

DIPLOMADOLGOZAT

Takács Máttyás

2024



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Budai Campus

Növényvédelmi Intézet

Növényorvosi mesterképzési szak

**Urbanizáció hatása a mezei juhar lombzatlakó pókegyüttesének
minőségi és mennyiségi összetételére, különös tekintettel a
*Philodromus fűrgekarolópók*okra**

Belső konzulens: Dr. Markó Viktor
egyetemi tanár

**Belső konzulens
intézete/tanszéke:** Rovartani Tanszék

Külső konzulens: Dr. Mezőfi László
projektvezető kutató - ÖMKi

Készítette: Takács Mátyás

Budapest

2024

Tartalomjegyzék

1	Bevezetés	4
2	Irodalmi áttekintés	6
2.1	Pókokról dióhéjban.....	6
2.1.1	Általános bemutatásuk	6
2.1.2	A pókok szerepe a kártevők szabályozásában	6
2.1.3	A <i>Philodromus</i> genusz bemutatása	8
2.2	Az urbanizáció hatásai	10
2.2.1	Feltételek városi környezetben	10
2.2.2	Urbanizáció és diverzitás	11
2.3	Személyiség az állatvilágban	13
2.3.1	Alapfogalmak	13
2.3.2	Személyiség pókoknál	13
2.3.3	A személyiség jelentősége	15
3	Anyag és módszer.....	17
3.1	Mintagyűjtés	17
3.1.1	Faunisztikai vizsgálat.....	17
3.1.2	Viselkedési vizsgálatok.....	18
3.2	A pókegyedek előkészítése a viselkedési tesztekhez	18
3.3	Viselkedési tesztek	19
3.3.1	Aktivitás ismert környezetben	20
3.3.2	Kockázatvállalás.....	20
3.3.3	Támadási hajlandóság	20
3.4	Statisztikai elemzések	21
3.4.1	Urbanizációs-faunisztikai vizsgálat	21
3.4.2	Viselkedésökológiai vizsgálatok	21
4	Eredmények	23
4.1	Juharfák póknépessége városon belül és kívül	23
4.2	Méretkülönbségek városi és külterületeken.....	27
4.3	A <i>Philodromus spp.</i> Budapest közterületein.....	29
4.4	Viselkedésökológiai vizsgálatok <i>Philodromus rufus</i> egyedekkel	31
4.4.1	Ivar és testméret.....	31
4.4.2	Ivar és viselkedés	32
4.4.3	A viselkedés mérések közötti konzisztenciája	36
4.4.4	A vizsgált viselkedési mutatók közötti kapcsolat	37

4.4.5	Testméret és személyiség	39
5	Következtetések és javaslatok	40
5.1	Urbanizáció hatása a pókegyüttesek minőségi és mennyiségi összetételére.....	40
5.2	Viselkedési mutatók közötti összefüggések a <i>Philodromus rufus</i> fajnál	41
5.3.	Javaslatok	43
6	Összegzés	45
7	Köszönetnyilvánítás	47
8	Irodalomjegyzék	48
9	Táblázatjegyzék	57
10	Ábrajegyzék	57
11	Mellékletek	58

1 Bevezetés

A pókok szinte minden szárazföldi életközösségben, így a városi zöldterületeken is a leggyakoribb ragadozó makro-ízeltlábú szervezetek közé tartoznak (Marc et al., 1999). Számos kártevő rovarfaj egyedszámát képesek gyéríteni, (Riechert, 1999).

Viselkedési mutatóik kifejeződése azonban befolyásolhatja zsákmányspektrumuk szélességét és összetételét (Michalko et al., 2021), a préda elejtésének sikerességét (Sweeney, Cusack, et al., 2013). A városi környezet direkt és indirekt módon befolyásolhatja a pókközösségek minőségi és mennyiségi összetételét. Hatással lehet többek között a fitnessüket potenciálisan meghatározó testi paraméterekre vagy éppen viselkedésükre, így közvetve meghatározhatja azt is, hogy a pókok milyen mértékben képesek szabályozni a kártevő-populációkat (Sih et al., 2012).

Hogy átfogó képet alkothassunk az urbanizáció pókokra és ragadozó tevékenységükre gyakorolt hatásáról, városon kívül és belül is meg kell vizsgálnunk a pókközösségek összetételét, illetve a leggyakoribb fajok testi paramétereit és viselkedési mutatóit.

Dolgozatom egyik fő célkitűzése (1.) a városon belüli és városon kívüli területeken található mezei juharfák (*Acer campestre* L.) lombzatlakó pókegyütteseinek összehasonlítása volt mennyiségi és minőségi mutatók alapján. Ezzel kapcsolatos hipotézisünk szerint a városokon belül, a juharfák lombkoronájában kisebb egyedszámú és fajszegényebb pókegyüttesek alakulnak ki, mint a városokon kívül. További hipotézisünk szerint (2.) a városokon belül, a viszonylagosan forrásszegény környezet miatt, a pókok testi paramétereik tekintetében is kisebbek lesznek városon kívüli társaiknál.

A testi paraméterek és viselkedési mutatók között gyakran figyelhető meg kapcsolat (Mezőfi et al. 2023). Ezért a dolgozatom harmadik fő célkitűzése (3.) ennek a kapcsolatnak a feltérképezése volt egy mind a városon belül, mind azon kívül gyakori pókfaj, a *Philodromus rufus* esetén. Ehhez három a viselkedésökológiai kutatásokban gyakran használt mutatót, az aktivitást, a kockázatvállalási hajlamot és a támadási hajlandóságot vizsgáltam. Amennyiben a városi, forrásszegény környezet hat a pókok testi paramétereire, és amennyiben a testi paraméterek és a viselkedési mutatók között van összefüggés, úgy feltételezhető, hogy a városi környezet a testi paramétereken keresztül a pókok viselkedésére is hatással lesz.

A *Philodromus* fajok a mérsékelt égövi erdőkben, gyümölcsültetvényekben és városi zöldterületeken is rendkívül gyakori, jelentős kártevőgyérítő hatással rendelkező ragadozók (Lefebvre et al., 2017; Mezőfi et al., 2020; Michalko & Pekár, 2015). Ez indokolta teszi mélyebb megismerésüket, viselkedésökológiájuk kutatását. Ezért is tűztük ki általános célul,

hogy meghatározzuk, hogy a *Philodromus* fajok megfelelő modellszervezetek lehetnek-e további urbanizációs-viselkedésökológiai vizsgálatokban, másrészt, hogy megismerjük, hogy a városi környezet hogyan hat a pókok viselkedési mutatóira és kártevőgyérítő hatékonyságára.

2 Irodalmi áttekintés

2.1 Pókokról dióhéjban

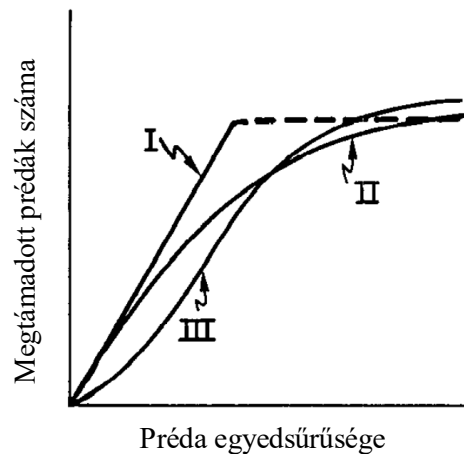
2.1.1 Általános bemutatásuk

A pókoknak (Araneae) napjainkig 135 családból 51980 fajtát írták le (World Spider Catalog, 2024). Szárazföldi obligát ragadozók és döntő többségük generalista (Wise, 1995), de előfordulnak specialisták is, mint például a kizárólag hangyákkal táplálkozó *Zodarion* fajok (Pekár, 2004). Maguknál többnyire kisebb prédákat fogyasztanak, elsősorban a testméretük 50-80%-át kitevő prédákat részesítik előnyben (Nentwig & Wissel, 1986). A hálószővők esetében a zsákmányspektrum több mint 99%-át rovarok teszik ki, míg a vadáspókok csoportjának zsákmányspektruma általában szélesebb, amiben a rovarok aránya csupán 75-90%, míg a fennmaradó részt leginkább a pókok teszik ki (Nyffeler, 1999). Zsákmányszerzési stratégia szempontjából két fő csoportot különböztetnek meg: a hálószővőket, illetve a vadáspókokat (Wise, 1995). Ezeken belül további táplálkozás-ökológiai csoportokba, úgynevezett guildekbe sorolhatók: az előbbieket lehetnek kerekhálót készítő (orb weavers), laphálót építők (sheet web builders), hálószővő-kóborlók (wandering sheet/tangle weavers) és térhálót építők (space web builders), míg az utóbbiak talajszinten futók (ground runners), lombozaton futók (foliage runners), lesből támadók (ambushers) és cserkészők (stalkers) (Uetz et al., 1999).

2.1.2 A pókok szerepe a kártevők szabályozásában

A préda egyedsűrűség-változásának függvényében a ragadozó által a megtámadott prédák számának változása a funkcionális válasz (*functional response*), egyedsűrűség-változása pedig a számbéli válasz (*numerical response*). Előbbinek három fő típusa van (1. ábra). A pókoknál laborvizsgálatokban a második (csökkenő mértékű növekedés telítődésig), illetve harmadik (szigmoid görbe: kezdeti alacsony fogyasztás, után gyors növekedés telítődésig) típust írták le (Marc et al., 1999; Riechert & Lockley, 1984). A számbéli válasz bekövetkezhet aggregáció (a ragadozó mozgása a prédában gazdag területre) és/vagy az utódszám növekedése által. Bár a pókok mindkettőre képesek ezek mértéke korlátozott, mivel fejlődési ciklusuk jellemzően hosszabb, mint prédaszervezeteiké, az aggregációs választ pedig az intraspecifikus kompetíció korlátozza (Riechert & Lockley, 1984). Továbbá az intraguild predáció (közös prédáért versengő ragadozók közti predáció) hatásaként szintén csökkenhet az általuk kifejtett kártevőelnyomó hatás (Vance-Chalcraft et al., 2007).

1. ábra A főbb funkcionális választípusok (Riechert & Lockley, 1984)



A pókok lévén generalista ragadozók, széles zsákmányspektrumuknak köszönhetően képesek egyéb prédafajokon átvészelnéni azokat az időszakokat, mikor a kártevők egyedsűrűsége alacsony, így már korán, még a specialista ragadozók megjelenése előtt jelen vannak, potenciálisan késleltetve a kártevők felszaporodását (Symondson et al., 2002). Továbbá bizonyos pókok, szembe a legtöbb ragadozó ízeltlábúval, a téli időszakban, 0 °C körüli hőmérsékleten is képesek ragadozó aktivitásra (Korenko et al., 2010). Fontos szerepük lehet a levéltetvek szabályozásában, főként a koratavaszi időszakban, amikor az ősanyákat ragadozzák, és amikor az egyéb ragadozók még nem aktívak (Boreau De Roince et al., 2013; Lefebvre et al., 2017). Egy búzatáblán végzett vizsgálatban a vadáspókok képesek voltak a levéltetű (*Sitobion avenae*) populáció növekedését fékezni azok kis egyedsűrűségénél, a populációnövekedés kezdeti időszakában, később azonban már nem (Birkhofer et al., 2008).

A pókok azok közvetlen elfogyasztásán túl más módon is szabályozhatják a kártevőpopulációt, csökkenthetik az általuk okozott kárt, például a ragadozók által kiváltott közvetett ragadozóhatással (*predator-induced effect*, más szerzőknél *non-consumptive effect*, például Tholt et al., 2018, vagy *trait-mediated interactions*, például Preisser et al., 2005) vagy a fogyasztási szükségletükön felüli zsákmánymennyiség elpusztításával (*wasteful killing*), mely során az elejtett zsákmányegedek nem, vagy csak részlegesen kerülnek elfogyasztásra (Riechert, 1999). Ez utóbbira példa Riechert és Maupin (1998) vizsgálata öt, különböző hálótípussal rendelkező, hálóépítő pókfajjal, melyben mindegyik faj a ténylegesen elfogyasztottnál lényegesen több zsákmányt pusztított el (Riechert & Maupin, 1998).

Ragadozó jelenlétében a zsákmányállatok, a predáció elkerülése érdekében, megváltoztatják táplálkozási magatartásukat (például felfüggesztik azt, vagy távoznak), aminek hatására szintén csökken populációjuk növekedésének üteme (Riechert, 1999). Preisser és

szerzőtársai (2005) metaanalízisükben ezt a közvetett ragadozóhatást a teljes ragadozóhatás 40%-ának becsülték szárazföldi rendszerekben (Preisser et al., 2005). Pókok által kifejtett közvetett ragadozóhatásról több tanulmány is beszámolt. Gyep, sáska (*Melanoplus femurrubrum*), pók (*Pisurina mira*) rendszerben a közvetett ragadozóhatás a teljes ragadozó hatáshoz hasonló mértékben növelte a sáskák mortalitását, illetve csökkentette azok levélkárosítását (Schmitz et al., 1997). *Pisaura mirabilis* által hagyott kémiai nyomok hatására felére csökkent a tesztnövényeken okozott kár, illetve megváltozott a rajtuk található ízeltlábúközösség összetétele (Bucher et al., 2015). Rypstra és Buddle (2013) vizsgálatában pedig pókselyem jelenlétében csökkent a *Popillia japonica* és az *Epilachna varivestis* levélkárosítása.

A közvetett ragadozóhatás a pókok guilden belül összetételét is befolyásolhatja (Bucher et al., 2015; Schmidt-Entling & Siegenthaler, 2009). Az egyik előbbi példában a top ragadozó pók szimulált jelenlétének hatására a kisebb pókok hiányoztak a tesztnövényekről (Bucher et al., 2015). Schmidt-Entling és Siegenthaler (2009) vizsgálatában pedig a támadásra képtelen (leragasztott csáprágójú) farkaspókok jelenléte ugyanolyan negatív hatással volt a mezopredátorok egyedszámára, mint támadásra képes egyedeké (Schmidt-Entling & Siegenthaler, 2009).

2.1.3 A *Philodromus* genusz bemutatása

A Philodromidae családba 29 ismert genusz és 530 ismert faj tartozik, melyek közül Magyarországon 26 fajról számoltak be (Nentwig et al., 2024; World Spider Catalog, 2024). A családot korábban alcsaládként a Thomisidae családba sorolták más szintén laterigrád (oldalirányba kinyúló) lábú pókokkal (Benjamin et al., 2008). A *Philodromus* a család egyik legnépesebb genusza 216 leírt fajjal (World Spider Catalog, 2024). A nembe tartozó fajok különösen hasznosak lehetnek kis és közepes méretű, kevésbé kitinizált testű kártevők szabályozásában. A *Ph. cespitum*, *Ph. aureolus* és *Ph. albidus* fajok a kártevők közé sorolt taxonokat azok dominanciájával megegyező vagy nagyobb, míg hasznos szervezeteket kisebb arányban fogyasztottak. Ezenkívül laboratóriumi vizsgálatokban a kártevők közé sorolt taxonokat nagyobb valószínűséggel fogadták el, mint például a más fajokhoz tartozó pókokat (Michalko & Pekár, 2015). Mezőfi és munkatársai (2020) almaültetvényekben végzett vizsgálata szerint a *Ph. cespitum*ot nagymértékű levéltetű fogyasztás, és viszonylag kismértékű intraguild predáció jellemezte, így a *Clubiona* spp. mellett, a vadáspókok között, a legnagyobb biokontroll potenciállal bíró faj volt. Lefebvre és szerzőtársai (2017) pedig, szintén almaültetvényekben, kora tavasszal, negatív kapcsolatot találtak a *Dysaphis plantaginea*

kolóniák számának növekedése és a Philodromidae fajok abundanciája között (Lefebvre et al., 2017). A *Philodromus* fajok (*P. cespitum* és *P. dispar*) alacsony hőmérsékleten is aktívak. Ragadozó aktivitásukat vizsgálva azt találták, hogy az 1,6 °C-on, az optimális hőmérsékleten mérthez képest 50%-os, és csak – 1,2 °C-on áll le teljesen, továbbá megfigyelték, hogy képesek voltak prédaként felismerni a felkínált inaktív prédaállatokat is (Korenko et al., 2010).

A jelen dolgozatban részletesebben vizsgált *Philodromus rufus* Európa legtöbb országában jelen van. A felnőtt hímek testhossza 4–5 mm, a nőstényeké 4,5–6,5 mm. A faj és a *Ph. albidus* együtt alkotják a *rufus* fajcsoportot (Nentwig et al., 2024). Zsákmányszerzési stratégiájukat tekintve lesből támadók (*ambusher*), látásuk gyenge, prédájukat elsősorban lábaikkal észlelik (Haynes & Sisojević, 1966). Többnyire fejlett juvenilis alakban telelnek (Miliczky et al., 2008).

2.2 Az urbanizáció hatásai

2.2.1 Feltételek városi környezetben

A városi környezet számos klimatikus körülmény tekintetében eltér a természetestől. Az urbanizált területeken a léghőmérséklet általában magasabb, mint az várost körülvevő, nem-városi területeken (városi hősziget hatás). Ezen különbségek a városokra jellemző nagyobb hőtermeléssel, az kisebb növényi fedettséggel és a nagy hőkapacitással rendelkező építőanyagokkal történő nagyobb beépítettséggel magyarázhatók. A városi hősziget hatás a város méretével, népsűrűségével és a beépítettség szintjével együtt növekszik (Botkin & Beveridge, 1997; Pickett et al., 2011; Sukopp, 1998). Emellett a városon belül a lehullott csapadék mennyisége ugyan nagyobb, de ennek jelentős része a víz számára áthatolhatatlan felületek (például aszfalt és beton) nagy aránya miatt a föld alatti csatornáknak jut, így a városon kívüli területekre jellemzőnél kisebb hányada kerül a talajvízbe vagy távozik evapotranspirációs úton (Gilbert, 1991; Hough, 2004). Ezzel, és a városi hősziget hatással összefüggésben, városi környezetben a relatív páratartalom alacsonyabb (Gilbert, 1991). Ezeket túl a beépítettség hatására csökken szél erőssége is (Gilbert, 1991; Pickett et al., 2011).

