



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Biológiatudományi Doktori Iskola

**Ökológiai intenzifikáció a hazai agrártájban:
kis bolygatottságú, diverz vadvirágos élőhelyek hatása a
megporzórovar-közösségre**

Doktori értekezés (PhD)

Bihaly Áron Domonkos

Gödöllő

2024

A doktori iskola megnevezése: MATE Biológiai tudományi Doktori Iskola
tudományága: Biológia tudományok
vezetője: **Dr. Nagy Zoltán**
egyetemi tanár, DSc
MATE, Növénytermesztési-tudományok Intézet

Témavezetők: **Dr. Sárospataki Miklós**
egyetemi docens, PhD
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Állattani és Ökológiai Tanszék

Dr. Kovács-Hostyánszki Anikó
tudományos főmunkatárs
HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont
Ökológiai és Botanikai Intézet
Lendület Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoport

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés.....	5
2.	Célkitűzések	7
3.	Irodalmi áttekintés.....	8
3.1	A megporzás és a megporzórovarok szerepe és jelentősége	8
3.2	Az agrár-környezetvédelmi programok	12
3.3	A vadvirágos parcellák	14
3.4	A vadvirágos parcellákkal kapcsolatos ismereteink hiányosságai.....	21
3.5	A mintavételi módszerek előnyei és korlátai	21
4.	Anyag és módszer	23
4.1	Vizsgálati terület	23
4.2	Kísérleti beállítás	24
4.2.1	Területek kijelölése	24
4.2.2	Vetőmagkeverék	27
4.2.3	Kezelés	30
4.3	Mintavételi módszerek.....	31
4.3.1	Transzekt menti egyeléses mintavétel.....	32
4.3.2	Virágkínálat-becslés.....	34
4.3.3	Fészekcsapdás mintavétel	34
4.3.4	További mintavételi módszerek	38
4.4	Adatelemzés	41
5.	Eredmények.....	45
5.1	Transzekt menti egyeléses mintavétel és virágkínálat-becslés (2020-21)	45
5.1.1	A virágkínálat változásai (2020-21).....	45
5.1.2	Megporzórovar egyedszámok és fajszaámok (2020-21)	47
5.1.3	Közösségösszetétel (2020-21)	51
5.1.4	Viráglátogatások (2020-23)	52

5.2	Fészekcsapdás mintavétel (2020-21)	54
5.2.1	Vadméhek	54
5.2.2	Darazsak.....	55
5.2.3	Fészekparaziták.....	57
6.	Következtetések	59
6.1	Transzekt menti egyeléses mintavétel és virágkínálat-becslés (2020-21)	59
6.1.1	Virágkínálat változásai (2020-21).....	59
6.1.2	Megporzórovar egyedszámok és fajszámok (2020-21)	61
6.1.3	Közösségösszetétel (2020-21)	65
6.1.4	Viráglátogatások (2020-23)	66
6.2	Fészekcsapdás mintavétel (2020-21)	68
7.	Javaslatok és ajánlások.....	72
7.1	Javaslatok a vetőmagkeverék fejlesztésére	72
7.2	Javaslatok a vetett vadvirágos parcellák kezelésének fejlesztésére	75
7.3	Javaslatok a mezőgazdasági támogatási rendszerek fejlesztésére	76
8.	Új tudományos eredmények.....	80
9.	Összefoglalás.....	81
10.	Summary	83
11.	Tudományos publikációk	85
12.	Köszönetnyilvánítás	87
13.	Irodalomjegyzék.....	89
14.	Mellékletek.....	105

1. BEVEZETÉS

A rovarmegporzás gazdasági és természetvédelmi szempontból az egyik legjelentősebb ökoszisztéma-szolgáltatás (Porto et al., 2020). A rovarok általi viráglátogatás biztosítja a vadon élő növények beporzását (Ollerton et al., 2011), valamint a termesztett növénykultúrák magasabb termés hozamát, jobb termésminőségét és magasabb termésbiztonságát (Klein et al., 2007; Garibaldi et al., 2013; IPBES, 2016). A mezőgazdasági tájakon a termesztett növények megfelelő beporzásának fenntartásához nagyszámú és változatos beporzóközösségre van szükség, amely a háziméhek (*Apis mellifera*) mellett különböző vadon élő beporzófajok – mint magányos vadméhek, poszméhek, lepkék és zengőlegyek – jelenlétét is igényli (Kremen et al., 2002; Garibaldi et al., 2011, 2013, 2014). Azonban mind a házasított, mind a vadon élő beporzók száma világszerte csökken, ami veszélyezteti az élelmiszerbiztonságot, az emberi jólétet/jóllétet és általában a szárazföldi ökoszisztémák fennmaradását (Potts et al., 2010, 2016; Vanbergen et al., 2013; Zattara & Aizen, 2021). A beporzók csökkenését a mezőgazdasági tájakon elsősorban a mezőgazdálkodási gyakorlat – mint például a monokultúrás növénytermesztés és a növényvédő szerek használata – okozza (Klein et al., 2007; Potts et al., 2010, 2016), valamint a természetközeli élőhelyek csökkenése, fragmentálódása és leromlása, amelyek megbízható forrásokat biztosítanak a megporzórovarok számára a táplálkozáshoz, vagy fészkeléshez (Kremen et al., 2002; Kennedy et al., 2013; LeBuhn & Luna, 2021). Ezzel szemben az egyre nagyobb területet elfoglaló, intenzíven művelt szántóföldek, ültetvények és gyepterületek nem képesek fenntartani a megfelelő számú és diverz beporzóközösséget, miközben jelentős mértékben függenek az általuk nyújtott megporzási szolgáltatástól (Potts et al., 2010; Garibaldi et al., 2011).

A mezőgazdaság negatív hatásainak csökkentésére és a biológiai sokféleség, köztük a vadon élő beporzók megőrzésére agrár-környezetvédelmi programokat (Scheper et al., 2013) és ökológiai intenzifikációs gyakorlatokat (Kovács-Hostyánszki et al., 2017) dolgoztak ki. E gyakorlatok némelyike, például a biogazdálkodás, csökkentheti a termés hozamot (Tscharrntke et al., 2021), míg más gyakorlatok területeket vonnak ki a termelésből az ugaroltatás (Kovács-Hostyánszki et al., 2011b, 2021), vagy vadvirágos táblaszegélyek létrehozása révén (Haaland et al., 2011; Uyttenbroeck et al., 2016, Albrecht et al., 2020). Ezen ökológiai intenzifikációs gyakorlatok – úgy tűnhet – magukban hordozzák a mezőgazdasági termelés hatékonyságának csökkenését. Azonban ezen beavatkozások – a természetvédelemben és a biodiverzitás növelésében betöltött meghatározó szerepükön túl – növelhetik a beporzók gyakoriságát és sokféleségét. Ez pedig, elősegítve a növények beporzását (Garibaldi et al., 2014; Pywell et al., 2015; Ganser et al., 2018), javíthatja a termés hozamot (Rundlöf et al., 2018; de lásd Albrecht et al., 2020) és végső soron a profitot (Pywell et al., 2015; Venturini et al., 2017a, b). A fent említett

előnyökön túl az Európai Unióban a gazdálkodók a Közös Agrárpolitika (Common Agricultural Policy (CAP), az EU mezőgazdasági támogatási rendszere) keretében további mezőgazdasági támogatásban részesülhetnek az ilyen természetkímélő beavatkozások megvalósításának serkentése érdekében (Ouvrard et al., 2018; Schmidt et al., 2020, 2022). Ezeknek a beavatkozásoknak a hatékonysága azonban természetvédelmi szempontból megkérdőjelezhető és javításra szorul (Pe'er et al., 2020).

Vadvirágos parcellák létrehozása széles körben alkalmazott gyakorlat (Garibaldi et al., 2014; Báldi et al., 2022), amelyeket többnyire vadvirágos sávok formájában alakítanak ki a szántóföldek szegélyén (Haaland et al., 2011; Uyttenbroeck et al., 2016; Albrecht et al., 2020). Az egyvári vadvirágos sávok célja csupán a virágforrások növelése, míg a több évig fenntartott területeken az évelő növények fészkelő, telelő és menedéket nyújtó élőhelyet is biztosítanak különböző fajok, köztük a beporzórovarok számára (Ganser et al., 2019). A vadvirágtelepítések elsősorban a megporzók szükségleteire fókuszálnak, így pozitív hatással lehetnek azok egyedszámára, fajgazdagságára, vagy fajösszetételére (Haaland et al., 2011; Garibaldi et al., 2014; Scheper et al., 2015; Uyttenbroeck et al., 2016). Ugyanakkor hatékonyságukat különböző tényezők erősen befolyásolhatják, mint például a táji környezet (Hellwig et al., 2022; Gawecka & Bascompte, 2023), méretük és térbeli elrendezésük (Blaauw & Isaacs, 2014), koruk (Albrecht et al., 2020, 2021), az éven belüli szezonális változások (Szigeti et al., 2018; Ammann et al., 2024), kezelésük (Pywell et al., 2011), a vetett magkeverék összetétele (Schmidt et al., 2020) és a talaj magbankjából származó növények virágkínálata (Bischoff et al., 2022). A tudományos kutatások a témában eddig elsősorban Nyugat-Európára és Észak-Amerikára korlátozódtak, míg jelentős tudáshiányt azonosítottunk a Kelet-Közép-Európa agrártájain létesített vadvirágos parcellák hatékonyságának és dinamikájának kutatottságában (Albrecht et al., 2020). Ezek a kelet-közép-európai agrártájak az intenzíven kutatott nyugat-európai országokhoz képest meglehetősen eltérő éghajlati, tájszerkezeti, történelmi és szociokulturális körülmények között, és gyakran diverzebb táji környezetben találhatók (Palang et al., 2006; Batáry et al., 2010; Tryjanowski et al., 2011). Ezért a limitált pénzügyi források hatékony felhasználásának érdekében a kelet-közép-európai régióban történő vizsgálatok elengedhetetlenek a nyugat-európai gyakorlatok megfelelő adaptációjához (Tschardt et al., 2005; Batáry et al., 2011; Pe'er et al., 2022).

2. CÉLKITŰZÉSEK

Annak érdekében, hogy vizsgálni tudjuk a vadvirágos parcellák megporzókra gyakorolt hatását és a hazai agrár-környezetvédelmi támogatási rendszert Kelet-Közép-Európából származó, bizonyítékokon alapuló kutatási eredményekkel segítsük, egy nagyszabású szántóföldi kísérleti beállítást hoztunk létre (Báldi et al., 2022). A kísérlet fő célja az volt, hogy megvizsgáljuk a vadvirágos parcellák lokális és táji léptékű hatását különböző heterogenitású táji környezetben. Emellett vizsgálni akartuk a létrehozott virágos parcellák térbeli elrendezésének hatását is. A fentieknek megfelelően homogén és heterogén táji környezetben, kétféle térbeli elrendezésben hoztunk létre őshonos növényeket tartalmazó, diverz magkeverékkel vetett megporzóbarát vadvirágos parcellákat Közép-Magyarországon. Ezeken a parcellákon a megporozó rovarok, a növényzet és a virágkínálat változását követtük nyomon a telepítést követő években, különböző mintavételi módszerekkel (Báldi et al., 2022).

Célul tűztük ki, hogy transzekt menti egyeléses mintavétellel és virágkínálat-becsléssel megválaszoljuk az alábbi kérdéseket:

- i) Hogyan változott a vetett és nem vetett növényfajok virágkínálata a telepítést követően, és ez milyen változásokat indukált a vadon élő beporzórovar-csoportok abundanciájában és fajgazdagságában?
- ii) Hogyan befolyásolta a táji környezet, a vadvirágos parcellák térbeli elrendezése és kora, a szezonális és ezek kölcsönhatásai (interakciói) a virágkínálatot és a beporzórovarok egyedszámát és fajgazdagságát?
- iii) Milyen gyakorlati ajánlásokat lehet megfogalmazni a jövőbeni vadvirágos parcellák létesítésére az agrár-környezetvédelmi rendszerek fejlesztéseként Kelet-Közép-Európában?

A disszertáció fent említett, közvetlen célkitűzései mellett számos további lokális és táji mintavételi módszer segítségével a vadvirágos parcellák hosszútávú és táji szintű hatását is vizsgáljuk (Báldi et al., 2022). Ezen mintavételek közül a fészekcsapdás mintavétel előzetes eredményeit mutatom be a jelen dolgozatban, mely során célul tűztük ki, hogy megvizsgáljuk a telepítést követő első két évben, hogy:

- i) milyen üregben fészkelő hártvásszárnyú fajok használták a fészkelőblokkokat;
- ii) milyen arányban oszlottak meg a fészkek az egyes hártvásszárnyú csoportok között;
- iii) milyen fészekparazita fajok jelentek meg, és milyen mértékben szabályozták a fészkelő fajokat?

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1 A megporzás és a megporzórovarok szerepe és jelentősége

A megporzás az egyik legjelentősebb ökoszisztéma-szolgáltatás (Vanbergen et al., 2013, IPBES 2016; Ollerton et al., 2017; Porto et al., 2020). A megporzórovarok, mint a méhek, lepkék, zengőlegyek hatékony megporzói a vadon élő és a termesztett növényeknek egyaránt (Potts et al., 2010; Ollerton et al., 2011). Szolgáltatásuk fenntartja a vadon élő növények populációit (Ollerton et al., 2011, 2017), valamint növeli a termesztett növények termésbiztonságát és a terméskötődés sikerességét. Mindez magasabb hozamot és jobb minőségű mezőgazdasági termékeket eredményez (Klein et al., 2007; Garibaldi et al., 2013) olyan gazdaságilag kiemelkedően fontos termesztett növények esetében is, mint például a szója (Cunha et al., 2023), az alma (Leonhardt et al., 2013), a lucerna (Cane 2002), az őszi káposztarepce (Morandin & Winston 2005) és a napraforgó (Mallinger & Prasifka 2017). Globális szinten a növényfajok 78-94%-a igényli valamilyen mértékben a – főként rovarok általi – megporzást a termés- és magképzéshez, ami a zárvatermő növények esetében a 87,5%-ot (kb. 308.000 faj) is meghaladja (Klein et al., 2007; Kremen et al., 2007; Ollerton et al., 2011, 2017; Vanbergen et al., 2013; IPBES, 2016). Világszinten a megporzás mezőgazdasági haszna 2005-ben 215 milliárd \$ volt (Gallai et al., 2009; Vanbergen et al., 2013), ami a teljes mezőgazdasági termelés értékének közel 10%-át teszi ki. Azonban számos más – részben pénzben nem kifejezhető – haszna és hatása is van a megporzásnak, mint amilyen a vadonélő növények primer magprodukciója és általában a szárazföldi ökoszisztémák fennmaradása (IPBES, 2016).

A mérsékelt égövön a méheket (Anthophila, Hymenoptera) tartják a gazdasági és természetvédelmi szempontból legfontosabb megporzórovar-csoportnak, köztük a háziméhet (*Apis mellifera*) és vadméheket egyaránt (IPBES, 2016). A méhfajok számát világszinten 20-22 ezerre becsülik (IPBES, 2016), hazai szinten több, mint 700 fajt azonosítottak (Józan, 2011, 2019). Azonban más ízeltlábú- és rovarcsoportok is fontos megporzónak számítanak, és egyes növények speciálisan ezek közül egy-egy csoportra vagy fajra támaszkodnak a megporzásuk tekintetében (pl. legyek megporzására támaszkodik a kóladió és a pawpaw a fügedarázsra a füge, tripszekre a szapodilla, és bogarakra a szerecsendió; Klein et al., 2007). Fontos megporzórovar-csoportok még a lepkék (Lepidoptera) a legyek és szúnyogok (Diptera), és azok közül is különösen a zengőlegyek (Syrphidae), de megporzást végezhetnek bogarak (Coleoptera), poloskák (Heteroptera), fátyolkák (Neuropterida) és más hártyásszárnyú rovarok, mint a darazsak (Klein et al., 2007; IPBES, 2016). Megporzást végezhetnek más ízeltlábú csoportok is, mint a tripszek, vagy a pókok (Klein et al., 2007), és nem ízeltlábú megporzók is előfordulnak a csigák (Gastropoda), madarak (Aves), hüllők

(Reptilia), kétéltűek (Amphibia) és emlősök (Mammalia) között, bár ezek jelentősége a mérsékelt égövön kevésbé meghatározó (Klein et al., 2007; IPBES, 2016). A felsorolt csoportok közül a legtöbbet azonban általában nem, mint megporzószervezetek vizsgálják, hanem más ökológiai szerepük alapján, úgy, mint mezőgazdasági kártevők, szabályozók, ragadozók vagy paraziták (de lásd: Grass et al., 2016). A virágforrásokat az egyes csoportok különbözőképpen hasznosítják. Míg például a méhek, lepkék és legyek a pollen vagy nektár forrásokkal táplálkoznak – vagy táplálják utódaikat –, addig a karolópókok például zsákmányszerzési céllal vannak jelen a virágokon (Huey & Nieh, 2017), egyes bogarak pedig a virágok elpusztításával (elfogyasztásával) jutnak hozzá a szükséges forrásokhoz (Vuts et al., 2019; Kaplan, 2022). Az elsődlegesen megporzórovarként vizsgált csoportok tehát a méhek, lepkék és zengőlegyek, melyeket a továbbiakban részletesebben is bemutatok.

Világszinten a legjelentősebb beporzóként számoltott faj a háziméh (vanEngelsdorp & Meixner, 2010). Ezen faj tulajdonságai számos előnyt hordoznak magukban ahhoz, hogy sikeres és hatékony megporzója legyenek a termesztett növények széles körének. Ezeket az alábbiakban látta Örösi Pál Zoltán (1989), a magyar méhészet egyik kiemelkedő alakja: A háziméhek...

- sokféle virágtípust látogatnak,
- a legtöbb zöldség, gyümölcs és szántóföldi kultúrában végeznek megporzó tevékenységet,
- képesek nagyobb távolságot megtenni a kaptártól (akár több, mint 4 km-t is),
- a virágforrásokhoz társaikat is oda tudják vezetni (méhek tánca),
- jól kezelhetőek és időzíthetőek: nagy számban – kaptáronként több tízezer méh – telepíthető be egy adott kultúrába, az adott kultúra virágzásához igazodva,
- gazdaságos: a megporzáson túl méhészeti termékeket is előállítanak (méz, viasz, propolisz, stb.).

A hatékonyságán és gazdasági előnyeiben túl azonban számos problémát is felvet a háziméhek jelenléte. Egyrészt kompetíció jelentkezik a háziméhek és az őshonos vad megporzóközösségek között, kiszorítva ezzel a vad megporzókat egy területről, ami akár a rájuk specializálódott vadon élő növények szaporodási sikerére és az egész ökoszisztémára is kihat (Goulson, 2003; Potts et al., 2010; Thomson, 2016; Angelella et al., 2021, Demeter et al. 2021). Másrészt a vadméhekkel közös károsítókat (kórokozók, paraziták) is átadhatják az őshonos vadméhközösségeknek (Goulson, 2003). Harmadrészt egyes termesztett növények megporzását sem tudják kellően hatékonyan ellátni, illetve egy diverz megporzóközösség lényegesen jobb termésmennyiséget, -minőséget, vagy -biztonságot eredményez (Garibaldi et al., 2011, 2013, 2014; Angelella et al., 2021). Továbbá megkérdőjelezhető, hogy biztonságos-e a globális agrártermelés megporzását egyetlen fajra alapozni, különösen annak tekintetében, hogy az utóbbi

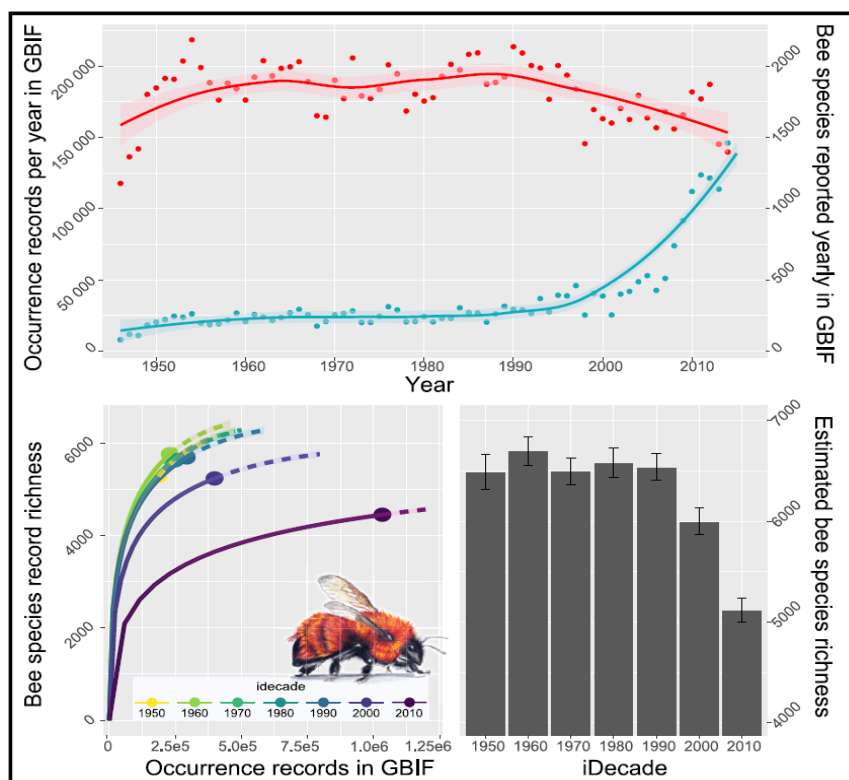
évtizedekben hangsúlyosan jelentkezik ezen faj sérülékenysége (Smith et al., 2013). Épp ezért ahhoz, hogy biztosítva legyen a megfelelő szintű beporzás a mezőgazdasági tájakon, nagyszámú és diverz megporzóközösségre van szükségünk, ideértve a háziméheken (*Apis mellifera*) túl a különböző vad megporzórovar-fajokat is (Kremen et al., 2002; Garibaldi et al., 2011, 2013, 2014; Földesi et al., 2016).

A vadméhek (magányos és szociális „nem-háziméh” méhek), a legjelentősebb vad megporzórovar-csoport a mérsékelt égövben (Klein et al., 2007, 2018). A háziméhekhez hasonlóan valamennyi fejlődési alakjukban virágtermékekkel, nektárral és virággporral táplálkoznak. Így az imágók viselkedése és morfológiája is egyaránt a virággokról való táplálékgyűjtéshez és a táplálék források szállításához alkalmazkodott. Az a tulajdonságuk teszi őket kimondottan hatékony beporzókká, hogy a virággport testükön szállítják, így az könnyen rákerül az egymás után látogatott virággok bibéjére, beporozva azt. Egyes vadméh fajok specialisták, azaz kimondottan egy, vagy néhány virággos növény által nyújtott forrásokhoz kötődnek, míg a generalista fajok a virággok széles körét látogatják. A vadméhek életmódja helyhez kötött (*central place foreger*; Bell, 1990). Mind a szociális, mind a magányos fajok fészket készítenek, ahova a táplálékforrással és a fészkek építéséhez szükséges anyagokkal rendszeresen vissza kell térniük. Ez a tulajdonság teszi őket érzékennyé a röpkörzetükben fellelhető táplálék és fészkepítéshez szükséges források meglétére, mennyiségére és minőségére. A röpkörzet, ahonnan a táplálékforrást gyűjtik, fajokként változó, a nagyobb testű poszméheknél ez néhány kilométert, a kisebb testű méheknél pár száz métert jelent (Gathmann & Tscharntke, 2002). A szociális életmódú fajok (poszméhek, *Bombus spp.*) a vegetációs időszak egészében, vagy nagyobb részében jelen vannak a tájban, míg a magányos vadméhek olykor csak rövidebb ideig, néhány hétig vagy hónapig aktívak. Ennek megfelelően az éven belüli, szezonok között fellépő virággkínálatbeli különbségek is különbözőképpen hatnak erre a két csoportra. Előbbiek számára kritikus fontos a szezon eleji virággforrás a kolónia megalapításához (Scheper et al., 2015), majd fontos, hogy az egész szezon során rendelkezésre álljon folyamatosan változatos virággkínálat, a szezon végi virággkínálat pedig az addigra feldúsult létszámú kolónia ellátásához elengedhetetlen (Bishop et al., 2024). Ha nem áll rendelkezésre megfelelő mennyiségű táplálékforrás az év során, akkor a kolóniák összeomlanak, vagy jelentősen kevesebb megtermékenyített nőstény lesz képes áttelelni az adott tájban. A magányos méhek sokkal rövidebb ideig aktívak, ennek megfelelően az aktív időszakuk alatt kritikus számukra a környezetükben elérhető virággkínálat. Ha egy terület nem képes az adott időszakban megfelelő mennyiségű virággforrást biztosítani, ezen fajok elvándorolnak onnan, és fészkeiket, ivadékbölcsőiket máshol készítik el, az utódok pedig már az új helyen fognak kikelni, és ott fognak virággok és fészkelőhely után kutatni.

A lepkék (Lepidoptera) és zengőlegyek (Syrphidae, Diptera) is jelentős megporzócsoporthoz tartoznak számotartva. Az imágók rendkívül mobilisak, és jó diszperziós képességgel rendelkeznek. Ez annak köszönhető, hogy a méhekkal szemben ők leggyakrabban nem központi helyhez kötöttek (*central place foreger*; Bell, 1990). A virágforrásokhoz csak az imágók kötődnek, lárváik más tápnövényeken táplálkoznak és fészket sem építenek. A lepkehernyók többnyire különböző növényi részekkel táplálkoznak (fitofág), a zengőlegyek nyúvei pedig változatos forrásokat fogyasztanak: lebontók, fitofágok, vagy entomofágok is lehetnek fajtól függően (Sadeghi et al., 2014; Omkar & Mishra, 2016; Dunn et al., 2020). Az utóbbi csoportba tartoznak a Syrphinae alcsaládba tartozó fajok, melyek lárvái afidofágok, így mezőgazdasági szempontból különösen hasznosnak tekinthetőek, mivel két különböző ökoszisztéma-szolgáltatást is nyújtanak. Az imágók a virágos növények megporzását látják el, míg a lárvák a kártevő levéltetvek számát gyérítik hatékonyan (Dunn et al., 2020).

A megporzórovarok tehát egy nagyon változatos csoport, és rendkívül fontos ökoszisztéma-szolgáltatást köszönhetünk nekik. Napjainkban mégis egyre több fenyegetéssel kell szembenéznük. Legjelentősebb veszélyt a földhasználat és a gazdálkodás intenzívebbé válása, az éghajlatváltozás, az idegenhonos fajok és betegségek terjedése, a növényvédő szerek és a genetikailag módosított növények alkalmazása, valamint az élőhelyek eltűnése, átalakulása és fragmentálódása jelenti (Klein et al., 2007, Vanbergen et al., 2013; Potts et al., 2010, 2016). Ezek közül talán a legkiemelkedőbb az élőhelyek megváltozása és eltűnése. Az urbanizáció, az ipari és közlekedési infrastruktúra és a mezőgazdasági művelés hatására a természetközeli élőhelyek eltűnnek, vagy méretük csökken, illetve fragmentálódnak. Ezen túl az inváziós növényfajok terjedése, a klímaváltozás és az élőhelykezelés hatására a minőségük is átalakul. Fajösszetételük megváltozik, és kevésbé lesznek alkalmasak arra, hogy egész éven át fészkelő és táplálkozó helyet biztosítsanak a megporzórovarok számára.

Ezen negatív jelenségek hatására a megporzórovarok száma Európában és világszinten is drasztikusan csökkent az utóbbi évtizedekben (1. ábra; Biesmeijer et al., 2006; Kluser et al., 2007; Hallmann et al., 2017; Potts et al., 2010; Zattara & Aizen, 2021). A csökkenés magában hordozza a veszélyét annak, hogy a vadon élő növények megporzásának csökkenésén, vagy elmaradásán keresztül hatással lesz a természetközeli élőhelyek és életközösségek állapotára (Potts et al., 2010). Ugyanakkor a megporzás hiánya komoly globális élelmezési problémákat is okozhat a termesztett növények megporzásának csökkenésén keresztül (Vanbergen et al., 2013). Ezért nagyon fontos a megporzók diverzitásának fenntartása, és élőhelyeik védelme és helyreállítása.



1. ábra – A méhek diverzitásának világszintű csökkenését bemutató kutatás grafikus absztraktja (Zattara & Aizen, 2021). A méhek felmérése során tapasztalt globális diverzitáscsökkenés egyértelműen látszódik 1950-től napjainkig.

3.2 Az agrár-környezetvédelmi programok

A mezőgazdasági művelés egyrészt negatívan hat a vadon élő megporzóközösségekre – élőhelyek átalakítása, csökkentése, növényvédőszer használata, stb. –, másrészt viszont erősen függ az általuk nyújtott beporzástól (Potts et al., 2010; Garibaldi et al., 2011). Hogy csökkentsük a mezőgazdaság káros hatásait, és helyreállítsuk a biodiverzitást, ideértve a pollinátorokat is, az agrár-környezetvédelmi programok és az ökológiai intenzifikáció gyakorlata különböző gazdaság- és táblaszintű lehetőségeket nyújtanak (Kovács-Hostyánszki et al., 2017). Habár ezen módszerek egy része csökkenti a hozamot (ökológiai gazdálkodás, csökkentett növényvédőszer- és műtrágya használat, stb.), vagy elvesz területeket a termeléstől (ugaroltatás, vadvirágos sávok), Pywell et al. (2015) és Albrecht et al. (2020, 2021) bebizonyították, hogy egyes beavatkozások a gazdaság szintjén terméscsökkenést nem okoznak, sőt, a profit akár növekedhet is. Ezt bizonyítja Marja et al. (2024) friss metaanalízisében, melyben egyenesen arra mutat rá, hogy a művelt területeken kívül eső agrár-környezetvédelmi programok (mint a vadvirágos parcellák), melyek élőhelyeket teremtenek, jelentősen növelhetik a biológiai sokféleséget (29-32%), miközben a terméshozam jelentősen nem csökken, sőt eredményeik szerint 2-5%-os növekedés is tapasztalható. Ezen beavatkozások tehát egyszerre segíthetik a biodiverzitás csökkenés megállítását és a mezőgazdasági termelés biztonságát. Így a pollinátorok (és általában a biodiverzitás és az

ökoszisztéma-szolgáltatások) csökkenésére reagálva, európai uniós szinten is aktív intézkedésekkel igyekeznek támogatni a pollinátorokat a mezőgazdasági tájakon. Az agrár-környezetvédelmi programok (*AES, Agri-Environmental Schemes*) bevezetése a Közös Agrárpolitikában (*CAP, Common Agricultural Policy*), így Magyarországon is (Agrár-környezetgazdálkodási program, Zöldítés, Ökológiai gazdálkodás támogatása stb. lásd részletesebben a *Javaslatok* fejezetben) azt a célt szolgálja, hogy a biodiverzitás csökkenést mérsékelje és megállítsa, vagy éppen visszafordítsa, valamint, hogy a mezőgazdaság számára fontos ökoszisztéma-szolgáltatásokat fenntartsa és behozza a művelés alatt lévő területekre (Batáry et al., 2015). Ez a támogatási forma vált a legjelentősebb forrássá a biodiverzitás megőrzésére az agrárélelhelyeken, és több vagy kevesebb sikerrel el is érte a célját a biodiverzitás csökkenésének megállításában (Batáry et al., 2015), habár az eredmény a célcsoport függvényében erősen változó volt (Kleijn & Sutherland, 2003). Azonban friss kutatások arra utalnak, hogy ezen programok mégsem tudják a mezőgazdasági termelést egy fenntartható útra terelni, és a biodiverzitás csökkenésének megállítását kellően hatékonyan szolgálni (Pe'er et al., 2020, 2021, 2022). Azon agrár-környezetvédelmi programok, melyeket a művelt területeken kell alkalmazni, bár mérsékeltek a biodiverzitás csökkenésének ütemét, zavartalan élőhelyek és a folyamatos táplálékkinálat biztosításának hiányában nem mindenhol érték el a kívánt hatást (lásd. *Javaslatok és ajánlások, Javaslatok mezőgazdasági támogatási rendszerek fejlesztésére*). A termelés területén (szántóföldek) kívül eső élőhelyek fejlesztését célzó és a természetközeli élőhelyek védelme hatékonyabb módszernek mutatkoztak a biodiverzitás csökkenésének megállítására (Tscharrntke et al., 2005; Batáry et al., 2015). Vélhetően a két módszer (termőterületek káros hatásának mérséklése és élőhelyek létrehozása) együttesen érheti el a megfelelő hatást, különösen a táblaméret csökkentésével együtt (Geppert et al., 2020; Török et al., 2021; Neira et al., 2024).

A mezőgazdasági táblák között megmaradt természetközeli élőhelyek refúgiumként szolgálnak a megporzórovarok számára (Holland et al., 2017). A folyamatosan bolygatott és növényvédőszernek kitett mezőgazdasági táblák ugyanis nem alkalmasak egy stabil pollinátorközösség fenntartására. A természetközeli élőhelyeken képes csak magas egyedszámú és diverz közösség fennmaradni, mivel csak ezek olyan élőhelyek, melyek egy agrártájban egész éven át táplálkozó, fészkelő és búvóhelyet jelentenek a megporzórovarok számára (Holland et al., 2017). Azonban a tájhasználat megváltozása miatt eltűnnek, lecsökkennek, fragmentálódnak vagy megváltoznak az ilyen típusú élőhelyek, és ez további negatív következményekkel jár a megporzórovarok egyedszámára és diverzitására is (Potts et al., 2016; González-Varo et al., 2013; Vanbergen et al., 2013). Ez a mezőgazdasági és a természetvédelmi célok szempontjából egyaránt kedvezőtlen, így az utóbbi támogatási ciklusokban egyre inkább előtérbe kerültek az élőhelyeket létrehozó beavatkozások (Haaland et al., 2011; Báldi et al., 2022; Eccard, 2022).

3.3 A vadvirágos parcellák

A mesterségesen létrehozott élőhelyek egyik gyakran alkalmazott és a pollinátorok megőrzése szempontjából hatékonynak tartott típusa a vadvirágos parcella (*wildflower plantings*), melynek leggyakrabban alkalmazott és kutatott formája a szántóföldek szélén vetett vadvirágos sáv (*wildflower strips*; Haaland et al., 2011; Uyttenbroeck et al., 2016; Venturini et al., 2017a).

A vadvirágos parcellák létrehozásánál a mezőgazdasági területek között, azok szélén, vagy azokban (ültetvény sorköz, szántóföld belseje) virágos növényfajokból álló vetőmagkeverék elvetésével hoznak létre élőhelyeket a gazdálkodók a biodiverzitás megőrzése céljából (Kovács-Hostyánszki et al., 2023). Ezen parcellák lehetnek egyévesek vagy évelők. Az egyévesek a viráglátogató rovarok táplálékforrását képesek megnövelni a tájban, míg az évelők ezen felül teledő-, fészkelő- és búvóhelyet is biztosítanak számukra (Ganser et al., 2019; Albrecht et al., 2020). A virágos növények kiválasztásánál általában a megporzórovarok támogatása a fő cél, azonban ezen zavartalan és forrásban gazdag élőhelyek kedvezőek más ízeltlábú közösségek számára is. Így tényleges pozitív hatásuk nem csak a megporzórovarok faj- és egyedszámának és általánosságban a biodiverzitás növelése lehet, hanem további ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítását is szolgálják (Wratten et al., 2012; Grass et al., 2016). Ilyen további ökoszisztéma-szolgáltatások lehetnek i) a kártevők szabályozása az itt megtelepedő természetes ellenségeiknek köszönhetően (Blaauw & Isaacs, 2012; Tschumi et al., 2016; Uyttenbroeck et al., 2016; Török et al., 2021; Bischoff et al., 2022), ii) a madárvilág gazdagítása, különös tekintettel a mezőgazdasági kártevőket szabályozó ragadozó és énekes madarakra (Labuschagne et al., 2016; Schmidt et al., 2022), iii) a vadállomány növelése és szabályozása (Casas & Vinuela, 2010 ; Uyttenbroeck et al., 2016; Hummel et al., 2017), iv) a tájlesztés (Westphal et al., 2015; Serée et al., 2023), vagy v) a szénmegkötés (Harbo et al., 2023).

A vadvirágos parcellák, és különösen a vadvirágos táblaszegélyek hatásai/hatékonyasága igen széles körben kutatottak. Ezen kutatások elsősorban Észak-Amerikára (Blaauw & Isaacs, 2014; Venturini et al., 2017b; Quinn et al., 2017; Grab et al., 2018), valamint Nyugat- (Sutherland et al., 2001; Pywell et al., 2006, 2011, 2015; Carvell et al., 2007, 2011; Kohler et al., 2008; Potts et al., 2009; Carvell et al., 2011; Scheper et al., 2015; Uyttenbroeck et al., 2017; Amy et al., 2018), Észak- (Jönsson et al., 2015; Scheper et al., 2015; Rundlöf et al., 2018) és Dél-Európára (Mota et al., 2022) koncentrálnak. Számos kutatás tárja fel a vadvirágos parcellák előnyeit és korlátait a közép-európai régió nyugati felében, Németországban és Svájcban (Aviron et al., 2011; Haaland & Bersier, 2011; Scheper et al., 2015; Grass et al., 2016; Buhk et al., 2018; Geppert et al. 2020; Albrecht et al., 2021; Hellwig et al., 2022). Azonban Kelet-Közép-Európából és Kelet-Európából csekély számban állnak rendelkezésre tudományos vizsgálatokon alapuló eredmények (Albrecht

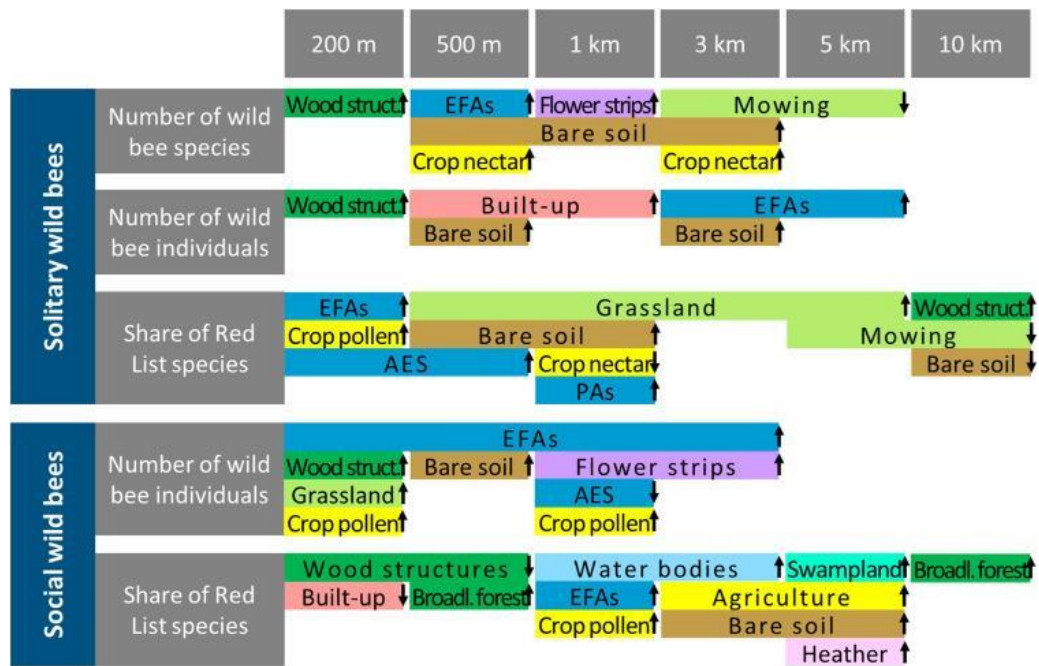
et al., 2020; de lásd: Hadrava et al. (2022) a Cseh Köztársaságban, és Kowalska et al. (2023) Nyugat-Lengyelországban), miközben ezen régiók agrártájai meglehetősen eltérhetnek a jobban kutatott régiókéitől (Palang et al., 2006; Batáry et al., 2010; Tryjanowski et al., 2011).

Az eddigi kutatási eredmények arra világítanak rá, hogy a vadvirágos parcellák általánosságban pozitívan hatnak a különböző megporzórovar-csoportok egyedszámára, fajgazdagságára és közösségösszetételükre (Haaland et al., 2011; Uyttenbroeck et al., 2016; Venturini et al., 2017a; Buhk et al., 2018; Albrecht et al., 2020). Azonban számos tényező befolyásolhatja a vadvirágos parcellák hatékonyságát. Ilyenek a táji környezet, a parcellák mérete, elrendezése, kora, kezelése, virágkínálata (abundancia és fajszaám), a szezonok közötti különbségek, valamint ezek interakciói. Továbbá ezen parcellák különbözően hathatnak a megporzók táji szintű előfordulására, és ezen keresztül a környező természetett növénykultúrák viráglátogatottságára, a megporzás sikerére, a termés mennyiségre és minőségre, és a gazdálkodók ebből származó profitjára. A fenti tényezők megporzóokra és ezek szolgáltatásán keresztül a természetett növényekre gyakorolt hatásait az alábbiakban részletezem.

Általános pozitív hatást ír le a kutatások széles köre, melyet a vadvirágos parcellák, létrehozásukat követően, a megporzórovarok egyedszámára, fajszaámára és közösség összetételére gyakoroltak (Sutherland et al., 2001; Kohler et al., 2008; Aviron et al., 2011; Carvell et al., 2011; Haaland et al., 2011; Haaland & Bersier, 2011; Blaauw & Isaacs, 2014; Rundlöf et al., 2014, 2018; Jönsson et al., 2015; Scheper et al., 2015; Grass et al., 2016; Uyttenbroeck et al., 2016; Venturini et al., 2017a,b; Buhk et al., 2018; Grab et al., 2018; Geppert et al., 2020; Hadrava et al., 2022; Königslöw et al., 2022). Ezen vizsgálatok a megporzórovarok széles körét vizsgálták. A vizsgálat célpontjai leggyakrabban a magányos és szociális vadméhek, háziméhek, lepkék és zengőlegyek voltak, azonban Grass et al. (2016) a *“Much more than bees”* címválasztással kihangsúlyozva rámutat arra, hogy ezen vadvirágos parcellák az egyéb viráglátogató rovarcsoportok széles körére is pozitívan hatnak.

A **táji környezet hatásának** vizsgálata változatos eredményeket mutatott. A nem specifikusan a vadvirágos parcellákat vizsgáló kutatások azt mutatták ki, hogy a teljesen letarolt (*cleared*), valamint a természetközeli élőhelyekben gazdag (*complex*) tájakon bevezetett agrár-környezetvédelmi programok nem voltak olyan hatékonyak a biodiverzitás támogatásában, mint ezen programok megvalósítása a természetközeli élőhelyekben szegény, egyszerű (*simple*) tájakon (Tschamntke et al., 2005, 2012; Batáry et al., 2011; Scheper et al., 2013). Azonban a kimondottan pollinátor fókuszú agrár-környezetvédelmi beavatkozások (mint amilyenek a vadvirágos parcellák) hatékonysága, Albrecht et al. (2020) szerint kevésbé függ a táji környezettől, azaz pozitív hatása a megporzóokra különböző komplexitású és heterogenitású környezetben is

megmutatkozik. Azonban az, hogy milyen mértékben képes megnövelni az egyes megporzócsoportok egyed- és fajszámát, továbbra is függ a táji környezettől, sőt, egyes kutatások szerint ez az egyik legfőbb befolyásoló tényező (Haaland et al., 2011; Scheper et al., 2015). Egyes tanulmányok arról számolnak be, hogy a homogén, kevesebb természetközeli élőhelyet tartalmazó tájban szignifikánsan nőtt a megporzók száma a vadvirágos parcellák hatására (Pywell et al., 2011; Jönsson et al., 2015; Grab et al., 2018). A vizsgálatok nagyobb része azonban a heterogén, természetközeli élőhelyekben gazdagabb agrártájak pozitív hatásáról számoltak be (Pywell et al., 2006; Aviron et al., 2011; Carvell et al., 2011; Rundlöf et al., 2018; Hadrava et al., 2022; Hellwig et al., 2022; Mota et al., 2022). Tschardtke et al. (2012) tanulmányában 8 hipotézis mutat be. Ezek közül a „The landscape-moderated insurance hypothesis” is rávilágít arra, hogy a táj komplexitása nagyobb térbeli és időbeli rugalmasságot és stabilitást biztosít az ökológiai folyamatoknak egy változó környezetben. Továbbá a természetközeli élőhelyekben gazdagabb tájakon nem csak a generalista megporzófajok, hanem a ritkább, védett, vagy specialista beporzók is nagy számban jelenhetnek meg (Hellwig et al., 2022). Ez vélhetően a közeli forrásélőhelyeknek köszönhető. Ezen tapasztalat azt a következtetést vonja magával, hogy a természetközeli élőhelyek közelében létrehozott vadvirágos parcellák jobban tudják szolgálni a természetvédelmi célokat (a ritka megporzó fajok támogatásán keresztül), míg a természetes élőhelyektől távol, a homogén agrártájakban az ökoszisztéma-szolgáltatások növelése érvényesül inkább a generalista fajok támogatásán keresztül (Tschardtke et al., 2012; Scheper et al., 2013; Gawecka & Bascombe, 2023). A táji környezet hatását a megporzórovarokra leggyakrabban 500 méteres távolságon belül értékelték (Concepción et al., 2012), de a különböző távolságon belül található, különböző élőhelytípusok eltérő mértékben hathatnak az egyes beporzócsoportokra (2. ábra; Hellwig et al., 2022; Lajos et al., 2021b).



2. ábra – A különböző távolságokon (200 m – 5 km) belül található megporzóbarát élőhelyek hatásai a magányos (Solitary wild bees) és a szociális vadméh (Social wild bees) közösségekre, Hellwig et al. (2022) alapján.

