

37. OTDK Biológia Szekció

„Méhlegelők” nem csak méheknek

Készítette:

Simon Helga

Biológus MSc, I. évfolyam

Szegedi Tudományegyetem

Témavezetők:

Dr. Torma Attila

egyetemi docens

Magyar Botond

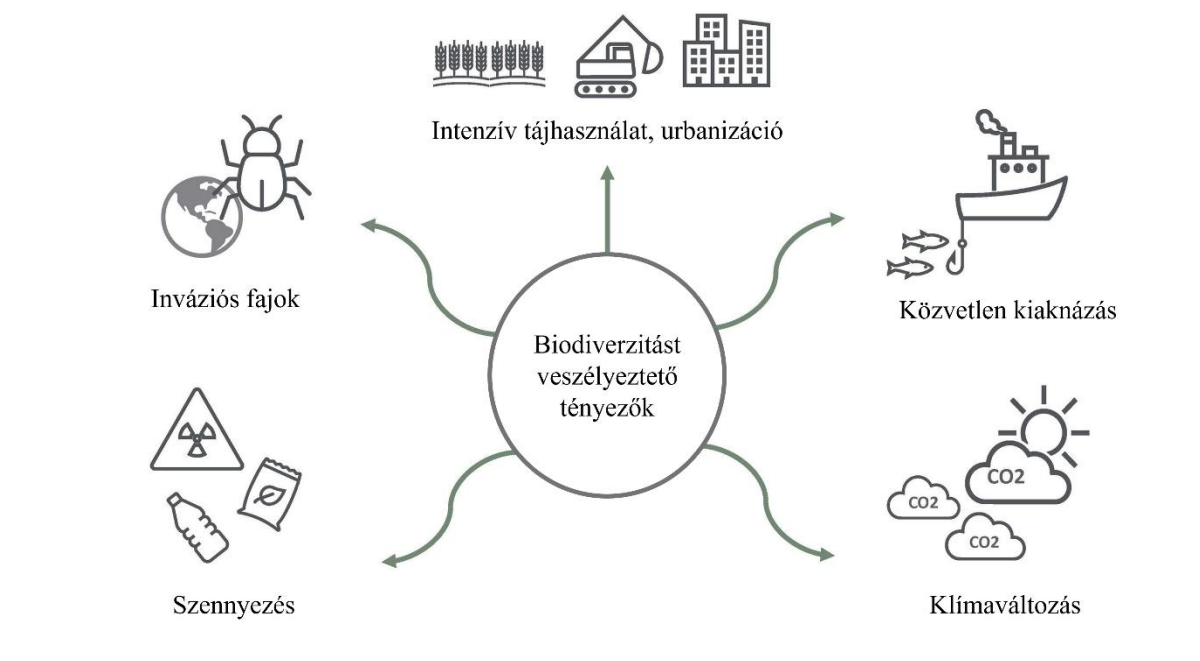
PhD hallgató

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. Célkitűzések	7
3. Anyag és módszerek.....	8
3.1. Vizsgálati terület jellemzése	8
3.2. Mintavételezés	9
3.3. Adatelemzés.....	10
4. Eredmények.....	12
4.1. Méhlegelők és kontroll gyepek összehasonlítása	12
4.2. Méhlegelők faj- és egyedszámát befolyásoló tényezők.....	14
5. Diskusszió.....	17
5.1. A méhlegelők hatásai az ízeltlábúakra a városi gyepekhez képest	17
5.2. A méhlegelők ízeltlábú diverzitását befolyásoló tényezők.....	18
5.3. A méhlegelők további hatásai	19
6. Konklúzió	21
7. Irodalomjegyzék.....	22
Köszönetnyilvánítás	28
Tételes szerzői hozzájárulás	29
Függelék.....	30

1. Bevezetés

Földünk biológiai sokfélesége elengedhetetlen szükséglet, nagy mértékben függ tőle az emberiség (Bourma és mtsai, 2023). A biodiverzitás az alapja az ökoszisztémák megfelelő működésének, melyek az emberek számára is alapvető javakat és szolgáltatásokat nyújtanak. Mindemellett a biodiverzitás növeli a jólétet, hozzájárul a biztonsághoz, egészséghez, szabadsághoz és a társadalmi viszonyok javításához is. Fenntartása és megőrzése fontos feladatunk, mert folyamatos kockázatnak van kitéve (1. ábra), melyeknek jelentős negatív hatásai lehetnek (Spangenberg, 2006). Állandó veszélyforrást jelentenek a biodiverzitásra az éghajlatváltozás következményei, az idegenhonos fajok térhódítása és a népességnövekedés következtében megnövekedett szükségletek kielégítése miatt megváltozott tájhasználat, mint a mezőgazdasági és erdészeti földhasználat, közvetlen kiaknázás a vadászat és túlhalászás által, szennyezések és az urbanizáció (Berrisford 2021).



1. ábra: Biodiverzitás veszélyeztető tényezői, Berrisford (2021) alapján

Az emberi térhódítás következményeképp az urbanizáció, és különböző hatásai, folyamatosan nyomon követhetők, mely emberi települések kialakulását, fejlődését, növekedését és sűrűsödését jelenti. Becslések alapján a Föld lakosságának több mint fele városokban él, és ez 2050-re a 70%-ot is elérheti (UNDESA, 2018). Az urbanizáció, mint antropogén tájatalakító folyamat legszembetűnőbb és legáltalánosabb környezetet formáló hatása a területi terjeszkedéssel függ össze (Fahrig, 2003). A városok megjelenésével és térhódításával egyre nagyobb területek esnek ki a természetes táji régióból. A fragmentáció

miatt redukálódik a megmaradt élőhelyek mérete, nő az élőhelyfoltok száma, és nő köztük az izoláció. Ezek a szigetszerű élőhelyfoltok a megváltozott táji folyamatok által állandóan változó környezetnek, szegélyhatásnak, invázióknak kitéttek, és ezen hatások következtében fajkészletük funkcionálisan és taxonómiaiilag is elkülönül (Piano és mtsai, 2020). Mindemellett a növekvő izoláció a biotikus interakciók megváltozásához vezet, következményeképp átalakulhatnak, kieshetnek különböző ökológiai folyamatok, ökoszisztéma szolgáltatások, mint például a beporzás (pollináció) vagy a ragadozás (predáció) általi növényevő (herbivór) kontroll (Theodorou, 2022).

Az urbanizációval járó nagymértékű beépítettség számos negatív hatással jár, mind az emberi populációkra, mind a növény- és állatvilágra (Li és mtsai, 2022). A makro- és mikroklimatikus változások, mint a városi hősziget hatás is befolyásolja az urbán ökoszisztémák működését. Ez jelentős, akár 12°C fokos különbséget is okozhat a városi és természetes élőhelyek között (Oke és mtsai, 1989). A viszonylag nagy hőmérséklet különbség direkt filter a városi fajokra nézve, csak a megfelelő fiziológiai toleranciájú fajok képesek e feltétel mellett túlélni, így kiválogatódnak a városi élőhelyekre a hő- és szárazságtűrő (termo- és xerofil) őshonos vagy inváziós fajok (Williams és mtsai, 2015).

Jelentős hatása lehet még a zaj- és fényszennyezésnek, amit Guenat és Dallimer (2023) tanulmánya foglal össze. A fokozott intenzitású és koncentrálódó – leginkább éjszakai – fénykibocsátás megzavarhatja az élőlények biológiai óráját, ezzel a napi és évszaki bioritmusuk felborulását idézve elő. A fényszennyezés a városi élőlények hormonszintjét is befolyásolhatja, ami kihathat a napi viselkedésmintázatokra és a reprodukív sikerre. Legdrasztikusabban az éjszakai (nokturnális) rovarok fény alapján való tájékozódását ronthatja, valamint ennek következményeképp a táplálkozásukra lehet negatív hatással. A fényforrás odavonzza magához a rovarokat, így azok könnyebben eshetnek zsákmányául a ragadozóknak, és a fényforrással való közvetlen érintkezés és a kibocsátott hő miatt halálos is lehet számukra. A városi zaj még ismeretlen módon és hatásmechanizmusokkal, de kihathat a reprodukív sikerre, megváltoztathatja az egyedek és fajok közötti interakciókat, valamint sejt- és molekuláris szintű modifikációkat idézhet elő, mely számos élettani változáshoz vezethet. Mindezek mellett a levegő szennyezettsége is hatványozza az urbanizáció káros hatásait, például negatív hatással lehet a szívritmusra, immunitásra, és stressztűrésre. A szennyezett levegő továbbá ronthatja a pollinátorok memóriáját és tanulási kapacitását.

