



TÁJMETRIAI MUTATÓK ALKALMAZÁSA
TÁJSZERKEZETI HATÁSOK FELDERÍTÉSÉRE

Doktori értekezés tézisei

DOI: 10.54598/001900

Lajos Károly Attila

Gödöllő

2022

A doktori iskola

megnevezése: Biológiai Tudományi Doktori Iskola

tudományága: Biológiai tudományok

vezetője: Prof. Dr. Nagy Zoltán DSc

Növényélettan és Növényökológia Tanszék vezetője

Növénytermesztési-tudományok Intézet

Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem (MATE)

Témavezető: Dr. Sáropataki Miklós

Egyetemi docens

Állattani és Ökológiai Tanszék

Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem (MATE)

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1	ELŐZMÉNYEK ÉS CÉLKITŰZÉSEK	1
1.1	Összefüggések az agrárélőhelyek térszerkezete és ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtó rovarközösségek között	1
1.2	A tájszerkezet felmérése	3
1.3	Az értekezés főbb célkitűzései	7
1.3.1	Az első tanulmány koncepciói és célkitűzései	8
1.3.2	A második tanulmány koncepciói és célkitűzései	9
1.3.3	A harmadik tanulmány koncepciói és célkitűzései	10
2	ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK.....	12
2.1	Első tanulmány: Lineáris fás tájelemek segítségével enyhíthető a veresnyakú árpabogár által okozott levélfelületveszteség.....	12
2.2	Második tanulmány: A tájszerkezet hatással van a napraforgó rovarmegporzóinak viráglátogatási gyakoriságára.....	13
2.3	Harmadik tanulmány: Üregekben fészkelő hártványasszárnyúak előzetes felmérése egy Erdélyben található alacsony intenzitású agrártájban	14
3	EREDMÉNYEK	16
3.1	Első tanulmány: Lineáris fás tájelemek segítségével enyhíthető a veresnyakú árpabogár által okozott levélfelületveszteség.....	16
3.2	Második tanulmány: A tájszerkezet hatással van a napraforgó rovarmegporzóinak viráglátogatási gyakoriságára.....	17
3.3	Harmadik tanulmány: Üregekben fészkelő hártványasszárnyúak előzetes felmérése egy Erdélyben található alacsony intenzitású agrártájban	18
4	KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	19

5	ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	23
6	IRODALOMJEGYZÉK.....	25
7	AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN KÉSZÜLT PUBLIKÁCIÓK	38
7.1	Publikációk lektorált folyóiratokban	38
7.2	Konferenciaközlemények és absztraktok	38

1 ELŐZMÉNYEK ÉS CÉLKITŰZÉSEK

1.1 Összefüggések az agrárélőhelyek térszerkezete és ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtó rovarközösségek között

Az utóbbi évtizedekben a mezőgazdasági területek egyre intenzívebb művelése és egyre nagyobb, a természetes élőhelyek kárára történő térnyerése miatt a természetes tájszerkezet világszerte sok helyütt drasztikusan megváltozott. Ennek a folyamatnak az eredményeként a rovarközösségek abundanciája és diverzitása is sok helyen erősen lecsökkent (lásd például HALLMANN et al. 2021; SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2021; WAGNER et al. 2021). Azonban egy egyedszámban erős és fajgazdag rovarközösség jelenléte rendkívül fontos az ökoszisztémák működéséhez, mivel sok rovarfaj jelentős, gyakran kulcsszerepet tölt be az életközösségeken belül. Az ökoszisztémák működésének fenntartása azért is fontos, mert csak ilyen módon maradnak azok az ember számára is hasznos szolgáltatások (= ökoszisztéma szolgáltatások) elérhetőek, amelyeket bizonyos rovarfajok illetve rovarcsoportok nyújtanak. Ezek a szolgáltatások különösen a mezőgazdasági, haszonnövényektől származó termények és termékek előállításához, valamint a minőségük megőrzéséhez szükségesek (ALTIERI 1999). Két közismert példa effajta rovarok által nyújtott szolgáltatásokra a ragadozó és parazitoid rovarok kártevő-gyérítő tevékenysége, vagyis a haszonnövények biológiai védelme természetes ellenségek által (JONSSON et al. 2014; BENGTSSON 2015), valamint a (vad) méhek és más rovarok megporzó tevékenysége (MELATHOPOULOS et al. 2015; FIJEN et al. 2018). Néhány rovarcsoport (például a zengőlegyek) képes mindkét szolgáltatást egyszerre nyújtani (DUNN et al. 2020).

Az életközösségekben betöltött fontos szerepük mellett sok rovarfaj érzékenyen reagál a természetes tájszerkezet megváltozására, ezért

kifejezetten alkalmasak az ilyesfajta hatások felderítésére és nyomon követésére. Az utóbbi évtizedekben több olyan tanulmány készült, amely az agrártájban található különböző tájelemek, elsősorban a féltermészetes élőhelyek összetételének és elrendezésének különféle ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtó rovarfajokra illetve rovarcsoportokra kifejtett hatásait vizsgálták. Ezeknek a tanulmányoknak az eredményei azonban korántsem egyértelműek. Például egy szójabab (*Glycine max*) táblákban végzett kísérletben (MITCHELL et al. 2014) kimutatták, hogy bonyolultabb szerkezetű, azaz kisebb és keskenyebb táblákkal rendelkező tájegységekben nem csak a ragadozó rovarfajok diverzitása és abundanciája, hanem a levéltetvek egyedszáma is szignifikánsan magasabb volt. Egy másik tanulmány (ZIÓŁKOWSKA et al. 2021) eredményei, amely keretében rovarölő-szereknek és a tájszerkezetnek – pontosabban a vizsgált táblákat szegélyező mezsgyék számának – a *Bembidion lampros* futóbogárfajra kifejtett hatásait vizsgálta, azt mutatták, hogy a rovarölő-szerek letális hatásának csökkentése sokkal erősebb hatással volt a faj egyedsűrűségének növekedésére mint (csak) a mezsgyék számának növelése. Egy Etiópiában végzett tanulmány (KEBEDE et al. 2018) eredményei, amely a tájszerkezetnek a *Busseola fusca* kukorica-kártevő bagolylepkefaj természetes ellenségeire kifejtett hatásait vizsgálta, viszont azt mutatták, hogy egy komplexebb tájszerkezet nagyobb kiterjedésű sövényekkel pozitív hatással volt a ragadozó természetes ellenségek abundanciájára, míg a parazitoid természetes ellenségek egyedszámára nem volt semmiféle hatással.

Az agrártáj szerkezete és különböző, rovarmegporzókkal kapcsolatos paraméterek közötti összefüggéseket szintén már néhány tanulmány keretében vizsgálták. Például egy intenzíven művelt Németországi agrártájban végzett tanulmány (JAUKER et al. 2009) eredményei azt mutatták, hogy míg a vadméhek egyedszáma a féltermészetes élőhelyektől való távolság

függvényében csökkent, addig a zengőlegyek száma nőtt. Továbbá a vadméhek fajdiverzitása csak akkor csökkent a féltermészetes élőhelyektől való távolság függvényében, ha felvételezési transzektet körülvevő tájban a gyepek részaránya meglehetősen alacsony (<10%) volt. Egy másik tanulmány keretében (PFISTER et al. 2018), amelyet oriástök (*Cucurbita maxima*) táblákban végeztek, a vizsgálatot végző kutatók azt találták, hogy a poszméhek (*Bombus* spp.) viráglátogatási gyakorisága a növekvő mezőgazdasági területek részarányának függvényében szignifikánsan csökkent. Azonban a táblák közvetlen szomszédságában található féltermészetes élőhelyek jelenlétének semmiféle hatását nem sikerült kimutatniuk.

Összegezve kijelenthető, hogy ezek és más hasonló tanulmányok eredményei ellenére még mindig meglehetősen keveset tudunk az agrártáj térszerkezetéről és a mezőgazdasággal kapcsolatos ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtó rovarfajok, illetve –csoportok közötti összefüggésekről.

1.2 A tájszerkezet felmérése

A tájökológia tudományágának kezdeti elméleti alapjait a német biogeográfus, Carl Troll fektette le közvetlenül a Második Világháború előtti években, és maga a “tájökológia” (ném. “Landschaftsökologie”) kifejezés is tőle származik (TROLL 1971). Ehhez segítségére volt az akkortájt erősen fejlődő légi fényképezés technikája és az ökoszisztémák működésének kutatása (CUSHMAN et al. 2010a; KUPFER 2011). A tájökológia elsősorban egy vizsgált tájegység térszerkezetének, és az itt zajló ökológiai folyamatok közötti kölcsönhatásokat vizsgálja (TURNER 1989; WIENS 2002). A modern számítástechnika, valamint a manapság könnyen és nagy számban elérhető, magas felbontású műholdképek nagyban segítik ezeknek az összefüggéseknek a felderítését (CUSHMAN et al. 2010a).

