



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Biológiatudományi Doktori Iskola

**Búvósávok hagyása és legeltetés-kizárás, mint
természetvédelmi kezelések hatása ízeltlábúakra**

Doktori értekezés (PhD)

Fulton Kitti

Gödöllő

2025

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

Témavezető: **Dr. Gallé Róbert Gábor**
tudományos főmunkatárs
HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont
Ökológiai és Botanikai Intézet
Lendület Táj-, és Természetvédelmi Kutatócsoport

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

.....

A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés	6
2.	Célkitűzések	8
3.	Irodalmi áttekintés	10
3.1.	Féltermészetes gyepek, pannon szikes gyepek jelentősége	10
3.2.	Különböző vegetációtípusok hatása ízeltlábúakra	11
3.3.	Gyepkezelés módjai és hatása ízeltlábúakra	12
3.4.	Kaszálás hatása az ízeltlábúakra	12
3.5.	Búvósávok jelentősége, hatása az ízeltlábúakra	13
3.6.	Legeltetés hatása az ízeltlábúakra	16
4.	Anyag és módszer	17
4.1.	Búvósávok hatékonyságának irodalmi áttekintése	17
4.1.1.	Szakirodalmi keresés	17
4.1.2.	Értékelés	19
4.2.	Búvósávok hatékonyságának terepi vizsgálata	20
4.2.1.	Mintavételi hely	20
4.2.2.	A búvósávos vizsgálat mintavételi elrendezése	20
4.2.3.	Mikroklíma	21
4.2.4.	Ízeltlábúak gyűjtése	22
4.2.5.	Adatelemzés	23
4.3.	Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálata	25
4.3.1.	Mintavételi hely	25
4.3.2.	Legeltetés kizárás mintavételi elrendezése	25

4.3.3.	Ízeltlábúak gyűjtése	26
4.3.4.	Ízeltlábú jellegek	27
4.3.5.	Adatelemzés	28
5.	Eredmények	30
5.1.	Búvósávok hatékonyságának irodalmi áttekintése	30
5.2.	Búvók hatékonyságának terepi vizsgálata	37
5.2.1.	Mikroklíma	37
5.2.2.	Növényzeten mozgó ízeltlábúak	37
5.2.3.	Talajon mozgó ízeltlábúak	38
5.3.	Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálata	42
5.3.1.	Futóbogarak	42
5.3.2.	Pókok	42
5.3.3.	Kabócák	43
6.	Következtetések és javaslatok	48
6.1.	Búvósávok hatékonyságának irodalmi áttekintése	48
6.1.1.	A vizsgálati típusok összehasonlítása	48
6.1.2.	A búvóhelyek alakjainak összehasonlítása	49
6.1.3.	A búvóhelyek arányainak összehasonlítása	50
6.1.4.	A vizsgált taxonok összehasonlítása	51
6.1.5.	További kutatási irányok a tudásbeli hiányosságok felszámolására	52
6.1.6.	Következtetések és természetvédelmi vonatkozások	54
6.2.	Búvósávok hatékonyságának terepi vizsgálata	55
6.2.1.	Vegetációban élő ízeltlábúak	55

6.2.2.	Talajon mozgó ízeltlábúak	57
6.2.3.	A vegetációban élő és a talajon mozgó ízeltlábúak összehasonlítása	58
6.2.4.	Következtetések és természetvédelmi vonatkozások	59
6.3.	Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálata	61
6.3.1.	A vegetációtípusok meghatározzák az ízeltlábú közösségeket	61
6.3.2.	A kezelés hatása az ízeltlábúakra a vegetációtípustól függ	62
6.3.3.	A legeltetés hatásai ürmöspusztán	64
6.3.4.	Legeltetés hatása szikes réten	65
6.3.5.	A kezelési hatások általánosíthatóságának korlátai	66
6.3.6.	Kezelési következtetések	67
7.	Új tudományos eredmények	68
8.	Összefoglalás	69
9.	Summary	72
10.	Tudományos publikációk	75
11.	Köszönetnyilvánítás	76
12.	Referencia	78
13.	Mellékletek	93

1. BEVEZETÉS

A természetközeli gyepek nagy kiterjedésű, de igen veszélyeztetett szárazföldi élőhelyek. Nemcsak növény és állatviláguk gazdag, de számos specializált faj számára nyújtanak pótolhatatlan életteret (Valkó et al., 2018). A szikes gyepek a biodiverzitás megőrzésének szempontjából kiemelkedő természeti értéket jelentenek európai és hazai szinten is (Deák et al., 2014, Herczeg et al., 2016). A fajkészletüket és térbeli mintázatukat leginkább a só- és vízmozgások határozzák meg (Török et al., 2012). Gyenge talajminősége és a nagy vízszíntingadozások miatt a termőföldre alakítás helyett hagyományosan extenzív legelőként vagy kaszálóként hasznosították őket (Isselstein et al., 2005).

A gyepek kezelése hatása függ az intenzitástól, az élőhely adottságaitól és a vizsgált taxontól (Tälle et al., 2018). A kezelés intenzívebbé válása jellemzően csökkenti a biodiverzitást, míg hiánya cserjésedést és leromlást okoz (Kruess & Tscharntke, 2002; Valkó et al., 2018). A legeltetés és a kaszálás hasonlóan érinti az ízeltlábúakat – direkt mortalitást, táplálék- és bújóhely-csökkenést okoz –, de eltérő paraméterek mentén (O'Neill et al., 2008; van Klink et al., 2015). A túllegeltetés és a pásztorolás megszűnése egyaránt káros (Viszló et al., 2012; Godde et al., 2018), ahogy a modern gépi kaszálás által okozott egyszerre történő vegetáció eltávolítás is, a korábbi kézi kaszáláshoz képest (Cizek et al., 2012). A kaszálási módszerek módosításával és ún. bújósávok hagyásával azonban növelhető az ízeltlábúak diverzitása és denzitása (Humbert et al., 2009; Buri et al., 2013).

Az ízeltlábúak nem csak a táplálékhálózatok alapelemei, nagy mennyiségű biomasszát biztosítva a magasabb rendű állatcsoportok számára, de központi szerepet játszanak számos ökoszisztéma funkcióban is, mint a beporzás, a biológiai kontroll, a lebontó folyamatok, és a tápanyagkörforgások (Yang & Gratton, 2014). Az ízeltlábúak diverzitása és egyedszáma az elmúlt évtizedekben folyamatosan csökken (Cardoso et al., 2020). Az IPBES becslése alapján jelenleg körülbelül fél millió rovarfaj néz szembe a kihalás veszélyével (IPBES, 2019), de a legpozitívabb

átfogó értékelések is a szárazföldi rovarfajok számának évtizedenkénti 8,81%-os csökkenését jelzik (van Klink et al., 2020). A természetközeli gyepek fenntartása nagymértékben hozzájárul a szárazföldi ízeltlábúak biodiverzitásának megőrzéséhez (Littlewood et al., 2012).

További vizsgálatokra van tehát szükség, hogy megismerjük az extenzív legeltetés ízeltlábúakra gyakorolt hatását különböző szikes élőhelytípusokon, továbbá, hogy megismerjük a kaszálás során hagyott bűvósávok, mint természetvédelmi kezelés optimális módszerét, amellyel a leghatékonyabb a gyepeken élő ízeltlábú fauna megőrzése. Ezekkel az új ismeretekkel fejlesztési lehetőséget nyújthatunk az európai szinten alkalmazott agrár-környezetvédelmi programok ökológiai hatékonyságához.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Az első vizsgálatomban a kaszálatlanul hagyott bűvőhelyekről szóló szakirodalmat tekintetem át. Az extenzíven kezelt gyepek a legdiverzebb mezőgazdasági élőhelyek, fő célom volt a kaszálókön előforduló fajgazdag ízeltlábú közösségek bűvósávokkal való megőrzésének szisztematikus áttekintése. A kaszálatlan hagyásokat vizsgáló tanulmányok számos tekintetben eltérnek egymástól, így hatásuk megértéséhez és összehasonlíthatóságához egy átfogó értékelésre van szükség.

Az áttekintéshez a következő kérdéseket vizsgáltuk:

- (1) Képes-e minden mintavételi elrendezés kimutatni a bűvósávok ökológiai hatékonyságát?
- (2) Befolyásolja-e a hatékonyságát a hagyás alakja?
- (3) A gyepek mekkora arányának kaszálatlanul hagyása képes jól megőrizni az ízeltlábú közösségeket?
- (4) Azonos választ adnak-e a különböző ízeltlábú csoportok a bűvósávok alkalmazására?

Második vizsgálatomban a kaszálás során meghagyott bűvósávok ízeltlábú megőrző képességét teszteltük. Kevés kutatás vizsgálta eddig az ízeltlábúak diverzitását a bűvósávokban a mellettük lévő kaszált területhez viszonyítva (Nentwig, 1988; Müller & Bosshard, 2010; Cizek et al., 2012). Továbbá, nem tudunk egy olyan vizsgálatról sem, amiben a bűvósávok különböző elrendezésének (szélességének és arányának) hatását hasonlították volna össze. Ezért, úgy alakítottuk ki a terepi vizsgálatunkat, hogy lehetőségünk legyen a bűvósávok méretének és mennyiségének a helyi ízeltlábú közösségek abundanciájára és gazdagságára gyakorolt hatását tesztelni. Összehasonlítottuk a keskeny (3 m) és a széles (9 m) bűvósávok hatását, valamint az alacsony arányban (10%) és a nagy arányban (25%) alkalmazott bűvósávok ízeltlábúak megőrzésére gyakorolt hatását. Vizsgálatunkat nagy kiterjedésű, védett, féltermészetes gyepeken végeztük, a Dél-alföldi Csanádi pusztákon.

A hipotéziseink a következők voltak:

- (1) a bűvósávokban több ízeltlábú egyed és fajt találunk, mint a kaszált területeken,

- (2) a keskeny bűvósávokban több egyedet találunk, mint a széles sávokban, mert a szomszédos kaszált területekeről átáramlanak az állatok és a keskenyebb sávban nagyobb mértékben koncentrálnak (Tscharntke et al., 2012; Gallé et al., 2018);
- (3) a bűvósávokban magasabb az egyedszám, ha a bűvósávok aránya nagyobb az adott területen, mert a nagyobb kiterjedésű érintetlen vegetáció nagyobb hatékonysággal tudja megőrizni az ízeltlábú faunát,
- (4) a fent említett tényezők hatása erősebb a növényzeten mozgó állatok esetén, mint a talajon mozgók esetén, mivel az előbbiek nagyobb mértékben függenek a vegetációtól.

A dolgozat harmadik részében a legeltetés, valamint a különböző vegetációtípusok ízeltlábú közösségekre gyakorolt hatását vizsgáltuk, a fajszám, abundancia és közösség szerkezet tekintetében. Azt feltételeztük, hogy a kis produktivitású ürmöspusztja esetén a legeltetés-kizárás növelheti az ízeltlábú fajgazdagságot és egyedszámot a szikes réttel (nagy produktivitású növényzet) szemben, ahol egy alacsony intenzitású legeltetés akár pozitív hatással is lehet az ízeltlábú diverzitásra.

A különböző ízeltlábú csoportok (pók, futóbogarak, kabócák) faj- és egyedszámai, illetve funkcionális jellegeik (testméret, táplálkozás) és nedvességpreferenciájuk figyelembevételével a következő hipotéziseket teszteltük:

- (1) a kezelés, azaz a legeltetés és a legeltetés kizárása, erősebben befolyásolja a kabócákat, amelyek elsősorban a növényzeten mozgó és herbivór csoport, mint a pókokat és futóbogarakat, amelyek elsősorban ragadozók és jelentős részben a talajon aktívak;
- (2) a magasabb növényzet a legeltetés alól kizárt területeken a közösség szerkezetét a hidrofíl fajok felé mozdítja, mivel magas növényzet nedvesebb mikroklímát tart meg,
- (3) továbbá, a legeltetés hiánya a közösség szerkezetét a nagy testmérettel rendelkező fajok felé mozdítja, mivel a nagyobb testű fajok általában érzékenyebbek a zavarásokra.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Féltérmezeti gyepek, pannon szikes gyepek jelentősége

A gyepek természetvédelmi szempontból világszerte rendkívül fontos élőhelyek a hozzájuk kötődő hatalmas biodiverzitás és szerteágazó ökoszisztéma funkciók miatt (Bengtsson et al., 2019; Zhao et al., 2020). Az európai gyepeknek jelentős részét átalakították szántóföldre, városi területté, vagy felhagyták művelésüket (Keenleyside et al., 2010, Ustaoglu & Collier, 2018). Számos kaszálóként vagy legelőként is használt természetközeli gyeptípust az élőhelyek európai vöröslistáján tartanak számon (Norderhaug és Johansen, 2011). Eltűnésük jelentős biodiverzitás-vesztéshez vezet (Littlewood et al., 2012). A hozzájuk kötődő fajok számának csökkenése megfigyelhető az utóbbi század során (Uchida & Ushimaru, 2014; Deák et al., 2021). A megmaradt gyepek fontos élőhelyek az őshonos flóra és fauna számára napjainkban is.

A pannon szikes sztyeppék és mocsarak az Európai Unió élőhelyvédelmi irányelvének 1. mellékletében a kiemelt jelentőségű élőhelyek között szerepelnek (1530*). A változatos mikrotopográfiájának és a talaj só-, és víztartalmának köszönhetően a szikes élőhelyeket összetételükben eltérő növényzeti foltok mozaikja jellemzi (Deák et al., 2014; Tóth, 2010). Ezek a hagyományos szikes legelők számos olyan fajnak nyújtanak otthont, melyek máshol már a földhasználati intenzifikáció és homogenizáció következtében eltűntek (Báldi et al., 2013). Fontos pihenőhelyei vándorló madaraknak, így különös jelentőségű szerepet játszanak a Natura 2000 hálózatban.

Magyarország szikes élőhelyeit nagy kiterjedésben borítják nedves szikes rétek és a szárazabb, kisebb produktivitású rövidfűű szikespuszták. A szikes rétfoltok alacsonyabb térszinteken alakultak ki, melyek a mocsarak szintjéhez képest kissé magasabban helyezkednek el. A talajvízszint megközelíti a talajfelszínt. A szikes rétek vegetációját főként réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) jellemzi, amely magasra növe és sűrű, nagy növényi biomasszát hoz létre. (Kelemen et al., 2013). Az rövidfűű szikes puszták szárazabb magaslatokon helyezkednek el és

gyér vegetáció jellemzi őket. A domináns fűfaj a rövid növésű sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*), továbbá a sziki üröm (*Artemisia sanctonicum*) és az *Achillea*-fajok. A két élőhelytípus kiváló vizsgálati területet jelent alacsony és magas produktivitású gyeptípusok összehasonlítására.

3.2. Különböző vegetációtípusok hatása ízeltlábúakra

A növényzeti típusok jellemzői, mint például a növényzet fajgazdagsága és összetétele, a növényzet szerkezete és felépítése, jelentős hatást gyakorolnak az ízeltlábú közösségekre (Ebeling et al., 2018; Rosas-Ramos et al., 2018; Torma et al., 2014). A rövid és magas fűvű növénytípusok eltérő vegetációs szerkezetűek, és különböző abiotikus körülményeket, táplálékforrásokat biztosítanak, valamint eltérő ragadozási kockázatokat jelentenek az ízeltlábúak számára, ami tükröződik az ízeltlábú közösségek összetételében és diverzitásában is (Ford et al., 2013; van Klink et al., 2013; Torma et al., 2017, 2019). A féltermészetes gyepekben a rövid és magas fűvű vegetációs foltok mozaikjait gyakran a legelő állatok hozzák létre. Számos tanulmány vizsgálta, hogy ezek a legeltetés által létrehozott vegetáció mozaikok milyen hatással vannak az ízeltlábúak diverzitására (Ford et al., 2013; van Klink et al., 2013; Sjödin et al., 2008; Wallis De Vries et al., 2016). A természetes úton léterjött heterogén gyepek különböző növényzeti típusai környezeti grádiensek mentén alakulhattak ki. Így tehát, az ilyen természetesen kialakult vegetáció-mozaikok legeltetése kiváló lehetőséget nyújt annak vizsgálatára, hogy a legeltetési kezelések ízeltlábú közösségekre gyakorolt hatásai függenek-e a növényzeti típusoktól.

Ahogy a legeltetési zavarásnak sokszor eltérő hatásai vannak a növényzet fajgazdagságára (Cingolani et al., 2005; Gao & Carmel, 2020; Godó, 2018; Lezama et al., 2014; Török et al., 2016), feltehetőleg, az ízeltlábúak is eltérően reagálnak a legelés zavarásaira a kis és nagy produktivitású gyepeken. Tudomásunk szerint a legeltetési kezelések és a növényzeti produktivitás kölcsönhatásainak ízeltlábú biodiverzitásra gyakorolt hatását, több ízeltlábú csoportra kiterjedően, terepi kísérletekben még nem vizsgálták. Ennek a tudásbeli hiánynak a pótlására rövid távú legeltetés-kizárási kísérletet terveztünk szikes gyepeken.

3.3. Gyepkezelés módjai és hatása ízeltlábúakra

A természetes és féltermészetes gyepeink jelentős részén gyepkezelés folyik. A gyepkezelés sokszor nagyobb hatással van az ott élő faunára, mint más helyi vagy táji környezeti tényezők (Frenzel & Fischer, 2022), hiszen a kezelés egyszerre befolyásol több különböző ökoszisztéma elemet, úgymint a talajt, mikroklímát, növényi biomasszát és biodiverzitást (Dengler et al., 2014; McDonald et al., 2019; Valkó et al., 2018).

A nagy intenzitású kaszálás vagy legeltetés negatívan hat az egész bióta diverzitására, különös tekintettel az ízeltlábúakra (Chisté et al., 2016). Az ízeltlábúak elengedhetetlen részei a gyepi ökoszisztémáknak, a különböző ökoszisztéma folyamatok, valamint az ökoszisztéma egészségében és helyreállóképességében betöltött szerepük által. Részt vesznek a beporzásban, herbivóriában, lebontásban, tápanyagforgalomban, valamint táplálékforrásként szolgálnak magasabb rendű fajok számára (Price et al. 2011, Yang & Gratton, 2014).

A gyepkezelés intenzitásának növekedése, a megnövekedett zavarás által, közvetlenül csökkenti az ízeltlábúak fajgazdagságát (Everwand et al., 2014). Az ízeltlábúak közül általában a növényzeten mozgók erősebben érintettek, mint a talajon mozgó társaik (Hamrik & Kosulic, 2021). A gyepkezelési intenzitás mérséklése segíthet a gerinctelenek fajgazdagságának megőrzésében és az ökoszisztéma funkciók megtartásában (Hudewenz et al., 2012; Diehl et al., 2013). Ennek megfelelően, az alacsony intenzitású kezelés fenntartásával megelőzhetjük további gyepi fajok eltűnését (Löffler et al., 2020).

3.4. Kaszálás hatása az ízeltlábúakra

A kaszálás ízeltlábúakra gyakorolt hatását már régóta vizsgálják (például Morris & Lakhani, 1979). Legtöbb esetben kimutatták, hogy a kaszálás csökkenti az ízeltlábúak abundanciáját és fajgazdagságát (Lafage & Petillon, 2014; Wagner et al., 2021), a kaszálás ugyanakkor fontos a gyeppek fenntartásában, az avarfelhalmozódás vagy a fásszárúak előretörésének megakadályozása miatt. A kaszálás a vágókés által okozott direkt mortalitása mellett (Humbert et al., 2010), további indirekt módokon is befolyásolja a gyepi életközösségeket, például csökkenti a gyep mikroélőhely

diverzitását és homogén mikroklimatikus körülményeket hoz létre, aminek következtében megváltozik az ízeltlábúak diverzitása (Kormann et al., 2015). A nagy kiterjedésű, egyidejű kaszálás lokális kihalásokhoz is vezethet (Braschler et al., 2009). Megváltoztathatja az ökoszisztéma működését és funkcióit, például az ízeltlábúak búvóhelyet szolgáltató vegetáció nélkül kiszolgáltatottabbá válnak a ragadozók számára (Kennedy & Otter, 2015) valamint a kaszálás az ízeltlábúak „spillover”-ét, tehát különböző élőhelyek közötti átáramlását, indítja el (Rand et al., 2006). Ez az átáramlási jelenség jól ismert mezőgazdasági területek és természetes élőhelyek között (Madeira et al., 2016), továbbá különböző természetes élőhelyek közötti (pl. erdő és gyepek közötti) átáramlásokat is dokumentáltak már (Tölgyesi et al., 2018). Az ízeltlábúak elsősorban a kaszált területéről való elvándorlással reagálnak, ami a kevésbé zavart területeken a felhalmozódásukat eredményezheti (Thorbeck & Bilde, 2004). Ezt a koncentráló hatást ragadozó ízeltlábúak esetén bizonyították (Debinski & Holt 2000). A különböző kaszási technikák különböző hatással vannak a gyepi faunára (Humbert et al., 2010). Az egyik leginkább természetbarát megoldás, amikor a kaszási elrendezés mozaikos vagy körforgásos, tehát mindig más és más foltokat hagynak meg illetve kaszálnak le (Bubová et al., 2015). Ez térbeli és időbeli heterogenitáshoz vezet, szemben az egységesen és egy időben kaszált gyeppel, ahol egységesen szűnik meg az élőhely (Bonari et al., 2017). A részleges kaszálás feloldást jelenthet a gyepek fenntartása szempontjából sok esetben szükséges kaszálás és az ízeltlábúak számára kedvező magas növényzet meghagyása közt kialakuló konfliktusban (Cattin et al., 2003; Schmidt et al., 2008).

3.5. Búvósávok jelentősége, hatása az ízeltlábúakra

Kaszálatlan területek hagyásával tehát megőrizhetjük az adott élőhely-struktúráját, amivel támogathatjuk a gyepi ízeltlábúak egyedszámát és fajgazdagságát (Kühne et al., 2015). Különböző menedékek kialakítása bevett gyakorlat az agrár-környezetvédelmi gyakorlatokban, például virágsávok hagyása vagy telepítése szántók mentén a beporzó rovarok számára (Toivonen et al., 2018), vagy „beetle bank”-ok hagyása szántókon a ragadozók támogatása és így a biokontroll

növelése érdekében (MacLeod et al., 2004). Ezek a menedékek áttelelési helyet biztosítanak az ízeltlábúaknak és egy olyan élőhelyfoltot, amiből kijárhatnak a környező, számukra szaporodóhelynek nem, de táplálkozóhelynek alkalmas mátrixba (Lemke & Poehling, 2002). Hasonlóképpen, az ízeltlábúak bármilyen háborítatlan vegetációt hasznosítanak a gyepeken is. Például kis, izolált fragmentek (Zschokke et al., 2000), rotációban lévő hagyások (Schmidt et al., 2008), vagy kaszálatlanul hagyott ún. „búvóhelyek” vagy „búvósávok” (Révész et al., 2024). Ezek a búvósávok biztosítják a gyepeken a kaszált és kaszálatlanul hagyott foltok időbeli és térbeli mozaikosságát, a homogén kaszálási renddel szemben, így megfelelő körülményeket biztosítva az ott élő növények és ízeltlábúak számára egyaránt (Schmidt et al., 2008, Cizek et al., 2012, Garcia & Fraser, 2019). Számos gyepterkeztetéssel foglalkozó tanulmány javasol olyan kezelési gyakorlatot, amely biztosít az ízeltlábúak számára menedéket (Cattin et al., 2003).

A kaszált és kaszálatlan mikroélőhelyek együttes jelenléte nagyobb diverzitású ízeltlábú közösségekhez vezet (Gathmann et al., 1994, Pech et al., 2015). A búvósávokban meghagyott növényzet elsősorban táplálékforrásként, búvóhelyként, szaporodóhelyként szolgál, mindamelllett kiegyensúlyozott mikroklimatikus körülményeket is kínál, moderálva a páratartalom és a hőmérséklet változásait (Gardiner & Hassall, 2009, Révész et al., 2024). A búvósávban felgyülemelő avarréteg és az abban kialakult kiegyensúlyozott hőmérséklet szintén egy rendkívül fontos mikroélőhely, mely segíti rovarlárvák áttelelését. A kaszálatlan területek kiemelt jelentőséggel bírnak azon fajok számára, amelyek a felhagyott vagy extenzíven kezelt gyepekhez kötődnek (pl. a veszélyeztetett *Erebia medusa* lepkefaj) (Stuhldreher & Fartmann, 2014). Müller & Bosshard (2010) kimutatta, hogy a kaszálatlan búvósávok tízszer annyi egyenesszárnyút rejtene, mint a kaszált területek, Kaláb et al. (2020) alapján képesek a közösségek funkcionális diverzitását is megőrizni. A heterogén gyepek kedvező hatása nem csak az ízeltlábúakat érinti, hanem a magasabb trofikus szintekre, mint például madarakra vagy hüllőkre, is kiterjed (Stevens et al., 2010, Zahn et al., 2010).

Az agrár-környezetvédelmi programokat (AKP) azzal a céllal hozták létre, hogy támogassák azokat a gyakorlatokat, amelyek képesek a különböző agrárélőhelyek biodiverzitásának megőrzésére (Báldi et al., 2013; Batáry et al., 2015). A program anyagi támogatást nyújt a környezetbarát gyakorlatokat alkalmazó gazdálkodóknak, hogy kompenzálja a természetbarát gyakorlatok miatti esetleges bevételkiesésüket. Ezt az Európai Unió 1992-ben indította el és 2002-re a mezőgazdasági területek 25%-a valamilyen AKP alá tartozott (Primdahl et al., 2010). Különböző tényezők és körülmények azonban befolyásolhatják a programok hatékonyságát (Kleijn et al., 2011; Marja et al., 2019). Például, Skóciában, a költési időszakban a haris számára biztosított magas növényzet kedvezett a lepkék, poszméhek és más növényzeten mozgó ízeltlábú csoportok számára is (Wilkinson et al., 2012). Svájci kaszálókon, az AKP szerinti végzett kezelés, ami évi egy kaszálást jelentett, június 15.-nél nem korábban, kedvezett a növényeknek, egyenesszárnyúaknak és vadméheknek, emelve azok faji diverzitását, de a kezelés nem volt hatékony a pókok esetén (Knop et al., 2006). Továbbá, védett területek (IUCN V. kategória) kötelező tavaszi és őszi kaszálása kifejezetten káros hatással volt az ott élő *Colias myrmidone* és *Phengaris arion* lepke populációkra, megzavarva a fejlődésüket (Konvicka et al., 2008, Spitzer et al., 2009). Az AKP-k fejlesztését segíthetik az ellenőrző mérések és értékelések (Carey, 2001), az alternatív gazdálkodási gyakorlat környezetre gyakorolt hatásának vizsgálata által (Primdahl et al., 2003). Ezek között szerepel a kaszálókon meghagyott bűvósávok gyakorlata is, melynek mértékére vagy elrendezésére nem tesz javaslatot az EU-s szabályozás (Európai Bizottság, 2019). A bevett gyakorlat tehát az azt alkalmazó országok között eltérő, a meghagyott terület lehet a gyepek 5-10%-a (Müller & Bosshard, 2010) vagy 10-20%-a (Buri et al., 2013) is. Hazánkban a Natura 2000 területeken a gyepek 5-10%-ának kaszálatlanul hagyása az előírás (Magyar Kormányrendelet, 2007). A meghagyott bűvósávok mérete, alakja, mértéke tehát sokféle lehet, az általuk kifejtett hatások közötti különbségeket nem ismerjük.

3.6. Legeltetés hatása az ízeltlábúakra

A kaszálás mellett a legeltetés a leggyakoribb gyepterkezelési gyakorlat. A legelő állatok hatása a fajgazdag gerinctelen csoportokra, például az ízeltlábúakra, kevésbé ismert, és az ízeltlábúak diverzitásának változása nehezen prediktálható (van Klink et al., 2015; Wang & Tang, 2019). A legelő állatok taposása és az ízeltlábú egyedek véletlenszerű elfogyasztása közvetlen mortalitási tényezőként hathat, és csökkentheti az ízeltlábú populációk méretét. Ezek a hatások jelentősebbek a kis mobilitású fajok vagy a mozgásképtelen fejlődési stádiumban lévő egyedek esetében, míg a legtöbb ízeltlábú el tud menekülni ugrással, repüléssel vagy a növényekről való lehullással (Gish et al., 2010, 2011). A közvetett hatások a növényzet jellemzőinek és az abiotikus körülmények megváltozásán keresztül jelentkeznek, melyek kedvezőek vagy kedvezőtlenek is lehetnek az ízeltlábúak számára. A legeltetés foltokban növekedő vegetációt hozhat létre, amely heterogénebb környezetet biztosít több ízeltlábú faj számára (Jerrentrup et al., 2014; Wallis De Vries et al., 2007). Másrészt viszont a növényi biomassa eltávolításával a legeltetés negatív kaszkádhathatást válthat ki az egész táplálékhálózaton keresztül (Pringle et al., 2007; Vandegehuchte et al., 2017). A közvetlen és a közvetett hatások erősödnek a legeltetési intenzitás növekedésével (Iussig et al., 2015; van Klink et al., 2015). Ezért az intenzitás és a legelő állatok faja kulcsfontosságú elemek a legeltetési rendszerekben (Jerrentrup et al., 2015; Öckinger et al., 2006; Rook et al., 2004).

Az ízeltlábúak legeltetési kezelésekre adott válasza taxonspecifikus lehet, és az élőhelyi preferenciák függhetnek a fajok morfológiai, fiziológiai és ökológiai jellemzőitől (Schoonhoven et al., 2005). A fajgazdagság fontos és széles körben használt mérőszám a közösségek zavarásokra adott válaszainak vizsgálatában. Azonban a zavarások következtében bekövetkező egyedszám- és közösségösszetétel-változások, valamint a fajok morfológiai és ökológiai tulajdonságaiban megjelenő eltolódások érzékenyebben jelezhetik a zavarásokat (Chillo et al., 2017; Scohier & Dumont, 2012). Például az indikátorfajok értékes információkat nyújtanak a legeltetés által módosított környezet „nyerteseiről” és „vesztéseiről”, és segíthetik az adott legelő jövőbeni monitorozását (Enkhtur et al., 2017).