A megváltozott, stresszelt környezethez való folyamatos adaptáció elengedhetetlen azon rovarpopulációk számára, melyek a városokban kényszerülnek élni; emiatt ezen populációk akár fiziológiailag vagy morfológiailag is különbözhetnek a természetes

élőhelyeken jelenlévő populációiktól (Stadler és mtsai, 2005). A rovaroknak a legnépesebb csoportként számos, a természet és ember számára egyaránt fontos szerepe van (Lőrinczi és Torma, 2019). Az ökoszisztéma fontos részét képezik: a Föld és a bioszféra minden pontján megtalálhatók, fontos helyet töltenek be a trófikus szinteken, táplálkozási láncokban. Rengeteg állatnak táplálékul szolgálnak, emellett a növényvilág számára is nélkülözhetetlenek: számos fajuk lebontó (szaprofág) vagy beporzó feladatot lát el. Egyes fajok ökoszisztéma mérnökként képesek megfelelő mikrokörnyezetet kialakítani más növény- és állatfajnak is akár. A városokban fontos lehet a biokontroll, mely megvalósítására is képes néhány rovarfaj. A ragadozó ízeltlábúak például szabályozhatják a növényevők populációit; eltűnésük a trófikus szintek alapvető tagjaiként további fajok eltűnését is eredményezheti. Mindezek mellett a tápanyag körforgásban is jelentős szerepük van (Scudder, 2017).

Az urbanizáció az abiotikus és biotikus filterei miatt általában a generalista fajokra nézve előnyös, míg a specialistákra hátrányos (Korányi és mtsai, 2021). A magasabb trófikus szinten lévő fajok szintén érzékenyebbek az urbanizációra. A növényevő rovarok például reziliensebbek a ragadozó rovarokhoz képest, és magasabb abundanciát érhetnek el, mert többnyire sok táplálék áll rendelkezésükre városi környezetben. Az urbán élőhelyek ezért a mobilis, r-stratégista, mindenevő (omnivór), néhány tápnövényre specializált (oligofág) vagy tápnövényre nem specializálódott (polifág), jó diszperziós képességű fajoknak kedveznek; szinte minden városban találkozhatunk ilyen kozmopolita fajokkal (Kotze és mtsai, 2011). A városi, sokszor vegetációmentes vagy kis komplexitású vegetációval rendelkező területek könnyen az r-stratégista fajok által a korai szukcessziós folyamat során benépesített és dominált élőhelyfoltokká válhatnak. Ez viszont sok tényezőtől függ: forráspopuláció távolságától és méretétől, diszperziós képességtől, abiotikus filterek jelenlététől és a már esetlegesen jelenlévő vegetáció tulajdonságaitól – azonban remek lehetőség a mobilis pionír fajok kolonizációjára. Az omnivór és herbivór fajokat kevésbé veszélyezteti a limitált erőforrásokért való interspecifikus kompetíció, valamint emellett a tájidegen városi flóra az oligofág és polifág fajoknak kedvez. A beépített környezet által állított diszperziós és megtelepedési filterek, akadályok áthidalására pedig nagyon fontos a jó terjedőképesség, például a megfelelő szárnyhossz a repüléshez (Melero és mtsai, 2020).

Az előbbieken bemutatott tényezők, az urbanizáció által kialakított abiotikus filterek felülírják a városi élőlényekre ható biotikus filtereket (Llodrá-Llabrés és Carinanos, 2022). Ez lehetőséget adhat az abiotikus tényezők, ezáltal az urbánus környezet javítására, biodiverzitásának megőrzésére is. Az urbánus környezet kismértékű természetességének fenntartása és javítása érdekében megoldást jelenthetnek a városi zöldterületek, vetett

virágsávok, méhlegelők (2. ábra). Az új, mesterséges élőhelyek, az urbánus zöldterületek növekedése növelheti az ökoszisztéma szolgáltatások számát és minőségét, valamint összeköttetést biztosíthatnak a városon kívüli természetközeli vagy természetes élőhelyekkel (Balzan és mtsai, 2018). Továbbá ezen „oázisszerű” zöldterületek szépítik a városi környezetet, hozzájárulnak az emberek mentális és fizikai egészségéhez és szociális előnyük is lehet (Nutsford és mtsai, 2013).



2. ábra: A kutatás során létesített méhlegelő Szegeden, a Lomnici utcában, nyár közepén, rovarhotellel
Forrás: Mondolo Egyesület, Kőrösi, 2023

Noha a városi környezet első ránézésre biológiailag sivárnak tűnhet, ezt a megállapítást számos kutatás cáfolta az elmúlt évtizedekben (Hall és mtsai, 2017, Hunter és Hunter, 2008). További tanulmányok igazolták például a vetett virágsávok jótékony hatásait is a beporzókra (Daniels és mtsai, 2020). A városi vetett virágsávot tanulmányozó kutatások a pollinátor közösségekre, különös tekintettel a méhek, poszméhek és nappali lepkék csoportjára irányulnak – a méhlegelők hatásait csak ezen taxonok esetében vizsgálták széles körben (Schueller és mtsai, 2023; Baldock, 2020). Az agrárélőhelyeken azonban szintén aktívan kutatott téma a virágsávok szerepe az ízeltlábúakra, és a biodiverzitásra egyaránt (Haaland és mtsai, 2011). Sok éve alkalmazzák a vetett virágsávokat világszerte a mezőgazdasági területeken jótékony hatásuk miatt, nem csak a pollináció hanem a biokontroll elősegítése érdekében is (Sidhu és Joshi, 2016; Fountain, 2022).

Mindezek alapján fontosnak tartom, hogy pontosabb képet kapjunk arról, hogy milyen mértékben képesek támogatni a beporzókon kívül az egyéb ízeltlábú-együtteseket a vetett virágsávok a városi környezetben. Ezek táplálékforrást, telelő-, tojáshelyet, és búvóhelyet, valamint kedvező mikroklimatikus feltételeket biztosíthatnak más ízeltlábúak számára is, de ilyen, nem a pollinátorokra irányuló városi virágsávokon végzett kutatást a szakirodalomban nem találtam.

2. Célkitűzések

Dolgozatomban a nem beporzó ízeltlábúak faj- és egyedszámainak, valamint jellegeiknek (trait-jeiknek) vizsgálatát tűztam ki célul városi méhlegelőkön és kontrollként alkalmazott zöldterületeken. Az alábbi fő kutatási kérdésekre kerestem a választ:

1. Van-e különbség az ízeltlábúak faj- és egyedszámában, valamint trait-jeiben a méhlegelők és a kontroll gyepek között?
2. Milyen abiotikus és biotikus tényezők alakítják az ízeltlábúak faj- és egyedszámát a méhlegelők esetében?

A városi gyepek akár 2-3 hetente kaszált területek, szemben a csak ősszel lekaszált méhlegelőkkel. Az intenzív kezelés egyértelműen hátrányos az ízeltlábúak diverzitása szempontjából nem csak városi élőhelyeken (Watson és mtsai, 2020, Hussain és mtsai, 2023). Az intenzíven kezelt városi élőhelyek összességében a szárazságtűrő, mobilis, kisméretű és alacsonyabb trófikus szintet képviselő, polifág fajoknak kedveznek (Kotze és mtsai, 2011). Ezzel szemben a méhlegelők további fajoknak is forrásokat nyújthatnak, hasonlóan a gabonaföldeken vetett virágsávok hatásához (Haaland és mtsai, 2011), valamint menedéket nyújthatnak a kaszálás hatásainak mérséklésére alkalmazott bűvósávokhoz hasonlóan (Gallé és mtsai, 2024, Révész és mtsai, 2024). Mindezek alapján az alábbi hipotéziseket fogalmaztam meg az első kérdésemhez kapcsolódóan:

- i) Az ízeltlábúak faj- és egyedszáma magasabb a méhlegelőkön, mint a kontroll gyepeken.
- ii) A méhlegelőkön több a ragadozó, nedvesebb mikroklimát kedvelő, nagyobb méretű, kevésbé mobilis ízeltlábú az intenzív városi gyepekhez képest.

A változatos biotikus és abiotikus tényezők mellett a városi élőhelyeken meghatározó lehet az urbanizáció mértéke (kertvárostól a városközpontig) is a biodiverzitás szempontjából (McDonnell és Pickett, 1990, Niemelä és mtsai, 2000, Nagy és mtsai, 2018, Bates és mtsai, 2011). A második kutatási kérdésemmel kapcsolatban így azt feltételeztem, hogy:

- iii) A méhlegelők ízeltlábúinak faj- és egyedszámát a méhlegelők és a környező városi gyepek vegetációs paraméterei és mikroklimatikus tényezői szignifikánsan befolyásolják.
- iv) A méhlegelők ízeltlábúinak faj- és egyedszáma a beépítettségi kategóriák között, azaz egyfajta urbanizációs grádiens mentén, szignifikánsan eltér.