A városi talajok is számos tekintetben különböznek az urbanizációs hatásoknak ki nem tett talajoktól. A jelenlegi és korábbi használatuktól függően térbeli és vertikális heterogenitás jellemzi őket (Craul, 1985). Az építőanyag maradványokból származó Ca-nak köszönhetően pH-juk rendszerint magasabb (Craul, 1985; Gilbert, 1991). A rájuk ható mechanikai erők (például taposás, járműforgalom) hatásaként a városi talajok szerkezete leromlott, tömörödött, legfelsőbb rétegük sokszor vízátnemeresztő kéreggé áll össze. Ezek következtében csökken vízáteresztő- és víztartókéességük, illetve hajlamosabbak a levegőtlenésre (Craul, 1985). A városi talajok továbbá humán eredetű anyagokkal, szennyezőanyagokkal – például nehézfémekkel, toxikus szerves vegyületekkel – terheltek (Craul, 1985; Pickett et al., 2011).

Ezeket kívül a városokban a helyi fauna számára élőhelyet biztosító zöldterületek nagy része kis, elszigetelt élőhelyfoltokként van jelen, melyeken belül nagy a szegélyhatásnak kitett hányad, ahol a beljebb eső területektől valamelyest eltérő környezeti feltételek érvényesülnek (Cilliers & Siebert, 2011; Kotze et al., 2011). Ezek az eredeti, természetes élőhelyeket felváltó élőhelyek négy kategóriába sorolhatók: beépített, gondozott zöldfelületek, ruderaliák és az eredeti növényzet maradványaiból álló élőhelyek (McKinney, 2002).

2.2.2 Urbanizáció és diverzitás

Az urbanizáció által létrehozott környezeti feltételek befolyással vannak a diverzitásra (McKinney, 2002). A növekvő stressz hipotézis szerint a környezeti stressz növekedésével csökken az élőhelyet benépesítő közösség diverzitása (Gray, 1989), míg a közepes zavarás hipotézis szerint közepes gyakoriságú és intenzitású zavarás mellett a legnagyobb a diverzitás (Connell, 1978). Denys és Schmidt (1998) *Artemisia vulgaris* teszt növényeket kihelyezve az azt kolonizáló ízeltlábú fajok számának csökkenését tapasztalták a városközpontokhoz közeledve, melynek fő okaként a benti élőhelyek nagyobb elszigeteltségét jelölték meg (Denys & Schmidt, 1998). Egy 105 tanulmányt magába foglaló összegzés szerint az belvárosi területekre jellemző erőteljes urbanizáció következtében általánosságban csökken a fajgazdagság, viszont a külvárosi területekre jellemző mérsékelt szintű urbanizáció bizonyos taxonok, például a növények, esetében annak akár növekedését is eredményezheti (McKinney, 2008).

A városok területén található élőhelyeket nagy heterogenitás jellemzi; adott városi élőhelyen megtalálható fajgazdagságot az élőhelyfolt mérete, az azt más élőhelyfoltokkal összekötő élőhelyfolyosók megléte, illetve a vegetáció szerkezete (növényi fedettség, sűrűség) pozitívan befolyásolja (Beninde et al., 2015).

Több tanulmány is vizsgálta a pók közösségek diverzitásának, illetve faji összetételének változását urbanizációs gradiens mentén. Alariukka és szerzőtársai (2002) a talajszinten élő pókok hasonló fajgazdagságát és abundanciáját találták a Helsinkin és annak külvárosán átnyúló urbanizációs gradiens három szintjén (Alariukka et al., 2002). Ugyanúgy hasonló fajszámot találtak egy Dániában folytatott vizsgálat során (Horváth et al., 2014). Lövei és szerzőtársai (2019) vizsgálatában az összes fajszám tekintetében nem különböztek az egyes urbanizációs szintek, azonban a csapdánkénti átlagos fajgazdagság a vidéki helyszíneken volt a legnagyobb. Míg például Debrecenben a külváros és a környező erdős területhez képest a pókok nagyobb fajgazdagságát figyelték meg a városon belül (Magura et al., 2010). Szegeden pedig Tajthi és szerzőtársai (2017) a külvárosi szinten nagyobb fajgazdagságot figyeltek meg, mint a városi és vidéki mintavételi helyszíneken.

A pókegyüttes fajösszetétele eltérő a különböző urbanizációs szinteken. Az urbanizáció szintjével csökken az erdei élőhelyhez kötődő fajok aránya (Lövei et al., 2019). Hasonló eredményről számoltak be Debrecenben (Magura et al., 2010) és Szegeden (Tajthi et al., 2017). Ezzel szemben a nyílt élőhelyhez kötődő fajok, illetve a szárazságtűrő és fénykedvelő fajok aránya a városi helyszíneken nagyobb (Horváth, 2012; Magura et al., 2010). Ezenkívül városon

belüli helyszíneken a nedves élőhelyet kedvelők (Lövei et al., 2019; Tajthi et al., 2017), illetve az árnyékos élőhelyet kedvelők kisebb számáról számoltak be (Tajthi et al., 2017).

A nagyobb mértékű stressz hatására nem csak a diverzitás csökken, hanem megnövekszik a domináns, opportunistá fajok részaránya a közösségen belül (Gray, 1989). Horváth és szerzőtársainak (2014) vizsgálatában a domináns (magas relatív abundanciával rendelkező) fajok aránya a teljes egyedszámból az urbanizációs gradiens mentén befelé haladva nőtt (38%-ról 77%-ra). Hasonló mintázatot figyeltek meg például futóbogarak esetében is (Ishitani et al., 2003).

Korányi és munkatársai (2021) Budapesten, urbanizációs gradiens mentén vizsgálták a mezei juharfák levéltetű fajainak és azok ragadozóinak egyedsűrűségét. Megállapították, hogy a féltermészetes élőhelyektől a nagy beépítettségű élőhelyek felé haladva jelentősen nő a levéltetvek egyedsűrűsége. Ennek oka, hogy a városközpont felé haladva csökken a ragadozó együttes egyedsűrűsége, és ezen belül a levéltetveket jobban korlátozó, kisebb diszperziós képességű ragadozófajok aránya (Korányi et al. 2021). Külön vizsgálva az egyes pókfajok egyedsűrűsége többnyire csökkent, a pókegyüttesek összetétele pedig jelentősen megváltozott a növekvő beépítettséggel. Összességében azokon az élőhelyeken, ahol a mezei juharfák lombkoronájában több volt a pók, a levéltetvek egyedsűrűsége jellemzően kisebb volt (Korányi et al. 2021).

2.3 Személyiség az állatvilágban

2.3.1 Alapfogalmak

Az állatvilágban a személyiség fogalma arra a jelenségre utal, amikor ugyanazon faj adott populációjának egyedei között rövidebb vagy hosszabb távon konzisztens különbségek figyelhetők meg viselkedésük kifejeződésében (Réale et al., 2007). Az egymással korrelációs kapcsolatban álló funkcionálisan különböző viselkedések együttesét viselkedési szindrómának nevezik (*behavioral syndrome*) (Sih et al., 2004). Ezen kapcsolat átnyúlhat különböző funkcionális kontextusokon (például táplálkozás, párzási) és/vagy eltérő szituációk, időpontok között (például különböző környezeti feltételek vagy eltérő ragadozónyomás) (Sih et al., 2004; Sih & Bell, 2008). Az egyed által az adott viselkedési kategória vonatkozásában mutatott fenotípus az egyed viselkedési típusa (*behavioral type*) (Sih et al., 2004). Ugyanazon faj egyedei viselkedési típusukban eltérhetnek a kockázatvállalási hajlamuk, felfedezési hajlamuk (újdonsággal szembeni viselkedés), aktivitásuk, agresszivitásuk, szociális hajlamuk tekintetében (Réale et al., 2007), de viselkedésük variabilitásában, azaz kiszámíthatóságukban is (Chang et al., 2017; Stamps et al., 2012).

Adott viselkedés időbeli konzisztenciája (például, hogy egy bátor fenotípust mutató egyed egy későbbi időpontban is bátor fenotípust mutat-e), ugyanazon egyedek adott viselkedésének többszöri megfigyelésével tesztelhető (Bell et al., 2009), a konzisztencia (ismételhetőség) pedig teljes variabilitás azon hányada, mely a vizsgált egyedek közötti viselkedésbeli különbségeknek tulajdonítható (Bell et al., 2009; Stoffel et al., 2017).

2.3.2 Személyiség pókoknál

Számos ízeltlábú-taxonnal végeztek viselkedésökológiai kutatásokat, köztük pókokkal is (1. táblázat). A gyakran vizsgált viselkedési kategóriák az aktivitás, a kockázatvállalási hajlam, a fajtársakkal szembeni agresszivitás és a prédával szembeni támadási hajlandóság.

A viselkedés időbeli konzisztenciáját több fajnál is leírták. Például *Phidippus clarus* esetében aktivitás (Sweeney et al., 2013), *Carrhotus xantogramma*-nál aktivitás, kockázatvállalási hajlam és támadási hajlandóság (Mezőfi et al., 2023), *Philodromus cespitum*-nél pedig aktivitás, kockázatvállalási hajlam és falánkság tekintetében (Michalko et al., 2021). *Dolomedes triton* esetében a támadási hajlam és a kockázatvállalási hajlam konzisztenciája átnyúlt az egyedfejlődésen (Johnson & Sih, 2005, 2007), ezenkívül felnőtt egyedeinél

kockázatvállalási hajlama tekintetében pozitív korrelációt találtak a táplálkozási, párzási és kontroll (csak zavarás) helyzetek között (Johnson & Sih, 2007).

Pókoknál több esetben figyeltek meg a kockázatvállalási hajlam és az agresszivitás közötti pozitív kapcsolatot. *Agelenopsis aperta* esetében a kockázatvállalási hajlam és a fajtársakkal szembeni agresszió között figyeltek meg pozitív kapcsolatot, mely egymástól merőben eltérő élőhelyekről származó populációkban is jelen volt (Riechert & Hedrick, 1993). *Agelenopsis pennsylvanica* késői juvenilis stádiumú pókoknál a kockázatvállalási hajlam és támadási hajlandóság (a préda megtámadásáig eltelt idő) közötti kapcsolatot figyeltek meg, mely kapcsolat korai juvenilis stádiumban, illetve laboratóriumban nevelt pókoknál nem állt fent, utalva ezzel arra, hogy a kapcsolat az egyedfejlődés során, adott környezetben alakult ki (Sweeney, Gadd, et al., 2013). *Philodromus albidus* esetében a kockázatvállalási hajlam és a támadási hajlandóság közötti kapcsolat amellet is fennállt, hogy a pókok nem voltak konzisztensek ezen két viselkedésük szintjének tekintetében a mérési időpontok között (Michalko et al., 2017). A társas viselkedésű fenotípussal is rendelkező *Anelosimus studiosus* esetében a más nőstényekkel kooperáló nőstényeket általánosan alacsonyabb agresszió (mind prédával, mind ragadozóval), aktivitás és kockázatvállalási hajlam jellemezte, mint aszociális fajtársaikat (Pruitt et al., 2008).

1. táblázat Korábbi viselkedéskökológiai vizsgálatok pókokkal (Araneae)

Vizsgált faj	Család	Vizsgált viselkedési kategóriák	Szerzők
<i>Agelenopsis aperta</i>	Agelenidae	kockázatvállalás /fajtársakkal szembeni agresszivitás	(Riechert & Hedrick, 1993)
<i>Agelenopsis pennsylvanica.</i>	Agelenidae	Prédával szembeni támadási hajlam/kockázatvállalás	(Sweeney, Gadd, et al., 2013)
<i>Zygiella x-notata</i>	Araneidae	Azonos nemű fajtársakkal szembeni agresszivitás/Kockázatvállalás	(Kralj-Fišer et al., 2017)
<i>Larinioides sclopetarius</i>			
<i>Nuctenea umbratica</i>			
<i>Anelosimus studiosus</i>	Theridiidae	Kockázatvállalás eltérő kontextusokban/támadási hajlam/szociális hajlam	(Pruitt et al., 2008)
<i>Lactrodectus hesperus</i>	Theridiidae	Kockázatvállalás eltérő kontextusokban	(Halpin & Johnson, 2014)
<i>Dolomedes triton</i>	Pisauridae	kockázatvállalás /Prédával szembeni támadási hajlam/párzás előtti kannibalizmus	(Johnson & Sih, 2005)
		Kockázatvállalás eltérő kontextusokban	(Johnson & Sih, 2007)
<i>Carrhotus xantogramma</i>	Salticidae	Aktivitás/kockázatvállalás/Prédával szembeni támadási hajlam	(Mezőfi et al., 2023)
<i>Phidippus clarus</i>	Salticidae	Aktivitás	(Sweeney, Cusack, et al., 2013)
<i>Portia labiata</i>	Salticidae	Agresszivitás/Kiszámíthatóság	(Chang et al., 2017)
<i>Cosmophasis umbratica</i>	Salticidae	Kockázatvállalás/Kiszámíthatóság	
<i>Philodromus cespitum</i>	Philodromidae	Aktivitás/kockázatvállalás/Prédával szembeni támadási hajlam (falánkság)	(Michalko et al., 2021)
<i>Philodromus albidus</i>	Philodromidae	Aktivitás/kockázatvállalás/Prédával szembeni támadási hajlam (falánkság)	(Michalko et al., 2017)

A viselkedési mutatók és a testi paraméterek között kapcsolat állhat fel. Mezőfi és szerzőtársainak (2023) vizsgálatában például a jobb kondícióban lévő *C. xanthogramma* pókok kockázatkerülőbbek voltak, Michalko és Řežucha (2018) vizsgálatában pedig a nagyobb méretű *Ph. cespitum* pókok nagyobb falánkságot mutatták.

Mint a legtöbb állatot, a pókokat is ivari dimorfizmus jellemzi: az ivarok eltérő morfológiai, élettörténeti és viselkedési jellemzőkkel rendelkeznek (Cordellier et al., 2020). Utóbbi tekintetében bizonyos fajoknál az ivarok között különbségeket találtak, például aktivitásuk szintjében (Sullivan & Morse, 2004) aktivitásuk napi ritmusában (Mezőfi et al., 2019), az azonos ivarú fajtársakkal szembeni agresszivitás (Kralj-Fišer et al., 2017) és kockázatvállalási hajlam mértékében (Mezőfi et al., 2023).

2.3.3 A személyiség jelentősége

Az, hogy egy faj egyedei konzisztensen eltérnek viselkedésükben, illetve, hogy eltérő viselkedések között kapcsolat áll fenn, befolyással lehet több ökológiai folyamatra. Ezeknek egy csoportját a ragadozó és zsákmány közötti kölcsönhatások alkotják (Sih et al., 2012). A különböző viselkedési típussal rendelkező egyedek eltérhetnek a zsákmányközösségre gyakorolt hatásuk erősségében (Sih et al., 2012), zsákmányspektrumuk szélességében (Michalko et al., 2021; Michalko & Pekár, 2014) és eredményességükben adott viselkedési típusú prédákkal szemben (Sweeney et al., 2013).

Az agresszívebb és nagyobb kockázatvállalási hajlammal rendelkező ragadozók gyakrabban és nagyobb intenzitással kerülnek kölcsönhatásba más fajokkal, így erősebb hatással vannak a zsákmányközösségekre (Sih et al., 2012).

Philodromus cespitum esetében az agresszívebb fenotípussal rendelkező egyedek hajlamosabbak voltak a nehezebben elejthető zsákmányállatok (a kísérletben tücskök) megtámadására, így szélesebb és diverzebb zsákmányspektrummal rendelkeztek kevésbé agresszív társaiknál (Michalko et al., 2021). Interspecifikus kompetíciónak kitéve az agresszívebb *Ph. albidus* egyedek pedig zsákmányméret tekintetében szélesebb zsákmányspektrummal rendelkeztek (Michalko & Pekár, 2014).

A ragadozó és a préda viselkedési típusa együttesen befolyásolhatja a köztük lévő kölcsönhatások erősségét, illetve kimenetelét (Sih et al., 2012). Sweeney és szerzőtársai (2013) *Phidippus clarus* pókokkal folytatott vizsgálatában az aktív fenotípussal rendelkező egyedek az inaktív, míg az inaktív egyedek az aktív zsákmányállatokkal (*Acheta domesticus*, Gryllidae) szemben voltak eredményesebbek. *Portia labiata* ragadozó és *Cosmophasis umbratica* préda

párosban pedig a ragadozó agresszivitása és a zsákmányállat kiszámíthatósága együttesen volt befolyással előbbi eredményességére (Chang et al., 2017).