A vadvirágos parcellák **mérete és térbeli elrendezése** is különbözőképpen hat az egyes megporzócsoportokra. Általánosságban megfigyelhető, hogy a nagyobb parcellák a kisebb szegélyhatás, a koncentrált táplálékforrás és a kevésbé zavart jellegük miatt jobban támogatják a fajgazdag (akár 29-38%-kal fajgazdagabb) és nagy egyedszámú megporzóközösségek megtelepedését, mint a kisebb és keskenyebb sávok (Blaauw & Isaacs, 2014; Eccard, 2022). Geppert et al. (2020) kutatásában például rámutat arra is, hogy a keskeny virágsávok kevesebb virágforrást biztosítanak a poszméhek számára táji szinten, mint a nagyobb kiterjedésű ökológiai művelésű szántóföldek. Emellett a különböző vadvirágos parcellák, vadvirágos sávok és természetközeli élőhelyek összekapcsoltsága és hálózata pozitív hatással lehet a megporzóközösségekre (Grass et al., 2016; Buhk et al., 2018). Így a keskenyebb vadvirágos sávok hálózatával, mely összeköti a természetközeli élőhelyeket, elérhető a nagyobb foltokon tapasztalt megporzó fajgazdagság és abundancia (Tschardt et al., 2002; Buhk et al., 2018). Továbbá egyes tanulmányok azt találták, hogy bizonyos beporzócsoportok (pl. polifág lepkék, vagy egyes poszméh fajok) populációit kimondottan a több kisebb élőhely fragmentum tudta segíteni (Tschardt et al., 2002; Carvell et al., 2011). Egyes csoportokra – mint a zengőlegyek, vagy a házimehek – nincs, vagy csak kis hatással van a parcellák mérete és elrendezése, vélhetően a jó diszperziós képességüknek köszönhetően (Sutherland et al., 2001; Blaauw & Isaacs, 2014). A parcellák elhelyezkedése a mezőgazdasági táblák szegélyeiben általában kedvezően hatott a megporzórovarok egyedszámára, mivel itt jobban kapcsolódtak a természetközeli élőhelyekhez, és kevésbé voltak kitéve a mezőgazdasági művelés káros hatásainak (Sutherland et al., 2001;

Gawecka & Bascompte, 2023). Összességében tehát az “egy-nagy, vagy több-kisebb” kérdése (*Single large or several smaller debate*; Fahrig, 2020) egyelőre még nem eldöntött a vadvirágos parcellák kapcsán. Azonban nagyon úgy tűnik, hogy ennek megválaszolásában mindenképp nagy szerepet játszik a táji környezet és a célcsoport, így egy általánosságban, mindenre és minden körülmények között igaz megoldása ennek a kérdésnek nem is várható.

A vadvirágos parcellák **korának hatását** vizsgálva is eltérő eredményekre jutottak a korábbi kutatások (Haaland et al., 2011). Az eltérést ebben az esetben is a vizsgálatok közötti különbségek okozhatták, mint a különböző táji környezet, vetőmagkeverék, telepítési siker, kezelés és virágkínálat. Általánosságban igaz, hogy az évelő vadvirágos parcellák hatékonyabban támogatják a beporzóközösségeket az egyévesekkel szemben (Albrecht et al., 2020). Az évelő vadvirágos parcellák virágkínálata a telepítést követő években egyre diverzebb és abundánsabb lesz egy ideig, amit az egyre diverzebb és nagyobb számú megporzóközösség megtelepedése követ. Azonban a későbbi években a virágkínálat és a megporzórovarok abundanciája jelentős csökkenésnek indulhat, vagyis a virágmennyiség egy idő után nem nő tovább a parcella korával (Albrecht et al., 2020). Arra a kérdésre, hogy egy vadvirágos parcella beporzóközössége hány évvel a telepítést követően éri el a csúcst, megint csak változó válaszokat kaphatunk a különböző kutatások alapján. Egyes kutatások azt mutatják, hogy a vadvirágos parcellák már a telepítést követő **második évben** elérik a csúcst (Albrecht et al., 2021; Mota et al., 2022), és innentől kezdve 1-2 éven belül hanyatlásnak indulnak. Más kutatások szerint viszont ehhez több idő kell, és a **harmadik-negyedik évre** tetőzik a pollinátor közösségek abundanciája és fajszáma (Pywell et al., 2011; Venturini et al., 2017b; Buhk et al., 2018; Grab et al., 2018; Albrecht et al., 2020), majd ezt követően indul meg egy lassú csökkenés. Azonban néhány kutatás arról is beszámol, hogy a megfelelő kezeléssel a **negyedik év után** is, elérhető a megporzórovarok számának fenntartása, és a fajgazdagságuk további növelése, vagy legalábbis szinten tartása (Pywell et al., 2015; Eccard, 2022; Hussain et al., 2022). A parcellák kora összefügg a szomszédos kultúrákban megnövekvő viráglátogatással, megporzással és termésmennyiséggel. Grab et al. (2018) arról számol be, hogy a hároméves vadvirágos sávok szomszédságában már nőni kezdett a szomszédos táblán a szamáca virágok látogatottsága. Venturini et al. (2017b) azt mutatta ki, hogy a 4 éves vadvirágos sávok szomszédságában lévő áfonyaültetvény termésmennyisége olyan mértékben nőtt, hogy a telepítés és fenntartás költségeit is fedezte a profitnövekedés. Pywell et al. (2015) pedig azt mutatta ki, hogy a telepítést követő hat évben folyamatosan nőtt a szomszédos rovarmegporzású, termesztett növények (pl. bab) termésmennyisége.

A **szezonok közötti változásokra** (egy éven belül) az egyes megporzórovar-csoportok válasza eltérő lehet. A legtöbb tanulmányban azt olvashatjuk, hogy az európai agrártájakban a

folyamatos virágkínálat létfontosságú a megporzórovarok hatékony támogatására (Buhk et al., 2018), valamint azt, hogy kiemelkedő szerepe volt a nyár közepén, vagy nyár végén nyíló virágoknak (Pywell et al., 2011; Scheper et al., 2015; Kowalska et al., 2023). Scheper et al. (2015) azt is kimutatta, hogy a bőséges korai (tavaszi) virágkínálat növeli a poszméhkolóniák méretét és így a poszméhek számát a vadvirágos parcellákon.

A virágkínálat és a **virágabundancia** megnövelése az egyik fő célkitűzése a vadvirágos parcellák létrehozásának. Ennek megfelelően sok kutatás be is bizonyította, hogy a megporzórovarok abundanciájának egyik legfontosabb befolyásoló tényezője a virágkínálat mennyisége (Pywell et al., 2006; Potts et al., 2009; Carvell et al., 2011; Haaland et al., 2011; Haaland & Bersier, 2011; Albrecht et al., 2021; Königsłow et al., 2022). Azonban több kutatás is rámutatott arra, hogy a megporzók abundanciájára és/vagy fajszámára még jelentősebb hatással lehet a vadvirágos parcellák **virágkínálatának fajgazdagsága** (Pywell et al., 2006; Carvell et al., 2007; Potts et al., 2009; Aviron et al., 2011; Haaland et al., 2011; Haaland & Bersier, 2011; Blaauw & Isaacs, 2014; Scheper et al., 2015; Albrecht et al., 2020, 2021). Pywell et al. (2006) és Carvell et al. (2007) kimutatták, hogy a telepítést követően közvetlenül, a néhány pillangósvirágú növényből összeállított vetőmagkeverék vonzotta messze a legtöbb poszméhet a területre a jelentős virágmennyiséggel. Azonban a többi megporzócsoportot hosszútávon a diverz vadvirágos vetőmagkeverék tudta megfelelően támogatni, az évelő növényeknek és változatos virágkínálatnak köszönhetően. Scheper et al. (2015) egyenesen azt hangsúlyozza, hogy a virágfajszám növelése a legfontosabb tényező, amivel növelhetjük a vadvirágos parcellák hatékonyságát. És bár Rundlöf et al. (2018) kimutatta az egyfajos facélia sávok pozitív hatását a megporzókra és a szomszédos természetű növények megporzására, Albrecht et al. (2020) áttekintő tanulmányában bemutatta, hogy tovább lehet növelni a szomszédos természetű növények megporzását a virág-fajgazdagság növelésével. A változatos virágkínálat továbbá bevonzhat a vadvirágos parcellákra specialista, vagy ritka megporzófajokat is (Aviron et al., 2011). A vadvirágos parcellák virágkínálatának fajgazdagságát nem csak a vetőmagkeverék fajszámának növelésével lehet növelni, de a talajmagbank virágos növényei is nagyban hozzájárulhatnak ehhez (Schmidt et al., 2022; Kowalska et al., 2023).

A **telepítés és a kezelés módja** hatással van a vadvirágos parcellák virágkínálatára és élettartamára, és ez a hatás tovább gyűrűzik a megporzórovarokra is. A vadvirágos parcellák sikerére hat a vetőmagkeverék összetétele (Pywell et al., 2006, 2011; Carvell et al., 2007, 2011; Haaland et al., 2011; Kowalska et al., 2023) és a kaszálás intenzitása és időzítése (Potts et al., 2009; Pywell et al., 2011). A vetőmagkeverék hatása a kínált virágmennyiségen (rendelkezésre álló nektár és pollen mennyiség) és virágfajszámon keresztül mutatkozott meg (Pywell et al., 2006;

Carvell et al., 2007, 2011). A változatos és folyamatos virágkínálat fenntartására hatékony módszerek tűnik a területek felének kora nyári kaszálása, és a kaszálék lehordása (Pywell et al., 2011). Albrecht et al. (2021) ezt a kezelési módot kiegészíteni javasolja a vadvirágos parcellák rendszeres (néhány évente) újra vetésével. Potts et al. (2009) pedig arra mutat rá, hogy bár egyes megporzóknak (lepkék) a gyepék extenzívebb kaszálása is nagy segítség, más megporzócsoportoknak (poszméhek) a vadvirágos parcellák létrehozásával tudunk hatékonyan segíteni.

A vadvirágos parcellák létrehozásának köszönhetően megnövekedett megporzó abundanciának és fajgazdagságnak **hatása van táji szinten is**. Elsőként Jönsson et al. (2015) mutatta ki, hogy a vadvirágos parcellák nem csak lokálisan, hanem táji szinten tudják növelni a megporzórovarok abundanciáját. További kutatások is bemutatták, hogy a feldúsult megporzóközösség megjelenik a környező tájban és a termesztett növénykultúrákban (Rundlöf et al., 2018; Albrecht et al., 2020). Ennek hatására megnő a termesztett növényeken tapasztalt **viráglátogatások száma** és a viráglátogatók fajgazdagsága (Kohler et al., 2008; Venturini et al., 2017b; Grab et al., 2018; Rundlöf et al., 2018; Albrecht et al., 2020; Mota et al., 2022; de lásd: Königsłow et al., 2022). Több vizsgálat azonban azt találta, hogy a megporzás csak a vadvirágos parcellák közvetlen szomszédságában nő, a mezőgazdasági táblák belsejében kevésbé. A zengőlegyek abundanciájának növekedése a vadvirágos parcellától 50 méteres távolsáig volt észlelhető (Kohler et al., 2008). Albrecht et al. (2020) 10 méteres távolságban a megporzók 50%-os, 20 méterre pedig már csupán 20%-os növekedését tapasztalta. Annak ellenére, hogy a viráglátogatások száma kimutathatóan csak a parcellák szomszédságában nőtt, több kutatás bizonyította, hogy a vadvirágos parcelláknak pozitív hatása van a szomszédos mezőgazdasági táblák **termésmennyiségére** és így a **gazdaság profitjára** (Pywell et al., 2015; Albrecht et al., 2020, 2021, Marja et al., 2024). Így a vadvirágos parcellák szomszédságában lévő termesztett növények termésmennyisége nőtt, többek között a szamóca (Grab et al., 2018), a vöröshere (Rundlöf et al., 2018), a bab (Pywell et al., 2006), a napraforgó (Mota et al., 2022), és az áfonya (Venturini et al., 2017b) esetében. De magának a vadvirágos parcellának a növényei is több magot tudnak érlelni a megporzórovarok mennyiségének megnövekedésével (Blaauw & Isaacs, 2014). Ez a hatás vélhetően nem csak a megporzásnak, hanem más – a vadvirágos parcelláknak köszönhetően megnövekedett – ökoszisztéma-szolgáltatásnak is köszönhető, valamint annak, hogy a táblaszegélyekben létrehozott parcellák és sávok egy amúgy is kevésbé produktív területet vettek el a termeléstől (Pywell et al., 2015; Albrecht et al., 2021). A legtöbb kutatás így rámutatott arra is, hogy a javuló ökoszisztéma-szolgáltatások révén megnövekedett termésmennyiség extra profitja fedezte a vadvirágos parcellák telepítésének és fenntartásának költségeit, valamint kompenzálta a termelésből így kieső területet (Venturini et al., 2017b).

3.4 A vadvirágos parcellákkal kapcsolatos ismereteink hiányosságai

Fentiekből látható, hogy a vadvirágos parcellák, különösen a vadvirágos sávok, jól kutatottak. Azonban továbbra is számos kérdés megválaszolatlan a megporzókra gyakorolt hatásukkal kapcsolatban. Korábbi áttekintő cikkek arra mutatnak rá, hogy hiányosak az ismereteink a vadvirágos parcellák gazdasági és szociális hatásai (Uyttenbroeck et al., 2016), valamint a különböző vetőmagkeverékek sikere és a kevésbé vizsgált ízeltlábú közösségek tekintetében (Haaland et al., 2011). Az is nagy gond, hogy a korábbi kutatások elsősorban a keskenyebb vadvirágos sávok hatását vizsgálták (de lásd: Blaauw & Isaacs, 2014; Eccard, 2022), és a kutatások Észak-Amerikára és Európa nyugati felére koncentrálnak (Albrecht et al., 2020). Ahhoz, hogy ezen vizsgálatok eredményei jól adaptálhatóak legyenek, csökkentenünk kell azt a tudáshiányt, ami a mi kelet- és kelet-közép-európai régióink és a jobban kutatott európai régiók között áll fenn. Különösen a táji környezet és az egyéb környezeti és gazdasági adottságok azok, amelyekben a két régió jelentősen eltérhet egymástól. Valamint hiányosak az ismereteink, a vadvirágos parcellák méretének és térbeli elrendeződésének tekintetében, a mi régióinkban őshonos növények alkalmazásában, a talajmagbank növényeinek virágkínálatában. Továbbá azt is figyelembe kell venni, hogy ebben a kelet-közép-európai régióban a megporzóközösségek még jóval diverzebbek, mint Európa eddig jobban kutatott részein (Batáry et al., 2010).

3.5 A mintavételi módszerek előnyei és korlátai

A vadvirágos parcellák megporzóközösségeinek vizsgálatára alkalmas megfelelő módszer kiválasztása is problémákat vet fel. Számos mintavételi módszer alkalmas arra, hogy a megporzórovarokat monitorozzuk egy agrártájban (lásd: *Anyag és módszer, Mintavételi módszerek*; Westphal et al., 2008; Potts et al., 2020), azonban a különböző mintavételek az egyes csoportokat, különböző hatékonysággal és különböző léptékben képesek megfelelően mintavételezni. A megporzórovarok vizsgálatára leggyakrabban valamilyen vizuális módszert, pl. transzekt menti egyeléses (Carvell et al., 2007; Scheper et al., 2015; Aviron et al., 2023), tálcsapdás (pl. Westphal et al., 2008, O'Connor et al., 2019; Kovács-Hostyánszki et al., 2021), fészekcsapdás (pl. Tscharrntke et al., 1998; Staab et al., 2018; Kovács-Hostyánszki et al., 2021) vagy Malaise csapdás (pl. Hallmann et al., 2017; Matthews & Matthews, 2017; Uhler et al., 2022) mintavételt alkalmaznak. Az egyes mintavételeknek mind megvan a maguk előnye és hiányossága:

1) A tálcsapdás (*pan trap*) mintavétel mutatja meg egy terület vadméh közösségét legpontosabban, azonban csak rövid időszakot mintáz, és vonzó hatása miatt különböző táji környezetben felül-, vagy alulreprezentáltságot mutathatnak egyes megporzórovar-csoportok (Westphal et al., 2008, O'Connor et al., 2019). Például egy virágkínálatban gazdag területen

kevésbé jelentős ingert jelent egy színes tálcapda, mint egy tarlón, ahol szupernormális ingerként messzebből bevonozhat megporzórovarokat (Wilson et al., 2008, Westerberg et al., 2021).

2) A fészekcsapdás (*trapnest*) mintavétel során az üregben fészkelő hártványászárnyúak (Hymenoptera) vitalitásáról, parazitáltságáról és a különböző trofikus szintekről is képet kaphatunk egész éven át. Azonban a megporzórovarok csak egy szűk körét mintavételezi (Staab et al., 2018). Ez a szűk kör az üregben fészkelő hártványászárnyúak köre, mely néhány méh- és darázscsalád fajait foglalja csak magába.

3) A Malaise csapdás (*Malaise trap*) mintavétel egy többnapos (hetes) intervallumon keresztül valamennyi repülő – akár éjszaka aktív – rovar mintázza, azonban egyes rovarok, viselkedésükből adódóan alul-, vagy felülreprezentáltak lehetnek a mintában (Matthews & Matthews 2017; Uhler et al., 2022). Ez a viselkedés mód pl. az lehet, amikor egyes rovarfajok az akadályba ütközés esetén nem felfelé repülnek, és így nem kerülnek bele a Malaise csapda gyűjtőedényébe.

4) A transzekt menti egyeléses (*standardised transect walk*) mintavétel során a konkrét pollinátor-növény kölcsönhatásokat és a virágpreferenciát is vizsgálhatjuk, azonban szűk időablakot mintáz és a mintavevő képzettsége és az időjárási viszonyok befolyásolhatják a sikert (Westphal et al., 2008, O'Connor et al., 2019). Megfelelően képzett felmérők azonban nagyon jó hatékonysággal tudják ezzel a (legrészletesebb adatokat szolgáltató) mintavétellel mintázni egy terület megporzóközösségét (O'Connor et al., 2019).

A különböző mintavételi módszerek tehát önmagukban alkalmazva csak korlátozott adatmennyiséget szolgáltatnak, és így korlátozott következtetések levonására alkalmasak (Potts et al., 2020). Azonban, mivel nagyon jól kiegészítik egymást (Westphal et al., 2008; Wilson et al., 2008, Potts et al., 2020), ajánlott a megporzók monitorozásához ezen módszereket megfelelően kombinálni, és a különböző eredményeket a mintázási módszer erősségeinek és hiányosságainak ismeretében értékelni (Wilson et al., 2008). Az általunk indított nagyszabású terepi kísérlet éppen ezért több különböző mintavételi módszert foglal magában helyi (parcella-szintű) és táji léptékben, hogy egy ilyen komplex agrár-ökoszisztémában történt beavatkozás hatásait és fejlesztési lehetőségeit a lehető legátfogóbban megismerhessük (Báldi et al., 2022; továbbá lásd: *Anyag és módszer, Mintavételi módszerek*).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1 Vizsgálati terület

Vizsgálatainkat Magyarország középső részén, az Alföld nagytájon, a Duna-Tisza közén, a Dunamenti síkvidéken, a Solti-síkon végeztük, Dunavecse, Újsolt, Solt és Harta közigazgatási területén. A Solti-sík kistáj alapvetően síkvidéki terület, melyet történetileg a Duna árterületeként betöltött szerepe határozott meg, ma azonban területét természetes, illetve féltermészetes növénytakaró már csak 23%-ban borítja (Király et al., 2008). A természetes növénytakarót a változatos talajtípusok és a vízellátottság erősen meghatározza, ezért a vizsgálat szempontjából szűkebb értelemben vett területeken a természetes vegetációt üde szikesek, löszsztepprétek, jellegtelen üde gyepek, mocsarak és nádasok teszik ki (Király et al., 2008). Döntően a mezőgazdasági termelés dominál, azon belül is meghatározó a szántóterületek aránya. Ezen tulajdonságai alkalmassá teszik egyrészt egy agrártáj és agrárökoszisztéma kutatására, másrészt megközelítőleg reprezentatívnak tekinthető a hazai alföldi szántóföldi mezőgazdaság vizsgálatára. A térségben termelt szántóföldi növények is jól reprezentálják a Magyarországon termesztett növényeket: dominálnak a gabonafélék, különösen az őszi búza és az őszi árpa, valamint a kukorica. Ezen túl nagy területeken természetnek napraforgót, repcét és lucernát (KSH1).

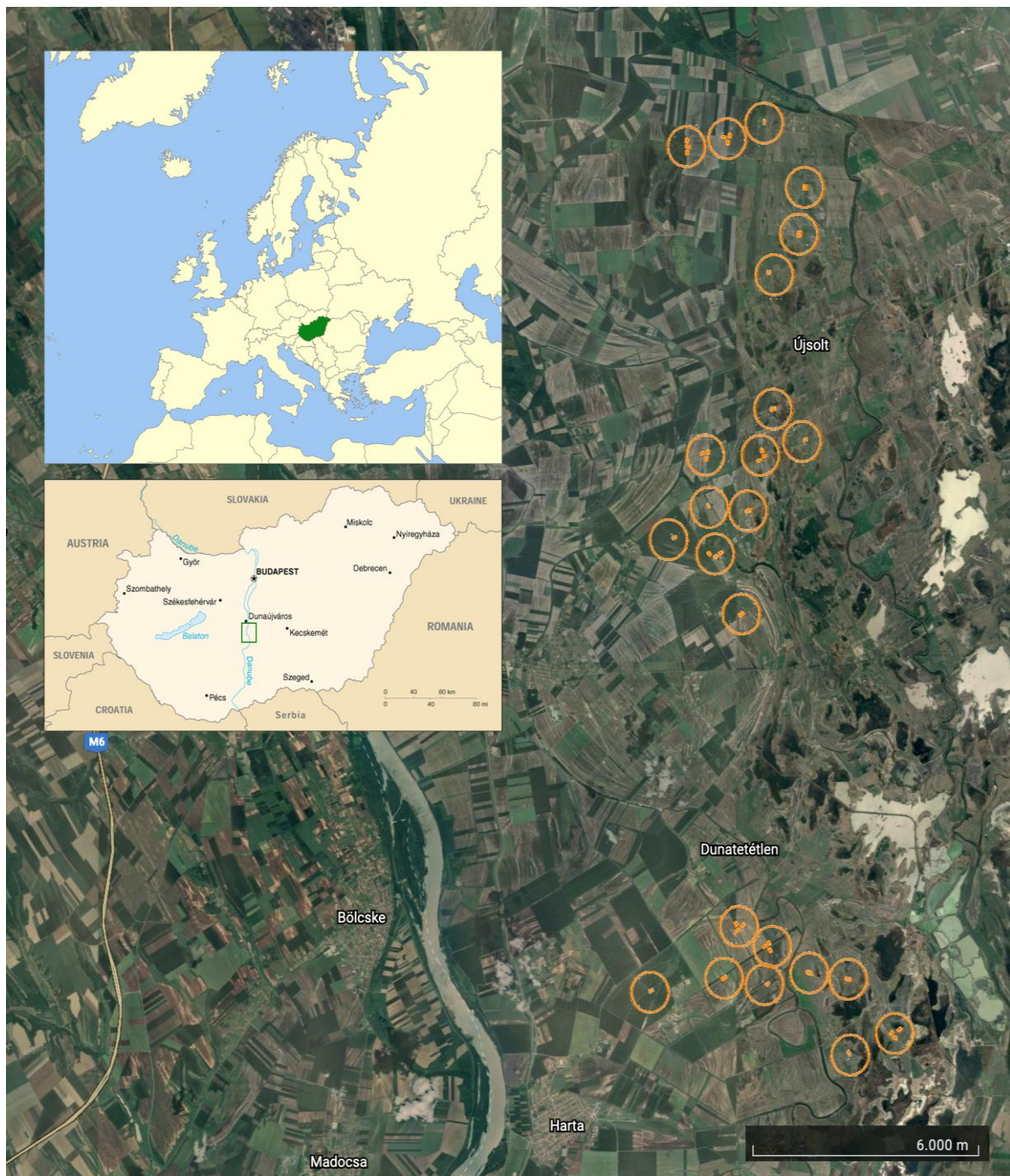
A vizsgálat helyszínéül az Állampusztai Mezőgazdasági és Kereskedelmi Kft. (továbbiakban: Állampuszta Kft.) kezelésében lévő területeket jelöltünk ki. Az állami tulajdonú Állampuszta Kft. több, mint 5.000 ha mezőgazdasági területet kezel. Nagyrészt nagytáblas, szokványos szántóföldi gazdálkodást végeznek, azaz műtrágyát és növényvédőszerrel is használnak. Az átlagos táblaméret meghaladja az 50 ha-t, de nem ritkák a 100 ha fölötti táblák sem. A vetésszerkezet gerincét az ő esetükben is az országosan legnagyobb területen vetett növényfajok alkotják: napraforgó, szemes kukorica, őszi árpa, őszi búza és lucerna. A szintén nagy területen termesztett őszi káposztarepce és füves lucerna 2022-re kikerültek a vetésszerkezetből, és ezzel egy időben szemes cirkot és durum búzát kezdtek el termesztetni nagyobb területen. Az országos gyakorlattól eltérően (az átlagos arányokat meghaladóan) nagy területen természetnek cukorrépat és zöldborsót, valamint néhány szántóföldi zöldségnövényt is (lásd. 1. sz. melléklet). A gazdálkodási gyakorlat és a vetésszerkezet tehát nem üt el az általános magyarországi gyakorlattól, a vizsgálati terület jól reprezentálja a magyarországi agrártáj-szerkezetet.

4.2 Kísérleti beállítás

4.2.1 Területek kijelölése

A területek kezelőjével együttműködve 2019. év végén a Lendület Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoporttal (továbbiakban Kutatócsoport) 24 db 500 m sugarú tájablakot jelöltünk ki az Állampuszta Kft. területén (3. ábra), a Super-G projekt (*developing SUsustainable PERmanent Grassland systems and policies*; <https://www.super-g.eu/>) keretén belül, és támogatásával. Az 500 méter sugarú körök alkalmazása a táji környezet hatásának vizsgálatára egy általánosan elfogadott gyakorlat, melyen belül az élőhelyek aránya és minősége érzékelhető hatással van a legtöbb ízeltlábú csoportra, ahogy ezt Concepción et al. (2012) is megfogalmazza: “[...] *this distance [500-m-radius buffers around centres] has been found most suitable to analyse landscape influences on field species richness for a wide range of taxa [...]*”.

A táji komplexitást figyelembe véve a tájablakok fele homogén, másik fele pedig heterogén agrártájba esett, Tanács et al. (2022) alapján. A homogén tájablakokban a szántóföldi művelés alatt lévő területek aránya meghaladta a 90%-ot, a természetközeli élőhelyek aránya így csupán 10% alatt volt. A heterogén tájablakokban a természetközeli élőhelyek aránya meghaladta a 40%-ot, a szántóföldi művelés alatt lévő területek pedig így 60% alatt voltak. Tehát a homogén és a heterogén agrártájban kijelölt tájablakok jelentősen eltértek egymástól a természetközeli élőhelyek arányában. Természetközeli élőhelynek tekintettük az extenzív gyepeket, nádasokat, út-, csatorna- és táblaszegélyeket, facsoportokat, vagy mezővédő erdősávokat, földutakat, és minden kis bolygatottságú, nem szántóföldként hasznosított területet.

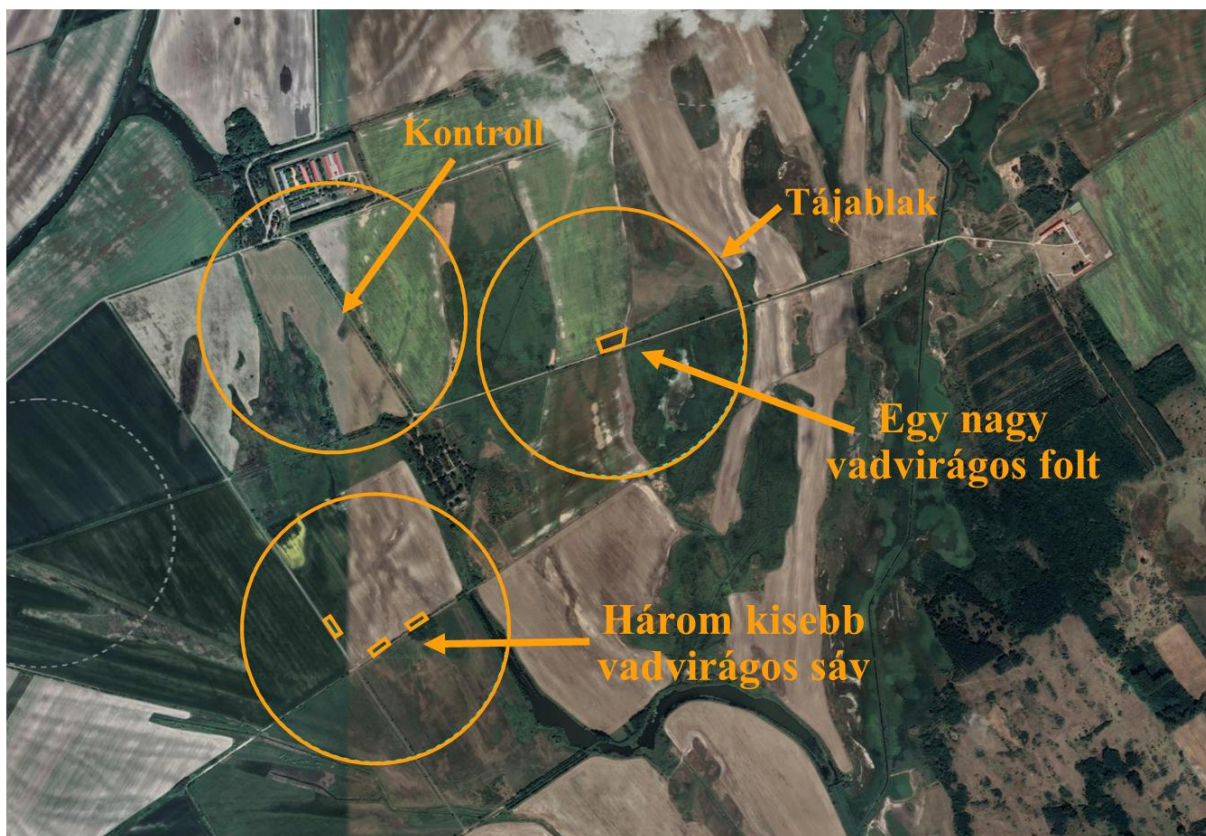


3. ábra – A 24 tájablak elhelyezkedését bemutató ábra, Báldi et al. (2022) alapján. A kísérleti beállítás elhelyezkedése Kelet-Közép-Európában, Közép-Magyarországon, a Solti-síkon.

A tájablakokat hármassával csoportosítottuk. Összesen 8 tájablak tripletet jelöltünk így ki, melynek egyik fele (4 db) homogén, másik fele (4 db) heterogén agrártájba esett. Minden triplet három különböző tájablakot tartalmazott: az egyik közepén egy fél hektáros (50*100 m) vadvirágos foltot (F) hoztunk létre, a másik közepére 3 kisebb (24*70 m), de összesen fél hektárt kitevő vadvirágosávot (S) vetettünk, egymástól kb. 100-150 méterre (4. ábra). A vadvirágos foltokat és sávokat minden esetben szántóföldekre vetettük, a mezőgazdasági táblák szélén, utak,

mezsgyék, fasorok, vagy erdősávok mellett. A harmadik tájablak kontrollként (C) működött, ahova nem vetettünk semmit, de a másik két “kezelt” tájablakhoz hasonló táji környezetet fedett le. A tájablakok nem fedtek át egymással, de az egy tripletthez tartozók azonos táji környezetben helyezkedtek el, hasonló táji és klimatikus környezetet reprezentáltak, miközben a középpontjaik nem voltak közelebb egymáshoz mint 1000 méter (3-4. ábra). Mivel a legtöbb vadméh és más megporzórovarok ennél kisebb röpkörzeten belül gyűjti a táplálékot és fészekanyagot (Gathmann & Tscharntke, 2002), így ezen távolság megfelelő ahhoz, hogy egymástól nagyrészt független megporzórovar-közösségeket tudjunk vizsgálni.

Összegezve: összesen 8 hektárnyi területen, 32 db (8 (8×1) db folt, 24 (8×3) db sáv) vadvirágos parcellát hoztunk létre a tájban, melyekkel tavasztól ősziig folyamatosan változatos virágkínálatot és kevésbé zavart élőhelyet biztosítottunk a megporzórovarok és más élőlények számára (3-4. ábra; a vadvirágos parcellák és a tájablakok pontos elhelyezkedését a Google Maps-en lehet megtekinteni (HTML1), mely a Báldi et al. (2022) és a Bihaly et al. (2024) cikkeken keresztül is elérhető).



4. ábra – A kísérleti elrendezést bemutató ábra, Báldi et al. (2022) alapján. A tájablak tripletek elrendezése: egy nagy (0,5 ha) vadvirágos folt, három kisebb (összesen: 0,5 ha) vadvirágos sáv, kontroll tájablak

4.2.2 Vetőmagkeverék

A vadvirágos parcellákat egy diverz, őshonos növényfajokból álló vetőmagkeverék elvetésével hoztuk létre 2020 év elején (január 27 – február 2. között). A vetőmagkeverék Máté András kertészetéből származott (vadviragvilag.hu, Dorcadion Kft.), melyet kimondottan a vizsgálatunk számára állítottunk össze 32 őshonos, virágos növényfaj magjából (2. sz. melléklet). A 32 növényfaj kiválasztásának két fő szempontja az volt, hogy a lehető legjobban támogassa a megporzórovarok széles körét a szezon folyamán, és hogy egy extenzív kezelés mellett hosszútávon fenn tudjon maradni. Ezeket a szempontokat az alábbiakban részletezem:

1. Az elsődleges szempont az volt, hogy a vetőmagkeveréket alkotó növényfajok virágzási ideje lefedje a teljes szezont, tavasztól ősziig folyamatosan. Továbbá egyszerre lehetőleg több különböző növényfaj virágozzon, így folyamatos és diverz táplálékkínálatot biztosítson a viráglátogató rovarok számára. Lásd: 2. sz. melléklet.
2. Különböző növényrendek, és így különböző típusú virág(zat)ok alkossák (példának a vetőmagkeverék azon fajait sorolom fel, melyeken később ténylegesen tapasztaltunk viráglátogatást):
 - a) ajakosvirágúak (Lamiales, pl. *Salvia spp.* (*S. austriaca*, *S. verticillata*, *S. nemorosa*, *S. pratensis*), *Stachys recta*, *Thymus glabrescens*, *Veronica orchidea*);
 - b) pillangósvirágúak (Fabaceae (Fabales), pl. *Onobrychis arenaria*, *Anthyllis vulneraria*, *Astragalus spp.* (*A. austriacus*, *A. onobrychis*), *Dorycnium herbaceum*, *Trifolium montanum*);
 - c) mácsonyavirágúak (Dipsacales, pl. *Cephalaria transsylvanica*, *Scabiosa ochroleuca*);
 - d) szegfűvirágúak (Caryophyllales, pl. *Dianthus pontederæ*, *Silene viscosa*);
 - e) ernyősvirágzatúak (Apiales, pl. *Pimpinella saxifraga*, *Seseli varium*);
 - f) borágóvirágúak (Boraginales, pl. *Echium vulgare*);
 - g) rózsavirágúak (Rosales, pl. *Potentilla recta*);
 - h) fészkesvirágzatúak (Asterales, pl. *Centaurea cyanus*).
3. Különböző színű virágok legyenek benne, a megporzók széles körének preferenciájához igazodva, például:
 - a) fehér (pl. *C. transsylvanica*, *S. austriaca*, *S. varium*);
 - b) kék (pl. *C. cyanus*, *E. vulgare* V. *orchidea*);
 - c) lila (pl. *A. austriacus*, *S. pratensis*, *S. nemorosa*);
 - d) rózsaszín (pl. *D. pontederæ*, *O. arenaria*, *S. nemorosa*);
 - e) sárga (pl. *A. vulneraria*, *P. recta*, *S. ochroleuca*);

- f) ciklámen (pl. *A. onobrychis*, *S. verticillata*).
4. Különböző stratégiájú növények alkossák:
- évelő (pl. *Salvia spp.*);
 - kétéves (pl. *E. vulgare*);
 - egynyári (pl. *C. cyanus*).
5. Legyenek benne olyan fajok, melyek
- hosszan virágoznak a szezon során (pl. *C. transsylvanica*),
 - kaszálást követően másodvirágzásra képesek (pl. *S. nemorosa*),
 - magas nektár tartalmúak (pl. *E. vulgare*).
6. Talajfelszín-borításban jól kiegészítsék egymást a vetőmagkeverék fajai:
- kevésbé takarja a talajt (pl. *D. pontederæ*);
 - takarja (pl. *C. transsylvanica*);
 - erősen takarja (pl. *S. austriaca*).
7. Különböző pollinátor csoportokat célozzanak meg:
- méheket (pl. *A. vulneraria*)
 - poszméheket (pl. *E. vulgare*)
 - zengőlegyeket és más legyeket (pl. *C. transsylvanica*)
 - nappali lepkéket (pl. *D. pontederæ*)
 - éjjeli lepkéket (pl. *S. viscosa*)
 - egyéb megporzókat (pl. *S. varium*)
8. Legyenek olyan fajok, melyek szára lehetővé teszi az üregben fészkelő rovarok fészkelését a kóróban (pl. *S. austriaca*, *C. transsylvanica*).
9. A megporzórovarok fitofág lárvái (pl. lepkehernyók, bogárlárvák) számára megfelelő tápnövényt biztosítson, különösen a védett, vagy fokozottan védett, tápnövény specialista fajok számára. Pl. a kisvirágú csüdfű (*Astragalus austriacus*) a dolomit kénes lepke (*Colias chrysotheme*) számára, a homoki baltacím (*Onobrychis arenaria*) és zászlós csüdfű (*Astragalus onobrychis*) a boglárkalepkék (Lycinidae) számára, köztük is az ezüstös boglárka (*Plebeius argus*) számára, a kakukkfű (*Thymus glabrescens*) az apró boglárka (*Scolitantides schiffermuelleri*) számára, a vajszínű ördög szem (*Scabiosa ochroleuca*) a mocsári tarkalepke (*Euphydryas aurinia*) számára, a lósóska (*Rumex thyrsiflorus*) az ibolyás tűzlepke (*Lycaena alciphron*) számára, valamint a változó gurgolya (*Seseli varium*) az árgusszemű cincér (*Musaria argus*) számára.

10. A vizsgált tájra jellemző természetközeli gyepek növényfajai alkossák.

11. A talajéletre gyakorolt hatásuk is változatos legyen:

- a) mélyen és sekélyen gyökerezők egyaránt,
- b) pillangósok,
- c) karógyökerűek.

A gondos tervezésnek köszönhetően a vadvirágos parcellákon valóban változatos virágkínálat alakult ki az évek során (5. ábra).



5. ábra – A vadvirágos parcellák diverz virágkínálata a második (bal) és harmadik évben (jobb), valamint a virágokat látogató megporzórovarok. Fotó: Szigeti Viktor (bal felső és bal középső), Bihaly Borbála (alsó sor, jobb felső és jobb középső)

4.2.3 Kezelés

A területek kezelésének tervezésénél a vadvirágos parcellák kezeléséről szóló korábbi európai szakirodalmat (Pywell et al., 2011) és a természetvédelmi szakemberek gyeprekonstrukciók során szerzett helyi gyakorlati tapasztalatát vettük figyelembe. Ezeknek megfelelően az első két évben ősszel mind a 32 parcella (8 db folt és 24 db sáv) teljes területét lekaszáltuk, és a biomasszát (szénát) lehordtuk, eltávolítottuk a területről. Ezzel a pionír veszélyes gyomokat megfelelően vissza tudtuk szorítani addig, amíg a virágos növények talajborítása elérte a megfelelő szintet. Ezt követően minden évben nyár elején, június közepén kaszáltuk a területeket úgy, hogy minden parcella egyik felét lekaszáltuk, majd a következő évben a másik felük került sorra (továbbiakban: osztott kaszálás; 6. ábra).



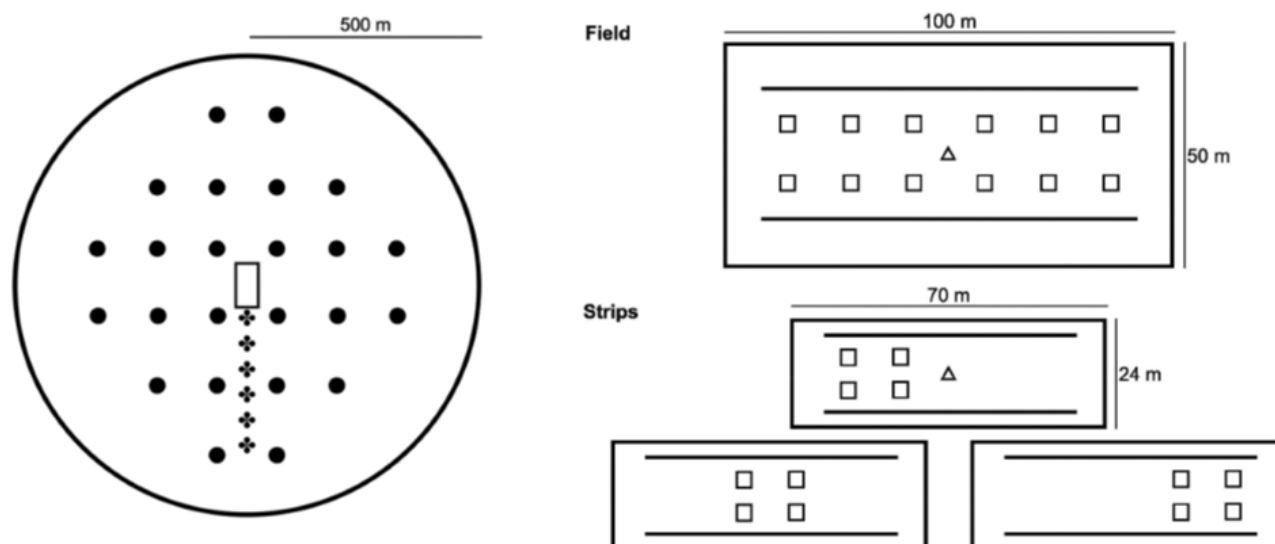
6. ábra – *A területek kezelése osztott kaszálással (a harmadik évtől) és a – sokszor nagy mennyiségű – kaszálék lehordásával történt.*

Az osztott kaszálással egy-egy parcellafél két évente került kaszálásra, és a kaszálások között zavartalan, magaskórós élő-, búvó-, fészkelő- és táplálkozó helyet biztosított az élőlények széles körének az ízeltlábúaktól kezdve, a madárvilágon és a rágcsálókon át egészen a nagy és apróvadig. Az osztott kaszálás másik fő célja az volt, hogy a júniusban lekaszált területen – az addigra már elvirágzott, vagy elvirágzóban lévő – tavasszal viritó növényfajok nyár végén másodvirágozzanak. Így a lekaszálatlan részen nyáron virágzó fajokat kiegészítve, egy még diverzebb virágkínálatot biztosítsanak, miközben a lekaszálatlan fél továbbra is zavartalan a szezon során, és a téli időszakra is kellő sűrűségű és magasságú kórós növényzet marad fenn, támogatva ezzel az ízeltlábú közösség fajainak áttelelését. A kaszálások utáni biomassza-lehordás a füvesedés és a talajtakarás (ezeken keresztül pedig a virágzó növények kiszorításának) csökkentése érdekében volt fontos. A kaszálásnál a vágási magasságot magasan (8-10 cm körül) próbáltuk tartani, hogy a fűféléket ne hozzuk versenyelőnybe egy alacsony vágásmagassággal. Összegezve, így a telepítés évében

(2020) és az azt követő évben (2021) egyszeri teljes őszi kaszálás történt, 2022-ben valamennyi vadvirágos folt és sáv utakhoz közelebbi felét kaszáltuk le, 2023-ban pedig a szántóföld felőli felét (6. ábra). Valamennyi kaszálást én szerveztem és egyeztettem le a terület kezelőjével, a kaszálásokon jelen voltam és a kaszálás végző traktoros(ok) munkáját irányítottam, segítetttem.

4.3 Mintavételi módszerek

2019-ben indult meg a tervezése az eddig részletezett kísérleti beállításnak. Ezzel egy időben terveztük meg a pollinátor mintavételi protokollt, a botanikai és virágkínálati mintavétellel együtt (7. ábra). A mintavételi protokoll fő célja az volt, hogy a vadvirágos parcellák létrehozását követően felmérjük a különböző megporzórovar-csoportok egyed- és fajszámának, valamint közösségösszetételének változását az évek előrehaladtával lokálisan és táji léptékben egyaránt. Mivel korábbi kutatások egyértelműen rámutattak arra, hogy a különböző mintavételi és csapdázási módszerek különböző hatékonyságúak, és más-más csoportokat lehet velük megfelelően vizsgálni, más-más környezetben (pl. Westphal et al., 2008; O'Connor et al., 2019; Kovács-Hostyánszki et al., 2021; lásd még: *Irodalmi áttekintés, Mintavételi módszerek előnyei és korlátai*), táji és lokális szinten egyaránt több mintavételi módszert használtunk a telepítés évétől (2020) kezdve minden évben, akár évente több alkalommal, hogy egy kellően átfogó képet kapjunk a megporzórovarok különböző csoportjainak változásáról.



7. ábra – A különböző mintavételi módok sematikus ábrázolása Báldi et al. (2022) alapján.

Balra egy 500 m sugarú tájablak látható (nagy kör) közepén egy vadvirágos folttal (üres négyzet), valamint a tálcspadák (fekete pontok) és a fészekcsapdák (fekete keresztek) elhelyezkedése. Jobbra a nagy 100*50 méteres vadvirágos folt (Field) és a három kisebb 24*70 méteres vadvirágos sáv (Strips) látható, bennük feltüntetve a transzekttek (egyenes fekete vonal), melyek mentén a beporzók transzekt menti mintavétele és a virágkínálat-becslés történt.

Feltüntettük továbbá a Malaise csapdák (üres háromszög) és a botanikai mintavétel kvadrátjainak (üres négyzetek) elhelyezkedését.

A vetett területeken évente két alkalommal végeztünk botanikai felmérést, Malaise csapdázást és transzekt menti mintavételt, valamint virágkínálat-becslést 2020 és 2023 között, négy éven át. Továbbá táji léptékű mintavételhez fészekcsapdákat helyeztünk ki és évente egy alkalommal tálcapdákval vizsgáltuk a megporzórovar közösségeket. 2022-től transzekt menti egyeléssel és botanikai mintavétellel felméréseket végeztünk a vadvirágos foltok szomszédságában lévő szántóföldeken és természetközeli élőhelyeken a megporzórovarok vetett vadvirágos parcellák és a szomszédos területek közötti terjedésének (spillover) vizsgálatára. Jelen disszertációban a transzekt menti egyeléses mintavételt (4.3.1), a virágkínálatbecslést (4.3.2) és a fészekcsapdás mintavételt (4.3.3) tárgyalom részletesebben, mivel ezen mintavételek eredményei képezik a disszertáció gerincét. Azonban a teljesség kedvéért a többi mintavételt (4.3.4) is röviden bemutatom. Egyetértésben a terület tulajdonosával, a tervek szerint a kísérleti parcellák legalább további 5 évig fenn lesznek tartva (2025-2030), és ezen mintavételek elvégzése – különböző intenzitással – tovább folytatódik. A kísérleti elrendezés mellett a mintavételi protokollok rövid leírását is tartalmazza a 2022-ben az *Ecosystem Health and Sustainability* folyóiratban közölt narratív cikkünk (Báldi et al., 2022).