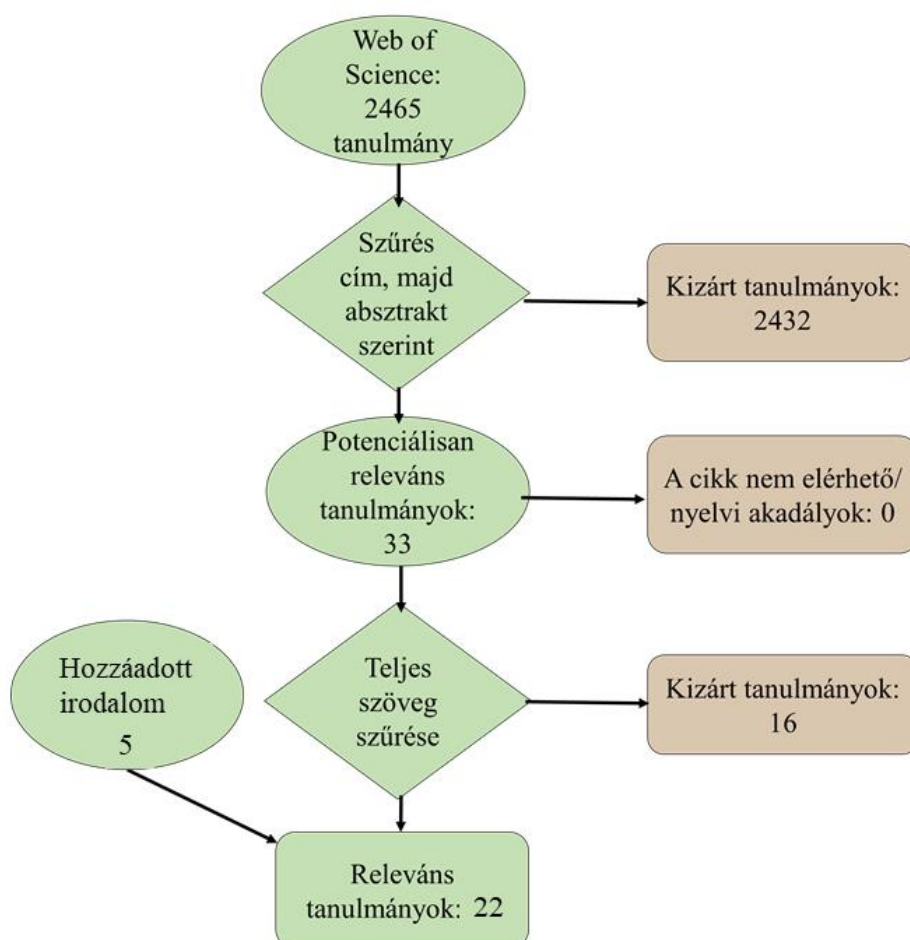
4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Búvósávok hatékonyságának irodalmi áttekintése

4.1.1. Szakirodalmi keresés

A búvósávok ízeltlábúak abundanciájára és diverzitására gyakorolt hatásáról szóló tudományos közlemények szisztematikus áttekintését az alábbiak szerint végeztünk el. A Web of Science tudományos adatbázisban futtatunk le keresést a 2024. január 11-ig publikált cikkek között. További, még a keresés napjáig nem publikált vizsgálatokat is bevontunk, saját kutatásunkból. A keresőszavakat a PICO (Population, Intervention, Comparator, Outcome) megközelítés szerint határoztuk meg (Higgins and Green, 2008), így lefedve a célcsoport, beavatkozás, kontroll és a várt eredményhez kapcsolódó kifejezéseket, az összes potenciálisan releváns cikk felkutatása érdekében. Vizsgálatunk tárgyának a gyepeken élő ízeltlábúakat választottuk, beavatkozásnak a kaszálatlanul hagyott búvósávokat, kontrollnak a kaszált területeket, eredményként pedig abundancia és diverzitást adatokat vártunk. Ennek megfelelően a keresőszavak a következőképpen alakultak: “beetle*, carabid*, orthoptera*, "leaf hopper*", leafhopper*, grasshopper*, arthropod*, insect*, invertebrate*, spider*, bee, bees, bumblebee*, and butterfly*” mint taxon, “unmow*, mow*, uncut, cut, refuge” mint beavatkozás és “biodiversity, diversity, "species number", "species richness", abundance, density” mint várt adatok. A "*" karaktert csonkolási szimbólumként használtuk, hogy lehetővé tegyük a keresési kifejezések különböző végződéseit. A keresést a címekre, összefoglalókra és kulcsszavakra alkalmaztuk, időkorlátozás nélkül a publikáció éve tekintetében. Csak a releváns tudományterületeket vettük figyelembe (ökológia, entomológia, biodiverzitás megőrzése, környezettudományok, erdészet, multidiszciplináris agrártudományok, zoológia, multidiszciplináris tudományok és talajtudomány). Kizártuk azokat a dokumentumtípusokat, amelyek nem tartalmazzák a szükséges adatokat (konferencia-összefoglaló, jegyzet, szerkesztői anyag vagy szakirodalmi áttekintés), azaz csak olyan kutatási cikkeket vettünk figyelembe, amelyek elsődleges adatokat tartalmazhatnak. Az így lefolytatott keresés összesen 2465 tanulmányt eredményezett.

Először cím és absztrakt alapján történő szűréssel, majd a teljes szöveg átvizsgálása alapján döntöttem el, hogy az egyes tanulmányok beleesnek-e a kutatási feltételeinkbe (a szűrési folyamatot bővebben lásd a PRISMA diagramon, 4.1 ábra). A tanulmányt az adatbázisunkhozadtuk a következő feltételek teljesülése mellett: (i) a vizsgálat tárgya egy vagy több ízeltlábú csoport, (ii) a mintavételi hely valamilyen gyep (szántókon megtartott hagyássávok kívül ezek vizsgálatunkon), (iii) a beavatkozás kaszálás alól meghagyott növényzet legyen, meghagyva legalább őszig (tehát ne csak késleltetett kaszálás hatását vizsgálják). A szűrés végeredményeként 17 ilyen tanulmányt találtunk, amihez további 5 tanulmánytadtunk hozzá (Révész et al., 2024, mint a szerzők saját munkáját, Řezáč & Heneberg 2018 és Müller & Bosshard 2010 tanulmányokat a Révész et al., 2024 cikkén keresztül, Kühne et al., 2022 tanulmányt Jean-Yves Humbert társszerző saját munkájaként és a Humbert et al., 2018 áttekintő tanulmány részeként, és Gallé et al., in press tanulmányt, Gallé Róbert társszerző saját munkájaként), így 22 tanulmányt kapva összesen.



4.1 ábra. PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) diagram, a szisztematikus áttekintés lépéseinek bemutatása

4.1.2. Értékelés

A téma alacsony tanulmányszáma miatt nem volt lehetőségünk meta-analízist készíteni, ezért kvalitatív értékelés során összegeztük a talált eredményeket és azonosítottuk az ismereti hiányosságokat (knowledge gap). Az összehasonlító vizsgálatunk számszerűsítése érdekében kinyertük a tanulmányokból az elérhető adatokat, és kiszámítottuk a bűvósávok okozta relatív változásokat.

A bűvósávok területén mért válaszváltozók kaszált kontrollhoz viszonyított relatív változását az alábbi módon számítottuk ki:

$$\text{relatív változás (\%)} = [(\text{bűvósáv} - \text{kaszált})/\text{kaszált}] \times 100$$

Litt et al. (2014) módszerét követve.

Az abszolút 5% alatti relatív változás értékeket semleges válaszoknak tekintettük. Azokban az esetekben, ahol a szerzők több mintavételt is végeztek a kaszálás utáni időszakban, az összes elérhető adatot felhasználtuk, átlagolva őket. A kaszálás előtti mintavétel adatait csak abban az esetben használtuk, ahol az egyéves kutatás során nem volt más kontrol (Schmidt et al., 2008) vagy ahol többéves vizsgálatok esetén a kumulatív hatás kimutatására használták a szerzők (pl. van Klink et al., 2019).

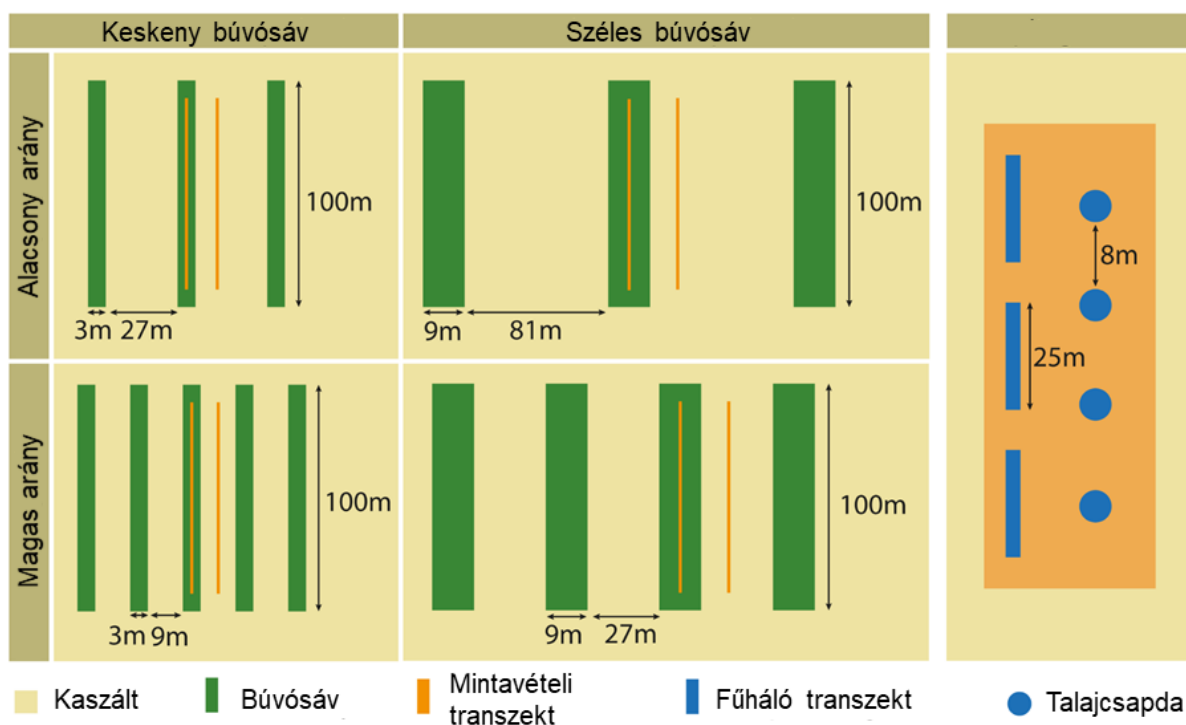
4.2. Búvósávok hatékonyságának terepi vizsgálata

4.2.1. Mintavételi hely

Az Alföld déli részén, a Csanádi-puszták (4.3.a ábra) területén alakítottuk ki a búvósávos vizsgálat mintavételi helyét. A Csanádi-puszták 4057 hektáros területe (É 46°22'11": K 20°39'36") három részre osztható, a Királyhegyesi-pusztá, a Montág-pusztá és a Kopáncsi-pusztákra. A búvósávos vizsgálat az utóbbi két pusztán zajlott. A terület a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatósága által kezelt, nagy szakmai hozzáértéssel. A vizsgálatunk helyszínén, kérésünkre, nem végeztek legeltetést, csak évi egyszeri kaszálást. A terület 80–108 m tengerszint feletti magasságban fekszik, mérsékelt kontinentális éghajlattal. Az évi középhőmérséklet 10,3–10,5 °C (Dövényi, 2010), a csapadék évi átlaga 450–550 mm (Mészáros, 2004). A régió jeletős részét szántókká alakították, de bizonyos részeken, így a védett Csanádi-pusztákon még mindig megtalálható az őshonos szikes növényzet.

4.2.2. A búvósávos vizsgálat mintavételi elrendezése

A különböző kezeléstípusokat random-blokkos elrendezésben alakítottuk ki. A kaszálás során 3 méter (keskeny) és 9 méter (széles) szélességű, 100 m hosszú kaszálatlan sávokat hagytunk. A kaszálatlan sávok az egymástól való távolságuktól függően a terület 10%-át (27 és 81 méter távolságra egymástól) vagy 25%-át (9 és 28 méter) fedték le. Ennek az elrendezésnek az eredményeképpen négy féle kezeléstípust kaptunk: (1) keskeny sávok, alacsony arány, (2) keskeny sávok, magas arány, (3) széles sávok, alacsony arány, (4) széles sávok, magas arány. Mintavételezést végeztünk a búvósávokban és a mellettük található kaszált sávokban, 5 m távolságra a búvósávoktól (4.2. ábra). A mintavétel két egymást követő évében megváltoztattuk a búvósávok helyét, a növényzet szekunder szukcessziós folyamatai elkerülése érdekében.



4.2 ábra: A búvósávok kezelése négyféle elrendezése 1) alacsony arány– keskeny sávokkal 2) alacsony arány – széles sávokkal, 3) magas arány – keskeny sávokkal, 4) magas arány – széles sávokkal, és a mintavételi elrendezés egy mintavételi transzektben belül.

4.2.3. Mikroklíma

A levegőhőmérsékletet és a páratartalmat a búvósávokban és a mellettük lévő kaszált területeken, a szomszédos búvósáv szélétől 5 m távolságra mértük. A mérésekhez Optin ADL (TH3-32) adatgyűjtő eszközöket helyeztünk ki 2021. július 16-26 (Kopáncsi pusztá) és július 27 - augusztus 6 (Montág pusztá) időszakokban, a talajcsapdák működésével szinkronban. A műszer 20 percenként rögzítette a hőmérséklet és páratartalom adatokat. Az eszközöket műanyag fedél alá helyeztük, megóvva őket a direkt napsugárzástól. A talaj nedvességtartalmát Field Scout TDR 350 műszerrel mértük (felbontás: 0,1 V/V% víz) a talaj felső 12 cm-ében (3. melléklet, 1. ábra). Minden mintavételi helyen 10 véletlenszerű ponton végeztünk mérést, melyeket mintavételi helyenként átlagoltunk. A mérések 2021. július 26-28-án, augusztus 6-7-én és szeptember 6-7-én történtek.

4.2.4. Ízeltlábúak gyűjtése

Négy ízeltlábú csoportot választottunk: egyenesszárnyúak, poloskák, futóbogarak és pókok. Az egyenesszárnyúak és a poloskák fontos herbivórok a gyepi ökoszisztémákban, a diverzitásuk érzékenyen mutatja a növényzeti változásokat (Weiss et al., 2013; Torma et al., 2019). A pókok és a futóbogarak olyan ragadozó ízeltlábúak, amelyeket szintén gyakran használnak a környezeti változások bioindikátoraiként (Gallé et al., 2010; Mazalová et al., 2015). A különböző ökológiai funkciókkal rendelkező csoportok együttes vizsgálatával (ún. multitaxon vizsgálat), lehetőségünk van nyomon követni a kezelésre adott különböző válaszaikat (Báldi et al., 2013).

A mintavétel során, a növényzeten mozgó pókokat, poloskákat és az egyenesszárnyúakat sztandard méretű, 40 cm átmérőjű, fűhálóval gyűjtöttük (3. melléklet, 1. ábra). A fűhálózást 25 m hosszú transzektekben végeztük, transzektenként 25 csapással. A mintavételt a kaszálás után 16–18 nappal végeztük, elkerülve ezzel, hogy a kaszálás folyamata során okozott zavarás közvetlen hatását mérjük. A mintavétel első évében, 2020-ban, a szélsőségesen száraz időjárásnak köszönhetően kaszálás ideje eltolódott augusztusra (július közepe helyett), így a mintavételre augusztus 17-18-án került sor. A második évben, 2021-ben, a kaszálás két külön időpontban történt a mintavételi helyeken, így két részletben végeztünk mintavételt, július 26-án és augusztus 7-én. A mintavétel során összesen 3 minta transzektenként $\times$ 2 kezelés típus (kaszált és nem kaszált) $\times$ 2 bűvösáv szélesség (keskeny: 3 m és széles: 9m) $\times$ 2 bűvösáv arány (10% és 25%) $\times$ 6 ismétlés = 144 mintát gyűjtöttünk. A begyűjtött anyagot műanyag tasakokba helyeztük, 70:30 arányú vizes alkohol oldatba.

A futóbogarakat és talajon mozgó pókokat 9,5 cm átmérőjű, műanyag poharakból készült talajcsapdákkal gyűjtöttük (3. melléklet, 1. ábra). A csapdába 50:50 arányú etilén-glikol oldatot töltöttünk, amihez pár csepp detergenst adtunk a felületi feszültség csökkentésére (Császár et al., 2018). A gerinces állatok védelme érdekében egy műanyag tölcseért helyeztünk a pohár szájára, ezzel szűkítve a csapda nyílását az ízeltlábúak testméretére. A földbe süllyesztett csapda fölé egy műanyag tetőt helyeztünk, hogy elkerüljük a tartósító folyadék felhígulását a csapadék miatt. A

mintavétel során összesen 4 csapda transzektenként $\times$ 2 kezelés típus (kaszált és nem kaszált) $\times$ 2 bűvósáv szélesség (keskeny: 3 m és széles: 9m) $\times$ 2 bűvósáv arány (10% és 25%) $\times$ 6 ismétlés = 192 mintát gyűjtöttünk. A talajcsapdákat 16–18 nappal a kaszálás után helyeztük ki és 10 napig működtek, 2020. augusztus 17-21-ig; illetve 2021 július 16-26-ig (a Kopáncsi pusztán) és július 27 – augusztus 6-ig (a Montág pusztán), a fűhálós mintavétel ütemezéséhez hasonlóan.

A talajcsapda- és fűhálómintákat rendszertani csoportok szerint válogattuk, majd az egyedeket fajszintig azonosítottunk. A lárvá állapotú egyedeket, amelyeket nem lehetett faji szintig határozni, a legalacsonyabb lehetséges taxonómiai szintig határoztuk. A pókokat Gallé-Szpisjak Nikolett, a futóbogarakat Szabó Márton, a poloskákat Torma Attila, az egyenesszárnyúakat pedig Korsoveczky Lili és én határoztuk. A pókok és egyenesszárnyúak bizonyítópéldányait az Ökológiai Kutatóközpont gyűjteményében helyeztük el, a poloskák és futóbogarak bizonyítópéldányait pedig a Szegedi Tudományegyetem gyűjteményébe kerültek.

4.2.5. Adatelemzés

A számításokhoz az R statisztikai szoftvert használtuk (R Core Team, 2021). A mikroklima viszonyok (napi minimum (13,72–20,08°C) és maximum (37,03–49,64°C) hőmérséklet, átlagos páratartalom (48,09–73,95%)) és a kezelés közötti kapcsolat feltárásához lineáris kevert modelleket használtunk, ahol fix hatásként a kezelést, tehát a bűvósáv és a kaszált területek közötti különbség szerepelt, normál eloszlású hibataggal. Random hatásként a mintavételi időpontot és a kezelést a bűvósáv szélességébe és arányába ágyazva, mindezt a mintavételi elrendezésben található blokk egységbe ágyazva szerepeltettük, annak érdekében, hogy bevonjuk az egyes transzektekben végzett ismételt mérésekre gyakorolt véletlenszerű hatásokat. A kezelésnek, a bűvósávok szélességének és arányának a vizsgált taxonok (egyenesszárnyúak, poloskák, növényzeten mozgó pókok, futóbogarak és talajon mozgó pókok) egyedszámára és fajszámára gyakorolt hatását általánosított lineáris kevert modellekkel (Generalized linear mixed model, GLMM) elemeztük (lme4, Bates et al., 2014). Mind a fűhálóval, mind a talajcsapdával gyűjtött adatokat transzektenként összevontuk. Az ízeltlábúak fajgazdagságának modellezéséhez Poisson-

hibatagot használtunk. Az egyedszám adatoknál túlszóródást észleltünk, ezért negatív binomiális hibataggal futattuk a modelleket. Fix hatásként használtuk (1) a bűvósávok arányát (10% és 25%), (2) a bűvósávok szélességét (keskeny és széles), (3) a kezelési módot (bűvósáv és kaszált) és ezek kölcsönhatásait, valamint a „gyep” (Kopáncsi vagy Montág) és az „év” (2020 vagy 2021) értékeket. A mintavételi blokk és a bűvósáv szélesség-arány kombinációját a blokkba ágyazva random faktorként adtuk meg, figyelembe véve a minták térbeli és időbeli egymástól való függését. Kézi „backward” modelszelekciót alkalmaztunk, Likelihood Ratio Teszt értékei alapján, ahol mindig a legkisebb z-értékkel rendelkező változót távolítottuk el a modellből, amíg a p-értéke 0,05 alá csökkent (a randomhatásokat megtartottuk minden modellben, mivel ezek a vizsgálati elrendezés részét képezték). Egy megfigyelésnek az együtthatók becslésére gyakorolt hatásának mérésére Cook's D távolságot használtunk. A $D > 1$ értékkel rendelkező megfigyeléseket torzító pontoknak tekintettük (Zuur et al., 2007), de nem találtunk $D > 1$ értéket.

4.3. Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálata

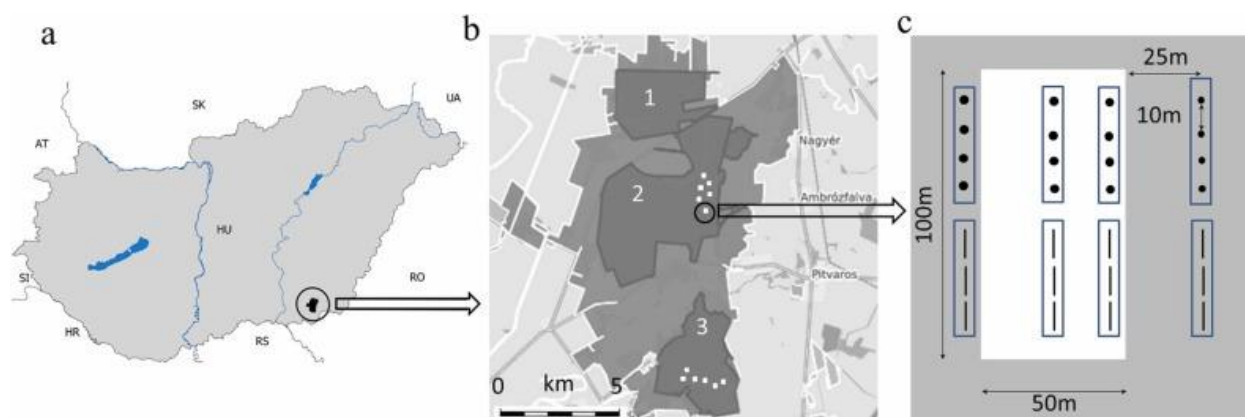
4.3.1. Mintavételi hely

A mintavétel az előző fejezetben részletesen leírt Csanádi-pusztákon történt. A területet a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatósága tartja fenn a hazai agrár-környezetvédelmi programoknak megfelelően (Ángyán et al., 1999), főként kis intenzitású legeltetéssel vagy évi egyszeri kaszálással. A legeltetés-kizárásos vizsgálatunkat a Királyhegyesi és Montág pusztákon alakíthattuk ki. A területen korábban vegyes marha- és birkatartás zajlott, melyet 2006 óta felváltottak kizárólag szürkemarha tartásával (4. melléklet, 1. ábra), amelyet megelőzőbbnek találtak a helyi gyepkezelés tekintetében (Kovácsné Koncz et al., 2014). Átlagosan 0,5 számosállat egység/hektár mértékben legeltettek a területen. A vizsgálatunkban szereplő két élőhelytípus: a rövidfűvű szikes pusztá (főként ürmöspuszták) melyet rövidfűvű gyep, *Artemisia santonicum* és *Festuca pseudovina* dominanciája jellemez, a Csanádi-puszták 26,5%-át borítják, és a szikes rét, mely állományalkotó faja az *Alopecurus pratensis* és 22,1%-a a teljes védett területnek (Molnár et al., 2016). Ezeken túl, kisebb arányban megtalálhatók még, többek között, löszgyepek, szikes mocsarak, jellegtelen száraz, félszáraz gyepesek valamint üde mézpázsitos szikfoltok. A rövidfűvű szikes pusztá és szikes rét vegetáció foltok tették a Csanádi puszták szikes gyepesét kiváló kísérleti területté a vizsgálatunkhoz, biztosítva a megfelelő kiindulási feltételeket az alacsony produktivitású (ürmöspusztá) és magas produktivitású (szikes rét) gyepesekhez.

4.3.2. Legeltetés kizárás mintavételi elrendezése

A legeltetési szezon kezdete előtt, 2018 tavaszán, összesen tizenkettő 50×100 m-es területet kerítettünk el, egymástól minimum 100 m távolságra. Hatot a Királyhegyesi pusztán, hatot a Montág-pusztán, ezen belül pedig pusztánként hármat ürmöspusztán és hármat szikes réten. Egy elzárt területet és a hozzá tartozó kontroll legeltetett területet együtt tekintettünk egy mintavételi helynek (N=12). A Királyhegyesi pusztán a legeltetési szezon később kezdődött a Nemzeti Park Igazgatóság döntése szerint. Az egy hónapos legeltetési időszak lezárása után minden mintavételi helyszínen négy ponton végeztünk ízeltlábú mintavételt: az elkerített és a legeltetett részen

egyaránt, a kerítéshez közelebbi és távolabbi pontokon. Az ízeltlábúakat két különböző mintavételi módszerrel gyűjtöttük, talajcsapdázással és fűhálózással, melyeket egymás mellett végeztünk a gördülékeny kivitelezés érdekében (4.3. c ábra).



4.3 ábra. A mintavételi helyek és elrendezés. a) A Csanádi-puszták elhelyezkedése Magyarországon, b) A mintavételi helyek a Csanádi-pusztákon belül, c) A mintavételi elrendezés egy mintavételi helyen. A fehér négyzet a legeltetés alól kizárt területet, a szürke terület a legeltetett gyepet jelöli. Mintavételi transzsektek kettesével helyezkednek el a legeltetett-szegély, nem legeltetett-belső, nem legeltetett-szegély és legeltetett-belső pozíciókban. A fekete pontok jelölik a transzsektenként elhelyezett négy talajcsapdát, a fekete vonalak pedig a transzsektenként végzett három fűhálós mintavételt.

4.3.3. Ízeltlábúak gyűjtése

Három ízeltlábú csoportot választottunk a vizsgálathoz: pókokat (Araneae), futóbogarakat (Coleoptera: Carabidae) és kabócákat (Hemiptera: Auchenorrhyncha). Ezek fajgazdagok és gyakoriak a gyepeken, és különböző szerepeket töltenek be az ökoszisztéma működésében. A pókok és a futóbogarak gyakori ragadozó ízeltlábúak számos szárazföldi ökoszisztémában, bár néhány futóbogárfaj magevő vagy mindenevő. A pókokat és futóbogarakat széles körben használják az ökológiai változások indikátoraként, mivel érzékenyek a növényzeti struktúra, a mikroklíma és a biotikus környezet változásaira (Buchholz, 2010; Kotze et al., 2011). A kabócák különösen nagy számban és fajgazdagságban fordulnak elő a gyepek ökoszisztémáiban, bőséges

táplálékforrást biztosítva számos ragadozó számára. Elsődleges fogyasztók, és gyorsan reagálnak a gyepek kezelése által okozott növényi változásokra. Ezek miatt egyre inkább használják őket a gyepek biomonitorozási és közösségi ökológiai vizsgálataiban (Bartlett et al., 2018; Biedermann et al., 2005).

A pókokat és futóbogarakat talajcsapdákkal gyűjtöttünk, amihez 500 ml űrtartamú és 8,5 cm átmérőjű műanyag poharak ástunk a földbe. A talajcsapdák kialakítása és elhelyezése a bűvósávós vizsgálatban használt módon történt. A mintavételi helyek mind a négy mintavételi pontján 4 talajcsapdát helyeztünk egy transzektbe rendezve, egymástól 10 m távolságra. Összesen 192 csapdát helyeztünk le, melyek 13 napig működtek, május 10-23 között a Montág-pusztán, június 8-21 között a Királyhegyesi-pusztán. A kabócákat és a növényzeten élő pókokat fűhálózással gyűjtöttük, amely bevett módja a különböző növényzeten mozgó ízeltlábúak gyűjtésének (Stewart, 2002). A mintavételi helyek mind a négy mintavételi pontján $3 \times 25 = 75$ fűhálócsapást végeztünk, napos, szélcsendes időben. A mintavétel 2018. május 10-én és június 9-én, 10 és 16 óra között történtek. A gyűjtött anyagot műanyag tasakokba helyeztük, melybe 70%-os etanol oldatot öntöttünk. A csapdacsapda- és fűhálómintákat a bűvósávós vizsgálatnál leírt módon határoztuk és tároltuk. Miután a mintákat csoportok szerint szétválogattam, a futóbogarak határozását Kutasi Csaba és Szél Győző, a pókok határozását Gallé Róbert és Gallé-Szpisjak Nikolett, a kabócák határozását pedig Malenovský Igor végezte.

4.3.4. Ízeltlábú jellegek

A fajokat a testméretük, nedvesség preferenciájuk és trofikus viselkedésük alapján jellemeztük. A testméret megadásához a faj mm-ben megadott átlagos testhosszát használtuk. A nedvesség preferenciát 3 vagy 5 kategóriára osztottuk (a xerofiltól a hidrofilig). Az állatok táplálkozását állatcsoportonként különböző módon kategorizáltuk. A futóbogarakat a trofikus közösségek szerint soroltuk csoportba, úgymint herbivór, omnivór és karnivór. A pókokat hálóépítő és vadászó kategóriákba soroltuk, a zsákmányolási stratégiájuk szerint. A kabócákat pedig a tápnövényválasztásuk szerint mono-, oligo-, és polifág csoportokba. Bővebb információt az

ízeltlábú jelleg kategóriákról az 2. melléklet tartalmaz. A jellegeket és a nedvességpreferenciát a futóbogarak esetén Hůrka (1996), Loreau (1985), Müller-Motzfeld (2004), Thiele (1977), és Trautner (2017a, b), pókok esetén Buchar & Růžicka (2002), Bell et al. (2005), és Blandenier (2009), kabócák esetén pedig Biedermann & Niedringhaus (2009), Holzinger (2009), Nickel (2003), és Ribaut (1952) szakirodalmak alapján kategorizálták a határozást végző szakértők.

4.3.5. Adatelemzés

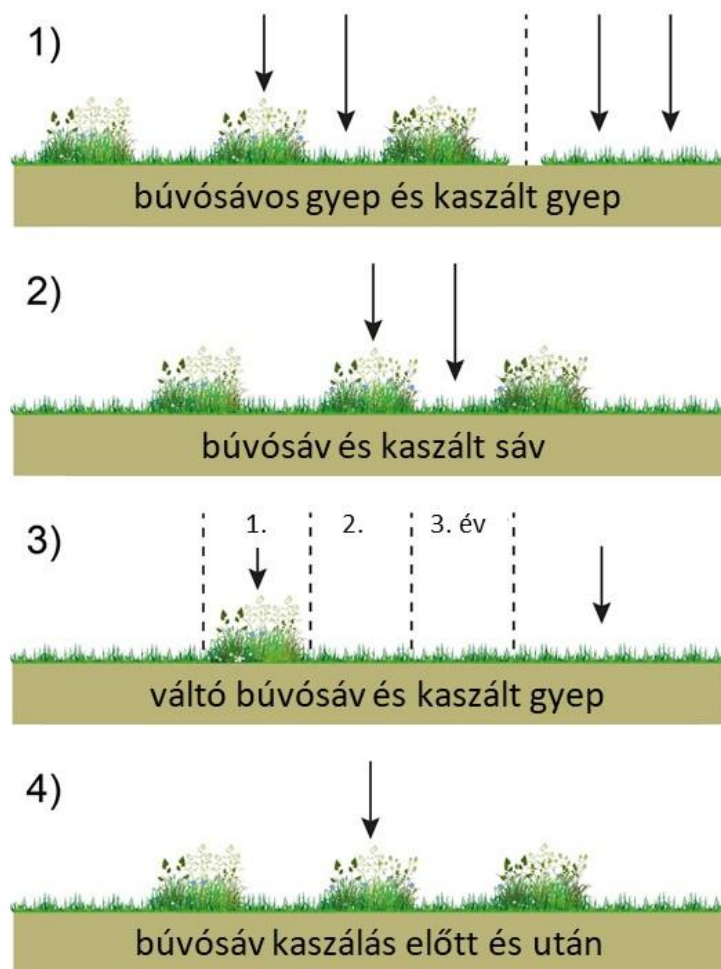
Az azonos mintavételi helyről származó adatokat fajonként összevontuk, így 4×12 statisztikai mintát kaptunk a további elemzésekhez (4.3 ábra). A jelleg-élőhely kölcsönhatások feltárásához közösségi súlyozású átlagolást (CWM) használtunk. A CWM egy széles körben alkalmazott módszer közösségi szintű kutatásokban, amely érzékenyen jelzi a környezeti szelekció okozta elmozdulásokat a közösségek átlagos jelleg értékeiben (Ricotta & Moretti, 2011). A CWM jelleg értékeket az R program FD csomagjával számítottuk ki (Laliberté et al., 2014). A legeltetett vagy a legeltetés alól kizárt réthez vagy sztyepphez kötődő fajokat azonosítását indikátorfaj elemzéssel végeztük (Dufrêne & Legendre 1997). Ez a módszer az indikátorértékeket úgy számítja ki, hogy kombinálja a fajok gyakoriságát egy adott csoportban (specificitás) és annak valószínűségét, hogy a faj megtalálható az adott csoporthoz tartozó területeken (fidelitás). Fix hatásként az élőhelytípust (szikes rét vagy ürmőpuszta), a kezelést (legelt vagy legeltetés alól kizárt) és ezek interakcióját vettük. Az R indicspecies csomagjának *multipatt* funkcióját használtuk (De Cáceres & Legendre, 2009). A funkció indikátor fajokat keres mind az egyes területcsoportokban, mind azok kombinációjában (De Cáceres et al., 2010). Az ízeltlábú közösségek különbségeinek elemzéséhez kevert lineáris modelleket (LMM) és általánosított kevert lineáris modelleket (GLMM) használtunk, az lme4 R csomagból (Bates et al., 2015). Poisson hibaeloszlású modellt használtunk (*glmer*), túlszóródás esetén pedig negatív binomiális modellt *glmer.nb* funkcióval. Válaszváltozókként az ízeltlábúak fajgazdagsága és abundanciája szerepelt. Fix hatásként az élőhelytípus, a kezelés és ezek interakciója szerepelt a modellekben, az indikátorértékek számításához hasonlóan. A mintavételi helyek közötti lehetséges térbeli autokorrelációt

figyelembe véve, a modellhez random hatásként rendeltük a mintavételi helyet a 'puszta' változóba ágyazva. A szignifikáns interakciós tagok esetén post hoc összehasonlításokat végeztünk (Kenward-Roger módszer), hogy a legeltetett és nem legeltetett területek közötti különbségeket külön-külön feltárjuk a különböző vegetációtípusokban, az R emmeans csomag (Lenth, 2020) *emmeans* funkciójának segítségével. Minden elemzést az R 4.0.2. verziójával végeztünk (R Core Team, 2021).

