

DEBRECENI EGYETEM

KERPELY KÁLMÁN DOKTORI ISKOLA

Doktori Iskola vezető:

Prof. Dr. Holb Imre, DSc.
egyetemi tanár, az MTA doktora

Témavezető:

Dr. Nagy Antal
egyetemi docens

**AZ AGRÁR-TÁJSZERKEZET ÉS A ZÖLDÍTÉS HATÁSA
EGYENESSZÁRNYÚ
(ORTHOPTERA) ÉS POSZMÉH (BOMBUS SPP.) EGYÜTTESEK
ÖSSZETÉTELÉRE**

Készítette:

Arnóczkyné Jakab Dóra
doktorjelölt

Debrecen

2024

**AZ AGRÁR-TÁJSZERKEZET ÉS A ZÖLDÍTÉS HATÁSA
EGYENESSZÁRNYÚ
(ORTHOPTERA) ÉS POSZMÉH (BOMBUS SPP.) EGYÜTTESEK
ÖSSZETÉTELÉRE**

Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében a
növénytermesztési és kertészeti tudományágban

Írta: Arnóczkyné Jakab Dóra, okleveles természetvédelmi mérnök

Készült a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Doktori Iskolája keretében
Témavezető: Dr. Nagy Antal

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2024.

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	5
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	9
2.1. Az agrár-környezetgazdálkodási rendszerek	9
2.1.1. Az AKG rendszerek bevezetése	9
2.1.2. Az AKG rendszerek hatékonysága	10
2.1.3. Az AKG programok zöldítési eleme	13
2.2. Az egyenesszárnyúak agrár-ökológiai szerepe	13
2.2.1. Kártevőből lett bioindikátorok	13
2.2.2. Az olasz sáska mint potenciális kártevő	15
2.2.3. Agrártájak egyenesszárnyúi	17
2.3. A poszméhek kutatása	19
2.3.1. A poszméhek mint pollinátorok	19
2.3.2. A poszméhek veszélyeztetettsége, védelmük lehetőségei	20
2.3.3. A poszméhek ökológiai igényeinek hatása a művelési és természetvédelmi stratégiák kidolgozására	22
2.3.4. A fajok hazai elterjedése, gyakorisága és védettsége	23
2.3.5. A fajszintű határozás nehézségei	24
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	25
3.1. Orthopterológiai adatgyűjtés	25
3.2. Az Orthoptera adatok elemzése	29
3.3. Poszméh faunisztikai adatgyűjtés és az adatok elemzése	31
3.4. Poszméh mintavételek és adatelemzés	34
4. EREDMÉNYEK	36
4.1. A Sajó-torkolatvidék agrárterületeinek egyenesszárnyú faunája	36
4.2. Az olasz sáska mint potenciális kártevő	41
4.3. A különböző agrár tájalelemek Orthoptera együttese	43
4.4. A magyarországi <i>Bombus</i> fauna összetétele és hosszú távú változásai új adatokkal Magyarországról, Nyugat-Ukrajnából és Nyugat-Romániából	50
4.4.1. A fauna összetétele	50
4.4.2. A fajok relatív gyakoriságának változása	52
4.4.3. A fajok elterjedésének változásai	53
4.5. A zöldítésben szereplő kultúrák poszméh együttese	57
5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK	62
5.1. Az agrár tájszerkezet hatása az egyenesszárnyú együttesekre	62
5.2. Az olasz sáska mint potenciális kártevő	65
5.3. A hazai poszméh fauna újraértékelése	67

5.4. Poszméhek az agrártájban	68
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	70
7. GYAKORLATBAN ALKALMAZHATÓ EREDMÉNYEK	72
8. ÖSSZEFOGLALÁS	73
9. SUMMARY	76
10. IRODALOM.....	79
11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN	97
12. NYILATKOZATOK	100
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	101
13. MELLÉKLETEK.....	102

1. BEVEZETÉS

A XX. század elején megkezdődött a mezőgazdaság intenzifikációja, ami a peszticidek elterjedésével, a gépesítéssel, a nagyparcellás mezőgazdasági rendszer kialakulásával, az élőhelyek számának és méretének csökkenésével, feldarabolódásával és átalakulásával mára a szárazföldi biodiverzitás csökkenéséért elsősorban felelőssé tehető (Foley *et al.*, 2011; CBD, 2014; Batáry, 2018). Európában az alföldi területeket évezredek óta legeltetik és művelik, így itt a legfontosabb tájalakító tényező a mezőgazdaság. Így napjainkban Magyarországon is a természetvédelem egyik legfontosabb eleme az agrárterületek biodiverzitásának fenntartása (Sutherland, 2004; Batáry *et al.*, 2015). A biológiai sokféleség megőrzése a mezőgazdasági tájakon nem csak természetvédelmi, de gazdasági szempontból is kiemelkedő fontosságú, hiszen a terméshozamok nagyban függenek a biológiai sokféleség által közvetített ökoszisztéma-szolgáltatásoktól (Boetzl *et al.*, 2021).

A mezőgazdasági intenzifikáció a művelt területek élővilágának gyakoribb, tágtűrűsű fajokra történő lecserélődéséhez vezetett, *Stoate et al.* (2002) szerint az agrárterületeken élő fajok populációmérete átlagosan 42%-kal csökkent. A mezőgazdasági intenzifikáció az urbanizációval együtt jelentősen csökkentette a tájdiverzitást Európa-szerte, és a biodiverzitás csökkenésén felül a talaj, a víz és a levegő minőségének romlását is okozta (Luck *et al.*, 2004; Foley *et al.*, 2005; Gaston, 2005; Firbank *et al.*, 2008). Ezek a változások országhatárokon túl is problémákat okozhatnak és költségeinek java részét a társadalom fizeti meg (Stoate *et al.*, 2002).

A népességnövekedés és ezzel egyidőben a fogyasztói társadalomra jellemző igénynövekedés miatt a szakemberek 2050-re az emberiség 30%-os, míg az élelmiszerek iránti kereslet 70%-os növekedését vetítették elő (Conforti, 2011; Fróna, 2018). Magyarországon a szántóterületek nagyságának növekedése erősen korlátozott, így elsősorban a termelékenység javításával fedezhetjük a megnövekedett igényeket (Agrárgazdasági Kutató Intézet, 2013). Éppen ezért elengedhetetlen, hogy a mezőgazdasági intenzifikáció negatív hatásait ökológiai intenzifikációval ellensúlyozzuk (IPBES, 2016). Emiatt vezették be a '90-es évek elején Európában az agrár-környezetgazdálkodási rendszereket (AKG), pénzügyi ösztönzőket biztosítva a mezőgazdasági termelők számára (Herzog, 2005; Badenhausser & Cordeau, 2012; Bryan, 2013) a környezetvédelmi szempontból célszerű mezőgazdasági tevékenység kialakításához (Ovenden *et al.*, 1998; Donald *et al.*, 2002; Prager, 2015; Stoeckli *et al.*,

2017). Ezeknek a rendszereknek a célja a biológiai sokféleség csökkenésének megakadályozása (Agócs *et al.*, 2015), melyeknek szerves részét képezik a zöldítési programok és a féltermészetes élőhelyek megőrzése (Benton *et al.*, 2003).

A környezetkímélő mezőgazdasági gyakorlat fontosságát a biodiverzitás és az emberi jólét megőrzésében egyre szélesebb körben ismerik fel (Gordon *et al.*, 2009; Jorgensen & Gobster, 2010). Hazánkban az agrár-környezetgazdálkodási kifizetések (5 éves kötelezettségvállalási követelmény) 2015-ben kezdődő periódusának keretösszege 173 milliárd Ft, a 2016-ban induló pályázaté további 67 milliárd Ft volt (Magyarország Kormánya, 2015, 2016). 2017-ben a termelőknek nyújtott közvetlen támogatásokra folyósított összeg több mint fele a zöldítés keretében jutott el a gazdálkodókhoz (Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, 2017). A 2021-ben induló VP-AKG pályázat keretösszege pedig 360 milliárd forint volt (Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, 2021). Ezen magas ráfordítású rendszerek hatékonysága azonban a pontos, elemző tanulmányok hiánya miatt egyelőre nem értékelhető teljeskörűen (Kleijn *et al.*, 2001; Kleijn & Sutherland, 2003; Herzog, 2005; Kleijn & Báldi, 2005). Ez különösen igaz a közép- és kelet-európai országokra. Ezekben az országokban a biológiai diverzitás még magasabb, a mezőgazdaság intenzitása pedig alacsonyabb, mint Nyugat-Európában (Donald *et al.*, 2002; EEA, 2003, Báldi *et al.*, 2013). Ebből következően hazánkban az agrár-környezetgazdálkodási rendszerek elsődleges feladata a további intenzifikáció megakadályozása (Báldi *et al.*, 2013).