4.3.1 Transzekt menti egyeléses mintavétel

A transzekt menti egyeléses mintavétel során, valamennyi vadvirágos parcellán két párhuzamos vonal (transzekt) mentén mértük föl a megporzórovarokat. A vadvirágos foltokon két 75 méter hosszú transzektente nettó 15 perc alatt sétáltunk végig, míg a vadvirágos sávokban két 25 méteres transzekt mentén 5 perc alatt, így tájablakonként azonos mintavételi ráfordítást tettünk (7. ábra). A két párhuzamos transzekt mentén egy-egy felmérő és egy-egy segítő együtt haladtak (8. ábra). A felmérő a transzekt mentén haladva jobbra, balra és előre felé 1,5 méteres távolságon belül észlelt megporzórovarokat mintavételezte, melyeket a segítő egy adatlapon regisztrált a következő taxonómiai csoportok szerint: magányos vadméhek (Anthophila, Hymenoptera), poszméhek (Bombus, Hymenoptera), zengőlegyek (Syrphidae, Diptera), nappali lepkék (Lepidoptera) és egyéb megporzók (egyéb legyek, darazsak, stb.). A vadméhek (magányos-, és poszméhek) és zengőlegyek esetében a fajszintű határozás céljából rovarhálóval megpróbáltuk őket megfogni, és az így begyűjtött egyedek egyedi azonosítóval ellátva, alkoholban tárolva később, szakértő bevonásával lettek meghatározva. A vadméheket Józán Zsolt, a zengőlegyeket Dr. Soltész Zoltán identifikálta. A begyűjtött egyedek kezelése (hálóból kiszedés, fiolába rakás) ideje alatt a stopper állt, így ez nem számított bele a nettó felvételezési időbe. A meg nem fogott egyedeket a korábban leírt magasabb szintű rendszertani kategóriákba és csoportokba sorolva jegyeztük fel a felvételezési lapra. A megporzórovarok észleléskor folytatott pillanatnyi tevékenységüket is rögzítettük: virágot látogat, pihen, vagy repül. Viráglátogatás esetén az adott növényfajt is

regisztráltuk. A felméréseket két alkalommal végeztük el minden évben 2020 és 2023 között, eddig összesen 8 alkalommal: kora nyáron (*early summer*, május-június fordulóján) és nyár közepén (*mid-summer*, július-augusztus fordulóján; 3. sz. melléklet).

A mintavételt kora nyáron 9 és 17 óra között, nyár közepén 8 és 18 óra között végeztük. Szeles (erős szellőkések vagy 5 m/s fölötti szél erősség) vagy esős időben (közvetlenül zivatarok előtt és után sem) nem végeztünk felmérést. Ha a hőmérséklet 30°C fölé emelkedett, és a repülő rovarok aktivitásának csökkenését észleltük, a mintavételt szüneteltettük. A transzektben a haladási irányt úgy választottuk meg, hogy az árnyékunk ne legyen előttünk, ezzel esetlegesen befolyásolva a mintavétel sikerességét, azaz a nap szemből, vagy valamelyik oldalunkról süssön (8. ábra).



8. ábra – *A transzekt menti egyeléses mintavétel és a virágkínálat-becslés terepi munkáiról készült fotók mind a négy évből. Fotó: Bihaly Borbála (bal alsó, jobb felső)*

Ezt a felmérést kontroll tájablakokon nem végeztük el (ahogy a virágkínálat-becslést sem), csak a vetett vadvirágos parcellákon. Ez a módszer az egyik legalkalmasabb arra, hogy a növény-pollinátor kölcsönhatásokat közvetlenül vizsgáljuk, illetve eredményeinket az aktuális lokális virágkínálat ismeretében (lásd. *Virágkínálat-becslés*) tudjuk értelmezni (Westphal et al., 2008).

A felmérések szervezését, koordinálását én végeztem, a felmérés lebonyolításában minden alkalommal felmérőként vettem részt, az adatok rendezését, a meghatározandó minták szállítását, jelölését szintén én végeztem. Az első két év (2020-21) felméréseiből származó adatok rendezését

követően a megporzórovarokra vonatkozó adatok kiemzésében segítséget kaptam (a kutatócsoportunk tagjától, Dr. Piross Imre Sándortól), és ezen első két év eredményeit az elsőszerzőségemmel az *Agriculture Ecosystems and Environment* folyóiratban publikáltuk (Bihaly et al., 2024). Ezek az eredmények képezik jelen disszertáció gerincét is. A harmadik és negyedik év (2022-23) eredményei a viráglátogatás kapcsán, leíró jelleggel szerepelnek a dolgozatban.

4.3.2 Virágkínálat-becslés

A transzekt menti egyeléses mintavétellel párhuzamosan minden alkalommal elvégeztük a virágkínálat felmérését (továbbiakban: virágkínálat-becslés) is, hogy aktuális információ álljon rendelkezésünkre a virágok mennyiségéről és a virágzó növényfajok számáról. A transzekt mentén 1*1 méteres kvadrátokban regisztráltuk az aktuálisan virágzó rovarmegporzású, vagy rovarok által látogatott növényfajok számát (8. ábra). Minden virágzó növényfaj esetében feljegyeztük az épp nyitva lévő virágok vagy virágzatok számát. Virágzatok esetén az egy virágzatot alkotó átlagos virágszámmal szoroztuk fel azok számát (Szigeti et al., 2016). A kvadrátok a transzekt kezdőpontjában lettek kijelölve, illetve innen 12,5 méterenként. Így egy vadvirágos folton összesen 12, transzektenként 6-6 kvadrát lett kijelölve 0, 12,5, 25, 37,5, 50 és 62,5 méternél, míg egy vadvirágos sávon összesen 4, transzektenként 2-2 kvadrát volt 0 és 12,5 méternél. Ebben az esetben is egy vadvirágos folttal illetve sávokkal rendelkező tájablakban azonos mértékű mintavételi ráfordítást tettünk: tájablakonként 12 db kvadrátot mértünk fel.

Ennek a mintavételnek a szervezését és a transzekt menti egyeléses mintavétellel való összehangolását is én végeztem. A kivitelezésben is aktívan közreműködtem, azonban a konkrét felmérést csak egy-egy alkalommal végeztem én, illetve Molnár Csaba botanikus. A mintavételek döntő többségét kutatócsoportunk tagja, Somay László végezte el, akinek botanikai ismeretei és precizitása garanciát jelentenek az adatok és eredmények megbízhatóságára.

4.3.3 Fészekcsapdás mintavétel

A fészekcsapdához hasonlóan működő “méh-hotel”, “rovarhotel” vagy “darázs-garázs” megnevezésű installációk mára már közismertek. A lényegi különbség az, hogy a fészekcsapdának az elsődleges funkciója az, hogy fel tudjuk mérni a fészkelő fajokat a vizsgálati területünkön vagy annak közelében. A fészekcsapdás mintavétel során az üregben fészkelő hártvásszárnyú – nagyrésztben megporzó – rovarokat egész évben, táji szinten mintavételezhetjük, és az egyed- és fajszám adatok mellett egyéb biológiai információkhoz (pl. parazitáltság, ivadékok túlélési aránya) is hozzájuthatunk. A fészekcsapda lényege, hogy az üregben fészkelő hártvásszárnyú rovarok számára megfelelő fészkelő helyet biztosítsunk, melybe elkészíthetik ivadékbölcsőiket. Ennek megfelelően egy fészekcsapdának különböző átmérőjű és mélységű lyukakat kell tartalmaznia,

amit leggyakrabban változatos méretű nádszálakkal oldanak meg (9. ábra). A nádszálak náduszokkal való tagoltsága miatt a hosszúságukat érdemes úgy megválasztani, hogy lehetőleg minden nádszál egy náduszt tartalmazzon, mely két hosszú (8-10 cm) internódiumra osztja a nádszálat. Ehhez a tapasztalatok szerint a 16-20 cm-re vágott nádszálak megfelelőek.



9. ábra – **Fészekcsapdás mintavétel.** A fészekcsapdák elkészítése és kihelyezése a Lendület Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoport részvételével.

A fészekcsapdákat egy-egy köteg, kb. 16-18 cm hosszúságú, feltekert nádszövet darabból készítettük, melyet 20 cm-es, 100 mm átmérőjű PVC hengerbe rögzítettünk úgy, hogy a PVC cső a nádszálak nyílásain mindkét irányból túllógjon 1-2 cm-el. A nádköteg esetében figyeltünk arra, hogy a nádszálak ne legyenek sérültek, internódiumaik szabadon hozzáférhetőek és változatos átmérőjűek legyenek. A PVC csövekbe helyezett nádkötegek így egy-egy fészekcsapdát alkottak. A fészekcsapdákat párosával, dróttal rögzítettük egy 140 cm magas karóhoz úgy, hogy a karó függőlegesen, a fészekcsapdák pedig vízszintesen álljanak. A tájolást mindig úgy állítottuk be, hogy a jellemzően észak-északnyugatról érkező szelek és esők elől védettek legyenek a nyílások. Ugyanúgy a nádszálak védelmét szolgálta a túllógó PVC cső, és a fölé helyezett 50*50 cm-es tető is. Utóbbi a nyári hőségben is megfelelő védelmet jelentett a fészekcsapdák túlzott felmelegedése ellen (9. ábra).

A fészekcsapdákat mind a 24 tájablakba kihelyeztük, azaz a kontroll tájablakokba is. A középponttól távolodva egy lineáris tájelem mentén (út, fasor) 6 pontban, 80 méterenként helyeztük ki a karóra erősített fészekcsapda párokat (7. ábra), összesen 144 lokációban. Így a

tájablakok középpontjában, és onnan 80, 160, 240, 320 és 400 méteres távolságra helyeztünk ki fészekcsapda párokat (7. ábra), azaz tájablakonként 12, összesen 288 darabot. A vadvirágos parcellák telepítésének évében, 2020-ban, majd 2021-ben és 2023-ban végeztünk ilyen mintavételt. A fészekcsapdákat minden évben februárban készítettük el a Kutatócsoport munkatársaival, március közepén helyeztük ki a területekre, és szeptember közepén gyűjtöttük be (3. sz. melléklet; 9. ábra). A fészekcsapdák tehát 6 hónapon át, az üregben fészkelő hártvány szárnyúak teljes aktív időszakában a területeken voltak. A beszedésnél minden fészekcsapda egyedi azonosítót kapott.

A begyűjtést követően a fészekcsapdákat eleinte szabad levegőn, tüllzsákokban tároltuk, hogy elkerüljük a telelőhelyet kereső rovarok fészekcsapdába való beköltözését, vagy a fészekcsapdában fészkelő fajok esetleges kirepülését. Az első fagyos esték beköszöntésétől fogva a csapdákat hűtőkamrában, állandó alacsony páratartalommal, 4°C-on tároltuk, csökkentve ezzel a téli mortalitást, a paraziták további aktivitását, és késleltetve a fészkelő fajok kirepülését.

Január elején kezdtük meg az előző évi csapdák feldolgozását. A feldolgozásban segítségemre voltak a Kutatócsoport munkatársai, valamint témavezetésem alatt lévő BSc. hallgatók és önkéntesek. A munkát egy általam írt protokoll alapján végeztük, az adatokat egy előre elkészített Excel táblába és mappa rendszerbe vittük be és töltöttük fel. Valamint munkánkat segítette az általam összeállított, szakmai utánajárással, irodalmazással, és saját tapasztalatok beépítésével készült "Trapnest Kisokos – Trapnest processing guide" c. útmutató is (10. sz. melléklet). Ez az útmutató Dr. Török Edina által készített, belső felhasználásra szánt munkaanyagának újrastrukturálásával, kiegészítésével és a saját korábbi eredményekhez igazodva, saját fotókkal kiegészítve készült.

Az egy pontba kihelyezett fészekcsapda párok közül mindig csak az egyik fészekcsapdát dolgoztuk fel, véletlenszerűen kiválasztva. Ha a két fészekcsapda közül az egyik a terepen töltött fél év alatt megsérült, vagy tönkrement, akkor minden esetben az épen maradt csapdát dolgoztuk fel. A páros kihelyezés egyik célja is az volt, hogy sérülés esetén ne vesszen el teljesen a minta. A feldolgozásra nem kerülő fészekcsapdákat is begyűjtöttük, és a feldolgozásra szántakkal azonos körülmények között tároltuk, majd a begyűjtést követő év március-áprilisában visszavittük ezeket a begyűjtés helyszínére, hogy az ebben kifejlődő ivadékok a saját táji környezetükben és élőhelyükön tudjanak kikelni és utódokat nevelni.

A feldolgozásra szánt fészekcsapdák nádszárait felbontottuk egy szike segítségével, és így mindkét internódiumát vizsgálni tudtuk. Ha kolonizálatlan internódiumot találtunk, a nádszállal többet nem foglalkoztunk. A kolonizált internódiumok esetében azonban a talált fészek minden

tulajdonságát rögzítettük egy Excel táblázatban. A legfontosabb adatok a fészket készítő taxon (az útmutató alapján (10. sz. melléklet) taxonómiaiilag a lehető legrészletesebben meghatározva), az ivadékbölcsők száma, az ivadékbölcsőkben talált ivadékok leírása: élő-, elhalt-, parazitált ivadék, vagy fészekparazita, és fészekparazita esetén annak meghatározása (az útmutató alapján (10. sz. melléklet) taxonómiaiilag a lehető legrészletesebben meghatározva), valamint feljegyeztük az üreg belső átmérőjét, a nádszálon belül talált fészkek számát, a maradék lárvatáplálékot (pollen, préda állat), és egyéb ismertetőjegyeket.

A fészekcsapdákat kolonizáló méhek és darazsak genusz-szintű azonosítása lehetséges volt a fajszintű határozás nélkül (lásd még: *Eredmények; Anyag és módszer*). Ez jellegzetes fészkelési tulajdonságaiknak (üregméret, fészekanyag), egyedi megjelenésű kokonjaiknak, táplálékuknak (pollen vagy préda), préda-preferenciáiknak és specifikus fészekparazitáiknak köszönhető (9. sz. melléklet). Ezek alapján sokszor nem csak már a fajszintű határozást megelőzően, de a fészkelő faj utódainak hiánya esetén is lehetséges volt a fészek eredeti lakójának adott szintű azonosítása. Ha megfelelő mennyiségű információ (jellegzetes fészekanyag, kokon maradvány, prédamaradvány, stb.) állt rendelkezésre, akkor azok kombinációjával a fészkelő faj ivadékainak jelenléte nélkül is (vagy a fajszintű határozás előtt) azonosítani tudtuk a fészkelő genuszt. Kevesebb információ esetén a családszintű besorolás volt lehetséges. Azt azonban szinte minden esetben biztosan meg tudtuk állapítani egy fészekről, hogy méhek vagy darazsak készítették. A jellemző egyedi ismertetőjegyeket lásd az *Eredmények* fejezet, *Fészekcsapdás mintavétel* alfejezetében és a 10. sz. mellékletben.

Az adatok rögzítése után fotót készítettünk, majd a kifejlett (fészkepítő és fészekparazita) egyedeket egyedi azonosítóval ellátva 70%-os alkoholos fiolába tettük a későbbi fajszintű meghatározás céljából. A még nem kifejlett egyedeket – lárva, báb, vagy előbáb – tartalmazó ivadékbölcsőkre pedig visszarakasztottuk a levágott nádborítást, és kinevelés céljából vattával lezárt kémcsövekbe eltettük. Az így kinevelt imágókat a későbbi fajszintű határozás céljából szintén alkoholban tároltuk.

A fészekcsapdák elkészítését, kihelyezését, begyűjtését magam koordináltam és végeztem el a Kutatócsoport segítségével. A feldolgozásban részt vettem, és koordináltam a munkában résztvevők tevékenységét. A feldolgozáshoz szükséges valamennyi háttéranyagot és protokollt én állítottam össze és dolgoztam ki, a felhasznált forrásokat feltüntettem ezeken az anyagokon. A feldolgozás előkészítését, folyamatát és a kinevelést én koordináltam, valamint a meghatározásra szánt mintákat és adattáblákat is én kezeltem.

4.3.4 *További mintavételi módszerek*

Jelen dolgozatban a fentebb leírt transzekt menti egyelűes mintavétel és virágkínálat-becslés első két évének (2020-21) részletes eredményeit mutatom be, valamint a viráglátogatás kapcsán következtetéseket vonok le a vetőmagkeverék sikerességére a további két év eredményeit is figyelembe véve (2020-2023). Ezen túl bemutatom a fészekcsapdás mintavétel első két évéből (2020-21) származó tapasztalatokat, és bemutatom a fészkelő fajok és paraziták életmenetét, és ökológiai (valamint ökoszisztéma-szolgáltatási) funkciójukat értékelem. Azonban fontosnak tartom azon mintavételi módszereket legalább a módszertani résznél megemlíteni, melyek eredményeit itt nem részletezem (tálcsapda, Malaise csapda, botanikai mintavétel, spillover transzekt), mivel a doktori képzésem során a teljes projektre rálátással bírtam, és a disszertációban ténylegesen meg nem jelenő projektrészekben is tevékenyen részt vettem. Mindennek megfelelően a protokoll megalkotásában, a terepi mintavétel megszervezésében, koordinálásában és lefolytatásában, valamint a minták és adatok gyűjtésének és rendszerezésének folyamatában betöltött szerepem lehetővé teszi, hogy a további adatok későbbi publikálásban is részt vegyek majd.

4.3.4.1 *Sárga tálcspadás mintavétel*

A viráglátogató rovarok táji szintű mintavételezésére tálcspadás mintavételt alkalmaztunk (10. ábra), mely az egyik leghatékonyabb módszerként van számontartva ezen fajok széles körének felmérésére (Westphal et al., 2008; Bukovinszky et al., 2017). A tálcspadákat 2020-23 között minden évben egy alkalommal helyeztünk ki a területekre nyár közepén, július második felében, július 17-24. közötti periódusban (lásd. 3. melléklet). A tálcspadák 48 órán át működtek minden alkalommal. A kirakás és begyűjtés mindig 4 napot vett igénybe: az első két napon kiraktuk, a második két napon a kirakás sorrendjében begyűjtöttük őket.

Sárga színű tálcspadát alkalmaztunk, mivel ezzel lehet a legjobban mintázni a cél megporzócsoportokat (magányos- és szociális vadméhek, zengőlegyek), az egyéb, gyakran alkalmazott színű (kék és fehér) tálcspadákkal a célcsoportok kevesebb fajtát lehet fogni, ezek a nem céltaxonok mintázására lennének alkalmasabbak (Leong & Thorp 1999; Westerberg et al., 2021). A 600 ml-es tálakat csiszolás és alapozás után sárgára festettük, és egy 140 cm magas karóhoz erősített tartóba helyeztük. A tálba $\frac{2}{3}$ magasságig vizet töltöttünk, és egy kevés detergenst (folyékony szappant) adtunk hozzá, hogy csökkentsük a víz felületi feszültségét, növelve ezzel a csapda rovarfogási hatékonyságát. Minden egyes tálcspadák kihelyezésekor adatlapot töltöttünk ki, melyben rögzítettük a kihelyezés időpontját, az élőhelyet (mezsgye, fasor, szántó, gyepek, stb.), a terület kezelésének módját (kezeletlen, kaszált, tarlóhántott, stb.), és a közvetlen közelében (1 m sugarú kör) a virágkínálatot (morfófajok száma, virág abundancia log skálán, stb.). Minden

tájablakban 24 tálcspadát helyeztünk ki egy előre kijelölt rácsháló mentén (7. ábra), összesen (24*24) 576 db-ot mintavételként.



10. ábra – *Tálcspadás mintavétel a terepen, és csapatfotók az első (2020) és a negyedik (2023) évből. Fotó: Tanács Eszter (alsó sor)*

A mintavétel minden évben 15 kutató és hallgató részvételével, 3 terepjáró koordinált mozgásával valósult meg, és így ez volt a *Lendület* Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoport legnagyobb, összehangolt terepi mintavétele minden évben (10. ábra). A tálcspadás mintavételben mind a 4 évben részt vettem, és meghatározó szerepet vállaltam a szervezésben és a koordinálásban. Az ilyen nagyléptékű, 4 éves adatsorral rendelkező tájszintű mintavétel már önmagában értékes eredményeket rejt magában jövőbeli publikációkhoz, azonban a különböző elrendezésű vadvirágos foltok és sávok jelenlétének ilyen jellegű táji monitorozása kivételesen egyedi adatsort biztosít ehhez.

4.3.4.2 Malaise csapdás mintavétel

Malaise csapdákat minden évben két alkalommal helyeztünk ki a vadvirágos parcellákra. Az első (tavasz végi/nyár eleji) mintavételt május 23. és június 11. közé, a másodikat (nyárközepi) július 26. és augusztus 10. közé időzítettük. Minden Malaise csapda pontosan egy hétig működött. Az időpont megválasztásakor figyeltünk arra, hogy lehetőleg a transzekt menti mintavétellel átfedő időszakban, vagy ahhoz közel essen (lásd: 3. sz. melléklet). Minden vadvirágos parcellát tartalmazó tájablakban egy-egy Malaise csapda működött, a vadvirágos folt közepére, illetve a

három vadvirágos sáv egyikének közepére kihelyezve (11. ábra). A kontroll tájablakokba nem helyeztünk ki Malaise csapdát. A Malaise csapdák kihelyezésének és begyűjtésének megszervezésében, az időpont megválasztásában, valamint az ehhez szükséges engedélyek beszerzésében vettem részt. A begyűjtött minták kezelését és a csapdák kihelyezését nagyrészt Dr. Soltész Zoltán koordinálta, illetve végezte el (11. ábra).



11. ábra – Malaise csapdás mintavétel. A csapdák felállítása (bal) és elhelyezkedése a parcellákon (jobb). Fotó: Szigeti Viktor (jobb)

4.3.4.3 Botanikai mintavétel

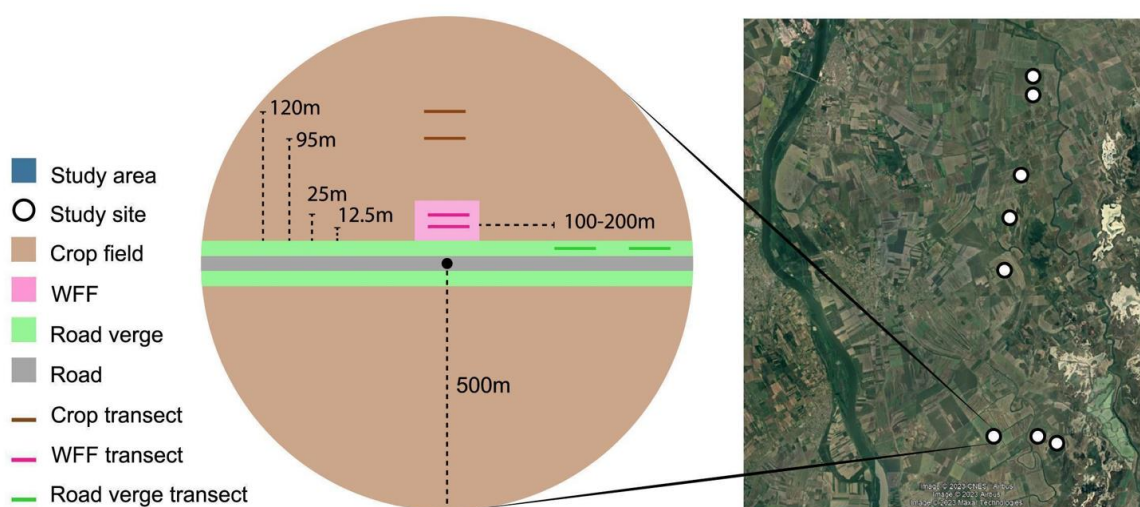
A botanikai mintavételt egy szakértő botanikus, Molnár Csaba bevonásával végeztük el. 1*1 méteres, állandó kvadrátokban történt a növényzet felmérése (7. ábra): növényfajok, borításuk, vegetáció magasság, szabad talajfelszín, avar borítás, stb. Az állandó kvadrátok lehetővé teszik, hogy a növényzet évek közötti és éven belüli változásait, dinamikáját nyomon követhessük. A felmérést minden évben kétszer végeztük el. Egyszer kora-nyáron (május végén, június elején) és egyszer ősszel, szeptember második felében. Kivétel volt a telepítést követő első év (2020), amikor a kezelési beavatkozások (kaszálás) tervezéséhez szükségünk volt a növényzet alakulásának ismeretére, és így ekkor a második felmérés korábban, augusztusban történt. A botanikai mintavételek protokolljának kialakításában, és a felmérések megszervezésében vettem részt, illetve Molnár Csabának segítettem a területek közötti mozgásban, a munka gyorsításában.

4.3.4.4 Spillover transzekt mintavétel

2022 és 2023 nyarán a monitoring rendszerünk egy további mintavétellel egészült ki a nyolc vadvirágos foltot tartalmazó tájablakban. A megporzórovarok transzekt menti mintavételezését kibővítettük a parcellák szomszédságában lévő területek pollinátor felmérésével, évente két alkalommal: kora nyáron és nyár közepén. Két-két 50 méter hosszú transzektet jelöltünk ki a vadvirágos foltokon, a szomszédos szántóföldeken és természetközeli élőhelyeken (12. ábra),

melyeken 7,5 percen át egyenletesen sétálva regisztráltuk a méheket és zengőlegyeket. A mintavételek megvalósításában, tervezésében és szervezésében aktívan részt vettem, azonban a szakmai koordinációért elsősorban Dr. Vajna Flóra volt felelős.

A vizsgálattal a három különböző élőhelytípus pollinátorközösségének összehasonlítása vált lehetővé. Illetve további botanikai és pók mintavételekkel – utóbbiban szintén részt vettem – a pollinátor közösségen túl a különböző élőhelyek növény és pók közösségét is össze tudtuk hasonlítani. Ezen mintavételekkel gyűjtött adatok eredményeinek leközlése folyamatban van a *Ecology and Evolution* folyóiratban (Vajna et al., 2024 *benyújtva*; 12. ábra).



12. ábra – A pollinátorok elterjedését vizsgáló spillover transekt mintavételi módszer szemantik ábrázolása Vajna et al. (2024) alapján. Két-két 50 méter hosszú transektten regisztráltuk a megporzókat a vadvirágos foltokon (WFF; WFF transect), a szántóföldek belsejében (Crop field; Crop transect) és a szomszédos természetközeli élőhelyeken, azaz mezsgyék és erdőszávok (Road verge; Road verge transect).

A fent említetteken túl további mintavételek is megvalósultak azzal a céllal, hogy a vetett vadvirágos parcellák hatását a lehető legszélesebb skálán vizsgálni tudjuk. Ilyen mintavételek voltak a részletes lepke transekt 2021-ben, talajmintavételek és gabona-hozamvizsgálat, valamint tervezett madár és rágcsáló mintavétel. Ezen mintavételekben azonban nem vettem részt, így ezeket csak a teljesség kedvéért említem meg.

4.4 Adatelemzés

Disszertációmiban a mintavételi módszereknél bemutatott transekt menti egyeléssel az első két évben gyűjtött adatok részletes elemzését mutatom be. A fészekcsapda mintavétellel gyűjtött adatok (2020-21) és a transekt menti egyelés későbbi éveiből származó adatok (2022-23)

statisztikai adatelemzése a disszertáció írásakor még folyamatban volt, a doktori képzés adta időkeretbe sajnos ezek már nem fértek belek. Utóbbiak esetében az eredményekről és tapasztalatokról az Eredmények fejezetben leíró jelleggel tudok beszámolni, ami így is hasznos információval szolgálhat a további kutatási irányok meghatározására, és a gyakorlat számára.

A vadméhek (magányos méhek és poszméhek), lepkék és zengőlegyek (a továbbiakban: **vad megporzók**, vagy vad megporzórovarok; ebbe nem tartoznak bele a háziméhek és az egyéb beporzók) abundanciáját (mintaszám: $N=254$) a transzekt-szintű adatok alapján általánosított lineáris kevert modellekkel (*Generalized linear mixed model*, GLMM) elemeztük, negatív binomiális eloszlással és log link függvénnel (Zuur et al., 2009). Ezekben a modellekben a transzekt-szintű adatokat használtuk, hogy az elemzést a felvett formájukhoz legközelebbi szinten végezhessük. Ez a megközelítés lehetővé tette számunkra a variancia felosztását transzekt, vizsgálati egység (vadvirágos folt és sávok külön-külön) és tájablak szinten, így nagyobb pontosságot értünk el a tájablakok szintjén összevont adatok elemzéséhez képest. A modellekhez a virágkínálat abundanciáját és fajszámát kvadrátonként átlagoltuk (mintaszám: $N=128$), mivel a hosszabb transzektok esetében a kvadrátok száma magasabb volt. A log-virágabundanciát, a virágzó növényfajok számát (mint folytonos változók), az évet (azaz a vadvirágos parcellák korát; a továbbiakban: a telepítést követő első (2020) vagy második év (2021)), a szezont (kora nyár vagy nyár közepe), a térbeli elrendezést (egy nagy folt vagy három kisebb sáv) és a táji környezetet (homogén vagy heterogén), az utóbbi kettőt a szezonnal, illetve az évvel interakcióban, fix hatásként építettük a modellbe. A tájablakok, a vizsgálati egységek és a transzektok egyedi azonosítóit egymásba ágyazott random hatásként vettük figyelembe. A két különböző térbeli elrendezés (folt vagy sáv) eltérő transzekt-hosszúságát a modellekben "offset"-ek, ezen belül a log-link függvény használatával kontrolláltuk, ami lehetővé teszi az eredmények egységnyi mértékre való vonatkoztatását. Minden együtthatót a vadvirágos sávokban használt 25 m-es transzekt-hosszra számítottunk ki.

A beporzók fajszámát leíró modellekben tájablak-szinten vontuk össze az adatokat (mintaszám: $N=64$). Az egyes vadvirág sávok fajszámainak összeadása ugyanis mesterségesen felnagyította volna a megfigyelt fajszámokat a folthoz képest. Ezekben a modellekben a tájablakonkénti kumulatív virágzó növényfajszámokat és virág abundanciákat fix hatásként vettük figyelembe. Mind a beporzók abundanciáját, mind a fajszámát leíró modellekben először a Poisson- és a negatív binomiális eloszlások illeszkedését vizsgáltuk AIC (Akaike Information Criterion) segítségével. A zengőlegyek esetében a Poisson eloszlással (log-link) való modellezés biztosított jobb illeszkedést, amit a végleges modell nagyon kis mértékű alulszóródása (túlszóródási arány: 0,97) magyaráz. A vadméh modellek esetében a negatív binomiális eloszlást

használtuk. A fix hatások ugyanazok voltak, mint az abundancia modellekben, random hatásként itt a tájablak azonosítókat használtuk.

Hasonlóképpen modelleztük a virágok abundanciáját és fajszámát a tájablak szintű adatok alapján. Különbséget tettünk a vetett és nem vetett virágzó növényfajok között, és figyelembe vettük a szezonnal és az évvel való kölcsönhatásukat. A virágabundancia-modellekben nem tudtunk elfogadható modellillesztést elérni a GLMM-ek segítségével, mivel a virágabundancia átlagai és varianciái az egyes évek között több nagyságrendnyi mértékben változtak. Emiatt a virágabundancia részletes leíró elemzését a 13.a ábrán mutatjuk be. A virágzó növényfajok számát Poisson-eloszlással és log link függvényt modelleztük. A végső modell túlszóródási aránya 0,84 volt, ami egy kisebb mértékű alulszórásról tanúskodik.

Minden esetben AIC-alapú modellszelekciós megközelítést alkalmaztunk (Faraway, 2016). A kiinduló modelljeinknél megvizsgáltuk, hogy az egyes magyarázó változók egyenkénti elhagyása után hogyan változik a modellek AIC értéke, majd a vizsgált jelöltek közül — beleértve a jelenlegi modellt is — a legkisebb AIC-értékkel rendelkezőt választottuk ki. Ha több modell AIC-értéke kettővel vagy kevesebbel különbözött egymástól, a parszimónia (takarékoság) elve alapján a legegyszerűbbet választottuk. Illetve nem zártunk ki főhatásokat az interakcióik kizárása előtt. Ezt a folyamatot addig ismételtük, amíg nem tudtunk további változókat kizárni a modelltől anélkül, hogy annak AIC-értéke kettőnél nagyobb mértékben növekedett volna, majd véglegesnek nyilvánítottuk a modellt. Deviancia-hányados próbákat (deviance-ratio tests) használtunk a végleges modellekben szereplő fix hatások szignifikanciájának tesztelésére (a szignifikáns változókat és p-értékeiket lásd az Eredmények fejezetben). Annak érdekében, hogy a log-link függvényeket használó GLMM-ek együtthatói könnyebben értelmezhetővé váljanak, kiszámítottuk a végleges modell hatásnagyságait és azok 95%-os konfidenciaintervallumait (továbbiakban CI, azaz confidence intervals) az eredeti mérési skálán is. Ezeket a hatásméreteket és 95%-os konfidenciaintervallumaikat (CI) az Eredmények fejezetében (*Transzekt menti egyelűes mintavétel és virágkínálat-becslés, A virágkínálat változásai*) közöltük a virágzó fajok számának modelljére, valamint az 1. táblázatban a beporzók abundanciájának és fajszámának modelljeire vonatkozóan. A modellek által predikált várható abundanciák és fajszámok, valamint 95%-os konfidencia intervallumaik kiszámításához az ‘emmeans’ csomagot használtuk (Lenth, 2022; diszkrét változók: 13.b és 14. ábra; folytonos változók: 15. ábra).

A négy mintavételi alkalom során az összes tájablakban észlelt növény- és beporzóközösségek (vadméhek és zengőlegyek együttesen) közösségi összetételének vizsgálatához PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance Using Distance Matrices, Borcard et al., 2018) módszert alkalmaztunk. A vegan csomag adonis2 függvényét

(Oksanen et al., 2020) használtuk a Bray-Curtis disszimilaritási index segítségével. A permutációs dizájnban a tájablakokat blokkoknak tekintettük. A permutációk számát 1000-re állítottuk, és a tagok marginális hatásait vizsgáltuk. A magyarázó változók ugyanazok voltak, mint a beporzófajsám-modellekben. A p-érték alapú, modellszelekciós megközelítést alkalmaztunk, a legmagasabb p-értékkel rendelkező tagokat lépésenként addig hagytuk ki a modelltől, amíg csak szignifikáns ($p < 0,05$) változók maradtak.

A közösség összetételének szemléltetésére nem-metrikus többdimenziós skálázást (Nonmetric Multidimensional Scaling: NMDS) végeztünk két dimenzióra korlátozva, a Bray-Curtis különbözőségi index segítségével (Borcard et al., 2018). Két virágos növényközösségnek volt kiugró NMDS1 értéke: első év, heterogén, 4. számú vadvirágos folt (HET4_F), kora nyári (NMDS1=2,320) és nyárközepi (NMDS2=2,318) minták. Ez a két közösség kizárólag egyetlen virágzó növényfajt (lucerna, *Medicago sativa*) tartalmazott, ami jelentősen megkülönböztette őket a többi növényközösségtől. Ezt a két közösséget le hagytuk a 16.a. ábráról, hogy ezek az extrém értékek ne rontsák el annak olvashatóságát. Az azonos felmérési körökből (év és szezon) származó közösségeket színekkel kódoltuk, és körbekerítettük a legkisebb konvex sokszögek használatával.

Minden elemzést és vizualizációt az R 4.1.3-as verziójával (R Core Team 2022) készítettük. A GLMM-eket a glmmTMB 1.1.3 (Brooks et al., 2017) használatával készítettük el. A modelldiagnosztikához és -értékeléshez a car 3.0-12 (Fox & Weisberg, 2019), a DHARMA 0.4.5 (Hartig, 2022) és az emmeans 1.7.3 (Lenth, 2022) csomagokat használtuk, a PERMANOVA-t és az NMDS-t pedig a vegan 2.5-7 (Oksanen et al., 2020) alkalmazásával végeztük. Az adatok előkészítéséhez és ábrázolásához az alábbi csomagokat használtuk: *idyverse* 1.3.1 (Wickham et al., 2019), *ggConvexHull* 0.1.0 (Martin, 2017), *ggrepel* 0.9.1 (Slowikowski, 2021), *knitr* 1.38 (Xie, 2022), *lasyeval* 0.2.2 (Wickham, 2019), *matrixStats* 0.62.0. (Bengtsson, 2022), *patchwork* 1.1.1 (Pedersen, 2020), *performance* 0.10.8 (Lüdecke et al., 2021) és *writexl* 1.4.0 (Ooms, 2021).

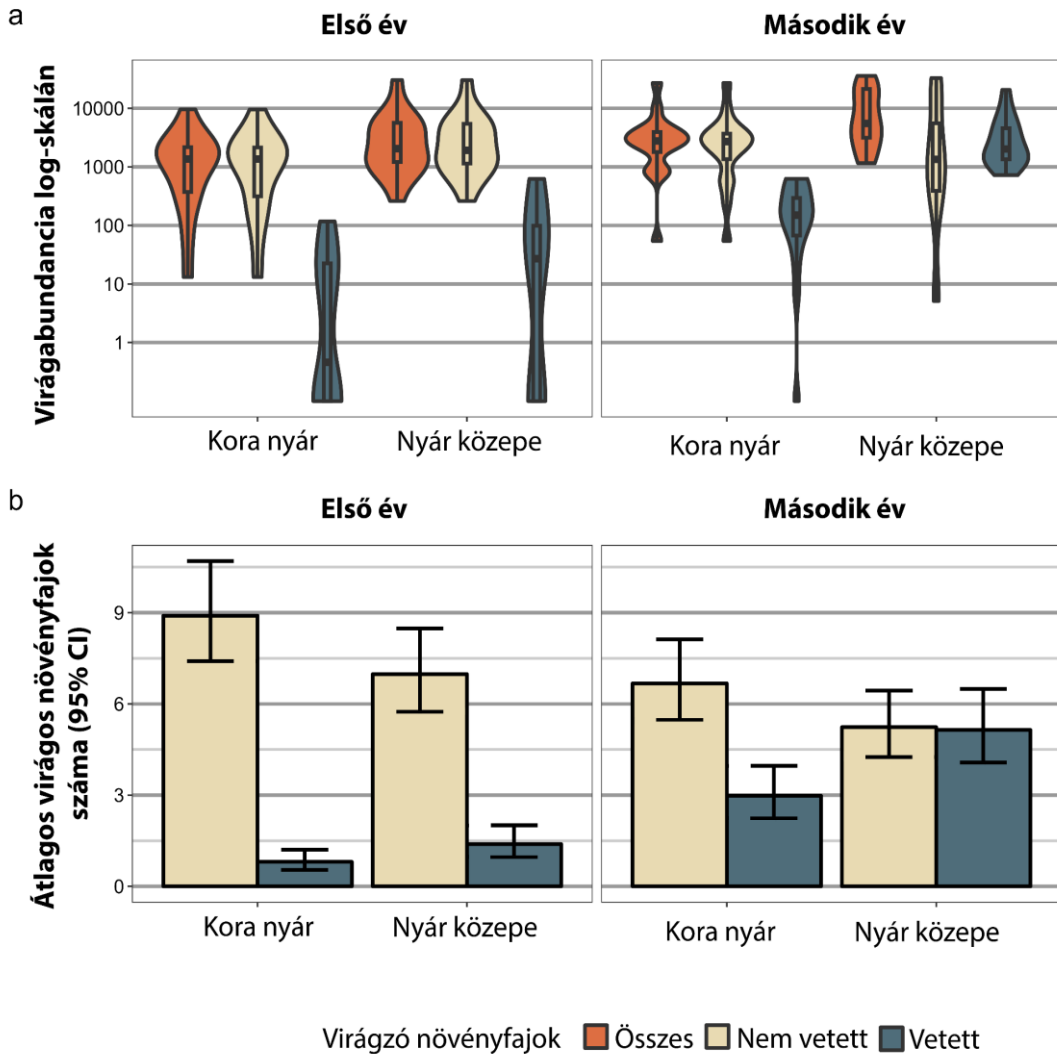
5. EREDMÉNYEK

5.1 Transzekt menti egyeléses mintavétel és virágkínálat-becslés (2020-21)

5.1.1 A virágkínálat változásai (2020-21)

A virágkínálat-becslés során a telepítést követő első két évben 92 virágzó növényfajt észleltünk a transzekt menti mintavételek idején, melyből 17 vetett (8 faj az első évben és 16 a másodikban), és 75 nem vetett (nagy valószínűséggel a talaj magbankból származó) növényfaj volt.

A vetett és a nem vetett növények virágabundanciája a vadvirágos parcellák telepítése után folyamatosan nőtt (13.a ábra). A végleges modellünk szerint a vetett és a nem vetett virágos növényfajok száma szignifikánsan különbözött ($p < 0,0001$), a mintavételi évvel ($p < 0,0001$) és a szezonnal ($p < 0,0001$) interakcióban egyaránt (13.b ábra). A nem vetett fajok átlagos száma 11-szerese (95% CI: 7,3–16,6) volt az első év kora nyarán a várható 0,8 vetett fajhoz képest m^2 -enként (95% CI: 0,5-1,2). Míg az első évben a vetett fajok alig járultak hozzá a virágkínálathoz, a második év végére majdnem utolérték a nem vetett fajokat, és a második év kora nyarára 3,7-szeres (95% CI: 2,6-5,3) növekedést mutattak. A vetett fajok száma 1,7-szer nagyobb volt (95% CI: 1,3-2,4) a nyár közepén, mint kora nyáron. Az interakciók a két év során a nem vetett fajok várható számának csökkenését okozták. A modell a második évben 0,2-szer annyi (95% CI: 0,1-0,3) nem vetett fajt jelzett előre, és 0,5-ször annyi (95% CI: 0,3-0,7) nem vetett fajt a nyár közepén – a kora nyárhoz képest –, mint amennyit a fő hatások alapján vártunk (13. ábra).



13. ábra – *A virágkínálat változása az évek és szezonok között a virágkínálat-becslés alapján, a telepítést követő első és második évben, valamint kora nyáron és nyár közepén Bihaly et al. (2024) alapján. a) A tájblakonként összevont összes (narancssárga), nem vetett (bézs) és vetett (kék) növényfaj által kínált virágkínálat abundanciája log-skálán ábrázolva (+SD). b) A tájblakonként összevont (12 db 1 m² kvadrát) átlagos vetett (kék) és nem vetett (bézs) virágos növényfaj számok (95% CI) a GLMM modell alapján.*

Tehát az első évben a nem vetett növényfajok jelentősen nagyobb és fajgazdagabb virágkínálatot biztosítottak, míg a vetett növények a telepítést követően közvetlenül alig járultak hozzá a virágkínálatához. Az idő előrehaladtával azonban, minden mintavétel alkalmával (évről évre, szezonról szezonra) folyamatosan és jelentősen nőtt a vetett fajok virágabundanciája és fajszáma, a második év nyárközepi időszakára már átvéve a dominanciát a virágkínálatban a nem vetett fajoktól.

5.1.2 Megporzórovar egyedszámok és fajszámok (2020-21)

Az első két évben, a terepi vizsgálatok során összesen 4486 vad megporzót (2283 vadméh, 1252 zengőlégy, 951 lepke) regisztráltunk, amelyekből 1468 vadméhet és zengőlegyet fogtunk meg a fajszintű határozáshoz. Összesen 110 vadméh fajt (104 magányos vadméh- és 6 poszméh faj) és 16 zengőlégy fajt regisztráltunk (a fajlistát lásd: 4. sz. melléklet, kiegészítve a 2022-23-as fajokkal). A megfigyelt megporzók száma a telepítést követő két évben minden felmérési kör során nőtt. Az évek, a szezonok, a vadvirágos parcellák virágkínálata és térbeli elrendezése, valamint a táji környezet hatása azonban beporzó csoportonként eltérő volt. Ennek megfelelően az egyes beporzó csoportok eredményeit külön-külön mutatom be.

1. Táblázat – Az egyes beporzórovar-csoportok abundanciáját és fajszámát leíró GLMM-ek hatásnagyságai és 95%-os konfidencia intervallumaik (CI) Bihaly et al. (2024) alapján. A táblázatban csak a szignifikáns hatást kifejtő magyarázó változók hatásnagyságai és konfidencia intervallumai szerepelnek, kivétel a térbeli elrendezés esetében, melynek csak az évvel interakcióban volt hatása a zengőlégy abundanciára.