A tájökológiában a tájszerkezetet – vagyis egy vizsgált tájegységben található tájelemek összetételét, egymáshoz való térbeli viszonyát és szerkezetét – úgynevezett tájmetriai mutatók segítségével számszerűsítjük. Az ember által kevésbé bolygatott, a természetes állapothoz közeli tájszerkezetet “elsődleges” tájszerkezetnek is szokták nevezni, míg a “másodlagos” tájszerkezet egy, az emberi beavatkozások eredményeként az eredeti állapottól jelentősen eltérő tájszerkezet. Ha a “másodlagos” tájszerkezet évszázadok vagy évezredek óta tartó természeti hatások és hagyományos, környezetkímélő emberi tevékenység együttes eredménye, akkor azt “kultúrtáj”-ként is szokták emlegetni (WALZ & SYRBE 2013).

A tájszerkezet tudományos jellegű felmérése a második világháború utáni időszakban vette kezdetét, eleinte az “elsődleges” tájszerkezetre fókuszálva (MEZŐSI & FEJES 2004). Később azonban, főleg az 1980-as évektől kezdődően, a kutatások egyre inkább a tájszerkezetbe való emberi beavatkozások ökoszisztémákra kifejtett hatását vizsgálták (MEZŐSI & FEJES 2004). A tájszerkezet felmérésére az úgynevezett “folt-folyosó-mátrix” modell lett kifejlesztve (FORMAN & GODRON 1986; FORMAN 1995), amely a MacArthur és Wilson féle szigetbiogeográfia-elméleten alapszik (MACARTHUR & WILSON 1967). Ez a modell az alakjuk alapján három különféle tájelemet különböztet meg, amely egy vizsgált tájegységben előfordulhat (FORMAN & GODRON 1986; FORMAN 1995):

- a) Foltok: Nem-lineáris, viszonylag homogén és a környezetüktől eltérő területi egységek.
- b) Folyosók: Lineáris, vagyis hosszúkás és sávszerű területi egységek, amelyek a környezetüktől eltérnek és általában foltokat kötnek össze. A folyosók érintkezhetnek a foltokkal, de térbeli távolság is lehet a tájelemek között. A foltokkal azonos vagy eltérő típusúak lehetnek.

- c) Mátrix: A legnagyobb térbeli kiterjedésű folt egy vizsgált tájegységben, amelybe a többi, eltérő típusú tájelem be van ágyazódva.

Olyan tájmodellek, amelyek a szigetbiogeográfia-elméletre vannak alapozva, általában csak egyetlen egy foltípust vizsgálnak. A mátrixra úgy tekintenek, mint egy, a vizsgált organizmus szempontjából ökológiailag ellenséges vagy semleges háttérre, amelyben a foltok és folyosók, mint szigetek egy tengerben helyezkednek el (CUSHMAN et al. 2010b). Ezzel a meglehetősen statikus modellel szemben létezik egy másik szemléletmód is, az úgynevezett “táj-mozaik modell” (WIENS et al. 1993; WIENS 1995). Ez az elmélet vagy modell elveti a foltok és a mátrix szigorú megkülönböztetését, és a vizsgált tájat egy térben és időben folyamatosan változó, dinamikus és heterogén entitásként kezeli, amely számos különböző foltípus mozaikjából áll (CUSHMAN et al. 2010b).

A tájszerkezet vizsgálatára számos különféle tájmetriai mutatót fejlesztettek ki, amelyek a vizsgált tájegységben található foltok részarányát, térszerkezetét és diszpergáltságát (= térbeli szétdaraboltságát) számszerűsítik (lásd például LI & REYNOLDS 1993; MCGARIGAL & MARKS 1995; JAEGER 2000). Egy tájelemzésnél alapvetően nem teszünk különbséget foltok és folyosók között (BOGAERT et al. 2014). Ha esetleg a vizsgálat szempontjából mégis szükséges lineáris és nem-lineáris tájelemek között különbséget tenni, akkor ezeket előzetesen külön kategóriákba kell sorolni. Mivel a mátrix általában a legdominánsabb folt a vizsgált tájegységben, ezért ki szokták hagyni a tájelemzésből. Abban az esetben viszont, ha a mátrix nem mint ‘valódi’ háttér viselkedik, és a többi foltéhoz vagy foltípushoz képest nem annyira domináns, akkor foltként szokták kezelni, és a tájelemzésbe is be szokták vonni.

A tájszerkezet elemzéséhez és számszerűsítéséhez legszélesebb körben használt szoftver a McGarigal és Marks (MCGARIGAL & MARKS 1995)

által kifejlesztett FRAGSTATS program. Ez a szoftver raster adatokat használ az egy vizsgált tájegységben előforduló térbeli mintázatok felméréséhez és elemzéséhez, vagyis a tájelemzéshez. Egy ilyen tájelemzést alapvetően három heterogenitási szinten lehet elvégezni:

1. Folt szinten, ha egyéni foltok térbeli tulajdonságait vizsgáljuk.
2. Osztály szinten, ha az összes azonos típusú folt térbeli tulajdonságait vizsgáljuk.
3. Táji szinten, ha az összes, egy vizsgált tájegységben található folt térbeli tulajdonságait kívánjuk számszerűsíteni.

Annak ellenére, hogy számos különféle tájmetriai mutató létezik, alapvetően mindegyik vagy a vizsgált tájegységben található tájelemek összetételét, vagy térbeli elrendezését, vagy néhány esetben mindkettőt egyszerre írja le. Továbbá, mivel a legtöbb tájmetriai mutató kiszámítása tájfoltok ugyanazon geometriai tulajdonságain, mint például a területükön vagy kerületükön alapszik, ezért a legtöbbjük között magas a korreláció. Vagyis gyakorlatilag a vizsgált tájnak ugyanazon térbeli tulajdonságait írják le, ami legtöbbjüket redundánssá, azaz feleslegessé teszi. Ezidáig számos kísérlet történt a redundáns mutatók megtalálására és kiszűrésére (például LI & REYNOLDS 1995; MCGARIGAL & MCCOMB 1995; RIITERS et al. 1995; CUSHMAN et al. 2008). Ezeknek a tanulmányoknak eredményei azt mutatták, hogy a mutatók többsége tényleg erősen korrelál egymással, és hogy általában néhány belőlük elegendő, hogy a vizsgált tájegységről egy messzemenően pontos leírást kapjunk. Azonban az eredmények arra is engednek következtetni, hogy a mutatók közötti korreláció erősen függ magától a vizsgált tájegység mintázatától, és hogy nem létezik egy előre lehatárolható, minden esetben alkalmazható készlet tájmetriai mutatókból. Ezért a mutatók kiválasztása elsősorban a tudományos kérdésfeltevéstől függ.

Végezetül még ki szeretném emelni a tájelemzéshez választott térbeli lépték fontosságát. A térbeli lépték egy raszter-kép formájában vizsgált tájegység esetében két fő részből áll: egyrészt a térbeli kiterjedéséből, illetve méretéből, másrészt az elemzett raszter-kép térbeli felbontásából, illetve pixel-méretéből (FORMAN & GODRON 1986; TURNER et al. 1989; WIENS 1989). Ezeknek a paramétereknek előzetes beállítása, illetve kiválasztása jelentősen befolyásolja a kiszámított tájmetriai mutatók értékeit és így a tájelemzés eredményeit. A lépték két térbeli komponense mellett még létezik egy harmadik, nem-térbeli komponens is, amelyet nem szabad figyelmen kívül hagyni: a tematikus felbontás, vagyis a vizsgált tájegységben található folttípusok száma. Ez a paraméter is jelentős hatással lehet a tájelemzés eredményeire. Általában minél finomabb a tematikus felbontás, annál precízebb képet kapunk a vizsgált ökológiai jelenségekről vagy folyamatokról, de annál bonyolultabbá és egyre nehezebben kivitelezhetővé válik maga az elemzés.

1.3 Az értekezés főbb célkitűzései

Az értekezés keretében bemutatott mindhárom tanulmánynak a fő célkitűzései közé tartozott a kísérleti helyszíneket körülvevő agrártáj szerkezetének különböző rovarfajokkal, illetve rovarcsoportokkal kapcsolatos paraméterekre kifejtett hatásainak felmérése. A tájszerkezet felméréséhez az előző fejezetben említett FRAGSTATS program által kiszámított tájmetriai mutatókat használtam. Az első két tanulmány terepi felvételezései Magyarország intenzív mezőgazdasági területek által dominált középső részén folytak, ahol a féltermészetes élőhelyek részaránya igen alacsony. Ezzel szemben a harmadik tanulmány terepi felvételezései egy alacsony intenzitású agrártájban, Románia középső részén (vagyis Erdélyben, Székelyföldön) zajlottak. Itt a

féltermészetes vagy természetes élőhelyek (úgy mint virágfajokban gazdag rétek, mezők, illetve erdők) és a mezőgazdasági területek sokkal kiegyensúlyozottabb részarányaival találkozunk a tájban. A tájszerkezeti hatások felderítése mellett az előző fejezetben megtárgyalt néhány, tájmetriai mutatókkal kapcsolatos módszertani kérdés kivizsgálása is szerepelt az első két tanulmány célkitűzései között. Például az első tanulmány keretében a redundáns mutatók megtalálására és kiszűrésére – vagyis, hogy megtaláljam a legnagyobb magyarázó erővel bíró tájmetriai mutatókat – egy, újfajta elemekkel rendelkező szelektív procedúrát alkalmaztam, illetve vizsgáltam. Továbbá, az első két tanulmány esetében a változó térbeli lépték hatásait is vizsgáltam. A három tanulmánynak főbb koncepcióit és célkitűzéseit a következő három alfejezetben mutatom be.

