdei területekhez hasonló módon) jellemző a farkaspókok dominanciája (Buddle & Shorthouse 2008), azok együtteseiben pedig (negyedhektáros lékméret felett) a nyílt élőhelyekre jellemző fajok vannak nagyobb arányban jelen (Matveinen-Huju & Koivula 2008), de megjelenésükhöz legalább 15 m széles nyílt terület szükséges (Oxbrough és et al. 2006). Az ennél nagyobb méretű lékek pókfaunája így már jelentősen eltérhet az eredeti állományétól (Elek et al. 2018). Shure & Phillips (1991) szerint igaz ugyanakkor az is, hogy a közepes méretű (~ 0,08 ha) lékek sem a tipikusan nyílt, sem az erdei élőhelyeket kedvelő pókfajok számára nem kedveznek. A kisméretű lékek viszont egyértelműen az erdei specialisták számára előnyösebbek és az eredeti fauna rekolonizációja is ezekben a leggyorsabb (Goßner et al. 2006). Összeségében tehát a lékek nyitása, azok méretétől függetlenül, az erdei pókegyüttesek megőrzése szempontjából kedvezőbb eljárásnak tűnik, mint a nagyobb vágásterületek kialakítása (Matveinen-Huju & Koivula 2008). Ezért a pókok diverzitásának szempontjából a léknyitás mutatkozik az előnyösebb eljárásnak (Siira-Pietikäinen & Haimi 2009, Debnár et al. 2016).

Szegélyhatás: Az erdőállomány és a benne kialakított lék között, azok határán, jellemzően egy szegélynek nevezett ökoton (Clements 1907) alakul ki. A szegély egy olyan átmeneti jellegű élőhely, ami két különböző ökoszisztéma határán elhelyezkedve, sajátos életközösséggel bír (Széky 1983) és aminek paraméterei a környezetéhez képest nagyobb térbeli változatosságot mutatnak (Lloyd 2000). E zóna két határoló élőhelyhez viszonyított diverzitását és faji összetételét elsősorban a két élőhely típusa és minősége határozza meg, tagjai pedig egyrészt a határos biocönózisok elemeiből kerülnek ki, másrészt csak e speciális élettérre jellemző fajok is előfordulhatnak benne (Odum 1983; Magura & Tóthmérész 1997, 2000; Lloyd et al. 2000). Így általában a fajösszetétele más (Pajunen et al. 1995), a diverzitása pedig magasabb, mint a határos közösségké (Smith 1974). A szegélyzónák eme fajszám és diverzitásnövelő befolyását nevezzük szegélyhatásnak (Leopold 1933, Johnston 1947). E hatás okai lehetnek a különböző életközösségek tagjainak egymással történő nagyobb fokú interakciói; valamint az abiotikus tényezők (gyakran egy, a zónára merőleges irányú gradiens menti) jelentősebb változásai, amik a vegetáció szerkezeti és faji diverzitását is megnövelik, ugyancsak magával hozva a fogyasztó szervezetek nagyobb sokféleségét is (Zólyomi 1987, Murcia 1995, Meek et al. 2002).

Az élőhelyek tájszintű dinamikáinak, valamint az élőhely-fragmentáció következményeinek jobb megértéséhez a szegélyzónák ökológiai folyamatainak és mintázatainak vizsgálata elengedhetetlen fontosságú (Ries et al. 2004). Továbbá azoknak a biodiverzitás megőrzésében is fontos szerepük van (Magura & Tóthmérész 1998). Ennek megfelelően a szegélyzónákat és a szegélyhatást több kutatás is érintette, bár mesterséges lékek szegélyzónájával foglalkozóról nincs tudomásom. Gallé & Fehér (2006) vizsgálatai alapján



például egy tisztás és az erdőállomány közötti átmeneti zóna szélessége ~8 m-re tehető. Ezzel nagyjából egybeesnek Kowal & Cartar (2012) eredményei, akik ezt a távolságot ~10 m-re teszik. Ugyanakkor Larrivé et al. (2008) szerint a szegélyhatás az erdőállományban egészen 30 m-ig is megfigyelhető, valamint ő megállapítja azt is, hogy a zárt (erdei) és nyílt (tarvágás, leégett erdő) élőhelyek együttese a szegélyzónán keresztül, fokozatosan mennek át egymásba. Ezzel kapcsolatban más vizsgálatok során megfigyelték, hogy az erdei specialista pókfajok nagyobb hajlandóságot mutatnak a nyílt területek felé terjedni, mint a nyílt területekhez köthető az erdőállományok felé (Pearce et al. 2005, Gallé & Torma 2009, Kowal & Cartar 2012). Egyes kutatások szerint az ökotonok pókdiverzitása magasabb, mint a határos élőhelyeké (Tóth & Kiss 1999, Horváth et al. 2002, Gallé & Fehér 2006), más eredmények szerint viszont ez az érték éppen az érintkező területekben tapasztaltak közé esik (Jose et al. 1996, Lloyd et al. 2000, Erdős et al. 2011, Gallé et al. 2014a). Ez utóbbi jelenség oka lehet, hogy egyes aktívan vadászó (főként bizonyos *Lycosidae*) fajok naponta 10 méteres nagyságrendű távolságokat tudnak megtenni, így a kisebb méretű szegélyek jelentette disztanciákat könnyen át tudják hidalni (Greenstone 1979, Coyle 1981, Kiss & Samu 2000). Más elméletek alapján ilyen szempontból a szegély kora, és így a stabilitása a meghatározó tényező, mivel idősebb szegélyek diverzitása általában nagyobb (Harper & Macdonald 2002, Erdős et al. 2011). Minél kisebb egy élőhelyfolt (patch), annak közösségeit annál inkább a szegélyhatás határozza meg (Horváth et al. 2002, Ries et al. 2004), a tipikusan szegély specialista fajok száma ugyanakkor általában alacsony a teljes faunában (max. ~2,5%) (Larrivé et al. 2008, Erdős et al. 2011, Kowal & Cartar 2012).

Több szerző eredményei szerint sem a lék, sem a szegély orientáltságának nincs szignifikáns hatása sem a pókfauna diverzitására, sem annak fajgazdagságára (Jokimäki et al. 1998, Erdős et al. 2011).

2.1.3.3. Az erdei holtfa szerepe

A holtfa fontos szerepet tölt be az erdei ökoszisztémákban. Alapvető részét képezi az erdőállományok szén- és tápelemkörforgalmának; valamint termőréteg képződést elősegítő, vízvisszatartó és eróziót csökkentő hatása is van (Lachat et al. 2013). Továbbá számos fajnak nyújt táplálékforrást, valamint élő-, szaporodó-, búvó-, fészkelő-, és telelő helyet. Az erdőben előforduló állatfajok 20-25%-a függ valamilyen szinten a holt faanyagtól. Valamint annak jelentős fajgazdagság növelő hatása is van (Müller & Bussler 2008, Müller & Bütler, 2010). Jelenlétével továbbá pozitív hatással bír a lokális mikroklímára, növeli a habitat szerkezeti komplexitását és önmagában is új élőhelyeket hoz létre, mindezzel pedig az ízeltlábú együtteseket is befolyásolja (Castro & Wise 2009, 2010; Ulyshen & Hanula 2009). Ezek alapján ökológiai szempontból nélkülözhetetlennek tekinthető, tehát a természetes és természetközeli erdőkben is a nagyobb mennyiségben és változatosságban való megléte preferált (Elton 1966, Siitonen 2001, Csóka 2014, Gálhidy 2016). Ez minimális esetben 5 m³/ha (Web 1. 2009), de rendeltetéstől, termőhelytől és állománytól függően optimálisan 10-30 m³/ha közötti (Lachat et al. 2013).

A gyakorlat számos holtfa típust különít el (Harmon & Sexton 1996, Woodall et al. 2009, Csóka & Lakatos 2014), ezek: tükörfolt, ág, ággöcs, kéregleválás, törzsrepedés, odú, törzsüreg, elhalt gyökérszár, kifordult gyökértányér, álló holtfa, fennakadt holtfa, fekvő holtfa, tuskó, vágástéri hulladék, gallyak, finom frakció (kisméretű darabok, átmérő < 7 cm), apró törmelék, holt durva gyökerek (átmérő > 1 cm). Ezek közül kutatásom során csak a fekvő holtfa felmérését (4.2.1 fejezet) és hatásainak vizsgálatát végeztem el.

A pókok leginkább az élőhely szerkezeti elemeként kötődnek a holtfához. Lakó és zsákmányszerző hálójukat fatörzsekhez rögzítik (pl.: *Agelenidae* fajok), vagy éppen szűk résekben (repedés, kéreg alá, zugok) rejtőznek (pl.: *Thomisidae* és *Clubionidae* fajok), ahol



nem csak búvóhelyet keresnek, hanem a petéiket is lerakhatják. Emellett például a fojtópókok (*Dysderidae*) közül kikerülő egyes specialista ragadozók közvetett táplálékforrásként is kapcsolódnak a holtfához, mivel táplálékuk jelentős részét az ahhoz kötődő ászkák (*Isopoda*) teszik ki (Szinetár 2006).

A vonatkozó vizsgálatok eredményei alapján az egyes pókegyüttesek összetétele kapcsolatban van a habitat holtfamennyiségének változásaival (Jabin et al. 2004, Castro & Wise 2009, 2010). A kidőlt törzsek felületén mind a fajgazdagság, mind az egyedszám nagyobb, a fauna-összetétel pedig más lehet, mint az erdőtalajon. Kimutatható az is, hogy minél frissebb egy kidőlt törzs, annál nagyobb diverzitású a hozzá köthető pókfauna (Varady-Szabo & Buddle 2006). A fekvő holtfaanyag közelében tapasztalt magasabb pókfajgazdagság és abundancia következhet a holtfa habitat teremtő, avarfelfogó és mikroklíma megváltoztató tulajdonságaiból; valamint a potenciálisan hozzá kapcsolódó prédaállatok jelenlétéből is (Komonen et al. 2000, Buddle 2001, Varady-Szabo & Buddle 2006, Castro & Wise 2010). Emellett a fekvő holtfa a lombkorona megbontásának talajfelszínre érő élőhelyszáritó hatását is képes csökkenteni (Buddle et al. 2000, Paradis & Work 2011, Pinzon et al. 2012), megléte tehát az erdei specialista fajoknak kedvez (Oxbrough et al. 2005), így szerepe a nagyobb területű fakitermelések után még fontosabb. Továbbá az erdei fekvő holtfa jelenléte a tölcserháló, vitorlaháló és talajfelszínén vadászó fajoknak előnyös (Buddle 2001, Bali et al. 2019b, 2019c); míg hiánya bár valamelyest kedvez a lesből támadóknak, de összességében mégis az együtteseket elszegényítő hatással jár (Work et al. 2014). Egyes vizsgálatok szerint a fentebb vázolt hatások a holtfaanyag ~1,5 m-es környezetében észlelhetők (Castro & Wise 2010) és legkevésbé a farkaspók esetében jelentkeznek (Buddle 2001, Nittérus & Gunnarsson 2006, Castro & Wise 2009).

2.1.3.4. A pókok erdővédelmi jelentősége

Egyes területek pókegyütteseinek összesen akár 42490 kg/ha zsákmányt is elfogyaszthatnak évente (Turnbull 1973), herbivor rovarok mortalitását pedig akár 21%-ban okozhatják csak farkaspókok (Van Hook 1971). Erdei ízeltlábú együttesekben a pókok össz-biomasszája másfélszerese lehet a két másik legjelentősebb ízeltlábú ragadozó csoportnak (futóbogarak és százlábúak) (Moulder & Reichle 1972). Mindemellett a pókok hajlamosak pazarló módon táplálkozni. Ez azt jelenti, hogy táplálékhiány esetén nem fogyasztják el a teljes prédaállatot, hanem annak csak legtáplálékosabb részeit. Ami pedig azzal jár, hogy ugyanannyi tápanyag felvételéhez több erdővédelmi jelentőségű ízeltlábút pusztítanak el (akár 1,2-2,6-szor annyit), mint a nem pazarlóan táplálkozó ragadozók (Samu 1993, Samu & Bíró 1993, Riechert & Maupin 1998). Mindezek alapján a pókok táplálkozásukkal több erdővédelmi jelentőségű faj egyedeit is elpusztíthatják, még hozzá nagy mennyiségben.

Mivel olyan pókfajról, ami egy konkrét erdővédelmi jelentőségű faj specialistája lenne, nem tudunk, így korlátozó szerepüket inkább mint fajok együtteseinek tudják hatékonyan kifejteni (Riechert & Lockely 1984, Riechert 1999, Samu 2007). Mindenképp kifolyólag általános növényvédelmi jelentőségük vitatható (Riechert & Lockely 1984), azonban bizonyos körülmények között és egyes erdővédelmi jelentőségű fajok esetében mégis nagy lehet (Riechert & Bishop 1990).

A legtöbb károsítást mérséklő szerepükhöz köthető kutatást lágy-, valamint fásszárú ültetvényekben (például gyümölcsösökben) végezték. Ezek eredményei alapján például eperfák (*Morus alba* L.) esetében képesek jelentősen csökkenteni a *Hyphantria cunea* (Drury 1773) lepke kártételét (Brignoli 1983), egy almaültetvényben pedig az összes predátor szervezet 78%-át tették ki és az *Epiphyas postvittana* (Walker, 1863) moly egyedszámát jelentősen tudták korlátozni (MacLellan 1973). Hatékonyan lépnek fel gyümölcs takácsatkákkal szemben is (Chant 1956). E károsítók mellett fogyasztanak például



levéltetveket (Bumroongsook et al. 1992, Dib et al. 2010, Lefebvre et al. 2017), levélbolhákat (Angeli et al. 1994, Bogya 1995), kabócákat (Wisniewska & Prokopy 1997), poloskákat (Balarin & Polonec 1984, Arnoldi et al. 1991), tripszeket (Putman 1967, Miliczky & Calkins 2001, Bán et al. 2009, Nagy et al. 2010), fűrőlegyeket (Allen & Hagley 1990), valamint ormányosokat is (Mansour et al. 1982). Ötvennyolc vizsgálat meta-analízise szerint pedig mezőgazdasági rovar kártevők 79%-ával szemben hatékonyak (Floridában) (Michalko et al. 2019).

Erdészeti vonatkozásban, a felsorolt taxonokon túl, a pókok még bizonyos szűbogarakat (Jennings & Pässe 1975, 1986; Moor & Nyffeler 1983), valamint gubacsszúnyogokat (Kim & Kim 1975) is zsákmányolnak. Emellett arboreális pókokról kimutatták, hogy képesek csökkenteni a gazdasági szempontból fontos erdei kártevő rovarok abundanciáját (Mason et al. 1997). Például Engel (1942) vizsgálatából kiderült, hogy egy fenyőaraszoló (*Bupalus piniarius* L.) gradáció során a lepkepopuláció 12-13%-át a hálószővő pókok fogyasztották el. Míg egy gubacsdarázs (*Dryocosmus kuriphilus* [Yasumatsu, 1951]) faj esetében ez az érték akár 20% is lehetett (Nakamura & Nakamura 1977). Más kutatások szerint hasonló hatással vannak a *Rhopalosiphum padi* L. levéltetű populációira is (Chiverton 1986). Fontos lehet továbbá, hogy táplálkozásuk nem csak a nyári időszakra korlátozódik. Egyes fajok télen is aktívan táplálkoznak (Korenko et al. 2010), aminek hatása gazdasági szempontból ugyan elhanyagolható (persze ilyenkor a potenciális rovarkárosítás sem tekinthető nagynak), viszont az éberén áttelelő és a koratavasszal aktivizálódó fajok – pl.: a *Clubonidae* család tagjai – a többi ragadozó szervezetnél korábban képesek jelentősebb predációs nyomást kifejteni, így például a sodrómolyok (*Tortricidae*) hernyóival szemben már hatásosak lehetnek (Bogya 1995).

Végezetül megemlítenéd még, hogy a pókok növényvédelmi jelentősége nem csak a herbivor állatok elfogyasztásában mutatkozhat meg (Beleznay 2019). Egyrészt a hálószővő fajok hálójukkal úgy is pusztíthatnak el – mintegy járulékos módon – erdővédelmi jelentőségű fajokat, hogy azokat nem fogyasztják el. Igaz ez például levéltetvek nimfáira (Fraser 1982). Másrészt egy potenciális predátor közelsége gyakran vált ki nem letális interakciót közte és prédaállata között, ami annak fokozott elkerülési, védekezési és menekülési viselkedésben mutatkozik meg. Ez pedig csökkenti a zsákmány táplálkozási, fejlődési és szaporodási aktivitását, ami közvetetten mérsékeli a károsítása mértékét is (Carter & Rypstra 1995, Danner & Joeren 2003, Hlivko & Rypstra 2003, Rypstra & Buddle 2013, Samu et al. 2014b). Ez a nem letális interakció akár erősebb hatást is kifejthet, mint maga a predáció (Preisser et al. 2005).

Mindezek alapján elmondható, hogy a pókok egyes károsító organizmusokra kifejtett gazdasági szempontból is hasznos korlátozó szerepük miatt erdészeti vonatkozásban is értékes és kutatásra érdemes állatcsoportnak tekinthetők.

2.2. A nyugat-magyarországi régióban végzett korábbi kutatások

A nyugat-magyarországi peremvidék élővilágának kutatása hosszú, közel 400 éves múltra tekint vissza. A XVI. század közepére a török hódoltság miatt az ország nyugati része vált a tudományos fejlődés egyik középpontjává, a különféle florisztikai és zoológiai vizsgálatok is ebben az időben kezdődtek meg. Az állattani kutatások igazi fellendülése azonban csak a törökök kiűzése után indult el. Sopron is ezt követően vált a természettudományos kutatómunkák regionális centrumává. A mintaterületeimet is magába foglaló Vas megyéről a XVIII. század közepén készült az első alaposabb természetföldrajzi leírás. „Vasvármegye” monográfiája pedig a XIX. század végén jelent meg, amiben már részletes szó esik a terület állatvilágáról, beleértve a pókokat is. Arachnológiai vizsgálatokat főként Herman Ottó, Chyzer Kornél és Ladyslaw Kulczyński, Kolosváry Gábor, Balogh



János, valamint Visnya Aladár végeztek. Manapság pedig Szinetár Csaba kutatja a tájegység pókfaunáját. A múlt századtól napjainkig a régió kutatását főként a soproni és a szombathelyi almamáterek kutatói, valamint a Savaria Múzeum, az ERTI, továbbá Fertő-Hanság- és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóságok munkatársai végzik. A tájegység vizsgálatának több száz éve során, a fonalférgektől az emlősökig számos csoportba tartozó, rengeteg állatfaj került leírásra. Ezek közül a pókok tanulmányozását főként a Fertő környékén, a Kőszegi-hegységben és a Ság hegyen; valamint Sopron, Szalafő és Szombathely településekhez köthetően végezték (Vig 2000).

A tájegység zoológiai kutatásai közül ki szeretném még emelni a futóbogarakkal foglalkozókat. Időrendben nézve a Kőszegi-hegység futóbogarait Kaszab Zoltán (1937) vizsgálta. Csiki Ernő (1946) a Kárpát-medence futóbogarait mutatja be, beleértve azok nyugat-dunántúli elterjedési adatait is. Horvatovich Sándor (1981) az Alpokalja futóbogárfaunája mellett a szombathelyi Savaria Múzeum futóbogárgyűjteményét is feldolgozta, amely alapján összeállította Vas megye területéről addig kimutatott fajok listáját. Az Őrség futóbogárfaunája esetén munkáját további fajok előfordulási adatával Szél & Hegyessy (1996) kutatása támasztja alá. Napjainkban pedig Nagy Ferenc (2006) és Andrési Dániel (2019) foglalkozik Vas megye futóbogárfaunájával.

2.2.1. A kísérleti területeimen végzett egyéb kutatások

A konkrét mintaterületeimhez kapcsolódóan két vizsgálat mindenképpen megemlítendő. Az első során, az Erdészeti Tudományos Intézet (röviden: ERTI) kezdett meg 2010-ben egy mesterséges léknyitással történő erdőfelújítást célzó kísérletsorozatot, amiben a lékek méretének és tájolásának a mikroklímára és a természetes erdőfelújulásra gyakorolt hatását vizsgálták. A kísérlet 2010-15 között zajlott, amelynek egy két éves (2013-14) intenzív szakasza is volt. A kutatás keretén belül az általam is vizsgált erdőrészeket (Bejczyertyános 13/A és a Vép 32/D) egy-egy 50 x 50 méteres hálózattal osztották fel és ezen kvadrátokon belül összesen 20 db léket (8+12) jelöltek ki, amelyek ~30 x 15 méter nagyságúak voltak. A lékek 4 féle tájolással (É-D, K-Ny, ÉNy-DK, ÉK-DNy) kerültek kialakításra, úgy, hogy mindegyik erdőrészekben, mindegyik tájolású lékből legyen legalább 2 db (2. ábra). E lékekben és környékükben megtörtént a faállományokviszonyok, a fényviszonyok, a talajnedvesség, a gyomborítottság, az újulat és a csapadék mérése (Kollár 2018). E kísérleti rendszerhez csatlakoztam 2013-ban az erdőrészek pókfaunájának vizsgálatával.

A másik kapcsolódó vizsgálatot Andrési Dániel (2019) végezte. Ő szintén a fent vázolt kísérleti rendszerbe kapcsolódott be. Mivel kutatásainkhoz ugyanazt a csapdarendszert használtuk, így adatgyűjtési metodikája az enyémmel teljesen megegyező, de az ő vizsgálatának tárgya a futóbogarak (*Carabidae*) voltak.

A mintaterületeimhez (Bejczyertyános, Vép) kötődő egyéb állattani kutatásról nincs tudomásom.

2.3. Appendix

A pókfajok nomenklatúrájához Netwig et al. (2021), a növényfajok nomenklatúrájához pedig Simon (2000) munkáit vettem alapul. Az egyes pókcsaládok rendszertani sorrendjét Samu & Szinetár 1999-es, valamint Garrison et al. 2016-os munkái alapján állítottam fel. A fajok átlagos testméretének meghatározása irodalmi adatok (Netwig et al. 2021) alapján történt. Az egyes fajok általános jellemzését (5.1.5 fejezet) Loksa (1972), Hänggi et al. (1995), Buchar & Růžička (2002), Harvey et al. (2002), Szinetár (2006), valamint Netwig et al. (2021) munkái alapján készítettem el.



3. CÉLKITŰZÉSEK

Az előzőekben áttekintett ismereteket is figyelembe véve, a kutatásom fő céljai a kísérleti területek pókfaunájának jobb megismerése, valamint a mesterséges léknyitás azokra gyakorolt különféle hatásainak feltárása volt. E célokkal összefüggésben a következő hipotéziseket és kapcsolódó kérdéseket vizsgáltam:

1. Egyik mintaterületem pókfaunáját sem vizsgálták még, így céлом volt a vizsgálatra kijelölt erdők talajfelszín közeli pókfaunájának standardizált módszerrel történő felmérése. Feltételeztem, hogy kutatásaim révén a területekre és esetleg a régióra is új faunisztikai eredmények születhetnek.
 - a. Mik a területek leggyakoribb fajjai?
 - b. Előfordulnak-e a területeken védett fajok?
 - c. Előfordulnak-e a területeken Magyarországon korábban még le nem írt fajok?
 - d. Hogyan alakul a gyakori fajok szezonális aktivitása az irodalmi adatokhoz képest?
 - e. Ilyen irányú vizsgálatok elvégzéséhez elegendő hosszúságú volt-e a mintagyűjtésem?
2. A Bejczyertványos 13/A és Vép 32/D erdőrészek egymástól légvonalban csupán 17 km távolságra helyezkednek el és termőhelytípus-változatukban is jelentősen hasonlítanak, ugyanakkor állományuk fafajösszetétele és szerkezete eltérő. Mindebből kifolyólag feltételeztem, hogy a pókegyütteseik összetétele is eltérő lehetett.
 - a. Mennyire hasonlít a két fauna faj- és egyedszáma, valamint diverzitása?
 - b. Mennyire hasonlít a két fauna szezonális és térbeli aktivitása?
 - c. Mennyire hasonlít a két fauna összetétele és ökológiai karakterisztikái?
3. A pókok a szakirodalmi adatok alapján ideális indikátor szervezeteknek tekinthetőek, amik a vegetációs szerkezet és a mikroklímátikus tényezők változásait jól jelzik. Ebből adódóan feltételeztem, hogy a mesterséges léknyitásnak voltak a talajfelszín közeli pókegyüttesek szerkezetére kifejtett megfigyelhető hatásai, valamint hogy e hatások egyike az erdőállományok és a bennük kialakított 15 x 30 m-es lécek együttesi közötti szegélyzónák kialakulása volt.
 - a. A lécek hossz tengelyén keresztülfektetett transzszektek mentén vizsgálva a faj- és egyedszámok, a diverzitás indexek, az indikátor fajok gyakorisága, valamint a pókegyüttesek guild szerkezete mutat-e jelentős változásokat?
 - b. A kontroll vizsgálat adatai mennyire térnek el a lécekhez kapcsolódó vizsgálatok eredményeitől?
 - c. Közösség ökológiai szempontból elkülönülnek-e egymástól a lékbelső, a lékszélek és az állományok csapdái?
4. Mivel egy mérsékeltövi erdő vegetációs szerkezete egy év lefolyása alatt jelentős változásokon megy át, ezért feltételeztem, hogy a mesterséges léknyitás hatásai egy év lefolyása alatt nem azonos mértékben jelentkeznek.
5. Feltételeztem, hogy az ERTI által vizsgált, a mesterséges léknyitás által befolyásolt biotikus és abiotikus tényezők (gyomboritottság, talajnedvesség, lombkorona nyitottság, megvilágítottság), valamint a területek fekvő holtfa készlete kihatással vannak a felmért pókegyüttesek összetételére.
 - a. Milyen kapcsolatok mutatkoznak e tényezők és a leggyakoribb fajok előfordulása között?
 - b. Milyen kapcsolatok mutatkoznak e tényezők és az egyes guildok gyakorisága között?
 - c. Milyen kapcsolatok mutatkoznak e tényezők és az egyes közösségi mutatók között?



6. Mivel a mesterséges léknyitás természetközeli és tartamos erdőművelési beavatkozásnak tekinthető, ezért feltételeztem, hogy az ökológiai szempontból nem jár a vizsgált talajfelszín közeli pókegyüttesekre nézve káros következményekkel.
- a.* A vonatkozó mutatók hogyan alakulnak a lékek és az állományok adatait összevetve?
 - b.* A vonatkozó mutatók hogyan alakulnak a lékes állományrészek és a kontroll terület adatait összevetve?
 - c.* A vonatkozó mutatók hogyan alakulnak a mesterséges léknyítással érintett kísérleti erdőterületek és egyéb művelésű erdőrészek adatait összevetve?
7. Feltételeztem, hogy a talajcsapdás adatgyűjtés valamint a kontroll jelleggel végzett vákuumos (D-Vac) mintagyűjtés eredményei a talajfelszín közeli pókegyüttesek más-más elemeit mutatják be hatékonyabban, így a két módszer által kapott adatok eltérnek egymástól.
- a.* Megegyezik-e a két eljárás által feltárt együttesek összetétele?
 - b.* A talajcsapdázás és a D-Vac mintagyűjtés hasonló képpen mutatja-e ki a mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre esetlegesen kifejtett hatásait?

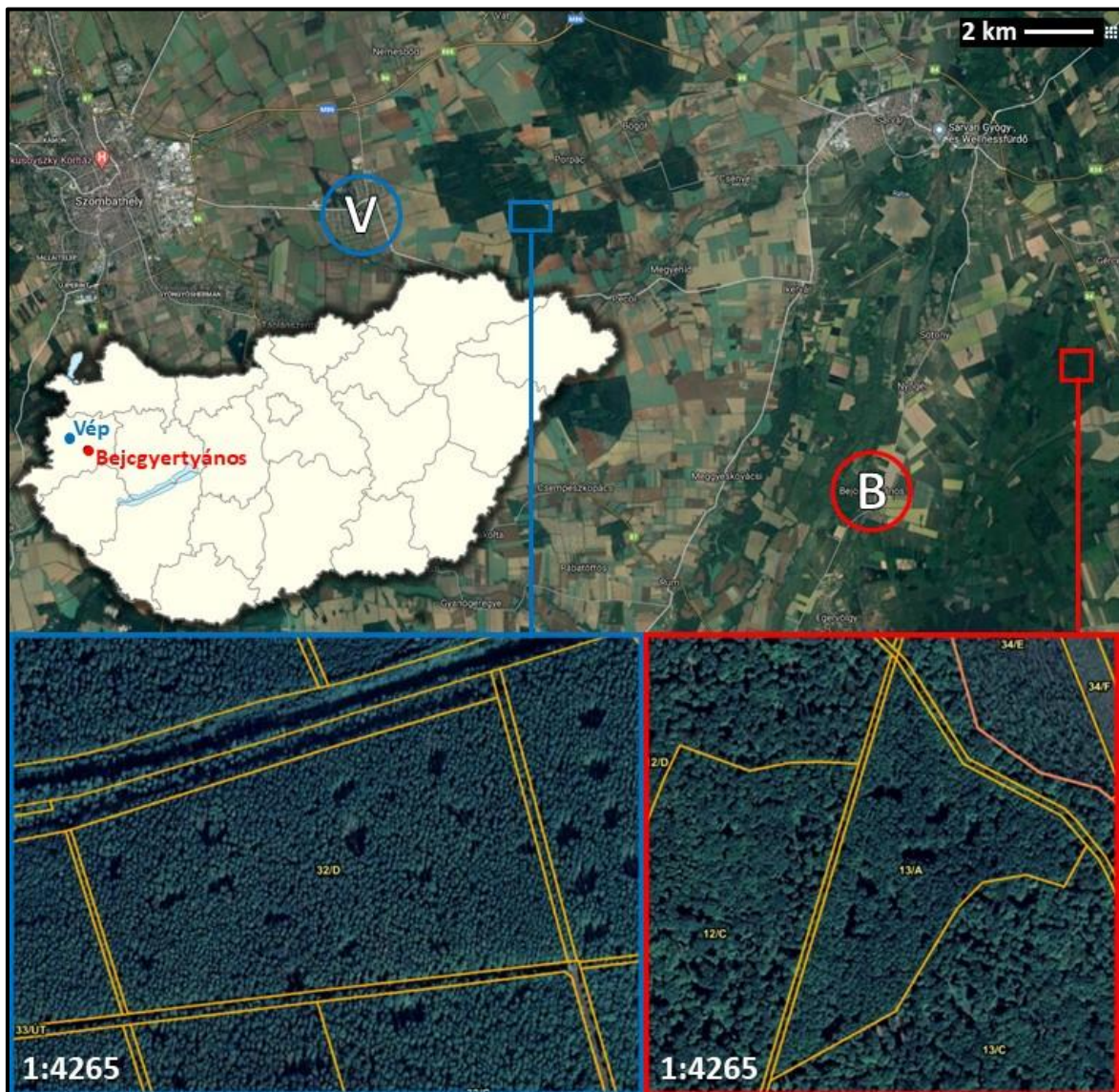


4. ANYAG ÉS MÓDSZERTAN

4.1. A vizsgálati területek jellemzése

A kutatásom tárgyát képező két erdőrészet egy-egy nyugat-magyarországi település, Bejcgverttyános (röviden Bejc) és Vép közelében helyezkedik el. Halász (2006) besorolása szerint e települések a Nyugat-Dunántúl erdészeti táj részét képezik, míg Dövényi (2010) az ő rendszerezésében a Nyugat-Magyarországi-Peremvidék fő kategóriát alkalmazza. Az alacsonyabb rendű besorolásban a két munka már megegyezik. Így Bejcgverttyános a Kemeneshát tájon belül az Alsó-Kemeneshát kistájba, míg Vép a Sopron-Vasi-síkságon belül a Gyöngyös-sík kistájba sorolható. Ez előbbi kistáj erdőszűtségeének aránya nagyobbra tehető, mivel 74931,5 ha-os területének 30,2%-a erdőterület; míg ez a Gyöngyös-sík kistáj 78572,4 ha-os területének esetében csak 13,7%.

Mindkét vizsgált erdőrészet (Bejcgverttyános 13/A, Vép 32/D) a Szombathelyi Erdészeti Zrt. Sárvári Erdészetének vagyonkezelési területébe esik. A két mintaterület egymástól való távolsága légvonalban hozzávetőlegesen 17 km (1. ábra).



1. ábra: A vizsgálati területek elhelyezkedése Szombathely és Sárvár viszonylatában (Web 4. 2021 és Web 5. 2021 alapján készítette: Bali László).



4.1.1. Éghajlati és hidrológiai jellemzők

Alsó-Kemeneshát: A kistáj erdészeti klímabesorolása gyertyános-tölgyes klíma. Átlagos évi középhőmérséklete 9,9°C, tenyészidőszaki hőmérséklete pedig 16,3°C. Az évi átlagos csapadékmennyisége 630-660 mm közötti, amiből 400 mm hullik a tenyészidőszak során. A kistáj nyugati része a Rába, míg keleti fele a Marcal vízgyűjtő területéhez tartozik (Dövényi 2010).

Gyöngyös-sík: Az előző terület klímájával több hasonlóságot is mutat. Így e kistáj évi középhőmérséklete szintén 9,9°C, tenyészidőszaki hőmérséklete ugyancsak 16,3°C, valamint erdészeti klímabesorolása is gyertyános-tölgyes klíma. Hidrológiai szempontból ugyanakkor kisebb eltérések már adódnak. E terület évi átlagos csapadékmennyisége ugyanis 630-650 mm közé esik, amiből 400-420 mm körüli hullik a tenyészidőszak során. A kistájhoz három vízfolyás vízgyűjtő területe is tartozik. Északi része a Répce, déli része a Sorok-Pernit, a kettő közötti terület pedig a Gyöngyös vízgyűjtő rendszerébe esik (Dövényi 2010).

4.1.2. Domborzati, földtani és talajtani jellemzők

Alsó-Kemeneshát: Vas és Veszprém megyékben helyezkedik el, területe 551 km². Átlagos tszfm.-a 190 m. A kistáj kevésbé tagolt, fennsík jellegű, de sem domborzata, sem lejtése nem egységes. Változatos összetételű aljaztában a mezozoos kőzetek dominálnak, a felszínét pedig 10 m vastagságban folyóvízi homok és laza Rába-kavics borítja. Ezen a rétegen agyagbemosódásos barna erdőtalajok alakultak ki, amikre összecementálódott B szint jellemző (Dövényi 2010).

Gyöngyös-sík: Teljes egészében Vas megyében helyezkedik el, területe 420 km². Átlagos tszfm.-a 207 m. A kistáj formaszegény, szintkülönbségei kicsik, így domborzata síkvidéki jellegűt mutat. Aljzatán a kelet-alpi takaró mélybesüllyedt kőzetei találhatóak, amikre késő-miocén és késő-pannon kori üledékek rakódtak. Felszínét jégkorszaki vályoggal, agyagos vályogos löszös üledékkel és lösszel borított kavicsstakaró fedi. Ezen három fő talajtípus alakult ki: 69%-ban löszös üledéken képződött barna föld, 20%-ban barna erdőtalajok, valamint 10%-ban kis szervesanyagtartalmú, mészmentes nyers öntéstalajok. Ezek leginkább a Pernit völgyében találhatóak meg (Dövényi 2010).

4.1.3. Növényföldrajzi jellemzők

A mindkét mintaterületet magába foglaló Vas megyében többféle növényföldrajzi hatás is érvényesül, ezért a területen változatos növénytakaró alakulhatott ki. Főként közép-európai, valamint európai és eurázsiai; de ezek mellett alpin, szubatlanti, atlanti-szubmediterrán és szubmediterrán flóraelemek is megjelennek a vidéken. Endemikus fajok viszont nem fordulnak elő (Keszei 2017).

Alsó-Kemeneshát: Klímazonális vegetációtípusát száraz és félszáraz lombdők adják. Északon bükkösök, a völgyekben gyertyános-kocsányos tölgyesek, plakor helyzetben pedig cseres-tölgyesek fordulnának elő potenciálisan. Ezzel szemben a teljes erdőterület több mint 70%-át telepített fenyvesek és akácok adják. Az előforduló gyepek kisméretűek és általában rossz minőségű talajokon találhatóak. A megtalálható növényfajok száma becsülhetően 600-800, ezek közül pedig 20-40 a védett (Dövényi 2010). Maga Vép és környéke a Nyugat-Dunántúl flóraidékén (*Praenoricum*) belül az Őrség-Vasi dombvidék flórajárásba (*Castriferreicum*) tartozik (Pócs 1981).



Gyöngyös-sík: Vegetációja átmeneti jellegű. A területen megtalálhatók gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsányos tölgyesek és cseres-kocsányos tölgyesek is. A gyeptársulások másodlagosak és mára jelentősen megfogyatkoztak. A megtalálható növényfajok száma becsülhetően 600-800, ezek közül pedig 40-60 a védett (Dövényi 2010). A kistájon belül Bejcgertyános és környéke a Dunántúli-középhegységi flóraidéken (*Bakonyicum*) belül a vértesi és bakonyi flórajárásába (*Vesprimense*) tartozik (Pócs 1981).

4.1.4. Állatföldrajzi jellemzők

A Kárpát-medence állatföldrajzi helyzetét alapvetően két tényező határozza meg. A legegyszerűbb, a Kárpátok és kisebb mértékben az Alpok vonulatainak barrier hatása. Ez egyrészt nehezíti a befelé irányuló faunamozgást, ugyanakkor ez az izoláló hatás lehetőséget biztosít a speciációra, endemizmusok kialakulására (Kocsis et al. 2018). Továbbá a tájegység fekvése is egyedi, hiszen az európai lomberdőzóna és a kontinentális erdősztyeppöv határán található. Mindezekből kifolyólag az európai állatföldrajzi régiókra jellemző övezetességtől több eltérés is tapasztalható a tájegység területén (Varga 2006, Kocsis et al. 2018). A zonalitás helyett a nagyobb változatosságú mozaikosság jellemző rá, ami peremterületeken mutatkozik meg a legmarkánsabban (Varga 2011).

Maguk a mintaterületek a közép-dunai faunakerületben található Alföld faunakerületen belüli (*Pannonicum*) Kisalföld faunajárásba (*Arrabonicum*) esnek (Kocsis et al. 2018), közöttük érdemleges különbségek nincsenek. E faunajárásban az eredetileg jellemző mocsarak lecsapolása a pusztai elemek elszaporodásának kedvezett. A fajösszetételére jellemző, hogy annak többsége a pontusi, vagy a pontomediterrán faunaelemekhez tartozik, a bennszülött fajok száma pedig alacsony.

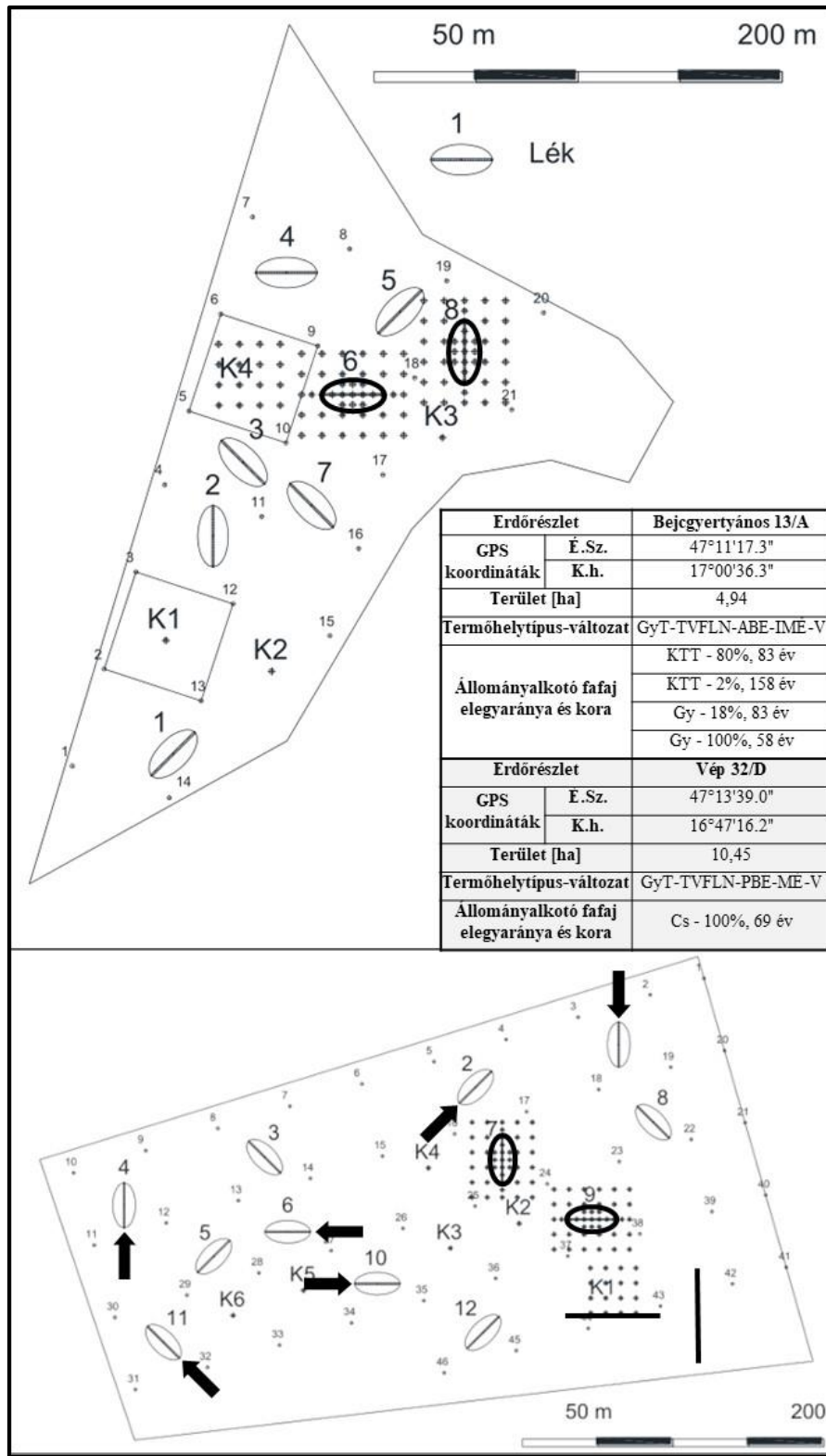
4.1.5. A mintagyűjtési területek ismertetése

Mint ahogy az már korábban említésre került, mindkét csapdázott erdőrészet egy, az ERTI által 2010-ben kezdett kísérletsorozat része volt. E vizsgálat során a két erdőrészetet 50 x 50 m-es parcellákra osztották fel, majd e parcellákon belül, a 2010-11-es tél során 30 x 15 m-es lékeket nyitottak, négy féle tájolással (É-D, K-Ny, ÉNy-DK, ÉK-DNy). A Bejcgertyános 13/A erdőrészetben 8, még a Vép 32/D erdőrészetben 12 db lék került létesítésre (Kollár 2018). E lékek közül csapdáztam mindkét erdőrészetben kettőt, egy észak-déli és egy kelet-nyugati orientációjút (2-3. ábrák). A kiválasztott lékekben az ERTI több paramétert is vizsgált. Ezek a megvilágítottság, talajnedvesség, gyomborítottság, újulat és csapadék (bővebben: [4.2.2](#) fejezet) voltak. A mintaterületek állományai – azok egymáshoz való relatív közelségének ellenére (1. ábra) – eléggé eltértek egymástól (2. ábra [Országos Erdőállomány Adattár 2013]).

Bejcgertyános 13/A: Állománya gyertyános kocsánytalan tölgyes, két lombkoronaszinttel. Az első lombkoronaszintet a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) (különböző korú), valamint a gyertyán (*Carpinus betulus* L.) idősebb egyedei alkotják, míg a második lombkoronaszintet a fiatalabb korú gyertyán képezi. Cserjeszint nem alakult ki, a lékekben többnyire a bolygatást tűrő növények jelentek meg, mint az amerikai alkörmös (*Phytolacca americana* L.) a nagy csalán (*Urtica dioica* L.) és a magas aranyvessző (*Solidago gigantea* Aiton); valamint jelen volt még a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios* /L./ Roth) is. Az erdőrészetben kialakított lékek közül a 6-os (K-Ny) és a 8-as (É-D) számozásúhoz történt a csapadék kihelyezése (2. ábra). Elhelyezkedését tekintve az erdőrészet egy nagyobb erdőtömb (Farkas-erdő) északkeleti csücskében található, körülötte pedig mezőgazdasági művelésű területek helyezkednek el.



Vép 32/D: Állománya egykorú cseres (*Quercus cerris* L.). Cserjeszint ennél az erdőnél sem alakult ki, az újulat borítása azonban a lékekben jelentősebb. Emellett ott még a siska nádtippan (*C. epigeios*), a magas aranyvessző (*S. gigantea*) és különféle földi szedrek (*Rubus fruticosus* L. agg.) jelentek meg. Az erdőrészetben kialakított lékek közül a 7-es (É-D) és a 9-es (K-Ny) számozásúhoz történt a csapdák kihelyezése (1. ábra). Az erdőrészet egy nagyobb erdőtömbön belül helyezkedik el, annak határaitól 1-2 erdőrészetnyi távolságra, amiket agrárterületek tagolnak; továbbá nem messze tőle folyik a Sormás-patak.



2. ábra: A vizsgált erdőrészetek vázlatai a bennük kialakított lékekkel (ellipszisek). A pontok a talajnedvesség mérési helyeit jelölik. A talajcsapdázással vizsgált lékek kiemelve. A D-Vac mintázott lékeket és a támadási irányokat a nyilak jelölik. A kontroll csapdázás transzszektjeit folytonos vastag vonalak mutatják.

Az É-D tájolású lékekre dolgozatomban 1-es, míg a K-Ny tájolásúakra 2-es lékként hivatkozom.

Az erdőrészeteket leíró adatok a beágyazott táblázatban olvashatóak.

Kollár (2018) munkája, valamint az Országos Erdőállomány Adattár (2013) alapján készítette Bali László.



4.2. Az adatgyűjtés metodikája

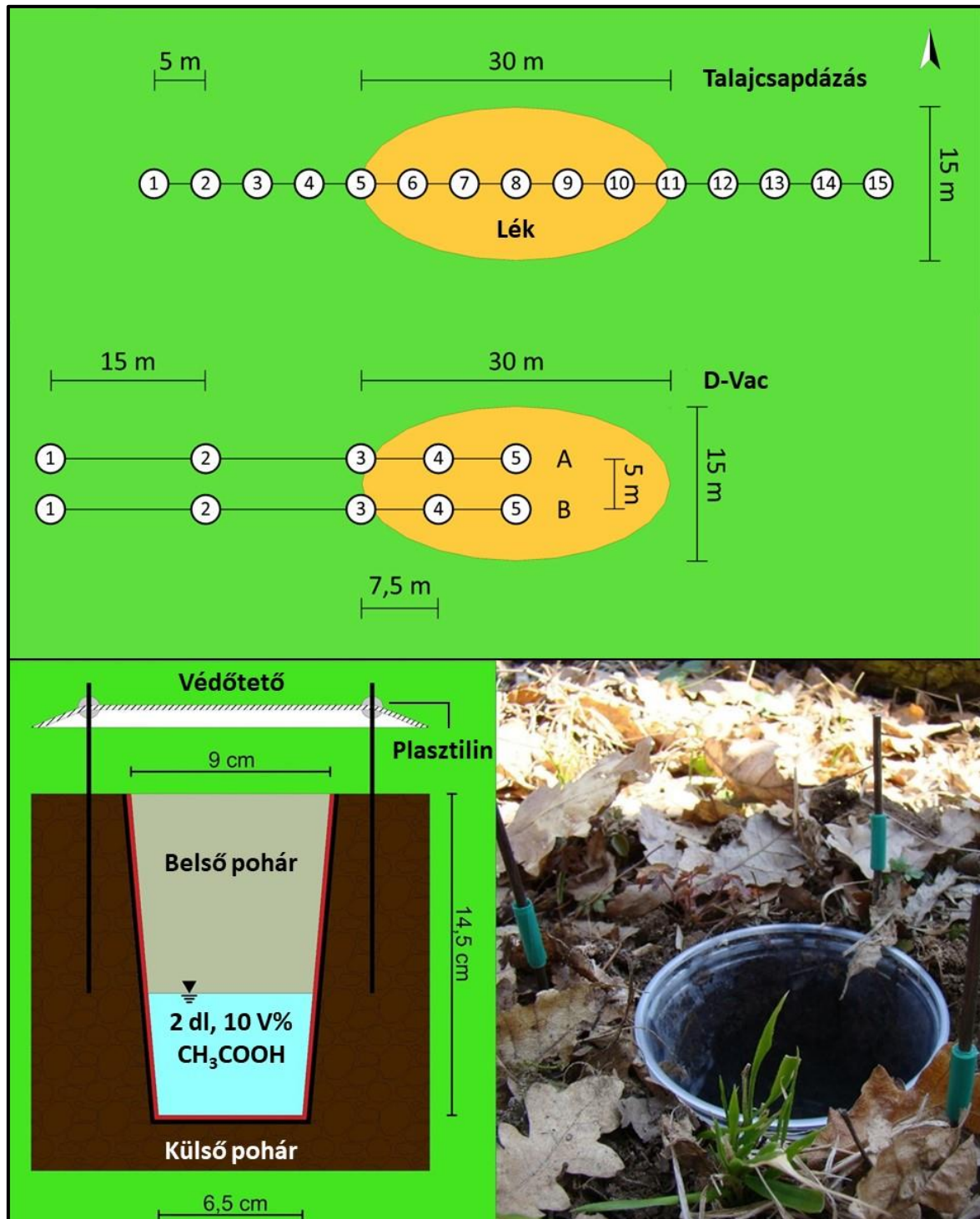
Az arachnológiai mintagyűjtéshez a 2.1.2.-es fejeztben már részletesen ismertetett Barber-féle duplaedényes talajcsapdázást használtam. A csapdák mintagyűjtő eleme esetemben 2 db egymásba csúsztatott 5 dl űrtartalomú, 9 cm szájnyílású átlátszó műanyag pohár volt, amik a talajszintig kerültek leásásra. A külső pohár egy adott mintavételi ciklus során folyamatosan a talajban maradt, míg a belső pohár, annak teljes tartalmával együtt, minden mintagyűjtés során eltávolításra és cserére került. Bennük ölüanyagként 2 dl 10 tf%-os ecetsavoldatot alkalmaztam, valamint azokat a talajfelszíntől hozzávetőlegesen 3 cm távolságra lévő fehér műanyag védőtetővel láttam el (3-4. ábrák).



3. ábra: Az alkalmazott duplaedényes talajcsapdák terepen, valamint a mintaterületek habitusképei (jobboldal: állománykép, baloldal: lék) (fényképek: Bali László).



A csapdák kihelyezése minden lék esetében az adott lék hossz tengelyére eső transzszekt mentén történt, az ERTI által korábban létrehozott mérőhálózathoz illeszkedve (1. ábra). Egy csapdator 15 db csapdából állt, egymástól 5 m-es távolságra elhelyezve úgy, hogy a középső (8-as) az adott lék közepére, az 5-ös és 11-es pedig szegély helyzetbe essenek (4. ábra). Így mindösszesen 60 db csapda került telepítésre. Az É-D tájolású lékekre (B.: ERTI-8, V.: ERTI-7) dolgozatomban 1-es, míg a K-Ny tájolásúakra (B.: ERTI-6, V.: ERTI-9) 2-es lékként hivatkozom (1. ábra).



4. ábra: A talajcsapa rendszer felépítése és a vákuumos mintagyűjtés módja (felül) (ábra: Bali László); valamint az alkalmazott duplaedényes talajcsapda felépítése (bal sarok) (ábra: Bali László) és használata terepen (jobb sarok) (fénykép: Andrési Dániel).



Mindezekből kifolyólag egy-egy mintázott habitatba más-más számú csapda esett: állomány - 8 db, lék - 5 db, szegély - 2 db, ami az egyes élőhelyek összehasonlítását megnehezíti. Választásom azért esett mégis erre a csapdakihelyezési módra, mivel egyrészt a csapdasoromat illeszteni szerettem volna a már meglévő ERTI hálózathoz. Másrészt pedig – a lékek viszonylag kis mérete miatt is – a talajfelszín közeli pókegyütteseknek a léknyitás hatására bekövetkező esetleges változásait (az állományból a lék közepén áthaladó, szintén állományban végződő) gradiens mentén szerettem volna vizsgálni, amire úgy gondoltam, hogy a lékek hossz tengelye menti elhelyezés volt a legcélravezetőbb. A későbbiekben az egyes élőhelyek összehasonlítására komolyabb kísérletet nem is teszek, inkább minden egyes csapdát fogok más-más csapdákkal összehasonlítani.

A csapdák telepítésére 2013.04.08-án került sor. Ezt követően azok cseréje kéthetes rendszerességgel történt, egészen 2013.11.06-ig. A mintagyűjtés hasonló jelleggel a 2014-es évben is megismétlésre került: az első ürítés 2014.04.14-én, míg az utolsó 2014.11.10-én történt (1. táblázat). Így összesen 31 mintagyűjtésre került sor. Mivel a 2013-as év eleji tél elhúzódott, ezért a 2014-es évben az előzőhöz képest két héttel korábban lehetett az első mintagyűjtést megejteni. Erre a mintagyűjtésre, a két év adatainak egyszerűbb összehasonlíthatósága érdekében 2014-es 0. mintagyűjtésként fogok hivatkozni. A teljes aktív csapdázási idő 436 nap volt.

Az itt ismertetett csapdarendszert Andrési Dániellel együtt telepítettük és használtuk. Míg én a csapdák által fogott pókokat dolgoztam fel, addig ő a futóbogarak vizsgálatra fókuszált, amiből doktori (PhD) értekezését is írta (Andrés 2019).

4.2.1. Kiegészítő mintagyűjtések

Az előzőekben vázolt csapdázás mellett, ami a vizsgálatom gerincét adja, három kiegészítő jellegű mintagyűjtést is végeztem. Ezek kizárólag a vépi mintaterületen zajlottak. Ennek okai, hogy a vépi erdőrészet kevésbé volt perem helyzetű, benne több és azonos méretű lék került létesítésre; valamint területe nagyobb, alakja pedig konvex volt. A mintagyűjtések lezárásával a teljes csapdarendszer, annak minden elemével, a területekről begyűjtésre került.

A vépi mintaterületen kiegészítő jelleggel végzett mintagyűjtések tehát a következők szerint zajlottak:

Vegetációs időszakon kívül eső téli talajcsapdázás (Bali et al. 2017a): A vizsgálat többcélú volt. Egyrészt szerettem volna betekintést nyerni a terület talajfelszín közeli pókegyütteseinek téli képébe, másrészt arra voltam kíváncsi, hogy a téli időszakban hogyan viszonyulnak egymáshoz a lombtalan állomány alá, valamint a lékekbe eső csapdák adatai. Ennek érdekében a 2015.02.04. (ekkor a mintaterület még hóval borított volt) és 2015.03.11. közötti időszakban (36 napon keresztül) folyamatosan üzemeltettem a területen lévő két csapdasort. A várható fagyos időjárás miatt nem ecetsavoldatot, hanem -19 °C -ig fagyálló (kitint nem oldó) szélvédőmosó folyadékot alkalmaztam, aminek hatóanyaga 45% etanol és 5% monoetilén-glikol volt.



1. táblázat: A talajcsapdák kihelyezésének (**inverz**) és ürítéseinek (**félkövér**) naptári időpontjai, valamint a mintaürítési alkalmak megoszlása hónapok szerint, a szalafői (ER-53), a kecskeméti (K) és az ásothalmi (Áh.) gyűjtéseket is feltüntetve (lent).

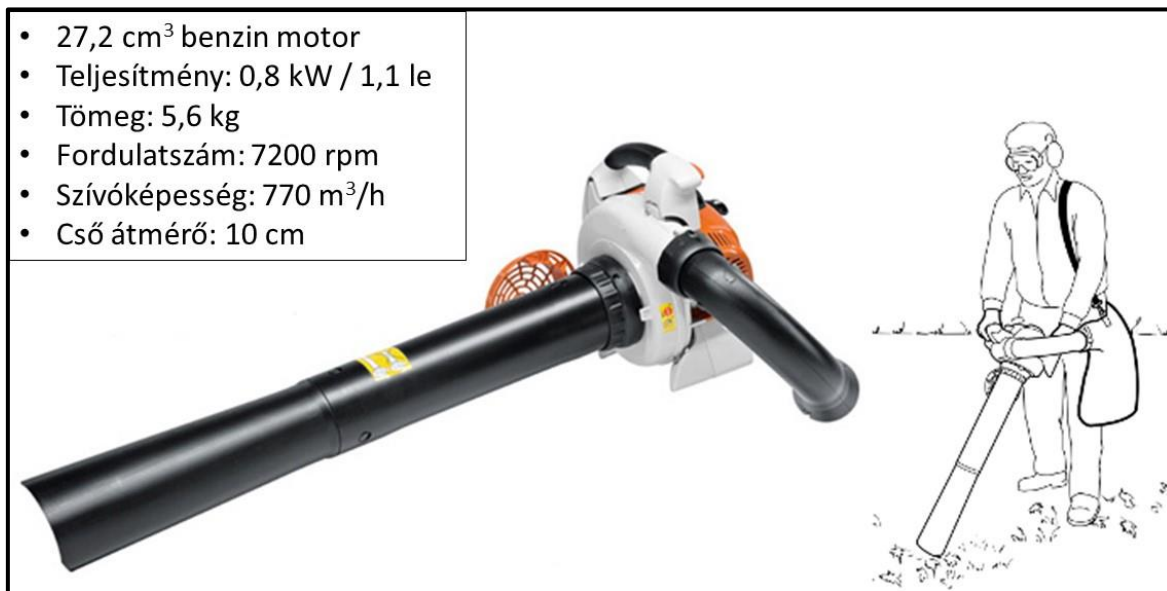
2013																																																																		
Április							Május							Június							Július																																													
H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V																																							
1	2	3	4	5	6	7			1	2	3	4	5						1	2	1	2	3	4	5	6	7																																							
8	9	10	11	12	13	14	6	7	8	9	10	11	12	3	4	5	6	7	8	9	8	9	10	11	12	13	14																																							
15	16	17	18	19	20	21	13	14	15	16	17	18	19	10	11	12	13	14	15	16	15	16	17	18	19	20	21																																							
22	23	24	25	26	27	28	20	21	22	23	24	25	26	17	18	19	20	21	22	23	22	23	24	25	26	27	28																																							
29	30						27	28	29	30	31			24	25	26	27	28	29	30	29	30	31																																											
Augusztus							Szeptember							Október							November																																													
H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V																																							
			1	2	3	4						1			1	2	3	4	5	6					1	2	3																																							
5	6	7	8	9	10	11	2	3	4	5	6	7	8	7	8	9	10	11	12	13	4	5	6	7	8	9	10																																							
12	13	14	15	16	17	18	9	10	11	12	13	14	15	14	15	16	17	18	19	20	11	12	13	14	15	16	17																																							
19	20	21	22	23	24	25	16	17	18	19	20	21	22	21	22	23	24	25	26	27	18	19	20	21	22	23	24																																							
26	27	28	29	30	31		23	24	25	26	27	28	29	28	29	30	31				25	26	27	28	29	30																																								
							30																																																											
2014																																																																		
Április							Május							Június							Július																																													
H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V																																							
	1	2	3	4	5	6				1	2	3	4						1			1	2	3	4	5	6																																							
7	8	9	10	11	12	13	5	6	7	8	9	10	11	2	3	4	5	6	7	8	7	8	9	10	11	12	13																																							
14	15	16	17	18	19	20	12	13	14	15	16	17	18	9	10	11	12	13	14	15	14	15	16	17	18	19	20																																							
21	22	23	24	25	26	27	19	20	21	22	23	24	25	16	17	18	19	20	21	22	21	22	23	24	25	26	27																																							
28	29	30					26	27	28	29	30	31		23	24	25	26	27	28	29	28	29	30	31																																										
														30																																																				
Augusztus							Szeptember							Október							November																																													
H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V	H	K	Sz	Cs	P	Sz	V																																							
				1	2	3	1	2	3	4	5	6	7			1	2	3	4	5						1	2																																							
4	5	6	7	8	9	10	8	9	10	11	12	13	14	6	7	8	9	10	11	12	3	4	5	6	7	8	9																																							
11	12	13	14	15	16	17	15	16	17	18	19	20	21	13	14	15	16	17	18	19	10	11	12	13	14	15	16																																							
18	19	20	21	22	23	24	22	23	24	25	26	27	28	20	21	22	23	24	25	26	17	18	19	20	21	22	23																																							
25	26	27	28	29	30	31	29	30						27	28	29	30	31			24	25	26	27	28	29	30																																							
A mintaürítési alkalmak megoszlása hónapok szerint																																																																		
	Április						Május						Június						Július						Augusztus						Szeptember						Október						November																							
B., V. - 2013						1.							2.	3.											4.	5.							6.	7.	8.	9.	10.							11.	12.							13.	14.							15.						
B., V. - 2014					0.	1.							2.	3.											4.	5.							6.	7.	8.	9.					10.	11.	12.						13.	14.							15.									
ER-53 - 2014													1.	2.											3.																																									
Áh. - 2014					1.								2.	3.											4.																																									
K. - 2016													1.	2.	3.	4.	5.								6.	7.																																								



D-Vac felmérés (Bali et al. 2019a): E vizsgálat célja volt a talajcsapdás mintagyűjtési módszerrel szerzett eredmények összehasonlítása alternatív módon kapott adatokkal. Ennek érdekében végeztem egy vákuumos mintagyűjtést is a területen, ami a 2.1.2-es fejezetben már említettek szerint abszolút mintagyűjtésnek tekinthető. Ez a vizsgálat 2015.06.24-én történt. E dátum egyrészt egybeesik egy 1 évvel korábbi talajcsapdás mintagyűjtés időpontjával, így a két eredmény könnyebben összehasonlítható; választásom pedig még azért is esett erre az időszakra, mivel korábbi tapasztalataim szerint a talajfelszín közelében élő pókok ezen időszakban mutatják a legnagyobb tömegességet (Bali et al. 2017b, 2019b, 2021).

A mintagyűjtés az 1-es, 2-es, 4-es, 6-os, 10-es és 11-es számozású lékeket érintette (2. ábra). Minden léknél 5 db, 0,5 m²-es területet került mintázásra, úgy, hogy az 1. mintapont állomány alá, a 3. a lék hozzátétőleges szegélyére, az 5. pedig a lék középvonalába essen. A lékeken belüli mintapontok között 7,5 m-es távolság volt, az állomány alattiak között pedig 15 m. A mintázás kétszeres ismétléssel történt, egymástól 5 m-es távolságra (4. ábra). Az ismétléseket a későbbiekben összesítve kezelem. A gyűjtéshez használt eszköz (Stihl SH86) hasonló volt a Samu & Sárospataki (1995) által is leírthoz. Specifikációi az 5. ábrán olvashatóak.

Ez a mintázási hálózat tehát nem egyezett meg teljesen a talajcsapdázásnál használttal, aminek több oka is volt. A vákuumos felmérésbe azért nem kerültek bele az eredetileg vizsgált lékek, mivel feltételeztem, hogy az előző két évi intenzív felmérés behatással lehetett volna az eredményekre. Ugyanakkor ez az elrendezés mégis lehetővé tette, hogy a talajcsapdázással megegyező mintaszámot (30) kapjak. Továbbá azért is döntöttem 6 db lék felmérése mellett, mivel a vákuumos mintagyűjtés egy délután alatt zajlott, ezért igyekeztem csökkenteni az egyes lékeknél meglévő esetleges negatív tényezők (hangyaboly, holtfa, nagyvad aktivitás, stb.) behatását.



5. ábra: D-vac eszköz és használata (Web 6. 2020).

Kontroll jellegű talajcsapdázás: A fő mintagyűjtési időszakban (2013-14) csak a vizsgált lékekhez kötődő csapdázást folytattam, kontrollterületet nem vizsgáltam. Ennek oka kapacitáshiányra vezethető vissza. Ezt ellensúlyozandó a 2016-os évben egy kontroll jellegű talajcsapdázást is végeztem. Ennek helyszíne szintén a Vép 32/D erdőrészet volt, ahol két új, a korábbiakban használt csapdahálózattal megegyező került kijelölésre, azzal a különbséggel, hogy e csapdák mindegyike egy, a meglévő lékektől a lehető legmesszebb eső

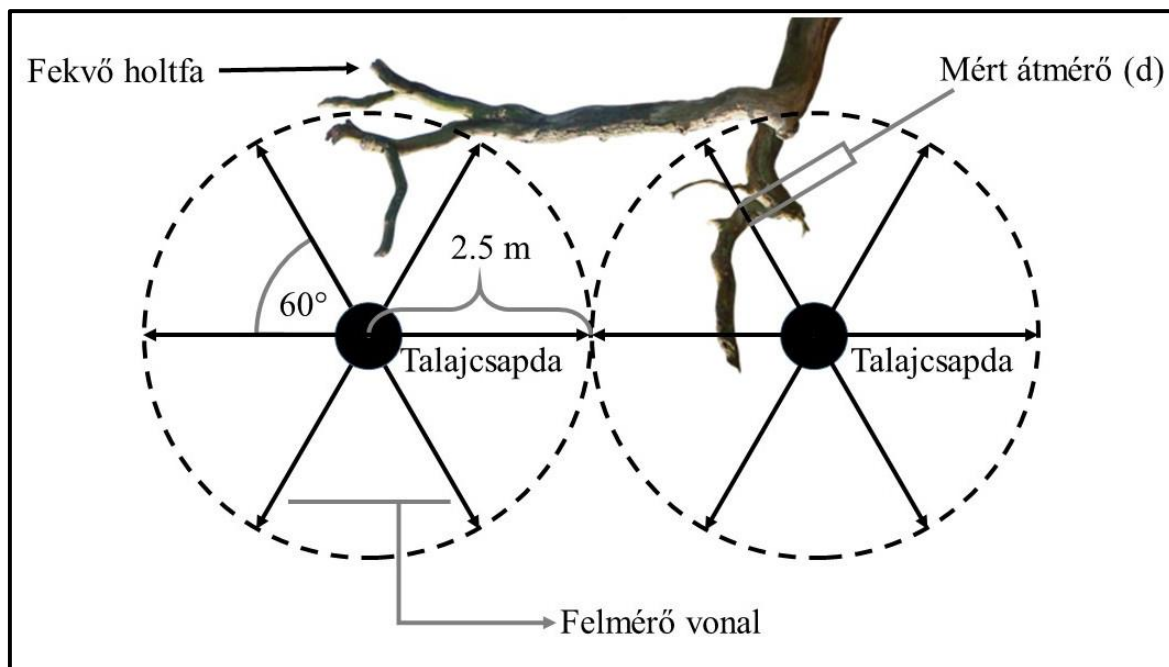


állományfolt alá került (2. ábra). E csapdák kihelyezésére 2016.04.26-ára esett, ezt követően pedig 05-10-én és 05.23-án kerültek kiürítésre (52 napos működés). Üzemeltetésüket azért erre az időszakra időzítettem, mivel – ahogy már említésre került – a korábbi tapasztalataim szerint, valamint más kutatások alapján is, az erdők talajfelszín közelében élő pókjai mérsékelt égövi klímában ezen időszakban mutatják a legnagyobb tömegességet. A jobb összehasonlíthatóság érdekében e kontrollcsapdákkal párhuzamosan az eredeti csapdarendszert is működtettem.

Holtfa felmérés: Az eddig taglalt arachnológiai mintagyűjtések mellett mindkét mintaterületen sor került még a transzszektek környékén elhelyezkedő fekvő holtfaanyag felmérésére is. Ez a kutatás elején, 2013-ban történt meg, az Ódor féle módszer (Ódor 2005) adaptálásával. A felmérés alappontjai az egyes csapdák voltak, melyekből kiindulva 6-6 db (egymással 60-60°-ot bezáró szögben lévő), 2,5 m hosszú felmérő vonal szolgált a fekvő holtfaanyag felvételezésére (6. ábra). Amennyiben egy felmérő vonal 5 cm-nél vastagabb átmérőjű holtfaanyagot metszett, megtörtént annak átmérőjének (ellipszis alak esetén két irányból mérve és átlagolva), valamint korhadtsági fokának (McCullough 1948, Söderström 1988, Ódor & van Hees 2004) feljegyzése. A felmérés eredményeit a 16-19. táblázat mutatja (9.3 fejezet). A módszer alapján a mért holtfa mennyisége (V) a következő képlettel számolható ki (Ódor 2005):

$$V = \frac{\pi^2 \sum d^2}{8L}$$

Ahol: V – a fekvő holtfa mennyisége (az adatokat m-ben megadva m^3/m^2 értéket kapunk, ezt 10000-rel megszorozva kapunk $\text{m}^3/\text{ha-t}$); d – a fekvő holtfa mért átmérője; L – a felvételezési vonal hossza.



6. ábra: A fekvő holtfaanyag felvételezésének módja (ábra: Bali László).



4.2.2. Környezeti paraméterek felmérése

Ahogy korábban már említésre került (2.2.1 fejezet), az ERTI szintén végzett adatgyűjtéseket az általam vizsgált lékekben és környékükön. Ezek főként abiotikus tényezőket vizsgáló és vegetációborítással foglalkozó felmérések voltak.

A felmérési hálózat 2010-ben került kialakításra, mely során a kísérleti területeket 50 x 50 m-es parcellákra osztották. Ezt követően ehhez a hálózathoz illeszkedve történt az általam is vizsgált lékek kialakítása a 2010/11-es tél során. Az egyes parcellákon belül 41 mintapont került kijelölésre, melyek közül 11-11 a lékek hossz tengelye mentén helyezkedett el (2. ábra). Ezek a pontok egymástól 5 m-es távolságra voltak. E pontokhoz kerültek illesztésre az én csapdáim is (3-13. csapdák), azoktól 30 cm távolságra (Kollár 2013, 2017, 2018). A hálózat kialakítása után az egyes paraméterek felmérését az ERTI Sárvári Kísérleti Állomása végezte.

Nyitottság, vagy záródásihiány: Az adott esetben megfigyelt égbolt növényzet által ki nem takart részének és a lombkorona által kitakart részének százalékos aránya. Másképpen kifejezve: $\text{nyitottság (\%)} = 100 - \text{záródás (\%)}$.

Meghatározása egy halszemoptikával felszerelt, WinSCANOPY professzionális hemiszférikus mérőrendszer használatával történt. A műszerrel minden pontnál évente egyszer, 170 cm magasságban készítették felvételeket. Ezeket WinSCANOPY 2013/A szoftverrel értékelték ki. A program a lombkorona (ágrendszer és levélzet) által alkotott sötét pixeleket számolja, amiket a teljes pixelszámból kivon, így adva meg a nyitottság arányának értékét (Kollár 2013, 2017, 2018).

Megvilágítottság: A fényképezési pont nyitottsága és a besugárzott fénymennyiség aránya a lombkoronák feletti értékhez viszonyítva. Az adatok mérése az előzőekben leírtak szerint történt. Meghatározásra került a közvetlen (direkt), közvetett (szórt) valamint a teljes (közvetlen + közvetett) fénymennyiség (Kollár 2013, 2017, 2018).

Talajnedvesség: Mérését Field Scout TDR 300 talajnedvesség mérő berendezéssel végezték április és október hónapok között, mintapontonként négyszeres ismétléssel. Az adatok meghatározásához 7,6 cm-es mérőpálcákat használtak (Kollár 2018). Az ERTI által mért adatokat mérésenként (4 mérés pontonként), valamint csapdák és évek szerint átlagoltam.

Gyomborítottság: Meghatározása 5%-os értékek fölött 5%-os pontossággal történt, szembecsléssel, 2013 augusztusában és 2014 szeptemberében, az egyes lékek (5-5 db, hasonló nagyságú) részterületeiben (Kollár 2018).

4.2.3. Egyéb erdőterületeken végzett kutatások

A doktori kutatásommal párhuzamosan öt, eltérő természetességű és kezelésű erdőben is végeztem felméréseket. Bár ezek nem képezik jelen vizsgálatom szerves részét, úgy gondolom, hogy az általuk nyert eredmények bizonyos fokú összehasonlíthatóságra adnak lehetőséget, amivel dolgozatom eredményei tágabb kontextusba helyezhetőek. Ezek a vizsgálatok az ásothalmi Tanulmányi-erdőben, a Szalafő Erdőrezervátumban, a soproni Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumban, az ugyancsak soproni Roth-féle szálaló erdőben és a kecskeméti Nyíri-erdőben zajlottak (2. táblázat). A vonatkozó publikációk (részletesen kifejtett módszertannal és csapdázási eredményekkel), a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum kivételével online szabadon hozzáférhetőek. Így ez utóbbi módszertanát és eredményeit a 9.5 mellékletben részletesen is közlöm, valamint mind az öt csapdázás eredményeinek kivonatos ismertetését az 5.1.4 fejezetben és a 8. táblázatban is megteszem.



Abból kifolyólag, hogy e vizsgálatok módszertana sem egymással, sem PhD felméréssel nem egyezik meg (eltérő jellegükből adódóan nem is egyezhet) ezért nem tervezem komoly részletekbe menő összehasonlítás elvégzését, vagy messzemenő következtetések levonását. Az eltérő mintaszámok és csapdázási idő kiküszöbölése érdekében csak egyed/csapda/nap és faj/csapda/nap értékeken, valamint dominancián, és diverzitáson, továbbá a vadászati stratégiákat és természetességi állapotokat jelző fajok abundanciáján alapuló egybevetéseket készítek. Úgy gondolom, hogy ezen összehasonlítások elvégzéséhez az alábbiak alapján rendelkezem megfelelő mintaszámmal.

- Az eltérő csapdaszámok kiküszöbölésre az abszolút fogási eredmények összehasonlítása helyett jó módszer lehet azok csapdázási egységek szerinti összehasonlítása (Staudhammer et al. 2008).
- Az egyes együttesek összetételének dominancián alapuló összehasonlítása szintén lehetőséget biztosít az eltérő csapdaszám és csapdázási idő okozta problémák áthidalására (Guo & Rundel 1997).
- Bár egy közösség diverzitása függ a gyűjtött minta nagyságától (nagyobb mintába potenciálisan több faj kerül), a felméréseim során véleményem szerint megfelelő mennyiségű adat gyűlt össze, hogy azok önmagukban is értékelhetőek legyenek, s így összehasonlításokra is lehetőséget adjanak (Beck & Schwanghart 2010).
- Tekintve a pókok kiváló indikátor szerepét, véleményem szerint a jelzőfajok gyakoriságán, valamint a guild szerkezet alapján elvégzett elemzések lehetőséget adnak az egyes erdőterületek ilyen irányú összehasonlítására is (lásd: 2.1.1 fejezet).

2. táblázat: Az egyéb erdőterületeken végzett kutatások módszertanának áttekintése.

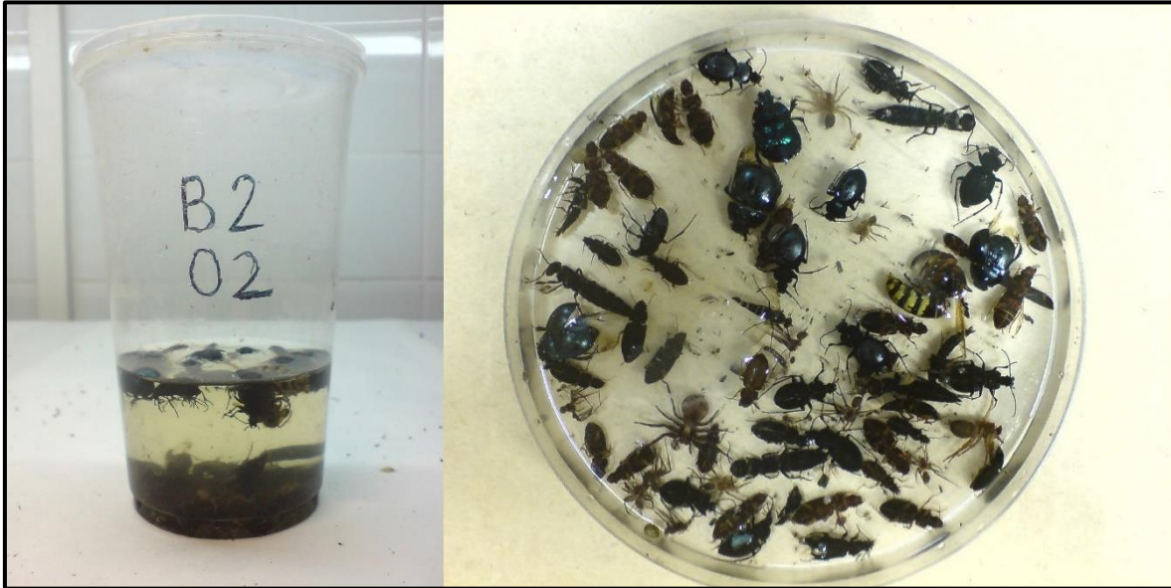
Erdőrészek	Hely	Ásotthalom						Hidegvíz-völgy			
	Jelölés	300/TI2	302/A	305/C	308/E	310/H	314/TI3	S. 185/A	S. 185/B		
Terület [ha]	0,57	11,26	0,76	4,05	3,81	1,98	4,95	3,56			
Termőhelytípus-változat	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ/MÉ-H						B-TVFLN-PBE-M-V				
Kor	-	38	118	106	46	-	Vegyes korosztály				
Állomány	Tisztás	EF, FF	KST	SzT	EF, FF	Tisztás	B, LF				
Kezelés	-	Vágásos	Vágásos	Vágásos	Vágásos	-	Erdőrezervátum				
Csapdázás	Év	2014						2018			
	Időszak	03.29-10.27						05.08-06.19			
	Tartam [nap]	212						43			
	Csapdaszám	3	3	3	3	3	3	50			
	Mód	Talajcsapdázás									
Erdőrészek	Hely	Kecskemét					Roth szálaló	Szalafő			
	Jelölés	19/F	20/A	24/B	24/F	27/C	Sopron 182/B	13/C	13/I	13/J	
Terület [ha]	6,62	18,37	7,22	5,83	11,04	19,4	4,34	7,31	5,96		
Termőhelytípus-változat	ESZTY-TVFLN-HH-SE/MÉ/KMÉ-H						B-TVFLN-PBE-M-V	GYT-TVFLN-PGBE-MÉ-V			
Kor	74	117	32	41	73	Vegyes korosztály		58	97	56	
Állomány	HNy, KST	HNy, KST	HNy, A	KST, HNy	HNy, A	B, LF		LF, B	KST, LF, KTT	LF, JF	
Kezelés	Vág. - parke	N 2000	Vágásos - vadaskert			Természetvédelmi		Erdőrezervátum			
Csapdázás	Év	2016					2020		2014		
	Időszak	04.21-10.24					04.16-07.07		04.15-10.28		
	Tartam [nap]	190					90		196		
	Csapdaszám	3	3	3	3	3	24	4	4	4	
	Mód	Talajcsapdázás									

4.3. A csapdaanyag feldolgozása

A mintaanyagok teljes egészükben, a talajcsapdák fogópoharának (belső pohár, 7. ábra) terepen történő kiemelésével kerültek begyűjtésre. Ezt követően azok feldolgozása a Soproni Egyetem (akkori nevén Nyugat-magyarországi Egyetem) akkori nevén Erdőművelési és Erdővédelmi Intézetének laboratóriumában történt (7-8. ábra). Minden egyes minta három csoportba került szétválogatásra: pókok, futóbogarak és egyéb ízeltlábúak. Ezt követően



mind a pókok, mind a futóbogarak a meghatározásukig 70%-os etanolban kerültek tárolásra, mintánként külön-külön elhelyezve. Az egyéb ízeltlábúak a későbbi esetleges feldolgozás céljával szintén mintánként külön-külön kerültek tárolásra, még hozzá fagyasztva, az Erdővédelmi Tanszék mélyhűtőjében.



7. ábra: Egy terepről begyűjtött minta fogópohárban, valamint szétválogatás előtt Petri-csészében (fényképek: Bali László).

A pókok beazonosítását Netwig et al. (2021) online határozókulcsa alapján végeztem, egyes fajok meghatározásában konzulensem, Dr. Szinetár Csaba is segítségemre volt. A határozás során az Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet által biztosított Olympus SZX12 sztereó mikroszkópot használtam. Minden egyes pókfajból mintaterületenként legalább egy mintapéldány 70%-os etanolban tárolásra került. Ezek az egyedek jelenleg a Soproni Egyetem Erdő- és Természeti Erőforrás-Gazdálkodási Intézetében találhatóak (8. ábra).



8. ábra: Határozás előtti pókok, valamint a mintapéldányok tárolása (fényképek: Bali László).

Az egyes pókfajok testméretének meghatározásához a Netwig et al. (2021) által közölt irodalmi adatokat használtam. Az oldalon legtöbb esetben szerepeltetett 4 értéket (nőstény, hím; minimum, maximum) átlagoltam (a számok fölött felsővonással jelezve), valamint 0,5 mm-es pontosságú értékekre kerekítettem a méretkategóriák számának csökkentése és így azok jobb összehasonlíthatósága érdekében. A továbbiakban ezeket a mm-ben kapott adatokat használtam fel az egyes fajok esetében a testméretekkel kapcsolatos elemzéseknél.



4.4. Adatfeldolgozási és statisztikai módszerek

Az adatok feldolgozása szintén javarészt a Soproni Egyetem akkori nevén Erdőművelési és Erdővédelmi Intézetének keretein belül történt.

4.4.1. Alkalmazott szoftverek

A vizsgálati adatok rendszerezésére és egyszerű feldolgozására, kiértékelésére, valamint alapvető statisztikai elemzésekre a Microsoft™ Office® **Excel**® 2016-os verzióját használtam. A komplex statisztikai számítások elvégzéséhez pedig a **PAST** program 4.03-as verzióját vettem igénybe (Hammer et al. 2001).

4.4.2. Statisztikai adatfeldolgozás

Dominancia (D): Értéke megmutatja egy adott faj számosságának százalékos arányát a teljes közösséghez viszonyítva. A pókfajok gyakoriságának jellemzéséhez Palmgren & Lönnqvist (1974), valamint Szinetár et al. (2006) által alkalmazott dominancia-kategóriákat használtam, amelyek a következők voltak:

- Ritka: 0,0% - 0,2%
- Szórványos: 0,2% - 0,5%
- Gyakori: 0,5% - 2,0%
- Szubdomináns: 2,0% - 5,0%
- Domináns: 5,0% - 10,0%
- Szuperdomináns: 10,0% -

Közösségi dominancia index (KDI): Megmutatja, hogy a dominancia sorrendben lefelől álló két faj dominanciájának összege az összdominancia hány százalékát teszi ki (Krebs 1978). A teljes egyedszám (14. és 76. ábra), valamint csak a faji szinten meghatározott egyedek száma szerint is kiszámoltam (14. ábra). Képlete:

$$KDI = \frac{n_1 + n_2}{n} * 100$$

Ahol: n_1, n_2 = a két legnagyobb dominanciájú faj egyedszámai, n = a teljes egyedszám.

Fajtelítődési görbe: A mintavételezések szerinti halmozott fajszám ábrázolása (Colwell et al. 2004, Magurran 2004). Mivel esetemben a mintavételezések egy hosszabb időszak folyamán zajlottak, így azok adatait időrendi sorrendben, randomizálás nélkül hordtam fel. Az így kirajzolt görbe alkalmas az adott közösség feltártságának becslésére (Magurran 2004) (10. és 12. ábra).

Rang abundancia görbe (Whittaker plot): A közösség fajainak azok gyakorisága szerinti csökkenő sorrendben történő ábrázolása. A relatív gyakoriság bemutatása mellett a fajgazdagság, valamint a kiegyenlítettség vizualizációjára is alkalmas (Whittaker 1965) (a görbe meredeksége és a közösség kiegyenlítettsége között fordított arányosság áll fenn). Megszokott a logaritmikus modell használata, mivel így az egymás gyakorisága között nagyságrendi különbségekkel rendelkező fajok szemléltetése is lehetővé válik (Magurran 2004). Esetemben az adatok \log_{10} formátumban kerültek reprezentálásra (14. és 76. ábra).



T-próba (t): Annak eldöntéséhez, hogy két adatsor között fennáll-e szignifikáns különbség, kétszélű párosított t-próbát alkalmaztam. A teszt segítségével kvantitatív adatállomány középértékeinek megegyezősége állapítható meg (a nullhipotézis [H_0] szerint különbözőségük 0). Az eltéréseket $p < 0,05$ értékeknél tartottam szignifikánsnak (Gosset 1908, Legendre & Legendre 1998, Hammer et al. 2001). Számítása:

$$t = \frac{\bar{d}}{s_d/\sqrt{n}} ; s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum (d_i - \bar{d})^2} ; d_i = x_i - y_i$$

Ahol: d = az eltérés (deviáció) (\bar{d} = az átlagos eltérés; s_d = a standard eltérés); n = a párok száma; x_i és y_i = rendre: az i -edik pár x és y tagja.

Diverzitás indexek: Mivel szinte végtelen féle képpen lehet a fajgazdagság és a faj abundancia közötti kapcsolatokat elemezni, így szinte végtelen számú diverzitás indexszel lehet azokat jellemezni is (Molinari 1996). Ennek ellenére valószínűtlen, hogy ezek közül lenne egy olyan, ami tökéletesen le tudna írni egy közösséget (Clarke & Warwick 2001).