Jeanneret *et al.* (2003) szerint a kutatásokhoz olyan fajcsoportokra van szükség, amelyek a tájhasználat biodiverzitásra gyakorolt hatásainak jó indikátorai (Wiens, 1989). Ezeknek a fajcsoportoknak euriók és sztenoók fajokat is magukban kell foglalniuk (McGeoch, 1998). Taxononként a különböző beavatkozások eltérő hatásokat eredményezhetnek, ezért érdemes egyszerre több fajcsoportot vizsgálni (Stoekli *et al.*, 2017). Éppen ezért választottam kutatásom alapjául két jelentősen eltérő ökológiájú csoportot:

Az egyenesszárnyúak (Orthoptera) kiváló indikátoroknak számítanak (Marshall, 2010; Benton, 2012; Cherrill, 2015). Fajösszetételük, valamint faj-abundancia viszonyaik jól követik a környezeti változásokat (McGeoch, 1998; Pearson, 1994; Wiens, 1989, Gardiner *et al.*, 2005) és élőhely-indikátor szerepüknek (Báldi & Kisbenedek, 1997; Whiles & Charlton, 2006) köszönhetően élőhely-természetességi vizsgálatok, valamint élőhelykezeléssel kapcsolatos kutatások alapjául szolgálnak. Számos fajuk és jelentősebb élőhelyeink együttese egyaránt részei a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszernek

(Kisbenedek, 1997; Báldi *et al.*, 2013; Torma *et al.*, 2014; Kenyeres *et al.*, 2020). Mindemellett a biocönózisokban betöltött fontos szerepük miatt gyakran válnak ökotoxikológiai kutatások célpontjaivá is (Schmidt & Ibrahim, 1994; Augustyniak *et al.*, 2008, 2009; Yousef *et al.*, 2017). A másodlagos élőhelyfoltok szántófölddé alakítása és feldarabolódása azonban az egyenesszárnyúak diverzitásának jelentős csökkenésével jár (Marini *et al.*, 2010).

A pollinátorok is jó mutatónak számítanak az agrár-környezetvédelmi rendszerek hatásainak felmérésére (Day, 1991; Osborne *et al.*, 1999; Sepp *et al.*, 2004), mivel csak kis mértékben távolodnak el a megfelelő fészkelő- és táplálkozóhelyet biztosító élőhelyektől (Westrich, 1996; Kohler *et al.*, 2008). Az európai növényfajok több mint 80%-ának megporzása függ a pollinátor rovaroktól (Williams, 1994, 2002; Buchmann & Nabhan, 1996). Európában a gazdálkodók számára hozzávetőleg 5 milliárd euró bevételt jelentenek évente, ha pedig ökoszisztéma-szolgáltatásukat vesszük figyelembe, akkor ez világszinten évi 150 milliárd eurót jelent (Gallai *et al.*, 2009). A környezeti problémák, valamint a növényvédőszeres túlzott használata veszélyeztetik a pollinátor rovarok populációit (Donath, 1985; Williams, 1989; Kearns *et al.*, 1998; Brittain *et al.*, 2010). Az utóbbi évtizedekben számos vadméhfaj areája lecsökkent, ami a beporzásra nézve negatív következményekkel járhat (Williams, 1986; Rasmont, 1988; Corbet *et al.*, 1991; Allen-Wardell *et al.*, 1998; Goulson *et al.*, 2008; Biesmeijer *et al.*, 2006; Williams & Osborne, 2009; Potts *et al.*, 2010). Európában a XX. század eleje óta egy emberöltő alatt 17%-kal csökkent bármely poszméh populáció túlélési esélye (Soroye *et al.*, 2020). Az elterjedési terület csökkenése és áthelyeződése miatt a poszméh fauna folyamatos átalakuláson megy keresztül (Novotny *et al.*, 2021).

A poszméhek jól alkalmazkodtak a különböző nektárforrásokhoz, az egyes fajokat eltérő testméret és nyelv hossz jellemzi, ami lehetővé teszi, hogy számos növényfaj hatékony – esetenként kizárólagos – megporzóit legyenek (Inouye, 1980; Williams, 1986; Corbet, 1996; Osborne & Williams, 1996; Kearns & Thomson, 2001; Raine & Chittka, 2007). Miközben a pollináció mint ökológiai szolgáltatás egyre fontosabbá válik, az AKG intézkedések ellenére a pollinátorok számának csökkenését még mindig nem sikerült megállítani (Európai Parlament, 2019). Az ilyen jellegű vizsgálatok során nagy jelentősége van annak, hogy a biodiverzitást számszerűsíteni tudjuk, így lehetővé téve az eredmények környezetpolitikai felhasználását (Noss, 1990).

Munkám során a jellegzetes alföldi agrár tájak egyenesszárnyú és poszméh faunáját kutattam. Egyenesszárnyúak esetén céлом volt

- a kevésbé ismert Sajó-torkolatvidék hiányzó faunisztikai adatainak pótlása.
- annak vizsgálata, hogy az agrár élőhelyek (féltermészetes élőhelyek: kaszálók és legelők; szántóterületek: a zöldítésben szereplő vöröshere és lucerna, valamint búza, napraforgó, kukoricatáblák és tarlók; továbbá lineáris ruderalis élőhelyek: útszegélyek és földutak) milyen szerepet játszanak a tájra jellemző egyenesszárnyú együttesek megőrzésében.
- a művelés hatásának vizsgálata az együttesek kompozicionális viszonyaira a területek földhasználati intenzitásának és az élőhelyhasználat átlagos intenzitásának figyelembevételével.

A poszméhek esetén céлом volt

- az agrárterületekre vonatkozó adathiány pótlása.
- az adatok pontos értékelhetősége érdekében az országos előfordulási adatok összegyűjtése és értékelése (gyakoriságok újraértékelése, tendenciák kimutatása, elterjedési területek felülvizsgálata).
- az egyes fajok országos elterjedési térképeinek elkészítése.
- a rovarmegporzást igénylő kultúrák közül a napraforgó, olajretek, spárgatök, lucerna, vöröshere és lucernás szegély (pillangós-füves keverék, 6 m széles sávban), valamint gyepterületek közül a kaszálók és a virágos gátoldalak poszméh együtteseinek vizsgálata, s a vizsgált kultúrák *Bombus* együttesekre gyakorolt hatásainak kutatása.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Az agrár-környezetgazdálkodási rendszerek

2.1.1. Az AKG rendszerek bevezetése

A világgazdasági válság, valamint a rendszerváltás következtében az 1990-es évek elején a mezőgazdaság a közép- és kelet-európai országokban súlyos károkat szenvedett. Ezekben az országokban az ezt megelőző időszakban az erős környezeti terhelést jelentő intenzifikáció, kollektivizáció, agrotechnikai integráció és vidéki iparosítás volt jellemző. A mezőgazdaság és az élelmiszer-feldolgozás nagymértékű támogatáshoz jutott, a termelés irányítását állami gazdaságok végezték (Zellei, 2001). Az 1990-es években a privatizációt követően megnőtt a vetetlen szántóterületek aránya, visszaesett a műtrágyák felhasználása, rosszabbá vált a vetőmagellátás, jelentősen csökkentek a mezőgazdasági támogatások és az aszályos évek száma is átlagon felüli volt. A nyugati piacokra még nem sikerült betörni, miközben a keleti piacok kereslete visszaesett. Ezért olyan agrárpolitikát kellett kidolgozni, ami megfelelő támogatási rendszerrel együtt lehetővé teszi a magyar mezőgazdaság erősödését (Kollega, 1997).

Ekkor vezették be Európában az agrár-környezetgazdálkodási rendszereket. Magyarországon az AKG támogatáshoz hasonló kifizetésekre először 1997-ben került sor a biogazdálkodás támogatására. 2002-ben – az uniós támogatási rendszer hazai megismertetése céljából – létrejött a NAKP, azaz a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program. az Agrár-környezetgazdálkodási programhoz való csatlakozást 2004-2009 között a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv (NVT), 2009-től pedig az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program (ÚMVP) tette lehetővé (Katona-Kovács, 2007; Sztahura & Rezneki, 2015).

Az AKG rendszereknek és azok egyes elemeinek, például a zöldítésnek a hatékonyságára vonatkozóan azonban megoszlanak a vélemények. Egyes publikációkban negatív eredményekről számoltak be, míg más kutatások pozitív vagy vegyes hatást mutattak, illetve felhívták a figyelmet a rendszer hatékonyságának fejlesztési lehetőségeire. A különböző eredmények jól mutatják, hogy a kérdés egyelőre nem tisztázott, további kutatások indokoltak.