5. EREDMÉNYEK

5.1. Búvósávok hatékonyságának irodalmi áttekintése

A 22 búvósávokat vizsgáló tanulmány eredményeit az 5.1 táblázatban foglaltam össze, a táblázat egy sorát tekintettünk egy 'megfigyelésnek'. A kutatások mind Európában zajlottak, 6 országban, ezzel ismeretbeli hiányosságot hagyva más földrajzi régiókról. A legtöbb kutatást Svájcban végezték (11 tanulmány), majd Csehországban (4), Németországban (3), Magyarországon (2), Belgiumban (1), és az Egyesült Királyságban (1). A vizsgálatok különböző mintavételi elrendezéssel zajlottak: (1) mintavétel a búvósávval kezelt gyepen (búvósávon belül és kívül vegyesen) és a teljesen kaszált kontrol gyepen, (2) mintavétel a búvósávban és a közvetlen mellette lévő kaszált sávban, (3) mintavétel a rotációban meghagyott búvósávokban és a közvetlen mellette található kaszált sávban, (4) mintavétel kizárólag a búvósávban (kaszálás előtt és után) (5.1 ábra). A kaszálatlanul hagyott terület nagysága 2-től 2000 m²-ig terjedt, de számos esetben nem volt ismert. A kaszálatlanul hagyott menedék alakja is eltért, jellemzően sávok, blokkok vagy körök formájában hagyták meg a növényzetet. A teljes mintavételi területhez viszonyított kaszálatlan területek aránya 3 és 50% között volt, amiből a tanulmányok többsége (55%-a) a 10 és 25% közötti tartományba esett. A vizsgált tanulmányok számos ízeltlábú csoportot vizsgáltak, köztük az egyenesszárnyúak (12), pókok (9), bogarak (7), nappali lepkék (6), méhek (5), és más, kevésbé kutatott taxonok (5.1 táblázat).



5.1 ábra: A tanulmányok 4 jellemző mintavételi elrendezése: (1) a búvósávossal kezelt gyepből vett mintákat (búvósávon belül és kívül vegyesen véve) hasonlították a teljesen lekaszált kontroll gyepen vett mintákkal, (2) a búvósávban vett mintákat hasonlították össze a közvetlen mellette lévő kaszált sávban vett mintákkal, (3) a váltó hagyományos búvósávban vett mintákat hasonlították össze a közvetlen mellette lévő kaszált sávban vett mintákkal, (4) a kaszálás előtt a búvósávban vett mintákat hasonlították össze ugyanazon a helyen vett, kaszálás utáni mintákkal. A nyilak mutatják a mintavétel(ek) helyét az adott tanulmány típusban.

5.1 Táblázat: Tanulmány típus: (1) mintavétel a bűvósávval kezelt gyepen (bűvósávban és mellette vett minták vegyesen) és a teljesen kaszált kontroll gyepen; (1/k az 1-es típusban vizsgálható kumulatív hatás: mintavétel a bűvósávval kezelt gyepen, a bűvósáv kialakítását követő évben történő kaszálás előtt, illetve ugyanekkor mintavétel a teljesen kaszált kontroll gyepen; (2) mintavétel a bűvósávban és a bűvósávok közti kaszált területeken (azonos gyepen); (3) mintavétel a rotációs bűvósávban és a bűvósávok közti kaszált területeken (azonos gyepen); 4) mintavétel a bűvósávban (azonos helyen), kaszálás előtt és után.

Referencia	Ország	Tanulmány típus	Bűvósáv alakja	Bűvósáv aránya (%)	Vizsgált taxon	Abundancia/Denzitás	Fajgazdagság
Bruppacher et al., 2016	Svájc	1	n.a.	10–20	Nappali lepkék	+6%	+29%
		1/k	n.a.	10–20	Nappali lepkék	+148%	n.a.
Buri et al., 2013	Svájc	1	n.a.	10–20	Egyenes-szárnyúak	+81%	+29%
		1/k	n.a.	10–20	Egyenes-szárnyúak	+95%	n.a.
Buri et al., 2014	Svájc	1	n.a.	10–20	Vadméhek	+11%	+13%
					Háziméh	-16%	n.a.
Buri et al., 2016	Svájc	1	n.a.	10–20	Kabócák	-3%	+15%
		1/k	n.a.	10–20	Kabócák	-18%	
		1	n.a.	10–20	Pókok	-11%	+11%
		1/k	n.a.	10–20	Pókok	+5%	
Gallé et al., 2024	Magyarország	1	sávok (3×100 m)	10	Egyenes-szárnyúak	+12%	+35%
					Poloskák	+721%	+96%
					Növényzeten mozgó pókok	+191%	+158%
					Talajon mozgó pókok	-37%	-43%
					Futóbogarak	+16%	-33%
Handke et al., 2011	Németország	1	sávok (5×100) + blokkok (20×25 m)	n.a.	Nappali lepkék	+148%	-1%
					Egyenes-szárnyúak	+17%	+34%
					Ormányos-bogarak	+256%	+109%
					Levélbogarak	-4%	+34%

					Poloskák	+193%	+89%
					Szitakötők	+321%	+97%
Humbert et al., 2012	Svájc	1	körök (16 m ø)	10	Egyenes- szárnyúak	+60%	n.a.
Kaláb et al., 2020	Cseh- ország	1	körök (12 m ø)	10	Egyenes- szárnyúak	+1%	+5%
van Klink et al., 2019	Svájc	1/k	n.a.	10–20	Nappali lepke lárvák	+200%	+38%
					Növényevő darázs lárvák	+106%	n.a.
					Pteromalid darazsak	+79%	-6%
					Gyephez kötődő éjjeli lepkék	+10%	+10%
					Gyephez kötődő zengőlegyek	+117%	+67%
					Parazitoid darazsak	+21%	+3%
					Földön fészkelő méhek	-23%	-3%
					Holyvák	+9%	+9%
					Futóbogarak	+100%	+33%
					Fában fészkelő méhek	-44%	-36%
					Törmelékevő zengőlegyek	-32%	-51%
					Fákon táplálkozó éjjeli lepkék	-45%	-11%
Kühne et al., 2022	Svájc	1	n.a.	10–20	Éjjeli lepkék	-53%	-14.4%
		1/k	n.a.	10–20	Éjjeli lepkék	-8%	n.a.
Meyer et al., 2017	Svájc	1	n.a.	10–20	Vadméhek	+63%	+7%
		1/k	n.a.	10–20	Vadméhek	+23%	n.a.
		1	n.a.	10–20	Zengőlegyek	+150%	+106%
		1/k	n.a.	10–20	Zengőlegyek	+173%	n.a.
Rezác & Heneberg	Cseh- ország	1	sávok	3–10	Pókok	+195%	+32%
Buri et al., 2013	Svájc	2	n.a.	10–20	Egyenes- szárnyúak	+424%	n.a.

Gardiner és Hassall 2009	Egyesült Királyság	2	blokkok (20×20 m)	50	Egyenes-szárnyúak	+400%	n.a.
Humbert al., 2012	Svájc	2	körök (16 m ø)	10	Egyenes-szárnyúak	+1335%	n.a.
Kühne et al., 2015	Svájc	2	n.a.	10–20	Nappali lepkék	+333%	n.a.
Müller & Bosshard 2010	Svájc	2	sávok (5×20 m)	5–10	Egyenes-szárnyúak	+767%	n.a.
Nentwig 1988	Német-ország	2	sávok (1×6 m)	36	Pókok	-11%	+63%
					Hangyák	+27%	n.a.
					Bogarak	+23%	n.a.
					Százlábúak	-20%	n.a.
					Tetvek	+113%	n.a.
					Rojtos-szárnyúak	+27%	n.a.
					Egyenes-szárnyúak	+23%	n.a.
					Ugróvillások	+21%	n.a.
Pech et al., 2015	Cseh-ország	2	blokkok (2×2 m)	46	Hangyák	n.a.	-42%
					Pókok	-33%	-12%
Révész al., 2024	Magyar-ország	2	sávok (3×100 és 9×100 m)	10 / 25	Egyenes-szárnyúak	+64%	+116%
					Poloskák	+831%	+247%
					Növényzeten mozgó pókok	+273%	+116%
					Talajon mozgó pókok	-7%	-8%
					Futóbogarak	+66%	+37%
Schwarz al., 2023	Német-ország	2	blokkok (10×50 m)	4.5	Egyenes-szárnyúak	+2080%	n.a.
Šumpich al., 2012	Cseh-ország	2	blokkok	50	Éjjeli lepkék	-11%	-15%
Schmidt al., 2008	Svájc	3	sávok (10× (35–50)m)	33	Pókok	-9%	+12%
Lebeau al., 2015	Belgium	4	sávok (3–5 m széles)	5–10	Nappali lepkék	+89%	n.a.

n.a.: nincs elérhető adat.

A 22 tanulmányból összesen 66 adatsort gyűjtöttünk össze, amelyek ízeltlábúak abundancia, diverzitás vagy mindkettő adatait tartalmazták. A 65 abundancia adatsorból 69% mutatott növekedést a bűvósávokban a kontrolhoz képest, míg csak 25% csökkenést, 6% semleges válasz mellett. Diverzitás eredményeket csak 42 megfigyelésben találtunk, az abundanciához hasonló arányokkal: az ízeltlábúak 64%-ának diverzitása növekedett a bűvósávokban a kontrolhoz képest, 26%-a csökkent, 10% pedig nem mutatott érdemleges változást.

A mintavételi elrendezés alapján kategorizált tanulmány típusok eloszlása nem volt egyenletes. Az 1-es típusba 23 megfigyelést sorolhattunk, kiegészítve 19 olyan megfigyeléssel, melyek azonos elrendezéssel, de a következő évi mintavételezéssel, a kumulatív hatást mérték (az 5.1 táblázatban '1/k'-nak jelölve), összesen tehát 42 megfigyelés. A 2-es típusba 22 megfigyelést találtunk, a 3-as és 4-es típusnak pedig csak 1-1 képviselője volt a tanulmányok között. A három legerősebb hatás, 2080%-os és 1335%-os növekedés az egyenesszárnyúak abundanciájában, illetve 831%-os növekedés a poloskák abundanciájában, mind a 2-es típusú tanulmányok közül került ki.

A hagyások alakjaiban a következő eloszlást figyelhettük meg a tanulmányok között: hét tanulmány használt sávokat, egy használt sávokat és blokkokat vegyesen (a gazdálkodók kérésére, Handke et al., 2011), négy használt blokkokat (maximum 1:5 szélesség-hosszúság aránnyal meghatározva, az ennél hosszúkásabb alakú hagyásokat a sáv kategóriába soroltuk), kettő használt kör alakú hagyást, valamint volt további nyolc tanulmány, ahol a hagyás alakja nem volt meghatározva.

A kaszálatlanul hagyott terület teljes gyephez viszonyított aránya 3–10% közötti volt 4 megfigyelésben, 10–25% volt 43 megfigyelésben, 33–50% volt 13 megfigyelésben, valamint nem volt meghatározva további 6 megfigyelésben. A legkisebb arányszámmal bíró kategóriában (3–10%-os bűvósáv arány) nem volt elegendő megfigyelés trend megállapításához. A középső kategóriában (10–25%-os bűvósáv arány) a megfigyelések 70%-a növekedést, 23%-a csökkenést mutatott a vizsgált taxonok abundanciájában, valamint 63%-a növekedést, 27% csökkenést a

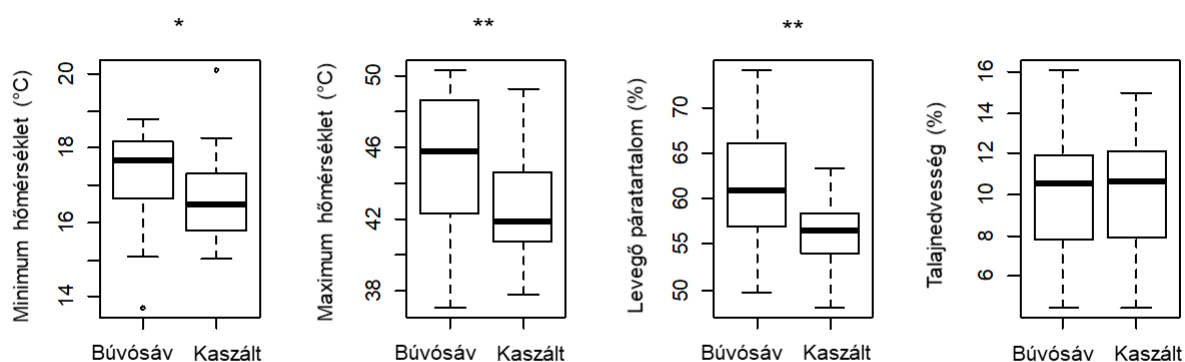
taxonok fajgazdagságában (a maradék semlegesnek tekinthető), megegyezően a minden megfigyelést magába foglaló fő eredményekkel. A legmagasabb arányú kategória (33–50%-os bűvósáv arány) eredményeiben kiegyenlítettebb volt a középső kategóriához képest, de nem volt elegendő megfigyelésszám mintázat leírásához.

A legkutatottabb csoport az egyenesszárnyúak, amely, ezzel együtt a bűvósávok legnagyobb haszonélvezője is: a kezelésre adott válaszaik között nem volt negatív válasz (egy pár abszolút 5% alatti értéken túl, amelyeket semleges válaszokként rögzítettünk). A pókokról szintén számos tanulmányt találtunk, de a bűvósávra mutatott válaszuk többször mutatott csökkenő abundanciát, mint növekvőt. A bogarak csoportja többségében pozitív választ adott a bűvósávokra, egyetlen negatív fajgazdagság adattal (6 megfigyelésből). A lepkék kevesebb megfigyelési számmal rendelkeztek, mint az egyenesszárnyúak, de eredményeikben hasonlóan nem volt negatív válasz a bűvósávokra. A méhek 6 megfigyelésében megosztott volt a pozitív és negatív válaszok aránya. A poloskákat 3 megfigyeléssel, a kabócákat pedig egyetlen megfigyeléssel erősen alulkutatottnak találtuk.

5.2. Búvávok hatékonyságának terepi vizsgálata

5.2.1. Mikroklíma

A búvósávokban és a mellettük lévő kaszált sávokban eltérő mikroklimatikus körülményeket találtunk: a minimum, maximum hőmérséklet és az átlagos páratartalom is mind magasabb volt a búvósávokban (5.2 ábra).



Szignifikancia szintek:
*: <0.05, **: <0.01, ***: <0.001.

5.2 ábra: A minimum hőmérséklet, maximum hőmérséklet, levegő páratartalom, talajnedvesség és a kezelés (búvósáv és kaszált területek közti különbség) összefüggései.

5.2.2. Növényzeten mozgó ízeltlábúak

Összesen 947 egyenesszárnýú egyedét gyűjtöttünk 22 fajból, 1558 poloska egyedét 34 fajból és 4558 növényzeten mozgó pók egyedét 27 fajból, fűhálózással (1. melléklet). Magasabb fajgazdagságot találtunk a búvósávokban, mint a kaszált területen, minden vegetációhoz kötődő taxon esetében, tehát, egyenesszárnýúak, poloskák és növényzeten mozgó pókok esetén. Valamint, magasabb egyedszámot találtunk a búvósávokban a kaszált területhez képest a poloskák és a növényzeten mozgó pókok esetén (5.2 táblázat, 5.3 ábra).

A keskeny és széles sáv közötti különbség egyenesszárnýúak abundanciájára gyakorolt hatása erőteljesebb volt akkor, amikor a búvósávok a terület 10%-át fedték le, ahhoz képest, mint amikor

annak 25%-át. A kaszált területeken a poloskák abundanciája magasabb volt keskeny sávok esetén, mint széles sávok használatakor (5.2 táblázat, 5.4 ábra).

5.2.3. Talajon mozgó ízeltlábúak

Talajcsapdával összesen 1094 futóbogarat gyűjtöttünk, 36 fajból és 2437 talajon mozgó pók egyedet, 47 fajból (1. melléklet). A futóbogarak esetén magasabb fajszámot találtunk a bűvósávokban, mint a kaszált területeken. A bűvósávok szélessége és aránya interakciós hatással volt a futóbogarak fajszámára és a talajon mozgó pókok abundanciájára: több fajt, illetve több egyedet találtunk a széles sávokban, 10%-os arány esetén, valamint a keskeny sávokban, amikor az arány 25% volt (5.2 táblázat, 5.3, 5.4 ábra).

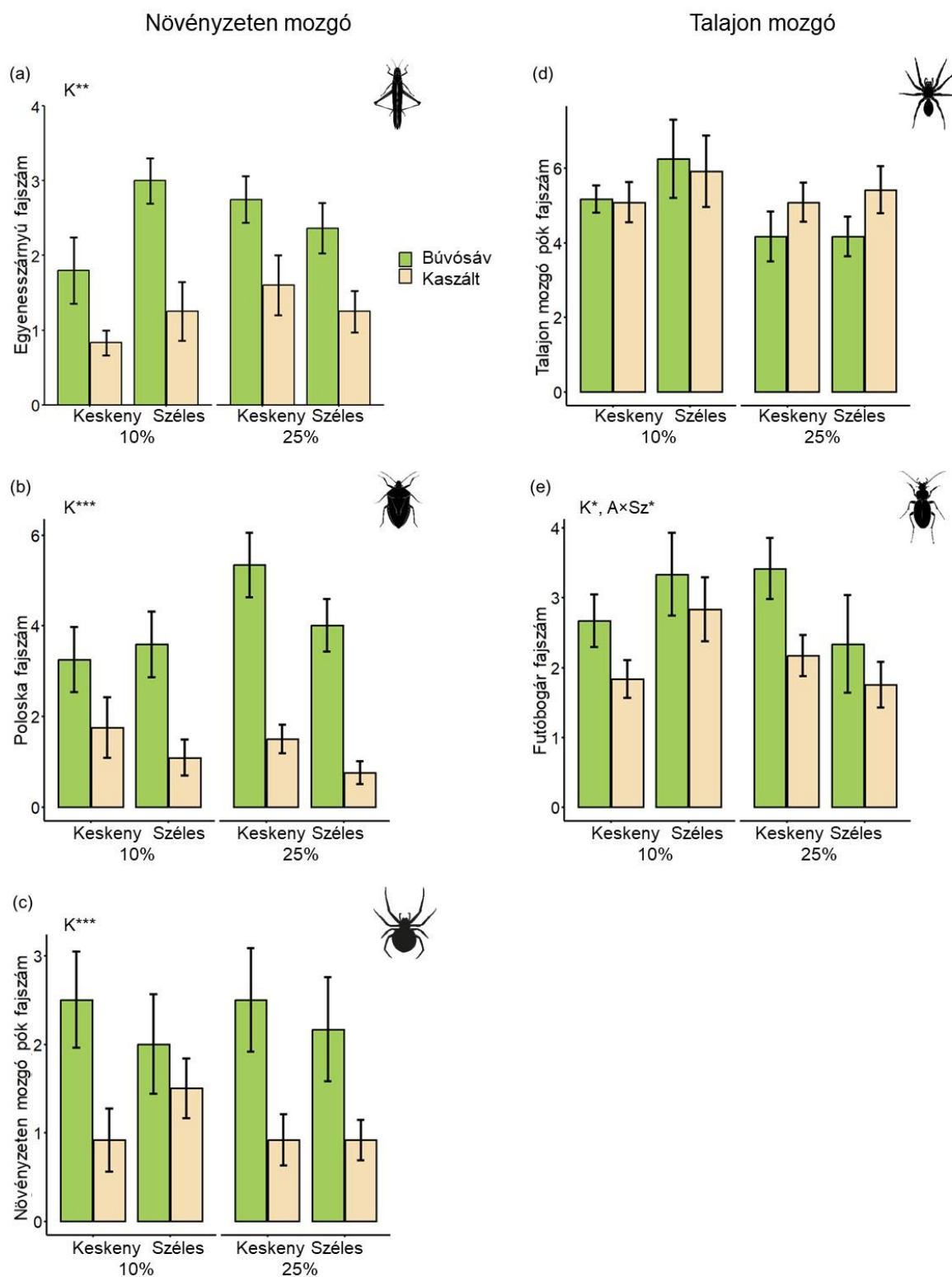
5.2 Táblázat. Összefoglaló táblázat a gyepeken élő ízeltlábúak fajgazdagságára és egyedszámára vonatkozó végső GLMM modellek becsléseiről és z-értékeiről. Vizsgáltuk a bűvósávos kezelés (K: nem kaszált/kaszált), valamint a bűvósávok arányának (A: 10%/25%) és szélességének (Sz: 3m/9m) hatását. Az itt bemutatott eredmények azok, amelyek a Likelihood Ratio Test alapján kiválasztásra kerültek.

Változó	Egyenesszárný	Poloska	Növényzeten mozgó pók	Talajon mozgó pók	Futóbogár
Fajgazdagság ¹	Becsült érték (z-érték)				
Kezelés (K)	-1.131 (-3.111) **	-1.157 (-7.899) ***	-1.003 (-4.025) ***	-0.016 (-0.090)	-0.314 (-2.423) *
Arány (A)	0.304 (1.283)	n.a.	0.075 (0.306)	-0.225 (-1.161)	0.216 (1.180)
Szélesség (Sz)	0.280 (1.175)	n.a.	-0.097 (-0.395)	0.186 (1.079)	0.315 (1.760)
K×A	0.690 (1.570)	n.a.	n.a.	0.215 (0.819)	n.a.
K×Sz	0.126 (0.266)	n.a.	0.459 (1.343)	-0.039 (-0.157)	n.a.
A×Sz	-0.583 (-1.737)	n.a.	-0.150 (-0.474)	-0.186 (-0.705)	-0.628 (-2.419) *
K×A×Sz	-0.410 (-0.662)	n.a.	n.a.	0.102 (0.281)	n.a.
Gyep	n.a.	n.a.	0.142 (0.743)	-0.026 (-0.259)	n.a.
Év	0.208 (1.508)	0.883 (6.050) ***	1.233 (6.471) ***	0.261 (2.844) **	0.608 (4.539) ***
Abundancia ²					
Kezelés (K)	-0.230 (-0.937)	-1.531 (-4.561) ***	-1.151 (-5.307) ***	0.033 (0.165)	-0.272 (-0.876)
Arány (A)	1.201 (4.335) ***	0.591 (1.850)	0.260 (1.033)	0.166 (0.802)	0.022 (0.055)
Szélesség (Sz)	0.882 (2.823) **	0.294 (0.954)	-0.110 (-0.483)	0.199 (0.984)	0.088 (0.245)
K×A	n.a.	-0.510 (-1.013)	-0.328 (-1.025)	<0.001 (0.000)	-0.384 (-0.874)
K×Sz	-0.661 (-1.911)	-1.157 (-2.287) *	0.098 (0.315)	-0.081 (-0.284)	0.137 (0.319)
A×Sz	-1.317 (-3.698) ***	-0.476 (-1.108)	-0.212 (-0.627)	-0.661 (-2.281) *	-0.146 (-0.258)
K×A×Sz	n.a.	0.755 (1.035)	0.363 (0.813)	0.380 (0.947)	0.209 (0.336)
Gyep	0.197 (0.975)	0.575 (2.786) **	0.317 (2.132) *	-0.325 (-2.920) **	0.080 (0.346)
Év	1.041 (5.733) ***	2.488 (12.954) ***	2.124 (17.790) ***	0.038 (0.368)	1.961 (10.241) ***

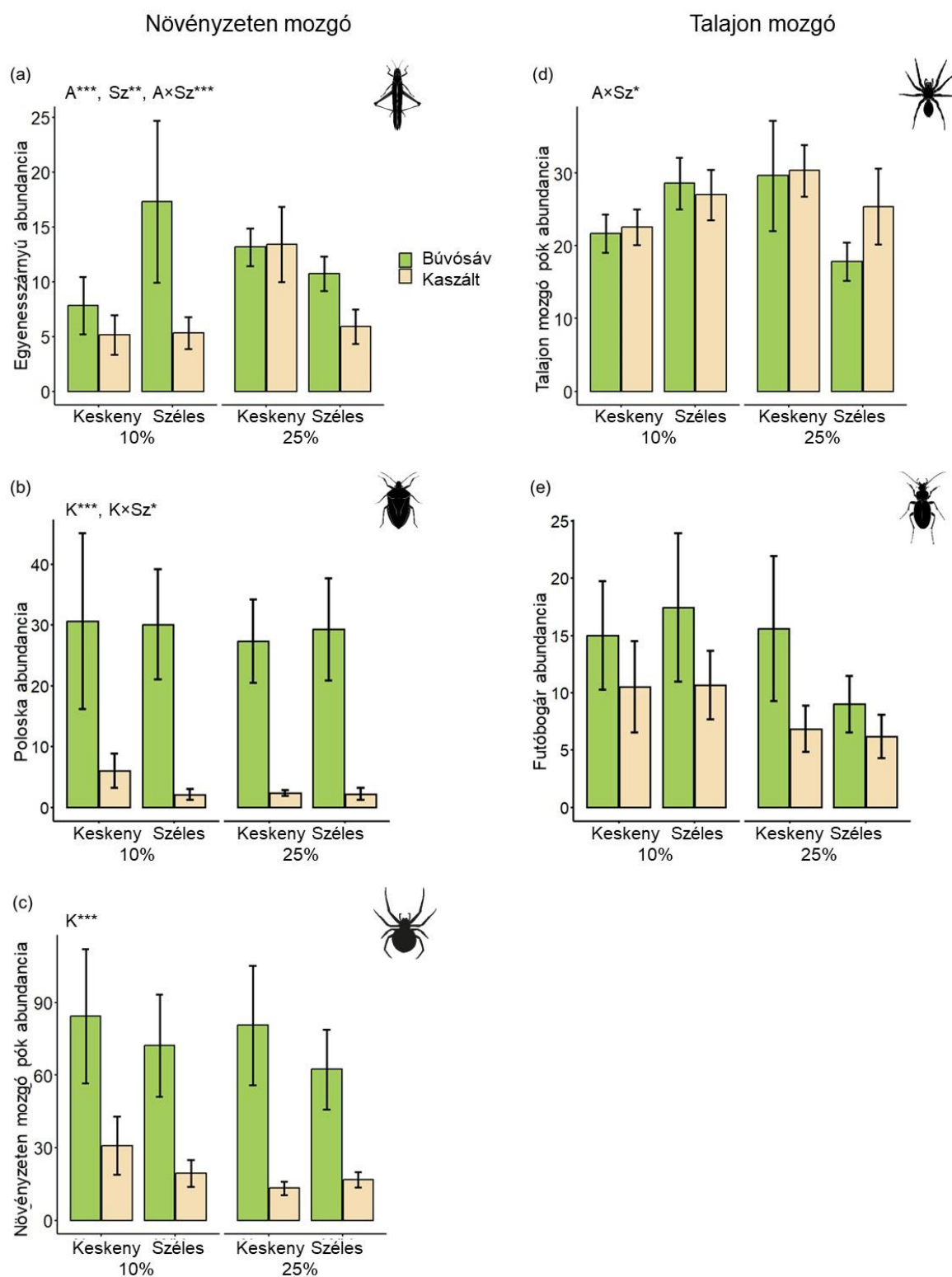
Modell hibatag: ¹: Poisson; ²: Negatív binomiális;

Szignifikancia szintek: *: <0.05, **: <0.01, ***: <0.001.

n.a.: nincs elérhető adat, a Likelihood Ratio Test alapján nem jutott be a modellszelekcióba



5.3 ábra: Az (a) egyenesszárnyúak; (b) poloskák; (c) növényzeten mozgó pókok, (d) talajon mozgó pókok, és (e) futóbogarak fajgazdagságának átlag értékei $\pm$ SEM. A: Búvósáv aránya, K: Kezelés, Sz: Búvósáv szélessége. Szignifikancia szintek: *: <0.05, **: <0.01, ***: <0.001.



5.4 ábra: Az (a) egyenesszárnyúak; (b) poloskák; (c) növényzeten mozgó pókok, (d) talajon mozgó pókok, és (e) futóbogarak egyedszámának átlag értékei ± SEM. A: Búvósáv aránya, K: Kezelés, Sz: Búvósáv szélessége. Szignifikancia szintek: *: <0.05, **: <0.01, ***: <0.001.

5.3. Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálata

5.3.1. Futóbogarak

Összesen 4241 egyedet gyűjtöttünk 59 futóbogár fajból (2. melléklet). A szikes rét vegetáción a leggyakoribb fajok a *Brachinus elegans*, *Agonum viridicupreum*, és a *Brachinus psophia* voltak, 21.1%, 15.4%, és 13.2%, előfordulással. Míg ürmöspusztá vegetáción a *Harpalus subcylindricus* (4.8%), *Brachinus crepitans* (4.4%), és a *Harpalus flavicornis* (3.2 %) voltak a leggyakoribb fajok. Számos fajt azonosítottunk, melyek a szikes réthez vagy ürmöspusztához kötődtek, az IndVal elemzés alapján (5.3 táblázat). Összességében, a szikes réthez kötődő futóbogár fajok mezo- vagy hidrofilek és többségében ragadozók. Amíg az ürmöspusztához kötődő fajok xero- vagy szubxerofilek és omnivórok vagy magevők.

Több fajt és egyedet találtunk szikes réten, mint ürmöspusztán (5.4 táblázat, 5.5 ábra). A futóbogarak közösségi szerkezete az ürmöspusztán a xerofil fajok felé tolódott a szikes réthez képest. A legelt és elkerített területek között szignifikáns különbséget találtunk a futóbogarak nedvesség preferenciájában, kimutatva ezzel a legeltetés kizárás hatását. A vegetáció típus befolyásolta ezt a hatást: a futóbogarak közösségszerkezete a hidrofil fajok felé tolódott az elkerített szikes réten, de az elkerített ürmöspusztán nem (5.4 táblázat, 5.5.c ábra).

5.3.2. Pókok

Összesen 4874 kifejlett egyedet gyűjtöttünk 80 pókfajból (2. melléklet). A leggyakoribb fajok az *Aulonia albimana* (30.0%), *Trochosa robusta* (16.3%), és a *Metopobactrus deserticola* (9.0%) voltak, mindkét vegetáció típusban. Számos kevésbé gyakori faj kötődött az egyik vagy másik vegetáció típushoz, valamint néhány faj a nem-legeltetett vegetációhoz (5.3 táblázat). A szikes réthez kötődő fajok többsége nedves, vagy félnedves élőhely preferenciával rendelkeztek. Mindemellett, találtunk számos generalista fajt is (pl. *Oedothorax apicatus*, *Pachygnatha degeeri*) és száraz élőhely preferenciájú fajokat is (pl. *Silometopus curtus*, *Zelotes mundus*) a szikes rét indikátor fajai között.