1.3.1 Az első tanulmány koncepciói és célkitűzései

A veresnyakú árpabogár (*Oulema melanopus*) lárvái a gabonafélék, különösen az őszi búza (*Triticum aestivum*) egyik fontos kártevője (HAYNES & GAGE, 1981). Mind maga az árpabogár (CASAGRANDE et al. 1977; PHILIPS et al. 2012), mind sok kártevő természetes ellenségei (lásd például TAKÁCS & FRANK 2009) fás területekhez kötődnek, amelyeket vagy átmeneti (például az árpabogár esetében telelő), vagy állandó élőhelyként használnak. Az intenzív mezőgazdasági területek által dominált közép-magyarországi térségben, ahol ez a tanulmány folyt, alapvetően kétféle fás területtel lehet találkozni: egyrészt lineáris elemekkel mint erdősávokkal vagy fasorokkal, amelyek általában fajgazdag aljnövényzettel rendelkeznek (TAKÁCS & FRANK 2009), másrészt nyarasok (*Populus tremula*) vagy akácok (*Robinia pseudoacacia*) terjedelmes ültetvényeivel, amelyek viszont általában erősen zárt lombkoronával és fajszegény aljnövényzettel rendelkeznek (WEIH et al.

2003; VÍTKOVÁ et al. 2017). Az első tanulmány fő célja az volt, hogy a természetes ellenségek által a veresnyakú árpabogár lárváira kifejtett gyérítő hatást számszerűsítsük búzatóblák közelében található két különböző térszerkezetű fás terület hatásainak függvényében. Ennek érdekében a lárvák által okozott levélfelületvesztésüket vizsgáltuk kizárásos kísérletekkel.

1.3.2 A második tanulmány koncepciói és célkitűzései

A napraforgó (*Helianthus annuus*) az Európai Unióban (= EU-28) a repce után a második legfontosabb olajnövény, amit több mint 4 millió hektáron termesztnek (EUROSTAT 2018). Magyarországon a napraforgó a legfontosabb olajnövény, amit több mint fél millió hektáron termesztnek 2005 óta (KSH 2019). Annak ellenére, hogy a napraforgó képes az önbeporzásra, a rovarmegporzók általi idegenbeporzás gyakran több és jobb minőségű terméshez vezet (HEVIA et al. 2016; TERZIC et al. 2017; SILVA et al. 2018), akár táblánként 40 százalékkal (PERROT et al. 2019). Világszerte a háziméh (*Apis mellifera*) a napraforgó első számú megporzója (lásd például GREENLEAF & KREMEN 2006; NDERITU et al. 2008; CERRUTTI & PONTET 2016; MARTIN & FARINA 2016). Azonban a vadméhek megporzói tevékenysége is kimutathatóan képes növelni a napraforgó terméshozamát. A saját beporzási tevékenységük mellett, jelenlétükkel több mozgásra kényszerítik a háziméheket, így növelve azok beporzási hatékonyságát (GREENLEAF & KREMEN 2006; CARVALHEIRO et al. 2011; SARDIÑAS & KREMEN 2015). Nagyon úgy tűnik, hogy ez a mozgásra ösztönző hatás elsősorban hibrid napraforgó fajták beporzásánál játszik fontos szerepet, ahol az anyanövények hímsterilek, és csak egy másik, hímfertilis napraforgótól képesek beporzódni (GREENLEAF & KREMEN 2006; OZ et al. 2009; MARTIN & FARINA 2016). Ezért a napraforgó sikeres

termesztéséhez fontos tudni, hogy a táblákat körülvevő tájban található tájelemek összetétele és elrendezése hogyan hat a vad rovarmegporzók egyedszámára és fajgazdagságára. Azonban a napraforgó vad rovarmegporzóira kifejtett tájszerkezeti hatásokat ezidáig csak néhány tanulmány keretében vizsgálták. Ezeknek a tanulmányoknak az eredményei arra utalnak, hogy a féltermészetes élőhelyek magasabb száma a napraforgótáblák körül pozitívan hat a vad rovarmegporzók egyedszámára és fajgazdagságára (BENNETT & ISAACS 2014; RIEDINGER et al. 2014; BIHALY et al. 2018). Azonban a napraforgótáblákat körülvevő tájban található különböző tájelemek összetételének és elrendezésének, vagyis bonyolultabb tájszerkezeti paramétereknek a hatásait ezidáig egy tanulmány keretében sem vizsgálták. Az itt bemutatott második tanulmány pont ennek a hiánynak a pótlását tűzte ki célul, méghozzá a vizsgált napraforgótáblákat körülvevő táj térszerkezeti paramétereinek felmérését, valamint ezeknek a paraméternek a napraforgó viráglátogatási gyakoriságára kifejtett hatásainak felderítését.

1.3.3 A harmadik tanulmány koncepciói és célkitűzései

Fészekcsapdák segítségével nemcsak az üregekben fészkelő hártványásszárnyúak egyedszámát, diverzitását és trofikus kapcsolatait lehet vizsgálni, hanem erre az élőlénycsoportra kifejtett tájszerkezeti hatások felderítésére is kifejezetten alkalmas a fészekcsapdás adatgyűjtés módszere (lásd például STECKEL et al., 2014; STANGLER et al., 2015; STAAB et al., 2018; MAYR et al., 2020). A növekvő mezőgazdasági intenzifikáció és urbanizáció eredményeként, főleg a sűrűn lakott régiókban, mint például Nyugat-Európában, számos rovarfaj élőhelyének területe vagy lecsökkent, vagy szétदारabolódott, ami világszerte sok helyen visszaesést okozott a rovarok egyedszámában és fajgazdagságában

(lásd például PIANO et al. 2020; WAGNER 2020; RAVEN & WAGNER 2021; SÁNCHEZ-BAYO & WYCKHUYS 2021). Ezért minden további adat és információ üregekben fészkelő hártványászárnyúakról, és az ezeket befolyásoló tájszerkezeti hatásokról segítséget nyújthat, hogy az érdeklükben elvégzett védelmi intézkedések sikerrel járjanak. Az eddigi nyugat-európai tanulmányok többsége, amely üregekben fészkelő hártványászárnyúakkal foglalkozott, intenzív mezőgazdasági területeken folyt (lásd például HOLZSCHUH et al. 2009 és 2010; FABIAN et al. 2013 és 2014). Ezzel szemben olyan nyugat-európai tanulmányok, amelyek ugyanezt alacsony intenzitású mezőgazdasági területeken vagy természetközeli élőhelyeken vizsgálták sokkal ritkábbak (lásd például ALBRECHT et al. 2007; SOBEK et al. 2009; KREWENKA et al. 2011). Továbbá Kelet-Európa nagy részén üregekben fészkelő hártványászárnyúakat, néhány tanulmánytól eltekintve (például BUDRYS et al. 2010; BIHALY et al. 2021), még egyáltalán nem vizsgáltak. Ezért a harmadik tanulmány keretében fészkekcsapdás vizsgálatokat végeztünk Románia ember által kevésbé befolyásolt és természetközeli területekben gazdag központi részén. A tanulmány konkrét célja az üregekben fészkelő hártványászárnyúak abundanciájának és diverzitásának, valamint ezek közül a ragadozó csoportok pókzsákmány-preferenciájának felmérésére volt, a kísérleti helyszíneket körülvevő alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részaránya és szegéllysűrűsége függvényében.

2 ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

2.1 Első tanulmány: Lineáris fás tájelemek segítségével enyhíthető a veresnyakú árpabogár által okozott levélfelületveszteség

A szabadtéri kísérletek két éven keresztül (2014 és 2015-ben) a Nagyalföld északnyugati részén, a Jászságban zajlottak. Mindkét évben 17 búzatábla lett a kísérletek helyszínéül kiválasztva. 2014-ben a táblaszegélyre merőlegesen négy sor búzanövényt, mint transzektet jelöltünk ki. Mind a négy transzekt mentén 2-25-50-75 m távolságra a szegélytől, négy-négy darab búzanövényt választottunk ki. Növényenként öt darab, előzetesen összegyűjtött hím és nőstény árpabogár imágót (összesen 2380 egyed) helyeztünk ki, és a kísérleti növényeket ezután egy acélvázzal támogatott izolátorhálóval letakartuk. Néhány nappal később, miután a nőstények lepetéztek, az imágók el lettek távolítva. Ezt követően az izolátorhálókat a negyedik sor kivételével (= “zárt” kezelés), nem helyeztük vissza (= “nyitott” kezelés), így a növények hozzáférhetővé váltak a természetes ellenségek számára. A 2015-ös szabadtéri kísérlet hasonlóan volt felépítve, mint a 2014-es, azzal a különbséggel, hogy ebben az évben csak három sor búzanövény lett transzektnek kijelölve, amelyek közül a középső sor volt a “zárt” és a két szélső sor a “nyitott” kezelés. Az árpabogár kártételét a levélfelületveszteséggel számszerűsítettük oly módon, hogy növényenként 10 darab levélre nézve a teljes levélfelülethez viszonyított károsított levélfelület arányát becsültük meg vizuálisan. A természetes ellenségek gyérítő hatása a “zárt” és “nyitott” kezelések közötti átlagos levélfelület-veszteségbeli különbségekből (= LSL_{DIFF}) lett kiszámítva. A 34 búzatáblát körülvevő táj feltérképezése 500 m átmérőjű tájszektorokként a QGIS szoftverben történt, lineáris (= szélesebb erdősávok) és nem-lineáris (= monokultúras faültetvények) fás tájelemeket megkülönböztetve. Az így elkészített vektortérképek 8 térbeli léptékben (50 méteres lépésekben 150-500