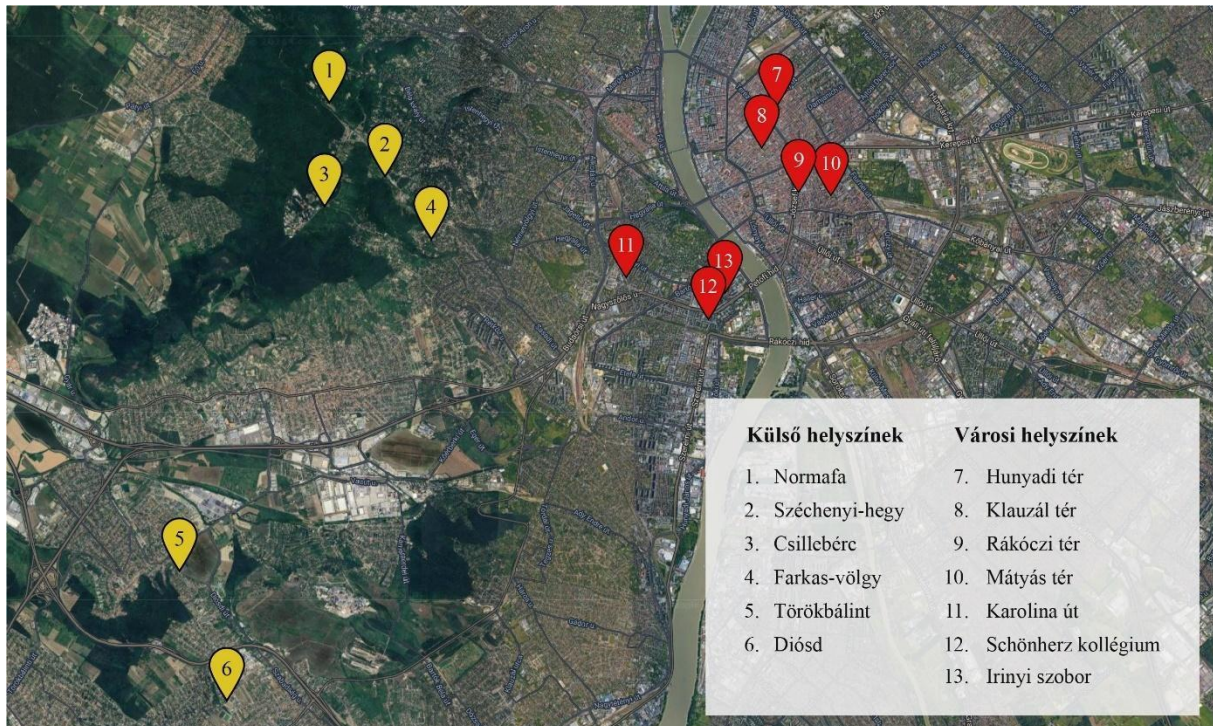
3 Anyag és módszer

3.1 Mintagyűjtés

3.1.1 Faunisztikai vizsgálat

Az urbanizáció a mezei juharfák pókközösségeire gyakorolt hatásának vizsgálatához egy korábban begyűjtött anyagot dolgoztunk fel. A gyűjtéseket Markó Viktor, Hári Katalin, Tóth Viktor és Saliga Rebeka végezte. A mintavételezés 2019 folyamán történt április végétől október végéig tíz alkalommal (4.30, 5.26, 6.17, 7.08, 7.31, 8.21, 9.10, 10.01, 10.14, 10.28), összesen 13 helyszínen (2. ábra, koordináták: 1. melléklet). Budapest belső kerületeiben hét – jellemzően magas (80%<) beépítettségű – helyszínről történtek gyűjtések. Ezek a Hunyadi tér, a Klauzál tér, a Rákóczi tér, a Mátyás tér, a Karolina út, a Schönherz kollégium és az Irinyi szobor (Lágymányosi utca). A hat – kis beépítettségű, természeteshez közeli – külső helyszín közül négy Budapest külső területein – a Normafán, a Széchenyi-hegyen, a Farkas-völgyben és a Csillebércen – kettő pedig az agglomerációban – Törökbálinton és Diósdon helyezkedett el. A gyűjtés mezei juharfáról (*Acer campestre* L.) történt helyszínenként három fa tíz-tíz ágának kopogtatásával, egy 70 cm átmérőjű kopogtatóernyő (és kopogtatórúd) segítségével. A gyűjtésből származó pókok feldolgozásukig (azonosítás és előtest mérése) 70%-os alkoholban voltak tartósítva. A pókok azonosításában konzulensem, Mezőfi László segített. Az egyedek azonosításához Nentwig és munkatársai (2024) által összeállított határozókulcsokat használtuk. Az identifikációt követően minden egyes egyed előtestének átmérőjét (a legszélesebb pontján) lemértük. Ehhez az egyedeket a mikroszkóp alá helyeztük úgy, hogy az alkohol a Petri-csészében az egyedteljesen ellepje. Ezt követően a mikroszkóp okulárjába illeszthető skáláról leolvastuk az előtest szélességét jelző értéket. A méréseket mindig ugyan azon nagyítás mellett végeztük, így a skálán 25 osztás számított mindig 1 mm-nek. Később az előtest szélességeket mm-re számítottuk át.

2. ábra A mintavételi helyszínek Budapest és környékének térképén



3.1.2 Viselkedési vizsgálatok

Minthogy juharfák lombkoronájában városon belül és kívül is a *Philodromus rufus* fajcsoportba tartozó egyedek alkották az egyik leggyakoribb csoportot, viselkedési vizsgálatainkhoz is ebbe a fajcsoportba tartozó egyedeket gyűjtöttünk. Ezen egyedeket kopogtatással gyűjtöttük be különböző cserjékről és fákról. A begyűjtéskor minden egyedet külön fiolába helyeztünk el, melyet vattával zártunk le. A gyűjtés két hullámban történt:

1. 2022.04.21 – 33 pók, Feneketlen-tó
2. 2022.04.27 – 30 pók, Feneketlen-tó, Villányi út menti villamosvonal sövénye

Az első alkalommal gyűjtött pókokat a következő gyűjtésig hűtőben (~ 4°C) tároltuk.

3.2 A pókegyedek előkészítése a viselkedési tesztekhez

A begyűjtésüket követően az egyedeket a Rovartani Tanszék viselkedésökológiai laboratóriumába szállítottuk, majd ott a pókok külön-külön Petri-csészékbe kerültek. Ezek oldala előzőleg fehér szigetelő szalaggal lett bevonva, azt megakadályozandó, hogy a pókok egymásról vizuális ingereket kapjanak a vizsgálat és a nevelés során. Ezután minden pók külön azonosítót kapott, majd átlátszatlan tálcán klímaszekrénybe (Memmert) került, ahol állandó hőmérsékleten (~20 °C), nappalhosszon (16 h megvilágítás; 8 h sötét) és páratartalmon (~80%)

folyt tovább a nevelésük kifejlett stádiumig. Ehhez rendszeres időközönként (hetente 2 alkalommal) vizet és táplálékot (egyedenként 3 darab élő, röpképtelen *Drosophila hydei*) helyeztünk a Petri-csészékbe. Az etetésekkel együtt a levedlett kültakarókat is eltávolítottuk. A vizsgálatok akkor kezdődhettek, mikor elegendő kifejlett egyed állt rendelkezésre. Miután ez adott volt, a pókokat szexáltuk, majd a Petri-csészéket kitakarítottuk, amibe ezután visszakerültek a pókok. A vizsgálatokban végül 29 hím és 27 nőstény vett részt, azonban az elemzésekben a nőstények száma 25-re csökkent: egy egyed megszökött az etetések során, egyről pedig kiderült, hogy valójában a *Ph. albidus* fajhoz tartozik. A megfelelő követhetőség céljából mindegyik Petri-csésze végleges helyet kapott a tálcáján, melyekre minden elvétel után visszakerültek. A vizsgálat során három tálcát használtunk, melyek közül kettőre 22, a harmadikra pedig 12 egyed került. Ezek után táplálékot már csak a vizsgálatok keretében kaptak, vizet pedig a vizsgálatok között. Az első vizsgálatig, majd a vizsgálatok között a pókok a korábban említett klímaszékénybe kerültek vissza, ahol állandó körülmények között tartottuk őket (lásd feljebb).

3.3 Viselkedési tesztek

A tesztek során a pókok viselkedéséről – későbbi feldolgozás céljából – videofelvételek készültek. Ehhez a Petri-csészéket tartalmazó tálcákat egy rögzített kamera (Panasonic HC-X920 HD) alá helyeztük. Mindegyik tesztípust három alkalommal végeztük el egy-egy hét különbséggel, folytatólagosan: az aktivitás és a kockázatvállalás mérését mindig egymást követően ugyanazon a napon, míg a támadási hajlandóság/falánkság mérését jellemzően az előbbieket követő napon. A tesztek közötti időben kitisztítottuk a Petri-csészéket, illetve ivóvizet biztosítottunk a pókoknak. A pókok a támadási hajlandóság tesztelése során kapott három muslicán kívül nem kaptak egyéb táplálékot. A tesztek közötti időben elhullott egyedeket 70%-os alkoholban tartósítottuk. Az utolsó tesztet követően a pókokat 70%-os alkoholban konzerváltuk, majd mikroszkóp alatt egyenként fényképek készültek róluk. A méreteiket – az előtest szélességét, utótest szélességét és hosszát, illetve a második pár láb combizének hosszát – digitálisan mértük meg ezen fényképek alapján a Fiji nevű alkalmazás segítségével. A mért értékekből kiszámítottuk az utótest hozzávetőleges alapterületét [$\pi * (\text{utótest szélesség}/2) * (\text{utótest hossz}/2)$] és számszerűsítettük az egyedek kondícióját is (utótest alapterület/előtest szélesség). A kondíció esetében a nagyobb érték jelzi a jobb kondíciót → azaz az utótest nagyobb mérete az előtest méretéhez viszonyítva jobb kondícióra utal.

3.3.1 Aktivitás ismert környezetben

Az aktivitás teszt első lépéseként a pókok a klímaszekrényből tálcával együtt a kamera alá kerültek. A viselkedési teszteket egy légkondicionált helyiségben végeztük, ahol a hőmérsékletet a vizsgálatok során igyekeztünk a klímaszekrényhez hasonló szinten tartani. A felvétel elindítását megelőzte 10 perc várakozás. Ennek célja egyrészt a klímaszekrénytől valamelyest eltérő körülményekhez való akklimatizáció, másrészt a megelőző mozgatás esetleges torzító hatásának kiiktatása. A várakozási idő után elkészítettük a felvételt. A várakozás, illetve a felvétel ideje alatt a pókokat nem mozgattuk. A pókok a teszt során alapvetően keveset mozogtak, ezért a felvételek kiértékelése során csak azt figyeltük, hogy a felvétel kezdete (0:00) és vége (0:30) között az egyes egyedek változtatták-e a helyüket, vagy sem. Így minden egyes egyed „aktív” vagy „inaktív” besorolást kapott.

3.3.2 Kockázatvállalás

Közvetlenül az aktivitás teszt után teszteltük a pókok abiotikus, potenciálisan veszélyt jelentő fizikai ingerre adott viselkedési reakcióját. Ezért úgynevezett standardizált “ijesztésnek” vetettük alá az egyedeket. Az ijesztés a tálca óvatos függőleges irányba történő megemeléssel (~5 cm) majd hirtelen leejtésével történt ügyelve arra, hogy a folyamat során a Petri-csészék a helyükről ne mozduljanak el. A pókok válaszreakciójáról 10 perc hosszúságú felvétel készült. A 10 perc leteltét követően a tesztet megismételtük. A teszt mögött az a feltételezés állt, hogy a bátor egyedek hamarabb mozdulnak el (azaz térnek vissza a természetes tevékenységükhöz) az ijesztést követő 10 percen belül, mint a félénkebb egyedek. A kiértékelés során feljegyeztük, hogy az egyes pókok az ijesztéseket követő 10 perces időintervallumban megváltoztatták-e ijesztéskori pozíciójukat. Így az egyes pókokat a „bátor”, illetve a „félénk” kategóriák valamelyikébe tudtuk sorolni. Közvetlenül az ijesztésre adott reakcióként néhány pók – olykor másodpercekig tartó – heves mozgással reagált (pánik). A kiértékelés során itt kezdeti helynek azt tekintettük, ahol ezt követően megálltak.

3.3.3 Támadási hajlandóság

A pókok prédával szembeni támadási hajlandóságát mindig a másik két tesztet követő napon végeztük. Ezen teszt során minden egyes pók három röpképtelen muslicát kapott, majd addigi helyére került vissza a tálcára. A zsákmányejtés folyamatát 30 percen keresztül videokamerán rögzítettük. Azokat az egyedeket tekintettük falánkabbnak, melyek 30 perc alatt több muslicát ejtettek el. A felvételekből kiértékelésre került a 30 perc alatt elejtett muslicák

száma (falánkság), illetve az elejtésükig eltelt idő (támadási hajlandóság). A felhasznált muslicák a három nappal később esedékes tisztításkor kerültek ki a pókok mellől.

3.4 Statisztikai elemzések

A statisztikai elemzéseinket R statisztikai környezetben (R Core Team, 2023) végeztük, a dolgozatban bemutatott táblázatok és diagramok pedig szintén az előbbi, vagy a Microsoft Excel programmal készültek.

3.4.1 Urbanizációs-faunisztikai vizsgálat

Mind az egyes helyszínekre (összesen 13), mind a két helyszíncsoportra (városon belüli és kívüli csoport) vonatkozóan kiszámítottunk három, a biodiverzitás mértékét tükröző mutatót: a fajgazdagságot, a Simpson index komplementer változatát (1-D) és a Shannon indexet (H'). A fajgazdagság az adott közösséget alkotó fajok számát takarja. A két index a fajok számán túl eltérő módon veszi figyelembe azok relatív gyakoriságát is. Értéküket a fajszám és az együttes egyenletessége együttesen határozza meg: a 0 és 1 közé eső Simpson index annál közelebb esik 1-hez, míg a Shannon index alapvetően annál magasabb, minél több fajból áll és minél egyenletesebb az adott együttes (Magurran, 2004). A pókegyüttesek szerkezeti hasonlóságának városon belüli és kívüli helyek szerinti összehasonlítását nem metrikus többdimenziós ordináció segítségével vizsgáltuk/jelenítettük meg. A mutatókat és az ordinációt a *vegan* R csomag (Oksanen et al., 2022) használatával számítottuk ki, illetve készítettük el.

A különböző helyszínekről származó pókok előtest szélességeinek összehasonlítása a normalitás feltételének teljesülése esetében t-teszttel, annak hiányában Wilcoxon-teszttel történt.

3.4.2 Viselkedésökológiai vizsgálatok

Az ivarokat, illetve a binárisra alakított viselkedési kategóriákat a testi paraméterekkel (előtest szélessége, második láb combizének hossza, utótest területe, kondíció) t-teszt segítségével vetettük össze, míg az elejtett muslicák mérésenkénti átlagát Wilcoxon teszttel hasonlítottuk össze a mérések között.

A viselkedés mérések közötti konzisztenciáját, azaz a teljes variancia egyedek közötti varianciának tulajdonítható hányadát, az *rptR* R csomag segítségével határoztuk meg (Stoffel et al., 2017).

A viselkedési szindrómák meglétének vizsgálata során az aktivitás, a kockázatvállalási hajlam és a falánkság (bináris változók) közötti kapcsolat erősségének tesztelését a Phi

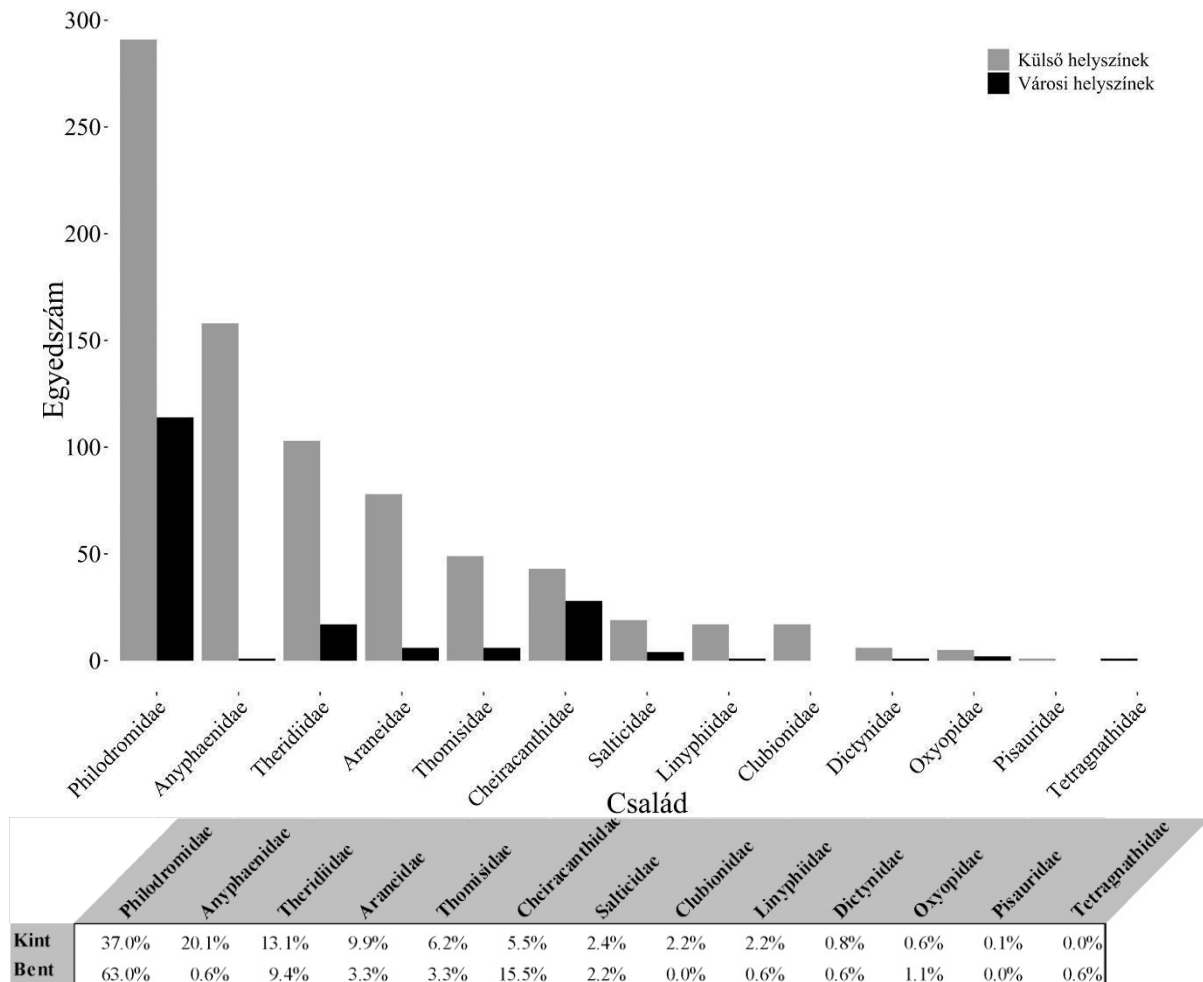
koefficiens és 95%-os konfidencia intervallumának számításával végeztük Az aktivitás és a kockázatvállalási hajlam (bináris változók) és a támadási hajlandóság (első préda elejtésének ideje, folytonos változó) közötti kapcsolat erősségét pedig a Pearson korrelációs együttható speciális változatával, az úgynevezett *point-biserial* (r_{pb}) korrelációs koefficiens kiszámításával értékeltük.

4 Eredmények

4.1 Juharfák póknépsége városon belül és kívül

Összesen 975 egyedet gyűjtöttünk be, a külső helyszíneken 793, míg a belsőkön 182. Az egyedek közül 700 *juvenilis* stádiumú volt, a városon kívül gyűjtött egyedek 70,7%-a (561), a városban gyűjtöttek 76,4%-a (139). 168 egyed volt *szubadult* stádiumú, a városon kívüliek 17,4%-a (138), a városiaknak pedig 16,5%-a (30). A maradék 97 egyed *adult* volt: a városon kívüliek 10,7 %-a (85), a városiaknak pedig 6,6 %-a (12).

3. ábra A begyűjtött pókok családonkénti egyedszáma és relatív gyakorisága a városi, illetve külső területeken



A begyűjtött pókok 13 családból kerültek ki (3. ábra). Egyedszám tekintetében a Philodromidae család képviselői bizonyultak a leggyakoribbnak mind a külső, mind pedig a belső mintavételi helyeken. A család minden begyűjtött egyede a *Philodromus* nembe tartozott. A külső helyszínek esetében az összes fogott egyed 37%-a ebből a családból, illetve nemből

került ki. A városiak esetében dominanciájuk még jelentősebb, a teljes fogott egyedállomány 63%-a a Philodromidae családba tartozott (3. ábra). A család helyszínenkénti relatív abundanciája kint 21,5% (Törökbálint) és 44,3% (Farkas-völgy), bent pedig 43,6% (Karolina út) és 80,8% (Mátyás tér) között mozgott.