2.1.2. Az AKG rendszerek hatékonysága

2001-ben egy hollandiai tanulmányban felmerült, hogy az AKG rendszerek hatékonysága megkérdőjelezhető, az Európai Unió 1,7 milliárd eurós támogatása ellenére. 78 területen (AKG és kontroll) vizsgálták a növényeket, madarakat, zengőlegyeket és a méheket. A növények és a madarak esetében nem találtak pozitív hatást a fajdiverzitásra, sőt, a négy leggyakoribb vándorló faj ritkábbnak bizonyult az AKG területeken. Eközben a két vizsgált rovarcsoport fajgazdagsága mérsékelt növekedést mutatott (Kleijn *et al.*, 2001). 2003-ban egy 44 európai országra kiterjedő tanulmány született. Ekkor már 26 országban működött valamilyen AKG rendszer, melyek jelentősen eltértek egymástól, de mindegyik fő célja a tápanyagok és peszticidek kibocsátásának csökkentése, a biológiai sokféleség védelme, a tájszerkezet helyreállítása és a vidéki elnéptelenedés megakadályozása volt. A rendszerhez tartozó területek aránya országokként jelentősen eltért. Ahol az extenzív gazdálkodás dominált ott nagy, ahol intenzív gazdálkodás folyt ott kis arányok voltak jellemzők, hisz az extenzív gazdálkodás esetén kevesebb változtatással jár a rendszerbe való bekapcsolódás. A kezdetekkor az alapállapotot és a környezeti célokat kevés esetben határozták meg egyértelműen, ami akadályozza a programok hatékonyságának értékelését. A szerzők mindössze hat országra vonatkozó, összesen 62 értékelhető jelentést találtak, melyeknek csak mintegy negyede jelent meg nemzetközi folyóiratokban. Az alapállapot ismeretének hiányában a tanulmányok többsége nem volt alkalmas a rendszerek hatékonyságának értékelésére (Kleijn & Sutherland, 2003).

Merckx & Pereira (2014), valamint Batáry *et al.* (2015) szintén rámutattak, hogy a különböző intenzitású agrárterületeken jelentősen eltérő kezelési módokra és támogatási rendszerekre van szükség. Intenzív művelés esetén a táj- és biodiverzitás csökkenése, a természeti források kimerítése jelentik a legnagyobb veszélyt, míg az extenzív művelésben a földterületek felhagyása jelenthet problémát a forráshiány és az alacsony termelékenység miatt. Az intenzívebben művelt nyugat-európai területeken az AKG rendszerek hatékonyabbak, mint Kelet-Európában. Bár az AKG rendszerek itt is hatékonyak lehetnek a biodiverzitás megőrzésében, de rendkívül költségigényesek és gondos, célzott tervezést igényelnek.

Kleijn *et al.* (2006) öt Európai országban értékelték az AKG rendszerek hatékonyságát a biológiai sokféleségre növények, madarak, méhek, egyenesszárnyúak és pókok vizsgálatával, melyekre csak mérsékelt pozitív hatás mutatkozott. A ritka fajok

csak két országban, és a Vörös Listán szereplők is ritkán részesültek az előnyökből, hisz a közönséges fajok diverzitása és abundanciája viszonylag egyszerű, míg a veszélyeztetett fajoké általában részletesebben kidolgozott módszerekkel növelhető. A növények és az ízeltlábúak fajgazdagsága az AKG területeken nagyobb volt, és a nagyobb fajdiverzitással párhuzamosan a rovarok nagyobb abundanciája is kimutatható volt. Az ízeltlábúakra gyakorolt pozitív hatás jelentős része valószínűleg a herbicidek (közvetve a növények fajdiverzitása és abundanciája révén) és az inszekticidek kisebb mértékű felhasználásának volt köszönhető.

Uthes és Matzdorf 2013-as összefoglalása további kutatásokat szorgalmazott, annak ellenére, hogy addigra már sok tanulmány (1994-2011 között mintegy 419 db) jelent meg a témában. A szerzők hangsúlyozták a módszertan fontosságát, valamint a gazdasági és ökológiai megközelítésű vizsgálatok integrálását (*Uthes & Matzdorf, 2013*).

Az AKG rendszerekre vonatkozó legfrissebb összefoglalás 2019-ben jelent meg (*Kuhfuss et al., 2019*), ami nemzetközi szinten tekinti át a téma gazdasági, társadalmi és ökológiai vonatkozásait. Utóbbit tekintve az intézkedések a különböző taxonokra eltérő hatást gyakorolnak. Az eredmények nagyban függenek a kutatás módszertanától, a kiválasztott élőhelytől, a tájszerkezettől, valamint az elvégzett beavatkozásoktól. Ezen túl az eltérő tudományterületek szakemberei más-más következtetésre juthatnak az eredmények értékelése során (*Kuhfuss et al., 2019*).

A gyepsávok hatását több tanulmány is vizsgálta. *Noordijk et al. (2010)* szerint nem csupán a szegélyek megléte, hanem azok kora is jelentős. A tartós szegélyek jóval diverzebb rovarfaunát képesek fenntartani. A ragadozók száma az idősebb szegélyekben jelentősen csökkenhet, amit kaszálással lehet ellensúlyozni. Egy másik kutatásban az egyenesszárnyúak denzitását a művelési módok, a fajgazdagságukat a tájszerkezet befolyásolta leginkább. A gyepsávban alkalmazott vetőmag keverék összetétele és a kaszálék elszállítása szintén hatott a denzitásra. A hüvelyesek nélküli keverék, valamint a kaszálék elszállítása pozitív hatással volt (*Badenhausser & Cordeau, 2012*). *Marshall et al. (2006)* szántók 6 m széles gyepszegélyeinek hatását vizsgálták. A gyepsávok pozitív hatással voltak a növényzet, a méhek és az Orthopterák diverzitására és abundanciájára. A madarak, pókok és futóbogarak esetén azonban nem tapasztaltak jelentős hatást. Továbbá megállapították, hogy az AKG rendszerek sikeressége nagyban függ a tájszerkezettől. A megfelelő tájszerkezet és a kisebb táblák segítik a diverzitás fenntartását, míg a gyepsávok puffer hatást biztosítanak a növényvédő szeres kezelések esetén.

Concepción et al. (2008), valamint *Kohler et al.* (2008) hasonló következtetésekre jutottak a tájszerkezet hatásait illetően, a táj komplexitásának fenntartása vagy fokozása növeli az AKG rendszer hatékonyságát a biológiai sokféleség megőrzésében. *Wrbka et al.* (2008), szerint az egyes országok, valamint a tájak szintjén is speciális szabályozásra van szükség. Az intézkedések hatékonyságának javítására 2017-ben született egy összefoglaló mű a tájszerkezet pollinátorokra gyakorolt hatásairól. A szerzők kiemelik, hogy a méheken kívül a többi beporzót is kutatni kell és meg kell határozni, hogy a tájszerkezet hogyan befolyásolja a pollinátor közösségek összetételét és működését (*Senapathi et al.*, 2017). Azonban nem csak a tájszerkezet hatása fontos, hanem kisebb léptékben, az élőhelyfoltok szintjén is jelentős eltérések mutatkozhatnak az egyes fajok térbeli dinamikájában (*Pasinelli et al.*, 2013).

Egy későbbi tanulmány alapján a Közös Agrár Politika keretein belül meghozott intézkedések vegyes sikerrel jártak a gazdálkodók általi elfogadás tekintetében is, mivel sokan vonakodtak felhagyni a megszokott gyakorlattal, tartottak a hosszú távú elkötelezettségtől, vagy nem találták megfelelőnek a finanszírozást (*Stoate et al.*, 2002). A gazdálkodók sokszor inkább kevésbé hatékony kezelést választanak a költségesebb, ugyanakkor hatékonyabb módszerek helyett (*Austin et al.*, 2015). Ezt a problémát sok egyéb mellett angliai gazdálkodókkal dolgozó tanácsadók is észlelték, és a felmerülő problémák megoldása érdekében további egyeztetéseket javasoltak a gazdálkodói érdekek és az AKG programok célkitűzéseinek közelítésére (*Hejnowicz et al.*, 2016; *Verhagen et al.*, 2018). A zöldítési program követelményeinek teljesítése a hazai gazdálkodóktól és agrárigazgatási szervektől is komoly odafigyelést igényel (*Hart*, 2015; *Rákóczi*, 2017).

További probléma, hogy Európában olyan eredményeket is alapul vesznek a programok kidolgozásakor és alkalmazásakor, amik az eltérő adottságok miatt nem általánosíthatók. Az agrár-környezetvédelmi rendszereket szigorúan az egyes országok földrajzi, mezőgazdasági és társadalmi-gazdasági kontextusában kellene értékelni (*Kleijn & Báldi*, 2005).