3. Anyag és módszerek

3.1. Vizsgálati terület jellemzése

Vizsgálati területünk, Szeged városa a Dél-Alföldön, a Dél-Tisza-völgyben helyezkedik el (Dövényi, 2010). A kistáj észak-déli irányultságú, 77 és 91 méter tengerszint feletti magasságú, felszíni formái leginkább folyóvízi eredetűek. Talajának felszíne többnyire öntésszap, mely lefelé réti agyagba és folyóvízi üledékbe megy át. A területtípus meleg-száraz éghajlatú, napsütéses óráinak évi száma körülbelül 2020-2040. Évi középhőmérséklete 10,4-10,6 °C, vegetációs időszak átlaga pedig 17,6 °C. Az évi csapadékösszeg 510-540 mm. Az északi, északnyugati irányú szelek a legjellemzőbbek a kistájra, az átlagos szélsősebesség 3 m/s. A kistájon 140 km hosszan folyik keresztül a Tisza, hatalmas vízgyűjtő területtel, ennek ellenére száraz, gyér lefolyású, erősen vízhiányos terület. vízminősége II-es típusú. A területnek számos tava van, sok mesterséges tározóval és halastóval. A talajvíz 2-4 méter mélyen található itt, rétegvíz mennyisége nem jelentős. A kistáj növényzetének, a vegetáció mintázatának alakulása a vízgazdálkodás és a tájhasználat függvénye. A hullámtér fő potenciális vegetációja a ligeterdő, a terület többi része leginkább kezeletlen gyep, szántó. A terület fajszáma 400-600 közé tehető.

Szeged az ország harmadik legnépesebb települése, a Dél-Alföld központja (KSH). Lakossága körülbelül 158.797 fő (a legutóbbi népszámlálás alapján). A város zöldterületeinek aránya 2005 és 2019 között 12%-kal növekedett. 2022-ben már 377 hektár önkormányzati zöldterülettel rendelkezett Szeged városa.

A Mondolo Egyesülettel és a Szegedi Környezetgazdálkodási Nonprofit Kft-vel együttműködve 100 m²-es méhlegelőket telepítettünk Szegeden. A méhlegelők helyszínét igyekeztünk úgy kijelölni, hogy egy urbanizációs gradiens mentén legyenek telepítve. A városok morfológiai feltérképezésére alkalmas, a városi hősziget hatás és az épületmagasságok párhuzamát alapul vevő LCZ (Local Climate Zone) (Stewart és Oke, 2012) típusok alapján határoztunk meg potenciális helyszíneket. Az eredeti LCZ típusokat összevontuk 3 kategóriába, melyek az alábbiak szerint alakultak: 1.) kevésbé beépített, alacsonyabb építésű területek, tipikusan kertvárosi (például: Szőreg, Tápé) részeken (LCZ 8-9.); 2.) kevésbé beépített, magasabb építésű területek, tipikusan panel lakótelepek (LCZ 5-6.); és 3.) kompakt, beépített területek, mint a belváros (LCZ 2-3.). Végül az egyeztetések után 22 méhlegelő lett telepítve, melyből kettőt a sikertelen telepítés miatt kizártunk, így összesen 20 méhlegelőt vizsgáltunk, melyekből 6 az 1-es, 7 a 2-es és 7 a 3-as

beépítettségi kategóriájú helyszínen helyezkedett el (3. ábra). A méhlegelőnek kijelölt területeket a megfelelő talajelőkészítés után standard magkeverékkel vetettük be. A SYNGENTA Évelő méhlegelő nevű magkeverékét használtuk, melynek tartalmát a Függelék 1. táblázata foglalja össze. A virágsávokhoz rendelt 20 zöldterületen, azaz városi gyepen szintén 100 m²-es területeket jelöltünk ki kontroll mintavételre, melyek a virágsávoktól megfelelően távol mintegy 50-100 méterre, de még ugyanabban a városi környezetben helyezkedtek el.

3. ábra: Mintavételi helyszínek, méhlegelő-kontroll gyep párok, Szeged városában

A 20 méhlegelőn és a hozzájuk tartozó kontroll területeken júniusban, azaz a fő vegetációs időszakban, napsütéses és szélmentes időben 9-16 óra között történtek a mintavételek. Mértük a talajnedvességet TDR 350 készülékkel 10-10 ponton. A növényfajok %-os borítási értékeit, az összborításukat, valamint a vegetáció magasságát és virágabundanciáját 4db 1m×1m-es kvadrátban vettük fel a méhlegelőn és a kontroll gyepen is.

70%-os alkohollal tartósítottuk. A zacskókat egyedi azonosító kódokkal láttuk el és az SZTE Ökológiai Tanszékén, hűtőszekrényben tároltuk meghatározásukig. A begyűjtött anyagot sztereomikroszkóp alatt válogattuk szét ízeltlábú csoportokra, melyek közül a dolgozat elkészítéséig a poloskák (Heteroptera), kabócák (Auchenorrhyncha) és az egyenesszárnyúak (Orthoptera) lettek faji szintig meghatározva.

Az ízeltlábúak egyes jellegei (trait-ek) mint a testméret, mobilitás, trófikus szint, tápnövény specializáció, nedvesség preferencia meghatározása irodalmi adatok alapján történt (Holzinger és mtsai, 2003; Nickel 2003; Wachmann és mtsai, 2004, 2006, 2007, 2008). A jellegeket és meghatározásukat az 1. táblázat foglalja össze. A jellegek alapján CWM (Community Weighted Mean), valamint RaoQ (funkcionális diverzitás) értékeket számoltunk az R statisztikai adatelemző szoftver FD csomagjának (Laliberté és mtsai, 2014) segítségével.

1. táblázat: Vizsgált jellegek és leírásuk

Jelleg (trait)	Típus	Leírás	Taxon
testméret	folytonos	átlagos testhossz mm-ben	poloska, kabóca
mobilitás	kategorikus	szárnypolimorfizmus alapján: 0-brachypter/apter 0.5-makropter és bracypter/apter 1-makropter alakok	poloska, kabóca
tápnövény specializáció	kategorikus	0-monofág 0.5-oligofág 1-polifág	poloska, kabóca
nedvességpreferencia	kategorikus	0-száraz, nyílt élőhelyet kedvelő, 0.5-generalista, 1-nedves, árnyékos élőhelyet kedvelő	poloska, kabóca
trófikus szint	kategorikus	0-herbivór, 0.5- omnivór (zoofitofág), 1-karnivór	poloska

3.3. Adatelemzés

Az adatelemzést az R statisztikai adatelemző szoftver Lme4 csomagjának (Bates és mtsai, 2015) segítségével végeztük. A méhlegelők és kontroll zöldterületek ízeltlábú együtteseinek összehasonlítása általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) segítségével történt. Túlszórás esetén negatív binomiális modellt használtunk. A modellekben az egyes csoportok faj- és egyedszáma, funkcionális diverzitása, valamint az egyes jellegek CWM értékei mint függő változók, magyarázó változóként a kezelés (méhlegelő vs. kontroll), random tagként pedig a 20 mintavételi helyszín, azaz az egyes méhlegelő-kontroll párok azonosítója szerepeltek.

A méhlegelőkön az egyes ízeltlábú csoportok faj- és egyedszámát befolyásoló tényezők hatását általánosított lineáris modellek (GLM, Poisson) segítségével elemeztük. Túlszórás esetén szintén negatív binomiális modellt használtunk. A modellekben az egyes csoportok méhlegelőkön mért faj- és egyedszáma szerepelt, mint függő változó. Magyarázó változóként a talajnedvesség, a méhlegelő és kontroll gyepek vegetációjának paraméterei (növény fajsza, vegetáció magassága, vegetáció összborítása) valamint az LCZ értékek alapján megállapított beépítettségi kategóriák (1. kategória: alig beépített; 2. kategória: nyílt, közepesen magas épületek; 3. kategória: beépített) szerepeltek a teljes modellben. Ezenkívül stepwise automatikus modellszelekciót alkalmaztunk az AIC értékek alapján. Az egyes beépítettségi kategóriák páronkénti összehasonlítása az emmeans csomag segítségével történt (Lenth 2021).

4. Eredmények

A méhlegelőkön és kontroll gyepeken összesen 88 poloska faj 1634 db imágóját és 1133 db lárváját; 88 kabóca faj 2900 db imágóját és 1840 db lárváját gyűjtöttük be. Az egyenesszárnyúak jelenléte csekély volt, csupán 9 faj 112 imágóját észleltük. A kontroll gyepek közül például csak 3-ban kerültek elő, így a kis mintaméret miatt statisztikai adatelemzést nem végeztünk.

A poloskák közül vizsgálatunk során a leggyakoribb fajnak a *Trigonotylus pulchellus* (Hahn, 1834) minősült, 19,6%-os előfordulással, ezt követte a zöld vándorpoloska (*Nezara viridula* (Linnaeus, 1758)) 7,1%-kal, a közönséges virágpoloska (*Orius niger* (Wolff, 1811)) 5,6%-kal, és a *Chlamydatus pullus* (Reuter, 1870) 5,3 %-kal. A kabócák körében a *Laodelphax striatellus* (Fallén, 1826) (18,6%) volt a leggyakoribb, utána pedig a *Zyginidia pullula* (Boheman, 1845) (9,8%), valamint az *Anaceratagallia laevis* (Ribaut, 1935) és *A. ribauti* (Ossiannilsson, 1938) (5,7% és 4 %).