A potenciálisan választható diverzitás indexek közül adataim kiértékelésére a **Shannon (H')** és **Simpson (D_1)** diverzitási indexeket használtam. Amíg az előbbi érzékeny az alulcsapdázásra (Shannon 1948, Beck & Schwanghart 2010), addig bár az utóbbira ez nem jellemző, viszont az erősen függ a közösség leggyakoribb fajától (Simpson 1949, Beck & Schwanghart 2010). Ugyanakkor mindkét index alkalmas a közösségek közötti különbségek feltárására (Morris et al. 2014). Ezért úgy gondolom, e két index jól kiegészíti egymást, továbbá mindkettő a közösségi ökológiában jól ismert és gyakran alkalmazott (Beck & Schwanghart 2010), így használatuk javítja eredményeim elemezhetőségét és összehasonlíthatóságát. Számításuk rendre:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad D_1 = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad ; \quad p_i = \frac{x_i}{\sum x_i}$$

Ahol: p_i = az i -edik faj relatív gyakorisága; x_i = az i -edik faj egyedszáma; $\sum x_i$ = az összes egyedszám.

Diverzitás profilok (H_α): A közösségi ökológiában használatos számos diverzitás index közül a választás validitása valamilyen szempontból általában megkérdőjelezhető. Ezt kiküszöbölendő **Rényi-féle diverzitás rendezést** is végeztem, ami egyazon folytonos paramétertől függő indexek összehasonlító rendezését végzi el (Rényi 1961; Tóthmérész 1995, 1997). A módszer hátránya, hogy nagyon érzékeny a ritka fajok hatására, mivel ezek a fajgazdagságot sokkal nagyobb arányban növelik, mint az abundanciát (Tóthmérész 2002). Az elemzés során a PAST 4.03 program az α paramétert használja. $\alpha = 0$ a teljes fajszámot, $\alpha = 1$ a H' értékével arányos, míg $\alpha = 2$ a D_1 indexhez hasonló értéket jelent. A Rényi-féle index számolása így a következő (Hammer et al. 2001):

$$\exp(H_\alpha) = \exp\left(\frac{1}{1-\alpha} \ln \sum_{i=1}^s p_i^\alpha\right)$$

Ahol: α = paraméter; S = fajszám, p_i = az i -edik faj relatív gyakorisága.



Ekvitalitás (J): A közösséget alkotó fajok mintában való eloszlásának egyenletességét mutatja meg (Legendre & Legendre 1998). 0 és 1 közötti értékeket vehet fel, magasabb értékek arányosabb eloszlást jeleznek. Számítása Pielou 1966 szerint:

$$J = \frac{H_s}{\ln S}$$

Ahol: H_s = a diverzitás értéke (esetemben $H_s = H'$); S = az összes megfigyelt faj száma.

Hasonlósági indexek: A hasonlóságnak, mint ember által alkotott minőségi fogalomnak nincs igazi matematikai definíciója. Ennek ellenére a kifejezéséhez és számosításához használt indexeknek matematikai és így statisztikai szempontból is értelmezhetőnek kell lenniük (Legendre & Legendre 1998). Ezt, valamint a létező indexek gyakorlati alkalmazhatóságát és preferáltságát figyelembe véve az alábbi három hasonlósági index használata mellett döntöttem:

A **Renkonen hasonlósági index (R)** használatával megadható két közösség/minta (A és B) relatív abundancián alapuló különbözőségének mértéke (Renkonen 1938). Viszonylag egyszerűen számolható és következetes eredményeket ad, bár értéke függ a minta nagyságától (Huhta 1979). Transzszekt mentén fellépő változások vizsgálata során alkalmaztam. Számolása:

$$R_{AB} = \sum_{i=1} \min(p_{Ai}p_{Bi}); p_{Ai} = \frac{n_{Ai}}{N_A}, p_{Bi} = \frac{n_{Bi}}{N_B}$$

Ahol: p_{Ai} = az i-edik faj aránya az A mintában; p_{Bi} = az i-edik faj aránya az B mintában; n = az adott faj egyedszáma; N = a teljes egyedszám.

A **Jaccard hasonlósági index (Ja)** két közösség közötti hasonlóságot fejezi ki azok metszetének és uniójának hányadosaként. Bináris adatokkal számol és a fajok jelenlét-hiányát veszi figyelembe (Jaccard 1912, Magurran 2004). Alacsony mintaszámra és alulcsapdázottságra érzékeny lehet (Chao et al. 2005), de véleményem szerint ez esetben nem áll fenn. Teljes közösségek összehasonlításánál, valamint individuális csapdák adatainak mátrixos elemzésénél (Bouchard et al. 2013) használtam. Számítása a következő képpen történik:

$$Ja_{AB} = \frac{|A \cap B|}{|A \cup B|} = \frac{c}{a + b + c}$$

Ahol: a = csak az A mintában előforduló fajok száma; b = csak a B mintában előforduló fajok száma; c = a két minta együttes fajszáma.

A **Bray-Curtis hasonlósági index (BC)** a jelenlét-hiány mellett a fajok abundanciáját is figyelembe veszi (Bray & Curtis 1957, Henderson 2003) az értéke szintén függ a minta nagyságától (Huhta 1979). Ez az index képezte a klaszteranalízis, valamint az ordinációs vizsgálataim alapját (Beals 1984). Számítása Marrugan (2004) alapján:

$$BC_{AB} = \frac{N_j}{N_A + N_B}; N_j = \frac{(N_{Ai} + N_{Bi}) - |N_{Ai} - N_{Bi}|}{2}$$

Ahol: N_A = az A minta teljes egyedszáma; N_B = a B minta egyedszáma; N_j = a mindkét mintában szereplő fajok közül, egyes fajokként a kisebb abundanciájúak egyedszáma; N_i = az i-edik faj egyedszáma.



Hierarchikus klaszteranalízis: Az egyes transzszektek csapdái közötti hasonlósági viszonyok szemléltetésére dendrogramokat is készítettem. Számításuk során a közösségökológiában gyakran alkalmazott távolságokat optimalizáló csoportátlag (*unweighted pair-group average*) módszert használtam (Hammer et al. 2001).

Ordináció: Az ordináció (Goodall 1954) adatmátrixok többváltozós geometriai reprezentáció-módszerek gyűjtőfogalma, amelyek fajösszetételen alapuló halmazokat rendeznek el tengelyek mentén (ter Braak 1987). Az adatpontokhoz tartozó sok dimenzió behelyettesítése kevés számú, de az eredeti adatstruktúrát többé-kevésbé jól tükröző dimenzióval történik, így az ordinációs adatponthalmazok megjelenítése két-, esetleg háromváltozós koordináta-rendszerben valósul meg, úgy, hogy a pontok között lévő több-dimenziós kapcsolatok megfigyelhetővé váljanak (Pielou 1984, Podani 1997).

Főkomponens analízis (PCA): Egy olyan, a faktoranalízis egy speciális esetének tekinthető többváltozós adatredukciós statisztikai elemzés, amelynek lényege, hogy egymással kölcsönös kapcsolatban álló változók adathalmazának dimenzióit, a jelen lévő variancia lehető legjobb megtartása mellett lecsökkentse. Ezt egy ortogonális transzformáció segítségével hajtja végre, ami az adathalmaz lehetségesen korreláltatható változóit lineárisan korrelálatlan változók értékkészletévé alakítja át. Ezeket nevezzük főkomponenseknek. Számuk kisebb, esetleg egyenlő az eredeti változók számával. A transzformáció oly módon meghatározott, hogy az első főkomponens rendelkezik a lehető legnagyobb varianciával (vagyis az adatok akkora mértékű szóródását magyarázza, amekkora lehetséges), s ez rendre igaz minden utána következő komponensre is, amennyiben azok merőlegese az azokat megelőző komponensekre. Az egymással való merőlegesség oka, hogy ezek a komponensek egy kovariancia mátrix sajátvektorai is (Pearson 1901, Podani 1997).

Kanonikus korrespondencia elemzés (CCA): A PCA módszerén alapuló blipt megjelenésű analízis. Alapelve az előbbiekhöz hasonló, viszont a mintavételi egységeket a bennük talált fajok és a környezeti változók együttes figyelembevételével jellemzi. Így a vizsgálat választ ad arra, hogy milyen kapcsolat van a környezeti és a biológiai változók csoportjai között. Az elemzés objektumait nem csak a fajadatok alapján ordinálja, mert a tengelyeknek – amellet, hogy a lehető legnagyobb varianciát kell megmagyarázniuk az adatokból – a környezeti változók lineáris kombinációjaként kell adódniuk (Hotelling 1936, Podani 1997).

Vizsgálatomban a leggyakoribb fajok és a guild kategóriák, valamint a csapdák lék közepétől mért távolsága, a fekvő holtfa adatok és az ERTI által mért környezeti tényező adatok (talajnedvesség, gyomborítottság és nyitottság) kapcsolatának elemzéséhez használtam.

Nem metrikus többdimenziós skálázás (N-MDS): A módszer lényege, hogy az adatpont távolságértékek közötti különbségeket (amelyek a metrikus információ hordozói) teljesen figyelmen kívül hagyja, és ehelyett az értékek nagyság szerinti sorrendjére alapoz. Az objektumokat reprezentáló pontokat tehát úgy rendezi el, hogy a közöttük lévő távolságok sorrendisége a lehető legjobban megközelítse a távolságok eredeti nagyság szerinti sorrendjét. Az objektumok közötti távolságok vagy különbözőségek és a pontok közötti ordinációs távolságok közötti kapcsolat monoton (Podani 1997). A Bray-Curtis hasonlóságon alapuló N-MDS ordinációs vizsgálat jól alkalmazható nagyszámú és/vagy viszonylag heterogén zoológiai adathalmazok esetében (Beals 1984, Legendre & Legendre 1998, Borcard et al. 2011). Valamint ez a módszer több tanulmány szerint is optimálisnak tekinthető valós faunisztikai adatoknál (Beals 1984, Clarke et al. 2006). Az elemzést gyakran alkalmazzák ökológiai vizsgálatok során, így eredményei nagyobb fokú összehasonlíthatóságra adnak lehetőséget (Clarke 1993, Clarke et al. 2006, Legendre & Legendre 1998). Az ordinációs pontok illeszkedésének mértékét a stressz függvény (*ST*)



adja meg (Kruskal 1964), mértéke ökológiai vizsgálatokban a 0,2-es határig még elfogadhatónak tekinthető (Podani 1997). Számítása a következő:

$$ST = \sqrt{\frac{\sum_{j < k} (\delta_{jk} - \hat{\delta}_{jk})^2}{\sum_{j < k} \delta_{jk}^2}}$$

Ahol: δ_{jk} = a pontok közötti ordinációs távolságok; $\hat{\delta}_{jk}$ = az az érték, amelybe δ_{jk} távolságot módosítani kellene a monotonitás eléréséhez.

Korrelációs vizsgálat (Pearson r): A korreláció két random változó egymástól való függőségének mértéke. Dolgozatomban lineáris korrelációelemzést használtam, ami két leíró változó kovarianciájának és szórásának hányadosa, így a kapcsolatok nagyságát és irányát is jelzi. Értékei -1 és +1 között változhatnak. Eredményét $p < 0,05$ esetben tartottam szignifikánsnak (Pearson 1895, Press et al. 1992, Legendre & Legendre 1998). A pókegyüttesek karakterisztikái, valamint a környezeti tényezők közötti kapcsolatok feltárásához használtam. Számítása:

$$r_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_j) (y_{ik} - \bar{y}_k)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_{ij} - \bar{y}_j)^2 \sum_{i=1}^n (y_{ik} - \bar{y}_k)^2}}$$

Ahol: y_j és y_k a két vizsgált változó.

Hegedű diagram: Bizonyos adathalmazok vizualizációjához ún. hegedű diagramot alkalmaztam (17. és 75. ábra). Ez egy boxplot és egy tükrözött simított hisztogram kombinációja, ami az egyes értékekhez tartozó adatok valószínűségi sűrűségét is megmutatja (Chambers et al. 1983, Hintze & Nelson 1998, Reiczigel et al. 2010).



4.5. A fajok kategorizálásának módszerei

Az egyes együttesek jobb jellemezhetőségének érdekében elvégeztem a csapdázott pókfajok kategóriákba sorolását. Az alkalmazott csoportok a következők szerint épülnek fel.

4.5.1. Földrajzi elterjedés

Az osztályok felállítását Buchar & Růžicka (2002) munkája alapján végeztem. A használt kategóriákat faji szinten alkalmaztam. Ezek a következők voltak:

- **Kozmopolita (KP):** A faj a Palearktikus régió kivül a többi régióban is széles körben elterjedt.
- **Holarktikus (HA):** A Palearktikus és a Nearktikus régiók együtt.
- **Palearktikus (PA):** Eurázsia és É-Afrika.
 - **Holopalearktikus (HPA):** A Palearktikus régió keresztül mind É-D, mind K-Ny irányba kiterjed.
 - **Transzpalearktikus (TPA):** Az Atlanti-óceántól a Csendes-óceánig terjed, de gyakran csak korlátozott szélességi zónában.
 - **Nyugat-Palearktikus (NyPA):** A Palearktikus régió nyugati része, Közép-Szibériáig, és/vagy Közép-Ázsiáig nyúlik.
 - **Kelet-Palearktikus (KPA):** A Palearktikus régió keleti része, Közép-Európáig.
 - **Eurázsiai (EÁ):** Nem terjed ki Észak-Afrikára.
 - **Euro-Turániai (ET):** Közép-Ázsiától, Kazahsztánon át Európáig nyúló terület.
 - **Euroszibériai (ESz):** Szibéria, valamint a Mediterráneumot nélkülöző Európa.
- **Európai (Eu):** Csak Európában.
 - **Közép-Európai (ME):** Közép-Európa a Mediterráneum nélkül.
 - **Mediterráneum (Med):** főként a mediterrán régióban gyakori fajok.
 - **Extramediterrán (eM):** Európa a Mediterráneum nélkül.

4.5.2. Ökológiai preferenciák

Az egyes fajok ökológiai preferenciáinak meghatározásához Hänggi et al. (1995), Buchar & Růžicka (2002), valamint Nentwig et al. (2021) munkáit használtam fel. A használt kategóriákat faji szinten alkalmaztam.

Élőhely természetessége

- Klimax ————— (K)
- Természetközeli — (T)
- Bolygatott ————— (B)
- Unnaturális ————— (U)
- Generalista ————— (G)
- Nincs adat ————— (N/A)

Megvilágítottsági preferencia

- Árnyékos ————— (Á)
- Részleges ————— (R)
- Napos (nyílt) ——— (N)
- Generalista ————— (G)
- Nincs adat ————— (N/A)

Élőhely típusa

- Erdő ————— (E)
- Szegély ————— (Sz)
- Nyílt ————— (Ny)
- Más (egyéb) ——— (M)
- Generalista ————— (G)
- Nincs adat ————— (N/A)

Humiditás preferencia

- Arid (száraz) ——— (A)
- Félszáraz ————— (F)
- Humid (nedves) — (H)
- Generalista ————— (G)
- Nincs adat ————— (N/A)



4.5.3. Vadászati stratégiák (Guild szerkezet)

A vadászati stratégiák elemzése során Loksa (1969), valamint Cardoso et al. (2011) munkáit vettem alapul. A használt kategóriákat pár kivételtől eltekintve (*Aulonia albimana*, *Arctosa lutetiana*, *Piasura mirabilis*) család szinten alkalmaztam.

- **Kurzoriális fajok:** Prédájuk elejtéséhez nem használják hálósapdát. Általában egyszerre csak egy prédát képesek kezelni, a vadászati sikerességük pedig alacsony. Többnyire maguknál kisebb, viszonylag puha és védekezésre kevésbé képes zsákmányokat ejtenek el. A hálószővőknél szélesebb táplálékspektrummal rendelkeznek, valamint rovarok kevésbé mobil egyedfejlődési alakjait is gyakrabban fogyasztják (Nyffeler 1999, Michalko & Pekár 2016, Mezőfi et al. 2020).
 - **Talajfelszínen vadászók (TV):** Prédájukat többnyire aktívan kutatják, akár röviden üldözik is. Főként a talajfelszín közelében mozognak. Leggyakoribb zsákmányaik a félfedelesszárnyúak (*Hemiptera*), a kétszárnyúak (*Diptera*), a pókok (*Araneae*) és a kérészek (*Ephemeroptera*) taxonjaiból kerülnek ki (Nyffeler 1999, Michalko & Pekár 2016).
Az ide tartozó családok a következők voltak (4): *Gnaphosidae* – kövipókok, *Lycosidae* – farkaspókok, *Liocranidae* – avarpókok, *Pisauridae* – csodáspókok.
 - **Kivárok (lesből támadók) (KV):** Bár fogóhálót nem készítenek, mégis életük viszonylag nagy részét töltik helyhez kötötten. Vadászati stratégiájuk ugyanis abból áll, hogy többé-kevésbé mozdulatlanul várnak, amíg egy potenciális prédaállat megfelelő közelségbe nem kerül, amikor is le tudnak csapni rá. Táplálékszerzési mozgásuk nagy része a különböző leshelyek közötti traverzálásból áll (Guseinov 2006). Leggyakoribb zsákmányaik a kétszárnyúak (*Diptera*) és a hártýásszárnyúak (*Hymenoptera*) taxonjaiból kerülnek ki (Nyffeler 1999, Michalko & Pekár 2016).
Az ide tartozó család a következő: *Thomisidae* – karolópókok.
 - **Specialisták (SV):** Ezek a pókok bizonyos szűkebb taxonba tartozó prédafajokat preferálnak. A nagyobb fokú táplálékspecializációnak általában feltétele, hogy az adott préda nagy számban, stabilan és mások által nehezebben hozzáférhetően álljon rendelkezésre (Townsend et al. 2003).
Az ide tartozó családok a következők voltak (3): *Dysderidae* – fojtópókok (ászkákat), *Mimetidae* – bütyköspókok (pókokat) és *Zodariidae* – búvópókok (hangyákat) (Nentwig 1987, Nentwig et al. 2021).
 - **Egyéb kurzoriális pókok (EV):** Az előbbi kategóriákba nem illő pókok. Nem, vagy nem csak a talajfelszínen vadásznak. A fenti taxonok fajai mellett viszonylag nagyobb arányban fogyasztanak még ugróvilásokat (*Collembola*) is (Michalko & Pekár 2016).
Az ide tartozó családok a következők voltak (7): *Anyphaenidae* – jegyespókok, *Cheiracanthiidae* – dajkapókok, *Clubonidae* – kalitpókok, *Miturgidae* – párdúcspókok, *Philodromidae* – fűgekarolópókok, *Phrurolithidae* – sziklapókok, *Salticidae* – ugrópókok.
- **Hálószővők:** Főképp szedentáris életmódot folytatnak. Prédájuk elejtéséhez valamilyen hálósapdát használnak. A zsákmány jellegét általában a háló és nem a pók felépítése határozza meg. Így annak mérete, alakja, és szerkezete erősen befolyásolja a potenciális zsákmánycsoportot (Nentwig 1987).
 - **Vitorlaháló (VH):** Hurkolt fonalakon felfüggesztett, vízszintes orientációjú, de a közepén domborodó (így elfordított vitorlára emlékeztető) sűrű szövésű hálólappal áll. A függőleges szálak a vitorla kifeszítése mellett buktatófonalként is funkcionálnak. A hálóba a vitorla fölül esnek bele apróbb rovarok. Az ide tartozó



potenciális zsákmányállatok általában kisebb termetűek és kevésbé mobilak, hiszen ezek a hálók nem tartalmaznak ragadós anyagot, valamint a vitorlás pókok bugyoláló képessége se sem túl erős (Loksa 1969, Nentwig 1987). Leggyakoribb zsákmányaik a kétszárnyúak (*Diptera*), a hártvászárnyúak (*Hymenoptera*) (Michalko & Pekár 2016), a levéltetvek (*Aphididae*) és az ugróvillások (*Collembola*) taxonjaiból kerülnek ki (Alderweireldt 1994, Nyffeler 1999).

Az ide tartozó családok a következők voltak (2): *Linyphiidae* – vitorlás pókok, *Hahniidae* – parány-zugpókok.

- **Hurokháló (kuszaháló, térháló) (HH):** Hurkolt fonalaktól álló, különösebb rendszert nem mutató, kusza, háromdimenziós kiterjedésű háló. Rendszerint nem feltűnő és kisebb kiterjedésű. A kiszögellési felszínen mászkáló, vagy a hurokhálóba repülés közben beleütköző apróbb ízeltlábúak elejtésére alkalmas. A hurokhálós pókok prédaállatai sem nagytermetűek, azonban mivel e hálók ragasztóanyagot is tartalmaznak, valamint a pókok fokozott bugyoláló képességének köszönhetően már mobilabb rovarokat is képesek csapdába ejteni (Loksa 1969, Nentwig 1987). Leggyakoribb zsákmányaik a félfedelesszárnyúak (*Hemiptera*), a kétszárnyúak (*Diptera*), a hártvászárnyúak (*Hymenoptera*) és a bogarak (*Coleoptera*) taxonjaiból kerülnek ki (Nyffeler 1999, Michalko & Pekár 2016, Ludwig et al. 2018).

Az ide tartozó család a következők voltak (4): *Dictynidae* – hamvaspókok, *Pholcidae* – álkaszaspókok, *Theridiidae* – törpepókok, *Titanoecidae* – mészpókok.

- **Tölcsérháló (TH):** Zugokba, vagy sűrű növényzet közé szőtt nemezserű hálólaptól és az ehhez csatlakozó hálótölcsérből áll. A hálólappal fölött szintén húzódnak kusza buktatófonalak. Mivel e hálók nem alkalmasak arra, hogy a prédát tartósan csapdába ejtsék, ezért annak hálólapja inkább csak vadászati platformot jelent a pók számára. Az arra ráesett zsákmányt a pók lakócsövéből lerohanva megmarja, erős mérgeivel megbénítja, majd a tölcser mélyén elfogyasztja. Túl apró, vagy túl kitinizált (a pók e prédák egyikét sem tudja hatékonyan megmarni) zsákmány elfogására nem képes (Loksa 1969, Nentwig 1987). Leggyakoribb zsákmányaik a kétszárnyúak (*Diptera*), a hártvászárnyúak (*Hymenoptera*) és a bogarak (*Coleoptera*) taxonjaiból kerülnek ki (Nentwig 1983, Nentwig 1987).

Az ide tartozó család a következő: *Agelenidae* – zugpókok.

- **Kerekháló (KH):** A legismertebb hálótípus. Sugárirányba kifeszített küllőfonalakra spirálisan szőtt fogófonalaktól áll. A kétféle fonalak metszéspontjainál azok ragadós cseppekkel vannak egymáshoz rögzítve, amelyek felületi feszültsége a fonalakat összefűzve húzza, így adva nagy rugalmasságot az egész hálónak. A főként talajfelszínnel merőlegesen kifeszített hálók alkalmasak akár a nagyobb repülő rovarok befogására, valamint az úgynevezett *apró légi rovar plankton* felfogására is (Loksa 1969, Nentwig 1987). Így fogyasztanak levéltetveket (*Aphididae*), kétszárnyúakat (*Diptera*), de nagyobb rovarokat is, mint lepkéket (*Lepidoptera*) és egyenesszárnyúakat (*Orthoptera*) (Nentwig 1987, Nyffeler et al. 1989, Nyffeler 1999, Michalko & Pekár 2016) is.

Az ide tartozó családok a következők voltak (2): *Araneidae* – keresztespókok és *Tetragnathidae* – állaspókok.

- **Speciális háló (SH):** Az előbbi kategóriába be nem sorolható speciális hálóformák. Az *Atypidae* (torzpókok) család tagjai lakócsövük talajfelszín feletti részét használják zsákmányszerzéshez, míg a gömbhálópókok (*Mysmenidae*) apró gömbhálót készítenek. A darócpókok (*Segestridae*) pedig lakócsöveik szájából sugár irányban kiinduló érzékfonalakt használják (Szinetár 2006).



5. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az eredmények áttekintése során a fajlisták közlése és az egyes faunafelmérések eredményeinek rövid ismertetése után a bejegyertyanosi és vépi adatok összehasonlítását és több szempontból történő közös elemzését, majd a vépi kiegészítő mintavételezések összevetését, végül pedig az eltérő erdőállományokból származó adatok összehasonlítását végeztem el.

5.1. Faunisztikai eredmények

A két mintaterületen végzett különféle adatgyűjtések teljes időtartama alatt összesen 27 családba tartozó 173 faj 35214 egyedét gyűjtöttem be. Ezek közül 520 egyed család szinten sem volt meghatározható (többnyire juvenilis, vagy sérült anatómiájú egyedek). A mindkét területen előforduló fajok száma 77 volt (3. táblázat).

3. táblázat: A mintaterületeken fogott fajok listája évekként. (a családok megnevezése félkövér, mellettük rendre a hozzájuk tartozó fajok és egyedek száma; a vépi adatok szürkével; n – egyedszám, S – fajszám, D – dominancia, DV – vákuumos gyűjtés; a nagy dominanciájú, védett [!], vagy új hazai előfordulása [+] fajok kiemelve).

Taxon	Bejegyertyanos 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	
Atypidae - Torzpókok: 1; 149												
<i>Atypidae</i> spp. Juv.				-				2	5	7	-	7
<i>Atypus piceus</i> (Sulzer, 1776) (!)	17	5	22	0,12	65	54			1	120	0,73	142
Pholcidae - Álkaaspókok: 1; 2												
<i>Pholcus opilionoides</i> (Schrank, 1781)		2	2	0,01								2
Segestridae - Darócpókok: 1; 3												
<i>Segestria bavarica</i> C.L. Koch, 1843	2	1	3	0,02								3
Dysderidae - Fojtópókok: 4; 158												
<i>Dysderidae</i> spp. Juv.		2	2	-	3	6		1	2	12	-	14
<i>Dysdera crocata</i> C.L. Koch, 1838	5	1	6	0,03	21	16			2	39	0,24	45
<i>Dysdera erythrina</i> (Walckenaer, 1802)	6	9	15	0,08								15
<i>Dysdera longirostris</i> Doblika, 1853					1	1				2	0,01	2
<i>Harpactea rubicunda</i> (C.L. Koch, 1838)	26	14	40	0,21	17	4			21	42	0,26	82
Mimetidae - Bütökospókok: 1; 30												
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	4	5	9	0,05	10	1	1	2	7	21	0,13	30
Theridiidae - Törpepókok: 9; 1235												
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	2		2	0,01	306	71	1		47	425	2,60	427
<i>Crustulina guttata</i> (Wider, 1834)					10	8		7	3	28	0,17	28



Taxon	Bejegyertányos 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	n
<i>Diploena erythropus</i> (Simon, 1881)	1		1	0,01								1
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	20	27	47	0,25	42	43		1	84	170	1,04	217
<i>Episinus truncatus</i> Latreille, 1809	4	4	8	0,04	26	36		7		69	0,42	77
<i>Euryopsis flavomaculata</i> (C.L. Koch, 1836)	259	44	303	1,61	75	38		1	51	165	1,01	468
<i>Pholcomma gibbum</i> (Westring, 1851)					1	3		1		5	0,03	5
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	2	5	7	0,04								7
<i>Steatoda albomaculata</i> (De Geer, 1778)					1	4				5	0,03	5
Mysmenidae - Gömbhálóspókok: 1; 9												
<i>Microdipoena jobi</i> (Kraus, 1967)								8	1	9	0,06	9
Linyphiidae - Vitorlásópók: 49; 3310												
<i>Linyphiidae</i> spp. Juv.	71	158	229	-	4	86	5	460	73	628	-	857
<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872)	6	6	12	0,06	20	21				41	0,25	53
<i>Agyneta rurestris</i> (C.L. Koch, 1836)	16	2	18	0,10				1		1	0,01	19
<i>Anguliphantes angulipalpis</i> (Westring, 1851)	15	12	27	0,14								27
<i>Bathypantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)					2					2	0,01	2
<i>Bathypantes nigrinus</i> (Westring, 1851)					1		6			7	0,04	7
<i>Centromerus leruthi</i> Fage, 1933 (+)	3		3	0,02								3
<i>Centromerus silvicola</i> (Kulczyński, 1887)	2		2	0,01								2
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	16	39	55	0,29	4	23	7			34	0,21	89
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	42	105	147	0,78		1				1	0,01	148
<i>Dicymbium nigrum</i> (Blackwall, 1834)		2	2	0,01								2
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)		1	1	0,01								1
<i>Floronia bucculenta</i> (Clerck, 1757)					1			2		3	0,02	3
<i>Formiphantes lephthyphantiformis</i> (Strand, 1907)	6		6	0,03								6
<i>Kaestneria dorsalis</i> (Wider, 1834)					81	34	4	2	9	130	0,80	130
<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830	26	9	35	0,19								35



Taxon	Bejegyertványos 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	n
<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757)		2	2	0,01	1	3		5		9	0,06	11
<i>Mansuphantes mansuetus</i> (Thorell, 1875)	1	7	8	0,04								8
<i>Maro minutus</i> O. Pickard-Cambridge, 1907					1					1	0,01	1
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	3	3	6	0,03								6
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	1		1	0,01				5	7	12	0,07	13
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	14	7	21	0,11								21
<i>Neriere clathrata</i> (Sundevall, 1830)	2	22	24	0,13	8	1	13	1		23	0,14	47
<i>Neriere furtiva</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)					1	2		3	17	23	0,14	23
<i>Neriere montana</i> (Clerck, 1757)					1	2	1			4	0,02	4
<i>Neriere peltata</i> (Wider, 1834)					7			1		8	0,05	8
<i>Neriere radiata</i> (Walckenaer, 1841)					2	2		1	1	6	0,04	6
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	2	3	5	0,03								5
<i>Ostearius melanopygius</i> (O. Pickard-Cambridge, 1879)		1	1	0,01								1
<i>Palliduphantes pallidus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	75	178	253	1,34	12	201	10	6	36	265	1,62	518
<i>Panamomops fagei</i> Miller & Kratochvil, 1939	2	1	3	0,02								3
<i>Panamomops sulcifrons</i> (Wider, 1834)		7	7	0,04	4	27			40	71	0,43	78
<i>Pelecopsis radicola</i> (L. Koch, 1872)	36	210	246	1,30	55	86		8	29	178	1,10	424
<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)					26	27		9	7	69	0,43	69
<i>Porrhomma errans</i> (Blackwall, 1841)					4	1			2	7	0,04	7
<i>Porrhomma profundum</i> M. Dahl, 1939		2	2	0,01								2
<i>Silometopus reussi</i> (Thorell, 1871)					2	1		4		7	0,04	7
<i>Sintula spiniger</i> (Balogh, 1935)	1	1	2	0,01								2
<i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869)	7		7	0,04	2	10		3	9	24	0,15	31
<i>Tapinopa longidens</i> (Wider, 1834)	2		2	0,01	10	12		1		23	0,14	25



Taxon	Bejegyertványos 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	91	272	363	1,92				3		3	0,02	366
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)								1		1	0,01	1
<i>Trichoncus affinis</i> Kulczyński, 1894	28	22	50	0,26	3	8				11	0,07	61
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	2		2	0,01	3				1	4	0,02	6
<i>Walckenaeria atrotibialis</i> (O. Pickard-Cambridge, 1878)	1	4	5	0,03	36	58		2		96	0,59	101
<i>Walckenaeria cucullata</i> (C.L. Koch, 1836)									1	1	0,01	1
<i>Walckenaeria dysderoides</i> (Wider, 1834)					3	10			1	14	0,09	14
<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869)	11	5	16	0,08	13	5		1		19	0,12	35
<i>Walckenaeria mitrata</i> (Menge, 1868)					1					1	0,01	1
<i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1836					10				7	17	0,10	17
Tetragnathidae - Állaspókok: 3; 29												
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	2	1	3	0,02								3
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	4	4	8	0,04	12	3	1	1		17	0,10	25
<i>Tetragnatha obtusa</i> C. L. Koch, 1837								1		1	0,01	1
Araneidae - Keresztespókok: 4; 12												
<i>Cercidia prominens</i> (Westring, 1851)	2	1	3	0,02	1	1			1	3	0,02	6
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757		1	1	0,01								1
<i>Araneus marmoreus</i> Clerck, 1757						3				3	0,02	3
<i>Gibbaranea bituberculata</i> (Walckenaer, 1802)					2					2	0,01	2
Lycosidae - Farkaspókok: 17; 21.356												
<i>Lycosidae</i> spp. Juv.	4013	2574	6587	-	430	1065	24	336	31	1879	-	8473
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)		1	1	0,01	1					1	0,01	2
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	6	1	7	0,04	2					2	0,01	9
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	2		2	0,01	2				1	3	0,02	5
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)					32	2			19	53	0,32	53



Taxon	Bejegyertyanos 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	
<i>Aulonia albinana</i> (Walckenaer, 1805)	23	22	45	0,24	519	249		12	54	834	5,10	879
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	664	338	1002	5,31	514	126	15	1	34	690	4,22	1692
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	2		2	0,01								2
<i>Trochosa spinipalpis</i> (F.O. Pickard-Cambridge, 1895)						1				1	0,01	1
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	1		1	0,01								1
<i>Pardosa alacris</i> (C.L. Koch, 1833)	2614	3438	6052	32,08	1169	978		31	1976	4154	25,41	10206
<i>Pardosa hortensis</i> (Thorell, 1872)	2		2	0,01								2
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)		2	2	0,01								2
<i>Pirata piscatorius</i> (Clerck, 1757)						1				1	0,01	1
<i>Piratula hygrophila</i> (Thorell, 1872)		3	3	0,02								3
<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1817)	4		4	0,02								4
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	13	3	16	0,08	5					5	0,03	21
Pisauridae - Csodáspókok: 1; 83												
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	24	13	37	0,20	22	7	4		13	46	0,28	83
Agelenidae - Zugpókok: 6; 635												
<i>Agelenidae</i> spp. Juv	7	16	23	-	25	38		2		65	-	88
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)	38	2	40	0,21	15	6				21	0,13	61
<i>Allagelena gracilens</i> (C.L. Koch, 1841)	14	3	17	0,09	26	13				39	0,24	56
<i>Coelotes terrestris</i> (Wider, 1834)					6					6	0,04	6
<i>Tegenaria campestris</i> (C.L. Koch, 1834)	8	6	14	0,07	8	4			2	14	0,09	28
<i>Tegenaria domestica</i> (Clerck, 1757)	2		2	0,01	2	1				3	0,02	5
<i>Urocoras longispina</i> (Kulczyński, 1897)	106	61	167	0,89	114	104	1		5	224	1,37	391
Hahniidae - Parány-zugpókok: 3; 80												
<i>Cryphoeca silvicola</i> (C.L. Koch, 1834)					36	20		2	11	69	0,42	69
<i>Hahnia helveola</i> Simon, 1875	10		10	0,05								10
<i>Hahnia ononidum</i> Simon, 1875	1		1	0,01								1



Taxon	Bejegyertyános 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	n
Dictynidae - Hamvaspókok: 2; 5												
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	1	3	4	0,02	10				2	12	0,07	16
<i>Nigma flavescens</i> (Walckenaer, 1830)						1				1	0,01	1
Titanoecidae - Mészpókok: 2; 5												
<i>Titanoeca tristis</i> L. Koch, 1872					2					2	0,01	2
<i>Titanoeca schineri</i> L. Koch, 1872						3				3	0,02	3
Anyphaenidae - Jegyespókok: 1; 2												
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	1		1	0,01					1	1	0,01	2
Liocranidae - Avarpókok: 5; 399												
<i>Agroeca brunnea</i> (Blackwall, 1833)	11	2	13	0,07	6	6	15			27	0,17	40
<i>Agroeca cuprea</i> Menge, 1873	8	1	9	0,05	2	2	3		1	8	0,05	17
<i>Apostenus fuscus</i> Westring, 1851					1					1	0,01	1
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	1	2	3	0,02								3
<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)	74	244	318	1,69	1	19				20	0,12	338
Phrurolithidae - Sziklapókok: 2; 272												
<i>Phrurolithus festivus</i> (C.L. Koch, 1835)	7	3	10	0,05								10
<i>Phrurolithus minimus</i> C.L. Koch, 1839	73	129	202	1,07	19	36		2	3	60	0,37	262
Clubionidae - Kalitpókok: 4; 17												
<i>Clubiona brevipes</i> Blackwall					1					1	0,01	1
<i>Clubiona aerulescens</i> L. Koch, 1867	1		1	0,01	1	1			1	2	0,01	3
<i>Clubiona comata</i> C.L. Koch, 1839									1	1	0,01	1
<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851	3	2	5	0,03	3	2		1	1	7	0,04	12
Cheiracanthiidae - Dajkapókok: 1; 2												
<i>Cheiracanthium elegans</i> Thorell, 1875		2	2	0,01								2
Zodaridae - Búvópókok: 1; 883												
<i>Zodarion germanicum</i> (C.L. Koch, 1837)	184	86	270	1,43	447	144			22	613	3,75	883
Gnaphosidae - Kövipókok: 36; 3729												
<i>Gnaphosidae</i> spp. Juv.	49	147	196	-	374	241	4	14	29	662	-	858



Taxon	Bejegyertványos 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	n
<i>Drassodes cupreus</i> (Blackwall, 1834)					1	1				2	0,01	2
<i>Drassodes lapidosus</i> (Walckenaer, 1802)	1		1	0,01	1				1	2	0,01	3
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)		1	1	0,01							0,01	1
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	7		7	0,04	18	29				47	0,29	54
<i>Drassyllus pusillus</i> (C.L. Koch, 1833)					1					1	0,01	1
<i>Drassyllus villicus</i> (Thorell, 1875)	156	202	358	1,90	513	633		1	492	1639	10,03	1997
<i>Gnaphosa modestior</i> ** Kulczyński, 1897					2	3				5	0,03	5
<i>Gnaphosa bicolor</i> (Hahn, 1833)					6				6	12	0,07	12
<i>Gnaphosa moesta</i> Thorell, 1875					1					1	0,01	1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C.L. Koch, 1839)	4		4	0,02	3	1				4	0,02	8
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	20	5	25	0,13					2	2	0,01	27
<i>Kishidaia conspicua</i> (L. Koch, 1866)	2		2	0,01								2
<i>Micaria formicaria</i> (Sundevall, 1831)	1		1	0,01	1					1	0,01	2
<i>Micaria subopaca</i> Westring, 1861	1		1	0,01								1
<i>Scotophaeus blackwalli</i> (Thorell, 1871)	1		1	0,01								1
<i>Scotophaeus scutulatus</i> (L. Koch, 1866)					1					1	0,01	1
<i>Scotophaeus quadripunctatus</i> (L., 1758)	2	1	3	0,02	1	1				2	0,01	5
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C.L. Koch, 1837)	22	11	33	0,17	11	3			1	15	0,09	48
<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	73	137	210	1,11	252	197			13	462	2,83	672
<i>Zelotes aurantiacus</i> Miller, 1967	2		2	0,01								2
<i>Zelotes electus</i> (C.L. Koch, 1839)	3		3	0,02	18	1			4	23	0,14	26
Miturgidae - Párducpókok: 5; 695												
<i>Miturgidae</i> spp. Juv.	2	4	6	-	3	10		1	3	17	-	23
<i>Zora armillata</i> Simon, 1878					2	1				3	0,02	3
<i>Zora manicata</i> Simon, 1878					5					5	0,03	5



Taxon	Bejegyertyános 13/A				Vép 32/D							Σ
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	213	79	292	1,55	81	26		1	13	121	0,74	413
<i>Zora pardalis</i> Simon, 1878	4		4	0,02	2	1				3	0,02	7
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	24	11	35	0,19	113	70		18	8	209	1,28	244
Philodromidae - Fürgekarolópókok: 5; 75												
<i>Philodromidae</i> spp. Juv.				-				2		2	-	2
<i>Philodromus albidus</i> Kulczyński, 1911	1		1	0,01								1
<i>Philodromus aureolus</i> (Clerck, 1757)	1		1	0,01								1
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826		1	1	0,01	1				1	2	0,01	3
<i>Thanatus formicinus</i> (Clerck, 1757)	2		2	0,01								2
<i>Thanatus sabulosus</i> (Menge, 1875)					45	18		2	1	66	0,40	66
Thomisidae - Karolópókok: 11; 1344												
<i>Thomisidae</i> spp. Juv.	26	20	46	-	39	17	1	27	3	87	-	133
<i>Cozyptila blackwalli</i> (Simon, 1875)	2		2	0,01	1					1	0,01	3
<i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1757)					1					1	0,01	1
<i>Ozyptila atomaria</i> (Panzer, 1801)	1		1	0,01	3	1				4	0,02	5
<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	12	24	36	0,19	3	2			1	6	0,04	42
<i>Ozyptila simplex</i> (O. Pickard-Cambridge, 1862)	5	4	9	0,05		3				3	0,02	12
<i>Tmarus stellio</i> Simon, 1875					1					1	0,01	1
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	1	2	3	0,02	29	6			1	36	0,22	39
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	4		4	0,02	1					1	0,01	5
<i>Xysticus lanio</i> C.L. Koch, 1835	3		3	0,02		2			15	17	0,10	20
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	324	118	442	2,34	296	131			211	638	3,90	1080
<i>Xysticus ulmi</i> (Hahn, 1831)	1	2	3	0,02								3
Salticidae - Ugrópókok: 13; 163												
<i>Salticidae</i> spp. Juv.	7	2	9	-	17	9		14		40	-	49
<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)	7	9	16	0,08		1				1	0,01	17



Taxon	Bejegyertványos 13/A				Vép 32/D							Σ n
	'13	'14	Σ		'13	'14	'15	DV	'16	Σ		
	n	n	n	D	n	n	n	n	n	n	D	
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	6		6	0,03	10	19		3	3	35	0,21	41
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)	1		1	0,01	2	1				3	0,02	4
<i>Evarcha falcata</i> (Clerck, 1757)	1		1	0,01	8	4		4	3	19	0,12	20
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)	5	2	7	0,04		2				2	0,01	9
<i>Heliophanus dubius</i> C.L. Koch, 1835					1					1	0,01	1
<i>Marpissa nivoyi</i> (Lucas, 1846)	1		1	0,01								1
<i>Myrmarachne formicaria</i> (De Geer, 1778)	1		1	0,01	6	2				8	0,05	9
<i>Phlegra fasciata</i> (Hahn, 1826)	1		1	0,01								1
<i>Pseudeuophrys erratica</i> (Walckenaer, 1826)	8		8	0,04								8
<i>Salticus zebraneus</i> (C.L. Koch, 1837)	1		1	0,01								1
<i>Talavera aequipes</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)					1					1	0,01	1
<i>Talavera petrensis</i> (C.L. Koch, 1837)								1		1	0,01	1
Juvenilis	86	61	147	-	71	35	1	228	3	338	-	485
Nem meghatározható	9	1	10	-	18	6			1	25	-	35
Σ n:	9860	9008	18868	-	6296	5222	117	1254	3457	16346	-	35214
Σ S:	109	79	123	-	106	82	14	41	57	116*	-	173
Faj/nap/mintavételi egység:	0,017	0,012	0,009	-	0,017	0,012	0,013	1,367	0,018	0,009*	-	-
Egyed/nap/mintavételi egység:	1,543	1,346	1,443	-	0,985	0,781	0,108	41,800	1,108	0,881*	-	-

* Az értékek csak az összesített 2013-14-es adatokra vonatkoznak.

** A Vépelt fogott *Gnaphosa modestior* faj egy korábbi publikációban (Bali et al. 2016) tévesen *Gnaphosa alpica*-ként lett feltüntetve. Ennek oka, hogy a határozás során Ovtsharenko et al. 1992-es munkáját vettem alapul, amiben a *G. alpica* faj leírásához hibásan egy *G. modestior* pedipalpusz rajzot tüntettek fel. A kérdéses faj általam történő téves beazonosításának felismerését, valamint annak helyes meghatározását Řezáč et al. 2018-as munkája tette lehetővé.



5.1.1. Bejagyertyános 13/A erdőrészet pókfaunája

A két éves vizsgálat során összesen 25 családba tartozó, 123 pókfaj 18868 egyedét csapdáztam, amelyek közül 7255 volt juvenilis. Az átlagos fogás tehát 0,009 faj/csapda/nap és 1,443 egyed/csapda/nap volt. A legfajgazdagabb családnak a *Linyphiidae* bizonyult, összesen 32 fajjal. A legabundánsabb család a *Lycosidae* volt, összesen 13726 egyeddel (9. ábra). A két legdominánsabb faj is ez utóbbi családból került ki (3. táblázat).

Az együttes egyetlen szuperdomináns faja a *Pardosa alacris* volt (6052 egyed, 32,08-os dominancia). A terület egyetlen domináns fajának pedig a *Trochosa terricola* (1002 egyed, 5,31-os dominancia) bizonyult (3. táblázat). E faj a korábbi felméréseinkben (Bali et al. 2016, 2017b, 2020a) és jelen vizsgálatunkban is jellemzően együtt fordult elő a *P. alacris*-szal. Ezt a mindkét évre jellemző farkaspók dominanciát több hasonló jellegű kutatásban is megfigyelték (Elek et al. 2016). Úgy tűnik, hogy a 15 x 15 m-es nagyságot meghaladó lécek esetében ez a jelenség általánosnak tekinthető (Oxbrough et al. 2006). Továbbá az általam vizsgált lécek kiterjedése nagyságrendileg megegyezik azzal a távolsággal, amit ezek az állatok egy nap alatt képesek megtenni (Greenstone 1979, Kiss & Samu 2000).

Ugyan a teljes mintavételi időszakban nem, de bizonyos csapdaürítéseknel magas (min. 5,0) dominanciát mutattak még a következő fajok (14 db): *Centromerus sylvaticus*, *Diplostyla concolor*, *Drassyllus villicus*, *Euryopsis flavomaculata*, *Palludiphantes pallidus*, *Pelecopsis radicicola*, *Phrurolithus minimus*, *Scotina celans*, *Tenuiphantes flavipes*, *Urocoras longispina*, *Xysticus luctator*, *Zelotes apricorum*, *Zodarion germanicum*, *Zora nemoralis* (9.1 fejezet: 9. táblázat).

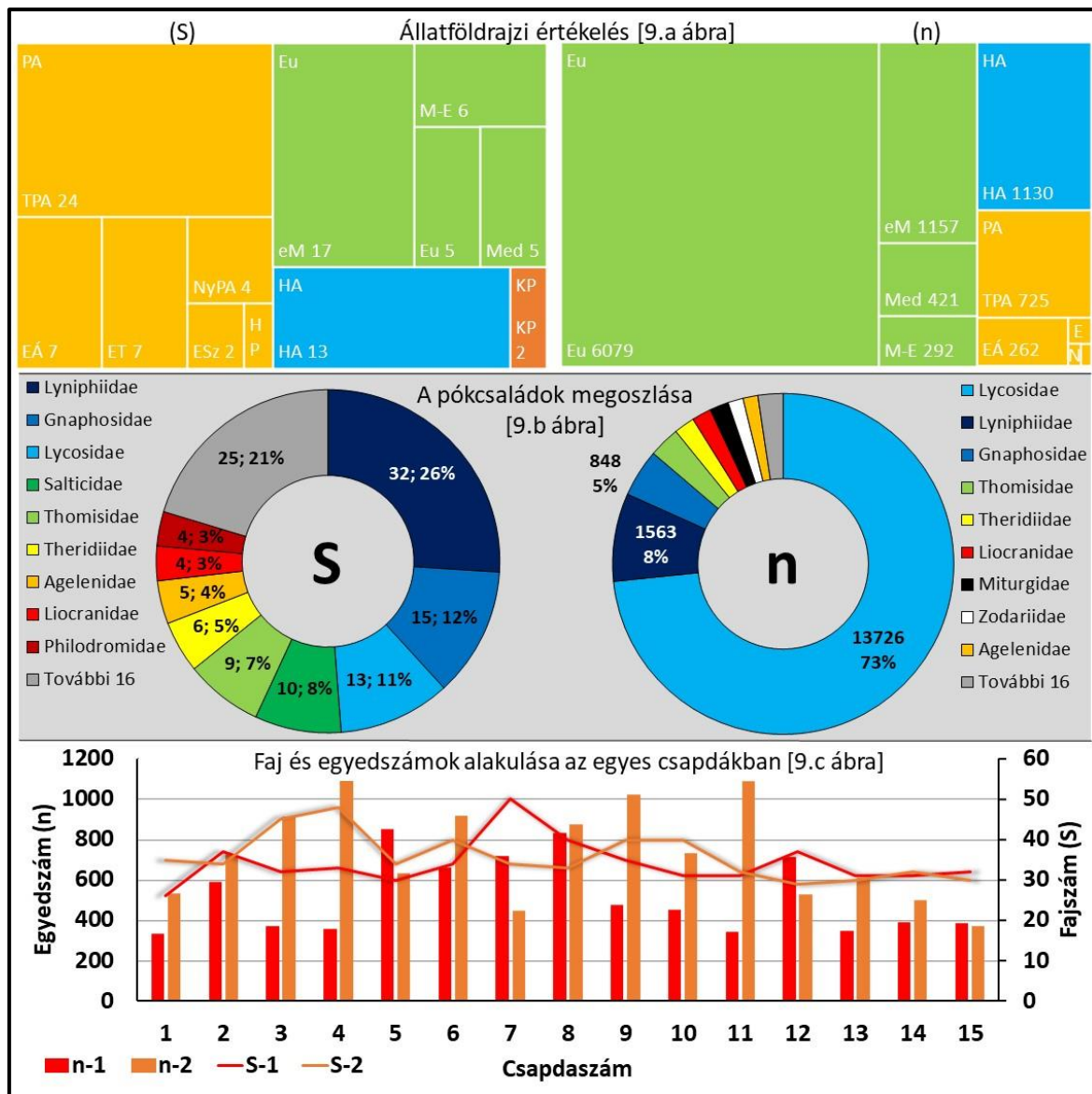
Faunisztikai és természetvédelmi szempontból is mindenképpen kiemelendő még egy ritka faj, a szurkos torzpók (*Atypus piceus*) előkerülése. A faj értékes és védett tagja a magyarországi pókfaunának (Web 2. 1996). Csak hím egyedeit csapdáztam (22 db). Nőstény példány begyűjtésére egyeléses gyűjtéssel van lehetőség, mely a hímeket gyűjtő csapdák környezetének alapos átvizsgálásával valósítható meg. E pókot a területről korábban még nem mutatták ki, így e védett faj új magyarországi előfordulása vált ismertté.

Végül pedig a *Centromerus leruthi* faj megjelenéséről számolnék be, ami jelenlegi ismereteim szerint Magyarország területéről eddig még nem került leírásra (Nentwig et al. 2021). Összesen 3 egyedét fogtam be, szegélyközeli helyzetű csapdákból (3. táblázat).

Állatföldrajzi szempontból az erdőrészetben fogott fajok legnagyobb része, 45 faj, *Palearktikus* elterjedésű volt, az ide tartozó legnagyobb csoportnak pedig a *Transzpalearktikus* bizonyult, 24 fajjal. Emellett nagyszámban kerültek elő *Európai* elterjedésű fajok is, összesen 35, amiből 17 volt *Extramediterrán* elterjedésű. Egyedszám alapján vizsgálva azonban a pókoknak már közel háromnegyede (7960) volt valamilyen európai elterjedésű fajhoz tartozó (9. ábra).

A *Linyphiidae* család mellett még a *Gnaphosidae* és a *Lycosidae* családok értek el legalább 10%-os arányt a fauna fajkészletéből. A 10 legfajgazdagabb család pedig összesen a teljes fajkészlet 79%-át adta. Egyedszám tekintetében ugyanakkor a *Lycosidae* család fajai uralták az együttest, az összes egyed 73%-a innen származott, a második legprominensebb család, a *Linyphiidae* is csak 8%-os részesedéssel bírt. A 10 legnagyobb egyedszámú család pedig összesen a teljes egyedszám 98%-át adta (9. ábra).

A vizsgálat két éve alatt a legtöbb fajt (50) az 1-es transzszekt 7-es, tehát lékbe eső csapdája mutatta ki. A legkevesebbet (26) pedig szintén az 1-es transzszekt 1-es, tehát erdőállomány alá eső csapdája. A fajszámok alakulása egyik csapdásor esetében sem mutat egyértelmű trendet. Az egyedszámok változást megfigyelve azonban elmondható, hogy a 2-es transzszekt szegélyközeli csapdái mutatták a legnagyobb abundanciát. Itt három csapdában is közel azonosan magas egyedszámok kerültek kimutatásra (9. ábra).



9. ábra: A Bejcgtyertyános 13/A erdőrészetben csapdázott pókfauna jellemzése. Legfelül (9.a) a földrajzi elterjedések egymáshoz képesti aránya fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint (zöld, Eu – európai; eM – extramediterrán, Med – mediterrán, M-E – közép-európai; sárga, PA – Palearktikus: EÁ – eurázsiai, ET – euroturáni, ESz – eurosibériai, HPA – Holopalearktikus, Nyp – Nyugat-Palearktikus; kék, HA – Holarktikus; narancssárga, KP – Kozmopolita). A középső harmadban (9.b, szürke háttér) a fauna pókcsaládjainak megoszlása fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint, a 10 leggyakoribb család alapján. Legalul (9.c) a fajszámok (S, vonal), valamint az egyedszámok (n, oszlop) alakulása az egyes transzszektek mentén.

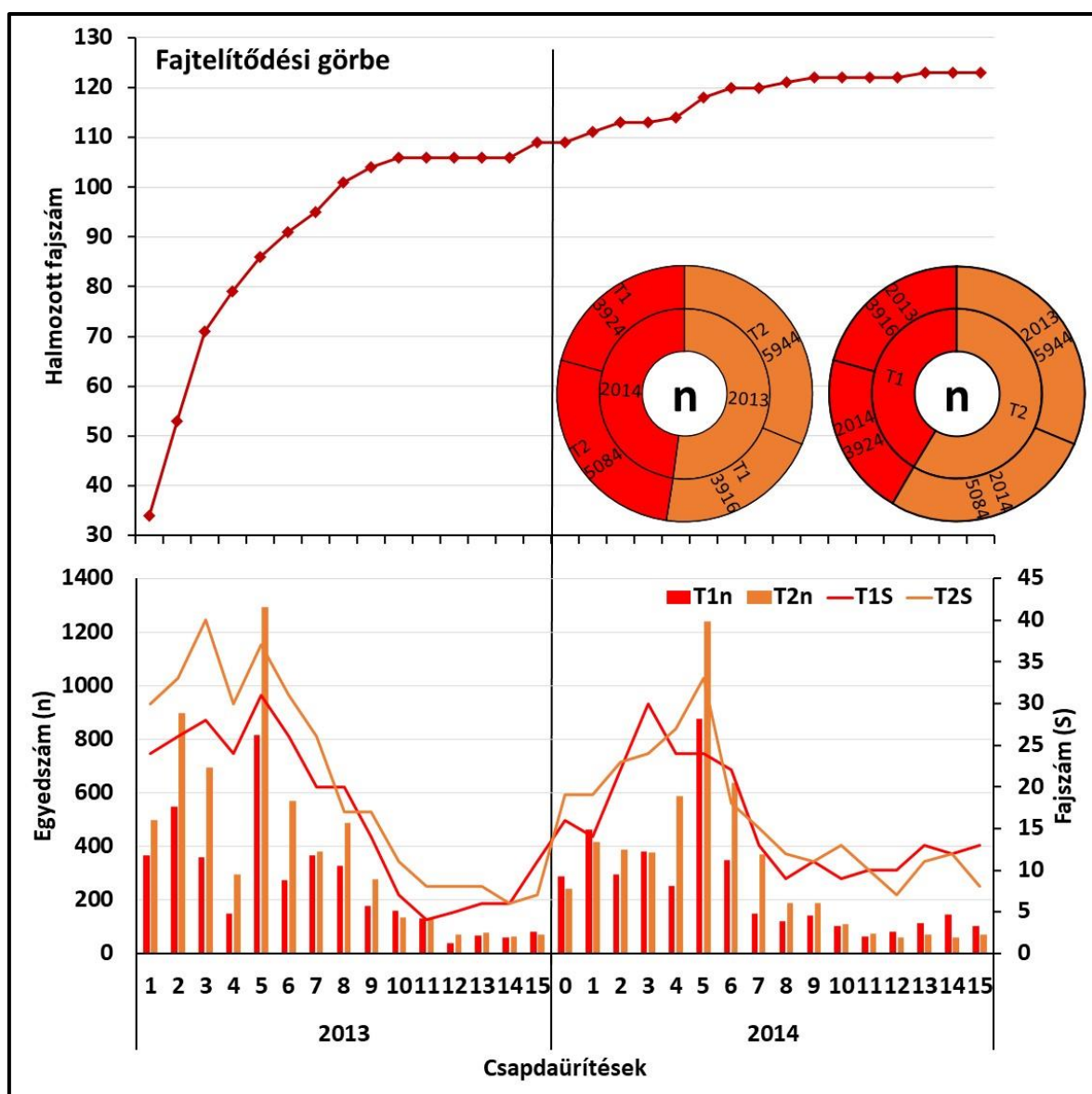
A 2013-as évben összesen 9860, míg a 2014-es évben 9008 egyed kerül a csapdádba. A 2-es transzszektekben mindkét évben jelentősen több pók került befogásra (a különbség 2028 valamint 1160), így összeségében az 1-es transzszektekben 7840, míg a 2-esben 11028 egyedet csapdáztam. A legtöbb egyed, mindkét csapdatorban és mindkét évben, az 5. mintabegyűjtésnél fordult elő, azaz júniusban. A legkevesebb pók pedig a mintavételezések végén a 11.-14. csapdaürítések között. Összeségében az egyedszámok mindkét transzszektekben és mindkét évben hasonlóan alakultak a mintavételezési időszak során. Az áprilisi közepesen magas egyedszám fokozatosan emelkedett júniusig, majd július végezetével és augusztus kezdetével meredeken lecsökkent. Minimumát szeptemberre érte el, majd ezt követően kis mértékben ismét emelkedett. A két év mintaszámának alakulása között a legnagyobb különbség, hogy a 2013-as időszak tavaszán jelentősen nagyobb volt a



pókok aktivitása, ami azonban a 4. mintagyűjtésre jelentősen lecsökkent. 2014-ben sem ez a tavaszi magas aktivitás, sem az ezt követő jelentős csökkenés nem mutatkozott. A két év közötti egyedszámbeli különbség is főként ez idő alatt gyűlt össze (10. ábra).

A legnagyobb fajszám (40) a kettes csapdászor 3. csapdaürítésénél, 2013 májusában mutatkozott. Összességében a legmagasabb fajszámok vagy a 3. vagy pedig az 5. mintagyűjtésnél fordultak elő. A legalacsonyabbak pedig 2013-ban a 14., míg 2014-ben a 8. és a 12. csapdaürítésnél. A fajszámok alakulása mindkét évben és mindkét csapdászorban hasonló volt az egyedszámok változásához, bár a 2013-as időszak végére nagyobb mértékű fajszámcsökkenés történt, mint a 2014-es időszakban (10. ábra).

A fajtelítődési görbe a 2013-as időszak végére ellaposodik, majd a 2014-es időszak kezdetével kisebb emelkedést mutat, de annak végére újfent elsimul (10. ábra). Ezek alapján a vizsgált talajfelszín közeli pókegyüttest jól feltárnak tartom, a mintagyűjtést folytatva jelentős fajszámnövekedés nem lett volna várható (Chao & Shen 2004, Magurran 2004).



10. ábra: A Bejcggyertyános 13/A erdőrészekben csapdázott pókfauna szezonális és populációdinamikája. Felül az együttes fajtelítődési görbéje, mellette pedig a fogott egyedek megoszlása transzszektek és évek szerint (n – egyedszám, T1 – egyes transzszekt, T2 – kettes transzszekt). Alul az egyed- és fajszámok (S) alakulása a mintavételezések szerint.



5.1.2. Vép 32/D erdőrészet pókfaunája

Az erdőrészetben összesen 24 családba tartozó, 118 faj 16346 egyedét csapdáztam. Ebből a bejegyertényosi vizsgálattal párhuzamosan, tehát a 2013-14-es években 22 család, 116 fajának 11518 egyedét gyűjtöttem. Az átlagos fogás így 0,009 faj/csapda/nap és 0,881 egyed/csapda/nap volt. A legfajgazdagabb családnak a *Linyphiidae* bizonyult, összesen 29 fajjal. A legabundánsabb család a *Lycosidae* volt, összesen 5096 egyeddel (11. ábra).

Az együttes egyetlen szuperdomináns faja a *P. alacris* (2102 egyed, 18,45-ös dominancia) volt. A terület domináns pókjainak pedig a *D. villicus* (1146 egyed, 9,95-ös dominancia) az *Aulonia albimana* (768 egyed és 6,77-es dominancia), a *T. terricola* (640 egyed, 5,56-os dominancia) és a *Z. germanicum* (591 egyed és 5,13-as dominancia) fajok bizonyultak (3. táblázat).

Ugyan a teljes mintavételi időszakban nem, de bizonyos csapdaürítéseknél magas (min. 5,0) dominanciát mutattak még a következő fajok (16 db): *Allagelena gracilens*, *Asagena phalerata*, *A. piceus*, *C. sylvaticus*, *E. flavomaculata*, *Kaestneria dorsalis*, *P. pallidus*, *P. raditicola*, *S. celans*, *Tapinopa longidens*, *Thanatus sabulosus*, *U. longispina*, *Walckenaeria atrotibialis*, *X. luctator*, *Z. apricorum*, *Zora manicata* (9.1 fejezet: 10. táblázat).

Szintén kiemelendő még, hogy az *A. piceus* faj ebben az erdőrészetben is előkerült. Szintén csak hím egyedeket csapdáztam (119 db). Erről a területről sem mutatták még ki, így e védett faj egy újabb magyarországi előfordulása vált ismertté. Érdekes lehet továbbá (mint ahogy fentebb említésre került), hogy ebben az erdőrészetben dominanciája több mintagyűjtésnél is elérte a domináns (5,0) kategóriát.

Állatföldrajzi szempontból a részletben fogott fajok legnagyobb része, 64 faj, Európai elterjedésű volt, az ide tartozó legnagyobb csoportnak pedig az *Extramediterrán* bizonyult, 27 fajjal. Emellett nagy számban kerültek elő *Palearktikus* elterjedésű fajok is, összesen 48, amiből 21 volt *Transzpalearktikus* elterjedésű. Az egyes fajok egyedszámát is figyelembe véve, azoknak már több mint háromnegyede (9611) volt valamilyen európai elterjedésű fajhoz tartozó (11. ábra).

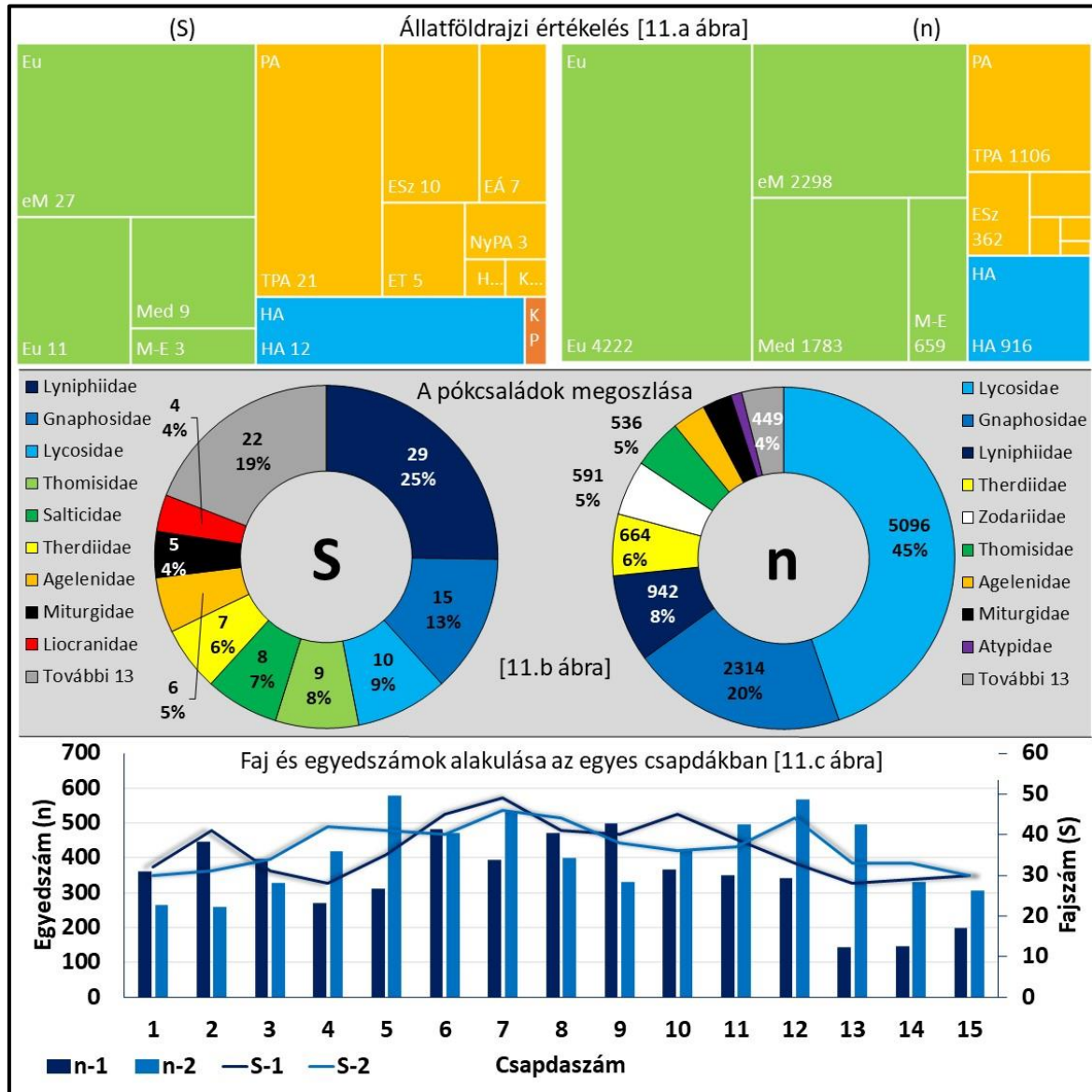
A *Linyphiidae* család mellett még a *Gnaphosidae* család érte el a legalább 10%-os arányt a fauna fajkészletéből. A 10 legfajgazdagabb család pedig összesen a teljes fajkészlet 81%-át adta. Egyedszám tekintetében a *Lycosidae* család mellett a *Gnaphosidae* család ért még el legalább 10%-os arányt a fauna egyedszámából. Az összes egyed 65%-a e családokból származott. A 10 legnagyobb egyedszámú család pedig összesen a teljes egyedszám 96%-át adta (11. ábra).

A vizsgálat két éve alatt a legtöbb fajt (49) az 1-es transzszekt 7-es, tehát lékbe eső csapdája mutatta ki. A legkevesebbet (28) pedig szintén az 1-es transzszekt 4-es és 13-as, tehát még az erdőállomány alá, de a lék szélekhez közel eső csapdái. A fajszerkezet alakulása szerint az állomány alá eső csapdák értékei alacsonyabbak, míg a lékekben lévőké magasabbak voltak. A legtöbb pók a lékekben és azok közelében került csapdázásra: az 1-es transzszektben 500 volt a legmagasabb egyedszám (9-es csapda), míg a 2-esben 579 (5-ös csapda). Ezzel szemben a legkevesebb pók mindkét transzszekt esetén állomány alul került elő (143 és 259) (11. ábra).

A 2013-as évben összesen 6296, míg a 2014-es évben 5222 egyed került a csapdába. A 2-es transzszektben mindkét évben több pók került befogásra (a különbség 742 valamint 266), így összeségében az 1-es transzszektben 5255, míg a 2-esben 6263 egyed csapdáztam. A legtöbb egyed 2013-ban a 2. (T1), valamint az 5. mintagyűjtésnél (T2), míg 2014-ben mindkét csapdasornál az 5. mintagyűjtésnél fordult elő. Ugyanakkor 2013-ban a 2-es transzszekt is magas értékeket produkált a 2. és 3. csapdaürítéseknél. A legkevesebb pók a mintavételezések végén a 14.-15. csapdaürítések között mutatkozott.



Összességében az egyedszámok mindkét transzszektben és mindkét évben hasonlóan alakultak a Bejcgertyánosban tapasztaltakhoz. A két év populációdinamikája között a legnagyobb különbség szintén a 2013-as időszak tavaszán mutatkozó jelentősen nagyobb pók aktivitás volt (12. ábra). Ez Vép esetében összefüggésben lehet az időszak során zajló kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) gradációval is (Andrési et al. 2018).



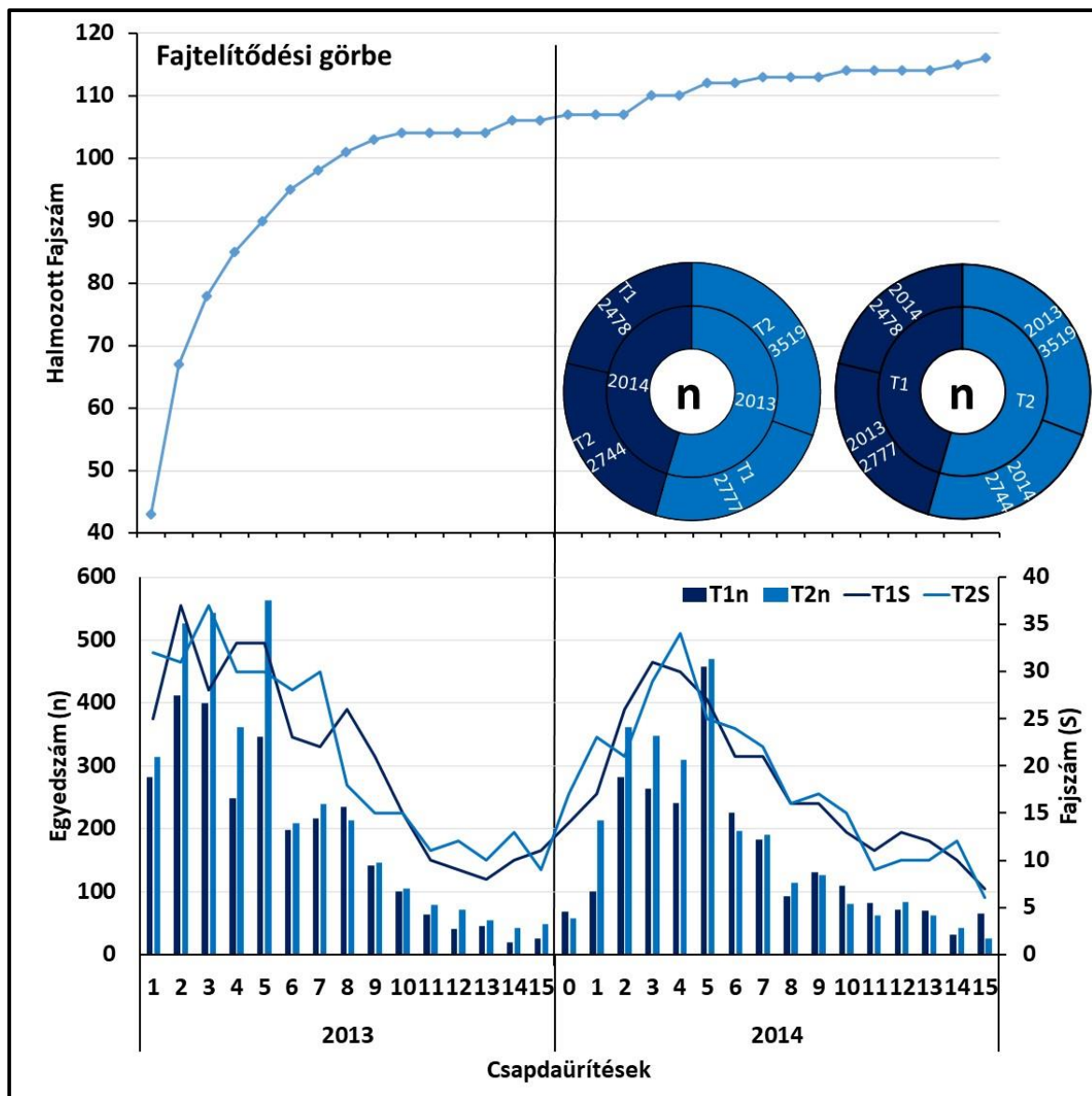
11. ábra: A Vép 32/D erdőrészekben csapdázott pókfauna jellemzése. Legfelül (11.a) a földrajzi elterjedések egymáshoz képesti aránya fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint (zöld, Eu – európai; eM – extramediterrán, Med – mediterrán, M-E – közép-európai; sárga, PA – Palearktikus: EÁ – eurázsiai, ET – euroturáni, ESz – eurosibériai, HPA – Holopalearktikus, NyP – Nyugat-Palearktikus; kék, HA – Holarktikus; narancssárga, KP – Kozmopolita). A középső harmadban (11.b, szürke háttér) a fauna pókcsaládjainak megoszlása fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint, a 10 legprominensebb család alapján. Legalul (11.c) a fajszámok (S, vonal), valamint az egyedszámok (n, oszlop) alakulása az egyes transzszekttek mentén. Az ábrán csak a bejcgertyános vizsgálatnak megfelelően, tehát a 2013-14-es években gyűjtött adatok szerepelnek.

A legnagyobb fajszám (37) mindkét csapdászor esetén 2013 májusában mutatkozott. Ehhez hasonlóan, magas fajszámok 2014-ben is május elején voltak tapasztalhatók. A legalacsonyabb fajszámok pedig a mintagyűjtési időszakok legvégén, a 14.-15. csapdaürítésnél fordultak elő. A fajszámok alakulása mindkét évben és mindkét



csapdában hasonló az egyedszámok változásához, ami tulajdonképpen szintén megegyezik a Bejcgertyánosban tapasztaltakkal (12. ábra).

A mintaterületen két év alatt történt 31 db mintavételezés alapján készített fajtelitődési görbe a 2013-as időszak végére ellaposodik, majd a 2014-es időszak kezdetével kisebb emelkedést mutat, de annak végére újfent elsimul (12. ábra). Ezek alapján a vizsgált két lék és azok közvetlen környezetének talajfelszín közeli pókfaunáját jól feltártanak tartom, a mintagyűjtést folytatva nem jelentős fajszámnövekedés nem lett volna várható (Chao & Shen 2004, Magurran 2004).



12. ábra: A Vép 32/D erdőrészetben csapdázott pókfauna szezonális és populációdinamikája. Felül az együttes fajtelitődési görbéje, mellette pedig a fogott egyedek megoszlása transzszektok és évek szerint (n – egyedszám, T1 – egyes transzszekt, T2 – kettes transzszekt). Alul az egyed- és fajszámok (S) alakulása a mintavételezések szerint. Az ábrán csak a bejcgertyánosi vizsgálatnak megfelelően, tehát a 2013-14-es években gyűjtött adatok szerepelnek.



5.1.3. Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D pókfaunájának összehasonlítása

Az előbbieken részletezettek alapján tehát a mindkét területen előforduló fajok száma 77 volt, ami a teljes fajkészlet 44,5%-át tette ki. E fajok egyedei ugyanakkor a teljes csapdázott fauna egyedszámának 97,6%-át adták. Összességében mind az egyed-, mind a fajszám Bejc esetében volt magasabb. Juvenilis egyedek is itt estek nagyobb arányban a csapdádba, amik nagyrésze farkaspók volt (3. táblázat).

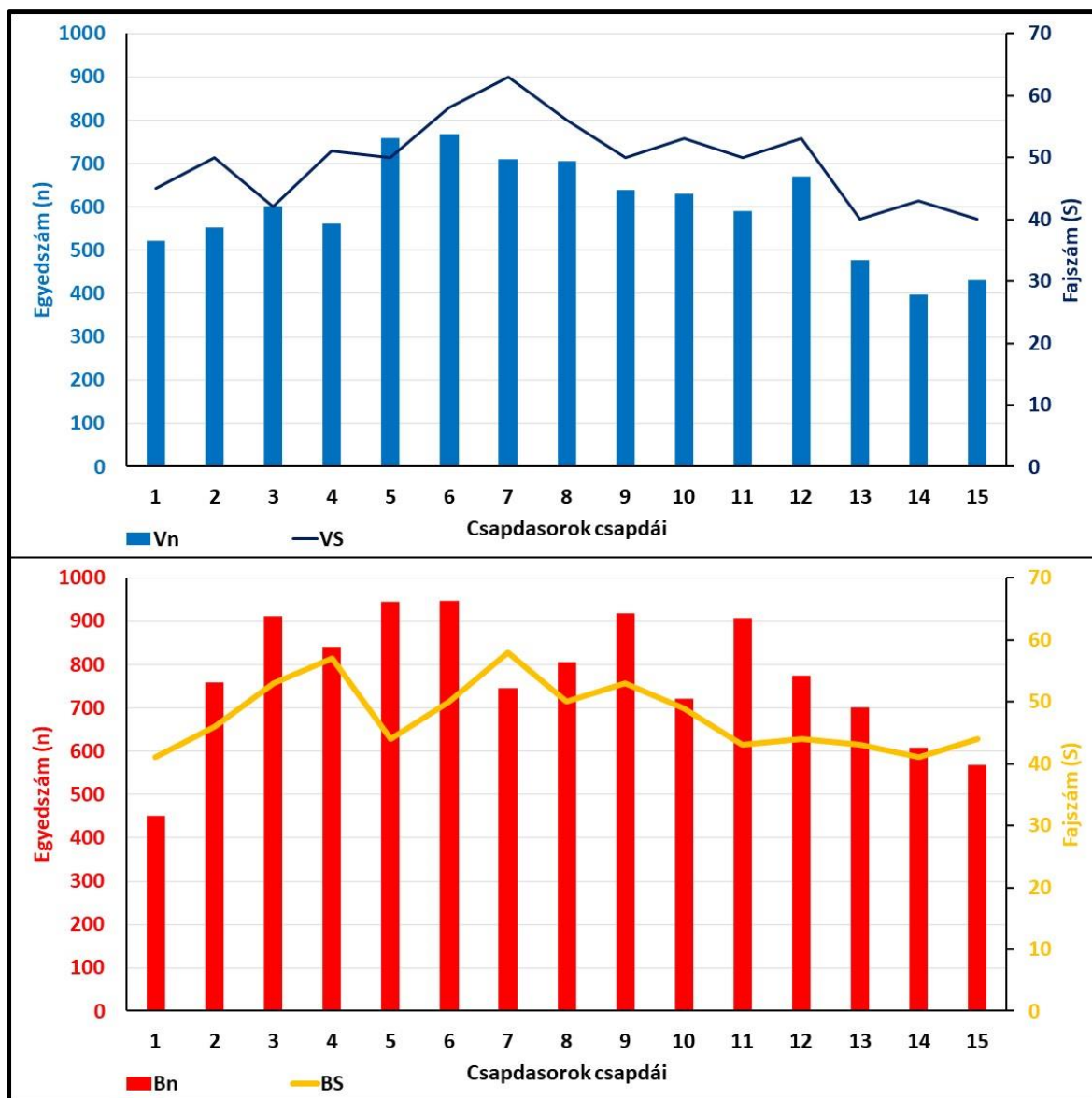
Mindkét mintaterületre igaz, hogy a csapdázott pókegyüttesek a legnagyobb aktivitást nyár elején, április és június hónapok között mutatták. Ugyanakkor Bejcen ezen időszakon belül is egy június közepi csúcs volt tapasztalható, míg Vép esetében a 2-5. mintagyűjtések értékei hasonlóan alakultak (10. és 12. ábra). Mindez egybeesik hasonló jellegű korábbi megfigyelésekkel (Nentwig 1987, Green 1999, Foelix 2011). Szintén igaz mindkét mintaterület összesített adatai alapján, hogy mind a csapdázott egyedszámok, mind a fajszámok a transzszektek belső részében mutattak növekvő tendenciát. Azonban ez a tendencia a vépi minták esetében erősebb (13. ábra). Továbbá mindkét terület esetében igaz még, hogy a 2013-as év, továbbá a 2-es csapdász volt a csapdázott egyedszámok szempontjából produktívabb (9-12. ábra). Az évekbeli különbség esetleg magyarázható azzal, hogy a 2013-as intenzív csapdázás kihatott a 2014-es populációnagyságra. Emellett még a két év eltérő időjárását lehet esetleg okolni. Ilyen jellegű elemzések ugyanakkor dolgozatomnak nem voltak céljai, így vonatkozó eredményekről sem tudok beszámolni. Vép esetében viszont a különbség indokolható lehet még a 2013-as időszak során zajló kis téliaraszoló gradációval. Hasonló esemény Bejcen nem volt.

A földrajzi elterjedését tekintve a két fauna szintén igen hasonló volt, ami a két mintaterület relatív közelségét tekintve várható eredmény. A legnagyobb különbség az *Euroszibériai*, valamint a *Mediterrán* elemek vépi mintában való nagyobb aránya volt (9. és 11. ábra). Mivel a két mintaterület termőhelyi adottságai szinte megegyeznek, így az élőhelyek között meglévő legnagyobb különbségeket a faállomány fajösszetétele és ebből adódó szerkezete adják. Emellett még mikrodomborzat-beli és holtfa mennyiségben megmutatkozó eltérések állhatnak fent, valamint a vépi terület közelében folyó patak tekinthető unikális tényezőnek. Így a faunaösszetétel földrajzi elterjedés szempontjából való eltérései is valószínűleg ezen okokra vezethetőek vissza.

A pókcsaládok aránya szintén hasonló volt a két erdőrészekben. Fajszám alapján azok megoszlása szinte azonos volt a két faunában. Egyedszámok szerint a családok gyakorisági sorrendje szintén hasonló, ugyanakkor nagy különbség mutatkozik a farkaspók arányában. Az ide tartozó egyedek aránya Bejcen közel 75%, míg Vépen csak 45% körüli. Az egyedszám szerint tíz leggyakoribb család listájának összetételében Bejc esetében az avarpók, míg Vép esetében a torzpók nagyobb aránya okozott eltéréseket (9. és 11. ábra). Összességében mindkét területen a főként nappal aktív és talajfelszínen vadászó farkaspók domináltak. Ez részben a csapdázási módszernek is következménye, hiszen a talajcsapdák a talajfelszín közelében aktívan mozgó fajokat nagyobb eréllyel fogják be (2.1.2 fejezet). A jelenség ugyanakkor a mesterséges léknyitás eredményeként is értelmezhető lehet (Oxbrough et al. 2005, 2010; Buddle & Shorthouse 2008).

A védett szurkos torzpók mindkét területen előkerült, bár Vépen jóval nagyobb volt a dominanciája. Ott bizonyos időszakokban még az 5,0-s értéket is meghaladta. Továbbá Bejcen sikerült egy, a magyar faunára új fajt is kimutatnom (3. táblázat).

A következő alfejezetekben (5.1.3.1, 5.1.3.2, 5.1.3.3) csak a bejcgertyános és vépi területeken zajló 2013-14-es teljes mintavételezési időszakban feltárt együtteseket hasonlítom össze.



13. ábra: A Vépen (V, felül) és Bejcen (B, alul) csapdázott egyed- (n) és fajszámok (S) összesített megoszlása a csapdatorok mentén, a vonatkozó trendvonalakkal (szaggatott) és azok egyenleteivel.