A leggyakoribb családot követően a sorrend a két helyszíncsoport esetében élesen különbözik. Kint a dominanciasorrend második helyén az az az Anyphaenidae család állt, mivel a gyűjtött egyedek 20.1%-a ide tartozott, ugyanakkor a benti helyszínek esetén ez a család szinte hiányozott, mindössze 1 egyed került elő. A családból mindegyik egyed az *Anyphaena accentuata* fajhoz tartozott. A külső helyszíneken harmadik leggyakoribb csoport a Theridiidae család volt (13.1%), melyet kint legalább kilenc faj képviselt és a leggyakoribb taxonok innen a *Theridion* sp., *Dipoena melanogaster* és *Heterotheridion nigrovariegatum* voltak. A Theridiidae családot a dominanciasorrendben az az Araneidae követte (9.9%), ahol az egyedek döntő többségét (87%-át) az *Araniella* nem képviselői tették ki.

A városi helyszínek esetén szubdominánsnak a Cheiracanthidae (15.5%) és a Theridiidae (9.4%) család képviselői bizonyultak. Városon belül pedig a negyedik és ötödik leggyakoribb csoport az Araneidae és a Thomisidae családok voltak, melyek részaránya az együttesen belül külön-külön már csak 3.3% volt.

Az öt leggyakoribb taxon (faj, fajcsoport vagy nem) együttes relatív abundanciája a külső helyszínek esetén 71.3%, míg a városi helyszínek esetén 85% volt (2.táblázat).

2. táblázat A leggyakoribb fajok, illetve genusok relatív abundanciája (és egyedszáma) a városi és a külső helyszíneken

Külső helyszínek		Városi helyszínek	
	relatív abundancia		relatív abundancia
<i>Philodromus aureolus</i> gr.	27.7% (212)	<i>Philodromus aureolus</i> gr.	33.3% (60)
<i>Anyphaena accentuata</i>	20.6% (158)	<i>Philodromus rufus</i> gr.	28.9% (52)
<i>Araniella</i> sp.	8.9% (68)	<i>Cheiracanthium</i> sp.	15.5% (28)
<i>Philodromus rufus</i> gr.	8.5% (65)	<i>Anelosimus vittatus</i>	3.9% (7)
<i>Cheiracanthium</i> sp.	5.6% (43)	<i>Araniella</i> sp.	3.3% (6)
egyéb fajok	28.7% (220)	egyéb fajok	15.0% (27)

A begyűjtött egyedek összesen 44 fajból és emellett 7 további nemből kerültek ki, azaz a mezei juhar lombozatlakó pókeggyüttesének fajgazdagsága legalább 51 fajra tehető. Így a külső helyszínekről összesen legalább 48 fajt, míg a városiakról 20 fajt tudtunk azonosítani (3. táblázat). Emellett mind a Simpson, mind a Shannon diverzitási index értékek nagyobbak a külső helyszíneken (3. táblázat). A juvenilis alakok morfológiai bélyegek alapján több esetben nem voltak faj szinten meghatározhatók, így ezen egyedek az elemzésekben csak nemként

(genus) szerepelnek. Ebből kifolyólag a minták valós fajgazdagsága feltehetően valamivel nagyobb a dolgozatban közltekénél.

A helyszínenkénti fajgazdagág a külső helyszíneken 14 (Diósd) és 29 (Törökbálint) között, míg a városi helyszíneken 5 (Rákóczi tér) és 8 (Hunyadi tér, Irinyi szobor és Schönherz kollégium) között mozgott. A külső helyszínek külön-külön számított diverzitási mutatói az esetek többségében magasabbak a legmagasabb benti helyszínénél (Irinyi szobor). Azonban a két legkisebb diverzitású külső helyszín, a Csillebérc és a Normafa Simpson mutatója alacsonyabb a két legmagasabb diverzitású városi Simpson mutatójánál. A Csillebércet és a Normafát a három leggyakoribb taxon többi külső helyszínhez képesti nagyobb dominanciája jellemzi (3.táblázat).

3. táblázat Fajgazdagság és diverzitás a különböző mintavételi helyszíneken

	Helyszínek	Fajgazdagság	Simpson (1-D)	Shannon (H')	Domináns taxonok aránya*
Városon belül	Rákóczi tér	5	0.71	1.33	88%
	Mátyás tér	6	0.65	1.22	88%
	Karolina út	7	0.81	1.69	74%
	Klauzál tér	7	0.79	1.6	75%
	Hunyadi tér	8	0.77	1.63	79%
	Irinyi szobor	8	0.82	1.76	71%
	Schönherz kollégium	8	0.69	1.47	81%
		20	0.78	1.92	78%
Városon kívül	Diósd	14	0.88	2.22	53%
	Csillebérc	18	0.78	1.94	72%
	Farkas-hegy	19	0.86	2.28	57%
	Széchenyi-hegy	19	0.84	2.15	65%
	Normafa	21	0.79	2	71%
	Törökbálint	29	0.91	2.66	45%
		48	0.86	2.5	57%

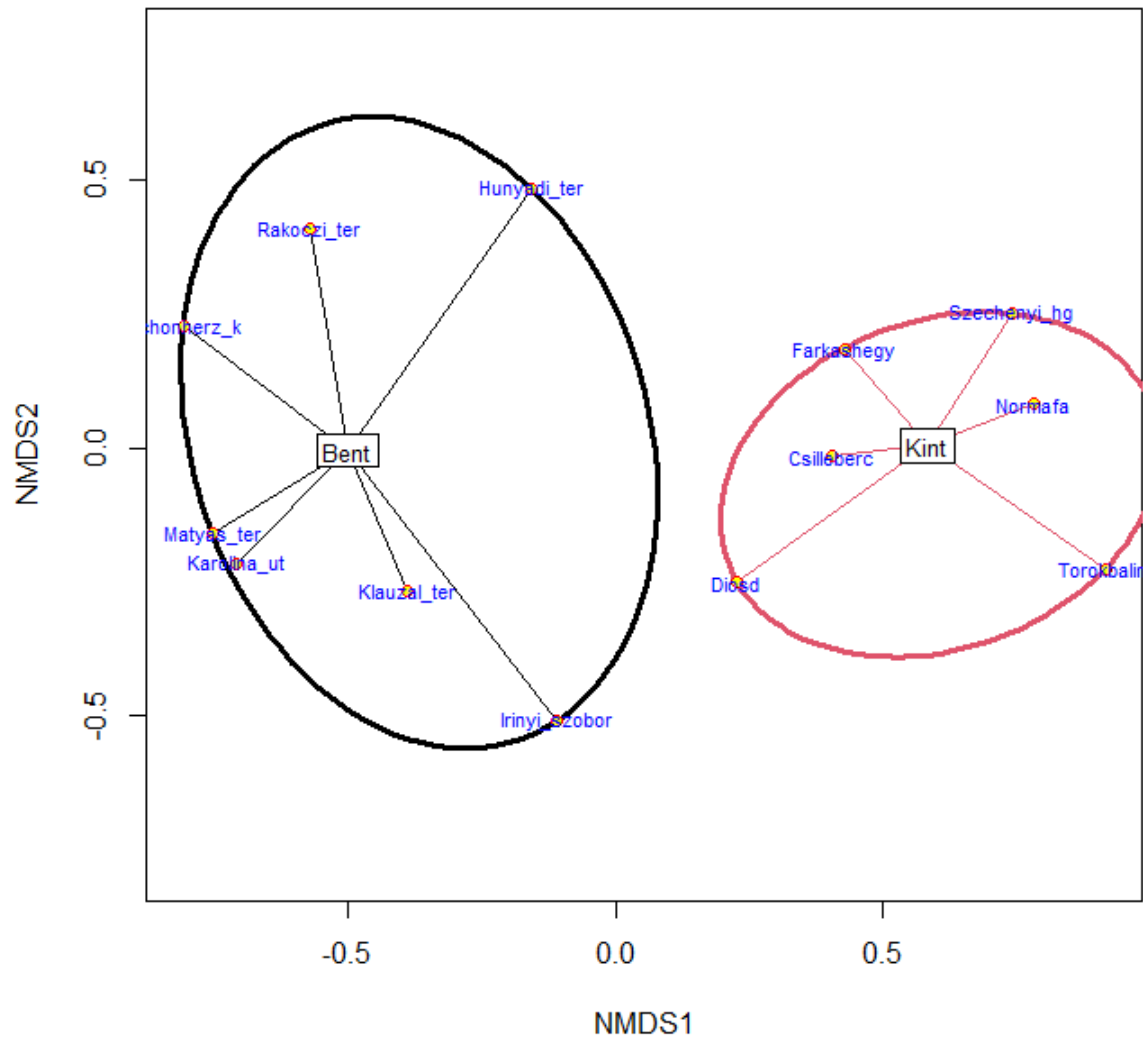
*Domináns taxonok aránya: a három leggyakoribb taxon relatív abundanciájának összege

A gyűjtött mintában 28 olyan taxon volt, melyek csak városon kívül voltak jelen. Ezek többsége kint is alacsony (1% alatti) relatív abundanciájú. Néhány azonban a gyakoribbak közé sorolható. Ezek a *Diaea* sp., a *Clubiona* sp., a *Pistius truncatus*, a *Linyphia triangularis*, a *Synema globosum* és a *Macaroeris nidicolens*.

A városi helyszíneken mindössze három olyan taxon került elő, mely kint nem volt jelen ezek, az *Anelosimus vittatus*, *Mermessus trilobatus* és a *Tetragnatha* sp. Az *Anelosimus vittatus* három városi helyszínen (Mátyás tér, Karolina út, Schönherz kollégium) is feltűnt. Az egy darab *Tetragnatha* sp. juvenilis stádiumú volt, a pontos faj meghatározása nem történt meg. Az inváziós és idegenhonos *Mermessus trilobatus* fajból egy adult hím egyed került begyűjtésre.

Az ordinációs ábrán jól látszik, hogy juharfák lombkoronájában kialakuló pókegyüttesek összetétele jelentősen eltér városon belül és kívül (4. ábra).

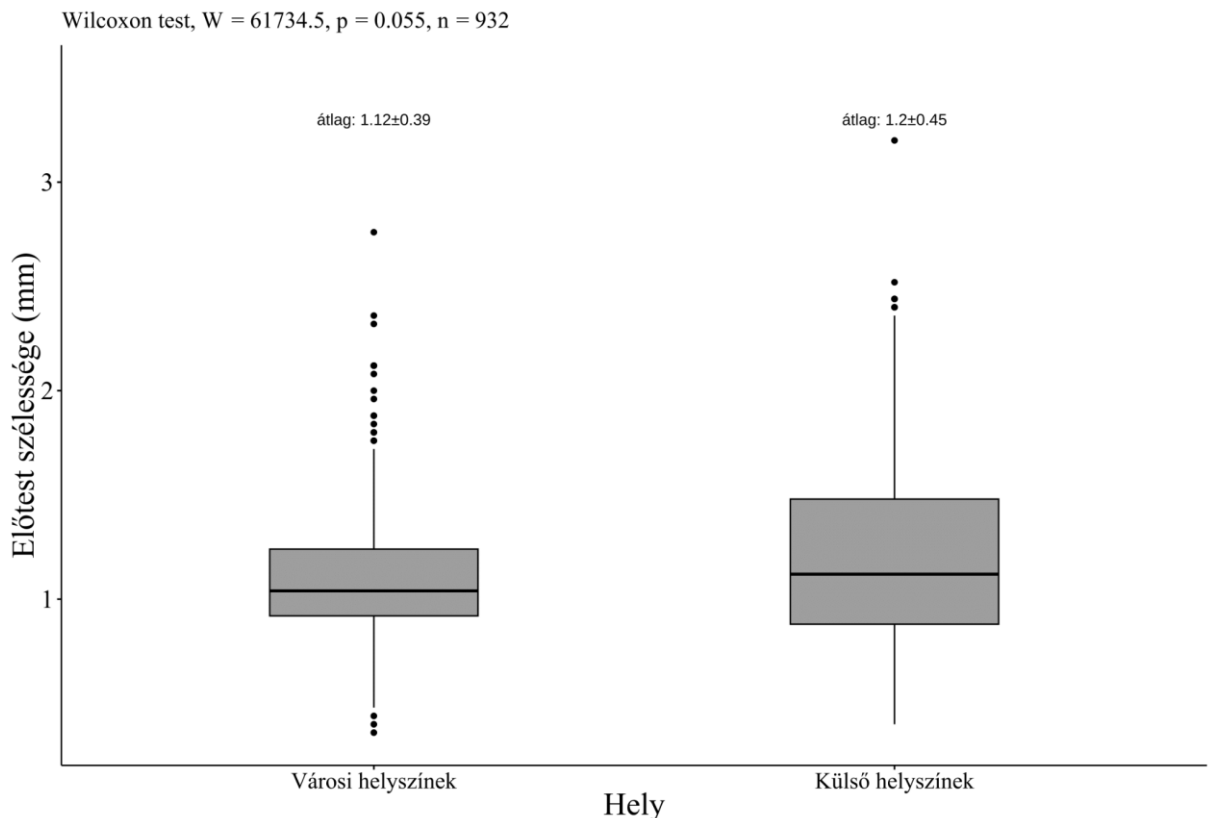
4. ábra Juharfák lombkoronájából gyűjtött póknéesség nem metrikus többdimenziós ordinációja (Bray-Curtis távolságindex alapján). Kint = külső helyszínek; Bent = városon belüli helyszínek. Stressz = 0,1271



4.2 Méretkülönbségek városi és külterületeken

Az összes begyűjtött pókot figyelembe véve a városon kívüli és a városi pókok előtestszélessége közötti különbség marginálisan szignifikáns ($p=0.055$) volt, a városon kívüli helyszíneken átlagban kicsit nagyobbak voltak a gyűjtött egyedek (5. ábra).

5. ábra A begyűjtött pókok előtestszélességének alakulása városon kívüli és városon belüli juharfák lombkoronájában

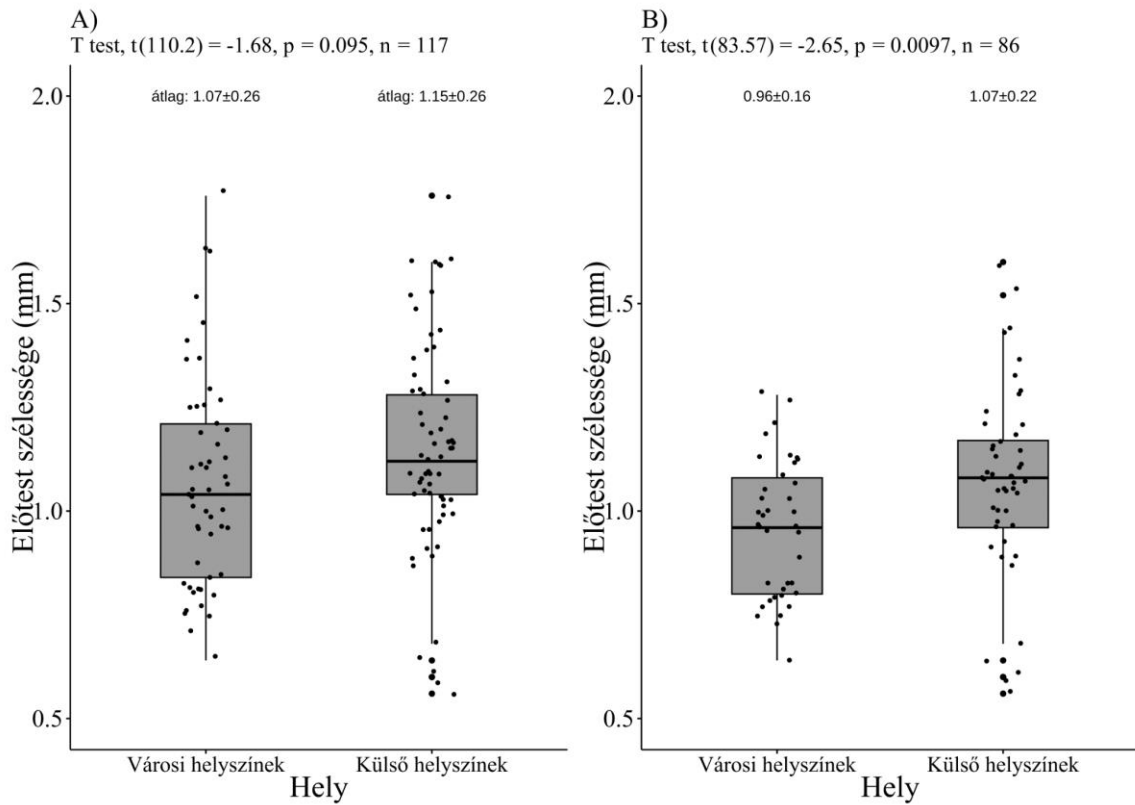


A *Philodromus aureolus* és a *Philodromus rufus* fajcsoport mind a külső mind a városi helyszíneken nagy egyedszámban volt jelen, ami lehetővé tette, hogy az előtest szélességeket ezen csoportok esetén is összevegyessük.