4.1. Méhlegelők és kontroll gyepek összehasonlítása

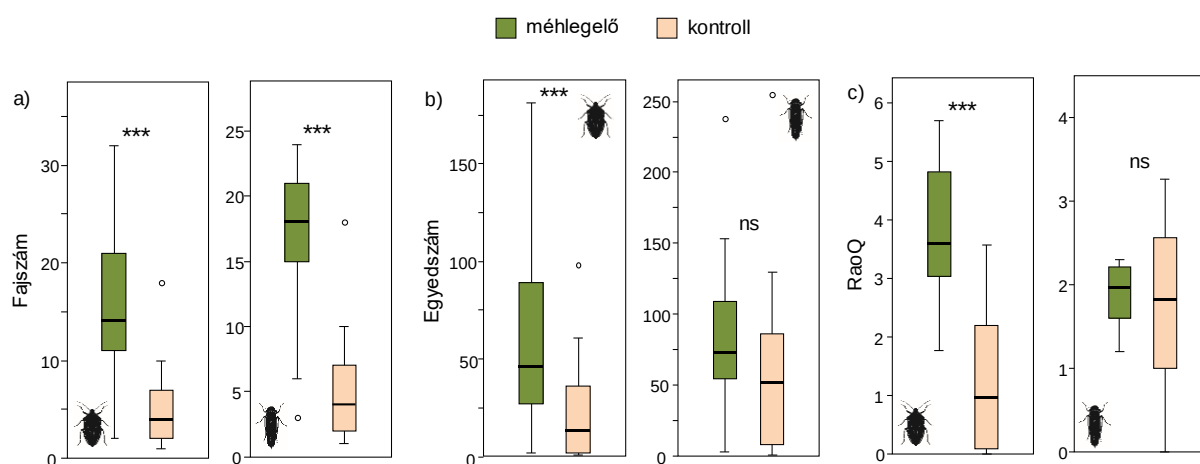
A méhlegelők és a kontroll gyepek poloska és kabóca együtteseinek összehasonlítását a kevert modellek alapján a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat: A poloskák és kabócák faj- és egyedszámában valamint az egyes jellegek CWM értékeiben lévő különbségek a méhlegelők és a kontroll gyepek között az általánosított kevert modellek (GLMM) alapján. A szignifikáns eredményeket félkövérrel szedve jelöltem.

	Poloska			Kabóca		
	becslés (SD)	z/t érték	p érték	becslés (SD)	z/t érték	p érték
fajsza ^P	1,085 (0,115)	9,447	< 0,001	0,476 (0,087)	5,483	< 0,001
egyedsza ^{NB}	1,008 (0,307)	3,279	0,001	0,345 (0,292)	1,181	0,237
RaoQ	0,017 (0,004)	3,845	< 0,001	0,126 (0,217)	0,580	0,569
testméret	1,371 (0,304)	4,505	< 0,001	0,286 (0,090)	3,167	0,003
terjedőképeség	-0,027 (0,041)	-0,658	0,518	0,139 (0,040)	3,457	0,003
tápnövény specializáció	0,055 (0,052)	1,059	0,303	0,021 (0,033)	0,624	0,54
nedvesség preferencia	0,147 (0,032)	4,570	< 0,001	0,086 (0,039)	2,177	0,042
trófikus szint	0,148 (0,039)	3,719	0,001	-	-	-

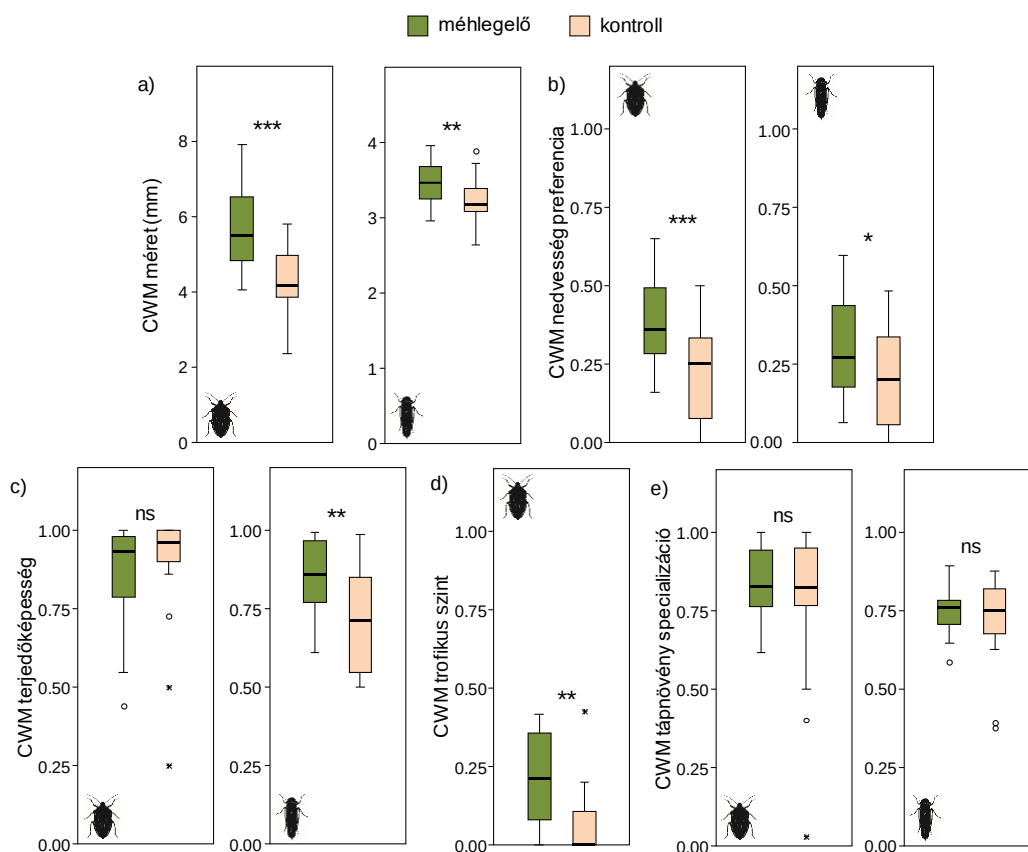
P: Poisson, NB: negatív binomiális

A fajszám mindkét vizsgált csoport esetében magasabb volt a méhlegelőkön (4.a ábra). A poloskák egyedszáma szintén magasabb volt a méhlegelőkön, de meglepő módon a kabócák egyedszámában nem találtunk szignifikáns különbséget a méhlegelő és kontroll gyepek között (4.b ábra). A poloskák funkcionális diverzitása (RaoQ) nagyobb volt a méhlegelőken, viszont a kabócák esetében nem találtunk szignifikáns különbséget (4.c ábra).



4. ábra: A poloskák és kabócák faj- (a) és egyedszáma (b), valamint funkcionális diverzitása (c) közötti különbségek box plot diagramon ábrázolva. Az ábrán a minimum, medián és maximum értékek, valamint a 75%-os interkvartilis tartományok vannak feltüntetve. A szignifikáns különbségeket (lásd 2. táblázat) csillagokkal jelöltem (*:0,01; **:0,001; ***:0).

A fajok jellegeinek közösségi átlagait (CWM) tekintve (2. táblázat, 5. ábra), a méhlegelőken szignifikánsan több, nagyobb méretű (5.a ábra) és nedvesebb élőhelyeket kedvelő (5.b ábra) poloska és kabóca fordult elő a kontroll gyepekhez képest. Továbbá a kabócák esetében a mobilis fajok felé (5.c ábra), a poloskák esetében a magasabb trófikus szintek felé (5.d ábra) tolódtak el ezen jellegek közösségi átlagai a méhlegelőken. Nem találtunk szignifikáns különbséget sem a poloskák sem a kabócák tápnövény specializációja terén a méhlegelő és a kontroll gyepek között (5.e ábra).