m között) raszter-képekké lettek átalakítva. Ezekből a raszter-képekből a FRAGSTATS szoftver a kétféle fás tájalelem 36 különféle tájmetriai mutatóját számította ki. Következő lépésként a tájmetriai mutatók magas számának csökkentésére egy két-lépcsős szelekciós procedúrát használtam, amely először a tájmetriai mutatók közötti korrelációk alapján a mutatók számát egy kezelhető mennyiségre lecsökkentette. Ezután a fennmaradó tájmetriai mutatók, mint magyarázó változók, valamint a gyök-transzformált LSL_{DIFF} értékei, mint függő változó lineáris modellekbe lettek integrálva, amelyekből automatizált modell-szelekciókat alkalmazva sikerült a legerősebb magyarázó erővel bíró tájmetriai mutatókat beazonosítani. Az egész szelekciós procedúra és minden más statisztikai elemzés az R statisztikai szoftverben történt.

2.2 Második tanulmány: A tájszerkezet hatással van a napraforgó rovarmegporzóinak viráglátogatási gyakoriságára

A szabadtéri kísérletek, ugyanúgy, mint az első tanulmány esetében, a Jászság északnyugati részén, két éven keresztül (2014 és 2015-ben) évente 18 darab véletlenszerűen kiválasztott napraforgótáblában folytak. A kísérletek keretében a napraforgóvirágokat látogató megporzók megfigyelésére került sor. A megfigyelések nappal 9-17 óra között történtek. A megporzó rovarok megfigyelését és gyűjtését két, a táblaszegélyre merőlegesen futó transzekt mentén végeztük, amelyek 10 méterre helyezkedtek el egymástól. A megfigyelési és gyűjtési pontok 5-25-50-75 méterre voltak a táblaszegélytől. Minden pontnál kilenc napraforgófejen 10 percen keresztül figyeltük a megporzókat. A megfigyelések során három csoportban (háziméhek, vadméhek, egyéb megporzók) rögzítettük az egyedszámokat. A 36 napraforgótáblát körülvevő táj feltérképezése 750 m átmérőjű tájszektorokként a QGIS szoftverben történt, lágyszárú féltermészetes élőhelyeket, mint például

gyepeket vagy mezsgyéket, valamint az összes, a tájszektorok határain belül található napraforgótáblát megkülönböztetve. Lehetséges lépték-hatások felderítésére a vektortérképek 13 léptékben (50 méteres lépésekben 150-750 m között) lettek raszter-képekké átalakítva. A kétféle vizsgált tájelem térbeli tulajdonságait a raszter-képekből a FRAGSTATS szoftver segítségével a következő három tájmetriai mutató formájában számoltam ki: részarány ('Percentage of Landscape'), szegélysűrűség ('Edge Density') és diszpergáltság ('Dispersion Index'). Ez utóbbi tájmetriai mutató kiszámításához az 'Aggregációs Index' (amely a foltok aggregáltságát, illetve kompaktságát méri) értékeit mínusz eggyel szoroztam meg. Az összes statisztikai elemzést az R szoftverben végeztem. A kétféle tájelem térbeli tulajdonságainak a három megporzó csoport viráglátogatási gyakoriságára kifejtett hatásait Poisson eloszlású általánosított kevert hatású modellekkel (GLMM) vizsgáltam. Ehhez mindhárom tájmetriai mutató, a kétféle tájelemre külön bontva, mint magyarázó változó lett a Poisson GLMM-ekbe integrálva.

2.3 Harmadik tanulmány: Üregekben fészkelő hártványászárnyúak előzetes felmérése egy Erdélyben található alacsony intenzitású agrártájban

A harmadik tanulmány vizsgálati helyszínei a Vargyas-szoros környékén, Hargita és Kovászna megyék (Székelyföld, Erdély, Románia) határán voltak. Az összesen nyolc kísérleti helyszín három völgyben, 530-630 méteres tengerszint feletti magasság között helyezkedett el. Ezek közül két helyszín az Északi Vargyas-völgyben, valamint három-három a Déli Vargyas-völgyben és a Körmös-völgyben volt található. Az Északi Vargyas-völgyben elsősorban extenzív legeltetés folyik és gyakoriak a rétek és kaszálók, míg a Déli Vargyas-völgy túlnyomó része, elzártsága miatt, erdők és fás területek által borított. A

két völgyet a Vargyas-szoros választja el. A Vargyas-völgyekhez képest a Kőrmös-völgyben sokkal erősebb az emberi hatás, és a déli részén szántók is találhatóak. Ezekből a tájhasználati intenzitásban tapasztalható különbségekből adódóan az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek aránya a természetes erdőterülethez képest helyszínről helyszínre változó. Helyszínenként négy fészekcsapdát helyeztünk ki 2018 májusának végén. A fészekcsapdák 12 cm átmérőjű és 23 cm hosszúságú PVC csövekből álltak. A csöveket kb. 22 cm hosszú, elől-hátul nyitott nádszákkal töltöttük meg. A csapdák összegyűjtése augusztus végén történt. Az összegyűjtött csapdákat először a szabadban, egy árnyékos, száraz helyen tároltuk, majd 2019 januárjában hűtőszekrénybe kerültek. Ezután megkezdődött a csapdák feldolgozása, vagyis a nádszálak felbontása és az adatok feljegyzése. Abban az esetben, ha egy nádszálaban egy vagy több fészek volt, a következő adatok illetve paraméterek kerültek feljegyzésre: (a) a nádszál átmérője; (b) a költőkamrák száma, amelyekben vagy hártvászárnnyú ivadékok (lárvák vagy kokonok), vagy pókok voltak; (c) a fészekanyag típusa; (d) a lárvák vagy kokonok színe. A (c) és (d) paraméter alapján összesen hét fészektípust lehetett megkülönböztetni. Mind a hét fészektípus esetében legalább két darab nádszálat, mint mintát, keltetésre műanyag zacskókba helyeztünk. Az imágók kikelése után közülük legalább két egyedet begyűjtöttünk és genusz szinten meghatároztunk. Összesen nyolc genuszt sikerült meghatározni: *Ancistrocerus*, *Auplopus*, *Dipogon*, *Hylaeus*, *Megachile*, *Osmia*, *Symmorphus*, és *Trypoxylon*. Az *Ancistrocerus* és *Symmorphus* genuszok esetében a fészektípust nem lehetett vizuálisan megkülönböztetni, ezért ennek a két genusznak a fészkeit egy közös csoportba, az Eumeninae (= fazekasdarazsak) alcsaládba soroltuk. A fészkekben talált pókzsákmányt család szinten meghatároztuk, és a három, pókokat ragadozó hártvászárnnyú csoporthoz (= *Auplopus*, *Dipogon* és *Trypoxylon*) rendeltük. A kísérleti helyszíneket

körülvevő táj feltérképezése 250 m átmérőjű tájszektorok formájában a QGIS szoftver segítségével történt. A FRAGSTATS szoftverben egyetlen egy tájelem-kategóriának két tájmetriai mutatóját, még hozzá a részarányát és szegélyesűrségét számítottam ki. Ez a tájelem az ‘alacsony intenzitású mezőgazdasági területek’ elnevezésű tájelem volt, amely réteket, kaszálókat és kis-parcellás mezőgazdasági területeket foglalt magába. Az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részaránya és szegélyesűrsége, és a hártványok költszárnyúak költskamráinak, valamint a fészkekben talált gyakoribb pókzsákmányok egyedszámai közötti költsönhatásokat Poisson eloszlású GLMM-ekkel, a vizsgált tájelem részaránya és szegélyesűrsége és a hártványok költszárnyúak valamint a *Trypoxylon* pókzsákmányának Shannon Diverzitási Indexe közötti költsönhatásokat viszont lineáris modellekkel elemeztem. Az összes statisztikai elemzést az R szoftverben végeztem.

3 EREDMÉNYEK

3.1 Első tanulmány: Lineáris fás tájelemek segítségével enyhíthető a veresnyakú árpabogár által okozott levélfelületveszteség

A veresnyakú árpabogár lárvái által okozott levélfelületveszteség az izolátorhálókkal védett (“zárt”) búzanövények esetében ($= 64.9 \pm 35.7\%$) jóval magasabb volt, mint a védetlen (“nyitott”) növényeknél ($= 14.3 \pm 19.7\%$). Ez a különbség egy kétmintás Welch t-teszt szerint erősen szignifikáns volt ($t = 15.542$, $df = 168.05$, $p\text{-érték} < 0.001$). A táblaszegélytől való távolságnak viszont lineáris modellek szerint sem a „nyitott”, sem a „zárt” kezelések esetében nem volt szignifikáns hatása.