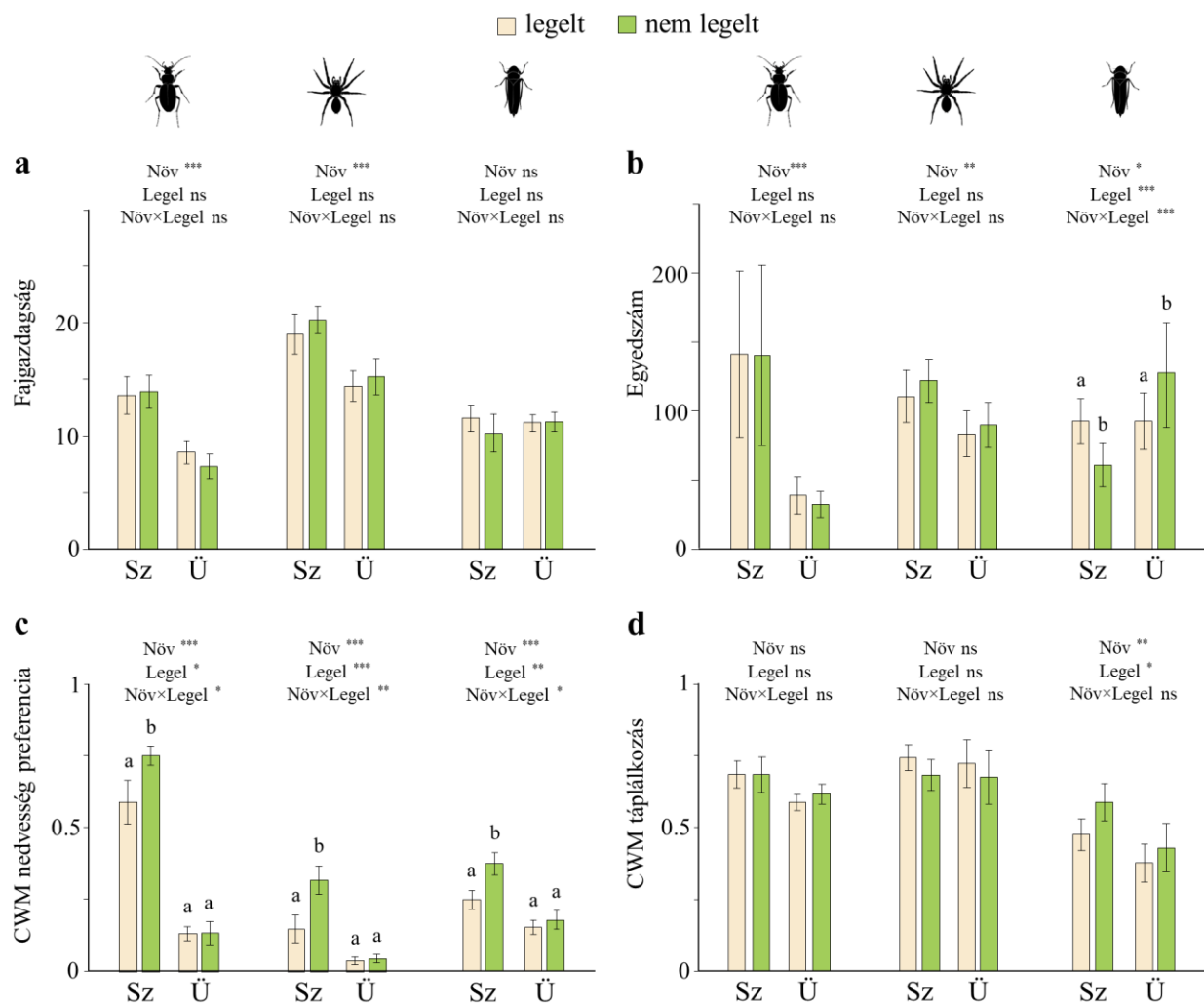
A pókok fajgazdagsága és abundanciája is szignifikánsan magasabb volt a szikes réten, és a CWM értékek alapján főleg hidrophil pókok jellemezték a közösségszerkezetet (5.4 táblázat, 5.5 ábra). A futóbogaraknál talált eredményekhez hasonlóan, a nedvesség preferencia CWM értékeit a pókoknál is befolyásolta a legeltetés, valamint a kezelés és vegetáció típus interakciós hatása. A pókok közösségszerkezete a hidrophil fajok felé tolódott a legeltetés alól kizárt szikes réteken, de a legeltetés alól kizárt ürmöspusztákon nem (5.4 táblázat, 5.5.c ábra).

5.3.3. Kabócák

A kabócáknak 4603 egyedét gyűjtöttük 54 fajból (2. melléklet). A legabundánsabb faj a *Laburru handlirschi* (26.3%), xerofil faj, mely kizárólag ürömfajokon táplálkozik, az ürömpusztához kötődött (5.3 táblázat). További nagy egyedszámú fajok, mint a mezofil, polifág *Reptalus quinquecostatus* (19.1%), és a xerofil, oligofág fűfogyasztó, *Doratura homophyla* (10.0%) mind a két vegetáció típuson jellemzőek voltak. A *D. homophyla* a szikes rétnél azonban csak a legeltetéséhez kötődött. Két további oligofág fűfogyasztó faj is, amely az ürömpusztához kötődött, a legeltetés szikes rétéhez is kötődtek. Számos további faj volt indikátora a szikes rétnél vagy az ürömpusztának, a legeltetésétől függetlenül (5.3 táblázat). Az ürömpusztához kötődő fajok xerofilek voltak, sokuk erősen a *Festuca* fajokhoz kötődtek (pl. *Mendrausus pauxillus*, *Rhopalopyx vitripennis*), vagy *Artemisia* fajokhoz kötődő (pl. *L. handlirschi*, *Chlorita prasina*, *Hephathus nanus*). A szikes rét indikátorfajai mezo- és hidrophil fajok voltak, mely többsége egyszikűeken (Poaceae, Cyperaceae) táplálkoznak.

Szignifikáns különbségeket találtunk a kabócák abundanciájában, a nedvesség preferencia CWM értékeiben és a táplálkozási preferencia CWM értékeiben a szikes rét és az ürömpuszták között (5.4 táblázat, 5.5 ábra). A közösségszerkezet az ürömpuszták esetében a xerofil fajok és a specialista herbivór fajok felé tolódott, a szikes rétéhez képest. A kezelés szignifikáns hatással volt a kabócák abundanciájára, a vegetációtípus függvényében: az ürömpuszták esetében magasabb volt az abundancia a nem-legelt területeken, mint ahol legeltetés folyt, míg a szikes rét esetében magasabb volt a legeltetés elől elzárt területeken (5.5.b ábra). A kabócák nedvesség

preferencia CWM értékeiben és táplálkozási preferencia CWM értékeiben is szignifikáns különbséget találtunk a legelt és nem-legelt területek között (5.5,c,d ábra). A legeltetés alól kizárt területek esetében a közösség szerkezet a kevésbé specialista herbivór fajok felé tolódott, a vegetációtípustól függetlenül. A kezelés és a vegetációtípus interakciós hatása a kabócák közösség szerkezetére a hidrofil fajok felé tolta el a legeltetés alól kizárt szikes rét esetében, míg a legeltetés alól kizárt ürmöpusztán nem (5.4 táblázat, 5.5.c ábra).



5.5 ábra. Futóbogarak, pókok és kabócák (a) fajgazdagsága, (b) egyedszáma, (c) nedvesség preferencia CWM értéke, és (d) táplálkozási preferencia közösségi-súlyozott átlaga (átlag $\pm$ SEM). A vegetációtípus (szikes rét vagy ürmöspuszt), a legeltetés (legelt vagy nem legelt) és interakciójuk szignifikáns hatásait csillaggal jelöltük (* < 0.05 , ** < 0.01 , *** < 0.001 , ns – nem-szignifikáns), az 5.4 táblázat modelljei alapján. Az oszlopdiagramok feletti betű-jelölések a szignifikáns különbségeket mutatják ($P < 0.05$).

Rövidítések: Sz – szikes rét, Ü – ürmöspuszt, Növ – növényzeti típus, Legel – legeltetés.

5.3 Táblázat. Az ízeltlábú fajok és a legelt ürmöspusztá, nem legelt ürmöspusztá, legelt szikes rét és nem legelt szikes rét között a kiterjesztett indikátor érték módszer alapján. A táblázat csak a szignifikáns értékeket mutatja. Rövidítések: IndVal – a faj indikátor értéke; A, B – az indikátor érték két komponense, ‘specifitás’ (specifity) és ‘kötődés’ (fidelity).

Taxon	űrmőspusztá legelt nem		szikes rét legelt nem		P	IndVal	A	B
CARABIDAE								
<i>Agonum viridicupreum</i>			+	+	0.0022	0.736	1	0.542
<i>Amara chaudiroi</i>			+	+	0.0002	0.970	0.982	0.958
<i>Brachinus psophia</i>			+	+	0.0002	0.864	0.995	0.75
<i>Brachinus elegans</i>			+	+	0.0006	0.861	0.988	0.75
<i>Chlaenius nigricornis</i>			+	+	0.0646	0.528	0.957	0.292
<i>Diachromus germanus</i>			+	+	0.0004	0.836	0.987	0.708
<i>Harpalus cupreus</i>			+	+	0.0002	0.883	0.986	0.792
<i>Harpalus flavicornis</i>	+	+	+		0.0002	0.966	0.959	0.972
<i>Harpalus pygmaeus</i>	+	+			0.0002	0.883	0.984	0.792
<i>Harpalus rubripes</i>	+	+			0.0238	0.662	0.878	0.5
<i>Harpalus subcylindricus</i>	+	+	+		0.0128	0.777	0.989	0.611
<i>Microlestes minutulus</i>			+		0.0038	0.683	0.7	0.667
<i>Poecilus cupreus</i>			+	+	0.0002	0.816	1	0.667
<i>Pterostichus anthracinus</i>			+	+	0.0200	0.577	1	0.333
<i>Pterostichus chameleon</i>			+	+	0.0102	0.612	1	0.375
<i>Syntomus obscurus</i>			+	+	0.0328	0.579	0.895	0.375
ARANEAE								
<i>Argenna patula</i>			+	+	0.0170	0.577	1	0.333
<i>Clubiona diversa</i>		+			0.0096	0.589	0.833	0.417
<i>Diplostyla concolor</i>				+	0.0020	0.697	0.971	0.5
<i>Drassyllus lutetianus</i>			+	+	0.0148	0.577	1	0.333
<i>Drassyllus sur</i>	+	+			0.0132	0.726	0.792	0.667
<i>Euophrys frontalis</i>	+	+			0.0074	0.636	0.971	0.417
<i>Euryopis quinqueguttata</i>	+	+			0.0032	0.645	1	0.417
<i>Micaria pulicaria</i>				+	0.0306	0.509	0.778	0.333
<i>Oedothorax apicatus</i>			+	+	0.0660	0.557	0.932	0.333
<i>Ozyptila trux</i>			+	+	0.0002	0.837	0.99	0.708
<i>Pachygnatha degeeri</i>			+	+	0.0002	0.901	0.974	0.833
<i>Pardosa agrestis</i>			+	+	0.0002	0.952	0.946	0.958
<i>Pardosa prativaga</i>			+	+	0.0022	0.677	1	0.458
<i>Silometopus curtus</i>			+	+	0.0208	0.577	1	0.333
<i>Trochosa ruricola</i>			+	+	0.0170	0.688	0.947	0.5
<i>Zelotes mundus</i>			+	+	0.0004	0.731	0.987	0.542
AUCHENORRHYNCHA								
<i>Artianus interstitialis</i>	+	+	+		0.0006	0.885	0.973	0.806
<i>Chlorita prasina</i>	+	+			0.0024	0.784	0.867	0.708
<i>Cicadula placida</i>			+	+	0.0090	0.612	1	0.375
<i>Doratura homophyla</i>	+	+	+		0.0002	0.976	0.952	1
<i>Graphocraerus ventralis</i>	+	+	+		0.0280	0.782	0.958	0.639
<i>Hephathus nanus</i>	+	+			0.0722	0.532	0.97	0.292
<i>Kelisia praecox</i>			+	+	0.0188	0.577	1	0.333
<i>Laburris handlirschi</i>	+	+			0.0006	0.912	0.907	0.917
<i>Mendraus pauxillus</i>	+	+			0.0082	0.642	0.988	0.417
<i>Psammotettix kolosvarensis</i>			+	+	0.0014	0.727	0.976	0.542
<i>Rhopalopyx vitripennis</i>	+	+			0.0280	0.796	0.761	0.833

5.4 Táblázat. A vegetációtípus (szikes rét vagy ürmöspuszt), a legeltetés (legelt vagy nem legelt) és az interakciójuk hatása különböző ízeltlábú csoportokra LMM és GLMM modellek alapján. A szignifikáns eredmények vastagon szedve.

	vegetációtípus (szikes rét/ürmöspuszt)			legeltetés (legelt/nem legelt)			vegetációtípus × legeltetés		
	est. (±SE)	t / z	P	est. (±SE)	t / z	P	est. (±SE)	t / z	P
CARABIDAE									
fajgazdagság ^p	-0.654 (0.148)	4.404	<0.001	-0.024 (0.110)	0.221	0.825	0.182 (0.181)	0.999	0.318
abundancia ^{nb}	-1.240 (0.480)	2.583	0.010	0.2137 (0.245)	0.870	0.385	-0.1453 (0.354)	0.410	0.682
méret	-0.857 (0.501)	1.713	0.099	-0.258 (0.458)	0.563	0.577	0.708 (0.647)	1.093	0.282
nedvesség preferencia	-0.620 (0.081)	7.584	<0.001	-0.163 (0.054)	2.961	0.006	0.161 (0.077)	2.061	0.047
táplálkozás	-0.068 (0.063)	1.088	0.292	0.001 (0.045)	0.022	0.983	-0.030 (0.064)	0.464	0.646
ARANEAE									
fajgazdagság ^p	-0.284 (0.097)	2.899	0.004	-0.064 (0.092)	0.691	0.489	0.008 (0.140)	0.054	0.957
abundancia ^{nb}	-0.414 (0.163)	2.521	0.012	-0.135 (0.162)	0.831	0.406	0.081 (0.231)	0.347	0.728
méret	-0.406 (0.369)	1.100	0.281	0.194 (0.361)	0.538	0.594	0.537 (0.511)	1.051	0.301
nedvesség preferencia	-0.275 (0.062)	4.422	<0.001	-0.171 (0.037)	4.503	<0.001	0.163 (0.053)	3.050	0.004
táplálkozás	-0.007 (0.067)	0.100	0.922	0.060 (0.050)	1.208	0.235	-0.013 (0.071)	0.183	0.856
AUCHENORRHYNCHA									
fajgazdagság ^p	0.123 (0.153)	0.800	0.424	0.122 (0.123)	0.991	0.322	-0.128 (0.173)	0.749	0.454
abundancia ^{nb}	0.951 (0.422)	2.254	0.024	0.645 (0.162)	3.983	<0.001	-0.969 (0.222)	4.364	<0.001
méret	-0.056 (0.214)	0.256	0.805	0.108 (0.167)	0.645	0.523	-0.149 (0.236)	0.630	0.533
nedvesség preferencia	-0.210 (0.048)	4.337	<0.001	-0.139 (0.029)	4.728	<0.001	0.102 (0.041)	2.436	0.020
táplálkozás	-0.189 (0.063)	3.001	0.009	-0.113 (0.041)	2.717	0.010	0.091 (0.059)	1.545	0.131

est. (±SE) – paraméter becslés (± sztenderd hiba)

^p – Poisson, ^{nb} – negatív binomiális eloszlás

6. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

6.1. Búvósávok hatékonyságának irodalmi áttekintése

Összesen 22 tanulmányt azonosítottunk, amelyek 66 olyan megfigyelést tartalmaztak, amelyek relevánsak voltak áttekintésünk fókuszára. A legtöbb vizsgálat azt mutatta, hogy a kaszálatlan búvóhelyek sikeresen betöltötték céljukat, mivel az ízeltlábúak egyedszáma és/vagy fajgazdagsága nagyobb volt a búvóhelyeken, mint a kaszált kontroll területeken. Mindemellett, az esetek körülbelül negyedében mégis csökkenést tapasztaltak az ízeltlábúak egyedszámában és fajgazdagságban a kaszálatlan területeken. E mintázatok mögött számos különböző tényező hatása állhat.

6.1.1. A vizsgálati típusok összehasonlítása

A kutatások mintavételi elrendezésének főbb jellemzői meghatározhatják az eredményeket és azok felhasználhatóságát (5.1 ábra). Az 1-es típusú vizsgálatok átfogó mintavételezést végeztek, azaz a búvóhelyes kezelésből (búvóhelyen belül és kívül egyaránt) és a teljesen kaszált kontroll területekről is vettek mintát. Ez a módszer tekinthető a leghatékonyabbnak a búvóhelyek ökológiai hatékonyságának mérésére. Ezen felül, ha a mintavételezést az adott elrendezésben a következő évben, a következő kaszálás előtt megismételték (5.1 táblázatban 1/k típus), akkor a búvóhelyek hosszú távú pozitív kumulatív hatását figyelték meg az egyenesszárnyúak (Buri et al., 2013), zengőlegyek (Meyer et al., 2017) és lepkék (Bruppacher et al., 2016) esetében. A 2-es típusú vizsgálatok a búvóhelyen belül és a közvetlenül mellette található kaszált kontroll területeken mintavételeztek, elsősorban a búvóhelyek lokális hatásait tükrözve. Ez a kísérleti felépítés az eredményeiben rendkívül erős hatásokat és szélsőséges különbségeket mutathat. Például az egyenesszárnyúak egyedszámának 2080%-os növekedését is kimutatták, amely valószínűleg a lokális koncentrációs hatásnak köszönhető (Schwarz et al., 2023). Ennek megfelelően, ha egy tanulmányon belül ugyanazok között a körülmények között összehasonlítjuk az 1-es és 2-es típusú vizsgálatokat (például Humbert et al., 2012), láthatjuk, hogy az 1-es típus mérsékeltebb

eredményeket ad a búvóhelyek összességében mért hatékonyságáról az egyenesszárnúak egyedszámára nézve (+60%), míg a 2-es típusú vizsgálatok eredményei jóval szélsőségesebbek (+1335%). Csak egy-egy tanulmány alkalmazott 3-as illetve 4-es típusú mintavételezési elrendezést, ami korlátozza a lehetőségét, hogy határozott következtetéseket vonjunk le ezekről a módszerekről. A 3-as típus negatív egyedszámváltozást, de pozitív fajgazdagság változást mutatott, míg a 4-es típus csak egyedszámadatokat tartalmazott, amelyek erősen pozitív választ jeleztek a búvóhelyek esetében. A négy vizsgálati típus közül az 1-es típus az, amely a leginkább megbízhatóan értékelheti a kaszálatlan búvóhelyek ökológiai hatékonyságát az ízeltlábúak védelmében. Emellett a többi vizsgálati típus eredményei rövid távú és lokális koncentrációs hatásokat tükrözhetnek, amint azt korábbi tanulmányok is mutatják.

6.1.2. A búvóhelyek alakjainak összehasonlítása

Számtalan lehetőség van arra, hogy milyen alakú kaszálatlan menedékeket hagyhatunk egy gyepen. Az áttekintett tanulmányok között hét használta a sávos elrendezést, egy vegyesen alkalmazott sávokat és blokkokat, négy blokkokat, kettő kör alakú búvóhelyeket vizsgált, míg nyolc nem határozta meg a búvóhelyek alakját, csak az arányra összpontosított. A kaszálatlan búvóhelyek bármilyen alakban elősegíthetik a gyepi ízeltlábúak fennmaradását, azonban azok a geometriai formák, amelyek növelik a szegélyek arányát, kedvezőbbek lehetnek az ízeltlábúak számára, mivel megkönnyítik a búvóhelyek elérését a gyepen belül (Nentwig, 1988). Sanderson et al., (2020) szerint a szabálytalan alakban meghagyott mozaikok tovább fokozhatják a faunára gyakorolt pozitív hatásukat, ám ennek a gyakorlati kivitelezése kevésbé megtervezhető, a meghagyott terület mérete nehezebben megállapítható. Ezért a javasoljuk a kaszálatlan területeket minél inkább hosszúkás, sávos formában meghagyni, amellyel elérhető a lehető legnagyobb szegély-terület arány és a kivitelezése is praktikus a gyepet kezelő szakemberek számára. Révész et al. (2024) kimutatta, hogy a búvóhelyek szélessége befolyásolja az ízeltlábúak egyedszámát és fajgazdagságát. Ha a gyepen kisebb arányú (10%-os) kaszálatlan területet hagynak meg, akkor a

széles (9 m) sávok kedvezőbbek az ízeltlábúak számára; ha pedig nagyobb arányú (25%-os) kaszálatlan terület marad, akkor a keskenyebb (3 m) sávok a kedvezőbbek (Révész et al., 2024).

6.1.3. A búvóhelyek arányainak összehasonlítása

A kaszálatlan területek aránya jelentősen eltért az egyes tanulmányok között, és egyenlőtlenül oszlott el. A legalacsonyabb, 3–10%-os kategóriában csupán négy esetet találtunk, így nem állt rendelkezésre elegendő megfigyelés, hogy érdemi következtetést lehessen levonni. A középső, 10–25%-os kategória (43 megfigyeléssel) az esetek 70%-ában az egyedszám növekedését, 23%-ában csökkenését, míg 63%-ban a fajgazdagság növekedését és 27%-ában csökkenését mutatta (a fennmaradó részben nem találtunk jelentős hatást), ami összhangban áll a teljes adatsor megfigyelési eredményeivel. A legmagasabb, 33–50%-os kategória (13 megfigyeléssel) kiegyensúlyozottabb eredményeket mutatott, mint a középső, de nem állt rendelkezésre elegendő adat egyértelmű mintázat meghatározásához. Az, hogy egy gazdálkodónak az AKP-k keretében mekkora arányban kell kaszálatlan területeket hagynia, országspecifikus szabályozásoktól és az adott programtól függ. A követelmények jellemzően 10% körül mozognak, például 3–10% között Csehországban (Řezáč és Heneberg, 2018), 5–10% között Magyarországon (Magyar Kormányrendelet, 2007) és Belgiumban (Lebeau et al., 2015), míg Svájcban minimum 10%-ot határoztak meg (Buri et al., 2013). A gazdálkodóknak pénzügyi szempontokat is figyelembe kell venniük, például, hogy mennyi széna vész el a kaszálás elhagyása miatt, valamint gyakorlati tényezőket, hogy az általa birtokolt földterület alakját, elhelyezkedését figyelembe véve hol és hogyan tudják kialakítani a búvóhelyeket. A terepi vizsgálatunkban kimutattuk a búvóhelyek arányának és szélességének együttes hatását egyes ízeltlábúakra. Az egyenesszárnnyúak és a pókok egyedszáma, valamint a futóbogarak fajgazdagsága nagyobb volt széles sávokban, ha a vágatlan terület aránya 10% volt, míg magasabb volt keskeny sávokban, ha az arány 25% volt (Révész et al., 2024), bizonyítva, hogy az arány valóban különbségeket okozhat. A herbivórok érzékenyek a gyepen elérhető vegetáció mennyiségére (Schowalter, 2022), így a

kaszáláskor meghagyott növényzet arányára is. A ragadozókra szintén hatással van a növényzet eltávolítása (Woodcock et al., 2009), mivel szükségük van a gyep szerkezetére a vadászathoz, illetve mivel egy második trofikus szinten ők is követik a herbivórok mintázatait (Tscharnkte et al., 2005). Az, hogy a tanulmányok többsége nem határozza meg pontosan a kaszálatlan terület arányát, vagy csupán széles tartományokat ad meg, további ismerethiányt jelent annak megértésében, hogy az arány milyen szerepet játszik a kaszálatlan bűvőhelyek eredményességében és ökológiai jelentőségében.

6.1.4. A vizsgált taxonok összehasonlítása

Az ízeltlábúak többsége pozitívan reagált a kaszálatlan bűvőhelyek jelenlétére. Az egyenesszárnyúak és lepkék esetében nem volt negatív válasz (csak néhány, abszolút 5% alatti megfigyelés, amelyet semlegesnek tekintettünk), ami azt mutatja, hogy a kaszálatlan bűvőhelyek egyértelműen növelik egyedszámukat és fajgazdagságukat. A pozitív hatás erősebb lehet a herbivór taxonok esetében, mint a ragadozóknál, mivel ők nemcsak élőhelyként, hanem táplálékforrásként is támaszkodnak a meghagyott növényzetre (van Klink et al., 2019). A bogarak is többnyire profitáltak a kaszálatlan bűvőhelyek jelenlétéből, összesen egyetlen esetben volt negatív hatással a fajgazdagságukra (hat megfigyelésből). A kaszálókon előforduló bogarak többsége a kaszálatlan környezetet részesíti előnyben, leszámítva néhány zavarástűrő vagy specialista fajt (Cizek et al., 2012). A pókok egyedszáma esetében több negatív eredmény született, mint pozitív, ami arra utal, hogy a kaszálatlan bűvőhelyek nem támogatják, sőt, akár csökkenthetik is számukat a kaszálókon. Nentwig (1988) ezt a jelenséget azzal magyarázza, hogy a talajcspadás mintavételi módszer inkább az aktivitás denzitást mutatja, nem pedig a relatív egyedszámot. Mivel a zsákmány sűrűsége a kaszálatlan területeken megnő, a ragadozók számára könnyebben elérhetővé válik, így kevesebb mozgásra van szükségük igényeik betöltéséhez. A jelleg-alapú elemzések alapján a kaszálatlan bűvőhelyek eltérően hatottak a talajon mozgó és a növényzeten élő pókokra mind az 1-es típusú (Gallé et al., 2024), mind a 2-es típusú (Révész et al., 2024) tanulmányokban, és a növényzeten élő fajok számára kedveztek. Hasonló mintázatot figyeltek

meg Van Klink et al. (2019) és Torma et al. (2023) pókoknál, és más ízeltlábú csoportoknál is. A méhek reakciója vegyes volt Buri et al. (2014) és Meyer et al. (2017) kutatásaiban, a fajok erősen eltérő jellegei miatt. A kaszálatlan bűvőhelyek nem jelentettek előnyt a házi méhek számára, valószínűleg azért, mert nem függnék az általuk nyújtott struktúráktól vagy táplálékforrásoktól a kolóniáik építésében. Ezzel szemben a vadméhek – más beporzókhoz hasonlóan – gyorsan és érzékenyen reagáltak a bűvőhelyek kialakítására, mert számukra előnyt jelent a kaszálatlan területeken folyamatosan elérhető nektár- és pollenforrások olyan időszakokban, amikor a tájban általánosan kevés a virág (Ammann et al., 2024). A vadméhek válaszai azonban változatosak voltak, így további kutatások szükségesek a mögöttes okok pontosabb megértéséhez. A poloskákra és a kabócákra vonatkozó adatok rendkívül korlátozottak: előbbiekről mindössze három, utóbbiakról egyetlen megfigyelés áll rendelkezésre (Buri et al., 2016). Mindkét csoport rendkívül gyakori az extenzíven kezelt gyepterületeken, és fontos szipókás herbivórok. Tekintettel arra, hogy érzékenyek a gyepek kezelésének változásaira (Torma et al., 2019), elengedhetetlen a poloskák és kabócák kaszálásra adott válaszainak részletesebb vizsgálata a kaszálatlan bűvőhelyek hatásainak jobb megértése érdekében. A talajlakó ízeltlábúakról szóló kutatások is hasznos adatokkal szolgálhatnak a kaszálatlan bűvőhelyek közvetett hatásairól (pl. megváltozott abiotikus feltételek hatásairól). Ez az áttekintés nem terjedt ki a növényzet vizsgálatára, de fontos megjegyezni, hogy a kaszálatlan bűvőhelyek meghagyása tudomásunk szerint nem veszélyezteti a növényfajok sokféleségét (van Klink et al., 2017), feltéve, hogy a bűvőhelyek elhelyezkedése rendszeresen változik (Rossier et al., 2023).

6.1.5. További kutatási irányok a tudásbeli hiányosságok felszámolására

A meglévő szakirodalom alapján megállapíthatjuk, hogy a kaszálókon meghagyott bűvőhelyek támogatják az ízeltlábú-populációkat mind a kaszálás alatt és után, mind hosszú távon, az évek során fokozatosan növelve az ott élő állományokat (van Klink et al., 2019). A rendelkezésre álló adatok mennyisége csekély, különösen bizonyos földrajzi régiók és egyes gyepi ízeltlábú taxonok tekintetében hiányos. További kutatásokra van szükség annak vizsgálatára, hogy

a globális, regionális és táji léptékű tényezők (például éghajlati feltételek, regionális kezelési intenzitás vagy fajkészlet, tájszerkezet, gyepi élőhelytípus) milyen módon módosítják a kaszálatlan bűvőhelyek hatását.

A helyi tényezők, mint például a kaszálatlan bűvőhelyek aránya, alakja és elhelyezkedése (például, hogy a gyep szélén vagy közepén találhatók-e), szintén nem kaptak kellő figyelmet a kutatásokban. A bűvőhelyek mikroklimatikus viszonyainak tisztázása alapvető fontosságú annak megértéséhez, hogy milyen abiotikus tényezők állhatnak egyes taxonok biodiverzitási mintázatai mögött (például egyenesszárnnyúak esetében). Gardiner és Hassall (2009) szerint a vágott területek melegebbek, míg az árnyékos fűsávok hűvösebbek voltak. Ezzel szemben Révész et al. (2024) azt találta, hogy a vágatlan sávok magas fűve szélfogóként működött, és magában tartotta a nedves és meleg levegőt.

A kaszálás időzítése és az azt követő szénabetakarítási lépések szintén befolyásolhatják a kaszálatlan bűvőhelyek ökológiai hatékonyságát (Humbert et al., 2010b; Humbert et al., 2012b). A késleltetett őszi kaszálás kedvezőbb eredményeket mutathat a nyári időszakban, ezzel együtt azonban hátrányosan érintheti az ízeltlábúak telelését (Schmidt et al., 2008). Nem mindegy, mi történik a bűvőhelyekkel a nyár után: ősszel levágják őket, vagy meghagyják a következő évre, lehetővé téve az ízeltlábúak számára a telelést. Ha a bűvőhelyeket hosszabb ideig érintetlenül hagyják, az lehetőséget ad többéves vizsgálatokra és a kumulatív hatások elemzésére. Emellett a kaszálék eltávolítása és más kezelési gyakorlatok is befolyásolhatják a kaszálás módosításainak hatását az ízeltlábúakra (Noordijk et al., 2010; Hartlieb et al., 2024).

Kulcsfontosságú, hogy meghatározzuk, hogy milyen módon alkalmazzuk a kaszálókön a bűvőhelyeket, mivel hatásuk számos tényezőtől függhet (például elhelyezkedés, arány, alak vagy a céltaxon). A természetvédelmi szempontokon túl ráadásul gyakorlati és pénzügyi megfontolásokat is figyelembe kell venni, úgymint a kezelési intézkedések költség-haszon arányát, a bűvőhelyek kialakításának helyi kivitelezhetőségét, valamint a széna mennyiségének csökkenését. Végül pedig, a kutatási eredményeket figyelembe kell venni az agrár-

környezetvédelmi programok kidolgozásában és fejlesztésében, hogy azok a gyakorlatban is alkalmazhatók legyenek (Báldi et al., 2023).

6.1.6. Következtetések és természetvédelmi vonatkozások

Egyre több kutatás igazolja, hogy a kaszálatlan bűvőhelyek kedvező hatással vannak a gyepek ízeltlábú közösségeire, növelve egyedszámukat és fajgazdagságukat. Az eddigi eredmények rávilágítanak arra, hogy mely taxonok számára és milyen körülmények között lehetnek ezek az intézkedések hatékonyak a természetvédelmi célok elérésében. Ez az egyszerű kezelési mód fontos szerepet játszhat az extenzív gyepek magas természeti értékű biodiverzitásának fenntartásában, miközben könnyen beilleszthető a meglévő agrár-környezetvédelmi programokba. A tapasztalatok szerint a gazdálkodók által is elfogadott intézkedés Svájcban és Magyarországon.

A hazai Nemzeti Park Igazgatóságok a saját vagyonkezelésükben lévő területeken, a haszonbérleti szerződések keretében, illetve minden védett területen a természetvédelmi kezelési tervek által részletesen meg tudja határozni a kaszálás szabályait, beleértve a hagyásterületek méretét, arányát, alakját és azt a vegetációt, ahol lehet és ahol nem lehet hagyásterületeket hagyni. A fenti dokumentumtípusok lehetőséget teremthetnek az adaptív kezelésre is, például a hagyásterületek méretének, alakjának, helyének megváltoztatása a kaszálás előtt, vagy az egymást követő években az éves kaszálási terveken keresztül. A kaszálás bejelentésének kötelezettsége védett területeken is az adaptív kezelés lehetőségét teremti meg.

Az optimális kezelési gyakorlatok kidolgozásához azonban további kutatásokra van szükség, amelyek nemcsak a kaszálatlan bűvőhelyek lokális és rövid távú hatásait vizsgálják, hanem azok hosszabb távú, táji léptékű hatékonyságát is, valamint azokat az alapvető tényezőket, amelyek befolyásolják ezen hatásokat.