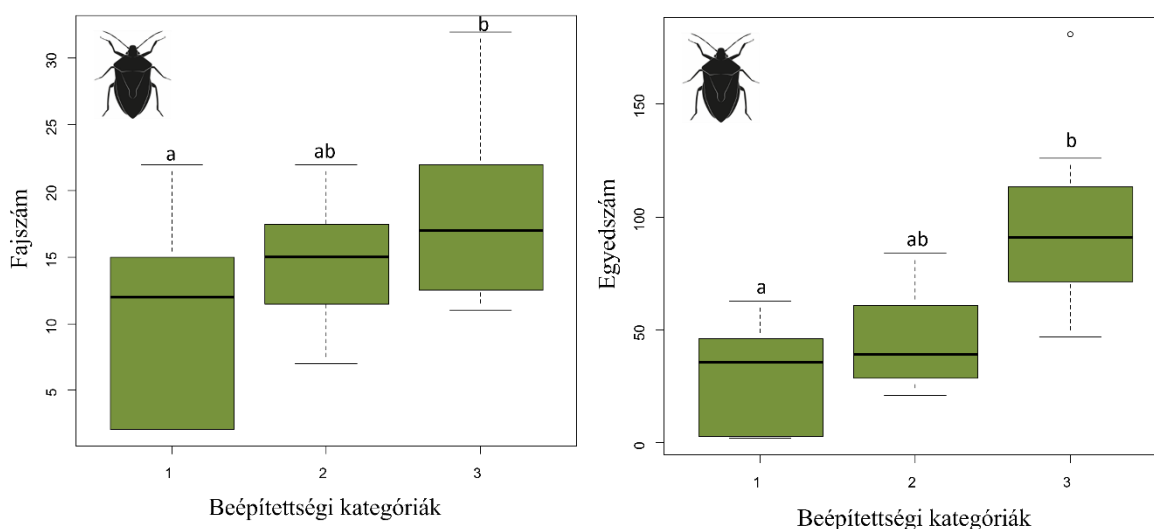
5. ábra: A poloskák és kabócák jellegeinek: testméret (a), nedvességpreferencia (b), terjedőképesség (c), trófikus szint (d) és tápnövény specializáció (e) különbségei box plot diagramon ábrázolva a méhlegelők és kontroll gyepek között. Az ábrán a minimum, medián és maximum értékek, valamint a 75%-os interkvartilis tartományok vannak feltüntetve. A szignifikáns különbségeket (lásd 2. táblázat) csillagokkal jelöltem (*:0,01; **:0,001; ***:0).

4.2. Méhlegelők faj- és egyedszámát befolyásoló tényezők

A poloskák fajgazdagságát a méhlegelőkben a beépítettség mértéke és a kontroll területek, valamint méhlegelők növényi fajszáma befolyásolta szignifikánsan a modellszelekció alapján (3. táblázat). A kontroll gyepek növény fajszáma negatívan, míg a méhlegelők növény fajszáma pozitívan hatott a méhlegelők poloskaegyütteseinek fajgazdagságára. A modellszelekció alapján a poloskák egyedszámát tekintve a beépítettség mértékét, a talajnedvességet és a vegetáció összborítását tartalmazó modellnek volt a legkisebb az AIC értéke (3. táblázat). A talajnedvességgel szignifikánsan csökkent a poloskák egyedszáma, míg a vegetáció összborítása nem befolyásolta szignifikánsan a poloskák abundanciáját. A páronkénti összehasonlítás alapján a legmagasabb faj- és egyedszámot a legbeépítettebb városrészekben lévő méhlegelőkben találtuk (6. ábra).

3. táblázat: Poloskák méhlegelőkön vett faj- és egyedszámát befolyásoló tényezők az általánosított modellek (GLM) alapján. A táblázatban csak a modellszelekció során kapott legjobb modellek eredményei szerepelnek. A szignifikáns értékeket félkövérrel szedve jelöltem. Rövidítések: Beép2, 3- beépítettségi kategóriák, Veg.faj K- növények fajszáma a kontroll területen, Veg.faj M- növények fajszáma a méhlegelőn, Veg.borít M- vegetáció összborítása a méhlegelőn, Talajnedv. M- talajnedvesség a méhlegelőn

	Poloska fajszám			Poloska egyedszám		
	becslés (SE)	z-érték	p-érték	becslés (SE)	z-érték	p-érték
Beép2	0,461 (0,207)	2,233	0,026	0,595 (0,347)	1,714	0,086
Beép3	0,570 (0,184)	3,1	0,002	1,050 (0,334)	3,144	0,002
Veg.faj K	-0,030 (0,015)	-2,06	0,039	-	-	-
Veg.faj M	0,037 (0,015)	2,485	0,013	-	-	-
Veg.borít M	-	-	-	0,053 (0,032)	1,674	0,094
Talajnedv. M	-	-	-	-0,042 (0,018)	-2,385	0,017

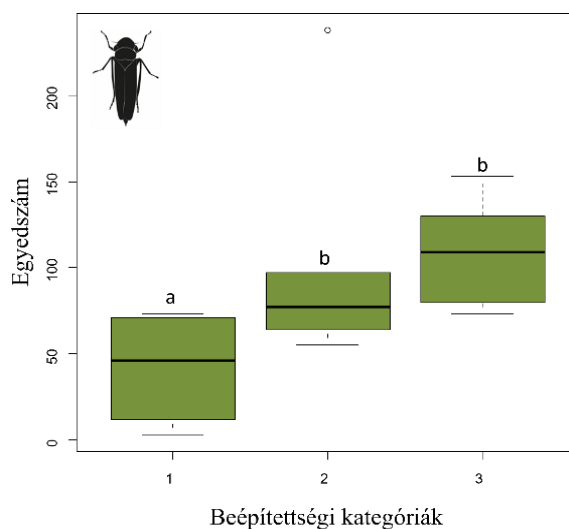


6. ábra: A poloskák faj- és egyedszámának alakulása a beépítettségi kategóriák szerint box plot diagramon ábrázolva. Az ábrán a minimum, medián és maximum értékek, valamint a 75%-os interkvartilis tartományok vannak feltüntetve. A páronkénti összehasonlítás után kapott szignifikáns különbségeket a kis betűk jelölik.

A kabócák esetében a modellszelekció alapján (4. táblázat) a fajszámot a kontroll területek növényi fajszáma befolyásolta szignifikánsan, a poloskákhoz hasonlóan, negatív módon. A kabócák egyedszámát tekintve (4. táblázat), a legjobb modell a beépítettség mértékét, a méhlegelőben mért talajnedvességet és a vegetáció magasságát tartalmazta. Ezek közül csak a beépítettség mértéke hatott szignifikánsan. A páronkénti összehasonlítás alapján, a beépítettebb városrészeken található méhlegelőkben magasabb volt az egyedszám, mint a kevésbé beépített részekben (7. ábra).

4. táblázat: Kabócák méhlegelőkön vett faj- és egyedszámát befolyásoló tényezők az általánosított modellek (GLM) alapján. A táblázatban csak a modellszelekció során kapott legjobb modellek eredményei szerepelnek. A szignifikáns értékeket félkövérrel szedve jelöltem. Rövidítések: Beép2, 3-beépítettségi kategóriák, Veg.faj K- növények fajsza a kontroll területen, Talajnedv. M- talajnedvesség a méhlegelőn, Veg.mag M-növényzet magassága a méhlegelőn

	Kabóca fajsza			Kabóca egyedsza		
	becslés (SE)	z-érték	p-érték	becslés (SE)	z-érték	p-érték
Beép2	-	-	-	0,920 (0,283)	3,255	0,001
Beép3	-	-	-	0,845 (0,290)	2,916	0,004
Veg.faj K	-0,034 (0,011)	-2,88	0,003	-	-	-
Talajnedv. M	-	-	-	-0,021 (0,013)	-1,554	0,120
Veg.mag M	-	-	-	-0,012 (0,008)	-1,473	0,141



7. ábra: A kabócák egyedszámának alakulása a beépítettségi kategóriák szerint box plot diagramon ábrázolva. Az ábrán a minimum, medián és maximum értékek, valamint a 75%-os interkvartilis tartományok vannak feltüntetve. A páronkénti összehasonlítás után kapott szignifikáns különbségeket a kis betűk jelölik.

5. Diszkusszió

Dolgozatomban arra kerestem a választ, hogy a városi vetett virágsávok, azaz méhlegelők, hogyan támogatják a nem pollinátor ízeltlábú csoportok biodiverzitását, és milyen tényezők befolyásolják a faj- és egyedszámukat a méhlegelőkben. A méhlegelők pozitív szerepe pollinátorok kapcsán már bizonyított nem csak városi környezetben, mely élőhelyek nagyban segíthetik a pollinátorokat az őket érintő kihalási hullám túlélésében (Wenzel és mtsai, 2020). Eredményeink alapján nemcsak a beporzóknak előnyösek, hanem számos más ízeltlábú csoportra is kedvező hatással vannak.