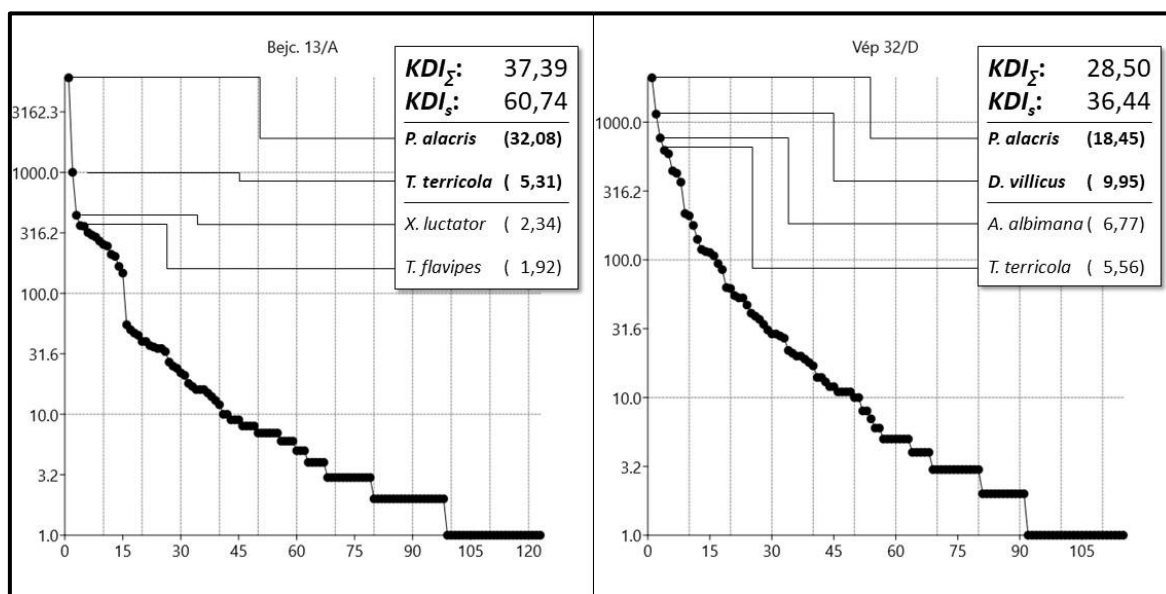
5.1.3.1. Közösség ökológiai összehasonlítások

A rangabundancia görbék alapján a vépi fauna fajkészlete kiegyenlítettebbnek tekinthető, a diagram lefutása ugyanis kevésbé volt meredek. Bejcen egyrészt az alacsony abundanciájú és így ritka fajok is nagyobb arányban fordultak elő, valamint a nagy dominanciájú, gyakori fajok megoszlása is sokkal nagyobb volt. Jól látható, hogy ennél a mintaterületnél a *P. alacris* faj dominálta a közösséget, a rangsorban következő *T. terricola* több ezernyel kevesebb egyeddel volt jelen a mintában. Továbbá a 3. és 4. leggyakoribb faj, a *X. luctator* és a *T. flavipes* is viszonylag elmaradva követték még a *T. terricola*-t is (14. ábra). Érdekes viszont, hogy Bejc esetében a 4 leggyakoribb faj közül csak kettő volt talajfelszínen vadászó, hiszen a *X. luctator* kivárá vadász, míg a *T. flavipes* vitorlahálós pók. E funkcionális kategória szempontjából a bejci együttes négy leggyakoribb faja által alkotott csoport változatosabbnak tekinthető a vépinél, mivel ott a négy faj közül három is talajfelszínén vadászó táplálékszerzési stratégiát folytatott. Viszont igaz az is, hogy a vépi minta esetében a négy leggyakoribb faj dominanciája között kisebb volt a különbség, mint Bejc esetében. Az 5,0-s dominanciaértéket mind a négy faj elérte, továbbá még a rangsorban ötödik Z.



germanicum is dominánsnak tekinthető. Ezzel szemben Bejcen sem a *X. luctator*, sem a *T. flavipes* nem a teljes mintavételezést tekintve, hanem csak bizonyos mintagyűjtések során volt domináns.

A rangabundancia görbék mellett a két együttes kiegyenlítetttségében megmutatkozó különbséget a KDI értékek is szemléltetik. Így ezen index mindkét változata Vép esetében volt alacsonyabb. A bejci együttes alacsonyabb kiegyenlítetttségét jól mutatja, hogy a csak a faji szinten is meghatározott egyedek alapján számolt index (KDI_s) értéke 60,70%, tehát a két legdominánsabb faj adta a teljes együttes abundanciájának közel kétharmadát. Vépen ez az érték 36,44. Érdekes, hogy a faji szinten nem meghatározható egyedeket is figyelembe véve a bejci index értéke sokkal alacsonyabb. Ennek oka, hogy a juvenilis pókok (főként farkaspókok) aránya a bejci mintákban jóval nagyobb volt (14. ábra).



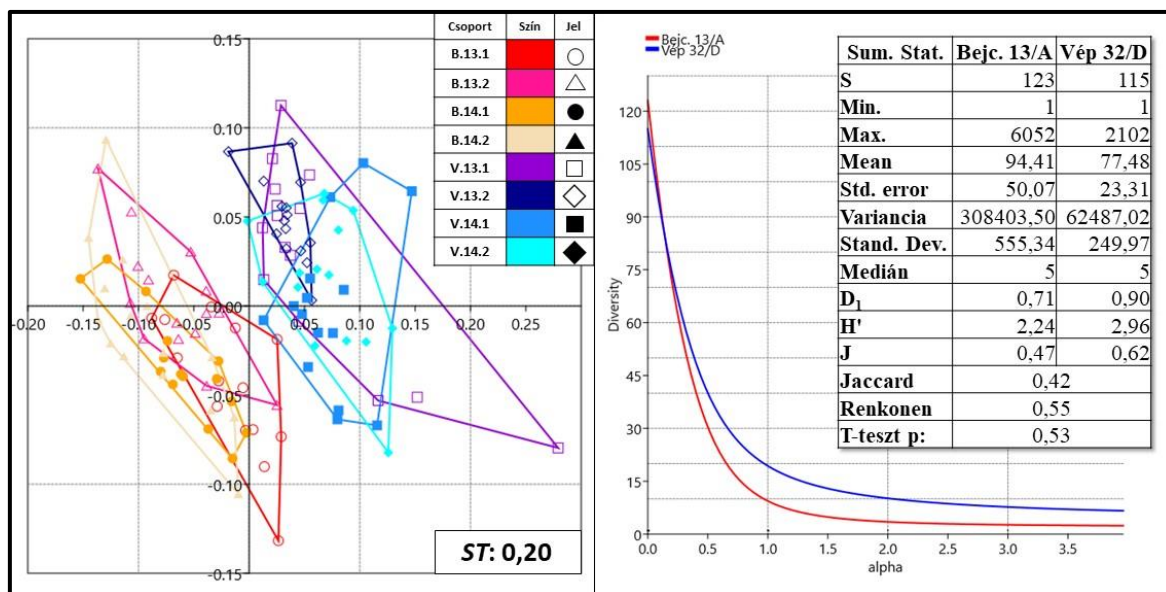
14. ábra: Bejcsgyertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek pókfaunáinak rangabundanciái ln skálájú görbék alapján, valamint a vonatkozó közösségi dominancia indexek (KDI_2 - a teljes egyedszám alapján számolt index, KDI_s - csak a faji szinten meghatározott egyedek alapján számolt index) és a 4-4 legdominánsabb faj.

A két mintaterület pókegyütteseit csapdászok és csapdázási évek szerint, a Bray-Curtis hasonlósági index alapján összehasonlító N-MDS ordináció stresszfüggvényének (ST) értéke 0,20, így a vizsgálatot elfogadhatónak tartom (Podani 1997). Az elemzés eredménye alapján a két mintaterület csapdázott pókegyüttese viszonylag jól elválnak egymástól. A két mintaterület adatpontjai az egymás közötti hasonlóság tekintetében azonban nagyobb eltéréseket is mutatnak. Különösen szembeötlő ez a vépi minta 2013-hoz tartozó 1-es és 2-es csapdász mintapontjai esetében. Míg előbbi a vizsgálat legnagyobb, utóbbi a legkisebb kiterjedésű poligonját adta (15. ábra).

A két mintaterület összesített fajkészletén alapuló összehasonlítás szerint a Simpson és a Shannon diverzitás indexek, valamint az ekvitalitás értékei is a vépi minta esetében voltak magasabbak (a Simpson index 0,9-es értéke ökológiai vonatkozásban kiemelkedően magasnak tekinthető). A Bejcen tapasztalt alacsonyabb diverzitás oka lehet a *P. alacris* szembeötlően nagy dominanciája. A két együttest összevető Rényi-féle diverzitás rendezés alapján bár a vépi minta diverzitása javarészt magasabb, mivel azonban a vonatkozó görbék a 0,0-0,5 α tartományban elmetszik egymást, így azok ilyen szempontból nem kiértékelhetők (15. ábra).



A két mintaterület összesített fajkészletén alapuló hasonlósági indexek (Ja, R) közepesen magasnak tekinthetők. A vonatkozó T-próba eredménye szerint pedig a vizsgált erdőrészek faunái között nincs szignifikáns különbség (15. ábra).



15. ábra: A két mintaterület pókegyütteseit csapdászati évek szerint, a Bray-Curtis hasonlósági index alapján összehasonlító N-MDS ordináció (jobb) (B. – Bejc, V. – Vép, 13. – 2013, 14. – 2014, 1 – 1-es transzsekt, 2 – 2-es transzsekt). Továbbá a két csapdázott pókegyüttest összehasonlító diverzitás profilok és az azokat leíró alap statisztikai értékek (bal).

5.1.3.2. Közösség szerkezet

A csapdázott együtteseket vadászati stratégiák szempontjából összehasonlítva, mindkét mintában, mind fajszám, mind egyedszám alapján a kurzoriális pókok voltak többségben. Ez talajscapdás mintagyűjtés esetében jellemző eredmény (2.1.2). A hálóval vadászó fajok száma ugyanakkor egyik mintaterületen sem marad el sokkal a vadászóké mögött, olyannyira, hogy Bejc esetében a legfajgazdagabb csoport a vitorlahálós pókoké volt (34 faj). Vépen pedig mind a vitorlahálós, mind a talajfelszínen vadászó pókok közel 30 fajjal voltak jelen (16. ábra).

Az egyes csoportokhoz tartozó egyedszámokat is figyelembe véve viszont már egyértelmű a vadászó fajok túlsúlya, közülük is a talajfelszínen vadászó pókok voltak a legnagyobb arányban jelen (Bejc - 69%, Vép - 53%). A két mintaterület guild szerkezetében a legnagyobb különbség, hogy Bejcen a vitorlahálós pókok, míg Vépen a tölcserhálós, a speciális hálós, valamint a specialista vadászok voltak nagyobb arányban jelen (16. ábra).

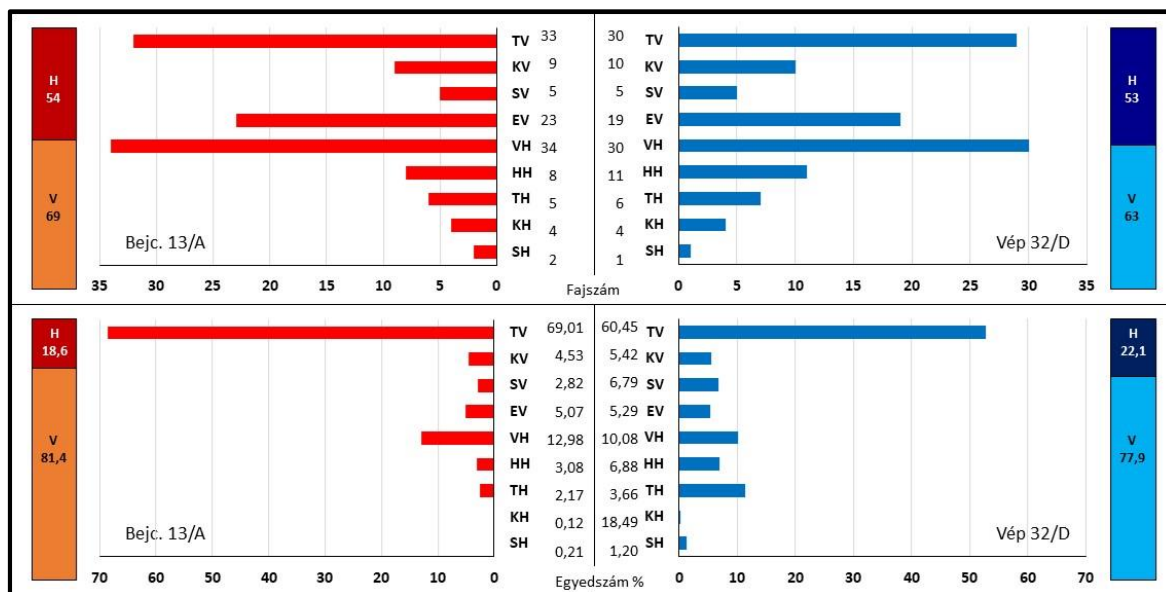
Az európai művelt erdők alsóbb szintjeiben (avar- és mohaszint) a talajfelszínen vadászó pókok jellemzően magas gyakorisággal vannak jelen, ez mintaterületeim esetében is így volt. Megjegyzendő ugyanakkor, hogy nagyobb mennyiségű fekvő holtfával rendelkező erdőkben mást tapasztaltam. Ilyen élőhelyeken nagy arányban voltak jelen tölcserhálós (főként *Agelenidae*) és specialista vadász (főként *Dysderidae*) fajok is (Bali et al. 2019b, 2019c, 2020b). Ennek oka lehet, hogy a fekvő holtfa a tölcserhálós fajoknak addicionális hálókészítési kiszögellési pontokat nyújt; valamint szaproxilofág és –xilofil ízeltlábúak számára nyújt életteret, ami pedig a speciális táplálékspektrumú pókok számára kedvező. Ebből kifolyólag a fekvő holtfa kisebb mennyisége, vagy éppen hiánya inkább a talajfelszínen vadászó pókok számára lehet előnyös.



A vitorlahálós pókok (mind fajszám, mind egyedszám beli) nagyobb bejci aránya magyarázható azzal, hogy az erdőrészet két lombkoronaszinttel rendelkezik (KTT és Gy), ami az avar összetételére van pozitív kihatással. Komplexebb és/vagy vastagabb avarréteg pedig a vitorlahálók készítéséhez is kedvezőbb.

A tölcsérhálós pókok aránya jóval nagyobb volt a vépi mintaterületen. Ez legfőképp az *A. albimana* Vépen való jelentősen nagyobb gyakoriságának tudható be. A hálószővő pókok lékekben való nagyobb arányáról Oxbrough et al. (2005, 2010) is beszámolt már. Továbbá irodalmi adatok alapján e pók tipikus szegélyfajnak tekinthető. Így a vépi lékekben való nagy abundanciáját magyarázhatja, hogy egyes kutatások szerint a kisebb méretű (esetemben 15 x 30 m) élőhelyfoltok közösségeit nagymértékben meghatározhatja a szegélyhatás (Horváth et al. 2002, Ries et al. 2004).

A guild szerkezet tekintetében utolsó jelentősebb különbség a speciális hálót készítő fajok egyedarányában mutatkozik meg. Az ilyen pókok, bár mindegyik erdőrészetben a legkisebb számú csoportot alkották, egyértelműen Vép esetében voltak nagyobb arányban jelen (16. ábra). Ez leginkább az *A. piceus* ottani magasabb abundanciájának köszönhető. Ez a pók inkább az aridabb, félárnyékos élőhelyeket kedveli (Buchar & Růžicka 2002, Nentwig et al. 2021). Mivel hajlamos „kolóniák” kialakítására (vagyis, hogy a fiatal egyedek jellemzően az anyaállat lakócsövének közelében telepednek meg), Vépen való nagyobb abundanciája esetleg visszavezethető arra, hogy az ottani élőhelyen hamarabb telepedett meg, mint Bejcen, így ott nagyobb populációnagyságot tudott elérni. Esetleg az ottani populációt valamilyen trauma (pl. vaddisznótúrás) érte a közelmúltban. Ilyen irányú vizsgálatok ugyanakkor nem folytattam, így ez a feltevés pusztán teoretikus jellegű.

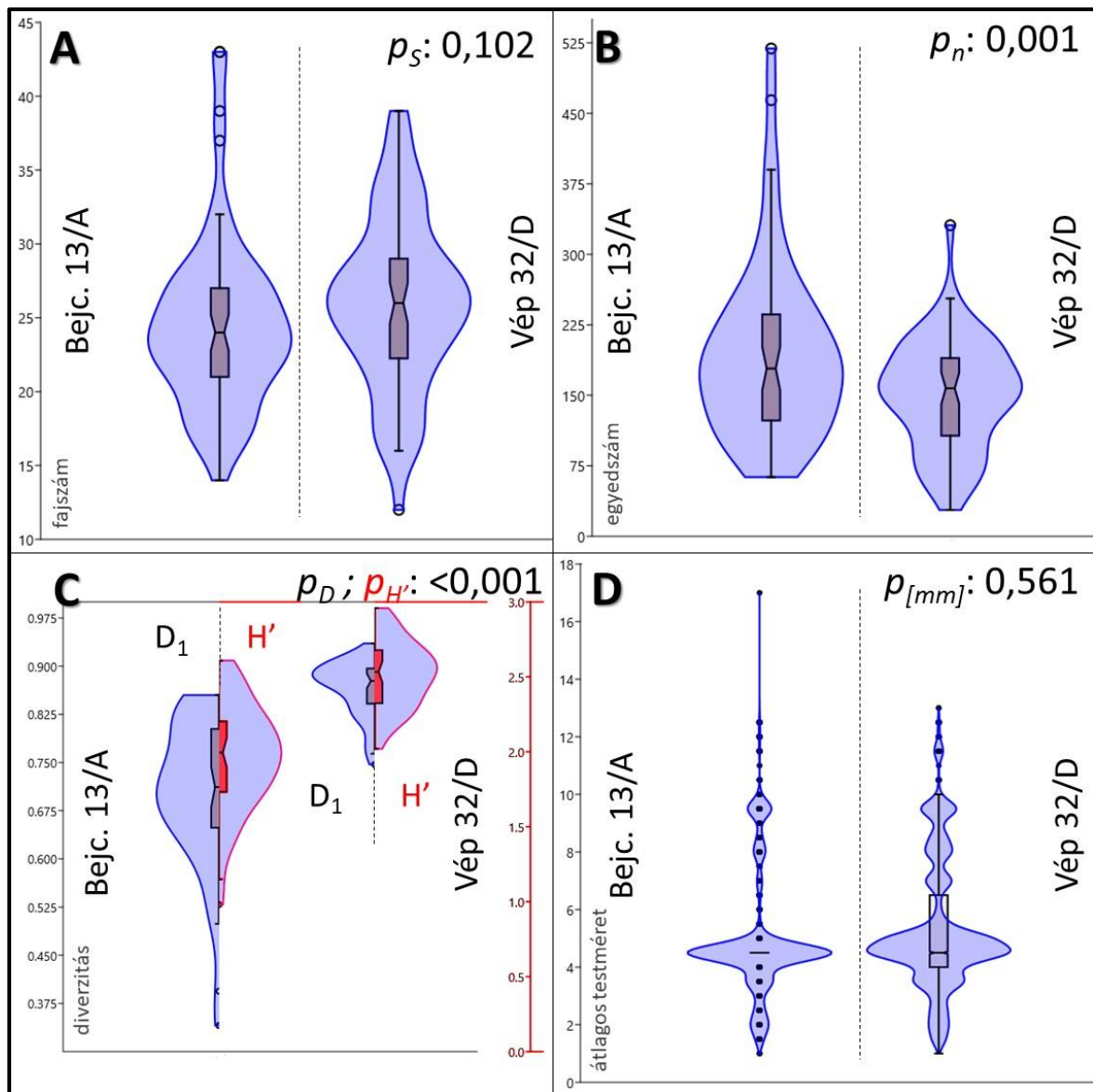


16. ábra: Bejcsgyertyános 13/A (piros) és Vép 32/D (kék) erdőrészeket pókfajtaik vadászati stratégiák szerinti *guild* szerkezetek. Felül az egyes kategóriák fajszám szerinti, míg alul egyedszámuk százalékos aránya szerinti megoszlása (H – hálószővő, VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcsérhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós; V – vadászó, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász).

A két év minden mintavételezését összehasonlító hegedűdiagramok szerint a fogott fajszámok eloszlása Vép esetében volt egyenletesebb. Itt a medián és a maximum érték is magasabb volt. A nagy kiugró értékek Bejcs esetében fordultak elő. Összességében a területeken végzett csapdázások fajfeltárási erélyei között ugyanakkor nem mutatkozott szignifikáns különbség (17. ábra).



Az egyedszámok eloszlásában már nagyobb eltérés figyelhető meg. Ebben az esetben a medián és a maximum érték is Bejcnél voltak magasabbak, míg a minimum érték Vépnél volt alacsonyabb. Továbbá a mintavételezések során fogott egyedszámok alakulása között szignifikáns különbség lépett fel. A két faunát a csapdázott fajok gyakorisága szerint összehasonlítva ugyanakkor nem mutatkozott szignifikáns különbség (17. ábra). Ezen eltérések oka lehet egyrészt a Vépén 2013-ban zajló kis téli araszoló gradáció, továbbá a Bejcen csapdázott átlagosan magasabb egyedszám, valamint az, hogy Vép esetében jelentősen több minta (B.: 10 db, V.: 27 db) semmisült meg vadhatás következtében.



17. ábra: Bejcsyertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek pókfaunáit minden egyes mintavételezés adatát külön tartalmazó hegedűgörbék és a vonatkozó T-próbák értékei (p) (kiugró adatok – körök, S – fajszám; n – egyedszám; D_1 – Simpson diverzitás; H' – Shannon diverzitás, piros; [mm] – átlagos testméret).

17.A: A fajszámok alakulása.

17.B: Az egyedszámok alakulása.

17.C: A diverzitás indexek értékeinek alakulása.

17.D: Az átlagos testméret alakulása. A vizsgálatánál (jobb alsó ábra) az egyes együtteseket összesítve kezeltem és 0,5 mm-es pontosságú méretkategóriákat alkalmaztam.



Az egyes mintagyűjtések diverzitásainak mind mediánja, mind minimum és maximum értékei Vép esetében voltak magasabbak mindkét index esetében. Ez egybeesik a két faunát a csapdázott fajok gyakorisága szerint összehasonlítva kapott diverzitás indexel alakulásával (15. és 17. ábra). A két terület értékei között ugyanakkor szignifikáns különbség is adódott, szintén mindkét esetben. Ennek oka lehet a Bejcen csapdázott magasabb egyedszám, valamint a legdominánsabb faj (*P. alacris*) arányaiban sokkal nagyobb gyakorisága is.

A testméreteloszlás grafikonját a méretkategóriacsoportok számának csökkentése és a jobb összehasonlíthatóság érdekében 0,5 mm-es pontosságúra kerekített adatok alapján készítettem el. A leggyakoribb méretkategóriát mindkét minta esetében a 4,5 mm-es csoport adja (17. ábra), ahova a *P. alacris* is tartozik. Ez alatt szintén mindkét esetben megfigyelhető két kisebb csoport: 3,5 és 1,5-2 mm. Az előbbibe pl.: a *Z. germanicum*, míg utóbbiba különféle vitorláspókok tartoznak. A mindkét minta esetében megfigyelhető lenagyobb elkülönülő méretcsoport pedig a 9,5 mm-es nagyságú fajokat, mint pl.: a *T. terricola*-t tartalmazza. Mindemellett Vép esetében további 2 gyakoribb méretcsoport különíthető el a 7 és 8 mm-es kategóriákban. Az előbbibe pl.: a *Z. apricorum*, míg utóbbiba pl.: a *X. luctator* tartozik. Bejc esetében a kiugró 17 mm-es értéket pedig egy *A. diadematus* egyed adja. Bár talajcsapdában való megjelenése kissé meglepő lehet, legjobb tudomásom szerint ez a pók sem kutatói agitáció hatásra került a mintába. Összességében a méretcsoportok eloszlása Vép esetében volt kevésbé homogén, és itt az interkvartilis tartomány is látványosan nagyobbak adódott, mint Bejcen. A két minta között ugyanakkor nem mutatkozott szignifikáns különbség (17. ábra).

5.1.3.3. Habitat preferencia

A csapdázott együtteseket azok habitat preferenciái szerinti összehasonlításánál a következő kategóriákat alkalmaztam: az élőhely természetessége, jellege, megvilágítottsága és humiditása. Az élőhely jellegét érintő vizsgálatból kihagytam a *P. alacris* fajt, mivel annak ilyen jellegű besorolása nem volt egyértelmű (lásd: 5.1.5 fejezet).

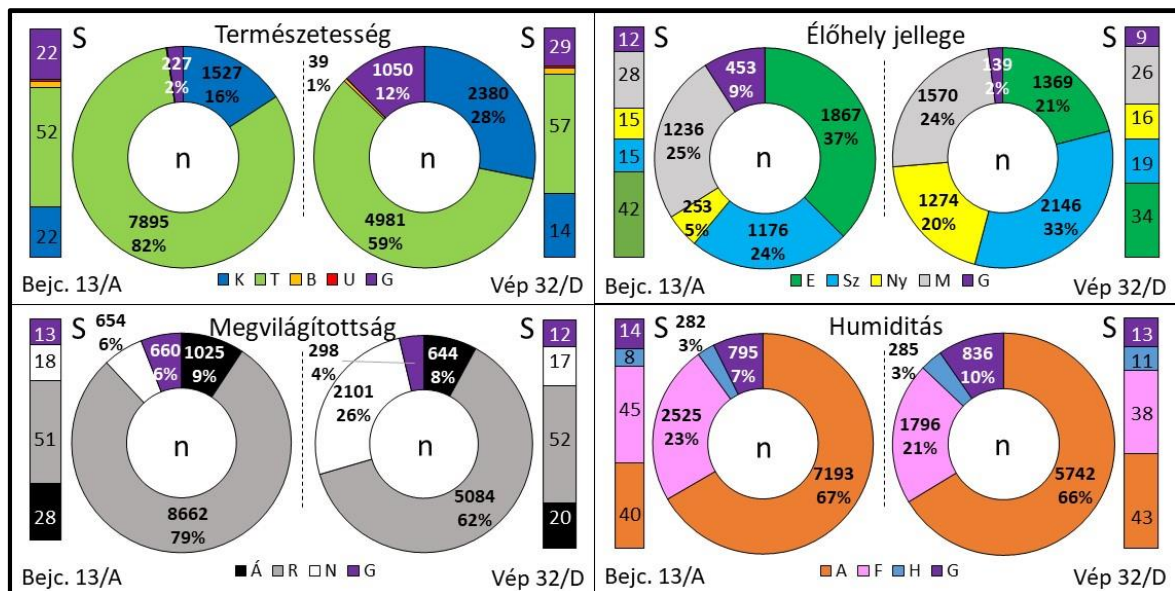
Az indikátor fajok preferenciái alapján mindkét terület természetessége jónak mondható. Mind a klimax élőhelyeket kedvelő, mind a generalista fajok gyakorisága Vép esetében volt nagyobb, ugyanakkor mindkét területen a természetközeli állapotokra utaló pókok domináltak. A bolygatott, valamint antropogén környezethez köthető fajok gyakorisága pedig mindenhol elenyésző volt. Az egyes csoportokhoz tartozó fajok számainak aránya hasonlóan alakult a két területen, a legfajgazdagabb a természetközeli állapotokat indikáló pókok csoportja volt. Ugyanakkor Bejc esetében kevesebb ilyen pókfajhoz tartozott nagyobb gyakoriság (18. ábra).

Az élőhely jellegét érintő elemzést tekintve már nagyobb eltérések mutatkoztak a két mintaterület faunájának összetételében. Bejc esetében az erdei specialisták gyakorisága volt a legnagyobb, a nyílt élőhelyek fajainak aránya pedig a legkisebb. A vépi együttesben ezzel szemben a szegélyhez köthető fajok dominálnak, a nyílt és erdei élőhelyek pókjainak megoszlása pedig közel azonos. Mindennek oka lehet a Bejci állomány kettős lombkoronasíntje, ami összességében nagyobb árnyékoló hatást gyakorolhat a talajfelszínre, valamint a szegélyfaj *A. albimana* gyakoriságának két mintaterület közötti eltérése. Az egyes kategóriákhoz tartozó fajok számainak aránya viszont már relatíve hasonlóan alakult a területeken, mindkét esetben az erdei fajok csoportja volt a legnagyobb. Ebből kifolyólag a Vépi mintában az az érdekes helyzet állt elő, hogy a viszonylag nagy fajszerű erdei pókok együttesének aránya alacsony, míg a kevesebb fajjal rendelkező nyílt- és szegélyélőhelyek fajai magas egyedszámban voltak jelen. Ebből esetleg arra lehet következtetni, hogy a vizsgált lécek nyitása nem okozta az erdei fajok jelentős számú eltűnését (csak abundanciájuk lecsökkenését), viszont kedvezőbb élőhelyet alakított ki a valószínűleg a faunában amúgy is megtalálható nyílt (és esetleg szegély) élőhelyeket preferáló fajok számára (18. ábra).



A megvilágítottsági preferenciák vizsgálata hasonló képet mutatott. Bár mindkét területen a félárnyékos élőhelyeket kedvelő fajok voltak jelen a legnagyobb arányban, Vépen a napos körülményeket kedvelő pókok abundanciája jelentősen magasabb volt. Mindez szintén magyarázható Bejcen meglévő kettős lombkoronaszint nagyobb árnyékoló hatásával. Az egyes kategóriákhoz köthető jelzőfajok számának megoszlása pedig igen hasonló volt a két területen. Összegezve, e két vizsgálat alapján úgy tűnik, hogy a vizsgált vépi erdőrészet állománya jóval felnyíltabb, míg a bejci zártabb erdő képét mutatja, de mindkettő terület esetében jelentős szegélyhatás érvényesül (18. ábra).

Az indikátor fajok habitat preferenciájának elemzése során a legnagyobb hasonlóságot a humiditási vizsgálat adta. A legmagasabb abundanciájú csoport a száraz élőhelyeket jelző pókoké volt. Ezt követte a félszáraz, végül – igen kis arányban – a humid körülményeket kedvelő fajok csoportja. Fajkészletet tekintve az arányok szintén nagyon hasonlóak voltak. A száraz és félszáraz kategóriákba tartozó pókok adták az összes faj nagyjából felét-felét (18. ábra). Érdekes módon, ez a megoszlás szintén nem tükrözi a teljes abundanciát, hiszen a félszáraz élőhelyek fajainak gyakorisága közel sem éri el az 50%-ot. Ezek alapján mindkét mintaterületen olyan szárazabb erdők találhatók, ahol a félszáraz/félmedves, valamint (viszonylag alacsony arányban) a nedvesebb élőhelyek fajai is megtalálják életfeltételeiket. Ez, a későbbiekben bemutatott vizsgálatok szerint, akár a léknyitás hatásaival is összefügghet. Terepi bejárások alapján a két erdőrészet állománya közül a bejci tekinthető üdebbnek, ennek ellenére a vépi pókegyüttesben több humiditást kedvelő faj fordult elő. Erre magyarázatot adhat a Vép 32/D erdőrészelhez közel folyó Sormás-patak, és az annak környezetéből esetleg csapdádba tévedő fajok. Hasonló nyílt vízfelület a bejci mintaterület közvetlen környékén nem volt. Annak ellenére, hogy összességében mindkét erdőrészet egy szárazabb habitat képét mutatta, megemlítendő, hogy az általam vizsgáltakhoz hasonló kisebb lécek (~10 x 10 m) kialakítása járhat az adott területet felvizenyősítő következményekkel is, hiszen a lombkoronában kialakuló kisebb hiátuson keresztül nem érkezik annyi fénytöbblet a talajfelszínre, ami ellensúlyozná az eltávolított faegyedek evapotranspirációs hatásának megszűnését (Gálhidy 2016), amit Kollár (2018) ezen erdőrészeket érintő vizsgálata is igazolni látszanak.



18. ábra: Bejcegyertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek pókfaunájának élőhelypreferenciák szerinti összetétele. Az oszlopdigramok az egyes csoportok a fajok (S) szerinti, míg a kördiagramok az egyedszámok (n) szerinti arányait mutatják (G – generalista; K – klimax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén; E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt, M – más élőhely faja; Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos/nyílt; A – arid/száraz, F – félszáraz/félmedves, H – humid).



5.1.4. Az egyéb erdők vizsgált faunáinak rövid ismertetése

Ásotthalom (-300/TI2, -302/A, -305/C, -308/E, -310/H, -314/TI3) (Bali et al. 2017b): A vizsgálat során összesen 2943 pók került befogásra, amelyből 22 család 68 fajának 2030 egyedét sikerült faji szinten beazonosítani. Az átlagos fogás 0,77 egyed/csapda/nap és 0,02 faj/csapda/nap volt. A vizsgált három élőhely talajfelszíni pókjainak abundanciája jelentősen különbözött egymástól: a tölgyesekben az összes egyedszám közel 60%-át, míg a fenyvesekben a teljes egyedszám 25%-át, a gyepekben pedig mindössze 15%-át fogtuk.

A gyűjtött anyagban a legfajgazdagabbnak a kövipókok (*Gnaphosidae*) családja bizonyult, 12 fajjal. A legnagyobb számban a *P. alacris* került elő, összesen 821 egyeddel. A további nagy dominanciájú fajok a következők voltak: *Canariphantes nanus* (Kulczyński, 1898) (fenyvesek, tölgyesek), *T. terricola* (fenyvesek), *Z. apricorum* (fenyvesek), *Z. electus* (tisztások), *Thanatus arenarius* L. Koch, 1872 (szintén tisztások).

Faunisztikai és természetvédelmi szempontból is kiemelendő két védett faj (Web 2 1996), a magyar aknászpók (*Nemesia pannonica* Herman, 1879) (13 egyed) és a skarlát bikapók (*Eresus kollari* Rossi, 1846) (1 egyed) jelenléte.

Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum (ER-46; Sopron 185/A, -185/B) (Bali et al. 2019c): A vizsgálat 42 napja alatt 18 család 55 fajának 2068 egyedét sikerült befogni. Ez 0,99 egyed/csapda/nap és 0,03 faj/csapda/nap átlagos fogást jelent.

A legszámosabbnak a zugpókok családja (*Agelenidae*) bizonyult. Ebből a családból került ki a gyűjtés szuperdomináns faja is, a *Histoipona torpida* (C. L. Koch, 1837). Szintén viszonylag nagy számban voltak jelen a táplálékspecialista fojtópókok (*Dysderidae*). Ebből a családból került ki a minta domináns faja, a *Harpactea lepida* (C. L. Koch, 1838). A harmadik legabundánsabb csoport a vitorlaspókoké (*Linyphiidae*) volt. Az eredmények közül kiemelendő a vizsgálati területen és az országban eddig még le nem írt faj a *Cybaeus tetricus* (L. Koch, 1839) előkerülése. Júniusban sikerült befogni a 9 egyedét.

Kecskemét (-19/F, -20/A, -24/B, -24/F, -27/C) (Bali et al. 2022): A vizsgálat 190 napja alatt 15 családba tartozó 39 faj 1802 egyedét fogtuk be. A juvenilis, vagy egyéb okokból faji szinten nem meghatározható egyedek száma 529 volt. Az átlagos egyedszám 0,63 egyed/csapda/nap volt, míg az átlagos fajszám 0,01 faj/csapda/nap.

A legfajgazdagabb család a kövipókoké (*Gnaphosidae*) volt 8 fajjal, a legszámosabb pedig a farkaspókoké (*Lycosidae*), 1155 egyeddel. A *P. alacris* az összes vizsgált erdőrészekben szuperdominánsnak bizonyult. Egy-egy erdőrészekben domináns fajok voltak még az *A. lutetiana* (parkerdő), az *O. praticola* (vadaskert), a *T. terricola* (minden erdőrészek), a *T. flavipes* (parkerdő), és a *T. pedestris* (vadaskert).

Roth-féle szálaló (Sopron 182/B) (Bali et al. 2020b): Az adatgyűjtés során összesen 3515 egyed került befogásra. Ezek közül 21 család 69 fajának 2964 egyedét sikerült faji szinten meghatározni. Az átlagos fogás 1,63 egyed/csapda/nap és 0,03 faj/csapda/nap volt. A legnagyobb fajszámú család a vitorlaspókoké (*Linyphiidae*) volt, összesen 27 fajjal. A legnagyobb egyedszámban a sárgafoltos gyászfarkaspók volt jelen, összesen 1125 egyeddel. A teljes mintavétel másik szuperdomináns faja a *H. torpida*, az egyetlen domináns faja pedig a *T. flavipes* volt.

Kiemelendők még a *Tapinocyba pallens* (O. Pickard-Cambridge, 1873) (7 egyed) és *Gnaphosa montana* (L. Koch, 1866) (1 egyed) fajok, amelyeknek nem volt korábban ismert hazai előfordulása. Ugyanakkor a környező országok faunalistái ismeretében, mindegyik faj előkerülése várható volt a régióból hazánkban is (Nentwig et al. 2021). A *C. tetricus* fajból e területen 7 újabb példány került begyűjtésre. Továbbá még a *Gongylidiellum edentatum* Miller, 1951 faj előkerüléséről szeretnék beszámolni, aminek 31 egyedét csapdáztam. A



Roth-féle szálalóban végzett eredmények publikálásakor a faj meghatározása még folyamatban volt, így abban a közleményben *Linyphiidae* sp. megnevezéssel szerepel.

Szalafő Erdőrezervátum (ER-53; Szalafő 13/C, -13/I, -13/J) (Bali et al. 2019b): A felmérés során 1305 egyed került befogásra. Ezek közül 20 család 50 fajának 971 egyedét sikerült faji szinten meghatározni. Az átlagos fogás 0,55 egyed/csapda/nap és 0,02 faj/csapda/nap volt.

A legnagyobb fajszerű család a vitorlaspókoké (*Linyphiidae*) volt, összesen 13 fajjal. A legnagyobb egyedszámban a sárgafoltos gyászfarkaspók volt jelen, összesen 543 egyeddel, így szuperdomináns volt. A teljes mintavétel egyetlen domináns faja az *U. longispina* volt.

Faunisztikai és természetvédelmi szempontból is kiemelendő két rokon, valamint morfológiailag is igen hasonló (Kraus & Baur 1974; Schwendinger 1990) védett faj (Web 2. 1996), a szurkos torzpók (*A. piceus*) (2 egyed) és a tölgyestorzpók (*Atypus affinis* Eichwald, 1830) (18 egyed) előkerülése. Érdekes, hogy hasonló életmódjuk és ökológiai igényeik (Wunderlich 1991) ellenére mindkét faj egyedeit megtaláltuk a rezervátum területén.

5.1.5. A főbb fajok ismertetése

A következőkben a vizsgálatok során előkerült külön figyelemre érdemes fajokat mutatom be. Először a bejagyertyánosi és vépi területeken zajló 2013-14-es teljes mintavételezési időszakot tekintve domináns (aláhúzva), majd a csak valamely mintagyűjtés alkalmával gyakori, ezután a védett (felkiáltójel !), végül pedig a magyar faunára új pókokat (pluszjel +) ismertetem. E két legutóbbi csoport fajait a vonatkozó kevés adat miatt táblázatos formában szemléltetem (4. táblázat). Az egyéb mintaterületeken végzett kutatások leggyakoribb fajait szintén röviden, táblázatos formában jellemzem (5. táblázat).

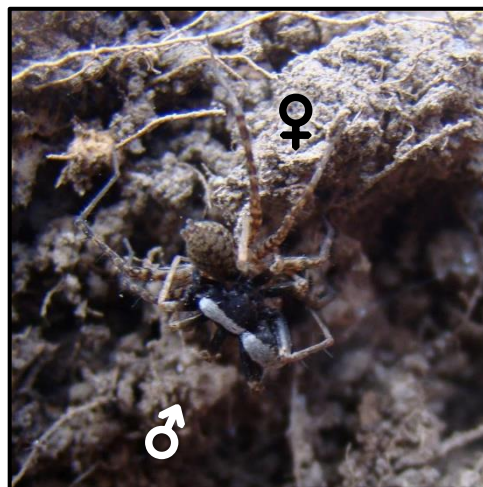
Az általánosan domináns fajok aktivitását, amennyiben a T-próba indokolta, évenként és csapdasoronként külön vizsgáltam. A kisebb abundanciájú fajok esetében viszont, azok teljes mintavételezési időszakot tekintve alacsony gyakorisága miatt, csak évenként és transzszektenként összesítve. A csapdasorok menti aktivitást értelemszerűen csak Bejc és Vép esetében elemeztem, viszont a szezonális aktivitás bemutatásához – amennyiben indokolt és releváns – az ásothalmi, kecskeméti és szalafői adatokat is felhasználtam.

E fajok ismertetését azért tartottam fontosnak, mivel nagy abundanciájuk alapján feltételezhető, hogy élőhelyük jellege különösen kedvező számukra, így jellemzésük segítségével az adott habitatok is jól tipizálhatók.

Pardosa alacris – sárgafoltos gyászfarkaspók

Lycosidae

Európai elterjedésű faj. Szárazabb és félárnyékos természetközeli élőhelyeket preferál. Petecsomóit előszeretettel napoztatja, így kedveli ha a talajfelszín közvetlen besugárzás is éri. A szélsőséges megvilágítottságú, vagy humiditású élőhelyeket azonban kerüli. Nagysága $\overline{4,5}$ mm. E fajnál az ivari dimorfizmus elég jelentős. A nőstények világosabb barnák, míg a hímek alapszíne csaknem fekete, hátoldaluk közepén pedig egy ezüstösen világos sáv fut végig (19. ábra). Talajfelszínen vadászó táplálékszerzési stratégiát folytat, nappali aktivitású. Az avar megléte számára kiemelkedő fontosságú, hiszen mindamelllett, hogy



19. ábra: *Pardosa alacris* (kép: Bali László)



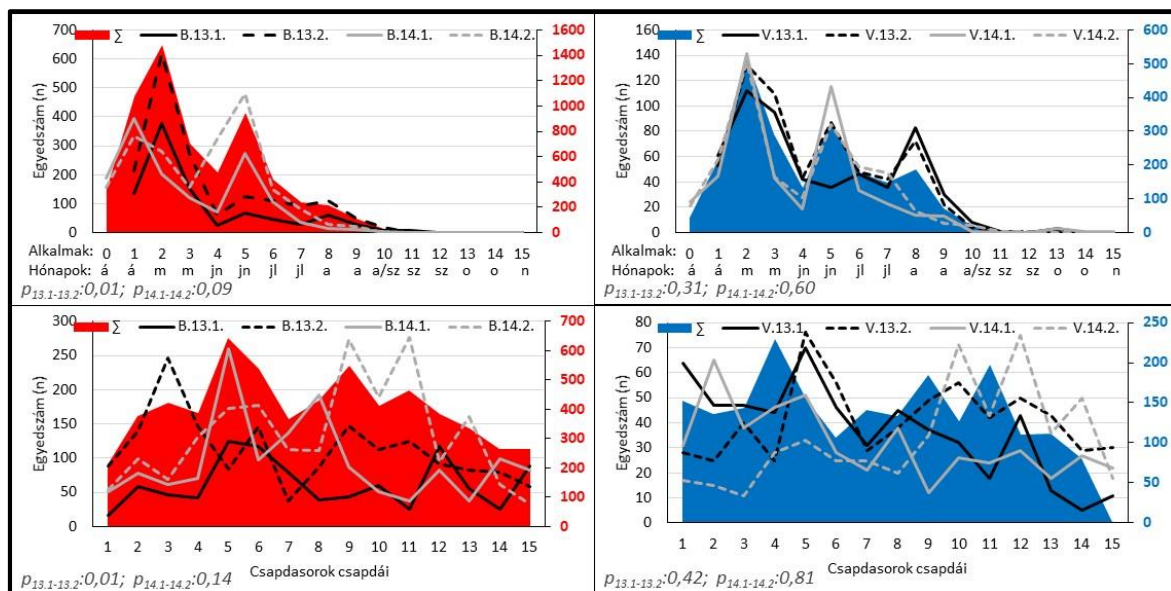
az élő-, búvó- és táplálkozóhelyként funkcionál, a párkeresésben is fontos szerepe van. A két nem példányai ugyanis első pár lábaikkal a szubsztrátumon keltett rezgések alapján találják meg egymást. A magyarországi erdők egyik leggyakoribb pókfaja, lombhullató és tűlevelű állományok alatt egyaránt előfordul. Ugyanakkor nem csak az erdőkben, hanem azok szegélyein is gyakori lehet, amíg hullott avart talál. Generalistának mégsem nevezhető, hiszen a teljesen nyílt élőhelyekről hiányzik (Loksa 1972, Szinetár 2006, Nentwig et al. 2021). Ebből kifolyólag az 5.1.3.3 valamint a 5.2.4 fejezetek élőhely jellegére irányuló vizsgálataiból kihagytam.

A kétéves mintavételezés során Bejcen 6052 (D: 32,1), míg Vépen 2147 (D: 18,5) egyedét fogtam, így összességében mindkét erdőrésztben szuperdomináns volt. Bejc esetében a két transzszekt adatai csapaürítések és csapdasorok szerint összehasonlítva is szignifikáns különbséget mutattak 2013-ban. Ezért a pók aktivitását csapdasoronként és évenként is külön elemeztem.

Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, májusban volt a legnagyobb. Ezt követte egy kisebb csúcs június végén. Vép esetében egy még kisebb, harmadik csúcsot is produkált, méghozzá a 2013-as évben. Bár mindkét területen szuperdomináns volt, Bejcen 5099-cel több egyedét csapdáztam, mint Vépen. Időszakok szerint vizsgálva Bejcen a legnagyobb dominanciaértéke 85,50 volt, ami az 1-es transzszekt 2014.04.28-ai mintájában fordult elő. Ez az érték Vép esetében 49,82 volt, méghozzá az 1-es transzszekt 2014.05.12-ai mintájában (20. ábra). Ásotthalmon, Kecskeméten és Szalafőn is gyakori volt, a vonatkozó adatait a 9.4 fejezet tartalmazza. Az e területeken tapasztalt szezonális aktivitása a Bejcen és Vépen tapasztaltakkal összhangban alakult (79. ábra).

Transzszekt menti aktivitása egyik esetben sem mutatott különösebb trendet (20. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Bejc esetében 67,36 volt az 1-es csapdasor 5. csapdájában, a 2014-es évben. Vépen ez az érték 44,03 volt, mégpedig szintén az 1-es csapdasor 5. csapdájában, de 2013-ban.

Míndezek alapján életfeltételt tehát valószínűleg mindkét évben, mindkét vizsgálati terület egészén megtalálta.



20. ábra: A *P. alacris* időbeli (felül) és térbeli (alul) aktivitását bemutató grafikon. A színes (Bejc – piros, jobb; Vép – kék, bal) területdiagramok az összesített adatokat mutatják, míg a vonal diagramok azokat évek (2013 – fekete, 2014 – szürke) és transzszekt (1-es csapdasor – folytonos vonal, 2-es csapdasor szaggatott vonal) szerint lebontva szemléltetik. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektben belül, mind gyűjtési alkalmak szerint.



Drassyllus villicus

Gnaphosidae

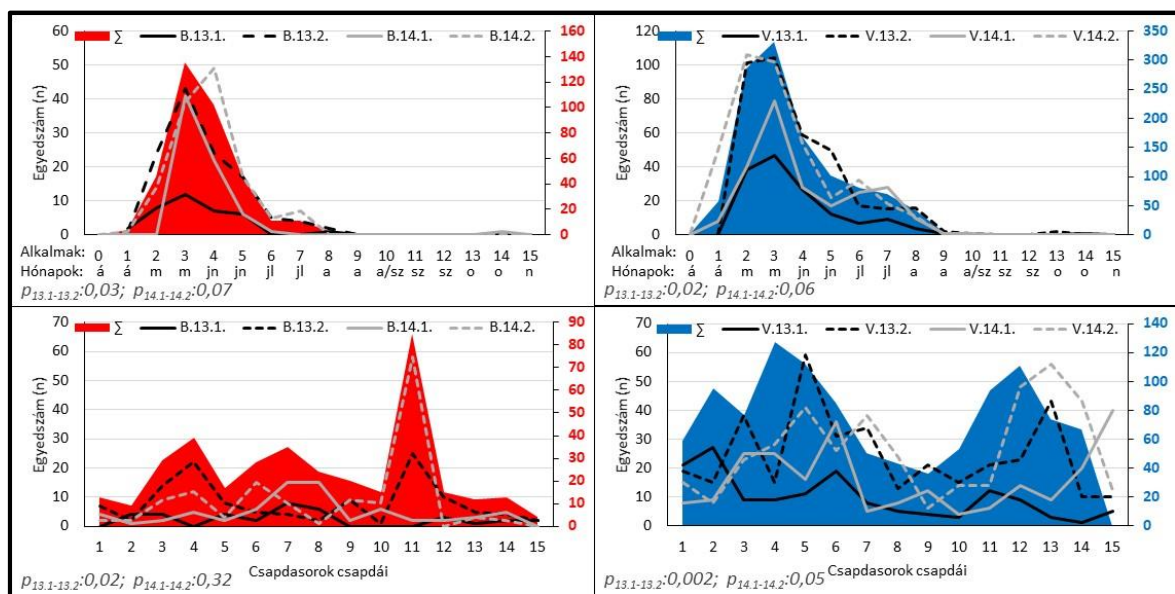
Mediterrán és Középeurópai elterjedésű faj. Szárazabb és nyílt klímát előnyben részesít. Nagysága $\overline{5,0}$ mm. Teste sötét színű, ami a lábak végei felé fokozatosan világosabb árnyalatot vesz fel. A kövipókokra jellemzően szövőszemölcsesi hosszúkásak és hengeresek, felülnézetben is jól láthatóak. (21. ábra). Talajfelszínen vadászó táplálékszerzési stratégiát folytat, éjszakai aktivitású.



21. ábra: *Drassyllus villicus* (kép: Arno Grabolle ^a)

A két éves mintavételezés során Bejcen 358 (D: 1,90), míg Vépen 1146 (D: 9,95) egyedét fogtam, így összességében az előbbi erdőrészekben gyakori, az utóbbiban pedig domináns volt. Bejce és Vép esetében is mind időszak, mind transzszektek szerint vizsgálva szignifikáns különbség adódott a 2013-as év 1-es és 2-es csapdászorainak adatai között. Ezért a pók aktivitását csapdászoronként és évenként is külön elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, május végén volt a legnagyobb. Ez aztán Bejce esetében július elejére meredeken lecsökkent, míg Vépen egészen augusztus végéig maradt viszonylag gyakori (22. ábra). Az irodalmi adatok hasonló populációdinamikáról számolnak be (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 29,92 volt, ami a 2-es transzszekt 2014.05.12-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejce esetében 10,79 volt, még hozzá az 1-es transzszekt 2014.05.27-ei mintájában.

Transzszekt menti aktivitása valamelyest nagyobbak mutatkozik a lékek széleihez közeli helyzetű csapdák esetében (22. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 29,41 volt az 1-es csapdászor 15. csapdájában, a 2014-es évben. Bejcen ez az érték 9,24 volt, mégpedig a 2-es csapdászor 11. csapdájában, szintén 2014-ben.



22. ábra: A *D. villicus* időbeli (felül) és térbeli (alul) aktivitását bemutató grafikon. A színes (Bejce – piros, jobb; Vép – kék, bal) területdiagramok az összesített adatokat mutatják, míg a vonal diagramok azokat évek (2013 – fekete, 2014 – szürke) és transzszektek (1-es csapdászor – folytonos vonal, 2-es csapdászor szaggatott vonal) szerint lebontva szemléltetik. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül, mind gyűjtési alkalmak szerint.



Aulonia albimana – fehérkezű farkaspók

Lycosidae

Extramediterrán elterjedésű pók. Szárazabb és jobban megvilágított természetközeli élőhelyeket preferál. Tipikus szegélyfaj. Megtalálható erdőszéleken, erdei tisztásokon, napos domboldalakon, dolomit-sziklagyepeken is. Általában mohapárnák között, vagy a növénytakaró alján tartózkodik. Nagysága 4,0 mm. Teste sötét színű, fejtora kontrasztos fehér szegéllyel rendelkezik. Az első pár lábak *femura*-ja fekete, a tapogatólábak *patella*-ja pedig világos (23. ábra). A farkaspókok esetében szokatlan módon tölcsérhálót készít.

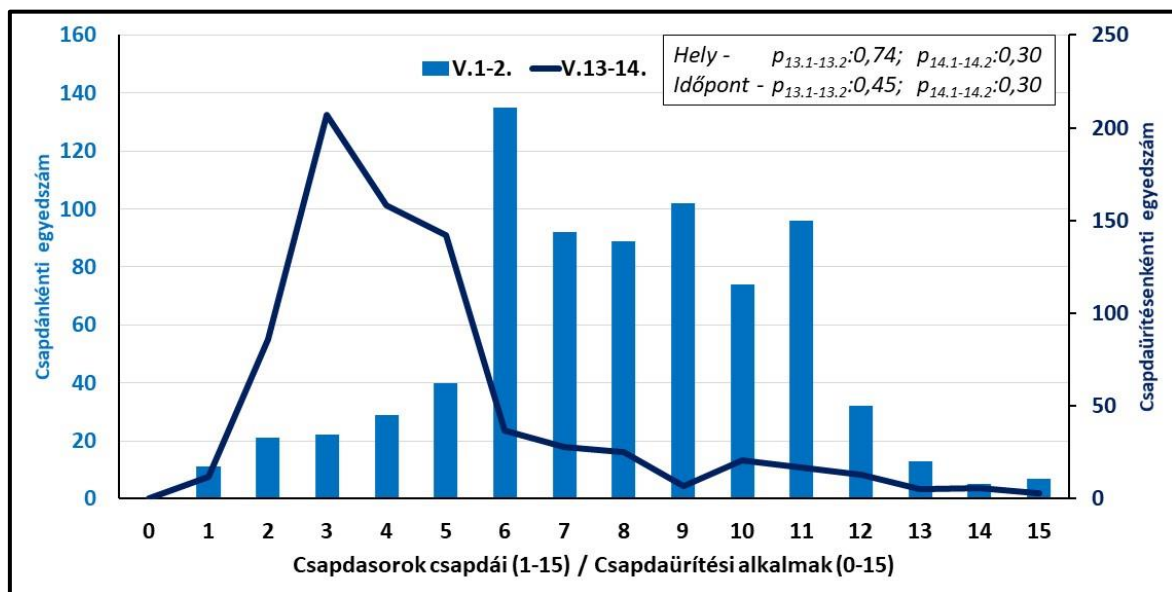


23. ábra: *Aulonia albimana* (kép: Karl Csaba^{b)}).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 45 (D: 0,24), míg Vépen 768 (D: 6,67) egyedét fogtam, így az utóbbi esetben domináns volt. Mivel Bejcen viszont csak szórványos volt, így egyedül a vépi populációját elemzem. Itt a fogási adataiban sem időszak, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség. Ezért a pók aktivitását csapdasonként és évenként is összegezve elemeztem.

Szezonális aktivitása május és június hónapok között volt a legnagyobb, de az egész mintavételi időszak alatt előfordultak ivarérett egyedei (24. ábra). Az irodalmi adatok hasonló populációdinamikáról számolnak be (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 20,97 volt, ami az 1-es transzszekt 2013.06.07-ei mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása egyértelműen nagyobbak mutatkozik a transzszektek belső csapdái esetében (24. ábra). Ezek alapján a lékekben (és kisebb mértékben azok szélein) határozottan gyakoribbnak tűnik. A csapdасorok tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 17,74 volt, a 2-es csapdасor 6. csapdájában, a 2013-as évben.



24. ábra: Az *A. albimana* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdасoroként is összesített adatok alapján bemutató grafikonon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



***Trochosa terricola* – földi farkaspók**

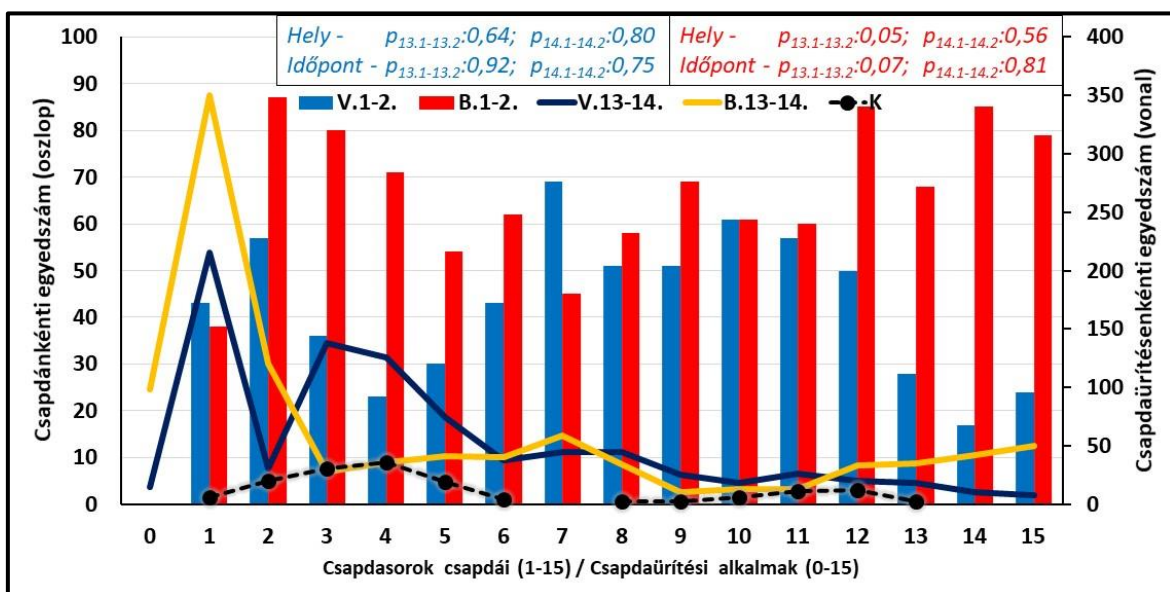
Lycosidae

Holarktikus elterjedésű faj. Szárazabb és jobban megvilágított szegély jellegű élőhelyeket preferál. A habitat természetességét tekintve generalista. Országszerte igazán gyakori, a szélsőséges élettereket leszámítva sokfelé előfordul. Nagysága 9,5 mm. Teste vöröses-barnás színű. A fejtorán végig futó, hosszanti világos közepsávban, annak elején, a szemek mögött, kettő sötétebb folt figyelhető meg. (25. ábra). Talajfelszínen vadászó faj. Inkább éjszaka aktív.



25. ábra: *Trochosa terricola* (kép: Bali László).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 1002 (D: 5,31), míg Vépen 640 (D: 5,56) egyedét fogtam, így mindkét esetben domináns volt. A fogási adataiban sem időszakok, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem. Ezért a pók aktivitását csapdasonként és évenként is összegezve elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, áprilisban volt a legnagyobb. Ezt követően Vépen még egy kisebb csúcsot produkált, május vége és június eleje között (26. ábra). Ennek oka lehetett a 2013-as vépi araszoló gradáció. Viszont ezt követően is mindkét mintaterületen jelen volt kisebb egyedszámmal a teljes mintavételi időszak alatt. Kecskeméten szintén hasonló dinamikát mutatott. Az irodalmi adatok hasonló populációdinamikáról számolnak be (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 36,17 volt, ami az 1-es transzszekt 2013.04.12-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 40,00 volt, még hozzá a 2-es transzszekt 2013.10.23-ai mintájában. Transzszekt menti aktivitása nem mutatott egyértelmű trendet (26. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 13,55 volt az 1-es csapdator 11. csapdájában, a 2013-as évben volt. Bejcen ez az érték 20,53 volt, mégpedig a 1-es csapdator 14. csapdájában, szintén 2013-ban.



26. ábra: A *T. terricola* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék; Kecskemét – K, fekete pontvonal). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Zodarion germanicum

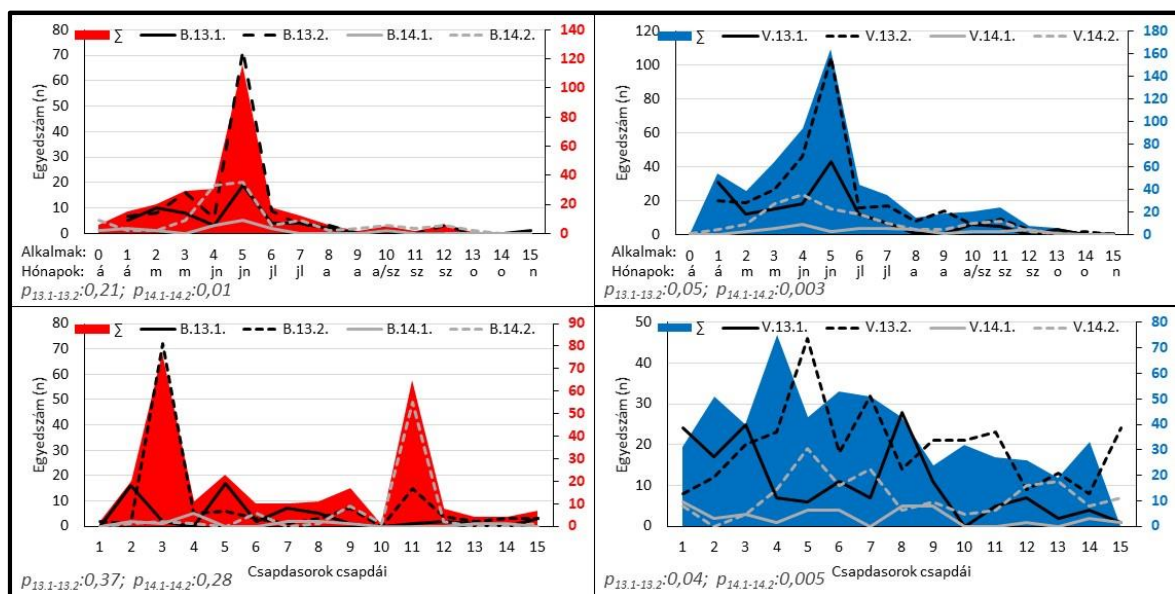
Zodariidae

Középeurópai elterjedésű faj. Szárazabb és félárnyékosabb klímát előhelyeket preferál. Leginkább erdősztyepeken és tölgyhöz köthetően fordul elő. Nagysága 3,5 mm. Teste sötét színű, a lábak világosabb árnyalatúak, de a femur-ok sötétek (27. ábra). Hangyák fogyasztására specializálódott.



27. ábra: *Zodarion germanicum* (kép: Arno Grabolle^a).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 270 (D: 1,43), míg Vépen 591 (D: 5,13) egyedet fogtam, így összességében az előbbi erdőrészekben gyakori, az utóbbiban pedig domináns volt. Csapdázási adatait Bejc és Vép esetében időszak, míg csak Vép esetében transzszektek szerint vizsgálva szignifikáns különbség adódott az egyes transzszektek értékei között. Ezért a pók aktivitását csapdasoronként és évenként is külön elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, június végén volt a legnagyobb. Mindkét esetben 2013-ban volt gyakoribb (28. ábra). Az irodalmi adatok június és augusztus közé teszik az előfordulását (Nentwig et al. 2021), ezzel szemben én mindkét erdőrészekben a teljes mintavételi időszakban fogtam be egyedeit. Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 18,44 volt, ami a 2-es transzszekt 2013.06.20-ai mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 5,56 volt, még hozzá szintén a 2-es transzszekt 2013.06.20-ai mintájában. Transzszekt menti aktivitása Bejc esetében valamelyest nagyobb mutatkozik a szegélyhez közeli helyzetű csapdáknál, Vépen azonban nem követ hasonló trendet (28. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 13,19 volt a 2-es csapdasor 15. csapdájában, a 2013-as évben. Bejcen ez az érték 10,70 volt, mégpedig a 2-es csapdasor 3. csapdájában, szintén 2013-ban.



28. ábra: A *Z. germanicum* időbeli (felül) és térbeli (alul) aktivitását bemutató grafikon. A színes (Bejc – piros, jobb; Vép – kék, bal) területdiagramok az összesített adatokat mutatják, míg a vonal diagramok azokat évek (2013 – fekete, 2014 – szürke) és transzszektek (1-es csapdasor – folytonos vonal, 2-es csapdasor szaggatott vonal) szerint lebontva szemléltetik. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül, mind gyűjtési alkalmak szerint.



Asagena phalerata

Theridiidae

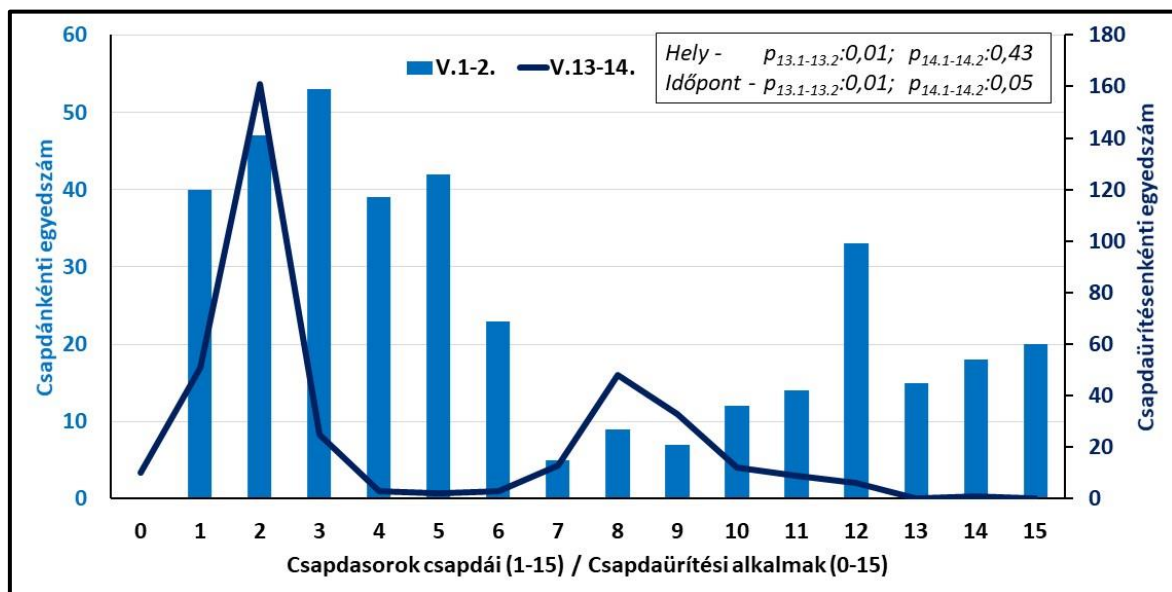
Nyugat-Palearktikus elterjedésű faj. Szárazabb és félárnyékos természetközeli élőhelyeket preferál. Szegélyekhez köthető. A vegetációban szegény talajfelszín kedveli. Nagysága 5,0 mm. Teste sötét színű, utótestén világos/sárgás mintával. Lábai vöröses-sárgás színezetűek (29. ábra). A térhálót szövő pókok közé tartozik. Egyes megfigyelések szerint azonban aktívan, háló nélkül, hangyákra is vadászik (Harvey et al. 2002).



29. ábra: *Asagena phalerata* (kép: Karl Csaba ^b).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 2 (D: 0,01), míg Vépen 377 (D: 3,27) egyedét fogtam, így az utóbbi esetben szubdomináns volt. Ebből kifolyólag egyedül a vépi populációját elemzem. Szezonális aktivitásában két csúcs figyelhető meg: egy nagyobb a mintavételi időszak elején (májusban), valamint egy kisebb a mintavételi időszak közepén (augusztusban). Összeségében csak a csapdázási periódus legvégén nem kerültek elő ivarérett egyedei (30. ábra). Az irodalmi adatok hasonló populációdinamikáról számolnak be (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 17,72 volt, ami az 1-es transzszekt 2013.05.10-ei mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása a transzszekt belső csapdái esetében tűnik a legkisebbnek. (30. ábra). Ezek alapján a lékszegélyekben (és kisebb mértékben az erdőállomány alatt) határozottan gyakoribbnak tűnik. A csapdászatok tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 13,90 volt, mégpedig a 2-es transzszekt 2. csapdájában, a 2013-as évben.



30. ábra: Az *A. phalerata* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdászatonként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektben belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Euryopis flavomaculata

Theridiidae

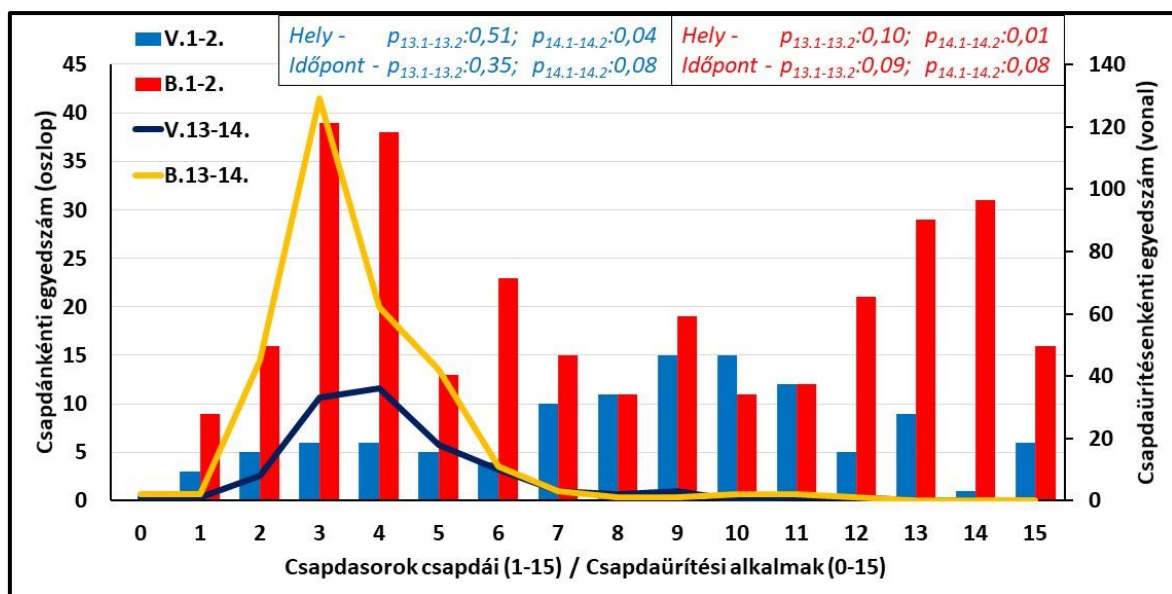
Transzpalearktikus elterjedésű faj. Szárazabb és félárnyékos élőhelyeket preferál. A habitat természetességét tekintve generalista. Leginkább a különféle nyílt erdők moha és avarszintjében fordul elő. Nagysága 3,5 mm. Teste világos, narancsos-barnás színű. A potrohán a hímek esetében markánsabb, a nőstényeknél halványabb foltok találhatóak (31. ábra). A térhálót szövő pókok közé tartozik. Egyes megfigyelések szerint azonban aktívan, háló nélkül, hangyákra is vadászik (Harvey et al. 2002).



A kétéves mintavételezés során Bejcen 303 (D: 1,61), míg Vépen 113 (D: 0,98) egyedét fogtam így, összességében mindkét esetben gyakori volt.

31. ábra: *Euryopis flavomaculata* (kép: Arno Grabolle ^a).

Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, május-júniusban volt a legnagyobb. Ivarérett egyedei egészen októberig kerültek elő (32. ábra). Ez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájától valamelyest eltér, aktivitásának végét azok ugyanis augusztusra datálják (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 4,98 volt, ami az 1-es transzszekt 2014.06.10-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejce esetében 12,32 volt, még hozzá a 2-es transzszekt 2013.05.24-ei mintájában. Transzszekt menti aktivitása nem mutatott egyértelmű trendet (32. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 5,06 volt az 1-es csapdator 13. csapdájában, a 2013-as évben. Bejcen ez az érték 7,64 volt, mégpedig a 2-es csapdator 14. csapdájában, szintén 2013-ban.



32. ábra: Az *E. flavomaculata* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejce – B, piros, narancs; Vépe – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Centromerus sylvaticus

Linyphiidae

Extramediterrán elterjedésű faj. Általánosan generalista póknak tekinthető. Ugyanakkor leginkább különféle erdők mohával, vagy fűvel borított talajfelszínét preferálja. Nagysága 3,5 mm. Teste világos, sárgás-barnás színű (33. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít.

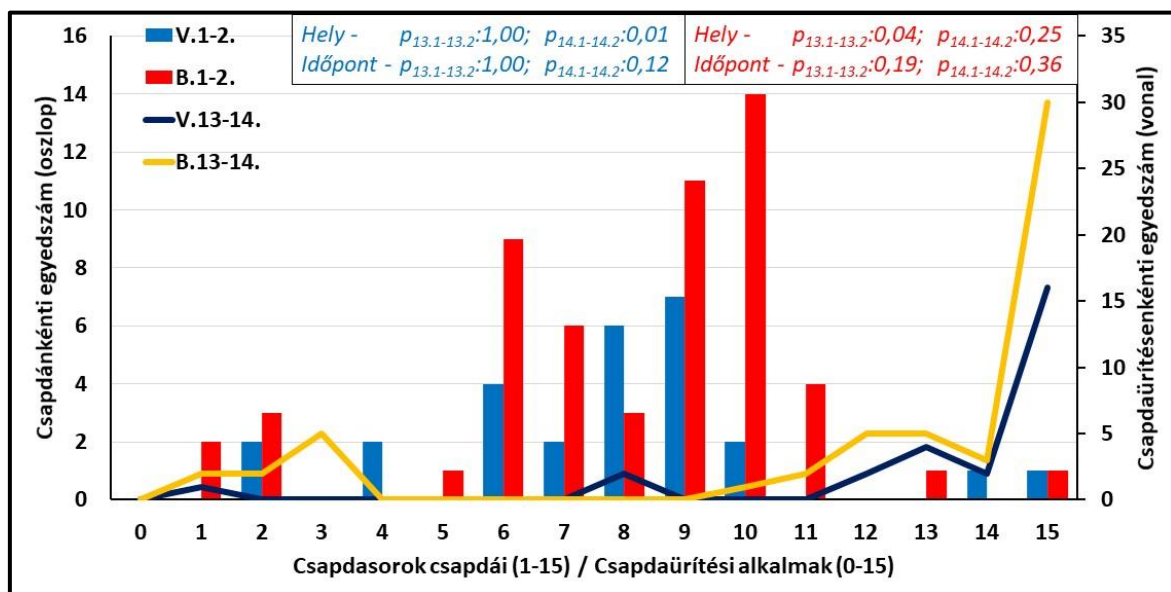


33. ábra: *Centromerus sylvaticus* (kép: Arno Grabolle ^a).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 55 (D: 0,29), míg Vépen 27 (D: 0,23) egyedét fogtam, így összességében mindkét esetben szórványos volt.

A fogási adataiban sem időszakok, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem. Ezért a pók aktivitását csapdasoronként és évenként is összegezve elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak legvégén, novemberemben volt a legnagyobb, azonban ivarérett egyedei a teljes csapdázási periódus alatt kerültek elő (34. ábra). Ez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 19,70 volt, ami az 1-es transzszekt 2014.11.10-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 14,42 volt, méghozzá szintén az 1-es transzszekt 2014.11.10-ei mintájában.

Transzszekt menti aktivitása a belső csapdák esetében valamelyest nagyobbak mutatkoztak (34. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 2,51 volt az 1-es csapdasor 9. csapdájában, a 2014-es évben. Bejcen ez az érték 4,24 volt, mégpedig az 1-es csapdasor 10. csapdájában, szintén 2014-ben. Mindezek alapján a lékszél helyzetű csapdákat valamelyest kerülni látszik.



34. ábra: A *C. sylvaticus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Diplostyla concolor – egyszínű vitorlapók

Linyphiidae

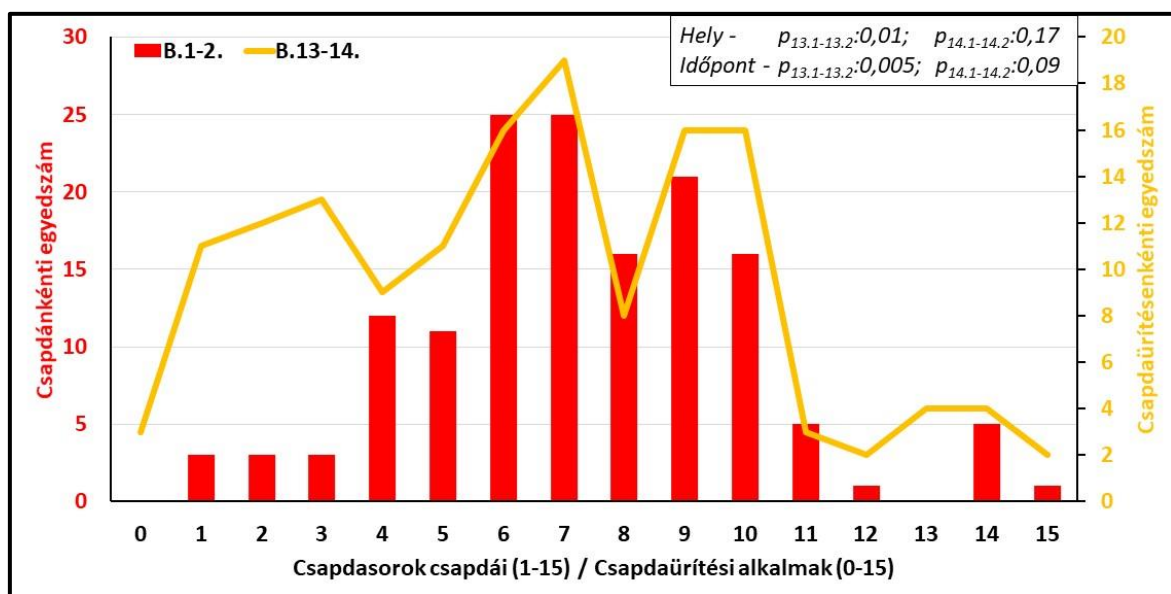
Elterjedése Extramediterrán. Félnedves és részlegesen árnyékolt természetközeli élőhelyek faja. Viszonylag gyakori pók. Erdők talajfelszínének moha és avarrétegében található meg, valamint különféle tereptárgyak alá húzódva, akár kis csoportokban is. Nagysága 3,0 mm. Teste sötét, barnás színű (35. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít. A fajjal kapcsolatos érdekesség, hogy azon kevés vitorlaspók közé tartozik, amelyek esetében laboratóriumi körülmények között megfigyelték, hogy a hím egyed zsákmányul ejtheti a hasonló nagyságú nőtényt (Heuts & Brunt 2008).



35. ábra: *Diplostyla concolor* (kép: Karl Csaba^b).

Bejcen 147 egyedét fogtam (D: 0,78) így ott összességében gyakori volt. Vépen azonban csak egy egyedét csapdáztam (D: 0,01), ezért a továbbiakban csak a bejci adatokat ismertetem. Szezonális aktivitását tekintve szinte az egész mintavételi időszak alatt hasonló eréllyel kerültek elő ivarérett egyedei. Gyakoriságában komoly csökkenés csak a csapdázás végén, október elején figyelhető meg (36. ábra). Ez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Bejcen a legnagyobb dominanciaértéke 6,86 volt, ami az 1-es transzszekt 2014.09.02-ai mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása a belső csapdák esetében jelentősen nagyobbak mutatkoztak (36. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Bejcen 3,58 volt, mégpedig az 1-es csapdászor 7. csapdájában, a 2014-es évben.



36. ábra: A *D. concolor* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Bejcen) évenként és csapdászoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikonon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Kaestneria dorsalis

Linyphiidae

Euroszibériai elterjedésű faj. Szárazabb és félárnyékos természetközeli élőhelyeket preferál. Szegélyekhez és nyíltabb erdőállományokhoz köthető, de füves területeken is előfordulhat. Viszonylag gyakori pók. Nagysága 3,0 mm. Teste sötét, barnás színezetű, amitől lábai jelentősen világosabbak és sárgás színűek (37. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít.

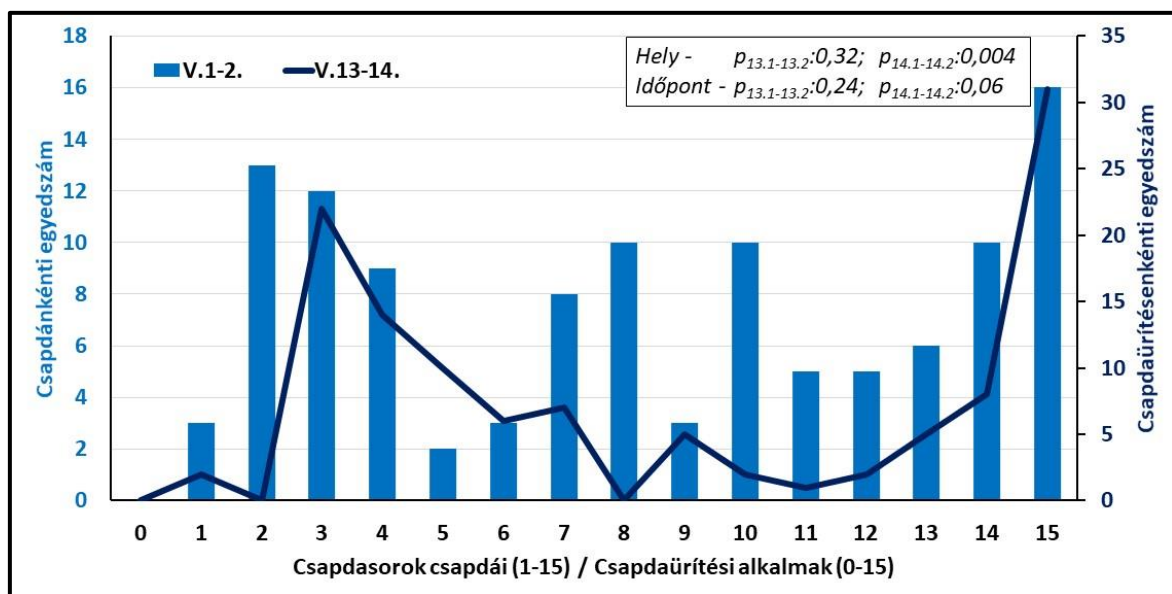


Csak Vépen csapdáztam 115 egyedét, itt összességében gyakori volt (D: 1,00).

37. ábra: *Kaestneria dorsalis* (kép: Ludwig Jansen ©).

Szezonális aktivitásában két csúcs volt megfigyelhető: egy kisebb, a mintavételi időszak elején (május-júniusban), valamint egy nagyobb a mintavételi időszak végén (novemberben). Összeségében a csapdázási periódus során végig kerültek elő ivarérett egyedei (38. ábra). Ezek alapján a hűvösebb időszakokat kedveli. Ugyan a 2015-ös téli mintagyűjtés során is kerültek elő egyedei (9.1 fejezet: 11. táblázat), de összességében ősszel tűnik a leggyakoribbnak. Az irodalmi adatok hasonló populációdinamikáról számolnak be (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 31,25 volt, ami a 2-es transzszekt 2013.11.06-ai mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása nem mutat határozott trendet. Valamelyest gyakoribbnak tűnik az állomány alatt, valamint a lécek belsejében (38. ábra). A csapdászorok tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 6,35 volt, az 1-es csapdászor 15. csapdájában, a 2013-as évben.



38. ábra: A *K. dorsalis* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdászoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektéken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Palludiphantes pallidus

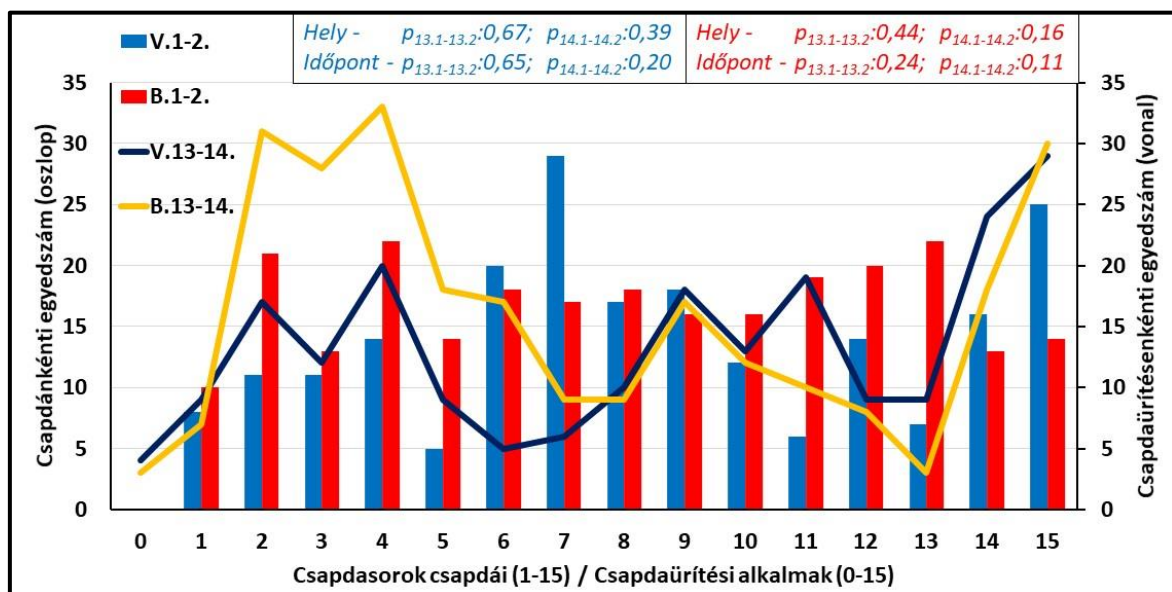
Linyphiidae

Európai elterjedésű. Általánosságban erdei fajnak tekinthető, ami az árnyékolt és humid élőhelyeket kedveli és gyakran előfordul avarban, vagy mohapárnákon. Emellett megtalálható még füves területeken, kövek alatt, fák üregeiben és barlangokban is. Nagysága $\bar{2},0$ mm. Teste világos, sárgás-barnás színű. A potroha sötétebb és azon három sáv látható (39. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít.



39. ábra: *Palludiphantes pallidus* (kép: Pierre Oger ^d).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 253 (D: 1,34), míg Vépen 213 (D: 1,85) egyedét fogtam, így összességében mindkét esetben gyakori volt. A fogási adataiban sem időszakok, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem. Ezért a pók aktivitását csapdasoronként és évenként is összegezve elemeztem. Szezonális aktivitásában két jelentősebb visszaesés figyelhető meg nyár, valamint ős közepén. Legaktívabb pedig tavasz és ős végén volt. Humiditási igényeit figyelembe véve, mindez a csapadékviszonyokkal lehet összefüggésben. Összességében azonban a teljes mintavételezés alatt fordultak elő ivarérett egyedei (40. ábra). Ez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 34,62 volt, ami a 2-es transzszekt 2014.11.10-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 15,71 volt, még hozzá szintén a 2-es transzszektben, a 2013.11.06-ai mintájában. Transzszekt menti aktivitása nem mutatott különösebb trendet (40. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 14,52 volt a 2-es csapdator 15. csapdájában, a 2014-es évben. Bejcen ez az érték 4,55 volt, mégpedig az 1-es csapdator 6. csapdájában, szintén 2014-ben.