6.2. Búvósávok hatékonyságának terepi vizsgálata

Eredményeink azt mutatták, hogy a búvósávok összességében több ízeltlábúnak adnak otthont, mint a kaszált területek. A búvósávokban a fajgazdagság magasabb volt minden, a vegetációhoz kötődő taxon (egyenesszárnyúak, poloskák, vegetációban élő pókok) és a futóbogarak esetében. A poloskák és a vegetációban élő pókok egyedszáma is magasabb volt a búvósávokban. A poloskák egyedszáma a keskenyebb kaszált sávokban is magasabb volt, mint a szélesebb kaszált sávokban. A búvósávok szélességének és arányának együttes hatása az egyenesszárnyúak és a talajon mozgó pókok egyedszámára és a futóbogarak fajgazdagságára azt mutatta, hogy 10%-os arány esetén a szélesebb sávok kedvezőbbek, míg 25%-os arány mellett a keskenyebb sávok elegendőek.

6.2.1. Vegetációban élő ízeltlábúak

Az egyenesszárnyúak fajgazdagsága megduplázódott, és egyedszámuk 60%-kal magasabb volt a búvósávokban, mint a kaszált sávokban. Ez összhangban van számos olyan tanulmánnyal, amelyek szerint a búvósávokat tartalmazó kaszálókon magasabb az egyenesszárnyúak egyedszáma, mint az egyenletesen kaszált gyepeken. Például Müller és Bosshard (2010) tízszer több egyedet és jelentősen több egyenesszárnyú fajt találtak búvósávos kezelés esetén (5–10%-os arány mellett). Buri et al. (2013) kétszer nagyobb egyedszámot és 23%-kal magasabb fajgazdagságot mutattak ki a búvósávos kaszálókon (10–20%-os arány mellett). A vegetáció közvetlen hatása (táplálék és menedék) mellett a növényzet által alakított nedvességi viszonyok és páratartalom is jelentős szerepet játszanak a diverzitási mintázatuk alakulásában (Cizek et al., 2012). A hőmérséklet és a nedvesség elsősorban a tojások fejlődését és túlélését, valamint a peterakási viselkedésüket befolyásolja (Wu et al., 2021). Az európai fajok többségénél a nőstények kifejletté válásuk után néhány héttel kezdik meg a peterakást, ami jellemzően a nyár elejétől őszig tart (Cherrill, 2002; Sardet et al., 2021). A búvósávokban a páratartalom magasabb volt, mint a kaszált területeken, így a sűrű növényzet megfelelő peterakó helyet biztosított, és valószínűleg növelte az egyenesszárnyúak túlélési és fejlődési esélyeit. A búvósávok 10%-os aránya esetén a

szélesebb sávokban magasabb volt az egyedszám, mint a keskenyebb sávokban. Feltételezzük, hogy a szélesebb sávok által kínált nagyobb élőhelyméret kedvezőbb volt az ízeltlábúak számára. Ezzel szemben, 25%-os arány mellett a keskenyebb sávokban magasabb volt az egyedszám, mint a széles sávokban. Ebben az esetben a keskeny sávok mindössze 9 méterre helyezkedtek el egymástól, amit az ízeltlábúak még képesek voltak áthidalni, így nagyobb arányban juthattak el a menedéket jelentő bűvósávokba.

A fitofág ízeltlábúak érzékenyek a vegetáció mennyiségére és összetételére (Schowalter, 2022). A kaszálás, valamint a vágatlan területek elrendezése és mérete jelentősen befolyásolta a főként herbivór poloskákat. Nyolcszor több poloska egyedet és háromszor több fajukat gyűjtöttük a bűvósávokban, mint a kaszált területeken, ami azt jelzi, hogy ezek az ízeltlábúak erősen függenek a vágatlan vegetációtól. A poloskák érzékenyek a gyepkezelési módok változásaira (Torma et al., 2019), és pozitívan reagálnak az extenzíven kezelt gyepek magasabb növényzetére (Kőrösi et al., 2012). A csökkent növényi biomassa közvetlenül csökkentheti populációméretüket (Gómez & González-Megías, 2002). A kaszált területeken a keskenyebb sávok előnyösebbek voltak a poloskák számára, mint a szélesebb sávok és ezáltal egymástól nagyobb távolságra elhelyezkedő bűvósávok. Ha a bűvósávok közelebb vannak egymáshoz (pl. 81 m helyett csak 27 m távolságra), a poloskák könnyebben mozoghatnak közöttük. Ez az erősebb spillover hatás eredményezhette a magasabb abundancia-értékeket a keskenyebb kaszált sávokban.

A vegetációban élő pókokra szintén pozitívan hatottak a bűvósávok. Kétszer annyi egyedet találtunk a bűvósávokban, mint a kaszált sávokban. Řezáč és Heneberg (2018) kimutatták, hogy a bűvósávos kezelés hatására a pókok abundanciája háromszorosára nőtt az egyenletesen kaszált gyepekhez képest. A fajsza szám is megduplázódott a bűvósávokban a kaszált sávokhoz képest. Bár a pókok nem függenek a növényzettől, mint táplálékforrás, de a vegetációban élő pókok a növényzet teljes háromdimenziós térszerkezetét kihasználják hálóépítéshez, zsákmányszerzéshez és bűvóhelyül (Cizek et al., 2012). A növényzet szerkezete az egyik legfontosabb tényező, amely a

ragadozók fajgazdagságát növelheti (Woodcock et al., 2007, 2009). Ezért a gyepi vegetáció eltávolítása különösen negatív hatással van a vegetációban élő pókokra.

6.2.2. Talajon mozgó ízeltlábúak

A talajon mozgó ízeltlábúakat kevésbé érintette a kaszálás, mint a vegetációban élőket. A talajon mozgó pókok számára nem jelentett előnyt a bűvósáv, mivel mérsékelten érinti őket a gyepterkezelés (Torma et al., 2023). Számos talajon mozgó pók, például a Gnaphosidae család fajai, éjszakai életmódot folytat, így kevésbé befolyásolja őket a bűvósávok és a kaszált területek közötti nappali mikroklimatikus különbségek, a nappal aktív fajokhoz képest. Továbbá, a begyűjtött pókfajok közül sok xerofil faj volt, amelyeknek kevésbé kedvez a bűvósávok nedvesebb mikroklimája. Ennek ellenére a bűvósávok szélességének és arányának együttes hatása eltérést okozott a talajon mozgó pókok egyedszámában. A 10%-os bűvósáv-arány esetén több egyed fordult elő a szélesebb sávokban, mint a keskenyekben, míg 25%-os arány mellett a keskenyebb sávokban volt magasabb az egyedszám a széleshez képest. A feltételezett háttérmechanizmusok hasonlóak a vegetációban élő ízeltlábúak esetében megfigyeltékhez, azzal a kiegészítéssel, hogy ragadozókként magasabb trofikus szinten követik ezeket a mintázatokat (Tscharntke et al., 2005). Bár a fenntartó kaszálásnak nincs jelentős hatása a pókdiverzitásra, elengedhetetlen a közép-európai kaszálók pókfaunájának megőrzése érdekében (Szmátóna-Túri et al., 2019). Az alacsony növényzet és a nyitott gyepfelület a legkedvezőbb a talajon élő ízeltlábúak diverzitása szempontjából, a túlzottan extenzív kezelési módok azonban csökkenthetik a fajgazdagságot (Noordijk et al., 2010).

A futóbogarak fajgazdagsága 30%-kal magasabb volt a bűvósávokban, mint a kaszált területeken, de egyedszámukra nem volt kimutatható hatás. A bűvósávok jellemzőinek együttes hatása is alakította a futóbogár-közösségeket. Hasonlóan a talajon mozgó pókok egyedszámához, a futóbogarak fajgazdagsága magasabb volt a szélesebb bűvósávokban, mint a keskenyekben 10%-os arány mellett, míg 25%-os arány esetén fordítva, a keskenyebb sávokban volt magasabb a fajgazdagság. A vágatlan területek magas minőségű élőhelyként szolgálhatnak a futóbogarak számára, elősegítve a nagyobb fajgazdagságot (Nentwig, 1988) és egyedszámot (van Klink et al.,

2019). A kaszálókon előforduló futóbogarak többsége a magasabb növényzetet részesíti előnyben, néhány kivételtől eltekintve, mint például a gyakran zavart, akár szántott környezetet is toleráló fajok vagy egyes specialista fajok (Cizek et al., 2012). A futóbogarak érzékenyek a mikroklimatikus tényezőkre, például a páratartalomra és a hőmérsékletre (Buchholz et al., 2013). Ennek köszönhetően, a kaszálás által okozott változások miatt sok faj a kaszált területek száraz mikroélőhelyeiről a nedvesebb bűvósávokba vándorolt.

6.2.3. A vegetációban élő és a talajon mozgó ízeltlábúak összehasonlítása

A bűvósávok hatása jelentősebb volt a vegetációban élő ízeltlábúakra, mint a talajon mozgó fajokra. Vizsgálatunk eredményeivel egybehangzóan Řezáč és Heneberg (2018) megállapították, hogy a vágatlan sávok nagyobb egyedszámot eredményeznek a vegetációban élő pókok esetében, míg a talajon mozgó pókok kevésbé érzékenyek az ilyen típusú élőhelykezelésre.

Az élőhelyhasználat ontogenetikus fejlődéssel párhuzamos változásai is befolyásolhatják ezt a mintázatot. A vegetációban fejlődő lárvájú fajok számára kedvező feltételeket biztosít a vágatlan bűvósávok fenntartása, ellentétben azokkal a fajokkal, amelyek lárváinak fejlődése független a felszíni növényzettől (van Klink et al., 2019). Ennek megfelelően a vegetációhoz kötődő egyenesszárnnyúak és poloskák érzékenyen reagálnak a kaszálásra, mivel mind a lárvák, mind az imágók elsősorban a lágyszárú növényzetet fogyasztják (Kotze et al., 2011). A futóbogarak és pókok esetében inkább a rendelkezésre álló táplálék mennyisége és a nedvességi viszonyok jelenthetnek meghatározó tényezőt, mint sem a növényzet magassága és borítása. A viszonylag száraz mintavételi évek valószínűleg gyengítették a kezelések hatását a talajon mozgó ízeltlábúakra, mivel az erőteljes abiotikus stresszhatások részben felülírhatják a gyepek kezelésének hatását ezekre a fajokra (Torma et al., 2019). A második mintavételi év időjárási viszonyai hasonló módon kedveztek a vegetációban élő és a talajon mozgó ízeltlábúaknak egyaránt.

6.2.4. Következtetések és természetvédelmi vonatkozások

Az agrár-környezetgazdálkodási programok törekszenek fajgazdag gyepterületek fenntartására bűvósávok meghagyásával. A bűvósávok jelentősen befolyásolhatják az ízeltlábúak egyedszámát, akár nyolcszor több egyedet megtartva a bűvósávokban, mint a kaszált területeken. Rendkívül fontos tehát, hogy a kaszálás során vágatlan sávokat hagyjunk fenn, amelyek menedéket nyújtanak az ízeltlábúak számára. A túlélési esélyek növelése mellett a bűvósávok további előnye, hogy segítik az ízeltlábúak későbbi visszatelepülését a kaszált területekre is.

A különböző szélességű és arányú bűvósávok hatásait vizsgálva bebizonyosodott, hogy a vágatlan területek eltérő elrendezésekben is előnyösek lehetnek a gyepi ízeltlábúak számára. Még a viszonylag keskeny (3 méteres) és alacsony arányú (10%-os) bűvósávok is elegendőek lehetnek a kaszálás egyenletes végrehajtásából adódó kedvezőtlen hatások részleges mérséklésére. Az élőhelykezelési gyakorlatok és a gazdálkodói szempontok figyelembevételével azonban az alacsony arány (10%) és széles sávok, illetve a magasabb arány (25%) és keskenyebb sávok tűnnek a leghatékonyabb kombinációnak az ízeltlábúak számára. Az első változat (10% és széles sávok) könnyebben kivitelezhető és így valószínűleg jobban elfogadható a gazdálkodók számára, mivel a kaszálógéppel egyszerűbb széles vágatlan sávokat meghagyni, mint aprólékosan kialakított mintázatokat, valamint gazdaságilag is kedvezőbb, hiszen a gazdálkodónak csupán a termés 10%-át kell meghagynia. Mindemellett, a magasabb arány (25%) és keskenyebb sávok ugyan hasonló eredményeket adtak, de a nagyobb meghagyási arány egy teljes kaszálót tekintve várhatóan nagyobb (~ 2,5x) populáció méreteket tud fenntartani, így természetvédelmi szempontból kedvezőbbnek tekinthető.

Ezek a gyepen megfelelően eloszlott vágatlan területek kulcsszerepet játszanak a gyepi ízeltlábúak megőrzésében a kaszálás során és az azt követő időszak során is. Eredményeink alátámasztják, hogy a bűvósávok nemcsak nagyszámú, hanem fajgazdag ízeltlábú-közösségeket is fenntarthatnak. Ezért javasoljuk, hogy a bűvósávok ne csupán választható lehetőségként

szerepeljenek az agrár-környezetgazdálkodási programokban, hanem kötelező elemei legyenek az extenzíven kezelt kaszálók fenntartásának.

6.3. Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálata

Jelentős interakciókat találtunk a vegetációtípus (szikes rét vagy ürmöspuszt) és a kezelési mód (legeltetett vagy nem legeltetett gye) ízeltlábúakra gyakorolt hatása között. A kezelés az összes vizsgált ízeltlábú taxon közösségi szerkezetét csak a produktívabb szikes réti vegetációban befolyásolta. Emellett a rövid távú legeltetés-kizárás negatívan érintette a kabócák abundanciáját a szikes réti vegetációban, míg a kevésbé produktív ürmöspusztán magasabb értékeket találtunk a legeltetett területhez képest. Eredményeink azt sugallják, hogy az ízeltlábú közösségek kezelésre adott válaszai függenek a vegetáció produktivitásától, bár az egyes ízeltlábú csoportok eltérően reagáltak a legeltetés jelenlétére illetve hiányára.

6.3.1. A vegetációtípusok meghatározzák az ízeltlábú közösségeket

A növényfajok diverzitásának és a növényi biomasszának pozitív szerepe a fitofág rovarok számára jól ismert (Lawton, 1983; Root, 1973; Siemann et al., 1998), míg a vegetáció szerkezeti komplexitása különösen fontos a ragadozó ízeltlábúak számára (Dennis et al., 1997). Magasabb fajgazdagságot és abundanciát figyeltünk meg a pókok és futóbogarak esetében a magas növényzetű réti vegetációban, mint a nyílt ürmöspusztán. A vegetációs különbségeken túl a talaj és a mikroklimatikus feltételek is jelentős szerepet játszhatnak a pókközösségek és futóbogár-közösségek kialakulásában (Pétillon et al., 2008; Torma et al., 2019). Valószínű, hogy a szikes rét és az ürmöspuszt futóbogár- és pókközösségei közti különbségek mögött a fajok különböző nedvességpreferenciája áll. Például a talajnedvesség kritikus a futóbogarak számára, mivel a peték az élőhelyükről szívják fel a vizet az embrionális fejlődéshez, és a lárvák is érzékenyek a kiszáradásra (Kotze et al., 2011). A nedvességviszonyok a pókok esetében is meghatározóak (Entling, 2007). Ezzel szemben a kabócák abundanciája nagyobb volt az ürmöspuszták növényzetén. Feltételezhető, hogy a fitofág fajok szűkebb trofikus specializációja az ürmöspusztákon ellensúlyozza a szikes rétek nagyobb növényi biomasszájának előnyeit a fitofág diverzitás szempontjából (Torma et al., 2017). A legtöbb kabóca faj generalista fűevő volt, de különösen az ürmöspuszt vegetációján gyűjtöttünk olyan fajokat, amelyek kizárólag finomlevelű

Festuca-ra, *Asteraceae*-ra vagy *Artemisia*-ra specializálódtak. Ennek megfelelően több specializált fitofág kabócát találtunk az ürmöspusztai, mint a réti vegetációban.

6.3.2. A kezelés hatása az ízeltlábúakra a vegetációtípustól függ

Az abundancia mintázatokban és a hozzájuk kapcsolódó közösségi jellegekben eltéréseket figyeltük meg a legeltetett és a nem legeltetett területek között, míg a fajgazdagságban nem találtunk különbséget. Egy közelmúltbeli meta-analízis (Wang és Tang, 2019) kimutatta, hogy a legeltetési intenzitás elsősorban az ízeltlábúak abundanciáját befolyásolja. A fajok abundanciájának változása a közösségszerkezet és kompozíció változásához vezethet az egyes fajok érzékenységtől függően, még akkor is, ha a fajgazdagság nem változik (Hemm & Höfer, 2012; Lyons et al., 2017). Hangsúlyozzuk, hogy a kezelés szignifikáns hatása az ízeltlábúakra a vegetációtípustól függött, kivéve a kabócák trofikus specializációjának esetében. Függetlenül a vegetációtípustól, magasabb arányban találtunk specializált kabócákat a legeltetett vegetációban. Ez összhangban van Nickel & Hildebrandt (2003) eredményeivel, akik alacsony intenzitású legelőkön találták a legmagasabb arányban a specialista kabócákat, felhagyott vagy intenzív gyepekhez képest. Továbbá, Kőrösi et al. (2012) is kimutatta, hogy főként a specialista kabócák számára volt kedvező az extenzív legeltetés a magyar gyepeken. A specializált fitofág rovarok szorosabban követik a növények fajgazdagságának mintázatait, míg a generalista rovarok abundanciája inkább a növényi biomassza mennyiségének függvényében változik (Huston, 1979; Huston & Gilbert, 1996). Feltételezhető, hogy az alacsony intenzitású legeltetés támogatja a specialista rovarok fennmaradását a tápnövényeik fajgazdagságának növelésével, míg a rövid távú megnövekedett növényi biomassza inkább a generalistáknak kedvez (Pöyry et al., 2006).

A táplálékspecialista és generalista rovarok legeltetésre és felhagyására adott válaszainak mechanizmusai eltérhetnek egymástól. Egyes növények másodlagos anyagcseretermékeket termelnek, amelyek nemcsak a nagytestű legelő állatok, hanem gyakran a generalista fitofág rovarok számára is taszítóak (Nykänen & Koricheva, 2004; Vicari & Bazely, 1993). Ugyanakkor a specialista rovarok képesek tolerálni, sőt akár hasznosítani ezeket a vegyületeket, mivel

alkalmazkodtak gazdanövényeikhez (Poelman et al., 2009). Ennek a mechanizmusnak a jelentősége főként kétszikű növényeken táplálkozó rovarokra korlátozódhat, mivel a pázsitfűvek kevésbé hatékonyak ilyen vegyületek előállításában (Tscharntke & Greiler, 1995). A gyepek ízeltlábú közösségeinek domináns fitofág fajai általában közönséges fűfogyasztó fajok (Šeat et al., 2021; Torma & Császár, 2013; Tscharntke & Greiler, 1995). Emellett a xilém- vagy floémszívó rovarok, például a kabócák, kevésbé érzékenyek a levél vakuólumaiban található másodlagos metabolitokra, mint azok a rovarok, amelyek teljes levélszövetet fogyasztanak rágó szájszervükkel (Douglas, 2006; Verhoeven et al., 2009).

A növényi erőforrásokért folyó verseny a herbivór emlősök és rovarok között aszimmetrikus (Gómez & González-Megías, 2002), ami könnyen a herbivór rovarok egyedszámának csökkenéséhez vezethet (Ford et al., 2013; Huntzinger et al., 2008; Vandegehuchte et al., 2017). Ugyanakkor a kompetitív kapcsolatot mind az emlős, mind a rovar herbivórok befolyásolhatják. Ahogy a specialista és generalista fitofág rovarok különböző táplálkozási stratégiákat mutatnak, a nagytestű legelő állatok is eltérő viselkedést és stratégiát követnek. A szarvasmarhák kevésbé szelektíven legelnek, mint a birkák, nagyobb tömegességgel fogyasztva a rendelkezésre álló növényi biomasszát (Dumont et al., 2011). A szarvasmarha-legeltetés így inkább azokra az ízeltlábúakra hat, amelyek a növényi biomassza teljes mennyiségéhez kötődnek, azaz a generalistákra. Emellett az aszimmetrikus verseny kevésbé érinti azokat a specialista rovarokat, amelyek tápnövényei a legelő emlősök számára számára kevésbé ízletesek. Néhány specialistának még előnyére is válhat a legeltetés, ha az csökkenti a gazdanövényeikkel versengő növények mennyiségét (Nickel & Hildebrandt, 2003; Pöyry et al., 2006).

Kísérletünkben a kabóca-közösségek szerkezetében megfigyelt eltérések a legeltetett és legeltetés-kizárt területek között elsősorban az oligofág fűevő és polifág fajok (pl. *A. interstitialis*, *D. homophyla*) dominanciájának változásával magyarázhatók. Ugyanakkor a specialista fajok többsége, különösen az *Artemisia*-hoz kötődő fajok – amely a szarvasmarhák számára kevésbé tápláló növény –, kevésbé mutattak érzékenységet a kezelésre (pl. *L. handlirschi*, *Ch. prasina*, *H.*

nanus). Ez arra utal, hogy az aszimmetrikus versengés közvetlenül befolyásolhatja a fitofág rovarok közösségeit, bár egyes fajok inkább a megváltozott vegetáció szerkezetére és mikroklimára reagálnak, mintsem a csökkent tápanyagforrásra.

6.3.3. A legeltetés hatásai ürmőpusztán

A száraz pusztai növényzetben csak a kabócák abundanciája volt magasabb a legeltetés-kizárt területeken, a legeltetethez viszonyítva. A pókok és a futóbogarak nem mutattak eltérést a legeltetés kizárás hatására, ami arra utal, hogy az alacsony intenzitású legeltetésnek nincs jelentős hatása rájuk. A legeltetés közvetlen hatásainak (pl. taposás és véletlenszerű predáció) jelentősége nagymértékben függ az ízeltlábú fajok sajátosságaitól, amelyek meghatározzák a nagytestű növényevő állatokkal való találkozás valószínűségét (Gómez & González-Megías, 2007). A ritkás növényzet ellenére a talajlakó ízeltlábúak könnyen elrejtőzhetnek, például a száraz szikes élőhelyek talajfelületén jellemző repedésekben. Ezen felül, a gyűjtött fajok nagy hányada éjszakai aktivitású, így ritkán találkoznak a legelő állatokkal. Ezért a talajlakó pókok és futóbogarak kisebb valószínűséggel szenvednek a véletlen predáció és taposás kedvezőtlen hatásaitól, mint a növényeken élő kabócák.

Ugyanakkor a talajcsapdák nem képesek megfelelően mintázni bizonyos hálószővő pókokat, különösen a keresztespókokat. Ezek a fajok valószínűleg érzékenyebbek a legeltetésre, mivel közvetlenebb hatások érik őket, és a legeltetés csökkentheti a hálószővéshez szükséges rögzítési pontok elérhetőségét a vegetáció szerkezeti komplexitásának csökkentésével. A taposás és a véletlenszerű predáció hiánya mellett a kabócák a legeltetés-kizárt területeken a nagyobb növényi biomasszából is profitálhatnak. A legeltetés miatti csökkent növényi biomassza közvetlenül csökkentheti a fitofág rovarok populációméretét (Gómez és González-Megías, 2002). A szívogató herbivór rovaroktól eltérően a magvakkal táplálkozó fitofág futóbogarak általában nem érzékenyek a zöld növényi biomassza mennyiségére (Gómez és González-Megías, 2007).

Meglepő módon a legeltetés közvetett hatásai – amelyek a vegetáció jellemzőiben és az abiotikus tényezők változásában mutatkoznak meg – csak korlátozott jelentőséggel bírnak az

ürmöpusztai ízeltlábú közösségek esetében. Az ízeltlábú fajok feltételezhetően jól alkalmazkodtak a száraz és meleg körülményekkel jellemezhető ritkás növényzethez, és az alacsony intenzitású legeltetés által okozott változások nem számottevőek ahhoz, hogy jelentős eltéréseket eredményezzenek az ízeltlábú közösségek szerkezetében a legeltetett és legeltetés-kizárt területek között. Feltételezhető, hogy a szélsőségesen száraz és meleg élőhelyeken a környezeti korlátok nagyobb szerepet játszanak az ízeltlábú közösségek szerveződésében, mint a kezelési zavarások (Pétillon et al., 2007; Torma et al., 2019).

6.3.4. Legeltetés hatása szikes réten

A pókok és a futóbogarak fajgazdagságában és egyedszámában nem találtunk különbséget a legeltetett és nem legeltetett réti vegetációban, az ürmöpusztához hasonlóan. Ugyanakkor a kabócák egyedszáma magasabb volt a legeltetett szikes réten, mint a nem legeltetett területen, míg az ürmöpuszta esetén ennek az ellenkezője volt megfigyelhető. Az indirekt hatások (pl. a vegetáció legeltetés által csökkent magassága és a kapcsolódó mikroklimatikus változások) nagyobb mértékben befolyásolták az ízeltlábú közösségek struktúráját a réti vegetációban, mint az ürmöpusztán. Valószínű, hogy a legeltetés által módosított mikroklimatikus feltételek nagyobb jelentőséggel bírnak a viszonylag nedvesebb élőhelyeken. Egyfelől a legeltetés hatására melegebb és szárazabb mikroklíma alakul ki a rövid növényzetben (Yates et al., 2000; Vaieretti et al., 2018), ami a nedvességet kedvelő ízeltlábúak számának csökkenéséhez vezethet. Másfelől az alacsonyabb növényzet nem minden ízeltlábú számára hátrányos. Például a vizuális vadászok előnyt kovácsolhatnak az alacsony vegetációból (Morris, 2000), valamint a melegebb és szárazabb mikroklímát kedvelő fajok számára is kedvező (Zhu et al., 2020). Néhány ürmöpusztához kötődő faj nagy számban képes volt kolonizálni és használni a legeltetett réti vegetációt. Ez valószínűleg hozzájárult a kabócák magasabb egyedszámához a legeltetett réten, mint a nem legeltetett réti vegetáción. Emellett, a legeltetés következtében lecsökkent növényi biomassa a nagy produktivitású, tápanyaggazdag gyepeken képes gyorsan regenerálódni, ami kedvező hatással lehet a fitófág rovarokra (Chase et al., 2000; Daskin & Pringle, 2016).

6.3.5. A kezelési hatások általánosíthatóságának korlátai

A legtöbb tanulmány a legeltetés ízeltlábúakra gyakorolt hatásának vizsgálatakor a faji diverzitás hosszútávú maximalizálására koncentrál (Littlewood et al., 2012). A legeltetés hosszútávú hatásai általában a növényközösség szerkezetének változásához köthetők, ami erősen befolyásolja az ízeltlábú közösségeket (van Klink et al., 2015). Emellett a nagytestű legelő állatok közvetlenül csökkenthetik az ízeltlábúak populáció méretét (Gish et al., 2017), vagy vándorlásra készíthetik őket a számukra kedvezőbb feltételekkel bíró területek felé (Zhu et al., 2020).

Bizonyos növényeken élő rovarok alkalmazkodtak ahhoz, hogy csökkentsék a nagytestű legelő emlősök általi véletlen elfogyasztás kockázatát. Az emlős közelségét érzékelve, ledobják magukat a tápnövényről, azonban ezek a mechanizmusok egyedek szintjén (pl. alacsony mobilitással rendelkező fajok esetén) magas költségekkel járhatnak, ami arra utal, hogy a közvetlen hatások fontosabbak lehetnek, mint azt korábban feltételezték (Gish et al., 2010, 2011). Függetlenül attól, hogy a közvetlen hatások fontosságát alábecsülik-e, az ízeltlábúak legeltetésre adott azonnali válaszainak feltárása segíthet megérteni azokat az alapvető mechanizmusokat, amelyek hosszabb távon közösségi szintű változásokat idézhetnek elő (Gish et al., 2017; van Noordwijk et al., 2012). Például Berman és munkatársai (2018) kimutatták, hogy a szarvasmarha-legeltetés azonnali kedvező hatása a tavaszi szövőlepkék hernyóira később évekig meghatározta a populációk eloszlását. Rövid távú kísérletünk eredményei nem általánosíthatók hosszú időszakra fenntartások nélkül, azonban fontos információt nyújtanak arról, hogy mely ízeltlábú csoportok és mely mögöttük álló jellegek érzékenyek a legeltetésre, illetve melyek tolerálják azt vagy profitálnak a legeltetés elmaradásából.

Emellett más jellegek, mint például a fenológia, az áttelelési stratégia (Kőrösi et al., 2012; Littlewood, 2008) és a diszperziós képesség (Cole et al., 2006; Novotný, 1994) is szerepet játszhatnak az ízeltlábúak válaszreakcióiban. A legelő emlősök egyes ízeltlábúak számára speciális erőforrásokat is biztosíthatnak, ezzel is befolyásolva közösségeiket. Például a legelő állatok trágyája élőhelyet nyújthat trágyalakó rovarok számára, azonban ezek az előnyök a modern

állattartási rendszerekben bizonytalanok. A háziállatok trágyája tartalmazhat széleskörűen alkalmazott paraziticid maradványokat, például ivermektint, amely negatív hatással lehet a trágyalakó rovarokra (Ambrozova et al., 2021; Verdú et al., 2018, 2020). Vizsgálatunk esetében azonban az ivermektin kezelés után az állatok hetekig az állattartó telepen tartózkodtak, így nem jutott ki belőle a mintavételi területre (Balogh Gábor, szóbeli közlés). Hangsúlyozzuk, hogy a legeltetés ízeltlábúakra gyakorolt hatása erősen függ a vegetáció jellemzőitől, például a produktivitástól (Bassett & Fraser, 2015; Schmidt et al., 2012), a növények fajgazdagságától és a vegetáció szerkezetétől (Liu et al., 2015; Zhu et al., 2015). E hatások elkülönítése azonban nehéz, mivel szoros összefüggésben állnak egymással (Fadda et al., 2008). Továbbá, a köztük lévő összefüggések sok esetben nem lineárisak, például a vegetáció típusok produktivitása és fajgazdagsága között unimodális összefüggés figyelhető meg a magyarországi alföldi gyepek esetében (Kelemen et al., 2013).

6.3.6. Kezelési következtetések

Egyetértünk korábbi tanulmányok következtetésével, miszerint a jelenlegi kezelési rendszerek képesek lehetnek a pannon szikes gyepek ízeltlábú diverzitásának fenntartására (Batáry et al., 2007, 2008; Kőrösi et al., 2012; Torma et al., 2019). Ugyanakkor ez nem zárja ki a jövőbeli változások szükségének lehetőségét. Az éghajlatváltozási scenáriók a szárazság fokozódását és az időjárási szélsőségek gyakoribbá válását vetíti előre. Eredményeink azt sugallják, hogy a legeltetés kisebb hatással van az ízeltlábú közösségekre a szárazabb, gyéresebb vegetációban. A kaszálókhoz hasonlóan, érdemesnek látjuk hagyaásterületeket kialakítását a legelőkön is, főleg a nedvesebb vegetációtípusok esetén, mellyel így magasabb heterogenitású élőhelyet tarthatunk fenn a kezelt gyepeken, túlélőhelyet biztosítva az érintetlen vegetációt preferáló ízeltlábúak számára. További kutatások szükségesek, különösen a kezelés és az éghajlati feltételek közötti potenciális kölcsönhatások vizsgálatában, melyek segítségével értékelni tudjuk, hogy a jelenlegi kezelési rendszerek hosszútávon segíthetik-e a biodiverzitás fenntartását a változó környezetben (Csákvári et al., 2021).