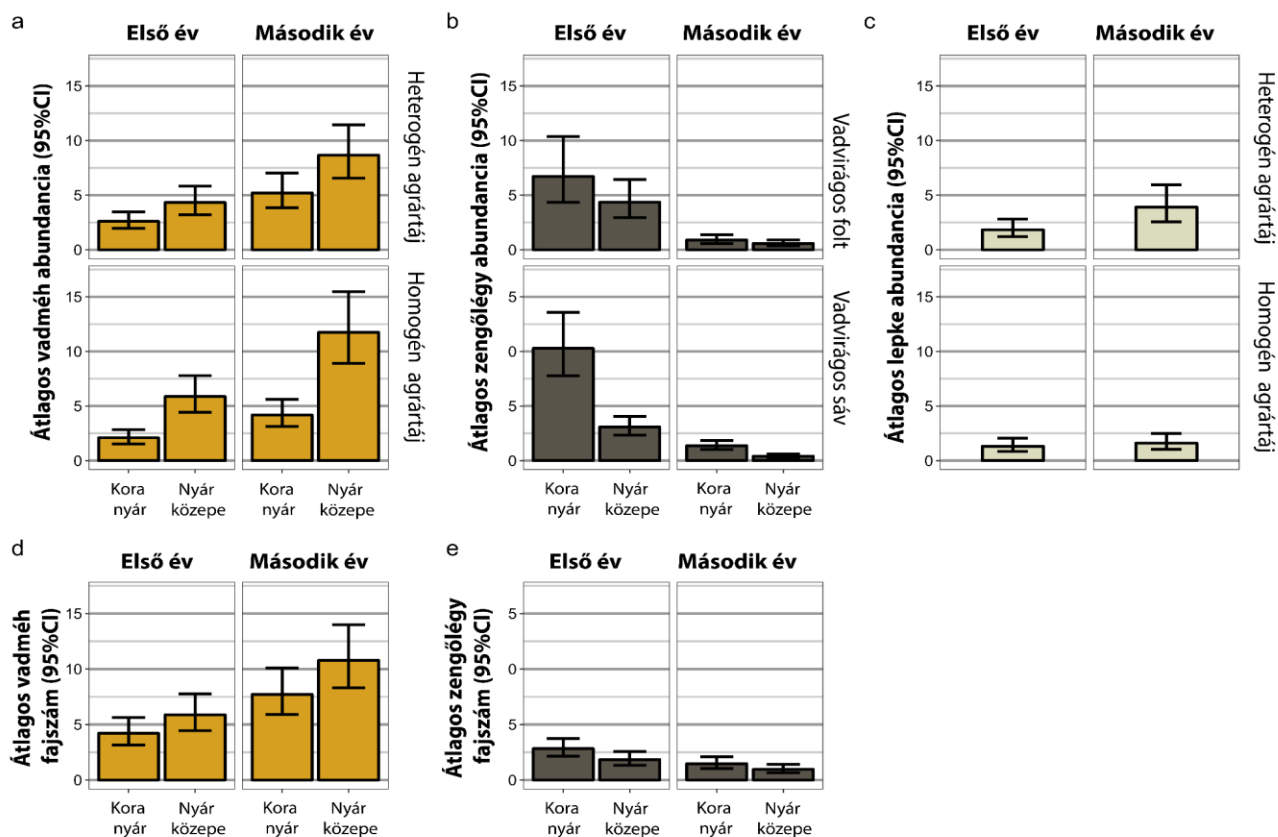
Magyarázó változó	Átlag (95% CI)					Koefficiens jelentése
	Vadméh abundancia	Vadméh fajszám	Zengőlégy abundancia	Zengőlégy fajszám	Lepke abundancia	
Év	2 (1,6–2,47)	1,8 (1,33–2,53)	0,1 (0,1–0,18)	0,5 (0,35–0,77)	2,1 (1,5–3,02)	-szer/-szór/-szór nagyobb a második évben, mint az első évben
Szezon	1,7 (1,24–2,24)	1,4 (1,01–1,93)	0,6 (0,39–1,08)	0,7 (0,45–0,95)		-szer/-szór nagyobb a nyár közepén, mint kora nyáron
Térbeli elrendezés			1,5 (0,96–2,43)			-szór nagyobb a vadvirágos sávokon, mint a foltokon
Táji környezet	0,8 (0,54–1,19)				0,7 (0,39–1,33)	-szer/-szór nagyobb a homogén, mint a heterogén táji környezetben
Log (átlagos virág abundancia)	1,1 (1,05–1,22)	1,2 (1,05–1,35)	1,3 (1,19–1,44)			-szer/-szór nagyobb, mikor az átlagos virág abundancia 2,7-szeres növekedést mutat
Átlagos virágfajszám	1,1 (1,01–1,2)				1,1 (1,01–1,25)	-szer nagyobb, mikor az átlagos virágfajszám egyel nő
Térbeli elrendezés és táji						-szer nagyobb a vadvirágos sávokon a homogén, mint a foltokon a heterogén táji környezetben

Magyarázó változó	Átlag (95% CI)					Koefficiens jelentése
	Vadméh abundancia	Vadméh fajszám	Zengőlégy abundancia	Zengőlégy fajszám	Lepke abundancia	
környezet interakciója						
Térbeli elrendezés és év interakciója						-szer nagyobb a második évben a vadvirágos sávokon, mint az első évben a foltokon
Térbeli elrendezés és szezon interakciója			0,5 (0,26–0,83)			-szór nagyobb a nyár közepén a vadvirágos sávokon, mint kora nyáron a foltokon
Táji környezet és év interakciója					0,6 (0,34–0,96)	-szór nagyobb a homogén táji környezetben a második évben, mint a heterogén táji környezetben az első évben
Táji környezet és szezon interakciója	1,7 (1,12–2,55)					-szer nagyobb a homogén táji környezetben a nyár közepén, mint a heterogén területeken kora nyáron

5.1.2.1 *Vadméhek*

Az év ($p < 0,0001$), a szezon ($p < 0,0001$), valamint a virágabundancia ($p = 0,0007$) és a virágfajszám ($p = 0,0223$) mind szignifikáns pozitív hatással voltak a vadméhek (magányos méhek és poszméhek) abundanciájára (14.a és 15. ábra; 1. táblázat). A táji környezet az évszakkal való interakcióban szignifikáns hatással volt a vadméhek abundanciájára ($p = 0,0133$): a homogén agrártájakon a nyár közepén az átlagos vadméh abundancia 1,7-szer (95% CI: 1,1-2,6) volt magasabb, mint az a fő hatások alapján várható lett volna, összevetve a heterogén agrártájakkal kora nyáron. A vadméhek fajszámát szignifikánsan befolyásolta az év ($p = 0,0002$), a szezon ($p = 0,0427$; 14.d ábra) és a virágabundancia ($p = 0,0066$; 1. táblázat). Azaz a vadméhek egyedszáma szignifikánsan nőtt évről évre, szezonról szezonra (azaz felmérésről felmérésre) a virágabundanciával és virágfajszámmal, valamint magasabb volt a heterogén agrártájakon, és különösen jelentős volt a növekedése a homogén tájakon a nyár közepén (14.a és 15. ábra). A

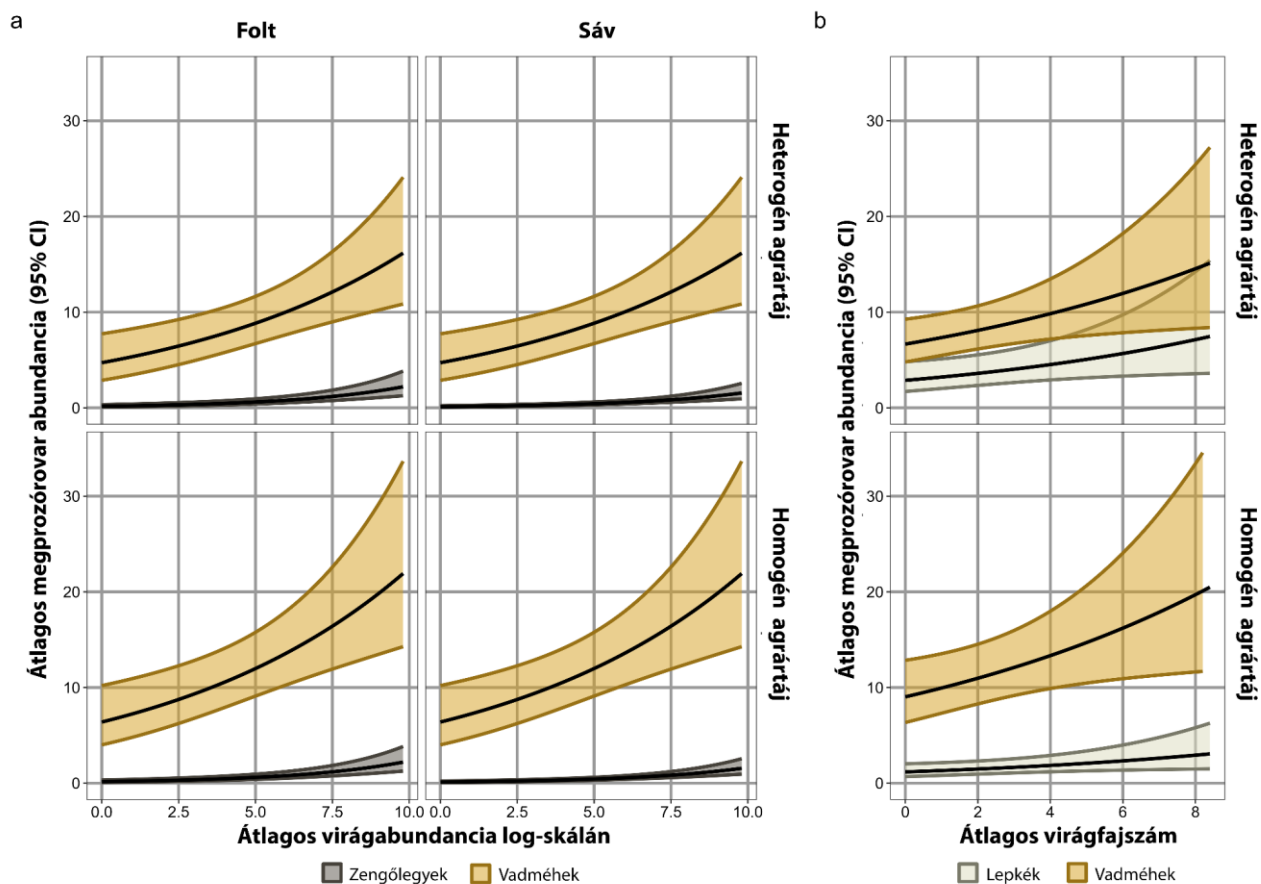
fajszámuk pedig szintén nőtt az évek és szezonok között, valamint a virágabundancia növekedésével (14.d ábra; 1. táblázat).



14. ábra– A vad megporzórovar-csoportok (vadméhek, zengőlegyek és lepkék) egyedszám és fajszám változása (95% CI) a vadvirágos parcellákon Bihaly et. al (2024) alapján. Magyarázó változóként az 1. Táblázat alapján szignifikáns hatásokat tüntettük fel. Az abundancia modellek (a, b, c) 25 méteres transzekt hosszra, a fajszám modellek (d, e) tájablak szinten számolva. a) Az átlagos vadméh abundancia változása az évek és szezonok között a táji környezettel (heterogén, homogén agrártáj) interakcióban. b) Az átlagos zengőlegyek abundancia változása az évek és szezonok között a parcellák térbeli elrendezésével (vadvirágos folt, sávok) interakcióban. c) Az átlagos lepkék abundancia változása az évek között a táji környezettel (heterogén, homogén agrártáj) interakcióban. e) Az átlagos vadméh fajszám változása az évek és szezonok között. d) Az átlagos zengőlegyek fajszám változása az évek és szezonok között.

5.1.2.2 Lepkék

A lepkék egyedszáma az egyes évek között ($p=0,0001$) és a heterogén táji környezetben ($p=0,0287$; 14.c ábra; 1. táblázat) mutatott szignifikáns, pozitív változást. E változók interakciója ($p=0,0338$) abban mutatkozott meg, hogy a második évben a heterogén tájakon a homogén tájakhoz képest jelentősebb abundancia-növekedés volt tapasztalható. A virágfajok számának növekedésével a lepkéabundancia is nőtt ($p=0,0364$; 14.c és 15.b ábra; 1. táblázat). Azaz a lepkék egyedszáma a heterogén agrártájokban magasabb volt, valamint az évek között nőtt, és ez a növekedés heterogén táji környezetben még jelentősebb volt.



15. ábra – A főbb megporzórovar-csoportok egyedszámának változása (95% CI) a virágabundancia és a virágfajszám változásával Bihaly et al. (2024) alapján. A GLMM modellek alapján az egyedszámokat 25 méteres transzektokra, a virágkínálatot 1 m²-es kvadrátokra számolva. a) Az átlagos vadméh (sárga) és zengőlégy (szürke) egyedszámváltozás (95% CI) a virágabundancia növekedésével, interakcióban a vadvirágos parcellák térbeli elrendezésével és a táji környezettel. b) Az átlagos vadméh (sárga) és lepke (bézs) egyedszámváltozás (95% CI) a virágfajszám növekedésével, interakcióban a táji környezettel.

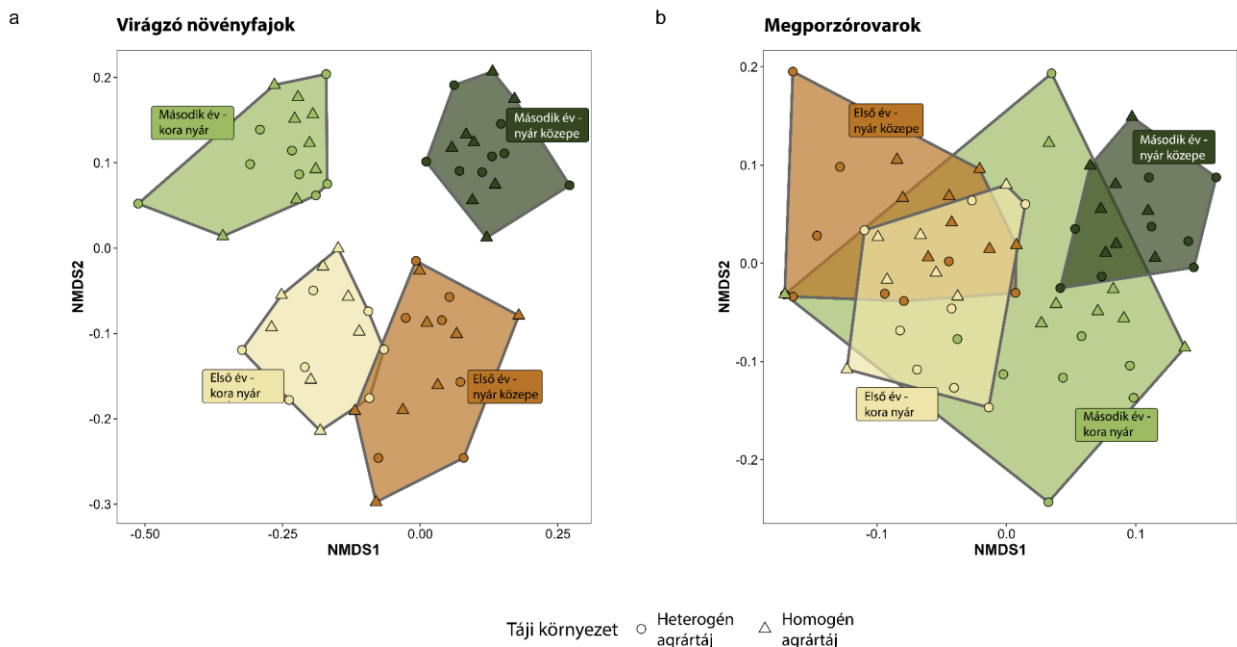
5.1.2.3 Zengőlegyek

Mind a zengőlegyek abundanciája, mind fajsza száma szignifikáns csökkenést mutatott az évek (abundancia: $p < 0,0001$, fajszám: $p = 0,0009$) és a szezonok között (abundancia: $p < 0,0001$, fajszám: $p = 0,0257$; 14.b, e ábra; 1. táblázat). Egyedszámuk a virágabundanciával nőtt ($p = 0,0105$; 15.a ábra, 1. táblázat). A vadvirágos parcellák térbeli elrendezésének hatása csak a szezonnal való interakcióban volt szignifikáns: a zengőlegyek száma jelentősebb mértékben csökkent kora nyártól a nyár közepéig a vadvirágos sávokon, mint a foltokon (14.b ábra, 1. táblázat). Azaz a zengőlegyeknél egy általános faj és egyedszám csökkenés volt megfigyelhető az évek és szezonok között, azonban a csökkenés mértéke a nagyobb kiterjedésű foltokon kisebb volt, és a virágabundancia növekedésével egyedszámuk nőtt.

5.1.3 Közösségösszetétel (2020-21)

Az év ($R^2=0,16$, $p=0,001$) és a szezon ($R^2=0,1$, $p=0,001$) volt a legnagyobb hatással a virágzó növényfajok közösség-összetételére a végleges PERMANOVA-modell szerint (16.a ábra). A táji környezet a vadvirágos parcellák térbeli elrendezésével mutatott szignifikáns interakciót, de csak gyengébb hatást gyakorolt ($R^2=0,02$, $p=0,001$; 16.a ábra). A különböző évek jelentős elkülönülést mutattak az NMDS-ábrán (16.a ábra)

A végleges modell szerint az évnek volt a legjelentősebb hatása ($R^2=0,09$, $p=0,001$) a megporzóközösség összetételére (16.b ábra) is. Ezt a változót a virágzó növényfajok száma ($R^2=0,02$, $p=0,022$) és a táji környezet ($R^2=0,01$, $p=0,001$) követte, bár gyengébb hatásokkal (16.b ábra). A különböző évek bizonyos fokú elkülönülést mutattak az NMDS-ábrán (lásd 16.b ábra), míg a táji kontextusban nem láttunk egyértelmű mintázatokat.



16. ábra – A virágzó növényközösségek (a) és beporzóközösségek (b) NMDS ordinációi, 16-16 tájablak a négy mintavételi fordulóban ($N=64$), Bihaly et al. (2024) alapján. Az azonos mintavételi fordulókból származó közösségek színekkel vannak jelölve és a legkisebb konvex sokszögek használatával vannak kiemelve. A homogén tájak parcelláit körökkel, a heterogén tájak parcelláit pedig háromszögekkel jelöltük. Két olyan közösséget, amelyek NMDS1 pontszámjai kiugróak voltak, kihagytunk az ábráról, a részleteket lásd az Anyag és módszer – Adatelemzés című alfejezetében.

5.1.4 Viráglátogatások (2020-23)

A transzekt menti mintavétel során összesen 113 növényfajon figyeltünk meg viráglátogatást a telepítést követő négy évben az összes megporzócsoport által, melyek közül 22 általunk vetett növényfaj volt (5. sz. melléklet). A vad megporzók 101 növényfaj virágát látogatták, melyek közül 20 vetett faj volt (6. sz. melléklet). A vad megporzók általi viráglátogatások száma a kezdeti rendkívüli növekedést követően (első év: 843, második év: 1656 viráglátogatás) a harmadik évre mérséklődést (960), illetve negyedik évre csökkenést (497) mutatott (6. sz. melléklet).

Az első évben a viráglátogatások jelentős részét nem vetett növények virágain észleltük. Ezek közül a vad megporzók általi viráglátogatás szempontjából kiemelkedően frekventáltak voltak a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare*), a szulák keserűfű (*Fallopia convolvulus*), a tarlóvirág (*Stachys annua*), a kamilla (*Matricaria chamomilla* szin. *M. recutita*), az apró szulák (*Convolvulus arvensis*), a szöszös pipitér (*Anthemis austriaca*, szin. *Cota austriaca*) és az ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum*). A második évben az évelő vagy kétéves nem vetett növények is megjelentek, melyek közül a frekventáltan látogatottak az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*) és a vadmurok (*Daucus carota*) virágai voltak, de néhány egyéves, nem vetett növényfaj virágai továbbra is jelentősen látogatottak voltak (szöszös pipitér, kamilla, ebszékfű). A második évtől, de különösen a harmadik évtől már egyértelműen a vetett fajok domináltak a viráglátogatás tekintetében. A harmadik évben jelentős viráglátogatást az útszéli bogáncson, az apró szulákon és a mezei aszaton (*Cirsium arvense*), a negyedik évben pedig a szöszös pipitéren és a vadrezedán (*Reseda lutea*) figyeltünk meg (6. sz. melléklet).

Míg az első évben a vetett fajok virágain kevés viráglátogatást regisztráltunk, azaz a vetett fajok látogatottsága nem érte el a 10%-ot (9,7%), addig a második évben már a vetett fajok kezdtek dominálni, azaz a vetett fajokon észlelt viráglátogatások aránya meghaladta az 50%-ot (55,4%). A vetett fajok látogatottságának aránya a harmadik és negyedik évre 84,3% illetve 70,0%-ra nőtt a vad megporzócsoportok általi viráglátogatások tekintetében (6-7. sz. melléklet).

Míg az első évben a tíz leglátogatottabb növényfaj közül csak egy volt vetett faj, a kék búzavirág (*Centaurea cyanus* szin. *Cyanus segetum*), addig a második évben már a leglátogatottabb tíz növényfaj közül hat vetett növényfaj volt (60%; 7. melléklet). Ezek közül a kora nyáron leglátogatottabb növényfajok a kék búzavirág, a magyar szegfű (*Dianthus pontederæ*) és az osztrák zsálya (*Salvia austriaca*) voltak, míg nyár közepén a mezei fejvirág (*Cephalaria transsylvanica*), a változó gurgolya (*Seseli varium*) és a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*). Ezek közül is messze kiemelkedett a mezei fejvirág, mely a második évre képes volt olyan tömegessé válni, hogy a vad megporzók általi viráglátogatások közel egyharmadát (31,1 %) ennek virágain regisztráltuk, összesen 605 viráglátogatást. Még kiemelkedőbb ez az eredmény, ha

csak a második év nyárközepi időszakát vizsgáljuk: ebben az időszakban, a viráglátogatások közel felét (48,8%) észleltük a mezei fejevirágon. A harmadik és negyedik évben a 10 leglátogatottabb növény közül már 7 volt vetett faj (70%; 6-7. sz. melléklet).

A 4 év átlagában a 10 leglátogatottabb növényfaj közül 6 továbbra is a vetett fajok közül került ki (60%; 6. sz. melléklet), a 15 leglátogatottabb közül pedig 8 volt vetett növényfaj (53,3%; 6. sz. melléklet). Így a vad megporzók tekintetében a viráglátogatás szempontjából az alábbi sorrend állt fel (félkövérrel a vetett fajok): 1. **mezei fejevirág**, 2. **ligeti zsálya**, 3. madárkeserűfű, 4. szöszös pipitér, 5. **magyar szegfű**, 6. útszéli bogáncs, 7. kamilla, 8. **kék búzavirág**, 9. **változó gurgolya** és 10. **homoki baltacím** (7. sz. melléklet). Őket követték a 11. **terjőke kígyószisz** (*Echium vulgare*), 12. vadrezeda, 13. szulák keserűfű, 14. **osztrák zsálya** és 15. ebszékfű (6. sz. melléklet). Szezonális bontásban a leglátogatottabb növények kora nyáron az alábbiak voltak: szöszös pipitér, **magyar szegfű**, kamilla, **kék búzavirág**, **osztrák zsálya**, pipacs (*Papaver rhoeas*), sebforrasztó zombor (*Descurainia sophia*) és a **mezei zsálya**; a nyár közepén virágzó pedig az alábbiak: **mezei fejevirág**, útszéli bogáncs, **változó gurgolya**, **terjőke kígyószisz**, ebszékfű, lucerna, tarlóvirág, szulák keserűfű és vadmurok. Egyes fajok mindkét időszakban virágoztak, ezek az alábbiak voltak: **ligeti zsálya**, madárkeserűfű, **homoki baltacím**, vadrezeda, apró szulák.

Az egyes vad megporzócsoportok különböző mértékben választották táplálékul a különböző növényfajokat. A lepkék, de különösen a poszméhek nagy arányban látogatták a vetett növényeket. A poszméhek általi viráglátogatások 82,2%-át és a lepkék általi viráglátogatások 79,8%-át vetett növényfajok virágain észleltük. A magányos vadméhek és zengőlegyek azonban a vetett növényfajok mellett más virágforrásokat is nagy arányban látogattak. A magányos vadméhek 49,2 %-ban, a zengőlegyek pedig 35,0%-ban látogatták a vetett növényfajok virágait (5. sz. melléklet).

A háziméhek 47 virágot látogattak, és összesen 3917 viráglátogatást figyeltünk meg általuk. A háziméhek általi viráglátogatások túlnyomó többségét vetett növényfajokon észleltük (84,9%). Ezek közül is kiemelkedőek voltak a tömegvirágzó és a nyár közepén virágzó fajok, mint a mezei fejevirág (51,5%), a ligeti zsálya (14,1%) és az osztrák zsálya (13,6%). Az egyéb viráglátogató rovarokat pedig 63 növényfaj virágán észleltük, összesen 634 viráglátogatást regisztráltunk, ennek 53,6%-át vetett növényfajokon. Ezek közül kiemelkedően látogatottak a mezei fejevirág, a magyar szegfű és a változó gurgolya voltak (5. sz. melléklet).

5.2 Fészekcsapdás mintavétel (2020-21)

A fészkek és ivadékbölcsők felét vadméhek (49,1% és 51,3%), másik felét darazsak (50,9% és 48,7%) készítettek a fészekcsapdáinkban. A fészekcsapdák feldolgozása során az első évben 3.542 fészket és 13.017 ivadékbölcsőt, a második évben 2.895 fészket és 9.968 ivadékbölcsőt regisztráltunk. A telepítést követő két évben tehát összesen 6.437 fészket és 22.985 ivadékbölcsőt. A vadméhek az első évben 1.686 fészket és 6.504 ivadékbölcsőt, második évben 1.472 fészket és 5.289 ivadékbölcsőt, összesen 3.158 fészket és 11.793 ivadékbölcsőt készítettek. A darazsak pedig az első évben 1.856 fészket és 6.513 ivadékbölcsőt, a második évben 1.423 fészket és 4.679 ivadékbölcsőt, összesen 3.279 fészket és 11.192 ivadékbölcsőt készítettek (8. sz. melléklet). Tehát a második évben mind a vadméhek, mind a darazsak valamivel kevesebb fészket és ivadékbölcsőt építettek. Egyedül a művészméhek (Megachilidae) családjába tartozó faliméhek (*Osmia spp.*), és a szitásdarazsak (Crabronidae) családjába tartozó *Solierella* fajok esetében volt tapasztalható érdemi növekedés a két év között a fészkek és ivadékbölcsők számában (8. sz. melléklet).

5.2.1 Vadméhek

Az azonosított fészkeképítő vadméhfajok 2 család 5 genuszából kerültek ki. A művészméhek (Megachilidae) családjába tartozó fajok összesen 2.564 fészket építettek. Ennek több, mint felét, 1510 fészket készítettek faliméhek (*Osmia spp.*), 814-et szabóméhek (*Megachile spp.*), 86-ot pelyhes méhek (*Anthidium spp.*), 4-et hengeresméhek (*Heriades spp.*), és további 150 fészket azonosítatlan, művészméhek családjába tartozó fajok. Az ősméhek (Colletidae) családjába tartozó álarcos méhek (*Hylaeus spp.*) 449 fészket készítettek. Egyéb azonosítatlan méhek 145 fészket készítettek (8. sz. melléklet). A fészekcsapdáinkban talált fészkeképítő vadméhfajok fészkelési tulajdonságait a 2. táblázatban foglaltam össze (a fajlistával kiegészített részletes táblázatot lásd 9. sz. melléklet).

2. táblázat – *A fészekcsapdába fészkelő vadméhfajok fészkelési jellegzetességei.* Az ivadékaik tápláléka, ivadékbölcsők kialakításához használt fészekanyag, a kokonok megjelenése, a telelési alak, és a jellemző üregméret (a nádszál belső átmérője milliméterben). A teljes táblázat részletesen a 9. sz. mellékletben található a fajlistával kiegészítve.

Család/Alcsalád	Genusz	Ivadékok tápláléka	Fészekanyag	Kokon	Telelési alak	Jellemző üregátmérő (mm)	
Méhek	Művész méhek (Mega chilidae)	Faliméhek (<i>Osmia</i>)	virágpor és nektár	sár, vagy növényi részek	barna színű tojás alakú	kifejlett méh (imágó)	3-9
		Szabóméhek (<i>Megachile</i>)	virágpor és nektár	sár, vagy levelek	barna színű tojás alakú	előbáb/ imágó	3-10
		Pelyhesméhek (<i>Anthidium</i>)	virágpor és nektár	növényi szőrök	nincs	előbáb/ imágó	4-10
		Hengeresméhek (<i>Heriades</i>)	virágpor és nektár	gyanta	nincs	előbáb/ imágó	3-5
	Ósméhek (Colletidae)	Álarcosméhek (<i>Hylaeus</i>)	virágpor és nektár	maguk termelte átátszó membrán	nincs	előbáb	2-5(-8)

Az ivadékaik táplálására valamennyi vadméh virágpor és nektár keverékét gyűjtötte és hordta az ivadékbölcsőkbe. A művészméhek ezt a keveréket kis labdaccsá formálták, az álarcosméhek azonban nagyobb arányban hordtak nektárt a fészekbe, így az ivadékbölcsőikben hígabb halmazállapotú táplálék volt felhalmozva. Fészekanyagának a művészméhek a külvilágból gyűjtött anyagokat használtak, míg az álarcosméhek saját maguk által termelt, hártyszerű anyaggal bélelték az ivadékbölcsőiket (2. táblázat, 9. sz. melléklet). Jellegzetes, tojás alakú, sötétbarna kokonokat csak az imágó alakban telelő faliméhek és szabóméhek ivadékbölcsőiben figyeltünk meg. A faliméhek, szabóméhek és pelyhesméhek meglehetősen széles spektrumban (3-10 mm) kolonizálták a különböző átmérőjű nádszálakat, míg a hengeresméhek és álarcosméhek elsősorban a kis és közepes átmérőjű (2-5 mm) üregeket preferálták. A leggyakrabban fészkelő faliméhfajok a kék faliméh (*Osmia caerulescens*) és a vörös faliméh (*O. rufa*), leggyakoribb szabóméhfajok a lucerna szabóméh (*Megachile rotundata*), a *M. ericetorum*, és a rózsaméh (*M. centuncularis*), és a leggyakoribb álarcosméh-fajok a *Hylaeus angustatus*, *H. signatus*, *H. communis*, *H. leptocephalus*, *H. gibbus* voltak (részletes listát lásd 9. sz. melléklet).

5.2.2 Darazsak

Az azonosított fészeképítő darázsfajok 4 család 15 genuszából kerültek ki. Legnagyobb számban a szitásdarazsak (Crabronidae) készítettek fészket, összesen 1815 darabot. Közülük 1212 fészket készítettek fazekasdarazsak (*Trypoxylon spp.*), 491-et *Solierella* fajok, 64-et *Passaloecus* fajok, 14-et *Nitela* fajok, 4-et *Psenulus* fajok, 1 fészket az *Astata kashmirensis* és további 29 fészket azonosítatlan szitásdarázs fajok. Az útonálló darazsak (Pompilidae) összesen 725 fészket készítettek. Az ebbe a családba tartozó *Agenioideus* fajok 438 fészket, *Dipogon* fajok 218-at,

Auplopus fajok 63-at készítettek és további 6 fészket azonosítatlan, útonállódarazsak családjába tartozó fajok. A Vespidae család, magányos redősszárnyúdarazsak (Eumeninae) alcsaládjába tartozó gömböc és kürtös darazsak összesen 475 fészket készítettek, és az alábbi genuszokat azonosítottuk: *Alastor*, *Allodynerus*, *Ancistrocerus*, *Antepipona*, *Eumenes*, *Euodynerus*, *Leptochilus*, *Microdynerus*, *Parodontodynerus*, *Stenodynerus* és *Symmorhus*. A kaparódarazsak (Sphecidae) családjába tartozó mexikói fűdarazsak (*Isodontia mexicana*) 153 fészket készített (8. sz. melléklet). Egyéb azonosítatlan darazsak 430 fészket építettek. A fészkecsapdáinkban talált fészkepítő darázs fajok fészkelési tulajdonságait a 3. táblázatban foglaltam össze (a fajlistával kiegészített részletes táblázatot lásd 9. sz. melléklet).

3. táblázat – *A fészkecsapdába fészkelő darázs fajok fészkelési jellegzetességei. Az ivadékaik tápláléka, ivadékbölcsők kialakításához használt fészkeanyag, a kokonok megjelenése, a telelési alak, és a jellemző üregméret (a nádszál belső átmérője milliméterben). A teljes táblázat részletesen a 9. sz. mellékletben található a fajlistával kiegészítve.*

Család/Alcsalád	Genusz	Ivadekok tápláléka	Fészkeanyag	Kokon	Telelési alak	Jellemző üregátmérő (mm)	
Darazsak	Fazekasdarazsak (<i>Trypoxylon</i>)	pókok (Araneae)	sár	fekete végű, barnás-bézs, hosszúkás	előbáb	2-6(-8)	
	Szitásdarazsak (Crabronidae)	<i>Solierella</i> fajok	poloskák (Heteroptera)	változatos törmelékanyagok	sár	előbáb	2-6
		<i>Passaloecus</i> fajok	levéltetvek (Aphidoidea)	átlátszó membrán	nincs	előbáb	2-5(-8)
		<i>Psenulus</i> fajok	levéltetvek (Aphidoidea)	átlátszó membrán	nincs	előbáb	2-5(-8)
		<i>Nitela</i> fajok	fatetvek (Psocoptera)	nincs fészkeanyag	két színű	előbáb	2-6
		Útonállódarazsak (Pompilidae)	<i>Agenioideus</i> fajok	pókok (Araneae)	növényi apríték	sötét- vagy bézs barna	előbáb
	<i>Dipogon</i> fajok		pókok (Araneae)	növényi apríték	fehér	előbáb	4-6 (3-9)
	<i>Auplopus</i> fajok		pókok (Araneae)	sár	nincs	előbáb	4-10
	Magányos redősszárnyúdarazsak (Eumeninae)	Gömböc és kürtösdarazsak*	hernyók (Lepidoptera)	sár	nincs, vagy nagyon vékony	előbáb	2-9
	Kaparódarazsak (Sphecidae)	Fűdarazsak (<i>Isodontia</i>)	pirregőtűcsökök (Oecanthinae)	fűszálak	átlátszó membrán	előbáb	7-9

Az ivadékaik táplálására valamennyi darázs faj különböző lebénított ízeltlábúakat és lárvákat (pl. pókok, hernyók) hordott az ivadékbölcsőkbe. A preferált préda taxononként, illetve fajonként eltérő. Fészkecsapdáinkban a legnagyobb számban (a darázs fészkek 61,0%-a) olyan fajok készítettek fészket, melyek lebénított pókokat halmoztak fel ivadékaik táplálására. A legtöbb darázs külvilágból gyűjtött anyagokból (legtöbbször sárból) készítette az ivadékbölcsőit, de akadtak olyanok is, amelyek saját maguk által termelt, hártyaszerű anyaggal bélelték a fészket. Amely fajok kokont szőttek a bábozódáshoz, ott a csoportra jellemző volt a kokon formája és színe, ami lehetővé teszi, hogy az egyedek kinevelése nélkül is elkülöníthetők legyenek

egymástól a csoportok/fajok. Valamennyi darázs lárva, vagy előbáb állapotban telelt a fészkekben. Jellemzően kis és közepes átmérőjű (2-6 mm) nádszálakat preferáltak, de a magányos redősszárnyúdarazsak és az *Auplous* fajok nagyobb átmérőjű (akár 9-10 mm) üregeket is kolonizáltak, a mexikói fűdarázs pedig kimondottan a nagyobb átmérőjű (7-9 mm) nádszálakat kereste. A leggyakrabban fészkelő szitásdarázs fajok a nagy fazekasdarázs (*Trypoxylon figulus*) és a *Solierella compedita*, a leggyakoribb útonállódarázs fajok az *Agenioideus cinctellus* és a *Dipogon bifasciatus*, a leggyakoribb magányos redősszárnyúdarázs fajok az *Ancistrocerus gazella*, *Microdynerus nugdunensis*, *Alastor mocsaryi*, *Euodynerus posticus* és *Symmorphus gracilis*, és a leggyakoribb kaparódarázs faj a mexikói fűdarázs voltak (részletes listát lásd 9. sz. melléklet). Továbbá az alábbi szitásdarazsak családjába tartozó fajok néhány egyedét azonosítottuk fészekcsapdáinkban: *Pison atrum*, *Astata kashmirensis*, *Ectemnius continuus*, *Pemphredon lethifera*.

5.2.3 Fészekparaziták

A fészekcsapdába fészkelő hártványászárnyúak fészkeiben megtalálható forrásokat más élőlények is használják. Ezek között nagy számban voltak táplálékkonkurens, ragadozó és parazitoid fajok is. A fészkepítő fajok szempontjából azonban "közömbös", hogy ivadékaik kifejlődését mi gátolta meg, így ezeket egységesen fészekparazitáknak tekintettük. A fészekparaziták számos izeltlábú taxonból kerülnek ki, de legnagyobb számban hártványászárnyúakat (Hymenoptera) azonosítottunk, utánuk legyeket (Diptera) és bogarakat (Coleoptera). Az egyes csoportokhoz pontos számokat még nem közlök, mivel az adatok feldolgozása folyamatban van. A fészkek kb. 25%-ában találtunk valamilyen fészekparazitát, és az ivadékbölcsők 13%-ában találtunk fészekparazita fajokat.

A hártványászárnyúak közül jelen voltak az üregben fészkelő vadméhek kakukkméhei (Megachilidae), melyek közül az alábbiakat azonosítottuk: *Stelis* fajok (*S. phaeoptera*, *S. punctulatissima*), *Hoplitis* fajok (*H. manicata*), *Coelioxys* fajok (*C. inermis*, *C. afra*, *C. aurolimbata*, *C. echinata*) és *Lithurgus* fajok (*L. chrysurus*). A hártványászárnyú fészekparaziták közül legnagyobb számban a fémdarazsak (Chrysididae) voltak jelen, jellegzetes harang alakú kokonjaikban, és abból kikelő, fémes színű imágóikkal. Közülük nagyszámban a *Trichrysis cyanea*, *Chrysura dichroa* (kétszínű fémdarázs), *Chrysis ignita*, *Chrysidea disclusa*, *Hedychridium monochroum* fajokat azonosítottuk. A Sapygidae családból a *Sapyga quinquepunctata* fajt és jellegzetesen fénylő, sötét színű kokonjaikat találtuk meg. Számos fészkekben jelen voltak a *Melittobia acasta* (Eulophidae) apró lárvai. Továbbá előfordultak valódi fürkészdarázsok (Ichneumonidae), dárdahordozó fürkészek (Gasteruptionidae) és fémfürkészek (Chalcidoidea).

Kizárólag művészméhek fészkeiben voltak jelen a *Cacoxenus indagator* légy lárvái, és jellegzetes “spagetti-szerű” ürülékük. A lárvák nem a fészeképítő faj ivadékain táplálkoznak, hanem azok táplálékán (pollen és nektár) fejlődnek, így előfordulhatott, hogy egy ivadékbölcsőben jelen voltak a méhek ivadékai és a parazita lárvák, vagy bábok egyaránt. A legyek közül még fürkészlegyeket (Tachinidae) azonosítottunk kis számban.

Sok fészekben nagy károkat okozott a szalagos méhészbogár (*Trichodes apiarius*) lárvája. Döntő többségében méhek fészkeit károsította. A nagytestű, rózsaszín lárvák egy fészken belül gyakran több ivadékbölcsőt is elpusztítottak. Sok fészekben jelen voltak a porvafélék (Dermestidae) családjába tartozó bogárfajok (pl. múzeumbogár, *Megatoma undata*), azonban a legtöbbször nekik csak másodlagos szerepüket fedeztük fel, a lehullott szervesanyag-törmeléken táplálkoztak.

6. KÖVETKEZTETÉSEK

6.1 Transzekt menti egyelűes mintavétel és virágkínálat-beclés (2020-21)

A transzekt menti egyelűes mintavétel és virágkínálat-beclés alapján kapott legfőbb eredményeink azt mutatták, hogy a vadvirágos parcellákon nem csupán növekedett a helyi beporzók abundanciája és fajgazdagsága a telepítést követő években, de a vetett vadvirágos parcellák a virágzegény (homogén) tájakon különösen vonzóak voltak a vadméhek számára az év virágzegény (nyárközepi) időszakában. Ez a hatás a környező táj és a vadvirágos parcellák közötti virágkínálatban megmutatkozó nagyobb kontraszttal magyarázható (Scheper et al., 2013, 2015), amit erősített a vadméhek nyárközepi felszaporodása (Bishop et al., 2024). Azt is megállapítottuk, hogy a virágabundancia mellett a virágfajszám is pozitív hatást mutatott a beporzók abundanciájára. Emellett a talaj magbankjából származó, nem vetett virágos növényfajok jelentősen hozzájárultak a vadvirágos parcellák nagyobb számú és diverzebb virágkínálatához (Schmidt et al., 2020; Bischoff et al., 2022).

6.1.1 Virágkínálat változásai (2020-21)

Az első két évben a vetett vadvirágos parcellák létrehozása után a rendelkezésre álló virágkínálat folyamatos növekedést mutatott. A vetett fajok abundanciája és fajszáma minden mintavételi körben erőteljesen nőtt. A magkeverék 32 fajából 17 faj virágzását regisztráltunk, amelyek közül az első évben 8, a második évben 16 faj virágzott. A vetett magok viszonylag alacsony csírázási sikere az első évben a szokatlanul száraz tavaszi időjárási körülményeknek tudható be, míg a második évben a rendkívüli szárazság sem kedvezett a növényzet optimális fejlődésének. Ennek ellenére az elvetett fajok 50%-os virágzási aránya a második évben más vizsgálatokkal összevetve elfogadhatónak mondható, mivel nem várható el, hogy egy vadvirágos parcella a magkeverékkel azonos összetételű vegetációt eredményezzen (Schmidt et al., 2020; Scheper et al., 2021; Kowalska et al., 2023). A következő években tovább változott a vegetáció összetétele és az elvetett fajok dominanciája nőtt (Schmidt et al., 2020).

Az első évben az egy- és kétéves fajok dominálták a virágkínálatot, azonban a második évben már az évelő fajok kerültek előtérbe, összhangban Stroot et al. (2022) és Bischoff et al. (2022) eredményeivel. Azonban nem csak a vetett fajok, hanem más virágzó vadon élő növényfajok is hozzájárultak a virágkínálathoz, feltételezhetően nagyrészt a talaj magbankjából. A vadvirágos parcellákon a nem vetett növényfajok is nagyszámú és fajgazdag virágkínálatot biztosíthatnak, különösen az első évben (Schmidt et al., 2020; Bischoff et al., 2022). Ezek általában pionír stratégiával rendelkező szántóföldi gyomnövények, amelyek az ideiglenesen nem művelt

szántóföldeken felhalmozott tápanyagokat hatékonyan tudják hasznosítani (Carmona et al., 2020). Több korábbi európai vizsgálat megállapította, hogy a magkeverékek általában sikeresebbek voltak a korábbi szántóföldi művelésű területeken – összevetve a vegetációval borított gyepekkel – mivel az intenzív mezőgazdasági gyakorlat eredményeként elszegényedett talajmagbank kisebb konkurenciát jelentett az elvetett növények számára (Carmona et al., 2020; Stroot et al., 2022). Úgy tűnik azonban, hogy a vizsgált területünkön található szántóföldeken kevésbé szegényedett el a talaj magbankja, ami valószínűleg az alacsonyabb herbicid- és műtrágyahasználatnak köszönhető (Kleijn et al., 2009). Ez a nyugat-európai, hosszú ideje intenzíven művelt területekhez képest kevésbé intenzív és kevésbé régóta tartó szántóföldi gazdálkodás jellemző lehet általában Kelet-Közép-Európában (Storkey et al., 2012; Carmona et al., 2020). Ezért fontos, hogy a jövőbeni vadvirágos parcellák tervezésénél ezekben a kevésbé régóta intenzíven művelt európai régióban (Kelet-Közép-Európa, Délkelet-Európa és Kelet-Európa) figyelembe vegyük a potenciálisan változatosabb talaj magbankot.

Az évelő vetett fajok kiváló kompetíciós képességgel rendelkeznek az egyéves gyomkonkurenssekkal szemben, valamint az egyéves vetett fajok közül is több kiváló önvetési potenciállal (pl. *C. transylvanica*; Benelli et al., 2014), és emiatt jó kompetíciós képességgel rendelkezett. Ez azt eredményezte, hogy a vetett növények virágabundanciája és fajgazdagsága ugrásszerűen megnőtt a második évre, a nem vetett fajok száma pedig folyamatos csökkenést mutatott. Ez az eredmény kihangsúlyozza a vetőmagkeverékbe szánt fajok megfelelő kiválasztásának jelentőségét, különösen az évelő vadvirágos parcellák esetében (Schmidt et al., 2020; Scheper et al., 2021). Mindazonáltal feltételezhetjük, hogy a virágabundancia és fajgazdagság a kezdeti gyors növekedés után lassú csökkenésnek indul majd, mivel a virágabundancia általában a telepítés után 2-4 évvel tetőzik (2+ év: Buhk et al., 2018; Grab et al., 2018; 3+ év: Albrecht et al., 2020; Hussain et al., 2022; 3-4 év: Pywell et al., 2011). A megfelelő vetőmagkeverékek összeállításával és a megfelelően megválasztott kezeléssel azonban kinyújtható a vadvirágos parcellák időbeli korlátozottsága (Pywell et al., 2011; Schmidt et al., 2020, 2022). A mi megközelítésünk a virágkínálati-csúcs kitolására egy diverz magkeverék felhasználása volt, amely őshonos egynyári, kétnyári és évelő virágos növényfajokat is tartalmazott, kezelésnek pedig a kaszálást és a kaszálék lehordását választottuk, így a virágforrások növekedésére számíthatunk a következő években is (Schmidt et al., 2022). Az általunk alkalmazott vetőmagkeverék és kezelési mód előnyeit és fejlesztési lehetőségeit a *Javaslatok és ajánlások* fejezetben részletezem.

6.1.2 Megporzórovar egyedszámok és fajszaók (2020-21)

Több korábbi tanulmányhoz hasonlóan (pl. Haaland et al., 2011; Buhk et al., 2018; Albrecht et al., 2020), a vizsgált kelet-közép-európai agrártájban is kimutattuk a vadvirágos parcellák pozitív hatását a megporzóokra. A beporzást elősegítő hatások a következőkkel magyarázhatók: i) a megnövekedett virágkínálat (Haaland et al., 2011; Königsłow et al., 2022), ii) a megfelelő, őshonos és változatos magkeverék-összetétel (Schmidt et al., 2020), valamint iii) a kevésbé zavart fészkelő és menedéket nyújtó élőhely (Ganser et al., 2019). A különböző vizsgált rovarcsoportok (vadméhek, lepkék és zengőlegyek) azonban eltérően reagáltak a virágkínálat változására, az évekre, a szezonra, a parcellák térbeli elrendezésére és a táji környezetre. Ezek a különböző reakciók valószínűleg az egyes megporzórovar-csoportok eltérő táplálékkeresési és fészkelési stratégiájával magyarázhatók. Általában a vadméhek a "központi helyhez kötött táplálékszerzés" stratégiáját (*central-place foraging*) alkalmazzák, mivel a különféle erőforrásokat (pl. virágpor és nektár a lárvák táplálására, illetve fészkeléshez szükséges anyagok) vissza kell szállítaniuk a fészükbe (Bell, 1990). Ezzel szemben a lepkék és a zengőlegyek általában nem "központi helyhez kötött táplálékszerzők", és lárváik más táplálékforrásokra támaszkodnak (fitofág, afidofág, entomofág, szaprofág, stb.; Sommaggio, 1999), mint a jó diszperziós képességgel rendelkező kifejlett egyedek (viráglátogatók). Ezért nem kell oda-vissza repülniük egy állandó fészkelőhely és a táplálékforrás között (Jönsson et al., 2015).