Jól látható az áttekintésből, hogy bár rengeteg kutatás és eredmény áll rendelkezésre, mégsem lehet egyértelmű következtetéseket levonni az AKG rendszerek hatékonyságát illetően. Emiatt szükséges tovább vizsgálni a kérdést, ugyanis az európai AKG programok hatékonyak lehetnek a biodiverzitás támogatásában, azonban meglehetősen drágák (*Batáry*, 2018). Éppen ezért nem a rendszer létjogosultsága a

kérdés, hanem annak fejlesztési lehetőségeinek meghatározása, hatékonyabbá tétele a feladat, amihez mindenképpen hozzájárulnak az ezzel foglalkozó kutatások eredményei.

2.1.3. Az AKG programok zöldítési eleme

Bár 2023-tól a zöldítés ezen a megnevezésén kikerült az AKG programokból, helyette egy szigorúbb feltételrendszerű program, az önkéntes agro-ökológiai program (AÖP, eco-scheme) megvalósítása kezdődött el, amely tartalmazza a korábbi zöldítés elemeit is, így az eredmények továbbra is relevánsak és ez esetben is hasznosíthatóak (*CAP Strategic Plan Hungary 2023-2027*, 2022). Mivel a mintavételekkor még a zöldítési program futott, ezért az alábbiakban ennek feltételrendszerét mutatom be röviden.

„A zöldítés az éghajlat és a környezet szempontjából előnyös mezőgazdasági gyakorlatok összessége. Ezek: az állandó gyepterületek fenntartása, a növénytermesztés diverzifikációja és az ökológiai jelentőségű területek kijelölése (*Kovács et al.*, 2018, 5.p.)” Ennek megfelelően (1) meg kell őrizni az állandó gyepterületeknek minősülő területeket, (2) a gazdálkodóknak az adott évben a 10 hektár fölötti szántóterületeken legalább kétféle, míg a 30 hektárt meghaladó szántóterületeken legalább háromféle növénykultúrát kell termesztetni és (3) a 15 hektárt meghaladó szántóterületek esetében a gazdálkodóknak legalább a szántóterületek 5%-ának megfelelő méretű területet kell kijelölniük ökológiai jelentőségű területnek (EFA).

Az ökológiai jelentőségű területek közé sorolhatóak többek között az általam is vizsgált ökológiai jelentőségű másodvetések és a nitrogénmegkötő növényekkel beültetett területek (*Kovács et al.*, 2018).

2.2. Az egyenesszárnyúak agrár-ökológiai szerepe

2.2.1. Kártevőből lett bioindikátorok

Magyarország területének 57%-a mezőgazdasági terület, amelyből 15% gyep és 81% szántó (KSH). Ahhoz, hogy a mezőgazdasági tájat a lehető legjobban kihasználhassuk mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból, szükséges ismerünk az agrár-ökoszisztémák működését. Ennek vizsgálatára alkalmas egyik érzékeny indikátor csoport az egyenesszárnyúak (Orthoptera) (*Marshall*, 2010; *Benton*, 2012; *Cherrill*, 2015), melyet kezelhető fajsza és jó mintavételezhetőség jellemez (*Gardiner et al.*, 2005). Az egyenesszárnyúak gerincesek táplálkozásában betöltött szerepe kiemelkedő (ld. a

hazánkban fokozottan védett, endemikus rákosi vipera; *Dankovics, 2005; Szövényi, 2007*). Ugyanakkor a fitofág egyenesszárnyúak táplálkozása (kiemelten a kis növényi biomasszával bíró gyepekben, illetve időszakokban, és a számottevő felszaporodásukkal érintett területeken) szabályozó tényezője a növényi produkciónak (*Rodell, 1977; Joern, 1989*). A lebontó folyamatokban is indirekt szerepük van, mert ürülékükkel cellulózbontó baktériumokat juttatnak a talajba (*Hunter, 2001; Rácz, 2002*). Ezen felül, mivel a legtöbb egyenesszárnyú növényevő, együtteseik kompozíciója jól korrelál a növénytársulások összetételével (*Báldi & Kisbenedek, 1997*). Éppen ezért választják őket számos esetben élőhely-természetességi vizsgálatok, valamint élőhelykezeléssel kapcsolatos kutatások alapjául (*Noss, 1990; Spellerberg, 1991; Báldi & Kisbenedek, 1997; Báldi et al., 2013; Torma et al., 2014; Kenyeres et al., 2020*).

Fontos ökológiai szerepük mellett a múltban több alkalommal kártevőként jelentek meg hazánkban, s bár már 1867-ből is találunk az „egyenesröpűekkel” kapcsolatos tanulmányt (*Frivaldszky, 1867*), a gazdák és a kutatók figyelmét csak a múlt század elejének pusztító sáskajárásai révén vonták magukra (*Jablonowski, 1906, 1910, 1911, 1923; Schenk, 1907; Herman, 1910*). Az első ilyen gradációt (1903-1909) a budapesti és debreceni lapok rémhírként tudatták az olvasókkal. Ekkor került először középpontba a marokkói-sáska (*Dociostaurus maroccanus*), ami 1919-1925. között újra gradált. Jablonowski József, a Rovartani Állomás akkori vezetője, a sáskahad megfékezése céljából tervezett „lóerőre berendezett sáskairtógép” megalkotója a következőket írta: „...a mezőgazdasági entomológusok serege s így a vezetésem alatt álló Rovartani Állomás is az állatvilágot, annak életét, kölcsönhatását és a lefolyására kiható tényezőket, első sorban a mezőgazdaság terén való értékesíthetése végett, tehát *merő haszon végett tanulmányozza*” (*Jablonowski, 1910*). 1948 után jelentős gradáció már nem történt (*Nagy, 1988*). Madagaszkár száraz erdői és bozótosai, Dél-Afrika Ny-i partvidéke, a Mediterráneum és Brazília nyílt szavannái azonban továbbra is sáskajárásoktól rendszeresen érintettek (*Kenyeres, 2006a*).

Az agrárterületek egyenesszárnyúival ezt követően is több kutatás foglalkozott, azonban ezek általában csak egy-egy élőhelytípust (pl. gabonaföldeket – *Nagy, 1953, legelőket – Batáry et al., 2007*) vizsgálták, illetve nem tartalmazzak megjelölést a vizsgált természetű kultúrára vonatkozóan (pl. *Badenhausser et al., 2012*). Így nagymértékű adathiánnyal kell számolni, miközben még a jól ismert élőhely-típusok esetében is kérdések merülnek fel azok megfelelő kezelésével kapcsolatban (*Horváth et al., 2001, Arnóczkyné Jakab & Nagy, 2021*).

Napjainkban inkább a közösségi-szintű vizsgálatokban van szerepe a rovarcsoportnak. Ez a hangsúly-áthelyeződés világszinten érzékelhető, s a gazdasági jelentőséggel nem bíró fajokról is egyre több információ áll rendelkezésre annak ellenére, hogy az ember számára nagyobb károkat okozó fajok, csoportok kutatásának támogatottsága jóval nagyobb (Kenyeres, 2006a).

Az egykori kártevőkből mára sok védett, illetve ritka fajjává vált: Magyarországon négy egyenesszárnyú faj élvez fokozottan védett, 28 pedig védett státuszt (100/2012. (IX.28.) VM rendelet 2. melléklet; Nagy & Rácz, 2007; Nagy et al., 2017). A 126 hazai fajból (Szövényi et al., 2016) a Vörös könyv (Rakonczay, 1989) 13 fajt aktuálisan veszélyeztetettnek, 2 fajt potenciálisan veszélyeztetettnek minősített. A Natura 2000 kiemelt közösségi jelentőségű állatfajok listáján 6 (Európa Tanács, 1992), a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben 13 (Kisbenedek, 1997), az IUCN Vörös Listán 41 (közülük 5 faj sebezhető, 3 faj mérsékelten veszélyeztetett) hazai faj szerepel. Európában (EU 28) a veszélyeztetett egyenesszárnyúak aránya ~28%, melyek közt meglehetősen nagy az endemikus fajok száma (Hochkirch et al., 2016).

Egy-egy faj vagy fajcsoport védelmét egyéb, szélesebb körű ökoszisztéma szolgáltatások is kísérik (Austin et al., 2016). Ebből a szinergista hatásból adódóan ezeknek a jól vizsgálható és viszonylag jól ismert fajoknak a hatékony védelme nem csak a fajra, de az adott élőhelyre, életközösségre is pozitív hatással lehet.