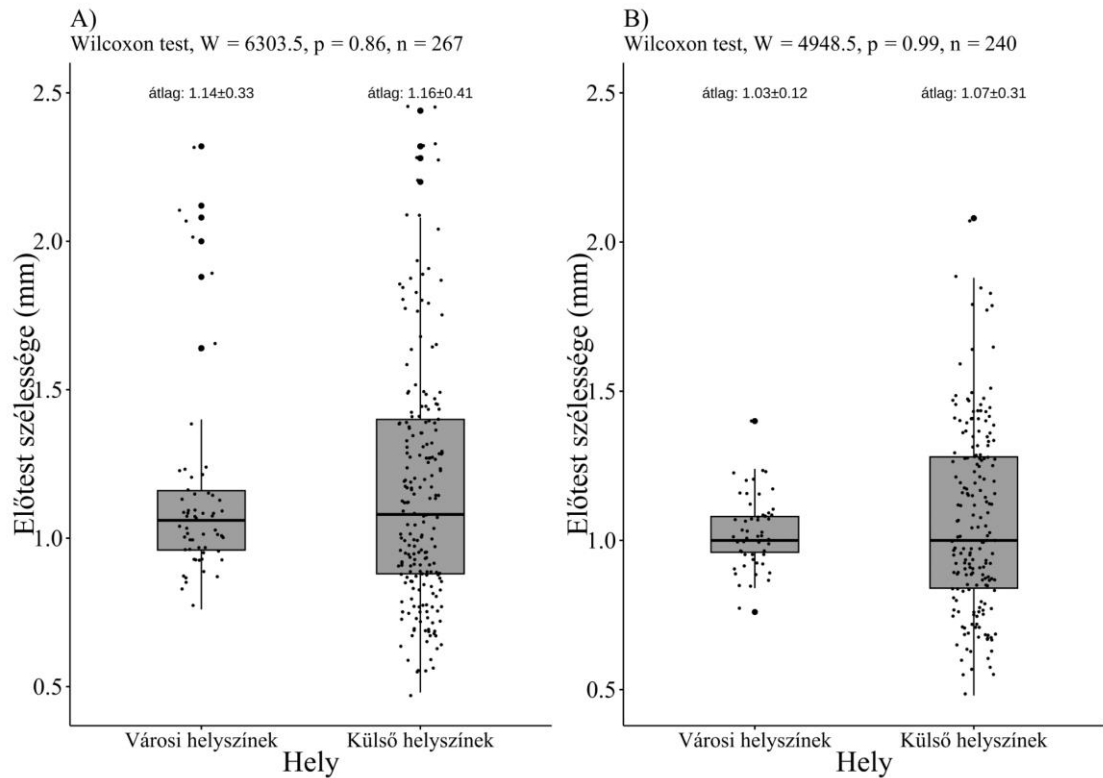
Minden fejlődési stádiumot figyelembe véve a *Philodromus rufus* fajcsoportba tartozó pókok előtest szélessége csak marginálisan különbözött a városon kívüli és belüli helyszínek között (6. ábra, A), a városon kívüli helyszíneken jellemzően nagyobbak voltak a begyűjtött egyedek. Kizárólag a juvenilis alakokat figyelembe véve a külső területeken fogott egyedek előtestszélessége viszont átlagban szignifikánsan nagyobb volt (6. ábra, B).

A *Philodromus aureolus* fajcsoport esetén a különbség nem szignifikáns sem az összes fejlődési stádiumot (7. ábra, A), sem csak a juvenilis alakokat figyelembe véve (7. ábra, B).

6. ábra A *Philodromus rufus* fajcsoportba tartozó egyedek előtestszélességének alakulása a városon belüli és városon kívüli helyszínek esetén, A) összes stádium, B) juvenilis stádium



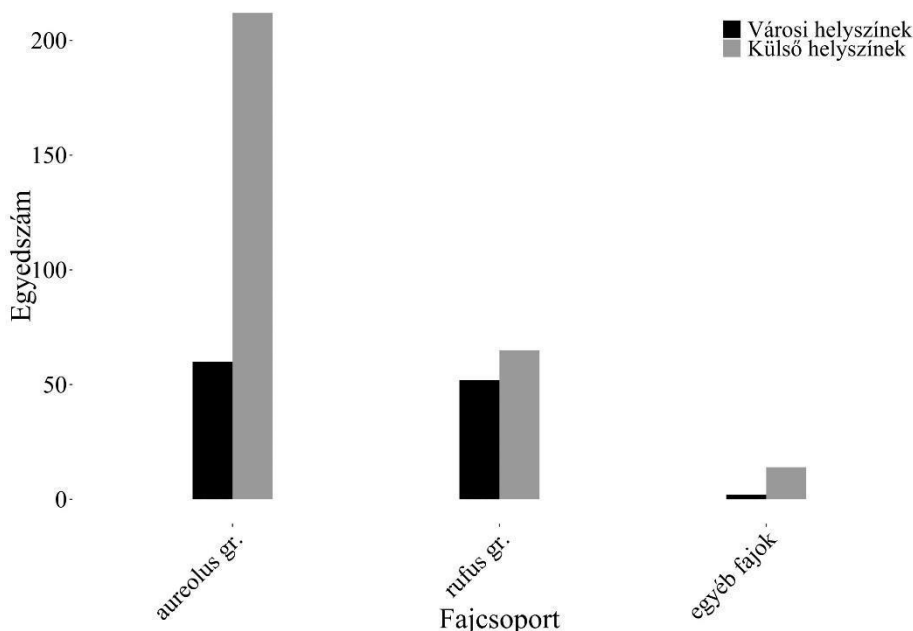
7. ábra A *Philodromus aureolus* fajcsoportba tartozó egyedek előtest szélességének alakulása a városon belüli és városon kívüli helyszínek esetén, A) összes stádium, B) juvenilis stádium



4.3 A *Philodromus* spp. Budapest közterületein

A Philodromidae családból a begyűjtött pókok mindegyike a *Philodromus* nembe tartozott, ezen belül döntő többségük az *aureolus* vagy a *rufus* fajcsoportba. Budapesten kívül az Philodromidae egyedek 72.9%-a az *aureolus* csoportból került ki, 22.3%-a a *rufus* csoportból. Utóbbi csoport városi egyedszáma alig kisebb a külső helyszínekénél, annak ellenére, hogy a teljes fogott egyedszám a városi mintában kevesebb, mint negyede a külső helyszínekének. Így a városi mintában a *rufus* csoport családon belüli részaránya közelít az *aureolus* csoportéhoz: már 45.6% az utóbbi 52.6%-os aránya mellett (8. ábra).

8. ábra *Philodromus* fajcsoportok egyedszáma és részaránya a *Philodromus* nemben belül



Fajcsoport	Városi helyszínek	Külső helyszínek
<i>aureolus gr.</i>	52.6% (60)	72.9% (212)
<i>rufus gr.</i>	45.6% (52)	22.3% (65)
egyéb fajok	1.8% (2)	4.8% (14)

A *rufus* fajcsoport minden helyszínen képviseltette magát. A fajcsoportot két faj alkotja, a *Philodromus rufus* és a *Ph. albidus* (Nentwig et al., 2024). Mindkét faj szerepelt a begyűjtött egyedek között, azonban a 31 adult, illetve szubadult közül csak egy volt *albidus*, így feltételezhetően a maradék 86 juvenilis egyed döntő többsége a *rufus* fajhoz tartozik. A teljes gyűjtés mindössze 12 adult *rufus* egyedet tartalmaz, azonban ebből 11 az áprilisi vagy májusi gyűjtés során lett begyűjtve. A juvenilis alakok a gyűjtési időszak második felében (júliustól) jelentek meg.

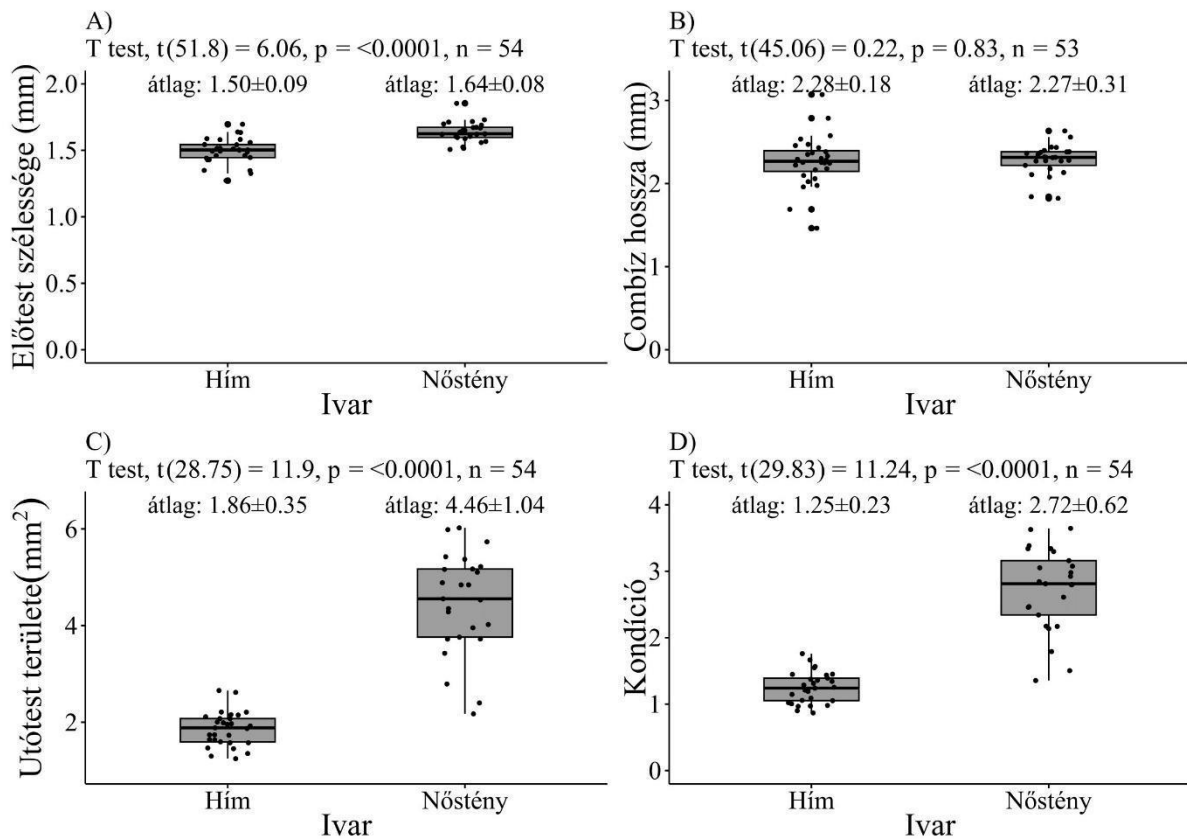
Az *aureolus* csoport szintén minden helyszínen jelen volt. Egyedszám tekintetében már jelentősebb különbség mutatkozik a városi és a külső kerületek között, mint a *rufus* esetében. Mindazonáltal a csoport a városban is a leggyakoribb taxon. Az egyedek közül mindössze kilenc volt adult. A kinti öt adult három fajból került ki: *Ph. longipalpis*, *Ph. cespitum* és *Ph. praedatus*. A benti négy mindegyike *Ph. longipalpis*.

4.4 Viselkedésökológiai vizsgálatok *Philodromus rufus* egyedekkel

4.4.1 Ivar és testméret

A viselkedési tesztekben részt vevő hím és nőstény pókok méreteit (előtest szélessége, második láb combizének hossza, utótest területe), illetve kondícióját (az utótest területének és az előtest szélességének hányadosa) statisztikai módszerekkel hasonlítottuk össze.

9. ábra A viselkedési vizsgálatokban részt vevő *Philodromus rufus* egyedek A) előtest szélessége, B) második pár láb combizének hossza, C) utótest területe, D) kondíciója; nőstények: N = 25, hímek: N = 29



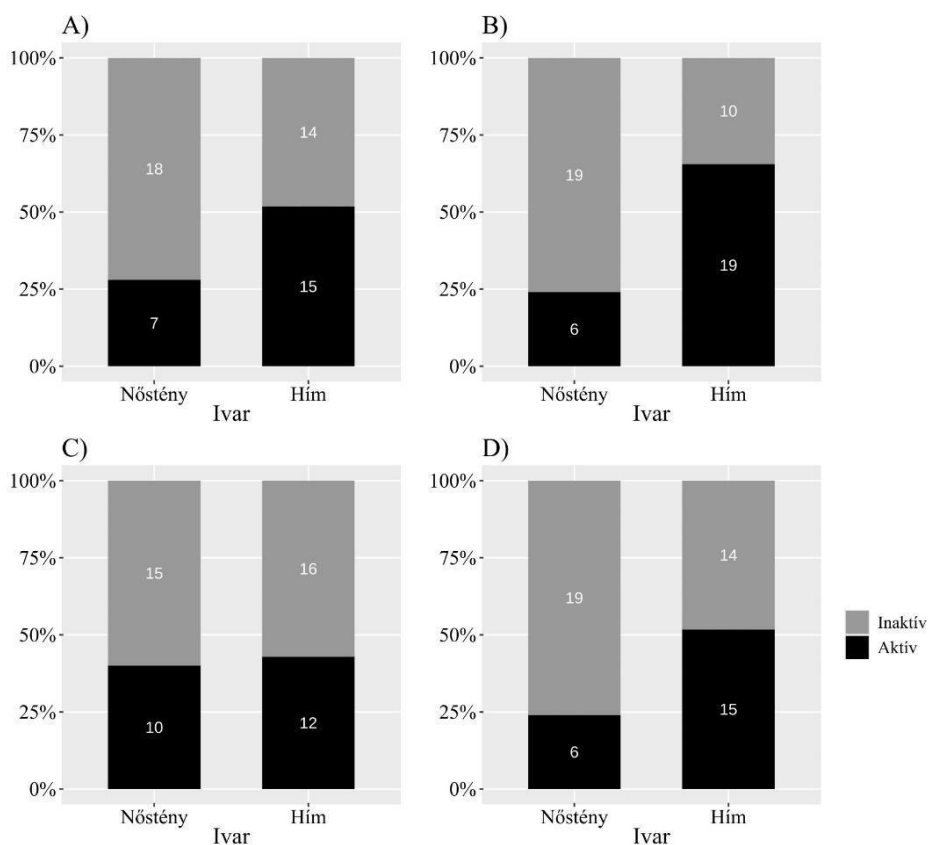
Az előtest esetében a vizsgálatban részt vevő nőstények és hímek közötti különbség szignifikáns; a nőstények elsőteste szélesebbnek bizonyult (9. ábra, A). Ezzel szemben a második láb combizének hossza tekintetében az ivarok között nincs szignifikáns különbség (9. ábra, B). A nőstények utótestének területe lényegesen nagyobb volt a hímekénél (9. ábra, C), és ezzel összefüggésben kondíciójuk is jobbnak bizonyult (9. ábra, D).

4.4.2 Ivar és viselkedés

A faj vizsgálatban részt vevő egyedei összességében kismértékű aktivitást mutattak. Többségük a tesztek 30 perces ideje alatt nem mozdult el a kezdeti helyéről (10. ábra). Elsődlegesen ez volt az oka annak, hogy az adatok elemzése során végül csak az elmozdulás ténye vettük figyelembe.

A mérések során a hímek voltak azok, amelyek közül többen mozdultak el a helyükről (10. ábra, A, B, C). Összesítve a mérések során mutatott aktivitást a 29 hím egyedből 15 bizonyult „aktívnek”, míg a nőstények esetében 25 egyedből csupán hat (10. ábra, D).

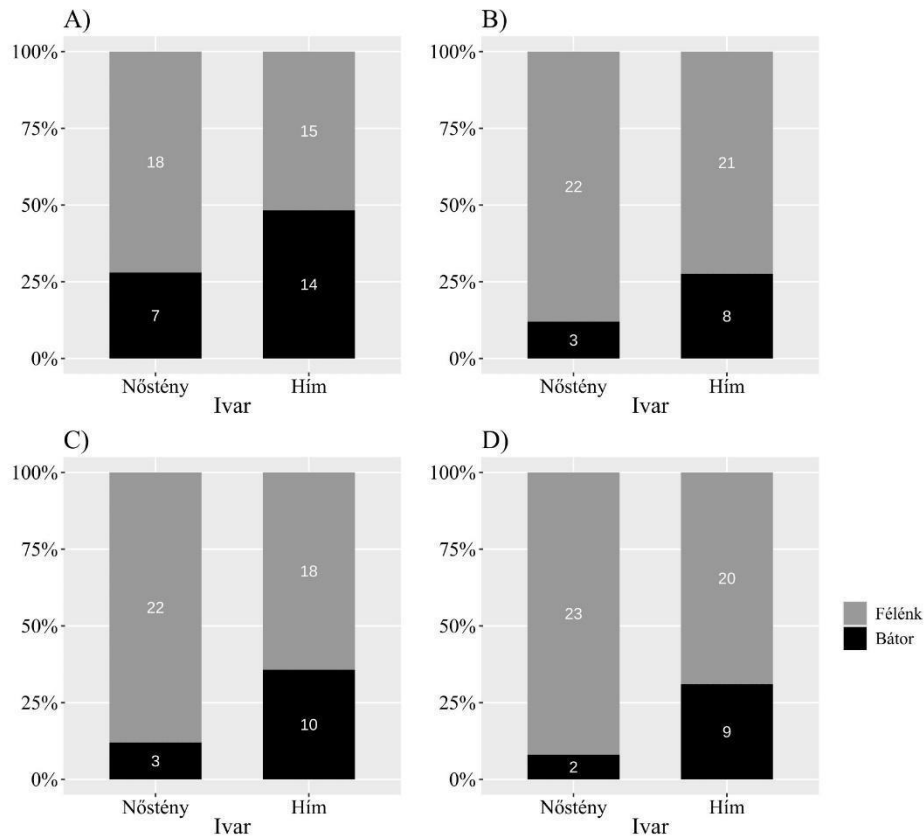
10. ábra *Philodromus rufus* pókok megoszlása aktivitás szerint; A) első mérés, B) második mérés, C) harmadik mérés D) összesített aktivitás (Aktív = legalább két mérés során aktív, Inaktív = legalább két mérés során inaktív); a mérések között eltelt idő: 7 nap; nőstények: N = 25, hímek: N = 29



A kockázatvállalási hajlam tekintetében hasonló mintázat volt megfigyelhető. A tesztet (standardizált ijesztés) minden mérés során egymást követően kétszer végeztük el. A pókok *bátor* vagy *félénk* besorolást kaptak aszerint, hogy elmozdultak-e a két teszt valamelyikében, vagy sem. A pókok többsége a két teszt egyikében sem mozdult el az ijesztést követő tíz percen belül, de a hímek között minden mérés során több volt az elmozduló egyed, mint a nőstények

között (11. ábra, A, B, C). Utóbbiak között mindössze két egyed volt, amelyik legalább két mérés során “bátornak” volt mondható, szemben a hímek kilenc egyedével (11. ábra, D).