40. ábra: A *P. pallidus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Pelecopsis radicolica

Linyphiidae

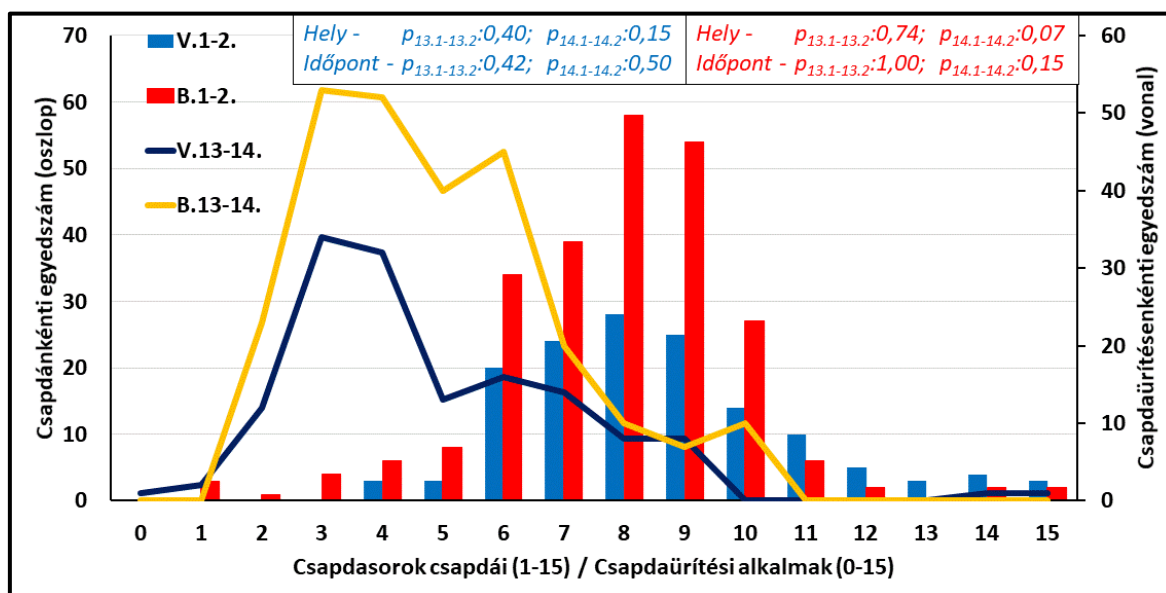
Transzpalearktikus, Extramediterrán elterjedésű faj. Általánosságban a részlegesen árnyékolt, félnedves, klímákkal természetességű erdei élőhelyeket kedveli. Azonban füves területeken is előfordulhat. Nem gyakori pók. Nagysága 1,5 mm. Előteste sötétszürkés, a hím esetében a fejrégió kiemelkedő komplex lebennyel (*lobe*). A lábak, valamint az utótest világosabb szürkés színűek, a potrohán azonban sötétebb potrohpajzs (*scotum*) is található (41. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít.



41. ábra: *Pelecopsis radicolica* (kép: Pierre Oger^d).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 246 (D: 1,30), míg Vépen 142 (D: 1,23) egyedet fogtam, így összességében mindkét esetben gyakori volt.

Szezonális aktivitásában egy időszak eleji széles csúcs figyelhető meg, május és július között. Ezt követően nagyobb számban még egészen szeptemberig fogták a csapdák. Összességében azonban a teljes mintavételezés alatt fordultak elő ivarérett egyedei (42. ábra). Ez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 5,46 volt, ami az 1-es transzszekt 2014.07.22-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejce esetében 9,17 volt, méghozzá a 2-es transzszektben, a 2014.09.02-ai mintájában. Transzszekt menti aktivitása a belső csapdák esetében jelentősen nagyobbak mutatkozott mindkét mintaterületen (42. ábra). Ez a humiditási igényével lehet összefüggésben. Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 7,69 volt az 1-es csapdászor 8. csapdájában, a 2014-es évben. Bejcen ez az érték 7,59 volt, mégpedig az 1-es csapdászor 9. csapdájában, szintén 2014-ben.



42. ábra: A *P. radicolica* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejce – B, piros, narancs; Vépe – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Tenuiphantes flavipes

Linyphiidae

Elterjedéséről és életmódjáról viszonylag kevés információval rendelkezünk. Általánosságban erdei fajnak tekinthető, ami leginkább az avarszintben él, de mohapárnákon is előfordulhat. Nagysága 2,0 mm. Teste szürkés-fekete, sárgás-barnás színű. A lábak világosabbak, az utótesten pedig gyakran figyelhetők meg foltok (43. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít.

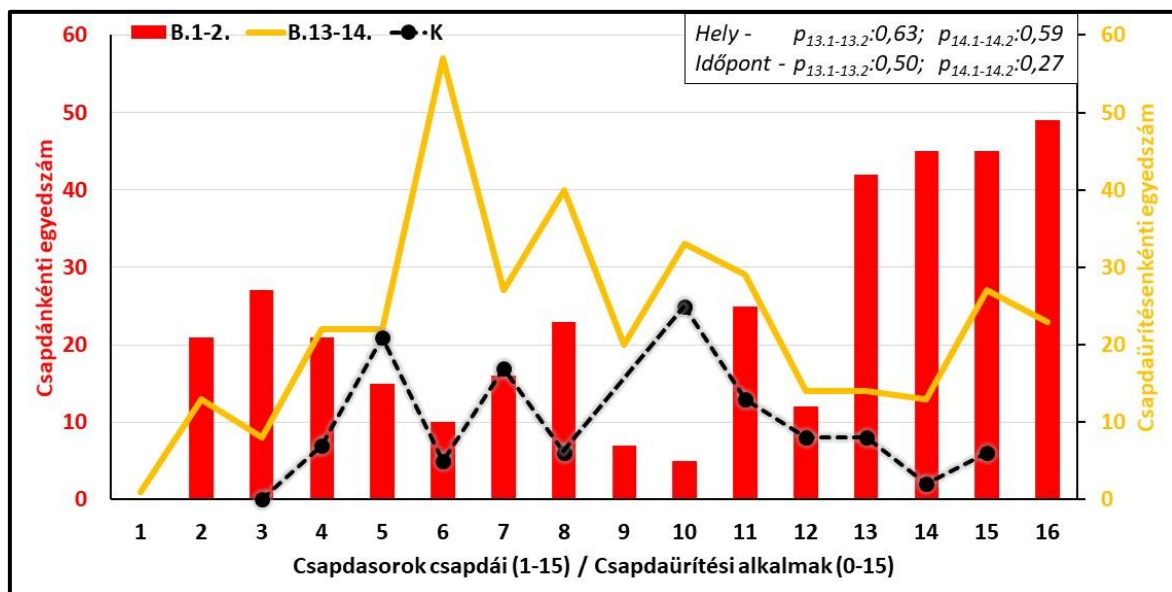
Csak Bejcen fogtam, összesen 363 (D: 1,92) egyedét így ott összességében gyakori volt.



43. ábra: *Tenuiphantes flavipes* (kép: Pierre Oger ^d).

Szezonális aktivitását tekintve szinte az egész mintavételi időszak alatt kerültek elő ivarérett egyedek. Gyakoriságában komoly növekedés a csapdázás közepén, július és szeptember között, valamint ősz végén volt megfigyelhető. A kecskeméti adatai hasonlóképpen alakultak, bár az ottani aktivitási maximuma szeptemberre volt tehető (44. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Bejcen a legnagyobb dominanciaértéke 20,83 volt, ami a 2-es transzszekt 2014.11.10-ei mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása a belső csapdák esetében jelentősen alacsonyabbnak mutatkozott (44. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Bejcen 19,21 volt a 2-es csapdásor 15. csapdájában, a 2014-es évben.



44. ábra: A *T. flavipes* időbeli (Bejcen – folytonos sárga vonal, Kecskemét – fekete pontvonal) és térbeli (oszlop) aktivitását évenként és csapdásoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektben belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Walckenaeria atrotibialis

Linyphiidae

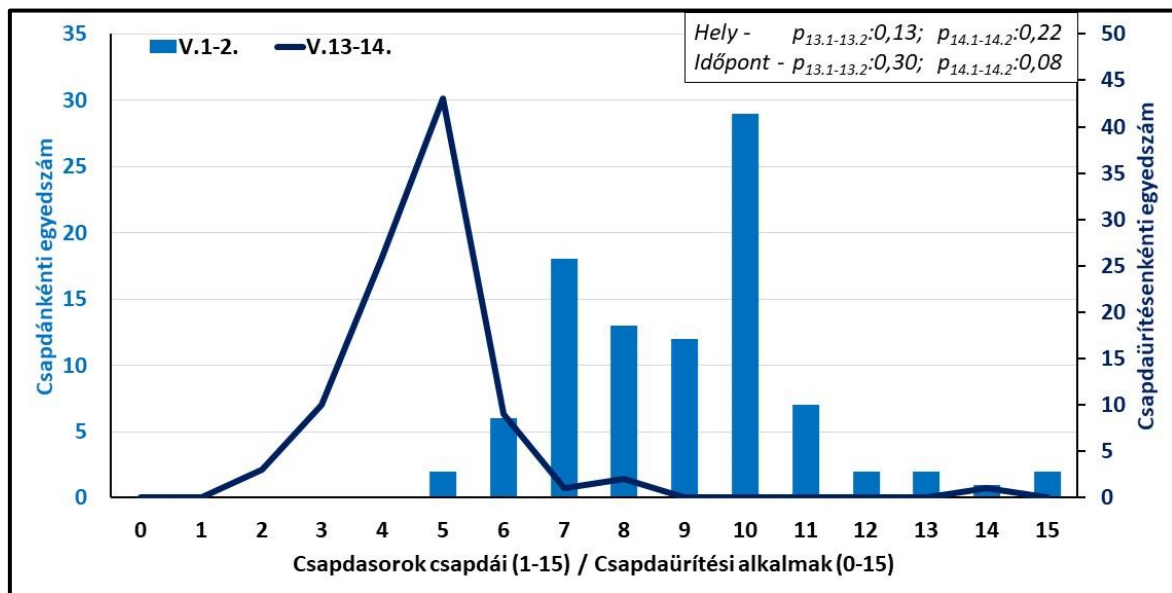
Extramediterrán elterjedésű faj. Felsőzár és természetközeli erdei élőhelyeket preferál. Ritkábban füves területeken is megtalálható lehet. Nagysága $\overline{2,5}$ mm. Teste vöröses, barnás színezetű. Potroha sötétebb. Lábai hasonló színűek, azokon sötétebb keresztirányú sávokkal (45. ábra). Táplálékszerzéshez vitorlahálót készít.

Bejcen csak 5 (0,03), míg Vépen 94 egyedét csapdáztam, így ott összességében gyakori volt (D: 0,82).



Ezért csak a vépi adatait ismertetem. **45. ábra:** *Walckenaeria atrotibialis* (kép: Pierre Oger ^d). Szezonális aktivitásában egy kiemelkedő júniusi csúcs található. Összességében nagyobb számban tavasz és nyár vége között fordult elő ivarérett egyedei (46. ábra). Az irodalmi adatok hasonló populációdinamikáról számolnak be (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 8,36 volt, ami az 1-es transzszekt 2013.06.20-ai mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása a belső csapdák esetében valamelyest nagyobbak bizonyult (46. ábra). Ez a humiditási igényével lehet összefüggésben. A csapdások tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 8,59 volt, az 1-es csapdászor 7. csapdájában, a 2014-es évben.



46. ábra: A *W. atrotibialis* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdászoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Urocoras longispina

Agelenidae

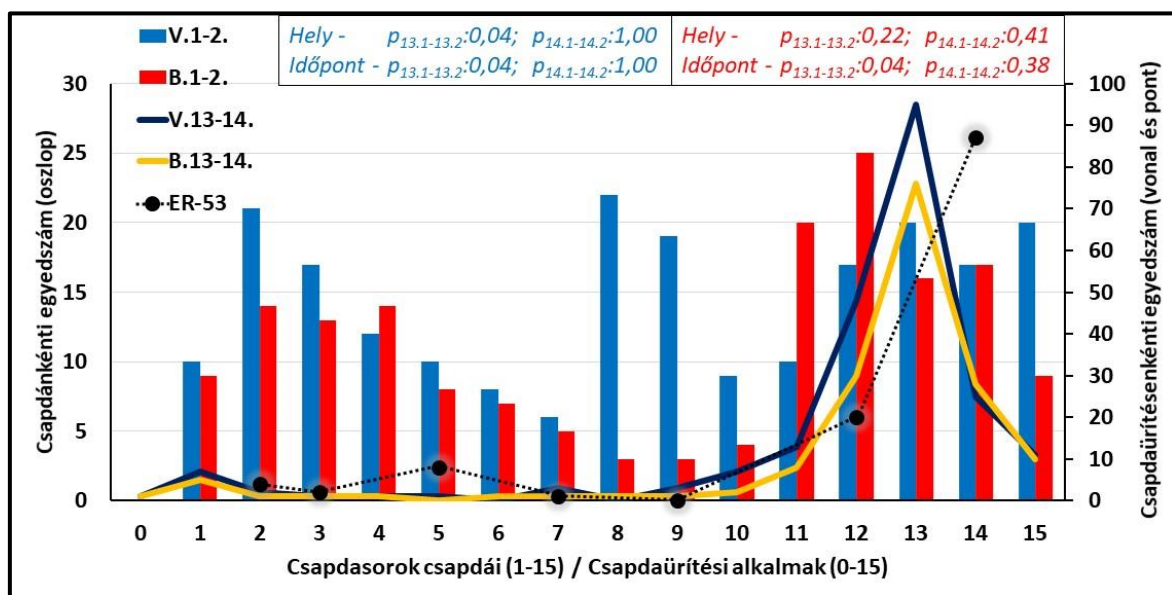
Közép-/kelet-európai elterjedésű faj. Viszonylag nagytestű (8,5 mm), barnás színezetű zugpók. Táplálékszerzéshez tölcserhálót készít (47. ábra). Az *Urocoras* nemzettség európai négy fajából az egyetlen Magyarországon is előforduló (Samu & Szinetár 1999, Nentwig et al. 2021), ami lokálisan gyakran nagy abundanciája és figyelemre méltó testmérete ellenére mégis ritka és kevés adattal rendelkező fajnak számít (Milasowszky & Strodl 2006, Lőrinczi et al. 2011, Szmátóna-Túri et al. 2018,



47. ábra: *Urocoras longispina* (kép: Arno Grabolle ^{a)}.)

Nentwig et al. 2021). Mindezekből kifolyólag úgy gondolom, hogy a vizsgálataim során a vele kapcsolatban szerzett ismeretek a biológiájához értékes új adatokkal szolgálhatnak.

A kétéves mintavételezés során Bejcen 167 (D: 0,89), míg Vépen 218 (D: 1,89) egyedét fogtam, így összességében mindkét esetben gyakori volt. Továbbá a szalafői adatait is ismertetném: itt 117 (D: 8,97) egyedét fogtam, ahol így domináns volt. Szezonális aktivitása mindhárom területen a vizsgálat legvégén, októberben volt a legnagyobb, azonban ivarérett egyedei a teljes csapdázási periódus során előkerültek (48. ábra). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 56,36 volt, ami a 2-es transzszekt 2013.10.09-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejce esetében 43,28 volt, még hozzá szintén az 1-es transzszekt 2013.10.09-ei mintájában; Szalafőn pedig 38,86, mégpedig 2014.10.28-án. Transzszekt menti aktivitása sem Bejcen, sem Vépen nem követett egyértelmű trendet (48. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 8,33 volt a 2-es csapdászor 2. csapdájában, a 2013-as évben. Bejcen ez az érték 4,12 volt, mégpedig a 1-es csapdászor 12. csapdájában, szintén 2014-ben.



48. ábra: Az *U. longispina* időbeli (folytonos vonal és pont), valamint térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejce – B, piros, narancs; Vép – V, kék; Szalafő – ER-53, fekete). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Scotina celans

Liocranidae

Extramediterrán elterjedésű faj. Az élőhely természetességét tekintve a klimax habitatokat kedveli. Egyéb igényeit nézve viszont generalista, de leginkább erdők és erdőszegélyek avarjában és moharétegebén fordul elő. Nagysága $\overline{3,5}$ mm. Teste sötét, sárgás-, vagy olíva-barna. Fejtorán hosszanti világos sáv fut végig. A lábak eredésüknél világosabbak, végük felé besötétednek. (49. ábra). Talajfelszínen vadászó faj.

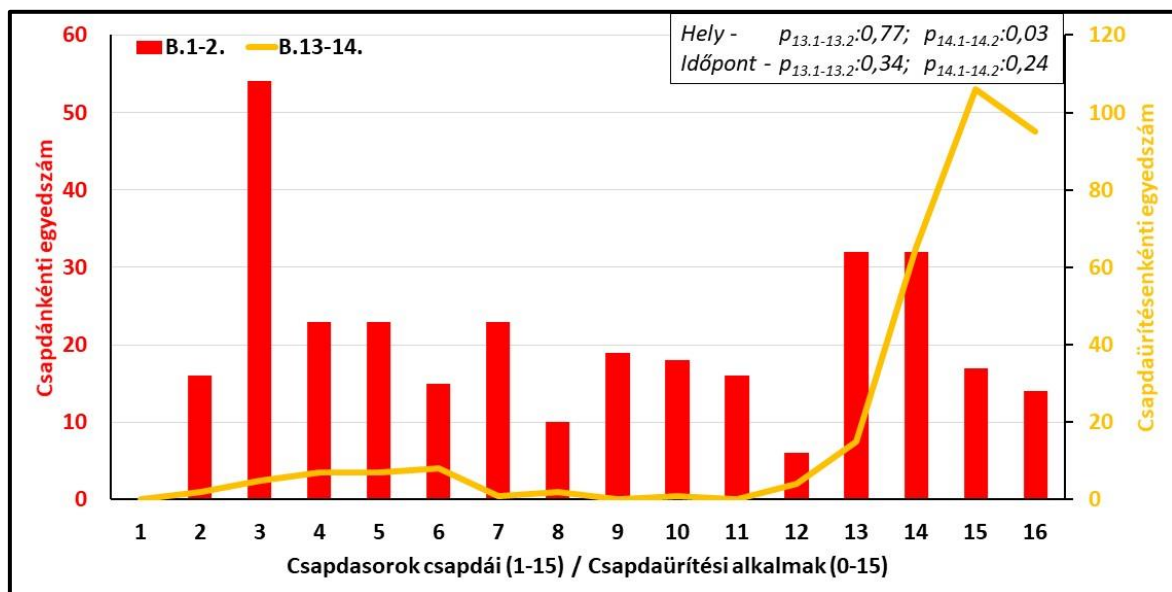


49. ábra: *Scotina celans* (kép: Arno Grabolle ^a).

Bejcen 318 (D: 1,92), míg Vépen csak 20 (D: 0,17) egyedet fogtam. Ezért a továbbiakban csak a bejci adatokat ismertetem, ott összességében gyakori volt.

Szezonális aktivitását tekintve egyértelműen a vizsgálati időszak végén, októbertől novemberig volt a leggyakoribb, de ivarérett egyedei szinte minden csapdázási alkalommal kerültek elő (50. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Bejcen a legnagyobb dominanciaértéke 40,07 volt, ami a 2-es transzszekt 2014.10.28-ai mintájában fordult elő.

Transzszekt menti aktivitása nem mutat különösebb trendet (50. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Bejcen 12,40 volt a 2-es csapdator 2. csapdájában, a 2014-es évben.



50. ábra: A *S. celans* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Bejcen) évenként és csapdatoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Phrurolithus minimus

Phrurolithidae

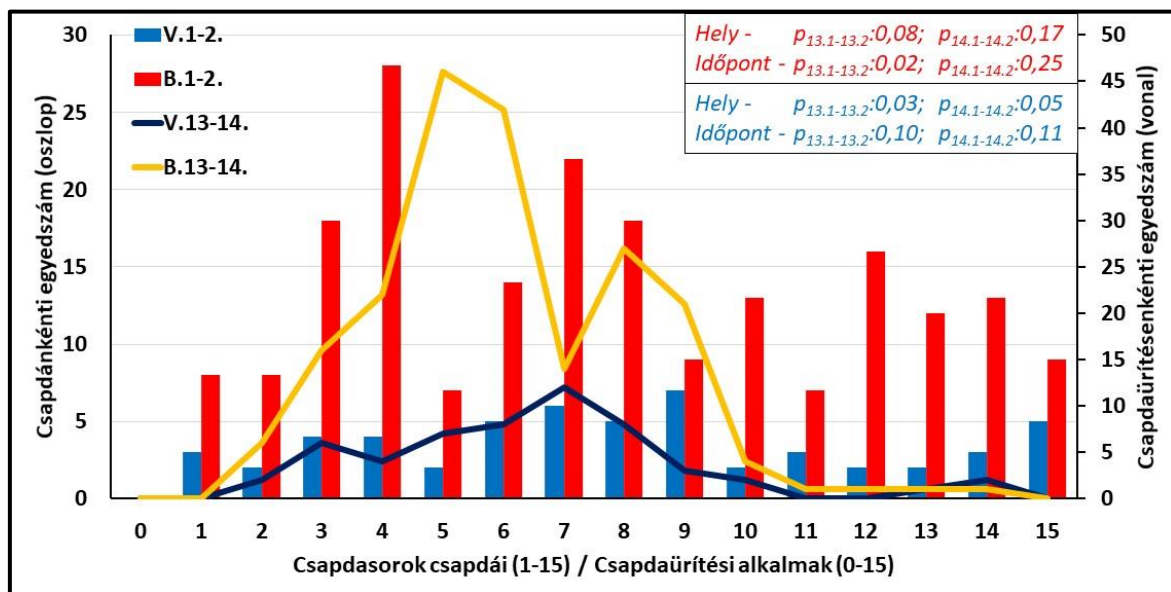
Expanzív Mediterrán elterjedésű faj. Jó megvilágítottságú, száraz, nyílt, klímatermészetességű élőhelyeket kedvel. Főként nyílt erdőkben, de füves, vagy nudum és köves területeken is előfordul. Nagysága $\bar{2},5$ mm. Teste narancsos, barnás színű, potroha igen sötét, szinte fekete is lehet. (51. ábra). Aktívan vadászó pók.



A kétéves mintavételezés során Bejcen 51. ábra: *Phrurolithus minimus* (kép: Pierre Oger ^d). 202 (D: 1,07), míg Vépen 55 (D: 0,48) egyedét fogtam, így az előbbi esetben gyakori, míg az utóbbiban szórványos volt.

A fogási adataiban sem időszakok, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem. Ezért a pók aktivitását csapdasoronként és évenként is összegezve elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak első felében, májustól augusztusig volt a legnagyobb, de ivarérett egyedei egészen novemberig kerültek elő (52. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 4,65 volt, ami a 2-es transzszekt 2014.10.28-ai mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 11,11 volt, még hozzá a 2-es transzszekt 2014.08.04-ei mintájában.

Transzszekt menti aktivitása nem mutatott egyértelmű trendet (52. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 3,45 volt, a 2-es csapdasor 9. csapdájában, a 2014-es évben. Bejcen ez az érték 4,18 volt, mégpedig az 1-es csapdasor 14. csapdájában, szintén 2014-ben.



52. ábra: A *P. minimus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Zelotes apricorum

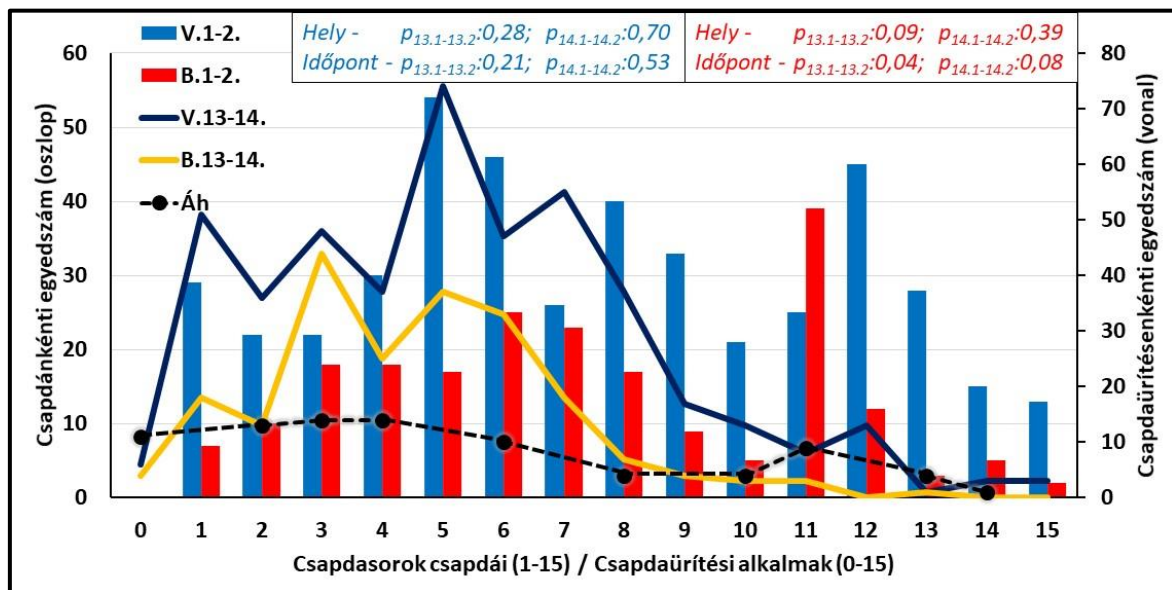
Gnaphosidae

Extramediterrán elterjedésű faj. Szárazabb, klímákkal természetességgel élőhelyeket kedvel. Főként nyílt erdőkben, esetleg füves, vagy köves területeken fordul elő. Nagysága $\overline{7,0}$ mm. Teste egyöntetűen sötétbarna, akár feketés (53. ábra). A talajfelszínen aktívan vadászó pókok közé tartozik. Éjszaka aktív. Sajátmagánál gyakran nagyobb méretű zsákmányt is elkap. Nem veti meg a veszélyesebb prédákat – mint például más pókokat – sem. Vadászat közben vastag, ragadós fonalat sző, és a becserkészett áldozatát gyakran lábai körbetekerésével teszi magatehetetlenné.



53. ábra: *Zelotes apricorum* (kép: Arno Grabolle ^a).

A két éves mintavételezés során Bejcen 210 (D: 1,11), míg Vépen 449 (D: 3,90) egyedét fogtam, így az előbbi esetben gyakori, míg az utóbbiban szubdomináns volt. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak első felében, áprilistól augusztusig volt a legnagyobb, de ivarérett egyedei egészen novemberig kerültek elő. Ásotthalmi adatai hasonló eredményekkel szolgáltak (54. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 11,48 volt, ami a 2-es transzszekt 2013.07.04-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejce esetében 6,63 volt, még hozzá a 2-es transzszekt 2014.05.27-ei mintájában. Transzszekt menti aktivitása a belső csapdák esetében valamelyest nagyobbak bizonyult, de a vonatkozó trendvonalak csak gyenge illeszkedést mutatnak (54. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 9,05 volt a 2-es csapdásor 5. csapdájában, a 2014-es évben. Bejcen ez az érték 4,94 volt, mégpedig a 2-es csapdásor 11. csapdájában, szintén 2014-ben.



54. ábra: A *Z. apricorum* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejce – B, piros, narancs; Vépe – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszektben belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Zora nemoralis – ligeti párdúcópok

Miturgidae

Euro-Turániai elterjedésű faj. Felsőszáraz és árnyékos, természetközeli természetességű élőhelyeket preferál. Leginkább fás habitatokhoz köthető, ahol az avar- és moharétegben fordul elő. Nagysága 4,0 mm. Teste világos, barnás színű (55. ábra). Aktívan vadászó pók.

A kétéves mintavételezés során Bejcen 292 (D: 1,55), míg Vépen 107 (D: 0,93) egyedét fogtam, így összességében mindkét esetben gyakori volt.

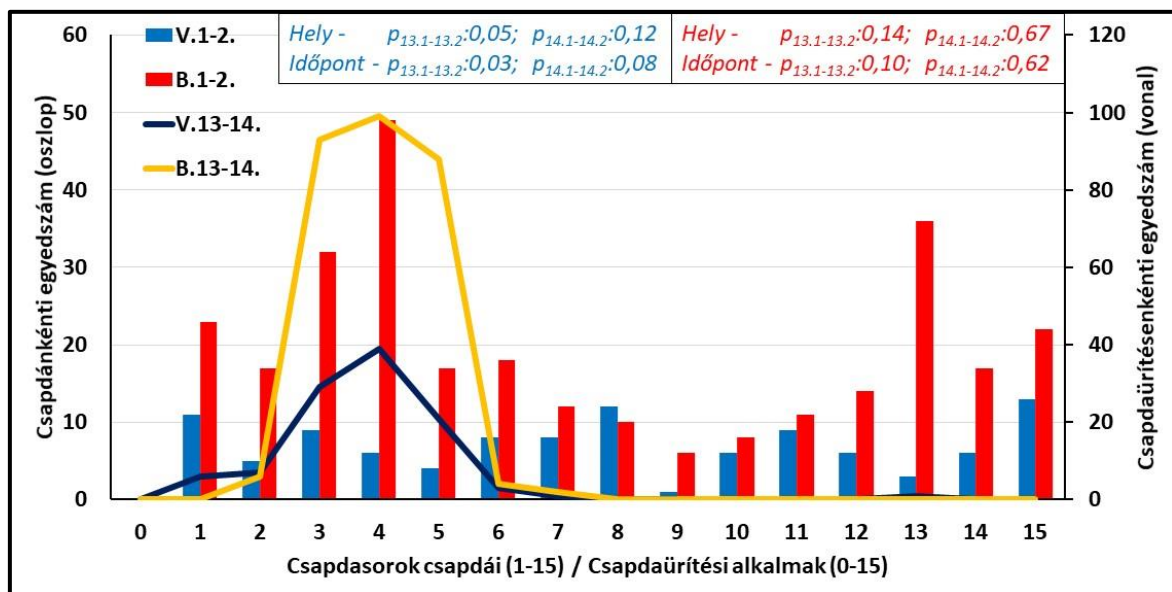
A fogási adataiban sem időszakok, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem. Ezért a pók aktivitását



55. ábra: *Zora nemoralis* (kép: Arno Grabolle ^a).

csapdasoronként és évenként is összegezve elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, május-júniusban volt a legnagyobb. Ivarérett egyedei egészen júliusig kerültek elő (56. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 6,05 volt, ami az 1-es transzszekt 2013.06.07-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 17,01 volt, még hozzá a 2-es transzszekt 2013.06.07-ei mintájában.

Transzszekt menti aktivitása nem mutatott egyértelmű trendet (56. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 5,49 volt a 2-es csapdasor 15. csapdájában, a 2013-as évben. Bejcen ez az érték 7,84 volt, mégpedig az 1-es csapdasor 1. csapdájában, szintén 2013-ban.



56. ábra: A *Z. nemoralis* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Xysticus luctator – rozsdás karolópók

Thomisidae

Extramediterrán elterjedésű faj. Félzsáraz, részlegesen árnyékolt, természetközeli, erdei élőhelyeket preferál. Leginkább a különféle aljnövényzetben ritka állományok avarszintjében fordul elő. Nagysága 8,0 mm. Sötét, barnás színezetű karolópók (57. ábra). Kivárá, lesből támadó vadászati taktikát folytat. A faj érdekessége, hogy a hím a párosodás előtt udvarol a nősténynek, amely során fonálával az aljzathoz rögzíti és ezzel ideiglenesen mozgásképtelenné teszi azt.

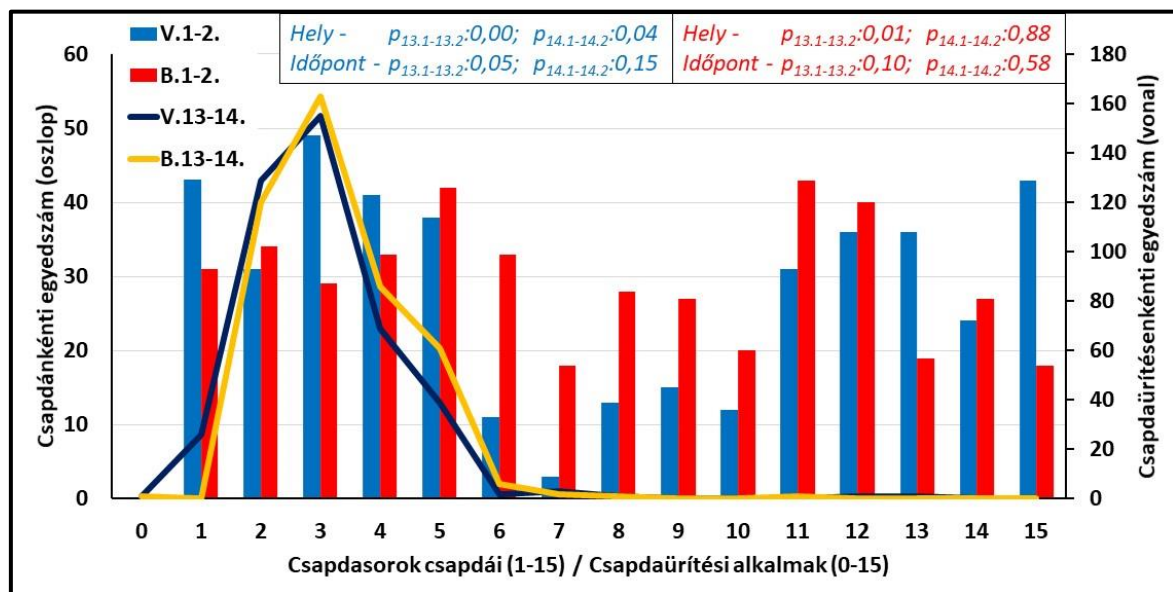


57. ábra: *Xysticus luctator* (kép: Karl Csaba^{b)}).

A kétéves mintavételezés során Bejcen 442

(D: 2,34), míg Vépen 427 (D: 3,71) egyedét fogtam így, összességében mindkét esetben szubdomináns volt.

A fogási adataiban sem időszakok, sem transzszektek szerint vizsgálva nem adódott szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem. Ezért a pók aktivitását csapdasoronként és évenként is összegezve elemeztem. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak elején, május-júniusban volt a legnagyobb. Ivarérett egyedei egészen októberig kerültek elő (58. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával megegyezik (Nentwig et al. 2021). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 12,68 volt, ami a 2-es transzszekt 2014.05.24-ei mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 12,37 volt, még hozzá szintén a 2-es transzszekt 2013.05.24-ei mintájában. Transzszekt menti aktivitása nem mutatott egyértelmű trendet, bár Vépen valamelyes ritkább volt a lécek csapdáiban (58. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 12,70 volt az 1-es csapdasor 15. csapdájában, a 2013-as évben. Bejcen ez az érték 7,86 volt, mégpedig a 2-es csapdasor 7. csapdájában, szintén 2013-ban.



58. ábra: A *X. luctator* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Atypus piceus – szurkos torzpók (!)

Atypidae

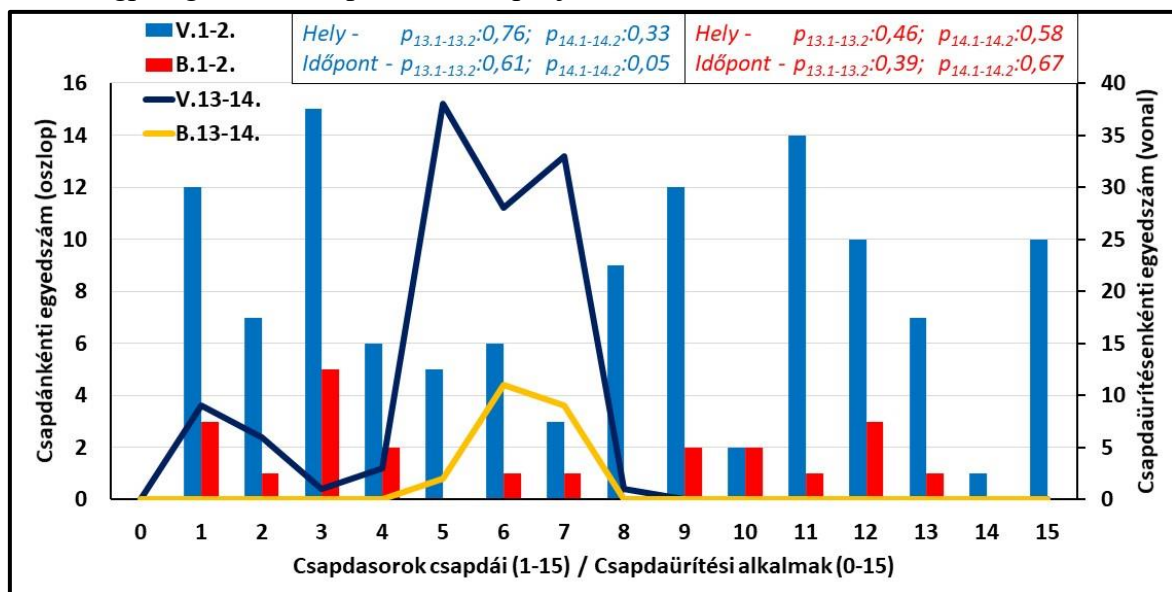
Extramediterrán elterjedésű faj. A száraz és félárnyékos, klímáx természetességű habitatokat preferálja. Leginkább szikla- és erdősztyepp, valamint erdőszegély típusú élőhelyeken fordul elő. Nagysága 11,5 mm. Teste világos, barnás színű (59. ábra). Több évig él, eszmei értéke 2000 Ft. Az *Atypus*-fajok a talajba függőleges tárnákat ásnak. Ezek mélysége akár 0,5 m is lehet. A tárnákba szövedékkükből lakócsövet készítenek, ami



59. ábra: *Atypus piceus* (kép: Bali et al. 2016).

a talajsintre érve a talaj felszínével párhuzamosan futó, zárt folyosóként folytatódik. Ez a törmelékkel, talajszemcsékkel rejtett, speciális fogóháló segíti a táplálékszerzésben. A háló rezgései felhívják a pók figyelmét a csőhöz ért ízeltlábúakra. A prédát belülről, a hálón keresztül ragadja meg, majd a hálót eltépve a lakócsőbe húzza azt. Gyakran képez kolóniákat, a fiatal pókok ugyanis előszeretettel készítik el lakócsöveiket az anyaállathoz közel, amit aztán sok esetben életük végéig el sem hagynak.

A két éves mintavételezés során Bejcen 22 (D: 0,12), míg Vépen 119 (D: 1,03) egyedét fogtam, így az előbbi esetben ritka, míg az utóbbiban gyakori volt. Mindezek mellett a Szalafő Erdőrezervátumban is előkerült 2 példánya. Szezonális aktivitása mindkét területen a vizsgálati időszak közepén, június-júliusban volt a legnagyobb (60. ábra). Mindez az irodalmi adatok szerinti populációdinamikájával hozzávetőlegesen megegyezik (Kraus & Baur 1974). Időszakok szerint vizsgálva Vépen a legnagyobb dominanciaértéke 7,83 volt, ami az 1-es transzszekt 2013.07.18-ai mintájában fordult elő. Ez az érték Bejc esetében 1,36 volt, még hozzá a 2-es transzszekt 2013.06.07-ei mintájában. Transzszekt menti aktivitása nem mutatott egyértelmű trendet (60. ábra). Ilyen tekintetben a legnagyobb dominanciája Vépen 3,70 volt az 1-es csapdator 13. csapdájában, a 2013-as évben. Bejcen ez az érték 1,57 volt, mégpedig az 1-es csapdator 1. csapdájában, szintén 2013-ban.



60. ábra: Az *A. piceus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.



Egyéb védett, valamint magyar faunára új fajok: Az új előfordulású védett pókok közül a magyar aknászpók és a skarlát bikapók az adott vizsgálat régiójából már ismert volt, de a konkrét mintaterületeken még nem írták le őket. A tölgyes torzópóknak (valamint a már ismert szurkos torzópóknak) a tájegységeket tekintve is új előfordulásait sikerült kimutatnom. Mellettük még négy faj magyar faunára új előfordulását tártam fel (4. táblázat). Az ismert szezonális aktivitással rendelkező fajok esetében az eredményeim az irodalmi adatok szerinti populációdinamikákkal megegyeztek (Nentwig et al. 2021).

4. táblázat: A vizsgálatok során kimutatott védett (!), valamint országos vonatkozásban új előfordulású (+) fajok jellemzése (Ef. – előfordulás; H.Je. – habitat jellege, H.Te. – habitat természetessége, H.Hu. – habitat humiditása, H.Mv. – habitat megvilágítottsága; n – egyedszám; SH – speciális háló, VH – vitorlaháló, TV – talajfelszín közelében vadászó, TH – tölcsérháló; eM – Extramediterrán, ME – Középeurópai, TPA – Transzpalearktikus, Esz – Euroszibériai, N/A – nincs adat; M – egyéb élőhely, E – erdei; K – klimax; F – félnedves, A – arid/száraz, H – humid; R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos, G – generalista; Áh. – Ásotthalom, S. – Sopron).

Faj	Guild	Ef.	Habitat				Σ n	Legnagyobb dominancia			
			H.Je.	H.Te.	H.Hu.	H.Mv.		Érték	Hely	Időpont	
<i>Atypus affinis</i> Szurkos torzópók Atypidae	!	SH	ME	M	K	F	R	18	4,65	ER-53	'14.09.26.
<i>Atypus piceus</i> Tölgyes torzópók Atypidae	!	SH	eM	M	K	A	R	2	2,44	ER-53	'14.07.15.
								22	1,36	Bejc	'13.06.07.
								119	7,83	Vép	'13.07.18.
<i>Nemesia pannonica</i> Magyar aknászpók Nemesiidae	!	SH	ME	M	N/A	A	N	20	18,18	Áh.	'14.04.19.
<i>Eresus kollari</i> Skarlát bikapók Eresidae	!	SH	TPA	M	K	A	N	1	3,13	Áh.	'14.10.27
<i>Centromerus leruthi</i> Linyphiidae	+	VH	Esz	M	K	H	G	3	0,50	Bejc	'13.04.28.
<i>Tapinocyba pallens</i> Linyphiidae	+	VH	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	7	2,01	S.182/B	'20.05.07.
<i>Gnaphosa montana</i> Gnaphosidae	+	TV	Esz	E	K	F	R	1	0,32	S.182/B	'20.05.14.
<i>Cybaeus tetricus</i> Cybaeidae	+	TH	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	9	0,39	ER-46	'18.06.19.
								7	2,10	S.182/B	'20.07.07.



Az egyéb mintaterületek leggyakoribb fajainak ismertetése: Az egyéb mintaterületeken viszonylag gyakori, de a korábbiak során még nem jellemzett fajokat az 5. táblázat mutatja be. Ásotthalmon a gyakoribb fajok közül a *C. nanus* ritka vitorlaspókot érdemes kiemelni, ökológiájához kevés irodalmi adat áll rendelkezésre (Gnelista 2008).

A Szalafő Erdőrezervátumban (ER-53), valamint a soproni hegyvidéken (ER-46, Sopron 182/B) magas arányban voltak jelen a fojtópókok (*H. rubicunda*, *H. lepida*) és a zugpókok (*H. torpida*, *I. inermis*). Ez részben valószínűleg visszavezethető az e területeken megtalálható nagy mennyiségű holtfára.

Kecskeméten a kivárá vadászok csoportjába tartozó pókok voltak még gyakoriak. Ezek közül az *O. praticola* egy karolópók, míg az *A. lutetiana* egy speciális életmódot folytató farkaspók, ideje legnagyobb részét ugyanis az általa készített üregeiben tölti. Ezek a vájatok azonban több szempontból is eltérnek más tárnázó fajokéitól. Nincs például be-, vagy kijáratuk, a pók elkészítésüket követően mindig lezárja azokat. Továbbá azok belső falát nem vonja be szövedékkel. Ez valószínűleg a faj speciális táplálékszerzési módjából adódik: üregét nem hagyja el, hanem arra vár, hogy valamilyen lárva, esetleg féreg annak falához közel ássa magát, ekkor első pár lábaival és csáprágóival elkapja azt, majd behúzza tárnájába. Ezt a műveletet az üreg falát bevonó selyemszövedék minden bizonnyal jelentősen megnehezítené (Dolejš et al. 2008).

5. táblázat: Az egyéb vizsgálatok során kimutatott gyakoribb fajok jellemzése (Ef. – előfordulás; H.Je. – habitat jellege, H.Te. – habitat természetessége, H.Hu. – habitat humiditása, H.Mv. – habitat megvilágítottsága; n – egyedszám; VH – vitorlaháló, KV – kivárá vadász, SV – specialista vadászó, TH – tölcsérháló, Eu – Európai, ME – Középeurópai, HA – Holarktikus, E – erdei, Ny – nyílt, N/A – nincs adat, F – félnedves, A – arid/száraz, H – humid, G – generalista, Á – árnyékos; Áh. – Ásotthalom, K – Kecskemét, S. – Sopron).

Faj	Guild	Ef.	Habitat				Σ n	Max. dominancia		
			H.Je.	H.Te.	H.Hu.	H.Mv.		Érték	Hely	Időpont
<i>Canariphantes nanus</i> (Kulczyński, 1898) Linyphiidae	VH	ME	Ny	N/A	A	N/A	195	34,88	Áh.	'14.05.30.
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838) Dysderidae	SV	ME	G	G	G	G	20	3,90	ER-53	'14.05.23.
<i>Harpactea lepida</i> (C. L. Koch, 1838) Dysderidae	SV	ME	E	G	F	Á	153 143	6,64 8,82	ER-46 S.182/B	'18.05.29. '20.06.04.
<i>Histoipona torpida</i> (C. L. Koch, 1837) Agelenidae	TH	ME	E	G	F	Á	1375 694	59,65 42,67	ER-46 S.182/B	'18.05.29. '20.06.11.
<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855) Agelenidae	TH	Eu	E	N/A	F	N/A	101	4,38	ER-46	'18.05.29.
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876) Lycosidae	KV	Eu	Ny	N/A	A	N/A	206	11,43	K.	'16.06.16.
<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837) Thomisidae	KV	HA	E	G	F	Á	151	8,38	K.	'16.06.02.



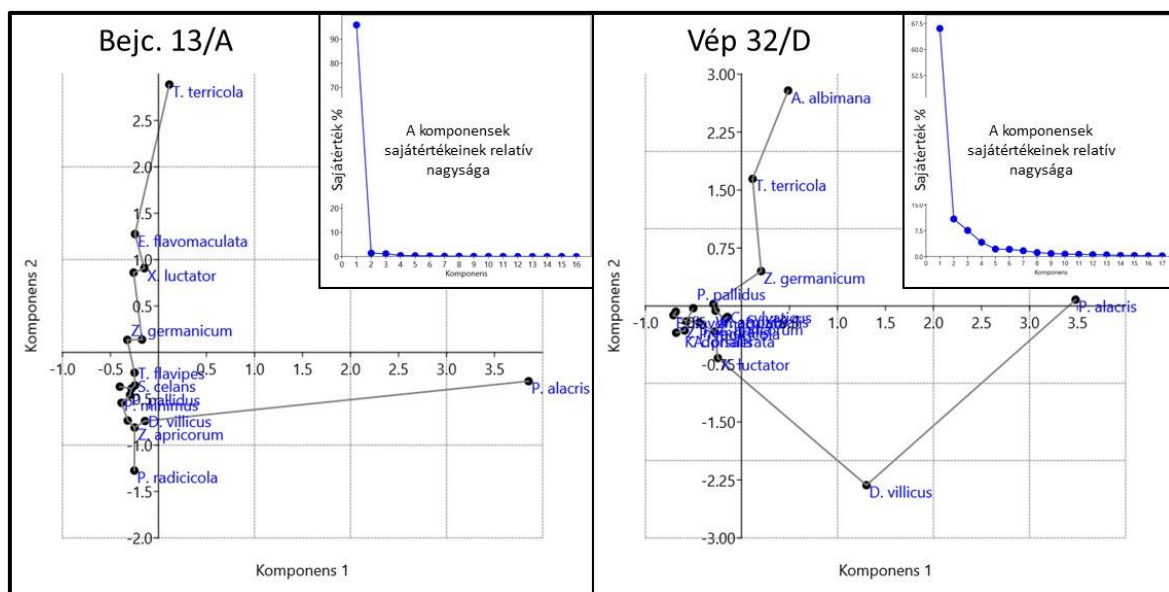
5.1.5.1. A leggyakoribb fajok főkomponens elemzése

A két erdőrészet valamely mintavételezése során legalább 5-ös dominanciaértéket elérő fajok halmazának főkomponens elemzése alapján a komponenseket mindkét vizsgálati területen a nagy gyakoriságú fajok határozzák meg. A kisebb varianciájú fajok az origók közelében helyezkedtek el, ezek halmaza a vépi grafikonon kisebb volt, valamint az előfordulásukat Bejcen a második főkomponens határozta meg leginkább (61. ábra).

Bejc esetében az első főkomponenst a *P. alacris* határozta meg. Ez a komponens magyarázta a varianciák több mint 95%-át. A második komponens a *T. terricola* és mellette kisebb mértékben az *E. flavomaculata*, *Z. nemoralis* és a *X. luctator* előfordulásával volt összefüggésben, de ez a komponens a variációknak csak kevesebb, mint 2%-át magyarázta. Hasonló az aránya a harmadik főkomponensnek is, ez leginkább a *T. flavipes*, a *S. celans* és a *P. radiccicola* gyakoriságával mutat kapcsolatot (61. ábra).

A vépi mintában az első főkomponenst szintén a sárgafoltos gyászfarkaspók határozta meg, de mellette még jelentős a *D. villicus* befolyása is. Itt viszont ez a komponens a varianciák csak valamivel több mint 65%-át magyarázta. A második komponens főként az *A. albimana* és kisebb mértékben a *T. terricola* előfordulásával volt összefüggésben, továbbá ez a komponens a varianciáknak hozzávetőlegesen 10%-át magyarázza. Ezen a mintaterületen a 3. és 4. főkomponensek aránya is 5% körüli volt. Előbbit leginkább a *D. villicus* gyakorisága befolyásolta, míg utóbbit az *E. flavomaculata*, a *K. dorsalis* és a *Z. nemoralis* hasonló arányban határozták meg (61. ábra).

Összességében a legtöbb faj a *P. alacris* előfordulásával ellentétes trendet mutatott. Ez alól a vépi faunában kivételt képez a *D. villicus*. Erre magyarázat lehet, hogy bár a két pók ugyanabba a *guild*-be tartozik, de míg az előbbi nappali, addig az utóbbi éjszakai aktivitású. Az elemzésből ugyanakkor az is kiderül, hogy ezt az egy kapcsolatot leszámítva mindkét faj előfordulása független volt a többiétől, ami kisebb mértékben igaz még az *A. albimana* és a *T. terricola* esetében is. Ez utóbbi faj szintén függetlenségre törekedett a bejci mintában. Minderre magyarázat lehet, hogy a fehérkezű gyászfarkaspók a másik három fajnál kisebb testű és tölcsérhálós, míg a földi farkaspók egy nagyobb testű, a *D. villicus*-hoz hasonlóan szintén éjszakai aktivitású kurzoriális pók, így e fajok potenciális prédakészlete eléggé eltér egymástól, hogy nagy gyakorisággal, mégis egymástól függetlenül jelenjenek meg.



61. ábra: A két erdőrészet leggyakoribb fajainak főkomponens analízise (a pontok az egyes fajokat, míg a vonalak a minimális feszítőfákat jelölik), valamint a vonatkozó komponens relatív gyakorisági gráfok.



5.2. Mesterséges léknyitás hatásainak vizsgálata

E fejezetben a mesterséges léknyitás talajközeli pókegyüttesekre gyakorolt behatásainak elemzéséhez egyrészt a különféle adatoknak a lékek hossz tengelyén lefektetett csapdászor, mint gradiens mentén történő vizsgálatát és összehasonlítását végeztem el. Emellett értékeltem és összevettem az e vizsgálatok alapján karaktercsapdáknak (állomány, szegély és lék életterek legjellemzőbb csapdái) tekinthető csapdák összesített adatait. Továbbá a Kollár (2018) által ismertetett, a léknyitás által befolyásolt abiotikus és biotikus környezeti tényezők (talajnedvesség, megvilágítottság, nyitottság, gyomborítás [4.2.2 fejezet]), valamint az erdőrészekben megtalálható fekvő holtfa esetleges pókfaunát befolyásoló hatásait is igyekeztem feltárni.

5.2.1. Transzszektek T-próbás elemzése

Annak megállapításához, hogy a bizonyos időszakokban és bizonyos csapdászorok mentén feltárt talajfelszín közeli pókegyüttesek között fennál-e szignifikáns különbség, T-próbát alkalmaztam. A teszt eredményei alapján csak a 2013-ban Vépen üzemeltetett 1-es és 2-es csapdászor adatai között lépett fel szignifikáns különbség ($p=0,02$) (6. táblázat).

Mivel semelyeik egyéb összehasonlításban sem lépett fel ilyen jelentős eltérés, ezért úgy gondolom, hogy a kiváltó oknak specifikusnak kell lennie a 2013-as vépi mintavételezésre. Így ez valószínűleg az abban az évben és azon a területen fellépő, a többenél nagyobb vadhatás lehetett, aminek következtében több minta is megsemmisült. E feltételezés ellenőrzésére az adott transzszektek adatainak összehasonlítását a megsemmisült csapdák valamelyikét tartalmazó csapdapárok elhagyásával is elvégeztem, így pedig a vonatkozó T-próba eredménye $p=0,05$ lett (6. táblázat), ami így már nem utal szignifikáns különbségre. Ebből kifolyólag véleményem szerint az eredeti különbséget, ha nem is teljes mértékben, de valószínűleg nagy részben ez a megemelkedett vadhatás okozta.

Mindezek alapján arra a következtetésre jutottam, hogy sem az egyes lékek tájolása, sem a mintavételi évek nem befolyásolták szignifikánsan a mintázott együttesek összetételét. Ez előbbi megállapítás Jokimäki et al. (1998), valamint Erdős et al. (2011) eredményeivel is egybeesnek. Ezért a továbbiakban az adatok között csak mintaterületek (Bejc és Vép) szerint tesztek különbséget és azokat az ezt követő vizsgálatok során mind csapdászorok, mind csapdázási évek szerint összesítve kezeltem.

6. táblázat: Az egyes mintavételezési egységeket összehasonlító kétszélű párosított t-próba eredményei (A – a teljes bejci és vépi minta összehasonlítása, B – az egyes területek mintáinak transzszektek szerint összesített összehasonlítása, C – az egyes területek mintáinak gyűjtési évek szerint összesített összehasonlítása, D – az egyes területek mintáinak transzszektek és mintagyűjtési évek alapján külön-külön történő összehasonlítása; *a vadhatás alapján korrigált mintákra vonatkozó eredmény).

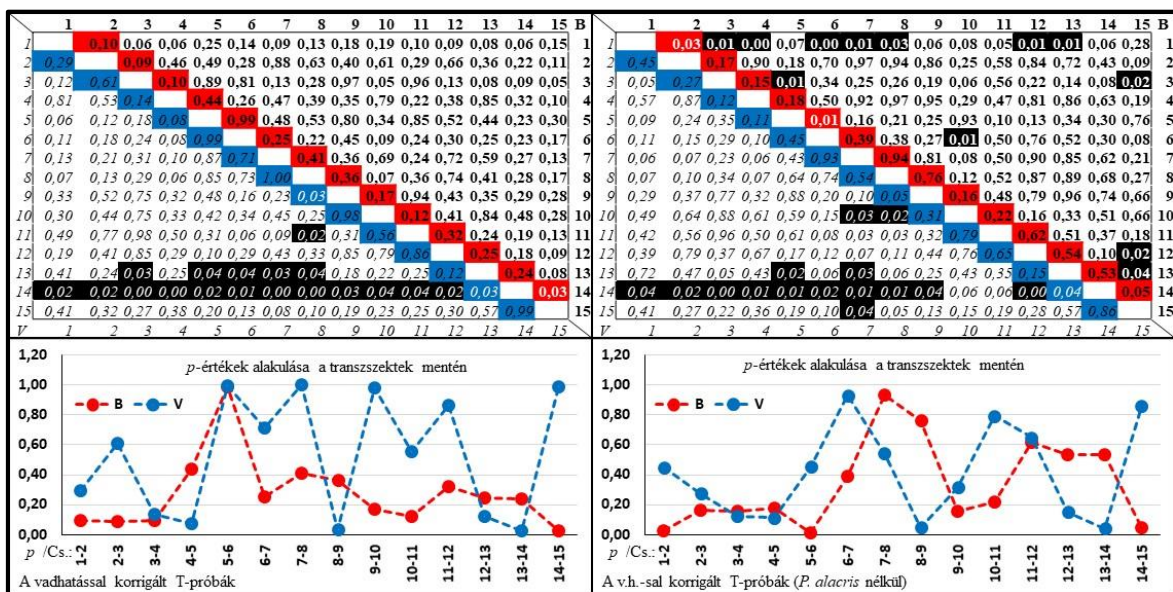
A	$\sum B.-\sum V.$			
	0,53			
B	B. $\sum 1.-B. \sum 2.$		V. $\sum 1.-V. \sum 2.$	
	0,12		0,08	
C	B. $\sum 13.-B. \sum 14.$		V. $\sum 13.-V. \sum 14.$	
	0,67		0,26	
D	B.13.1.-B.13.2.	B.14.1.-B.14.2.	V.13.1.-V.13.2.	V.14.1.-V.14.2.
	0,06	0,28	0,02 (0,05*)	0,35



Az így összesített értékek alapján a T-próbát elvégeztem az 1-1 csapdászor (Bejc és Vép) csapdáinak egymással való összehasonlítására is. Ezt egy esetben csak a vadhatással érintett mintapárok kihagyásával hajtottam végre, valamint egy másik esetben a *P. alacris* adatainak kihagyásával is (62. ábra). Erre azért kerítettem sort, mivel ez a faj a területeken általánosan gyakori, már-már tömeges volt, ezért úgy gondolom, hogy e vizsgálatból való elhagyásával az egyes csapdák értékeinek egymástól való különbözőségei nagyobb kontrasztot kaphatnak, ami így az előbbi elemzéshez használható kiegészítéssel szolgál.

A vizsgálat eredményei alapján a vépi 14-es minta szignifikánsan eltért a transzszekt összes többi csapdájától. Ennek oka nem teljesen tisztázott, de egyrészt visszavezethető lehet arra, hogy a 14-es számú csapdákat viszonylag sok esetben (3 alkalommal) érintette a hozzá tartozó minta vadhatás miatti megsemmisülése, így a többi csapdánál valamivel kevesebb adattal rendelkeztek. Emellett az 1-es transzszekt 14-es csapdája közvetlenül egy fa tövébe esett, ami szintén befolyásolhatta a fogási eredményt. Érdekes még kiemelni a 13-as csapdákhoz tartozó mintát is, ez ugyanis szintén több szignifikáns eltérést mutat, főként a lékbe eső csapdák mintáival szemben. Ez estleg adódhat az állomány és a lékek együtteseinek különbözőségéből. Ezt valamelyest alátámasztja, hogy a 11-es és a 8-as minták között szintén szignifikáns különbség adódott. Ugyanakkor az is igaz, hogy hasonló jelenség sem a vépi transzszekt másik végén lévő csapdák, sem Bejc esetében nem mutatkozott. A vépi adatokban egy további szignifikáns különbség adódott, mégpedig a 8-as és 9-es számú minták között. Ennek oka lehet, hogy a nyolcas számú csapdák a lék közepén megjelenő újulat folt alá estek (62. ábra).

Érdekes képet mutatnak a *p*-értékek transzszekt menti alakulása, ami alapján a vépi minták közötti különbözőség a szegélyben (4-5-ös csapdák) megnőtt, majd a lékekben jelentősen lecsökkent, egészen azok közepéig, ahol szignifikánssá is vált. Ez a trend szimmetrikus, tehát a csapdászorok mentén mindkét irányban hasonlóan mutatkozik. Ez a szimmetria bejci adatsorban viszont már nem figyelhető meg. Ott a csapdák transzszekt menti különbözősége az állomány alá esők között volt nagy, az egyetlen szignifikáns különbség is itt adódott, mégpedig a 14-es és 15-ös csapdákhoz tartozó minták között. Legkisebb pedig az egyik szegélynél (5-6-os csapdák) (62. ábra).



62. ábra: Az egyes transzszekt csapdáit összehasonlító T-próbák eredményei, ahol a *p*-értékek a vadhatással érintett minták elhagyásával (bal), valamint e mellett a *P. alacris* faj adatainak kihagyásával (jobb) is kiszámolásra kerültek (Bejc – B, felső átló, félkövér, piros; Vép – V, alsó átló, dőlt, kék). A szignifikáns értékek invertálva. A *p* értékek transzszekt csapdáról csapdára történő alakulását a pontsorok szemléltetik.

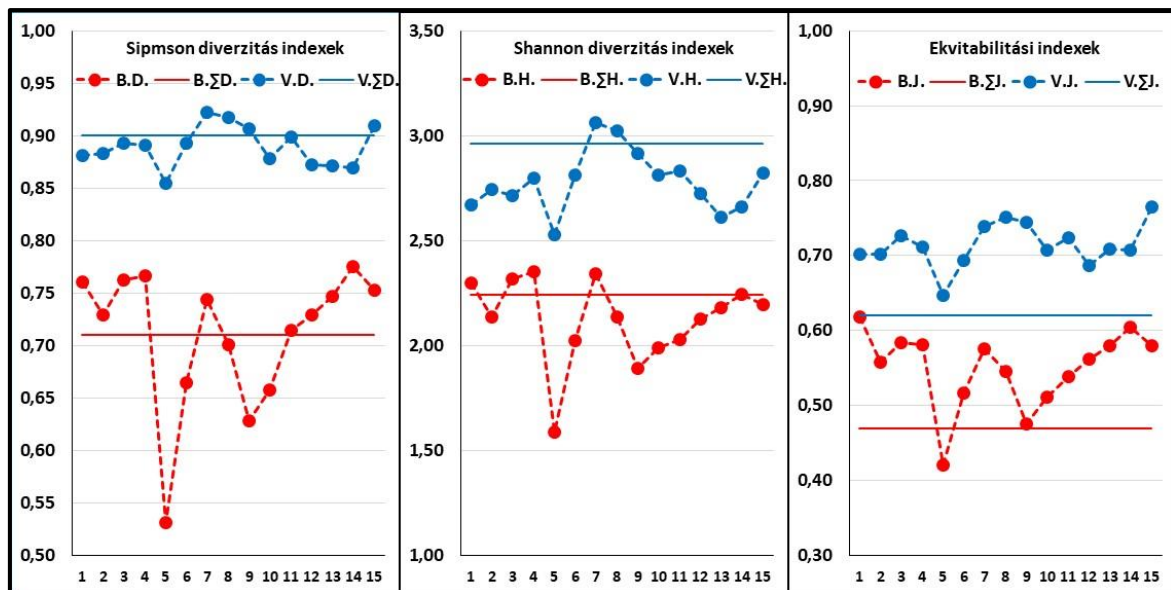


Bejc esetében további szignifikáns különbségek csak a *P. alacris* faj adatainak elhagyása után adódtak. Így a többitől legeltérőbbnek az 1-es és a 15-ös, tehát a leginkább állomány alá eső csapdák mintái mutatkoztak. A p -értékek transzszekt menti alakulása a *P. alacris* elhagyása esetén már jóval hasonlóbb képet mutatott a két mintaterület esetében. Így a csapdák közötti különbözőség a lécek belső szélén volt a legkisebb (6-7/7-8-as csapdák), majd azok közepén jelentősen megnőtt (8-9/9-10-es csapdák), a szegélyeknél pedig szintén viszonylag alacsony volt (10-11/11-12-es csapdák). A transzszekt mentén szignifikáns különbség azok szélén (1-2/13-14-es csapdák), valamint Bejc esetében az egyik lékszegélyen (5-6-os csapdák) lépett fel (62. ábra).

A további vizsgálatok során a vadhatással érintett mintapárok adatait is felhasználom, mivel véleményem szerint azok eredményeire a korrigálás általi adatvesztés (és az ezzel járó potenciális diverzitáscsökkenés) kedvezőtlen kihatással lenne, valamint a nagy ismétlésszámból és az e vizsgálatok jellegéből adódóan a vadhatás miatti egyes minták hiányának nincs akkor jelentősége, mint a T-próbák esetében.

5.2.2. Diverzitás értékelés

Az egyes diverzitás indexek egymáshoz képest, valamint a mintaterületek között összevetve is hasonlóan alakultak. Az értékek minden esetben a vépi mintáknál voltak magasabbak. A különböző indexek az 5-ös számú mintáknál vették fel a legkisebb értékeiket. Ezt követően a lécek közepe felé, a 7-es mintáig határozottan emelkedtek (az ekvitabilitás Vép esetében a 8-as mintánál a legmagasabb), majd innen újfent lecsökkentek, Vép esetében a szegély helyzetű 10-es, míg Bejcnél a 9-es mintáig. E csökkenés meredeksége Bejc esetében volt nagyobb, ahol aztán az értékek a transzszekt végéig emelkedtek. Vép esetében ezzel szemben a 11-es mintánál újabb kisebb emelkedés volt megfigyelhető, amit az állomány további csapdáiban általában visszaesés követett. A teljes minta értékeihez képest Vépen a Simpson és Shannon diverzitások indexei a lékbelső mintái esetében, míg az ekvitabilitásé a transzszekt egészében magasabbak voltak. Bejc esetében a diverzitás indexek a lécek közepére, valamint az állomány alá eső csapdák mintái esetében voltak magasabbak a teljes minta értékeihez képest. Az ekvitabilitás értékei pedig csak az 5-ös csapda esetében voltak alacsonyabbak (63. ábra).



63. ábra: A diverzitás indexek és az ekvitabilitás értékeinek csapdasorok menti alakulását jelző pontsorok (Bejc – B., piros; Vép – V., kék). A folytonos vonalak az adott élőhely tejes pókfaunájára vonatkozó értéket mutatják.



Összességében a vizsgálat eredményei azt mutatják, hogy a lécek belsejében magasabb volt a diverzitás, mint azok környezetében, továbbá a lékszék diverzitása az állománybelsőknél is alacsonyabb volt. Ez egyrészt egybevág több, korábbi vizsgálatokkal is (Buddle & Shorthouse 2008, Oxbrough & Ziesche 2013, Pinzon et al. 2016), miszerint a kisebb méretű lécek kialakítása növelheti a talajfelszín közeli pókegyüttesek diverzitását.

Ugyanakkor az ökotonokra gyakran jellemző, a határos élőhelyeknél (esetemben erdőállomány és lék) magasabb diverzitás a vizsgálati eredményem alapján nem áll fen, sőt, a szegélyhelyzetű csapdák diverzitása a környezetükénél alacsonyabb és gyakran összességében is a legkisebb volt. Ezen eredményeim egybevágóak több olyan kutatással (Jose et al. 1996, Lloyd et al. 2000, Erdős et al. 2011, Gallé et al. 2014a), amelyek a szegély diverzitását a határos élőhelyek közöttinek állapították meg. Ennek oka lehet, hogy az általam vizsgált lécek nagysága (~15 x 30 m) nem tette lehetővé egy elkülönülő erdőállomány-lékszegély-nyílt lék élőhely komplex kialakulását, hanem e helyett a teljes lékbelső szegélyként viselkedett. Mindez egyrészt párhuzamos azon vizsgálatok eredményeivel, amelyek szerint egy hasonló ökoton szelessége hozzávetőlegesen 8-10 m-esre tehető (Gallé & Fehér 2006, Kowal & Cartar 2012), valamint azon megállapításokkal is, amik szerint a kisebb méretű lécek esetében egyes aktívan vadászó fajok naponta azok méretével összeegyeztethető nagyságrendű távolságokat tudnak megtenni, így a kisebb méretű szegélyek jelentette disztanciákat könnyen át tudják hidalni (Greenstone 1979, Coyle 1981, Kiss & Samu 2000). Továbbá megfontolandók azon elméletek is, amik szerint egy szegély kora és így a stabilitása is meghatározó tényező, mivel az idősebbek diverzitása általában nagyobb (Harper & Macdonald 2002, Erdős et al. 2011), az általam vizsgált lécek ugyanis a felmérés kezdetén mindössze 3 évesek (2 nyarasak) voltak.

5.2.3. Közösség szerkezet

Az egyes fajok átlagos testmérete, valamint a korábbiakban bemutatott (4.5.3 fejezet) guildekbe tartozó pókok adott csapdákban való egyedszám szerinti aránya alapján transzszekt menti közösség szerkezet vizsgálatokat is végeztem (64. ábra). A grafikonokhoz tartozó adatokat a 15. táblázat (9.5 fejezet) tartalmazza.

Ezek alapján az **átlagos testméretek** a lécek belsejében alacsonyabbak, míg a transzszekt végén magasabbak voltak (64. ábra). Ezen értékek ilyen jellegű alakulása minden bizonnyal összefüggésben van a különféle guildekbe (különösen a talaj felszínén vadászók, a vitorlahálós, valamint a kivárá csoportokba) tartozó fajok csapdászó mentiságával, ezek a funkcionális csoportok ugyanis gyakran bizonyos mérettartományokhoz is köthetőek.

Az egyes guildek (talajfelszín-, kivárá-, specialista- és egyéb vadászók; valamint vitorla-, hurok-, tölcser-, kör- és speciális hálósok) transzszekt menti gyakoriságát elemezve többesetben is nagyobb különbségek figyelhetők meg a két mintaterület együttese között.

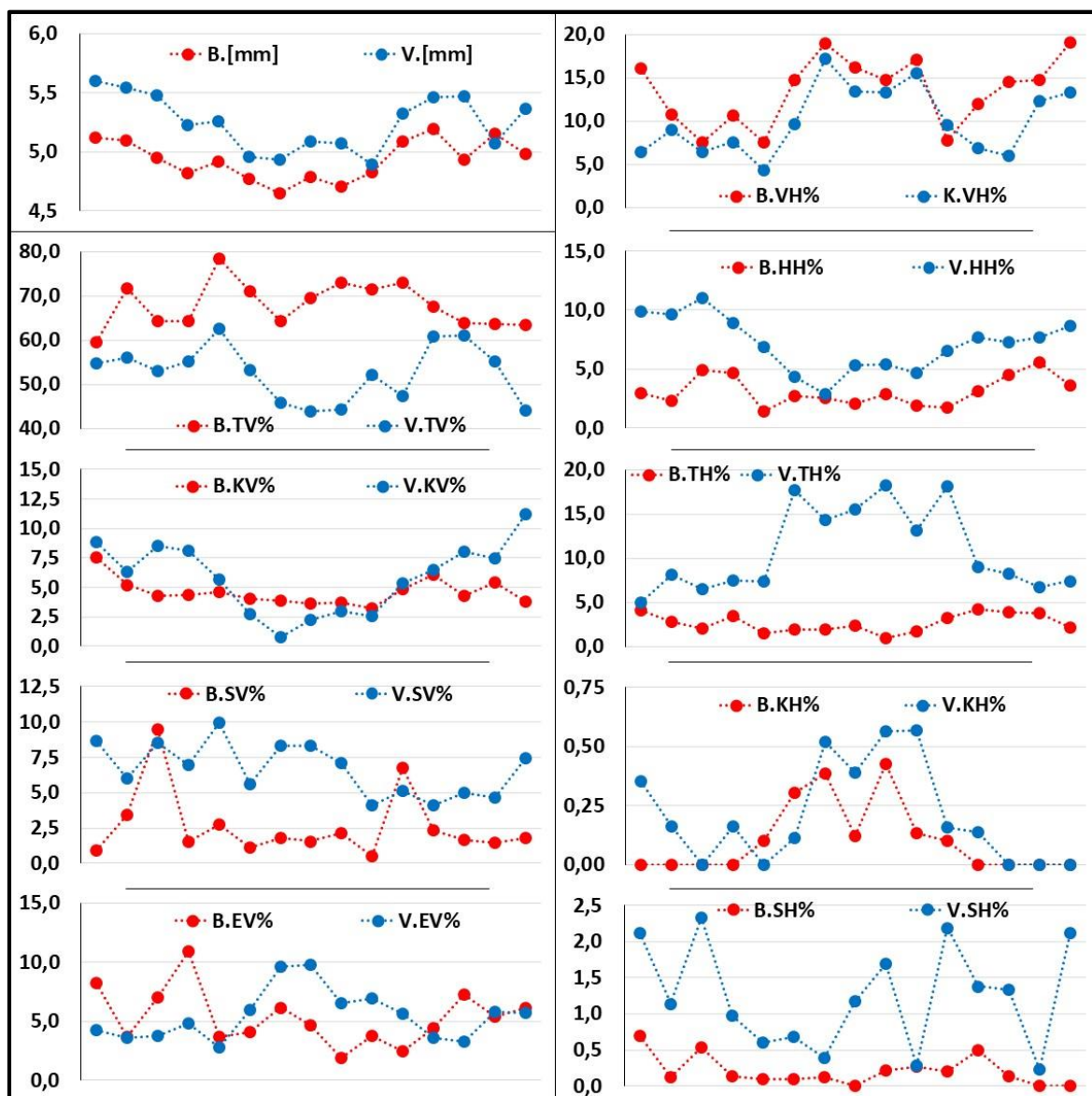
A **talajfelszín közelében vadászó pókok** aránya Bejc esetében minden csapdánál nagyobb volt, valamint transzszekt menti alakulásuk különösebb trendet itt nem mutatott, míg Vépen láthatóan kisebb arányban jelen a lécek csapdáiban (64. ábra). Az eltérés oka lehet a vépi lécekben nagyobb borítású újulat, ami egyrészt e pókok számára kedvezőtlenül befolyásolhatta a lokális mikroklímát és az élőhely szerkezetet, másrészt avartöbbletet is okozhatott. Megemlítendő továbbá, hogy ebbe a csoportba viszonylag nagyobb testű pókok tartoztak.

A **kivárá pókok** aránya Vép esetében szintén az állomány alatt volt a legmagasabb, ami kisebb mértékben Bejcen is igaz, ugyanakkor ott az állomány és a lécek csapdái közötti eltérés jóval alacsonyabb és az értékek transzszekt mentén történő alakulása is kiegyenlítettebb volt (64. ábra). Ez az eltérés visszavezethető arra, hogy e pókok szívesen



vadásznak fakérgen. S míg ezt a felületet Vépen főként az állományban találhatták meg, addig Bejcen, az ott meglévő nagyobb mennyiségű holtfa a lékekben is alkalmas platformot nyújthatott. E csoportba is túlnyomórészt nagyobb fajok (legfőképpen a *X. luctator*) tartoztak.

A **specialista** pókok túlnyomó többségét (~80-90%) a *Z. germanicum* faj adta, így a csoport alakulását is főleg e pók populációdinamikája határozta meg. Mivel hangyákat preferáló tálélékspecialistának tekinthető, így előfordulását e prédaállat gyakorisága is befolyásolja. Annak ellenére, hogy a hangyák az erdei életközösségekben gyakorinak tekinthetők (Hölldobler & Wilson 1990, Tóth 1999, Maeto & Sato 2004), a *Z. germanicum* transzszekt menti gyakorisága Bejc estében két kiugró adatot is mutat, méghozzá a 3-as és 11-es csapdák esetében (64. ábra). Bár ilyen irányú vizsgálatokat nem végeztem, e jelenség oka esetleg lehet a hangyák adott csapdákhöz közeli aktivitása. Ez azért is elképzelhető, mivel az egyik ilyen aktivitási csúcs 2013-ban, míg a másik 2014-ben fordult elő (28. ábra).



64. ábra: Az átlagos testméret ([mm], jobb felső sarok), valamint az különböző vadászati stratégiákat használó pókokcsoportok (VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcsérhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász) az adott csapdában fogott teljes egyedszámhoz viszonyított százalékos arányának alakulása a csapd sorok mentén (Bejc – B., piros; Vépe – V., kék).



Az **egyéb vadászó pókok** aránya Bejc esetében különösebb trendet nem mutatott, míg Vépen az a lékekben volt nagyobb (64. ábra). Mivel ezek a pókok nem (vagy nem csak) a talajfelszín közelében vadásznak, hanem előnyben részesítik a különböző növényi felületeket is, így e különbség oka szintén lehet a vépi lékek nagyobb újulat borítottsága. Az e csemeték által létrehozott mikrohabitatok megfelelő vadászati platformnak bizonyulhattak az ilyen pókok számára.

A **vitrolahálós pókok** mind Bejc, mind Vép esetében a szegélyekben mutatták a legkisebb, a léteken belül (az 5-11-es csapdák között) pedig a legnagyobb gyakoriságot (64. ábra). Ezek a pókok a moha és avarszint mellett a lágyszárú szintben feszítik ki hálójukat. Ebből kifolyólag a lékekben tapasztalható nagyobb gyakoriságuk oka lehet az ottani nagyobb lágyszárú borítás. A transzszektek végein, az állományok belsejében szintén nagy gyakoriságot mutatnak, így itt valószínűleg a vastagabb avarréteg nyújtott számukra kedvezőbb életfeltételeket. Ebbe a csoportba főként kistestű pókok tartoznak.

A **hurokhálós pókok** mindkét mintaterületen az állományok alatt mutatták a legnagyobb gyakoriságot, de a lékek szélein lévő csapdákhoz képest a lékek belsejében is valamelyest nagyobb arányban voltak jelen (64. ábra).

A **tölcserhálós pókok** Bejc esetében nem mutattak különösebb trendet. Vépen ugyanakkor egyértelműen a lékekbe eső csapdák (az 5-12-es csapdák között) esetében voltak gyakoriak (64. ábra). Ez főként az *A. albimana* faj populációdinamikájával magyarázható, ami Vépen sokkal gyakoribb volt, mint Bejcen. Az irodalmi adatok alapján tipikus szegélyfajnak tekinthető, így transzszekt menti gyakorisága szintén arra utal, hogy az általam vizsgált lékek nagysága nem tette lehetővé egy szegéllyel is rendelkező nyílt élőhely kialakulását, hanem e helyett a teljes lékbelső szegély jelleget mutatott.

A **kerekhálós pókok** mindkét erdőrésztben a léteken belül voltak a leggyakoribbak (64. ábra), ami visszavezethető lehet a lékbelső nagyobb újulat és lágyszárú borítottságára, viszont összességében e pókok olyan kis arányban voltak csak jelenen, hogy előfordulásuk véletlenszerű is lehet.

A **speciális hálót készítő pókok** csoportját szinte kizárólag az *A. piceus* faj alkotta. Ebből kifolyólag e csoport aránya is Vépen volt a magasabb, a transzszekt menti gyakorisága viszont már mindkét mintaterületen random képet mutatott, bár Bejc esetében az a léteken belül valamelyest alacsonyabb volt (64. ábra). Ugyan a hálószővő pókokra általánosan jellemző, hogy a hímek keresik fel a nőtényt, így azok nagyobb aktivitásából adódóan is nagyobb arányban esnek a talajcsapdába, ez különösen igaz a torzpókokra. Mivel azok helyhez kötött, földalatti életmódot folytatnak, a nőtény szinte soha nem hagyja el lakócsövét, így mind Vépen, mind Bejcen csak kóborló hímeket fogtam. Ennek következtében úgy gondolom, hogy a faj transzszekt menti gyakoriságából sem lehet messzemenőbb következtetéseket levonni.

5.2.4. Habitat preferencia

Az előzőekhez hasonlóan elemeztem az ismert habitatpreferenciával rendelkező indikátor fajok arányának transzszekt menti alakulását is. A 5.1.3.3 fejezethez hasonló módon, a vizsgált fő kategóriák az élőhely természetessége, -jellege, -fényviszonyai és -humiditása voltak. Azonban a kevésbé leíró alkategóriákat (pl.: generalista) elhagytam és minden esetben csak a három leginformatívabb csoportot vizsgáltam (65. ábra). A grafikonokhoz tartozó adatokat a 15. táblázat (9.5 fejezet) tartalmazza.

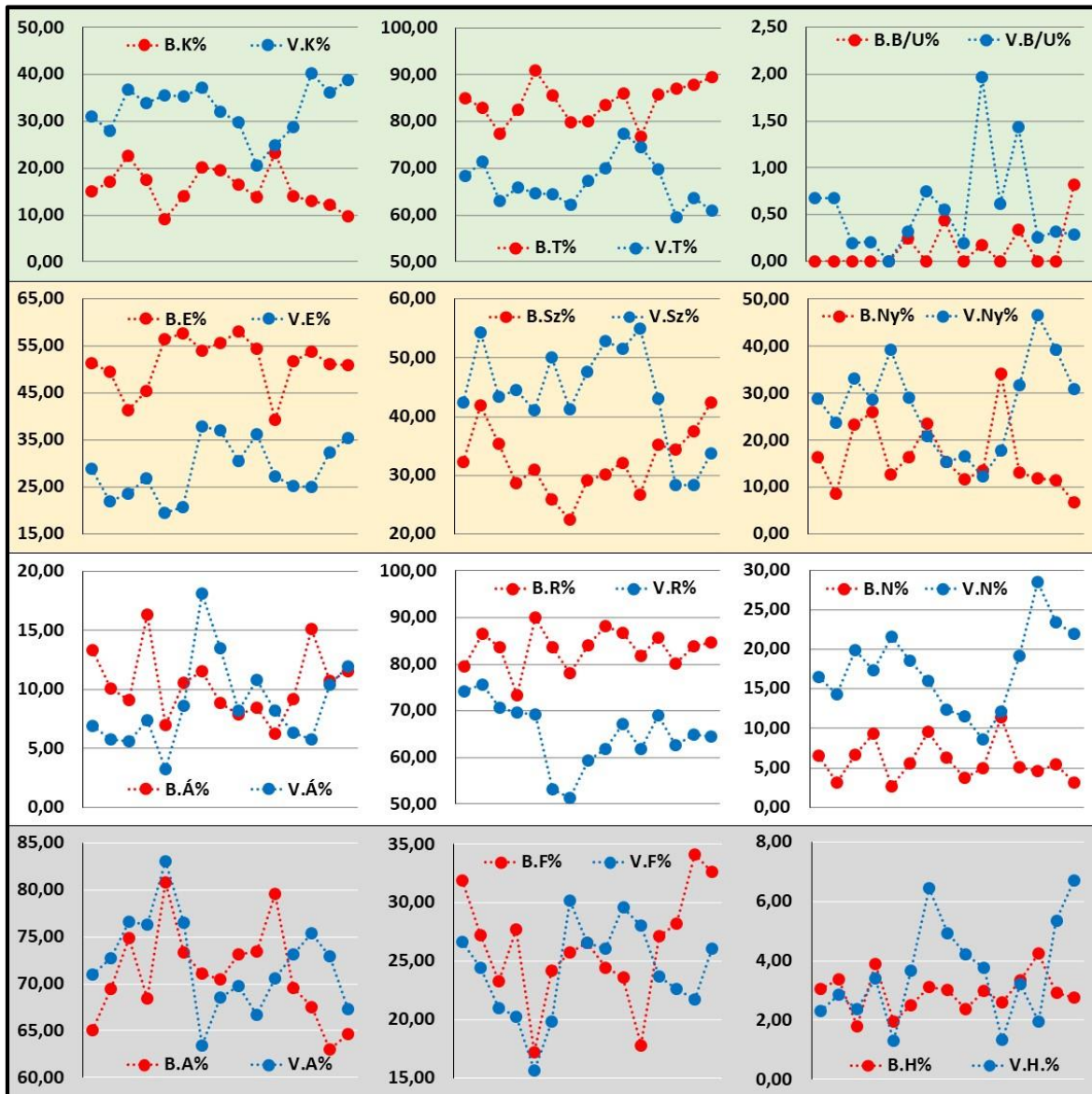
Az **élőhely természetessége** alapján, a jelző fajok abundanciájának alakulása szerint a *klimax* habitatok fajainak aránya Bejcen a szegélyek közelében először megugrott (3 és 11-es csapda), a lékek felé haladva visszaesett (5 és 10-es csapda), majd a lékek belsejében szintén magasabb értéket vett fel. Bár Vépen e fajok aránya minden csapda esetében



magasabb volt, hasonló trendet azonban nem mutattak, arányuk csak a 10-es csapda környékén esett vissza (65. ábra).

A természetközeli élőhelyek fajainak aránya Vép esetében volt minden csapdában alacsonyabb. Arányuk alakulása az előző kategóriával ellentétes, így a 10-es csapda környékén volt a legmagasabb. Bejc esetében arányuk a lécek belsejében, valamint a szegélyek előtt (3 és 11-es csapda) volt a legmagasabb (65. ábra).

A bolygatott és mesterséges habitatok fajait, azok alacsony aránya miatt, együtt vizsgáltam. Kis egyedszámukból kifolyólag gyakoriságuk tulajdonképpen véletlenszerűen alakult mindkét erdőrészetben (65. ábra).