2.2.2. Az olasz sáska mint potenciális kártevő

A védett fajok mellett az utóbbi években tapasztalható előretörése miatt fontos kiemelni egy potenciális kártevőt, az olasz sáskát is. Az olasz sáska (*Calliptamus italicus* Linnaeus, 1758) mérsékelten nagytestű (♂ 1,5-2,5 cm, ♀ 2,5-3,5 cm), jó kolonizációs képességű, palearktikus, cirkummediterrán elterjedésű faj (Ingrisch & Köhler, 1998) (1. ábra). Polifág, elsősorban kétszikűekkel táplálkozik, de zsenge állapotukban akár egyszikűeket is károsít. Fontosabb természetett tápnövényei a hüvelyesek, a répafélék, a burgonya, a dohány, a napraforgó, a szőlő és a málna. Jellemzően a talaj közelében tartózkodó geo-chortobiont faj, azaz igényli a nyílt közet vagy talajfelszín jelenlétét. A szárazabb, nyíltabb növényzetű élőhelyeket, valamint a kevésbé bolygatott kultúrákat részesíti előnyben (Rácz, 1998; Nagy, 1998; Gavlas et al., 2007).



1. ábra Olasz sáska (*Calliptamus italicus*) nőstény

Forrás: https://orthoptera.hu/hu_hu/fajok/calliptamus-italicus/

Fotó: Dobos Zsolt, CC BY NC

1847-től ismertek jelentősebb kártételei, az 1880-as évektől pedig a sáskajárások fő fajai közé tartozott (*Jablonowski*, 1906, 1910, 1911, 1923; *Schenk*, 1907; *Herman*, 1910). A gradációit általában száraz, meleg időszakok előzik meg, és a következő, növekvő csapadékú évben alakulnak ki (*Rácz et al.*, 1994). Ezen felül kedvező számára a száraz-meleg május és június (*Nagy*, 1998), de jelentősen hat rá az évi csapadékeloszlás is. Fontos gradációt kiváltó tényező a szaporodóhelyeinek „fenntartása”, a vetésváltás vagy a talajművelés elhagyása, illetve a növényvédelem elhanyagolása a többéves kultúrákban. Az olasz sáskát a Kárpát-medencében egészen 1947-ig jelentős kártevőként tartották számon, majd 1964-ig ismertek kisebb gradációi, illetve 1993-ban jelent meg tömegesen a Kiskunságban és a Hortobágyon. Azóta viszonylag ritkán gradál, a mezőgazdasági művelés intenzitásának növekedése és a növényvédelem hatékonyabbá válása miatt nálunk mára perifériára szorult (*Rácz et al.*, 1994; *Dulinafka & Nagy*, 1995; *Nagy*, 1995; *Nagy & Szövényi*, 1998; *Nagy*, 2006; *Kiss*, 2012). Ez a faj hazai kutatására is igaz, s ahogy a Hortobágy példáján is jól látszik, a gradációkat követően már csak szórványadatokat találunk róla (*Nagy et al.*, 2019).

2018-ban és 2019-ben azonban több agrár területen is tömegesen fordult elő (Arnóczkyné Jakab *et al.*, 2020a). Az éghajlatváltozás Magyarországon többek között intenzív melegedéssel, a hőségnapok számának, valamint a száraz időszakok hosszának jelentős növekedésével jár (Lakatos *et al.*, 2018), ami kedvez az olasz sáska és más geobiont sáskafajok előretörésének (Stolyarov, 2000; Zhang *et al.*, 2019). Ennek fényében szükségessé válhat nyomon követni az ismerten gradációra hajlamos sáskafajok populációinak változását, elsősorban az általuk kedvelt szaporodó és táplálkozó helyeken, ugyanis napjainkban újra számolnunk kell azok gradációival (Nagy, 1993; Baybussenov, *et al.*, 2014).

2.2.3. Agrártájak egyenesszárnyúi

Az egyenesszárnyúakról számos forrás áll rendelkezésünkre Magyarország gyepes területeiről, megmaradt természetes és féltermészetes élőhelyfoltjairól, illetve más, döntően védett projekt- és monitoring-területekről (Nagy & Rácz, 2007; Nagy *et al.*, 2017). A természetett növényállományok, tarlók, valamint az agráriumhoz kapcsolódó egyéb antropogén tájelemek (pl. földutak, útszegélyek) Orthoptera faunájáról azonban kevés és sok esetben régi ismerettel rendelkezünk. Kevés kivétellel (Nagy, 1953; Koppányi, 1957; Nagy, 1992; Nagy, 1993; Nagy *et al.*, 2009; Torma *et al.*, 2018) a rendelkezésre álló forrásokban csak elszórtan találunk agrárterületekre vonatkozó adatokat (Nagy, 1943; Zilahi-Sebess, 1956; Garai, 1995; Báldi & Kisbenedek, 1997; Kenyeres *et al.*, 2004; Kenyeres, 2006b; Kenyeres, 2010; Szövényi *et al.*, 2010; Kenyeres & Rácz, 2011). Eközben a mezőgazdasági intenzifikáció miatt ezeknek a tájelemeknek az ökológiai szerepe, élőhely funkciója az elmúlt évtizedekben egyre jelentősebbé vált (Agócs *et al.*, 2015; Scheper *et al.*, 2023). A féltermészetes élőhelyek aránya jóval kisebb az alföldi tájban, mint az antropogén hatásoknak kitett területek. Az agrár-ökoszisztémák működésének megértéséhez éppen ezért nemcsak az agrár mátrixba ékelődő megmaradt természetes és féltermészetes élőhelyek, hanem a különböző típusú kultúrák (intenzív vagy extenzív) és agrár-tájelemek (földutak és útszegélyek) szerepének vizsgálata is szükséges. Mivel Magyarország síksági tájainak több mint 70%-át szántók foglalják el (Berényi, 2011), ezért a mezőgazdasági táj egy jól kiválasztott, reprezentatív jellegű kisebb területével is jól szemléltethető egy-egy tájelem várható hatása, illetve a hatás iránya nagyobb léptékben is.

A másodlagos élőhelyfoltok ily módon kontextusba helyezése, a mezőgazdasági terület mint önálló élőhelytípus vizsgálata fontos lehet nemcsak a vetésszerkezet és a vetésváltás tervezésekor, de a földhasználat megváltozását igénylő beruházások tervezésekor is. Mert bár ezek a területek nem természetes élőhelyek, az intenzifikáció, vagy a különböző beépítéssel járó beruházások a biodiverzitás jelentős csökkenéséhez vezethetnek, még olyan esetekben is, amikor az elsődleges cél éppen az ökoszisztémák védelme lenne (*Ekroos et al.*, 2014; *Kim et al.*, 2021).

Nagy Barnabás kutatásai már közel 70 évvel ezelőtt előrevetítették, hogy a kötelező tarlóhántás és a nagytáblás művelési rendszer bevezetése jelentősen korlátozni fogja a mezőgazdasági területek egyenesszárnyúinak életlehetőségeit (*Nagy*, 1953), és ugyanígy, a talajforgatás sem kedvez az egyenesszárnyúak szaporodásának (*Koppányi*, 1957), mely művelet ugyanakkor növényvédelmi szempontból kifejezetten előnyös lehet (*Arnóczkyné Jakab et al.*, 2020a). A művelési mód megváltozása adott területen fajonként eltérő hatást válthat ki (*Nagy*, 1992), ami az érzékenyebb fajok esetében akár az élőhely megszűnését is jelentheti (*Kenyeres*, 2006b).

Napjainkban a legnagyobb veszteségeket az egyenesszárnyúak diverzitásában a féltermészetes élőhelyek elvesztése és az intenzív mezőgazdasági gyakorlat okozza (*Cherrill*, 2010). Ennek oka, hogy az éghajlatváltozás okozta area-visszaszorulás során egyes fajok nem találnak megfelelő élőhelyet az intenzív mezőgazdasági tájakon. A különböző életmódú fajok (fontos tényező pl. a mozgékonyosság, élőhely-specialista/generalista-e az adott faj, milyen típusú élőhelye(ke)n fordul elő stb.) eltérően reagálnak ezekre a tényezőkre. A heterogén tájszerkezet kialakítása, az élőhelyrekonstrukció megfelelő módszert jelenthet a probléma kezelésére. Ennek egyik leggyakoribb módja a gyeprekonstrukció (*Hedberg & Kotowski*, 2010; *Kiehl et al.*, 2010; *Török et al.*, 2011; *Lengyel et al.*, 2012), ami az Orthopterák esetében jelentősen javítja a diverzitást, és hosszú távon akár ritka fajoknak is megfelelő élőhelyet biztosíthat (*Rácz et al.*, 2013). Másik megoldást jelent a kaszátlan területek vagy bűvósávok hagyása, illetve a területek eltérő időpontokban történő kaszálása, ami segítheti az ízeltlábúak diverzitásának fenntartását (*Braschler et al.*, 2009; *Cizek et al.*, 2011; *Mazalová et al.*, 2015).