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Az elérhető nemzetközi irodalomban egyedülálló összefoglalást készítettem a kaszálatlan bűvőhelyek ízeltlábúakra gyakorolt hatásáról. Megállapítottam, hogy az ízeltlábúak többsége pozitívan reagál a kaszálatlan bűvőhelyek jelenlétére, különösképpen a herbivór csoportok. Meghatároztam továbbá a kutatás kapcsán felmerülő főbb tudásbeli hiányosságokat, úgymint az Európán kívüli kutatások, a kumulatív hatások vizsgálata, vagy a háttérben húzódó mikroklimatikus viszonyok megismerése.
2. Korábban nem vizsgálták, hogy a bűvósávok szélességének és a teljes területhez viszonyított arányának milyen hatása van az ízeltlábúakra. Terepi vizsgálatunkban ezen tényezőknek az önálló és együttes hatását teszteltük hat különböző taxonra. Megállapítottam, hogy a bűvósávok melegebb és nedvesebb mikroklimával rendelkeznek a kaszált területekhez képest. A bűvósávok és elrendezésük hatása erősebben befolyásolja a növényzetben mozgó ízeltlábúakat, mint a talajon mozgókat, bár minden vizsgált taxon esetében kimutattunk valamilyen hatást. A bűvósávok szélességének és arányának interakciós hatása alapján a szélesebb sávok előnyösebbek, ha a bűvósáv területi aránya alacsony.
3. A legeltetés-kizárásos kísérletünk alapján megállapítottam, hogy a vegetációtípus meghatározza az ízeltlábú közösségeket, és modulálja a legeltetés hatásait. Eredményeink azt mutatják, hogy az alacsony intenzitású legeltetésből származó mérsékelt zavarás pozitív vagy semleges hatású lehet a nedvesebb, produktívabb vegetációkban, míg szárazabb, kevésbé produktív vegetációkban negatív vagy semleges hatású, az ízeltlábú csoporttól függően.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

A legeltetés és a kaszálás a két leggyakoribb gyepterkezelési mód, mindkettő jelentősen befolyásolhatja a gyepek biodiverzitását. Az ízeltlábúak különféle legeltetési rendszerekre adott válaszai nehezen prediktálhatók. Emellett, a kaszálatlanul hagyott bűvósávok, bár egyre inkább elterjedt gyakorlattá válik, és ma már kulcsfontosságú eleme az európai agrár-környezetvédelmi programoknak, természetvédelmi hatékonyságukat keveset vizsgálták. Céлом e tudáshiányok pótlása volt, egyrészt az elérhető szakirodalom szintézisével, amely során értékeltem a bűvósávok hagyásának gyakorlatát és hatásait globális szinten, másrészt terepi kísérletek segítségével, ahol ezen bűvósávok különböző elrendezésének az ízeltlábúakra gyakorolt hatását, valamint a legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatását vizsgáltam különböző vegetációtípusokon.

Irodalmi áttekintésem során 22 tanulmány kvalitatív értékelését végeztem el, amelyek összesen 66 megfigyelést tartalmaztak. Ez lehetővé tette az elérhető eredmények átfogó áttekintését, és a jelentős tudáshiányok azonosítását. Terepi kísérleteinket a hagyományosan kezelt Csanádi-pusztai szikes gyepein végeztük. A bűvósávok hatását futóbogarak, növényzetet és talajon mozgó pókok, egyenesszárnyúak és poloskák egyedszámán és faji diverzitásán teszteltük. A legeltetés-kizárás hatását futóbogarak, talajon mozgó pókok és kabócák egyedszámán és faji diverzitásán vizsgáltunk. A talajlakó taxonokat talajcsapdázással, míg a növényzetben élőket fűhálózással mintáztuk. Négyféle bűvósáv elrendezést vizsgáltunk: keskeny (3 méter széles) és széles (9 méter széles) sávokat, amelyek a kaszáló területének 10%-át vagy 25%-át fedték le. A legeltetési kísérletet teljes faktoros elrendezésben végeztük, 12 darab, 50 × 100 méteres rövid távú legeltetés-kizárással alkotott mintavételi egységgel, nagy (szikes rét) és alacsony termőképességű (ürmőpuszta) vegetációtípusokban.

A szisztematikus áttekintés során, összességében, az abundancia adatok 69%-a és a fajgazdagsági adatok 64%-a pozitív választ mutatott a kaszálatlan menedékek jelenlétére. Ezzel szemben a megfigyelések 25%-a (abundancia), illetve 26%-a (fajgazdagság) negatív, míg 6%

(abundancia), illetve 10% (fajgazdagság) semleges hatást mutatott. A válaszmintázatok háttérében több lehetséges tényezőt azonosítottunk, többek között a bűvóhely alakját (leggyakrabban csík vagy blokk) és arányát (általában 10–25%). Az eredmények jelentős mértékben függtek a vizsgálati módszerektől, amelyek gyakran a bűvóhelyen és azokon kívül, a kaszálás előtt vagy után történő mintavételezést, illetve kontrollterületek meglétét vagy hiányát jelentették. A bűvósávos kísérletünkben azt találtuk, hogy a bűvósávok melegebb és nedvesebb mikroklímával rendelkeztek a kaszált területekhez képest. A bűvósávok és elrendezésük hatása erősebben befolyásolta a növényzetben mozgó ízeltlábúakat, mint a talajon mozgókat, bár minden vizsgált taxon esetében kimutatható volt valamilyen hatás. Több poloska volt a keskeny sávok közötti kaszált területeken, mint a széles sávok között. A bűvósávok szélességének és arányának interakciós hatása alapján a szélesebb sávok előnyösebbek, ha a bűvósáv területi aránya alacsony. A legeltetés-kizárásos kísérletben nagyobb abundanciát és fajgazdagságot találtunk a pókok és futóbogarak esetében a termékenyebb, nedves réti vegetációban. Az ízeltlábú közösségek szerkezete minden csoport esetében a vízkedvelő fajok irányába tolódott el. A vegetációtípus és a kezelés közötti jelentős interakciók arra utalnak, hogy a kezelési hatások vegetációtípus-függők: az ízeltlábú közösségek szerkezete a nem legelt rétekben eltolódott a higrofil fajok irányába, de ez nem volt megfigyelhető a nem legelt pusztai helyszíneken. A kabócák abundanciája nagyobb volt a legelt réti helyszíneken, de alacsonyabb a legelt pusztai területeken, a nem legelt területekhez képest. A kabócák közösségszerkezete a generalista herbivór fajok felé tolódott el a nem legelt területeken, vegetációtípustól függetlenül.

Az áttekintésünk során számos tényezőt azonosítottunk, amelyek befolyásolhatják ezeket a mintázatokat, például a bűvóhelyek alakját és arányát, azonban az eredmények különböztek a vizsgálati módszerek és a vizsgált taxonok függvényében. Habár további kutatásokra van szükség az esetleges moderátorok feltárása és az alulvizsgált gyepi taxonok tanulmányozása érdekében, eredményeink már most alátámasztják a kaszálatlan bűvósávok meghagyásának gyakorlatát ott, ahol az ízeltlábúak védelme kiemelt prioritás. Kísérleti eredményeink igazolják, hogy a kaszálatlan

búvósávok változatos és nagy egyedszámú ízeltlábú közösségek számára jelenthetnek élőhelyet, és mérsékelhetik a homogén kaszálás negatív hatásait. Ezek a búvósávok kulcsfontosságú szerepet játszanak az ízeltlábúak túlélésében a kaszálás alatt és után, így hatékony eszközei a gyepek biodiverzitásának megőrzésének. A búvósávok jellemzőinek módosításával és a gazdálkodási gyakorlatok figyelembevételével a széles (9 méter), de kis arányú (10%-os) búvósávok alkalmazása az optimális megoldás mind a természetvédelem, mind a gazdálkodók számára. Eredményeink jelentős hatással lehetnek a nagy kiterjedésű európai gyepek természetvédelmi célú kezelésére. A legeltetés-kizárásos kísérletünk alapján megállapítottuk, hogy a vegetációtípus meghatározza az ízeltlábú közösségeket, és modulálja a legeltetés hatásait. Eredményeink azt sugallják, hogy az alacsony intenzitású legeltetésből származó mérsékelt zavarás pozitív vagy semleges hatású lehet a nedvesebb, produktívabb vegetációkban, míg szárazabb, kevésbé produktív vegetációkban negatív vagy semleges hatású, az ízeltlábú csoporttól függően. A növényevők, különösen a növényeken élő fajok, érzékenyebbek a kezelésekre, mivel közvetlen hatások érik őket, továbbá a növényevő emlősök és rovarok közötti aszimmetrikus versengés is szerepet játszik.

9. SUMMARY

Livestock grazing and mowing are the most common management practices for grasslands and can greatly affect their biodiversity. Arthropod diversity response patterns to grazing regimes are difficult to predict. And although leaving uncut refuges on hay meadows has become a common practice and is now a key component of grassland agri-environment schemes across Europe, the efficiency of refuge strips in nature conservation has rarely been tested. We aimed to fill these knowledge gaps, first of all, by synthesising published information to evaluate the practices and the impacts of leaving uncut refuges. Secondly, by testing the effect of grazing-exclusion on different vegetation types and the effect of differently arranged refuge strips on three and five taxa of grassland arthropods, respectively.

We conducted a qualitative assessment of 22 studies, encompassing 66 observations to provide a comprehensive overview of existing knowledge and to identify significant knowledge gaps. We conducted our field experiments in the traditionally managed Csanádi puszta, saline grasslands. We studied carabids, vegetation and ground dwelling spiders, grasshoppers and true bugs for the refuge strip experiment and carabids, ground-dwelling spider and true hoppers for the grazing experiment. We sampled the ground-dwelling taxa with pitfall traps and the vegetation-dwellers by sweep netting. We studied narrow (3 metres wide) and wide strips (9 metres wide) with 10% or 25% covering of the hay meadow. The grazing experiment was laid out in a full factorial design, with twelve 50 × 100 m short-term grazing exclosures in vegetation types with high (alkali wet meadow) and low productivity (alkali steppe).

Overall, 69% of abundance observation data and 64% of species richness observation data showed positive responses to uncut refuges. In comparison, the remaining observations showed negative (25% for abundance, 26% for species richness) and neutral (6% for abundance, 10% for species richness) effects. We found several potential drivers behind these patterns, including refuge shape – most commonly strips or blocks – and refuge proportion, typically 10–25% of the

area. Results varied across study designs, which often involved sampling arthropods within and outside the refuges, before or after mowing, with or without independent control meadows.

In our refuge strip experiment, we found that refuge strips were warmer and moister than the mown areas. The effects of refuge strips and their arrangement were stronger on the vegetation-dwelling than on ground-dwelling arthropods, although all taxa were affected in some way. We found more true bugs in mown areas between narrow strips than between wide strips. The interaction effect of width and proportion of refuge strips on abundance of grasshoppers, ground-dwelling spiders and species richness of carabids showed that wider strips are more beneficial if their proportion is low.

In our grazing-exclusion experiment, we found higher species richness and activity density of spiders and ground beetles in the more productive wet meadow vegetation, where the community structure of each arthropod group also shifted toward hygrophilous species. Significant interactions between vegetation type and management indicated a dependence of management effects on vegetation types: arthropod community structure shifted towards hygrophilous species in ungrazed meadows, but not in ungrazed steppe sites. True hopper abundance was higher in grazed meadow sites, but lower in grazed steppe sites, compared to ungrazed sites. True hopper community structure shifted toward generalist herbivores in ungrazed sites, regardless of vegetation type.

We identified several potential factors influencing these patterns, such as the shape and proportion of the refuge, with results varying among different study types and taxa. Although more research is urgently needed to explore these potential moderators and to investigate understudied grassland taxa, our findings support the practice of leaving uncut refuges in areas where arthropod conservation is a priority. Our experimental findings also provide evidence that uncut refuge strips can harbour diverse and abundant arthropod assemblages in hay meadows and mitigate the adverse effects of uniformly executed mowing on arthropods. They play a critical role in the survival of

arthropods during and after mowing and by this, it is an effective tool for conserving grassland diversity. Modifying attributes and considering farming practices, wide strips with a low (10%) proportion of total field area seem optimal for both conservation and practitioners. Our results may have significant implications for the management of extensive grassland areas throughout Europe. In our grazing-exclusion experiment, we concluded that vegetation types determine arthropod communities and modulate the effects of grazing on arthropods. Our results suggest that moderate disturbance from low-intensity grazing has a positive or neutral effect in wetter, more productive vegetation, but a negative or neutral effect in drier, less productive vegetation, depending on the arthropod group. Herbivorous insects that dwell on plants are particularly affected by management because they are more susceptible to direct impacts, such as unintentional predation by grazing cattle, and because of asymmetrical competition between mammalian and insect herbivores.

10. TUDOMÁNYOS PUBLIKÁCIÓK

Disszertációhoz közvetlenül kapcsolódó publikációk:

Révész, K., Gallé, R., Humbert, J. Y., & Batáry, P. (2024). Effects of uncut refuge management on grassland arthropods—A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, e03381.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e03381>

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*, 61(8), 1894-1904.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.14699>

Gallé, R., Sarok, B., Gallé-Szpisjak, N., Dudás, G., Korsoveczky, L., Torma, A., ... & **Révész, K.** (2024). A bűvósávok kialakítása meghatározó fontosságú a kaszálók diverz ízeltlábú-faunájának megőrzésében. *Természetvédelmi Közlemények*, 30, 1-13.
<https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2024.30.17036>

Torma, A., **Révész, K.**, Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Szél, G., Kutasi, C., ... & Gallé, R. (2023). Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 341, 108222.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108222>

11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A legnagyobb köszönettel tartozom témavezetőmnek Gallé Róbertnek és feleségének, Gallé-Szpisjak Nikolettnek, akik, először is, megismertették velem az ökológiát, felnyitották a szemem arra, hogy a természet mennyivel gazdagabb és lenyűgözőbb még annál is, mint amit eddig gondoltam róla! Önzetlenül és szeretettel osztották meg velem mindazt, amijük volt, beleértve a tudást, tapasztalatot, látószöveget, de ezen felül az otthonukat, vendégszeretetüket és társaságukat is! Kitartottak mellettem és bátorítottak újra és újra a kutatói utam során, amikor arra volt szükségem. Hittek bennem akkor is, amikor én nem hittem magamban. Nem csupán kivételes kollégákra tettem szert személyükben, de barátokra is! Köszönöm!

Ugyanez elmondható a Lendület Táj- és természetvédelmi Kutatócsoport kutatóiról is, akik között szintén szakmai példákra és egyúttal barátokra is leltem. Köszönöm a gyakorlati segítségeket a terepek előkészítésében az egész csoportnak, valamint a segítséget a labormunkában Kabai Melindának, Korsoveczky Lilinek, Koszta Csabának és Szabó Mártonnak. Köszönöm Korányi Dávidnak és Szitár Katának hogy tanácsoltatok, velem gondolkodtatok, amikor elakadtam egy-egy elemzésben. Köszönöm Batáry Péternek, hogy tapasztalatlanként is befogadott a csoportjába és kivétel nélkül minden kollégának, hogy mindenkitől tanulhattam valamit!

Köszönöm az Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet munkatársainak a biztos és inspiráló háttért! Köszönöm, hogy a saját szenvedélyeitekkel még tágabbra nyitottátok a világomat! Nem is lehettem volna jobb helyen ebben az időszakban! Köszönöm emellett a Nemzeti Botanikus Kert munkatársainak is az édenkerti munkakörnyezet biztosítását és a személyes beszélgetéseket!

Hálával tartozom a MATE Biológiatudományi Doktori Iskolának a befogadásért és a doktori képzés elvégzéséhez szükséges feltételek biztosításáért.

Köszönöm a MATE-VTI Állattani és Ökológiai Tanszék talajzoológiával foglalkozó kollégáinak, hogy a velük való közös munkán keresztül még inkább kapcsolódhattam az Egyetemhez!

Köszönöm továbbá a Doktori Habilitációs Központ munkatársainak a sok adminisztrációs háttérmunkát és hogy mindig fordulhattam hozzájuk a kérdéseimmel.

Köszönet illeti a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság korábbi és jelenlegi munkatársait, különös tekintettel Balogh Gáborra, Szász Bencére és Drahanovszky Gáborra, hogy lehetővé tették a terepi vizsgálataink kivitelezését a Nemzeti Park területén, szakmai és gyakorlati segítségükkel.

Köszönöm Torma Attilának a legeltetés-kizárásos vizsgálatról írt publikációban vállalt vezető szerepéért és mindkét terepi vizsgálatban való szerves részvételét!

Köszönöm Gallé Róbertnek, Gallé-Szpisjak Nikolettnek, Kutasi Csabának, Korsoveczky Lilinek, Malenovský Igornak, Szabó Mártonnak, Szél Győzőnek és Torma Attilának a különböző taxonok faji szintű határozását.

Gallé-Szpisjak Nikolettnek külön köszönöm az ábrák elkészítésében nyújtott szakmai segítségét is.

Köszönöm Boros Gergelynek és Kelemen Andrásnak, hogy a házi védésem során nagy gondossággal jártak el opponensi feladatkörükben és így hozzájárultak a dolgozatom fejlesztéséhez.

Köszönet illeti az Új Nemzeti Kiválósági Programot a tanulmányaim kiegészítő kutatásainak anyagi támogatásáért (ÚNKP-23-3-I-MATE-4/Sz).

Az utolsó köszönet pedig a barátaimnak és a családomnak szól, nagymamámnak, szüleimnek, testvéreimnek és férjemnek, hogy mellettem álltak az utóbbi években. Napi szintű támogatásuk nélkül nem értem volna el a tanulmányaim végéig. Köszönöm a türelmeteket!

12. REFERENCIA

- Ambrozova, L., Sladeczek, F.X.J., Zitek, T., Perlik, M., Kozel, P., Jirku, M., Cizek, L., (2021). Lasting decrease in functionality and richness: Effects of ivermectin use on dung beetle communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 321, 107634. doi:10.1016/j.agee.2021.107634
- Ammann, L., Boser-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. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108754>
- Ángyán J., Fésűs I., Podmaniczky L., Tar F., (1999). Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program a környezetkímélő, a természet védelmét és a táj megőrzését szolgáló mezőgazdasági termelési módszerek támogatására. FVM agrár-környezetgazdálkodási tanulmánykötetek, Ministry of Agriculture and Rural Development.
- Báldi, A., Batáry, P., Kleijn, D., (2013). Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary—analysing assemblages of 1200 species. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 166, 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.005>
- Báldi, A., Öllerer, K., Wijkman, A., Brunori, G., Máté, A., Batáry, P. (2023). Roadmap for transformative agriculture: From research through policy towards a liveable future in Europe. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 68, pp. 131-154). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2023.09.007>
- Bartlett, C.R., Deitz, L.L., Dmitriev, D.A., Sanborn, A.F., Soulier-Perkins, A., Wallace, M.S., (2018). The Diversity of the True Hoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha), in: Foottit, R.G., Adler, P.H. (Eds.), *Insect Biodiversity: Science and Society*, II. John Wiley & Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118945582.ch19>.
- Bassett E.R.L., Fraser L.H. (2015) Effects of Cattle on the Abundance and Composition of Carabid Beetles in Temperate Grasslands. *Journal of Agricultural Studies*, 3, 36–47.
- Batáry, P., Báldi, A., Samu, F., Szűts, T., Erdős, S., (2008). Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation* 141, 2062–2070. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.002>.
- Batáry, P., Báldi, A., Szél, Gy., Podlussány, A., Rozner, I., Erdős, S., (2007). Responses of grassland specialist and generalist beetles to management and landscape complexity. *Diversity and Distribution* 13, 196–202. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00309.x>
- 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. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S. (2014). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version, 1(7).
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1–48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Bell, J.R., Bohan, D.A., Shaw, E.M., Weyman, G.S., (2005). Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of entomological research*, 95, 69–114. <https://doi.org/10.1079/ber2004350>.
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., (2019). Grasslands – more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere* 10, e02582.
- Berman, T.S. Ben-Ari, M., Henkin, Z., Inbar, M., (2018). Immediate and long-term facilitative effects of cattle grazing on a polyphagous caterpillar. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 261, 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.019>.
- Biedermann, R., Achatziger, R., Nickel, H., Stewart, A.J.A., (2005). Conservation of grassland leafhoppers: a brief review. *Journal of Insect Conservation* 9, 229–243. <https://doi.org/10.1007/s10841-005-0531-z>.

- Biedermann, R., Niedringhaus, R., (2009). The Plant- and Leafhoppers of Germany. Identification key to all species. WABV Fründ, Scheeßel, 409 pp.
- Blandenier, G., (2009). Ballooning of spiders (Araneae) in Switzerland: general results from an eleven-year survey. *Arachnology* 14, 308–316. <https://doi.org/10.13156/arac.2009.14.7.308>.
- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kocárek, P., Konvicka, O., Uricár, J. Chytrý, M. (2017). Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.010>
- Braschler, B., Marini, L., Thommen, G. H., Baur, B. (2009). Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecological Entomology*, 34(3), 321-329., <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2008.01080.x>
- Bruppacher, L., Pellet, J., Arlettaz, R., Humbert, J. Y. (2016). Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation*, 196, 196-202., <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.018>
- Bubová, T., Vrabec, V., Kulma, M., Nowicki, P. (2015). Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal of Insect Conservation*, 19(5), 805-821. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9819-9>
- Buchar, J., Růžicka, V., (2002). Catalogue of Spiders of the Czech Republic. Peres, Prague.
- Buchholz, S., (2010). Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 19, 2565–2595. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9860-7>.
- Buchholz, S., Hannig, K., Schirmel, J. (2013). Losing uniqueness—shifts in carabid species composition during dry grassland and heathland succession. *Animal Conservation*, 16(6), 661-670. <https://doi.org/10.1111/acv.12046>
- Buri, P., Arlettaz, R., Humbert, J. Y. (2013). Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 181, 22-30. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.003>
- Buri, P., Humbert, J. Y., Arlettaz, R. (2014). Promoting pollinating insects in intensive agricultural matrices: field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. *PloS one*, 9(1), e85635., <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085635>
- Buri, P., Humbert, J. Y., Stańska, M., Hajdamowicz, I., Tran, E., Entling, M. H., Arlettaz, R. (2016). Delayed mowing promotes planthoppers, leafhoppers and spiders in extensively managed meadows. *Insect Conservation and Diversity*, 9(6), 536-545., <https://doi.org/10.1111/icad.12186>
- Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., ... & Samways, M. J. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological conservation*, 242, 108426.
- Carey, P. D. (2001). Schemes are monitored and effective in the UK. *Nature*, 414(6865), 687-687. <https://doi.org/10.1038/414687b>
- Cattin, M. F., Blandenier, G., Banašek-Richter, C., Bersier, L. F. (2003). The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation*, 113(2), 179-188., [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00297-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00297-5)
- Chase, J.M., Leibold, M.A., Downing, A.L., Shurin, J.B., (2000). The effects of productivity, herbivory, and plant species turnover in grassland food webs. *Ecology* 81, 2485–2497. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2485:TEOPHA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2485:TEOPHA]2.0.CO;2).
- Cherrill, A. (2002). Relationships between oviposition date, hatch date, and offspring size in the grasshopper *Chorthippus brunneus*. *Ecological Entomology*, 27(5), 521-528. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2002.00444.x>

- Chillo, V., Ojeda, R.A., Capmourteres, V., Anand, M., (2017). Functional diversity loss with increasing livestock grazing intensity in drylands: the mechanisms and their consequences depend on the taxa. *Journal of Applied Ecology* 54, 986–996. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12775>.
- Chisté, M. N., Mody, K., Gossner, M. M., Simons, N. K., Köhler, G., Weisser, W. W., Blüthgen, N. (2016). Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities. *Ecosphere*, 7(11), e01545., <https://doi.org/10.1002/ecs2.1545>
- Cingolani, A. M., Noy-Meir, I., & Díaz, S. (2005). Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological applications*, 15(2), 757–773.
- Cizek, O., Zamecnik, J., Tropek, R., Kocarek, P., Konvicka, M. (2012). Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*, 16(2), 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9407-6>
- Cole, L., Pollock, M., Robertson, D., Holland, J., & McCracken, D. (2006). Carabid (Coleoptera) assemblages in the Scottish uplands: the influence of sheep grazing on ecological structure. *Entomologica Fennica*, 17(3), 229–240.
- Csákvári, E., Fabók, V., Barthá, S., Barta, Z., Batáry, P., Borics, G., ... & Báldi, A. (2021). Conservation biology research priorities for 2050: a Central-Eastern European perspective. *Biological Conservation*, 264, 109396.
- Császár, P., Torma, A., Gallé-Szpisjak, N., Tölgyesi, C., Gallé, R. (2018). Efficiency of pitfall traps with funnels and/or roofs in capturing ground-dwelling arthropods. *European Journal of Entomology*, 115, 15–24. <https://doi.org/10.14411/eje.2018.003>
- Daskin, J.H., Pringle, R.M., (2016). Does primary productivity modulate the indirect effects of large herbivores? A global meta-analysis. *Journal of Animal Ecology* 85, 857–868. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12522>.
- De Cáceres, M., Legendre, P., (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90, 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>.
- De Cáceres, M., Legendre, P., Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119, 1674–1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>.
- Deák, B., Bede, Á., Rádai, Z., Tóthmérész, B., Török, P., Torma, A., Lőrinczi, G., Nagy, A., Mizser, S., Kelemen, A. Valkó, O. (2021). Different extinction debts among plants and arthropods after loss of grassland amount and connectivity. *Biological Conservation*, 264, 109372.
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J., Heilmeyer, H., (2014). Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands – case study based on remotely sensed data. *Flora* 209, 693–697. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.09.005>.
- Debinski, D. M., Holt, R. D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation biology*, 14(2), 342–355. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109372>
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., (2014). Biodiversity of Palaeartic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>.
- Dennis, P., Young, P., Howard, C.L., Gordon, I.J., (1997). The response of epigeal beetles (Col: Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 34, 433–443. <https://doi.org/10.2307/2404888>.
- Diehl, E., Mader, V. L., Wolters, V., Birkhofer, K. (2013). Management intensity and vegetation complexity affect web-building spiders and their prey. *Oecologia*, 173(2), 579–589. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2634-7>
- Douglas, A. (2006). Phloem-sap feeding by animals: problems and solutions. *Journal of experimental botany*, 57(4), 747–754. <https://doi.org/10.1093/jxb/erj067>.
- Dövényi, T. (2010.) Magyarország kistájainak katasztere (Cadastre of Hungarian small regions). MTA Földrajztudományi Kutatóintézet.

- Dufrêne, M., Legendre, P., (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366., [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAIST]2.0.CO;2)
- Dumont, B., Carrère P., Ginane, C., Farruggia, A., Lanore, L., Tardif, A., Decuq, F., Darsonville, O., Louault, F., (2011). Plant-herbivore interactions affect the initial direction of community changes in an ecosystem manipulation experiment. *Basic Applied Ecology*, 12, 187–194. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2011.02.011>.
- Ebeling, A., Hines, J., Hertzog, L.R., Lange, M., Meyer, S.T., Simons, N., Weisser, W.W., (2018). Plant diversity effects on arthropods and arthropod-dependent ecosystem functions in a biodiversity experiment. *Basic Applied Ecology*, 26, 50–63. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.014>
- Enkhtur, K., Pfeiffer, M., Lkhagva, A., Boldgiva, B., (2017). Response of moths (Lepidoptera: Heterocera) to livestock grazing in Mongolian rangelands. *Ecological Indicators*, 72, 667–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.053>.
- Entling, W., Schmidt, M. H., Bacher, S., Brandl, R., & Nentwig, W. (2007). Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global ecology and biogeography*, 16(4), 440-448. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00305.x>
- Európai Bizottság (European Commission, Directorate-General for Environment), (2019). Farming for Natura 2000: guidance on how to support Natura 2000 farming systems to achieve conservation objectives, based on Member States good practice experiences, *Publications Office*. <https://doi.org/10.2779/85823>
- Everwand, G., Rösch, V., Tschamntke, T., Scherber, C. (2014). Disentangling direct and indirect effects of experimental grassland management and plant functional-group manipulation on plant and leafhopper diversity. *BMC Ecology*, 14, 1-12., <https://doi.org/10.1186/1472-6785-14-1>
- Fadda, S., Henry, F., Orgeas, J., Ponel, P., Buisson, É., & Dutoit, T. (2008). Consequences of the cessation of 3000 years of grazing on dry Mediterranean grassland ground-active beetle assemblages. *Comptes Rendus. Biologies*, 331(7), 532-546. <https://doi.org/10.1016/j.crvi.2008.04.006>.
- Ford, H., Garbutt, A., Jones, L., Jones, D.L., (2013). Grazing management in saltmarsh ecosystems drives invertebrate diversity, abundance and functional group structure. *Insect Conservation, Divers.* 6, 189–200. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00202.x>.
- Frenzel, T., Fischer, K. (2022). Fallows benefit beetle conservation in a traditionally managed grassland landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 327, 107829., <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107829>
- Fumy, F., Schwarz, C., Fartmann, T. (2023): Intensity of grassland management and landscape heterogeneity determine species richness of insects in fragmented hay meadows. *Global Ecology and Conservation* 47: e02672. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02672>
- Gallé, R., Batáry, P., (2019). Trait-based paradise – about the importance of real functionality. *Community Ecology*, 20, 314-316. <https://doi.org/10.1556/168.2019.20.3.11>.
- Gallé, R., Császár, P., Makra, T., Gallé-Szpisjak, N., Ladányi, Z., Torma, A., Ingle, K., Szilassi, P. (2018). Small-scale agricultural landscapes promote spider and ground beetle densities by offering suitable overwintering sites. *Landscape Ecology*, 33, 1435-1446. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0677-1>
- 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. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2024.30.17036>
- Gallé, R., Torma, A., Körmöczi, L. (2010). Small-scale effect of habitat heterogeneity on invertebrate assemblages in sandy grasslands (Hungarian Great Plain). *Polish Journal of Ecology*, 58(2), 333-346.

- Gao, J., Carmel, Y., (2020). A global meta-analysis of grazing effects on plant richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 302, 107072. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107072>.
- García, R. R., Fraser, M. D. (2019). Impact of management on foliage-dwelling arthropods and dynamics within permanent pastures. *Scientific Reports*, 9(1), 11090,. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46800-w>
- Gardiner, T., Hassall, M. (2009). Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation*, 13, 97-102., <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9129-y>
- Gathmann, A., Greiler, H. J., Tscharncke, T. (1994). Trap-nesting bees and wasps colonising set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia*, 98, 8-14., <https://doi.org/10.1007/BF00326084>
- Gish, M., Dafni, A., Inbar, M., (2011). Avoiding incidental predation by mammalian herbivores: accurate detection and efficient response in aphids. *Naturwissenschaften* 98, 731–738. <https://doi.org/10.1007/s00114-011-0819-7>.
- Gish, M., Ben-Ari, M., Inbar, M., (2017). Direct consumptive interactions between mammalian herbivores and plant-dwelling invertebrates: prevalence, significance, and prospectus. *Oecologia* 183, 347–352. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3775-2>.
- Gish, M., Dafni, A., Inbar, M., (2010). Mammalian herbivore breath alerts aphids to flee host plant. *Current Biology*, 20, R628–R629. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2010.06.065>.
- Godde, C. M., Garnett, T., Thornton, P. K., Ash, A. J., Herrero, M. (2018). Grazing systems expansion and intensification: Drivers, dynamics, and trade-offs. *Global food security*, 16, 93-105.
- Godó, L., (2018). A legelés léptékfüggő hatásai szikes-és homoki gyepek fajgazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények*, 24, pp.75-84.
- Gómez, J. M., González-Megías, A. (2002). Asymmetrical interactions between ungulates and phytophagous insects: being different matters. *Ecology*, 83(1), 203-211. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[0203:AIBUAP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[0203:AIBUAP]2.0.CO;2)
- Gómez, J.M., González-Megías, A., (2007). Long-term effects of ungulates on phytophagous insects. *Ecological Entomology*, 32, 229–234. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2006.00859.x>.
- Hamrik, T., Kosulic, O. (2021). Impact of small-scale conservation management methods on spider assemblages in xeric grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 307, 107225. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107225>
- Handke, K., Otte, A., Donath, T. W. (2011). Alternierend spät gemähte Altgrasstreifen fördern die Wirbellosenfauna in Auenwiesen. *Natursch. u. Landschaftspl*, 43(9), 280-288.
- Hartlieb, M., Raubitzek, S., Berger, J. L., Staab, M., Vogt, J., Ayasse, M., ... Blüthgen, N. (2024). Assessing mowing intensity: A new index incorporating frequency, type of machinery, and technique. *Grassland Research*, 3(3), 264-274. <https://doi.org/10.1002/qlr2.12089>
- Hemm, V., Höfer, H., (2012). Effects of grazing and habitat structure on the epigeic spider fauna in an open xerothermic area in Southern Germany. *Arachnology*, 15, 260–268. <https://doi.org/10.13156/arac.2012.15.1.260>.
- Herczeg E., Szabó, G., Zimmermann, Z., Nagy, A., Wichmann, B., Penksza, K., (2016). Természetvédelmi kezelések hatása a dél-tiszántúli szikes gyepek vegetációjára. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 14 (2), 13-27.
- Higgins, J. P., Green, S. (2008). Cochrane handbook for systematic reviews of interventions. *Cochrane Collaboration and John Wiley & Sons Ltd*.
- Holzinger, W.E., (2009). Rote Liste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Österreichs, in: Zulka, K.P. (Ed.) Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Böhlau, Wien – Köln – Weimar, pp. 41–317.