Elemzéseinket csak a három fő vad megporzócsoporthoz vonatkoztatva készítettük el, és nem vettük figyelembe az egyéb beporzókat és a háziméheket. Ez utóbbiak egyedszámát ugyanis a méhészetek elhelyezkedése és a vándor méhészetek időszakos megjelenése jobban befolyásolja, mint a táji környezet, vagy a virágkínálat. Az egyéb megporzókat kategóriájuk pedig – bár az ide tartozó fajoknak rendkívül fontos szerepük lehet az életközösségek működésében (Grass et al., 2016) – túlságosan diverz rovarcsoportokat foglal magába, így ezek preferenciái és reakciói nagyon sok különböző tényezőtől függhetnek, ezért nehéz lenne őket egyben értékelni.

6.1.2.1 Vadméhek

A vadméhek abundanciája és fajszaója az évek és a szezonok között nőtt, ami megerősítette a vadvirágos parcellákkal kapcsolatos, fent említett általános pozitív várakozásokat. Tschardt et al. (2005), Batáry et al. (2011) és Scheper et al. (2013) is rámutattak arra, hogy az agrár-környezetvédelmi programok általában hatékonyabban támogatják a biodiverzitást az egyszerű (*simple*; 1-20% természetközeli élőhelyek), mint az összetett (*complex*; >20% természetközeli élőhelyek) és a letarolt agrártájakon (*cleared*; <1% természetközeli élőhelyek). Azonban eredményeink alapján úgy tűnik, a vadvirágos parcellák pozitív hatása a célcsoportra (megporzórovarok) ez esetben jóval függetlenebb volt a táji környezettől (Albrecht et al., 2020). A

vadvirágos parcellák a heterogén mezőgazdasági tájakon (40-60% természetközeli élőhely) is képesek voltak hatékonyan támogatni a vadméhközösségeket. Ez arra utal, hogy a tájban a telelésre, fészkelésre és táplálkozásra alkalmas élőhelyek jobb elérhetősége (Pywell et al., 2006) ellenére a vadvirágos parcellák is fontos kiegészítő erőforrás-kapacitást biztosíthatnak egy valószínűleg változatosabb vadméhközösség számára (Grass et al., 2016). Mindez arra ösztönözheti a gazdálkodókat és a döntéshozókat, hogy a vadvirágos parcellák létrehozását, mint agrár-környezetvédelmi gyakorlatot, táji kontextustól függetlenül alkalmazzák és támogassák (Albrecht et al., 2020).

Egyik legfontosabb eredményünk az volt, hogy a vadvirágos parcellák a homogén tájakon a nyár közepén kiemelkedően vonzóak voltak a vadméhek számára. Azaz a homogén tájablakokban magasabb vadméh egyedszámokat figyeltünk meg a vadvirágos parcellákon a nyár közepén, mint az várható lett volna, és mint amilyen növekedés volt tapasztalható a szezonok között a heterogén tájablakokban. Valószínűleg azért, mert ebben az időszakban a vadvirágos parcellák és a virágszegény táji környezet között nagyobb a kontraszt a virágkínálat tekintetében (Scheper et al., 2013, 2015). Mivel nyár közepén a szántóföldek dominálta mezőgazdasági tájak virágkínálata rendkívül szűkös (Timberlake et al., 2019), a vadméhek számára létfontosságúak a természetközeli élőhelyfoltokban, vagy akár vetett vadvirágos parcellákban fellelhető táplálékforrások. Ezen virágkínálatbeli kontrasztot tovább erősíti az, hogy – egy friss tanulmány szerint (Bishop et al., 2024) – a nyár közepére a vadméhek száma a csúcán jár, miközben a virágkínálat ebben az időszakban még a természetközeli élőhelyeken is szűkös. Összefoglalva, a homogén tájszerkezetű tájakban a nyár közepén három tényező kölcsönhatása erősíti fel a vadvirágos parcellák jelentőségét: i) kevés a természetközeli élőhely, ii) melyeken ebben az időszakban szűkös a virágkínálat, és ráadásul iii) ebben az időszakban a vadméhek száma a csúcsa körül jár. Mindezek arra utalnak, hogy a heterogén agrártájakon sikeresebbek a vadvirágos parcellák, azonban a homogén agrártájakon – különösen a virágszegény és magas vadméh-egyedszámú, nyárközepi időszakban – jóval nagyobb szükség van ezen virágkínálatot biztosító élőhelyek létrehozására.

Fontos hangsúlyozni, hogy vizsgálatunkban a különböző élőhelytípusokat nem a beporzók számára nyújtott táplálékkinálatuk, vagy fészkelési kapacitásuk alapján kategorizáltuk. Az összes nem művelt élőhelytípust együttesen számoltuk természetközeli élőhelyként, mindent, ami nem szántóföld. Így bizonyos élőhelytípusok különböző mértékben támogathatták a beporzókat. Azonban a vizsgált két különböző táji környezet olyan jelentősen elkülönült egymástól a természetközeli élőhelyek arányát tekintve (10% alatt, vagy 40% felett), hogy ez már önmagában jelentős kontrasztot jelentett a táji környezet vizsgálhatóságának szempontjából.

Mind a virágabundancia, mind a virágfajszám pozitív hatást mutatott a vadméhek egyedszámára, és a virágfajok száma pozitív hatással volt a vadméhek fajszámára is, ami rávilágít a virágforrások diverzitásának fontosságára. Rundlöf et al. (2018) rámutattak arra, hogy már az egy növényfaj alkotta fácéliás virágos szegélyek is pozitív hatással voltak a szomszédos szántóföldek vadméhfajszámára, de a virágzó növényfajok nagyobb száma tovább növelheti a vadméhek egyed- és fajszámát (Carvell et al., 2007; Aviron et al., 2023). Ezért a vadvirágos parcellák hatékonyságát növelni lehetne a virágzó növényfajok számának maximalizálásával a magkeverékekben (Scheper et al., 2015), különböző tulajdonságokkal rendelkező növényfajok – például virágzási idő, virágmorfológia és szín szerint – bevonásával (Szigeti et al., 2023), valamint őshonos növényfajok használatával (Carvell et al., 2007; Schmidt et al., 2020; lásd még: *Javaslatok és ajánlások, Javaslatok a vetőmagkeverék fejlesztésére*). Ezen eredmények alapján hangsúlyozandó, hogy a virágok mennyisége mellett a virágdiverzitás is kulcsfontosságú a vadvirágos parcellák vadméhekre gyakorolt pozitív hatásainak maximalizálásához.

Az évelő vetett vadvirágos parcellák tehát táplálkozóhelyként és menedékként szolgálhatnak – nem csak táplálkozó helyként, mint az egyévesek –, vonzva és aggregálva a környező területről a vadméheket (Venturini et al., 2017a). Ha azonban a vadvirágos parcellákon kívül más virágforrásokat találnak, különösen a rovarbeporzást igénylő természetű növénykultúrákban, akkor kirepülhetnek a szomszédos élőhelyekre, és beporozhatják a természetű növényeket (spillover hatás) is (Venturini et al., 2017a, b; Ganser et al., 2018; Albrecht et al., 2020). Ezzel gazdasági szempontból is hasznos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak. Ez a megporzási szolgáltatás különösen fontos a vizsgálati területeinken, tekintve, hogy a rovarbeporzásból profitáló kultúrák (pl. napraforgó, repce) a szántóföldek $\frac{1}{3}$ -át borítják a vizsgálati régióban (1. sz. melléklet).

6.1.2.2 Lepkék

A lepkék a vadméhekhez hasonlóan reagáltak: a telepítés után (évről-évre) és a virágfajszám növekedésével párhuzamosan nőtt az abundanciájuk. Kuussaari et al. (2018) már kimutatták, hogy a lepkepopulációk egyedszáma nőtt azokon a területeken, ahol az agrár-környezetvédelmi programok növelték a virágkínálatot és a kevésbé zavart élőhelyek arányát a tájban, és hasonló tapasztaltak vadvirágos parcellák esetében is (Aviron et al., 2011; Haaland & Bersier, 2011). Úgy tűnik, hogy a lepkeabundancia változásának legfontosabb prediktora a virágos növényfajok száma (Haaland & Bersier, 2011; Wix et al., 2019, de lásd: Scheper et al., 2021), és a telepítés után évről évre nőhet a populációjuk, ha a vadvirágtelepítések több éven keresztül virágforrásokkal látják el őket (Wix et al., 2019). Megállapítottuk, hogy a vadméhekhez hasonlóan a lepkék is jobban kötődtek a heterogén tájakhoz, valószínűleg azért, mert a környező természetközeli élőhelyek,

főként gyepek nagyobb arányúak, amelyek bőségebb és változatosabb lepke-forráspopulációnak adhatnak otthont (Aviron et al., 2011). Ezzel szemben Wix et al. (2019) éppen azt találta, hogy a vadvirágos parcellák (esetükben vadvirágos szegélyek) különösen nagy hatást fejtettek ki a szerkezetileg egyszerűbb tájakon.

A lepkék abundanciájára azonban nem csak a zavartalan élőhelyek, valamint a megfelelő és változatos virágforrások lehetnek nagy hatással, hanem a lárvák tápnövényeinek jelenléte is fontos lehet (Potts et al., 2009; Haaland & Bersier, 2011; Buhk et al., 2018). Annak érdekében, hogy az őshonos lepkefajok különböző életszakaszaiban is biztosítva legyenek a táplálékforrások, olyan növényfajokat választottunk a magkeverékünkbe, amelyek mind a kifejlett lepkéknek (pl. *D. pontederæ*, *O. arenaria*, *S. nemorosa*, *C. transsylvanica*, *C. cyanus*, mely öt fajon a lepkék látogatásának 68,1%-át regisztráltuk), mind a hernyóiknak (pl. *A. austriacus*, *A. onobrychis*, *O. arenaria*, *T. glabrescens*, *S. ochroleuca*, *Rumex thyrsiflorus*) táplálékot biztosítanak. Ezzel tehát megteremtettük a megtelepedés feltételét a lepkefajok széles köre, többek között olyan ritka, vagy védett fajok számára is, mint a kénes lepke (*Colias chrysotheme*), az ezüstös boglárka (*Plebeius argus*), az apró boglárka (*Scolitantides schiffmuelleri*), a mocsári tarkalepke (*Euphydryas aurinia*) vagy az ibolyás tűzlepke (*Lycaena alciphron*). Fontos további kutatási irányt jelenthetnének a vadvirágos parcelláinkon a lepkék fajszintű adatain alapuló további elemzések.

6.1.2.3 Zengőlegyek

A zengőlegyek a vadméhekkal ellentétes trendeket mutattak. Általánosságban pozitívan reagáltak a virágabundanciára, de az első évről a másodikra, valamint a nyár elejéről a nyár közepére az abundanciájuk és a fajszámuk is jelentősen csökkent. Ezek az eredmények meglehetősen váratlanok voltak, mivel i) a vadvirágos parcellák szukcessziója a zengőlegyek számára is a virágkínálat általános növekedésével járt, és ii) ellentétben álltak a korábbi vizsgálatokkal is, amelyek a vadvirágos parcellák zengőlegyekre gyakorolt pozitív hatásait találták (Kohler et al., 2008; Jönsson et al., 2015, de lásd Königsłow et al., 2022). Arra következtetünk tehát, hogy a jelentős csökkenés a zengőlegyek abundanciájában és fajszámában nem a vadvirágos parcellák megjelenésének köszönhető, hanem más tényezők változásai játszhattak közre, melyek az első évben nagymértékben támogatták a zengőlegyeket, a második évben pedig kevésbé. A vadvirágos parcellák növényfaj-összetételének változása például felelős lehetett a zengőlegyek egyedszám csökkenéséért (Biesmeijer et al., 2006). Saját adatokat nézve, a zengőlegyek által leggyakrabban látogatott növényfaj, a madárkeserűfű (*P. aviculare*), és a leggyakoribb zengőlégyfaj, a tarka darázslégy (*Sphaerophoria scripta*, a fajszinten meghatározott zengőlegyek mintegy 60%-a) szinte teljesen eltűntek az első évről a másodikra, mivel a magasabb növénytakaró kiszorította ezt a nem vetett pionír növényfajt. A kettő között összefüggés lehet, de bizonyítani a mi adataink

alapján nem tudjuk. Azonban számos más tényező is okozhatta, vagy közrejátszhatott a zengőlegyek egyed- és fajszámának csökkenésében úgy, mint a lárvák táplálék kínálatának változása, antropogén hatások, vagy biotikus tényezők (Dunn et al., 2020). A zengőlegyek általános csökkenését azonban legnagyobb valószínűséggel a kedvezőtlen időjárási feltételek okozhatták (évhatas: nagyon száraz és hideg tavasz 2021-ben; Carroll et al., 2023).

Korábbi tanulmányok azt mutatták, hogy a vadvirágos parcellák mérete alig, vagy egyáltalán nem befolyásolja a zengőlegyeket, valószínűleg a kifejlett egyedek nagyfokú mobilitása miatt (Sutherland et al., 2001; Blaauw & Isaacs, 2014). Eredményeink azonban azt mutatják, hogy a zengőlegyek abundanciájának csökkenése a kora nyártól a nyár közepéig kevésbé volt kifejezett a nagyobb, egybefüggő vadvirágos foltokon, mint a több kisebb sávon. Ez azt sugallhatja, hogy a nagyobb parcellák hatékonyabban támogathatják a zengőlégy-közösségeket a számukra kedvezőtlen időszakban és körülmények között, mint az azonos összméretű, de kisebb sávok.

Bár az "egy nagy vagy több kisebb" dilemma (*"Single large or several smaller"*) azt vetíti előre, hogy a több kisebb vadvirágos sáv jobban támogathatja a biológiai sokféleséget, mint egyetlen nagy folt (Tschardt et al., 2012; Fahrig, 2020), azonban nem tapasztaltuk jelentős helyi hatását önmagának a térbeli elrendezésnek egyik beporzócsoportra sem (kivéve a zengőlegyeket, de csak a szezonnal való interakcióban). A korábbi irodalmi adatok alapján arra következtethetünk, hogy táji léptékben a beporzási szolgáltatásokat három kisebb vadvirágos sáv jobban biztosíthatja (Krimmer et al., 2019), míg a nagyobb, egyetlen vadvirágos folt hosszabb ideig képes változatos beporzóközösségeket fenntartani (Blaauw & Isaacs, 2014). Buhk et al. (2018) pedig azt találta, hogy megfelelő konnektivitás esetén a keskenyebb sávok is tudnak olyan hatékonyak lenni, mint a nagyobb vadvirágos foltok, vagy természetközeli élőhelyek. Ahhoz, hogy pontosabb képet kapjunk a vadvirágos parcellák térbeli elrendezésének beporzókra gyakorolt hosszú távú és táji szintű hatásairól, elengedhetetlen azok folyamatos és különböző léptékű táji szintű nyomon követése és értékelése. A mi hosszútávú szántóföldi kísérletünknek is pontosan ez a célja (Báldi et al., 2022).

6.1.3 Közösségösszetétel (2020-21)

A virágos növényközösségek a négy mintavételi alkalom mindegyikén szinte teljesen eltértek, és a beporzórovarok közösségének összetétele is követte ezt a változást, de némi késéssel és átfedéssel. A virágkínálat ilyen mértékű drasztikus átalakulása az évelő növények megjelenésével, valamint a természetes élőhelyszukcessziós folyamattal magyarázható (Steffan-Dewenter & Tschardt, 2001; Schmidt et al., 2022). A virágforrások jelentős változásának lassabb lekövetése a megporzók által pedig a növény-beporzó rendszerek szezonálisával (Roulston & Goodell,

2011; Thomas & Schultz, 2016; Szigeti et al., 2018), egyes beporzófajok generalista viselkedésével, valamint az előző években rendelkezésre álló virág- és fészkelési források jelentős, éveken átgyűrűző, megporzórovar-populációkra gyakorolt hatásával magyarázható (Scheper et al., 2015). Más szóval a virágforrások változó összetételének a beporzóközösségekre gyakorolt hatása késleltetve jelentkezik, tehát a növény-beporzó rendszerben van egy puffer hatás. Azonban a részletesebb növény-beporzó kapcsolatokat további elemzések elvégzésével és hosszabb időskálán érdemes értékelni (ami már el is kezdődött a 4 éves adatsor alapján).

6.1.4 Viráglátogatások (2020-23)

Az első évben, mivel a virágkínálatban a nem vetett fajok domináltak, a viráglátogatások többségét is a nem vetett növényeken figyeltük meg, ami rávilágít arra, hogy a talajmagbankból kihajtó virágzó növények a beporzók számára fontos virágforrást jelentenek. A leggyakrabban látogatott virágos növényfajok őshonos vagy archeofiton fajok voltak, amelyek megfelelőnek tűntek az őshonos vadon élő beporzók számára. Azonban ezek száma Közép-Európában folyamatosan csökkenőben van (Glaser et al., 2024). Ezt a csökkenést az antropogén élőhelyváltozások, a növekvő földhasználati intenzitás és tájgazdálkodás (Kovács-Hostyánszki et al., 2011a), valamint a neofita fajok növekvő inváziós nyomása okozza (Glaser et al., 2024). Bár virágzó neofita növényfajokat is rögzítettünk a virágkínálat-becslés során (pl. betyárkóró *Conyza canadensis* és csattanó maszlag *Datura stramonium*), viráglátogatást nem – vagy csak szórványosan – észleltünk rajtuk. A nem vetett virágos növényfajok jelentősége a telepítést követő azonnali virágkínálat biztosításában, és tömegességükben, vagy valamilyen speciális jellemvonásukban rejlett, mint a virágzási idő, virágmorfológia, vagy virágszín (Szigeti et al., 2023). A talaj magbankból előjövő, gyakran látogatott virágos növényekre tehát érdemes úgy tekinteni, mint ami segíti a pollinátorok hatékony támogatását, vagy melyeknek jövőbeni vetőmagkeverékekbe való beillesztését érdemes lenne megfontolni (lásd még: *Javaslatok és ajánlások, Javaslatok a vetőmagkeverék fejlesztésére*).

A második évtől a vad megporzórovarok általi viráglátogatások több mint felét (55,8%) a vetett fajokon figyeltük meg, amelyek a meglátogatott virágos növényfajok mindössze 19,5%-át (15/77) tették ki (6. sz. melléklet). A harmadik és negyedik évre a vetett fajok látogatottságának aránya még tovább emelkedett. Néhány vetett faj kiemelkedő szerepet játszott a magkeverékünkben a viráglátogatottság szempontjából, melynek fő okai az alábbiak lehettek: i) nagy mennyiségű virágkínálatot nyújtottak (pl. *C. transsylvanica*), ii) az év virágkínálatban szegény, döntő fontosságú nyárközépi időszakában biztosítottak virágforrást (pl. *S. varium*), iii) egyes beporzócsoportokat különösen vonzottak (pl. ragadós mécsvirág (*Silene viscosa* syn. *Melandrium viscosum*) az éjszakai, vagy a magyar szegfű a nappali lepkefajokat), vagy iv) a megporzók konkrét preferenciáját figyelhetjük meg irányukba (amit az mutat, hogy kisebb

virágbőségük ellenére különösen gyakran látogatták őket (pl. *C. cyanus*). A vetett fajok látogatottsága nyár közepén felülreprezentált volt, ezzel rávilágítva arra, hogy a vetett növények (és a vetőmagkeverék használatának) jelentőségét – a nem vetettekkel szemben – az is adja, hogy kritikus virágszegény időszakban kínáltak virágforrást a megporzók számára. A mezei fejvirág (*C. transsylvanica*) különösen jelentős faj volt, mivel a második évben az összes viráglátogatás harmadát ezen faj virágain regisztráltuk, és a későbbi években is a leglátogatottabb növények között szerepelt (7. sz. melléklet). Jelentősége abban rejlik, hogy az évnek abban az időszakában képes tömeges virágzásra, amikor táji szinten kevés virágforrás áll a beporzók rendelkezésére (Benelli et al., 2014), és amikor a beporzóközösségek már kellően abundánsak (Bishop et al., 2024). Tömegessége miatt azonban a vadvirágos parcellákon belül invazív viselkedést mutathat, elszegényítve a virágforrások sokféleségét, ezáltal csökkentve a beporzók táplálék lehetőségének változatosságát (Kovács-Hostyánszki et al., 2022). Ezért erre figyelemmel kell lenni – más hasonló viselkedésű fajok esetében is – és megfelelő kezelést kell kialakítani ennek megelőzésére.

A vetett növényfajok viráglátogatottságának magas – és az évek során növekvő – aránya alapján az őshonos növények alkalmasnak tűntek hatékony, beporzóközpontú vadvirágos parcellák létrehozására (Schmidt et al., 2020). A neofita fajokkal szemben az őshonos fajok további előnye, hogy alkalmazásuk esetén nem áll fenn a térségben már komoly problémát jelentő kiszabadulás, megtelepedés és invázió veszélye (Kovács-Hostyánszki et al., 2022; Süle et al., 2023b). Emellett az őshonos évelő virágos növényfajok jobban támogatják az őshonos, specialista beporzó fajok védelmét (Winfrey et al., 2011; Scheper et al., 2014), és hosszú távon virágforrásokkal szolgálhatnak (Schmidt et al., 2020). Fontos azonban megjegyezni, hogy az őshonos növényfajoknak a lehető legközelebről, legszűkebb régióból kell származniuk a telepítés helyétől nézve az elővigyázatosság elvét követve (lásd még: *Javaslatok és ajánlások, Javaslatok a vetőmagkeverék fejlesztésére*). A magkeverék és a kezelés további fejlesztése természetesen szükséges, a megtelepedési sikerük és a viráglátogatási eredmények alapján (lásd még: *Javaslatok és ajánlások*).

A vetett növényfajokat különböző mértékben látogatták a különböző megporzócsoportok. Ezek alapján úgy tűnik, hogy a vetőmagkeverék fajai elsősorban a poszméhek és lepkék virágforrás-preferenciájához igazodtak. Ezen megporzócsoportok esetében ugyanis 5 viráglátogatásból 4-et a vetőmagkeverék virágain észleltünk. A magányos vadméhek minden második viráglátogatása történt vetett fajokon, ami azt jelenti, hogy ezt a csoportot is nagy mértékben támogatta a vetőmag keverék, de ezen fajok ugyanilyen intenzitással látogatták a nem vetett növények virágait is. A zengőlegyek által észlelt viráglátogatásoknak már csupán egyharmadát észleltük vetett fajokon, az ő számukra vonzóbbak voltak a talajmagbank virágzó

növényei. A vetőmagkeverék továbbfejlesztésénél ezért fontos szempont lehet olyan növényekkel kiegészíteni a keveréket, melyek a magányos vadméhek és zengőlegyek számára is vonzóak (lásd még: *Javaslatok és ajánlások, Javaslatok a vetőmagkeverék fejlesztésére*). A háziméhek is nagy arányban látogatták a vetett növények virágait. Ez elsősorban a tömegvirágzással és a nyárközépi virágzási idővel függhet össze. Előbbi azért, mert a háziméhek családon belüli kommunikációja révén az abundáns virágforrásokat nagyobb hatékonysággal hasznosítják. Utóbbi pedig azért, mert a nyárközépi felmérések a napraforgó elvirágzása után voltak, amikor a családok egy tömegvirágzó kultúrnövény látogatása miatt feldúsultak, illetve a vándorméhészetek még a területen lehettek. A háziméhek szempontjából kiemelkedő három faj (mezei fejvirág, ligeti zsálya és osztrák zsálya) tehát további gazdasági haszonnal is kecsegtetheti a méhészeket. Nem a nagytömegű méz miatt, hanem inkább a családok viselkedése miatt. Folyamatos hordás esetén ugyanis nem kell etetni, és nem merül fel a családok közötti élelem konkurencia, az úgynevezett “rablás” sem.

Fontos itt megjegyezni, hogy a viráglátogatásokat önmagában – a virágkínálat eredményeitől függetlenül – értékeltük, így egy-egy növényfaj sikerességét nem tudjuk elkülöníteni az általa nyújtott virágkínálattól. Azaz egy-egy kulcsfaj sikeressége egyaránt magyarázható lehet a tömegességével vagy a speciális vonzó hatásával. Továbbá vetetlen kontroll parcellák hiányában egyes virágzó növény egyedekről nem egyértelműen eldönthető, hogy a magkeverékből nőtt ki, vagy a talaj magbankból. Valamint egyes növényfajok alulreprezentáltak lehetnek, ha a fő virágzási idejük nem esett egybe a felmérések idejével. Mindezen hiányosságok a jelenlegi adatok további, és a tájszintű mintavételekkel kiegészült elemzésével pontosabb megismerést teszik lehetővé. Azonban ezek ismerete is már komoly hozzájárulást jelenthet a vadvirágos parcellák gyakorlati szempontú fejlesztéséhez (lásd még: *Javaslatok és ajánlások*)

6.2 Fészekcsapdás mintavétel (2020-21)

A vizsgált agrártájban az üregben fészkelő hártványasszárnyúak széles köre nagy számban használta a kihelyezett fészekcsapdákat. A nádszálakban készített fészkek és a fészkeken belül az ivadékbölcsők száma fele-fele arányban oszlott meg vadméhek és darazsak között.

A vadméhek az ökológiai rendszerekben a megporzási szolgáltatás biztosításával egyértelműen fontos szerepet töltenek be. Jelentőségük a termesztett növények és a vadon élő növények megporzásában is megmutatkozik (Klein et al., 2007, 2018; IPBES, 2016). A vegetációs periódus elején aktív fajoknak egy agrártájban a korai virágzású növénykultúrák megporzásában lehet gazdasági szempontból fontos szerepük (Morandín & Winston 2005; Kovács-Hostyánszki et al. 2013; Leonhardt et al., 2013; Campbell et al., 2017). Ezek hazai körülmények között elsősorban

a gyümölcs ültetvények (pl. barack, meggy, alma; Földesi et al., 2016), és korán virágzó szántóföldi kultúrák (pl. őszi káposztarepce; Farkas, 2008), melyek március-április során virágoznak. A gyümölcsösökben a gazdák sokszor a háziméh megporzó tevékenységére támaszkodnak, azonban a termésbiztonságot, terméskötődést, termésmennyiséget és termés minőséget is képes növelni a beporzók diverzitása (Földesi et al., 2016; Carvell et al., 2022). A szántóföldi kultúrák esetében is hasonlóan fontos a diverz megporzóközösség, habár ezen tömegvirágzó kultúrák esetében a – háziméhek által jól biztosítható – beporzórovar abundancia fontosabb lehet (Bommarco et al., 2012). A korai időszakban aktív méhfajok imágóként telelnek, hogy aktív időszakukat minél korábban elkezdhessék. A fészekcsapdáinkban a korán aktív csoport legjelentősebb képviselői a faliméhek (*Osmia*) és egyes szabóméhfajok (*Megachile*) voltak. Ezen fajok építették a méhek által készített fészkek kb. $\frac{2}{3}$ részét. A vizsgált agrártájban korai virágzású gyümölcs ültetvények nem voltak meghatározóak, ezért a korán aktív fajok szerepe ilyen környezetben elsősorban a vadon élő növények megporzásában lehetett jelentős (Potts et al., 2010), és a korán virágzó szántóföldi kultúrák megporzóközösségét gazdagíthatják (Bommarco et al., 2012). A később aktív vadméhek már a virágforrások széles körét, különböző termesztett növényeket is, látogatták. Az egyes vadméh genuszok és fajok különböző átmérőjű nádszálak széles körét használták (2-10 mm), ezért ajánlott a jövőben a monitorozáshoz (fészekcsapdákhöz) és a fészkelőhelyek biztosításához (méh-hotel) változatos átmérőjű nádszálakat használni. A nádszálak átmérője legyen apró (2 mm) is, és nagyobb (akár 10 mm), de a legnagyobb számban a 4-6(-8) mm közötti nádszálakat érdemes biztosítani a számukra, mert ezt – eredményeink alapján – a legtöbb vadméh faj használni tudja fészkepítéshez. Fészekanyagok változatos nyersanyagokat használtak fel a környezetből (sár, növényi részek, levelek, levélszőrök, gyanta), így ezen méheknek nem csak a megfelelő virágkínálatra, és fésztkelő helyre hanem a környezetük egyéb erőforrásaira is szükségük van. A változatos természetközeli és mesterségesen kialakított kis bolygatottságú élőhelyek tehát ilyen szempontból is elengedhetetlenek számukra.

A darazsak szerepének megítélése az agrár-ökológiai rendszerekben már nem olyan magától értetődő, mint a méhek esetében. A szakirodalom általában úgy tekint erre a csoportra mint hatékony, vagy potenciális “biokontroll” ágensekre, azaz ezen fajok jelentősen képesek gyéríteni az agrárium szempontjából káros ízeltlábúakat, szabályozni ezek számát (Wearing & Harris, 2005; Brock et al., 2021). Ez természetesen igaz a mi fészekcsapdáinkban előforduló darazsfajok egy jelentős részére is. Az Eumeninae alcsaládba tartozó fajok tudják szabályozni a kártevő lepkék hernyóinak számát (Udayakumar et al., 2022), a *Solierella* fajok a poloskákat (Kurczewski, 1967), a fűdarazsfajok (*Isodontia spp.*) pedig a pirregő tücsköket (O’Neill & O’Neill, 2003). Azonban a darazsak által készített fészkek és ivadékbölcsők több, mint felét (61,0%; 58,1%) olyan darazsfajok készítették, melyek ivadékaikat pókokkal táplálják. Ezek a

fazekasdarázsok (*Trypoxylon spp.*), a *Passaloecus* fajok és az útonálló darázsok (Pompilidae: *Dipogon spp.*, *Agenioideus spp.*, *Auplopus spp.*) voltak. Ezek ökoszisztéma-szolgáltatási szempontból nehezebben megítélhetők, hiszen egy olyan ízeltlábú csoport egyedeit gyérítik, melyek maguk is hatékonyan közreműködnek a kártevő rovarok számának szabályozásában (Sunderland & Samu, 2000). Tehát ezen fajok haszonelvű/gazdasági fókuszú megközelítésből nézve csökkentik a biológiai védekezési kapacitást. Ennek ellenére az ő szerepük is nagyon fontos, hiszen 1) egy egészséges ökoszisztéma részei a különböző szabályozó ágensek, másrészt 2) nagyon fontos bioindikátor szerepük van (Gayubo et al., 2005). A pókfogyasztó genuszoknak megvan a maguk préda-preferenciája az egyes pókcsaládokra. Egy kelet-közép-európai kutatás szerint (Lajos et al., 2021a) a *Trypoxylon* fajok elsősorban a Araneidae, a *Dipogon* fajok pedig a Thomisidae családba tartozó pókokat preferálják ivadékaik táplálására. A méhekhez hasonlóan a darázsok is változatos anyagokat használtak a fészkek építéséhez, így számukra is fontos létfeltétel a diverz források rendelkezésre állása a környezetben. Valamint a darázsok is változatos méretű nádszálakat kolonizáltak (2-10 mm átmérő), így az ő hatékony mintavételükhöz és támogatásukhoz is fontos a változatos átmérőjű nádszálak használata a fészkekcsapdáknak és “darázs-garázsokban”. A legtöbb darászfaj számára a 4-6 mm belső átmérőjű nádszálak bizonyultak alkalmasnak a fészkepítésre, ezért ezen mérettartomány biztosítása nagyon fontos.

A fészekparazita fajok közül kiemelkedő számban voltak jelen, és pusztították el a fészkepítő fajok ivadékeit a fémdarázsok (Chrysididae), a *Sapyga quinquepunctata* és a *Melittobia acasta* darászfajok, a *Cacoxenus indagator* légy és a szalagos méhészbogár (*Trichodes apiarus*). A fészkek parazitáltsága változó volt, de összességében a fészkek negyedében és az ivadékbölcsők 13%-ban fordultak elő fészekparaziták. Ez az arány valamivel kisebb, mint korábbi, diverzebb élőhelyeken végzett vizsgálatok esetében (Bihaly et al., 2021). Ezen fajok fontos szabályozó és más feladatokat látnak el egy életközösségben, ezért jelenlétük fontos. Amennyiben mezőgazdasági szempontok figyelembevételénél során szeretnénk a hasznos fészkelő fajokat védeni ezen fészekparazitáktól, a kisebb fészkekcsapdák és azok rendszeres cseréje javasolt. Rovarölőszeres védekezés ellenük egyrészt nehezen megoldható, mivel sok faj genetikailag közel áll a – védeni kívánt – fészkelő fajokhoz (Hymenoptera, Aculeata), illetve szükségessége is megkérdőjelezhető, tekintve, hogy a parazitáltság nagy eséllyel egy elfogadható szint alatt marad.

Fontos és értékes eredményeket rejt a fészkekcsapdáknak talált fészkepítő fajok fészkeinek száma és eloszlása a 1) táji környezet, 2) a vadvirágos parcellák jelenléte, és 3) azoktól való távolság függvényében. Az adatok előzetes vizsgálata alapján az sejthető, hogy 1) a táji környezet jelentősen befolyásolja a fészkek számát, 2) a vadvirágos parcellák jelenlétének pozitív hatása van a fészkek számára, 3) a vadvirágos parcelláktól távolodva csökken a fészkek száma a vadméhfajok

esetében. Részletes és pontos elemzésekre van azonban még szükség ahhoz, hogy ezeket, illetve ezen változók interakcióit kellően tisztán lássuk. Valamint a fészkek száma mellett érdemes vizsgálni a fészkepítő fajok ivadékbölcsőinek, élő ivadékainak és parazitáinak eloszlását ezen változók függvényében az évek előrehaladtával. Továbbá a természetközeli élőhelyek csoportosítása és minőségének értékelése (a százalékos területarányon túl) a darazsak esetében különösen fontos lehet, mivel pl. a különböző méretű fás és gyepes élőhelyek különböző forrásokat biztosítanak, különböző pók-közösséget tartanak fenn (Sunderland & Samu, 2000; Gallé et al., 2018), és a préda-preferencia alapján ezen darazsak is reagálhatnak ezekre a különbségekre (Lajos et al., 2021a; Beyer et al., 2023). Ezen eredmények a disszertáció részét nem képezik, de további elemzések után a közeljövőben tervezzük ezek publikálását, valamint egy gyakorlati útmutatót a fészkekcsapdák feldolgozásához.

A fészkekcsapdás mintavételek, illetve a begyűjtött anyag feldolgozása során összeállított útmutató a későbbiekben nagyon megkönnyíti a további fészkekcsapdás felmérések kiértékelését. Az útmutató egy általános összefoglaló és irodalmi háttér mellett ugyanis a vizsgálatunk során talált fészkelő és fészekparazita-fajok listájával és biológiájával, valamint a feldolgozás során készült fotókkal lett kiegészítve. Így jó segítség a vizsgált régióban az üregbe fészkelő hártványászárnyú közösségének további vizsgálatához(10. sz. melléklet).

7. JAVASLATOK ÉS AJÁNLÁSOK

Kutatási eredményeink alapján (bár részletesen kielemezve egyelőre csak a telepítést követő első két év eredményei állnak rendelkezésre) számos javaslatot lehet megfogalmazni a hazai agrártájakban létesítendő vadvirágos parcellák kapcsán. A vadvirágos parcellák, bár megannyi természetvédelmi és ökoszisztéma-szolgáltatási célt szolgálnak (beporzás, természetes ellenségek, madárvilág, biodiverzitás növelés, szénmegkötés, talajélet serkentés, vadgazdálkodás, táj esztétika, stb.), elsősorban a megporzórovarokat célozzák. Az ökoszisztéma-szolgáltatások erősítésének köszönhetően pedig gazdasági célokat is szolgálhatnak. Ahhoz azonban, hogy a megporzórovarok biodiverzitási célú és a megporzás javítását szolgáló hatékony támogatását elérjük, két fő megállapítást fogalmazhatunk meg: 1) a virágkínálat legyen a lehető **legdiverzebb**, és 2) biztosítson **folyamatos virágkínálatot** a szezon során, különös tekintettel a nyárközépi virágzegény időszakokra. Ezeket a célokat úgy érhetjük el, hogy i) változatos, őshonos fajokból álló vetőmagkeveréket alkalmazunk, ii) a vetőmagkeverék összeállításánál figyelünk arra, hogy a teljes szezonban legyen virágzó növény, különösen a kritikus nyárközépi időszakban, iii) hagyjuk fejlődni és virágozni a talaj magbank növényeit és iv) megfelelő kezelést biztosítunk, például a parcellák felének nyár eleji kaszálásával. Eredményeink alapján a kelet-közép-európai agrártájakban vadvirágos parcellák kialakítása természetközeli élőhelyekben gazdag (heterogén) és szegényebb (homogén) agrártájakban egyaránt ajánlott. Ezentúl fontos lehet, hogy hosszútávra (több évre) tervezzük ezeket a parcellákat, hogy elérjék virágkínálati csúcspontot, és a megporzórovarok széles köre tudjon bennük fészkelni, megtelepedni. Ehhez is fontos a megfelelő vetőmagkeverék választása és a megfelelő kezelés, hogy a zavartalan és folyamatos virágkínálatot biztosító élőhelyeken a) gátoljuk a veszélyes gyomok és inváziós növények elterjedését, b) lassítsuk a terület füvesedését, kedvezzük a döntően kétszikű, virágos növényeknek, c) biztosítsunk takart és szabad talajfelszínt a különböző fészkelési hely igényű fajok számára. Ezen iránymutatások betartásával és lokális adaptációjával elérhetjük, hogy a vadvirágos parcellák hosszútávon a lehető leghatékonyabban támogassák a megporzórovarok széles körét, biztosítva ezzel természetvédelmi és gazdasági céljaink elérésének támogatását egyaránt. A további három alfejezetben részletes ajánlásokat teszünk – az eredményeinkre, tapasztalatainkra és a szakirodalomra alapozva – a vetőmagkeverék, a kezelés és az ezekhez kapcsolódó agrártámogatások fejlesztésére.

7.1 Javaslatok a vetőmagkeverék fejlesztésére

Eredményeink rávilágítottak arra, hogy az őshonos évelő és egynyári növények alkalmasak vadvirágos parcellák létrehozására. Ezt a kijelentést arra alapozhatjuk, hogy a diverz őshonos

növényeket tartalmazó vetőmagkeveréssel létrehozott vadvirágos parcellákat nagyszámú vad megporzórovar látogatta, a telepítést követően több éven át nőtt a vetett növények által nyújtott virágkínálat, és a viráglátogatások döntő többségét a vetett fajokon észleltük. Eredményeink alapján tehát, arra következtethetünk, hogy az alkalmazott 32 fajos vetőmagkeverék (2. sz. melléklet) sok szempontból sikeresnek mondható, azonban még tökéletesíthető. A vetőmagkeverék fejlesztésének egyik iránya lehet a jelenlegi fajok közül a vad megporzók viráglátogatása szempontjából legsikeresebbnek regisztrált növényfajokra alapozni (pl. a leglátogatottabb 15 növényfajra, lásd: 5-6. sz. melléklet). Másrészt fontos volna az így kiválasztott fajok kiegészítése további őshonos virágos növényfajokkal. Ezek kiválasztásának elsődleges szempontjai az alábbiak lehetnek:

- A poszméhek mellett a magányos vadméheket is jobban támogassák. Például fészkes virágzatú (Asterales) növényfajok, melyek jelenléte alkalmas lehet a vadméhek diverzitásának növelésére (Hadrava et al., 2022).
- A zengőlegyek számára is kínáljon több forrást. Például több ernyősvirágzatú (Apiales), vagy fészkesvirágzatú (Klecka et al., 2018) és apróbb virágú növényfaj (mint pl. a madárkeserűfű a saját eredményeink alapján).
- Az üreges növényi szárba fészkelő rovarok számára biztosítson változatosabb és nagyobb kóroval rendelkező növényeket. Például a vetőmagkeverékben is megtalálható *Salvia*, vagy az őshonos *Verbascum* fajok.
- A magbankból előjövő (nem vetett) növények feltételezhetően sok agrártájban jelen vannak, de amelyeket különösen vonzóknak találtunk felméréseink során, azok vetőmagkeverékbe való beillesztését megfontolásra érdemesnek találom:
 - vadmurok a vad megporzórovarok széles köre számára,
 - madárkeserűfű, kamilla, szöszös pipitér, ebszékfű, vadrezeda, apró szulák és szulák keserűfű a zengőlegyek és kistestű vadméhek számára,
 - útszéli bogáncs és mezei aszat a vadméhek számára,
 - lucerna – habár termesztett növény – a lepkék számára,
 - pipacs és mezei szarkaláb (*Consolida regalis*) a magányos vadméhek és poszméhek számára,
 - tarlóvirág a poszméhek és háziméhek számára, és
 - orvosi somkóró (*Melilotus officinalis*) a háziméhek számára.
- Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy a fentebb felsorolt fajok közül jó néhánynak (pl. útszéli bogáncs, mezei aszat, apró szulák, szulák keserűfű) erősen negatív a mezőgazdasági megítélése, ezért kiemelkedően magas látogatottságuk ellenére sem javasolható a magkeverékbe való bevonásuk.

- További, a kritikus nyárközépi időszakban virágzó, vagy akkor másodvirágzásra képes növényfajok bevonása (pl. ebszékfű, tarlóvirág és vadmurok, saját eredményeink alapján).
- A vetőmag keverék jelenleg nem kellően frekventáltan látogatott növényfajai megmaradhatnak a keverékben, mert ha nagy mennyiségű virágkínálatot nem is tudtak biztosítani, de egyes megporzócsoportok, vagy más ritka rovarcsoportok számára kulcsfontosságúak lehetnek: pl. egy-egy dárдахere (*Dorychnium herbaceum*), kakukkfű “bokor” vagy vajszínű ördög szem elvétele is nagy számú specialista beporzót, vagy pl. a lósóska más, ritka rovarfajokat vonzhat és tarthat fenn.

Illetve fontos itt megjegyezni általánosságban az őshonos növények szerepét ilyen vetőmagkeverékekben. Az őshonos növényfajok használatának a természet, vagy idegenhonos növényfajokhoz képest számos előnye van. Egyrészt ezen őshonos növényfajok megőrzését jelentik párhuzamosan a pollinátorok támogatásával. Másrészt nem hordozzák magukban az idegenhonos fajokban rejlő inváziós veszélyt. Harmadrészt ezen növények vélhetően jobban tudnak a helyi szinten jellemző talajhoz és klímához adaptálódni. Negyedrészt pedig a régióban őshonos megporzórovarok ezen növényekkel együtt éltek itt sok száz, vagy akár ezer, tízezer éve (Molnár et al., 2023), és így evolúciósan együtt fejlődtek (Johnson & Anderson, 2010; Scheper et al., 2014; Shimizu et al., 2014). Tehát feltételezhető, hogy ezek kedvezőbbek is a hazai megporzórovar-közösség számára. Azonban az őshonos növények vetőmagkeverékként való terjesztése egy nem jelentéktelen veszélyt is magában hordoz. Az élőhelyek feldarabolódása vagy a természetes földrajzi határok megléte okán számos őshonos növényfaj hosszú idő óta (évszázadok, évezredek; Molnár et al., 2023) elszigetelten él más populációktól (Szitár et al., 2023). Ezzel genetikailag is eltávolodhatnak egymástól. Az őshonos növények ilyen módon való óvatlan terjesztése ezeket a genetikailag elkülönült populációkat átporzással, vagy más módon befolyásolhatja, és ezzel az adott populáció genetikai értékét leronthatja, veszélyeztetve a faj vagy az egyedi genetikai állomány fennmaradását. A kérdés megítélésében fontos szem előtt tartani az elővigyázatosság elvét, és törekedni a lehető legszűkebb értelemben vett régióból fogott magokat felszaporítani (Molnár, 2020), ahogy ezt mi is tettük a Duna-Tisza közéből származó magokkal. Azonban fontosnak tartom megjegyezni, hogy olyan globális és regionális problémák, mint a klímaváltozás, az élőhelyek feldarabolódása, átalakítása és elpusztítása, a biodiverzitás csökkenés, vagy a pollinációs krízis árnyékában nem szabad elszalasztanunk annak a lehetőségét, hogy amíg még tudunk tenni, addig – a lehető legelővigyázatosabban, de – tegyünk az élőhelyek és a biodiverzitás helyreállításáért és a pusztulás mértékének csökkentéséért. Jelenleg a régiókban a legnagyobb gátja az ilyen lokálisan előállított őshonos vetőmagkeverékek alkalmazásának, az alacsony kínálat, a magas ár és az ezeket előállító regionális kertészetek hiánya (de lásd pl.: vadviragvilag.hu). A jövőben a megfelelő agrártámogatások ösztönző hatása, az egyéni

elhivatottság, és a szabályozási környezet változása teremtheti meg a megfizethető és lokálisan előállított vetőmagkeverékek kínálatának növekedését.

7.2 Javaslatok a vetett vadvirágos parcellák kezelésének fejlesztésére

A megfelelő kezelés megválasztásánál is az általános célok (folyamatos és változatos virágkínálat) elérését kell szem előtt tartani. Hogy ezt elérjük, a korábban bemutatott általános szempontokat kell figyelembe vennünk (lásd: *Javaslatok és ajánlások* fejezet első bekezdése). Ennek megfelelően a természetvédelmi kezeléseket során alkalmazott, és Nyugat-Európában már publikált (Pywell et al., 2011) gyakorlatot folytattuk (lásd. *Anyag és módszer, Kezelés*). Az osztott kaszálás a fenti célokat sikeresen támogatta, így ezt ajánlani tudjuk. Ennek módja és előnyei a következők:

- a vegetáció záródásáig teljes kaszálás, visszaszorítva a veszélyes gyomokat: parlagfű, inváziósok,
- másodvirágzás elérése nyár közepén,
- zavarásmentesség egész évben a kaszátlan részeknek köszönhetően,
- álló (kórók) és fekvő holt (kaszálék) növényi biomassa megtartása, a terület egyes részein (búvóhely, fészekanyag),
- kedvez a nem perjevirágú fajoknak a fűfélékkel szemben:
 - o kaszálás magassága 8-10 cm (tőlevélrózsák védelme)
 - o kaszálék lehordása (nem dúsulnak fel a tápanyagok, kisebb a takarás)

Az igazán hatékony kezelési mód az évente többszöri kaszálás lenne, így többször kevesebbet levágva jobban elhúzható lenne a virágzási idő, és növelni lehetne a virágkínálat diverzitását. Továbbá nagyobb arányban kerülne le a szervesanyag a területről, amely kedvez a befüvesedés lassításának. Azonban a gazdálkodási gyakorlatot szem előtt tartva ez a kezelés irreálisan sok energiát igényel a gazdálkodóktól. A parcelláinkat kezelő szervezet traktorosainak és a munkát irányító agronómusoknak a visszajelzése alapján a szezonálisan megnövekedő munkák közben ezen parcellák kaszálásának megfelelő időzítése is nehézkes volt. A nyár eleji, egyszeri osztott kaszálás ezért egy megfelelő kompromisszumnak tűnik.