Mindkét vizsgált fás tájelem szignifikáns, de ellentétes hatásokat mutatott az árpabogár kártételének enyhítésével kapcsolatban. A szelekciós procedúra

segítségével sikerült tájmetriai mutatók számát a lineáris fás tájelemek esetében két, illetve a monokultúras faültetvények esetében egy mutatóra lecsökkenteni. A lineáris fás tájelemek tájmetriai mutatói közül az ‘Aggregációs Index’, amely a vizsgált tájegységekben található foltok aggregáltságát, illetve kompaktságát méri, a vizsgált térbeli léptékek többségénél, valamint a szegélysűrűség a vizsgált két legkisebb léptéknél (150-200 méternél) fejtett ki pozitív, szignifikáns hatásokat az árpabogár kártételének enyhítésére. Ezzel ellentétben a monokultúras faültetvények növekvő részaránya szignifikánsan negatív hatásokat mutatott az árpabogár kártételének enyhítésére 200 és 500 m között, a legerősebben 250 méternél.

3.2 Második tanulmány: A tájszerkezet hatással van a napraforgó rovarmegporzóinak viráglátogatási gyakoriságára

A két vizsgálti év folyamán összesen 2993 (lehetséges) rovarmegporzót figyeltünk meg a napraforgófejekon. Az egyedek döntő többsége (= 85.2%) a házi méhek (*Apis mellifera*) közé tartozott. Ehhez képest a megfigyelt vad rovarmegporzók egyedszáma meglehetősen alacsony volt. Az összes megfigyelt rovarmegporzók közül a vadméhek csak 7.8%-ot ($n = 233$) és a nem-méh rovarmegporzók csak 7.0%-ot ($n = 209$) tettek ki.

A háziméhek viráglátogatási gyakoriságára, amelyek a leggyakoribb napraforgókat látogató megporzók voltak, a lágyszárú féltermészetes élőhelyek vizsgált tájszektoron belüli nagyobb részaránya és erősebb diszpergáltsága szignifikánsan pozitív hatásokat mutatott. Ezek a hatások 350 és 500 m között voltak a legerősebbek. A napraforgótáblák tájmetriai mutatói viszont nem fejtettek ki semmiféle szignifikáns hatást a háziméhek esetében. A háziméhekhez hasonlóan a vadméhek viráglátogatási gyakoriságára a lágyszárú féltermészetes élőhelyek tájszektoron belüli nagyobb részaránya és

erősebb diszpergáltsága szintén szignifikánsan pozitív hatást gyakorolt. Ezek a hatások lépték-függőek voltak, és míg a diszpergáltság esetében kisebb léptékeknél (150-300 méternél), addig a részarány esetében inkább nagyobb léptékeknél (550-750 méternél) voltak erősebbek. A vadméhek viráglátogatási gyakoriságára a napraforgótáblák szegélysűrűsége nagyobb léptékeknél (500-750 méternél) szignifikánsan negatív hatást gyakorolt. A nem-méh megporzók viráglátogatási gyakoriságára csak a lágyszárú félttermészetes élőhelyek erősebb diszpergáltsága gyakorolt szignifikánsan pozitív hatást. Ez a hatás lépték-függő volt és 450 méternél érte el a csúcsertékét. A napraforgótáblák egy tájmetriai mutatója sem hatott szignifikánsan a nem-méh megporzók viráglátogatási gyakoriságára.

3.3 Harmadik tanulmány: Üregekben fészkelő hártványasszárnyúak előzetes felmérése egy Erdélyben található alacsony intenzitású agrártájban

Összesen 990 hártványasszárnyú fészket találtunk 4,857 nádszálban. A fészkek többségét ($n = 888$) magányos darazsak építették. Ezek közül a legtöbb fészkek ($n = 560$) a *Trypoxylon* genuszhoz tartozott. Ezt követte a *Dipogon* genusz 158 fészkekkel, a fazekasdarázsok (Eumeninae alcsalád) 152 fészkekkel, és az *Auplopus* genusz összesen 18 fészkekkel. A magányos méhek által épített fészkek száma alacsonyabb volt ($n = 102$). Ezek közül a *Hylaeus* genusz 61 fészket, az *Osmia* genusz 23 fészket és a *Megachile* genusz 18 fészket épített. Ami az azonosítható pókzsákmányt illeti, a *Trypoxylon* genusz összesen 1,471 darab, többségében keresztespókot (Araneidae; $n = 1,118$), a *Dipogon* genusz 99 darab, többségében karolópókot (Thomisidae; $n = 93$), és az *Auplopus* genusz egy darab kalitópókot (Clubionidae) zsákmányolt.

Az *Auplopus*, *Megachile* és *Osmia* hártványászárnyú genuszok költőkamráinak számai mind szignifikáns korrelációt mutattak a vizsgált helyszínek körül található alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részarányával és szegélyesűrűségével. A legerősebb hatásokat az *Osmia* magányos vadméh genusz esetében tudtuk kimutatni, ahol mind a részarány, mind a szegélyesűrűség negatívan hatott a költőkamrák számára. Az *Auplopus* útonállódarázs (Pompilidae) genusz esetében az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek felemás hatásokat mutattak a költőkamrák számára: míg a szegélyesűrűségük szignifikánsan pozitívan hatott, addig a részarányuk negatívan. A *Megachile* magányos vadméh genusz esetében mindkét tájmetriai mutató hatása szignifikánsan pozitív volt. A pókzsákmány közül a *Dipogon* kaparódarázs genusz által zsákmányolt karolópókok (Thomisidae) számára negatívan hatott az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részaránya. A *Trypoxylon* kaparódarázs genusz által zsákmányolt pókok Shannon diverzitására viszont pozitívan hatott ugyanez a tájmetriai mutató.

4 KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Ennek az értekezésnek a fő célkitűzése, ahogyan a címe is utal rá, tájszerkezeti hatások tájmetriai mutatók segítségével történő felderítése volt. Ezt három különböző tematikájú, rovarokkal kapcsolatos tanulmány keretében próbáltam demonstrálni. Mindhárom tanulmány esetében sikerült a tájszerkezet statisztikailag szignifikáns hatásait feltárni, annak ellenére, hogy a tanulmányok teljesen más tudományos kérdéscélpontokat vizsgáltak és eltérő vizsgálati módszereket használtak. Ezek az eredmények mind a tájmetriai mutatók ezirányú alkalmasságát támasztották alá.

Az első tanulmány egyik fő témája a tájmetriai mutatók szelekciója volt a veresnyakú árpabogár lárváinak kártételének függvényében. Ebben a

szelekciós procedúrában a gyakrabban alkalmazott (inter-) korrelációs vizsgálatok mellett (például LI & REYNOLDS 1995; MCGARIGAL & MCCOMB 1995; RIITERS et al. 1995; CUSHMAN et al. 2008), amelyek a szelekciós procedura első részét képezték, második lépcsőként egy, a tájanalízisben sokkal ritkábban használt modell-szelekciót AICc-értékek alapján (lásd például SCHINDLER et al. 2015; LUSTIG et al. 2017) alkalmaztam. Ennek az újszerű, kétlépcsős szelekciós procedúrának az eredményei azt mutatták, hogy a legtöbb tájmetriai mutató egymással erősen korrelált, illetve nem nyújtott elegendő magyarázó-erőt a modellekben és emiatt redundáns volt. Egy ilyen szelekciós procedúrának az eredményei természetesen erősen függenek a függő változóktól, illetve azoktól a tudományos kérdésektől, amelyekre válaszokat szeretnénk találni. Ha például azt szerettem volna megvizsgálni, hogy melyek azok a tájmetriai mutatók, amelyek a tájszerkezet időbeli változását a legjobban leképezik, akkor teljesen más eredményeket kaptam volna (lásd például LAUSCH & HERZOG 2002). Ezekből az eredményekből kiindulva azt javaslom, hogy a tájszerkezeti hatások vizsgálatához elég előzetesen egy pár, biológiailag egyszerűen értelmezhető tájmetriai mutatót kiválasztani és ha már ezeknél a mutatóknál szignifikáns hatásokat mérünk, akkor nem érdemes további mutatókat vizsgálni. Mivel a FRAGSTATS a legtöbb tájmetriai mutató kiszámításához a tájfoltok területét vagy kerületét veszi alapul (MCGARIGAL & MARKS 1995; MCGARIGAL et al. 2012), ezért ajánlatos ezzel a két tulajdonsággal szorosan kapcsolódó mutatókkal, mint például a részarányal ('Percentage of Landscape') vagy a szegélysűrűséggel ('Edge Density'), kezdeni. Ennek a módszernek az alkalmazása mind a második, mind a harmadik tanulmánynál sikerrel járt, mivel az összes előzetesen kiválasztott tájmetriai mutató esetében sikerült szignifikáns hatásokat kimutatnom.