5.1. A méhlegelők hatásai az ízeltlábúakra a városi gyepekhez képest

A méhlegelők szignifikáns pozitív hatását tudtuk kimutatni az ízeltlábúak faj- és egyedszámára valamint funkcionális diverzitására a kontroll gyepekhez képest, igazolva ezzel az első hipotézisünket. Annak ellenére, hogy az egyenesszárnyúakat nem tudtuk elemezni, az, hogy a kontroll gyepeken szinte nem fordultak elő, mutatja, hogy számukra is előnyösek a méhlegelők. Ez az általános pozitív hatás minden bizonnyal a kezelésben való eltérésnek köszönhető. A városi gyepek intenzíven, akár 2-3 hetente kaszált területek. A kaszálás negatív hatása az ízeltlábúakra pedig jól ismert (Kaur és mtsai, 2019). A csak ősszel levágott méhlegelők menedékként funkcionálnak, ahogy a természetközeli kaszált gyepeken is a nem-kaszált ún. búvósávok vagy hagyássávok (Gallé és mtsai, 2024; Révész és mtsai, 2024). Ismert az is, hogy a kezelések intenzitásának csökkentése, természet-barát módja a városi zöld területeken növeli az ízeltlábúak diverzitását (Aronson és mtsai, 2017; Horak és mtsai, 2022; Threlfall és mtsai, 2017; Smith és mtsai, 2015).

A különböző taxonómiai és/vagy funkcionális csoportok azonban változatosan reagálhatnak az eltérő körülményekre (Egerer és mtsai, 2017; Delgado és mtsai, 2017). A két vizsgált csoport közül például csak a poloskák funkcionális diverzitása és abundanciája volt magasabb a méhlegelőkön. A poloskák életmódjukat tekintve igen változatos csoport, vízi és szárazföldi ökoszisztémákban egyaránt megtalálhatók, és minden trófikus szinten számos képviselőjük van (Wachmann és mtsai, 2004). A CWM értékek különbsége alapján például a vetett virágsávok pozitívan hatottak a ragadozó fajokra a városi környezetben, ahogy agrártájban már gyakran kimutatták (Kowalska és mtsai, 2022). Az *O. niger* virágpoloska gyakori előfordulása a méhlegelőkön is ezt támasztja alá. A gyűjtött kabócák és a fitofág poloskák többnyire polifág, illetve fűféléken szívogató oligofág fajok voltak, melyek még a

városi zöldterületeken is könnyen találunk megfelelő tápnövényt. A fitofág rovarok és a növények fajgazdagsága általában pozitívan korrelál, hisz a több növényfaj több fitofág fajnak jelenthet táplálékforrást (Torma és mtsai, 2017; Moreira és mtsai, 2019). A városi gyepek és a méhlegelők között azonban nem volt jelentős eltérés a növények fajszerkezetét tekintve az előzetes eredmények alapján (Mondolo Egyesület, 2024). Ez magyarázhatja azt is, hogy a várttal ellentétben nem találtunk különbséget a méhlegelők és kontroll területek között a fitofágok tápnövény-specializációját tekintve. Nem találtunk eltérést a poloskák terjedőképességében sem; sőt a kabócák esetében a jól terjedő fajok voltak túlsúlyban a méhlegelőkön (Angold és mtsai, 2006) szerint a terjedőképesség nem limitáló tényező a legtöbb városi faj populációinak túlélésében. A városokban már eleve csak a jól terjedő, gyorsan kolonizáló fajok a jellemzőek (Melero és mtsai, 2020). Ezt mutatja az is, hogy függetlenül a különbségektől, mind a méhlegelőkön, mind a városi gyepeken a terjedőképesség CWM értékei igen magasak voltak, azaz a jól terjedő fajok domináltak. A hipotéziseknek megfelelően azonban a nagyobb méretű és kevésbé száraz élőhelyet kedvelő kabócák és poloskák nagyobb arányban voltak jelen a méhlegelőkben mint az intenzíven kezelt kontroll gyepeken. Ráadásul nem csak a kezelés általi, hanem más emberi zavarások, például a taposás mértéke is nagyobb volt a kontroll területeken. A méretbeli eltolódás valószínűleg ennek tudható be, mivel a nagyobb méretű rovarok érzékenyebbek a zavarások mértékére (Tscharrntke és mtsai, 2002). A mért mikroklímatis tényezők is eltértek a méhlegelők és kontroll gyepek között az előzetes eredmények alapján (Mondolo Egyesület, 2024). Ez érthető, hisz a dúsabb vegetáció képes mérsékelni például a páratartalom változását, szemben az alacsonyra vágott növényzettel (Dimoudi és Nikolopoulou, 2003). A nedvesebb körülmények pedig kedveznek a kevésbé szárazságtűrő fajoknak.

5.2. A méhlegelők ízeltlábú diverzitását befolyásoló tényezők

Hasonlóan a természetes, természetközeli élőhelyekhez, a városi élőhelyek ízeltlábú diverzitását is a lokális (például a vegetáció paraméterei) és táji (például a városi élőhelyek aránya, izolációja) környezet befolyásolja (Barr és mtsai, 2021; Philpott és mtsai, 2014). Eredményeink alapján a telepített méhlegelők ízeltlábú faj- és egyedszámát a lokális tényezők – mint a talajnedvesség, vegetáció borítása, fajgazdagsága és magassága – kevésbé befolyásolták, mint a beépítettség mértéke, azaz egyfajta urbanizációs gradiens hatott a méhlegelők ízeltlábú faj- és egyedszámainak alakulására. Az urbanizációs-természetességi gradiensre gyakran alkalmazzák Connell (1978) közepes zavarás hipotézisét, mely kimondja,

hogy a diverzitás a legnagyobb a közepesen zavart élőhelyeken, mivel a túl kis mértékű diszturbancia a kompetitív kizárás által csökkenti a diverzitást, a magas diszturbancia szint pedig eltünteti azokat a fajokat, melyek képtelenek a gyors újra kolonizációra. Azonban ezt nem igazolták az urbánus-szuburbánus-rurális gradiens mentén történt vizsgálatok (Tóthmérész és mtsai, 2011; Magura és mtsai, 2010, 2013). Ugyanakkor a városszéli, kertvárosi élőhelyeken gyakran nagyobb biodiverzitást mutattak ki, mint a városközponti élőhelyeken (Batáry és mtsai, 2023; Torma és mtsai, 2023). Meglepő módon a belvárosi, legbeépítettebb területeken tapasztaltuk a legmagasabb faj- és egyedszámot a méhlegelőkhöz. Valószínűleg a belvárosban a méhlegelőkre koncentrálódtak az ízeltlábúak, mivel az ottani méhlegelőket körülvevő mátrix túl beépített vagy intenzíven kezelt, és az észlelt fajok csak a méhlegelőkhöz találtak megfelelő életkörülményeket, táplálékforrást és bújóhelyet. Ugyanakkor a méhlegelőkhöz növényi fajgazdagságának pozitív hatása összevág más vizsgálatok eredményével, hogy a gazdagabb vegetáció több fitofág fajnak jelenthet táplálékforrást (Torma és mtsai, 2017; Moreira és mtsai, 2019). Érdekes, hogy a környező kontroll gyepek vegetációjának fajgazdagsága viszont negatívan hatott a méhlegelőkhöz poloska és kabóca fajszáma, ami szintén azt sugallja, hogy, ahol megfelelő táplálékbázis érhető el a herbivór rovaroknak, ott kevésbé szorulnak a méhlegelőkre.

5.3. A méhlegelőkhöz további hatásai

Kutatásunk egy összetett városökológiai vizsgálat, mely során dolgozatomban témáján kívül talajtani, mikroklimatológiai, növénytani és természetesen a beporzókat érintő vizsgálatok is történtek, melyek kimutatták, hogy a méhlegelőkhöz számos egyéb pozitív hatása lehet (Mondolo Egyesület, 2024). Nagyobb a méhlegelőkhöz talajának porozitása, lazább a szerkezete és jobb a víz- és levegőgazdaalkodása, így jobb élőhelyet biztosít a rajta lévő növényeknek, mint a kontroll területek. Ennek ellenére a méhlegelőkhöz és kontroll gyepek nem különböztek lényegesen a növény fajok számában. A méhlegelőkhöz magasabb, összetettebb vegetációja azonban jelentősen csökkenti a terület napi átlag hőmérsékletét, és növeli a relatív páratartalmát, így kedvezőbb feltételeket biztosítva az ott élő növény- és állatfajoknak. Ezen eredmények a kezelési eljárásból adódtak, hiszen az évi egyszeri kaszálás általános pozitív hatásait mutatják. Rengeteg beporzó is megjelent a méhlegelőkhöz a házi méhen kívül is, például karcsú méhek, poszméhek, nagybajszú méhek, zengőlegyek, pösörlegyek képviselői (Magyar és mtsai 2024), de észleltük a szőregi méhlegelőkhöz a fokozottan védett keleti rablópillét (*Libellodes macaronius*) is.

Mindezek mellett nem felejtkezhetünk meg az esetleges negatív hatásokról sem. A mesterségesen tervezett, vetett vegetáció, a megfelelő körülmények megteremtésével új, üres niche-eket eredményezhet, melyeket leggyakrabban az inváziós fajok foglalnak el a hazai, őshonos fajok kárára. Egyes esetekben a kezdeti talajelőkészítés a parlagfű megjelenéséhez vezetett. Az ízeltlábúak szempontjából pedig a zöld vándorpoloska (*Nezara viridula*) özönlötte el egyes méhlegelőinket.