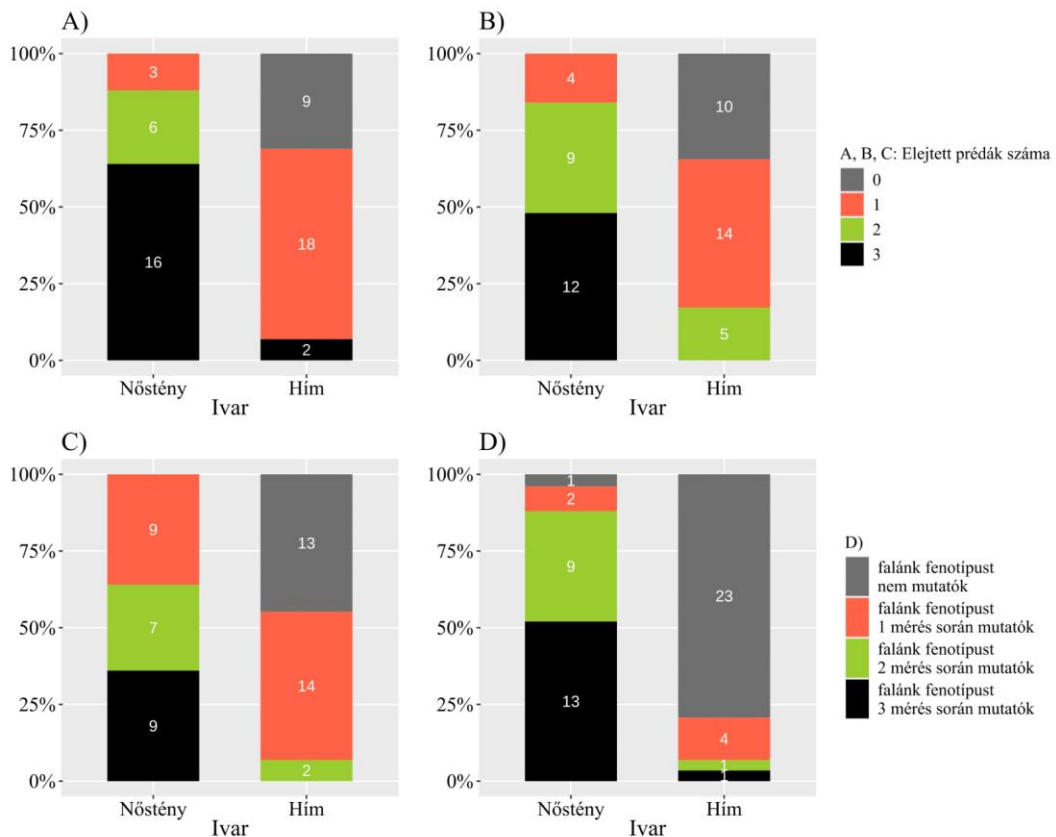
11. ábra *Philodromus rufus* pókok megoszlása kockázatvállalási hajlam szerint; A) első mérés, B) második mérés, C) harmadik mérés D) összesített kockázatvállalási hajlam: Bátor = legalább két mérés során elmozdult, Félénk = legalább két mérés során nem mozdult; a mérések között eltelt idő: 7 nap; nőstények: N = 25, hímek: N = 29



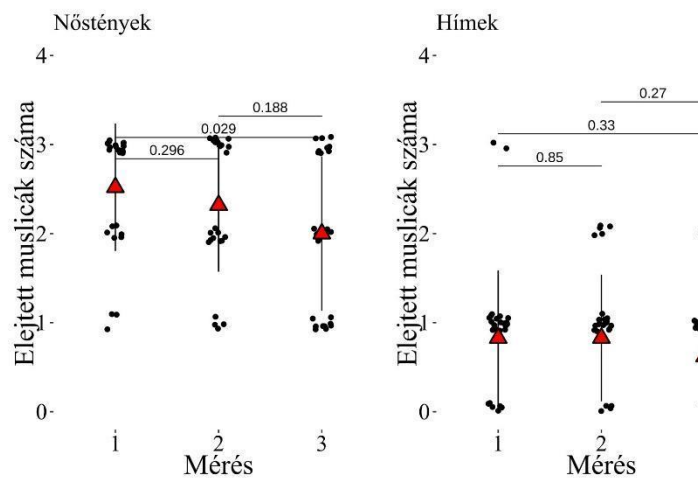
A tesztek során a nőstények bizonyultak falánkabbnak (12. ábra). Azok a pókok kerültek a „falánk” kategóriába, melyek legalább két muslicát ejtettek el egy mérés alatt. A tesztek egyike során sem volt egyetlen olyan nőstény sem, amely ne ejtett volna el legalább egy muslicát és a 25 egyedből 22 volt, amely legalább két mérés során legalább két muslicát is elejtett mérésenként (12. ábra), azaz bizonyult falánknak. Ezzel szemben 29 hím egyedből 23 a három teszt egyikében sem bizonyult falánknak (12. ábra). A mérések ismétlésével a nőstények falánksága csökkent, az elejtett muslicák tekintetében a különbség az első és a harmadik mérés között szignifikáns (13. ábra). A hímeknél a mérések közötti különbségek egyik esetben sem bizonyult szignifikánsnak (13. ábra).

12. ábra *Philodromus rufus* pókok megoszlása az elejtett prédák száma szerint az (A) első mérés, (B) második mérés és (C) harmadik mérés során, illetve aszerint, hogy hány mérés alkalmával mutattak

falánk fenotípust, azaz ejtettek el legalább két muslicát (D); a mérések között eltelt idő: 7 nap;
 nőstények: N = 25, hímek: N = 29



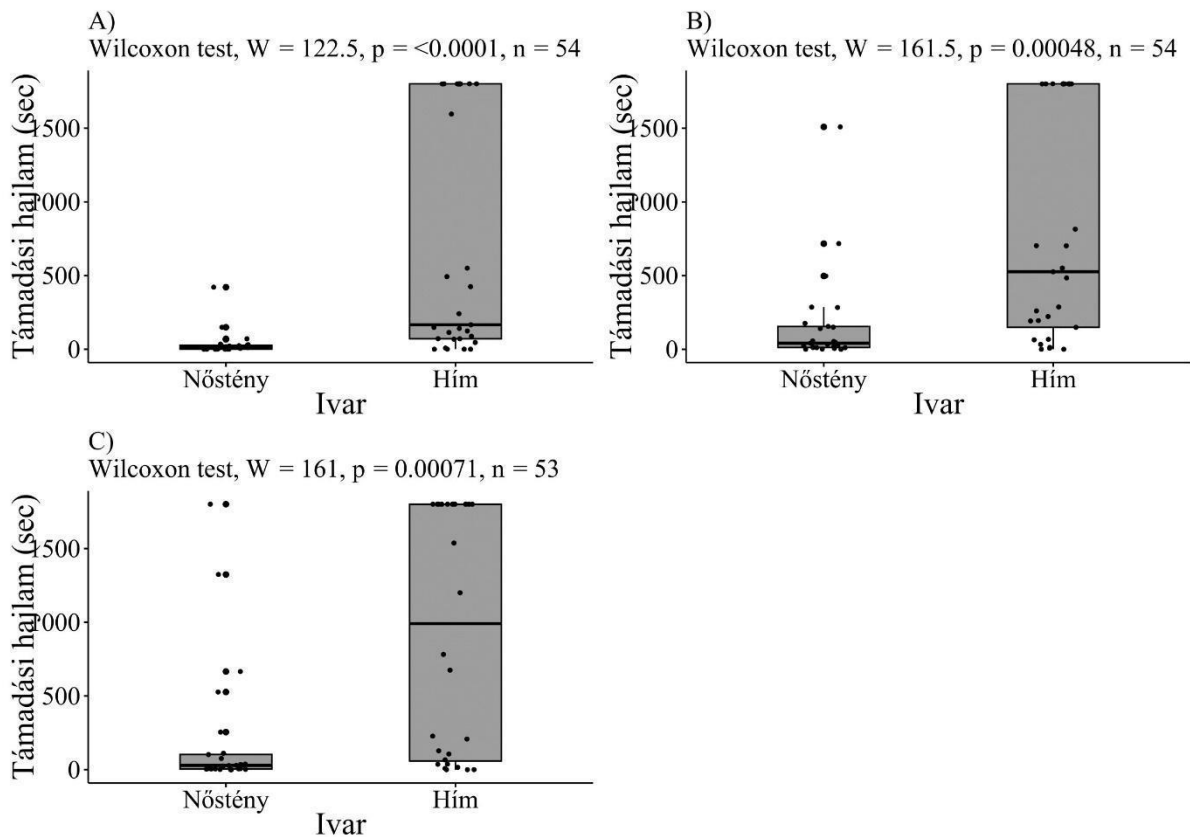
13. ábra Az elejtett prédák számának mérésenkénti alakulása ivarok szerinti bontásban; nőstények: N = 25, hímek: N = 29; (▲ – elejtett muslicák átlaga és szórása)



	Nőstények (átlag±szórás)	Hímek (átlag±szórás)	P-érték (Wilcoxon teszt)
első mérés	2,52 ± 0,71	0,83 ± 0,76	< 0,001
második mérés	2,32 ± 0,75	0,83 ± 0,71	< 0,001
harmadik mérés	2,00 ± 0,87	0,62 ± 0,62	< 0,001

Támadási hajlamuk tekintetében szintén különböznek az ivarok. A nőstények minden tesztben hamarabb ejtették el az első prédájukat (14. ábra). Ezenkívül ivartól függetlenül az adott tesztben támadást végrehajtó pókok 90%-a az első támadását rendszerint a teszt első felében hajtotta végre. A nőstényeknél az egyedenkénti első támadások 90%-a a 69. (első mérés), 413. (második mérés), illetve 610. (harmadik mérés) másodpercig megtörtént. A támadást végrehajtó hímek esetében ezek az értékek: 499, 702 és 991 másodperc.

14. ábra *Philodromus rufus* pókok támadási hajlama, azaz az első muslica elejtésének ideje ivaronként az első (A), a második (B) és a harmadik (C) mérés során; a mérések között eltelt idő: 7 nap; nőstények: N = 25, hímek: N = 29



4.4.3 A viselkedés mérések közötti konzisztenciája

A vizsgált nőtények egyik viselkedési mutató tekintetében sem mutattak konzisztenciát a mérések között (4. táblázat). Ezzel szemben a hímek aktivitása és kockázatvállalási hajlama esetében volt mérhető egyeden belüli konzisztencia. Előbbinél a variabilitás egyedek közötti különbség által magyarázott hányada 0.498, utóbbinál 0.253 (4. táblázat). Ezenkívül a használt modell magas konzisztenciát mutatott hímeknél a támadási hajlam esetében. Ez azonban annak köszönhető, hogy a hímek esetében nagy volt az olyan mérések aránya (86-ból 32), melyekben az adott egyed egyetlen prédát sem ejtett el a vizsgálat 30 perce alatt. Az elemzések során ezek mind 1801-es értéket kaptak, így sok az azonos érték.

4. táblázat A vizsgált viselkedési mutatók mérések közötti konzisztenciája; R -ismételhetőség (repeatability); CI - konfidencia intervallum (confidence interval); * $p < 0.05$, *** $p < 0.001$; nőtények: N = 25, hímek: N = 29

		R	CI (0.95)	P
Aktivitás	Nőtények	0	0-0.25	0.5
	Hímek	0.498	0.126-0.683	0.00031***
Kockázatvállalási hajlam	Nőtények	0	0-0.29	0.5
	Hímek	0.253	0.014-0.48	0.0218*
Falánkság	Nőtények	0.196	0-0.401	0.0669
	Hímek	0.05	0-0.193	0.362
Támadási hajlam	Nőtények	0.196	0-0.404	0.0669
	Hímek	0.484	0.236-0.666	0.0000123***

4.4.4 A vizsgált viselkedési mutatók közötti kapcsolat

A viselkedési mutatók között a nőstények esetében az aktivitás és a kockázatvállalási hajlam tekintetében volt korrelációs kapcsolat, ami azonban csak az első mérés során állt fenn (5. táblázat). A többi viselkedési mutató esetében nem találtunk korrelációt.

5. táblázat *Philodromus rufus* nőstény egyedek viselkedési mutatói közötti kapcsolatok; Phi = bináris változók közötti kapcsolat erősségét jelző mérőszám; r_{pb} = bináris és folytonos változó közötti kapcsolat erősségét jelző mérőszám - point-biserial korrelációs együttható; CI = a számított együtthatóra vonatkozó 95%-os konfidencia intervallum

Nőstények (N = 25)	mérés	Aktivitás			Kockázatvállalási hajlam				
		Phi	CI (0.95)		Phi	CI (0.95)			
Kockázatvállalási hajlam	1	0.6	0.27	1					
	2	0.08	0	1					
	3	0.05	0	1					
Falánkság	1	0.32	0	1	0.32	0	1		
	2	0.01	0	1	0.16	0	1		
	3	0.07	0	1	0.02	0	1		
	mérés	r_{pb}	CI (0.95)		P-érték	r_{pb}	CI (0.95)		P-érték
Támadási hajlam (első támadásig eltelt idő)	1	-0.333	-0.6	0.072	0.104	-0.270	-0.6	0.141	0.193
	2	0.185	-0.227	0.541	0.376	-0.0666	-0.45	0.337	0.752
	3	0.093	-0.314	0.470	0.660	0.1095	-0.299	0.484	0.602

A hímek esetében a kockázatvállalási hajlam és az aktivitás esetében két teszt, az első és a harmadik során is volt korrelációs kapcsolat, azaz az aktívabbak hímek bátrabbak is voltak (6. táblázat). Ezenkívül negatív korreláció állt fenn a hímek aktivitása és az első muslica megtámadásáig eltelt idő között a harmadik mérés során, azaz az aktívabb hímek hamarabb támadták meg az első felkínált prédát (6. táblázat).

6. táblázat *Philodromus rufus* hím egyedek viselkedési mutatói közötti kapcsolatok; Phi = bináris változók közötti kapcsolat erősségét jelző mérőszám; rpb = bináris és folytonos változó közötti kapcsolat erősségét jelző mérőszám - point-biserial korrelációs együttható; CI = a számított együtthatóra vonatkozó 95%-os konfidencia intervallum

Hímek (N = 29)	Aktivitás				Kockázatvállalási hajlam				
	mérés	Phi	CI (0.95)		Phi	CI (0.95)			
Kockázatvállalási hajlam	1	0.52	0.21	1					
	2	0.29	0	1					
	3	0.56	0.25	1					
Falánkság	1	0.009	0	1	0.26	0	1		
	2	0.05	0	1	0.08	0	1		
	3	0.04	0	1	0.08	0	1		
	mérés	r _{pb}	CI (0.95)		P-érték	r _{pb}	CI (0.95)		P-érték
Támadási hajlam (első támadásig eltelt idő)	1	-0.139	-0.481	0.24	0.472	-0.09	-0.442	0.286	0.644
	2	-0.183	-0.515	0.197	0.342	-0.256	-0.569	0.122	0.181
	3	-0.385	-0.663	-0.014	0.043	-0.293	-0.6	0.09	0.130

4.4.5 Testméret és személyiség

Végezetül megvizsgáltuk a testi paraméterek és a viselkedés közötti kapcsolatot azon viselkedési mutatók esetében, melyeknél a viselkedés a mérések között konzisztenciát mutatott. Ilyenek csak a hímeknél voltak, az aktivitásuk, illetve a kockázatvállalási hajlamuk (4.4.3. fejezet). Az elvégzett t-tesztek szerint sem a méret (előtest szélesség, második láb combizének hossza és az utótest területe), sem a kondíció tekintetében nincs szignifikáns különbség a két aktivitási szint között (7. táblázat, A). Ugyanez áll fenn a kockázatvállalási hajlam esetében is (7. táblázat, B).

7. táblázat A testméret és a mérések között konzisztenciát mutató viselkedési mutatók kapcsolata *Ph. rufus* hímeknél

A) Aktivitás	Aktív (N=15)	Inaktív (N=14)	P-érték
	átlag ± szórás		
Előhát szélessége	1.47 ± 0.09	1.52 ± 0.09	0.131
Második láb combizének hossza	2.28 ± 0.19	2.26 ± 0.40	0.866
Utótest területe	1.79 ± 0.34	1.94 ± 0.36	0.267
Kondíció	1.22 ± 0.24	1.27 ± 0.24	0.537
<hr/>			
B) Kockázatvállalási hajlam	Bátor (N=9)	Félénk (N=20)	P-érték
	átlag ± szórás		
Előhát szélessége	1.47 ± 0.09	1.50 ± 0.10	0.439
Második láb combizének hossza	2.28 ± 0.20	2.26 ± 0.35	0.91
Utótest területe	1.85 ± 0.32	1.87 ± 0.37	0.885
Kondíció	1.26 ± 0.24	1.24 ± 0.24	0.87

A fentiekén túl teszteltük a három mérés során elejtett muslicák számának átlaga (falánkság) és a testi paraméterek közötti kapcsolatot. A vizsgált testi paraméterek sem a hímek, sem a nőstények esetében mutattak korrelációt a falánksággal (nem közölt adatok).

5 Következtetések és javaslatok

5.1 Urbanizáció hatása a pókegyüttesek minőségi és mennyiségi összetételére

A külső helyszínek mindhárom vizsgált mutató esetében magasabb diverzitási értékkel rendelkeztek a városi helyszíneknél. A diverzitás csökken az élőhelyfolt méretének csökkenésével, elszigeteltségével és a rajta található vegetáció szerkezetének egyszerűsödésével (Beninde et al., 2015). Jelen vizsgálat városi helyszínei kis méretű, más élőhelyfoltoktól kisebb (Iryni szobor, Karolina út, Schönherz) vagy nagyobb (Klauzál tér, Hunyadi tér, Mátyás tér, Rákóczi tér) mértékben elszigetelt élőhelyfoltok, melyeket nagyfokú beépítettség, ritka faállomány és egyszerű, illetve gondozott cserjeszinti és talajszerinti növényállomány jellemez. Ebből kifolyólag nem meglepő, hogy az eredmény eltér a korábban idézett, talajszerinti élő pókok diverzitását vizsgáló tanulmányok eredményétől, melyekben a pókok hasonló (Alaruiikka et al., 2002; Horváth et al., 2014; Lövei et al., 2019), vagy nagyobb diverzitását (Magura et al., 2010) találták a városi helyszíneken. Ezekben a tanulmányokban a gradiens városi végét városi erdőmaradványok, városi parkok alkották (jellemzően nem kisméretű és teljesen elszigetelt helyszínek), illetve meg kell itt jegyezzük azt is, hogy a talajszerinten kialakuló pókegyüttesek számos tulajdonságukban különböznek és eltérő módon is reagálnak számos környezeti változásra, mint a jelen dolgozatban is vizsgált lombosított pókegyüttesek.

A domináns fajok, azaz a legnagyobb relatív abundanciával bíró fajok részaránya a városban nagyobb volt, mint a külső helyszíneken (3. táblázat). Ehhez hasonló mintázatot találtak Horváth és szerzőtársai (2014) talajszerinten élő pókoknál egy dán kisvárosban, ahol a domináns fajok részaránya a külső területeken 38%, a külvárosban 48% a városi helyszíneken pedig már 77% volt.