Az első két tanulmány esetében egy tájelemzésnél alkalmazott térbeli lépték fontosságának kimutatására az elemzéseknél különböző méretű tájablakokat használtam. A legtöbb vizsgált összefüggés esetében a tájszerkezeti hatások erős lépték-függőséget mutattak. A tájszerkezeti hatások lépték-függőségével ezidáig több, mind növényvédelmi kérdéseket (például THIES et al. 2003; ROSCHEWITZ et al. 2005; THIES et al. 2005), mind rovar-megporzókat érintő kérdéseket (például STEFFAN-DEWENTER et al. 2001; WESTPHAL et al. 2006; SCHERBER et al. 2019) vizsgáló tanulmányban foglalkoztak, de csak ritkán olyan magas, illetve szűk felbontásban, mint az itt bemutatott első két tanulmány esetében. Továbbá ennyi különféle tájmetriai mutatót ezidáig egyetlen ilyesfajta tanulmányban sem vizsgáltak. Az első két tanulmány keretében mért tájszerkezeti hatások lépték-függőségét vizsgálva feltűnő, hogy a legerősebb hatások gyakran 500 méteres léptéken belül fordultak elő. Ilyen kicsi léptékeket általában ilyesfajta vizsgálatoknál sajnos figyelmen kívül szokták hagyni. Ezért azt javaslom, hogy jövőbeli tanulmányok vizsgálatai – legalábbis olyanok, amelyek rovarokkal foglalkoznak – térjenek ki kisebb léptékekre is.

Végezetül össze szeretném foglalni, hogy az értekezés keretében bemutatott három tanulmányban milyen tájszerkezeti hatásokat sikerült kimutatni és hogy ezekből milyen következtetéseket, illetve javaslatokat lehet levonni:

- a) Az első tanulmány eredményei azt mutatták, hogy olyan búzatáblákban volt erősebb a természetes ellenségek gyérítő hatása, amelyeknek a közvetlen szomszédságában hosszú, de egyben kiterjedt lineáris fás tájelemek (= szélesebb erdősávok) helyezkedtek el. Ezzel szemben nagyobb erdőfoltok (= monokultúras faültetvények) közelében kisebb volt a természetes ellenségek gyérítő hatása. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy míg a szélesebb erdősávok valószínűleg

élőhelyül szolgálnak a veresnyakú árpabogár természetes ellenségei számára, addig a nagyobb kiterjedésű monokultúras fáültetvények számukra nem, vagy legalábbis nem annyira megfelelőek.

- b) A második tanulmány eredményei megmutatták a tájszerkezet kiemelkedő fontosságát egy intenzíven művelt agrártájban a rovarmegporzók, különösen a vadméhek számára. A lágyszárú féltermészetes élőhelyek nagyobb részaránya és/vagy erősebb diszpergáltsága (= térbeli szétdaraboltsága) az összes vizsgált megporzó csoport esetében pozitív hatással bírtak, míg a napraforgótáblák növekvő szegélysűrűsége – vagyis minél több tábla helyezkedett el egy tájablakon belül – a vadméhekre negatív hatással volt. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy a napraforgó sikeres megporzásának biztosításához egy intenzíven művelt agrártájban szükség van elegendő nagyságú és kiterjedésű lágyszárú féltermészetes élőhelyre a napraforgótáblák körül. Emellett még az is pozitív hatással lehet a rovarmegporzók viráglátogatási gyakoriságára, ha a napraforgótáblák nem egymás közvetlen szomszédságában helyezkednek el.
- c) Azonban a lágyszárú féltermészetes élőhelyeknek nem csak pozitív hatásai lehetnek. Például a harmadik tanulmány keretében vizsgált alacsony intenzitású mezőgazdasági területek (amelyekbe a lágyszárú féltermészetes élőhelyek is beleszámítottak) nagyobb részaránya és szegélysűrűsége az *Osmia* magányos vadméh-genusz költőkamra számaira negatív hatással voltak. Ezzel szemben például a *Trypoxylon* kaparódarázs pókzsákmányának diverzitására az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részaránya pozitív hatással volt. Ebből arra lehet következtetni, hogy minden tanulmány eredményei nagyban függenek a vizsgált élőlénycsoportoktól és az élőhely típusától,

amelyben a vizsgálat folyt. Így szerkezetileg és funkcionálisan hasonló tájelemeknek különféle élőhely-típusokban különböző, akár ellentétes hatásai is lehetnek.

5 ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Első tanulmány:

- Egy újszerű, kétlépcsős, redundáns tájmetriai mutatók kiválogatására szolgáló szelekciós procedúra kifejlesztése és sikeres tesztelése.
- A veresnyakú árpabogár (*Oulema melanopus*) lárváinak kártétele azokban a búzatáblákban csökkent a legerősebben, ahol a táblák szélétől 200 méteren belül lineáris fás tájelemek (= szélesebb erdősávok) helyezkedtek el. Ezek a lineáris fás tájelemeknek a növekvő szegélysűrűsége és aggregáltsága pozitívan hatottak a kártétel csökkenésére.
- Közeli monokultúrás faültetvények növekvő részaránya mellett viszont a lárvák kártétele kevésbé csökkent. Ez a hatás a táblák szélétől 250 méter távolságra volt a legerősebb.

Második tanulmány:

- A lágyszárú féltermészetes élőhelyek, mint például rétek vagy mezsgyék nagyobb részaránya és/vagy erősebb diszpergáltsága a napraforgótáblákat körülvevő tájban növelte a háziméhek, vadméhek és a nem-méh megporzók viráglátogatási gyakoriságát.
- A lágyszárú féltermészetes élőhelyek pozitív hatásai lépték-függőek voltak, és azok a távolságok, ahol a legerősebb hatások voltak mérhetőek, nagyjából megegyeztek a megfigyelt méh-megporzók átlagos gyűjtési távolságával.

- A felvételezési pontok körül található napraforgótáblák növekvő szegélysűrűsége a vadméhek esetében alacsonyabb viráglátogatási gyakoriságokat eredményezett.

Harmadik tanulmány:

- Az *Auplopus*, *Megachile* és *Osmia* taxonok fészkeiben található költőkamrák száma szignifikáns összefüggést mutatott a felvételezési helyszínek körül található alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részarányával és szegélysűrűségével.
- A *Dipogon* kaparódarázs genusz által zsákmányolt karolópókok (Thomisidae) számára negatívan hatott az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részaránya.
- A *Trypoxylon* kaparódarázs genusz által zsákmányolt pókok Shannon diverzitására viszont pozitívan hatott az alacsony intenzitású mezőgazdasági területek részaránya.

6 IRODALOMJEGYZÉK

ALBRECHT, M., DUELLI, P., SCHMID, B., MÜLLER, C. B. (2007): Interaction diversity within quantified insect food webs in restored and adjacent intensively managed meadows. *The Journal of Animal Ecology*, 76(5), 1015-1025. doi: 10.1111/J.1365-2656.2007.01264.X

ALTIERI, M. A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. In: *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes*. Elsevier, 19-31.

BENGTSSON, J. (2015): Biological control as an ecosystem service: partitioning contributions of nature and human inputs to yield. *Ecological Entomology*, 40, 45-55. doi: 10.1111/een.12247

BENNETT, A. B., ISAACS, R. (2014): Landscape composition influences pollinators and pollination services in perennial biofuel plantings. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 193, 1-8. doi: 10.1016/j.agee.2014.04.016

BIHALY, A., VASKOR, D., LAJOS, K., SAROSPATAKI, M. (2018): Effect of semi-natural habitat patches on the pollinator assemblages of sunflower in an intensive agricultural landscape. *Tájökológiai Lapok* 16, 45-52.

BOGAERT, J., VRANKEN, I., ANDRÉ, M. (2014): Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In: *Biocultural Landscapes*. Springer, Dordrecht, 89-112. doi: 10.1007/978-94-017-8941-7_8

BUDRYS, E., BUDRIENĖ, A., NEVRONYTĖ, Ž. (2010): Dependence of brood cell length on nesting cavity width in Xylicolous solitary wasps of Genera *Ancistrocerus* and *Symmorphus* (Hymenoptera: Vespidae). *Acta Zoologica Lituanica*, 20(1), 68-76. doi: 10.2478/v10043-010-0010-y

CARVALHEIRO, L. G., VELDTMAN, R., SHENKUTE, A. G., TESFAY, G. B., PIRK, C. W. W., DONALDSON, J. S., NICOLSON, S. W. (2011): Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, 14, 251-259. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01579.x

CASAGRANDE, R. A., RUESINK, W. G., HAYNES, D. L. (1977): The Behavior and Survival of Adult Cereal Leaf Beetles *Annals of the Entomological Society of America*, 70(1), 19-30. doi: 10.1093/aesa/70.1.19

CERRUTTI, N., PONTET, C. (2016): Differential attractiveness of sunflower cultivars to the honeybee *Apis mellifera* L. *OCL-Oilseeds & Fats Crops and Lipids*, 23(2), D204. doi: 10.1051/ocl/2016005

CUSHMAN, S. A., EVANS, J. S., MCGARIGAL, K. (2010a): Landscape ecology: past, present, and future. In: *Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation*. Springer, Tokyo, 65-82. doi: 10.1007/978-4-431-87771-4_4

CUSHMAN, S. A., GUTZWEILER, K., EVANS, J. S., MCGARIGAL, K. (2010b): The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology. In: *Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation*. Springer, Tokyo, 83-108. doi: 10.1007/978-4-431-87771-4_5