6. Konklúzió

Számos vizsgálat támasztja alá az urbanizáció negatív hatásait. A városok területi terjeszkedése feldarabolja a tájat, veszélyezteti a természetes élőhelyeket (Fahrig, 2003). Infrastrukturális fejlődésük gyakran csökkenti az urbánus élőhelyek minőségét. A városi hősziget hatás, a zaj- és fényszennyezés, valamint a károsanyag-kibocsátás rontja a városi növények és állatok (mind az emberek) életminőségét (Oke és mtsai, 1989; Guenat és Dallimer, 2023). Továbbá az emberek által behurcolt idegenhonos növény- és állatfajok is csökkentik az őshonos fajok fennmaradási esélyeit (Faeth és mtsai, 2011).

Mindezek ellenére sem jelenthetjük ki, hogy a biodiverzitás megőrzése összeegyeztethetetlen a városi környezettel. Kutatásunk, számos eddigi városökológiai kutatáshoz hasonlóan, azt sejteti, hogy a felvetés, miszerint a városi környezet biológiailag sivár, nem igaz. A zöldinfrastruktúra-tervezés megoldást jelenthet a városok ökológiai hátrányainak ellensúlyozására. Az elmúlt évtizedben számos európai és amerikai vizsgálat mutatta ki, hogy a jól tervezett és kezelt vadvirágos rétek, vetett virágsávok, virágágyások és fasorok esztétikai és abiotikus tényezőket szabályzó funkciójuk mellett megfelelő élőhelyet biztosítanak a városi faunának (Aronson és mtsai, 2017).

7. Irodalomjegyzék

- Angold, P. G., Sadler, J. P., Hill, M. O., Pullin, A., Rushton, S., Austin, K., ... & Thompson, K. (2006). Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total environment*, 360(1-3), 196-204.
- Aronson, M. F., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., ... & Vargo, T. (2017). Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189-196.
- Baldock, K. C. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current opinion in insect science*, 38, 63-71.
- Balzan, M. V., Caruana, J., Zammit, A. (2018) Assessing the capacity and flow of ecosystem services in multifunctional landscapes: Evidence of a rural-urban gradient in a Mediterranean small island state. *Land Use Policy*, 75, 711-725.
- Barr, A. E., van Dijk, L. J., Hylander, K., & Tack, A. J. (2021). Local habitat factors and spatial connectivity jointly shape an urban insect community. *Landscape and Urban Planning*, 214, 104177.
- Batáry, Péter; Balázs, Deák ; Nikolett, Gallé-Szpisjak ; Dávid, Korányi ; Tamás, Lakatos ; Brigitta, Palotás ; Katalin, Szitár ; Attila, Torma ; Edina, Török ; András, Báldi et al. (2023) Urbanization in rural areas – village edges are more biodiverse and often support more species, if situated far from cities in forested landscapes In: Doreen, Brückner; Kati, Kietzmann (szerk.) Book of Abstracts. 52nd Annual Meeting of the Ecological Society of Germany, Austria and Switzerland, Leipzig — 12–16 September 2023 Leipzig, Németország : Gesellschaft für Ökologie. p. 381.
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., & Matthews, T. J. (2011). Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PloS one*, 6(8), e23459.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., ... & Bolker, M. B. (2015). Package ‘lme4’. *convergence*, 12(1), 2.
- Berrisford, K. (2021) 5 Main Threats to Biodiversity, *Network for Business Sustainability*. Design: Abby Litchfield.
- Bourma, K., Milios, E., Radoglou, K., Kitikidou, K. (2023) Development of a Granded Biodiversity Assesment (GBA) index for the assesment of the biodiversity of managed natural forests. *Ecologies*, 4(3), 614-626.

- Connell, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Daniels, B., Jedamski, J., Ottermanns, R., & Ross-Nickoll, M. (2020). A “plan bee” for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *PloS one*, 15(7), e0235492.
- Delgado De La Flor, Y. A., Burkman, C. E., Eldredge, T. K., & Gardiner, M. M. (2017). Patch and landscape-scale variables influence the taxonomic and functional composition of beetles in urban greenspaces. *Ecosphere*, 8(11), e02007.
- Dimoudi, A., & Nikolopoulou, M. (2003). Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. *Energy and buildings*, 35(1), 69-76.
- Dirtrick, E. J. 1961 An improved backpack motor fan for suction sampling of insect populations. *J. Econ. Ent.* 54, 394-395.
- Dövényi Zoltán (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. *Magyarország kistájainak katasztere*.
- Egerer, M. H., Arel, C., Otoshi, M. D., Quistberg, R. D., Bichier, P., & Philpott, S. M. (2017). Urban arthropods respond variably to changes in landscape context and spatial scale. *Journal of Urban Ecology*, 3(1), jux001.
- Faeth, S. H., Bang, C., Saari, S. (2011) Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Fountain, M. T. (2022). Impacts of wildflower interventions on beneficial insects in fruit crops: A review. *Insects*, 13(3), 304.
- Gallé, R., Sarok, B., Gallé-Szpisjak, N., Dudás, G., Korsoveczky, L., Torma, A., ... & Révész, K. (2024). A bűvösávok kialakítása meghatározó fontosságú a kaszálók diverz ízeltlábú-faunájának megőrzésében. *Természetvédelmi Közlemények*, 30, 1-13.
- Guenat, S., & Dallimer, M. (2023) A global meta-analysis reveals contrasting impacts of air, light, and noise pollution on pollination. *Ecology and Evolution*, 13(4), e9990.
- 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.
- Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., ... & Threlfall, C. G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31(1), 24-29.
- Holzinger W.E. , Ingrid Kammerlander and Herbert Nickel (2003) The Auchenorrhyncha of Central Europe. Brill, pp. 671, Leiden-Boston.

- Horak, J., Šafářová, L., Trombik, J., & Menéndez, R. (2022). Patterns and determinants of plant, butterfly and beetle diversity reveal optimal city grassland management and green urban planning. *Urban Forestry & Urban Greening*, 73, 127609.
- Hunter, M. R., & Hunter, M. D. (2008). Designing for conservation of insects in the built environment. *Insect Conservation and diversity*, 1(4), 189-196.
- Hussain, R. I., Walcher, R., Vogel, N., Krautzer, B., Rasran, L., & Frank, T. (2023). Effectiveness of flowers strips on insect's restoration in intensive grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 348, 108436.
- Kaur, H., Torma, A., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Lőrinczi, G., Módra, G., & Gallé, R. (2019). Road verges are important secondary habitats for grassland arthropods. *Journal of Insect Conservation*, 23(5), 899-907.
- Korányi, D., Szigeti, V., Mezőfi, L., Kondorosy, E., Markó, V. (2021) Urbanization alters the abundance and composition of predator communities and leads to aphid outbreaks on urban trees. *Urban Ecosystems*, 24, 571-586.
- Kotze, J., Venn, S., Niemelä, J., Spence, J. (2011) Effects of urbanization on the ecology and evolution of arthropods. *Urban Ecology, Patterns, Processes and Applications. Oxford University Press, New York*, 159-166.
- Kowalska, J., Antkowiak, M., & Sienkiewicz, P. (2022). Flower strips and their ecological multifunctionality in agricultural fields. *Agriculture*, 12(9), 1470.
- KSH 15.1.2.17. Önkormányzati tulajdonú zöldterületek (https://www.ksh.hu/stadat_files/kor/hu/kor0011.html).
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., & Laliberté, M. E. (2014). Package 'fd'. *Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology*, 1, 0-12.
- Lenth, R., Berge, L., Krantz, S., McDermott, G. (2021). Package 'fixest'.
- Li, M., Wang, Y., Rosier, J. F., Verburg, P. H., & van Vliet, J. (2022) Global maps of 3D built-up patterns for urban morphological analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 114, 103048.
- Llodra-Llabrés, J., Carinanos, P. (2022) Enhancing pollination ecosystem service in urban green areas: An opportunity for the conservation of pollinators. *Urban Forestry & Urban Greening*, 74, 127621.
- Lőrinczi G., Torma A. (2019) Bevezetés a zoológiába Egyetemi jegyzet.
- Magura, T., Lövei, G. L., & Tóthmérész, B. (2010). Does urbanization decrease diversity in ground beetle (Carabidae) assemblages?. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 16-26.