A fentiekkel összefüggésben elmondható tehát, hogy mind természetvédelmi, mind növényvédelmi szempontból érdemes vizsgálni a gyorsan változó agrár-ökoszisztémák egyenesszárnyú faunáját.

2.3. A poszméhek kutatása

2.3.1. A poszméhek mint pollinátorok

A beporzás az egyik legfontosabb ökoszisztéma szolgáltatás (*Williams, 1994; Klein et al., 2007; Ricketts et al., 2008; Ollerton et al., 2011*). Európában a termesztett növényfajok 84%-a rovarmegporzású és a megtermelt élelmiszer mennyiségének 76%-a függ a rovarmegporzás sikerességétől (*Potts et al., 2015*). 2009-ben Gallai és munkatársai kiszámították, hogy a pollinátorok Európában a gazdálkodók számára hozzávetőleg 5 milliárd euró bevételt jelentettek évente, ha pedig ökoszisztéma-szolgáltatásukat vesszük figyelembe, akkor ez világszinten évi 150 milliárd eurót jelentett (*Gallai et al., 2009*), amely érték mára minden bizonnyal jelentősen növekedett. A leghatékonyabb megporzók a méhek, hiszen az utódok táplálása érdekében kifejezetten a nektár és a pollen gyűjtésére és szállítására specializálódtak (*O'Tool & Raw, 1991*). Itt fontos megjegyezni, hogy bár a házi méh jelentős megporzónak számít (*Sprague et al., 2016*), mégis csak kiegészíti, nem pedig helyettesíti a vad megporzók tevékenységét, amelyek megporzása hatékonyabb, ezzel nagyobb terméshozamot eredményez (*Greenleaf & Kremen, 2006; Serrano & Guerra-Sanz, 2006; Breeze et al., 2011; Garibaldi et al., 2013*). Éppen ezért a poszméheket tenyésztik is, hiszen számos termesztett növény megporzására képesek, mint például a bab, tök, görögdinnye, uborka, padlizsán, fekete és vörös áfonya, sárgadinnye, málna, ribizli, szamóca, paprika, paradicsom, sárgarépa, karfiol, kelbimbó, olajrepcse, mandula, cseresznye, áfonya, őszibarack, alma, körte és szilva. Ezen felül fontos beporzói számos pillangósvirágú növénynek, köztük a lucernának és hereféléknek is (*Anasiewicz & Warakomska, 1969, 1977; Ruszkowski & Bilinski, 1969; Ruszkowski, 1971; Warakomska & Anasiewicz, 1991; Willmer et al., 1994; Tanács, 2008, 2009*), valamint több mint ezer vadvirágfajnak (*Goulson, 2003*). A termesztett kultúrák közül kiemelkedő az üvegházi paradicsom, melyben a 2004-es adatok alapján 40 ezer hektáron 12000 millió euró értékű termény megporzását végezték el. A poszméh beporzás révén alacsonyabbak a termelési költségek, növekednek a hozamok és javul a termés minősége is (*Velthuis & van Doorn, 2006*). Ennek oka, hogy ezek a fajok gyorsan, viszonylag alacsony hőmérséklet és kevés fény mellett is képesek megporzásra, ráadásul különleges, úgynevezett „buzz”, azaz rezgettetéses pollinációt használnak, amelyre a házi méh nem képes (*Paydas et al., 2000; Ahmad et al., 2015*). A többi méhféléhez képest nagy

testméretük és hosszú nyelvük segítségével pedig a pártás virágú növények nektárjához és pollenjéhez is képesek hozzáférni (*O'Tool & Raw, 1991*).

A poszméhek az északi mérsékelt régiókban (különösen ott, ahol a házi méheknek bizonyos időszakokban már túl hűvös van) a természetett növények és vadvirágok legfontosabb és leginkább specializálódott beporzói közé tartoznak (*O'Toole & Raw, 1991; Kearns & Inouye, 1997; Steffan-Dewenter & Tscharrntke, 1999; Kremen et al., 2002; Knight et al., 2005; Potts et al., 2010*). Jól alkalmazkodtak a különböző nektárforrásokhoz, ami lehetővé teszi, hogy számos növényfaj hatékony – esetenként kizárólagos – megporzói legyenek (*Inouye, 1980; Williams, 1986; Corbet, 1996; Osborne & Williams, 1996; Kearns & Thomson, 2001; Raine & Chittka, 2007*). Ezen felül sokkal „takarékosabban” bánnak a pollennel, mint kisebb társaik, hiszen kevesebbet fogyasztanak és vernek le a virágokról (*Koski et al., 2018*). Stabil beporzási szolgáltatásukkal hozzájárulnak az ökológiai rendszerek stabilitásának fenntartásához, a rovarmegporzást igénylő növényeket termelő gazdálkodók termelési és gazdasági kockázatainak csökkentéséhez (*Senapathi et al., 2021*).

2.3.2. A poszméhek veszélyeztetettsége, védelmük lehetőségei

Számos kutatás tanulsága szerint az utóbbi évtizedekben a vadméhfajok elterjedése visszaszorult, számukra a földhasználat változásai, az urbanizáció, a mezőgazdasági intenzifikáció, az élőhelyek elvesztése és feldarabolódása, a növényvédőszeres nem megfelelő alkalmazása, a környezetszennyezés, a klímaváltozás, valamint a nem őshonos fajokkal történő versengés és a behurcolt paraziták komoly fenyegetést jelentenek (*Williams, 1989; Williams et al., 1991; Ahrné, 2009; Szabó et al., 2012; IPBES, 2016; Koski et al., 2018; Crowther és Gilbert, 2020*). Kerr és munkatársai szerint a klímaváltozás miatt a poszméhek európai és észak-amerikai élőhelyeinek déli határvonalai körülbelül 300 kilométerrel húzódtak vissza, miközben nem képesek északabbra vonulni (*Kerr et al., 2015*). Soroye és munkatársai pedig megállapították, hogy a 20. század eleje óta Európában egy emberöltő alatt 17%-kal csökkent bármely poszméh populáció túlélési esélye (*Soroye et al., 2020*). Ennek komoly következményei lehetnek a beporzás sikerességére (*Buchman & Nabhan, 1996; Goulson et al., 2005, 2008; Winfree et al., 2008; Potts et al., 2010*), s bár a szakirodalmi adatokból jól látszik, hogy a problémát már évtizedekkel ezelőtt felismertük, a mai napig nem készült hatékony cselekvési terv a pollinátorok számának és diverzitásuk csökkenésének

megakadályozására (*Európai Parlament, 2019*). Ez hosszútávon a pollinációs hálózatok környezeti változásokkal szembeni ellenállóságát csökkentheti (*Burkle et al., 2013*).

A probléma jelentőségét mutatja, hogy – ahogyan az előbbieken láttuk – számos kutatás foglalkozott és foglalkozik jelenleg is a poszméhek ökológiájával, a környezeti változásokra adott reakcióikkal. Ezek alapján körvonalazódik néhány olyan stratégia és projekt, amelyek megvalósításával, illetve fejlesztésével pozitívan befolyásolhatjuk a pollinátorokat veszélyeztető folyamatokat. Hatékony lehet a vadvirág-keverékkel, illetve a kifejezetten pillangósokkal vetett szántóföldi szegélyek, területek kialakítása (*Goulson et al., 2005*), az ökológiai gazdálkodás (*Pywell et al., 2006; Sárosspataki et al., 2014; Pozsgai, 2016; Geppert et al., 2020*), kaszátlan refúgium területek hagyása vagy időben eltolt kaszálás (*Buri et al., 2014; Mazalová et al., 2015; Johansen et al., 2019*), a legeltetés kizárása (*Fritch et al., 2017*), védett területek létrehozása, a növényvédőszeres és műtrágyák használatának csökkentése, a méhekre veszélyes szerek forgalomból történő kivonása, a változatos vetésszerkezet, zöld infrastruktúra kiépítése, pollinátor élőhelyek kialakítása az urban környezetben is, invazív fajok terjedésének visszaszorítása, közös (jelen esetben európai szintű) cselekvési terv kidolgozása állami felelősségvállalással és a határidők, szabályok betartatásával, valamint a hasznos gazdálkodási stratégiák pénzügyi támogatása (a magas természeti értékű gazdálkodási területek megőrzésének támogatása, a méhészet támogatása, zöldítés támogatása, kapcsolódó kutatások finanszírozása) (*Európai Parlament, 2019*).