CUSHMAN, S. A., MCGARIGAL, K., NEEL, M. C. (2008): Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8(5), 691-703. doi: 10.1016/j.ecolind.2007.12.002

DUNN, L., LEQUERICA, M., REID, C. R., LATTY, T. (2020): Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera: Syrphidae): pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76(6), 1973-1979. doi: 10.1002/ps.5807

EUROSTAT (2018): Archive: Main annual crop statistics, https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Main_annual_crop_statistics&oldid=389868#Oilseeds

FABIAN, Y., SANDAU, N., BRUGGISSER, O. T., AEBI, A., KEHRLI, P., ROHR, R. P., NAISBIT, R. E., BERSIER, L.-F. (2013): The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 82(6), 1203-1214. doi: 10.1111/1365-2656.12103

FABIAN, Y., SANDAU, N., BRUGGISSER, O. T., AEBI, A., KEHRLI, P., ROHR, R. P., NAISBIT, R. E., BERSIER, L.-F. (2014): Plant diversity in a nutshell: testing for small-scale effects on trap nesting wild bees and wasps. *Ecosphere*, 5(2), 1-18. doi: 10.1890/ES13-00375.1

FIJEN, T. P., SCHEPER, J. A., BOOM, T. M., JANSSEN, N., RAEMAKERS, I., KLEIJN, D. (2018): Insect pollination is at least as important for marketable crop yield as plant quality in a seed crop. *Ecology letters*, 21(11), 1704-1713. doi: 10.1111/ele.13150

FORMAN, R. T. T. (1995): Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, England.

FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1986): Landscape ecology. Wiley, New York.

GASPARATOS, A., STROMBERG, P., TAKEUCHI, K. (2011): Biofuels, ecosystem services and human wellbeing: Putting biofuels in the ecosystem services narrative. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 142(3-4), 111-128. doi: 10.1016/j.agee.2011.04.020

GREENLEAF, S. S., KREMEN, C. (2006): Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103, 13890-13895. doi: 10.1073/pnas.0600929103

HALLMANN, C. A., SSYMANK, A., SORG, M., DE KROON, H., JONGEJANS, E. (2021): Insect biomass decline scaled to species diversity: General patterns derived from a hoverfly community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2). doi: 10.1073/pnas.2002554117

HAYNES, D. L., GAGE, S. H. (1981): The cereal leaf beetle in North America. *Annual Review of Entomology*, 26(1), 259-287. doi: 10.1146/annurev.en.26.010181.001355

HEVIA, V., BOSCH, J., AZCÁRATE, F. M., FERNÁNDEZ, E., RODRIGO, A., BARRIL-GRAELLS, H., GONZÁLEZ, J. A. (2016): Bee diversity and abundance in a livestock drove road and its impact on pollination and seed set in adjacent sunflower fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 336-344. doi: 10.1016/j.agee.2016.08.021

HOLZSCHUH, A., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T. (2009): Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 19(1), 123-132. doi: 10.1890/08-0384.1

HOLZSCHUH, A., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T. (2010): How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *The Journal of Animal Ecology*, 79(2), 491-500. doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x

JAEGER, J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2), 115-130. doi: 10.1023/A:1008129329289

JAUKER, F., DIEKOETTER, T., SCHWARZBACH, F., WOLTERS, V. (2009): Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology*, 24(4), 547-555. doi: 10.1007/s10980-009-9331-2

JONSSON, M., BOMMARCO, R., EKBOM, B., SMITH, H. G., BENGTSSON, J., CABALLERO-LOPEZ, B., et al. (2014): Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(3), 243-252. doi: 10.1111/2041-210X.12149

KEBEDE, Y., BIANCHI, F., BAUDRON, F., ABRAHAM, K., DE VALENÇA, A., TITTONELL, P. (2018): Implications of changes in land cover and landscape structure for the biocontrol potential of stemborers in Ethiopia. *Biological Control*, 122, 1-10. doi: 10.1016/j.biocontrol.2018.03.012

KREWENKA, K. M., HOLZSCHUH, A., TSCHARNTKE, T., DORMANN, C. F. (2011): Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biological Conservation*, 144(6), 1816-1825. doi: 10.1016/j.biocon.2011.03.014

KSH (2019): STADAT tables - Agriculture. http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omn007b.html.

KUPFER, J.A. (2011): Theory in landscape ecology and its relevance to biogeography. In: MILLINGTON, A., BLUMLER, M., SCHICKHOFF, U. (eds): *The SAGE Handbook of Biogeography*. London: SAGE, 57-74.

LAUSCH, A., HERZOG, F. (2002): Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2(1-2), 3-15. doi: 10.1016/S1470-160X(02)00053-5

LI, H. B., REYNOLDS, J. F. (1993): A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 8(3), 155-162. doi: 10.1007/BF00125347

LUSTIG, A., STOUFFER, D. B., DOSCHER, C., WORNER, S. P. (2017): Landscape metrics as a framework to measure the effect of landscape structure on the spread of invasive insect species. *Landscape Ecology*, 32(12), 2311-2325. doi: 10.1007/s10980-017-0570-3

MACARTHUR, R. H., WILSON, E. O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

MARTIN, C. S., FARINA, W. M. (2016): Honeybee floral constancy and pollination efficiency in sunflower (*Helianthus annuus*) crops for hybrid seed production. *Apidologie*, 47(2), 161-170. doi: 10.1007/s13592-015-0384-8

MAYR, A. V., PETERS, M. K., EARDLEY, C. D., RENNER, M. E., RÖDER, J., STEFFAN-DEWENTER, I. (2020): Climate and food resources shape species richness and trophic interactions of cavity-nesting Hymenoptera. *Journal of Biogeography*, 47(4), 854-865. doi: 10.1111/jbi.13753

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A., ENE, E. (2012). Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. FRAGSTATS v4.

MCGARIGAL, K., MARKS, B.J. (1995): Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, general technical report PNW-GTR-351. US Forest Service Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.

MCGARIGAL, K., MCCOMB, W. C. (1995): Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 65(3), 235-260. doi: 10.2307/2937059

MELATHOPOULOS, A. P., CUTLER, G. C., TYEDMERS, P. (2015): Where is the value in valuing pollination ecosystem services to agriculture? *Ecological Economics*, 109, 59-70. doi: 10.1016/j.ecolecon.2014.11.007

MEZŐSI, G., FEJES, CS. (2004): A tájak ökológiai feltjainak kvantitatív elemzése – A magyar földrajz kurrens eredményei. A II. Magyar Földrajzi Konferencia 2004. CD kötete, Szeged, 1-12.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

MITCHELL, M. G., BENNETT, E. M., GONZALEZ, A. (2014): Agricultural landscape structure affects arthropod diversity and arthropod-derived ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 192, 144-151. doi: 10.1016/j.agee.2014.04.015

NDERITU, J., NYAMASYO, G., KASINA, M., ORONJE, M. (2008): Diversity of sunflower pollinators and their effect on seed yield in Makueni District, Eastern Kenya. *Spanish Journal of Agricultural Research*, (2), 271-278.

OZ, M., KARASU, A., CAKMAK, I., GOKSOY, A. T., TURAN, Z. M. (2009): Effects of honeybee (*Apis mellifera*) pollination on seed set in hybrid sunflower (*Helianthus annuus* L.). *African Journal of Biotechnology*, 8(6).

PERROT, T., GABA, S., RONCORONI, M., GAUTIER, J. L., SAINTILAN, A., BRETAGNOLLE, V. (2019): Experimental quantification of insect

pollination on sunflower yield, reconciling plant and field scale estimates. *Basic and Applied Ecology*, 34, 75-84. doi: 10.1016/j.baae.2018.09.005

PFISTER, S. C., ECKERTER, P. W., KREBS, J., CRESSWELL, J. E., SCHIRMEL, J., ENTLING, M. H. (2018): Dominance of cropland reduces the pollen deposition from bumble bees. *Scientific reports*, 8(1), 1-8. doi: 10.1038/s41598-018-31826-3

PHILIPS, C. R., HERBERT, D. A., KUHAR, T. P., REISIG, D. D., ROBERTS, E. A. (2012): Using Degree-Days to Predict Cereal Leaf Beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) Egg and Larval Population Peaks. *Environmental Entomology*, 41(4), 761-767. doi: 10.1603/EN12026

PIANO, E., SOUFFREAU, C., MERCKX, T., BAARDSEN, L. F., BACKELJAU, T., BONTE, D., et al. (2020): Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 26(3), 1196-1211. doi: 10.1111/gcb.14934

RAVEN, P., WAGNER, D. (2021): Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2002548117. doi: 10.1073/pnas.2002548117

RIEDINGER, V., RENNER, M., RUNDLÖF, M., STEFFAN-DEWENTER, I., HOLZSCHUH, A. (2014): Early mass-flowering crops mitigate pollinator dilution in late-flowering crops. *Landscape Ecology*, 29(3), 425-435. doi: 10.1007/s10980-013-9973-y

RIITTERS, K. H., O'NEILL, R. V., HUNSAKER, C. T., WICKHAM, J. D., YANKEE, D. H., TIMMINS, S. P., JONES, K. B., JACKSON, B. L. (1995): A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, 10(1), 23-40. doi: 10.1007/BF00158551