- Magura, T., Nagy, D., & Tóthmérész, B. (2013). Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. *Journal of Insect Conservation*, 17, 715-724.
- Magyar, Botond ; Simon, Helga ; Torma, Attila (2024) Vetett virágsávok hatása a városi beporzó faunára. In: Tölgyesi, Csaba; Lőrinczi, Gábor (szerk.) 13. Magyar Ökológus Kongresszus Előadások és poszterek összefoglalói. p. 91.
- McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. (1990) Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71(4), 1232-1237.
- Melero, Y., Stefanescu, C., Palmer, S. C., Travis, J. M., & Pino, J. (2020). The role of the urban landscape on species with contrasting dispersal ability: Insights from greening plans for Barcelona. *Landscape and Urban Planning*, 195, 103707.
- Mondolo Egyesület (2024), Beporzó Hadművelet 2.0 Eredménybeszámoló [Brosúra]. Mondolo Egyesület, Szeged.
- Moreira, X., Abdala-Roberts, L., Berny Mier y Teran, J. C., Covelo, F., de La Mata, R., Francisco, M., ... & Tack, A. J. (2019). Impacts of urbanization on insect herbivory and plant defences in oak trees. *Oikos*, 128(1), 113-123.
- Nagy, D. D., Magura, T., Horváth, R., Debnár, Z., & Tóthmérész, B. (2018). Arthropod assemblages and functional responses along an urbanization gradient: A trait-based multi-taxa approach. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 157-168.
- Nickel, H., 2003. The Leafhoppers and Planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): Patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. Pensoft, Sofia – Moscow and Goecke & Evers, Keltern, 460 pp.
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., ... & Spence, J. (2000). The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *Journal of insect conservation*, 4, 3-9.
- Nutsford, D., Pearson, A. L., Kingham, S. (2013) An ecological study investigating the association between access to urban green space and mental health. *Public Health*, 127(11), 1005-1011.
- Oke, T. R., Crowther, J. M., McNaughton, K. G., Monteith, J. L., Gardiner, B. (1989) The micrometeorology of the urban forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 324(1223), 335-349.
- Piano, E., Giuliano, D., & Isaia, M. (2020). Islands in cities: Urbanization and fragmentation drive taxonomic and functional variation in ground arthropods. *Basic and Applied Ecology*, 43, 86-98.

- Philpott, S. M., Cotton, J., Bichier, P., Friedrich, R. L., Moorhead, L. C., Uno, S., & Valdez, M. (2014). Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems*, 17, 513-532.
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Révész, K., Torma, A., Szabó, M., Korsoveczky, L., Gallé-Szpisjak, N., Batáry, P., & Gallé, R. (2024). Supportive effect of uncut refuge strips on grassland arthropods may depends on the amount and width of strips. *Journal of Applied Ecology*.
- Schueller, S. K., Li, Z., Bliss, Z., Roake, R., & Weiler, B. (2023). How informed design can make a difference: supporting insect pollinators in cities. *Land*, 12(7), 1289.
- Scudder, G. G. (2017). The importance of insects. *Insect biodiversity: science and society*, 9-43.
- Sidhu, Sheena C., & Joshi, N. K. (2016). Establishing Wildflower Pollinator Habitats in Agricultural Farmland to Provide Multiple Ecosystem Services.
- Smith, L. S., Broyles, M. E., Larzleer, H. K., & Fellowes, M. D. (2015). Adding ecological value to the urban lawnscape. Insect abundance and diversity in grass-free lawns. *Biodiversity and conservation*, 24, 47-62.
- Spangenberg, J. H. (2006) Biodiversity pressure and the driving forces behind. *Ecological Economics*, 61(1), 146-158.
- Stadler, B., Dixon, A. F. (2005) Ecology and evolution of aphid-ant interactions, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 345-72.
- Stewart, I. D., & Oke, T. R. (2012) Local climate zones for urban temperature studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(12), 1879-1900.
- Theodorou, P. (2022). The effects of urbanisation on ecological interactions. *Current Opinion in Insect Science*, 52, 100922.
- Threlfall, C. G., Mata, L., Mackie, J. A., Hahs, A. K., Stork, N. E., Williams, N. S., & Livesley, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of applied ecology*, 54(6), 1874-1883.
- Torma, A., Bozsó, M., Tölgyesi, C., & Gallé, R. (2017). Relationship of different feeding groups of true bugs (Hemiptera: Heteroptera) with habitat and landscape features in Pannonic salt grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 21, 645-656.

- Torma, A. ; Deák, B. ; Gallé-Szpisjak, N. ; Korányi, D. ; Lakatos, T. ; Palotás, B. ; Szitár, K. ; Török, T. ; Báldi, A. ; László, Z. et al. (2023) Villages located in agglomeration zones of cities can still harbour species-rich true bug assemblages. In: Petr, Kment; Igor, Malenovský (szerk.) 9TH EUROPEAN HEMIPTERA CONGRESS: Book of abstracts. Prága, Csehország : National Museum of the Czech Republic, p. 41.
- Tóthmérész, B., Máthé, I., Balázs, E., & Magura, T. (2011). Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), 330-337.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Characteristics of insect populations on habitat fragments: a mini review. *Ecological research*, 17, 229-239.
- UNDESA – United Nations Department of Economic and Social Affairs (2018) World Urbanization Prospects
- Wachmann E, Melber A, Deckert J (2006): Wanzen. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeressteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Vol. 1. Goecke & Evers, Keltern
- Wachmann E, Melber A, Deckert J (2004): Wanzen. Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeressteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise Vol. 2. Goecke & Evers, Keltern
- Wachmann E, Melber A, Deckert J (2004) Wanzen, Vol. 2, Tierw 75, Deutschlands
- Wachmann E, Melber A, Deckert J (2006) Wanzen, Vol. 1, Tierw 77, Deutschlands
- Wachmann E, Melber A, Deckert J (2007) Wanzen, Vol. 3, Tierw 78, Deutschlands
- Wachmann E, Melber A, Deckert J (2008) Wanzen, Vol. 4, Tierw 81, Deutschlands
- Watson, C. J., Carignan-Guillemette, L., Turcotte, C., Maire, V., & Proulx, R. (2020). Ecological and economic benefits of low-intensity urban lawn management. *Journal of Applied Ecology*, 57(2), 436-446.
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V. V., & Tscharntke, T. (2020). How urbanization is driving pollinator diversity and pollination—A systematic review. *Biological Conservation*, 241, 108321.
- Williams, N. S., Hahs, A. K., Vesk, P. A. (2015) Urbanization, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 78-86.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani témavezetőimnek, hogy részt vehettem többek között ebben a kutatásban is, valamint a közreműködő kollégák dolgozat megírásához nyújtott segítségéért.

Tételes szerzői hozzájárulás

A 37. OTDK BIOLÓGIA SZEKCIÓ FELHÍVÁSÁNAK 2. SZÁMÚ MELLÉKLETE

TÉTELES SZERZŐI HOZZÁJÁRULÁS

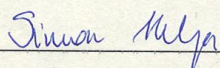
Alulírott (**Simon Helga**) nyilatkozom, hogy a 37. OTDK-ra benyújtott („Méhlegelők” nem csak méheeknek) című pályamunkámban leírtak esetében az alábbi munkafolyamatok elvégzésében vettem részt¹:

Részfeladat ²	A részvétel mértéke (öt fokozatú skálán [#] jellemezve)
Terepi mintavétel	4
A gyűjtött egyedek válogatása, adatok rögzítése	5
Az adatok statisztikai feldolgozása	2
A dolgozat elkészítése	5
...	...

Kelt: Szeged, 2024.11.11.

(Kérjük a dőlttel jelölt részeket értelemszerűen cseréljék, módosítsák).

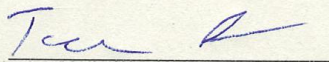
Kétszerzős pályamunka esetén:



Pályamunkát benyújtó hallgató (*Simon Helga*)
aláírása

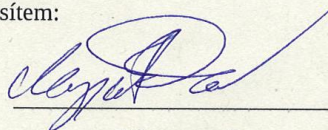
Társszerző (név)
aláírása

A nyilatkozatban foglaltak helyességét
megerősítem:



Témavezető
(*Torma Attila, SZTE, Ökológiai Tanszék*)

A nyilatkozatban foglaltak helyességét
megerősítem:



Témavezető
(*Magyar Botond, SZTE, Ökológiai Tanszék*)

¹ A kutatási projekt azon részfeladatait, amelyekben egyáltalán nem vett részt, ne tüntesse fel a listában.

² Az alábbi lista mintául szolgál, szabadon módosítható, bővíthető.

Függelék

Fajnév		Arány
<i>Trifolium alexandrinum</i>	Alexandriai here	7%
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Takarmánybaltacim	15%
<i>Trifolium incarnatum</i>	Bíborhere	10%
<i>Trifolium repens</i>	Fehér here	5%
<i>Medicago sativa</i>	Takarmánylucerna	12%
<i>Sinapis alba</i>	Fehér mustár	2%
<i>Trifolium pratense</i>	Réti here	20%
<i>Fagopyrum esculentum</i>	Pohánka	15%
<i>Secale cereale</i>	Évelő rozs	3%
<i>Phleum pratense</i>	Mezei komócsin	3%
<i>Lotus corniculatus</i>	Szarvaskerep	3%

1. táblázat: SYNGENTA Évelő méhlegelő magkeverék összetétele