Az *Anypaena accentuata* a külső helyszíneken lévő mezei juharfák második leggyakoribb faja, míg a városban szinte nincs jelen. A faj Európa szerte jelen van, az Anyphaenidae családból Magyarországon az egyedüli faj (Nentwig et al., 2024; Szinétár, 2006). Az *A. accentuata* erdei élőhelyekhez kötődik (Buchar & Ruzicka, 2002). Horváth és szerzőtársainak (2001) két eltérő légszennyezettségű városi helyszín, egy forgalmas főút és külvárosi utca, útsorfáinak pókközösségét összehasonlító vizsgálatában az *A. accentuata* az utóbbi helyszínen magas relatív abundanciával bírt, míg az előbbiről teljesen hiányzott, ami érzékenységre enged következtetni a légszennyezettség közvetlen, illetve közvetett hatásaival szemben. Ezek magyarázatot adhatnak a faj hiányára a városi helyszíneken.

Mindössze három olyan faj van a gyűjtött anyagban, melyek csak a városi helyszíneken volt jelen: ezek közül az egyik, a *Mermessus trilobatus*, észak-amerikai eredetű inváziós faj, Európában nem őshonos (Nentwig et al., 2024), a Linyphiidae családot rajta kívül más faj nem képviselte a városi helyszíneken. Jelenléte a városban nem meglepő, hiszen az idegenhonos/inváziós fajok jelentős többsége elsősorban a kis biodiverzitással bíró és zavart élőhelyeken – például városokban és iparterületeken – veti meg a lábát leghamarabb. Gyűjtéseink alapján elmondhatjuk továbbá, hogy a városi környezetet a *Philodromus* fajok (elsősorban az *aureolus* és *rufus* fajcsoport képviselői), és különösen a *Cheiracanthium* nem (itt feltehetően elsősorban a *C. mildei* - sárga dajkapók) nagyon jól tolerálják. A városi park és útsorfákon ezen fajok egyedeinek nagyszámú jelenléte kifejezetten szerencsés, mert számos kártevőt (növénytetvek, lepidoptera lárvák) hatékonyabban képesek gyéríteni, mint például az ugrópókok vagy a karolópókok (Mezőfi et al. 2020).

Hipotézisünknek megfelelően a juvenilis fejlődési stádiumú *Ph. rufus* egyedek esetén azt találtuk, hogy azok a városon belüli helyszíneken szignifikánsan kisebb testmérettel rendelkeztek (6. ábra). Azonban a pókok a juvenilis stádiumon belül eltérő fejlettségi szintűek lehettek, illetve a minta elemszáma viszonylag alacsony (kint 48, bent 38), így ez az eredmény fenntartásokkal kezelendő. A teljes póknépeség és a *Ph. aureolus* fajcsoport esetén is azt találtuk, hogy az egyedek számuk tekintetében nagyobbak voltak a külterületeken (5. és 7. ábrák), ugyanakkor a különbség csak tendenciaszerű, marginálisan szignifikáns volt.

5.2 Viselkedési mutatók közötti összefüggések a *Philodromus rufus* fajnál

A viselkedési tesztekben részt vevő *Ph. rufus* egyedek közül a nőstények előteste szélesebb, utóteste nagyobb területű, kondíciója pedig jobb volt, mint a hímeké (9. ábra). A legtöbb pókfaj esetében a nőstények nagyobb méretűek a hímeknél (Foelix, 2011). Az előtesttel szemben, mely a vedléseken kívül nem képes a növekedésre, az utótest lágy és képes a tágulásra, mérete a tápláltsági és reprodukciós állapot függvénye (Foelix, 2011). A nőstényeket alapvetően nagy falánkság jellemezte a tesztek során is, feltehetően azért, mert az ivarérett nőstények igyekeznek a tojásprodukciónkat maximalizálni, ami az ivarérett hímekkel összehasonlítva nagyobb utótestet és jobb kondíciót eredményez náluk.

A tesztek során a pókok kicsi aktivitást mutattak és összességében a nőstények bizonyultak a kevésbé aktív ivarnak. Adult stádiumban a hímek rendszerint aktívabbak, mivel elsősorban a hímek feladata a nőstények felkutatása (Marc et al., 1999). Érdemes azonban megjegyezni, hogy a nem egy másik fajánál, a *Ph. cespitum*-nál az ivarok napi aktivitása is

eltér: a hímek nappal aktívabbak a nőstényeknél, míg szürkületkor a nőstények az aktívabbak (Mezőfi et al., 2019). Jelen vizsgálatban pókok a tesztek között mesterséges megvilágításban voltak elhelyezve, melyben a megvilágított időszak 6:00 és 22:00 óra között húzódott, a tesztek pedig mind a kora délutáni órákban folytak. Amennyiben a *Ph. rufus* esetében a fentihez hasonló ivarbéli különbségek vannak az aktivitás napon belüli eloszlásában, az is részben magyarázhatja a jelen tesztben a hímeknél tapasztalt nagyobb aktivitást.

A vizsgálatok során a *Ph. rufus* nőstényeket kockázatkerülőbb magatartás (félénk egyedek nagyobb aránya) és nagyobb falánkság jellemezte, mint a hímeket (11., 12. és 13. ábra). Ezt leginkább az a tény magyarázhatja, hogy a pókoknál a hímek adult stádiumban már a nőstények felkutatására fókuszálnak, sokszor már alig táplálkoznak, míg a nőstények inkább kondíciót halmoznak fel, hogy növeljék a fekunditásukat (Foelix, 2011; Marc et al., 1999). Megfigyeléseinkkel összhangban Haynes és Sisojević (1966) ugyanezen fajjal folytatott vizsgálatában az adult nőstények támadási rátája többszöröse volt a hímekének.

A viselkedési mutatók egyeden belüli konzisztenciáját csak a hímeknél sikerült detektálni (4. táblázat). Esetükben az aktivitás és a kockázatvállalási hajlam is konzisztenciát mutatott a mérések között. Az egyedek viselkedésének mért konzisztenciája általánosságban nagyobb, ha a mérések között eltelt idő rövid (Bell et al., 2009). A *rufus* fajcsoport másik faja, a *Ph. albidus* esetében Michalko és szerzőtársai (2017) a nőstények támadási, illetve kockázatvállalási hajlamát vizsgálva egyik mutatóban sem találtak egyedeken belüli konzisztenciát az egy hetes időközönként végzett mérések között. Ugyanezen fajnál azonban egy tanulmányban, melyben a kockázatvállalási hajlam mérésének ismétlését az első mérést követő napon végezték, már találtak konzisztenciát (Michalko & Řežucha, 2018). Így a jelen vizsgálat esetében a nőstényeknél a viselkedés hiányzó konzisztenciájának egyik lehetséges oka lehet a mérések között eltelt viszonylagosan hosszú idő (7 nap).

A viselkedési mutatók közötti korrelációt egyik mutatópár esetében sem figyeltünk meg a három mérés során. A nőstényeknél csak egy mérésben korrelált aktivitásuk és a kockázatvállalási hajlamuk. A hímeknél két mérés során állt fent ilyen kapcsolat ezen két mutató között (6. táblázat). Ezenkívül a hímek aktivitása és az első támadásig eltelt idő között volt negatív kapcsolat egy mérés során. Számos, pókok viselkedésökológiájával foglalkozó tanulmány (például. Michalko et al., (2017); Riechert & Hedrick, (1993)) a támadási hajlandóság és a kockázatvállalási hajlam közötti kapcsolatról (úgynevezett viselkedési szindrómáról) számolt be. Jelen vizsgálatban nem találtunk ilyen kapcsolatot. Más vizsgálatokban figyeltek meg különböző élőhelyről származó populációk közti eltérést a szindróma meglétében: *Gastorestus aculeatus* halak esetében a szindróma csak a

ragadozónyomásnak kitett populációban volt jelen (Dingemanse et al., 2007), *Agelenopsis pennsylvanica* pókoknál pedig csak az eredeti környezetben fejlődött egyedek mutattak a kockázatvállalási hajlam és a támadási hajlandóság közötti kapcsolatot (Sweeney, Gadd, et al., 2013). Elképzelhető, hogy a kapcsolat a *Ph. rufus* más élőhelyről származó populációjában jelen van, így érdemes lehet ezeknél is vizsgálatokat folytatni.

Jelen vizsgálatban nem találtunk a testi paraméterek és a viselkedési mutatók között kapcsolatot. Más pókfajoknál (például *C. xanthogramma* - Mezőfi et al., 2023) ugyanakkor megfigyeltek korrelációt például a kondíció és a kockázatvállalás között, így nem zárható ki az, hogy csak az alkalmazott vizsgálati/értékelési módszerek nem tették lehetővé a lehetséges kapcsolat kimutatását. Ugyanakkor jelen állás szerint nem találtunk bizonyítékot arra vonatkozóan, hogy a városi környezet miatti csökkent testméret befolyásolná a pókok viselkedési mutatóit és ezen keresztül zsákmányspektrumuk összetételét vagy kártevőgyérítő hatékonyságukat.

5.3. Javaslatok

A városi környezet a lombozatlakó pókegyüttesek mennyiségi és minőségi mutatóira gyakorolt hatásának pontosabb értékeléséhez még egy szezonnyi gyűjtés lenne szükséges.

A tesztek során a pókok alig mutattak aktivitást, így az aktivitási, illetve a kockázatvállalási tesztek feldolgozásakor csak egy-egy bináris változót (történt-e elmozdulás, vagy sem) lehetett kinyerni. A tesztek megismétlése magasabb környezeti hőmérséklet mellett a pókok (és általánosságban az ízeltlábúak) nagyobb aktivitását eredményezheti mely a vizsgálat pontosabb kiértékelését tenné lehetővé. Emellett a tesztek hosszának növelésével is pontosabb információhoz juthatnánk.

A pókok kockázatvállalási hajlamát azok ijesztésével, majd 10 percen át történő megfigyelésével teszteltük, az aktivitási teszttel megegyező környezetben. Alacsony aktivitású fajnál, mint a *Ph. rufus*, nehéz megállapítani, hogy az ijesztést követő mozdulatlanság az ijesztés hatásának, vagy a fajra jellemző, ijesztés hiányában is rendkívül alacsony aktivitásnak az eredménye. Így érdemes lenne más típusú viselkedési tesztekkel is megvizsgálni a faj kockázatvállalási hajlamát.

Érdemes lenne a mérések közötti időt csökkenteni és úgy tesztelni az egyedek viselkedési konzisztenciáját.

Végezetül érdemes lenne a városi populáció egyedeit közvetlenül összehasonlítani városon kívüli egyedekkel, hogy közvetlenül is tesztelhessük a városi környezet testi paraméterekre és viselkedési mutatókra gyakorolt feltételezett hatását.

6 Összegzés

Jelen dolgozat egyik célkitűzése a városon belüli és városon kívüli területeken, egy adott mikrohabitathoz, a mezei juhar (*Acer campestre* L.) lombzatához kötődő pókközösség mennyiségi és minőségi mutatóinak összehasonlítása (faunisztikai vizsgálat) volt. A másik célkitűzés a mind városon belül, mind azon kívül gyakori faj, a *Philodromus rufus* viselkedési mutatóinak (aktivitás, kockázatvállalási hajlam és támadási hajlandóság) illetve testi paramétereinek (méret és kondíció) és köztük lévő kapcsolatnak a megismerése (viselkedési vizsgálat) volt. Hipotézisünk szerint a városi környezet negatívan befolyásolja a pókegyüttesek fajgazdagságát és a városi forrásszegény környezet a pókok testi paramétereire is negatív hatással van. Amennyiben a *Ph. rufus* faj esetében a viselkedési mutatók és testi paraméterek közötti kapcsolatot sikerül kimutatnunk, úgy valószínűsíthetjük, hogy a városi környezet a testi paraméterek megváltoztatásán keresztül a ragadozók viselkedési mutatóira is befolyással lehet, így megváltoztatva zsákmányspektrumuk összetételét és akár kártevőgyérítő hatékonyságukat is.

Az első célkitűzés teljesítése érdekében a 2019-es év folyamán áprilistól októberig összesen tíz alkalommal kopogtatásos mintavételezés történt hét városi és hat városon kívüli, de városközeli helyszínen mezei juharfáin. A második cél teljesítéséhez egy városi helyszínről *Ph. rufus* egyedeket gyűjtöttünk, adult stádium elérését követően viselkedési teszteknek vetettük alá, melyek során felmértük a fent említett viselkedési mutatóikat. Emellett lemértük főbb testi paramétereiket és számszerűsítettük az egyedek kondícióját is. A faunisztikai vizsgálat eredményei szerint a városi helyszíneken a juharfák lombzatlakó póknépessége egyed és fajszámban is elmarad a külső, természeteshez közelebbi területeken található juharfák lombzatlakó póknépességétől. Ezenkívül a leggyakoribb (nagy relatív abundanciájú) taxonok dominanciája a városi helyszíneken még nagyobb, ami kisebb diverzitásra utal. A *Philodromus* taxon mindkét helyszíntípus esetében a legnagyobb relatív abundanciával rendelkező csoport, ezenfelül a városon belül dominanciájuk nagyobb, mint kívül. Megemlítendő továbbá, hogy a külső területeken a domináns fajok közé tartozó *Anyphaena accentuata* a városi helyszínekről szinte teljesen hiányzott. Emellett megfigyeltük, hogy városi környezetben a pókok jellemzően kisebb testmérettel rendelkeztek.

A vizsgált *Ph. rufus* egyedek mindkét ivarát alacsony aktivitás és kockázatvállalási hajlam jellemezte, azonban a hímek összességében aktívabbnak és kockázatvállalóbbnak

bizonyultak. Ezzel szemben a nőstényeket nagyobb falánkság és erősebb támadási hajlam jellemezte: átlagban több muslicát fogtak el, illetve az első támadás hamarabb történt meg esetükben. Viselkedési mutatók közötti korrelációt az aktivitás és kockázatvállalási hajlam esetében figyeltünk meg: a nőstényeknél egy, a hímeknél két mérés alkalmával. Ezenkívül egy mérés során az aktívabb hímek hamarabb támadták meg első prédájukat. A viselkedés mérések közötti konzisztenciáját csak a hímek aktivitása és kockázatvállalási hajlama tekintetében sikerült detektálni. A konzisztenciát mutató viselkedési mutatók és a testi paraméterek között nem találtunk kapcsolatot. Hasonlóan, a falánkság (átlagos elejtett prédaszám) és a testi paraméterek között sem volt kapcsolat. Összességében nem találtunk arra vonatkozó bizonyítékot, hogy a városi környezet a *Ph. rufus* faj esetében a testméretre gyakorolt hatáson keresztül befolyással lenne a pókok viselkedésére és így esetlegesen ragadozó magatartásukra vagy kártevőgyérítő hatékonyságukra.

7 Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani dr. Mezőfi Lászlónak és dr. Markó Viktornak a dolgozat megírása során adott jó tanácsokért és útmutatásért. Továbbá szeretnék köszönetet mondani Radácsiné dr. Hári Katalinnak, Tóth Viktornak és Saliga Rebekának, hogy az általuk gyűjtött anyagot az urbanizációs-faunisztikai vizsgálat során feldolgozhattam.

8 Irodalomjegyzék

- Alaruikka, D., Kotze, D. J., Matveinen, K., & Niemelä, J. (2002). Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban–rural gradient in southern Finland. *Journal of Insect Conservation*, 6(4), 195–206. <https://doi.org/10.1023/A:1024432830064>
- Bell, A. M., Hankison, S. J., & Laskowski, K. L. (2009). The repeatability of behaviour: A meta-analysis. *Animal Behaviour*, 77(4), Article 4. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2008.12.022>
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>
- Benjamin, S. P., Dimitrov, D., Gillespie, R. G., & Hormiga, G. (2008). Family ties: Molecular phylogeny of crab spiders (Araneae: Thomisidae). *Cladistics*, 24(5), 708–722. <https://doi.org/10.1111/j.1096-0031.2008.00202.x>
- Birkhofer, K., Gavish-Regev, E., Endlweber, K., Lubin, Y. D., Von Berg, K., Wise, D. H., & Scheu, S. (2008). Cursorial spiders retard initial aphid population growth at low densities in winter wheat. *Bulletin of Entomological Research*, 98(3), 249–255. <https://doi.org/10.1017/S0007485308006019>
- Bureau De Roince, C., Lavigne, C., Mandrin, J.-F., Rollard, C., & Symondson, W. O. C. (2013). Early-season predation on aphids by winter-active spiders in apple orchards revealed by diagnostic PCR. *Bulletin of Entomological Research*, 103(2), 148–154. <https://doi.org/10.1017/S0007485312000636>
- Botkin, D. B., & Beveridge, C. E. (1997). Cities as environments. *Urban Ecosystems*, 1(1), 3–19. <https://doi.org/10.1023/A:1014354923367>
- Buchar, J., & Ruzicka, V. (2002). *Catalogue of spiders of the Czech Republic: Millenium Atlas*. Peres.
- Bucher, R., Menzel, F., & Entling, M. H. (2015). Risk of spider predation alters food web structure and reduces local herbivory in the field. *Oecologia*, 178(2), 571–577. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3226-5>

- Chang, C., Teo, H. Y., Norma-Rashid, Y., & Li, D. (2017). Predator personality and prey behavioural predictability jointly determine foraging performance. *Scientific Reports*, 7(1), 40734.
<https://doi.org/10.1038/srep40734>
- Cilliers, S. S., & Siebert, S. J. (2011). Urban Flora and Vegetation: Patterns and Processes. In J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, & N. E. McIntyre (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 148–158). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0018>
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*, 199(4335), 1302–1310.
<https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Cordellier, M., Schneider, J. M., Uhl, G., & Posnien, N. (2020). Sex differences in spiders: From phenotype to genomics. *Development Genes and Evolution*, 230(2), 155–172.
<https://doi.org/10.1007/s00427-020-00657-6>
- Craul, P. (1985). A Description of Urban Soils and Their Desired Characteristics. *Arboriculture & Urban Forestry*, 11(11), 330–339. <https://doi.org/10.48044/jauf.1985.071>
- Denys, C., & Schmidt, H. (1998). Insect communities on experimental mugwort (*Artemisia vulgaris* L.) plots along an urban gradient. *Oecologia*, 113(2), 269–277.
<https://doi.org/10.1007/s004420050378>
- Dingemans, N. J., Wright, J., Kazem, A. J. N., Thomas, D. K., Hickling, R., & Dawnay, N. (2007). Behavioural syndromes differ predictably between 12 populations of three-spined stickleback. *Journal of Animal Ecology*, 76(6), 1128–1138. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01284.x>
- Foelix, R. F. (2011). *Biology of spiders* (3rd ed). Oxford University Press.
- Gilbert, O. L. (1991). *The Ecology of Urban Habitats*. Springer Netherlands.
<https://doi.org/10.1007/978-94-011-3068-4>
- Gray, J. S. (1989). Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 37(1–2), 19–32. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1989.tb02003.x>