ROSCHEWITZ, I., HÜCKER, M., TSCHARNTKE, T., THIES, C. (2005): The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108(3), 218-227. doi: 10.1016/j.agee.2005.02.005

SÁNCHEZ-BAYO, F., WYCKHUYS, K. A. (2021): Further evidence for a global decline of the entomofauna. *Austral Entomology*, 60(1), 9-26. doi: 10.1111/aen.12509

SARDIÑAS, H. S., KREMEN, C. (2015): Pollination services from field-scale agricultural diversification may be context-dependent. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 207, 17-25. doi: 10.1016/j.agee.2015.03.020

SCHERBER, C., BEDUSCHI, T., TSCHARNTKE, T. (2019): Novel approaches to sampling pollinators in whole landscapes: a lesson for landscape-wide biodiversity monitoring. *Landscape Ecology*, 34(5), 1057-1067. doi: 10.1007/s10980-018-0757-2

SCHINDLER, S., VON WEHRDEN, H., POIRAZIDIS, K., HOCHACHKA, W. M., WRBKA, T., KATI, V. (2015): Performance of methods to select landscape metrics for modelling species richness. *Ecological Modelling*, 295, 107-112. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.05.012

SILVA, C., GODOY, W. A., JACOB, C. R., THOMAS, G., CÂMARA, G. M., ALVES, D. A. (2018): Bee pollination highly improves oil quality in sunflower. *Sociobiology*, 65(4), 583-590. doi: 10.13102/sociobiology.v65i4.3367

SOBEK, S., TSCHARNTKE, T., SCHERBER, C., SCHIELE, S., STEFFAN-DEWENTER, I. (2009): Canopy vs. understory: Does tree diversity affect bee and wasp communities and their natural enemies across forest strata? *Forest*

Ecology and Management, 258(5), 609-615. doi: 10.1016/j.foreco.2009.04.026

STAAB, M., PUFAL, G., TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.-M. (2018): Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments — A systematic overview and user guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(11), 2226-2239. doi: 10.1111/2041-210X.13070

STANGLER, E. S., HANSON, P. E., STEFFAN-DEWENTER, I. (2015): Interactive effects of habitat fragmentation and microclimate on trap-nesting Hymenoptera and their trophic interactions in small secondary rainforest remnants. *Biodiversity and Conservation*, 24(3), 563-577. doi: 10.1007/s10531-014-0836-x

STECKEL, J., WESTPHAL, C., PETERS, M. K., BELLACH, M., ROTHENWOEHRER, C., ERASMI, S., SCHERBER, C., TSCHARNTKE, T., STEFFAN-DEWENTER, I. (2014): Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists. *Biological Conservation*, 172, 56-64. doi: 10.1016/j.biocon.2014.02.015

STEFFAN-DEWENTER, I., MÜNZENBERG, U., TSCHARNTKE, T. (2001): Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1477), 1685-1690. doi: 10.1098/rspb.2001.1737

TAKÁCS, V., FRANK, N. (2009): The traditions, resources and potential of forest growing and multipurpose shelterbelts in Hungary. *Agroforestry in Europe*, 415-433. doi: 10.1007/978-1-4020-8272-6_21

TERZIĆ, S., MIKLIČ, V., ČANAK, P. (2017): Review of 40 years of research carried out in Serbia on sunflower pollination. *OCL-Oilseeds & Fats Crops and Lipids*, 24(6). doi: 10.1051/ocl/2017049

- THIES, C., ROSCHEWITZ, I., TSCHARNTKE, T. (2005): The landscape context of cereal aphid–parasitoid interactions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1559), 203-210. doi: 10.1098/rspb.2004.2902
- THIES, C., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T. (2003): Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos*, 101(1), 18-25. doi: 10.1034/j.1600-0706.2003.12567.x
- TURNER, M. G. (1989): Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197. doi: 10.1146/annurev.es.20.110189.001131
- TURNER, M. G. (1990): Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1), 21-30. doi: 10.1007/BF02573948
- TURNER, M.G., O'NEILL, R.V., GARDNER, R.H., MILNE, B.T. (1989): Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3(3), 153-162. doi: 10.1007/BF00131534
- VÍTKOVÁ, M., MÜLLEROVÁ, J., SÁDLO, J., PERGL, J., PYŠEK, P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287-302. doi: 10.1016/j.foreco.2016.10.057
- WAGNER, D. L. (2020): Insect declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65, 457-480. doi: 10.1146/annurev-ento-011019-025151
- WAGNER, D. L., FOX, R., SALCIDO, D. M., DYER, L. A. (2021): A window to the world of global insect declines: Moth biodiversity trends are complex and heterogeneous. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2). doi: 10.1073/pnas.2002549117

WALZ, U., SYRBE, R. U. (2013): Linking landscape structure and biodiversity. *Ecological indicators*, 31(8), 1-5. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.01.032

WEIH, M., KARACIC, A., MUNKERT, H., VERWIJST, T., DIEKMANN, M. (2003): Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). *Basic and Applied Ecology*, 4(2), 149-156. doi: 10.1078/1439-1791-00157

WESTPHAL, C., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T. (2006): Bumblebees experience landscapes at different spatial scales: possible implications for coexistence. *Oecologia*, 149(2), 289-300. doi: 10.1007/s00442-006-0448-6

WIENS, J. A. (1989): Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3(4), 385-397. doi: 10.2307/2389612

WIENS, J. A. (2002): Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater biology*, 47(4), 501-515. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x

WIENS, J.A. (1995): Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON L., FAHRIG L., MERRIAM G. (eds), *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Springer, Dordrecht, 1-26. doi: 10.1007/978-94-011-0717-4_1

WIENS, J.A., STENSETH, N.C., VAN HORNE B., IMS R.A. (1993): Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66, 369-380. doi: 10.2307/3544931

ZIÓŁKOWSKA, E., TOPPING, C. J., BEDNARSKA, A. J., LASKOWSKI, R. (2021): Supporting non-target arthropods in agroecosystems: Modelling

effects of insecticides and landscape structure on carabids in agricultural landscapes. *Science of the Total Environment*, 774, 145746. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145746

7 AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN KÉSZÜLT PUBLIKÁCIÓK

7.1 Publikációk lektorált folyóiratokban

LAJOS, K., DEMETER, I., MÁK, R., BALOG, A., SÁROSPATAKI, M. (2021): Preliminary assessment of cavity-nesting Hymenoptera in a low-intensity agricultural landscape in Transylvania. *Ecology and Evolution*, 11(15). doi: 10.1002/ece3.7956

LAJOS, K., SAMU, F., BIHALY, Á. D., FÜLÖP, D., SÁROSPATAKI, M. (2021): Landscape structure affects the sunflower visiting frequency of insect pollinators. *Scientific reports*, 11. doi: 10.1038/s41598-021-87650-9

LAJOS, K., CSÁSZÁR, O., SÁROSPATAKI, M., SAMU, F., TÓTH, F. (2020): Linear woody landscape elements may help to mitigate leaf surface loss caused by the cereal leaf beetle. *Landscape Ecology*, 35, 2225–2238. doi: 10.1007/s10980-020-01097-3

BIHALY, Á., VASKOR, D., LAJOS, K., SÁROSPATAKI, M. (2018): Agrártájba ékelődött természetközeli élőhelyfoltok hatása a napraforgót megporzó rovarregyütesekre. *Tájökológiai Lapok / Journal of Landscape Ecology*, 16(1), 45–52.

7.2 Konferenciaközlemények és absztraktok

BIHALY, Á. D., LAJOS, K., SAMU, F., FÜLÖP, D., SÁROSPATAKI, M. (2021): A tájszerkezet hatással van a napraforgót megporzó rovarok viráglátogatási gyakoriságára. In: 12. Magyar Ökológus Kongresszus - Előadások és poszterek összefoglalói (p. 144).

LAJOS, K., BIHALY, Á., SÁROSPATAKI, M. (2019): Effects of semi-natural habitats on the abundance and distribution of insect pollinators in

sunflower fields in Hungary. In: 10th IALE World Congress - Book of Abstracts (p. 399).

LAJOS, K., BIHALY, Á., SÁROSPATAKI, M. (2018): Féltermészetes élőhelyfoltok tájmetriai jellemzőinek hatása napraforgótáblákban megporzást végző rovarközösségekre. In: 11. Magyar Ökológus Kongresszus - Absztraktkötet (p. 53).

LAJOS, K., SZALAI, M., TÓTH, F., AMBRUS, G., KISS, J. (2016): A tájszerkezet hatása a veresnyakú árpabogár (*Oulema melanopus*) levélkártételére. *Távérzékelési Technológiák és Térinformatika / Remote Sensing Technologies and GIS Journal*, (6), 476–479.

SZALAI, M., TÓTH, F., AMBRUS, G., LAJOS, K., PAPP, K. J., SZEDER, F., et al. (2016): Féltermészetes élőhelyek hatása a biológiai kártevő-szabályozásra: a veresnyakú árpabogár példája. In: 62. Növényvédelmi Tudományos Napok – *Konferencia kiadvány* (pp. 33–33).

A szerző teljes publikációs listája az MTMT-n a következő linkre kattintva érhető el:

<https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=10062477&view=simpleList>