65. ábra: A különböző élőhelypreferenciákkal rendelkező pókok egyedeinek az adott csapdában fogott teljes egyedszámhoz viszonyított százalékos arányának alakulása a csapdasorok mentén (a természetességi kategóriák zöld háttérrel, K – klimax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén; az élőhely jellegére utaló kategóriák sárga háttérrel, E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt; a megvilágítottságra vonatkozó kategóriák fehér háttérrel, Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félsárnyékos, N – napos/nyílt; a humiditásra vonatkozó kategóriák szürke háttérrel, A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid) (Bejc – B., piros; Vép – V., kék).



Mindezek alapján a mesterséges léknyitásnak Bejc esetében volt érezhetőbb hatása, ami valószínűleg az ottani állomány nagyobb záródású, kettős lombkoronaszintjére vezethető vissza. Érdekes, hogy a lékeken belül jobb természetességi viszonyokat jeleztek a pókok, mint azok szélein. Ennek oka lehet az ottani aljnövényzet annak nagyobb borításából adódó jobb talajfelszín közeli páratartalom stabilizáló hatása. A stabilabb abiotikus tényezők ugyanis gyakran indukálnak jobb természetességi állapotokat.

Az **élőhely jellege** alapján, a jelző fajok abundanciájának csapdászor menti alakulása szerint az *erdei* habitatok pókjainak aránya mind Bejc, mind Vép esetében a lékek csapdájánál volt a legnagyobb. Továbbá a legalacsonyabb értékek mindkét transzszektben a lékek széleinél közelében (3-11, valamint 4-13) mutatkoztak (65. ábra). A vépi lékekben ezt a jelenséget okozhatták az azok közepén megjelenő sűrű újulat foltok, míg Bejcen az erdei aljnövényzet lékeken belüli nagyobb borításából adódóan párásabb talajfelszín.

A *szegély* fajok arányának alakulása Vép esetében nem mutatott különösebb trendet. Egyedül azt lehet érdemes megemlíteni, hogy az állomány alá eső 13-15-ös csapdáknál igen alacsony volt az abundanciájuk. A bejci minták ezzel szemben a lékközepék felé csökkenő tendenciát jeleztek. Vépen a talajfelszín közeli pókegyüttesek legnagyobb része (33% - 18. ábra) tartozott a szegélyfajok közé. A transzszekt menti szinte általánosan magas arányuk is valószínűleg ezzel hozható párhuzamba. Bejcen ezzel szemben a lékek közepén lévő nagy borítású lágyszárú növényzet valószínűleg nem kedvezett a szegélyfajoknak.

A *nyílt élőhelyek* fajai Bejc esetében a lékek széleihez közel (4 és 11-es csapda), valamint azok közepén (7-es csapda) mutattak kimagasló értékeket. Ezzel szemben a vépi mintákban azok épp a csapdászorok szélein, a lékeken kívül mutattak nagyobb gyakoriságot, ami esetleg szintén a nagy újulat borítással magyarázható, aminek záródása és így árnyékoló hatása lokálisan igen nagy volt (65. ábra).

Az **élőhely fényviszonyai** alapján, a jelző fajok abundanciájának alakulása szerint az *árnyékos* habitatok fajainak aránya Bejcen az állomány alá eső csapdák esetében volt a legnagyobb, majd a lékek szélére gyakoriságuk jelentősen lecsökkent, a lékeken belül pedig kisebb mértékben újra megemelkedett. Ezzel szemben Vépen az árnyékkedvelő fajok gyakorisága épp a lékek belsejében volt a legnagyobb, ami valószínűleg az ottani újulat foltokkal magyarázható (65. ábra).

A *félárnyékos* élőhelyek fajai általánosan gyakoriak voltak mindkét mintaterületen. Bejcen nem mutattak különösebb trendet, Vépen azonban arányuk valamelyest alacsonyabb volt a lékek belsejében (65. ábra).

A *napos*, jobb megvilágítottágú élőhelyek fajainak gyakorisága hasonlóképpen alakult, mint a nyílt élőhelyek fajaié, ami bizonyos szinten várható is (65. ábra).

Itt megjegyezném, hogy Vépen mind a nyílt, mind a megvilágított élőhelyek fajainak nagy részét a *D. villicus* pók egyedek tették ki, így a csoportok alakulását is főleg e pók populációdinamikája határozta meg. Ebből arra lehet következtetni, hogy (bár a faj kedveli a megvilágítottságot) bizonyos korlátozó tényező értéke a lékben meghaladta a számára optimálisat. Ez esetleg lehetett az egyéb elemzések által is jelzett lékben belüli nagyobb humiditás.

Az **élőhely humiditása** alapján, a jelző fajok abundanciájának transzszekt menti alakulása szerint a *száraz* habitatok fajainak aránya mindkét mintaterület esetében a lékek szélein a legnagyobb, a lékeken belül pedig viszonylag alacsony volt. Emellett mind a *félszáraz/félnedves*, mind a *humid* élőhelyek fajai nagyobb gyakoriságot mutattak a lékeken belüli csapdáknál, mint azok környezetében. A vépi csapdászorban különösen szembeűnő a humid élőhelyekre jellemző fajok kimagasló aránya. Mivel ez a trend mindhárom



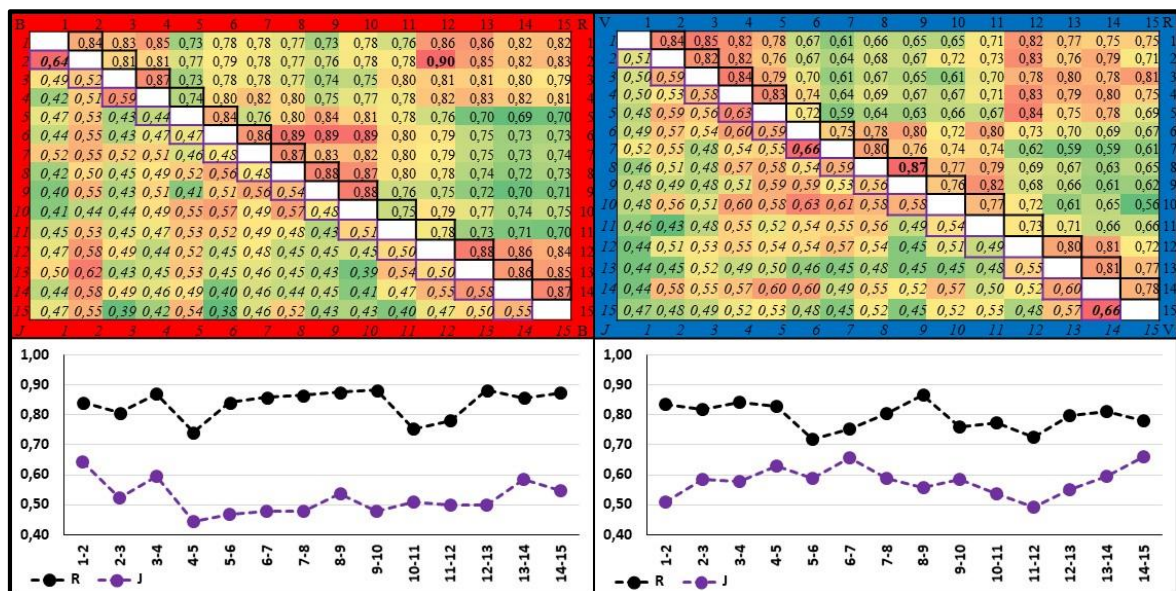
élőhelytípus és mindkét erdőrésztlet esetében konzisztens, ezért a humiditást kedvelő fajok általánosan alacsony aránya ellenére nem tartom véletlenszerűnek.

A jelenség a várakozásokkal esetleg ellentétesnek tűnhet, hiszen a lombkorona hiányában a lékek területén megnövekedő besugárzás elvileg ariditás növelő hatású. Ami feltehetőleg így is van, viszont – ahogy már említésre is került – a kisebb lékek (~10 x 10 m) kialakítása éppen ezzel ellentétes hatású, tehát a talajfelszín humiditását növelő következményekkel is járhat, mivel a lombkoronában kialakuló, csak viszonylag kis méretű hiátus miatt beérkező fénytöbblet nem elegendő ahhoz, hogy ellensúlyozza az eltávolított faegyedek evapotranspirációs hatásának megszűnését (Gálhidy 2016). Ezt a jelenséget Kollár (2018) talajnedvesség vizsgálatai mindkét mintaterületen ki is mutatták. Emellett a vizsgált lékekben kialakuló nagy borítású, alacsony vegetáció (Bejc esetében erdei gyom- és aljnövényzet, míg Vépen emellett cser újulat is) jelentős páramegtartó hatással is rendelkezhetett, ami szintén a talajfelszín nagyobb humiditását okozhatta.

5.2.5. Hasonlósági elemzések

Ebben a fejezetben az egyes csapdák mintáinak a fajok gyakoriságán alapuló összehasonlítását mutatom be. A 4.4.2 fejezetben ismertettek alapján, ezeket az összehasonlításokat Renkonen és Jaccard indexek számolása, klaszter analízis, valamint N-MDS ordináció révén végzem el.

A **hasonlósági indexek** alapján, az egyes transzszektek mind a 15 csapdáját egymással összevető hasonlósági vizsgálatok eredményei szerint, a Renkonen indexek értékei markánsabb eltéréseket mutattak, mint a Jaccard indexeké. Az előbbi mutató Bejc esetében nagyobb hasonlóságokat jelzett az állomány csapdái között, valamint a lék csapdái között. Az index értékeinek alakulását a transzszekt mentén vizsgálva jól látható, hogy a csapdák közötti hasonlóság a szegélyek esetében (4-5, 10-11-12-es csapdák) alacsonyabb, mint a csapdásor többi részén. A Jaccard index értékei a transzszektek végein mutatkoztak a legnagyobbak, emellett még a lékek közepén is viszonylag magasak voltak. Ennél a mutatónál a szegélyhelyzetű csapdák közül csak az 5-ös értéke tért el jelentősebben a 4-es (állomány alá eső) csapdától (66. ábra).



66. ábra: Az egyes transzszektek (Bejc – B, piros keret; Vép – V., kék keret) csapdáinak Renkonen (R, a táblázat félkövér felső átlója, valamint fekete pontsor) és Jaccard (J, a táblázat *dőlt* alsó átlója, valamint lila pontsor) hasonlósági indexeit bemutató hő térkép (a pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek; a legnagyobb értékek félkövérrrel szedve), valamint azok csapdásorok menti alakulásait jelző pontsorok.

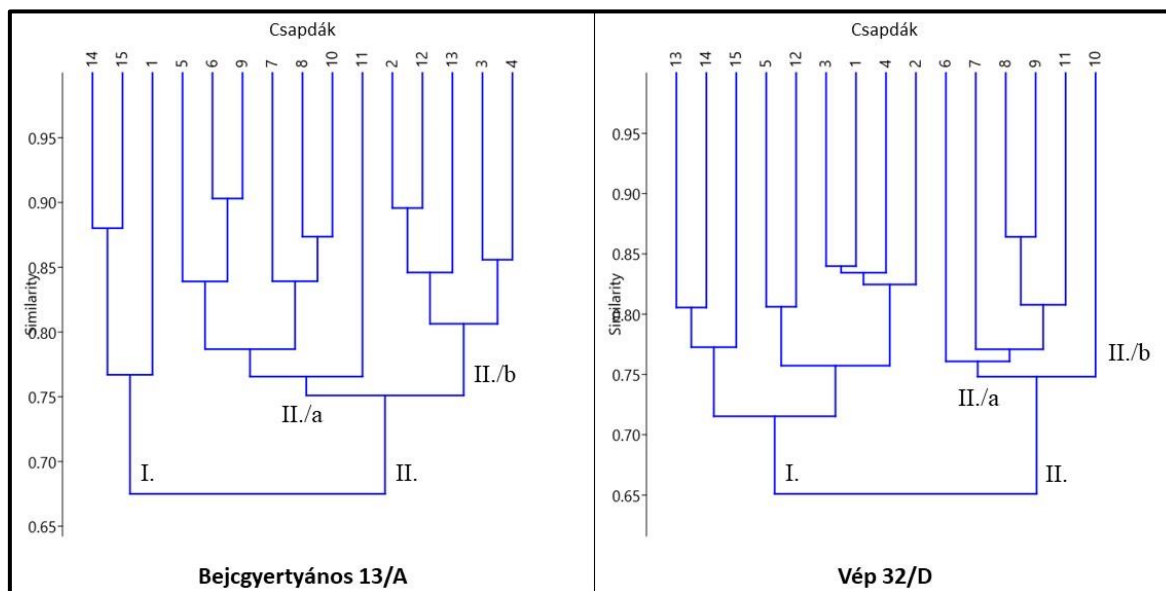


Vép esetében a Renkonen indexek szintén a szegélyek esetében voltak a legalacsonyabbak, ugyanakkor a lécek csapdáinak egymáshoz képesti hasonlóságai között nagyobb eltéréseket mutattak, mint a Bejcen tapasztaltak esetében. A Jaccard hasonlósági index értékei összességében valamelyest magasabbnak adódtak, mint Bejc esetében, ugyanakkor különösebben éles trendet nem mutatnak. A legmagasabb értéke a 6-7-es csapdák között, a legalacsonyabb pedig a 11-12-es csapdák között mutatkozott.

A vizsgálat eredményei alapján (főképp a Renkonen index alakulásából kiindulva) mind Bejc, mind Vép esetében mutatkozik valamilyen szintű eltérés az állomány és a lécek faunái között. Külön a szegélyre jellemző együtteseket azonban ez a vizsgálat sem mutatott ki.

Az állomány és lék faunái közötti átmenet Vép esetében viszonylag fokozatos, ami Gallé & Torma (2009), valamint Kowal & Cartar (2012) eredményeivel is összhangban van. Ez az átmenet a bejci transzszekt esetében azonban sokkal kifejezettebb. Mindez következhet a két állomány összetételéből, ugyanis míg az Vépen csak egy, addig Bejcen két lombkorona szinttel rendelkezik. E kettős lombkorona szint záródása pedig feltehetően nagyobb, így a benne kialakított lék is markánsabb változásokat okoz a talajközeli pókegyüttesekben, mint Vép esetén.

A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló klaszteranalízisek során a csapdák transzszekték és évek szerint összesített adatait vettem alapul. Az elemzéseket a fogott fajok gyakorisága szerint végeztem el. Bejc esetében az első főcsoport kisebb volt, amibe három állományhoz tartozó csapda (1, 14, 15) esett. A második főcsoporton belül jól elkülönültek a lécek (II/a csoport) és az állomány (II/b csoport) csapdái. Mindkét lékszíli csapda a II/a alcsoportba esett, méghozzá az alcsoport széleire, így a lécek és az állomány csapdái közé. A vépi minta két főcsoportjai hasonlóbb nagyságúak (9 és 6 db csapda) voltak. Az elsőt az állomány, míg a másodikat a lécek csapdái alkották. A lécek szélére eső 5-ös az első (állomány), míg 11-es a második (lék) csapdái közé esett (67. ábra).



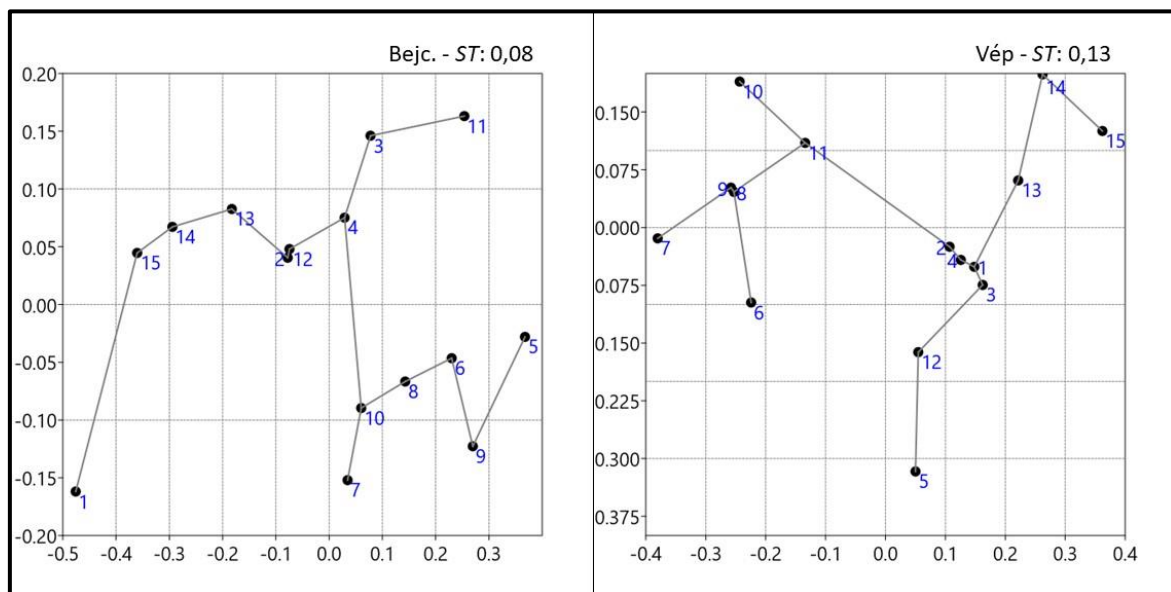
67. ábra: A két mintaterület csapdáinak mintáit (transzszekték és évek szerint összesített) Bray-Curtis hasonlósági index szerint rendező hierarchikus dendrogramok.

A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció során szintén a két mintaterület évek és csapdasorok szerint összesített adatainak összehasonlítását végeztem el. A 15-15 csapdáját összehasonlító elemzések stressz függvényeinek (*ST*) értékei (B.: 0,08 és V.: 0,13) az elfogadható határ (0,20) alá estek és a minimális feszítőfa illeszkedése (68. ábra) is jónak tekinthető (Podani 1997), így az elemzést kiértékelhetőnek tartom.



A vizsgálat eredményei hasonlóak a klaszter analízisből levonhatóakhoz (67. ábra). Miszerint a transzszektek csapdái viszonylag nagyfokú hasonlóságot mutattak, azonban mindkét mintaterületen két, viszonylag jól elkülönülő csoportba rendeződtek. A több mintát magában foglaló csoportot mindkét esetben főként az állomány csapdái alkották. A két erdőrészet adatai közötti főbb különbség, hogy míg Bejcen az 5-ös csapdát a lécek csoportjába helyezte a vizsgálat, addig Vép esetében a 11-es csapda került ide. Mindkét csapda a lécek szélein helyezkedett el. Kiemelendő még, hogy az állomány alá eső 1-es csapda a bejci grafikonban a többitől jelentősen eltérőnek mutatkozik (68. ábra). Ezt a korábbi vizsgálatok közül a T-próba p -értékeinek alakulása mutatta még ki (62. ábra). Mindemellett a főként az állomány mintái által alkotott csoportok terjedelme nagyobb volt, így az azokon belüli csapdák mindkét transzszekt esetében nagyobb különbözőséget mutattak egymás között, mint ami a lécek mintái esetében volt megfigyelhető (68. ábra).

Ezek alapján egy elkülönülő szegély élőhely kialakulását ez a vizsgálat sem mutatta ki. A lécek és az állományok csapdái azonban elég élesen elváltak egymástól. A lécek széleire eső csapdák pedig egyik csoportba sem tartoztak egyértelműen, azok közül az egyik az állományok, a másik a lécek csapdáihoz mutatott nagyobb hasonlóságot, mindkét transzszekt esetében. Mindez legfőképpen az egyes csapdák faj- és egyedszámainak, valamint diverzitás értékeinek a transzszektek menti helyzetüktől függően eltérő értékeire vezethető vissza. Ugyanis a lécekbe eső csapdák esetében ezek a jellemzők általában magasabbak voltak (13. és 63. ábra).



68. ábra: A két mintaterület csapdasorainak lécek és mintagyűjtési évek szerint összesített adataiból képzett Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordinációs vizsgálat (a pontok és a hozzájuk tartozó számok az egyes csapdákat, míg a vonalak a minimális feszítőfákat jelölik).



5.2.6. Karaktercsapdák értékelése

A transzszekteken belüli elhelyezkedésük alapján, a három teoretikus élőhely karaktercsapdáinak az 1-15. (állomány), 5-11. (szegély), valamint a 8-7/9. (lék) csapdapárokat tartottam. A lékekre legjellemzőbb csapdának, az azok közepére eső 8-as számút tekintetem. Ugyanakkor annak érdekében, hogy a következő összehasonlítások során azonos mintaszámok adódjanak, e csapda adatait is összegeztem valamely mellette lévővel (7., vagy 9. csapda). Az egyes élőhelyekre legjellemzőbb minták kialakítása és a csapdapárok adatainak összegzése tehát a következők szerint történt:

- **Állomány adatai:** Mivel a T-próbák azok között sem Bejc, sem Vép esetében nem mutattak szignifikáns különbséget, így az egyes évek és transzszektek 1-es és 15-ös csapdáihoz tartozó adatok összegzésével állítottam elő.
- **Szegély adatai:** Mivel a T-próbák azok között sem Bejc, sem Vép esetében nem mutattak szignifikáns különbséget, így az egyes évek és transzszektek 5-ös és 11-es csapdáihoz tartozó adatok összegzésével állítottam elő.
- **Lék adatai:** A transzszekt közepi 8-as csapda minden esetben szerepel. A hozzá választott csapdapárt viszont a T-próbák eredményeit is figyelembe véve (Vép esetében a 8-as és 9-es csapdák adatai között szignifikáns különbség lépett fel, [62. ábra]) a 7-es és 9-es csapdák között alternáltam. Így a B.13.1.7., B.13.2.9., B.14.1.9., B.14.2.7., V.13.1.7., V.13.2.9, V.14.1.9. és V.14.2.7. csapdák adatait használtam még fel.

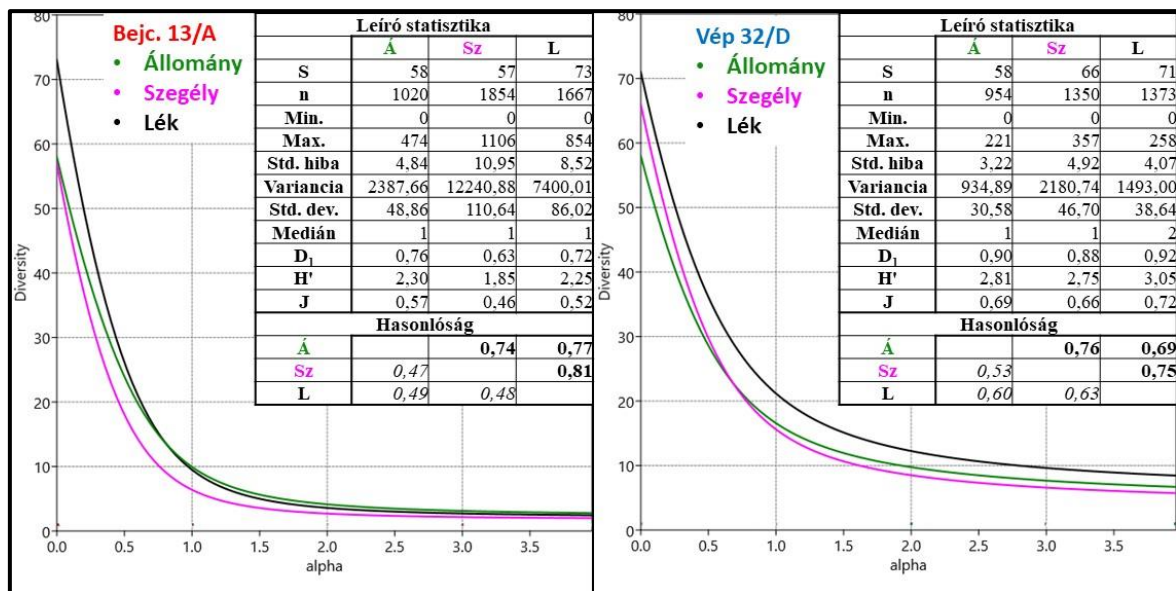
A három élőhely fajait tekintve Bejcen a *P. alacris* és a *T. terricola* általánosan gyakori volt. Mellettük a szegélyben a *Z. germanicum* és a *D. villicus*, a lékben a *P. radiculicola*, a lékben és az állományban pedig a *X. luctator* rendelkezett még nagyobb dominanciával. Vép esetében három faj volt mindhárom élőhelyen kiemelkedően abundáns, mégpedig a *P. alacris*, a *Z. germanicum* és a *D. villicus*. Mellettük a lékben és a szegélyben még az *A. albimana*, míg az állományban a *X. luctator* mutatott nagyobb dominanciát (7. táblázat). Ezek alapján tehát a két mintaterület három elkülönített élőhelye nagyfokú hasonlóságot mutatott azok leggyakoribb fajainak tekintetében. Azon fajok közül, amelyek nem mindhárom élőhelyen voltak gyakoriak a *P. radiculicola* és a *X. luctator* eredeti habitatokat preferálnak. Továbbá külön kiemelném az *A. albimana*-t, ami a korábban már említett irodalmi adatok alapján szegélyspecialistának tekinthető és ezzel párhuzamosan a vépi mintában a szegély és a lék élőhelyeken is magas dominanciát mutatott.

7. táblázat: A karaktercsapdák mintái által vizsgált három élőhely (Á – állomány, Sz – szegély, L – lék) négy-négy leggyakoribb faja. A könnyebb értelmezhetőség érdekében csak a releváns dominanciaértékek kerültek feltüntetésre.

Faj	Bejc 13/A			Vép 32/D		
	Á	Sz	L	Á	Sz	L
<i>P. radiculicola</i>	-	-	6,84	-	-	-
<i>A. albimana</i>	-	-	-	-	10,07	13,04
<i>T. terricola</i>	11,47	6,15	7,50	-	-	-
<i>P. alacris</i>	46,47	59,65	51,23	23,17	26,44	18,79
<i>Z. nemoralis</i>	4,41	-	-	-	-	-
<i>Z. germanicum</i>	-	4,75	-	7,97	7,93	7,14
<i>D. villicus</i>	-	5,50	-	13,63	13,33	9,40
<i>X. luctator</i>	4,80	-	3,30	9,12	-	-



A minták összehasonlítása alapján a legtöbb faj a lékekben, míg a legkevesebb egyed az állományokban fordult elő mindkét mintaterületen, ami a korábbi eredményekkel összhangban van. A további megállapítások viszont már valamelyest inkonzuzívák. Egyrészt a szegély Bejc esetében a legkisebb fajszámmal, ugyanakkor a legnagyobb egyedszámmal rendelkezett, míg Vépen ilyen szempontból a lék és állomány közé esett. Másrészt a diverzitás indexek a bejci mintát vizsgálva az állományban voltak a legmagasabbak, míg Vépen a lékben. Mindemellett a hasonlósági indexek alapján sem lehet egyértelmű következtetéseket levonni. Amellett, hogy közöttük csak ingen kis különbségek adódtak mindkét mintaterület és mindkét használt index (Jaccard és Renkonen) esetében, nyilvánvaló hasonlósági kapcsolatokat sem mutattak ki. Ugyan Vép esetében az állomány és a lék is a szegély mintájára hasonlított leginkább, Bejc esetében ez már nem volt egyértelműen kimutatható. A diverzitás rendezések szinten ellentmondásos eredményeket hoztak. Bejc esetében a szegély pókegyüttese volt a legalacsonyabb diverzitású, az erdő és lék mintái viszont ilyen szempontból nem bizonyultak egymással összehasonlíthatónak. Vépen pedig a lék faunája mutatta a legmagasabb diverzitást, valamint az állomány és a szegély adatait nem lehetett összevetni (69. ábra).



69. ábra: A két erdőrészt három élőhelyének (állomány, szegély, lék) az odaeső csapdapárok adatainak összegzésével kialakított karaktercsapdák pókegyütteseit összehasonlító diverzitás profilok, valamint az azokat leíró alap statisztikai értékek és hasonlósági indexek (a táblázat alsó része; Renkonen hasonlóság – R, félkövér felső átló; Jaccard hasonlóság – J, dőlt alsó átló).

Mindezek alapján úgy gondolom, hogy sem ez, sem a korábbi vizsgálatok nem igazolták a mintaterületeken egy elkülönülő szegély élőhely kialakulását, legalább is nem a lékek szélein elhelyezkedő csapdák környezetében. Így ezen eredmények alapján is azt a következtetést tudom levonni, hogy a kialakított lékek nagysága nem tette lehetővé egy elkülönülő nyílt élőhely, valamint közte és az állomány között egy jól definiálható ökoton kialakulását, hanem ehelyett a teljes lékbelső szegély jellegű volt.

Elképzeltető viszont az is, hogy az általam használt transzszektek hossza, vagy a csapdák sűrűsége nem volt elegendő a szegélyhatás feltáráshoz, mivel például Larrivé et al. (2008) eredményei szerint a szegélyhatás az erdőállományban egészen akár 30 m-es távolságig is megfigyelhető lehet, az általam használt csapdák pedig a lékek szélétől csak 20 m-ig hatoltak be az állományba, így akár a teljes csapdászor is a szegélyzónába eshetett.



5.2.7. Biotikus és abiotikus környezeti tényezők hatásainak elemzése

A következőkben a léknyítás által befolyásolt abiotikus és biotikus környezeti tényezőknek, valamint az erdőrészekben megtalálható fekvő holtfának a pókfaunák összetételét és felépítését esetlegesen befolyásoló hatásait igyekeztem feltárni. Ehhez ordinációs és korrelációs vizsgálatokat használtam.

5.2.7.1. A pókegyüttesek és a környezeti tényezők kapcsolatának CCA elemzése

Az elemzés során egyrészt az [5.1.5](#) fejezetben tárgyalt nagyobb gyakoriságú fajok, másrészt a [4.5.3](#) fejezetben ismertetett guildek és a felmért abiotikus tényezők (lékek közepétől való távolság; lombkorona nyitottsága; fényviszonyok; talajnedvesség; gyomboritottság; valamint a fekvő holtfa számossága, mennyisége és korhadtsága) közötti kapcsolatokat mutatom be (70. ábra).

A vizsgálat eredményei szerint Bejcen a *T. terricola*, az *U. longispina*, valamint kisebb mértékbe a *S. celans* gyakorisága erős pozitív kapcsolatot mutatott a lékek közepétől való távolsággal. Ez a vépi mintában az *U. longispina* esetében szintén igaz, a *T. terricola* ott viszont inkább a gyomboritottsággal mutat kapcsolatot. Erre az eltérésre magyarázat lehet, hogy a földi farkaspók inkább a szárazabb élőhelyek faja, az üdébb bejci állomány lékbelsője pedig időszakosan annyira elvizenyősödött, amit már kevésbé tolerált. Ez utóbbi két faj Samu et al. (2021) vizsgálata során is hasonlóan viselkedett. További pozitív kapcsolat mutatkozott a talajnedvesség és a *P. radicolica* előfordulása között mindkét erdőrésztlet esetében. Ez a pók a félnedves erdei élőhelyek faja, a lékekben volt gyakori. Szoros pozitív kapcsolat mutatkozott még az *A. albimana* és a lombkorona nyitottsága között, ami igazolja a korábbi vizsgálatok eredményeit. Ez, az irodalmi adatok szerinti szegélyfaj szintén a lékekben találta meg leginkább életfeltételeit. A *X. luctator* karolópókfaj gyakorisága Bejcen a fekvő holtfa mennyiségével, míg a vépi mintában a lék közepétől való távolsággal mutatott pozitív kapcsolatokat. Ez alátámasztja az [5.1.3.2](#) fejezetben vázolt feltételezéseimet, miszerint ez a lesből támadó pók Vépen a fekvő holtfa kisebb mennyisége miatt inkább az állomány fatörzseit használhatta vadászati platformként. Erős pozitív kapcsolatot mutatott még a vépi mintában a *Z. apricorum* és a holtfa számosságával, mennyiségével; a nyitottsággal; valamint gyengébbet a megvilágítottsággal. A faj Bejcen szintén a megvilágítottsággal mutatott gyengébb pozitív kapcsolatot. Ez a pók a nyíltabb élőhelyeket kedveli, így előfordulása is ezzel van összefüggésben. A szintén nyíltabb élőhelyeket kedvelő *D. villicus* Bejcen vele együtt fordult elő (70. ábra). E faj Samu et al. (2021) kutatása során is hasonló preferenciákat mutatott.

A védett *A. piceus* Bejcen a holtfa mennyiségével mutatott pozitív, míg Vépen a megvilágítottsággal negatív kapcsolatot. A korábbiakban is említettek alapján, véleményem szerint a talajcsapdázás e faj transzszekt menti gyakoriságáról adta a legkevésbé pontos képet, mivel csak a nőstényeket kereső, lakócsöveiket elhagyó hímeket fogtam, így az adatai véletlenszerűek is lehetnek. A CCA vizsgálat alapján viszont lehet arra következtetni, hogy a kóborló pókok a Bejcen a fekvő holtfákat, míg Vépen – azok hiányában – az állomány alatt feltehetően vastagabb avart használták búvóhelyül (70. ábra).

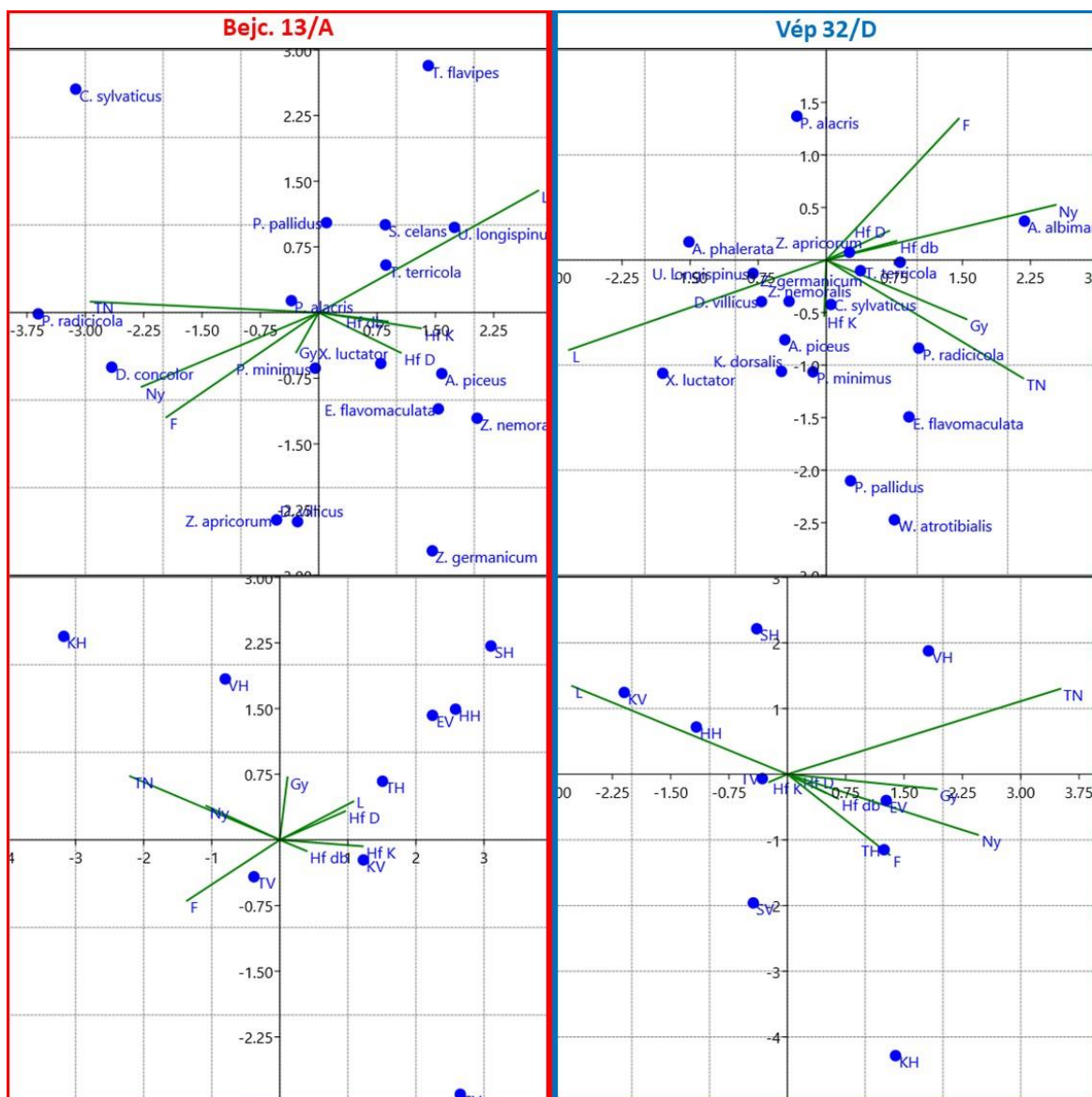
Végezetül a mindenhol leggyakoribbnak tekinthető *P. alacris* egyik vizsgált tényezővel sem mutatott jelentősebb kapcsolatot. Egyedül talán azt érdemes megemlíteni, hogy Bejcen előfordulása kisebb negatív tendenciát mutat a fekvő holtfa mennyiségével. Mivel a faj főként a talaj- és avarfelszínen vadászik, így elképzelhető, hogy bejci mintaterületen volt annyi fekvő holtfa, hogy az adott esetben negatívan befolyásolja vadászterülete nagyságát (71. ábra). Ez több olyan kutatás eredményeivel is összhangban van, amik szerint a holtfaanyag jelenlétének a farkaspókokra nézve van a legkevésbé pozitív hatása (Buddle 2001, Castro & Wise 2009).



A vadászati stratégiák közül Bejcen a tölcserhálós, az egyéb vadász, a hurokhálós és speciális hálós fajok gyakorisága szoros pozitív kapcsolatot mutattak a lékek közepétől való távolsággal, valamint a holtfa mennyiségével. Továbbá negatív kapcsolatot a megvilágítottsággal (70. ábra). Mindez egybevág az 5.1.3.2 fejezet vizsgálatának eredményeivel is.

A kiváráó fajok erős pozitív kapcsolatot mutattak a holtfa számosságával és korhadtsági fokával, valamint gyengébbet annak mennyiségével. Emellett negatív kapcsolatot a talajnedvességgel és a lombkorona nyitottságával (70. ábra). Mindez egybevág e guild, valamint a *X. luctator* karolópók korábban taglalt gyakorisági adataival és azok kiértékelésével.

A talajfelszínen vadászó fajok a megvilágítottsággal pozitív, míg a lékek közepétől való távolsággal negatív kapcsolatot mutattak, tehát a lékek belsejében nagyobb gyakorisággal fordultak elő (70. ábra).



70. ábra: A két erdőrészet (Bej. – bal oldal, piros keret; Vép – jobb oldal, kék keret) leggyakoribb fajai (felső sor), továbbá az egyes guild-ek (alsó sor) és a felvett háttérváltozók (L – a lék közepétől való távolság, Hf D – fekvő holtfa mennyisége, Hf db – a fekvő holtfa számossága, Hf K – a fekvő holtfa korhadtsága, Gy – aljnövényzet borítás, TN – talajnedvesség, Ny – a lombkorona nyitottsága, F - fény mennyiség) között fennálló kapcsolatokat elemző CCA diagram.



A vitorlahálós pókok gyenge pozitív kapcsolatot mutattak a talajnedvességgel, a lombkorona nyitottságával és az aljnövényzet borításával (70. ábra), ami magyarázza az 5.1.3.2 fejezetben tapasztaltakat, miszerint a lécek belsejében nagyobb arányban fordultak elő.

A kerekhálós és a specialista vadász fajok egyik környezeti tényezővel sem mutattak szorosabb kapcsolatot (70. ábra). Ez az előbbi csoport esetében magyarázható annak igen alacsony egyedszámával, az utóbbi kategória fajainak gyakoriságát pedig valószínűleg nem ezek a tényezők határozták meg a leginkább.

A vépi adatok ilyen tekintetben is hoztak eltéréseket a bejciekhez képest. Érdekes például, hogy itt a talajfelszínen vadászó pókok nem mutattak pozitív kapcsolatot a megvilágítottság mértékével, viszont a holtfa korhadtsági fokával igen (még ha gyengét is), valamint negatív kapcsolatot a talajnedvességgel (70. ábra). Az előbbi eltérésre magyarázat lehet, hogy a vépi állomány lombkoronazáródása átlagosan olyan alacsony volt, hogy a léknyitással járó fénytöbbletnek már nem volt különösebb pozitív hatása. A holtfa korhadtságával járó pozitív kapcsolat pedig a legtöbb ragadozó ízeltlábú esetében magyarázható azzal, hogy a nagyobb korhadtságú faanyag általában több és többféle prédaszervezet jelenlétével jár (Csóka 2014).

Eltérés még a Bejcen tapasztaltakhoz képest, hogy a kiváráó pókok itt a lécek közepétől mért távolsággal mutattak erős pozitív kapcsolatot (70. ábra). Ami szintén egybevág a korábbi eredményekkel és feltételezésekkel.

Emellett a tölcserhálós fajok Vépen a megvilágítottság mértékével pozitív, míg a lécek közepétől mért távolsággal negatív kapcsolatban voltak (70. ábra), ami egyrészt valamelyest magyarázza az 5.1.3.2 fejezetben tapasztaltakat, másrészt szintén visszavezethető arra, hogy e csoport nagyrészt az *A. albimana* faj egyedeiből állt.

Végezetül hasonlóságnak tekinthető a két együttes között, hogy a vitorlahálós pókok itt is gyengébb pozitív kapcsolatot mutattak a talajnedvességgel és a gyomborítottsággal, valamint a kerekhálós és a specialista vadász fajok itt sem mutattak különösebb affiliációt egyik tényezővel szemben sem (70. ábra).

5.2.7.2. Korrelációs vizsgálat

A Pearson-féle lineáris korrelációs vizsgálat során a korábbiakban már ismertetett abiotikus tényezők, valamint a csapdázott pókegyüttesek populáció-ökológiai jellemzői (fajszaám, egyedszaám, diverzitaás indexek, valamint ekvitaabilitás) közötti összefüggéseket elemeztem (71. ábra).

A vizsgálat eredményei szerint a bejci együttesben szignifikaás pozitív kapcsolat lépett fel a gyomborítottság és a pókok egyedszaama között; valamint szignifikaás negatív kapcsolat a lécek közepétől való távolság és a fajszaám; továbbá a talajnedvesség és a megvilágítottság, valamint a Simpson diverzitaás és az ekvitaabilitás között (71. ábra).

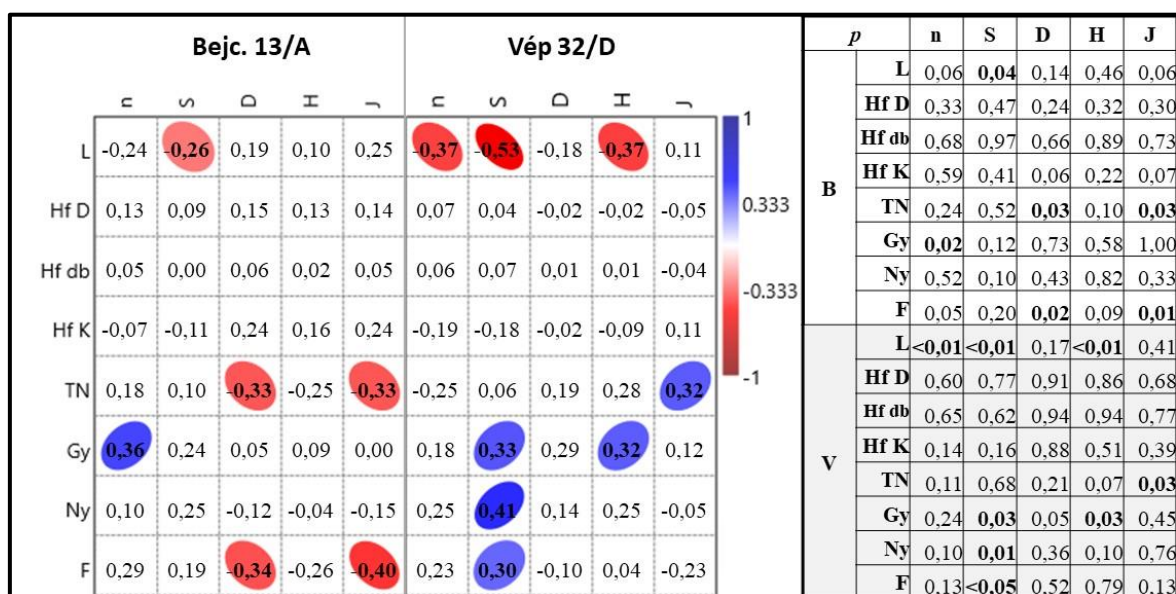
A vépi együttesben szignifikaás pozitív kapcsolat mutatkozott a talajnedvesség és a kiegyenlítettség; a gyomborítottság, valamint a fajszaám és Shannon diverzitaás; a nyitottság és a fajszaám; végül pedig a megvilágítottság és a fajszaám között. Emellett szignifikaás negatív kapcsolat adódott a lécek közepétől mért távolság; valamint az egyedszaám, a fajszaám és a Shannon diverzitaás értékei között (71. ábra).

Mindezek alapján a mesterséges léknyitásnak mindkét mintaterületen egyértelmű hatása volt a talajfelszín közeli pókegyüttesekre, mivel a lécek belsejében volt Bejcen szignifikaásan nagyobb a pókok fajszaama, míg Vépen a fajszaama és az egyedszaama is. Itt kiegészítés képpen megjegyezném, hogy bár a statisztikai szignifikaancia tradicionaális küszöbét ennél a vizsgálatnál épp csak megközelítette, a korábban ismertetett adatok szerint



(13. ábra) a pókok egyedszáma Bejc esetében is a lékek belseje felé növekvő tendenciát mutatott.

Ezek alapján – valamint a korábbi elemzések szerint – az is feltételezhető, hogy a léknyitás nem teljesen ugyanolyan hatásokkal járt a két erdőrészekben, amire a korrelációs analízis is szolgáltatott példákkal. A korábbiakban leírtak szerint az erdei aljnövényzet növeli az élőhely strukturális diverzitását. Így a borítottságának mértéke; valamint a faj- és egyedszámok, továbbá a Shannon diverzitás értékei között fellépő pozitív korrelációk is ezzel magyarázhatóak. Az, hogy a talajnedvesség Bejcen negatív, míg Vépen pozitív korrelációkat indukált, összefüggésbe hozható azzal, hogy Bejcen az állomány eredendően üdebb volt, így a talajnedvesség növekedésével a terület talaja könnyen olyan mértékben felvizenyősödött, ami már negatív khatásokkal járt. Ezzel szemben a vépi állomány egy szárazabb erdő képét mutattatta, így ott a talajnedvesség nem tudott kedvezőtlen mértékben megnőni.



71. ábra: A két erdőrészekben kimutatott fajsám (*S*), egyedszám (*n*), valamint a Simpson (*D*) és Shannon (*H*) diverzitás, továbbá az ekvitalitás (*J*) és a felvett háttérváltozók (*L* – a lék közepétől való távolság, *Hf D* – fekvő holtfa mennyisége, *Hf db* – a fekvő holtfa száma, *Hf K* – a fekvő holtfa korhadtsága, *Gy* – aljnövényzet borítás, *TN* – talajnedvesség, *Ny* – a lombkorona nyitottsága, *F* – fény mennyisége) között fennálló kapcsolatokat elemző Pearson *r* lineáris korrelációs vizsgálat eredményei. A szignifikáns korrelációk színskálás ellipszisekkel, valamint félkövér számokkal jelölve. A vonatkozó *p*-értékek a jobb oldali táblázatban erdőrészek szerint feltüntetve.

5.2.8. Szezonális elemzések

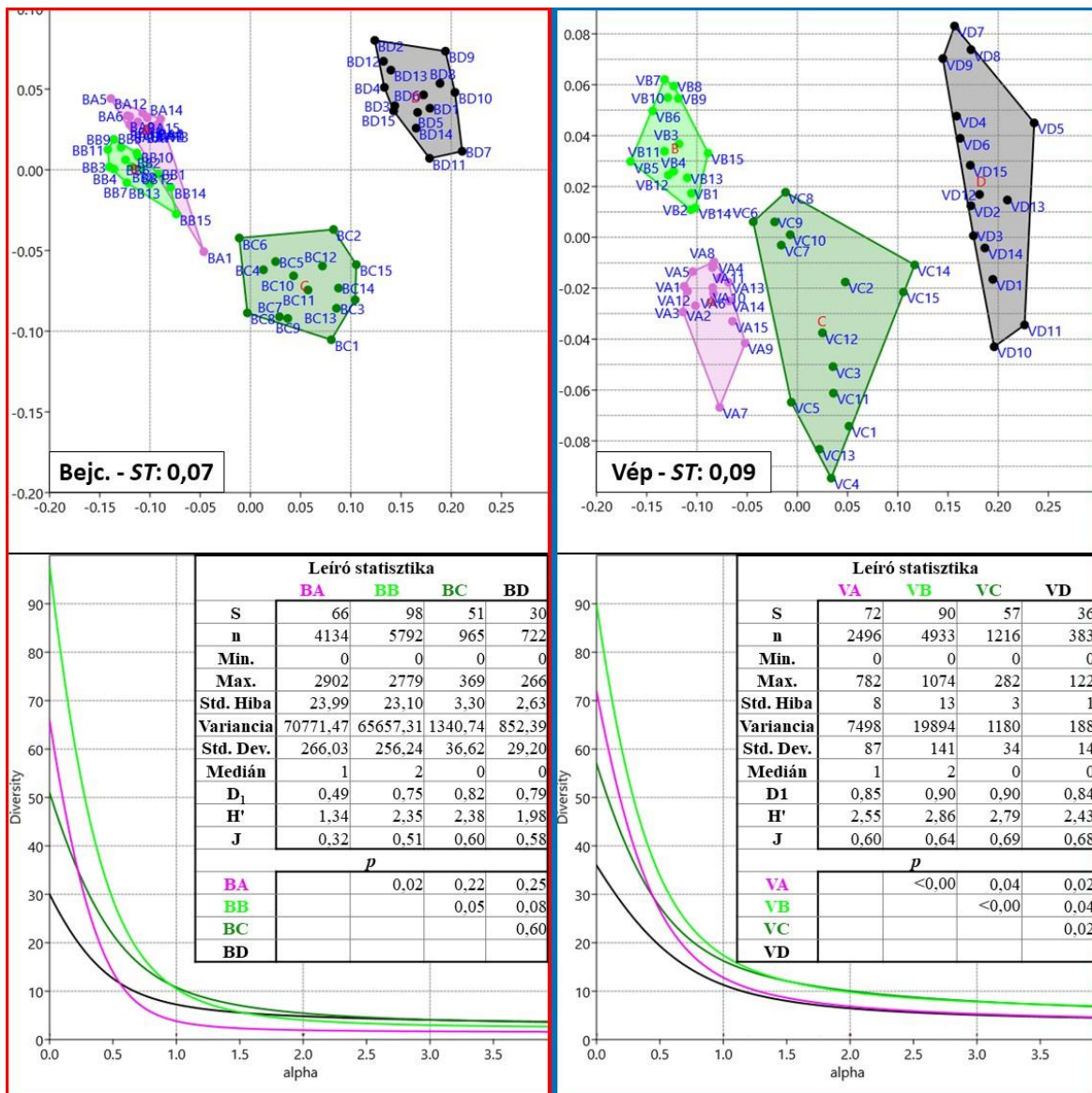
Mivel a mérsékeltövi lombhullató erdők növényzete egy vegetációs időszak során jelentős változásokon esik át, így a mintavételi időszak alatt gyűjtött adatokat az erdők vegetációs ciklusa, valamint a leggyakoribb pókfajok populációs dinamikája alapján kialakított négy fázisban, külön-külön is megvizsgáltam. Ezek a következők voltak:

- Lombfakadás kezdete, tavasz vége, április – május, 0 – 2. mintagyűjtés.
- Nyár eleje, május – július, 3 – 7. mintagyűjtés.
- Nyár vége, augusztus – szeptember, 8 – 12. mintagyűjtés.
- Vegetációs időszak vége, ősz, október – november, 13 – 15. mintagyűjtés.

Ezen időszakokban megvizsgáltam az egyed- és fajsámok, valamint a diverzitás indexek, továbbá az egyes habitatpreferenciájú csoportok transzszektek menti alakulását. A



vonatkozó 20. táblázatot a 9.5 fejezetben ismertettem. Mindezeket felül pedig a minták Rényi-féle diverzitásrendezést és N-MDS ordinációját is elvégeztem (72. ábra).



72. ábra: A két mintaterület (Bejc – B, bal oldal, piros keret; Vép – jobb oldal, kék keret) csapdászorainak lécek és mintavételi évek szerint összesített és faji szinten meghatározott adatainak a mintavételezési időszakon belül kialakított négy fázis (lombfakadás kezdete – A, magenta; nyár eleje – B, világoszöld; nyár vége – C, sötétzöld; vegetációs időszak vége – D; fekete) szerinti N-MDS ordinációs vizsgálata (fent), valamint diverzitás rendezése a leíró statisztikai adatokkal és a fázisokat összehasonlító T-próbák *p*-értékeivel (lent).

A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció stressz függvényeinek (*ST*) értékei (B.: 0,07 és V.: 0,09) az elfogadható határ (0,20) alá estek. Eredményei alapján a mesterségesen kialakított csoportok Vép esetében különültek el jobban, amit a vonatkozó T-próbák eredményei is alátámasztottak, hiszen mindegyik kategória között szignifikáns különbséget mutattak. Az ordináció alapján a legkisebb hasonlóságok a nyár végi időszak csapdái között voltak. A lécek és az állomány csapdáinak elkülönülését bizonyos mértékig ez a vizsgálat is kimutattatta, még hozzá a vizsgálati időszak elejei mintákat leszámítva mindegyik csoportban. A legmagasabb faj- és egyedszám nyár elején adódott. A Shannon és Simpson diverzitás értékek is itt voltak a legnagyobbak, bár azok között a négy időszak tekintetében nagy különbségek nem mutatkoztak. A Rényi-féle diverzitás rendezések



alapján a nyár eleji időszak pókegyüttese diverzebb volt a tavaszi és az őszi mintáénál; valamint a nyár végi az őszi mintáénál. A vizsgálatok eredményei szerint tehát az őszi minta pókegyüttesének volt a legalacsonyabb diverzitása (72. ábra).

A bejci minták esetében az egyes időszakok együttesei, valamint az időszakokon belüli csapdái is nagyobb hasonlóságot mutattak. A legjobban az őszi minta tért el a többitől. Ennek oka a *P. alacris* tömegessége lehet. A lécek és az állomány csapdái Bejc esetében egyik időszakok során sem különültek el egyértelműen. Az ordináció és a T-próbák eredményei valamelyest ellentmondásosak voltak, mivel az előbbi szerint a tavasz és a nyár eleji időszakok együttesei nagy hasonlóságot mutattak, ugyanakkor a vonatkozó *p*-értékek szignifikáns különbségekre utaltak. A legmagasabb faj- és egyedszámok Bejcen is a nyári eleji időszakban adódtak. A Shannon és Simpson diverzitás értékek ugyanakkor a nyár végi időszakban voltak magasak, továbbá a tavaszi időszakhoz tartozó értékek a többinél jelentősen alacsonyabbak voltak. A diverzitás rendezés alapján a nyár eleji időszak együttese nagyobb diverzitású volt, mint a tavaszi időszaké. A többi időszak között azonban nem tudtam rangsort felállítani, így azok ilyen szempontból nem értékelhetőek (72. ábra).

A különféle adatok transzszektek menti alakulása a legtöbb időszakban a korábbiakban bemutatottakhoz hasonlóan történt. Kivételt képeznek azonban Bejc esetében az egyedszámok és a Shannon diverzitás indexek az őszi mintában, ugyanis ebben az időszakban nem a lécekben, hanem az állomány alatt fordultak elő a nagyobb értékek. Emellett a tavaszi mintában a Simpson diverzitások szintén nem a csapdasorok belsejében, hanem az állományok alatt voltak magasak. A nyílt élőhelyekre jellemző fajok aránya a mintavételi időszak elején még a lécek széleihez közel, de inkább az állomány alatt volt magas, viszont a csapdázás végére már inkább a lécekben. Hasonló irányú tendencia figyelhető meg a magasabb humiditást kedvelő fajok esetében is, de azok tavasszal még egyértelműen az állomány alatt voltak nagyobb arányban jelen. A tölcserhálós pókok pedig bár a mintavételezés nagy részében hasonló arányban voltak jelen minden csapdában, azonban ősszel leginkább az állomány alatt voltak gyakoriak (20. táblázat).

Vép esetében kevesebb eltérés mutatkozott. Egyrészt mind a Shannon, mind a Simpson indexek értékei, valamint az árnyékos élőhelyek fajainak aránya a nyár végi mintában inkább az állomány alatt voltak magasabbak, míg a többi időszakban a lécekben. A tölcserhálós pókok az első három mintavételezési időszakban az állomány alatt viszonylag kisebb arányban voltak jelen, ősszel viszont ott is hasonló gyakorisággal (20. táblázat).

Továbbá mind az árnyékos-, mind a humid élőhelyek fajai, továbbá mind a tölcser-, mind a vitorlahálós pókok egyértelműen az őszi időszakban voltak nagy arányban jelen mindkét erdőrészet esetében. E legutóbbi csoportra az is igaz, hogy míg az első három időszakban arányuk hasonló módon oszlott meg a transzszektek mentén, addig ősszel jelenlétük kimagasló volt a lécek csapdáiban. Mindemellett megfigyelhető, hogy az árnyékos élőhelyeket kedvelő fajok aránya tavasszal, míg az szárazabb élőhelyekét ősszel volt a legalacsonyabb mindkét csapdasorban (20. táblázat).

Mindezek alapján a mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre gyakorolt hatásai a vegetációs időszak általam vizsgált időtartama alatt nem konzisztens módon jelentkeztek. Ez különösen a vitorlahálós, továbbá kisebb mértékben a talajfelszín közelében vadászó és a tölcserhálós pókok esetében, valamint szintén kisebb mértékben a teljes együttes egyedszámának és diverzitásának alakulása esetében volt megfigyelhető.



5.2.9. A vépi kiegészítő vizsgálatok kiértékelése

A 4.2.1 fejezetben részletezett okok miatt csak a vépi mintaterületen, három kiegészítő jellegű mintavételezést is elvégeztem. A 3. táblázat ezek fogási adatait is tartalmazza. A részletes eredményeket a következőkben ismertetem.

5.2.9.1. Téli mintagyűjtés

A 2015-ös mintavételezés fogási adatait az előző év két, hasonló hosszúságú csapdázási fázisának adataival hasonlítom össze, a következők szerint:

- 2014 nyár (Ny): 2014.06.10. – 2014.06.24.
- 2014 őszi (Ő): 2014.10.28. – 2014.11.10.
- 2015 tél (T): 2015.02.04. – 2015.03.11.

A kérdéses időszakokban összesen 22 családhoz tartozó 61 faj 1762 egyedét gyűjtöttem be (nyár: 19 család, 49 faj, 1478 egyed; őszi: 9 család, 17 faj, 167 egyed; tél: 10 család, 14 faj, 117 egyed). Az egyes időszakok négy legmagasabb dominancia értékkel rendelkező fajai a következők voltak: *C. sylvaticus* (Ő: 10,18), *N. clathrata* (T: 11,11), *P. pallidus* (Ő: 30,54; T: 8,55), *A. albimana* (Ny: 4,74), *T. terricola* (T: 12,82), *P. alacris* (Ny: 16,17), *U. longispina* (Ő: 7,19), *Z. germanicum* (Ny: 3,18), *D. villicus* (Ny: 8,19), *Z. apricorum* (Ny: 3,18), *A. brunnea* (T: 12,82) és *S. celans* (Ő: 5,99) (9.1 fejezet, 11. táblázat).

A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló ordinációs vizsgálat stressz függvényének (ST) értéke 0,30 volt, ami a konvencionálisan elfogadható határértéket meghaladja (Podani 1997), azonban a három időszakban csapdázott jelentősen eltérő egyedszámokra való tekintettel mégis bemutatásra érdemesnek tartom. Az elemzés eredményei szerint a téli időszak halmaza a nyári és az őszi időszakok közé esik, valamint az ehhez az időszakhoz tartozó csapdák közötti hasonlóság volt a legkisebb. A 13-as csapda nagymértékű különbözőségének oka arra vezethető vissza, hogy abba csak egy meghatározható faj egyetlen egyede esett. A lékek és az állomány csapdáinak elkülönülése egyik csoport esetében sem volt megfigyelhető. A három időszak együtteseit összehasonlító T-próbák *p*-értékei alapján, a nyári időszakban csapdázott fauna szignifikánsan eltért a másik kettőtől, azok között viszont már nem volt jelentős különbség. Mind az egyed- mind a fajszámok a nyári mintában voltak a legnagyobbak, a téliben pedig a legkisebbek. A diverzitás indexek szintén a nyári mintában voltak a legmagasabbak, ugyanakkor a téli minta értékei ezektől nem tértek el jelentősen. A vonatkozó diverzitás rendezés alapján viszont a nyári minta a télinél egyértelműen nagyobb diverzitású volt, az őszi pedig ilyen szempontból nem volt összehasonlítható a másik kettővel (73. ábra).

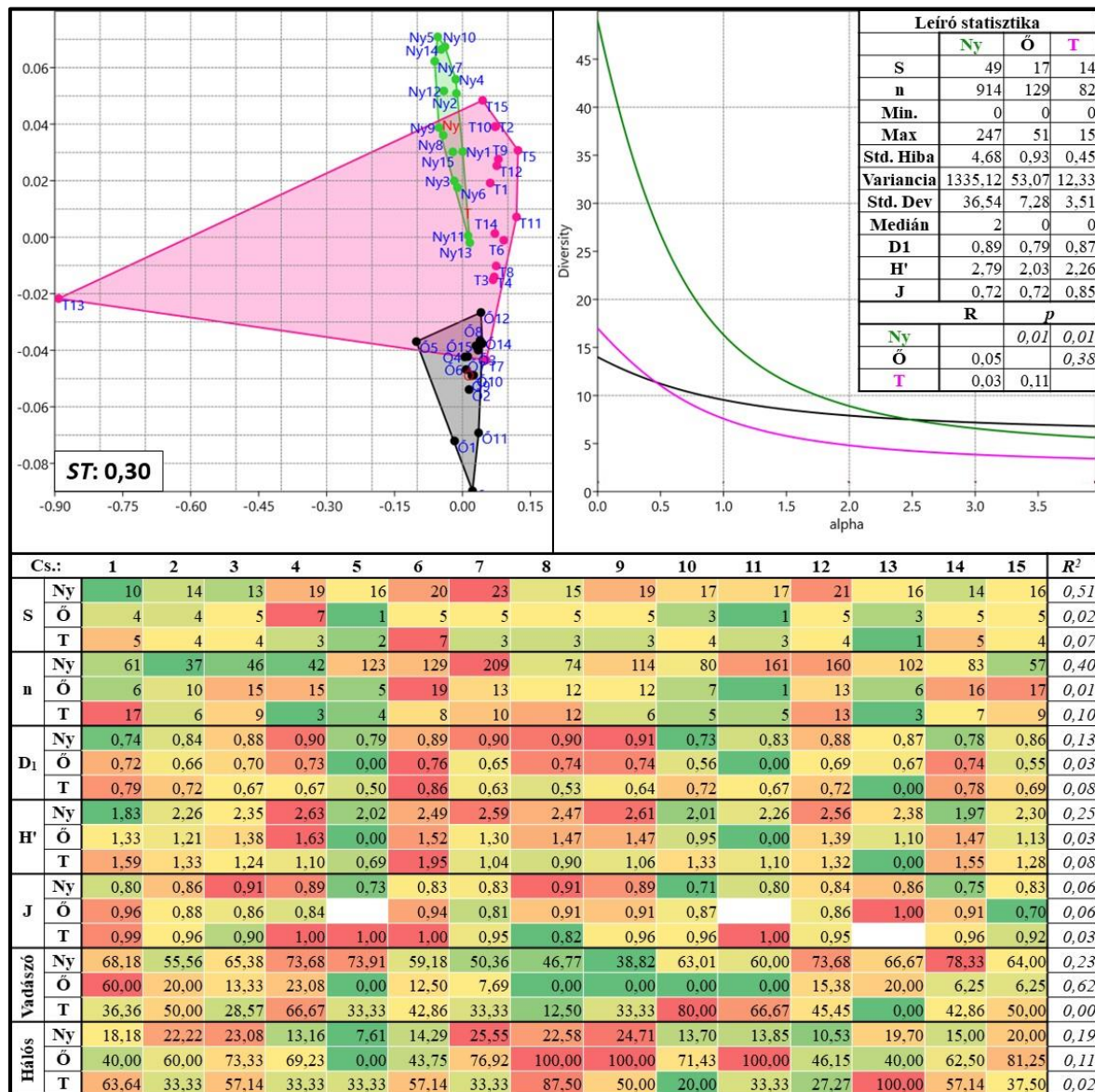
A vizsgált értékek általában a nyári időszak lékekbe eső csapdái esetében voltak a legmagasabbak. Ez alól egyrészt kivételt képezett a vadászó pókok csoportja, azok ugyanis inkább az állomány alatt voltak nagyobb arányban jelen. A hálóval vadászó pókok pedig nem a nyári, hanem az őszi időszakban voltak a leggyakoribbak. Az adatok transzszektek menti alakulását mutató másodfokú polinomok illeszkedése a vonatkozó R^2 értékek alapján általában a nyári mintán volt a legjobb, míg a télinél a legrosszabb. Ez utóbbi esetben az egyes jellemzők gyakran szinte véletlenszerűen oszlottak meg a csapdák között (73. ábra).

Az eredmények alapján a nyári időszak pókközössége – várható módon – jóval gazdagabbnak mutatkozott a téli és az őszi időszakénál. Ugyanakkor a téli közösség sem egyedszám, sem fajszám, sem a diverzitás indexek alapján nem tért el jelentős mértékben az őszi közösségtől. Az, mind a Renkonen hasonlósági index, mind az ordinációs vizsgálat alapján egyfajta átmenetet mutatott a nyári és az őszi közösségek között. Míg nyáron a jellemzően aktívan vadászó farkaspókok, addig ősszel a hálószővő vitorlaspókok domináltak. Télen pedig szinte a teljes fogást csak az e családokba tartozó egyedek tették ki.



A téli minta átmeneti jellegét továbbá okozhatja még, hogy azt tulajdonképpen azok a tágtűrűsű fajok alkotják, amik jobban tolerálják ezt az időszakot (ez a minta túlnyomórészt ilyen fajok egyedeiből áll), ugyanakkor tág tűrőképességük miatt (bár kisebb arányban) a többi időszak mintáiban is előfordultak. A téli minta így a három vizsgálati időszak egyfajta közös metszetét alkotta.

Úgy tűnik továbbá, eme és a korábbi hasonló elemzések alapján is, hogy a mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre kifejtett hatása az év folyamán nem állandó mértékű, az leginkább a nyári, legkevésbé pedig a téli időszakban észlelhető.



73. ábra: A 2015-ös vépi téli mintagyűjtés eredményeit három időszak (2014 nyár – Ny, zöld; 2014 ősz, - Ó, fekete; 2015 tél – T, magenta) együtteseinek alapján összehasonlító elemzések. N-MDS ordináció (bal felső sarok), diverzitás rendezés és leíró statisztika (jobb felső sarok) és az egyes értékek (S – fajszám, n – egyedszám, D₁ – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – ekvitalitás; R – Renkonen hasonlóság; p – a T-próbák p-értékei) transzszekt menti alakulását bemutató hőtérkép (lent; a pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek), a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R²-ekkel.



5.2.9.2. D-Vac felmérés

A 2015.06.24-én végezett vákuumos mintagyűjtés eredményeit az egy évvel korábban, 2014.06.24-ei talajcsapdás mintagyűjtés adatival összehasonlítva értékeltem ki. A kérdéses időszakokban talajcsapdázással összesen 34 faj 928 (463 juvenilis), vákuumos módszerrel pedig 41 faj 1254 (1087 juvenilis) egyedét gyűjtöttem be. Így az átlagos fogás az előbbi esetben 2 egyed/nap/csapda, míg az utóbbiban 21 egyed/mintavétel volt. 11 faj csak a talajcsapdákban, míg 19 csak a vákuumos mintákban fordult elő. A talajcsapdás mintavételezés négy legdominánsabb faja az *A. albimana* (2,91), a *T. terricola* (3,13), a *P. alacris* (21,55) és a *D. villicus* (4,20); míg a D-Vac gyűjtése a *P. pumila* (0,72), az *A. albimana* (0,96), a *P. alacris* (2,47) és a *Z. spinimana* (1,44) voltak. Összességében a vitorlaspókok aránya jóval nagyobb, míg a farkaspókok és kövipókok aránya alacsonyabb volt a vákuumos mintagyűjtés esetében (9.2 fejezet, 13-15. táblázat). A kövipókok tipikusan éjszakai aktivitásúak. Mellettük még a szintén nokturnális fojtópókok és párdupókok családja is a talajcsapdás mintákban volt gyakoribb.

A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció stressz függvényeinek (*ST*) értéke (0,13) az elfogadható határ (0,20) alá esett és a minimális feszítőfa illeszkedése is jónak tekinthető. A vizsgálat alapján a két adatgyűjtési módszer mintái viszonylag jól elkülönültek egymástól. A talajcsapdák csoportja esetében figyelhetők meg a mintapontok közötti legkisebb és legnagyobb hasonlóságok is, továbbá a lécek csapdái minimális mértékben különváltak a többi csapdától, ami a D-Vac halmaz esetében nem figyelhető meg, viszont erre annak mintaszáma nem is feltétlenül ad lehetőséget (74. ábra). Mindezek alapján feltételezhető, hogy a két mintavételezési eljárás valamelyest más együtteseket tárt fel, amit több korábbi kutatás is kimutatott már (Samu & Sárospataki 1995, Green 1999, Cardoso et al. 2008).

A Renkonen hasonlósági indexek alakulása alapján minden D-Vac minta a lécek közepébe eső talajcsapdás mintákhoz hasonlított a legjobban (74. ábra). Ez többek között valószínűleg arra vezethető vissza, hogy ezeket jellemzően több kisebb testméretű, és/vagy hálós vadászó pókok alkották.

A faji szinten meghatározható egyedek száma a talajcsapdás, míg a fajszám a vákuumgyűjtéses mintában volt magasabb. A teljes együttest leíró diverzitás indexek is itt voltak magasabbak. A diverzitás rendezés alapján szintén a vákuumgyűjtéses minta mutatkozott magasabb diverzitásúnak, de a T-próba eredménye alapján a két együttes fajkészlete között nem mutatkozott szignifikáns különbség (74. ábra).

A két módszer minden mintavételezését külön tartalmazó hegedűdiagramok szerint az egyedszám, a fajszám és a Shannon diverzitás értékeinek maximuma és mediánja a talajcsapdás mintákban volt magasabb. Továbbá e változóknak a két módszer általi feltárása között is szignifikáns különbségek adódtak. A teljes együttesek adatain alapuló átlagos testméretek összehasonlítása is hasonló eredményeket hozott. Ezek violin görbéi jelentősen eltérnek egymástól, a D-Vac minta esetében ugyanis dimodális eloszlást mutattak. Az egyik csúcs a 4,5, míg a másik az 1,5 mm mérettartomány körül adódott. A talajcsapdás minta esetében viszont csak egy jól definiálható csúcs volt a 4,5 mm-es mérettartományban, továbbá ebben az esetben több kiugró adat is előfordult (74. ábra). Mindezek szintén azt mutatják, hogy a két mintavételezési eljárás valamelyest más együtteseket tárhatott fel.

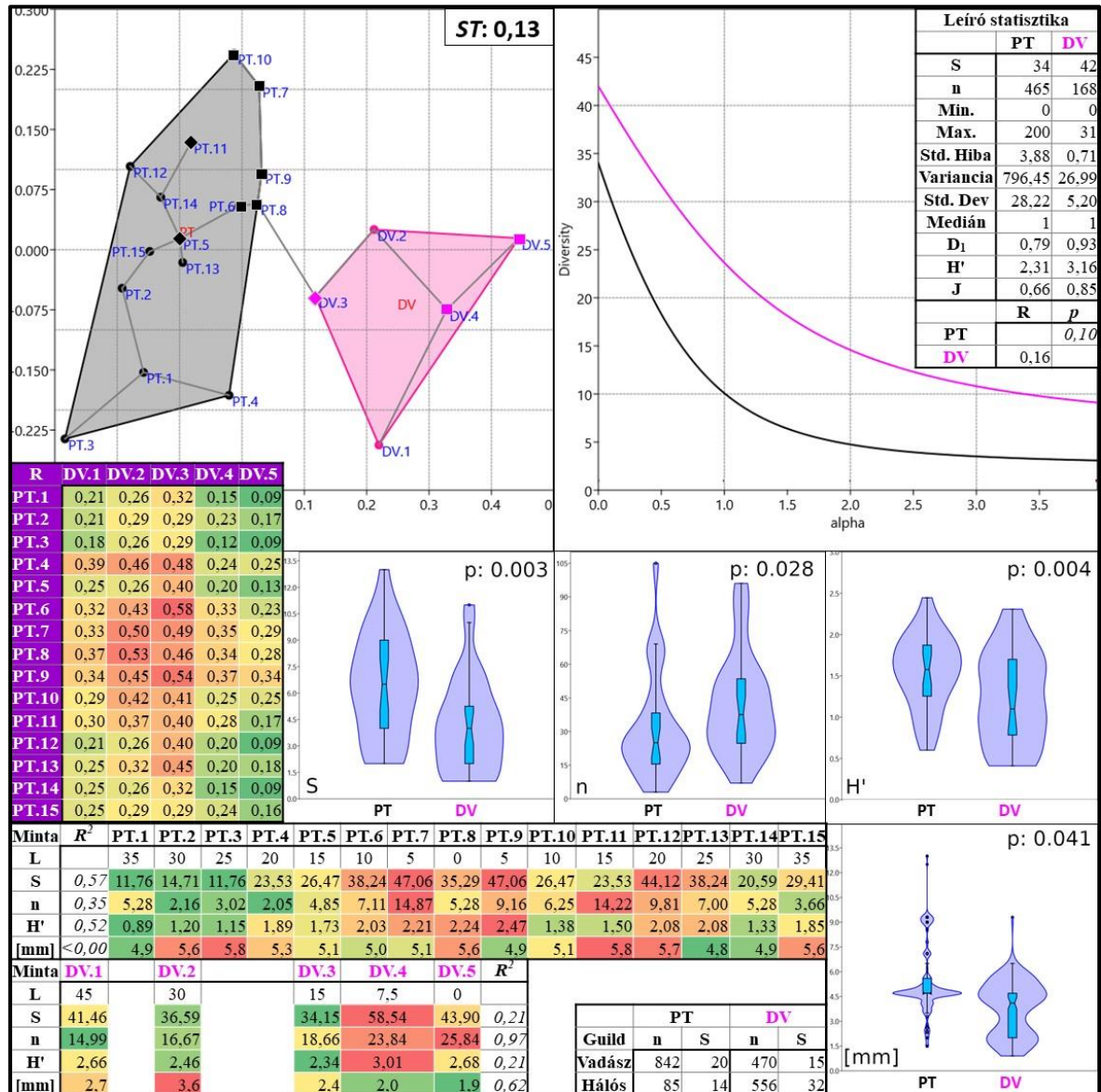
Mindkét vizsgálat esetén a faj- és egyedszámok, valamint a Shannon diverzitás értékei is a léceken belül voltak a legnagyobbak. Az átlagos testméretek pedig az állomány alatt, bár ezek a vákuumos mintagyűjtés esetében sokkal nagyobb eltéréseket mutattak (74. ábra).

A hálós és vadászó fajok száma a talajcsapdás mintában hasonlóan oszlott meg, a D-Vac minta esetében azonban jóval több hálós faj volt megtalálható. E csoportok gyakorisága a



vákuumos mintában hasonló volt, míg a talajcspadás mintában jelentősen több vadászó pók fordult elő (74. ábra).

Összességében, a két mintavételezési eljárást összevetve, rövidtávon a vákuumos mintagyűjtés tűnik hatékonyabbnak, viszont annak nagy élőkommunikaigénye miatt hosszútávú vizsgálatokhoz kevésbé alkalmas (Tourinho & Lo-Man-Hung 2020). A mesterséges léknyitás transzszekt menti hatásait is a talajcspadázáshoz hasonlóan tárta fel. Ugyanakkor több különbség mutatkozott a mintázott együttesek összetételében. Ez valószínűleg visszavezethető arra, hogy a talajcspadázás a ritkább és/vagy a nagyobb méretű, továbbá az éjszakai aktivitású fajokat hatékonyabban mutatta ki. Ezzel szemben a D-vac gyűjtés a kisebb, stacionárius életmódú és lokálisan gyakoribb fajokra volt érzékenyebb.



74. ábra: A 2015-ös vépi vákuumos mintagyűjtés (DV, magenta) eredményeit az előző év hasonló idejű és volumenű talajcspadázásával összehasonlító vizsgálatok. N-MDS ordináció (bal felső sarok), diverzitás rendezés és leíró statisztika (jobb felső sarok), a mintagyűjtéseket külön-külön tartalmazó hegedűdiagramok a vonatkozó T-próbák eredményeivel (p), valamint a Renkonen hasonlósági indexek (R , lila szegély) és a főbb változók alakulását bemutató két táblázat (a pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek), a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R^2 -ekkel) (S – fajszám, n – egyedszám, D_1 – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – kiegyenlítettség, [mm] – átlagos testméret, L – a lékek közepétől való távolság m-ben).



5.2.9.3. Kontrol jellegű talajcsapdázás

A mintagyűjtés teljes időtartama alatt összesen 22 családba tartozó 57 faj 3457 egyedét fogtam be. A juvenilis, vagy egyéb okokból nem meghatározható pókok száma 150 volt (9.1 fejezet, 12. táblázat). A két csapdázás egyes transzszektjeinek együtteseik között a T-próbák nem mutattak ki szignifikáns különbséget (V1-V2 p : 0,23, K1-K2 p : 0,17), így azokat összesítve kezeltem.

A lékes és a kontroll csapdászorok által feltárt pókegyüttesek között szintén nem mutatkozott szignifikáns különbség, a fajösszetételük igen hasonló volt, amit a viszonylag magas (0,45) Renkonen index is jelez. A közös fajkészlet közel 60%-át adták a mindkét mintában előforduló fajok, amikhez a faji szinten beazonosítható pókok 98%-a tartozott. Emellett a három leggyakoribb fajuk is meggyezett (*P. alacris*, *D. villicus*, *X. luctator*), a negyedik a lékes vizsgálat esetében az *A. albimana*, míg kontroll csapdázásnál az *E. thoracica* volt. A két együttes rangabundancia görbéjének lefutása is hasonlóképpen alakult. Mindezek alapján a két fauna hasonló módon kiegyenlítetlen, azok együtteseit a domináns fajok uralták (75. ábra).

A két együttest összehasonlítva elmondható még, hogy mind a faj-, mind az azokhoz tartozó egyedek száma, továbbá a Shannon és a Simpson diverzitás értékek is a lékekhez kapcsolódó mintában voltak magasabbak. Emellett a diverzitás rendezés is azt mutatta, hogy a kontroll minta diverzitása volt az alacsonyabb, bár a két görbe a magasabb α értékeknél jelentősen megközelíti egymást (75. ábra).

Az *A. albimana* – mint ahogy a korábbiakban is ismertetésre került – az irodalmi adatok alapján tipikus szegélyfajnak tekinthető. S mivel e funkcionális csoport leggyakoribb faja volt, előfordulását külön is elemeztem. Ez alapján aránya sokkal nagyobb volt a lékekhez kapcsolódó csapdászorokban (~77%), valamint itt az előfordulása egyértelműen a transzszekt belsejében (a lékekben) volt nagyobb, míg az a kontroll mintákban sokkal kiegyenlítettben alakult (76. ábra).

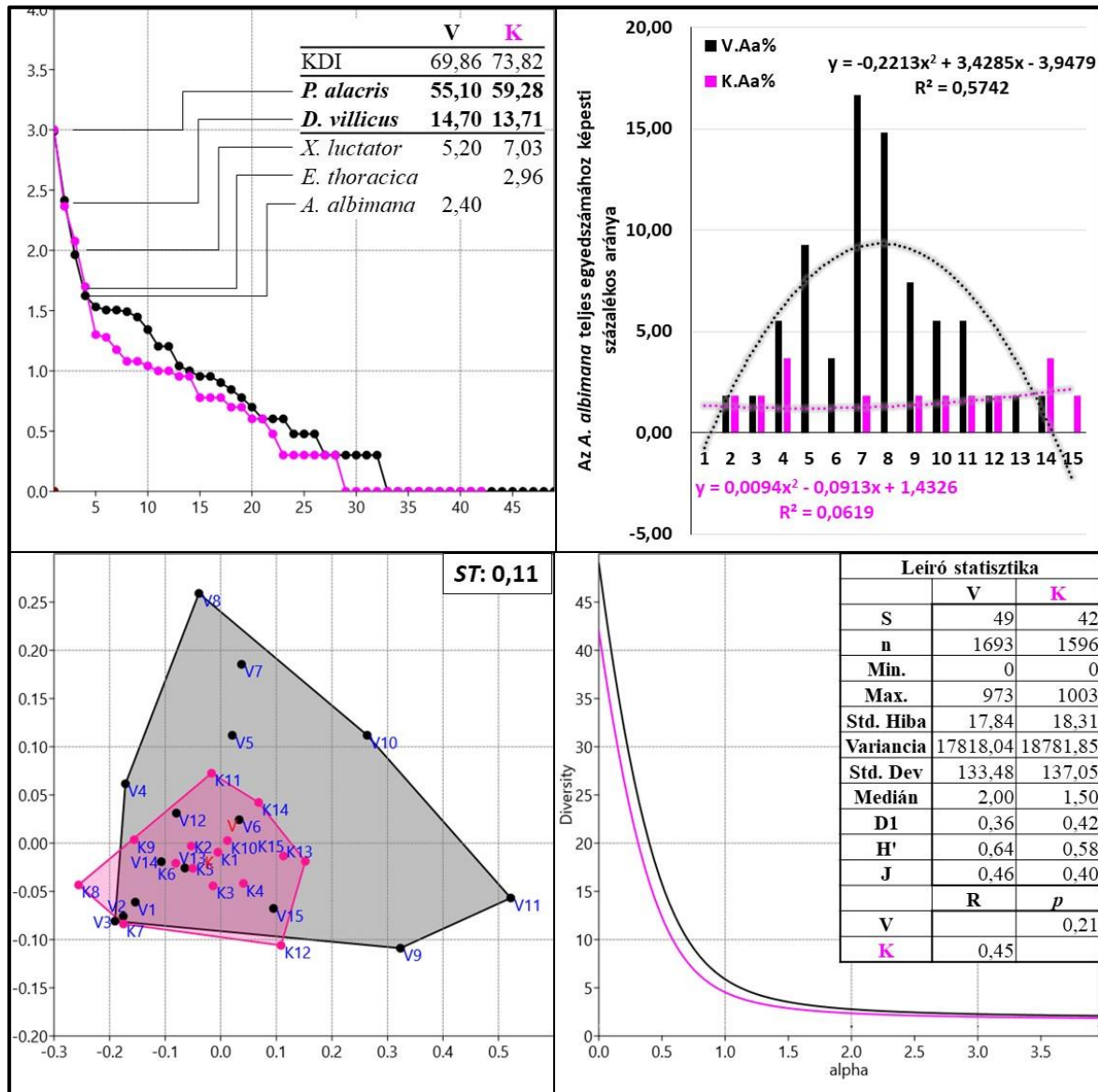
A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció stressz függvényeinek (ST) értéke (0,11) az elfogadható határ (0,20) alá esett, így eredményét kiértékelhetőnek tartom. A vizsgálat alapján a két együttes nem különül el egymástól, a kontroll transzszekt mintái szinte teljesen a lékes minták halmazán belül találhatóak. Emellett a kontroll minták halmaza sokkal kisebb, így azok között összességében nagyobb hasonlóság mutatkozott, mint a lékekhez kapcsolódó minták esetében (76. ábra). Ezek a korábbi elemzések eredményeivel is összhangban vannak, miszerint a két együttes között szignifikáns különbség nem volt, ugyanakkor a lékekhez kötődő adatok nagyobb diverzitást mutattak.

A főbb értékek transzszekt menti alakulását a 21. táblázat (9.5 fejezet) szemlélteti. A lékekhez kapcsolódó és a kontroll transzszekt csapdapárjait összehasonlító T-próbák eredményei nem mutattak szignifikáns különbségeket. Az egymás melletti csapdákat összehasonlító Renkonen indexek a kontroll csapdászorban általánosan magasabbak voltak és transzszekt menti alakulásukban sem volt nagy eltérés. Ezzel szemben a lékekhez kapcsolódó csapdászor mentén a lékek irányába csökkenő tendenciát mutattak, a 7-es és 12-es csapdák között pedig igen alacsonyok voltak.