További nehézség a kezeléssel kapcsolatban, hogy a parcelláink távol voltak egymástól, így a mi esetünkben a 8 hektár lekaszálása két napot is igénybe vett, illetve a további műveletek (rendsodrás, bálázás, bálalehordás) is további napokat igényeltek. Ezek is túlzott erőfeszítéseket jelentettek a gazdálkodóknak, melyek kiküszöbölésére megoldást jelenthet:

- a gyepterületek és szálastakarmány-növények kaszálásával (rendsodrással, bálázással, bálalehordással) együtt történjen a vadvirágos parcellák kaszálása is. Azonban ekkor nehéz figyelembe venni a virágkínálat szempontjából ideális időzítést.
- A parcellák elrendezése a szántóföldek köré vagy egyes lineáris tájelemek mentén történjen, segítve ezzel a munkaszervezést, megtartva a parcellák szélességét (ne legyen kevesebb mint 10 m). Azonban ekkor kevésbé kerül előtérbe a táji környezetet figyelembe vevő megfelelő elrendezés.

Terepi felmérések során a gazdálkodó szervezet agronómusaival és gépkezelőivel (traktorosok) beszélgetve az is kiderült, hogy fontos lenne a jövőbeni vadvirágos parcellák elhelyezésének megválasztásánál figyelembe venni, hogy ne akadályozzák a szántóföldi agrotechnikai műveletek elvégzését. A vadvirágos parcellákat tehát úgy és olyan helyen létesíteni, ahol ezzel nem okozunk extra munkát a gazdálkodóknak. Ezek lehetnek a nehezen művelhető, belvizes vagy erózióveszélyes táblarészek, -szegélyek, vagy -sarkok, mely táblarészekben eleve jelentősen kisebb terméshozam várható (Pywell et al., 2015).

Javíthatná a vadvirágos parcellák népszerűségét a gazdálkodók körében, ha a kaszálék (aminek lehordását a területről amúgy is javasoljuk) valamilyen módon hasznosítható lenne. Ennek egyik legkézenfekvőbb módja a szálás takarmányként való alkalmazás. Előnye, hogy pillangósokban gazdag, változatos összetételű széna keletkezik. Hátránya azonban, a késői kaszálás esetén, a gyengébb tápérték és a “szúrós” növényfajok megtelepedése ronthatja a takarmány értékét. Ez utóbbiak virágkínálata azonban a vad megporzók számára különösen vonzó, így az ezek ellen való védekezés nem indokolt. Mindennek megfelelően esetleg a takarmány minőségére kevésbé érzékeny vadgazdálkodásban lehetne jobban felhasználni. További hasznosítása lehet alomként (szalma helyett vagy keverve) való használata az állattartásban.

7.3 Javaslatok a mezőgazdasági támogatási rendszerek fejlesztésére

Az EU Közös Agrárpolitikája ciklusok óta egyre inkább előtérbe helyezi a biodiverzitás és az agrár élőhelyek védelmét, a termelés mennyiségi és területi növelésével szemben. A korábbi támogatási rendszerekben az agrár-környezetvédelmi programok, mint az agrár-környezetgazdálkodási (AKG) program, a magas természetvédelmi értékű területek (MTÉT) célzott támogatása, a zöldítési program (Zöldítés) és az ökológiai gazdálkodás (ÖKO) ösztönzése nagy potenciált rejtett magában a gazdálkodás során okozott környezeti károk mérséklése szempontjából. Azonban ezen célok elérése csak részlegesen valósult meg, és egyes területhasználati kategóriák esetében megkérdőjelezhető, hogy hozott-e tényleges természetvédelmi hasznot, miközben a termésátlagok csökkenhettek ezeken a területeken. Ha javítani akarjuk a támogatások biodiverzitásra gyakorolt

pozitív hatását és a limitált források felhasználásának hatékonyságát, akkor 1) javítanunk kell ezeknek a területalapú támogatási formáknak a hatékonyságát, valamint 2) nagyobb figyelmet kell szentelni, és több pénzügyi forrást allokálni élőhelyek létrehozására, megőrzésére és a meglévők rekonstrukciójára.

Számos, a közös agrárpolitika eredményét vizsgáló kutatás eredménye szerint az agrár-környezetvédelmi programok különböző elemei nem kellően hatékonyan támogatják a biodiverzitás növelését (Pe'er et al., 2020, 2021; Tschardtke et al., 2021). Ezt megerősítette a magyar természetvédelmi szakember és agrárszaktanácsadó, Máté András is, aki az alábbiak szerint értékelte az utóbbi agrártámogatási ciklusokban a különböző programok hatékonyságát (szóbeli közlés): “A Zöldítés sem a gyepeken, sem a szántókon és ültetvényekben nem fékezte érdemben a biodiverzitás csökkenését. A gyepeken sem az ÖKO, sem az AKG horizontális támogatási formái nem biztosították a biodiverzitás megőrzését az utóbbi két támogatási ciklusban, míg az MTÉT gyeptámogatások a biodiverzitás csökkenést megállították, egyes MTÉT területeken kismértékű növekedés volt tapasztalható. A szántóterületeken a talajélet megóvása révén az ÖKO tudta érdemben segíteni a biodiverzitás növelését, míg ezen túlmenően az MTÉT támogatások az élővilág teljes egészére nézve mutattak pozitív eredményeket. Ezzel szemben az AKG horizontális szántóföldi támogatása egyenesen az intenzifikáció irányába tolta el a szántóföldi növénytermesztést. Ezen támogatási formák finomhangolása tehát a következő támogatási ciklusokban elengedhetetlen.”

Új élőhelyek agrártájakban való létrehozásának jelentőségére egyre több tanulmány hívja fel a figyelmet. Azaz a jelenlegi gazdálkodási gyakorlat és terméshozam fenntartása mellett is hatékonyan tudják ezek az intézkedések segíteni a biodiverzitás növelését, miközben nem jár együtt (sőt) az AKG, vagy az ÖKO támogatásokra esetlegesen jellemző terméscsökkenéssel (Tschardtke et al., 2021). Tehát a vadvirágos parcellák és táblaszegélyek létrehozása, több éven át történő fenntartása és megfelelő kezelése lehet egy ideális megoldás. További előnyök származhatnak ezekből természetesen, ha a művelt területeken a finomhangolt korábbi támogatási formákat (AKG, MTÉT, Zöldítés, ÖKO) fenntarjuk, valamint, ha a szántók méretét csökkentjük (Geppert et al., 2020; Török et al., 2021). Ezek megfelelő kombinációjával segíthetjük a biodiverzitás fenntartását és növelését az agrártájakon, növelhetjük az ökoszisztéma-szolgáltatások hatékonyságát, fenntarthatjuk az agrártermelést és ellenállóbbá tehetjük a mezőgazdasági termelést a klímaváltozás következményeként jelentkező kihívásokkal szemben. Utóbbi cél kimondottan fontos kérdés kell(ene), hogy legyen egy olyan agrárországban, mint Magyarország.

A hasonló mesterségesen kialakított, kis bolygatottságú élőhelyek létrehozása nem csak szántóföldi környezetben indokolt. Jó kezdeményezések vannak vadvirágos sorköz telepítésre ültetvényekben, vagy vadvirágos aljnövényzet kialakítására például napelem parkokban, valamint a városi környezetben, ipari parkokban és vonalás infrastruktúra mentén kialakított vadvirág vetésekre is. Az ültetvények sorközében a vadvirágok telepítése közvetlenül a rovarmegporzást igénylő, természetű növények között tudja növelni a beporzórovarok abundanciáját és fajszámát, ami növelheti a termésbiztonságot és minőséget (Campbell et al., 2017). A napelemparkok egyre növekvő területaránya értékes élőhelyeket vesz el a természettől, miközben az üzemeltető számára indifferens, hogy az aljnövényzet milyen összetételű. Ezért itt kettős hasznot érhetünk el: a zöldenergia-termelés során értékes élőhelyeket hozhatunk létre, így a zöld átálláshoz két fronton is hozzájárulhatunk (Tölgyesi et al., 2023). Városi és ipari környezetben kialakított vadvirágos élőhelyek a szemléletformálásban is fontos szerepet játszhatnak, miközben a lokális megporzórovar-közösségeket is hatékonyan támogatják, és csökkenthetik a zöldterületek kezelésének költségeit (Csonka et al., 2023; Süle et al., 2023a). A vonalás infrastruktúra (vasút, autópálya, autópálya) mellett kialakított virágban gazdag élőhelyek pedig úgy járulhatnak hozzá az értékes élőhelyek arányának táji szintű növeléséhez, és élőhelyek összekapcsolásához, hogy közben további területeket nem kell kivonni a mezőgazdasági termelés alól (Hopwood et al., 2015).

Fontos figyelembe venni, hogy a vadvirágos parcellák nagyban segítik a beporzókat, és más hasznos szervezeteket, azonban a természetes és természetközeli élőhelyek jelenléte az agrártájakban továbbra is nélkülözhetetlen egy fenntartható és stabil agrár-ökoszisztéma fenntartásában (Bihaly et al., 2021, 2024, Hadrava et al., 2022; Mota et al., 2022). A vadvirágos parcellák (és más élőhelyteremtő beavatkozások, mint fasorok, sövények, gyeprekonstrukciók stb.) térbeli elrendezése és hálózata hatékonyan tudja összekapcsolni ezeket az értékes élőhelyeket, és "be tudja hozni" az agrártájakba az ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtó szervezeteket. Ezért fontos, hogy ezen mesterségesen kialakított (vetett parcellák), és egyes szervezeteket célzottan támogató (megporzórovarok) élőhelyeket megfelelő hálózatban és elrendezésben alakítsuk ki a már meglévő természetközeli élőhelyek elhelyezkedését is figyelembe véve (Grass et al., 2016; Buhk et al., 2018).

Előnyös lenne a nagyobb vadvirágos parcellák létrehozását vadvirágos táblaszegélyekkel kiegészíteni, és így ezeket a területeket hálózatba szervezni a biodiverzitás fenntartása érdekében. Ez a megközelítés lehetővé teheti a természetes élőhelyek összekapcsolását és a fajok mobilitásának elősegítését, amely hozzájárulhat a biológiai sokféleség megőrzéséhez és a populációk túléléséhez. Egyúttal a természetközeli élőhelyekről bevezethetjük a pollinátorokat az

agrártájba, ahol a nagyobb kiterjedésű foltokon állandó populációkat tudnak létrehozni (Blaauw & Isaacs, 2014; Eccard, 2022; Gawecka & Bascompte, 2023). Fontos lenne ezeket a vadvirágos parcellákat hosszútávon, vagy legalább középtávon (3-5 év) fenntartani. Azonban a középtávra tervezett vadvirágos parcellák esetében gondoskodni kell arról, hogy a közelben (300-500 méteres körben) létrejöjjenek új, hasonló élőhelyek, melyekre át tudnak vándorolni a megtelepedett rovarfajok a vadvirágos parcellák beszántása előtti egy-két évben.

A vadvirágos parcellák telepítését előzetes hírek alapján az agrártámogatási rendszerbe illesztik az aktuális támogatási ciklusban (2023-2027). Azonban az erre allokkált források meglehetősen limitált területre tudnak csak korlátozódni. Kimondottan előnyös lenne, ha erre a támogatási formára, akár a jövőben nagyobb forrást különítenének el, és ezeket az élővilág támogatását szem előtt tartó módon alakítanák ki. Ennek megfelelően fontos az általunk vizsgált nagyobb kiterjedésű, diverz, kevésbé zavart és egész évben virágforrást biztosító vadvirágos parcellák kialakítása. A megfelelően kidolgozott agrártámogatások pénzügyi ösztönzése a diverz, őshonos vetőmagkeverékek elérhetőségét megkönnyítheti a gazdálkodók számára. A kereslet növekedésével pedig a kínálat is nőni tud (akár regionális központok is létrejöhetnek a helyben őshonos növényfajokkal), és a jelenleg magas ár is mérséklődhet. Mindez tovább ösztönözhetné a vadvirágos parcellák létrehozását, és így az agrártájak ökológiai intenzifikációját, és biodiverzitásának megőrzését.

Ideális lenne, ha a jövőbeni agrártámogatások ösztönöznék a természetközeli élőhelyek megőrzését és javítását, a vadvirágos parcellák, vadvirágos szegélyek, mezővédő erdősávok, sövények, vizes élőhelyek megőrzését, kialakítását vagy visszaállítását. Továbbá, ha mindez kiegészülne a finomhangolt, meglévő támogatási formákkal (AKG, ÖKO, MTÉT), a táblaméreték csökkentésével és a természetű növények diverzifikálásával. Mindezen intézkedések ösztönzése és nagy területeken való alkalmazása együttesen lehetővé tenné hazánkban és regionális szinten az agrárélőhelyek ökológiai állapotának javítását, szolgálva ezzel a termékbiztonság, -mennyiség, és -minőség javítását, a klímaváltozás negatív hatásainak enyhítését és megállíthatná a biodiverzitás csökkenését. Így a természetvédelmi, gazdasági, fenntarthatósági és társadalmi jóléti célokat egyaránt sikeresen szolgálnák az agrártámogatások és a mezőgazdasági művelés.

8. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Meghatározó szerepet játszottam abban, hogy létrehoztunk egy olyan kísérleti elrendezést, melyen lehetőség nyílik a vadvirágos parcellák hatásának hosszútávú monitorozására helyi és táji szinten egy eddig alulkutatott, kelet-közép-európai régióban.
2. Kimutattam, hogy a (vizsgált magyarországi szántóföldi művelés által dominált agrártáj) **talaj magbankjából kihajtó virágos növények** változatos és jelentős virágkínálatot tudnak biztosítani a megporzórovarok számára, kiegészítve és színesítve ezáltal a vadvirágos vetőmag keverék fajait, különösen a telepítést követő első, kisebb mértékben a második évben.
3. Igazoltam, hogy az őshonos növényfajok dominálta, nagy kiterjedésű, évelő vadvirágos parcellák (térbeli elrendezéstől függetlenül) a **vad megporzórovar fajok** széles körét nagy számban vonzzák (és biztosítanak számukra élőhelyet), mely pozitív hatásuk a **parcellák korával** egyre nő.
4. Bebizonyítottam, hogy az **agrártáj szerkezete** hatással van a vadvirágos parcellák megporzóközösségének egyedszámára. A **heterogén agrártájak** (>40% természetközeli élőhely) vadvirágos parcellái jelentősen több vadméhet és lepkét vonzottak, és a lepkék egyedszáma intenzívebben nőtt az **évek előrehaladtával a heterogén táji környezetben**.
5. Kimutattam azonban azt is, hogy nyár közepén a homogén területeken, azaz **virágszegény időszakban és táji környezetben**, a vetett parcellák különösen nagy egyedszámú vadméhközösséget vonzottak be és tartottak fent. Ezzel bizonyítottam a táj és a vadvirágos parcellák közötti virágkínálatbéli kontraszt jelentős hatását a vadméhekre, és rámutattam a homogén agrártájokban a nyárközépi virágkínálatot növelő beavatkozások jelentőségére.
6. Rámutattam arra is, hogy a vad megporzórovarok abundanciája nem csak a **virágkínálat** mennyiségének, hanem a virágzó **növényfajok számának** növekedésére is pozitívan reagál a vadvirágos parcellákon egy intenzíven művelt agrártájban, pollinátor csoportonként eltérő intenzitással.
7. Vizsgálataim alapján kimondható, hogy lokálisan nincs hatással a megporzórovarokra a vadvirágos parcellák **térbeli elrendezése** (ugyanakkora összterület esetén), azonban a zengőlegyek esetében a szezonnal interakcióban volt: a nagyobb kiterjedésű vadvirágos foltokon a zengőlegyek szezonsok közötti egyedszámcsökkenése mérsékeltebb volt, mint a kisebb sávokon.

9. ÖSSZEFOGLALÁS

A beporzók száma jelentősen csökken globális szinten, ami többek között a tájhasználat megváltozásának és a mezőgazdaság intenzívebbé válásának köszönhető. E csökkenés megállítása érdekében kevésbé zavart élőhelyek, például vetett vadvirágos parcellák létrehozása ajánlott, melyek táplálkozó- és fészkelőhelyként szolgálhatnak, és így elősegíthetik a beporzórovarok gyarapodását. Hiányoznak azonban az átfogó ismeretek arról (különösen Kelet-Közép-Európában), hogy a táji környezet, a vadvirágos parcellák térbeli elrendezése és kora, a szezonális és a virágkínálat (abundancia és fajszám) hogyan befolyásolja a beporzóközösségeket.

E hatások megértése érdekében heterogén és homogén mezőgazdasági tájakon, két térbeli elrendezésben (egy nagy vadvirágos folt vagy három kisebb sáv), változatos, őshonos fajokból álló vadvirágos parcellákat hoztunk létre Közép-Magyarországon. A telepítést követő két évben kora nyáron és nyár közepén monitoroztuk a virágkínálatot és a vadon élő beporzórovarok egyed és fajszámát (vadméhek, lepkék, zengőlegyek) transzekt menti mintavétellel és virágkínálat-becsléssel. Továbbá táji szinten fészekcsapdákkal vizsgáltuk az üregben fészkelő hártvány szárnyú rovarokat.

A vetett növényfajok virágkínálata folyamatosan nőtt a telepítést követően, és különösen az első évben nagy arányban egészült ki a talaj magbankjából származó virágzó növényfajokkal. Mind a virágabundancia, mind a -diverzitás növelte a beporzórovarok abundanciáját és a virágabundancia a vadméhek fajszámát, rávilágítva a változatos magkeverékek használatának fontos szerepére. A vadméhek egyedszáma és fajgazdagsága évről évre és szezonról szezonra nőtt, míg a lepkék egyedszáma szintén növekedést mutatott az évek között a telepítést követően. A zengőlegyek egyed- és fajszáma azonban ellentétes tendenciát mutatott, ami valószínűleg az évhatásnak tudható be. A vadméhek és a lepkék egyedszáma magasabb volt a heterogén tájakon, mint a homogén tájakon. Magának a térbeli elrendezésnek a beporzórovar-populációkra gyakorolt helyi hatásait nem figyeltük meg, csak a zengőlegyek esetében volt hatása, interakcióban a szezonnal. A zengőlegyek száma a nagyobb vadvirágos foltokon lassabban csökkent, mint a kisebb sávokon.

A vadvirágos parcellák különösen vonzóak voltak a vadméhek számára a virágszegény (homogén) tájakon az év virágszegény (nyárközepi) időszakában. Ez azzal magyarázható, hogy a vadvirágos parcellák és a környező táj között ezeken a szántóföldek dominálta tájakon, ebben az időszakban megnő a kontraszt a virágkínálatban, és kiemeli a vadvirágos parcellák létrehozásának jelentőségét ilyen körülmények között.

A fészekcsapdás mintavétel kezdeti eredményei rávilágítanak arra, hogy a fészkelőblokkokat változatos hártvásszárnyú közösség kolonizálta. A fészkek felét méhek, másik felét darazsak készítették. Előbbiek a megporzásban, utóbbiak a kártevő rovarok szabályozásában játszhatnak fontos szerepet. A pókokkal táplálkozó darazsak jó biológiai indikátorok, mezőgazdasági megítélésük azonban változó lehet.

Fentiek alapján javaslatokat tettem a jövőbeni vadvirágos parcellák telepítésének és kezelésének fejlesztésére, hogy azokkal a lehető leghatékonyabban tudjuk támogatni a megporzórovarokat az agrártájokban, különösen az eddig alulkutatott régióban, Kelet-Közép-Európában. Eredményeink hangsúlyozzák, hogy a beporzók hatékony támogatása érdekében a jövőbeni vadvirágültetvényeket több éven keresztül fenn kell tartani, törekedni kell a virágdiverzitás maximalizálására és a virágforrások folyamatos elérhetőségének biztosítására az egész szezonban, különösen a virágszegény homogén tájakon a virágszegény nyárközépi időszakban. Ezt elősegíthetjük i) az őshonos virágos növényekből összeállított változatos magkeverékek használatával, ii) különösen a kritikus nyárközépi időszakban virágzó növényekre való összpontosítással, iii) a növényfajoknak a talaj magbankjából való növekedésének és virágzásának lehetővé tételével, valamint iv) olyan kezelési technikák alkalmazásával, amelyek segítenek a virágzási időszak meghosszabbításában (kora nyári kaszálás, biomassza lehordása). Az elkövetkező évek további eredményei és hasonló hosszútávú és táji léptékű kísérleti vizsgálatok szükségesek ahhoz, hogy a változatos őshonos vadvirágos parcellák összes előnyét és ökológiai folyamatát megértsük, különösen a kevésbé vizsgált európai régiókban.

10. SUMMARY

Pollinators are declining rapidly worldwide, largely due to land use change and intensification of agriculture. To mitigate their crisis, low-disturbance habitats, such as sown wildflower plantings could promote pollinators by restoration of their resources. However, comprehensive knowledge is lacking on how landscape context, spatial configuration and age of wildflower plantings, seasonality and flower composition (abundance and species richness) affect pollinator communities, especially from East-Central Europe.

To understand these effects, we established diverse native wildflower plantings within heterogeneous and homogeneous agricultural landscapes in Central Hungary, by two spatial configurations: one large field or three smaller strips. We sampled floral resources and wild pollinator insects (wild bees, hoverflies, butterflies), in early and mid-summer, for two years after establishment by transect sampling and flower resource assessment. In addition, trapnests were used to survey cavity nesting hymenopterans at the landscape-scale.

Flower resources of the sown plant species increased continuously, and were complemented at high rate by flowering plant species from the soil seed bank, especially in the first year. Both flower abundance and species richness increased the abundance of pollinators, and flower abundance enhanced the species number of wild bees, highlighting the important role of using diverse seed mixtures. Wild bee abundance and species richness increased year by year and season by season, while butterfly abundance also demonstrated a yearly increase after establishment. Hoverfly abundance and species richness, however, showed an opposite trend, possibly due to the inter-annual variations. Wild bee and butterfly abundance was higher in the heterogeneous than in the homogeneous landscapes. We did not observe any significant local effects of spatial configuration of wildflower plantings themselves on pollinator populations, only had an effect on hoverflies, in interaction with the season. The number of hoverflies decreased less rapidly in the larger wildflower fields than in the smaller strips.

Wildflower plantings were particularly attractive for wild bees in flower-poor (homogeneous) landscapes during the flower-poor (mid-summer) period of the year. This can be explained by the increased contrast in flower resources between the wildflower plantings and the surrounding landscape, and highlights the importance of wildflower plantings in such conditions.

The initial results of the trapnest sampling indicated that significant cavity-nesting Hymenoptera communities have colonised the nesting blocks. Half of the nests were created by bees, the other half by wasps. The former may play an important role as pollinators, the latter in

pest control. Wasps that feed their offspring on spiders are good biological indicators, but their agricultural value can vary.

Based on our results, I made suggestions for improving the establishment and management of future wildflower plantings to support pollinator insects in agricultural landscapes as effectively as possible, especially in the understudied region of East-Central Europe. Our results emphasise that to support pollinators effectively, future wildflower plantings should be maintained for multiple years, aim to maximise floral diversity and ensure continuously available flower resources throughout the entire season, especially in flower-poor homogeneous agricultural landscapes in the the flower-poor mid-summer period of the year. They can be facilitated by i) using diverse seed mixtures of native flowering plants, ii) particularly focusing on plants that bloom during the crucial mid-summer period, iii) allowing the plant species to grow and bloom from the soil seed bank, and iv) using management techniques, which help to extend the flowering season. Further results from the upcoming years and similar long-term and landscape-scale experimental studies are needed to understand all the benefits and ecological processes of diverse native wildflower plantings especially in understudied European regions.

11. TUDOMÁNYOS PUBLIKÁCIÓK

Disszertációhoz közvetlenül kapcsolódó publikációk:

Bihaly, Á. D., Piross, I. S., Pellaton, R., Szigeti, V., Somay, L., Vajna, F., Soltész, Z., Báldi, A., Sárospataki, M. & Kovács-Hostyánszki, A. (2024) Landscape-Wide Floral Resource Deficit Enhances the Importance of Diverse Wildflower Plantings for Pollinators in Farmlands. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 367(15), 108984.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108984>

Báldi, A., Pellaton, R., **Bihaly, Á. D.**, Szigeti, V., Lellei-Kovács, E., Máté, A., Sárospataki, M., Soltész, Z., Somay, L. & Kovács-Hostyánszki, A. (2022) Improving ecosystem services in farmlands: beginning of a long-term ecological study with restored flower-rich grasslands. *Ecosystem Health and Sustainability*, 8(1), 2090449.
<https://doi.org/10.1080/20964129.2022.2090449>

Vajna, F., Pellaton, P., Molnár, C., Soltész, Z., Gallé-Szpisjak, N., **Bihaly, Á. D.** & Báldi, A.: Response of plants and arthropod functional groups to grassland restoration – no one fits all. *Ecology and Evolution* (benyújtva: 2023.12.19.; jelenleg revízió alatt: 2024.04.10.)

Disszertáció témájához kapcsolódó publikációk:

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(1), 8147. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-87650-9>

Bihaly, Á. D., Kovács-Hostyánszki, A., Szalai, M., & Sárospataki, M. (2021) Nesting activity of cavity-nesting bees and wasps is lower in small-scale apple orchards compared to nearby semi-natural habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 23(1), 49-58.
<https://doi.org/10.1111/afe.12403>

Bihaly, Á. D., Kovács-Hostyánszki, A., Szalai, M. & Sárospataki, M. (2020) Börzsöny környéki alma gyümölcsösök és természetközeli élőhelyek művészméh (Megachilidae) közösségeinek vizsgálata. *Növényvédelem*, 81 [56]: 5. 203-2013.
<https://www.agrarlapok.hu/novenyvedelem-20205>

Bihaly, Á., Vaskor, D., Lajos, K., & Sárospataki, M. (2018) Agrártájba ékelődött természetközeli élőhelyfoltok hatása a napraforgót megporzó rovargyűtésekre. *Tájökológiai Lapok*, 16(1), 45-52. <https://doi.org/10.56617/tl.3576>

Woodcock, B.A., Bullock, J.M., Shore, R.F., Heard, M.S., Pereira, M.G., Redhead, J., Ridding, L., Dean, H., Sleep, D., Henrys, P., Peyton, J., Hulmes, S., Hulmes, L., Sárospataki, M., Saure, C., Raffa, B., Vaskor, D., **Bihaly, Á.** & Pywell, R.F. (2017) Population responses of wild bees to oilseed rape neonicotinoid seed treatments in Hungary, Germany and the UK. *NERC Environmental Information Data Centre*. <https://doi.org/10.5285/b75b40f6-cdb1-4bfd-a599-bd2e171512e7>

12. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Elsősorban szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, Dr. Kovács-Hostyánszki Anikónak és Dr. Sárospataki Miklósnak, akik aktívan segítettek kutatási munkámat, és akiknek szakmailag és emberileg is sokat köszönhetek.

Nagyon hálás vagyok a MATE-VTI Állattani és Ökológiai Tanszéken (korábban: SZIE-MKK Állattani és Állatökológiai Tanszék) dolgozó összes munkatársamnak, akik biztosították számomra a nyugodt, baráti légkört, és jelentős hozzájárulásukat a kutatásaim szakmai sikeréhez, különös tekintettel Dr. Nagy Péter István tanszékvezetőre.

Köszönettel tartozom az Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet számos munkatársának, és különösen a Lendület Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoportban dolgozó kollégáimnak, akiknek a teljes kutatási munka háttérének biztosítását és lebonyolításában való nélkülözhetetlen részvételüket köszönhetem. Különös tekintettel Dr. Báldi András kutatócsoport vezetőre.

Köszönet illeti a MATE Biológiai Tudományi Doktori Iskolát a befogadásért és a doktori képzés elvégzéséhez szükséges feltételek biztosításáért, különös tekintettel Dr. Nagy Zoltán doktori iskola vezetőre.

Köszönet Máté Andrásnak a vetőmag keverék összeállításában, a helyszín kiválasztásában, a vadvirágos parcellák létrehozásában, és a kezelési koncepció kidolgozásában nyújtott nélkülözhetetlen segítségéért, valamint szakmai iránymutatásaiért.

Köszönöm Dr. Piross Imre Sándornak a statisztikai elemzések megvalósításában nyújtott nélkülözhetetlen segítségét, és vele együtt köszönet Dr. Szigeti Viktornak a disszertáció témájából megszülető, és az *Agriculture, Ecosystems and Environment* tudományos folyóiratban közölt publikáció elkészítésében nyújtott kiemelkedő segítségükért. Tanácsaik és javaslataik jelen disszertációra is nagyban hatottak.

Köszönet Somay Lászlónak, Raoul Pellatonnak és Dr. Vajna Flórának a terepi és labor munkához, az eredmények értelmezéséhez és publikálásához nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért.

Köszönettel tartozom a terep- és labormunkában nyújtott segítségért az ÖK-ÖBI Lendület Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoport valamennyi volt és jelenlegi munkatársainak, valamint Bihaly Anna Sárának, Hegedűs Csabának, Kabai Melindának, Kelemen Tündének, Kolonics Bernadettnek, Dr. Lajos Károly Attilának, Etienne Lantuejoul-nak, Meszlényi Andrásnak, Molnár

Csabának, Németh Virágnak, Plankó Eszternek, Ribai Richárdnének, Siposs Rékának, Stephenson Dávidnak, Vadkerti Sándornének és Ványiné Surman Ildikónak.

Köszönöm Józan Zsolt és Dr. Soltész Zoltán taxonómus szakértőknek, akik faji szinten határozták meg az általam befogott vadméh és zengőlégy egyedeket.

Továbbá köszönet Bihaly Borbála Jankának az ábrák szerkesztésében nyújtott segítségével, Molnár Ábel Péternek az értékes meglátásainak és észrevételeinek megosztásáért, valamint Dr. Süle Gabriellának és Dr. Demeter Imrénének a disszertáció elkészítéséhez nyújtott segítségükért. Köszönet, a terepi munkáink szervezésének megkönnyítésért Dobák Editnek, Dobrovits Ferencnek.

Köszönöm az opponensek munkáját, akik nagy segítséget nyújtottak a dolgozat szakmai színvonalának növelésében. Hálásan köszönöm családomnak: feleségemnek, kislányomnak, szüleimnek, nagyszüleimnek és barátaimnak, akik mindvégig támogattak, biztattak és türelemmel voltak irántam.

Köszönöm a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak, hogy hozzájárultak a rovarminták gyűjtéséhez, és az Állampusztai Mezőgazdasági és Kereskedelmi Kft. vezetésének, hogy területüket rendelkezésünkre bocsátották, és a kezelési munkálatokat iránymutatásunk alapján végezték el a vizsgált területen. Külön köszönet Újvári Zoltán (bv. alezredes bv. tanácsos mezőgazdasági osztályvezető), és Kuncz Ákos (növényvédelmi szakmérnök) aktív közreműködésért és tanácsaiért.

Köszönet a kutatási projekt háttérét lehetővé tevő Super-G projekt anyagi támogatásának (No. 774124).

Köszönet az Innovációs és Technológiai Minisztérium (ITM) Kooperatív Doktori Program (KDP) Doktori Hallgatói Ösztöndíj Programjának, a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásáért (KDP-6-3/PALY-2021).

13. IRODALOMJEGYZÉK

- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N. M., Tschumi, M., Blaauw, B. R., Bommarco, R., ... & Sutter, L. (2020). The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecology letters*, 23(10), 1488-1498.
- Albrecht, M., Knecht, A., Riesen, M., Rutz, T., & Ganser, D. (2021). Time since establishment drives bee and hoverfly diversity, abundance of crop-pollinating bees and aphidophagous hoverflies in perennial wildflower strips. *Basic and Applied Ecology*, 57, 102-114.
- Ammann, L., Bosem-Baillod, A., Herzog, F., Frey, D., Entling, M. H., & Albrecht, M. (2024). Spatio-temporal complementarity of floral resources sustains wild bee pollinators in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 359, 108754.
- Amy, C., Noël, G., Hatt, S., Uyttenbroeck, R., Van de Meutter, F., Genoud, D., & Francis, F. (2018). Flower strips in wheat intercropping system: Effect on pollinator abundance and diversity in Belgium. *Insects*, 9(3), 114.
- Angelella, G. M., McCullough, C. T., & O'Rourke, M. E. (2021). Honey bee hives decrease wild bee abundance, species richness, and fruit count on farms regardless of wildflower strips. *Scientific reports*, 11(1), 3202.
- Aviron, S., Herzog, F., Klaus, I., Schübach, B., & Jeanneret, P. (2011). Effects of wildflower strip quality, quantity, and connectivity on butterfly diversity in a Swiss arable landscape. *Restoration Ecology*, 19(4), 500-508.
- Aviron, S., Berry, T., Leroy, D., Savary, G., & Alignier, A. (2023). Wild plants in hedgerows and weeds in crop fields are important floral resources for wild flower-visiting insects, independently of the presence of intercrops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 348, 108410.
- Báldi, A., Pellaton, R., Bihaly, Á. D., Szigeti, V., Lellei-Kovács, E., Máté, A., Sárospataki, M., Soltész, Z., Somay, L. & Kovács-Hostyánszki, A. (2022). Improving ecosystem services in farmlands: beginning of a long-term ecological study with restored flower-rich grasslands. *Ecosystem Health and Sustainability*, 8(1), 2090449.
- Batary, P., Baldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., ... & Kleijn, D. (2010). Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136(1-2), 35-39. (Batáry, Báldi, Sárospataki, et al. 2010)
- Batáry, P., Báldi, A., Kleijn, D., & Tschardtke, T. (2011). Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1713), 1894-1902. (Batáry, Báldi, Kleijn, et al. 2010)
- Batáry, P., Dicks, L. V., Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), 1006-1016.
- Bell, W. J. (1990). Central place foraging. In *Searching behaviour: The behavioural ecology of finding resources* (pp. 171-187). Dordrecht: Springer Netherlands.

- Benelli, G., Benvenuti, S., Desneux, N., & Canale, A. (2014). *Cephalaria transsylvanica*-based flower strips as potential food source for bees during dry periods in European Mediterranean basin countries. *PLoS One*, 9(3), e93153.
- Bengtsson, H. (2022). Functions that Apply to Rows and Columns of Matrices (and to Vectors)[R package *matrixStats* version 0.62. 0].
- Beyer, N., Kulow, J., & Dauber, J. (2023). The contrasting response of cavity-nesting bees, wasps and their natural enemies to biodiversity conservation measures. *Insect Conservation and Diversity*, 16(4), 468-482.
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., ... & Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354.
- Bihaly, Á. D., Kovács-Hostyánszki, A., Szalai, M., & Sároszpataki, M. (2021). Nesting activity of cavity-nesting bees and wasps is lower in small-scale apple orchards compared to nearby semi-natural habitats. *Agricultural and Forest Entomology*, 23(1), 49-58.
- Bihaly, Á. D., Piross, I. S., Pellaton, R., Szigeti, V., Somay, L., Vajna, F., Soltész, Z., Báldi, A., Sároszpataki, M. & Kovács-Hostyánszki, A. (2024) Landscape-Wide Floral Resource Deficit Enhances the Importance of Diverse Wildflower Plantings for Pollinators in Farmlands. *Agriculture Ecosystems and Environmen*, 367(15), 108984.
- Bischoff, A., Pollier, A., Tricault, Y., Plantegenest, M., Chauvel, B., Franck, P., & Gardarin, A. (2022). A multi-site experiment to test biocontrol effects of wildflower strips in different French climate zones. *Basic and Applied Ecology*, 62, 33-44.
- Bishop, G. A., Fijen, T. P., Raemakers, I., van Kats, R. J., & Kleijn, D. (2024). Bees go up, flowers go down: Increased resource limitation from late spring to summer in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*.
- Blaauw, B. R., & Isaacs, R. (2012). Larger wildflower plantings increase natural enemy density, diversity, and biological control of sentinel prey, without increasing herbivore density. *Ecological Entomology*, 37(5), 386-394.
- Blaauw, B. R., & Isaacs, R. (2014). Larger patches of diverse floral resources increase insect pollinator density, diversity, and their pollination of native wildflowers. *Basic and Applied Ecology*, 15(8), 701-711.
- Bommarco, R., Marini, L., & Vaissière, B. E. (2012). Insect pollination enhances seed yield, quality, and market value in oilseed rape. *Oecologia*, 169, 1025-1032.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology with R*, 2nd edition. ed. Springer.
- Brock, R. E., Cini, A., & Sumner, S. (2021). Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biological Reviews*, 96(4), 1645-1675.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., ... & Bolker, B. M. (2017). *glmmTMB* balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R journal*, 9(2), 378-400.

- Buhk, C., Oppermann, R., Schanowski, A., Bleil, R., Lüdemann, J., & Maus, C. (2018). Flower strip networks offer promising long term effects on pollinator species richness in intensively cultivated agricultural areas. *BMC ecology*, 18(1), 1-13.
- Bukovinszky, T., Verheijen, J., Zwerver, S., Klop, E., Biesmeijer, J. C., Wäckers, F. L., ... & Kleijn, D. (2017). Exploring the relationships between landscape complexity, wild bee species richness and reproduction, and pollination services along a complexity gradient in the Netherlands. *Biological Conservation*, 214, 312-319.
- Campbell, A. J., Wilby, A., Sutton, P., & Wäckers, F. L. (2017). Do sown flower strips boost wild pollinator abundance and pollination services in a spring-flowering crop? A case study from UK cider apple orchards. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 20-29.
- Cane, J. H. (2002). Pollinating bees (Hymenoptera: Apiformes) of US alfalfa compared for rates of pod and seed set. *Journal of Economic Entomology*, 95(1), 22-27.
- Carmona, C. P., Guerrero, I., Peco, B., Morales, M. B., Oñate, J. J., Pärt, T., ... & Bengtsson, J. (2020). Agriculture intensification reduces plant taxonomic and functional diversity across European arable systems. *Functional Ecology*, 34(7), 1448-1460.
- Carroll, T., Stafford, R., Gillingham, P. K., Bullock, J. M., Brown, D., Brown, M., ... & Diaz, A. (2023). Correlated biodiversity change between plant and insect assemblages resurveyed after 80 years across a dynamic habitat mosaic. *Ecology and Evolution*, 13(6), e10168.
- Carvell, C., Meek, W. R., Pywell, R. F., Goulson, D., & Nowakowski, M. (2007). Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of applied ecology*, 44(1), 29-40.
- Carvell, C., Osborne, J. L., Bourke, A. F. G., Freeman, S. N., Pywell, R. F., & Heard, M. S. (2011). Bumble bee species' responses to a targeted conservation measure depend on landscape context and habitat quality. *Ecological Applications*, 21(5), 1760-1771.
- Carvell, C., Mitschunas, N., McDonald, R., Hulmes, S., Hulmes, L., O'Connor, R. S., ... & Redhead, J. W. (2022). Establishment and management of wildflower areas for insect pollinators in commercial orchards. *Basic and applied ecology*, 58, 2-14.
- Casas, F., & Viñuela, J. (2010). Agricultural practices or game management: which is the key to improve red-legged partridge nesting success in agricultural landscapes? *Environmental Conservation*, 37(2), 177-186.
- Concepción, E. D., Díaz, M., Kleijn, D., Baldi, A., Batary, P., Clough, Y., ... & Verhulst, J. (2012). Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 695-705.
- Cunha, N. L., Chacoff, N. P., Sáez, A., Schmucki, R., Galetto, L., Devoto, M., ... & Aizen, M. A. (2023). Soybean dependence on biotic pollination decreases with latitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 347, 108376.
- Csonka, A. C., Török, K., Csecserits, A., & Halassy, M. (2023). Grassland reconstruction in a factory yard increases biodiversity and reduces costs of installation and maintenance. *Applied Vegetation Science*, 26(4), e12752.

- Demeter, I., Balog, A., & Sárosipatoki, M. (2021). Variation of small and large wild bee communities under honeybee pressure in highly diverse natural habitats. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 750236.
- 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.
- Eccard, J. A. (2022). Can rolling composite wildflower blocks increase biodiversity in agricultural landscapes better than wildflowers strips? *Journal of Applied Ecology*, 59(5), 1172-1177.
- Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(4), 615-628.
- Faraway, J. J. (2016). *Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. CRC press.
- Farkas, A. (2006, August). Nectar production and nectar sugar composition of three oilseed rape (*Brassica napus*) cultivars in Hungary. In XXVII International Horticultural Congress-IHC2006: International Symposium on Sustainability through Integrated and Organic 767 (pp. 275-284).
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression (Third)* Sage. Thousand Oaks.
- Földesi, R., Kovács-Hostyánszki, A., Kőrösi, Á., Somay, L., Elek, Z., Markó, V., ... & Báldi, A. (2016). Relationships between wild bees, hoverflies and pollination success in apple orchards with different landscape contexts. *Agricultural and Forest Entomology*, 18(1), 68-75.
- Gallai, N., Salles, J. M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological economics*, 68(3), 810-821.
- Gallé, R., Szabó, Á., Császár, P., & Torma, A. (2018). Spider assemblage structure and functional diversity patterns of natural forest steppes and exotic forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 411, 234-239.
- Ganser, D., Mayr, B., Albrecht, M., & Knop, E. (2018). Wildflower strips enhance pollination in adjacent strawberry crops at the small scale. *Ecology and evolution*, 8(23), 11775-11784.
- Ganser, D., Knop, E., & Albrecht, M. (2019). Sown wildflower strips as overwintering habitat for arthropods: effective measure or ecological trap? *Agriculture, ecosystems & environment*, 275, 123-131.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... & Klein, A. M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology letters*, 14(10), 1062-1072.
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... & Klein, A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *science*, 339(6127), 1608-1611.

- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Leonhardt, S. D., Aizen, M. A., Blaauw, B. R., Isaacs, R., ... & Winfree, R. (2014). From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 439-447.
- Gathmann, A., & Tschardt, T. (2002). Foraging ranges of solitary bees. *Journal of animal ecology*, 71(5), 757-764.
- Gawecka, K. A., & Bascompte, J. (2023). Habitat restoration and the recovery of metacommunities. *Journal of Applied Ecology*.
- Gayubo, S. F., González, J. A., Asís, J. D., & Tormos, J. (2005). Conservation of European environments: the Spheciformes wasps as biodiversity indicators (Hymenoptera: Apoidea: Ampulicidae, Sphecidae and Crabronidae). *Journal of Natural History*, 39(29), 2705-2714.
- Geppert, C., Hass, A., Földesi, R., Donkó, B., Akter, A., Tschardt, T., & Batáry, P. (2020). Agri-environment schemes enhance pollinator richness and abundance but bumblebee reproduction depends on field size. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1818-1828.
- Glaser, M., Dullinger, S., Moser, D., Wessely, J., Chytrý, M., Lososová, Z., ... & Essl, F. (2024). Pronounced turnover of vascular plant species in Central European arable fields over 90 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 361, 108798.
- González-Varo, J. P., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Potts, S. G., Schweiger, O., Smith, H. G., ... & Vilà, M. (2013). Combined effects of global change pressures on animal-mediated pollination. *Trends in ecology & evolution*, 28(9), 524-530.
- Goulson, D. (2003). Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 1-26.
- Grab, H., Poveda, K., Danforth, B., & Loeb, G. (2018). Landscape context shifts the balance of costs and benefits from wildflower borders on multiple ecosystem services. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1884), 20181102.
- Grass, I., Albrecht, J., Jauker, F., Diekötter, T., Warzecha, D., Wolters, V., & Farwig, N. (2016). Much more than bees—Wildflower plantings support highly diverse flower-visitor communities from complex to structurally simple agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 45-53.
- Haaland, C., & Bersier, L. F. (2011). What can sown wildflower strips contribute to butterfly conservation?: an example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Journal of Insect Conservation*, 15, 301-309.
- Haaland, C., Naisbit, R. E., & Bersier, L. F. (2011). Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity*, 4(1), 60-80.
- Hadrava, J., Talašová, A., Straka, J., Benda, D., Kazda, J., & Klečka, J. (2022). A comparison of wild bee communities in sown flower strips and semi-natural habitats: A pollination network approach. *Insect Conservation and Diversity*, 15(3), 312-324.
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ... & De Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), e0185809.

- Harbo, L. S., Schulz, G., Heinemann, H., Dechow, R., & Poeplau, C. (2023). Flower strips as a carbon sequestration measure in temperate croplands. *Plant and Soil*, 482(1), 647-663.
- Hartig, F. R. (2022). DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models.
- Hellwig, N., Schubert, L. F., Kirmer, A., Tischew, S., & Dieker, P. (2022). Effects of wildflower strips, landscape structure and agricultural practices on wild bee assemblages—A matter of data resolution and spatial scale? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 326, 107764.
- Holland, J. M., Douma, J. C., Crowley, L., James, L., Kor, L., Stevenson, D. R., & Smith, B. M. (2017). Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37, 1-23.
- Hopwood, J., Black, S. H., Lee-Mäder, E., Charlap, A., Preston, R., Mozumder, K., & Fleury, S. (2015). Literature review: pollinator habitat enhancement and best management practices in highway rights-of-way. Washington, DC: The Xerces Society for Invertebrate Conservation and ICF International. Federal Highway Administration, 2015.
- HTML1: A tájablakok és vadvirágos parcellák pontos elhelyezkedése a Google Maps térképen: https://www.google.com/maps/d/u/0/viewer?mid=130c6ZN_0SNC7WizrkgQemaTlcsxz7XnH&ll=46.81638979653133%2C19.104997500000014&z=11 (utolsó elérés: 2024.04.07.).
- Huey, S., & Nieh, J. C. (2017). Foraging at a safe distance: crab spider effects on pollinators. *Ecological Entomology*, 42(4), 469-476.
- Hummel, S., Meyer, L., Hackländer, K., & Weber, D. (2017). Activity of potential predators of European hare (*Lepus europaeus*) leverets and ground-nesting birds in wildflower strips. *European Journal of Wildlife Research*, 63, 1-13.
- Hussain, R. I., Brandl, M., Maas, B., Krautzer, B., Frank, T., & Moser, D. (2022). Establishing new grasslands on crop fields: short-term development of plant and arthropod communities. *Restoration Ecology*, 30(8), e13641.
- IPBES (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo, (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552 pages.
- Johnson, S. D., & Anderson, B. (2010). Coevolution between food-rewarding flowers and their pollinators. *Evolution: Education and Outreach*, 3, 32-39.
- Józan, Z. (2011). Checklist of Hungarian Sphecidae and Apidae species (Hymenoptera, Sphecidae and Apidae). *Natura Somogyiensis*, (19), 177-199.
- Józan, Z. (2019). Addendum to the checklist of the Aculeata fauna of Hungary (Aculeata: Apoidea sl). *Natura Somogyiensis*, 33, 25-26.