- Hudewenz, A., Klein, A. M., Scherber, C., Stanke, L., Tschardtke, T., Vogel, A., Weigelt, A., Weisser, W. W., Ebeling, A. (2012). Herbivore and pollinator responses to grassland management intensity along experimental changes in plant species richness. *Biological Conservation*, 150(1), 42-52. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.024>
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., & Walter, T. (2009). Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130(1-2), 1-8., <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014>
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Sauter, G. J., Walter, T. (2010). Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology*, 134(7), 592-599., <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2009.01503.x>
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Richner, N., Walter, T. (2010b). Hay harvesting causes high orthopteran mortality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(4), 522-527., <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.012>
- Humbert, J. Y., Ghazoul, J., Richner, N., Walter, T. (2012). Uncut grass refuges mitigate the impact of mechanical meadow harvesting on orthopterans. *Biological Conservation*, 152, 96-101., <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.015>
- Humbert, J. Y., Pellet, J., Buri, P., Arlettaz, R. (2012b). Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland?. *Environmental evidence*, 1, 1-13. <https://doi.org/10.1186/2047-2382-1-9>
- Humbert, J. Y., Buri, P., Unternährer, D., Arlettaz, R. (2018). Alternative Mähregimes zur Förderung der Artenvielfalt von Wiesen. *Agrarforschung Schweiz*, 9(9), 314-321.
- Hungarian Government Decree, (2007) „269/2007. (X. 18.) Korm. rendelet a NATURA 2000 gyepterületek fenntartásának földhasználati szabályairól” Government Decree about the rules of landuse for maintaining Natura 2000 grasslands, <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?dbnum=1&docid=A0700269.kor>
- Huntzinger, M., Karban, R., Cushman, H., (2008). Negative effects of vertebrate herbivores on invertebrates in a coastal dune community. *Ecology* 89, 1972–1980. <https://doi.org/10.1890/07-0834.1>.
- Hůrka, K., (1996). Carabidae of the Czech and the Slovak Republics. Kabourek, Zlín.
- Huston, M. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113(1), 81-101. <https://doi.org/10.1086/283366>.
- Huston, M., Gilbert, L., (1996). Consumer diversity and secondary production, in: Orians, G.H., Dirzo, R., Cushman J.H. (Eds.), Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests. *Ecological Studies*, 122. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79755-2_3.
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services.
- Isselstein J., Jeangros B, Pavlu V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe: A review. *Agronomy Research*, 3: 139-151.
- Iussig, G., Lonati, M., Probo, M., Hodge, S., & Lombardi, G. (2015). Plant species selection by goats foraging on montane semi-natural grasslands and grazable forestlands in the Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science*, 14(3), 3907. <https://doi.org/10.4081/ijas.2015.3907>.
- Jerrentrup, J.S., Seither, M., Petersen, U., Isselstein, J., (2015). Little grazer species effect on the vegetation in a rotational grazing system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 243–250. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.007>.
- Jerrentrup, J.S., Wrage-Mönnig, N., Röver, K.-U., Isselstein, J., (2014). Grazing intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 51, 968–977. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12244>.
- Kaláb, O., Šipoš, J., Kočárek, P. (2020). Leaving uncut refuges during meadow harvesting increases the functional diversity of Orthoptera. *Entomological Science*, 23(1), 95-104., <https://doi.org/10.1111/ens.12404>

- Keenleyside, C., Tucker, G., McConville, A. (2010). Farmland Abandonment in the EU: an Assessment of Trends and Prospects. *Institute for European Environmental Policy, London*.
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Migléc, T., Tóthmérész, B., (2013). Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 24, 1195–1203. <https://doi.org/10.1111/jvs.12027>.
- Kennedy, L. A., Otter, K. A. (2015). Grass management regimes affect grasshopper availability and subsequently American crow activity at airports. *Human–Wildlife Interactions*, 9(1), 6.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., Tscharntke, T. (2011). Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline?. *Trends in ecology & evolution*, 26(9), 474–481. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.05.009>
- Knop, E., Kleijn, D., Herzog, F., Schmid, B. (2006). Effectiveness of the Swiss agri-environment scheme in promoting biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 43(1), 120–127., <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01113.x>
- Konvicka, M., Benes, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvicka, O., Vitaz, L. (2008). How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation*, 12, 519–525., <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9092-7>
- Kormann, U., Rösch, V., Batáry, P., Tscharntke, T., Orci, K. M., Samu, F., Scherber, C. (2015). Local and landscape management drive trait-mediated biodiversity of nine taxa on small grassland fragments. *Diversity and Distributions*, 21(10), 1204–1217. <https://doi.org/10.1111/ddi.12324>
- Kotze, D. J., Brandmayr, P., Casale, A., Dauffy-Richard, E., Dekoninck, W., Koivula, M. J., Lövei, G. L., Mosakowski, D., Noordijk, J., Paarmann, W., Pizzolotto, R., Saska, P., Schwerk, A., Serrano, J., Szyszko, J., Taboada, A., Turin, H., Venn, S., Vermeulen, R., Zetto, T. (2011). Forty years of carabid beetle research in Europe—from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation. *ZooKeys*, (100), 55. <https://doi.org/10.3897/zookeys.100.1523>
- Kovácsné Koncz, N., Béri, B., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, K., Kiss, R., Radócz, S., Migléc, T., Tóthmérész, B., Valkó, O., (2014). Meat production and maintaining biodiversity: Grazing by traditional breeds and crossbred beef cattle in marshes and grasslands. *Applied Vegetation Science*, 23, 139–148. <https://doi.org/10.1111/avsc.12475>.
- Körösi, Á., Batáry, P., Orosz, A., Rédei, D., Báldi, A. (2012). Effects of grazing, vegetation structure and landscape complexity on grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) and true bugs (Hemiptera: Heteroptera) in Hungary. *Insect Conservation and Diversity*, 5(1), 57–66. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00153.x>
- Kruess, A., & Tscharntke, T. (2002). Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology*, 16(6), 1570–1580.
- Kühne, I., Arlettaz, R., Humbert, J. Y. (2022). Landscape woody features, local management and vegetation composition shape moth communities in extensively managed grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 739–751., <https://doi.org/10.1111/icad.12600>
- Kühne, I., Arlettaz, R., Pellet, J., Bruppacher, L., Humbert, J. Y. (2015). Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence*, 12, 25–27.
- Lafage, D., Pétilion, J. (2014). Impact of cutting date on carabids and spiders in a wet meadow. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.027>
- Laliberté, E., Legendre, P., Shipley, B., (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0–12.
- Lawton, J.H., (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*, 28, 23–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.28.010183.000323>.

- Lebeau, J., Wesselingh, R. A., Van Dyck, H. (2015). Butterfly density and behaviour in uncut hay meadow sávok: behavioural ecological consequences of an agri-environmental scheme. *PLoS One*, 10(8), e0134945., <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0134945>
- Lemke, A., Poehling, H. M. (2002). Sown weed sávok in cereal fields: overwintering site and “source” habitat for *Oedothorax apicatus* (Blackwall) and *Erigone atra* (Blackwall)(Araneae: Erigonidae). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(1), 67-80., [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00173-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00173-6)
- Lenth, R., (2020). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.5.0. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., Cesa, A., Chaneton, E.J., Paruelo, J.M., (2014). Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science*, 25, 8–21. <https://doi.org/10.1111/jvs.12053>.
- Litt, A. R., Cord, E. E., Fulbright, T. E., Schuster, G. L. (2014). Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology*, 28(6), 1532-1549.
- Littlewood, N. A., Stewart, A. J., Woodcock, B. A. (2012). Science into practice—how can fundamental science contribute to better management of grasslands for invertebrates?. *Insect Conservation and Diversity*, 5(1), 1-8. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00174.x>
- Littlewood, N.A., (2008). Grazing impacts on moth diversity and abundance on a Scottish upland estate. *Insect Conservation & Diversity* 1, 151–160. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00021.x>.
- Liu, J., Feng, C., Wang, D., Wang, L., Wilsey, B.J., Zhong, Z., (2015). Impacts of grazing by different large herbivores in grassland depend on plant species diversity. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1053–1062. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12456>.
- Loreau, M., (1985). Ecological niches and feeding strategies in carabid beetles. *Annual Societe Royale Zoologique de Belgique*, 115, 103–104.
- Löffler, F., Poniatowski, D., Fartmann, T. (2020). Extinction debt across three taxa in well-connected calcareous grasslands. *Biological Conservation*, 246, 108588. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108588>
- Lyons, A., Ashton, P.A., Powell, I., Oxbrough, A., (2017). Impacts of contrasting conservation grazing management on plants and carabid beetles in upland calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 244, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.020>.
- MacLeod, A., Wratten, S. D., Sotherton, N. W., Thomas, M. B. (2004). ‘Beetle banks’ as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. *Agricultural and Forest Entomology*, 6(2), 147-154., <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2004.00215.x>
- Madeira, F., Tscharrntke, T., Elek, Z., Kormann, U. G., Pons, X., Rösch, V., Samu, F., Scherber, C., Batáry, P. (2016). Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland—the neighbouring habitat matters. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, 127-133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.012>
- Marja, R., Kleijn, D., Tscharrntke, T., Klein, A. M., Frank, T., Batáry, P. (2019). Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecology letters*, 22(9), 1493-1500. <https://doi.org/10.1111/ele.13339>
- Mazalová, M., Šipos, J., Rada, S., Kasak, J., Šarapatka, B., Kuras, T. (2015). Responses of grassland arthropods to various biodiversity-friendly management practices: Is there a compromise?. *European Journal of Entomology*, 112(4), 734–746. <https://doi.org/10.14411/eje.2015.076>
- McDonald, S.E., Lawrence, R., Kendall, L., Rader, R., (2019). Ecological, biophysical and production effects of incorporating rest into grazing regimes: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56, 2723–2731. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13496>.

- Meyer, S., Unternährer, D., Arlettaz, R., Humbert, J. Y., Menz, M. H. (2017). Promoting diverse communities of wild bees and hoverflies requires a landscape approach to managing meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 376-384., <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.037>
- Mészáros, Cs., (2004). A Csanádi-pusztákon fészkelő jelentősebb madárfajok állományalakulása 1999-2004 közötti időszakban. *A Puszta*, 1/21, 207-222.
- Molnár, Á., Molnár, Z., Kotymán, L., & Balogh, G. (2016). A Csanádi puszták növényzete és növényzeti változásai az elmúlt 10 évben= Present vegetation and habitat change in the last 10 years at the Csanádi puszták salt steppes (Körös-Maros National Park, Tiszántúl, Hungary). *Crisicum: A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság időszaki kiadványa*, 2016(9), 37-63.
- Morris, M. G., Lakhani, K. H. (1979). Responses of grassland invertebrates to management by cutting. I. Species diversity of Hemiptera. *Journal of Applied Ecology*, 77-98., <https://doi.org/10.2307/2402730>
- Morris, M.G., (2000). The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95, 129-142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00028-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00028-8).
- Müller, M., Bosshard, A. (2010). Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen–Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland = Unmown grassland strips fostering grasshoppers in extensively managed meadows-possibility to structurally improve mown meadows. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 42(7), 212-217.,
- Müller-Motzfeld, G. (Ed.) (2004). Band 2. Adephaga 1. Carabidae (Laufkäfer) 2. Auflage, in: Freude, H., Harde, K.W., Lohse, G.A., Klausnitzer, B. (Eds.), *Die Käfer Mitteleuropas*. Elsevier, Spektrum, Heidelberg – Berlin.
- Nentwig, W. (1988). Augmentation of beneficial arthropods by strip-management: 1. Succession of predacious arthropods and long-term change in the ratio of phytophagous and predacious arthropods in a meadow. *Oecologia*, 76(4), 597-606., <https://doi.org/10.1007/BF00397876>
- 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.
- Nickel, H., Hildebrandt, J. (2003). Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) – a case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 183-199. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00080-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00080-X).
- Noordijk, J., Schaffers, A. P., Heijerman, T., Boer, P., Gleichman, M., Sýkora, K. V. (2010). Effects of vegetation management by mowing on ground-dwelling arthropods. *Ecological Engineering*, 36(5), 740-750., <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.01.003>
- Norderhaug, A., Johansen, L. (2011). Norwegian red list for ecosystems and habitat types. The Norwegian biodiversity information centre.
- Novotný, V., (1994). Relation between temporal persistence of host plants and wing length in leafhoppers (Hemiptera, Auchenorrhyncha). *Ecological Entomology*, 19, 168-176. . <https://doi.org/j.1365-2311.1994.tb00407.x>.
- Nykänen, H., Koricheva, J., (2004). Damage-induced changes in woody plants and their effects on insect herbivore performance: a meta-analysis. *Oikos* 104, 247-268. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12768.x>
- O'Neill, K. M., Blodgett, S., Olson, B. E., Miller, R. S. (2008). Impact of livestock grazing on abundance of Miridae and Reduviidae (Hemiptera) in crested wheatgrass pastures. *Journal of Economic Entomology*, 101(2), 309-313.
- Öckinger, E., Eriksson, A.K., Smith, H.G., (2006). Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*, 133, 291-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>

- Pech, P., Dolanský, J., Hrdlička, R., Lepš, J. (2015). Differential response of communities of plants, snails, ants and spiders to long-term mowing in a small-scale experiment. *Community Ecology*, 16, 115-124., <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.13>
- Pétillon, J., Georges, A., Canard, A., & Ysnel, F. (2007). Impact of cutting and sheep grazing on ground-active spiders and carabids in intertidal salt marshes (Western France). *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(2), 201-209.
- Pétillon, J., Georges, A., Canard, A., Lefeuvre, J.-C., Bakker, J.P., Ysnel, F., (2008). Influence of abiotic factors on spider and ground beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic Applied Ecology*, 9, 743–751. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.08.007>.
- Poelman, E.H., Dam, N.M., Loon, J.J.A., Vet, L.E.M., Dicke, M., (2009). Chemical diversity in Brassica oleracea affects biodiversity of insect herbivores. *Ecology* 90, 1863–1877. <https://doi.org/10.1890/08-0977.1>.
- Pöyry, J., Luoto, M., Paukkunen, J., Pykälä, J., Raatikainen, K., Kuussaari, M., (2006). Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115, 401–412. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15126.x>.
- Price, W., Denno, R.F., Eubanks, M.D., Finke, D.L., Kaplan, I., (2011). Insect ecology: Behavior, populations and communities. *Cambridge University Press*, New York.
- Primdahl, J., Peco, B., Schramek, J., Andersen, E., Oñate, J. J. (2003). Environmental effects of agri-environmental schemes in Western Europe. *Journal of Environmental Management*, 67(2), 129-138. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00192-5](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00192-5)
- Primdahl, J., Vesterager, J. P., Finn, J. A., Vlahos, G., Kristensen, L., Vejre, H. (2010). Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(6), 1245-1254., <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.12.012>
- Pringle, R. M., Young, T. P., Rubenstein, D. I., & McCauley, D. J. (2007). Herbivore-initiated interaction cascades and their modulation by productivity in an African savanna. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(1), 193-197. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609840104>.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>
- Rand, T. A., Tylianakis, J. M., Tscharntke, T. (2006). Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidised insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters*, 9(5), 603-614. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00911.x>
- 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 sávok. *Journal of Applied Ecology*. 61(8), 1894-1904., <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14699>
- Řezáč, M., Heneberg, P. (2018). Effects of uncut hay meadow sávok on spiders. *Biologia*, 73(1), 43-51., <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0015-8>
- Ribaut, H., (1952). Homoptères Auchénorhynques. II (Jassidae). Faune de France 57. Lechevalier, Paris, 474 pp.
- Ricotta, C., Moretti, M., (2011). CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167, 181–188. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1965-5>
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., Wallis De Vries, M.F., Parente, G., Mills, J., (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures-a review. *Biological Conservation*, 119, 137–150.
- Root, R.B., (1973). Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (Brassica oleracea). *Ecological Monographs* 43, 95–124. <https://doi.org/10.2307/1942161>.

- Rosas-Ramos, N., Baños-Picón, L., Tobajas, E., de Paz, V., Tormos, J., Asís, J.D., (2018). Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: a case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265, 244–253. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.026>
- Rossier, L. C. P., Auberson, C., Arlettaz, R., Humbert, J. Y. (2023). Effects of uncut grass refuges on the plant community of extensively managed hay meadows. *Basic and Applied Ecology*, 72, 38–44., <https://doi.org/10.1016/j.baee.2023.07.003>
- Sanderson, R., Newton, S., Selvidge, J. (2020). Effects of vegetation cutting on invertebrate communities of high conservation value Calluna upland peatlands. *Insect Conservation and Diversity*, 13(3), 239–249., <https://doi.org/10.1111/icad.12384>
- Sardet, É., Roesti, C., Braud, Y. (2021). Egyenességárnyúak of Britain and Western Europe: A photographic guide. *Bloomsbury Publishing*.
- Schmidt, A. C., Fraser, L. H., Carlyle, C. N., & Bassett, E. R. (2012). Does cattle grazing affect ant abundance and diversity in temperate grasslands?. *Rangeland Ecology & Management*, 65(3), 292–298. <https://doi.org/10.2111/REM-D-11-00100.1>.
- Schmidt, M. H., Rucker, S., Hanafi, J., Gigon, A. (2008). Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation*, 17, 3003–3012., <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9412-6>
- Schoonhoven, L.M., van Loon, J.J.A., Dicke, M., (2005). Insect-Plant Biology. *Oxford University Press*, Oxford.
- Schowalter, T. D. (2022). Insect ecology: An ecosystem approach. *Academic press*.
- Schwarz, C., Fumy, F., Drung, M., Fartmann, T. (2023). Insect-friendly harvest in hay meadows–Uncut refuges are of vital importance for conservation management. *Global Ecology and Conservation*, 48, e02731., <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02731>
- Scohier A., Dumont B. (2012) How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? *Animal*, 6, 1129–1138. doi:10.1017/S1751731111002618.
- Šeat, J., Nadaždin, B., Milić, N., Čuk, M., Torma, A. (2021). How steady is the nested pattern in saline grassland true bug communities? Effects of sampling effort and data completeness on nestedness. *Acta Oecologica* 110, 103670. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103670>.
- Siemann, E., Tilman, D., Haarstad, J., & Ritchie, M. (1998). Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152(5), 738–750. <https://doi.org/10.1086/286204>.
- Sjödin, N.E., Bengtsson, E., Ekbom, B., (2008). The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *Journal of Applied Ecology*, 45, 763–772. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01443.x>.
- Spitzer, L., Benes, J., Dandova, J., Jaskova, V., & Konvicka, M. (2009). The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecological Indicators*, 9(6), 1056–1063., <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.12.006>
- Stevens, T. A., Evans, M. C., Osborne, W. S., Sarre, S. D. (2010). Home ranges of, and habitat use by, the grassland earless dragon (*Tympanocryptis pinguicolla*) in remnant native grasslands near Canberra. *Australian Journal of Zoology*, 58(2), 76–84., <https://doi.org/10.1071/ZO09076>
- Stewart, A.J.A., (2002). Techniques for sampling Auchenorrhyncha in grasslands. *Denisia* 176, 491–512. <http://sro.sussex.ac.uk/id/eprint/20596>.
- Stuhldreher, G., Fartmann, T. (2014). When habitat management can be a bad thing: effects of habitat quality, isolation and climate on a declining grassland butterfly. *Journal of Insect Conservation*, 18, 965–979., <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9704-y>
- Šumpich, J., Konvicka, M. (2012). Moths and management of a grassland reserve: regular mowing and temporary abandonment support different species. *Biologia*, 67, 973–987., <https://doi.org/10.2478/s11756-012-0095-9>

- Szmatona-Túri, T., Vona-Túri, D., Urbán, L., Weiperth, A., Magos, G. (2019). How grassland management methods affect spider diversity. *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture and Environment*, 11(1), 23-37. <https://doi.org/10.2478/ausae-2019-0003>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P. (2018). Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 27, 2451-2475.
- Thiele, H.U., (1977). Carabid beetles in their environments. A Study on Habitat Selection by Adaptation in Physiology and Behaviour. Springer, Berlin – Heidelberg –New York, 355 pp.
- Thorbeck, P., Bilde, T. (2004). Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology*, 41(3), 526-538. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00913.x>
- Trautner, J., (2017a). Die Laufkäfer Baden-Württembergs. Band 1. Ulmer, Stuttgart, 6–416 pp.
- Trautner, J., (2017b). Die Laufkäfer Baden-Württembergs. Band 2. Ulmer, Stuttgart, 424–848 pp.
- Toivonen, M., Huusela-Veistola, E., Herzon, I. (2018). Perennial fallow sávok support biological pest control in spring cereal in Northern Europe. *Biological Control*, 121, 109-118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.02.015>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0007-y>.
- Torma, A., Császár, P., (2013). Species richness and composition patterns across trophic levels of true bugs (Heteroptera) in the agricultural landscape of the lower reach of the Tisza River Basin. *Journal of Insect Conservation*, 17, 35–51. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9484-1>.
- Torma, A., Császár, P., Bozsó, M., Deák, B., Valkó, O., Kiss, O., Gallé, R. (2019). Species and functional diversity of arthropod assemblages (Araneae, Carabidae, Heteroptera and Orthoptera) in grazed and mown salt grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 273, 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.004>
- Torma, A., Gallé, R., Bozsó M., (2014). Effects of habitat and landscape characteristics on the arthropod assemblages (Araneae, Orthoptera, Heteroptera) of sand grassland remnants in Southern Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 196, 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.021>.
- Torma, A., Révész, K., Gallé-Szpisjak, N., Šeat, J., Szél, G., Kutasi, C., Malenovsky, I., Batáry, P., Gallé, R. (2023). Differences in arthropod communities between grazed areas and grazing exclosures depend on arthropod groups and vegetation types. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 341, 108222. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108222>
- Török, P., et al. (2012). Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. *Grasslands: Types, biodiversity and impacts*, 1, 109-118.
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóth, E. and Tóthmérész, B., (2016). Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, pp.23-30.
- Tóth, T., (2010). Medium-term vegetation dynamics and their association with edaphic conditions in two Hungarian saline grassland communities. *Grassland Science*, 56, 13–18. <https://doi.org/10.1111/j.1744-697X.2009.00167.x>.
- Tölgyesi, C., Császár, P., Torma, A., Török, P., Batori, Z., Gallé, R. (2018). Think twice before using narrow buffers: Attenuating mowing-induced arthropod spillover at forest–grassland edges. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 255, 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.011>
- Tscharntke, T., Greiler, H.J., (1995). Insect Communities, Grasses, and Grasslands. *Annual Review of Entomology*, 40, 535–558. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.40.010195.002535>.

- Tscharntke, T., Rand, T. A., Bianchi, F. J. (2005). The landscape context of trophic interactions: insect spillover across the crop—noncrop interface. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 421-432). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., Lindenmayer, D., ... Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological reviews*, 87(3), 661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>
- Uchida, K., Ushimaru, A. (2014). Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms. *Ecological Monographs*, 84(4), 637-658. <https://doi.org/10.1890/13-2170.1>
- Ustaoglu, E., Collier, M. J. (2018). Farmland abandonment in Europe: An overview of drivers, consequences, and assessment of the sustainability implications. *Environmental reviews*, 26(4), 396-416., <https://doi.org/10.1139/er-2018-0001>
- Vaieretti, M.V., Iamamoto, S., Harguindeguy, N.P., Cingolani, A.M., (2018). Livestock grazing affects microclimate conditions for decomposition process through changes in vegetation structure in mountain grasslands. *Acta Oecologica*, 91, 101-107. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.07.002>.
- Valkó, O., Venn, S., Žmihorski, M., Biurrun, I., Labadessa, R., Loos, J. (2018). The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaearctic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia* 17, 5–16. <https://doi.org/10.1515/hacq-2017-0018>.
- van Klink, R., Rickert, C., Vermeulen, R., Vorst, O., Wallis De Vries, M.F., Bakker, J.P., (2013). Grazed vegetation mosaics do not maximize arthropod diversity: evidence from salt marshes. *Biological Conservation*, 164, 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.023>.
- van Klink, R., van der Plas, F., van Noordwijk, C.G.E.T., Wallis De Vries, M., Olff, H., (2015). Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews*, 90, 347–366. <https://doi.org/10.1111/brv.12113>.
- van Klink, R., Boch, S., Buri, P., Rieder, N. S., Humbert, J. Y., Arlettaz, R. (2017). No detrimental effects of delayed mowing or uncut grass refuges on plant and bryophyte community structure and phytomass production in low-intensity hay meadows. *Basic and Applied Ecology*, 20, 1-9., <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2017.02.003>
- van Klink, R., Menz, M. H., Baur, H., Dosch, O., Kühne, I., Lischer, L., ... & Humbert, J. Y. (2019). Larval and phenological traits predict insect community response to mowing regime manipulations. *Ecological Applications*, 29(4), e01900., <https://doi.org/10.1002/eap.1900>
- van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A., & Chase, J. M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science*, 368(6489), 417-420. <https://doi.org/10.1126/science.aax9931>
- van Noordwijk, C.G.E., Flierman, D.E., Remke, E., Wallis De Vries, M.F., Berg, M.P., (2012). Impact of grazing management on hibernating caterpillars of the butterfly *Melitaea cinxia* in calcareous grasslands. *Journal of Insect Conservation*, 16, 909–920. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9478-z>.
- Vandegheuchte, M.L., Schütz, M., de Schaetzen, F., Risch, A.C., (2017). Mammal-induced trophic cascades in invertebrate food webs are modulated by grazing intensity in subalpine grassland. *Journal of Animal Ecology*, 86, 1434–1446. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12744>.
- Verdú, J.R., Cortez, V., Ortiz, A.J. Lumaret, J.-P., Lobo, J.M., Sánchez-Piñero, F., (2020). Biomagnification and body distribution of ivermectin in dung beetles. *Scientific Reports*, 10, 9073. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66063-0>

- Verdú, J.R., Lobo, M.J., Sánchez-Piñero, F., Gallego, B., Numa, C., Lumaret, J.-P., Cortez, V., Ortiz, A., Tonelli, M., García-Teba Rey, A., Rodríguez, A., Durán, J., (2018). Ivermectin residues disrupt dung beetle diversity, soil properties and ecosystem functioning: an interdisciplinary field study. *Science of the Total Environment*, 618, 219–228. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.331>
- Verhoeven, K.J.F., Biere, A., Harvey, J.A., van Der Putten, W.H., (2009). Plant invaders and their novel natural enemies: who is naïve? *Ecology Letters*, 12, 107–117. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01248.x>.
- Vicari, M., Bazely, D.R., (1993). Do grasses fight back? The case for antiherbivore defences. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 137–141. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90026-L](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90026-L).
- Viszló L., Marticsek J., Szemán L., Horváth A., Végvári Zs., Horváth R., Boldogh S., Ilonczai Z., Varga Z. (2012): A természetkímélő gyepgazdálkodás, *Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány*, Csákvár.
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>
- Wallis De Vries, M.F., Noordijk, J., Colijn, E.O., Smit, J.T., Veling, K., (2016). Contrasting responses of insect communities to grazing intensity in lowland heathlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.012>.
- Wallis De Vries, M.F., Parkinson, A.E., Dulphy, J.P., Sayer, M., Diana, E., (2007). Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science*, 62, 185–197. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00568.x>.
- Wang, C., Tang, Y., (2019). A global meta-analyses of the response of multi-taxa diversity to grazing intensity in grasslands. *Environmental Research Letters*, 14, 114003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab4932>.
- Weiss, N., Zucchi, H., Hochkirch, A. (2013). The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2167–2178. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0398-8>
- Wilkinson, N. I., Wilson, J. D., Anderson, G. Q. (2012). Agri-environment management for corncrake *Crex crex* delivers higher species richness and abundance across other taxonomic groups. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 155, 27–34. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.007>
- Woodcock, B. A., Potts, S. G., Pilgrim, E., Ramsay, A. J., Tscheulin, T., Parkinson, A., ... Tallowin, J. R. (2007). The potential of grass field margin management for enhancing beetle diversity in intensive livestock farms. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 60–69. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01258.x>
- Woodcock, B. A., Potts, S. G., Tscheulin, T., Pilgrim, E., Ramsey, A. J., Harrison-Cripps, J., Brown, V. K., Tallowin, J. R. (2009). Responses of invertebrate trophic level, feeding guild and body size to the management of improved grassland field margins. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 920–929. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01675.x>
- Wu, T., Hao, S., Kang, L. (2021). Effects of soil temperature and moisture on the development and survival of grasshopper eggs in inner Mongolian grasslands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 727911. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.727911>
- Yang, L. H., & Gratton, C. (2014). Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science*, 2, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.06.004>.
- Yates, C.J., Norton, D.A., Hobbs, R.J., (2000). Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. *Austral Ecology*, 25, 36–47. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2000.01030.x>.

- Zahn, A., Englmaier, I., Drobny, M. (2010). Food availability for insectivores in grasslands arthropod abundance in pastures, meadows and fallow land. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8(2), 87-100. https://real-j.mtak.hu/22924/2/AEER_2010_8_2_.pdf
- Zhao, Y., Liu, Z., Wu, J., (2020). Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landscape Ecology*, 35, 793–814. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00980-3>.
- Zhu, H., Li, H., Yang, Z., Ahungu, A.B., Fei, S., Luo, W., Wang, D., (2020). Intensive grazing enhances grasshopper fitness and abundance in a meadow steppe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 300, 107012. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107012>.
- Zhu, H., Wang, D., Guo, Q., Liu, J., Wang, L., (2015). Interactive effects of large herbivores and plant diversity on insect abundance in a meadow steppe in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 212, 245–252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.008>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Smith, G. M. (2007). Analysing ecological data. In M. Gail & J. M. Samet (Eds.), *Statistics for Biology and Health series* (pp. 49-77). Springer New York
- Zschokke, S., Dolt, C., Rusterholz, H. P., Oggier, P., Braschler, B., Thommen, G. H., ... Baur, B. (2000). Short-term responses of plants and invertebrates to experimental small-scale grassland fragmentation. *Oecologia*, 125, 559-572., <https://doi.org/10.1007/s004420000483>

13. MELLÉKLETEK

1. számú melléklet: Búvósávok hatékonyságának terepi vizsgálatához tartozó egyedszám adatok

1. táblázat: Egyenesszárnyúak egyedszáma.

Kezelés Szélesség Arány	Búvósáv		Széles		Kaszált		Széles	
	Keskeny	25	10	25	Keskeny	25	10	25
<i>Orthoptera</i>								
<i>Bicolorana bicolor</i>	7	4	11	6	0	0	0	0
<i>Calliptamus barbarus</i>	0	3	0	0	0	1	0	0
<i>Calliptamus italicus</i>	0	0	1	0	0	2	1	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	2	0	0	1	3	0	1
<i>Chorthippus brunneus</i>	0	4	1	1	0	17	3	0
<i>Chorthippus mollis</i>	2	1	1	0	0	7	0	0
<i>Decticus verrucivorus</i>	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euchortippus declivus</i>	47	57	139	68	33	50	39	44
<i>Euchortippus pulvinatus</i>	1	1	2	0	0	1	0	1
<i>Gryllus campestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	2	1	1	2	0	0	0	2
<i>Omocestus petraeus</i>	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Omocestus rufipes</i>	2	17	8	16	5	5	2	1
<i>Platycleis affinis</i>	2	2	2	1	0	0	0	0
<i>Pseudochortippus paralellus</i>	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Roeseliana roeseli</i>	5	10	2	3	0	0	0	0
<i>Stenobothrus crassipes</i>	4	1	1	2	0	6	1	0
<i>Stenobothrus fischeri</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Stenobothrus lineatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	1	3	0	0	0	0	1	1
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	0	1	0	0	0	3	0	0
<i>Tessellana veysseli</i>	3	8	9	9	0	1	0	0
<i>Acridinae</i> juv	15	42	28	21	23	63	17	18

2. táblázat: Poloskák egyedszáma.