A fajszaámok jelentősen magasabbak voltak a lékek közepén. Ezzel szemben a kontroll transzszekt csapdái mind annak közepén, mind a végei felé mutattak magas értékeket. A legmagasabb egyedszám a lékes transzszekt esetében a lék a közepén adódott, ugyanakkor annak környezetében, a 4-es és 12-es csapdáig bezárólag (tehát a lékekben és azok szélein) igen alacsony értékek adódtak. A kontroll csapdászorok egyedszámai ugyanakkor egyértelműen a transzszekt közepe felé szinte konstans növekedést mutattak. Ez azért is



meglepő, mivel elméletileg a legszélső csapdák vannak legkevésbé kitéve a többi csapda fogóhatásának, így bolygatatlan állomány esetében ezekben vártam volna nagyobb egyedszámot. A két csapdászor közötti eltérések talán a diverzitás indexek esetében voltak legszembeötlőbbek. Mind a Shannon, mind a Simpson index, mind az ekvitabilitás jelentősen magasabb értékeket mutattak a lékekben (a 6-11-es csapdák között), míg a kontroll csapdászorok esetében alakulásuk nem mutatott különösebb trendet. Mindezt a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R^2 értékei is alátámasztották.



75. ábra: A 2016-os vépi kontroll vizsgálatok (a lékekhez kötődő transzszektek adatai – V, fekete; a kontroll transzszektek adatai – K, magenta) együtteseit összehasonlító elemzések. Bal felső sarok – ln skálájú rangabundancia a KDI értékekkel és a 4 leggyakoribb fajjal, Jobb felső sarok – az *A. albimana* egyedszámának százalékos megoszlása a transzszektek csapdáiban, bal alsó sarok – Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció, jobb alsó sarok – diverzitás profilok a leíró statisztikai adatokkal.

A két minta közösségi összetétele szempontjából talán a legérdekesebb a guild szerkezet alakulása, amit az egyszerűbb értelmezhetőség érdekében csak a két fő csoport (kurzoriális és hálószővő) szintjén vizsgáltam. A vizsgálat alapján a hálószővő pókok teljes együttesben való aránya közel kétszer magasabb volt a lékekhez kapcsolódó transzszektek esetében, valamint az ottani megoszlásuk egyértelműen a lékbelsőben volt nagyobb, míg a kontroll



csapdászorokban nem követtek különösebb trendet. A vadászó pókok esetében megemlíteném, hogy arányuk – az előzőekkel párhuzamosan – a lékekben volt a legalacsonyabb, ami a korábbi elemzésekkel is összhangban van.

Érdemesnek tartom még kiemelni, hogy a bolygatott, a szegély, az árnyékos, a félszáraz és a humid élőhelyeket kedvelő fajok gyakorisága mind a léteken belül volt (gyakran jelentősen) nagyobb, míg a kontroll csapdászor esetében e pókcsoportok egyike sem mutatott egyértelmű preferenciát (20. táblázat).

A Pearson-féle korrelációs vizsgálat során a csapdászorok közepétől való távolság és a közösségeket leíró adatok közötti összefüggéseket elemeztem. Az eredmények alapján kimutatott szignifikáns korrelációk mind negatívak voltak, tehát a transzszektek közepétől való távolság és az egyes jellemzők alakulása között ilyen esetekben fordított arányosság állt fenn. A csak a lékekhez tartozó csapdászorok esetében fennálló fontosabb negatív korrelációk a következők voltak (20. táblázat):

- Simpson diverzitás,
- Shannon diverzitás,
- ekvitabilitás,
- bolygatott élőhelyeket kedvelő fajok aránya,
- árnyékos élőhelyeket kedvelő fajok aránya,
- humid élőhelyeket kedvelő fajok aránya.

Mindezek alapján, a kontroll csapdászások eredményeit figyelembe véve, a mesterséges léknyitás a talajfelszín közeli pókegyütteseket egyértelműen befolyásoló hatásokkal járt. Ezek nagy része – legalábbis 6 év távlatában – nem tűnik negatívnak. Ilyen szempontból egyedül a bolygatott fajok arányának megnövekedését lehet megemlíteni, de az összességében így is viszonylag alacsony volt (közel 2%, ~1,5%-kal magasabb, mint a kontroll csapdászorokban). Az együttes fajkészlete és különösen diverzitása azonban így is magasabb volt a kontroll-énál, ami leginkább éppen a lékek belsejében volt igaz. Mindez valószínűleg az ilyen méretű (kis erdőciklussal összeegyeztethető nagyságú) lékek nyitásának élőhelyteremtő és habitat struktúra növelő hatásával van összefüggésben, amit például a hálóval vadászó, a szegély specialista és a humidabb élőhelyeket kedvelő fajok megoszlása is igazolni látszik. Ugyanakkor fontos kiemelni azt is, hogy a különféle elemzések alapján (T-próba, Renkonen hasonlóság, N-MDS ordináció) a lékekkel érintett állományrész jellege a kontrollétól nem tért el szignifikáns módon. Tehát e vizsgálat eredményei alapján hasonló állományban, a hasonló méretű lékek alkalmazása véleményem szerint természetközeli és tartamos felújítási módnak tekinthető.

5.3. Eltérő erdőállományok összehasonlítása

A két, mesterséges léknyitás általi felújítási kísérletnek teret adó erdőrészek két év alatt csapdászott talajfelszín közeli pókegyütteseit más természetességi állapotú és kezelésű erdők (Ásottalom: vágásos, Kecskemét: vágásos, soproni Roth-féle szálaló, Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum, Szalafő Erdőrezervátum) pókfaunáival is összehasonlítottam (8. táblázat). Pusztán az egyes erdőkben folyó gazdálkodás jellege alapján úgy gondolom, hogy a legtermészetesebbnek az erdőrezervátumok tekinthetők, hiszen bennük semmiféle emberi tevékenység nem folyik. Ezeket követi a szálaló szerkezetű eredő, mivel annak művelése a természetes folyamatok szoros követésével zajlik. Ilyen szempontból legkevésbé természetesennek pedig a vágásos erdőket tartom.

A csapdászási egységekre vonatkoztatott egyedszám nagyobb volt a szálaló szerkezetű erdőben, az erdőrezervátumokban, valamint az ásothalmi tanulmányi erdőben is. Ez



utóbbira magyarázat lehet, hogy bár az egy vágásos erdő, abban lombos és tűlevelű erdőrészek mellett rétek is csapdázásra kerültek, így összességében egy nagyobb komplexitású élőhelynek tekinthető. A csapdázási egységek szerinti egyedszám a száraló szerkezetű erdőben volt a legnagyobb, ezt követte a bejci minta. Ezek mellett a Vépen tapasztalt értéket még a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumban kimutatott egyedszám haladta meg. A diverzitás értékek a vépi mintaterület esetében voltak a legmagasabbak. Mellette a bejcinél magasabb értékeket mutattak még a vágásos és a száraló szerkezetű erdők együttese. Érdekes, hogy ilyen tekintetben a rezervátumok produkáltak a legalacsonyabb adatokat (8. táblázat). Az, hogy a Szalafő Erdőrezervátum pókegyüttese több tekintetben is elmaradt többitől, esetleg magyarázható azzal, hogy az ezt érintő vizsgálat két olyan, a védőzóna részt képező erdőrészetet is tartalmazott, amelyek szűkárósításnak és fenyőpusztulásnak voltak kitéve. Ezek az erdőrészek azóta egészségi letermelésen is átestek. Diverzitás tekintetében a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum is viszonylag alacsony értékeket mutatott. Ez magyarázható a *H. torpida* tömegességével.

A legtöbb erdőrészetben a vadászó pókok túlsúlyát lehetett megfigyelni. Ez alól kivételt képeztek a száraló szerkezetű erdő és a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum együttese. A vadászó pókok aránya utánuk a Szalafő Erdőrezervátumban volt a legalacsonyabb (8. táblázat). A Bejcet és Vépet érintő elemzések alapján az erdei hálósövény pókok az állomány lékjeihez mutatnak nagyobb kötődést. Így az előbb említett erdőkben való nagy arányuk visszavezethető lehet az ottani állományokban megtalálható kisebb lékek jelenlétére, valamint a bennük megtalálható nagymennyiségű fekvő és törmelék holtfára, ami a tölcsérhálós pókok (*H. torpida*, *I. inermis*, *T. sylvestris*, *U. logispina*) számára kifejezetten előnyös. Ez utóbbi feltételezést alátámasztja, hogy a holtfa jelenléte a fojtópókok (*H. lepida*) részére is hasznos, arányuk pedig háromból két erdőben szintén magas volt.

A természetességi kategóriák alapján a bolygatott és/vagy mesterséges élőhelyekhez köthető fajok aránya mindenhol elhanyagolható volt. A klimax élőhelyek fajainak gyakorisága a Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumban volt a legnagyobb. Ezt követte az ásothalmi, majd a vépi minta. Ilyen tekintetben a bejci mintát még a kecskeméti előzte meg. Az Ásothalmon tapasztalt viszonylag magas értékek valószínűleg szintén a rétek jelenlétére vezethetőek vissza. A természetközeli élőhelyekhez köthető fajok egyedszám szerinti aránya általánosan magas volt mindenhol, de legmagasabb a Szalafő Erdőrezervátumban, amit a bejci minta együttese követett (8. táblázat).

Mindezek alapján a lékes felújítással érintett Bejgyertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek természetessége jónak, talajfelszín közeli pókegyütteseinek diverzitása pedig kifejezetten magasnak bizonyult. Az e részeket által fenntartott fauna pedig szintén viszonylag nagyinak mutatkozott.



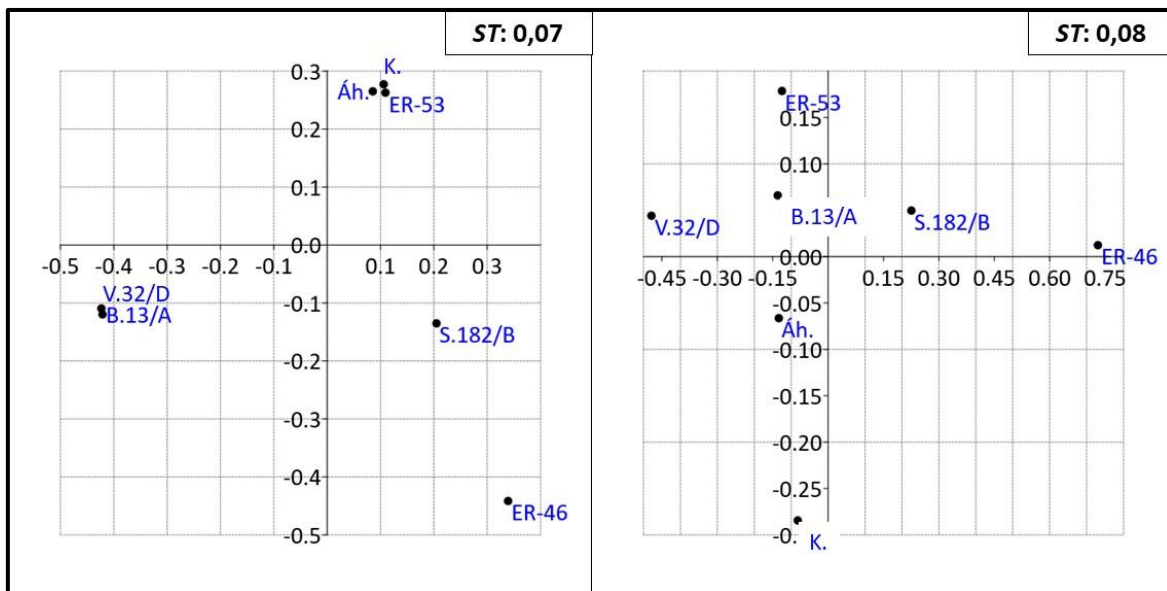
8. táblázat: A vizsgált erdőrészek (B. – Bejc, V. – Vép; szürke) bizonyos jellemzőinek (t – csapdázási idő napokban, cs – csapdászám, S – fajszám, n – egyedszám, D₁ – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – ekvitabilitás; V – vadászó pókok, H – hálószővő pókok, K – klimax, T – természetközeli, U/B – unnaturális bolygatott élőhelyek fajai) más-más kezeléssel és természetességi állapotú erdőkkel (Áh. – Ásottalom, vágásos; K. – Kecskemét, vágásos; S. – Sopron, száraló; ER-46 – Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum; ER-53 – Szalafő Erdőrezervátum) való összehasonlítása. Alul az egyes mintaterületeket összehasonlító Renkonen és Jaccard hasonlósági indexek értékei.

		B. 13/A	V. 32/D	Áh.	K.	S. 182/B	ER-46	ER-53
Leíró statisztika	t	436	436	212	190	90	42	196
	cs	30	30	18	15	24	50	12
	S	123	116	68	39	69	55	50
	S/t/cs	0,01	0,01	0,02	0,01	0,03	0,02	0,02
	n	18.868	11.518	2943	1802	3519	2068	1305
	n/t/cs	1,44	0,88	0,77	0,63	1,63	0,99	0,55
	D ₁	0,71	0,90	0,81	0,86	0,80	0,54	0,67
	H'	2,24	2,96	2,55	2,43	2,36	1,56	2,01
J	0,47	0,62	0,61	0,65	0,56	0,38	0,51	
A négy leggyakoribb faj dominanciája	<i>H. lepida</i>					4,07	6,62	
	<i>C. nanus</i>			6,63				
	<i>T. flavipes</i>	1,92				5,97		
	<i>A. lutetiana</i>			3,74	11,43			
	<i>A. albimana</i>		6,77					
	<i>T. terricola</i>	5,31	5,56		7,71			3,60
	<i>P. alacris</i>	32,08	18,45	27,90	20,03	32,01		41,61
	<i>H. torpida</i>					19,74	59,65	
	<i>I. inermis</i>						4,38	
	<i>T. sylvestris</i>						3,04	
	<i>U. longispina</i>							8,97
	<i>D. villicus</i>		9,95					
	<i>Z. apricorum</i>			3,26				
	<i>O. praticola</i>				8,83			
<i>X. luctator</i>	2,34						1,69	
Ökológia [%]	V	81,43	77,95	81,07	86,29	51,23	15,00	75,03
	H	18,57	22,05	18,93	13,71	48,77	85,00	24,97
	K	16,19	32,15	34,06	22,26	10,52	49,84	8,27
	T	83,70	67,28	43,01	77,74	88,08	49,37	91,73
	U/B	0,12	0,57	1,14	0,00	1,40	0,79	0,00
Renkonen								
Jaccard	B. 13/A		0,42	0,23	0,25	0,25	0,17	0,22
	V. 32/D	0,55		0,26	0,21	0,21	0,10	0,27
	Áh.	0,61	0,46		0,29	0,18	0,12	0,16
	K.	0,50	0,39	0,53		0,19	0,18	0,25
	S. 182/B	0,51	0,32	0,47	0,41		0,31	0,16
	ER-46	0,07	0,04	0,05	0,06	0,41		0,12
	ER-53	0,70	0,44	0,53	0,44	0,44	0,05	



A Renkonen hasonlósági index értékei alapján a Bejcen mintázott pókegyüttes a kecskeméti és a száraló szerkezetű erdőéhez, a Vépen gyűjtött pedig az ásothalmi és a szalafői faunához hasonlított a legjobban. A Jaccard indexek hasonló eredményeket mutattak, azzal a különbséggel, hogy a bejci minta igen nagyfokú hasonlóságot mutatott a szalafői együttesel (8. táblázat).

Az együttesek összehasonlításához Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordinációt is alkalmaztam. Az adatoknak a fajok egyedszámai szerint elvégzett elemzése (ST: 0,07) egyértelműen a hasonló mintaszámú erdők adatait közelítette egymáshoz. Ezért a vizsgálatot a fajok dominanciája alapján is elvégeztem (ST: 0,08). Ennek eredményei szerint a lékes felújítással érintett Bejgyertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek talajfelszín közeli pókegyüttese a vágásos ásothalmi, a Roth-féle száraló és a Szalafő Erdőrezervátum erdeinek együtteseivel mutattak nagyobb hasonlóságot. Ezek közös jellemzője, hogy az állományon belül kisebb-nagyobb méretű nyílt élőhelyek (egyes fák kidőlésével, vagy kitermelésével keletkező lékek; valamint nyílt füves területek, rétek) is találhatóak. Az összehasonlításban résztvevő erdőtől a két lékes mintaterület közül a vépi tért el a legjobban (76. ábra).



76. ábra: A vizsgált erőrészeket (B. – Bejc, V. – Vép; szürke) más-más természetességi állapotú erdőkkel (Áh. – Ásothalom, vágásos; K. – Kecskemét, vágásos; S. – Sopron, száraló; ER-46 – Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum; ER-53 – Szalafő Erdőrezervátum) összehasonlító Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció (bal oldal – a fajok egyedszámai, jobb oldal – a fajok dominanciája alapján).

Az elemzés eredményeit összegezve, az eltérő természetességű, művelésű és szerkezetű erdőkkel való összehasonlítás alapján, a dolgozatomban vizsgált mesterséges léknyitás általi felújítási kísérletnek teret adó erdőrészek talajfelszín közeli pókegyüttese legkevésbé a nyílt élőhelyeket nem tartalmazó, viszonylag alacsony természetességű (vágásos) erdőkére hasonlítottak. Emellett ezen élőhelyek természetessége viszonylag jónak, a csapdázott pókfaunák diverzitása pedig magasnak tekinthető. Ez utóbbi eredményt a vépi kontroll mintázás (77. ábra) kimenetele is alátámasztotta, hiszen ott a lékeket tartalmazó állományfoltok az erdőrészen belül is magasabb diverzitása volt.



6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az értekezésem fókuszát adó és legnagyobb részét kitevő kétéves talajcsapdás vizsgálat során két nyugatmagyarországi lombhullató erdő 1-1 erdőrésztében, a gyertyános-kocsánytalan tölgyes Bejcgertyános 13/A és a cseres állományú Vép 32/D területén előforduló talajfelszín közeli pókegyütteseket elemeztem, különös tekintettel a két erőrészletben elvégzett mesterséges léknyitás azokra kifejtett hatásaira. Az adatgyűjtéshez mindkét mintaterületen 2 lék hossz tengelye mentén lefektetett csapdasorokat használtam, mindegyik transzszektben 15 csapdával. Ezek üzemeltetése április és október hónapok között zajlott, kéthetes rendszerességű mintagyűjtéssel. 2013-ban 15, míg 2014-ben 16 csapdaürítésre került sor, így a két év alatt összesen 1860 mintányi csapdaanyagot dolgoztam fel. Az így kapott adatok alapján egyrészt elvégeztem a két vizsgálat erdőrésztlet faunisztikai elemzését, valamint azok egymással való összehasonlítását, továbbá a mesterséges léknyitás hatásainak analízisét is.

E vizsgálatok során összesen 30386 pókegyedet dolgoztam fel, amelyek alapján a két mintaterületen összesen 168 fajt mutattam ki. Ezek között egy védett faj volt, a mindkét erdőrésztletben előforduló *Atypus piceus*, amelynek ezzel így regionálisan két új előfordulását is kimutattam. Mellette még egy pókfaj magyar faunára új előfordulását tártam fel: *Centromerus leruthi* (Bejc). Mindkét esetben a 2013-as év pókaktivitása mutatkozott nagyobbak, ugyanakkor sem a 2013-as és a 2014-es év, sem a transzszekt-párok adatai között szignifikáns különbség nem adódott. Ebből kifolyólag a továbbiakban a két mintaterület adatait évek és transzszekt párok szerint összesítve vizsgáltam.

A fajtelítődési görbék alapján mindkét mintaterület pókfaunáját jól feltártnak tartom. A két állomány együttese között, azok egyedszám alapján összehasonlított fajkészlete szerint szignifikáns különbség szintén nem mutatkozott. Mind a faj-, mind az egyedszám a bejcgertyános erdőrésztletben volt nagyobb. A diverzitás értékek viszont (mind a teljes faunára számítva, mind az egyes csapdákból) Vépen bizonyultak magasabbnak, valamint jobb kiegyenlítetttségű is ennek együttese volt. A két fauna összetételében jelentős különbség sem a fajok állatföldrajzi elterjedése, sem a családok rangosra alapján nem mutatkozott, bár a farkaspókok aránya több mint másfélszer akkora volt a bejci, mint a vépi mintában. A pókok átlagos testmérete Vépen volt nagyobb, de szignifikáns különbség itt sem volt kimutatható a két minta között. A leggyakoribb fajnak egyöntetűen a *Pardosa alacris* bizonyult, az együttesek varianciáját legfőképp e faj előfordulása határozta meg. Mindkét mintaterületen a vadászó pókok gyakorisága volt nagyobb. Ez szintén igaz a természetközeli természetességű, a részlegesen árnyékolt és a száraz élőhelyek fajaira. Ugyanakkor az élőhely jellege alapján Bejcen az erdei, míg Vépen a szegély habitatok fajai voltak a leggyakoribbak.

A legmagasabb dominanciával rendelkező fajok szezonális aktivitása (amennyiben azok mindkét erdőrésztletben előfordultak) hasonlóan alakult a két mintaterületen. Ezen eredmények a legtöbb esetben az szakirodalmi adatokkal is megegyeztek. Kisebb-nagyobb eltéréseket mutattak a *Pardosa alacris*, *Zodarion germanicum*, *Euryopis flavomaculata*, *Urocoras longispina* és *Atypus piceus* fajok. Így e pókok szezonális aktivitásának jellemzéséhez vizsgálataim eredményei új adatokkal járultak hozzá. Térbeli aktivitás tekintetében a következő gyakori fajok mutattak nagyobb eltérést a két mintaterület között: *Drassyllus villicus*, *Trochosa terricola*, *Zodarion germanicum*, *Euryopis flavomaculata*, *Zora nemoralis* és *Xysticus luctator*. Ennek oka fajonként változó volt, de az egyes elemzések alapján leginkább a két lék eltérő holtfa mennyiségére, újulat borítottságára és humiditására vezethető vissza.



A mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre gyakorolt hatásait az egyes adatoknak a lékek hossz tengelyén lefektetett csapdászor, mint gradiens mentén történő vizsgálata alapján elemeztem. Az ilyen irányú elemzések szerint mind a fajszám, mind az egyedszám a csapdászorok közepe, azaz a lékek belseje felé növekvő tendenciát mutatott, ami a fajkészletek alapján számolt diverzitás indexek értékeire is igaz. Ezt a trendet a (Pearson r) korrelációs analízis szignifikánsnak mutatta a bejci fajszámok, valamint a vépi faj- és egyedszámok, valamint Shannon diverzitás indexek esetében. Az egyes diverzitás indexekre általánosan igaz volt, hogy lokálisan legalacsonyabb értékeiket a lékszéli 5-ös, valamint a 9-es csapdák esetében vették fel, ezek között pedig folyamatos növekedést mutattak.

A közösségszerkezeti adatok alapján a következő csoportok mutattak a léken belül jelentősen nagyobb gyakoriságot: vitorlahálós pókok (Bejc és Vép), tölcserhálós pókok (Vép), kerekhálós pókok (Bejc és Vép), erdei élőhelyek fajai (Bejc és Vép), félszáraz élőhelyek fajai (Bejc és Vép), humid élőhelyek fajai (Bejc és Vép).

A transzszektek csapda szomszédjai között (azok fajkészletének egyedszám szerinti összehasonlítása alapján) a T-próbák a 8-as és 9-es (Vép), valamint a 14-es és 15-ös csapdák (Bejc) között mutattak szignifikáns különbségeket. A Renkonen és Jaccard hasonlósági indexek alakulása szerint a lékszéli csapák szomszédiakkal való hasonlósága alacsonyabb, a lékbelső csapdáé pedig nagyobb volt. Hasonló eredményt hozott a klaszteranalízis és a Bray-Curtis hasonlósági index alapján elvégzett N-MDS ordinációs vizsgálat is. Ezek alapján a transzszektek csapdái két nagy csoportba tömörültek. A kisebbekbe a lékek, a nagyobbakba az állomány csapdái estek. A lékek széleire helyezett csapdák pedig e két csoport valamelyikébe.

Markánsan elváló szegélyzóna kialakulását egyik vizsgálat sem igazolta. Ehelyett a kialakított lékek teljes belseje szegélyzónaként viselkedett. Ezt – az előzőekben ismertetett eredmények mellett – a tipikusan szegélyspecialista *Aulonia albimana* faj lékeken belül mutatott jelentősen nagyobb aktivitása is alátámasztotta.

A mesterségesen definiált erdőállomány, lékszegély és lék karaktercsapdáinak adatai között azok fajkészletének egyedszám szerinti összehasonlítása alapján szignifikáns különbség egyik mintaterületen sem mutatkozott. A diverzitás indexek értékei jellemzően a szegélycsapdáknál voltak a legalacsonyabbak. A faj- és egyedszámok, valamint a Jaccard és Renkonen indexek alakulása azonban nem volt egyértelmű.

A mesterséges léknyitás hatásainak elemzése részeként az ERTI Sárvári Kísérleti Állomása által felállított hálózat által mért talajnedvességi, gyomborítottsági, lombkorona nyitottsági és megvilágítottsági adatok, valamint az általam felmért fekvő holtfa; továbbá a talajfelszín közeli pókegyüttesek közötti kapcsolatokat is vizsgáltam. A leggyakoribb fajok közül a lékek közepétől való távolsággal a *Trochosa terricola*, az *Urocoras longispina*, a *Xysticus luctator* és a *Scotina celans*; a talajnedvességgel a *Pelecopsis radicolica*; a gyomborítottsággal a *Trochosa terricola*; a lombkorona nyitottságával az *Aulonia albimana* és a *Zelotes apricorum*; a megvilágítottság mértékével a *Drassyllus villicus* és a *Zelotes apricorum*; a holtfával pedig az *Atypus piceus*, a *Zelotes apricorum* és a *Xysticus luctator* fajok mutattak pozitív kapcsolatot.

A vadászati stratégiákat tekintve az egyéb vadász, a hurokhálós és speciális hálós fajok gyakorisága pozitív kapcsolatot mutattak a lékek közepétől való távolsággal, valamint a holtfa mennyiségével. Továbbá negatív kapcsolatot a megvilágítottsággal. A kivárási fajok pozitív kapcsolatot mutattak a lékek közepétől való távolsággal, a holtfa számosságával és korhadtsági fokával, valamint gyengébbet annak mennyiségével. Emellett negatív kapcsolatot a talajnedvességgel és a lombkorona nyitottságával. A talajfelszínen vadászó fajok a megvilágítottsággal pozitív, míg a lékek közepétől való távolsággal és a talajnedvességgel



negatív kapcsolatot mutattak. A vitorlahálós pókok pozitív kapcsolatot mutattak a talajnedvességgel, a lombkorona nyitottságával és az aljnövényzet borításával.

Pozitív szignifikáns (Pearson r) korrelációk mutatkoztak a gyomborítottság és az egyedszám, a fajszám és a Shannon diverzitás értékei között; továbbá a nyitottság, a megvilágítottság és a fajszám között; illetve a talajnedvesség és az ekvitabilitás között. Negatív szignifikáns korreláció pedig a fényviszonyok és a Simpson diverzitás, valamint a kiegyenlítettség között.

A két erdőrésztben csapdázott talajfelszín közeli pókegyütteseket mesterségesen meghatározott szezonális kategóriák szerint is összehasonlítottam. Ezek a tavaszi, a nyár elejei, a nyár végi és az őszi időszakokat foglalták magukban. Az eredmények alapján a legkisebb egyed- és fajszámot, valamint a legalacsonyabb diverzitás értékeket is az őszi mintavételezés mutatta. A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordinációs vizsgálat alapján szintén ezen időszak együtteseit tértek el legjobban a többitől. Az egyes időszakok fajkészletének egyedszámait szerinti elvégzett T-próbák alapján szignifikáns különbség adódott Bejcen a tavaszi és nyár eleji időszakok, míg Vépen mind a négy időszak együttese között.

A mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre gyakorolt hatásai a vegetációs időszak általam vizsgált időtartama alatt nem konzisztens módon jelentkeztek. Ez különösen a vitorlahálós, továbbá kisebb mértékben a talajfelszín közelében vadászó és a tölcsérhálós pókok esetében, valamint szintén kisebb mértékben a teljes együttes egyedszámának és diverzitásának alakulása esetében volt megfigyelhető. A pókegyüttesek között ugyanakkor sem a mintázási évek, sem a lékek tájolása alapján nem mutatkozott szignifikáns különbség.

A fentebb vázoltak mellett, Vépen további három, kiegészítő mintagyűjtést is végeztem a 2015-ös és a 2016-os években. Annak megítélésére, hogy a mesterséges léknyitás hatásai miképpen jelentkeznek lombtalan faállomány alatt, 2015-ben a csapdászokat az év elejei téli időszakban is üzemeltettem. A vizsgálat során 14 faj, további 117 egyedet csapdáztam, ami jelentősen alul múlja az összehasonlítás alapját képező nyári és őszi mintákban tapasztaltakat. A diverzitás indexek értékei ugyanakkor nem voltak jelentősen alacsonyabbak. A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordinációs vizsgálat alapján a lékek és az állomány csapdái nem különültek el. Továbbá transzszekt menti trendet sem a faj-, sem az egyedszámok, sem a diverzitás értékek nem mutattak. A mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre kifejtett hatása tehát az év folyamán nem állandó mértékű, az leginkább a nyári, legkevésbé pedig a téli időszakban észlelhető.

A pókok mozgási aktivitásától függő és így relatív mintavételezési módszernek tekintett talajcsapdázás eredményeit az abszolút mintavételezési módszernek tartott vákuumos (D-Vac) mintagyűjtési módszer eredményeivel is összehasonlítottam, amit 2015 nyarán végeztem. A vizsgálat során 41 faj további 1254 (1087 juvenilis) egyedet gyűjtöttem be. A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordinációs elemzés szerint a talajcsapdázás és a vákuumos minták jól elkülönültek egymástól. A diverzitás rendezés alapján szintén a vákuumgyűjtéses minta mutatkozott magasabb diverzitásúnak, de T-próba eredménye alapján a két együttes fajkészlete között nem mutatkozott szignifikáns különbség. A Renkonen hasonlósági indexek alakulása alapján a D-Vac minták a lékek közepébe eső talajcsapdázás mintákhoz hasonlítottak a legjobban. A léknyitás hatásait a vákuumos mintagyűjtés is kimutatta. A két módszer által feltárt talajfelszín közeli pókegyüttesek közötti legnagyobb különbségek azok voltak, hogy a talajcsapdázás a ritkább és/vagy nagyobb méretű, továbbá éjszakai aktivitású fajokat hatékonyabban mutatta ki; amíg a D-vac gyűjtés a kisebb, stacionárius életmódú és lokálisan gyakoribb fajokra volt érzékenyebb.



A 2016-os évben egy kontroll jellegű talajcsapdázást is végeztem, amikor is a területen két új, a korábbiakban használt csapdasorral megegyező felépítésű került kijelölésre, azzal a különbséggel, hogy e csapdák mindegyike egy, a meglévő lékektől a lehető legmesszebb eső állományfolt alá került. E csapdasorokkal egy időben az eredeti, lékekhez kapcsolódó transzszektek csapdái is üzemeltek. A vizsgálat során 57 faj további 3457 egyedét fogtam be. A két mintázás pókegyüttese között szignifikáns különbség nem mutatkozott, azonban a lékekhez kapcsolódó gyűjtés együtteseinek magasabb volt az egyed- és fajszáma, továbbá a diverzitása is. E mellett ez utóbbi értékek negatív szignifikáns korrelációt mutattak a lékek közepétől való távolsággal, ami a kontroll mintázás esetében nem állt fenn. A hálószővő pókok teljes együttesben való aránya közel kétszer magasabb volt a lékekhez kapcsolódó transzszektek esetében, valamint az ottani megoszlásuk egyértelműen a lékbelsőkből volt nagyobb, míg a kontroll csapdasorokban nem követtek különösebb trendet. Mindez a szegélyspecialista *Aulonia albimana* fajra is igaz volt. Hasonló volt továbbá a bolygatott, árnyékos, valamint humid élőhelyeket kedvelő fajok gyakoriságának alakulása, amit a (Pearson r) korrelációs vizsgálat is megerősített.

Összességében tehát, a kontrollvizsgálat eredményei szerint a korábbiakban leírt és a mesterséges léknyitáshoz tulajdonított behatások legtöbbje a kontroll csapdázás együttesében nem jelentkezett. Emellett az általam vizsgált mesterséges léknyitáshoz élőhelyteremtő és diverzitás növelő hatásai voltak. Ugyanakkor az elemzések alapján, a lékekkel érintett állományrész jellege a kontrollétól nem tért el szignifikáns módon.

Végezetül a Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészekben csapdázott talajfelszínközeli pókegyütteseket öt eltérő kezeléssel és természetességű erdő (az ásothalmi Tanulmányi erdő - vágásos, a kecskeméti Nyíri erdő - vágásos, a soproni Roth-féle szálaló erdő, a soproni Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum és a Szalafő Erdőrezervátum) adataival is összehasonlítottam. E vizsgálat eredményei szerint a lékes felújítással érintett erdőrészek talajfelszín közeli pókegyüttese a vágásos ásothalmi, a Roth-féle szálaló és a Szalafő Erdőrezervátum erdeinek együtteseivel mutattak nagyobb hasonlóságot. Ezek közös jellemzője, hogy az állományaikon belül kisebb-nagyobb méretű nyílt élőhelyek is találhatóak. Továbbá a lékeket tartalmazó erdőrészek pókfaunájának diverzitása a többivel összemérhető, azokénál több esetben magasabb is volt. Valamint az indikátorfajok élőhelypreferenciája alapján természetességük is jónak tekinthető.

Mindezek mellett kiemelném, hogy e mintagyűjtések során Ásothalmon a *Nemesia pannonica* és az *Eresus kollari* védett fajok területre új, Szalafőn az *Atypus affinis* és *Atypus piceus* védett fajok régióra új; valamint Bejcgertyánoson a *Centromerus leruthi*, a Soproni-hegységben pedig a *Tapinocyba pallens*, a *Gnaphosa montana* és a *Cybaeus tetricus* fajok Magyarországra új előfordulásai kerültek kimutatásra.



6.1. Tézisek

Vizsgálataim eredményei alapján jelen értekezésemben a következő téziseket fogalmazom meg:

1. Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek talajfelszín közeli pókfaunájának többéves felmérésével megvizsgáltam a mesterséges léknyitás azokra való hatásait. A két területen összesen 35214 pókot gyűjtöttem, amelyek 27 család 173 pókfaját képviseltek.
 - a. Az egyes mintaterületek leggyakoribb fajait a 3. és 5. táblázatok jegyzik.
 - b. Az adatgyűjtések során 4 védett pókfaj új előfordulását mutattam ki: *Atypus affinis* (Szalafő), *Atypus piceus* (Bejcgertyános, Szalafő, Vép), *Eresus kollari* (Ásotthalom) és *Nemesia pannonica* (Ásotthalom).
 - c. Az adatgyűjtések során 4 pókfaj Magyarországra új előfordulását mutattam ki: *Centromerus leruthi* (Bejcgertyános), *Cybaeus tetricus* (Sopron), *Gnaphosa montana* (Sopron) és *Tapinocyba pallens* (Sopron).
 - d. A következő fajok szezonális aktivitás-adataihoz járultam hozzá új ismeretekkel:
 - *Pardosa alacris*: Irodalmi adatok alapján áprilistól szeptemberig fordulnak elő adult egyedei. Ezzel szemben kutatásom során még novemberben is csapdáztam.
 - *Urocoras longispina*: Szezonális aktivitásához korábban nem voltak adatok. Az én eredményeim szerint adult egyedeit áprilistól novemberig meg lehetett találni, a leggyakoribb pedig október-november hónapokban volt.
 - e. A fajtelítődési görbék alapján a vizsgált talajfelszín közeli pókegyüttest jól feltártnak tartom, a mintagyűjtést folytatva jelentős fajszámnövekedés nem lett volna várható. A mintagyűjtési időszakomat tehát megfelelő hosszúságúnak tekintem.

2. A Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek talajfelszín közeli pók együtteseinek között szignifikáns különbség nem mutatkozott. A mindkét erdőállományban előforduló fajok száma 77 volt, ami a teljes fajkészlet 44,5%-át tette ki, e fajok egyedei a teljes csapdázott fauna 97,6%-át adták. A leggyakoribb pók mindkét helyen a sárgafoltos gyászfarkaspók (*Pardosa alacris*) volt, az együttesek varianciáját legfőképp e faj előfordulása határozta meg.
 - a. Vizsgálatom során felmérésre került az érintett erdőfoltok talajfelszín közeli pókfaunája. A legtöbb pókfaj a fő aktivitását a nyár eleji időszakban (április végétől júniusig) mutatta, az egyed- és fajszámok ekkor bizonyultak a legmagasabbak. Az ivarérett állatok megnövekedett mozgásaktivitása révén az alkalmazott talajcsapdás mintavételezés ekkor a leghatékonyabb.
 - b. A pókfaunák összetétele álltöldrajzi szempontból nem mutatott értékelhető különbséget. A leggyakoribb családok rangsora szintén hasonló volt a két erdőrészekben. Mindkét együttesben a vadászó pókok egyedi domináltak, közülük is a talajfelszínen vadászók voltak a leggyakoribbak. Az indikátor fajok élőhely preferenciái alapján mindkét állomány természetszerű állapotú, részlegesen árnyékolt, mérsékelt száraz erdőnek tekinthető. Az élőhely választás jellege alapján Bejcgertyánoson az erdei, míg Vépen a szegély habitatok fajai voltak gyakoribbak.
 - c. Az összesített faj- és egyedszám a Bejcgertyános 13/A, míg a fajdiverzitás (Shannon és Simpson), valamint az ekvitalitás a Vép 32/D erdőrészek faunájában volt magasabb.



3. Vizsgálataim eredményei alapján, a mesterséges léknyitás egyértelmű hatással volt a talajfelszín közeli pókegyüttesek szerkezetére. Ugyanakkor jól definiálható szegélyzóna a mesterséges lékek és az állomány között az általam használt csapdarendszer adatai alapján egyik erdőrészekben sem volt kimutatható. A lékek teljes területe (15 x 30 m méretű) szegély jellegű volt. Ezt az *Aulonia albimana*, egyes vitorlaspókok (*Lynyphiidae*), valamint a félszáraz és humid élőhelyek fajainak gyakorisága mutatták meg.
 - a. Mind a faj-, mind az egyedszámok, továbbá a diverzitás értékek is a lékek csapdái esetében voltak magasabbak.
 - b. Kontroll vizsgálat alapján a mesterséges léknyitás egyértelműen kihatással volt a talajfelszín közeli pókegyüttesek karakterisztikáira.
 - c. A lékek és állományok csapdáinak elkülönülését többváltozós analízisekkel igazoltam.

4. A mesterséges léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre gyakorolt hatásai leginkább a vegetációs időszak elején, április és július hónapok között; legkevésbé pedig a vegetációs időszak után, télen jelentkeztek. A pókegyüttesek különböző évi adatai között ugyanakkor nem mutatkozott szignifikáns különbség.

5. A mesterséges léknyitás által befolyásolt biotikus és abiotikus tényezők alakulása konkrét fajpopulációk szintjén is regisztrálható volt.
 - a. A leggyakoribb fajok közül a lékek közepétől való távolsággal a *Trochosa terricola*, az *Urocoras longispina*, a *Xysticus luctator* és a *Scotina celans*; a talajnedvességgel a *Pelecopsis radicularis*; a gyomborítottsággal a *Trochosa terricola*; a lombkorona nyitottságával az *Aulonia albimana* és a *Zelotes apricorum*; a megvilágítottság mértékével a *Drassyllus villicus* és a *Zelotes apricorum*; a holtfa mennyiségével pedig az *Atypus piceus*, a *Zelotes apricorum* és a *Xysticus luctator* fajok mutattak pozitív kapcsolatot.
 - b. Az egyéb vadász, a hurokhálós és speciális hálós fajok gyakorisága pozitív kapcsolatot mutattak a lékek közepétől való távolsággal, valamint a holtfa mennyiségével, továbbá negatív kapcsolatot a megvilágítottsággal. A kivárá (lesből támadó) fajok pozitív kapcsolatot mutattak a lékek közepétől való távolsággal, a holtfa számosságával és korhadtsági fokával; emellett negatív kapcsolatot a talajnedvességgel és a lombkorona nyitottságával. A talajfelszínen vadászó fajok a megvilágítottsággal pozitív, míg a lékek közepétől való távolsággal és a talajnedvességgel negatív kapcsolatot mutattak. A vitorlahálós pókok pozitív kapcsolatot mutattak a talajnedvességgel, a lombkorona nyitottságával és az aljnövényzet borításával.
 - c. Pozitív szignifikáns kapcsolatok mutatkoztak a gyomborítottság, valamint az egyedszám és a fajszám, továbbá a Shannon diverzitás értékei között; emellett a nyitottság, a megvilágítottság és a fajszám között. Negatív szignifikáns kapcsolatot állapítottam meg a lék közepétől való távolság, valamint a fajszám, az egyedszám és a Simpson diverzitás; továbbá a talajnedvesség és a megvilágítottság, valamint a Simpson diverzitás között.



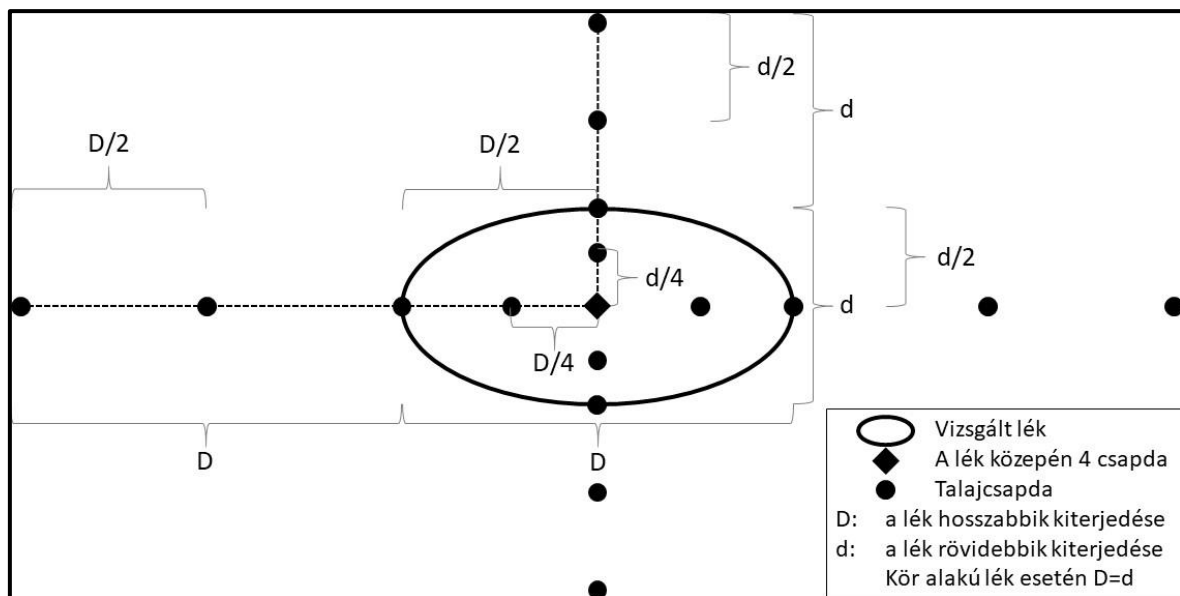
6. Az eredményeim alapján a mesterséges léknyitás nem járt negatív következményekkel a talajfelszín közeli pókegyüttesek szempontjából. Mi több, a talajközeli pókfauna fajgazdagsága, valamint diverzitása szempontjából hatásai pozitívnak tekinthetők, amit kontroll vizsgálat is igazolt.
- a. A fent említett mutatók nagyobb értékeinek lékbelsőben való előfordulását korrelációs vizsgálat is igazolta.
 - b. E mutatók szintén magasabbnak bizonyultak a kontroll csapdázással érintett állományrész esetében tapasztaltaknál.
 - c. A mesterséges léknyítással érintett Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek talajfelszín közeli pókegyütteseinek sem egyedszáma sem diverzitása nem maradt el a különféle természetességű, valamint hasonló méretű, de mesterséges lékeket nem tartalmazó erdőkétől, sőt, bizonyos esetekben meg is haladta azokét. A talajfelszín közeli pókegyütteseik dominancia szerinti fajkészlete alapján, azok a nyílt habitátokat (egyes fák kidőlése, vagy kivágása miatt keletkezett lékeket, valamint réteket) tartalmazó erdőkre hasonlítottak leginkább, tehát a mesterséges léknyitás a természetesen felnyíló erdőkben jellemző folyamatokat modellezi.
7. A vákuumos (D-Vac) és a talajcsapdás módszerrel gyűjtött együttesek között, azok egyedszám szerint vizsgált fajkészlete alapján szignifikáns különbség nem mutatkozott. Ugyanakkor mind a csapdázási egységre vetített faj- és egyedszám, mind a Shannon diverzitás szempontjából a vákuumos módszer által gyűjtött minta mutatkozott gazdagabbnak.
- a. A két gyűjtési módszer elvéből fakadóan különbségek állapíthatók meg a vadászati stratégiák, az átlagos testméretek, a cirkadián aktivitás és a szimilaritási vizsgálatok esetében.
 - b. A vákuumos mintagyűjtés a talajcsapdázáshoz hasonlóan alkalmasnak bizonyult a léknyitás talajfelszín közeli pókegyüttesekre kifejtett hatásainak feltárására. Ez leginkább a faj- és egyedszámok, valamint a Shannon diverzitás indexek alakulásában mutatkozott meg. A vákuumos, valamint a hagyományos talajcsapdázással kapott minták hasonlósági vizsgálatai alapján a legnagyobb hasonlóságot a lékek belsejébe eső talajcsapdák esetében tapasztaltam.



6.2. Javaslatok

Vizsgálataim eredményei alapján jelen értekezésben a következő javaslatokat fogalmazom meg:

1. Az általam használt csapdázási hálózattal szerzett tapasztalatok alapján a mintagyűjtési módszertan fejlesztésére a következő javaslatokkal élnék:
 - a. Érdemesnek tartom a csapdázást a tervezett lécek helyén, de még az állomány megbontása előtti évben megkezdeni, majd ezt követően a léknyitás után közvetlenül folytatni.
 - b. Szükséges a lécekhez kapcsolódó csapdázással párhuzamosan az adott erdőrészlet egy, a léknyítással nem érintett foltjában kontroll csapdázást is folytatni.
 - c. Az ERTI a léknyítást követően talajnedvességi, gyomboritottsági, megvilágítottsági és lombkorona nyitottsági adatokat is gyűjtött. Ezek mérése sajnos nem terjedt ki az általam használt 1, 2, valamint 14, 15-ös számú csapdák környezetére. Így a hasonló, eltérő jellegű adatok gyűjtését is magában foglaló vizsgálatok esetén a különféle felmérések előzetes összehangolását javaslom.
 - d. Az általam használt transzszekt alapú csapdázás miatt az egyes teoretikusan kialakuló élőhelyekbe nem azonos számú csapda esett (lékbelső: 5, lékszél: 2, állomány: 8). Annak érdekében, hogy a különféle adatok gradiens szerinti elemezhetősége megmaradjon, de emellett az egyes élőhelyek összehasonlításához is azonos mennyiségű minta álljon rendelkezésre, a későbbiekben a következő alternatív csapdarendszer használatát javaslom. Ebben két, egymásra merőleges transzszekt mentén 10-10 csapda kerülne telepítésre. 4 a lék közepére (egymástól min. 2,5 m-es távolságra), 4 a lék szélére, 4 az állomány alá; valamint 4-4 intermediális csapda a lékközép-lékszél és a lékszél-állomány féltávolságokra (77. ábra). Az összehasonlíthatóság érdekében az egyes távolságokba eső csapdák külön-külön csoportokat alkotnának.



77. ábra: Alternatív talajcsapdahálózat telepítési javaslat.



2. Bár a különféle erdőművelési eljárások legfőbb célja értelemszerűen nem a talajfelszínközeli pókegyüttesek gazdagságának megőrzése, az azokat alkotó fajok indikátor jellege miatt mégis alkalmasak a különféle mesterséges zavarások ökoszisztémára gyakorolt hatásainak elemzésére. Így a vizsgálatuk dolgozatomban bemutatott eredményei alapján úgy gondolom, hogy a mesterséges léknyításra alapozott erdőfelújítás az általam vizsgált állományokhoz hasonló élőhelyeken és az általam vizsgált lékekhez hasonló erélyű beavatkozások használatával természetvédelmi szempontból előnyös és megfontolandó alternatívája lehet a hagyományos erdőfelújítási módszereknek.
3. Eredményeim alapján úgy gondolom, hogy hasonló erdészeti beavatkozások talajfelszínközeli pókegyüttesekre kifejtett behatásainak legteljesebb megismeréséhez érdemes egész éven átívelő mintagyűjtést folytatni. Ugyanakkor, amennyiben a rendelkezésre álló erőforrások ezt nem teszik lehetővé, akkor az április és július hónapok közötti felmérés már elégségesnek mutatkozik, az ezen időszakban gyűjtött adatok megfelelőek valid következtetések levonására.
4. Annak ellenére, hogy a vákuumos mintagyűjtés mintázási egységre vetítve több adatot produkált, valamint több szempontból is a talajcspadázásnál előnyösebb módszernek tűnik, hasonló időtartamú, hasonló volumenű és hasonló élőhelyen végzett felmérés esetén használatát, annak nagy élők munkáigénye miatt, mégsem tartom célszerűnek. Indokolt lehet azonban a talajcspadás gyűjtések mellett, kiegészítő jelleggel alkalmazni, hiszen attól valamelyest eltérő összetételű együttest képes feltárni. Alkalmazását szintén az április és július közötti időszakban javaslom.



7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Hálás szívvel köszönöm mindazok segítségét, akik hozzájárultak dolgozatom elkészültéhez!

Mindenek előtt köszönöm konzulenseimnek, Dr. habil Tuba Katalinnak és Dr. habil Szinetár Csabának a diplomamunkám megkezdése óta nyújtott kitartó segítséget, támogatást és a minden térre kiterjedő útmutatást.

Köszönet illeti még Prof. Dr. Lakatos Ferencet, az Erdő- és Természeti Erőforrás-gazdálkodási Intézet (akkori nevén Erdőművelési és Erdővédelmi Intézet) intézetigazgatóját az intézményi keretek és a laboratóriumi eszközök biztosításáért, valamint az Intézet munkatársait és doktoranduszait a tanszéki teendők elvégzése és a tanulmányaim teljesítése során nyújtott segítségükért. Emellett szeretném még megköszönni az akkori nevén Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet munkatársainak a bizonyos csapdák kihelyezése és ürítése során nyújtott logisztikai segítségüket.

Köszönettel tartozom Dr. Csóka Györgynek; valamint az ERTI sárvári kollektívájának, különösképpen Kámpel Józsefnek, Kollár Tamásnak, Takács Tamásnak és Puklér Mártonnak a kutatások megtervezésében és kivitelezésében nyújtott segítségükért.

Szintén köszönöm Dr. Andrési Dániel segítségét, akivel 18 terepi napot töltöttünk el a csapdák kihelyezése és cseréje során. Továbbá köszönöm a laboratóriumi munkákban nyújtott segítségét.

Szeretném még megköszönni Ambrus Anikónak, Andrési Rékának, Csóka Gergelynek, Ferka Róbertnek, Dr. Folcz Ádámnak, Kálmán Kristófnak, Kiss Koppány Imrének, Marcisin Tamás Máténak, Török Tamásnak, Dr. Molnár Dénesnek, Szóke Elődnek, Tózsér Zoltánnak és Váradi Melindának a csapdázások lebonyolítása és/vagy a mintaválogatások során nyújtott segítségüket.

Köszönöm a Szombathelyi Erdészeti Zrt-nek, hogy a vagyonekezelési területéhez tartozó erdőrészekben elvégezhettem a kutatásokat.

Valamint köszönöm Nagyné Ilovszky Noéminak, Majercsákné Zelenák Andreának és Varga Juditnak a tanulmányaim elvégzéséhez szükséges adminisztrációs munkákban nyújtott segítségüket.

Továbbá köszönöm Arno Grabolle-nak, Karl Csabának és Pierre Oger-nek, hogy a pókfajok bemutatásához használt fényképeket a rendelkezésemre bocsátotta.

Mindemellett köszönöm Larry Page és Sergey Brin; Chad Hurley, Steve Chen és Jawed Karim; Jimmy Wales és Larry Sanger; Alexandra Elbakyan; Luis von Ahn és Severin Hacker; valamint Ray Chan munkáit; amikkel szintén közrejátszottak dolgozatom elkészültében.

Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni családomnak, különösen édesanyámnak és nagymamámnak az egyetemi éveim során nyújtott támogatásukat.

Munkám elkészültéhez a „TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004”, a „VKSZ_12-1-2013-0034 - Agrárklíma.2”, valamint az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018” programok is hozzájárultak.

Bali László

Sopron, 2022.04.21.

Bali László



8. FELHASZNÁLT IRODALOM

- Adis J.** (2002): Amazonian Arachnida and Myriapoda. Pensoft Publishers, Sofia.
- Alderweireldt M.** (1994): Prey selection and prey capture strategies of linyphiid spiders in high-input agricultural fields. *Bulletin of the British Arachnological Society* 9(9): 300–308.
- Allen W.R. & Hagley E.A.C.** (1990): Epigeal arthropods as predators of mature larvae and pupae of the apple maggot (Diptera: *Tephritidae*). *Environmental Entomology* 19(2): 309–312.
- Andrési D.** (2019): Futóbogár közösségek vizsgálata különböző erdőállományokban. Doktori (PhD) értekezés. Soproni Egyetem. Sopron. 196 p.
- Andrési D., Bali L., Tuba K. & Szinetár Cs.** (2018): Comparative study of ground beetle and ground-dwelling spider assemblages of artificial gap openings. *Community Ecology* 19(2): 133–140.
- Angeli G., Pesarini C., Ioriatti C., Forti D. & Catoni M.** (1994): Effects secondaire de deux insecticides (rci) sur une population d'araignees du poirer. *Bulletin OLIB SROP* 17(2): 27–33.
- Arnoldi D. Stewart R.K. & Boivin G.** (1991): Field survey and laboratory evaluation of the predator complex *Lygus lineolaris* and *Lygocoris communis* (Hemiptera: Miriade) in apple orchards. *Journal of Economic Entomology* 84(3): 830–836.
- Aveni A.F.** (1990): The Lines of Nazca. American Philosophical Society, Philadelphia.
- Balarin I. & Polonec A.** (1984): Spiders, natural enemies of the sycamore lace bug. (Oroszból fordítva.) *Zastita Bilja* 35(2): 127–134.
- Bali L., Szinetár Cs., Tuba K., Ferka R. & Andrési D.** (2016): New occurrences of *Atypus* spider species. In: Ács K., Bencze N., Bódog F., Haffner T., Hegyi D., Horváth O. M., Hüber G. M., Kis Kelemen B., Lajkó A., Mátyás M., Szendi A., Szilágyi T. G (ed.) V. Interdiszciplináris Doktorandusz Konferencia Konferenciakötet: 5th Interdisciplinary Doctoral Conference Conference Book. pp. 39–47.
- Bali L., Andrési D., Tuba K. & Szinetár Cs.** (2017a): Szezonális változások egy nyugat-magyarországi cseres talajközeli pókfaunájában. In: Bidló A. & Facskó F. (eds.) Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VI. Kari Tudományos Konferencia. Soproni Egyetem Kiadó Sopron. pp. 85–90.
- Bali L., Szinetár Cs., Andrési D., Tuba K. & Kálmán K.** (2017b): Talajcsapdás arachnológiai vizsgálat az ásothalmi Tanulmányi-erdőben. *Erdészettudományi Közlemények* 7: 69–84. <http://www.erdtudkoz.hu/cikk.php?doi=2017.005&ln=hu>
- Bali L., Andrési D., Tuba K. & Szinetár Cs.** (2019a): Comparing pitfall trapping and suction sampling data collection for ground-dwelling spiders in artificial forest gaps. *Arachnologische Mitteilungen*. 58: 23–28.
- Bali L., Andrési D., Ferka R., Szinetár Cs. & Tuba K.** (2019b): Talajcsapdás arachnológiai vizsgálat a Szalafő Erdőrezervátum területén. *Erdészettudományi Közlemények* 9(2): 99–112. <http://www.erdtudkoz.hu/cikk.php?doi=2019.007&ln=hu>
- Bali L., Kiss K.I. & Tuba K.** (2019c): A hidegvíz-völgy erdőrezervátum talajfelszín közeli pók-együtteseinek jellemzése. *Növényvédelem* 80(9): 385–391.



- Bali L., Andrési D., Szinetár Cs. & Tuba K.** (2020a): Betekintés a bejegyertyános Farkas-erdő talajközeli pókfaunájába. *Savaria Természettudományi és Sporttudományi Közlemények* 18: 59–74.
- Bali L., Tuba K. & Szinetár Cs.** (2020b): A Roth-féle szálaló erdő arachnológiai vizsgálata. *Erdészettudományi Közlemények* 10(2): 109–124.
<http://www.erdtudkoz.hu/cikk.php?doi=2020.009&ln=hu>
- Bali L., Andrési D., Szinetár Cs. & Tuba K.** (2022): Betekintés a kecskeméti Nyíri-erdő talajközeli pókfaunájába. *Erdészettudományi Közlemények* 11(2): 115–129.
<http://www.erdtudkoz.hu/cikk.php?doi=2021.004&ln=hu>
- Balogh J.I. & Loksa I.** (1948): Quantitativ-biozoologische Untersuchung der Arthropodenwelt Ungarischer Sandgebiete. *Archiva Biologica Hungarica* 2: 65–100.
- Bán G., Tóth F. & Orosz Sz.** (2009): Diversifying Arthropod Assemblages of Greenhouse Pepper – Preliminary Results. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 44(1): 101–110.
- Barber H.S.** (1931): Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46: 259–266.
- Barsoum N., Fuller L., Ashwood F., Reed K., Bonnet-Lebrun A.-S. & Leung F.** (2014): Ground-dwelling spider (*Araneae*) and carabid beetle (*Coleoptera: Carabidae*) community assemblages in mixed and monoculture stands of oak (*Quercus robur* L./*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Forest Ecology and Management* 321: 29–41.
- Bartha D.** (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. MTA Doktori Értekezés, Sopron. pp. 42–46.
- Bartha D. & Puskás L.** (eds.) (2014): A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. *Silva naturalis* Vol. 3. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 216 pp.
- Bartha D., Markovics T. & Puskás, L.** (eds.) (2013): A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai. *Silva naturalis* Vol. 4. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 272 pp.
- Bartha D., Csiszár Á., Korda M., Zagyvai G., Tiborcz V., Kispál D., Schmidt D., Nótári K., Parczen B., Nagy B., Bende A., Siffer S. & Csépanyi P.** (2014): A folyamatos erdőborítás fajösszetétel és fajdiverzitás vizsgálata. In: Bartha D. & Puskás L. (eds.) *Silva Naturalis* Vol. 6. A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. A Kutatási részprojektek beszámolója. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 119–147.
- Batáry P., Báldi A., Samu F., Szűts T. & Erdős S.** (2008): Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation* 141: 2062–2070.
- Beals E.W.** (1984): Bray-Curtis Ordination: An Effective Strategy for Analysis of Multivariate Ecological Data. *Advances in Ecological Research* 14: 1–55.
- Beck J. & Schwanghart W.** (2010): Comparing measures of species diversity from incomplete inventories: an update. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 38–44.
- Begon M.E., Townsend C.R. & Harper J.L.** (1998): *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. pp. 329–355.



- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A. & Menozzi P.** (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132(1): 39–50.
- Benson K. & Stutert R.B.** (2013): Reflections on the tapetum lucidum and eyeshine in lycosid spiders. *The Journal of Arachnology*. 41(1): 43–52.
- Beleznay O.Á.** (2019): Pókok növényvédelmi szerepe kártevő rovarokkal szemben. Doktori (PhD) értekezés. Pannon Egyetem. Keszthely. p. 116.
- Berki I.** (2008): Ökológia. Egyetemi jegyzet. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron. 67 p.
- Berlese A.** (1905): Apparecchio per raccogliere persto en in gran numero piccoli artopodi. *Redia* 2: 85–89.
- Bignell G.C.** (1906): Insects. In: Page W. (ed.) The Victoria History of the County of Devon. Archibald Constable & Company Limited, London, pp. 163–164.
- Birkhofer K., Rusch A., Georg K.S.A., Bommarco R., Dänhardt J., Ekbom B., Jönsson A., Lindborg R., Olsson O., Rader R., Stjernman M., Williams A., Hedlund K. & Smith H.G.** (2018): A framework to identify indicator species for ecosystem services in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 91: 278–286.
- Black J. & Green A.** (1992): Gods, Demons and Symbols of Ancient Mesopotamia: An Illustrated Dictionary. The British Museum Press, London.
- Bleicher K., Sam, F., Szinetár Cs. & Rédei T.** (1999): A budai Sas-hegy Természetvédelmi Terület farkaspókjainak (Araneae, *Lycosidae*) vizsgálata hatvan évvel ezelőtt és napjainkban. *Természetvédelmi Közlemények* 8: 111–119.
- Blondel J.** (2003): Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223–231.
- Boerner R.E.J. & Kooser J.G.** (1989): Leaf litter redistribution among forest patches within an Allegheny Plateau watershed. *Landscape Ecology* 2(2): 81–92.
- Bouchard M., Jousset A-L. & Doré P-E.** (2013): A proof for the positive definiteness of the Jaccard index matrix. *International Journal of Approximate Reasoning* 54: 615–626.
- Bogya S.** (1995): Kalitpókok (*Clubionidae*), mint a biológiai védekezés perspektivikus eszközei almagyümölcsösben. *Növényvédelem* 31(4): 149–153.
- Bogya S., Szinetár Cs. & Markó V.** (1999): Species composition of spider (Araneae) assemblages in apple and pear orchards in the Carpathian Basin. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 34: 99–121.
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P.** (2011): Numerical Ecology with R. Springer-Verlag New York. pp. 31–53.
- Bray J.R. & J.T. Curtis** (1957): An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.
- Brignoli P.M.** (1983): I ragni quali predatori di insecti: il loro potenziale ruolo negli agrosistemi (Araneae). Atti XIII. Congresso Nazionale Italiano di Entomologia. pp. 591–597.
- Brokaw N.V.L. & Busing R.T.** (2000): Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 183–188.



- Brown G.R. & Matthews M.** (2016): A review of extensive variation in the design of pitfall traps and a proposal for a standard pitfall trap design for monitoring ground-active arthropod biodiversity. *Ecology and Evolution* 6: 3953–3964.
- Brown M.W., Schmitt J.J. & Abraham B.J.** (2003): Seasonal and Diurnal Dynamics of Spiders (*Araneae*) in West Virginia Orchards and the Effect of Orchard Management on Spider Communities. *Environmental Entomology* 32(4): 830–839.
- Buchar J. & Růžička V.** 2002: Catalogue of Spiders of the Czech Republic. 17-189. Peres Publishers, Praha.
- Buchholz S.** (2010): Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 19: 2565–2595.
- Buchholz S., Jess A., Hertenstein F. & Schirmel J.** (2009): Effect of the colour of pitfall traps on their capture efficiency of Carabid beetles (*Coleoptera: Carabidae*), spiders (*Araneae*) and other arthropods. *European Journal of Entomology* 107: 277–280.
- Buddle C.M.** (2001): Spiders (*Araneae*) associated with downed woody material in a deciduous forest in central Alberta, Canada. *Agricultural and Forest Entomology* 3: 241–251.
- Buddle C.M. & Shorthouse D.P.** (2008): Effects of experimental harvesting on spider (*Araneae*) assemblages in boreal deciduous forests. *The Canadian Entomologist* 140(4): 437–452.
- Buddle C.M., Spence J.R. & Langor D.W.** (2000): Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography* 23: 424–436.
- Bumroongsook S., Harris M.K. & Dean D.A.** (1992): Predation on blackmargined aphids (Homoptera: *Aphidiidae*) by spiders on pecan. *Biological Control* 2(1): 15–18.
- Cardoso P., Silva I., Oliveirade N.G. & Serrano A.R.M.** (2004): Indicator taxa of spider (*Araneae*) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 120: 517–524.
- Cardoso P., Scharff N.J., Gaspar C., Henriques S.S., Carvalho R., Castro P.H., Schmidt J.B., Silva I., Szűts T., de Castro A. & Crespo L.C.** (2008): Rapid biodiversity assessment of spiders (*Araneae*) using semiquantitative sampling: a case study in a Mediterranean forest. *Insect Conservation and Diversity* 1: 71–84.
- Cardoso P., Pekár S., Jocqué R. & Coddington J.A.** (2011): Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLoS One*. 6(6): e21710.
- Carter P.E. & Rypstra A.L.** (1995): Top-down effects in soybean agroecosystems: Spider density affects herbivore damage. *Oikos* 72: 433–439.
- Castro A. & Wise D.H.** (2009): Influence of fine woody debris on spider diversity and community structure in forest leaf litter. *Biological Conservation* 18: 3705–3731.
- Castro A. & Wise D.H.** (2010): Influence of fallen coarse woody debris on the diversity and community structure of forest-floor spiders (*Arachnida: Araneae*). *Forest Ecology and Management* 260: 2088–2101.
- Cera I. & Spungis V.** (2013): Fauna and seasonal activity of spiders (*Araneae*) in coastal dune habitats at Akmensrags, Ziemeļu Nature restricted territory, Latvia. *Latvijas Entomologs* 52: 84–95.



- Chambers J.M., Cleveland W.S., Kleiner B. & Turkey P.A.** (1983): Graphical methods for data analysis. Belmont, CA; Wadsworth. 410 p.
- Chant D.A.** (1956): Predacious spiders in orchards in South-Eastern England. *Journal of Horticultural Science* 31: 35–46.
- Chao A. & Shen T.J.** (2004): Nonparametric prediction in species sampling. *Journal of Agricultural Biological and Environmental Statistics* 9: 253–269.
- Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K. & Tsung-Jen S.** (2005): A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148–159.
- Chen B. & Wise D.H.** (1999): Bottom-Up Limitation of Predaceous Arthropods in a Detritus-Based Terrestrial Food Web. *Ecology* 80(3): 761–772.
- Chiarle A., Kronstedt T. & Isaia M.** (2013): Courtship behavior in European species of the genus *Pardosa* (Araneae, Lycosidae). *The Journal of Arachnology* 41: 108–125.
- Chiverton P.A.** (1986): Predator density manipulation and its effects on populations of *Rhopalosiphum padi* (Hom.: Aphididae) in spring barley. *Annals of Applied Biology* 109(1): 49–60.
- Clarke K.R.** (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Clarke K.R. & Warwick R.M.** (2001): Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. Plymouth Marine Laboratory, UK: Primer-E Ltd.
- Clarke K.R., Sommerfield P.J. & Chapman M.G.** (2006): On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 55–80.
- Clarke R.D. & Grant P.R.** (1968): An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. *Ecology* 49: 1152–1154.
- Clements F.E.** (1907) *Plant Physiology and Ecology*. New York: Holt.
- Coates K.D. & Burton P.J.** (1997): A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management* 99: 337–354.
- Colwell R.K., Mao C.X. & Chang J.** (2004): Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717–2727.
- Coyle A.F.** (1981): Effects of Clearcutting on the Spider Community of a Southern Appalachian Forest. *Journal of Arachnology* 9(3): 285–298.
- Cronin J.T., Haynes K.J & Dillemath, F.** (2004): Spider effects on planthopper mortality, dispersal, and spatial population dynamics. *Ecology* 85: 2134–2143.
- Černecká L., Mihál I., Gajdoš P. & Jarčuška B.** (2019): The effect of canopy openness of European beech (*Fagus sylvatica*) forests on ground-dwelling spider communities. *Insect Conservation and Diversity* 13(3): 250–261.
- Császár P., Torma A., Gallé-Szpisjak N., Tölgyesi Cs. & Gallé R.** (2018): Efficiency of pitfall traps with funnels and/or roofs in capturing ground-dwelling arthropods. *European Journal of Entomology* 115: 15–24.



- Csépányi P.** (2007): A természetközeli erdőgazdálkodás és a száralóerdő. *Erdészeti Lapok* 9: 281–284.
- Csiki E.** (1946): Die Käferfauna des Karpaten-Beckens. In: Tasnádi-Kubacska A. (ed.): *Naturwissenschaftliche Monographien, IV.* Magyar Nemzeti Múzeum, Budapest. 792 pp.
- Csóka Gy.** (2010): Klímaváltozás - természetesség - folyamatos erdőborítás - erdővédelem. In: Horváth S., Horváth T., Lett B., Nagy I., Puskás L. & Stark M. (eds.): *Múlt és jövő II.* - Tarvágásból száralásba. Szabó Vendel egyéni vállalkozó.
- Csóka Gy.** (2014): Holtfa, mint életfeltétel. In: Bartha D. & Puskás L. (eds.) (2014): *Silva Naturalis Vol. 5. A folyamatos erdőborítás elméleti alapjainak és gyakorlati megvalósításának sorozata – A holtfa.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 262.
- Csóka Gy. & Lakatos F.** (2014): Az erdei holtfa megjelenési formái. In: Bartha D. & Puskás L. (eds.) (2014): *Silva Naturalis Vol. 5. A folyamatos erdőborítás elméleti alapjainak és gyakorlati megvalósításának sorozata – A holtfa.* Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 262.
- Danner B.J. & Joern A.** (2003): Resource-mediated impact of spider predation risk on performance in the grasshopper *Ageneotettix deorum* (Orthoptera: *Acrididae*). *Oecologia* 137: 352–359.
- Debnár Zs., Magura T., Horváth R., Nagy D.D., Mizser Sz., Demkó A., Tajthi B. & Tóthmérész B.** (2016): Group selection harvesting supports diversity of forest specialist epigaeic arthropods (*Coleoptera: Carabidae; Arachnida: Araneae; Isopoda: Oniscidae*). *Periodicum Biologorum* 118: 311–314.
- Dib H., Simon S., Sauphanor B. & Capowiez Y.** (2010): The role of natural enemies on the population dynamics of the rosy apple aphid, *Dysaphis plantaginea* Passerini (Hemiptera: *Aphididae*) in organic apple orchards in south-eastern France. *Biological Control* 55(2): 97–109.
- Dolejš P., Kubocová L. & Buchar J.** (2008): Subterrestrial life of *Arctosa lutetiana* (Araneae, *Lycosidae*). *The Journal of Arachnology* 36: 202–203.
- Dövényi Z.** (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. Budapest, MTA FKI. 876 p.
- Dudás G.** (2001): Adatok Dél-Heves pókfaunájához. *Folia historico naturalia musei matraensis* 69–78.
- Dufrêne M. & Legendre P.** (1997): Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366.
- Duffey E.** (1962): A population study of spiders in limestone grassland. *Journal of Animal Ecology* 31: 571–599.
- Elek Z., Bérces S., Szalkovszki O. & Ódor P.** (2016): Hogyan segíthet az erdészeti gyakorlat megőrizni a talajfelszíni ragadozó ízeltlábúak diverzitását? Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. *Tanulmánygyűjtemény.* 203–214.
- Elek Z., Kovács B., Aszalós R., Boros G., Samu F., Tinya F. & Ódor P.** (2018): Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. *Scientific Reports* 8(16990): 1–10.
- Elton C.S.** (1966): The patterns of animal communities. Springer Netherlands. pp. 279–305.



- Engel H.** (1942): Über die Populationsbewegung des Kiefernspanners (*Bupalus piniarius* L.) in verschiedenen Bestandestypen. *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 29: 116–163.
- Entling W., Schmidt M.H., Bacher S., Brandl R. & Nentwig, W.** (2007): Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography* 16: 440–448.
- Erdős L., Gallé R., Batori Z., Papp M. & Körmöczi L.** (2011): Properties of shrubforest edges: a case study from South Hungary. *Central European Journal of Biology* 6(4): 639–658.
- Eredics A.** (2013): Mikroklimatikus viszonyok vizsgálata. In: Bartha D. & Puskás L. (eds.) *Silva Naturalis* Vol. 6. A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata. A Kutatási részprojektek beszámolója. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 10–33.
- Eriksen T.H.** (2013): The Anansi position. *Anthropology Today* 29(6): 14–17.
- Essen P.A., Ehnström B., Ericson, L. & Sjöberg K.** (1997): Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16-47.
- Faragó S.** (2006): Élőhelygazdálkodás mezei területeken – különös tekintettel a gyepék szerepére. „A vad- és legelőgazdálkodás időszerű kérdései” MTA Budapest, 2006. május 18. pp. 7.
- Faragó S.** (2010): Vadgazdálkodás. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 300p. 139-140.
- Ferris R., Peace A.J. & Humphrey J.W.** (2000): Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. *Forest Ecology and Management* 136: 35–51.
- Finke D.L. & Denno R.F.** (2003): Intra-guild predation relaxes natural enemy impacts on herbivore populations. *Ecological Entomology* 28: 67–73.
- Finke D.L. & Denno, R.F.** (2006): Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: implications for prey suppression. *Ecology* 83: 643–652.
- Flather C.H., Wilson K.R., Dean D.J. & McComb, W.C.** (1997): Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic based analyses. *Ecological Applications* 7: 531–542.
- Foelix R.F.** (2011): *Biology of spiders*, 3rd Edition. Oxford University Press, New York. 419 p.
- Frank T.** (ed.) (2000): *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület. Eger.
- Fraser A.M.** (1982): The role of spiders determining cereal aphid numbers. Ph.D. thesis. University of East Anglia.
- Gallé R.** (2011): Dél-alföldi pókközösségek szerkezetét vizsgálta. Doktori (PhD) értekezés. Szegedi Tudományegyetem. Szeged. 105 p.
- Gallé R & Fehér B.** (2006): Edge effect on spider assemblages. *Tiscia* 35: 37–40.
- Galle R. & Torma A.** (2009): Epigeic spider (*Araneae*) assemblages of natural forest edges in the Kiskunsag (Hungary). *Community Ecology* 10(2): 146–151.



- Gallé R., Kanizsai O., Ács V & Molnár B.** (2014a): Functioning of Ecotones — Spiders and Ants of Edges Between Native and Non-Native Forest Plantations. *Polish Journal of Ecology* 62(4): 815–820.
- Gallé R., Maák I. & Szpisjak N.** (2014b): The effects of habitat parameters and forest age on the ground-dwelling spiders of lowland poplar forests (Hungary). *Journal of Insect Conservation* 18: 791–799.
- Gallé R., Gallé-Szpisjak N. & Torma A.** (2017): Habitat structure influences the spider fauna of short-rotation poplar plantations more than forest age. *European Journal of Forest Research* 136: 51–58.
- Gálhidy L.** (2016): A lékek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében. In: Korda, M. (ed.), Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. 421–458.
- Garrison N.L., Rodriguez J.A.I., Coddington J.A., Griswold C.E., Hamilton C.A., Hedin M., Kocot K.M., Ledford J.M. & Bond J.E.** (2016): Spider phylogenomics: untangling the Spider Tree of Life. *PeerJ* 4: e1719.
- Gnelista V.A.** (2008): A survey of Crimeran Lyniiphidae (Araneae). 1. On seven rare and little known lyniiphids from Crimea. *Arthropoda Selecta* 17 (3-4): 191–202.
- Goodall D.W.** (1954): Objective methods in the classification of vegetation. III. An essay on the use of factor analysis. *Australian Journal of Botany* 2: 304–324.
- Gosset W.S.** (1908): The probable error of a mean. *Biometrika* 6(1): 1–25.
- Goßner M., Engel K. & Ammer U.** (2006): Effects of selection felling and gap felling on forest arthropod communities: a case study in a spruce-beech stand of southern Bavaria. *European Journal of Forest Research* 125(4): 345–360.
- Green J.** (1999): Sampling method and time determines composition of spider collection. *Journal of Arachnology* 27: 176–182.
- Greenstone M.H.** (1979): A line transect density index for wolfspiders (*Pardosa* spp.), and a note on the applicability of catch per unit effort method to entomological studies. *Ecological Entomology* 4(1): 23–29.
- Gunnarsson B.** (1983): Winter mortality of spruce-living spiders: effect of spider interactions and bird predation. *Oikos* 40: 226–233.
- Guo Q. & Rundel P.W.** (1997): Measuring dominance and diversity in ecological communities: choosing the right variables. *Journal of Vegetation Science* 8: 405–408.
- Guseinov E.F.** (2006): the prey of a lithophilous crab spider *Xysticus Loeffleri* (Araneae, Thomisidae). *The Journal of Arachnology* 34: 37–45.
- Halász G.** (ed.) (2006): Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest. 154 p.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D.** (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9.
- Hancock H. & Legg C.J.** (2012): Pitfall trapping bias and arthropod body mass. *Insect Conservation and Diversity* 5: 312–318.
- Harmon M.E. & Sexton J.** (1996): Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. U.S. LTER Network Office, University of Washington, Seattle. pp. 74.



- Harper K.A. & Macdonald S.E.** (2002): Structure and composition of edges next to regenerating clearcuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 13: 535–546.
- Harvey P.R., Nellist D.R. & Telfer M.G.** (eds.) (2002): Provisional atlas of British spiders (Arachnida, Araneae). Volumes 1 & 2. Huntingdon: Biological Records Centre.
- Hasegawa M. & Takeda, H.** (1995): Changes in feeding attributes of four collembolan populations during the decomposition process of pine needles. *Pedobiologia* 39: 155–169.
- Hänggi A., Stöckli E. & Nentwig W.** (1995): Habitas of Central European Spiders. *Miscellanea Faunistica Helvetica* 4. pp. 459.
- Heikkinen M.W. & MacMahon J.A.** (2004): Assemblages of spiders on models of semi-arid shrubs. *Journal of Arachnology* 32: 313–323.
- Henderson P.A.** (2003): Practical Methods in Ecology. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK. 163 p.
- Heuts B. & Brunt T.** (2008): Voracious male spiders that kill adult females of their own species (genera *Walckenaeria*, *Diplostyla*, *Neriene*, *Meta*, Araneae). *Nieuwsbrief SPINED* 24: 1–36.
- Hintze J.L. & Nelson R.D.** (1998): Violin Plots: A Box Plot-Density Trace Synergism. *The American Statistician* 52: 181–184.
- Hix D.M., Goebel P.C. & Whitman H.L.** (2011): Canopy gap characteristics of an oldgrowth and an adjacent second-growth beech-maple stand in North-Central Ohio. In: Fei S., Lhotka J.M., Stringer J.W., Gpttschalk K.W. & Miller G.W. (eds.) Proceeding of 17th Central Hardwood Forest Conference. General Technical Report- P-78, Lexington, KY: US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 177–185.
- Hlivko J.T. & Rypstra A.** (2003): Spiders reduce herbivory: nonlethal effects of spiders on the consumption of soybean leaves by beetle pests. *Annals of Entomological Society of America* 99(6): 914–919.
- Hooks C.R.R., Pandey R.R. & Johnson M.W.** (2006): Effects of spider presence on *Artogetia rapae* and host plant biomass. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112: 73–77.
- Horváth Cs.V., Tinya F., Kovács B. & Ódor P.** (2021): Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy pilisi gyertyános-tölgyes aljnövényzetére. *Erdészettudományi Közlemények* 11(2): 55–68.
- Horváth F., Szabó G. & Mázsa K.** (2013): Erdő rezervátumok monitorozása. In: Faragó S. (ed.): Monitoring az erdészetben és vadgazdálkodásban. Sopron. 39–52.
- Horváth R., Magura T. & Tóthmérész B.** (2002): Edge effect on weevils and spiders. *Web Ecology* 3: 43–47.
- Horváth R., Magura T., Szinetár Cs. & Tóthmérész B.** (2009): Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands; a field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130: 16–22.
- Horvatovich S.** (1981): Hazánk faunájára új és ritka bogárfajok a Dél- és Nyugat-Dunántúlról III. (Coleoptera). *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* 25: 71–83.
- Hotelling H.** (1936): Relations between two sets of variants. *Biometrika* 28: 321–377.



- Hölldobler B. & Wilson E.O.** (1990): The Ants. Harvard University Press, Massachusetts.
- Huber C., Schulze C. & Baumgarten M.** (2007): The effect of femel- and small scale clear-cutting on ground dwelling spider communities in Norway spruce forest in Southern Germany. *Biodiversity and Conservation* 16: 3653–3680.
- Huhta V.** (1965): Ecology of spiders in the soil and litter of Finnish forests. *Annales Zoologici Fennici* 2: 260–308.
- Huhta V.** (1979): Evaluation of Different Similarity Indices as Measures of Succession in Arthropod Communities of the Forest Floor after Clear-Cutting. *Oecologica* 41(1): 11–23.
- Jabin M., Mohr D., Kappes H. & Topp W.** (2004): Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak–beech forest. *Forest Ecology and Management* 194: 61–69.
- Jaccard P.** (1912): The Distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist* 11(2): 37–50.
- Jeanneret P.H., Schüpbach B., Pfiffner L. & Walter T.** (2003): Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 253–263.
- Jennings D.T. & Pase H.A. III.** (1975): Spiders preying on *Ips* bark beetles. *Southwestern Naturalist* 20(2): 225–229.
- Jennings D.T. & Pase H.A. III.** (1986): Spiders preying on *Dendroctonus frontalis* (Coleoptera: Scolytidae). *Entomological News* 97(5): 227–229.
- Jennings D.T., Vander Haegen M.V. & Narahara A.M.** (1990): A Sampling of Forest-Floor Spiders (*Araneae*) by Expellant, Moosehorn National Wildlife Refuge, Maine. *Journal of Arachnology* 18(2): 173–179.
- Johnston V.R.** (1947): Breeding birds of the forest edge in Illinois. *Condor* 49: 45–53.
- Jokimäki J., Huhta E., Itämies J. & Rahko P.** (1998): Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 1068–1072.
- Jose S., Gillespie A. R., George S. J. & Kumar B.M.** (1996): Vegetation responses along edge-to-interior gradient in high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management* 87: 51–62.
- Juhász-Nagy P.** (1984): Beszélgetések az ökológiáról. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó.
- Juhász-Nagy P.** (1986): Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai, Budapest, Akadémiai Kiadó.
- Kádár F. & Samu F.** (2006): A duplaedényes talajcsapadék használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42 (6): 305–312.
- Kajak A.** (1995): The role of soil predators in decomposition processes. *European Journal of Entomology* 92: 573–580.
- Kalicz P., Zagyvainé Kiss É., Gribovszky Z., Király G., Brolly G., Kollár T. & Manninger M.** (2013): A folyamatos erdőborítás hidrológiai szempontú vizsgálata. In: Bartha D. & Puskás L. (eds.) *Silva Naturalis* Vol. 6. A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi



- szempontú vizsgálata. A Kutatási részprojektek beszámolója. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 119–147.
- Karr J.R.** (1981): Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21–27.
- Kaszab Z.** (1937): A Kőszegi-hegység bogárfaunájának alapvetése. *Vasi Szemle* 4(3): 159–185.
- Keszei B.** (2017): Vas megye növényföldrajza. *Vasi Szemle*. 71(4): 387–395.
- Kim C.W. & Kim B.K.** (1975): Evaluation of the predators on the larvae of the pine needle gall midge, *Thecodiplosis japonensis* Uchida et Inouye, by the precipitin test. *Korean Journal of Entomology* 5(1): 1–5.
- Kiss B. & Samu F.** (2000): Evaluation of population densities of the common wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae: Lycosidae) in Hungarian alfalfa fields using mark-recapture. *European Journal of Entomology* 97(2): 191–195.
- Klimaszewski J., Langor D.W., Work T.T., Pelletier G., Hammond H.E.J. & Geramin C.** (2005): The effects of patch harvesting and site preparation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow birch dominated forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 35(11): 2616–2628.
- Kocsis K., Horváth G., Keresztesi Z. & Nemerkenyi Zs.** (2018): Magyarország Nemzeti Atlasza 2. kötet: Természeti környezet. Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest. 104–113.
- Kollár T.** (2013): Lékek fényviszonyainak vizsgálata hemiszférikus fényképek segítségével. *Erdészettudományi Közlemények* 3(1): 71–78.
- Kollár T.** (2017): Light Conditions, Soil Moisture and Vegetation Cover in Artificial Forest Gaps in Western Hungary. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 13(1): 25–40.
- Kollár T.** (2018): Lékek természetes felújulásának vizsgálata átmeneti üzemmódú kocsányos tölgyes, kocsánytalan tölgyes és cseres állományokban a Délnyugat-Dunántúlon. Doktori (PhD) értekezés. Soproni Egyetem. Sopron. 118 p.
- Koloszár J.** (2005): Szálasági lehetőségek és tudományos megalapozásuk. In: Solymos R. (ed.): Erdő- és fagazdaságunk időszerű kérdése, MTA Budapest: 307–311.
- Koloszár J.** (2010): Erdőneveléstan. Kézirat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron. 167 p.
- Komonen A., Penttilä R., Lindgren M. & Hanski I.** (2000): Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos* 90: 119–126.
- Kondor I.** (2010): A szálas erdőgazdálkodás lehetőségei Magyarországon. In: Horváth S., Horváth T., Lett B., Nagy I., Puskás L. & Stark M. (eds.): Múlt és jövő II. - Tarvágásból szálasba. Szabó Vendel egyéni vállalkozó.
- Korenko S., Pekár S. & Honěk A.** (2010): Predation activity of two winter-active spiders (Araneae: Anyphaenidae, Philodromidae). *Journal of Thermal Biology* 35(2): 112–116.
- Korenko S., Kula E., Simon V., Michalkova V. & Pekar, S.** (2011): Are arboreal spiders associated with particular tree canopies? *North–Western Journal of Zoology* 7: 261–269.
- Kovács B., Kelemen K., Ruff J. & Standovár T.** (2013): Üzemi léptékben alkalmazott átalakító üzemmód lékes felújításainak tapasztalatai a Királyréti erdészeti területén. *Erdészettudományi Közlemények* 3(1): 55–70.