- Jönsson, A. M., Ekroos, J., Dänhardt, J., Andersson, G. K., Olsson, O., & Smith, H. G. (2015). Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation*, 184, 51-58.
- Kaplan, M. (2022). Determination of *Tropinota hirta* (Poda)(Coleoptera: Cetoniidae) Caught in Different Traps Feeding on Almond (*Prunus amygdalus* Linnaeus) Flowers. *Entomological News*, 130(3), 286-295.
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., ... & Kremen, C. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology letters*, 16(5), 584-599.
- Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Csiky J., Vojtkó A. (szerk.) (2008): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, 248 pp. <https://novenyzetiterkep.hu/node/101> (utolsó elérés: 2024.04.07.)
- Klecka, J., Hadrava, J., Biella, P., & Akter, A. (2018). Flower visitation by hoverflies (Diptera: Syrphidae) in a temperate plant-pollinator network. *PeerJ*, 6, e6025.
- Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of applied ecology*, 40(6), 947-969.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., ... & Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 276(1658), 903-909.
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.
- Klein, A. M., Boreux, V., Fornoff, F., Mupepele, A. C., & Pufal, G. (2018). Relevance of wild and managed bees for human well-being. *Current Opinion in Insect Science*, 26, 82-88.
- Kluser, S., & Peduzzi, P. (2007). *Global pollinator decline: a literature review*. Geneva: UNEP/GRID.
- Kohler, F., Verhulst, J., Van Klink, R., & Kleijn, D. (2008). At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 753-762.
- Kovács-Hostyánszki, A., Batáry, P., Báldi, A., & Harnos, A. (2011a). Interaction of local and landscape features in the conservation of Hungarian arable weed diversity. *Applied Vegetation Science*, 14(1), 40-48.
- Kovács-Hostyánszki, A., Kőrösi, Á., Orci, K. M., Batáry, P., & Báldi, A. (2011b). Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agriculture, ecosystems & environment*, 141(3-4), 296-301.
- Kovács-Hostyánszki, A., Haenke, S., Batáry, P., Jauker, B., Báldi, A., Tscharntke, T., & Holzschuh, A. (2013). Contrasting effects of mass-flowering crops on bee pollination of hedge plants at different spatial and temporal scales. *Ecological Applications*, 23(8), 1938-1946.

- Kovács-Hostyánszki, A., Espíndola, A., Vanbergen, A. J., Settele, J., Kremen, C., & Dicks, L. V. (2017). Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology letters*, 20(5), 673-689.
- Kovacs-Hostyanszki, A., Soltesz, Z., Szigeti, V., Somay, L., & Baldi, A. (2021). Non-rotational set-aside fields improve reproductive success of cavity-nesting bees and wasps at the landscape scale, but have no effect on other wild bees and hoverflies in mid-summer. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 308, 107255.
- Kovács-Hostyánszki, A., Szigeti, V., Miholcsa, Z., Sándor, D., Soltész, Z., Török, E., & Fenesi, A. (2022). Threats and benefits of invasive alien plant species on pollinators. *Basic and Applied Ecology*, 64, 89-102.
- Kovács-Hostyánszki, A., Aszalós, R., Batáry, P., Deák, B., Máté, A., Halassy, M., Török, E., Török, K. & Valkó, O. (2023). Beporzó-barát városok. ELKH Ökológiai Kutatóközpont
- Kowalska, J., Antkowiak, M., & Tymoszek, A. (2023). Effect of Plant Seed Mixture on Overwintering and Floristic Attractiveness of the Flower Strip in Western Poland. *Agriculture*, 13(2), 467.
- Königslöw, V., Fornoff, F., & Klein, A. M. (2022). Pollinator enhancement in agriculture: comparing sown flower strips, hedges and sown hedge herb layers in apple orchards. *Biodiversity and Conservation*, 31(2), 433-451.
- Kremen, C., Williams, N. M., & Thorp, R. W. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(26), 16812-16816.
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., ... & Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology letters*, 10(4), 299-314.
- Krimmer, E., Martin, E. A., Krauss, J., Holzschuh, A., & Steffan-Dewenter, I. (2019). Size, age and surrounding semi-natural habitats modulate the effectiveness of flower-rich agri-environment schemes to promote pollinator visitation in crop fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284, 106590.
- KSH1: 19.1.1.12. Fontosabb szántóföldi növények betakarított területe [ezer hektár], https://www.ksh.hu/stadat_files/mez/hu/mez0012.html (utolsó elérés: 2024.04.07.)
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Herzon, I., Honkanen, M., Hyvönen, T., Korpela, E. L., ... & Toivonen, M. (2018). Evidence for positive population-level effects of an agri-environment scheme on grassland butterflies. In *ECCB2018: 5th European Congress of Conservation Biology*. 12th-15th of June 2018, Jyväskylä, Finland. Open Science Centre, University of Jyväskylä.
- Labuschagne, L., Swanepoel, L. H., Taylor, P. J., Belmain, S. R., & Keith, M. (2016). Are avian predators effective biological control agents for rodent pest management in agricultural systems? *Biological Control*, 101, 94-102.

- Lajos, K., Demeter, I., Mák, R., Balog, A., & Sárospataki, M. (2021a). Effects of landscape context on different groups of cavity-nesting bees, wasps and the wasps' spider prey. *Authorea Preprints*.
- Lajos, K., Samu, F., Bihály, Á. D., Fülöp, D., & Sárospataki, M. (2021b). Landscape structure affects the sunflower visiting frequency of insect pollinators. *Scientific Reports*, 11(1), 8147.
- LeBuhn, G., & Luna, J. V. (2021). Pollinator decline: what do we know about the drivers of solitary bee declines? *Current opinion in insect science*, 46, 106-111.
- Lenth, R. V. (2022). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*.
- Leong, J. M., & Thorp, R. W. (1999). Colour-coded sampling: the pan trap colour preferences of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant. *Ecological Entomology*, 24(3), 329-335.
- Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., & Klein, A. M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461-471.
- Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). *performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models*. *Journal of Open Source Software*, 6(60).
- Mallinger, R., & Prasifka, J. (2017). Benefits of insect pollination to confection sunflowers differ across plant genotypes. *Crop Science*, 57(6), 3264-3272.
- Marja, R., Albrecht, M., Herzog, F., Öckinger, E., Segre, H., Kleijn, D., & Batáry, P. (2024). Quantifying potential trade-offs and win-wins between arthropod diversity and yield on cropland under agri-environment schemes—A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 353, 120277.
- Martin, C. A. (2017). *ggConvexHull: Add a convex hull geom to ggplot2*.
- Matthews, R. W., & Matthews, J. R. (2017). The Malaise trap: its utility and potential for sampling insect populations. *The Great Lakes Entomologist*, 4(4), 4.
- Molnár, Á. P. (2020). Javaslatok természetvédelmi gyepkonstrukciók tervezéséhez két Körös-Maros közti védett terület példáján. *CRISICUM: A KÖRÖS-MAROS NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG IDŐSZAKI KIADVÁNYA*, 2020(11), 127-151.
- Molnár, Á. P., Demeter, L., Biró, M., Chytrý, M., Bartha, S., Gantuya, B., & Molnár, Z. (2023). Is there a massive glacial–Holocene flora continuity in Central Europe? *Biological Reviews*, 98(6), 2307-2319.
- Morandin, L. A., & Winston, M. L. (2005). Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological applications*, 15(3), 871-881.

- Mota, L., Hevia, V., Rad, C., Alves, J., Silva, A., González, J. A., ... & Castro, S. (2022). Flower strips and remnant semi-natural vegetation have different impacts on pollination and productivity of sunflower crops. *Journal of Applied Ecology*, 59(9), 2386-2397.
- Neira, P., Blanco-Moreno, J. M., Olave, M., Caballero-López, B., & Sans, F. X. (2024). Effects of agricultural landscape heterogeneity on pollinator visitation rates in Mediterranean oilseed rape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 363, 108869.
- O'Connor, R. S., Kunin, W. E., Garratt, M. P., Potts, S. G., Roy, H. E., Andrews, C., ... & Carvell, C. (2019). Monitoring insect pollinators and flower visitation: The effectiveness and feasibility of different survey methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(12), 2129-2140.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... & Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*.
- Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 48, 353-376.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Omkar & Mishra, G. (2016). Syrphid flies (The hovering agents). *Ecofriendly pest management for food security*, 259-279.
- O'Neill, K. M., & O'Neill, R. P. (2003). Sex allocation, nests, and prey in the grass-carrying wasp *Isodontia mexicana* (Saussure)(Hymenoptera: Sphecidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 447-454.
- Ooms, J. (2021). *writexl: Export Data Frames to Excel "xlsx" Format*.
- Ouvrard, P., Transon, J., & Jacquemart, A. L. (2018). Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2193-2216.
- Örösi, P. Z. (1968). *Méhek között. Mezőgazdasági Kiadó*.
- Palang, H., Printsman, A., Gyuro, E. K., Urbanc, M., Skowronek, E., & Woloszyn, W. (2006). The forgotten rural landscapes of Central and Eastern Europe. *Landscape Ecology*, 21, 347-357.
- Pedersen, T.L. (2020). *patchwork: The Composer of Plots*.
- Pe'er, G., Bonn, A., Bruelheide, H., Dieker, P., Eisenhauer, N., Feindt, P. H., ... & Lakner, S. (2020). Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges. *People and Nature*, 2(2), 305-316.
- Pe'er, G., Birkenstock, M., Lakner, S., & Röder, N. (2021). The Common Agricultural Policy post-2020: Views and recommendations from scientists to improve performance for biodiversity. Volume 2-Annexes (No. 175-Volume 2). Thünen Working Paper.

- Pe'er, G., Finn, J. A., Díaz, M., Birkenstock, M., Lakner, S., Röder, N., ... & Guyomard, H. (2022). How can the European Common Agricultural Policy help halt biodiversity loss? Recommendations by over 300 experts. *Conservation Letters*, 15(6), e12901.
- Porto, R. G., De Almeida, R. F., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Viana, B. F., Peres, C. A., & Lopes, A. V. (2020). Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Security*, 12(6), 1425-1442.
- Potts, S. G., Woodcock, B. A., Roberts, S. P. M., Tscheulin, T., Pilgrim, E. S., Brown, V. K., & Tallowin, J. R. (2009). Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 46(2), 369-379.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345-353.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., ... & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220-229.
- Potts, S., Dauber, J., Hochkirch, A., Oteman, B., Roy, D., Ahnre, K., ... & Vujic, A. (2020). Proposal for an EU pollinator monitoring scheme, EUR 30416 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Pywell, R. F., Warman, E. A., Hulmes, L., Hulmes, S., Nuttall, P., Sparks, T. H., ... & Sherwood, A. (2006). Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*, 129(2), 192-206.
- Pywell, R. F., Meek, W. R., Hulmes, L., Hulmes, S., James, K. L., Nowakowski, M., & Carvell, C. (2011). Management to enhance pollen and nectar resources for bumblebees and butterflies within intensively farmed landscapes. *Journal of Insect Conservation*, 15, 853-864.
- Pywell, R. F., Heard, M. S., Woodcock, B. A., Hinsley, S., Ridding, L., Nowakowski, M., & Bullock, J. M. (2015). Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1816), 20151740.
- Quinn, N. F., Brainard, D. C., & Szendrei, Z. (2017). Floral strips attract beneficial insects but do not enhance yield in cucumber fields. *Journal of economic entomology*, 110(2), 517-524.
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Roulston, T. A. H., & Goodell, K. (2011). The role of resources and risks in regulating wild bee populations. *Annual review of entomology*, 56, 293-312.
- Rundlöf, M., Persson, A. S., Smith, H. G., & Bommarco, R. (2014). Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation*, 172, 138-145.

- Rundlöf, M., Lundin, O., & Bommarco, R. (2018). Annual flower strips support pollinators and potentially enhance red clover seed yield. *Ecology and Evolution*, 8(16), 7974-7985.
- Sadeghi, H., Rotheray, G., Laska, P., & Gilbert, F. (2014). Host preferences of aphidophagous hoverflies from field distribution of their larvae. *Egyptian Journal of Biology*, 16, 1-16.
- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S. G., Rundlöf, M., Smith, H. G., & Kleijn, D. (2013). Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss—a meta-analysis. *Ecology letters*, 16(7), 912-920.
- Scheper, J., Reemer, M., van Kats, R., Ozinga, W. A., van der Linden, G. T., Schaminée, J. H., ... & Kleijn, D. (2014). Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(49), 17552-17557.
- Scheper, J., Bommarco, R., Holzschuh, A., Potts, S. G., Riedinger, V., Roberts, S. P., ... & Kleijn, D. (2015). Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1165-1175.
- Scheper, J., Bukovinszky, T., Huigens, M. E., & Kleijn, D. (2021). Attractiveness of sown wildflower strips to flower-visiting insects depends on seed mixture and establishment success. *Basic and Applied Ecology*, 56, 401-415.
- Schmidt, A., Kirmer, A., Kiehl, K., & Tischew, S. (2020). Seed mixture strongly affects species-richness and quality of perennial flower strips on fertile soil. *Basic and applied ecology*, 42, 62-72.
- Schmidt, A., Kirmer, A., Hellwig, N., Kiehl, K., & Tischew, S. (2022). Evaluating CAP wildflower strips: High-quality seed mixtures significantly improve plant diversity and related pollen and nectar resources. *Journal of Applied Ecology*, 59(3), 860-871.
- Serée, L., Legras, S., Chiron, F., Valantin-Morison, M., & Gardarin, A. (2023). People prefer arable fields and flower strips with continuous soil cover and diversified vegetation. *Ecology and Society*, 28(2), 9.
- Shimizu, A., Dohzono, I., Nakaji, M., Roff, D. A., Miller III, D. G., Osato, S., ... & Yoshimura, J. (2014). Fine-tuned bee-flower coevolutionary state hidden within multiple pollination interactions. *Scientific Reports*, 4(1), 3988.
- Slowikowski, K. (2021). ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with “ggplot2.”
- Smith, K. M., Loh, E. H., Rostal, M. K., Zambrana-Torrel, C. M., Mendiola, L., & Daszak, P. (2013). Pathogens, pests, and economics: drivers of honey bee colony declines and losses. *EcoHealth*, 10, 434-445.
- Sommaggio, D. (1999). Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, ecosystems & environment*, 74(1-3), 343-356.

- Staab, M., Pufal, G., Tschardtke, 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.
- Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2001). Succession of bee communities on fallows. *Ecography*, 24(1), 83-93.
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S., & Leuschner, C. (2012). The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1732), 1421-1429.
- Stroot, L., Brinkert, A., Hölzel, N., Rüsing, A., & Bucharova, A. (2022). Establishment of wildflower strips in a wide range of environments: a lesson from a landscape-scale project. *Restoration Ecology*, 30(4), e13542.
- Sunderland, K., & Samu, F. (2000). Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 95(1), 1-13.
- Sutherland, J. P., Sullivan, M. S., & Poppy, G. M. (2001). Distribution and abundance of aphidophagous hoverflies (Diptera: Syrphidae) in wildflower patches and field margin habitats. *Agricultural and forest Entomology*, 3(1), 57-64.
- Süle, G., Kovács-Hostyánszki, A., Sárosspataki, M., Kelemen, T. I., Halassy, G., Horváth, A., ... & Szigeti, V. (2023a). First steps of pollinator-promoting interventions in Eastern European urban areas—positive outcomes, challenges, and recommendations. *Urban Ecosystems*, 26(6), 1783-1797.
- Süle, G., Miholcsa, Z., Molnár, C., Kovács-Hostyánszki, A., Fenesi, A., Bauer, N., & Szigeti, V. (2023b). Escape from the garden: spreading, effects and traits of a new risky invasive ornamental plant (*Gaillardia aristata* Pursh). *NeoBiota*, 83, 43-69.
- Szigeti, V., Kőrösi, Á., Harnos, A., Nagy, J., & Kis, J. (2016). Measuring floral resource availability for insect pollinators in temperate grasslands—a review. *Ecological Entomology*, 41(3), 231-240.
- Szigeti, V., Kőrösi, Á., Harnos, A., & Kis, J. (2018). Temporal changes in floral resource availability and flower visitation in a butterfly. *Arthropod-plant interactions*, 12, 177-189.
- Szigeti, V., Fenesi, A., Botta-Dukát, Z., Kuhlmann, M., Potts, S. G., Roberts, S., ... & Kovács-Hostyánszki, A. (2023). Trait-based effects of plant invasion on floral resources, hoverflies and bees. *Insect Conservation and Diversity*.
- Szitar, K., Tölgyesi, C., Deák, B., Gallé, R., Korányi, D., & Batáry, P. (2023). Connectivity and fragment size drive plant dispersal and persistence traits in forest steppe fragments. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1155885.
- Tanács, E., Belényesi, M., Lehoczki, R., Pataki, R., Petrik, O., Standovár, T., ... & Maucha, G. (2022). Compiling a high-resolution country-level ecosystem map to support environmental policy: methodological challenges and solutions from Hungary. *Geocarto International*, 37(25), 8746-8769.

- Thomas, R. C., & Schultz, C. B. (2016). Resource selection in an endangered butterfly: Females select native nectar species. *The Journal of Wildlife Management*, 80(1), 171-180.
- Thomson, D. M. (2016). Local bumble bee decline linked to recovery of honey bees, drought effects on floral resources. *Ecology Letters*, 19(10), 1247-1255.
- Timberlake, T. P., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2019). Phenology of farmland floral resources reveals seasonal gaps in nectar availability for bumblebees. *Journal of Applied Ecology*, 56(7), 1585-1596.
- Tölgyesi, C., Bátor, Z., Pascarella, J., Erdős, L., Török, P., Batáry, P., ... & Gallé, R. (2023). Ecovoltaics: Framework and future research directions to reconcile land-based solar power development with ecosystem conservation. *Biological Conservation*, 285, 110242.
- Török, E., Zieger, S., Rosenthal, J., Földesi, R., Gallé, R., Tscharncke, T., & Batáry, P. (2021). Organic farming supports lower pest infestation, but fewer natural enemies than flower strips. *Journal of Applied Ecology*, 58(10), 2277-2286.
- Tryjanowski, P., Hartel, T., Báldi, A., Szymański, P., Tobolka, M., Herzon, I., ... & Żmihorski, M. (2011). Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica*, 46(1), 1-12.
- Tscharncke, T., Gathmann, A., & Steffan-Dewenter, I. (1998). Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of applied ecology*, 35(5), 708-719.
- Tscharncke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecological applications*, 12(2), 354-363.
- Tscharncke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.
- Tscharncke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., ... & Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological reviews*, 87(3), 661-685.
- Tscharncke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., & Batáry, P. (2021). Beyond organic farming–harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 36(10), 919-930.
- Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M. H., & Jacot, K. (2016). Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 97-103.
- Udayakumar, A., Aravindaram, K., & Shivalingaswamy, T. M. (2022). Nesting and predatory behaviour of potter wasp, *Rhynchium brunneum brunneum* (Eumeninae: Vespidae: Hymenoptera) in an urban farm landscape. *Biocontrol Science and Technology*, 32(7), 794-810.

- Uhler, J., Haase, P., Hoffmann, L., Hothorn, T., Schmidl, J., Stoll, S., ... & Müller, J. (2022). A comparison of different Malaise trap types. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 666-672.
- Uyttenbroeck, R., Hatt, S., Paul, A., Boeraeve, F., Piqueray, J., Francis, F., Danthine, S., Frederich, M., Dufrière, M., Bodson, B., & Monty, A. (2016). Pros and cons of flowers strips for farmers. A review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 20 (s1), 225-235.
- Uyttenbroeck, R., Piqueray, J., Hatt, S., Mahy, G., & Monty, A. (2017). Increasing plant functional diversity is not the key for supporting pollinators in wildflower strips. *Agriculture, ecosystems & environment*, 249, 144-155.
- Vajna, F., Pellaton, P., Molnár, C., Soltész, Z., Gallé-Szpisjak, N., Bihaly, Á. D. & Báldi, A.: Response of plants and arthropod functional groups to grassland restoration – no one fits all. *Ecology and Evolution* (benyújtva: 2023.12.19.; jelenleg bírálattal: 2024.04.05.)
- Vanbergen, A. J., & Initiative, T. I. P. (2013). Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(5), 251-259.
- vanEngelsdorp, D. & Meixner, M. D. (2010). A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of invertebrate pathology*, 103, S80-S95.
- Venturini, E. M., Drummond, F. A., Hoshide, A. K., Dibble, A. C., & Stack, L. B. (2017a). Pollination reservoirs for wild bee habitat enhancement in cropping systems: a review. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41(2), 101-142.
- Venturini, E. M., Drummond, F. A., Hoshide, A. K., Dibble, A. C., & Stack, L. B. (2017b). Pollination reservoirs in lowbush blueberry (Ericales: Ericaceae). *Journal of Economic Entomology*, 110(2), 333-346.
- Vuts, J., Zsófia, L., Imrei, Z., Csonka, É. B., Birkett, M. A., & Tóth, M. (2019). In search of co-attractants for cetonii scarabs (Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae): Identification and preliminary field evaluation of volatiles from fermenting apple. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, 54(2), 229-242.
- Wearing, C. H., & Harris, A. C. (2005). Evaluation of the predatory wasp, *Ancistrocerus gazella*, for biological control of leafrollers in Otago fruit crops. II. Wasp phenology and seasonal changes in prey composition. *Biocontrol Science and Technology*, 15(3), 281-298.
- Westerberg, L., Berglund, H. L., Jonason, D., & Milberg, P. (2021). Color pan traps often catch less when there are more flowers around. *Ecology and Evolution*, 11(9), 3830-3840.
- Westphal, C., Bommarco, R., Carré, G., Lamborn, E., Morison, N., Petanidou, T., ... & Steffan-Dewenter, I. (2008). Measuring bee diversity in different European habitats and biogeographical regions. *Ecological monographs*, 78(4), 653-671.
- Westphal, C., Vidal, S., Horgan, F. G., Gurr, G. M., Escalada, M., Van Chien, H., ... & Settele, J. (2015). Promoting multiple ecosystem services with flower strips and participatory approaches in rice production landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 16(8), 681-689.

- Wickham, H. (2019). `lazyeval`: Lazy (non-standard) evaluation.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., ... & Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Sour Software*.
- Wilson, J. S., Griswold, T., & Messinger, O. J. (2008). Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a desert landscape: are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society*, 81(3), 288-300.
- Winfree, R., Bartomeus, I., & Cariveau, D. P. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 1-22.
- Wix, N., Reich, M., & Schaarschmidt, F. (2019). Butterfly richness and abundance in flower strips and field margins: the role of local habitat quality and landscape context. *Heliyon*, 5(5).
- Wratten, S. D., Gillespie, M., Decourtye, A., Mader, E., & Desneux, N. (2012). Pollinator habitat enhancement: benefits to other ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159, 112-122.
- Xie, Y. (2022). `knitr`: A General-Purpose Package for Dynamic Report Generation in R. R package version 1.38.
- Zattara, E. E., & Aizen, M. A. (2021). Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth*, 4(1), 114-123.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574, p. 574). New York: Springer.

14. MELLÉKLETEK

1. sz. melléklet: **Állampuszta Kft. vetésszerkezete (5 év átlaga alapján sorba rendezve)**. Az itt bemutatott adatok a vetéstervek alapján készültek, és részben korrigálva lettek a tényleges vetésszerkezettel, azonban némi eltérés lehet a ténylegesen megvalósult vetéssel.

Állampuszta Kft vetésterve az egyes évekre (ha)

Termesztett kultúra	2019-20.	2020-21.	2021-22.	2022-23.	2023-24.	Átlag (2019-23.)	Össz. (2019-23.)
Napraforgó	816,18	1157,94	917,77	1313,89	1263,55	1093,87	5469,33
Kukorica	1478,76	1039,31	1391,58	775,38	771,19	1091,24	5456,22
Őszi árpa (+ őszi sörárpa)	923,49	889,95	1006,57	816	1114,42	950,09	4750,43
Őszi búza	745,68	900,95	1141,11	783,51	988,83	912,02	4560,08
Őszi káposztarepce	724,78	687,83	0	0	0	282,52	1412,61
Füves lucerna	404,48	404,48	404,48	0	0	242,69	1213,44
Cukorrépa	173,28	254,05	252,68	216,86	250,3	229,43	1147,17
Lucerna	82,1	39,12	72,84	83,98	469,91	149,59	747,95
Őszi durumbúza	0	0	0	302,08	312,38	122,89	614,46
Szemes cirok	0	0	47,31	246,42	302,42	119,23	596,15
Tritikálé	0	0	0	373,09	0	74,62	373,09
Zöldborsó	0	120	109,4	140,9	0	74,06	370,3

Állampuszta Kft vetésterve az egyes évekre (ha)

Termesztett kultúra	2019-20.	2020-21.	2021-22.	2022-23.	2023-24.	Átlag (2019-23.)	Össz. (2019-23.)
Fű	61,23	61,23	61,23	61,23	61,23	61,23	306,15
Tavaszi búza	133,34	0	0	0	0	26,67	133,34
Tönkölybúza	0	0	123,5	0	0	24,7	123,5
Sárgarépa	15	10	10	22,89	24,5	16,48	82,39
Zab	11,54	0	26,39	30	13,98	16,38	81,91
Csemege kukorica	0	10	10	4	0	4,8	24
Zeller	0	7	7	7	0	4,2	21
Tavaszi árpa	15	0	0	0	0	3	15
Vöröshagyma	0	3	3	0	0	1,2	6
Petrezselyem	0	0	0	0	4	0,8	4
Cékla	0	0	0	3	0	0,6	3
Összesen:	5584,86	5584,86	5584,86	5180,23	5576,71	5502,3	27511,52

3. sz. melléklet: **A terepi mintavételek időpontja az egyes években, és összesítve.** Az ábra a három fő “terep szezon” mutatja be május-június, július-augusztus és szeptember. A Malaise csapdás mintavétel (Malaise trap 1 és 2), transekt menti mintavétel (a vadvirágos parcellákon és 2022-től a szomszédos táblákon és mezsgyéken (spillover)) és virágkínálat becslés (Transect 1 és 2), botanikai mintavétel (Botanical sampling 1 és 2) fészekcsapdás mintavétel (Trapnest) és a sárga tálcsapdás mintavétel (Pantrap), valamint a kaszálás (Mowing) időszakait jelölik. A 'SUM' sor a mintavételi időszakokat összegzi a négy évben. Ezen felül kaszálást novemberben is végeztük, valamint a fészekcsapdák kihelyezése márciusban történt. A 2024-es év mintavételei és kaszálásai csak tervezettek.

ÉV	Május																															Június																															Július																															Augusztus																															Szeptember																																																													
	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30																																																																																																																																																		
2020																																Malaise trap 2020/1																															Pantrap 2020																															Malaise trap 2020/2																															Botanical sampling 2020/2																															Mowing																														
																																Transect 2020/1																																																														Transect 2020/2																																																																																												
																																Botanical sampling 2020/1																																																																																																																																																										
	Trapnest 2020																																																														Trapnest 2020																																																																																																																											
2021	Transect 2021/1																															Malaise trap 2021/1																															Pantrap 2021																															Malaise trap 2021/2																															Botanical sampling 2021/2																																																													
																																Botanical sampling 2021/1																																																														Transect 2021/2																																																																																												
	Trapnest 2021																																																														Trapnest 2021																																																																																																																											
2022	Malaise trap 2022/1																															Botanical sampling 2022/1																															Pantrap 2022																															Malaise trap 2022/2																															Botanical sampling 2022/2																																																													
	Transect 2022/1																																																																																													Transect 2022/2																																																																																												
																																																															Mowing (rotational - road side) (06.20. és 06.23.)																																																																																																																											
2023	Malaise trap 2023/1																															Botanical sampling 2023/1																															Pantrap 2023																															Malaise trap 2023/2																															Botanical sampling 2023/2																																																													
	Transect 2023/1																																																																																													Transect 2023/2																																																																																												
																																																															Mowing (rotational - arable field side) (06.23. és 06.29.)																																																																																																																											
	Trapnest 2023																																																														Trapnest 2023																																																																																																																											
2024*	Mowing (rotational - road side)																																																														Pantrap 2024																																																																																																																											
SUM	Transect 1 (Máj.23-Júni.11.)																															Mowing (rotational) (Júni.20-28.)																															Pantrap (Júli.17-24.)																															Transect 2 (Júli.26-Aug.09.)																															Botanical sampling 2 (Szept.20-28.)																																																													
	Malaise trap 1 (Máj.23-Júni.11.)																																																																																													Malaise trap 2 (Júli.26-Aug.10.)																																																																																												
	Botanical sampling 1 (Máj.24-Júni.18.)																																																																																																																																																																																									
	Trapnest (Márc.14-Szept.21.)																																																														Trapnest (Márc.14-Szept.21.)																																																																																																																											

4. sz. melléklet – **A fajszinten meghatározott vadméh és zengőlégy fajok** a telepítést követő első két év (2020-21) transzekt menti mintavétel alapján *abc* sorrendben. Kiegészítve a következő két évben (2022-23) fogott vadméh és zengőlégy fajokkal.

Vadméh fajok (2020-21)

1 <i>Amegilla quadrifasciata</i>	29 <i>Dasypoda hirtipes</i>	57 <i>Hylaeus pectoralis</i>	85 <i>Lindenius albilabris</i>
2 <i>Andrena curvana</i>	30 <i>Dasypoda morawitzi</i>	58 <i>Hylaeus signatus</i>	86 <i>Megachile centuncularis</i>
3 <i>Andrena flavipes</i>	31 <i>Eucera interrupta</i>	59 <i>Hylaeus trinotatus</i>	87 <i>Megachile leachella</i>
4 <i>Andrena gravida</i>	32 <i>Eucera taurica</i>	60 <i>Hylaeus variegatus</i>	88 <i>Megachile rotundata</i>
5 <i>Andrena minutuloides</i>	33 <i>Halictus eurygnathus</i>	61 <i>Lasioglossum brevicorne</i>	89 <i>Megachile versicolor</i>
6 <i>Andrena nigroaenea</i>	34 <i>Halictus fulvipes</i>	62 <i>Lasioglossum calceatum</i>	90 <i>Melitta leporina</i>
7 <i>Andrena nitida</i>	35 <i>Halictus kessleri</i>	63 <i>Lasioglossum convexiusculum</i>	91 <i>Nomada bluethgeni</i>
8 <i>Andrena niveata</i>	36 <i>Halictus langobardicus</i>	64 <i>Lasioglossum corvinum</i>	92 <i>Nomada distinguenda</i>
9 <i>Andrena ovatula</i>	37 <i>Halictus maculatus</i>	65 <i>Lasioglossum crassepunctatum</i>	93 <i>Nomada fucata</i>
10 <i>Andrena pilipes</i>	38 <i>Halictus patellatus</i>	66 <i>Lasioglossum discum</i>	94 <i>Nomiapis bispinosa</i>
11 <i>Andrena simontornyella</i>	39 <i>Halictus pollinosus</i>	67 <i>Lasioglossum glabriusculum</i>	95 <i>Nomiapis diversipes</i>
12 <i>Andrena suerinensis</i>	40 <i>Halictus quadricinctus</i>	68 <i>Lasioglossum griseolum</i>	96 <i>Nomioides minutissimus</i>
13 <i>Anthidium interruptum</i>	41 <i>Halictus seladonius</i>	69 <i>Lasioglossum interruptum</i>	97 <i>Osmia caerulescens</i>
14 <i>Anthidium septemspinosum</i>	42 <i>Halictus sexcinctus</i>	70 <i>Lasioglossum leucozonium</i>	98 <i>Rhopitoides canus</i>
15 <i>Bombus hortorum</i>	43 <i>Halictus simplex</i>	71 <i>Lasioglossum lineare</i>	99 <i>Rophites quinquespinosus</i>
16 <i>Bombus lapidarius</i>	44 <i>Halictus smaragdulus</i>	72 <i>Lasioglossum lucidulum</i>	100 <i>Sphecodes ephippius</i>
17 <i>Bombus pascuorum</i>	45 <i>Halictus subauratus</i>	73 <i>Lasioglossum malachurum</i>	101 <i>Sphecodes gibbus</i>
18 <i>Bombus pomorum</i>	46 <i>Halictus tectus</i>	74 <i>Lasioglossum mandibulare</i>	102 <i>Sphecodes miniatus</i>
19 <i>Bombus sylvarum</i>	47 <i>Heriades rubicolus</i>	75 <i>Lasioglossum mandibularie</i>	103 <i>Sphecodes monilicornis</i>
20 <i>Bombus terrestris</i>	48 <i>Heriades truncorum</i>	76 <i>Lasioglossum morio</i>	104 <i>Sphecodes reticulatus</i>
21 <i>Camptopoeum frontale</i>	49 <i>Hoplosmia spinulosa</i>	77 <i>Lasioglossum nigripes</i>	105 <i>Sphecodes rufiventris</i>
22 <i>Ceratina chalcites</i>	50 <i>Hylaeus angustatus</i>	78 <i>Lasioglossum pauxillum</i>	106 <i>Systropha curvicornis</i>
23 <i>Ceratina cyanea</i>	51 <i>Hylaeus annularis</i>	79 <i>Lasioglossum punctatissimum</i>	107 <i>Tetralonia alticincta</i>
24 <i>Coelioxys inermis</i>	52 <i>Hylaeus brevicornis</i>	80 <i>Lasioglossum pygmaeum</i>	108 <i>Tetralonia armeniaca</i>

25 <i>Coelioxys polycentris</i>	53 <i>Hylaeus communis</i>	81 <i>Lasioglossum truncaticolle</i>	109 <i>Tetralonia salicariae</i>
26 <i>Colletes daviesanus</i>	54 <i>Hylaeus cornutus</i>	82 <i>Lasioglossum villosulum</i>	110 <i>Triepeolus tristis</i>
27 <i>Colletes pallescens</i>	55 <i>Hylaeus gibbus</i>	83 <i>Lasioglossum xanthopus</i>	
28 <i>Colletes similis</i>	56 <i>Hylaeus moricei</i>	84 <i>Lasioglossum zonulum</i>	

Zengőlégy fajok (2020-21)

1 <i>Episyrphus balteatus</i>	5 <i>Eristalis vitripennis</i>	9 <i>Paragus bicolor</i>	13 <i>Sphaerophoria scripta</i>
2 <i>Eristalis arbustorum</i>	6 <i>Eupeodes corollae</i>	10 <i>Pipizella maculipennis</i>	14 <i>Syritta pipiens</i>
3 <i>Eristalis interrupta</i>	7 <i>Helophilus trivittatus</i>	11 <i>Scaeva pyrastris</i>	15 <i>Syrphus ribesii</i>
4 <i>Eristalis tenax</i>	8 <i>Melanostoma mellinum</i>	12 <i>Sphaerophoria rueppeli</i>	16 <i>Vollucera zonaria</i>

További vadméh fajok (2022-23)

1 <i>Andrena limata</i>	10 <i>Bombus ruderatus</i>	19 <i>Heriades rubicola</i>	28 <i>Nomada succincta</i>
2 <i>Andrena nitidiuscula</i>	11 <i>Camptopoeum friesei</i>	20 <i>Lasioglossum buccale</i>	29 <i>Osmia aurulenta</i>
3 <i>Anthidium florentinum</i>	12 <i>Dasypoda plumipes</i>	21 <i>Lasioglossum clypeare</i>	30 <i>Panurgus calcaratus</i>
4 <i>Anthidium strigatum</i>	13 <i>Eucera armeniaca</i>	22 <i>Lasioglossum minutissimum</i>	31 <i>Sphcodes albilabris</i>
5 <i>Anthophora plumipes</i>	14 <i>Eucera chrysopyga</i>	23 <i>Lasioglossum politum</i>	32 <i>Tetraloniella armeniaca</i>
6 <i>Anthophora retusa</i>	15 <i>Eucera nigrescens</i>	24 <i>Lasioglossum trichopygum</i>	33 <i>Tetraloniella salicariae</i>
7 <i>Bombus humilis</i>	16 <i>Halictus tatrazonius</i>	25 <i>Lithurgus chrysurus</i>	
8 <i>Bombus muscorum</i>	17 <i>Halictus vestitus</i>	26 <i>Megachile deceptoris</i>	
9 <i>Bombus ruderarius</i>	18 <i>Heriades crenulatus</i>	27 <i>Megachile pilidens</i>	

További zengőlégy fajok (2022-23)

1 <i>Chrysotoxum arcuatum</i>	3 <i>Mesembrius peregrinus</i>	5 <i>Parhelophilus versicolor</i>
2 <i>Eumerus sogdianus</i>	4 <i>Paragus haemorrhous</i>	6 <i>Platycherius sp.</i>

5. sz. melléklet: **Kumulatív viráglátogatások száma az egyes növényfajokon a négy mintavételezési év során 2020-2023 között, megporzócsoportonként.** Az 5 megporzórovar-csoport (vadméhek (magányos vadméhek és poszméhek együtt), lepkék, zengőlegyek, háziméhek és egyéb viráglátogató ízeltlábúak) külön-külön is bemutatva, illetve összegezve azok viráglátogatásait. Összes: valamennyi csoporton megfigyelt viráglátogatás; Összes vad megporzó: vadméhek, lepkék és zengőlegyek. Össz.vad + egyéb: a háziméh kivételével minden megporzórovar. A növényfajok sorrendje (a sorszámozás alapja) az összes vad megporzó (vadméhek, lepkék, zengőlegyek) által történt viráglátogatások száma alapján lett rögzítve. **Félkövérrel és szürke kiemeléssel** a vetett fajok vannak jelölve (22 db), a nem kiemelt növényfajok spontán, főként a talaj magbankjából telepedtek meg.

Sor sz.	Növényfaj	Vadméh (magányos + poszméh)	Magányos vadméh	Poszméh	Lepke	Zengőlégy	Háziméh	Egyéb	Összes vad megporzó	Összes vad + Egyéb	Összes
	Összes:	2690	2185	505	486	741	3634	634	3917	4551	8185
1	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	748	490	258	128	74	1870	85	950	1035	2905
2	<i>Salvia nemorosa</i>	213	166	47	102	58	513	37	373	410	923
3	<i>Polygonum aviculare</i>	114	110	4	3	171	27	17	288	305	332
4	<i>Anthemis austriaca</i>	98	98		6	74	10	23	178	201	211
5	<i>Dianthus pontederæ</i>	40	40		102	19	22	65	161	226	248
6	<i>Carduus acanthoides</i>	142	138	4	1	7	33	3	150	153	186
7	<i>Matricaria recutita</i>	95	95		2	39	5	24	136	160	165
8	<i>Centaurea cyanus</i>	72	68	4	40	20	37	34	132	166	203
9	<i>Seseli varium</i>	80	80		1	34	1	53	115	168	169
10	<i>Onobrychis arenaria</i>	89	56	33	5	2	52	4	96	100	152
11	<i>Echium vulgare</i>	65	50	15	3	27	35	1	95	96	131
12	<i>Reseda lutea</i>	60	60			30	37	17	90	107	144
13	<i>Fallopia convolvulus</i>	60	59	1		24	31	10	84	94	125
14	<i>Salvia austriaca</i>	75	47	28	2	6	495	15	83	98	593
15	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	61	61		1	16	1	11	78	89	90
16	<i>Convolvulus arvensis</i>	48	48		2	24	7	17	74	91	98
17	<i>Medicago sativa</i>	25	24	1	40	7	8	2	72	74	82
18	<i>Stachys annua</i>	52	10	42	6	8	75	1	66	67	142
19	<i>Papaver rhoeas</i>	53	42	11	1		15	3	54	57	72

Sor sz.	Növényfaj	Vadméh (magányos + poszméh)	Magányos vadméh	Poszméh	Lepke	Zengőlégy	Háziméh	Egyéb	Összes vad megporzó	Összes vad + Egyéb	Összes
20	<i>Daucus carota</i>	44	44		2	6	5	50	52	102	107
21	<i>Cirsium arvense</i>	35	35		8	4	9	5	47	52	61
22	<i>Descurainia sophia</i>	26	25	1	5	14		27	45	72	72
23	<i>Salvia pratensis</i>	38	34	4	1	1	41	8	40	48	89
24	<i>Consolida regalis</i>	31	22	9	1	1	2		33	33	35
25	<i>Chenopodium album</i>	22	22		3	4	4		29	29	33
26	<i>Chenopodium hybridum</i>	18	18		1	4	15	5	23	28	43
27	<i>Salvia verticillata</i>	17	8	9	1	5	6	1	23	24	30
28	<i>Achillea setacea</i>	20	20		1	1			22	22	22
29	<i>Melilotus officinalis</i>	20	20				106		20	20	126
30	<i>Conyza canadensis</i>	12	12			4			16	16	16
31	<i>Silene viscosa</i>	11	6	5		4	4	9	15	24	28
32	<i>Astragalus asper</i>	15	11	4			50	5	15	20	70
33	<i>Anthyllis vulneraria</i>	11	5	6	2	1		10	14	24	24
34	<i>Melilotus albus</i>	12	12			1	1	3	13	16	17
35	<i>Astragalus austriacus</i>	10	8	2		2	9	1	12	13	22
36	<i>Potentilla recta</i>	7	7			4		10	11	21	21
37	<i>Achillea collina</i>	9	9			2		2	11	13	13
38	<i>Anagallis arvensis</i>	6	6			5			11	11	11
39	<i>Stachys recta</i>	9	5	4				4	9	13	13
40	<i>Capsella bursapastoris</i>	1	1			8		2	9	11	11
41	<i>Ranunculus sp.</i>	4	4		3	2		2	9	11	11
42	<i>Viola arvensis</i>	4	4		3	1	2	2	8	10	12
43	<i>Artemisa austriaca</i>	6	6			1	1	1	7	8	9
44	<i>Cynoglossum officinale</i>	7	2	5			8		7	7	15
45	<i>Vicia villosa</i>	5	3	2		1	9	3	6	9	18
46	<i>Atriplex tatarica</i>	4	4			2	45		6	6	51

Sor sz.	Növényfaj	Vadméh (magányos + poszméh)	Magányos vadméh	Poszméh	Lepke	Zengőlégy	Háziméh	Egyéb	Összes vad megporzó	Összes vad + Egyéb	Összes
47	<i>Lotus tenuis</i>	6	4	2			18		6	6	24
48	<i>Arctium lappa</i>	6	5	1			1		6	6	7
49	<i>Persicaria maculosa</i>	6	6						6	6	6
50	<i>Anthemis sp.</i>	1	1			4		4	5	9	9
51	<i>Sinapis arvensis</i>	1	1		1	3		3	5	8	8
52	<i>Dianthus sp.</i>	1	1		2	2	2	1	5	6	8
53	<i>Tripleurospermum sp.</i>	5	5						5	5	5
54	<i>Cuscuta sp.</i>	4	4					5	4	9	9
55	<i>Arctium tomentosum</i>	4	4						4	4	4
56	<i>Buglossoides arvensis</i>	1	1		2	1			4	4	4
57	<i>Euphorbia sp.</i>					4			4	4	4
58	<i>Medicago lupulina</i>	3	3		1				4	4	4
59	<i>Plantago lanceolata</i>	4	4						4	4	4
60	<i>Raphanus raphanistrum</i>	4	4						4	4	4
61	<i>Solanum nigrum</i>	3	3			1			4	4	4
62	<i>Agrostemma githago</i>	1	1		2			2	3	5	5
63	<i>Taraxacum officinale</i>	3	3					1	3	4	4
64	<i>Conium maculatum</i>	3	3						3	3	3
65	<i>Sonchus sp.</i>	3	3						3	3	3
66	<i>Solidago sp.</i>	1	1			1	12	1	2	3	15
67	<i>Astragalus sp.</i>	2	2					1	2	3	3
68	<i>Dorycnium herbaceum</i>	2	2					1	2	3	3
69	<i>Sisymbrium orientale</i>	2	2					1	2	3	3
70	<i>Trifolium montanum</i>	1	1		1			1	2	3	3
71	<i>Ballota nigra</i>	2	1	1					2	2	2
72	<i>Carduus nutans</i>	2	2						2	2	2
73	<i>Datura stramonium</i>	2	2						2	2	2

Sor sz.	Növényfaj	Vadméh (magányos + poszméh)	Magányos vadméh	Poszméh	Lepke	Zengőlégy	Háziméh	Egyéb	Összes vad megporzó	Összes vad + Egyéb	Összes
74	<i>Picris hieracioides</i>	1	1			1			2	2	2
75	<i>Senecio vernalis</i>	2	2						2	2	2
76	<i>Veronica orchidea</i>					2			2	2	2
77	<i>Pastinaca sativa</i>					1		21	1	22	22
78	<i>Silene alba</i>	1	1					3	1	4	4
79	<i>Euphorbia platyphyllos</i>	1	1					2	1	3	3
80	<i>Cardaria draba</i>					1		1	1	2	2
81	<i>Lotus corniculatus</i>	1	1					1	1	2	2
82	<i>Sonchus arvensis</i>	1	1					1	1	2	2
83	<i>Tripleurospermum perforatum</i>	1	1					1	1	2	2
84	<i>Fumaria schleicheri</i>	1	1				2		1	1	3
85	<i>Verbena officinalis</i>				1		1		1	1	2
86	<i>Ajuga chamaepitys</i>					1			1	1	1
87	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	1	1						1	1	1
88	<i>Asclepias syraca</i>	1		1					1	1	1
89	<i>Astragalus onobrychis</i>	1		1					1	1	1
90	<i>Brassicaceae sp.</i>	1	1						1	1	1
91	<i>Crepis tectorum</i>	1	1						1	1	1
92	<i>Galium sp.</i>	1	1						1	1	1
93	<i>Inula sp.</i>	1	1						1	1	1
94	<i>Lactuca serriola</i>	1	1						1	1	1
95	<i>Lepidium sp.</i>	1	1						1	1	1
96	<i>Podospermum canum</i>	1	1						1	1	1
97	<i>Potentilla supina</i>					1			1	1	1
98	<i>Pseudolysimachion sp.</i>	1	1						1	1	1
99	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	1	1						1	1	1
100	<i>Senecio erucifolius</i>	1	1						1	1	1

Sor sz.	Növényfaj	Vadméh (magányos + poszméh)	Magányos vadméh	Poszméh	Lepke	Zengőlégy	Háziméh	Egyéb	Összes vad megporzó	Összes vad + Egyéb	Összes
101	<i>Thymus glabrescens</i>	1	1						1	1	1
102	<i>Solidago canadensis</i>							3		3	3
103	<i>Brassica napus</i>							2		2	2
104	<i>Cuscuta campestris</i>							2		2	2
105	<i>Linum austriacum</i>							1		1	1
106	<i>Onopordum acanthium</i>							1		1	1
107	<i>Pimpinella saxifraga</i>							1		1	1
108	<i>Trifolium pratense</i>							1		1	1
109	<i>Hyoscyamus niger</i>						3				3
110	<i>Fillipendulina vulgaris</i>						1				1
111	<i>Achillea sp.</i>						1				1
112	<i>Conisa canadensis</i>						1				1
113	<i>Vicia angustifolia</i>						1				1

6. sz. melléklet: A vad megporzók által az egyes növényfajokon végzett viráglátogatások száma évenként (2020-2023) és szezononként (kora nyár - nyár közepe). A táblázatban csak a vad megporzók (vadméhek (poszméhek és magányos méhek), lepkék, zengőlegyek) által végzett viráglátogatások szerepelnek. A növényfajok sorrendje (a sorszámozás alapja) az összes vad megporzó (vadméhek, lepkék, zengőlegyek) által történt viráglátogatások száma alapján lett rögzítve. **Félkövérrel és szürke kiemeléssel** a vetett fajok vannak jelölve (20 db), a nem kiemelt növényfajok spontán, főként a talaj magbankjából telepedtek meg.