Kezelés Szélesség Arány	Búvósáv		Széles		Kaszált		Széles	
	Keskeny	25	10	25	Keskeny	25	10	25
<i>Heteroptera</i>								
<i>Adelphocoris lineolatus</i>	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>Aelia acuminata</i>	2	13	15	6	0	0	0	0
<i>Aelia rostrata</i>	20	21	65	73	0	0	1	0
<i>Agramma atricapilla</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Alydus calcaratus</i>	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Berytinus minor</i>	9	2	0	7	12	3	1	11
<i>Berytinus montivagus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Brachycarenum tigrinus</i>	3	7	13	3	0	1	0	0
<i>Chorosoma schillingii</i>	17	75	23	60	1	3	1	3
<i>Corythucha arcuata</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Dimorphopterus doriai</i>	0	0	1	0	0	0	3	0
<i>Eurydema oleracea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Geocoris grylloides</i>	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Henestaris halophilus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lasiacantha capucina</i>	0	20	3	0	1	1	1	1
<i>Metopoplax origani</i>	5	5	2	0	3	1	0	0

<i>Myrmus miriformis</i>	4	8	1	3	1	4	0	0
<i>Nabis p.</i>	0	4	2	3	0	0	1	1
<i>Nabis pseudoferus</i>	0	1	2	0	0	0	0	0
<i>Nabis punctatus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Neides tipularius</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nysius ericae</i>	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Odontoscelis fuliginosa</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Ortholomus punctipennis</i>	62	5	1	3	10	4	1	0
<i>Oxycarenus pallens</i>	0	2	0	0	0	1	0	0
<i>Polymerus brevicornis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Raglius alboacuminata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Rhopalus parumpunctatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sciocoris cursitans</i>	20	32	15	6	12	1	4	1
<i>Sciocoris distinctus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sciocoris sulcatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trigonotylus caeletialium</i>	0	1	1	3	0	1	0	0
<i>Trigonotylus pulchellus</i>	1	0	3	3	2	0	0	1
<i>Xanthochilus quadratus</i>	0	0	0	1	0	0	2	1
<i>Alydidae</i>	0	0	4	0	1	0	0	0
<i>Cydnidae</i>	0	0	1	0	2	0	1	0
<i>Orsillinae</i>	144	1	2	7	19	1	2	0
<i>Pentatomidae</i>	71	99	185	154	2	6	4	7
<i>Reduviidae</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhopalidae</i>	5	24	15	13	0	0	1	0
<i>Rhyparochrominae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0

3. táblázat: Növényzeten mozgó pókok egyedszáma.

Kezelés Szélesség Arány	Búvósáv				Kaszált			
	Keskeny		Széles		Keskeny		Széles	
	10	25	10	25	10	25	10	25
<i>Araneae</i>								
<i>Agyneta fuscipalpa</i>	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Agyneta rurestris</i>	7	1	0	1	2	5	10	8
<i>Araeoncus humilis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Argenna subnigra</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Argiope bruennichi</i>	54	19	35	18	0	0	0	0
<i>Euryopsis quinqueguttata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Heliophanus flavipes</i>	30	20	21	21	16	1	8	1
<i>Hypsosinga albobittata</i>	0	0	4	0	0	0	0	1
<i>Hypsosinga pygmaea</i>	2	1	0	4	1	0	1	0
<i>Hypsosinga sanguinea</i>	6	1	3	3	0	2	1	1
<i>Mangora acalypha</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Mermessus trilobatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Misumena vatia</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Neoscona adianta</i>	0	1	6	0	0	0	0	0
<i>Neottiura bimaculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oedothorax apicatus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Porrhomma microphthalmum</i>	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Rhysodromus histrio</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Runcinia grammica</i>	0	1	1	0	0	0	1	1
<i>Spiracme striatipes</i>	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Thanatus arenarius</i>	5	2	1	3	3	0	0	0
<i>Theridion uhligi</i>	3	0	1	1	0	0	1	0
<i>Thomisus onustus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Tibellus oblongus</i>	0	1	2	0	0	0	0	0

<i>Trichoncoides piscator</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Xysticus kochi</i>	3	0	0	1	0	1	0	0
<i>Araneidae</i> juv	167	72	237	145	56	33	66	57
<i>Cheiracanthidae</i> juv	48	34	28	30	10	2	0	3
<i>Clubionidae</i> juv	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyinidae</i> juv	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gnaphosidae</i> juv	0	0	0	2	2	0	0	2
<i>Linyphiidae</i> juv	5	3	2	4	8	3	9	10
<i>Lycosidae</i> juv	1	1	1	0	0	2	2	1
<i>Mimetidae</i> juv	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Oxyopidae</i> juv	2	1	3	1	2	0	0	1
<i>Philodromidae</i> juv	298	162	167	150	90	19	11	26
<i>Salticidae</i> juv	209	133	238	139	157	72	97	63
<i>Theridiidae</i> juv	4	1	3	2	1	1	7	4
<i>Thomisidae</i> juv	169	504	113	221	21	14	15	19

4. táblázat: Futóbogarak egyedszáma.

Kezelés Szélesség Arány	Búvósáv		Széles		Kaszált		Széles	
	Keskeny 10	25	Keskeny 10	25	Keskeny 10	25	Keskeny 10	25
<i>Carabidae</i>								
<i>Amara aenea</i>	1	1	6	1	1	1	6	0
<i>Amara similata</i>	1	1	0	0	1	0	0	0
<i>Anchomenus dorsalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bembidion properans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachinus crepitans</i>	0	0	9	11	0	0	1	0
<i>Chalatus fuscipes</i>	0	0	1	1	0	3	2	0
<i>Chlaenius decipiens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Harpalus affinis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Harpalus attenuatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus calceatus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Harpalus caspius</i>	29	15	16	7	13	4	0	2
<i>Harpalus distinguendus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Harpalus flavicornis</i>	2	12	11	2	0	4	6	3
<i>Harpalus griseus</i>	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>Harpalus hospes</i>	0	2	0	0	0	0	1	0
<i>Harpalus luteicornis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Harpalus pumilus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Harpalus pygmaeus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Harpalus rubripes</i>	27	4	8	15	7	4	9	7
<i>Harpalus rufipes</i>	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Harpalus smaragdinus</i>	0	0	1	0	0	0	4	0
<i>Harpalus subcylindricus</i>	103	118	148	61	102	61	85	58
<i>Harpalus tardus</i>	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Masoreus wetterhalli</i>	0	5	0	0	0	0	1	0
<i>Microlestes corticalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Microlestes maurus</i>	0	2	3	2	2	4	4	1
<i>Microlestes minutulus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Notiophilus laticollis</i>	0	1	0	0	0	0	2	1
<i>Ophonus adrosiacus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ophonus azureus</i>	15	9	2	3	0	0	0	1
<i>Ophonus cribricollis</i>	0	11	0	1	0	1	1	0
<i>Parophonus mendax</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Poecilus cupreus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Poecilus sericeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Syntomus pallipes</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Zabrus tenebrioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

5. táblázat: Talajon mozgó pókok egyedszáma.

Kezelés	Búvósáv				Kaszált			
Szélesség	Keskeny		Széles		Keskeny		Széles	
Arány	10	25	10	25	10	25	10	25
<i>Araneae</i>								
<i>Agyneta fuscipalpa</i>	1	0	0	1	6	0	2	2
<i>Agyneta rurestris</i>	1	0	2	2	1	3	3	6
<i>Alopecosa accentuata</i>	0	0	2	2	0	0	1	0
<i>Argenna subnigra</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Aulonia albimana</i>	0	0	0	1	0	2	0	3
<i>Ceratinella brevis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Chalcoscirtus nigrinus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cheiracanthium erraticum</i>	0	0	0	0	1	0	2	0
<i>Civizelotes gracilis</i>	1	4	2	2	1	1	3	1
<i>Clubiona diversa</i>	1	1	2	2	0	3	5	1
<i>Diplostyla concolor</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Drassodes pubescens</i>	0	0	1	0	1	0	1	0
<i>Drassyllus praeficus</i>	2	4	2	7	4	4	3	2
<i>Drassyllus pusillus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Dysdera hungarica</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euophrys frontalis</i>	0	0	1	3	1	0	0	1
<i>Euryopis quinqueguttata</i>	0	1	0	0	2	1	1	0
<i>Gnaphosa lucifuga</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hahnina nava</i>	5	1	4	0	4	2	4	5
<i>Heliophanus flavipes</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Hogna radiata</i>	2	2	5	0	2	1	1	5
<i>Ipa terrenus</i>	3	5	5	2	3	13	2	7
<i>Mecynargus morulus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metopobactrus deserticola</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Micaria dives</i>	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Misumena vatia</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ozyptila pullata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pardosa agrestis</i>	0	1	0	2	0	0	1	0
<i>Pelecopsis parallela</i>	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Phaeocedus braccatus</i>	3	6	7	5	1	5	0	0
<i>Phlegra fasciata</i>	8	0	2	1	11	9	5	5
<i>Phrurolithus festivus</i>	9	16	28	8	12	15	34	23
<i>Scotophaeus scutulatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Syedra gracilis</i>	0	0	1	0	1	0	0	2
<i>Talavera aequipes</i>	0	2	2	0	0	0	0	0
<i>Thanatus arenarius</i>	2	1	1	2	5	9	9	4
<i>Trachyzelotes pedestris</i>	2	0	4	0	1	1	1	1
<i>Trichoncoides piscator</i>	0	0	3	0	0	0	1	1
<i>Trichoncus affinis</i>	14	3	7	8	13	6	5	17

<i>Trichoncus hackmani</i>	4	3	0	5	4	3	7	6
<i>Trichopterna cito</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trochosa robusta</i>	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Trochosa ruricola</i>	0	0	1	1	0	2	0	0
<i>Xerolycosa miniata</i>	4	1	12	0	6	5	12	2
<i>Zelotes electus</i>	1	3	2	4	3	2	4	3
<i>Zelotes longipes</i>	14	25	27	18	17	18	20	24
<i>Zelotes segrex</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Araneidae juv</i>	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Cheiracanthidae juv</i>	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Clubionidae juv</i>	13	19	12	4	15	28	27	50
<i>Dyctinidae juv</i>	0	0	2	0	0	0	0	1
<i>Dysderidae juv</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae juv</i>	64	81	64	28	46	60	63	28
<i>Hahniidae juv</i>	8	2	2	6	6	7	4	6
<i>Linyphiidae juv</i>	3	5	10	4	11	3	10	5
<i>Liocranidae juv</i>	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Lycosidae juv</i>	54	137	102	58	46	111	60	46
<i>Philodromidae juv</i>	11	4	3	4	16	10	15	10
<i>Pholcidae juv</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phrurolithidae juv</i>	21	16	14	28	19	24	6	24
<i>Salticidae juv</i>	5	3	3	2	6	7	3	3
<i>Tethragnathidae juv</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Theridiidae juv</i>	0	1	0	0	0	4	0	1
<i>Thomisidae juv</i>	0	3	1	3	2	5	6	2

2. számú melléklet: Legeltetés-kizárás ízeltlábúakra gyakorolt hatásának terepi vizsgálatához tartozó jelleg és abundancia adatok

	méret (mm)	táplálkozás	nedvesség preferencia	Szikes rét		Ürmöspuszta	
				legelt	nem legelt	legelt	nem legelt
CARABIDAE							
<i>Agonum moestum</i> (Duftschmid, 1812)	8.25	karnivór	hidrofil	3	0	0	0
<i>Agonum monachum</i> (Duftschmid, 1812)	8	karnivór	hidrofil	2	4	0	0
<i>Agonum viridicupreum</i> (Goeze, 1777)	9	karnivór	hidrofil	292	361	0	0
<i>Amara aenea</i> (DeGeer, 1774)	7.5	omnivór	szubxerofil	6	2	3	9
<i>Amara chaudirovi</i> Schaum, 1858	9	herbivór	szubhidrofil	112	105	3	1
<i>Amara fulvipes</i> (Audinet-Serville, 1821)	10.5	herbivór	szubxerofil	1	0	1	2
<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)	5.25	herbivór	szubxerofil	2	3	0	0
<i>Amblystomus niger</i> (Heer, 1841)	3.15	herbivór	szubhidrofil	4	4	1	0
<i>Badister meridionalis</i> Puel, 1925	6.7	karnivór	hidrofil	2	4	0	0
<i>Bembidion inoptatum</i> (Schaum, 1857)	6.7	karnivór	hidrofil	1	1	0	0
<i>Brachinus bipustulatus</i> Quensel, 1806	5.75	karnivór	szubxerofil	2	2	0	0
<i>Brachinus crepitans</i> (Linnaeus 1758)	8.25	karnivór	szubxerofil	11	10	102	86
<i>Brachinus elegans</i> Chaudoir, 1842	7.75	karnivór	szubhidrofil	439	445	10	1
<i>Brachinus eximius</i> Duftschmid, 1812	6	karnivór	szubxerofil	1	3	2	8
<i>Brachinus nigricornis</i> Gebler, 1829	7.5	karnivór	szubhidrofil	3	2	0	0
<i>Brachinus plagiatus</i> Reiche, 1868	8.5	karnivór	szubhidrofil	3	0	0	0
<i>Brachinus psophia</i> Audinet-Serville, 1821	7.45	karnivór	szubhidrofil	276	294	1	2
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	12.25	karnivór	generalista	0	0	1	0
<i>Calosoma auropunctatum</i> (Herbst, 1784)	24	karnivór	szubxerofil	1	5	1	1
<i>Callistus lunatus</i> (Fabricius, 1775)	5.6	karnivór	szubxerofil	8	4	17	15
<i>Carabus clathratus</i> Linnaeus, 1761	28	karnivór	hidrofil	3	1	0	0
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758	21.5	karnivór	hidrofil	3	0	0	0
<i>Chlaenius aeneocephalus</i> Dejean, 1826	11	karnivór	szubhidrofil	0	1	0	0
<i>Chlaenius festivus</i> (Panzer, 1796)	14.5	karnivór	hidrofil	0	1	0	0
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	11	karnivór	hidrofil	11	11	1	0
<i>Diachromus germanus</i> (Linnaeus, 1758)	8.45	herbivór	szubhidrofil	61	89	1	1

<i>Szárazpata dentata</i> (P. Rossi, 1790)	8	karnivór	szubhidrofil	1	0	0	0
<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)	10.5	omnivór	szubxerofil	36	19	14	9
<i>Harpalus anxius</i> (Duftschmid, 1812)	7.4	omnivór	xerofil	0	0	1	3
<i>Harpalus attenuatus</i> Stephens, 1828	8.75	omnivór	szubxerofil	0	0	4	1
<i>Harpalus caspius</i> (Steven, 1806)	12.25	omnivór	szubxerofil	6	0	5	1
<i>Harpalus cupreus</i> Dejean, 1829	12.95	omnivór	mezofil	31	39	0	1
<i>Harpalus flavicornis</i> Dejean, 1829	8.55	omnivór	szubxerofil	52	8	71	65
<i>Harpalus hospes</i> Sturm, 1818	12.5	omnivór	szubhidrofil	2	3	11	8
<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	6.75	omnivór	szubxerofil	0	2	0	0
<i>Harpalus pygmaeus</i> Dejean, 1829	6.25	omnivór	szubxerofil	1	0	38	23
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	10	omnivór	szubxerofil	4	2	24	19
<i>Harpalus serripes</i> (Quensel in Schönherr, 1806)	10.5	omnivór	xerofil	0	1	0	0
<i>Harpalus subcylindricus</i> Dejean, 1829	6.75	omnivór	mezofil	66	5	106	98
<i>Lymnastis galilaeus</i> (Piochard de la Brûlerie, 1876)	1.95	karnivór	szubhidrofil	0	0	1	0
<i>Microlestes fulvibasis</i> (Reitter, 1901)	2.7	karnivór	szubxerofil	0	0	4	2
<i>Microlestes maurus</i> (Sturm, 1827)	2.55	omnivór	szubxerofil	6	1	2	2
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	3.1	karnivór	szubxerofil	28	9	2	1
<i>Microlestes negrita</i> (Wollaston, 1854)	3.1	karnivór	szubxerofil	2	2	0	0
<i>Notiophilus laticollis</i> Chaudoir, 1850	4.6	karnivór	mezofil	0	0	1	0
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	8.25	karnivór	hidrofil	2	2	0	0
<i>Ophonus azureus</i> (Fabricius, 1775)	7.5	herbivór	szubxerofil	4	1	3	0
<i>Ophonus diffinis</i> (Dejean, 1829)	11.25	herbivór	mezofil	4	6	0	0
<i>Parophonus mendax</i> (P. Rossi, 1790)	8	herbivór	szubxerofil	6	3	4	2
<i>Parophonus planicollis</i> (Dejean, 1829)	NA	NA	NA	0	0	1	0
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	11	karnivór	mezofil	134	160	0	0
<i>Poecilus sericeus</i> Fischer von Waldheim, 1824	12.5	karnivór	mezofil	1	1	1	1
<i>Polistichus connexus</i> (Geoffroy, 1785)	8	karnivór	mezofil	0	1	0	0
<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)	10.75	karnivór	hidrofil	9	9	0	0
<i>Pterostichus chameleon</i> (Motschulsky, 1866)	6,9	karnivór	hidrofil	10	20	0	0
<i>Pterostichus inquinatus</i> Sturm, 1824	9.4	karnivór	mezofil	1	0	0	0
<i>Pterostichus macer</i> (Marsham, 1802)	13.5	karnivór	szubhidrofil	31	21	23	19

<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	15	karnivór	mezofil	1	0	0	0
<i>Pterostichus ovoideus</i> (Sturm, 1824)	6.75	omnivór	szubhidrofil	6	5	11	8
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)	6.85	omnivór	hidrofil	0	1	0	0
<i>Syntomus obscuroguttatus</i> (Duftschmid, 1812)	3.15	omnivór	mezofil	6	11	0	2
ARANEAE							
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	2.3	hálósövény	generalista	12	11	14	16
<i>Agyneta simplicatarsis</i> (Simon, 1884)	1.65	hálósövény	száraz	2	2	0	0
<i>Alopecosa mariae</i> (Dahl, 1908)	11	vadászó	nedves	0	0	2	2
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	9	vadászó	generalista	22	22	10	19
<i>Araeoncus humilis</i> (Blackwall, 1841)	1.7	hálósövény	nedves	1	0	0	0
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	7.5	vadászó	nedves	0	2	0	0
<i>Argenna patula</i> (Simon, 1874)	3.5	hálósövény	nedves	14	22	0	0
<i>Argenna subnigra</i> (O. P.-Cambridge, 1861)	2.25	hálósövény	száraz	0	1	0	3
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)	5.1	hálósövény	száraz	0	0	0	1
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	4.1	vadászó	generalista	124	108	280	408
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	1.8	hálósövény	generalista	2	2	6	2
<i>Chalcoscirtus nigrinus</i> (Thorell, 1875)	3.6	vadászó	száraz	0	0	1	0
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)	2.22	vadászó	száraz	4	7	8	4
<i>Clubiona diversa</i> O. P.-Cambridge, 1862	4	vadászó	generalista	0	1	0	5
<i>Crustulina sticta</i> (O. Pickard-Cambridge, 1861)	3	hálósövény	száraz	1	0	0	0
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	2.75	hálósövény	nedves	1	34	0	0
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	7.45	vadászó	száraz	4	4	3	1
<i>Drassyllus lutetianus</i> (L. Koch, 1866)	6.1	vadászó	nedves	3	9	0	0
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	6.55	vadászó	száraz	23	24	26	32
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	4.5	vadászó	generalista	1	3	1	3
<i>Drassyllus sur</i> Tuneva és Esysunin, 2003	3.5	vadászó	száraz	7	3	16	22
<i>Dysdera hungarica</i> Kulczyński, 1897	7.5	vadászó	száraz	2	0	0	0
<i>Enoplognatha mordax</i> (Thorell, 1875)	6.25	hálósövény	száraz	1	0	0	0
<i>Erigonoplus globipes</i> (L. Koch, 1872)	1.4	hálósövény	száraz	0	0	8	6
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)	3.565	vadászó	generalista	1	0	16	18
<i>Euryopsis quinqueguttata</i> Thorell, 1875	2.25	hálósövény	száraz	0	0	6	6

<i>Gnaphosa rufula</i> (L. Koch, 1866)	5.7	vadászó	száraz	19	17	19	9
<i>Gongylidiellum murcidum</i> Simon, 1884	1.85	hálósövény	nedves	0	1	0	0
<i>Hahnian nava</i> (Blackwall, 1841)	1.75	hálósövény	száraz	1	0	1	0
<i>Haplodrassus minor</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	3.75	vadászó	generalista	21	23	16	17
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	8.25	vadászó	generalista	4	1	3	5
<i>Ipa terrenus</i> (L. Koch, 1879)	2.2	hálósövény	száraz	1	4	0	4
<i>Lasaeola prona</i> (Menge, 1868)	2.5	hálósövény	száraz	0	1	0	0
<i>Liocranoeca striata</i> (Kulczyński, 1882)	4.35	vadászó	nedves	1	1	0	0
<i>Mermessus trilobatus</i> (Emerton, 1882)	1.85	hálósövény	generalista	1	0	0	0
<i>Metopobactrus deserticola</i> Loksa, 1981	0.95	hálósövény	generalista	171	147	57	66
<i>Micaria albiovittata</i> (Lucas, 1846)	5.75	vadászó	száraz	9	11	18	17
<i>Micaria dives</i> (Lucas, 1846)	3.05	vadászó	száraz	1	0	1	3
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	3.6	vadászó	semi nedves	2	7	0	0
<i>Microlinyphia pusilla</i> (Sundevall, 1830)	4.25	hálósövény	generalista	0	1	0	0
<i>Oedothorax apicatus</i> (Blackwall, 1850)	2.75	hálósövény	generalista	17	24	3	0
<i>Ozyptila pullata</i> (Thorell, 1875)	3.35	vadászó	száraz	2	3	8	5
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846)	4.2	vadászó	nedves	37	60	1	0
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	3.6	hálósövény	generalista	45	29	1	1
<i>Panamomops</i> sp.	NA	NA	NA	1	0	0	0
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	4.75	vadászó	száraz	164	154	13	5
<i>Pardosa cribrata</i> Simon, 1876	7.9	vadászó	száraz	46	13	86	56
<i>Pardosa pratigaga</i> (L. Koch, 1870)	6.35	vadászó	nedves	41	140	0	0
<i>Pardosa proxima</i> (C. L. Koch, 1847)	6.5	vadászó	száraz	1	1	0	0
<i>Phaeocedus braccatus</i> (L. Koch, 1866)	5.45	vadászó	száraz	4	1	0	0
<i>Phlegma fasciata</i> (Hahn, 1826)	5.95	vadászó	száraz	0	1	2	3
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	2.7	vadászó	generalista	58	34	75	41
<i>Phrurolithus minimus</i> C. L. Koch, 1839	2.7	vadászó	száraz	0	0	0	2
<i>Pirata piraticus</i> (Clerck, 1757)	6.5	vadászó	nedves	1	1	0	0
<i>Piratula latitans</i> (Blackwall, 1841)	3.75	vadászó	nedves	2	2	0	0
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket és Millidge, 1953	1.85	hálósövény	nedves	1	1	0	0

<i>Porrhomma microphthalmum</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	1.85	hálószővő	generalista	1	0	0	0
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	2.25	hálószővő	semi nedves	1	0	0	0
<i>Silometopus curtus</i> (Simon, 1881)	1.4	hálószővő	száraz	7	13	0	0
<i>Sittiflor caricis</i> (Westring, 1861)	3.75	vadászó	generalista	1	0	0	0
<i>Syedra apetlonensis</i> Wunderlich, 1992	2.9	hálószővő	száraz	45	106	24	40
<i>Talavera aequipes</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	2.45	vadászó	száraz	2	4	5	8
<i>Thanatus arenarius</i> L. Koch, 1872	6.4	vadászó	száraz	0	0	3	1
<i>Titanoeca veteranica</i> Herman, 1879	4.5	vadászó	száraz	0	0	0	1
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	6.95	vadászó	generalista	54	41	29	28
<i>Trichoncoides piscator</i> (Simon, 1884)	1.975	hálószővő	semi nedves	5	12	19	27
<i>Trichoncus hackmani</i> Millidge, 1955	2.1	hálószővő	száraz	2	0	3	3
<i>Trochosa robusta</i> (Simon, 1876)	13.5	vadászó	száraz	216	228	172	130
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	10.5	vadászó	nedves	29	42	2	2
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	10.5	vadászó	generalista	1	0	0	0
<i>Walckenaeria obtusa</i> Blackwall, 1836	3.55	hálószővő	nedves	1	0	0	0
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)	6.15	vadászó	száraz	8	3	1	0
<i>Xysticus erraticus</i> (Blackwall, 1834)	6	vadászó	generalista	2	0	0	2
<i>Xysticus kochi</i> Thorell, 1872	7.4	vadászó	generalista	33	17	35	36
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	4.3	vadászó	száraz	2	1	1	4
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	7	vadászó	generalista	13	13	1	2
<i>Zelotes longipes</i> (L. Koch, 1866)	6.35	vadászó	száraz	3	4	5	8
<i>Zelotes mundus</i> (Kulczyński, 1897)	4.19	vadászó	száraz	28	46	0	1
<i>Zelotes segrex</i> (Simon, 1878)	4.9	vadászó	száraz	0	0	1	3
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	6.1	vadászó	generalista	0	0	0	1
AUCHENORRHYNCHA							
<i>Aglena ornata</i> (Herrich-Schäffer, 1838)	9.0	monofág	hidrofil	2	0	0	0
<i>Allygidius abbreviatus</i> (Lethierry, 1878)	6.3	oligofág	xerofil	0	1	0	1
<i>Allygus communis</i> (Ferrari, 1882)/ <i>mixtus</i> (Fabricius, 1794)	6.1	oligofág	mezofil	0	0	0	1
<i>Anaceratagallia glabra</i> Dmitriev, 2020	2.9	polifág	xerofil	3	3	6	8

<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	3.1	polifág	mezofil	4	0	10	3
<i>Anoscopus albiger</i> (Germar, 1821)	4.1	oligofág	hidrofil	1	0	0	0
<i>Aphrodes bicincta</i> (Schränk, 1776)	6.1	oligofág	mezofil	0	1	6	4
<i>Artianus interstitialis</i> (Germar, 1821)	5.1	oligofág	xerofil	95	4	25	24
<i>Athysanus argentarius</i> Metcalf, 1955	7.3	oligofág	mezofil	1	4	0	0
<i>Balclutha punctata</i> (Fabricius, 1775)	3.9	oligofág	mezofil	3	8	0	1
<i>Cicadella viridis</i> (Linnaeus, 1758)	7.4	polifág	hidrofil	1	0	0	0
<i>Cicadula placida</i> (Horváth, 1897)	4.8	oligofág	hidrofil	8	10	0	0
<i>Delphacodes mulsanti</i> (Fieber, 1866)	3.0	oligofág	hidrofil	0	2	0	0
<i>Doratura homophyla</i> (Flor, 1861)	4.0	oligofág	xerofil	196	32	149	81
<i>Empoasca pteridis</i> (Dahlbom, 1850)	3.3	polifág	mezofil	0	2	0	0
<i>Errastunus ocellaris</i> (Fallén, 1806)	3.4	oligofág	mezofil	1	3	0	0
<i>Eupelix cuspidata</i> (Fabricius, 1775)	7.0	monofág	xerofil	8	15	7	13
<i>Euscelis incisus</i> (Kirschbaum, 1858)	4.1	polifág	mezofil	10	4	6	1
<i>Forcipata citrinella</i> (Zetterstedt, 1828)/ <i>forcipata</i> (Flor, 1861)	3.5	oligofág	hidrofil	0	0	0	1
<i>Graphocraerus ventralis</i> (Fallén, 1806)	5.5	oligofág	mezofil	43	8	46	71
<i>Hephathus nanus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	3.2	oligofág	xerofil	0	1	13	19
<i>Chlorita paolii</i> (Ossiannilsson, 1939)	2.9	oligofág	xerofil	19	0	0	8
<i>Chlorita prasina</i> Fieber, 1884	2.9	monofág	xerofil	13	2	35	63
<i>Jassidaeus lugubris</i> (Signoret, 1865)	2.0	monofág	xerofil	1	0	4	4
<i>Kelisia monoceros</i> Ribaut, 1934	3.1	monofág	mezofil	0	1	0	0
<i>Kelisia praecox</i> Haupt, 1935	3.5	monofág	hidrofil	8	15	0	0
<i>Laburris handlirski</i> (Matsumura, 1908)	4.1	monofág	xerofil	94	19	449	650
<i>Macrostelus laevis</i> (Ribaut, 1927)	3.6	polifág	generalista	0	1	0	1
<i>Maiestas horvathi</i> (Then, 1896)/ <i>schmidtgeni</i> (Wagner, 1939)	3.1	oligofág	xerofil	6	0	0	0
<i>Megophthalmus scanicus</i> (Fallén, 1806)	3.3	oligofág	mezofil	0	0	2	0
<i>Mendraus pauxillus</i> (Fieber, 1869)	2.5	monofág	xerofil	3	0	54	194
<i>Mirabella albifrons</i> (Fieber, 1879)	2.5	monofág	mezofil	1	0	0	0
<i>Mocydiopsis longicauda</i> Remane, 1961	4.0	monofág	xerofil	1	1	1	0

<i>Neoliturus fenestratus</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	3.1	oligofág	xerofil	0	0	1	0
<i>Neophilaenus campestris</i> (Fallén, 1805)	4.8	oligofág	mezofil	2	1	0	1
<i>Neophilaenus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	5.7	polifág	mezofil	3	3	0	0
<i>Neophilaenus minor</i> (Kirschbaum, 1868)	4.6	oligofág	xerofil	125	71	50	73
<i>Ommatidiotus dissimilis</i> (Fallén, 1806)	4.2	oligofág	xerofil	15	16	4	4
<i>Paramesus major</i> Haupt, 1927	5.6	monofág	hidrofil	2	0	0	0
<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	6.1	polifág	mezofil	2	18	5	6
<i>Psammotettix alienus</i> (Dahlbom, 1850)	4.2	oligofág	mezofil	21	9	15	10
<i>Psammotettix asper</i> (Ribaut, 1925)	3.0	monofág	xerofil	2	0	1	0
<i>Psammotettix confinis</i> (Dahlbom, 1850)	3.6	oligofág	mezofil	67	39	56	63
<i>Psammotettix kolosvarensis</i> (Matsumura, 1908)	3.8	oligofág	mezofil	57	24	2	0
<i>Psammotettix nodosus</i> (Ribaut, 1925)	3.4	oligofág	xerofil	1	0	0	0
<i>Psammotettix provincialis</i> (Ribaut, 1925)	4.0	oligofág	xerofil	15	6	6	4
<i>Reptalus quinquecostatus</i> (Dufour, 1833)	5.8	polifág	mezofil	188	366	101	223
<i>Rhopalopyx vitripennis</i> (Flor, 1861) f. <i>parvispina</i> Wagner, 1947	3.8	monofág	xerofil	28	17	51	92
<i>Stenidiocerus poecilus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	5.4	monofág	mezofil	0	1	0	0
<i>Stenocranus fuscovittatus</i> (Stål, 1858)	5.4	monofág	hidrofil	1	4	0	0
<i>Stenocranus minutus</i> (Fabricius, 1787)	5.2	monofág	mezofil	33	0	0	0
<i>Turrutus socialis</i> (Flor, 1861)	3.4	oligofág	mezofil	11	0	0	0
<i>Utecha trivialis</i> (Germar, 1821)	3.0	polifág	xerofil	11	1	2	5
<i>Zyginidia pullula</i> (Boheman, 1845)	2.8	oligofág	mezofil	10	21	6	11

3. számú melléklet: Fotók a bűvósávos terepi vizsgálatról



1. ábra. Terepmunkák: Bűvósávot kaszáláskor jelölő póznák lehelyezése (bal felső, fotó: Gallé Róbert), fűhálós mintavétel a kaszált területen és a bűvósávban (jobb felső), Talajdcsapda lehelyezése – nem a Csanádi pusztán készült fotó, de ugyanezeket az eszközöket használtuk ott is (bal alsó, fotó: Kállai Márton), talajnedvesség mérés (jobb alsó, fotó: Tomas Hamrik).



2. ábra. Búvósávok perspektivikus- (bal oldalon) és oldalnézetből (jobb oldalon). Bal és jobb alsó fotók: Tomas Hamrik.



3. ábra. Darázspók várja prédáját a Csanádi pusztán (bal felül), Imádkozó sáska rejtőzködik a száraz fűben (jobb felül), Magyar sóvirág foltok a gyepen (bal alul, fotó: Tomas Hamrik), Boglárkák pároznak a magyar sóvirág virágzatán (jobb alul, fotó: Tomas Hamrik)

4. melléklet: Fotók a legeltetés-kizárásos vizsgálatról



1. ábra. Szürkemarha legel (bal felső), A gulyás hajtja kutyáival a Csanádi puszta szürkemarha-állományát (jobb felső), Elkerítés (bal alsó), Mintavétel (jobb alsó).