- Kowal V.A. & Cartar R.V.** (2012): Edge effects of three anthropogenic disturbances on spider communities in Alberta's boreal forest. *Journal of Insect Conservation* 16: 613–627.
- Kraus O. & Baur H.** (1974): Die Atypidae der West-Paläarktis – Systematik, Verbreitung und Biologie (Arach.: Araneae). *Abhandlungen und Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Hamburg N.F.* 17: 85–116.
- Krebs C.J.** (1978): Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. San Francisco. 678 p.
- Kremen C., Colwell R.K., Erwin T.L., Murphy D.D. Noss R.F. & Sanjayan M.A.** (1993): Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796–808.
- Kruskal J.B.** (1964): Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29: 115–129.
- Kuuluvainen T., Tahvonen O. & Aakala T.** (2012): Even-aged and uneven-aged forest management in boreal Fennoscandia: a review. *Ambio* 41: 720–737.
- Lachat T., Bouget C., Büttler R. & Müller J.** (2013): Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. In: Kraus D. & Krumm F. (eds.) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute. 284 p.
- Lafage D., Djoudi E.A. & Perrin G.** (2019): Responses of ground-dwelling spider assemblages to changes in vegetation from wet oligotrophic habitats of Western France. *Arthropod-Plant Interactions*. 13: 653–662.
- Larrivé M., Drapeau P & Fahrig L.** (2008): Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. *Forest Ecology and Management* 255: 1434–1445.
- Lawrence K.L. & D.H. Wise.** (2000): Spider predation on forest-floor Collembola and evidence for indirect effects on decomposition. *Pedobiologia* 44: 33–39.
- Lawrence K.L. & Wise D.H.** (2004): Unexpected indirect effect of spiders on the rate of litter disappearance in a deciduous forest. *Pedobiologia* 48: 149–157.
- Lefebvre M., Franck P., Olivares J., Ricard J-M., Mandrin J-F., & Lavigne C.** (2017): Spider predation on rosy apple aphid in conventional, organic and insecticide-free orchards and its impact on aphid populations. *Biological Control* 104: 57–65.
- Legendre P. & Legendre L.** (1998): Numerical Ecology. Second English Edition. Elsevier Science, Amsterdam. 853 p.
- Leopold A.** (1933): Game Management. New York: Charles Scribner's Sons.
- Levi H.W. & Levi R.L.** (2014): Spiders and Their Kin. Revised edition. St. Martin's Publishing Group. 160 p.
- Lloyd K.M., McQueen A.A.M., Lee B.J., Wilson R.C.B., Walker S. & Wilson J.B.** (2000): Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. *Journal of Vegetation Science* 11: 903–910.
- Loksa I.** (1969): Pókok I. - Araneae I. - In: Magyarország Állatvilága (*Fauna Hungariae*). 97. Akadémiai Kiadó, Budapest. 133 p.



- Loksa I.** (1972): Pókok II. - *Araneae* II. - In: Magyarország Állatvilága (*Fauna Hungariae*). 13. Akadémiai Kiadó, Budapest, 112 p.
- Lőrinczi G., Bozsó M., Duma I., Petrescu M., Gallé R. & Torma A.** (2011): Preliminary results on the invertebrate fauna (Araneae, Orthoptera, Heteroptera and Hymenoptera: Formicidae) of alkaline grassland of the Hungarian-Romanian border. In: Körmöczi L (ed.) Ecological and socio-economic relations in the valleys of river Körös/Criş and river Maros/Mureş. Szeged-Arad, pp. 159–173.
- Ludwig L., Barbour M.A., Guevara J., Avilés L. & González A.L.** (2018): Caught in the web: Spider web architecture affects prey specialization and spider–prey stoichiometric relationships. *Ecology and Evolution* 8:6449–6462.
- MacLellan C.R.** (1973): Natural enemies of the light brown apple moth, *Epiphyas postvittana*, in the Australian Capital Territory. *The Canadian Entomologist* 105(5): 681–700.
- Macfadyen A.** (1957): Animal ecology, aims and methods. Sir Isaac Pitman and Sons, London. 264 p.
- MacGregor A.** (ed.) (2018): Naturalists in the field: collecting, recording and preserving the natural world from the fifteenth to the twenty-first. Brill, Centurion, 999 pp.
- Maelfait J.-P. & Hendrickx F.** (1998): Spiders as bioindicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. In: Selden P.A. (ed.), Proceedings 17th European Colloquium Arachnology. pp. 293–300.
- Maeto K. & Sato S.** (2004): Impacts of forestry on ant species richness and composition in warm-temperate forests of Japan. *Forest Ecology and Management* 187: 213–223.
- Magura T. & Tóthmérész B.** (1997): Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 43: 303–312.
- Magura T. & Tóthmérész B.** (1998): Edge Effect on Carabids in an Oak-Hornbeam Forest at the Aggtelek National Park (Hungary). *Acta Phytopathologia et Entomologica Hungarica* 33: 379–387.
- Magura T. & Tóthmérész B.** (2000): Spatial distribution of carabids along a grass-forest transect. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 46: 1–17.
- Magura T., Bogyó D., Mizser S., Nagy D.D. & Tóthmérész B.** (2015): Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation with native oak depends on the mobility and feeding habits of the species. *Forest Ecology and Management* 339: 117–126.
- Magurran A E.** (2004): Measuring biological diversity. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK. 215 p.
- Maleque M.A., Ishii H.T. & Maeto K.** (2006): The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *Journal of Forestry* 104: 113–117.
- Maloney D., Drummond F.A. & Alford R.** (2003): Spider predation in agroecosystems: can spiders effectively control pest populations? *MAFES* 190: 1–32.
- Manley G.V., Butcher J.W. & Zabik M.** (1976): DDT transfer rate and metabolism in a forest litter macro-arthropod food chain. *Pedobiologia* 16: 81–98.
- Mansour F., Ross J.W., Edwards G.B., Whitcomb W.H. & Richman D.B.** (1982): Spiders of Florida citrus groves. *The Florida Entomologist* 65(4): 514–522.



- Markert B.A., Breure A.M. & Zechmeister H.G.** (2003): Bioindicators and Biomonitors: Principles, Concepts and Applications. Volume 6, 1st Edition. Pergamon. p. 15–25.
- Mason R.R., Jennings D.T., Paul H.G. & Wickman B.E.** (1997): Patterns of spider (*Araneae*) abundance during an outbreak of western spruce budworm (*Lepidoptera: Tortricidae*). *Environmental Entomology* 26: 507–518.
- Matveinen-Huju K.** (2004): Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. *Entomologica Fennica* 15: 149–192.
- Matveinen-Huju K. & Koivula M.** (2008): Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages. *Canadian Journal of Forest Research* 38(4): 782–794.
- Matveinen-Huju K., Niemelä J., Hannu R. & O’Hara R.B.** (2006): Retention-tree groups in clear-cuts: Do they constitute ‘life-boats’ for spiders and carabids? *Forest Ecology and Management* 230: 119–135.
- Mátyás Cs. (ed.)** (1997): Erdészeti ökológia. Mezőgazda Kiadó. 312 p.
- McCrary K.W.** (2018): A review of sampling and monitoring methods for beneficial arthropods in agroecosystems. *Insects* 9(4, 170): 1–28.
- McCullough H.A.** (1948): Plant succession on fallen logs in a virgin spruce-fir forest. *Ecology* 29: 508–513.
- McGeoh M.A.** (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* 73: 181–201.
- McIver J.D., Parsons G.L. & Moldenke A.L.** (1992): Litter spider succession after clear-cutting in a western coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 984–992.
- McKinley D.C., Ryan M.G., Birdsey R.A., Giardina C.P. & Harmon M.E.** (2011): A synthesis of current knowledge on forests and carbon storage in the United States. *Ecological Applications* 21: 1902–1924.
- Meek B., Loxton D., Sparks T., Pywell R., Picket H. & Nowakowski M.** (2002): The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. *Biological Conservation* 106: 259–271.
- Merrett P. & Snazell R.** (1983): A comparison of pitfall trapping and vacuum sampling for assessing spider faunas on heathland at Ashdown Forest, south-east England. *Bulletin of the British Arachnological Society* 6(1): 1–13.
- Mezőfi L.** (2020): Mit tudunk a pókok (*Araneae*) cirkadián ritmusairól? – Ökológiai vonatkozások, vizsgálati módszerek és adatelemzési eljárások. *Állattani Közlemények* 105(1-2): 115–141.
- Mezőfi L., Markó G., Nagy Cs., Korányi. & Markó V.** (2020): Beyond polyphagy and opportunism: natural prey of hunting spiders in the canopy of apple trees. *PeerJ* 8: e9334
- Michalko R. & Pekár S.** (2016): Different hunting strategies of generalist predators result in functional differences. *Oecologia* 181(4): 1187–1197.
- Michalko R., Pekár S., Entling M.H.** (2019): An updated perspective on spiders as generalist predators in biological control. *Oecologia* 189(1): 21–36.
- Milasowszky N. & Strodl M.** (2006): Beiträge zur Spinnen- und Laufkäferfauna Wiens (*Arachnida, Araneae; Coleoptera, Carabidae*): Untersuchungen im Sternwartepark der Universität Wien (Österreich). *Beiträge zur Entomofaunistik* 7: 21–31.



- Mihók B., Gálhidy L., Kenderes K. & Standovár T.** (2007): Gap regeneration patterns in a semi-natural beech forest stand in Hungary. *Acta Sylvatica Hungarica* 3: 31–45.
- Miliczky E.R. & Calkins C.O.** (2001): Prey of the spider, *Dictyna coloradensis*, on apple, pear, and weeds in central Washington (Araneae: Dictynidae). *Pan-pacific Entomologist* 77(1): 19–27.
- Minckler L.S. & Woerheide J.D.** (1965): Reproduction of hardwoods 10 years after cutting as affected by site opening size. *Journal of Forestry* 63: 103–107.
- Mitchell R.J., Hunter M L. & Palik B.J.** (2002): Natural disturbance as a guide to silviculture (Preface). *Forest Ecology and Management* 155: 315–317.
- Móczár L.** (1962): Az állatok gyűjtése. Gondolat kiadó, Budapest. 490 p.
- Molinari J.** (1996): A critique of Bulla's paper on diversity indices. *Oikos* 76: 577–582.
- Molnár D.** (2017): Lokális geokörnyezet alapú faállomány-szerkezeti vizsgálatok a Roth-féle száraló erdőben. PhD értekezés. Soproni Egyetem, Sopron. 164 p.
- Moor H. & Nyffeler M.** (1983): Eine Notiz über borkenkäfertötende Spinnen. *Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 56(1-2): 195–199.
- Morley E.L. & Robert D.** (2018): Electric fields elicit ballooning in spiders. *Current Biology* 28(14): 2324–2330.
- Morris E.K., Caruso T., Buscot F., Fischer M., Hancock C., Maier T.S., Meiners T., Müller C., Obermaier E., Prati D., Socher S.A., Sonnemann I., Wäschke N., Wubet T., Wurst S. & Rillig M.C.** (2014): Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. *Ecology and Evolution* 4: 3514–3524.
- Moulder B.C. & Riechle D.E.** (1972): Significance of spider predation in the energy dynamics of forestfloor arthropod communities. *Ecological Monographs* 42: 473–498.
- Murcia C.** (1995): Edge effect in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58–62.
- Müller J. & Bussler H.** (2008): Key factors and critical thresholds at stand scale for saproxylic beetles in a beech dominated forest, southern Germany. *Revue d'Ecologie: La Terre et la Vie* 63: 73–82.
- Müller J. & Büttler R.** (2010): A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European Forests European. *Journal of Forest Research* 129(6): 981–992.
- Nagy A., Bán G., Tóth F., Zrubecz P. & Szemerády K.** (2010): Technological questiones during use of *Xysticus kochi* against *Frankliniella occidentalis* in greenhouse pepper. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 45(1): 125–134.
- Nakamura M. & Nakamura K.** (1977): Comparison of ground-surface spiders in four central Florida ecosystems. *Florida Entomologist* 56: 173–196.
- NÉBIH** (2018): Erdővagyon és erdőgazdálkodás Magyarországon 2017-ben. Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Budapest.
- Nentwig W.** (1983): The prey of web-building spiders compared with feeding experiments (Araneae: Araneidae, Linyphiidae, Pholcidae, Agelenidae). *Oecologia* 56: 132–139.
- Nentwig W.** (ed.) (1987): *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag. 450 p.



- Nentwig W., Blick, T., Gloor, D., Hänggi, A. & Kropf, C.** (2021): Spiders of Europe. www.araneae.unibe.ch.
- Niemelä J., Pajunen T., Haila Y., Punttila P. & Halme E.** (1994): Seasonal Activity of Boreal Forest-Floor Spiders (*Araneae*). *Journal of Arachnology* 22(1): 23–31.
- Nittérus K. & Gunnarsson B.** (2006): Effect of microhabitat complexity on the local distribution of Arthropods in clear-cuts. *Environmental Entomology* 35(5): 1324–1333.
- Novak T., Novak L.S. & Kozel P.** (2016): Hot-Dancing Method for Extracting Thanatotic Arachnids from a Substrate. *Entomological News* 126(2): 121–127.
- Nyffeler M.** (1999): Prey selection of spiders in the field. *Journal of Arachnology* 27: 317–324.
- Nyffeler M. & Benz G.** (1987): Spiders in natural pest control: a review. *Journal of Applied Entomology* 103(1-5): 321–339.
- Nyffeler M. & Sunderland K.D.** (2003): Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agriculture Ecosystems & Environment* 95: 579–612.
- Nyffeler M., Dean D.A., & Sterling W.L.** (1989): Prey Selection and Predatory Importance of Orb-Weaving Spiders (*Araneae: Araneidae, Uloboridae*) in Texas Cotton. *Environmental Entomology* 8(3): 373–380.
- Ódor P.** (2005): Javaslat a fekvő holt fa szisztematikus mérésére az erdőrezervátumokban. Kézirat. 7 p.
- Ódor P.** (2016): Az erdei biodiverzitást meghatározó tényezők az Őrségi Nemzeti Parkban. Természetvédelmi biológiai esettanulmány sok élőlénycsoport figyelembe vételével. In: Korda M. (ed.) Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. 603–624.
- Ódor P. & van Hees A.F.M.** (2004): Preferences of dead wood inhabiting bryophytes to decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Biology* 26: 79–95.
- Odum E.P.** (1983): *Basic Ecology*. Saunders Collage Publishing, Philadelphia.
- Országos Erdőállomány Adattár** (2013): Ásotthalom 300/TI, -302/A, -305/C, -308/E, -310/H, -314/TI; Bejcggyertyános 13/A; Kecskemét 19/F, -20/A, -24/B, -24/F, -27/C; Sopron 182/B, -185/A, -185/B; Szalafő 13/C, -13/I, -13/J; valamint Vép 32/D erdőrészlet leíró lapok.
- Ovid** (8): *Metamorphoses* VI.
- Ovtsharenko V.I., Platnick N.I. & Song D.X.** (1992): A review of the North Asian ground spiders of the genus *Gnaphosa* (*Araneae, Gnaphosidae*). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 212: 1–88.
- Oxbrough A. & Ziesche T.** (2013): Spiders in forest ecosystems. In: Kraus D. & Krumm F. (Eds.) *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 p.
- Oxbrough A., Gittings, T., O'Halloran J., Giller P.A. & Smith, G.F.,** (2005): Structural indicator of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management* 212: 171–183.



- Oxbrough A., Gittings T., O'Halloran J., Giller P.S. & Kelly T.C.** (2006): The initial effects of afforestation on the ground-dwelling spider fauna of Irish peatlands and grasslands. *Forest Ecology and Management* 237: 478–491.
- Oxbrough A., Irwin S., Kelly T.C. & O'Halloran J.** (2010): Ground-dwelling invertebrates in reforested conifer plantations. *Forest Ecology and Management* 259: 2111–2121.
- Ozanne C.H.P., Anhuf D., Boulter S.L., Keller M., Kitching R.L., Körner C., Meinzer F.C., Mitchell A.W., Nakashizuka T., Silva Dias P.L., Stork N.E., Wright S.J. & Yoshimura M.** (2003): Biodiversity meets the atmosphere: a global view of forest canopies. *Science* 301: 183–186.
- Pajunen T., Haila Y., Halme E., Niemelä J. & Punttila P.** (1995): Ground-dwelling spiders (*Arachnida, Araneae*) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography* 18: 62–72.
- Palmgren P. & Lönnqvist B.** (1974): The spiders of some habitats at the Nätö Biological Station (Åland, Finland). *Societas Scientiarum Fennica, Commentationes Biologicae* 73: 1–10.
- Pan Y., Birdsey R.A., Phillips O.L. & Jackson B.R.** (2013): The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 44: 593–622.
- Paradis S. & Work T.T.** (2011): Partial cutting does not maintain spider assemblages within the observed range of natural variability in Eastern Canadian black spruce forests. *Forest Ecology and Management* 262: 2079–2093.
- Pearce J.L. & Venier L.A.** (2006): The use of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) and spiders (*Araneae*) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecological Indicators* 6: 780–793.
- Pearce J.L., Venier L.A., Eccles G., Pedlar J. & McKenney D.** (2004): Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (*Araneae*) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation* 13: 1305–1334.
- Pearce J.L., Venier L.A., Eccles G., Pedlar J. & McKenney D.** (2005): Habitat islands, forest edge and spring-active invertebrate assemblages. *Biodiversity and Conservation* 14(12): 2949–2969.
- Pearse A.** (1946): Observations on the microfauna of the Duke forest. *Ecological Monographs* 16: 127–150.
- Pearson K.** (1895): Notes on regression and inheritance in the case of two parents. *Proceedings of the Royal Society of London* 58: 240–242.
- Pearson K.** (1901): On Lines and Planes of Closest Fit to Systems of Points in Space. *Philosophical Magazine* 2(11): 559–572.
- Penney D. & Selden P. A.** (2011): Fossil Spiders: the evolutionary history of a mega-diverse order. Manchester: Siri Scientific Press. 8.
- Pickett S.T.A. & White P.S.** (1985): Patch dynamics: A synthesis. In: Pickett S.T.A. & White P.S. (eds.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida. 17–33.
- Pielou E.C.** (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144.



- Pielou E.C.** (1984): The Interpretation of Ecological Data: A Primer on Classification and Ordination. Wiley, New York. 288 p.
- Pinzon J., Spence J.R. & Langor D.W.** (2011): Spider Assemblages in the Overstory, Understory, and Ground Layers of Managed Stands in the Western Boreal Mixedwood Forest of Canada. *Environmental Entomology* 40: 797–808.
- Pinzon J., Spence J.R. & Langor D.W.** (2012): Responses of ground-dwelling spiders (*Araneae*) to variable retention harvesting practices in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 266: 42–53.
- Pinzon J., Spence J.R., Langor D.W., & Shorthouse D.P.** (2016): Ten-year Responses of Ground-dwelling Spiders to Retention Harvest in the Boreal Forest. *Ecological Applications* 26(8): 2581–599.
- Pócs T.** (1981): Növényföldrajz. In: Hortobágyi T és Simon T. (szerk.): Növényföldrajz, társulástan és ökológia, Tankönyvkiadó, Budapest. 25–155.
- Podani J.** (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelseibe. Scientia kiadó, Budapest. pp. 252–257.
- Pommerening A. & Murphy, S.T.** (2004): A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77(1): 27–44.
- Poos F.W.** (1929): Leaf hopper injury to legumes. *Journal of Economic Entomology*. 22: 146–153.
- Preisser E.L., Bolnick D.I. & Benard M.F.** (2005): Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. *Ecology* 86: 501–509.
- Privet K., Vedel V. & Fortunel C.** (2020): Relative efficiency of pitfall trapping vs. nocturnal hand collecting in assessing soil-dwelling spider diversity along a structural gradient of Neotropical habitats. *Diversity* 12(2): 81.
- Putman W.L.** (1967): Prevalence of spider of spiders and their importance as predators in Ontario peach orchards. *The Canadian Entomologist* 99(2): 160–170.
- Riechert S.E.** (1999): The Hows and Whys of Successful Pest Suppression by Spiders: Insights from Case Studies. *The Journal of Arachnology* 27: 387–396.
- Riechert S.E. & Bishop L.** (1990): Prey control by an assemblage of generalist predators: Spiders in garden test systems. *Ecology* 71: 1441–1450.
- Riechert S.E. & Lockely T.** (1984): Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology* 29: 299–320.
- Riechert S.E. & Maupin J.** (1998): Spider effects on prey: tests for superfluous killing in five web-builders. In: Selden P.A. (ed.) Proc. 17th Eur. Coll. Arachnol., Edinburgh. 203–210.
- Reichholf J.** (1999): Az erdő. A közép-európai erdők ökológiája. Magyar Könyvklub, Budapest. 223 p.
- Reiczigel J., Harnos A. & Solymosi N.** (2010): Biostatisztika – nem statisztikusoknak. Pars Kft., Nagykovácsi. p. 462.
- Renkonen O.** (1938): Statisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Annales Zoologici Societatis Zoologicae-Botanicæ Fennicae 'Vanamo'* 6: 1–231.



- Rényi A.** (1961): On measures of information and entropy. *Proceedings of the fourth Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability 1960*. pp. 547–561.
- Ries L., Fletcher Jr. R.J, Battin J. & Sisk T.D.** (2004): Ecological Responses To Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:491–522.
- Root R.B.** (1967): The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317–350.
- Runkle J.R.** (1982): Patterns of Disturbance in Some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America. *Ecology* 63(5): 1533–1546.
- Runkle J.R.** (1985): Disturbance Regimes in in Temperate Forests. In: Pickett S.T.A & White P.S. (eds.) *The ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida. pp. 17–33.
- Rypstra A.L. & Buddle C.M.** (2013): Spiders silk reduces insect herbivory. *Biological Letters* 9: 20120948.
- Řezáč M., Růžička V., Oger P. & Řezáčová V.** (2018): European species of the *Gnaphosa alpica* complex (Araneae, Gnaphosidae). *Zootaxa* 4370: 289–294.
- Sabu T.K., Shiju R.T., Vinod K. & Nithya S.** (2011): A comparison of the pitfall trap, Winkler extractor and Berlese funnel for sampling ground-dwelling arthropods in tropical montane cloud forests. *Journal of insect science* 11: 28.
- Samu F.** (1993): Wolf spider feeding strategies: optimality of prey consumption in *Pardosa hortensis*. *Oecologia* 94: 139–145.
- Samu F.** (2007): Pókok szünbiológiai kutatása az ember által befolyásolt tájban. Akadémiai doktori értekezés. MTA Növényvédelmi Kutatóintézet, Budapest. pp. 159.
- Samu F. & Bíró Z.** (1993): Functional response, multiple feeding and wasteful killing in a wolf spider (Araneae: Lycosidae). *European Journal of Entomology* 90: 471–476.
- Samu F. & Sárospataki M.** (1995): Design and use of a hand-held suction sampler, and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. *Folia Entomologica Hungarica* 56: 195–203.
- Samu F & Szinetár Cs.** (1999): Bibliographic Check List Of The Hungarian Spider Fauna. *Bulletin of the British Arachnological Society* 11(5): 161–184.
- Samu F & Szinetár Cs.** (2002): On the nature of agrobiont spiders. *Journal of Arachnology* 30(2): 389–402.
- Samu F., Németh J. & Kiss B.** (1997): Assessment of the efficiency of a hand-held suction device for sampling spiders: improved density estimation or oversampling? *Annals of Applied Biology* 130: 371–378.
- Samu F., Sunderland K.D. & Szinetár, Cs.** (1999): Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *Journal of Arachnology* 27: 325–332.
- Samu F., Kádár F., Ónodi G., Kertész M., Szirányi A., Szita É., Fetykó K., Neidert D., Botos E. & Altbäcker V.** (2010): Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (Araneae, Carabidae), to the effects of wildfire. *Community Ecology* 11: 129–139.



- Samu F., Lengyel G., Szita, É., Bidló A. & Ódor P.** (2014a): The effect of forest stand characteristics on spider diversity and species composition in deciduous-coniferous mixed forests. *Journal of Arachnology* 42: 135–141.
- Samu F., Beleznai O. & Tholt G.** (2014b): A potential spider natural enemy against virus vector leafhoppers in agricultural mosaic landscapes – Corroborating ecological and behavioural evidence. *Biological Control* 67: 390–396.
- Samu F., Elek Z., Kovács B., Fülöp D., Botos E., Schmera D., Aszalós R., Bidló A., Németh Cs., Sass V., Tinya F. & Ódor P.** (2021): Resilience of spider communities affected by a range of silvicultural treatments in a temperate deciduous forest stand. *Scientific Reports* 11(1): 20520.
- Sass V, Ódor P. & Bidló A.** (2020): Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy gyertyános-tölgyes avartakarójára. *Erdészettudományi Közlemények* 10(2): 69–82.
- Schnitzer S.A. & Carson W.P.** (2000): Have we forgotten the forest because of the trees? *Trends in Ecology & Evolution* 15: 376.
- Schuldt A., Fahrenholz N., Brauns M., Migge-Kleian S., Platner C. & Schaefer, M.** (2008): Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation* 17: 1267–1287.
- Schuldt A., Assmann T. & Schaefer M.** (2013): Scale-dependent diversity patterns. Affect spider assemblages of two contrasting forest ecosystems. *Acta Oecologica* 49: 17–22
- Schuldt A., Bruelheide H. & Buscot F.** (2017): Belowground top-down and aboveground bottom-up effects structure multitrophic community relationships in a biodiverse forest. *Scientific Reports* 7(4222): 1–10.
- Schwendinger P.J.** (1990): A synopsis of the genus *Atypus* (Araneae, *Atypidae*). *Zoologica Scripta* 19(3): 353–366.
- Scott A.G., Oxford G.S. & Selden P.A.** (2006): Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs. *Biological Conservation* 12: 420–428.
- Shannon C.E.** (1948): A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423 and 623–656.
- Shure D.J. & Phillips D.L.** (1991): Patch size of forest openings and arthropod populations. *Oecologia* 86: 325–334.
- Siddig A.A.H., Ellison A.M, Ochs A., Villar-Leeman C. & Lau M.K.** (2016): How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators* 60: 223–230.
- Siira-Pietikäinen A. & Haimi J.** (2009): Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. *Forest Ecology and Management* 258(3): 332–338.
- Siitonen J.** (2001): Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin* 49: 11–42.
- Silva M.A.** (2010): Women in Ancient Japan: From Matriarchal Antiquity to Acquiescent Confinement. *Inquiries Journal* 2(9): 1.
- Simberloff D. & Dayan T.** (1991): The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 22: 115–143.



- Simon T.** (2000): A magyarországi edényes flóra határozója (Guide to the Hungarian Vascular Flora). Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 976 p.
- Simpson E.H.** (1949): Measurement of diversity. *Nature* 163: 68.
- Sitvarin M.I., Rypstra A.L. & Harwood J.** (2016): Linking the green and brown worlds through nonconsumptive predator effects. *Oikos* 125(8): 1057–1068.
- Smith R.L.** (1974): Ecology and Field Biology. Harper & Row. p. 251.
- Solyos R.** (2000): Erdőfelújítás és –nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest. 286 p.
- Söderström L.** (1988): Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. *Nordic Journal of Botany* 8: 89–97.
- Standovár T. & Kenderes K.** (2003): A review on natural stand dynamics in beechwood of East-Central Europe. *Applied Ecology and Environmental Research* 1(1-2): 19–46.
- Staudhammer C.L., Escobedo F.J. & Blood A.** (2008): Assessing methods for comparing species diversity from disparate data sources: the case of urban and peri-urban forests. *Ecosphere* 9(10): (Article e02450) 1–21.
- Stevenson B.G. & Dindal D.L.** (1982): Effect of leaf shape on forest litter spiders: community organization and microhabitat selection of immature *Enoplognatha ovata* (Clerck) (Theridiidae). *Journal of Arachnology* 10(2): 165–178.
- Stone-Miller R.** (1995): Art of the Andes, from Chavin to Inca. Thames and Hudson, London.
- Swift M.J., Heal O.W. & Anderson, J. M.** (1979): Decomposition in terrestrial ecosystems. University of California Press, Berkeley.
- Széky P.** (1983): Ökológia – Kislexikon. Natura kiadó. pp. 179.
- Szél Gy. & Hegyessy G.** (1996): Adatok az Őrségi Tájvédelmi Körzet futóbogár faunájához (Coleoptera: Carabidae) In: Vig K. (ed.): Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe II., Natural History of Őrség Landscape Conservation Area II. *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője* 23(2): 7–36.
- Szinetár Cs.** (1993): A pókok és a növények kapcsolatai. Kandidátusi értekezés. Szombathely. 114 p.
- Szinetár Cs.** (2006): Pókok. Keresztespókok, farkaspókok, ugrópókok és rokonaik a Kárpátmedencében. Élővilág Könyvtár, Kossuth Kiadó, Budapest. 112 p.
- Szinetár Cs., Kovács P., Samu F. & Horváth R.** (2006): Egy kisparcellás lucernaföld talajlakó pókfaunája és annak szezonális változásai a Nyugat-Dunántúlon. A Berzsenyi Dániel Főiskola Tudományos Közleményei XV. *Természettudományok* 10: 69–79.
- Szmatona-Túri T., Magos G., Vona-Túri D., Gál B. & Weiperth A.** (2018): Review of habitats occupied by *Urocoras longispinus*: a little-known spider species, and responses to grassland management. *Biologia* 73: 523–529.
- ter Braak C.J.F.** (1987): Ordination. p. 91–173. In: Jongman R.H., ter Braak C.J.F. & van Tongeren O.F.R. (eds.) Data Analysis in Community Ecology. Pudoc, Wageningen, The Netherlands.



- Tews J. Brose U. & Grimm V.** (2004): Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- Topping C.J. & Sunderland K.D.** (1992): Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 29: 485–491.
- Tóth F.** (2000): Aspirator gun—a new device for sampling spiders and insects. *Ekologia* 19(3): 279–280.
- Tóth F. & Kiss J.** (1999): Comparative analyses of epigeic spider assemblages in Northern Hungarian winter wheat fields and their adjacent margins. *Journal of Arachnology* 27: 241–248.
- Tóth J.** (1999): Erdészeti Rovartan. Agroinform Kiadó. p.436.
- Tóthmérész B.** (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283–290.
- Tóthmérész B.** (1997): Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest. 98 p.
- Tóthmérész B.** (2002): A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. In: Salamon-Albert É. (ed.): Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón, Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. 607–638.
- Tourinho A.L. & Lo-Man-Hung N.** (2020): Standardized Sampling Methods and Protocols for Harvestman and Spider Assemblages. In: Santos J.C. & Fernandes G.W. (eds.): Measuring Arthropod Biodiversity. *Springer*. 365–400.
- Townsend C., Begon M. & Harper J.** (2003): *Essentials of Ecology* (2nd edition). Blackwell.
- Tullgren A.** (1917): En enkel apparat för automatiskt vittjande av sällgods. *Entomologisk Tidskrift* 38: 797–100.
- Turnbull A.E.** (1973): Ecology of the true spiders (Araneomorpha). *Annual Review of Entomology* 18: 305–348.
- Ulanova N.** (2000): The effect of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135: 155–167.
- Ulyshen M.D. & Hanula J.L.** (2009): Responses of arthropods to large scale manipulations of dead wood in loblolly pine stands in the Southeastern United States. *Environmental Entomology* 38: 1005–1012.
- Uetz G.W.** (1979): The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* 40: 29–42.
- van Helsdingen, P.J.** (2012): Araneae. In: Fauna Europaea Database (Version 2012.2).
- Van Hook R.I.J.** (1971): Energy and nutrient dynamics of spider and orthopteran populations in a grassland ecosystem. *Ecological Monographs* 41: 1–26.
- Varady-Szabo H. & Buddle C.M.** (2006): On the relationships between ground-dwelling spider (*Araneae*) assemblages and dead wood in a northern sugar maple forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 4119–4141.



- Varga Z.** (2006): A Kárpát-medence faunatórténete és állatföldrajza. In: Fekete Z. és Varga Z. (szerk.): Magyarország tájainak növényzete és állatvilága. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. 44–75.
- Varga Z.** (2011): Állatföldrajz. In: Kocsis K. & Schweitzer F. (eds.): Magyarország térképeiben. Magyar Tudományos Akadémia Földrajztudományi Intézet. Budapest. 71–74.
- Vig K.** (2000): A Nyugat-magyarországi peremvidék állattani kutatásának története. Savaria Múzeum, Szombathely, 364 pp.
- Vleminckx J., Schimann H. & Decaëns T.** (2019): Coordinated community structure among trees, fungi and invertebrate groups in Amazonian rainforests. *Scientific Reports* 9: 11337.
- Wagner J.D., Toft S. & Wise D. H.** (2003): Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders. *Journal of Arachnology* 31: 28–39.
- Watt A.S.** (1925): On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. Part II. (continued). *Journal of Ecology* 13: 27–73.
- Watt A.S.** (1947): Pattern and process in a forested ecosystem. 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Welke M.E. & Hope G.D.** (2005): Influences of stand composition and age on forest floor processes and chemistry in pure and mixed stands of Douglas-fir and paper birch in interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 219: 29–42.
- Whittaker R.H.** (1965): Dominance and Diversity in Land Plant Communities: Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science* 147(3655): 250–260.
- Willett T.R.** (2001) Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology* 9: 410–420.
- Wise D.H.** (1993): Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wise D.H.** (2004): Wandering spiders limit densities of a major microbi-detritivore in the forest-floor food web. *Pedobiologia* 48: 181–188.
- Wise D.H.** (2006): Cannibalism, food limitation, intraspecific competition, and the regulation of spider populations. *Annual Review of Entomology* 51: 441–465.
- Wisniewska J. & Prokopy R.J.** (1997): Do spider (Araneae) feed on rose leafhopper (*Edwardsiana rosae*, Auchenorrhyncha: Cicadellidae) pests of apple trees? *European Journal of Entomology* 94(2): 243–251.
- Woodall C.W., Rondeux J., Verkerk P.J. & Stahl G.** (2009): Estimating Dead Wood During National Forest Inventories: A Review of Inventory Methodologies and Suggestions for Harmonization. *Environmental Management* 44: 624–631.
- Woodcock B.A.** (2005): Pitfall trapping in ecological studies. In: Leather S. (ed.): Insect Sampling in Forest Ecosystems. Blackwell, Oxford. 37–57.
- World Spider Catalog** (2022): World Spider Catalog. Version 21.5. Natural History Museum Bern. Online at <http://wsc.nmbe.ch> accessed on 2022.04.18.
- Work T.T., Brais S. & Harvey B.D.** (2014): Reductions in downed deadwood from biomass harvesting alter composition of spiders and ground beetle assemblages in jack-pine forests of Western Quebec. *Forest Ecology and Management* 321: 19–28.



- Wunderlich J.** (1991): Über die Lebensweise und zur Unterscheidung der heimischen Arten der Tapezierspinnen (Mygalomorphae: *Atypidae*). *Arachnologischer Anzeiger* 13: 6–10.
- Ysnel F. & Canard A.** (2000): Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *Journal of Arachnology* 28: 107–114.
- Ziesche T.M & Roth M.** (2008): Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* 255: 738–752.
- Zitkála-Šá** (2014): American Indian Stories and Old Indian Legends. Dover Publications Inc.
- Zólyomi B.** (1987): Coenotone, ecotone and their role of preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33: 3–18.
- Zou Y., Feng J., Xue D., Sang W. & Axmacher J.C.** (2012): A Comparison of Terrestrial Arthropod Sampling Methods. *Journal of Resources and Ecology* 3: 174–182.
- Zschokke S.** (1996): Early stages of web construction. *Revue suisse de zoologie* 2: 709–720.

8.1. Elektronikus hivatkozások

- Web 1.:** 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról:
<https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=A0900037.TV> (2020.12.15.)
- Web 2.:** 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről:
<https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=99600053.TV> (2021.02.05.)
- Web 3.:** 100/2012. (IX. 28.) VM rendelet - A védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról:
<http://www.kozlonyok.hu/nkonline/MKPDF/hiteles/mk12128.pdf> (2020.12.15.)
- Web 4.:** <https://www.google.hu/maps> (2021.02.05.)
- Web 5.:** <https://erdoterkep.nebih.gov.hu/> (2021.02.05.)
- Web 6.:** <https://www.stihl.hu/> (2021.02.05.)



9. MELLÉKLETEK

9.1. Talajcsapdázási jegyzőkönyvek

A következőkben a Bejcgertyános 13/A (9-12. táblázat) és Vép 32/D (13-16. táblázat) erdőrészekben elvégzett talajcsapdázások évek és transzszektek szerint rendezett jegyzőkönyveit mutatom be.

9. táblázat: A Bejcgertyános 13/A erdőrészetben csapdázott adatok évek és transzszektek szerint lebontva.

13/1	2013 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	2	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. opilionoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. erythrina</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	4	2	1	0	0
<i>S. bavarica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. diadematus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	3	3	2	1	3	0	4	1	0	3	6	5	1	2	3
<i>A. saltuum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>A. rurestris</i>	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>A. angulipalpis</i>	0	0	1	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	1	5
<i>C. leruthi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>D. concolor</i>	0	0	0	0	1	3	1	1	0	0	2	0	0	0	0
<i>D. nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. dentipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. lephthyphantiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
<i>L. hortensis</i>	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	2	0	1
<i>L. triangularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. mansuetus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. trilobatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. varia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>N. clatharta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	1	7	4	2	2	3	2	1	1	1	3	5	0	0	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. fagei</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>P. radicolica</i>	0	0	0	0	0	3	8	6	0	1	1	0	0	1	0
<i>P. profundum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



13/2	2013 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>O. apicatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. melanopygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. spiniger</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. flavipes</i>	5	3	1	0	0	4	4	0	1	4	2	7	9	6	3
<i>T. affinis</i>	0	0	0	0	0	4	2	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotribialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>P. degeeri</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	2	8	9	0	6	5	12	6	3	5	1	10	4	4	1
<i>D. erythropus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>R. lividus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	1	0	1	0	1	1	2	2	0	0	0	1	2	0	1
<i>E. truncatus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	53	157	57	57	219	194	127	194	106	100	73	204	74	48	75
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>A. albimana</i>	1	0	0	0	0	0	3	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>T. terricola</i>	11	20	13	15	28	14	22	18	15	15	15	33	14	31	15
<i>T. ruricola</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. alacris</i>	17	59	47	42	125	117	79	39	43	60	25	117	55	25	89
<i>P. agrestis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hortensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hygrophila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. piraticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. radiata</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. nemoralis</i>	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	2	0	1	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	2
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	10	5	7	2	7	9	6	1	1	2	6	6	4	4	4
<i>Z. pardalis</i>	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	0	2	1	2	1	0	0	2	0	0	1	0
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>A. labyrinthica</i>	2	1	0	0	1	1	1	1	0	2	1	0	6	1	0
<i>A. gracilens</i>	0	1	1	0	0	4	1	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	10	1	3	3	2	1	1	1	2	5	8	2	2	0



13/3	2013 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. helveola</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. onodium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	0	16	2	0	17	2	7	5	1	0	1	2	1	0	3
<i>C. elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	2	0	3	5	1	2	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>D. pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. praeficus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	0	4	4	0	4	2	8	6	0	0	0	3	1	2	2
<i>H. signifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	0	1	1	1	0	0	2	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>K. conspicua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. subopaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	3	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Z. apricorum</i>	0	1	1	0	5	5	3	3	0	0	1	0	1	1	0
<i>Z. aurantiacus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. electus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. albidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. aureolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. formicinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	3	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	1	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	3	0	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. luctator</i>	4	8	4	1	18	10	5	12	2	10	7	15	3	4	6
<i>X. ulmi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>B. chalybeius</i>	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>E. frontalis</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. erratica</i>	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>P. fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



13/4	2013 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>S. zebraneus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. nivoyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	2	3	4	1	2	0	4	2	0	0	1	2	1	1	2
<i>P. festivus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>L. striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. celans</i>	1	5	5	2	3	3	2	1	2	3	0	8	2	1	1
Egyéb juvenilis	4	5	1	1	2	4	2	1	2	1	3	3	3	4	1
Nem meghatározható	1	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2013 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	0	0	3	2	0	1	0	0	0	1	0	2	1	0	0
<i>P. opilionoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>D. erythrina</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	2	3	5	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	0	1
<i>S. bavarica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>A. diadematus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	3	0	2	6	3	4	2	2	1	2	1	1	1	2	4
<i>A. saltuum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>A. rurestris</i>	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>A. angulipalpis</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>C. leruthi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	2	0	0	0	0	4	1	1	3	1	0	0	1	0	0
<i>D. concolor</i>	0	0	1	4	2	5	5	3	7	4	1	0	0	1	1
<i>D. nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. dentipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. lephthyphantiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>L. hortensis</i>	0	2	0	1	2	1	0	0	2	0	3	3	0	1	1
<i>L. triangularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. mansuetus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. trilobatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0



13/5	2013 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>M. varia</i>	0	2	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>N. clatharta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	1	1	1	3	3	1	1	1	3	3	5	2	7	4	7
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. fagei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. radicolica</i>	1	0	1	2	1	3	0	1	6	0	0	1	0	0	0
<i>P. profundum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. apicatus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. melanopygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. spiniger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. flavipes</i>	2	7	3	3	1	2	0	0	2	2	1	0	2	9	8
<i>T. affinis</i>	1	0	6	2	2	3	0	0	4	1	0	0	1	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1
<i>P. degeeri</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	6	1	27	37	5	14	2	4	11	2	8	7	22	23	14
<i>D. erythropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>R. lividus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	2	2	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>E. truncatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	148	232	138	311	101	210	48	313	189	159	192	50	69	80	35
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	0	0	2	5	1	1	1	2	2	0	0	0	0	0	1
<i>T. terricola</i>	15	31	43	25	14	20	6	17	26	23	25	29	33	38	40
<i>T. ruricola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. alacris</i>	89	140	246	147	84	146	38	87	147	113	125	92	83	80	58
<i>P. agrestis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hortensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hygrophila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. piraticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. radiata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>X. nemoralis</i>	0	0	0	2	0	0	0	3	0	3	1	1	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	0	2	1	2	2	4	2	1	0	1	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	4	6	16	37	7	4	3	5	1	3	3	3	22	9	16



13/6	2013 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	1	1	2	2	1	6	0	0	1	0	1	0	0
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>A. labyrinthica</i>	2	1	0	0	1	1	1	6	0	4	3	1	1	0	0
<i>A. gracilens</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	6	0	11	8	1	4	1	2	0	1	6	5	7	7	6
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>H. helveola</i>	1	1	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. onodium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	2	1	72	5	6	3	1	3	7	0	15	4	2	3	3
<i>C. elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	1	0	7	8	1	2	1	0	2	1	5	4	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. praeficus</i>	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	7	2	14	22	8	5	4	2	9	1	25	10	5	4	2
<i>H. signifer</i>	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	2	1	3	0
<i>K. conspicua</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>M. subopaca</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	1	0	5	1	0	1	0	0	1	0	3	0	2	0	0
<i>Z. apricorum</i>	6	3	9	12	4	4	0	0	2	0	7	5	0	0	0
<i>Z. aurantiacus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>P. albidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>P. aureolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. formicinus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	1	0	4	2	0	2	1	1	2	0	0	1	0	1	0
<i>C. blackwalli</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>X. cristatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0



13/7	2013 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>X. luctator</i>	15	15	19	26	13	14	11	7	21	5	17	16	13	15	8
<i>X. ulmi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>B. chalybeius</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. frontalis</i>	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. erratica</i>	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. fasciata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. zebraneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>M. nivoyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	2	1	5	11	2	3	2	3	3	0	2	8	3	1	2
<i>P. festivus</i>	1	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	2	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>L. striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>S. celans</i>	2	1	4	6	0	1	0	1	3	1	1	0	8	4	3
Egyéb juvenilis	0	2	3	6	4	4	1	6	4	0	4	5	4	5	1
Nem meghatározható	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
	2014 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>P. opilionoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. erythrina</i>	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>H. rubicunda</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1
<i>S. bavarica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. diadematus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	7	3	3	3	4	12	10	8	5	6	7	5	11	3	3
<i>A. saltuum</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>A. rurestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. angulipalpis</i>	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
<i>C. leruthi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	2	0	0	1	2	2	1	3	10	4	0	0	0	0
<i>D. concolor</i>	1	0	1	1	0	4	8	6	7	8	2	1	0	3	0



13/8	2014 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>D. nigrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>E. dentipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>F. lephthyphantiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. hortensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1
<i>L. triangularis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. mansuetus</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>M. trilobatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0
<i>N. clatharta</i>	2	1	1	0	0	3	0	1	0	2	0	1	3	0	2
<i>P. pallidus</i>	5	8	6	8	6	12	10	12	8	10	8	7	4	0	1
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. fagei</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. radicola</i>	1	1	0	0	1	7	11	24	22	13	4	1	0	1	2
<i>P. profundum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>O. apicatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>O. melanopygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>S. spiniger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. flavipes</i>	11	10	6	6	5	5	15	4	2	17	8	20	12	15	9
<i>T. affinis</i>	0	0	0	1	0	2	3	1	1	0	1	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. degeeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	1	7	1	1	2	2	1	0	3	3	3	3	2	4	1
<i>D. erythropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>R. lividus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	1	0	3	1	0	1	2	1	2	0	3	2	2	2	0
<i>E. truncatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	70	59	57	75	51	57	115	167	108	74	64	81	11	51	21
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	1	1	0	1	1	1	2	2	1	0	2	0	0	0	1
<i>T. terricola</i>	7	14	14	14	6	13	10	10	12	12	12	10	9	9	13
<i>T. ruricola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. alacris</i>	51	78	61	70	260	98	137	192	87	51	37	82	38	99	83
<i>P. agrestis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hortensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



13/9	2014 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>P. hygrophila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. piraticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	1	0	0	0	4	0	1	0	1	0	0	1
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	9	1	7	1	3	4	2	3	0	0	1	3	6	2	1
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	2	0	0	0
<i>A. labyrinthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>A. gracilens</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	3	2	0	1	3	1	3	0	2	1	4	1	2	2	0
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. helveola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. onodium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	0	2	1	5	0	0	2	2	1	0	0	0	1	1	0
<i>C. elegans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	5	0	3	6	2	4	8	0	1	0	2	5	3	1
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>D. praeficus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	4	1	2	5	2	6	15	15	2	6	2	2	3	5	0
<i>H. signifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>K. conspicua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. subopaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Z. apricorum</i>	0	2	3	0	7	9	6	14	1	1	0	4	2	3	0
<i>Z. aurantiacus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. albidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. aureolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>T. formicinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	3	2	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0



13/10	2014 Bejc 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	1	1	4	0	2	0	0	1	1	1	1	4	1	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. luctator</i>	9	8	5	3	9	0	1	8	0	1	1	8	0	5	3
<i>X. ulmi</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. chalybeius</i>	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. erratica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. zebraneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. nivoyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	2	2	0	1	1	2	5	7	3	4	1	4	5	10	2
<i>P. festivus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>S. celans</i>	11	31	8	2	9	14	3	13	7	6	4	14	15	9	5
Egyéb juvenilis	6	4	0	3	3	2	3	1	1	0	3	2	3	2	1
Nem meghatározható	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2014 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0
<i>P. opilionoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. erythrina</i>	1	0	2	0	1	0	1	0	1	2	0	0	0	0	1
<i>H. rubicunda</i>	0	1	2	0	1	0	1	1	0	0	0	1	3	3	1
<i>S. bavarica</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	1	2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. diadematus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	13	5	7	8	9	19	15	11	9	10	14	9	15	5	9



13/11	2014 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. saltuum</i>	0	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
<i>A. rurestris</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. angulipalpis</i>	2	1	0	1	2	0	0	0	0	1	1	1	1	0	2
<i>C. leruthi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	3	0	0	1	5	5	2	6	12	4	0	0	0	1
<i>D. concolor</i>	3	3	2	8	8	17	19	12	14	12	2	1	0	4	0
<i>D. nigrum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>E. dentipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>F. lephthyphantiformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. hortensis</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	3	0	1
<i>L. triangularis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. mansuetus</i>	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>M. trilobatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. varia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2	1	0	1
<i>N. clatharta</i>	2	2	1	0	1	3	0	1	0	2	0	1	3	1	5
<i>P. pallidus</i>	8	13	8	17	9	14	14	16	12	12	11	13	15	9	7
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	3
<i>P. fagei</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. radicola</i>	2	1	3	4	7	28	31	51	48	26	5	1	0	1	2
<i>P. profundum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>O. apicatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>O. melanopygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>S. spiniger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. flavipes</i>	14	17	17	12	9	10	19	7	2	19	9	35	34	30	38
<i>T. affinis</i>	0	1	0	1	2	3	4	5	4	1	1	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1
<i>P. degeeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	1	7	3	1	2	4	1	1	5	4	3	4	3	4	1
<i>D. erythropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>R. lividus</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	2	0	3	1	0	1	2	1	5	1	3	2	2	2	2
<i>E. truncatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	175	128	141	207	172	178	200	360	255	178	167	164	76	121	52
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0



13/12	2014 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. trabis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	1	2	2	1	2	2	2	3	1	0	4	0	0	0	2
<i>T. terricola</i>	12	36	24	31	12	28	17	23	28	23	20	23	21	16	24
<i>T. ruricola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. alacris</i>	105	177	130	200	433	276	249	303	360	240	314	176	198	161	116
<i>P. agrestis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hortensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. hygrophila</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>P. piraticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>H. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	2	1	0	0	4	1	2	0	1	0	1	1
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Z. nemoralis</i>	9	6	9	10	3	5	3	4	4	3	2	5	10	4	2
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	1	1	0	1	3	0	1	2	0	0	0	0	2
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	1	0	0	2	1	2	0	0	1	0	1	5	1	2	0
<i>A. labyrinthica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>A. gracilens</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	1
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	3	4	1	3	4	1	3	0	2	1	9	12	7	8	3
<i>C. cicur</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>H. helveola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. onodium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	0	3	3	6	0	5	2	3	9	1	49	2	1	1	1
<i>C. elegans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	2	13	3	13	9	8	7	11	3	7	51	4	7	6	3
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. pubescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>D. praeficus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	6	3	11	17	5	21	23	16	11	14	60	2	6	7	0
<i>H. signifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>K. conspicua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. subopaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	1	2	4	0	0	1	0
<i>Z. apricorum</i>	1	6	8	6	8	16	20	14	7	5	31	7	2	4	2



13/13	2014 Bejc 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Z. aurantiacus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. albidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. aureolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>T. formicinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	2	3	3	0	0	2	1	0	2	0	1	3	0	2	1
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	2	2	4	0	2	1	0	2	1	2	2	5	1	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. luctator</i>	12	11	6	6	11	9	2	9	4	5	19	9	3	8	4
<i>X. ulmi</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>B. chalybeius</i>	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	3	1	0	1
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. erratica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. fasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. zebraneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. nivoyi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	4	4	9	16	3	11	16	13	6	13	4	6	8	11	5
<i>P. festivus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. striata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>S. celans</i>	13	48	14	15	12	19	8	17	13	12	5	24	22	12	10
Egyéb juvenilis	6	8	0	7	5	3	4	1	4	3	5	6	4	3	2
Nem meghatározható	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0



10. táblázat: A Vép 32/D erdőrészetben csapdázott adatok évek és transzszektek szerint lebontva.

12/1 Taxon	2013 Vép 1.														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	6	1	7	2	2	1	0	3	3	1	2	0	3	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	1	0	1	0	1	0	2	3	0	1	0	0	0	0	0
<i>D. longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	2	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	2	0	0	0	0
<i>A. marmoreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. bituberculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. saltuum</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>B. gracilis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. nigrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>D. concolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. bucculenta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>K. dorsalis</i>	0	1	2	1	1	3	4	3	1	7	4	1	1	1	4
<i>L. triangularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. minutus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. clathrata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0
<i>N. furtiva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. montana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. peltata</i>	0	3	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	1	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0
<i>P. radiceicola</i>	0	0	0	0	0	7	5	3	7	4	4	1	0	0	0
<i>P. pumila</i>	0	0	0	0	2	0	8	1	4	4	4	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. reussi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1
<i>T. affinis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	2	19	7	1	0	0	1
<i>W. dysderoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. mitrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	1	0	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	1	1	2	0	1	0	2	3	8	13	7	2	3	0	0
<i>C. guttata</i>	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0



12/2	2013 Vép 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. phalerata</i>	16	10	23	8	11	2	1	6	3	3	3	13	5	2	6
<i>S. ablomaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	2	2	2	0	0	1	0	4	2	2	4	4	0	0	0
<i>P. gibbum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>E. truncatus</i>	0	0	1	0	0	3	0	6	0	0	1	1	1	1	2
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	30	58	48	4	52	20	49	15	66	26	149	80	14	6	49
<i>X. nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>A. pulverulenta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	0	1	0	0	0	1	0	2	2	1	1	0	1	0	0
<i>A. albimana</i>	7	13	10	5	6	41	13	34	42	34	27	14	1	1	3
<i>T. spinipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. terricola</i>	18	33	14	6	6	21	21	19	33	31	29	23	5	3	5
<i>P. alacris</i>	64	47	47	44	70	46	31	45	37	32	18	43	13	5	11
<i>P. piscatorius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	0	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Z. armillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. manicata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	3	2	3	0	1	5	5	0	0	2	3	0	0	1	1
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	1	0	1	2	2	6	11	7	1	11	10	2	2	3	0
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	0	1	2	0	0	1	1	0	0	4	0	0	0	0	0
<i>A. labyrinthica</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	1	0	1
<i>A. gracilens</i>	0	0	2	0	2	0	1	0	0	1	1	3	1	1	1
<i>C. terrestris</i>	2	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	2	6	1	2	0	1	0	5	5	3	5	3	4	0	1
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>N. flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	5	3	0	0	1	3	1	0	2	1	1	1	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	24	17	25	7	6	11	7	28	11	0	5	7	2	4	1
<i>C. brevipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>T. tristis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	10	20	9	0	1	10	4	9	15	12	11	10	5	1	2
<i>D. cupreus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. praeficus</i>	0	3	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>D. pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



12/3	2013 Vép 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>D. villicus</i>	21	27	9	9	11	19	8	5	4	3	12	9	3	1	5
<i>G. modestior</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. bicolor</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. moesta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. signifer</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. suctulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	15	11	4	1	1	10	6	16	12	8	6	12	2	0	1
<i>Z. electus</i>	1	1	1	0	0	3	2	1	1	4	0	1	0	1	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. sabulosus</i>	0	3	2	0	4	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	1	4	0	1	1	1	1	0	0	3	0	1	1	1	1
<i>M. vatia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. stellio</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	1	0	3	0	3	1	0	2	0	1	0	1	0	0	0
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Xysticus lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. luctator</i>	12	12	8	12	9	2	2	7	2	1	9	11	9	1	8
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	3	0	1	1	0	2	1	2	2	0	1	0	0	0	0
<i>E. frontalis</i>	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>B. chalybeius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. aequipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. dubius</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	3	1	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	1	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>A. fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. cleans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Egyéb juvenilis	1	1	3	1	1	0	8	2	7	2	2	8	0	0	0
Nem meghatározható	0	0	0	0	0	1	2	1	1	2	0	3	0	1	1



12/4	2013 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	6	2	2	1	2	2	0	4	0	0	3	3	2	1	6
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	1	0	0	2	0	0	2	1	2	0	1	0	0	1
<i>D. longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	1	1	2	2	0	2	3	0	1	0	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. marmoreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>G. bituberculata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>A. saltuum</i>	2	1	4	0	0	1	2	1	0	0	0	0	2	1	1
<i>B. gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>B. nigrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. concolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. bucculenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>K. dorsalis</i>	3	7	3	8	1	0	2	5	1	2	1	3	3	2	6
<i>L. triangularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. clathrata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>N. furtiva</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. peltata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. radicolica</i>	0	0	0	1	0	0	4	4	5	3	3	1	0	1	2
<i>P. pumila</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. reussi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0
<i>T. affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>W. dysderoides</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	2	0	3	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>W. mitrata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>P. listeri</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	1	2	2	4	1	2	3	4	2	1	1	2	3	0	4
<i>C. guttata</i>	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	17	26	23	27	21	16	3	1	2	9	9	11	6	14	9



12/5	2013 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>S. ablomaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	4	3	0	1	0	3	1	1	1	1	0	0	3	0	1
<i>P. gibbum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. truncatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	3	1	0	3	0	0	1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	8	13	12	3	6	8	30	58	64	58	51	16	11	19	47
<i>X. nemoralis</i>	0	2	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	2	2	1	1	1	5	3	2	2	1	1	0	2	0	0
<i>A. albimana</i>	2	6	8	16	18	55	43	18	26	22	38	9	7	0	0
<i>T. spinipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. terricola</i>	14	18	13	10	17	14	33	24	9	19	16	18	17	10	13
<i>P. alacris</i>	28	25	40	25	76	56	29	38	49	56	42	50	43	29	30
<i>P. piscatorius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	1	3	2	1	0	3	4	1	0	0	2	0	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. armillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Z. manicata</i>	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	5	2	4	6	3	2	1	4	0	0	5	6	3	4	10
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	3	0	3	1	0	3	16	5	6	2	4	4	5	2
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	0	2	0	1	2	1	2	3	1	1	0	0	3	0	0
<i>A. labyrinthica</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2	1	1
<i>A. gracilens</i>	2	0	0	2	2	0	0	0	1	0	2	2	0	1	1
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	1	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	1	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	5	6	3	5	7	3	2	12	2	1	1	1	8	7	4
<i>C. cicur</i>	0	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	1	1	1	6	0	1	0	1	0	2	3	1	1	0
<i>Z. germanicum</i>	8	12	20	22	46	18	32	14	21	21	22	9	13	8	24
<i>C. brevipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. tristis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	7	5	11	22	32	45	25	11	14	26	15	6	18	4	9
<i>D. cupreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. praeficus</i>	0	0	0	1	1	3	1	1	1	1	0	0	0	0	2
<i>D. pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	19	15	38	15	59	31	34	13	21	15	21	23	43	10	10



12/6	2013 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>G. modestior</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>G. moesta</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. signifer</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>S. suctulatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Z. apricorum</i>	6	4	9	9	28	13	10	5	9	7	10	9	16	5	6
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>T. sabulosus</i>	0	2	3	4	1	4	4	0	6	1	1	3	0	2	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	3	1	0	1	2	0	0	1	1	0	1	4	1	4	3
<i>M. vatia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. stellio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	1	0	2	8	0	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xysticus lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. luctator</i>	21	11	24	20	23	7	1	1	6	7	13	10	17	11	19
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. frontalis</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0
<i>B. chalybeius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. aequipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1
<i>P. minimus</i>	0	0	2	2	1	2	3	1	0	2	0	0	1	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>A. fuscus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. cleans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Egyéb juvenilis	1	5	2	7	5	2	1	1	1	3	1	0	5	0	2
Nem meghatározható	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



12/7	2014 Vép 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	0	2	3	1	1	3	2	2	6	0	5	4	0	0	1
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	2	0	0	0	0	1	3	1	2	0	0	0	0	0	0
<i>D. longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. marmoreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. bituberculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>	4	7	2	1	3	7	1	3	4	6	7	2	0	3	0
<i>A. saltuum</i>	0	2	2	0	1	1	2	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>B. gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. nigrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	1	0	1	0	3	2	4	6	2	0	0	0	1	1
<i>D. concolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. bucculenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>K. dorsalis</i>	0	5	5	0	0	0	2	2	1	1	0	1	1	5	4
<i>L. triangularis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>M. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. clathrata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. furtiva</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. montana</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. peltata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	3	2	8	3	4	15	23	15	14	7	4	4	2	5	7
<i>P. sulcifrons</i>	3	2	0	0	0	0	1	0	0	3	0	3	1	1	1
<i>P. radicolica</i>	0	0	0	1	1	12	10	17	12	3	2	1	0	0	0
<i>P. pumila</i>	0	0	0	0	3	3	2	1	6	2	1	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. reussi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>T. affinis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	0	1	6	17	1	7	8	0	1	1	0	0
<i>W. dysderoides</i>	0	1	0	0	0	1	4	0	2	0	0	0	0	1	1
<i>W. furcillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>W. mitrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	1	1	2	0	0	2	4	4	5	1	4	1	1	1	2
<i>C. guttata</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. phalerata</i>	0	8	6	3	4	0	0	2	2	0	1	1	1	1	0



12/8	2014 Vép 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>S. ablomaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	0	0	1	1	0	1	0	1	4	1	0	2	2	4	3
<i>P. gibbum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>E. truncatus</i>	3	2	2	2	0	0	2	3	1	0	0	1	0	1	3
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	44	43	45	36	22	36	48	48	54	16	57	33	11	15	9
<i>X. nemoralis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	0	2	3	4	5	26	8	17	23	2	5	4	0	1	4
<i>T. spinipalpis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. terricola</i>	6	5	6	3	4	6	7	3	8	2	2	6	2	1	4
<i>P. alacris</i>	31	65	38	46	51	28	21	38	12	26	24	29	18	27	22
<i>P. piscatorius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
<i>Z. armillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. manicata</i>	1	1	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	1	1	1	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	2	0	11	17	5	4	4	2	0	0	0	0
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	2	3	0	4	3	2	3
<i>A. labyrinthica</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. gracilens</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	3	8	2	3	2	2	3	10	3	1	6	2	1	6
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>C. silvicola</i>	1	0	0	0	0	1	3	0	2	1	0	0	1	1	0
<i>Z. germanicum</i>	6	2	3	1	4	4	0	5	5	0	0	1	0	2	1
<i>C. brevipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>T. tristis</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	5	9	16	7	9	7	2	11	10	3	2	4	2	2	3
<i>D. cupreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. praeficus</i>	0	0	2	4	3	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>D. pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	8	9	25	25	16	36	5	8	12	4	6	14	9	20	40



12/9	2014 Vép 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>G. modestior</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. moesta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. signifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. suctulatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	5	7	7	5	7	10	5	12	12	3	1	6	3	4	6
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. sabulosus</i>	0	0	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1
<i>M. vatia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. simplex</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>T. stellio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xysticus lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>X. luctator</i>	5	3	9	4	4	0	0	4	1	0	1	3	2	5	9
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	2	0	0	0	2	1	0	1	1	0	0	0
<i>B. chalybeius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. aequipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>P. minimus</i>	3	2	1	1	1	2	0	1	3	0	3	2	0	2	3
<i>A. brunnea</i>	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. cleans</i>	1	4	0	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Egyéb juvenilis	4	2	0	0	1	2	0	0	1	1	0	2	0	0	0
Nem meghatározható	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0



12/10	2014 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>A. piceus</i>	0	2	3	2	0	0	1	0	3	1	4	3	2	0	3
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>D. crocata</i>	0	0	1	0	0	1	0	3	0	0	0	1	0	1	0
<i>D. longirostris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. marmoreus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. bituberculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>	2	4	1	3	2	2	1	1	2	1	2	0	3	5	7
<i>A. saltuum</i>	0	0	0	4	1	0	0	0	0	1	0	1	0	3	0
<i>B. gracilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. nigrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. concolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>F. bucculenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>K. dorsalis</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	2
<i>L. triangularis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. clathrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. furtiva</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. peltata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	3	9	2	11	0	2	3	2	4	5	2	8	5	11	18
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	1	0	0	0	2	0	6	0	3	0	0	0
<i>P. radicolica</i>	0	0	0	1	2	1	5	4	1	4	1	2	3	3	1
<i>P. pumila</i>	0	0	0	1	1	1	2	3	2	1	1	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. reussi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	1	2	0	0
<i>T. longidens</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>T. affinis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. atrotibialis</i>	0	0	0	0	1	0	1	9	2	1	0	0	1	1	0
<i>W. dysderoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. furcillata</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>W. mitrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	0	1	0	2	3	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>C. guttata</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>A. phalerata</i>	7	3	1	1	6	5	1	0	0	0	1	9	2	1	5



12/11	2014 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>S. ablomaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0
<i>E. thoracica</i>	0	0	1	1	2	1	0	2	1	1	2	3	3	6	0
<i>P. gibbum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>E. truncatus</i>	0	0	1	0	5	0	0	1	2	0	1	0	3	0	3
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	8	12	9	21	21	13	54	31	19	29	120	102	72	16	18
<i>X. nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuneata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. pulverulenta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	2	0	1	4	11	13	28	20	11	16	26	5	5	3	0
<i>T. spinipalpis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. terricola</i>	5	1	3	4	3	2	8	5	0	9	9	3	4	3	2
<i>P. alacris</i>	17	15	11	28	33	25	25	20	35	71	43	75	36	50	18
<i>P. piscatorius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. mirabilis</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. armillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. manicata</i>	2	0	1	0	0	0	2	8	1	2	1	0	0	1	2
<i>Z. nemoralis</i>	2	0	1	0	0	0	2	8	1	2	1	0	0	1	2
<i>Z. pardalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	0	0	1	10	7	2	3	1	0	0	0	1
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>	0	0	1	2	1	1	2	2	1	0	2	1	2	2	1
<i>A. labyrinthica</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>A. gracilens</i>	1	0	0	0	1	4	0	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. domestica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	3	6	1	2	0	2	2	2	2	2	3	7	3	8	9
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. flavescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	0	2	0	0	0	3	0	1	1	1	1	1	0
<i>Z. germanicum</i>	5	0	3	9	19	10	14	4	6	3	4	10	11	5	7
<i>C. brevipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. caerulescens</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. tristis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	3	4	2	20	14	24	9	6	4	10	7	22	12	10	4
<i>D. cupreus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. praeficus</i>	0	0	0	9	3	1	2	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>D. pusillus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	15	8	23	28	41	26	38	24	6	14	14	48	56	43	12



12/12	2014 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>G. modestior</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>G. moesta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. signifer</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. suctulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. quadripunctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	3	0	2	15	18	13	4	8	0	3	8	18	6	6	0
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. sabulosus</i>	0	0	0	2	0	3	3	0	0	3	0	1	0	1	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	0	2	0	2	2	0	0	0	1	1	0	0	3
<i>M. vatia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. blackwalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. atomaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>O. simplex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. stellio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. kochi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xysticus lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. luctator</i>	6	5	8	5	2	2	0	1	6	4	8	12	8	7	7
<i>Salticidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>E. frontalis</i>	0	1	0	0	1	0	2	0	2	0	1	1	3	1	0
<i>B. chalybeius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>T. aequipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. cupreus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>H. dubius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. formicaria</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. arcuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	0	0	1	1	0	0	2	1	4	0	0	0	0	1	2
<i>A. brunnea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>S. cleans</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	3	2	0	0
Egyéb juvenilis	0	1	6	3	3	1	3	0	1	0	0	1	1	0	2
Nem meghatározható	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0



11. táblázat: A Vép 32/D erdőrészetben 2015 telén csapdázott adatok transzszektek szerint lebontva.

Taxon	2015 tél - Vép 1.														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>B. nigrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. sylvaticus</i>	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>K. dorsalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>N. clatharta</i>	2	0	0	0	0	1	0	3	1	1	0	0	0	0	0
<i>N. montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	0	0	2	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	2	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	6	0	1	0	0	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. terricola</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. brunnea</i>	2	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Egyéb juvenils	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taxon	2015 tél - Vép 2.														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>B. nigrinus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>C. sylvaticus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>K. dorsalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>N. clatharta</i>	0	2	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>N. montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>P. pallidus</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. listeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	0	0	1	0	1	0	4	0	0	0	2	2	1	0	1
<i>T. terricola</i>	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	2	2
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. brunnea</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0
<i>A. cuprea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Egyéb juvenils	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0



12. táblázat: A Vép 32/D erdőrészetben 2016-ban csapdázott adatok transzszektek szerint lebontva.

7/1 Taxon	2016 Vép 1.														
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Atypidae spp. Juv.</i>	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	0	2	0	3	2	1	3
<i>K. dorsalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	4	0	0	0	0	0	0
<i>N. furtiva</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>P. pallidus</i>	0	0	1	0	0	1	0	4	1	0	0	1	2	0	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	2	0	0	2	0	0	6	2	2	0	3	1	0	0
<i>P. radiculicola</i>	0	0	0	0	0	3	1	13	0	2	0	0	0	0	0
<i>P. pumila</i>	0	0	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>P. errans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. dysderoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>M. jobi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	0	1	0	0	0	3	6	18	0	0	1	0	0	0	0
<i>C. guttata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	1	3	0	2	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>E. thoracica</i>	4	0	1	0	2	1	1	1	1	1	0	0	2	0	1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	0	1	0	0	5	1	1	6	4	0	0	0	0	0	0
<i>T. terricola</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	3	0	2	0	0	1
<i>P. alacris</i>	47	48	51	46	24	17	39	30	5	6	12	27	17	24	12
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. campestris</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	1	0	0	1	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	1
<i>Z. germanicum</i>	2	0	0	0	4	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0



7/2	2016 Vép 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>C. comata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	1	1	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	8	4	4	10	19	3	16	11	4	3	1	9	7	8	3
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. sabulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>X. luctator</i>	5	2	1	2	2	0	0	3	0	0	0	4	4	5	0
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Egyéb juvenilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2016 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Atypidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	1	1	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>E. furcata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	4	2	2	1	2	0	1	0	1	1	1	1	4	1	0
<i>K. dorsalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. furtiva</i>	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	0	1	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	1	0	0	6	2	0	3	0	1	0	0	0
<i>P. radicolica</i>	0	0	0	0	0	0	1	6	0	2	0	0	0	0	0
<i>P. pumila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



7/3	2016 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>T. insecta</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. dysderoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>M. jobi</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>C. guttata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>A. phalerata</i>	0	2	3	4	2	1	0	0	1	1	0	2	1	0	5
<i>E. thoracica</i>	0	4	3	0	1	2	1	0	0	0	0	2	0	3	3
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	0	1	0	1	0	0	2	0	1	1	2	0	0	0	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	0	0	1	3	0	1	8	2	0	3	3	1	1	1	0
<i>T. terricola</i>	1	1	1	3	0	3	0	0	0	3	0	1	1	0	0
<i>P. alacris</i>	51	59	64	36	25	40	11	28	21	30	13	42	56	59	33
<i>P. mirabilis</i>	0	2	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. nemoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>T. campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	0	0	0	6	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. comata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	1	0	0	2	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	6	8	11	23	10	9	9	16	7	6	2	14	8	10	11
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. sabulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>X. luctator</i>	3	5	5	13	6	3	1	0	5	3	1	8	5	1	5
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



7/4	2016 Vép 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Egyéb juvenilis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	2016 Vép kontroll 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Atypidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	1	1	0	2	0	1	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	2	2	1	3	2	1	0	2	1	0	0	1	0	1	1
<i>K. dorsalis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. furta</i>	0	0	1	2	0	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	1	0	3	2	0	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. radiculicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pumila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. dysderoides</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. jobi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	0	1	0	0	2	0	0	1	0	2	3	0	0	1	0
<i>C. guttata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	1
<i>E. thoracica</i>	1	3	0	1	3	1	0	4	3	0	4	1	1	0	0
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	0	0	5	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	1	0
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	2	0	0	1	0	1	1	0	0	2	1	2	0	4	3
<i>A. albimana</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	1
<i>T. terricola</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>P. alacris</i>	34	42	34	25	35	40	49	75	58	34	23	24	20	38	13
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



7/5	2016 Vép kontroll 1.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Z. nemoralis</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>T. campestris</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>C. comata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	1	2	2	0	1	3	0	1	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>D. villicus</i>	9	16	3	9	7	13	3	16	9	6	6	8	11	6	1
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>H. silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Z. electus</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>T. sabulosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. lanio</i>	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>X. luctator</i>	4	9	4	5	5	6	2	5	9	5	3	8	2	1	3
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>E. falcata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>A. accentuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Egyéb juvenilis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2016 Vép kontroll 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>Atypidae spp. Juv.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>A. piceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. crocata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>H. rubicunda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>E. furcata</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>C. prominens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linyphiidae spp. Juv.</i>	0	1	2	1	0	1	2	2	1	2	2	2	4	0	1
<i>K. dorsalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
<i>M. herbigradus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



7/6	2016 Vép kontroll 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>N. furtiva</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>N. radiata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pallidus</i>	0	1	0	2	2	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>P. sulcifrons</i>	0	0	0	0	2	2	0	0	1	0	0	1	2	0	1
<i>P. radiculicola</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pumila</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. errans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. insecta</i>	0	0	0	2	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>W. cucullata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. antica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>W. dysderoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>W. obusta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>M. jobi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. flavomaculata</i>	0	1	0	1	0	1	1	1	1	2	0	1	0	0	0
<i>C. guttata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. phalerata</i>	0	0	0	1	1	0	2	2	1	1	0	0	0	0	1
<i>E. thoracica</i>	2	1	1	1	1	3	3	3	3	2	3	3	1	0	1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	0	1	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	2
<i>A. trabalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. lutetiana</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. albimana</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>T. terricola</i>	1	0	0	1	1	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0
<i>P. alacris</i>	27	24	30	27	35	33	56	54	30	22	34	17	19	18	33
<i>P. mirabilis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Z. nemoralis</i>	0	0	0	1	0	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Z. spinimana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>T. campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>U. longispina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. cicur</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. silvicola</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. germanicum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>C. comata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. terrestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>D. lapidosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>D. villicus</i>	5	2	5	4	5	4	12	8	14	9	21	3	5	3	9
<i>G. bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>H. silvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>T. pedestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Z. apricorum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Z. electus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



7/7	2016 Vép kontroll 2.														
Taxon	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
<i>T. sabulosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>O. praticola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>X. lanio</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	1	0
<i>X. luctator</i>	0	3	4	4	2	5	1	7	8	3	1	4	2	1	3
<i>E. frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>E. falcata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. minimus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. accentuata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Egyéb juvenilis	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0



9.2. D-Vac jegyzőkönyv

13. táblázat: A vépi vákuumos mintagyűjtés jegyzőkönyve (3/1).

Lék	1										2									
	A					B					A					B				
Mintavételezés	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Atypidae spp. Juv.</i>															1					
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>																				
<i>Ero furcata</i>																				
<i>Lyniphidae spp. Juv.</i>		6	1	1	3	1		2	14		6	20	14	9	14	3		20	9	
<i>Agyneta rurestris</i>															1					
<i>Floronia bucculenta</i>											2									
<i>Kaestneria dorsalis</i>														1				1		
<i>Lyniphia triangularis</i>											1									
<i>Micragus herbigradus</i>										1										
<i>Neriene clathrata</i>																				
<i>Neriene furtiva</i>																				
<i>Neriene peltata</i>																1				
<i>Neriene radiata</i>														1						
<i>Palliduphantes pallidus</i>												1	1	1					2	
<i>Pelecopsis radicecola</i>										1	2	1								
<i>Pocadicnemis punila</i>							1									3				
<i>Silometopus reussi</i>														1						
<i>Tapinocyba insecta</i>																				
<i>Tapinopa longidens</i>																			1	
<i>Tenuiphantes flavipes</i>					1											1			1	
<i>Tenuiphantes tenuis</i>									1											
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>										1							1			
<i>Walckenaeria furcillata</i>																				
<i>Microdipoena jobi</i>		1																1	2	
<i>Pachygnatha listeri</i>																				
<i>Tetragnatha obusta</i>																				
<i>Euryopis flavomaculata</i>																				
<i>Crustulina guttata</i>								1												
<i>Enoplognatha thoracica</i>																				
<i>Pholcomma gibbum</i>																				
<i>Episimus truncatus</i>																				
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	2	4	4	1	2	4	1	3	2		5	4	2	8	1	2	15	7	1	
<i>Aulonia albimana</i>		2					1							1						
<i>Trochosa terricola</i>											1									
<i>Pardosa alacris</i>	2		1			1			1			2	2				2			
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>						1														
<i>Zora nemoralis</i>															1					
<i>Zora spinimana</i>		1						2			1	1	3		1		1		2	
<i>Agelenidae spp. Juv.</i>														1						
<i>Cryphoeca silvicola</i>												1		1						
<i>Clubiona terrestris</i>													1							
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>			1	1	1							1	1					1	1	
<i>Drassylus villicus</i>																				
<i>Philodromidae spp. Juv.</i>								1	1											
<i>Thanatus sabulosus</i>				1																
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>	1		1										1	1	1				2	
<i>Salticidae spp. Juv.</i>			1		1											1			1	
<i>Euophrys frontalis</i>																				
<i>Talavera petrensis</i>																				
<i>Evarcha falcata</i>																				
<i>Phrurolithus minimus</i>																				
Egyéb juvenilis			4		3	2					1		5	3		5			5	



14. táblázat: A vépi vákuumos mintagyűjtés jegyzőkönyve (3/2).

Lék	4										6									
	A					B					A					B				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Atypidae spp. Juv.</i>																				
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>																				
<i>Ero furcata</i>																			1	
<i>Lymniphidae spp. Juv.</i>	7	8	7	12	7	11	4	8	4	4	19	10	19			4	2	7	12	
<i>Agyneta rurestris</i>																				
<i>Floronia bucculenta</i>																				
<i>Kaestneria dorsalis</i>																				
<i>Lymniphia triangularis</i>																				
<i>Micrargus herbigradus</i>	1		1										1							
<i>Neriere clathrata</i>																				
<i>Neriere furtiva</i>																	1			
<i>Neriere peltata</i>																				
<i>Neriere radiata</i>																				
<i>Palliduphantes pallidus</i>					1															
<i>Pelecopsis radicolata</i>												2								
<i>Pocadicnemis pumila</i>					1								1						1	
<i>Silometopus reussi</i>					1									1						
<i>Tapinocyba insecta</i>													1							
<i>Tapinopa longidens</i>																				
<i>Temniphantes flavipes</i>																				
<i>Temniphantes tenuis</i>																				
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>																				
<i>Walckenaeria furcillata</i>																				
<i>Microdipoena jobi</i>																				
<i>Pachygnatha listeri</i>														1						
<i>Tetragantha obusta</i>																				
<i>Euryopis flavomaculata</i>																				
<i>Crustulina guttata</i>									1						1				1	
<i>Enoplognatha thoracica</i>																			1	
<i>Pholcomma gibbum</i>	1																			
<i>Episimus truncatus</i>					1	1													1	1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	8	7	3		3	1	4	6	8	3	13	4	5	21	11	5	4	5	8	5
<i>Aulonia albimana</i>													1					3	2	
<i>Trochosa terricola</i>																				
<i>Pardosa alacris</i>	1	1										1	1		1			1		
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>																				
<i>Zora nemoralis</i>																				
<i>Zora spinimana</i>																				
<i>Ageleidae spp. Juv.</i>																				
<i>Cryphoeca silvicola</i>																				
<i>Clubiona terrestris</i>																				
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>					1													1		1
<i>Drassylus villicus</i>																			1	
<i>Philodromidae spp. Juv.</i>																				
<i>Thanatus sabulosus</i>																		1		
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>			1					1				1					2	1		1
<i>Salticidae spp. Juv.</i>						1							1							1
<i>Euophrys frontalis</i>													1	1						
<i>Talavera petrensis</i>																				
<i>Evarcha falcata</i>																				
<i>Phrurolithus minimus</i>																				
Egyéb juvenilis	3		3	4	7		5	3		15			7	16	2		1		21	



15. táblázat: A vépi vákuumos mintagyűjtés jegyzőkönyve (3/3).

Lék	10										11									
	A					B					A					B				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
<i>Atypidae spp. Juv.</i>	1																			
<i>Dysderidae spp. Juv.</i>																	1			
<i>Ero furcata</i>										1										
<i>Lymniphidae spp. Juv.</i>	12	7	4	1	7	8	6	17	16	24	9	3	7	12	7	4	9	5	20	14
<i>Agyneta rurestris</i>																				
<i>Floronia bucculenta</i>																				
<i>Kaestneria dorsalis</i>																				
<i>Lymniphia triangularis</i>										4										
<i>Micrargus herbigradus</i>			2																	
<i>Neriere clathrata</i>																				
<i>Neriere furtiva</i>								1	1											
<i>Neriere peltata</i>																				
<i>Neriere radiata</i>																				
<i>Palliduphantes pallidus</i>																				
<i>Pelecopsis radiculicola</i>						1	1													
<i>Pocadicnemis pumila</i>										1	1									
<i>Silometopus reussi</i>														1						
<i>Tapinocyba insecta</i>	1					1														
<i>Tapinopa longidens</i>																				
<i>Temniphantes flavipes</i>																				
<i>Temniphantes tenuis</i>																				
<i>Walckenaeria atrotibialis</i>																				
<i>Walckenaeria furcillata</i>										1										
<i>Microdipoena jobi</i>						1				2					1					
<i>Pachygnatha listeri</i>																				
<i>Tetragantha obusta</i>											1									
<i>Euryopsis flavomaculata</i>			1																	
<i>Crustulina guttata</i>													2							1
<i>Enoplognatha thoracica</i>																				
<i>Pholcomma gibbum</i>																				
<i>Episimus truncatus</i>		1								1										1
<i>Lycosidae spp. Juv.</i>	2	3	6	7	4		5	3	3	4	8	45	6	9	7	5	18	1	3	5
<i>Aulonia albimana</i>			1							1										
<i>Trochosa terricola</i>																				
<i>Pardosa alacris</i>					1		2	1	2	1		3	2		1		1			
<i>Miturgidae spp. Juv.</i>																				
<i>Zora nemoralis</i>																				
<i>Zora spinimana</i>			1		1			1		1										
<i>Ageleidae spp. Juv.</i>	1																			
<i>Cryphoeca silvicola</i>																				
<i>Clubiona terrestris</i>																				
<i>Gnaphosidae spp. Juv.</i>											1		1	1		1				
<i>Drassylus villicus</i>																				
<i>Philodromidae spp. Juv.</i>																				
<i>Thanatus sabulosus</i>																				
<i>Thomisidae spp. Juv.</i>			1		2					2	2	1		4		1				
<i>Salticidae spp. Juv.</i>				1	1	1	1			1			2							
<i>Euophrys frontalis</i>								1												
<i>Talavera petrensis</i>												1								
<i>Evarcha falcata</i>				1											1	1			1	
<i>Phrurolithus minimus</i>	1			1																
Egyéb juvenilis			5	3	6	2	5			8	27	9	1	8	11	5	3		3	11



9.3. Holtfa felvételezési jegyzőkönyv

16. táblázat: A Bejgyertyános 2-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok).

Fekvő holtfa vizsgálat Bejgyertyános 1-es transzsekt																		
Csapsda	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.
#1	21,5	5	KTT	22	5	KTT	24	5	KTT	0			0			0		
#2	0			0			0			5	6	KTT	0			0		
#3	20	4	KTT	0			0			0			0			0		
#4	0			0			0			0			0			0		
#5	0			0			0			0			0			0		
#6	0			0			0			0			0			0		
#7	0			0			0			0			0			0		
#8	0			0			0			0			0			0		
#9	0			0			0			0			0			0		
#10	0			0			0			0			0			0		
#11	0			0			0			0			0			0		
#12	0			0			0			0			0			0		
#13	0			0			0			0			0			0		
#14	0			0			0			0			0			24	4	KTT
																5	5	GY
																18,5	5	KTT
#15	0			0			0			0			0			0		



17. táblázat: A Bejgyertyános 1-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok).

Fekvő holtfa vizsgálat Bejgyertyános 2-es transzsekt															
Csapda	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.
#1	0			6,5	2	KTT	0			0			0		
#2	5	3	KTT	0			0			9	4	KTT	6	2	KTT
													10,5	2	KTT
													18,5	2	KTT
#3	0			0			0			34	2	KTT	0		
													0		
#4	34	2	KTT	34	2	KTT	35	2	KTT	19	2	KTT	0		
										5	2	KTT			
#5	0			0			0			0			0		
#6	0			0			0			0			0		
#7	0			0			0			0			0		
#8	9	6	KTT	0			0			0			0		
#9	0			0			0			0			0		
#10	0			0			0			0			0		
#11	0			6	3	KTT	0			0			0		
#12	0			0			17	4	KTT	0			0		
#13	0			0			0			0			0		
#14	0			0			0			0			0		
#15	0			0			0			0			8	2	KTT



18. táblázat: A Vép 1-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok).