Növényfaj	2020. kora nyár	2020. nyár közepe	2021. kora nyár	2021. nyár közepe	2022. kora nyár	2022. nyár közepe	2023. kora nyár	2023. nyár közepe	Kora nyár összes	Nyár közepe összes	2020. Összes	2021. Összes	2022. Összes	2023. Összes	2020-23 Összesen
Összesen	397	445	494	1161	364	560	221	275	1476	2441	842	1655	924	496	3917
1 <i>Cephalaria transsylvanica</i>		2		566		338		44		950	2	566	338	44	950
2 <i>Salvia nemorosa</i>		1	12	44	130	39	71	76	213	160	1	56	169	147	373
3 <i>Polygonum aviculare</i>	112	166		6	2	2			114	174	278	6	4		288
4 <i>Anthemis austriaca</i>	30	4	108					36	174	4	34	108		36	178
5 <i>Dianthus pontederæ</i>			75		71		15		161			75	71	15	161
6 <i>Carduus acanthoides</i>		1	1	122		25		1	1	149	1	123	25	1	150
7 <i>Matricaria chamomilla</i>	50	2	70	14					120	16	52	84			136
8 <i>Centaurea cyanus</i>	41	8	55	13	11		3	1	110	22	49	68	11	4	132
9 <i>Seseli varium</i>		1		40		70		4		115	1	40	70	4	115
10 <i>Onobrychis arenaria</i>		25		7	36	18		10	36	60	25	7	54	10	96
11 <i>Echium vulgare</i>				27	16	2		50	16	79		27	18	50	95
12 <i>Reseda lutea</i>	22	8	6	20	4	6	8	16	40	50	30	26	10	24	90
13 <i>Fallopia convolvulus</i>	19	60		4				1	19	65	79	4		1	84
14 <i>Salvia austriaca</i>			46	5	4	2	26		76	7		51	6	26	83
15 <i>Tripleurospermum inodorum</i>	3	28	1	42				4	4	74	31	43		4	78
16 <i>Convolvulus arvensis</i>	18	22		10	8	10		6	26	48	40	10	18	6	74
17 <i>Medicago sativa</i>	4	22		38		8			4	68	26	38	8		72
18 <i>Stachys annua</i>		58		2		2		4		66	58	2	2	4	66
19 <i>Papaver rhoeas</i>	29		23		2				54		29	23	2		54
20 <i>Daucus carota</i>		2		41		4		5		52	2	41	4	5	52

	Növényfaj	2020. kora nyár	2020. nyár közepe	2021. kora nyár	2021. nyár közepe	2022. kora nyár	2022. nyár közepe	2023. kora nyár	2023. nyár közepe	Kora nyár összes	Nyár közepe összes	2020. Összes	2021. Összes	2022. Összes	2023. Összes	2020-23 Összesen
21	<i>Cirsium arvense</i>	10			21	12	1		3	22	25	10	21	13	3	47
22	<i>Descurainia sophia</i>	13		31		1				45		13	31	1		45
23	<i>Salvia pratensis</i>			11		2		24	3	37	3		11	2	27	40
24	<i>Consolida regalis</i>	11	5		12	3	2			14	19	16	12	5		33
25	<i>Chenopodium album</i>		7		22						29	7	22			29
26	<i>Chenopodium hybridum</i>		4		19						23	4	19			23
27	<i>Salvia verticillata</i>		3			1	6		13	1	22	3		7	13	23
28	<i>Achillea setacea</i>				22						22		22			22
29	<i>Melilotus officinalis</i>				12				8		20		12		8	20
30	<i>Conyza canadensis</i>				12				4		16		12		4	16
31	<i>Silene viscosa</i>			6	1	5		3		14	1		7	5	3	15
32	<i>Astragalus asper</i>			2		2		11		15			2	2	11	15
33	<i>Anthyllis vulneraria</i>			6	1	5		1	1	12	2		7	5	2	14
34	<i>Melilotus albus</i>				11				2		13		11		2	13
35	<i>Astragalus austriacus</i>		1	2		4	1	2	2	8	4	1	2	5	4	12
36	<i>Anagallis arvensis</i>	7	4							7	4	11				11
37	<i>Achillea collina</i>				3		8				11		3	8		11
38	<i>Potentilla recta</i>					11				11				11		11
39	<i>Capsella bursapastoris</i>	7		2						9		7	2			9
40	<i>Ranunculus sp.</i>			9						9			9			9
41	<i>Stachys recta</i>					7	1		1	7	2			8	1	9
42	<i>Viola arvensis</i>	4		4						8		4	4			8
43	<i>Cynoglossum officinale</i>			7						7			7			7
44	<i>Artemisa austriaca</i>					7				7				7		7
45	<i>Persicaria maculosa</i>	4	2							4	2	6				6
46	<i>Arctium lappa</i>				6						6		6			6

	Növényfaj	2020. kora nyár	2020. nyár közepe	2021. kora nyár	2021. nyár közepe	2022. kora nyár	2022. nyár közepe	2023. kora nyár	2023. nyár közepe	Kora nyár összes	Nyár közepe összes	2020. Összes	2021. Összes	2022. Összes	2023. Összes	2020-23 Összesen
47	<i>Atriplex tatarica</i>						6				6			6		6
48	<i>Lotus tenuis</i>								6		6				6	6
49	<i>Vicia villosa</i>							6		6					6	6
50	<i>Sinapis arvensis</i>	5								5		5				5
51	<i>Tripleurospermum sp.</i>					4	1			4	1			5		5
52	<i>Anthemis sp.</i>							5		5					5	5
53	<i>Dianthus sp.</i>							5		5					5	5
54	<i>Buglossoides arvensis</i>	3		1						4		3	1			4
55	<i>Euphorbia sp.</i>	2	1	1						3	1	3	1			4
56	<i>Solanum nigrum</i>		2		2						4	2	2			4
57	<i>Arctium tomentosum</i>				4						4		4			4
58	<i>Cuscuta sp.</i>				4						4		4			4
59	<i>Plantago lanceolata</i>			2			1	1		3	1		2	1	1	4
60	<i>Raphanus raphanistrum</i>					4				4				4		4
61	<i>Medicago lupulina</i>					3		1		4				3	1	4
62	<i>Conium maculatum</i>		3								3	3				3
63	<i>Sonchus sp.</i>				3						3		3			3
64	<i>Taraxacum officinale</i>			3						3			3			3
65	<i>Agrostemma githago</i>					3				3				3		3
66	<i>Datura stramonium</i>		2								2	2				2
67	<i>Astragalus sp.</i>			2						2			2			2
68	<i>Senecio vernalis</i>			2						2			2			2
69	<i>Sisymbrium orientale</i>			2						2			2			2
70	<i>Ballota nigra</i>				1		1				2		1	1		2
71	<i>Carduus nutans</i>					2				2				2		2
72	<i>Trifolium montanum</i>					1		1		2				1	1	2

	Növényfaj	2020. kora nyár	2020. nyár közepe	2021. kora nyár	2021. nyár közepe	2022. kora nyár	2022. nyár közepe	2023. kora nyár	2023. nyár közepe	Kora nyár összes	Nyár közepe összes	2020. Összes	2021. Összes	2022. Összes	2023. Összes	2020-23 Összesen
98	<i>Pastinaca sativa</i>								1		1				1	1
99	<i>Podospermum canum</i>							1		1					1	1
100	<i>Thymus glabrescens</i>							1		1					1	1
101	<i>Verbena officinalis</i>								1		1				1	1

7. sz. melléklet – A vad megporzók által 10 leglátogatottabb növényfaj évenkénti bontásban. **Félkövérrel és szürke kiemeléssel** a vetett fajok vannak jelölve. Az első évben (2020) még csak 1, a második évben (2021) 5, a harmadik (2022) és a negyedik évben (2023) pedig már 7 vetett növényfaj szerepelt a leglátogatottabb 10 között.

	2020	2021	2022	2023	Össz. (2020-23)
1	<i>Polygonum aviculare</i>	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	<i>Salvia nemorosa</i>	<i>Cephalaria transsylvanica</i>
2	<i>Fallopia convolvulus</i>	<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Salvia nemorosa</i>	<i>Echium vulgare</i>	<i>Salvia nemorosa</i>
3	<i>Stachys annua</i>	<i>Anthemis austriaca</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>	<i>Cephalaria transsylvanica</i>	<i>Polygonum aviculare</i>
4	<i>Matricaria chamomilla</i>	<i>Matricaria chamomilla</i>	<i>Seseli varium</i>	<i>Anthemis austriaca</i>	<i>Anthemis austriaca</i>
5	<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>	<i>Onobrychis arenaria</i>	<i>Salvia pratensis</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>
6	<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Carduus acanthoides</i>	<i>Salvia austriaca</i>	<i>Carduus acanthoides</i>
7	<i>Anthemis austriaca</i>	<i>Salvia nemorosa</i>	<i>Echium vulgare</i>	<i>Reseda lutea</i>	<i>Matricaria chamomilla</i>
8	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	<i>Salvia austriaca</i>	<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Dianthus pontederæ</i>	<i>Centaurea cyanus</i>
9	<i>Reseda lutea</i>	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Salvia verticillata</i>	<i>Seseli varium</i>
10	<i>Papaver rhoeas</i>	<i>Daucus carota</i>	<i>Centaurea cyanus</i>	<i>Astragalus asper</i>	<i>Onobrychis arenaria</i>

8. sz. melléklet – A fészeképítő vadméh és darázs taxonok megoszlása a fészekcsapdákból az első két évben (2020-21).

Fészeképítő taxonok	2020		2021		Összesen	
	Fészkek száma	Ivadékbölcsők száma	Fészkek száma	Ivadékbölcsők száma	Összes fészkek	Összes ivadékbölcső
Összesen:	3542	13017	2895	9968	6437	22985
VADMÉHEK összesen	1686	6504	1472	5289	3158	11793
Colletidae összesen	395	1906	54	272	449	2178
<i>Hylaeus</i>	395	1906	54	272	449	2178
Megachilidae összesen	1221	4447	1343	4848	2564	9295
<i>Osmia</i>	575	2308	935	3696	1510	6004
<i>Megachile</i>	505	1725	309	843	814	2568
<i>Anthidium</i>	52	177	34	109	86	286
<i>Heriades</i>	3	12	1	2	4	14
egyéb Megachilidae	86	225	64	198	150	423
egyéb méhek	70	151	75	169	145	320
DARAZSAK összesen	1856	6513	1423	4679	3279	11192
Crabronidae összesen	980	4012	835	3201	1815	7213
<i>Trypoxylon</i>	689	2480	523	2009	1212	4489
<i>Solierella</i>	191	883	300	1148	491	2031
<i>Passaloecus</i>	58	527	6	20	64	547
<i>Nitela</i>	10	27	4	16	14	43
<i>Psenulus</i>	2	22	2	8	4	30
<i>Astata</i>	1	1			1	1
egyéb Crabronidae	29	72			29	72
Eumeninae összesen	269	1202	206	722	475	1924
<i>Microdynerus</i>	1	6	3	14	4	20
<i>Eumenes</i>			6	15	6	15
<i>Euodynerus</i>	2	6	2	9	4	15

Fészkeképítő taxonok	2020		2021		Összesen	
	Fészkek száma	Ivadékbölcsők száma	Fészkek száma	Ivadékbölcsők száma	Összes fészek	Összes ivadékbölcső
<i>Ancistrocerus</i>	2	5	2	8	4	13
<i>Leptochilus</i>			1	2	1	2
egyéb Eumeninae	264	1185	192	674	456	1859
Pompilidae összesen	439	941	286	531	725	1472
<i>Agenioideus</i>	231	457	207	357	438	814
<i>Dipogon</i>	161	353	57	118	218	471
<i>Auplopus</i>	41	120	22	56	63	176
egyéb Pompilidea	6	11			6	11
Sphecidae összesen	46	103	25	50	71	153
<i>Isodontia</i>	46	103	25	50	71	153
egyéb darazsak	122	255	71	175	193	430

9. sz. melléklet – A fészeképítő vadméh és darázs genuszok jellegzetes fészeképítési, ivadék táplálási és telelési tulajdonságai, és a 2020-21-ben azonosított fészkelő fajok.

Család/Alcsalád		Genusz	Ivadékok tápláléka	Fészekanyag	Kokon	Telelési alak	Jellemző üregátmérő (mm)	Fészkelő fajok (a fészkek számának sorrendjében: relatív <i>gyakori</i> , vagy <i>ritka</i>)
Méhek	Művészméhek (Megachilidae)	Faliméhek (<i>Osmia</i>)	virágpor és nektár	sár, vagy növényi részek	barna színű tojás alakú	kifejlett méh (imágó)	3-9	<i>Osmia caeruleascens</i> , <i>O. rufa</i> , <i>O. niveata</i> , <i>O. brevicornis</i> , <i>O. aurulenta</i>
		Szabóméhek (<i>Megachile</i>)	virágpor és nektár	sár, vagy levelek	barna színű tojás alakú	előbáb/imágó	3-10	<i>Megachile rotundata</i> , <i>M. ericetorum</i> , <i>M. centuncularis</i> , <i>M. sculpturalis</i> , <i>M. willughbiella</i> , <i>M. versicolor</i> , <i>M. apicalis</i> , <i>M. deceptor</i> , <i>M. leachella</i> , <i>M. maritima</i> , <i>M. pilidens</i>
		Pelyhesméhek (<i>Anthidium</i>)	virágpor és nektár	növényi szőrök	nincs	előbáb/imágó	4-10	<i>Anthidium manicatum</i> , <i>A. septemspinum</i> , <i>A. florentinum</i> , <i>A. nanum</i>
		Hengeresméhek (<i>Heriades</i>)	virágpor és nektár	gyanta	nincs	előbáb/imágó	3-5	<i>Heriades rubicolus</i> , <i>H. truncorum</i>
	Ósméhek (Colletidae)	Álarcosméhek (<i>Hylaeus</i>)	virágpor és nektár	maguk termelte átlátszó membrán	nincs	előbáb	2-5(-8)	<i>Hylaeus angustatus</i> , <i>H. signatus</i> , <i>H. communis</i> , <i>H. leptoccephalus</i> , <i>H. gibbus</i> , <i>H. confusus</i> , <i>H. moricei</i> , <i>H. punktulatissimus</i> , <i>H. styriacus</i> .

Család/Alcsalád	Genusz	Ivadékok tápláléka	Fészekanyag	Kokon	Telelési alak	Jellemző üregátmérő (mm)	Fészkelő fajok (a fészkek számának sorrendjében: relatív <i>gyakori</i> , vagy <i>ritka</i>)	
Darazsak	Szitásdarazsak (Crabronidae)	Fazekasdarazsak (<i>Trypoxylon</i>)	pókok (Araneae)	sár	fekete végű, bézs, hosszúkás	előbáb	2-6(-8)	<i>Trypoxylon figulus</i> , <i>T. attenuatum</i> és <i>T. scutatum</i>
		<i>Solierella</i> fajok	poloskák (Heteroptera)	változatos törmelék	sár	előbáb	2-6	<i>Solierella compedita</i>
		<i>Passaloecus</i> fajok	levéltetvek (Aphidoidea)	átlátszó membrán	nincs	előbáb	2-5(-8)	<i>Passaloecus gracilis</i>
		<i>Psenulus</i> fajok	levéltetvek (Aphidoidea)	átlátszó membrán	nincs	előbáb	2-5(-8)	<i>Psenulus pallipes</i>
		<i>Nitela</i> fajok	fatetvek (Psocoptera)	nincs fészekanyag	két színű	előbáb	2-6	<i>Nitela spinolae</i>
	Útonállódarazsak (Pompilidae)	<i>Agenioideus</i> fajok	pókok (Araneae)	növényi apríték	sötét- vagy bézs barna	előbáb	4-6 (3-8)	<i>Agenioideus cinctellus</i> , <i>A. sericeus</i>
		<i>Dipogon</i> fajok	pókok (Araneae)	növényi apríték	fehér	előbáb	4-6 (3-9)	<i>Dipogon bifasciatus</i>
		<i>Auplopus</i> fajok	pókok (Araneae)	sár	nincs	előbáb	4-10	<i>Auplopus carbonarius</i>

Család/Alcsalád	Genusz	Ivadékok tápláléka	Fészekanyag	Kokon	Telelési alak	Jellemző üregátmérő (mm)	Fészkelő fajok (a fészkek számának sorrendjében: relatív <i>gyakori</i> , vagy <i>ritka</i>)
Magányos redősszárnyú-darazsak (Eumeninae)	Gömböc és kürtősdarazsak*	hernyók (Lepidoptera)	sár	nincs, vagy nagyon vékony	előbáb	2-9	<i>Ancistrocerus gazella</i> , <i>Microdynerus nugdunensis</i> , <i>Alastor mocsaryi</i> , <i>Euodynerus posticus</i> , <i>Symmorphus gracilisés</i> , <i>Symmorphus crassicornis</i> , <i>Allodynerus delphinalis</i> , <i>Eumenes lunulatus</i> , <i>Euodynerus notatus</i> , <i>Euodynerus quadrifasciatus</i> , <i>Stenodynerus chevrieranus</i> , <i>Ancistrocerus nigricornis</i> , <i>Antepipona deflenda</i> , <i>Parodontodynerus ephippium</i>
		* <i>Alastor</i> , <i>Allodynerus</i> , <i>Ancistrocerus</i> , <i>Antepipona</i> , <i>Eumenes</i> , <i>Euodynerus</i> , <i>Leptochilus</i> , <i>Microdynerus</i> , <i>Parodontodynerus</i> , <i>Stenodynerus</i> és <i>Symmorphus</i> fajok					
Kaparódarazsak (Sphecidae)	Fűdarazsak (<i>Isodontia</i>)	pirregőtücskök (Oecanthinae)	fűszálak	átlátszó membrán	előbáb	7-9	<i>Isodontia mexicana</i>

10. sz. melléklet – **A fészekcsapda feldolgozáshoz készített útmutató**, melyet Dr. Török Edina által készített, belső felhasználásra szánt munkaanyagának átdolgozásával és korábbi évek tapasztalatából, valamint a szakirodalom alapján állítottam össze. Az eredeti PowerPoint dokumentum 50 diából áll és egy szöveges protokoll egészíti ki, amely lépésről lépésre tartalmazza a feldolgozás menetét, és pontos utasításokat ad az Excel táblázat kitöltéséhez. Az alábbi útmutató célja az volt, hogy kezdők számára is érthető legyen a feladat és gyorsan átlátható a fészekcsapdában található fészkelő fajok ökológiája és taxonómiája. A mellékletként megadott dokumentum a 13. verziószámot kapta és a Lendület Ökoszisztéma-szolgáltatás Kutatócsoport NextCloud felhőszolgáltatásban található.

Trapnest Kisokos / 1. rész - Tartalom

Trapnest Kisokos

Trapnest processing guide



A WWF kísérlet során kihelyezett fészekcsapdák (trapnest) feldolgozásához.
Készítette: Bihaly Áron
Készült: 2022. január
Utolsó frissítés: 2024. május

Az útmutatóban szereplő képek forrásai és szerzői meg vannak említve az egyes képeknél, illetve, ha nincs akkor az szabad felhasználású internetes forrásból származik.

Tartalom:

0. rész - Cím dia	1
1. rész - Tartalom	2
2. rész - Háttér	3
3. rész - Alapozó ismeretek	4
4. rész - Fészkelő fajok	5
Általános	5
Méhek	8
Darazsak	22
5. rész - Fészekparazita fajok	37
6. Rész – Nadszálakban előforduló nem fészkelő fajok	50

Trapnest Kisokos / 2. rész - Háttér

Trapnest = Fészekcsapda

Előkészület, háttér

- Március-kihelyezés
- Szeptember-begyűjtés
- Decembertől hűtőkamra
- Januártól feldolgozás
- Kinevelésre elrett fészkek monitorozása
- Részleteket lásd a protokoll leírásában

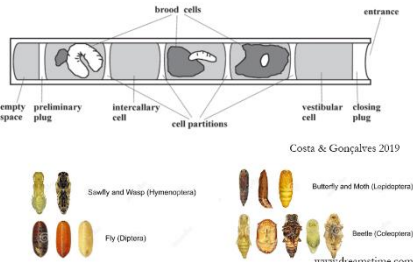


Trapnest Kisokos / 3. rész - Alapozó ismeretek

Trapnest = Fészekcsapda

Alapozó ismeretek

- Nadszálak üregeibe készítenek fészket
- Falakkal választják el az ivadékbölcsőket
- Különböző
 - Táplálék
 - Méret
 - Telelési alak
 - Kokon
 - Paraziták



Costa & Gonçalves 2019
www.dreamstime.com

Trapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Általános 1

Kik készítenek fészket?

- **Méhek - Bees**
 - **Megachilidae** = méhészméhek
 - *Megachile, Osmia, Hirsutiella, Anthidium*
 - **Colletidae** = gümélek
 - *Hylaeus*
- **Darazsak - Wasps**
 - **Crabronidae** = szitódarazsak
 - *Trypoxylon, Scherella, Nitidus, Pezomachus, sth.*
 - **Vespidae, Eumeninae** = nagytestű redősfészkesdarazsak
 - Eumenid wasps: *Eumenes, Euclyptus, Anisotrochus, sth.*
 - **Pompilidae** = útszállódarazsak
 - *Dipogon, Aspilota, Agrius, sth.*
 - **Sphécidae** = lapúdarazsak
 - *Isodontia*

Trapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Általános 2

Összehasonlítás:

Méhek	Összehasonlítás	Darazsak
pollen (és nektár)	táplálék	préda (ízeltlábuak)
változatos	fészekanyag	változatos, leggyakrabban sár
kerek levéldarabok (<i>Megachile</i>)	jellemző fészekanyag	fűszálak (<i>Isodontia</i>)
<i>Cacoxenus indagator</i>	jellemző parazita	nincs

Trapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Általános 3

Fészkelő taxonok jellegzetességei

(mindig lehetnek kivételek)

Taxon	Bee or wasp	Pollen or prey	Nest material	Cocoon	Offspring
Megachile	bee	pollen	mud, leaves	brown	larvae or bees
Osmia	bee	pollen	mud, chopped_plants	brown	bees
Anthidium	bee	pollen	plant_hairs	no_cocoon	larvae or bees
Hierades	bee	pollen	resin	no_cocoon	larvae or bees
Hylaeus	bee	Pollen (nectar)	membran	no_cocoon	larvae
Emmerinae	wasp	caterpillars	mud	no or very thin	larvae
Solierella	wasp	Heteroptera	detritus_woody, or_muddy	mud	larvae
Trypoxylon	wasp	spiders	mud	brown-bioge, black-capped	larvae
Passalococcus	wasp	aphids	membran	no_cocoon	larvae
Nitida	wasp	barkflies	no_walls	two-colored	larvae
Anglopus	wasp	spiders	mud	no_cocoon	larvae
Dipogon	wasp	spiders	fluffy_detritus	white	larvae
Agenoides	wasp	spiders	fluffy_detritus	dark- or bioge-brown	larvae
Leontonia	wasp	crickets	grass	membran	larvae with turned-down head
Psenulus	wasp	aphids	membran	No_cocoon	?

Trapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek

Méhek (fészekspadába fészkelő)

- Pollennel és nektárral táplálják utódaikat
- Az elválasztó falakat építhetik sárból, „összerágott” növényi darabkákból, kivágott leveldarabokból, növényi szőrökből, apró kavicsokból, gyantából vagy saját maguk által termelt hátyás anyagból
- Telelhetnek előbb (lárva) vagy imágó alakban
- A nádszálabban található, de fészket nem építő egyedek védelem reményében és nem fészkelés céljából kerültek a fészekspadákba
- Fészkeiket parazitálhatják bogarak, legyek de elsősorban más hátyásszárnyúak
- Általában a fészék nyílásától távolabb található ivadékbölcsőkben vannak a –hímeknél nagyobb testű – nőstények
- Vannak kakukk méhek, melyek nem építenek fészket, csak elfoglalják azokat (pl. *Hoplitis* spp., *Stelis* spp., *Megachile* spp., stb.)
- Leggyakoribb családok: Megachilidae, Colletidae
- Leggyakoribb genuszok: *Megachile*, *Osmia*, *Hierades*, *Anthidium*, *Hylaeus*

Trapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Megachilidae

Megachilidae = művészméhek családja

- **Megachile** = szabóméhek = leafcutter bees 10. old.
 - *M. ericetorum*
 - *M. rotundata*
 - *M. centuncularis*
 - *M. sculpturalis*,
- **Osmia** = falíméhek = mason bees 15. old.
 - *O. caeruleascens*
 - *O. rufa*
- **Anthidium** = pelyhes méhek = wool carder bees 18. old.
- **Hierades** = gyantás méhek (?) = resin bees 19. old.
- Egyéb:
 - *Chelostoma emarginatum*, *Coelioxys* spp (kakukk méhek), *Stelis* spp. (kakukk méhek)

Trapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Megachilidae / Megachile 1

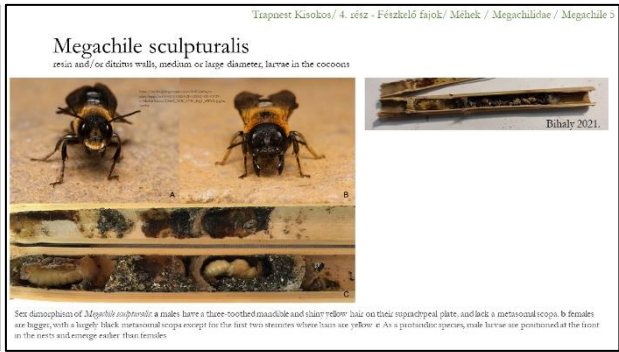
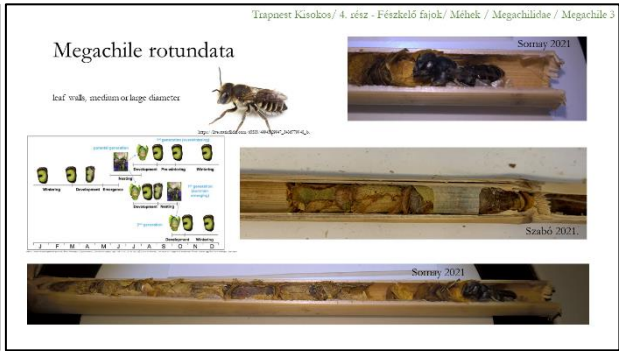
Megachile spp.

A szabóméhek (Megachile) faj szinten nem tudjuk meghatározni a feldolgozás során, csak genusz szinten. Jellegzetes a leveldarabokból készített ivadékbölcsők, más genuszban nem találunk ilyet. Általában lárva állapotban találhatók meg a kokonokban. Az egyetlen faji szinten beazonosítható faj a *M. ericetorum*, mert ez a teljes nádszálat kitölti sárral, szinte összeolvadnak a cellasajtek, és a *M. sculpturalis* amelyek gyantából és törmelek anyagokból készíti fészket.

2020-21-ben beazonosított fajok:

- Megachile ericetorum**
- Megachile rotundata**
- Megachile centuncularis**

Megachile sculpturalis, Megachile willughbiella, Megachile vesicolor, M. sculpturalis, M. willughbiella, M. vesicolor, M. apicalis, M. deceptoris, M. leachella, M. maifirma, M. pilidens.



Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Megachilidae / Osmia

Osmia rufa (syn. O. bicornis)

mad walls, medium or large diameter, brown cocoon

Bihaly 2021

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Megachilidae / Anthidium

Anthidium spp.

A pehelyméhek növényi szőröket gyűjtenek (plant_hairs) ivadékbölcsők kialakítására. Ez a fészkekben úgy néz ki mintha vattával tömték volna ki. Közepes, vagy nagyobb átmérőjű nádszalak választanak.

2020-21-ben beazonosított fajok:

- A. manicatum
- A. nanum
- A. septemspinosa
- A. florentinum

— genus Anthidium complex called the European wood carder bee
— pehely méhek, pehelyekkel bélelt ki fészkét

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Megachilidae / Heriades

Heriades spp.

A Heriades méhek hengeres testűek, kisebb- közepes méretű nádszalakba építik fészkeiket. Az ivadékbölcsőket clavulázó falakat rendszerint gyantából alakítják ki.

2020-21-ben beazonosított fajok:

- H. rubicolus
- H. truncorum

— genus Heriades small diameters, resin granules walls

Szabó 2021

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Colletidae

Colletidae = ősméhek családja

• Hylaeus = álarcos méhek = yellow-face bees

A fészekspádkában az álarcos méhek a kisebb átmérőjű nádszalakba fészkelnek. Az ivadékbölcsők elválasztására saját maguk által termelt hártyszerű állatsző-membránt használnak. Iradékaik egymás mellett sűrűn helyezkednek el a kisméretű, bordázott fehér, vagy sárgás-félfér lárvák. Táplálékul egy lényegesen likvidebb anyagot halmoznak fel mint a művészméhek, amelyek inkább virágot használnak. Az álarcos méhek nagyobb részt használnak nektárt, ami enyhén folyos és csillog. A fajokat egymástól csak kivevélés után tudjuk megkülönböztetni, ezért a táblázatba csak genus szinten kell beírni.

2020-ban beazonosított fajok:

- Hylaeus angustatus
- Hylaeus signatus
- Hylaeus conatus
- Hylaeus leptoccephalus
- Hylaeus gibbus
- Hylaeus confusus
- Hylaeus moisei
- Hylaeus praekudatusimus
- Hylaeus stryaceus

Bees, Colletidae (Ősméhek)

- genus Hylaeus small diameters, membranous walls
- Food nectar

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Méhek / Colletidae / Hylaeus

Hylaeus spp.

Bihaly 2021

Somay 2021

Bihaly 2021

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Darazsak

Darazsak (fészekspádkába fészkelő)

- Különböző ízeltlábú fajokkal táplálják utódaikat (pók, hernyó, bogarlárvá, püregő rücsök, stb)
- Az elválasztó falakat építhetik sárból, vegyesen növényi és más külső anyagok(sár, kavics, fadarabok, termések) darabkáiból, vagy saját maguk által termelt hártys anyagból
- Általában előbáb (lárvá) állapotban telelnek. A lárvák feje és rágószájszerve sokszor jól elkülönül.
- A nádszalakban található, de fészket nem építő egyedek védelem reményében és nem fészkelés céljából kerültek a fészekspádkába
- Fészkeiket parazitálhatják bogarak, ritkábban legyek, de elsősorban más hártyszárnyúak
- Leggyakoribb családok: Crabronidae, Pompilidae, Eumeninae (Vespidae), Sphecidae
- Leggyakoribb genuszok: Trypoxylon (C), Dipogon (P), Solierella (C), Isodontia (S), Passaloecus (C), Nitela (C), Anoplopus (P), Agonoides (P), Psenulus (C) és eumenid darazsak (Eumenes, Euclypterus, Anacitocrerus, stb)

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Darazsak / Crabronidae

Crabronidae = szitásdarazsak családja

- Trypoxylon = fizekas darázs 24. old.
- T. figurus
- T. scutatum
- T. attenuatum
- Solierella = 25. old.
- S. compedita
- Passaloecus = 26. old.
- Passaloecus gracilis
- Nitela = 27. old.
- Nitela spinolae
- Psenulus = 28. old.
- Psenulus pallipes
- Egyéb:
 - Ectemnius continius, Pemphredon rugifera, Pemphredon lethifera, Pison strum, Astata kashimienis

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Darazsak / Crabronidae / Trypoxylon

Trypoxylon spp. = fizekasdarazsak

A Trypoxylonok a leggyakoribb darazsak a fészekspádkában. Bész színű, matt, hosszúkás kokonjaik az egyik végükön fekete „sapkát” kaptak. Közepes és kisebb átmérőjű nádszalakba fészkelnek. Két fajuk van, melyeket csak határozás alapján különítünk el. Prédájuk pók (spider), az elválasztó falak sárból (mud) vannak.

2020-21-ben azonosított: T. figurus (2-3. kép), T. scutatum (1. kép), T. attenuatum és

— genus Trypoxylon (fizekasdarazsak)
— genus Trypoxylon: medium diameters, Josua walls, larvae in characteristic brown-beige black-capped cocoons
— food: spiders

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Darazsak / Crabronidae / Solierella

Solierella spp.

A Solierella darazsak nem klasszikus ivadékbölcsőket készítenek, hanem felhalmoznak különböző anyagokat a fészkekben és ezek között helyezkednek el a magányosan álló, igen apró sárból készült kokonokban az ivadékok. Nem ismert, hogy mivel táplálja ivadékait. Fajszintű meghatározást a szakértő végzi.

2020-ban azonosított: Solierella compedita

Kabai 2021

Kabai 2021

Tlapnest Kisokos / 4. rész - Fészkelő fajok / Darazsak / Crabronidae / Passaloecus

Passaloecus spp.

A Passaloecus fajokról egyelőre nincsen saját készítésű képünk. A korábbi segédanyag alapján: a fészek kis átmérőjű nádszalakban készül, nincsen kokon, fehér vagy (narancs)sárga lárvát láthatunk, és tetvekkel táplálja ivadékait. Aránylag ritkán fordul elő.

2020-ban azonosított: P. gracilis

— genus Passaloecus small diameters, membranous walls, no cocoon, white or yellow or orange larvae
— food: aphids

Nitela spp.



A Nitella fészkekről is csak bizonytalan saját fotók állnak a rendelkezésre. Korábbi anyagban az szerepelt, hogy kétszínű a kokon, és hogy a préda Psocoptera. Ezt azért fenntartásokkal érdemes kezelni. Aránylag ritkán fordul elő.

2020-21-ben azonosított: *N. spinolae*



—genus *Nitela*
two colored
cocoon
— food:
Psocoptera or
other

Psenulus spp.



A *Psenulus* genus fajai levéltetveket (Aphids) halmoznak fel utódaik táplálására. Az elválasztó falakat saját maguk készítik: áttetsző hárttyát képezve az ivadékbölesök között. A lárvá sárgás színű, kokon nincs. Kis átmérőjű nádszálakat használnak.

2020-ban azonosított:

Psenulus pallipes



Pompilidae = útonálló darazsak családja

- *Dipogon* = 30. old.
 - *Dipogon bifasciatus*
- *Auplopus* = 31. old.
 - *Auplopus carbonarius*
- *Agenioideus* = 32. old.
 - *Agenioideus cincitellus*
 - *Agenioideus sericeus*

Dipogon spp.



A *Dipogon* genus fajai pókokat halmoznak fel utódaik táplálására. Az elválasztó falakat növényi részekből lazán (fehéres vatta-szerűen) készítik. A fehér színű, selyem-szerű konokban a lárvá található. Kis-közepes átmérőjű nádszálakat használnak. Aránylag gyakran elfordulnak a fészekcsapdáknak.

2020-21-ben azonosított: *Dipogon bifasciatus*



Auplopus spp.

Az *Auplopus* fajok önálló hullámos felületű ivadékbölesöket készítenek sárból. Benne pókokat halmoznak fel táplálékként az utódaik számára. Felnyitáskor a lárvá látható. Ezeket az ivadékbölesöket bárhová elkészítik, ahol száraz és biztonságos helyet találnak, ezért a nádszálak nem a kizárólagos fészkelési helyük. Inkább ritkán fordulnak elő.

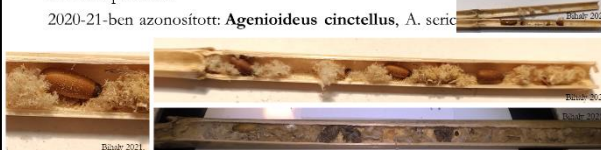
2020-21-ben azonosított: *Auplopus carbonarius* (Hordósfejű útonálló darázs)



Agenioideus spp.

Az *Agenioideus* darazsfajok kemény, matt, drapp-vagy sötét barna kokonokat alkotnak melyeknek egyik vége fekete sapkával ellátott. Fészekanyaguk a *Dipogon* fajokéhoz hasonló, de annál lazább, kevésbé vatta-szerű. Prédájuk pókok. Gyakorinak mondhatóak a fészekcsapdáknak.

2020-21-ben azonosított: *Agenioideus cincitellus*, *A. sericeus*



Eumeninae (Vespidae) = magányos redősszárnyú darazsak alcsaládja „gömböc és kürtös darazsak” = potter wasps or eumenid wasps

- *Eumeninae* alcsalád 34. old.
 - *Ancistrocerus* = kürtös darázs
 - *Allodynerus*
 - *Alastor*
 - *Eumenes* = gömböc darázs
 - *Euodynerus*
 - *Microdynerus*
 - *Stenodynerus*
 - *Symmorphus*

Eumeninae spp. Magányos redősszárnyú darazsak

- Az *Eumeninae* (Vespidae) alcsaládba tartoznak a magányos redősszárnyú darazsak, a gömböc darazsak (*Eumenes*) és a kürtös darazsak. Ezeket csak határozás alapján szakember tudja fajszinten elkülöníteni, nekünk elég annyit tudnunk, hogy *Eumeninae*. Minden esetben közepes méretű nádszálakba készítik fészkeiket, a fészekanyag sár, az ivadékaik számára kis hernyókat gyűjtenek, a lárvák sárgák, vagy fehérek. Ezen jegyek együtállása egyértelműen mutatja, hogy *Eumeninae* készítette a fészket.
- A következő dián néhány képen is láthatóak.
- 2020-ban azonosított:
 - *Ancistrocerus gazella*,
 - *Microdynerus nugdamensis*,
 - *Alastor mocsaryi*,
 - *Euodynerus postictus*,
 - *Symmorphus gracilis*



Wasps, Vespidae

- *Eumeninae* (fői darazsak):
 - legsz. átlagos, összesen 10-12 mm, fehér és fekete lárvák között az első két év alatt
 - szívesen látogatják a szőlőt
 - szőlő: *Mono-Euphranta* (szőlő) *Chromocleptes* (szőlő) *Chromocleptes* (szőlő)



Leptochilus regalis
Symmorphus castaneus
Allodynerus fulvifemur
Eumenes haemulata
Euodynerus notatus

Eumenes quadrifasciatus
Stenodynerus chrysocentrus
Ancistrocerus nigricornis
Austropepsus deBevoise
Pseudostictus ephippium

Eumeninae spp. Magányos redősszárnyú darazsak



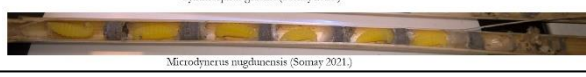
Ancistrocerus garzella (Kabai 2021.)



Eumenes lunulatus „gömböc darázs” (Bihaly 2021.)



Symmorphus gracilis (Somay 2021.)



Microdynerus nugdamensis (Somay 2021.)

Sphecidae = kaparó darazsak családja

- *Isodontia* = fűdarázs = grass-carrying wasps
 - *Isodontia mexicana* = mexikói fűdarázs
- A fészekcsapdáknak a kaparó darazsak közül egyedül az *Isodontia mexicana* fészkel. Nagy átmérőjű nádszálakba, fűfélékből készítik el a fészkeiket. Ivadékaikat tücskökkel (pirregő tücsök – *Oecanthinae*) táplálják. Az áttetsző kokonban nagy, visszahajtott fejű lárvát találunk.



Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok

Fészekparazita fajok

- Kakukk méhek 38. old.
 - Megachilidae: *Chelostys* spp., *Stelis* spp., *Hoplitis* spp., *Lithurgus* spp.
- Fészekparaziták 49. old.
 - Hymenoptera
 - Chrysididae = valódi fűrészarazsak
 - *Stegomyia punctipennis* = fémfliskészek
 - *Meloboris acasta*
 - Ichneumonidae (Terebrantes)
 - Chalcidoidea (Terebrantes)
 - Gasteruptionidae (Terebrantes)
 - *Monodontomerus*
 - Diptera 46. old.
 - *Cacoxenus indagator*
 - Tachinidae
 - Coleoptera 48. old.
 - *Trichobius apicatus*
 - *Megastoma sudata*



Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Kakukk méhek

Kakukk méhek

Megachilidae: *Chelostys* spp., *Stelis* spp., *Hoplitis* spp., *Lithurgus* spp.
Csak méh fészkekben



Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Chrysididae 1

Chrysididae = fémdarazsak

- Méhek és darazsak fészkeiben is
- Jellegzetes harang alakú hártvány kokonok 2020-21 ten leggyakrabban azonosított fűrészek
- Trichrysis cyanus*, *Chrysis dichroa*, *Chrysis ignita*, *Chrysidea disculata*, *Hedychidium monochroum*



Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Chrysididae 2

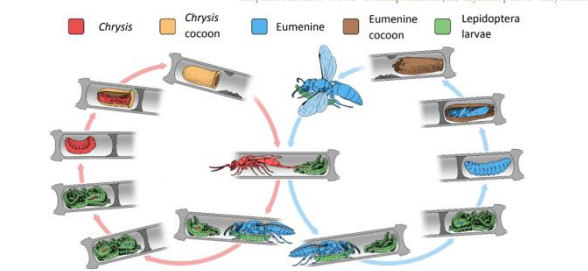


Figure 1. Life cycles of a kleptoparasitic cuckoo wasp of the genus *Chrysis* Linnaeus, 1761 and its potter wasp host (Vespidae: Eumeninae). Illustration by Alexander Berg. Paakkunen, J. (2016) - Flying Jewels.

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Sapygidae

Sapyga quinquepunctata

- Sapygidae (Áldarazsak)
- Sötétbarna fényes kokonok
- Potrohon jellegzetes fehér foltok



Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Melittobia

Melittobia acasta

- Méhek és darazsak fészkeiben egyaránt: *Melittobia acasta* (Fulophidae), sok lárvá vagy imágó ivadékbölcsönökben



Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Ichneumonidae

Ichneumonidae

- Főként darazsak fészkeiben: Ichneumonidae: hártvány kokon
- Valódi fűrészarazsak



Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Gasteruptionidae

Gasteruptionidae

- Dindárszerű fűrészek
- A parazita fűrészek (Gasteruption sp.) lárvái található az ivadékbölcsőkben
- Főként méhek fészkeiben: pl. *Hemiteles rubicola*




Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Hymenoptera / Monodontomerus

Monodontomerus spp.

- *M. obscurus* and *M. montivagus*
- Females use the ovipositor to pierce the bee cocoon and lay about 10 eggs on the bee prepupa or pupa. Monodontomerus larvae (0.12–0.2 inches [3–5 mm] long) consume all or most of the bee larva



Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tlapnest Kisokos / 5. rész - Fészekparazita fajok / Diptera / Cacoxenus indagator

Cacoxenus indagator

- Kizárólag méhek (*Osmia*) fészkeiben: *Cacoxenus indagator* (Drosophilidae), Kleptoparazita, ami nem féltőlten pusztítja el a méh lárváját, csak táplálék konkurens, így előfordulhat hogy a fészkekészítő faj utódja és a kleptoparazita legyek is kifejlődnek. Sok láva és a spagetti szűz ürülékük is jelen lehet az ivadékbölcsőkben



Dia készült: Tótok Edina 2021. Tlapnest Kisokos alapján

Tachinidae larvae

Trapnest Kisokos/ 5. rész - Fészekparazita fajok/ Diptera / Tachinidae

Minden fészekben előfordulhatnak



Dia készült: Tótok Edina 2021. Trapnest Kisokos alapján

Trichodes apiarius = méhészbogár

Trapnest Kisokos/ 5. rész - Fészekparazita fajok/ Coleoptera / Trichodes apiarius

- Főként méhek fészkeiben
- Rózsaszín lárvák, ritkábban imágók
- Gyakran tönkreteszi a fészkeket
- Darázs fészkekben is ^(2023 aug RAD)



Fotók: Bólyai Á

- „...Szerintem földalatti darázsok iradékből előbújó láris kimentették máis ezt a bogarat...” (Vas Zoltán)
- REFI:0001012071/1000-2010-0002



Bólyai Á

Dia készült: Tótok Edina 2021. Trapnest Kisokos alapján

Dermestidae =

Trapnest Kisokos/ 5. rész - Fészekparazita fajok/ Coleoptera / Dermestidae

- Minden fészekben
- Leggyakrabban: *Megatoma undata* = mészecumbogár
- Főként lárvák, hosszú szőrökkel
- Elsősorban a hulladék szervesanyagot fogyasztják, nem elsődleges fészekparaziták.



mészecumbogár

Wikimedia.org



permits/bio.com

Dia készült: Tótok Edina 2021. Trapnest Kisokos alapján

Nádszálakban előforduló nem-fészkelő fajok ^(2023 aug RAD)

Trapnest Kisokos/ 6. rész - Nádszálakban előforduló nem-fészkelő fajok

- Papírdarazsak = Polistes spp (Hymenoptera, Vespidae)
- Fémfűrkészek = Chalcidoidea öcs. (Hymenoptera, Terebrantes)
 - Vastagcsonbú fémfűrkészek = Chalcididae cs.
- Hangyák = Formicidae (Hymenoptera)
- Kakukk méhek = Coelioxys vagy Dioxys (Hymenoptera, Megachilidae)
- Gasteruptioniidae (Hymenoptera)
- Ichneumonidae (Hymenoptera)
- Katicabogarak = Coccinellidae (Coleoptera)



Polistes gallicus female



Coelioxys inermis female (Wiki)



Chalcis biguttata (Wiki)

Ezen csoportokba tartozó egyedek a nádszálakat menedékhelynek, vagy telelő helynek használják. Fészket nem építenek bele, így fellegyűzzük őket, de nem soroljuk be a két fészek építő csoport egyikébe sem („bees_or_wasps”, „bee” or „wasp”), még akkor sem, ha egyébként darazsak vagy méhek, hanem az „other” jelző **kapják**, és a „family” és „genus” oszlopokat kitöltjük, amilyen észlelésen csak tudjuk.