Érdekes és némileg ellentmondásos eleme a vad pollinátorok védelmének a házi méhek és a vadméhek interakciójának kutatása. A házi méhet a legjelentősebb megporzó rovarfajnak tartjuk, ugyanakkor a méhészkedés jelentősen zavarhatja az élőhelyek ökológiai egyensúlyát, mivel a házi méhek jelentős vetélytársakká válhatnak a vadon élő pollinátorokkal szemben (*Williams et al., 1991; Majer, 1995; Hung et al., 2018*). Az intenzív méhészkedés megbontja a pollinációs hálózatokat, rontja a vad beporzók nyújtotta pollinációs szolgáltatások hatékonyságát, és csökkenti számos növényfaj szaporodási sikerét (*Valido et al., 2019*).

2.3.3. A poszméhek ökológiai igényeinek hatása a művelési és természetvédelmi stratégiák kidolgozására

A pollinátorok ökológiájának ismerete elengedhetetlen a populációik megőrzése érdekében, ezen ismeretek alapján tervezhetők meg a további vizsgálati és védelmi stratégiák.

A fajok közti és a fajon belüli különbségek jelentősek lehetnek például a fészkek- és a testméret, valamint a táplálékigény tekintetében (Goulson *et al.*, 2002; Heinrich, 2004), ami döntően befolyásolja, hogy adott faj egyedei mennyire távolodnak el a fészektől táplálékot gyűjteni. A gyakori, rövidebb nyelvű *Bombus terrestris* akár 1750 m-re is elrepül a fészektől, míg a ritka, hosszú nyelvű *B. muscorum* legfeljebb 650 m-re (Walther-Hellwig & Frankl, 2000). A fajok eltérően reagálnak az élőhely degradációjára és fragmentációjára is, ami szintén összefüggésben állhat a táplálékszerzés módjával. Ezen felül az élőhely minősége is jelentős befolyásoló tényező, például a *B. terrestris* fészkek száma és abundanciájuk nagyobb a külvárosi, mint a mezőgazdasági területeken. A fészkelőhellyel szembeni preferenciák – pl.: a *B. terrestris* és a *B. lapidarius* föld alatt, a *B. pascuorum* a talajfelszínen vagy annak közelében, míg a *B. pratorum* a talaj felszíne alatt vagy felett egyaránt fészkelhet – szintén jelentősek lehetnek (Knight *et al.*, 2005; Prys-Jones & Corbet, 2011; Rasmont *et al.*, 2015).

A különböző poszméhfajok nem csak a táplálékszerzés módjában, de ezzel összefüggésben a tápnövényválasztásban is különböznek, így vannak széles (pl. *Bombus terrestris*), és szűkebb tápnövénykörű fajok is (Teper, 2004, 2005). Szanyi és munkatársai (Szanyi *et al.*, 2020) szerint a *B. lapidarius* előnyben részesíti a *Lotus corniculatus* és a *Lythrum salicaria* fajokat. Ezzel szemben bár a *B. hortorum*, a *B. pascuorum*, a *B. sylvarum* és a *B. humilis* preferenciája is eltérő, de a *Lythrum salicaria*-t mindegyik faj kerüli. (A *B. hortorum* a *Galega officinalis*, *Trifolium repens*, *Melampyrum nemorosum*, *Symphytum officinale* virágain, a *B. pascuorum* a *Lotus corniculatus*, *Betonica officinalis*, *Cirsium arvense*, *Taraxacum officinale* virágain, a *B. sylvarum* a *Vicia cracca*, *V. grandiflora*, *Galega officinalis*, *Medicago sativa*, a *B. humilis* pedig a *Symphytum officinale*, *Medicago sativa*, *Melampyrum nemorosum*, *Taraxacum officinale* virágain táplálkozik elsősorban.) Ezen felül a viráglátogatások gyakoriságában is mutatkozhatnak eltérések (Szanyi *et al.*, 2020). Még összetettebbé teszi a tervezést, hogy a fajok táplálékpreferenciája változhat a táplálékforrás összetétele és az adott táplálkozási közösségben kialakuló versengés hatására is (Fontaine *et al.*, 2008).

A különböző fajok eltérő ökológiai tulajdonságaiból következik, hogy más-más stratégia bizonyulhat hatékonynak, ezen túl az intézkedések hatékonyságát befolyásolja, hogy mekkora az ökológiai kontraszt a kezelt és kezeletlen területek között, hogy milyen a tájszerkezet, illetve a regionális földhasználat intenzitása (Marja et al., 2019; Geppert et al., 2020.).

2.3.4. A fajok hazai elterjedése, gyakorisága és védettsége

A hazai poszméhfajok elterjedéséről utoljára több mint 15 éve készült átfogó tanulmány (Sárospataki et al., 2003), amely az akkor még külön nemként számon tartott 25 *Bombus* és 6 *Psithyrus* faj elterjedési térképeit és több mint 5200 gyűjtési adatát közölte. Az elterjedési adatok az országos UTM cellák 42%-át fedték le. Három fajról (*B. distinguendus*, *B. elegans* és *B. serrisquama*) csak 1953 előtti adatok álltak rendelkezésre, ezért azokat kivették a hazai fajlistából, míg a ritkaságuk alapján védelemre javasolt fajok (*B. confusus*, *B. fragrans*, *B. laesus*, *B. muscorum*, *B. paradoxus*, *B. pomorum*, *B. humilis*, *B. ruderatus*, *B. sylvarum*, *B. soroensis*, *B. subterraneus*) azóta törvényileg védetteké váltak. A már korábban is védett *B. argillaceus*-szal így hazánkban 12 *Bombus* faj élvez törvényi védettséget (100/2012. (IX.28.) VM rendelet 2. melléklet). Eredményeik szerint a hazai *Bombus* fauna 36%-a ritka, 24%-a mérsékelten ritka, ugyanakkor a gyakori fajok közül (pl. *Bombus lapidarius*, *B. pascuorum*, *B. terrestris*) Nyugat-Európában számos ritkának számít. Az 1950-es évektől kezdődően a Magyarországon jelenleg is élő fajoknak majdnem a fele (47%) – más európai országhoz hasonlóan – csökkenő gyakoriságot mutat (Sárospataki et al., 2003, 2004).

Az egyes fajok elterjedésének ismerete hozzájárul ahhoz, hogy megismerjük ökológiai igényeiket és felismerjük a környezet változásainak (pl. klímaváltozás) távlati hatásait, az egyes fajok alkalmazkodási képességeit, illetve ezen ismeret segíti a megfelelő védelmi stratégiák kidolgozását (Sárospataki et al., 2003, 2004; Sárospataki, 2010). Ezért fontos összegyűjteni és új kutatásokkal kiegészíteni a már ismert elterjedési adatokat. A zöldítéssel és az illatanyag csapdák fejlesztésével foglalkozó vizsgálataink számos elterjedési adatot szolgáltatnak a hazai fajokról (Arnóczkyné Jakab et al., 2020b; Arnóczkyné Jakab & Nagy, 2019).

2.3.5. A fajszerű határozás nehézségei

A hazai poszméheknél két esetben merül fel a faj szerű határozás nehézsége – a *Bombus ruderatus* és a *B. hortorum*, illetve a *B. lucorum* fajkomplex esetében -, ami kihatással van az elterjedési és gyakorisági adatokra is. A *B. ruderatus* és a *B. hortorum* elkülönítése terepen és fényképek alapján nem, míg laborban is csak nehezen, apró morfológiai bélyegek alapján lehetséges (*Williams & Hernandez, 2000*).

A *B. lucorum* fajkomplex fajaira, így a hazánkban jelen lévő *B. terrestris*-re és a *B. lucorum*-ra is egyaránt jellemző, hogy a toron egy sárga csík található, a potroh vége pedig fehér vagy barnás színű (2. ábra). A dolgozóktól és a hímektől nagyobb méretű királynők nehezen elkülöníthetők egymástól, a *B. lucorum* torán a csík világosabb, egészen citromsárga színű, a potrohvég pedig tiszta fehér. A *B. terrestris*-nek ezzel szemben a csíkja narancsosabb, a potrohvég pedig barnás árnyalatú (2. ábra). A két faj dolgozói ezzel szemben már nem elkülöníthetők egymástól. A *B. lucorum* hímjének fején sárga szőr látható. Mivel a királynők csak kora tavasszal láthatók, és a hímek is csak ritkán, ezért a legtöbb észlelés esetében a fajok elkülönítése nem lehetséges. Az egyetlen megbízható módszert a genetikai vizsgálat jelentené (*National Biodiversity Data Centre, 2012*).