Fekvő holtfa vizsgálat Vép 1-es transzsekt															
Csapda	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.
#1	0			18,5	5	CS	15,5	5	CS	0			8	3	CS
#2	0			0			0			0			0		
#3	0			0			0			0			0		
#4	0			0			0			0			0		
#5	0			0			0			0			0		
#6	0			0			11	2	CS	12	2	CS	15,5	2	CS
							5	2	CS	6	2	CS			
#7	0			0			0			0			0		
#8	0			0			0			0			0		
#9	0			0			0			0			0		
#10	0			0			0			0			0		
#11	0			0			0			0			0		
#12	0			0			0			0			0		
#13	0			0			0			0			0		
#14	0			0			0			6,5	6	CS	0		
#15	0			0			0			0			0		

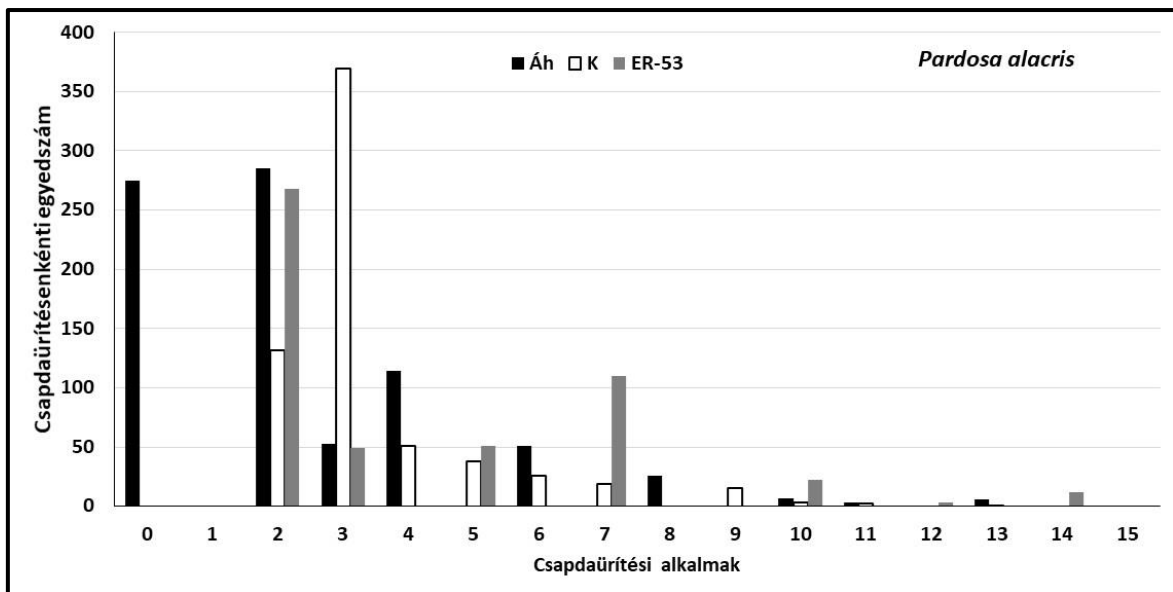


19. táblázat: A Vép 2-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok).

Fekvő holtfa vizsgálat Vép 2-es transzsekt															
Csapda	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.	d (cm)	KF	S.
#1	0			0			0			0			0		
#2	0			0			0			0			0		
#3	0			0			0			0			0		
#4	0			5	2	CS	0			0			0		
#5	0			0			0			0			0		
#6	0			0			0			0			0		
#7	0			0			0			0			0		
#8	0			0			0			0			0		
#9	0			0			5	2	CS	6	2	CS	0		
#10	0			0			0			0			0		
#11	0			0			0			0			0		
#12	0			0			0			0			0		
#13	0			0			0			0			0		
#14	0			0			0			0			0		
#15	0			0			0			0			0		



9.4. Kiegészítő ábrák



78. ábra: A *Pardosa alacris* szezonális dinamikája az ásoththalmi (Áh), kecskeméti (K) és szalafői (ER-53) felmérések alapján.



9.5. Kiegészítő adatok

20. táblázat: A két mintaterület csapdasorainak lékek és mintavételi évek szerint összesített és faji szinten meghatározott adatainak (S – fajszám, n – egyedszám, H' – Shannon diverzitás, D₁ – Simpson diverzitás, J – ekvitabilitás, K – klimax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén, E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt, Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos/nyílt, A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid, [mm] – átlagos testméret, VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcserhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kivárá, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász) a mintavételezési időszakon belül kialakított négy fázis (lombfakadás kezdete – A, vegetációs időszak eleje – B, vegetációs időszak közepe – C, vegetációs időszak vége – D) szerinti alakulása.

S/1		Bejgyertyános 13/A															Vép 32/D															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Leíró statisztika	S	A	9	20	23	24	25	25	17	23	26	25	18	16	20	22	22	25	27	18	17	26	27	30	29	24	22	28	20	18	18	20
		B	34	33	42	42	30	33	40	31	37	33	32	35	30	31	33	31	36	32	40	35	37	46	39	34	37	36	39	29	34	28
		C	16	15	17	13	14	18	15	23	16	13	12	13	10	11	8	16	16	21	13	17	23	21	19	23	23	16	21	18	13	15
		D	7	10	6	11	8	11	10	9	10	8	7	9	9	8	9	10	9	10	11	7	11	12	14	13	10	5	7	7	8	10
	n	A	95	237	309	223	436	342	239	301	356	258	318	275	254	246	245	217	190	194	146	210	173	161	178	114	155	159	215	138	126	120
		B	283	373	508	474	407	439	397	382	471	365	491	358	335	272	237	238	266	304	326	447	422	415	385	361	357	358	348	259	213	234
		C	41	52	46	81	68	120	78	90	57	63	63	68	41	55	42	48	69	72	61	86	147	109	111	127	104	62	84	55	37	44
		D	33	97	50	64	35	47	32	33	35	35	36	74	71	36	44	20	29	29	26	16	27	27	42	37	18	11	24	20	21	36
	H'	A	1,04	1,46	1,23	1,47	0,90	1,13	1,09	1,24	1,32	1,44	1,31	1,13	1,21	1,41	1,17	2,29	2,23	1,97	2,01	2,35	2,56	2,72	2,68	2,44	2,40	2,43	2,06	2,17	2,14	2,24
		B	2,27	1,94	2,42	2,31	1,77	2,15	2,47	2,27	1,89	1,86	2,02	2,15	2,26	2,34	2,52	2,52	2,70	2,57	2,76	2,24	2,63	2,91	2,93	2,68	2,65	2,69	2,65	2,44	2,51	2,65
		C	2,20	2,21	2,49	1,76	1,76	1,91	2,12	2,23	1,99	1,94	2,06	2,04	1,84	2,00	1,53	2,43	2,40	2,62	2,11	2,41	2,26	2,46	2,36	2,46	2,34	2,36	2,55	2,54	2,32	2,47
		D	1,60	1,53	1,57	1,85	1,65	2,02	1,97	1,64	1,73	1,67	1,74	1,62	1,68	1,69	1,84	2,09	1,87	1,90	1,98	1,56	2,21	2,18	2,07	2,18	2,19	1,37	1,67	1,47	1,80	1,85
	D ₁	A	0,48	0,57	0,49	0,58	0,32	0,42	0,43	0,45	0,50	0,55	0,53	0,49	0,48	0,59	0,47	0,84	0,81	0,79	0,78	0,84	0,89	0,90	0,89	0,85	0,84	0,85	0,78	0,83	0,82	0,84
		B	0,76	0,67	0,81	0,78	0,61	0,74	0,81	0,78	0,64	0,63	0,74	0,73	0,79	0,81	0,84	0,87	0,88	0,88	0,89	0,82	0,89	0,91	0,92	0,90	0,88	0,89	0,88	0,85	0,84	0,89
		C	0,83	0,84	0,89	0,71	0,69	0,71	0,83	0,78	0,75	0,76	0,83	0,82	0,80	0,83	0,73	0,89	0,88	0,90	0,85	0,88	0,82	0,88	0,86	0,86	0,83	0,88	0,89	0,90	0,88	0,90
		D	0,74	0,70	0,76	0,80	0,74	0,82	0,83	0,70	0,74	0,76	0,80	0,74	0,76	0,78	0,80	0,85	0,79	0,80	0,80	0,70	0,87	0,85	0,79	0,84	0,88	0,69	0,77	0,66	0,80	0,80
J	A	0,47	0,49	0,39	0,46	0,28	0,35	0,38	0,39	0,41	0,45	0,45	0,41	0,40	0,46	0,38	0,71	0,68	0,68	0,71	0,72	0,78	0,80	0,79	0,77	0,78	0,73	0,69	0,75	0,74	0,75	
	B	0,64	0,55	0,65	0,62	0,52	0,61	0,67	0,66	0,52	0,53	0,58	0,60	0,66	0,68	0,72	0,73	0,75	0,74	0,75	0,63	0,73	0,76	0,80	0,76	0,73	0,75	0,72	0,72	0,71	0,80	
	C	0,79	0,82	0,88	0,69	0,67	0,66	0,78	0,71	0,72	0,76	0,83	0,79	0,80	0,84	0,74	0,88	0,87	0,86	0,82	0,85	0,72	0,81	0,80	0,79	0,75	0,85	0,84	0,88	0,90	0,91	
	D	0,82	0,67	0,87	0,77	0,79	0,84	0,86	0,75	0,75	0,80	0,90	0,74	0,77	0,81	0,84	0,91	0,85	0,83	0,82	0,80	0,92	0,88	0,78	0,85	0,95	0,85	0,86	0,75	0,86	0,80	



5/2		Bejgyertyános 13/A															Vép 32/D															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Természetesség [%]	K	A	1,3	3,8	2,8	6,8	3,3	3,3	5,9	5,0	7,0	3,9	10,2	0,9	3,5	1,7	3,0	20,6	19,7	18,5	19,0	25,4	35,2	41,6	27,0	11,2	14,6	22,1	17,4	43,4	34,3	27,1
		B	11,6	11,9	30,3	17,9	10,8	18,2	26,5	24,9	19,9	15,9	29,0	13,0	10,4	14,1	13,1	37,4	33,2	49,7	41,4	40,5	41,9	38,6	37,5	36,9	25,2	25,4	34,6	39,7	38,7	46,7
		C	20,8	25,9	24,0	19,7	10,4	17,0	18,4	29,2	15,0	21,4	34,1	24,1	28,6	30,4	27,3	45,5	23,7	25,9	28,0	29,0	14,0	27,1	23,8	23,6	7,9	30,8	29,0	34,1	27,8	31,8
		D	93,3	95,9	94,4	90,9	100,0	73,9	100,0	100,0	85,0	92,3	85,7	91,7	90,3	91,7	69,2	42,9	57,1	25,0	33,3	40,0	41,7	16,7	8,3	28,6	50,0	0,0	40,0	40,0	12,5	10,0
	T	A	98,7	96,2	97,2	93,2	96,8	96,7	94,1	94,2	93,0	95,6	89,8	99,1	96,5	98,3	97,0	77,8	80,3	81,5	81,0	74,6	64,8	56,6	71,6	87,6	78,5	77,1	80,3	56,6	65,7	72,9
		B	88,4	88,1	69,7	82,1	89,2	81,5	73,5	75,1	80,1	84,1	71,0	86,7	89,6	85,9	85,1	62,6	66,0	50,3	58,2	59,5	58,1	61,1	62,5	63,1	74,5	74,3	64,1	59,8	60,7	52,8
		C	79,2	74,1	76,0	80,3	89,6	81,9	81,6	69,4	85,0	78,6	65,9	72,4	71,4	69,6	72,7	54,5	73,7	72,2	72,0	71,0	84,3	72,9	76,2	76,4	92,1	66,7	71,0	65,9	72,2	68,2
		D	6,7	4,1	5,6	9,1	0,0	26,1	0,0	0,0	15,0	7,7	14,3	8,3	9,7	8,3	30,8	57,1	42,9	75,0	66,7	60,0	58,3	75,0	83,3	71,4	50,0	100,0	60,0	60,0	87,5	90,0
	B/U	A	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	1,4	1,1	6,9	0,7	2,2	0,0	0,0	0,0
		B	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	1,8	0,0	0,8	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,3	0,3	1,3	0,4	0,5	0,5
		C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	1,4	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	1,9	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,3	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Élőhely jellege [%]	E	A	42,3	40,0	26,8	33,3	46,7	40,0	28,6	44,9	40,2	38,6	31,8	27,0	38,1	28,0	28,1	23,8	18,8	18,2	19,7	24,3	20,2	38,1	29,3	34,0	33,8	27,4	20,4	22,7	27,8	33,8
		B	57,7	59,2	44,9	48,0	61,0	61,7	55,2	57,7	65,3	67,6	35,8	65,3	64,3	68,0	69,4	38,0	26,6	28,3	28,6	17,7	19,4	36,5	38,6	30,2	36,5	28,4	26,5	28,6	35,0	33,3
		C	45,0	50,0	60,0	46,9	65,4	62,8	74,5	66,7	69,6	48,1	72,2	63,2	50,0	62,2	53,1	11,1	9,8	14,6	9,1	10,0	24,0	40,0	43,4	27,0	35,3	19,4	23,3	12,0	41,2	37,5
		D	63,6	44,4	48,0	45,2	46,2	81,3	78,6	54,5	83,3	55,6	73,3	40,7	50,0	37,5	42,3	36,4	30,8	29,4	81,8	50,0	26,7	47,4	42,9	41,7	54,5	20,0	50,0	37,5	25,0	50,0
	Sz	A	57,7	54,7	67,6	62,1	50,0	55,4	57,1	49,3	55,2	53,0	45,9	70,3	60,3	70,7	67,2	52,4	60,0	61,6	56,6	42,3	42,1	31,9	47,5	52,8	46,8	45,2	50,0	29,5	26,4	33,8
		B	21,6	27,6	17,6	12,7	18,1	15,4	12,7	20,9	17,4	17,1	17,2	13,2	17,0	13,6	19,4	21,0	43,9	22,9	36,8	31,7	49,2	44,1	46,7	50,2	51,3	55,5	37,6	19,8	20,0	27,1
		C	35,0	37,5	20,0	25,0	30,8	20,9	14,9	23,1	26,1	25,9	16,7	21,1	31,8	21,6	43,8	74,1	78,0	73,2	81,8	80,0	62,7	44,3	50,9	60,3	60,8	74,2	50,0	60,0	52,9	58,3
		D	36,4	55,6	52,0	54,8	46,2	18,8	21,4	45,5	8,3	44,4	26,7	59,3	46,7	56,3	57,7	63,6	53,8	64,7	18,2	50,0	66,7	47,4	50,0	58,3	45,5	80,0	50,0	50,0	75,0	45,5
	Ny	A	0,0	5,3	5,6	4,5	3,3	4,6	14,3	5,8	4,6	8,4	22,4	2,7	1,6	1,2	4,7	23,8	21,2	20,2	23,7	33,3	37,7	30,1	23,2	13,2	19,5	27,4	29,6	47,7	45,8	32,3
		B	20,6	13,3	37,5	39,3	21,0	22,8	32,1	21,5	17,4	15,3	47,0	21,5	18,8	18,4	11,2	41,0	29,5	48,8	34,6	50,5	31,3	19,4	14,8	19,5	12,2	16,1	35,9	51,6	45,0	39,5
		C	20,0	12,5	20,0	28,1	3,8	16,3	10,6	10,3	4,3	25,9	11,1	15,8	18,2	16,2	3,1	14,8	12,2	12,2	9,1	10,0	13,3	15,7	5,7	12,7	3,9	6,5	26,7	28,0	5,9	4,2
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	3,3	6,3	0,0	0,0	15,4	5,9	0,0	0,0	6,7	5,3	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0



5/3		Bejgyertyános 13/A															Vép 32/D															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Mégvilágítottág [%]	Á	A	1,1	8,1	2,7	5,1	2,8	3,9	3,4	4,8	3,4	6,8	3,2	4,5	7,0	4,7	4,2	4,5	4,0	1,1	2,8	3,7	10,0	25,7	10,4	14,0	10,3	6,1	4,1	4,6	6,8	7,1
		B	14,8	10,6	11,9	17,7	10,0	12,0	13,2	10,8	8,5	7,6	5,9	11,1	21,6	16,2	20,9	8,8	5,3	8,2	7,6	2,8	6,5	13,8	14,3	5,8	9,9	9,7	6,1	5,5	10,6	9,4
		C	10,0	13,5	17,2	16,4	13,6	18,3	30,8	13,1	19,2	15,1	13,3	12,8	3,7	15,2	4,2	4,8	7,3	4,6	2,3	5,3	10,8	18,3	12,8	6,5	11,8	3,8	7,8	6,8	23,1	22,9
		D	50,0	16,0	27,8	25,0	27,3	69,2	50,0	28,6	70,0	50,0	69,2	29,2	31,8	8,3	31,8	20,0	28,6	16,7	60,0	0,0	25,0	42,1	33,3	31,3	33,3	16,7	41,7	25,0	15,4	43,5
	R	A	98,9	90,1	96,3	93,5	96,7	95,5	93,7	93,9	95,7	91,2	90,3	95,1	92,6	94,8	94,6	82,4	84,1	88,4	80,3	76,4	58,8	47,9	66,5	74,0	72,8	65,3	79,9	60,8	65,0	74,1
		B	78,0	85,4	77,2	68,8	84,1	78,9	71,7	77,9	85,2	87,1	77,3	80,3	71,1	75,6	71,7	67,0	71,7	56,7	64,2	66,5	49,2	50,7	55,1	56,3	62,4	55,9	63,4	62,1	63,8	60,5
		C	73,3	75,7	69,0	68,5	84,7	70,6	56,9	77,4	76,9	67,9	82,2	74,4	81,5	63,6	91,7	71,4	72,7	76,9	83,7	67,1	58,3	60,6	64,0	69,4	77,6	88,5	65,6	70,5	61,5	65,7
		D	50,0	84,0	72,2	75,0	63,6	30,8	50,0	71,4	20,0	50,0	30,8	70,8	63,6	83,3	68,2	80,0	50,0	77,8	33,3	50,0	37,5	36,8	53,3	43,8	50,0	66,7	58,3	62,5	84,6	52,2
	N	A	0,0	1,8	1,0	1,4	0,5	0,6	3,0	1,4	0,9	2,0	6,5	0,4	0,4	0,4	1,3	13,1	11,9	10,5	16,9	19,9	31,3	26,4	23,2	12,0	16,9	28,6	16,0	34,6	28,2	18,8
		B	7,2	4,0	10,9	13,5	5,9	9,1	15,1	11,3	6,3	5,3	16,7	8,6	7,3	8,1	7,5	24,2	23,0	35,1	28,1	30,8	44,3	35,5	30,7	37,8	27,7	34,4	30,6	32,3	25,6	30,0
		C	16,7	10,8	13,8	15,1	1,7	11,0	12,3	9,5	3,8	17,0	4,4	12,8	14,8	21,2	4,2	23,8	20,0	18,5	14,0	27,6	30,9	21,2	23,3	24,1	10,6	7,7	26,6	22,7	15,4	11,4
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0	0,0	4,5	8,3	0,0	0,0	21,4	5,6	6,7	50,0	37,5	21,1	13,3	25,0	16,7	16,7	0,0	12,5	0,0	4,3
Hidrologia [%]	A	A	72,8	70,7	78,2	71,0	86,5	81,9	80,9	79,8	75,9	72,8	79,1	72,6	76,8	65,1	75,9	69,9	73,3	75,9	79,3	71,0	66,9	50,4	70,0	60,4	63,6	72,0	74,4	67,9	75,0	68,8
		B	66,0	74,8	76,7	70,5	78,2	69,4	68,3	65,7	73,8	75,7	82,9	72,5	64,1	64,9	60,6	73,5	75,5	77,3	75,4	89,0	78,8	69,9	69,4	73,7	70,9	72,8	72,5	80,7	73,5	71,6
		C	72,4	56,8	59,3	73,6	67,8	69,4	53,1	63,0	60,8	71,7	75,0	64,9	69,2	52,9	33,3	74,4	66,1	79,7	90,9	86,8	83,7	61,0	65,5	71,2	59,0	57,7	82,8	77,3	68,0	57,1
		D	0,0	3,8	0,0	4,0	18,2	7,7	0,0	0,0	10,0	12,5	0,0	8,3	4,8	9,1	4,5	33,3	42,9	63,2	31,3	50,0	62,5	50,0	50,0	41,2	41,7	33,3	16,7	37,5	57,1	34,8
	F	A	26,1	27,9	20,4	27,6	12,8	17,5	16,9	18,8	22,4	26,0	20,6	26,2	20,3	33,2	23,6	30,1	25,6	23,0	19,3	28,5	31,8	45,3	28,1	38,6	35,0	26,0	23,6	30,5	20,7	28,6
		B	31,6	22,0	22,1	27,6	20,4	28,5	30,2	31,7	24,7	22,2	15,3	25,2	31,2	31,7	34,3	24,7	22,9	21,2	22,6	10,3	19,3	27,9	27,8	23,1	26,6	26,9	25,9	18,0	23,5	25,2
		C	27,6	32,4	37,0	16,7	22,0	24,1	34,4	29,6	33,3	17,0	15,9	18,9	26,9	38,2	62,5	18,6	26,8	15,6	9,1	9,2	8,1	23,0	20,7	21,6	32,5	38,5	10,9	20,5	12,0	22,9
		D	62,5	84,6	77,8	72,0	54,5	61,5	50,0	57,1	50,0	50,0	38,5	70,8	81,0	90,9	81,8	33,3	28,6	15,8	12,5	25,0	12,5	5,0	18,8	35,3	25,0	50,0	33,3	37,5	21,4	26,1
	H	A	1,1	1,4	1,4	1,4	0,7	0,6	2,1	1,4	1,7	1,2	0,3	1,1	2,9	1,7	0,4	0,0	1,1	1,0	1,4	0,5	1,3	4,4	1,9	1,0	1,4	2,0	2,0	1,5	4,3	2,7
		B	2,5	3,3	1,1	1,9	1,3	2,1	1,5	2,6	1,6	2,1	1,8	2,3	4,7	3,4	5,1	1,9	1,6	1,4	2,0	0,8	1,9	2,2	2,8	3,2	2,5	0,3	1,6	1,3	3,0	3,2
		C	0,0	10,8	3,7	9,7	10,2	6,5	12,5	7,4	5,9	11,3	9,1	16,2	3,8	8,8	4,2	7,0	7,1	4,7	0,0	3,9	8,1	16,0	13,8	7,2	8,4	3,8	6,3	2,3	20,0	20,0
		D	37,5	11,5	22,2	24,0	27,3	30,8	50,0	42,9	40,0	37,5	61,5	20,8	14,3	0,0	13,6	33,3	28,6	21,1	56,3	25,0	25,0	45,0	31,3	23,5	33,3	16,7	50,0	25,0	21,4	39,1



5/4		Bejgyertyános 13/A															Vép 32/D															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
[mm]	A	5,6	5,4	5,4	5,4	4,9	5,1	5,2	5,1	5,1	5,4	5,3	5,6	5,1	5,8	5,4	5,6	5,6	5,6	5,3	5,6	5,4	5,4	5,3	5,2	5,0	5,1	5,4	5,6	5,2	5,5	
	B	5,0	4,8	4,6	4,6	4,9	4,6	4,5	4,6	4,5	4,6	5,0	4,9	4,7	4,5	4,2	5,4	5,3	5,3	5,2	4,9	4,8	4,7	4,9	4,8	4,5	5,2	5,4	5,2	4,8	5,2	
	C	4,9	5,4	5,0	4,5	4,9	4,6	4,0	4,4	4,7	4,6	4,8	4,6	4,7	4,6	5,3	5,8	6,0	5,5	5,5	4,8	5,2	5,2	5,5	6,0	6,1	5,7	5,9	5,7	5,8		
	D	5,1	5,1	5,5	5,9	5,1	4,5	4,3	4,4	3,6	4,3	5,3	5,6	5,3	6,2	6,3	7,0	6,5	6,1	4,7	7,5	5,0	4,2	6,1	5,5	5,5	7,7	6,1	6,8	5,9	5,4	
Közösség szerkezet [%]	TV	A	77,4	80,2	84,3	81,5	87,0	85,2	85,2	84,0	79,8	79,7	83,7	86,1	85,1	81,0	87,4	59,1	63,6	62,2	64,1	63,7	58,2	56,6	54,5	55,4	59,2	58,6	72,3	66,0	65,9	58,2
		B	33,9	35,3	41,7	32,7	40,8	38,9	35,1	22,2	35,8	37,7	44,8	34,0	35,2	34,4	29,7	57,0	56,6	53,6	54,8	66,7	53,5	41,9	38,7	41,2	48,2	41,4	58,2	61,8	59,4	46,4
		C	11,7	17,9	10,8	24,3	22,6	19,8	18,5	19,4	23,7	21,1	27,8	14,6	22,5	14,4	26,7	33,3	50,0	42,7	48,9	48,6	53,2	52,7	55,6	52,2	62,3	53,7	50,5	58,1	26,0	24,6
		D	33,3	60,2	44,8	45,3	39,0	33,3	23,1	52,5	40,5	33,3	21,7	57,0	52,3	38,2	38,5	40,0	26,5	16,1	35,5	29,2	28,9	14,8	9,3	8,1	16,0	42,9	45,7	34,6	25,0	14,6
	KV	A	7,5	2,8	2,5	3,4	3,3	2,7	2,7	3,1	3,4	2,5	4,7	2,8	0,4	2,7	1,6	8,9	6,2	9,5	9,2	11,6	7,3	0,6	4,8	5,0	5,7	7,4	5,9	12,8	7,0	15,6
		B	5,7	4,2	4,0	3,5	3,8	3,8	3,1	1,8	2,3	2,5	3,7	6,0	5,6	5,6	4,7	10,9	7,9	10,5	9,6	3,7	1,9	0,9	1,7	3,3	1,3	5,2	8,0	7,8	8,0	11,9
		C	2,1	1,8	1,9	0,0	0,9	0,5	1,2	0,4	0,0	0,0	0,5	1,4	2,0	2,3	1,1	3,3	3,1	1,1	2,2	2,8	1,1	0,8	0,7	1,3	2,3	2,4	4,7	2,7	10,0	7,0
		D	0,0	0,0	1,5	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	SV	A	0,9	2,4	2,5	1,7	2,2	0,5	1,6	1,3	1,6	0,4	2,4	1,4	1,5	1,5	1,2	4,4	6,2	5,5	3,3	5,1	2,8	7,2	6,4	5,8	0,6	3,1	1,4	4,3	1,6	3,3
		B	0,6	2,8	11,7	0,9	1,6	1,2	1,3	0,5	1,4	0,3	5,9	1,7	1,6	0,7	2,0	9,4	6,2	10,2	7,8	12,1	7,4	9,9	10,4	8,4	6,1	5,0	5,5	5,7	5,8	9,9
		C	0,5	0,4	0,9	0,4	1,7	0,0	0,0	1,5	0,7	0,0	4,9	0,9	0,0	0,8	0,0	18,3	6,3	7,9	11,1	9,3	4,2	4,7	5,9	5,1	1,5	11,0	6,5	5,4	6,0	8,8
		D	0,0	0,0	0,0	2,3	1,7	0,0	2,6	0,0	0,0	2,4	0,0	2,2	0,0	1,8	0,0	16,0	2,9	12,9	3,2	12,5	2,6	7,4	4,7	5,4	8,0	0,0	0,0	0,0	7,1	2,4
	EV	A	1,9	0,4	1,3	1,7	0,7	0,0	0,8	1,3	0,5	0,7	0,0	0,3	0,8	0,4	1,6	3,1	4,1	0,0	2,0	1,4	5,6	9,6	7,0	3,3	2,5	1,9	1,8	0,7	2,3	2,5
		B	6,1	3,8	8,4	8,6	4,1	4,3	5,4	2,8	1,5	2,6	2,5	4,9	8,8	6,0	9,3	5,9	4,5	6,2	7,5	3,5	7,0	11,3	13,6	5,6	8,6	8,1	4,7	5,3	8,9	7,5
		C	2,1	0,4	2,3	3,6	0,9	2,0	5,2	1,9	0,7	4,4	1,5	1,9	6,9	4,5	1,1	3,3	1,0	3,4	0,0	0,9	4,2	6,2	4,4	11,5	5,4	2,4	4,7	1,4	4,0	3,5
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	2,9	3,2	3,2	12,5	2,6	0,0	2,3	5,4	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3
VH	A	2,8	8,7	2,8	4,7	3,5	5,5	4,3	6,3	6,3	10,0	3,9	4,2	8,4	5,3	4,7	5,3	3,1	3,0	3,3	5,6	7,9	18,7	9,1	15,7	17,2	8,0	5,5	3,5	6,2	4,9	
	B	7,1	4,1	4,6	4,8	4,4	8,9	10,6	6,7	8,5	9,1	2,9	6,9	9,8	10,9	19,5	5,1	8,6	4,6	6,7	3,5	8,1	14,4	12,7	12,0	15,2	9,2	6,0	5,7	9,4	8,7	
	C	9,0	7,2	7,5	8,0	7,0	8,3	23,7	11,4	12,5	10,6	10,7	13,7	14,7	18,2	22,2	13,3	13,5	10,1	7,8	5,6	10,0	16,3	14,8	8,9	10,0	13,4	7,5	6,8	22,0	26,3	
	D	25,9	15,3	22,4	17,4	16,9	42,9	59,0	32,5	42,9	45,2	41,3	12,9	23,3	14,5	24,6	12,0	32,4	35,5	38,7	4,2	34,2	55,6	34,9	37,8	40,0	14,3	22,9	19,2	46,4	48,8	



5/5		Bejegyvertányos 13/A															Vép 32/D															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Közösség szerkezet [%]	HH	A	0,9	0,4	3,8	3,4	0,4	1,4	0,0	0,3	1,8	0,7	1,2	0,3	1,1	3,0	1,2	14,2	12,8	17,9	12,4	8,4	7,3	1,8	5,9	8,3	8,9	8,6	11,4	8,5	14,7	13,9
		B	2,4	2,4	4,9	3,8	1,6	3,0	2,8	1,2	2,0	1,8	1,4	3,5	5,8	6,5	5,0	4,3	7,9	4,6	5,2	3,5	1,9	3,6	5,7	5,6	4,3	5,5	5,5	5,7	4,0	7,5
		C	0,5	0,0	0,5	0,8	0,0	0,0	0,6	1,1	1,3	0,0	0,0	0,9	1,0	0,0	0,0	20,0	11,5	22,5	20,0	20,6	7,9	2,3	5,2	3,8	1,5	8,5	10,3	13,5	10,0	8,8
		D	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	TH	A	1,9	0,4	0,0	0,4	0,2	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,9	1,5	0,8	2,7	2,6	1,5	5,2	3,3	10,2	4,8	10,7	6,6	5,7	11,7	1,4	4,3	1,6	0,8	
		B	1,0	0,7	0,6	0,7	0,7	0,7	1,2	1,2	0,4	0,7	1,3	1,4	1,8	0,7	0,9	4,3	6,6	5,9	6,7	6,4	19,1	17,3	14,9	20,6	15,5	22,0	9,3	6,0	4,5	4,4
		C	1,6	2,2	3,3	1,6	1,3	2,0	1,2	1,5	2,6	2,8	4,9	4,2	2,0	6,1	1,1	8,3	14,6	12,4	10,0	12,1	19,5	14,7	13,3	16,6	14,6	8,5	15,9	10,8	22,0	21,1
		D	13,0	9,3	11,9	15,1	10,2	7,9	12,8	7,5	2,4	7,1	23,9	15,1	14,0	16,4	12,3	24,0	35,3	29,0	19,4	41,7	26,3	22,2	48,8	37,8	16,0	42,9	31,4	46,2	21,4	26,8
	KH	A	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,3	0,0	0,0	0,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,6	1,1	0,0	0,0	0,6	0,5	0,0	0,0	0,0	
		B	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,2	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
		C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,3	1,2	0,4	0,7	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,6	2,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	SH	A	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	1,0	0,5	0,7	0,9	0,6	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
		B	0,6	0,1	0,7	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3	0,1	0,5	0,2	0,0	2,7	1,7	4,3	1,4	0,6	1,1	0,7	2,0	3,1	0,5	3,7	2,7	2,1	0,0	3,6	
		C	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	0,0
		D	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



21. táblázat: A 2016-os vépi kontroll vizsgálatok (VL – a vépi lécekhez kapcsolódó transzszektek csapdái, VK – a vépi kontroll csapdák) eredményei (S – fajszám, n – egyedszám, D₁ – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – kiegyenlítettség, R – Renkonen hasonlósági index, T-p – a csapdapárokat összehasonlító T-próbák eredményei). A közösség szerkezeti adatok (V – vadászó, H – hálózó pókok; K – klimax, T – természetközeli, B/U – bolygatott és unnaturális élőhelyek; E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt élőhelyek; Á – árnyékos, R – részleges, N – napos élőhelyek; A – ardid, F – félszáraz/félnedves, H – humid élőhelyek) az adott csapdákban fogott faji szinten meghatározható össz-egyedszám százalékos arányában szerepelnek, az egyes csoportok a teljes együttesben való arányát az n% értékek mutatják. A pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek, a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R²-ekkel. Az utolsó két oszlop az egyes mutatók a csapdasorok közepétől való távolsággal való korrelációs analízisének (Korr.-L) eredményeit mutatják (KK – korrelációs koefficiens, Kp – korrelációs p-érték, a negatív szignifikáns értékek pirossal kiemelve [pozitív korrelációk nem voltak]).

2/1	n %	Csapdák															R ²	Korr.-L			
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		KK	Kp		
Leíró statisztika	S	VL	21	22	23	21	21	21	28	29	25	26	17	23	23	23	22	0,15	-0,52	0,04	
		VK	23	23	25	30	25	26	30	27	27	30	24	31	22	26	23	0,36	-0,56	0,03	
	n	VL	140	154	157	161	117	96	123	162	65	87	40	132	118	124	89	0,32	0,22	0,43	
		VK	91	114	99	105	109	119	149	201	147	105	110	88	76	84	76	0,53	-0,81	0,00	
	D ₁	VL	0,45	0,47	0,43	0,66	0,71	0,60	0,75	0,81	0,78	0,77	0,53	0,64	0,55	0,50	0,69	0,50	-0,74	0,00	
		VK	0,50	0,58	0,49	0,70	0,53	0,57	0,46	0,50	0,59	0,65	0,63	0,72	0,63	0,52	0,55	0,10	0,01	0,98	
	H'	VL	1,09	1,22	1,09	1,52	1,66	1,51	1,96	2,09	2,05	2,11	1,26	1,51	1,35	1,22	1,73	0,48	-0,75	0,00	
		VK	1,14	1,26	1,18	1,84	1,30	1,34	1,22	1,20	1,35	1,64	1,39	1,84	1,40	1,31	1,27	0,12	-0,10	0,72	
	J	VL	0,43	0,46	0,40	0,59	0,65	0,59	0,65	0,69	0,73	0,73	0,57	0,56	0,50	0,45	0,64	0,54	-0,74	0,00	
		VK	0,50	0,55	0,48	0,65	0,52	0,52	0,43	0,45	0,51	0,58	0,58	0,64	0,64	0,51	0,55	0,11	0,30	0,28	
	R	VL		0,43	0,45	0,36	0,38	0,36	0,35	0,39	0,23	0,32	0,29	0,19	0,43	0,43	0,34				
		VK		0,43	0,42	0,41	0,38	0,44	0,38	0,40	0,40	0,35	0,41	0,33	0,38	0,34	0,39				
	T-p		0,23	0,32	0,23	0,15	0,92	0,25	0,62	0,74	0,21	0,45	0,10	0,21	0,23	0,19	0,06				
	Köz. szerk. Guild%	V	VL	83,93	91,79	89,93	91,56	91,61	86,11	83,87	71,55	59,01	77,78	72,84	86,49	89,43	90,18	91,74	81,40	0,37	0,49
VK			90,23	94,38	91,59	91,21	85,00	87,62	89,66	89,66	92,51	91,72	87,88	88,57	88,10	88,57	92,68	92,96	0,27	-0,78	0,00
H		VL	16,07	8,21	10,07	8,44	8,39	13,89	16,13	28,45	40,99	22,22	27,16	13,51	10,57	9,82	8,26	18,60	0,37	-0,59	0,02
		VK	9,77	5,62	8,41	8,79	15,00	12,38	10,34	10,34	7,49	8,28	12,12	11,43	11,90	11,43	7,32	7,04	0,27	-0,86	0,00



2/2		n %	Csapdák															R ²	Korr.-L			
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15		2	3		
Közösség szerkezet	Természetesség%	K	VL	18,72	12,69	8,05	9,74	25,81	31,48	17,20	27,59	29,19	20,63	17,28	8,11	18,70	14,29	15,70	18,60	0,25	-0,38	0,16
			VK	15,91	16,85	17,76	9,89	15,00	12,38	17,24	13,10	13,90	15,86	16,16	25,71	15,48	22,86	15,85	14,08	0,10	-0,65	0,01
		T	VL	71,77	82,09	82,55	83,77	69,03	61,11	74,19	59,48	57,76	69,84	56,79	86,49	71,54	76,79	76,86	69,77	0,33	0,48	0,07
			VK	76,07	76,40	78,50	83,52	72,00	76,19	76,72	78,62	81,82	76,55	72,73	64,76	70,24	67,14	79,27	78,87	0,14	-0,75	0,00
		B/U	VL	1,95	0,00	1,34	0,00	0,65	1,85	0,00	5,17	4,97	3,17	6,17	0,00	3,25	2,68	0,00	0,00	0,40	-0,65	0,01
			VK	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	1,90	1,72	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	1,19	2,86	0,00	1,41	0,13	-0,06	0,83
	Élőhely%	E	VL	10,04	7,46	6,04	6,49	10,97	10,19	9,68	6,90	19,25	20,63	12,35	2,70	12,20	10,71	7,44	5,81	0,28	-0,42	0,11
			VK	10,09	5,62	13,08	13,19	15,00	9,52	12,07	5,52	7,49	13,79	11,11	5,71	16,67	10,00	2,44	12,68	0,02	-0,48	0,07
		Sz	VL	6,62	1,49	6,71	3,90	7,74	7,41	7,53	8,62	6,83	9,52	16,05	13,51	5,69	3,57	2,48	9,30	0,34	-0,48	0,07
			VK	3,38	1,12	0,93	1,10	7,00	3,81	0,86	4,83	2,67	1,38	5,05	1,90	5,95	2,86	9,76	4,23	0,23	-0,23	0,41
		Ny	VL	15,65	10,45	8,05	9,74	21,29	27,78	12,90	22,41	16,77	17,46	11,11	8,11	19,51	15,18	14,88	16,28	0,12	-0,18	0,53
			VK	14,60	15,73	16,82	8,79	13,00	11,43	14,66	10,34	12,83	15,86	15,15	25,71	13,10	22,86	12,20	14,08	0,09	-0,57	0,03
	Megvilágítottság%	Á	VL	2,84	0,00	0,67	2,60	1,29	1,85	3,23	5,17	4,97	12,70	1,23	2,70	2,44	3,57	3,31	1,16	0,32	-0,65	0,01
			VK	3,38	4,49	1,87	5,49	9,00	1,90	2,59	2,76	2,67	2,07	3,03	3,81	2,38	7,14	1,22	2,82	0,05	-0,17	0,54
		R	VL	77,08	87,31	87,92	85,06	74,84	67,59	81,72	64,66	70,19	61,90	72,84	86,49	74,80	79,46	80,17	75,58	0,41	0,41	0,13
			VK	79,70	78,65	80,37	82,42	73,00	83,81	80,17	85,52	83,42	80,69	76,77	70,48	77,38	67,14	85,37	81,69	0,03	-0,78	0,00
		N	VL	15,59	10,45	8,05	9,74	21,29	27,78	12,90	22,41	16,77	17,46	11,11	8,11	18,70	15,18	14,88	16,28	0,12	-0,18	0,53
			VK	14,66	15,73	16,82	8,79	13,00	11,43	14,66	10,34	12,83	15,86	15,15	25,71	14,29	22,86	12,20	14,08	0,10	-0,57	0,03
	Humiditás%	A	VL	77,91	85,82	81,88	85,71	80,00	82,41	77,42	75,86	60,25	68,25	64,20	89,19	76,42	82,14	85,95	72,09	0,26	0,43	0,11
			VK	80,14	85,39	80,37	80,22	69,00	79,05	77,59	86,90	82,89	77,93	75,76	81,90	67,86	81,43	90,24	83,10	0,12	-0,75	0,00
		F	VL	15,12	11,94	10,07	9,74	13,55	12,96	13,98	14,66	23,60	25,40	28,40	5,41	20,33	14,29	9,92	15,12	0,27	-0,40	0,14
			VK	14,79	12,36	16,82	14,29	19,00	15,24	19,83	7,59	14,44	18,62	14,14	14,29	23,81	14,29	4,88	11,27	0,14	-0,66	0,01
		H	VL	1,30	0,75	0,67	0,65	0,65	0,93	1,08	2,59	2,48	3,17	2,47	0,00	0,81	1,79	1,65	0,00	0,34	-0,60	0,02
			VK	1,44	1,12	0,93	3,30	4,00	1,90	0,86	3,45	0,00	0,69	2,02	0,95	0,00	2,86	0,00	0,00	0,20	-0,23	0,41



22. táblázat: A közösségszerkezet transzszekt menti alakulása (B – Bejc, V – Vép, VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcsérhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász, [mm] – átlagos testméret, K – klímazóna, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén, E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt, Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félszárnyékos, N – napos/nyílt, A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid).

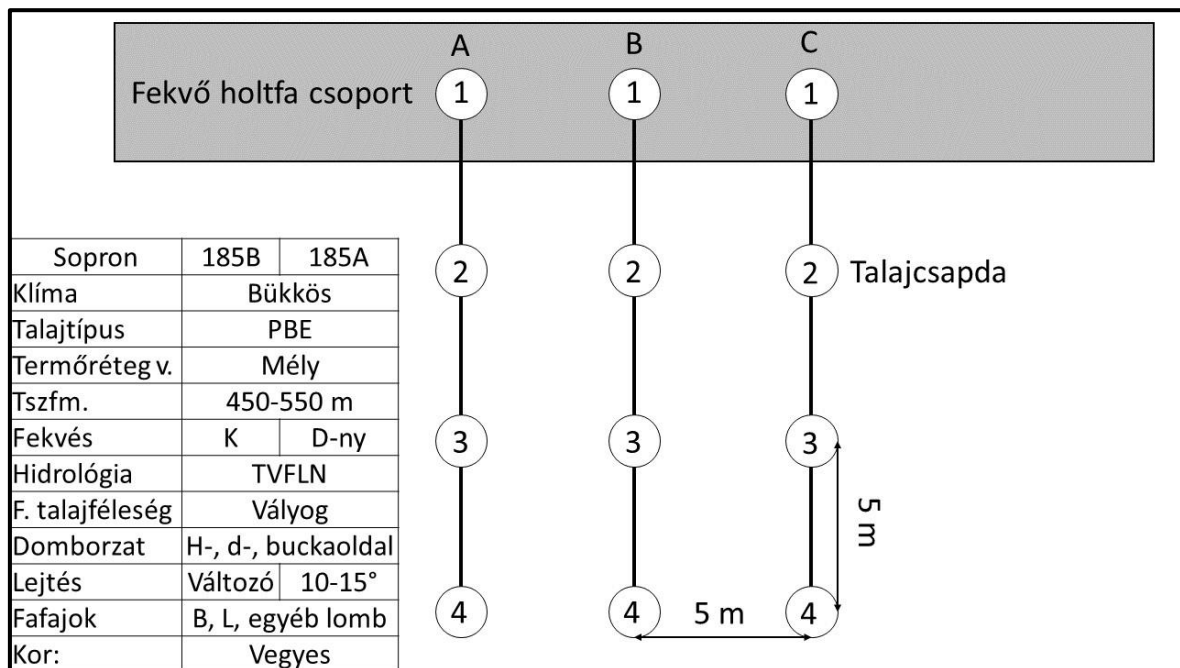
Csapdák	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
B.TV%	59,4	71,7	64,3	64,2	78,3	71,0	64,2	69,4	72,9	71,4	73,0	67,5	63,8	63,7	63,4
V.TV%	54,6	56,1	53,0	55,2	62,5	53,2	45,9	43,9	44,4	52,1	47,3	60,7	61,1	55,2	44,1
B.KV%	7,6	5,2	4,3	4,4	4,6	4,0	3,8	3,6	3,7	3,2	4,8	6,0	4,2	5,4	3,8
V.KV%	8,8	6,3	8,5	8,1	5,6	2,7	0,8	2,2	3,0	2,5	5,3	6,5	8,0	7,4	11,2
B.SV%	0,9	3,4	9,5	1,5	2,7	1,1	1,8	1,6	2,1	0,5	6,8	2,3	1,6	1,4	1,8
V.SV%	8,7	6,0	8,5	6,9	10,0	5,6	8,3	8,3	7,1	4,1	5,2	4,1	5,0	4,6	7,4
B.EV%	8,3	3,7	7,0	11,0	3,7	4,0	6,2	4,7	1,9	3,7	2,4	4,4	7,3	5,4	6,1
V.EV%	4,2	3,6	3,7	4,8	2,8	5,9	9,6	9,8	6,5	6,9	5,6	3,6	3,2	5,8	5,7
B.VH%	16,1	10,8	7,5	10,7	7,5	14,8	19,0	16,2	14,8	17,1	7,8	11,9	14,5	14,8	19,1
K.VH%	6,4	8,9	6,4	7,6	4,3	9,7	17,2	13,4	13,3	15,6	9,5	6,9	5,9	12,3	13,3
B.HH%	3,0	2,3	4,9	4,7	1,4	2,7	2,6	2,0	2,9	1,9	1,7	3,1	4,5	5,6	3,6
V.HH%	9,9	9,6	11,0	8,9	6,9	4,3	2,9	5,3	5,4	4,7	6,6	7,7	7,3	7,7	8,7
B.TH%	4,1	2,8	2,0	3,4	1,5	1,9	1,9	2,4	1,0	1,7	3,2	4,2	3,8	3,8	2,2
V.TH%	4,9	8,1	6,5	7,4	7,3	17,7	14,3	15,5	18,2	13,2	18,1	9,0	8,2	6,7	7,4
B.KH%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,4	0,1	0,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
V.KH%	0,4	0,2	0,0	0,2	0,0	0,1	0,5	0,4	0,6	0,6	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
B.SH%	0,7	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3	0,2	0,5	0,1	0,0	0,0
V.SH%	2,1	1,1	2,3	1,0	0,6	0,7	0,4	1,2	1,7	0,3	2,2	1,4	1,3	0,2	2,1
B.[mm]	5,1	5,1	5,0	4,8	4,9	4,8	4,6	4,8	4,7	4,8	5,1	5,2	4,9	5,2	5,0
V.[mm]	5,6	5,5	5,5	5,2	5,3	5,0	4,9	5,1	5,1	4,9	5,3	5,5	5,5	5,1	5,4
B.K%	15,1	17,1	22,7	17,5	9,0	14,1	20,1	19,6	16,4	13,8	23,2	13,9	13,0	12,1	9,8
V.K%	30,9	28,0	36,8	34,0	35,4	35,3	37,2	32,1	29,9	20,6	24,8	28,7	40,1	36,0	38,7
B.T%	84,9	82,9	77,3	82,5	91,0	85,6	79,9	79,9	83,6	86,0	76,8	85,7	87,0	87,9	89,4
V.T%	68,4	71,3	63,0	65,8	64,6	64,4	62,1	67,4	69,9	77,4	74,5	69,8	59,6	63,7	61,0
B.B/U%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,4	0,0	0,2	0,0	0,3	0,0	0,0	0,8
V.B/U%	0,7	0,7	0,2	0,2	0,0	0,3	0,7	0,5	0,2	2,0	0,6	1,4	0,2	0,3	0,3
B.E%	51,4	49,6	41,3	45,4	56,4	57,7	54,1	55,7	58,1	54,3	39,3	51,7	53,7	51,1	51,0
V.E%	28,8	21,9	23,5	26,9	19,5	20,8	37,8	37,0	30,6	36,3	27,2	25,2	25,1	32,3	35,4
B.Sz%	32,2	41,8	35,3	28,6	30,9	25,9	22,4	29,1	30,2	32,2	26,7	35,2	34,4	37,6	42,3
V.Sz%	42,4	54,3	43,3	44,6	41,1	50,1	41,3	47,6	52,8	51,5	55,0	43,0	28,3	28,4	33,8
B.Ny%	16,4	8,6	23,4	26,0	12,7	16,4	23,5	15,2	11,7	13,5	34,1	13,0	11,9	11,4	6,7
V.Ny%	28,8	23,7	33,1	28,6	39,4	29,1	20,9	15,4	16,6	12,2	17,8	31,8	46,6	39,3	30,8
B.Á%	13,4	10,1	9,1	16,3	7,0	10,5	11,5	8,8	7,8	8,4	6,2	9,2	15,2	10,7	11,6
V.Á%	6,9	5,7	5,6	7,4	3,3	8,6	18,1	13,5	8,2	10,8	8,2	6,3	5,8	10,4	12,0
B.R%	80,1	86,8	84,2	74,3	90,3	83,9	78,9	84,9	88,5	86,6	82,5	85,8	80,3	83,8	85,3
V.R%	76,6	80,0	74,6	75,3	75,2	72,8	65,9	74,2	80,3	80,6	79,7	74,5	65,7	66,2	66,2
B.N%	6,5	3,1	6,7	9,4	2,7	5,6	9,6	6,3	3,7	4,9	11,3	5,1	4,5	5,5	3,1
V.N%	16,5	14,3	19,8	17,3	21,5	18,6	16,0	12,3	11,5	8,6	12,1	19,2	28,5	23,4	21,9
B.A%	65,0	69,4	74,9	68,4	80,8	73,3	71,1	70,4	73,2	73,4	79,6	69,6	67,6	63,0	64,6
V.A%	71,0	72,7	76,6	76,3	83,0	76,5	63,4	68,5	69,7	66,7	70,6	73,1	75,4	73,0	67,3
B.F%	31,9	27,2	23,3	27,7	17,2	24,2	25,8	26,5	24,5	23,6	17,8	27,1	28,2	34,1	32,6
V.F%	26,7	24,4	21,0	20,3	15,7	19,8	30,2	26,6	26,1	29,6	28,1	23,7	22,6	21,7	26,0
B.H%	3,0	3,4	1,8	3,9	2,0	2,5	3,1	3,0	2,4	3,0	2,6	3,3	4,3	2,9	2,8
V.H%	2,3	2,9	2,4	3,4	1,3	3,7	6,5	4,9	4,2	3,8	1,3	3,2	1,9	5,4	6,7



A soproni Hidegvíz-völgy erdőrezervátumban végzett kutatás leírása

Módszertan: A vizsgálatot a Sopronhoz közeli Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum (ER-46) magterületén végeztük, a Sopron 185B és 186A erdőrészekben (82. ábra). A mintagyűjtéshez védőtetővel ellátott Barber-féle duplaedényes talajcsapdákat használtunk, amikben ölüanyagként 10 tf%-os ecetsavoldatot alkalmaztunk. A csapdák kihelyezése az erdőrezervátum három jellegzetes helyére történt, az ott megtalálható holtfacsoportok lokális geometriájához igazodva. Egy holtfacsoportból kiindulva 3 csapdator került kihelyezésre, soronként 4 csapdával, 5 m-es távolságra egymástól (82. ábra). A mintaanyag begyűjtése háromhetes rendszerességgel történt, két alkalommal, május és június hónapokban, a 2018-as évben. Az egyes csapdacsoportok EOY koordinátái a következők (X, Y): 261924,31 – 454461,99; 261873,59 – 454470,67 és 261977,46 – 454508,51. Minden csapda környékén felvételezésre kerültek még a következő ökológiai tényezők: a lombkorona záródása, a csereje-, gyp- és mohaborítottság, valamint az avarvastagság. Ezen túlmenően minden csapda 2,5 m-es körzetében megtörtént a fekvő holtfaanyag felmérése is, az Ódor-féle módszerrel.

A csapdázási eredményeket a 23. táblázat mutatja. A vizsgálat 42 napja alatt 18 család 55 fájának 2068 egyedét sikerült befogni. Összesen 242 olyan egyed került befogásra, amit nem lehetett faji szinten beazonosítani. A legszámosabbnak a zugpókok családja (*Agelenidae*) bizonyult. Ebből a családból került ki a gyűjtés szuperdomináns (D.: 59,65) faja is, a *Histopona torpida* (C. L. Koch, 1837). Szintén viszonylag nagy számban voltak még jelen a táplálékspecialista fojtópókok (*Dysderidae*). Ebből a családból került ki a minta domináns (D.: 6,64) faja, a *Harpactea lepida* (C. L. Koch, 1838). A harmadik legabundánsabb csoport a vitorlaspókoké (*Linyphiidae*) volt. Az eredmények közül kiemelendő a vizsgálati területen és az országban eddig még le nem írt faj a *Cybaeus tetricus* (L. Koch, 1839) előkerülése. A második gyűjtés idején, azaz júniusban sikerült befogni a 9 egyedét. Dominancia értéke a területen 0,39 volt.



79. ábra: A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumban végzett csapdázás metodikája és a mintaterületek jellemzői.



23. táblázat: A Hidegvíz-völgy erdőrezervátum fogási adatai (n – egyedszám, D – dominancia). A 2-nél magasabb dominancia értékkel rendelkező fajok kiemelve.

Taxon	n	D
<i>Segestria bavarica</i> C. L. Koch, 1843	1	0,04
<i>Segestria senoculata</i> (L. 1758)	2	0,09
Dysderidae spp. Juv.	29	
<i>Dasumia canestrinii</i> (L. Koch, 1876)	53	2,29
<i>Dysdera moravica</i> Řezáč, 2014	1	0,04
<i>Harpactea hombergi</i> (Scopoli, 1763)	3	0,13
<i>Harpactea lepida</i> (C. L. Koch, 1838)	153	6,62
Mimetidae spp. Juv.	1	
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	3	0,13
<i>Enoplognatha latimana</i> Hippa & Oksala, 1982	1	0,04
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	3	0,13
Linyphiidae spp. Juv.	42	
<i>Centromerus lakatinensis</i> (Drensky, 1931)	1	0,04
<i>Centromerus sellarius</i> (Simon, 1884)	4	0,17
<i>Centromerus silvicola</i> (Kulczyński, 1887)	3	0,13
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	1	0,04
<i>Diplocephalus cristatus</i> (Blackwall, 1833)	3	0,13
<i>Diplocephalus latifrons</i> (O. P.-Cambridge, 1863)	4	0,17
<i>Diplocephalus picinus</i> (Blackwall, 1841)	9	0,39
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	71	3,07
<i>Leptiphantes leporosus</i> (Ohlert, 1865)	1	0,04
<i>Macaragus rufus</i> (Wider, 1834)	1	0,04
<i>Mansuphantes mansuetrus</i> (Thorell, 1875)	1	0,04
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	4	0,17
<i>Pelecopsis radiciala</i> (L. Koch, 1872)	1	0,04
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	43	1,86
<i>Tenuiphantes mengei</i> (Kulczyński, 1887)	1	0,04
<i>Tenuiphantes tenebricola</i> (Wider, 1834)	5	0,22
<i>Tenuiphantes tenuis</i> (Blackwall, 1852)	3	0,13
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i> (Bertkau, 1890)	1	0,04
<i>Trichopterna cito</i> (O. P.-Cambridge, 1873)	1	0,04
<i>Walckenaeria cucullata</i> (C. L. Koch, 1836)	1	0,04
<i>Walckenaeria mitritata</i> (Menge, 1868)	7	0,30
<i>Metellina mengei</i> (Blackwall, 1869)	1	0,04
<i>Metellina merianae</i> (Scopoli, 1763)	4	0,17
Lycosidae spp. Juv.	10	
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	49	2,12



Taxon	n	D
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	7	0,30
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	3	0,13
<i>Agelenidae</i> spp. Juv.	116	
<i>Histopona torpida</i> (C. L. Koch, 1837)	1375	59,52
<i>Inermocoelotes inermis</i> (L. Koch, 1855)	101	4,37
<i>Tegenaria campestris</i> (C. L. Koch, 1834)	2	0,09
<i>Tegenaria ferruginea</i> (Panzer, 1804)	4	0,17
<i>Tegenaria silvestris</i> L. Koch, 1872	70	3,03
<i>Cybaeus tetricus</i> (C. L. Koch, 1839)	9	0,39
<i>Amaurobidae</i> spp. Juv.	6	
<i>Amaurobius fenestralis</i> (Ström, 1768)	7	0,30
<i>Amaurobius jugorum</i> L. Koch, 1868	14	0,61
<i>Callobius claustrarius</i> (Hahn, 1833)	1	0,04
<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	1	0,04
<i>Liocranidae</i> spp. Juv.	1	
<i>Agrocera brunnea</i> (Blackwall, 1833)	6	0,26
<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851	2	0,09
<i>Clubiona pallidua</i> (Clerck, 1757)	1	0,04
<i>Gnaphosidae</i> spp. Juv.	2	
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	1	0,04
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	1	0,04
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	19	0,82
<i>Zoletes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	1	0,04
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	2	0,09
<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	1	0,04
<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	1	0,04
Juvenilis	16	
Nem meghatározható	18	
Összesen:	2310	



9.6. Ábrajegyzék

1. **ábra:** A vizsgálati területek elhelyezkedése Szombathely és Sárvár viszonylatában (Web 4. 2021 és Web 5. 2021 alapján készítette: Bali László). 26
2. **ábra:** A vizsgált erdőrészek vázlatai a bennük kialakított lékekkel (ellipszisek). A pontok a talajnedvesség mérési helyeit jelölik. A talajcsapdázással vizsgált lékek kiemelve. A D-Vac mintázott lékeket és a támadási irányokat a nyilak jelölik. A kontroll csapdázás transzszektjeit folytonos vastag vonalak mutatják..... 29
3. **ábra:** Az alkalmazott duplaedényes talajcsapdák terepen, valamint a mintaterületek habitusképei (jobboldal: állománykép, baloldal: lék) (fényképek: Bali László). 30
4. **ábra:** A talajcsapa rendszer felépítése és a vákuumos mintagyűjtés módja (felül) (ábra: Bali László); valamint az alkalmazott duplaedényes talajcsapda felépítése (bal sarok) (ábra: Bali László) és használata terepen (jobb sarok) (fénykép: Andrési Dániel). 31
5. **ábra:** D-vac eszköz és használata (Web 6. 2020). 34
6. **ábra:** A fekvő holtfaanyag felvételezésének módja (ábra: Bali László)..... 35
7. **ábra:** Egy terepről begyűjtött minta fogópohárban, valamint szétválogatás előtt Petri-csészében (fényképek: Bali László). 38
8. **ábra:** Határozás előtti pókok, valamint a mintapéldányok tárolása (fényképek: Bali László). 38
9. **ábra:** A Bejcgertyános 13/A erdőrészetben csapdázott pókfauna jellemzése. Legfelül (9.a) a földrajzi elterjedések egymáshoz képesti aránya fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint (zöld, Eu – európai: eM – extramediterrán, Med – mediterrán, M-E – közép-európai; sárga, PA – Palearktikus: EÁ – eurázsiai, ET – euroturáni, Esz – eurosibériai, HPA – Holopalearktikus, NyP – Nyugat-Palearktikus; kék, HA – Holarktikus; narancssárga, KP – Kozmopolita). A középső harmadban (9.b, szürke háttér) a fauna pókcsaládjainak megoszlása fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint, a 10 leggyakoribb család alapján. Legalul (9.c) a fajszámok (S, vonal), valamint az egyedszámok (n, oszlop) alakulása az egyes transzszekték mentén..... 57
10. **ábra:** A Bejcgertyános 13/A erdőrészetben csapdázott pókfauna szezonalitása és populációdinamikája. Felül az együttes fajtelítődési görbéje, mellette pedig a fogott egyedek megoszlása transzszekték és évek szerint (n – egyedszám, T1 – egyes transzszekt, T2 – kettes transzszekt). Alul az egyed- és fajszámok (S) alakulása a mintavételezések szerint. 58
11. **ábra:** A Vép 32/D erdőrészetben csapdázott pókfauna jellemzése. Legfelül (11.a) a földrajzi elterjedések egymáshoz képesti aránya fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint (zöld, Eu – európai: eM – extramediterrán, Med – mediterrán, M-E – közép-európai; sárga, PA – Palearktikus: EÁ – eurázsiai, ET – euroturáni, Esz – eurosibériai, HPA – Holopalearktikus, NyP – Nyugat-Palearktikus; kék, HA – Holarktikus; narancssárga, KP – Kozmopolita). A középső harmadban (11.b, szürke háttér) a fauna pókcsaládjainak megoszlása fajszám (bal) és egyedszám (jobb) szerint, a 10 legprominensebb család alapján. Legalul (11.c) a fajszámok (S, vonal), valamint az egyedszámok (n, oszlop) alakulása az egyes transzszekték mentén. Az ábrán csak a bejcgertyános vizsgálatnak megfelelően, tehát a 2013-14-es években gyűjtött adatok szerepelnek..... 60
12. **ábra:** A Vép 32/D erdőrészetben csapdázott pókfauna szezonalitása és populációdinamikája. Felül az együttes fajtelítődési görbéje, mellette pedig a fogott egyedek megoszlása transzszekték és évek szerint (n – egyedszám, T1 – egyes transzszekt, T2 – kettes transzszekt). Alul az egyed- és fajszámok (S) alakulása a



- mintavételezések szerint. Az ábrán csak a bejcgertyánosi vizsgálatnak megfelelően, tehát a 2013-14-es években gyűjtött adatok szerepelnek..... 61
- 13. ábra:** A Vépen (V, felül) és Bejcen (B, alul) csapdázott egyed- (n) és fajszámok (S) összesített megoszlása a csapdások mentén, a vonatkozó trendvonalakkal (szaggatott) és azok egyenleteivel. 63
- 14. ábra:** Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek pókfaunájának rangabundanciái ln skálájú görbék alapján, valamint a vonatkozó közösségi dominancia indexek (KDI_{Σ} - a teljes egyedszám alapján számolt index, KDI_s - csak a faji szinten meghatározott egyedek alapján számolt index) és a 4-4 legdominánsabb faj. 64
- 15. ábra:** A két mintaterület pókegyütteseit csapdások és csapdázási évek szerint, a Bray-Curtis hasonlósági index alapján összehasonlító N-MDS ordináció (jobb) (B. – Bejc, V. – Vép, 13. – 2013, 14. – 2014, 1 – 1-es transzszekt, 2 – 2-es transzszekt). Továbbá a két csapdázott pókegyüttest összehasonlító diverzitás profilok és az azokat leíró alap statisztikai értékek (bal). 65
- 16. ábra:** Bejcgertyános 13/A (piros) és Vép 32/D (kék) erdőrészek pókfaunájának vadászati stratégiák szerinti *guild* szerkezete. Felül az egyes kategóriák fajszám szerinti, míg alul egyedszámuk százalékos aránya szerinti megoszlása (H – hálószővő, VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcsérhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós; V – vadászó, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász)..... 66
- 17. ábra:** Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek pókfaunáit minden egyes mintavételezés adatát külön tartalmazó hegedűgörbék és a vonatkozó T-próbák értékei (p) (kiugró adatok – körök, S – fajszám; n- egyedszám; D_1 – Simpson diverzitás; H' – Shannon diverzitás, piros; [mm] – átlagos testméret)..... 67
- 18. ábra:** Bejcgertyános 13/A és Vép 32/D erdőrészek pókfaunájának élőhelypreferenciák szerinti összetétele. Az oszlopdigramok az egyes csoportok a fajok (S) szerinti, míg a kördiagramok az egyedszámok (n) szerinti arányait mutatják (G – generalista; K – klímax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén; E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt, M – más élőhely faja; Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos/nyílt; A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid)..... 69
- 19. ábra:** *Pardosa alacris* (kép: Bali László) 71
- 20. ábra:** A *P. alacris* időbeli (felül) és térbeli (alul) aktivitását bemutató grafikon. A színes (Bejc – piros, jobb; Vép – kék, bal) területdiagramok az összesített adatokat mutatják, míg a vonal diagramok azokat évek (2013 – fekete, 2014 – szürke) és transzszektek (1-es csapdász – folytonos vonal, 2-es csapdász szaggatott vonal) szerint lebontva szemléleteik. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül, mind gyűjtési alkalmak szerint. 72
- 21. ábra:** *Drassyllus villicus* (kép: Arno Grabolle ^{a)}) 73
- 22. ábra:** A *D. villicus* időbeli (felül) és térbeli (alul) aktivitását bemutató grafikon. A színes (Bejc – piros, jobb; Vép – kék, bal) területdiagramok az összesített adatokat mutatják, míg a vonal diagramok azokat évek (2013 – fekete, 2014 – szürke) és transzszektek (1-es csapdász – folytonos vonal, 2-es csapdász szaggatott vonal) szerint lebontva szemléleteik. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül, mind gyűjtési alkalmak szerint. 73
- 23. ábra:** *Aulonia albimana* (kép: Karl Csaba ^{b)}). 74



- 24. ábra:** Az *A. albimana* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint..... 74
- 25. ábra:** *Trochosa terricola* (kép: Bali László)..... 75
- 26. ábra:** A *T. terricola* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék; Kecskemét – K, fekete pontvonal). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint..... 75
- 27. ábra:** *Zodarion germanicum* (kép: Arno Grabolle ^a)..... 76
- 28. ábra:** A *Z. germanicum* időbeli (felül) és térbeli (alul) aktivitását bemutató grafikon. A színes (Bejc – piros, jobb; Vép – kék, bal) területdiagramok az összesített adatokat mutatják, míg a vonal diagramok azokat évek (2013 – fekete, 2014 – szürke) és transzszektek (1-es csapdászor – folytonos vonal, 2-es csapdászor szaggatott vonal) szerint lebontva szemléleteik. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül, mind gyűjtési alkalmak szerint. 76
- 29. ábra:** *Asagena phalerata* (kép: Karl Csaba ^b)..... 77
- 30. ábra:** Az *A. phalerata* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint..... 77
- 31. ábra:** *Euryopis flavomaculata* (kép: Arno Grabolle ^a)..... 78
- 32. ábra:** Az *E. flavomaculata* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint.. 78
- 33. ábra:** *Centromerus sylvaticus* (kép: Arno Grabolle ^a)..... 79
- 34. ábra:** A *C. sylvaticus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 79
- 35. ábra:** *Diplostyla concolor* (kép: Karl Csaba ^b)..... 80
- 36. ábra:** A *D. concolor* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Bejcen) évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint..... 80
- 37. ábra:** *Kaestneria dorsalis* (kép: Ludwig Jansen ^c)..... 81
- 38. ábra:** A *K. dorsalis* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint..... 81



- 39. ábra:** *Palludiphantes pallidus* (kép: Pierre Oger ^d). 82
- 40. ábra:** A *P. pallidus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 82
- 41. ábra:** *Pelecopsis radicolica* (kép: Pierre Oger ^d). 83
- 42. ábra:** A *P. radicolica* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 83
- 43. ábra:** *Tenuiphantes flavipes* (kép: Pierre Oger ^d). 84
- 44. ábra:** A *T. flavipes* időbeli (Bejc – folytonos sárga vonal, Kecskemét – fekete pontvonal) és térbeli (oszlop) aktivitását évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 84
- 45. ábra:** *Walckenaeria atrotibialis* (kép: Pierre Oger ^d). 85
- 46. ábra:** A *W. atrotibialis* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Vépen) évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 85
- 47. ábra:** *Urocoras longispina* (kép: Arno Grabolle ^a). 86
- 48. ábra:** Az *U. longispina* időbeli (folytonos vonal és pont), valamint térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék; Szalafő – ER-53, fekete). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 86
- 49. ábra:** *Scotina celans* (kép: Arno Grabolle ^a). 87
- 50. ábra:** A *S. celans* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását (Bejcen) évenként és csapdasoronként is összesített adatok alapján bemutató grafikon. A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 87
- 51. ábra:** *Phrurolithus minimus* (kép: Pierre Oger ^d). 88
- 52. ábra:** A *P. minimus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 88
- 53. ábra:** *Zelotes apricorum* (kép: Arno Grabolle ^a). 89
- 54. ábra:** A *Z. apricorum* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a *p* értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 89
- 55. ábra:** *Zora nemoralis* (kép: Arno Grabolle ^a). 90
- 56. ábra:** A *Z. nemoralis* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a



- p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 90
- 57. ábra:** *Xysticus luctator* (kép: Karl Csaba^b). 91
- 58. ábra:** A *X. luctator* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 91
- 59. ábra:** *Atypus piceus* (kép: Bali et al. 2016). 92
- 60. ábra:** Az *A. piceus* időbeli (folytonos vonal) és térbeli (oszlop) aktivitását bemutató grafikon (Bejc – B, piros, narancs; Vép – V, kék). A vonatkozó T-próbák eredményeit a p értékek ismertetik. Ezek a faj gyakoriságának alakulását hasonlítják össze mind a transzszekteken belül (Hely), mind gyűjtési alkalmak (Időpont) szerint. 92
- 61. ábra:** A két erdőrészt leggyakoribb fajainak főkomponens analízise (a pontok az egyes fajokat, míg a vonalak a minimális feszítőfákat jelölik), valamint a vonatkozó komponens relatív gyakorisági gráfok. 95
- 62. ábra:** Az egyes transzszektek csapdáit összehasonlító T-próbák eredményei, ahol a p -értékek a vadhatással érintett minták elhagyásával (bal), valamint e mellett a *P. alacris* faj adatainak kihagyásával (jobb) is kiszámolásra kerültek (Bejc – B, felső átló, **félkövér**, piros; Vép – V, alsó átló, *dőlt*, kék). A szignifikáns értékek **invertálva**. A p értékek transzszektek csapdáról csapdára történő alakulását a pontsorok szemléltetik. 97
- 63. ábra:** A diverzitás indexek és az ekvitalitás értékeinek csapdászorok menti alakulását jelző pontsorok (Bejc – B., piros; Vép – V., kék). A folytonos vonalak az adott élőhely teljes pókfaunájára vonatkozó értéket mutatják. 98
- 64. ábra:** Az átlagos testméret ([mm], jobb felső sarok), valamint az különböző vadászati stratégiákat használó pókok csoportok (VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcserhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász) az adott csapdában fogott teljes egyedszámhoz viszonyított százalékos arányának alakulása a csapdászorok mentén (Bejc – B., piros; Vép – V., kék). 100
- 65. ábra:** A különböző élőhelypreferenciákkal rendelkező pókok egyedeinek az adott csapdában fogott teljes egyedszámhoz viszonyított százalékos arányának alakulása a csapdászorok mentén (a természetességi kategóriák zöld háttérrel, K – klimax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén; az élőhely jellegére utaló kategóriák sárga háttérrel, E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt; a megvilágítottságra vonatkozó kategóriák fehér háttérrel, Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos/nyílt; a humiditásra vonatkozó kategóriák szürke háttérrel, A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid) (Bejc – B., piros; Vép – V., kék). 102
- 66. ábra:** Az egyes transzszektek (Bejc – B, piros keret; Vép – V., kék keret) csapdáinak Renkonen (R, a táblázat **félkövér** felső átlója, valamint fekete pontsor) és Jaccard (J, a táblázat *dőlt* alsó átlója, valamint lila pontsor) hasonlósági indexeit bemutató hőterkép (a pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek; a legnagyobb értékek **félkövérrel** szedve), valamint azok csapdászorok menti alakulásait jelző pontsorok. 104
- 67. ábra:** A két mintaterület csapdáinak mintáit (transzszektek és évek szerint összesített) Bray-Curtis hasonlósági index szerint rendező hierarchikus dendrogramok. 105
- 68. ábra:** A két mintaterület csapdászorainak lécek és mintagyűjtési évek szerint összesített adataiból képzett Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordinációs vizsgálat



- (a pontok és a hozzájuk tartozó számok az egyes csapdákat, míg a vonalak a minimális feszítőfákat jelölik). 106
- 69. ábra:** A két erdőrészet három élőhelyének (állomány, szegély, lék) az odaeső csapdapárok adatainak összegzésével kialakított karaktercsapdák pókegyütteseit összehasonlító diverzitás profilok, valamint az azokat leíró alap statisztikai értékek és hasonlósági indexek (a táblázat alsó része; Renkonen hasonlóság – R, félkövér felső átló; Jaccard hasonlóság – J, dőlt alsó átló). 108
- 70. ábra:** A két erdőrészet (Bej. – bal oldal, piros keret; Vép – jobb oldal, kék keret) leggyakoribb fajai (felső sor), továbbá az egyes guild-ek (alsó sor) és a felvett háttérváltozók (L – a lék közepétől való távolság, Hf D – fekvő holtfa mennyisége, Hf db – a fekvő holtfa számossága, Hf K – a fekvő holtfa korhadtsága, Gy – aljnövényzet borítás, TN – talajnedvesség, Ny – a lombkorona nyitottsága, F - fény mennyiség) között fennálló kapcsolatokat elemző CCA diagram. 110
- 71. ábra:** A két erdőrészetben kimutatott fajszám (S), egyedszám (n), valamint a Simpson (D) és Shannon (H) diverzitás, továbbá az ekvitabilitás (J) és a felvett háttérváltozók (L – a lék közepétől való távolság, Hf D – fekvő holtfa mennyisége, Hf db – a fekvő holtfa számossága, Hf K – a fekvő holtfa korhadtsága, Gy – aljnövényzet borítás, TN – talajnedvesség, Ny – a lombkorona nyitottsága, F - fény mennyiség) között fennálló kapcsolatokat elemző Pearson r lineáris korrelációs vizsgálat eredményei. A szignifikáns korrelációk színskálás ellipszisekkel, valamint félkövér számokkal jelölve. A vonatkozó p -értékek a jobb oldali táblázatban erdőrészetek szerint feltüntetve. 112
- 72. ábra:** A két mintaterület (Bejc – B, bal oldal, piros keret; Vép – jobb oldal, kék keret) csapdászorainak lékek és mintavételi évek szerint összesített és faji szinten meghatározott adatainak a mintavételezési időszakon belül kialakított négy fázis (lombfakadás kezdete – A, magenta; nyár eleje – B, világoszöld; nyár vége – C, sötétzöld; vegetációs időszak vége – D; fekete) szerinti N-MDS ordinációs vizsgálata (fent), valamint diverzitás rendezése a leíró statisztikai adatokkal és a fázisokat összehasonlító T-próbák p -értékeivel (lent). 113
- 73. ábra:** A 2015-ös vépi téli mintagyűjtés eredményeit három időszak (2014 nyár – Ny, zöld; 2014 őszi, - Ő, fekete; 2015 tél – T, magenta) együtteseinek alapján összehasonlító elemzések. N-MDS ordináció (bal felső sarok), diverzitás rendezés és leíró statisztika (jobb felső sarok) és az egyes értékek (S – fajszám, n – egyedszám, D_1 – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – ekvitabilitás; R – Renkonen hasonlóság; p – a T-próbák p -értékei) transzszekt menti alakulását bemutató hőterkép (lent; a pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek), a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R^2 -ekkel. 116
- 74. ábra:** A 2015-ös vépi vákuumos mintagyűjtés (DV, magenta) eredményeit az előző év hasonló idejű és volumenű talajcsapdázásával összehasonlító vizsgálatok. N-MDS ordináció (bal felső sarok), diverzitás rendezés és leíró statisztika (jobb felső sarok), a mintagyűjtéseket külön-külön tartalmazó hegedűdiagramok a vonatkozó T-próbák eredményeivel (p), valamint a Renkonen hasonlósági indexek (R, lila szegély) és a főbb változók alakulását bemutató két táblázat (a pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek), a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R^2 -ekkel) (S – fajszám, n – egyedszám, D_1 – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – kiegyenlítettség, [mm] – átlagos testméret, L – a lékek közepétől való távolság m-ben). 118
- 75. ábra:** A 2016-os vépi kontroll vizsgálatok (a lékekhez kötődő transzszektetek adatai – V, fekete; a kontrol transzszektetek adatai – K, magenta) együtteseinek összehasonlító elemzések. Bal felső sarok – ln skálájú rangabundancia a KDI értékekkel és a 4



leggyakoribb fajjal, Jobb felső sarok – az <i>A. albimana</i> egyedszámának százalékos megoszlása a transzszektek csapdáiban, bal alsó sarok – Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció, jobb alsó sarok – diverzitás profilok a leíró statisztikai adatokkal.....	120
76. ábra: A vizsgált erőrészeket (B. – Bejc, V. – Vép; szürke) más-más természetességi állapotú erdőkkel (Áh. – Ásotthalmom, vágásos; K. – Kecskemét, vágásos; S. – Sopron, száraló; ER-46 – Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum; ER-53 – Szalafő Erdőrezervátum) összehasonlító Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló N-MDS ordináció (bal oldal – a fajok egyedszámai, jobb oldal – a fajok dominanciája alapján).....	124
77. ábra: Alternatív talajcsapdahálózat telepítési javaslat.....	132
78. ábra: A <i>Pardosa alacris</i> szezonális dinamikája az ásotthalmi (Áh), kecskeméti (K) és szalafői (ER-53) felmérések alapján.....	199
79. ábra: A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátumban végzett csapdázás metodikája és a mintaterületek jellemzői.	208

a) A képeket **Arno Grabolle** készítette, az ő engedélyével kerültek felhasználásra. Azok a következő helyeken érhetőek el, a dolgozatban való szerepeltetés sorrendjében:

- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Villicus_Hufeisen_08-08_03.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Zodarion-germanicum_Ungarn-Bueck_09-05_01.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Flavomaculata_Paulinzella_08-07_03.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Centromerus-sylvaticus_MuenchenT_10-03_01.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Urocoras-longispinus_Bulgarien-Sofia_17-04_01-juv.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Scotina-celans_Rotenstein-5135_10-10_01.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Zelotes-apricorum_Ungarn-Bueck_09-05_01.jpg
- https://wiki.arages.de/index.php?title=Datei:Nemoralis_BFrankenh_04-2007_02-3D.jpg

b) A képeket **Karl Csaba** készítette. Azokra az *Attribution Creative Commons* licenz vonatkozik, így annak eleget téve szabadon felhasználhatóak.

Licenc: CC BY 4.0. Forrás: <https://www.izeltlabuak.hu/>

c) A képek **Pierre Oger** engedélyével kerültek felhasználásra, azok az ő weboldalán érhetőek el: <https://arachno.piwigo.com/>



9.7. Táblázatok jegyzéke

1. **táblázat:** A talajcsapadék kihelyezésének (**inverz**) és ürítéseinek (**félkövér**) naptári időpontjai, valamint a mintaürítési alkalmak megoszlása hónapok szerint, a szalafői (ER-53), a kecskeméti (K) és az ásothalmi (Áh.) gyűjtéseket is feltüntetve (lent). 33
2. **táblázat:** Az egyéb erdőterületeken végzett kutatások módszertanának áttekintése. 37
3. **táblázat:** A mintaterületeken fogott fajok listája évekként. (**a családok megnevezése félkövér**, mellettük rendre a hozzájuk tartozó fajok és egyedek száma; a vépi adatok szürkével; n – egyedszám, S – fajszám, D – *dominancia*, DV – vákuumos gyűjtés; a nagy dominanciájú, védett [!], vagy új hazai előfordulású [+] fajok **kiemelve**). 47
4. **táblázat:** A vizsgálatok során kimutatott védett (!), valamint országos vonatkozásban új előfordulású (+) fajok jellemzése (Ef. – előfordulás; H.Je. – habitat jellege, H.Te. – habitat természetessége, H.Hu. – habitat humiditása, H.Mv. – habitat megvilágítottsága; n – egyedszám; SH – speciális háló, VH – vitorlaháló, TV – talajfelszín közelében vadászó, TH – tölcsérháló; eM – Extramediterrán, ME – Középeurópai, TPA – Transzpalearktikus, Esz – Euroszibériai, N/A – nincs adat; M – egyéb élőhely, E – erdei; K – klimax; F – félnedves, A – arid/száraz, H – humid; R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos, G – generalista; Áh. – Ásothalom, S. – Sopron). 93
5. **táblázat:** Az egyéb vizsgálatok során kimutatott gyakoribb fajok jellemzése (Ef. – előfordulás; H.Je. – habitat jellege, H.Te. – habitat természetessége, H.Hu. – habitat humiditása, H.Mv. – habitat megvilágítottsága; n – egyedszám; VH – vitorlaháló, KV – kivárázó vadász, SV – specialista vadászó, TH – tölcsérháló, Eu – Európai, ME – Középeurópai, HA – Holarktikus, E – erdei, Ny – nyílt, N/A – nincs adat, F – félnedves, A – arid/száraz, H – humid, G – generalista, Á – árnyékos; Áh. – Ásothalom, K – Kecskemét, S. – Sopron). 94
6. **táblázat:** Az egyes mintavételezési egységeket összehasonlító kétszélű párosított t-próba eredményei (A – a teljes bejci és vépi minta összehasonlítása, B – az egyes területek mintáinak transzszektek szerint összesített összehasonlítása, C – az egyes területek mintáinak gyűjtési évek szerint összesített összehasonlítása, D – az egyes területek mintáinak transzszektek és mintagyűjtési évek alapján külön-külön történő összehasonlítása; *a vadhatás alapján korrigált mintákra vonatkozó eredmény). 96
7. **táblázat:** A karaktercsapadék mintái által vizsgált három élőhely (Á – állomány, Sz – szegély, L – lék) négy-négy leggyakoribb faja. A könnyebb értelmezhetőség érdekében csak a releváns dominanciaértékek kerültek feltüntetésre. 107
8. **táblázat:** A vizsgált erőrészek (B. – Bejci, V. – Vép; szürke) bizonyos jellemzőinek (t – csapdázási idő napokban, cs – csapdaszám, S – fajszám, n – egyedszám, D₁ – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – ekvitalitás; V – vadászó pókok, H – hálószövő pókok, K – klimax, T – természetközeli, U/B – unnaturális bolygatott élőhelyek fajai) más-más kezeléssel és természetességi állapotú erdőkkel (Áh. – Ásothalom, vágásos; K. – Kecskemét, vágásos; S. – Sopron, száraló; ER-46 – Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum; ER-53 – Szalafő Erdőrezervátum) való összehasonlítása. Alul az egyes mintaterületeket összehasonlító Renkonen és Jaccard hasonlósági indexek értékei. 123
9. **táblázat:** A Bejci gyertyános 13/A erdőrészekben csapdázott adatok évek és transzszektek szerint lebontva. 159
10. **táblázat:** A Vép 32/D erdőrészekben csapdázott adatok évek és transzszektek szerint lebontva. 172
11. **táblázat:** A Vép 32/D erdőrészekben 2015 telén csapdázott adatok transzszektek szerint lebontva. 184



- 12. táblázat:** A Vép 32/D erdőrészekben 2016-ban csapdázott adatok transzszektek szerint lebontva..... 185
- 13. táblázat:** A vépi vákuumos mintagyűjtés jegyzőkönyve (3/1)..... 192
- 14. táblázat:** A vépi vákuumos mintagyűjtés jegyzőkönyve (3/2)..... 193
- 15. táblázat:** A vépi vákuumos mintagyűjtés jegyzőkönyve (3/3)..... 194
- 16. táblázat:** A Bejegyertyános 2-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok)..... 195
- 17. táblázat:** A Bejegyertyános 1-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok)..... 196
- 18. táblázat:** A Vép 1-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok)..... 197
- 19. táblázat:** A Vép 2-es transzszektje menti fekvő holtfa felvételezése (d – átmérő, KF – korhadtsági fok)..... 198
- 20. táblázat:** A két mintaterület csapdászorainak lékek és mintavételi évek szerint összesített és faji szinten meghatározott adatainak (S – fajszám, n – egyedszám, H' – Shannon diverzitás, D₁ – Simpson diverzitás, J – ekvitabilitás, K – klimax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén, E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt, Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos/nyílt, A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid, [mm] – átlagos testméret, VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcserhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász) a mintavételezési időszakon belül kialakított négy fázis (lombfakadás kezdete – A, vegetációs időszak eleje – B, vegetációs időszak közepe – C, vegetációs időszak vége – D) szerinti alakulása. 200
- 21. táblázat:** A 2016-os vépi kontroll vizsgálatok (VL – a vépi lékekhez kapcsolódó transzszektek csapdái, VK – a vépi kontroll csapdák) eredményei (S – fajszám, n – egyedszám, D₁ – Simpson diverzitás, H' – Shannon diverzitás, J – kiegyenlítettség, R – Renkonen hasonlósági index, T-p – a csapdapárokat összehasonlító T-próbák eredményei). A közösségszerkezeti adatok (V – vadászó, H – hálószővő pókok; K – klimax, T – természetközeli, B/U – bolygatott és unnaturális élőhelyek; E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt élőhelyek; Á – árnyékos, R – részleges, N – napos élőhelyek; A – ardid, F – félszáraz/félnedves, H – humid élőhelyek) az adott csapdákban fogott faji szinten meghatározható össz-egyedszám százalékos arányában szerepelnek, az egyes csoportok a teljes együttesben való arányát az n% értékek mutatják. A pirosabb színek nagyobb, míg a zöldebbek kisebb értékeket jeleznek, a vonatkozó másodfokú polinom illeszkedését jelző R²-ekkel. Az utolsó két oszlop az egyes mutatók a csapdászorok közepétől való távolsággal való korrelációs analízisének (Korr.-L) eredményeit mutatják (KK – korrelációs koefficiens, K_p – korrelációs p-érték, a negatív szignifikáns értékek pirossal kiemelve [pozitív korrelációk nem voltak]). 205
- 22. táblázat:** A közösségszerkezet transzszekt menti alakulása (B – Bejegy, V – Vép, VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcserhálós, KH – kerekhálós, SH – speciális hálós, TV – talajfelszínén vadászó, KV – kiváró, SV – specializált vadász, EV – egyéb vadász, [mm] – átlagos testméret, K – klimax, T – természetközeli, B – bolygatott, U – unnaturális/antropogén, E – erdei, Sz – szegély, Ny – nyílt, Á – árnyékos, R – részlegesen megvilágított/félárnyékos, N – napos/nyílt, A – arid/száraz, F – félszáraz/félnedves, H – humid)..... 207
- 23. táblázat:** A Hidegvíz-völgy erdőrezervátum fogási adatai (n – egyedszám, D – dominancia). A 2-nél magasabb dominancia értékkel rendelkező fajok kiemelve. 209