- Halpin, R. N., & Johnson, J. C. (2014). A Continuum of Behavioral Plasticity in Urban and Desert Black Widows. *Ethology*, 120(12), 1237–1247. <https://doi.org/10.1111/eth.12297>
- Haynes, D. L., & Sisojević, P. (1966). Predatory Behavior of *Philodromus rufus* Walckenaer (Araneae: Thomisidae). *The Canadian Entomologist*, 98(2), 113–133. <https://doi.org/10.4039/Ent98113-2>
- Horváth R. (2012). *Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra*. Természetvédelmi Közlemények, 18, 224-233
- Horváth, R., Elek, Z., & Lövei, G. L. (2014). *Compositional changes in spider (Araneae) assemblages along an urbanisation gradient near a Danish town*. Bulletin of Insectology 67 (2): 255-264,
- Horváth, R., Magura, T., & Szinetár, C. (2001). Effects of immission load on spiders living on black pine. *Biodiversity and Conservation*, 10(9), 1531–1542. <https://doi.org/10.1023/A:1011819427941>
- Hough, M. (2004). *Cities and Natural Process: A Basis for Sustainability*(Second edition). Taylor & Francis e-Library.
- Ishitani, M., Kotze, D. J., & Niemelä, J. (2003). Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography*, 26(4), 481–489. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03436.x>
- Johnson, J. C., & Sih, A. (2005). Precopulatory sexual cannibalism in fishing spiders (*Dolomedes triton*): A role for behavioral syndromes. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 58(4), 390–396. <https://doi.org/10.1007/s00265-005-0943-5>
- Johnson, J. C., & Sih, A. (2007). Fear, food, sex and parental care: A syndrome of boldness in the fishing spider, *Dolomedes triton*. *Animal Behaviour*, 74(5), 1131–1138. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2007.02.006>
- Korányi, D., Szigeti, V., Mezőfi, L., Kondorosy, E., Markó, V. (2021). Urbanization alters the abundance and composition of predator communities and leads to aphid outbreaks on urban trees. *Urban Ecosystems*, 24:571–586. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01061-8>

- 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.
<https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2009.12.004>
- Kotze, J., Venn, S., Niemelä, J., & Spence, J. (2011). Effects of Urbanization on the Ecology and Evolution of Arthropods. In J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James, & N. E. McIntyre (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 159–166). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0019>
- Kralj-Fišer, S., Hebets, E. A., & Kuntner, M. (2017). Different patterns of behavioral variation across and within species of spiders with differing degrees of urbanization. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 71(8), 125. <https://doi.org/10.1007/s00265-017-2353-x>
- 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.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2016.10.009>
- Lövei, G. L., Horváth, R., Elek, Z., & Magura, T. (2019). Diversity and assemblage filtering in ground-dwelling spiders (Araneae) along an urbanisation gradient in Denmark. *Urban Ecosystems*, 22(2), 345–353. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0819-x>
- Magura, T., Horváth, R., & Tóthmérész, B. (2010). Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology*, 25(4), 621–629.
<https://doi.org/10.1007/s10980-009-9445-6>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Pub.
- Marc, P., Canard, A., & Ysnel, F. (1999). Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1–3), 229–273.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00038-9](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00038-9)
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience*, 52(10), 883.
[https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

- Mezőfi, L., Markó, G., Kovács, P., & Markó, V. (2019). Circadian rhythms in the locomotor activity of the spiders *Carrhotus xanthogramma* (Salticidae) and *Philodromus cespitum* (Philodromidae): Temporal patterns and sexual differences. *European Journal of Entomology*, *116*, 158–172. <https://doi.org/10.14411/eje.2019.017>
- Mezőfi, L., Markó, G., Nagy, C., Korányi, D., & Markó, V. (2020). Beyond polyphagy and opportunism: Natural prey of hunting spiders in the canopy of apple trees. *PeerJ*, *8*, e9334. <https://doi.org/10.7717/peerj.9334>
- Mezőfi, L., Markó, V., Taranyi, D. Á., & Markó, G. (2023). Sex-specific life-history strategies among immature jumping spiders: Differences in body parameters and behavior. *Current Zoology*, *69*(5), 535–551. <https://doi.org/10.1093/cz/zoac069>
- Michalko, R., Gibbons, A. T., Goodacre, S. L., & Pekár, S. (2021). Foraging aggressiveness determines trophic niche in a generalist biological control species. *Behavioral Ecology*, *32*(2), 257–264. <https://doi.org/10.1093/beheco/araa123>
- Michalko, R., Košulič, O., & Řežucha, R. (2017). Link between Aggressiveness and Shyness in the Spider *Philodromus albidus* (Araneae, Philodromidae): State Dependency over Stability. *Journal of Insect Behavior*, *30*(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s10905-017-9596-2>
- Michalko, R., & Pekár, S. (2014). Is different degree of individual specialization in three spider species caused by distinct selection pressures? *Basic and Applied Ecology*, *15*(6), 496–506. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.08.003>
- Michalko, R., & Pekár, S. (2015). The biocontrol potential of *Philodromus* (Araneae, Philodromidae) spiders for the suppression of pome fruit orchard pests. *Biological Control*, *82*, 13–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.12.001>
- Michalko, R., & Řežucha, R. (2018). Top predator's aggressiveness and mesopredator's risk-aversion additively determine probability of predation. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *72*(7), 105. <https://doi.org/10.1007/s00265-018-2520-8>
- Miliczky, E. R., Horton, D. R., & Calkins, C. O. (2008). Observations on Phenology and Overwintering of Spiders Associated with Apple and Pear Orchards in South-Central Washington. *The Journal of Arachnology*, *36*(3), 565–573.

- Nentwig, W., Blick, T., Bosmans, R., Gloor, D., Kropf, C., & Hänggi, A. (2024). *Spiders of Europe* [dataset]. [object Object]. <https://doi.org/10.24436/1>
- Nentwig, W., & Wissel, C. (1986). A comparison of prey lengths among spiders. *Oecologia*, 68(4), 595–600. <https://doi.org/10.1007/BF00378777>
- Nyffeler, M. (1999). Prey Selection of Spiders in the Field. *Journal of Arachnology*, 27(1), 317–324.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., Durand, S., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pekár, S. (2004). Predatory behavior of two european ant-eating spiders (araneae, zodariidae). *Journal of Arachnology*, 32(1), 31–41. <https://doi.org/10.1636/S02-15>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Boone, C. G., Groffman, P. M., Irwin, E., Kaushal, S. S., Marshall, V., McGrath, B. P., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Szlavecz, K., Troy, A., & Warren, P. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 331–362. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.022>
- 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(2), 501–509. <https://doi.org/10.1890/04-0719>
- Pruitt, J. N., Riechert, S. E., & Jones, T. C. (2008). Behavioural syndromes and their fitness consequences in a socially polymorphic spider, *Anelosimus studiosus*. *Animal Behaviour*, 76(3), 871–879. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2008.05.009>
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Réale, D., Reader, S. M., Sol, D., McDougall, P. T., & Dingemanse, N. J. (2007). Integrating animal temperament within ecology and evolution. *Biological Reviews*, 82(2), 291–318. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00010.x>

- Riechert, S. E. (1999). The Hows and Whys of Successful Pest Suppression by Spiders: Insights from Case Studies. *The Journal of Arachnology*, 27(1), 387–396.
- Riechert, S. E., & Hedrick, A. V. (1993). A test for correlations among fitness-linked behavioural traits in the spider *Agelenopsis aperta* (Araneae, Agelenidae). *Animal Behaviour*, 46(4), 669–675. <https://doi.org/10.1006/anbe.1993.1243>
- Riechert, S. E., & Lockley, T. (1984). Spiders as Biological Control Agents. *Annual Review of Entomology*, 29(1), 299–320. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.29.010184.001503>
- Riechert, S. E., & Maupin, J. L. (1998). Spider effects on prey: Tests for superfluous killing in five web-builders. *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997.*, 203-210.
- Rypstra, A. L., & Buddle, C. M. (2013). Spider silk reduces insect herbivory. *Biology Letters*, 9(1), 20120948. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0948>
- Schmidt-Entling, M. H., & Siegenthaler, E. (2009). Herbivore release through cascading risk effects. *Biology Letters*, 5(6), 773–776. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0436>
- Schmitz, O. J., Beckerman, A. P., & O'Brien, K. M. (1997). Behaviorally mediated trophic cascades: effects of predation risk on food web interactions. *Ecology*, 78(5), 1388–1399. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1388:BMTCEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1388:BMTCEO]2.0.CO;2)
- Sih, A., & Bell, A. M. (2008). Chapter 5 Insights for Behavioral Ecology from Behavioral Syndromes. In *Advances in the Study of Behavior* (Vol. 38, pp. 227–281). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(08\)00005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(08)00005-3)
- Sih, A., Bell, A. M., Johnson, J. C., & Ziemba, R. E. (2004). Behavioral Syndromes: An Integrative Overview. *The Quarterly Review of Biology*, 79(3), 241–277. <https://doi.org/10.1086/422893>
- Sih, A., Cote, J., Evans, M., Fogarty, S., & Pruitt, J. (2012). Ecological implications of behavioural syndromes. *Ecology Letters*, 15(3), 278–289. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01731.x>
- Stamps, J. A., Briffa, M., & Biro, P. A. (2012). Unpredictable animals: Individual differences in intraindividual variability (IIV). *Animal Behaviour*, 83(6), 1325–1334. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.02.017>

- Stoffel, M. A., Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (2017). rptR: Repeatability estimation and variance decomposition by generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1639–1644. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12797>
- Sukopp, H. (1998). Urban Ecology—Scientific and Practical Aspects. In J. Breuste, H. Feldmann, & O. Uhlmann (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 3–16). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-88583-9_1
- Sullivan, H. L., & Morse, D. H. (2004). The movement and activity patterns of similar-sized adult and juvenile crab spiders *misumena vatia* (araneae, thomisidae). *Journal of Arachnology*, 32(2), 276–283. <https://doi.org/10.1636/S03-5>
- Sweeney, K., Cusack, B., Armagost, F., O'Brien, T., Keiser, C. N., & Pruitt, J. N. (2013). Predator and prey activity levels jointly influence the outcome of long-term foraging bouts. *Behavioral Ecology*, 24(5), 1205–1210. <https://doi.org/10.1093/beheco/art052>
- Sweeney, K., Gadd, R. D. H., Hess, Z. L., McDermott, D. R., MacDonald, L., Cotter, P., Armagost, F., Chen, J. Z., Berning, A. W., DiRienzo, N., & Pruitt, J. N. (2013). Assessing the Effects of Rearing Environment, Natural Selection, and Developmental Stage on the Emergence of a Behavioral Syndrome. *Ethology*, 119(5), 436–447. <https://doi.org/10.1111/eth.12081>
- Symondson, W. O. C., Sunderland, K. D., & Greenstone, M. H. (2002). Can Generalist Predators be Effective Biocontrol Agents? *Annual Review of Entomology*, 47(1), 561–594. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.47.091201.145240>
- Szinetár, C. (2006). *Pókok: Keresztespókok, farkaspókok, ugrópókok és rokonaik a Kárpát-medencében*. Kossuth.
- Tajthi, B., Horváth, R., Mizser, Sz., Nagy, D. D., & Tóthmérész, B. (2017). Spider assemblages in floodplain forests along an urbanization gradient. *Community Ecology*, 18(3), 311–318. <https://doi.org/10.1556/168.2017.18.3.10>
- Tholt, G., Kis, A., Medzihradsky, A., Szita, É., Tóth, Z., Havelda, Z., & Samu, F. (2018). Could vectors' fear of predators reduce the spread of plant diseases? *Scientific Reports*, 8(1), 8705. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27103-y>

- Uetz, G. W., Halaj, J., & Cady, A. B. (1999). Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology*, 27, 270–280.
- Vance-Chalcraft, H. D., Rosenheim, J. A., Vonesh, J. R., Osenberg, C. W., & Sih, A. (2007). The influence of intraguild predation on prey suppression and prey release: a meta-analysis. *Ecology*, 88(11), 2689–2696. <https://doi.org/10.1890/06-1869.1>
- Wise, D. H. (1995). *Spiders in ecological webs* (First paperback ed). Cambridge university press.
- World Spider Catalog. (2024). *World Spider Catalog Version 25.0*. <https://doi.org/10.24436/2>

9 Táblázatjegyzék

1. táblázat	Korábbi viselkedéskökológiai vizsgálatok pókokkal (Araneae)	14
2. táblázat	A leggyakoribb fajok, illetve genusok relatív abundanciája (és egyedszáma) a városi és a külső helyszíneken.....	24
3. táblázat	Fajgazdagság és diverzitás a különböző mintavételi helyszíneken.....	25
4. táblázat	A vizsgált viselkedési mutatók mérések közötti konzisztenciája	36
5. táblázat	Philodromus rufus nőstény egyedek viselkedési mutatói közötti kapcsolatok.....	37
6. táblázat	Philodromus rufus hím egyedek viselkedési mutatói közötti kapcsolatok.....	38
7. táblázat	A testméret és a mérések között konzisztenciát mutató viselkedési mutatók kapcsolata Ph. rufus hímeknél.....	39

10 Ábrajegyzék

1. ábra	A főbb funkcionális választípusok (Riechert & Lockley, 1984).....	7
2. ábra	A mintavételi helyszínek Budapest és környékének térképén	18
3. ábra	Begyűjtött pókok családonkénti egyedszáma és relatív gyakorisága a városi, illetve külső területeken.....	23
4. ábra	Juharfák lombkoronájából gyűjtött póknépeség nem metrikus többdimenziós ordinációja (Bray-Curtis távolságindex alapján	26
5. ábra	A begyűjtött pókok előtestszélességének alakulása városon kívüli és városon belüli juharfák lombkoronájában	27
6. ábra	A Philodromus rufus fajcsoportba tartozó egyedek előtestszélességének alakulása a városon belüli és városon kívüli helyszínek esetén	28
7. ábra	A Philodromus aureolus fajcsoportba tartozó egyedek előtest szélességének alakulása a városon belüli és városon kívüli helyszínek esetén	28
8. ábra	Philodromus fajcsoportok egyedszáma és részaránya a Philodromus nemben belül	29
9. ábra	A viselkedési vizsgálatokban részt vevő Philodromus rufus egyedek testi paraméterei ivaronként.....	31
10. ábra	Ph. rufus pókok megoszlása aktivitás szerint.....	32
11. ábra	Ph. rufus pókok megoszlása kockázatvállalási hajlam szerint	33
12. ábra	Ph. rufus pókok megoszlása az elejtett prédák száma szerint	33
13. ábra	Az elejtett prédák számának mérésenkénti alakulása ivarok szerinti bontásban.....	34
14. ábra	Ph. rufus pókok támadási hajlama, azaz az első muslica elejtésének ideje ivaronként	35

11 Mellékletek

	Helyszín neve	Koordináták
Külső helyszínek	Diósd	47°24'44.2"N 18°56'17.5"E
	Törökbálint	47°25'58.2"N 18°55'37.0"E
	Farkasvölgy	47°29'05.0"N 18°59'09.4"E
	Csillebérc	47°29'25.1"N 18°57'39.4"E
	Normafa	47°30'24.1"N 18°57'42.5"E
	Széchenyi-hegy	47°29'42.4"N 18°58'30.5"E
Városi helyszínek	Rákóczi tér	47°29'33.8"N 19°04'19.8"E
	Mátyás tér	47°29'31.6"N 19°04'45.3"E
	Klauzál tér	47°30'00.3"N 19°03'48.4"E
	Hunyadi tér	47°30'21.3"N 19°04'00.2"E
	Schönherz	47°28'22.5"N 19°03'04.8"E
	Irinyi szobor	47°28'34.9"N 19°03'14.2"E
	Karolina út	47°28'45.6"N 19°01'53.5"E

1. melléklet A faunisztikai vizsgálat mintavételi helyszíneinek koordinátái

NYILATKOZAT

a diplomadolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Takács Mátyás

A Hallgató Neptun kódja: AYJQ0S

A dolgozat címe: Urbanizáció hatása a mezei juhar lombosatlakó pókegyüttesének minőségi és mennyiségi összetételére, különös tekintettel a *Philodromus* fűrgekarakolópókokra

A megjelenés éve: 2024

A belső konzulens neve: Dr. Markó Viktor

A belső konzulens intézetének neve: Növényvédelmi Intézet

A belső konzulens tanszékének a neve: Rovartani tanszék

A külső konzulens neve: Dr. Mezőfi László

A külső konzulens intézetének neve: ÖMKi

Kijelentem, hogy az általam benyújtott diplomadolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkor szellemi tulajdonkezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem MATER Hallgatói Dolgozatok repozitóriumába. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelte után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem MATER Hallgatói Dolgozatok repozitóriumában.

Kelt: Budapest, 2024.04.28.



Hallgató aláírása

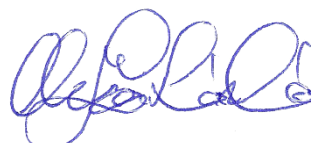
NYILATKOZAT

Takács Mátyás (hallgató Neptun azonosítója: AYJQ0S) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a **diplomadolgozatot**¹ áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A záródolgozatot/szakdolgozatot/**diplomadolgozatot**/portfóliót a záróvizsgán történő védésre **javaslom / nem javaslom**².

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen **nem**^{*3}

Kelt: Budapest, 2024 április 26.



külső konzulens
Dr. Mezőfi László

¹ A megfelelő dolgozattípus meghagyása mellett a többi típus törlendő.

² A megfelelő aláhúzendó.

³ A megfelelő aláhúzendó.

NYILATKOZAT

Takács Máttyás (hallgató Neptun azonosítója: AYJQ0S) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a **diplomadolgozatot**¹ áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A záródolgozatot/szakdolgozatot/**diplomadolgozatot**/portfóliót a záróvizsgán történő védésre **javaslom** / nem javaslom².

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen **nem**^{*3}

Kelt: Budapest, 2024 április 26.



belső konzulens
Dr. Markó Viktor

¹ A megfelelő dolgozattípus meghagyása mellett a többi típus törlendő.

² A megfelelő aláhúzendó.

³ A megfelelő aláhúzendó.