2. ábra *B. lucorum* (bal) és *B. terrestris* (jobb) királynők

Forrás: <https://www.flickr.com/photos/63075200@N07/10655332756/in/photostream/>

Fotó: Steven Falk

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Orthopterológiai adatgyűjtés

A mintavételekre Tiszaújváros, Sajószöged, Sajóörös és Kesznyéten körzetében került sor. A kvantitatív mintavételeket évi két alkalommal végeztem, a fenológiai állapottól függően június végén – július elején, illetve augusztus végén – szeptember elején (1. táblázat). A jellegzetesen alföldi agrártáj vizsgált élőhelyei féltermészetes élőhelyek: kaszálók és legelők; szántóterületek: vöröshere, lucerna, búza, napraforgó, kukoricatáblák és tarlók; valamint lineáris ruderalis élőhelyek: útszegélyek és földutak voltak. A vizsgált művelt és a féltermészetes területek egy földrajzilag egységes területen, de egymástól jól elkülönülve találhatók. A művelt területek elemzésekben szereplő elemein túl az itt található egyéb tájelemek (kertváros, gyümölcsös, fasor, facsoport, gátoldal, gyepterület, bicikliút) szerepe az egyenesszárnyúak szempontjából elhanyagolható volt területük, szerkezetük vagy izoláltságuk miatt. A *Calliptamus italicus* előfordulásának vizsgálatakor a második vizsgálati évben felhagyott vöröshere és lucerna (a továbbiakban ruderalia) területeket külön elemeztem, ezeket, valamint az egy alkalommal másodvetésként megjelenő repcét a táblázatban zárójelben jelöltem. Összesen 40 mintaterület (2. táblázat – Ssz. 1, 3. ábra) kijelölése történt meg oly módon, hogy minden vizsgált kultúra megfelelően reprezentált (legalább 4 mintaterülettel) legyen a vizsgálat során. (A térképen ezt a sorszámozást követtem.) A tájszerkezeti elemzést az ezek közül kiválasztott 36 mintavételi területen végeztük el (2. táblázat – Ssz. 2). A faunisztikai és tájszerkezeti vizsgálataim első két évében, 2018-ban és 2019-ben a terepi mintavételek során feltűnő volt a *Calliptamus italicus* jelentős abundanciája, ezért a kártevőként is számon tartott fajra külön, részletes vizsgálatot végeztem a 36 mintavételi terület adatai alapján.

A mintavételi területek mindegyikét legalább 80 éve a jelenlegi hasznosítási mód jellemzi, a szántóterületek többségét pedig legalább 250 éve művelik (*Katonai Felmérések 1782-1785, 1819-1869, 1941*). A mintavételeket egyeléssel kiegészített fűhálózással végeztem mintánként 200 hálósapással, 45 cm átmérőjű fűhálót használva. A hálót 100 csapás után ürítettem ki, a befogott egyenesszárnyúak épségének biztosítása és a könnyebb határozhatóság érdekében. A fogott egyedeket helyben határoztam meg, majd elengedtem. Faji szintű határozás az imágók esetében történt Harz (1957, 1960, 1975) határozókulcsai alapján. A nevezéktanhoz *Cigliano et al., 2020* adatbázisát

használtam. A fűhálós mintát mintánként 10 perc egyeléssel egészítettem ki. Azokon a területeken, ahol a vegetáció nem tette lehetővé a fűhálózást (napraforgó, kukorica, búza, ruderália), ott a terület adottságaitól függően 30-35 perc egyelést végeztem. Az egyelés során minden megfigyelt egyedet feljegyeztem, így összevethető kvantitatív mintákhoz jutottam (Nagy *et al.*, 2007).

Az általam vizsgált területeket az EU00 és az EU01 10×10 km-es UTM cellák fedik le. A terület Orthoptera faunájának részletes bemutatásához szükségesnek ítéltm a mintavételi területeket lefedő, illetve a kapcsolódó 10×10 km-es UTM cellákra (DU90, DU91, EU00, EU01, EU10 és EU11) vonatkozó irodalmi adatok feldolgozását is, amihez a Nagy és munkatársai (Nagy és Rácz, 2007; Nagy *et al.*, 2017) által készített és folyamatosan bővített adatbázist használtam fel (3. táblázat). A területről korábban négy forrás közölt adatokat, melyeket a 4.1. fejezetben szögletes zárójelbe írt betűkkel jelzek: Jablonowski, 1910 [J]; Rácz & Varga, 1978 [R]; Garai, 1995 [G]; Nagy *et al.*, 2008 [N]. A faunisztikai jegyzék közlését fajonként, táblázatos formában végeztem. A faj nevét követően az adatok a 1. táblázatban megadott területkód, a gyűjtés évének, valamint az élőhely megjelölésével kerültek megadásra. Az irodalmi adatok esetén a 3. táblázatban megadott területkód, a gyűjtés éve és a forrás kódja került megadásra.

1. táblázat Az orthopterológiai mintavételek időbeli ütemezése.

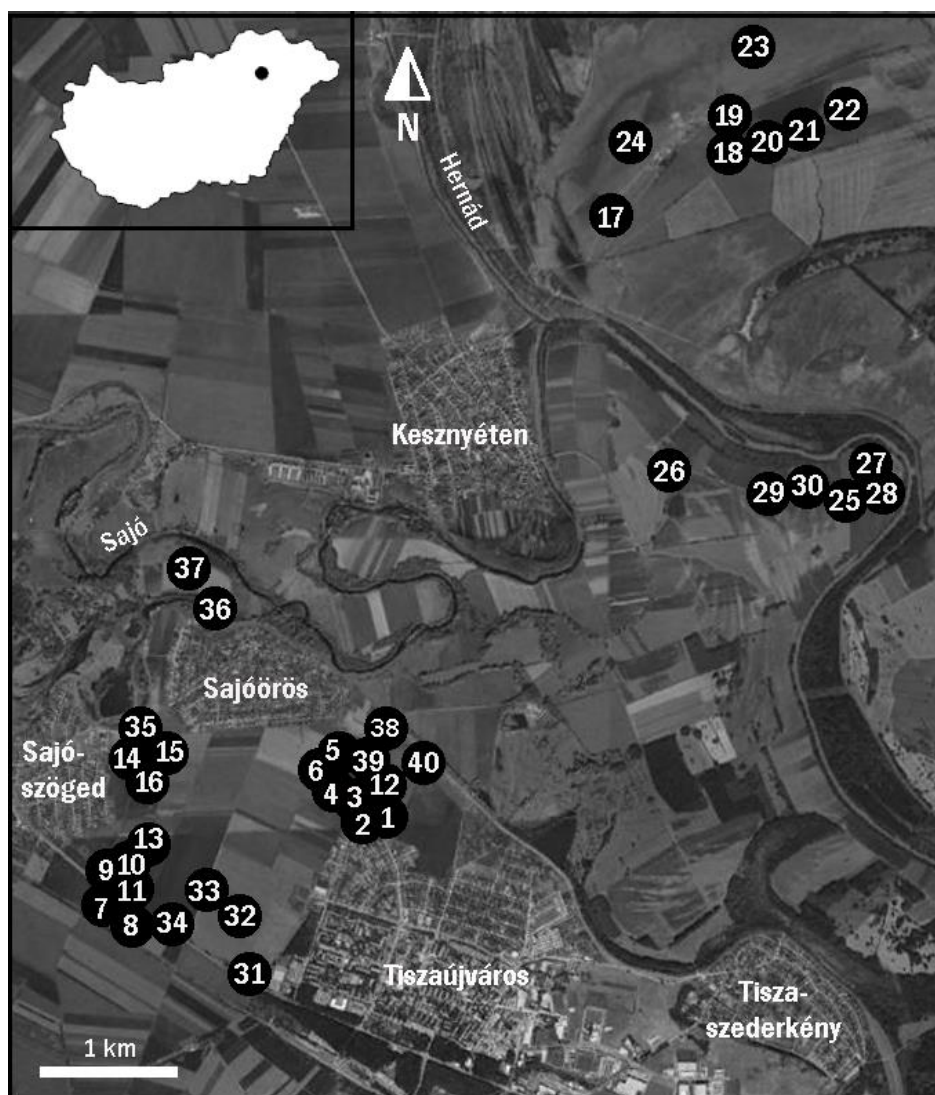
	1. mintavétel	2. mintavétel
2018.	július 10-14.	augusztus 28-szeptember 1.
2019.	június 25-29.	augusztus 24-28.
2020.	július 8-12.	augusztus 25-29.

2. táblázat A 40 Orthoptera mintavételi terület kódja, koordinátái, élőhelytípusai és intenzitási értékei a 2018 - 2020-as mintavételi időszakban.

Ssz. 1	Ssz. 2	GPS: É	GPS: K	Élőhely 2018	Élőhely 2019	Élőhely 2020	Intenzitási érték
1	1	47°56'32,7"	21°1'59,0"	kukorica	kukorica	tarló	5,3
2	-	47°56'29,8"	21°2'3,8"	földút	-	-	-
3	2	47°56'37,5"	21°1'50,6"	napraforgó	búza (repce)	kukorica	5,7
4	3	47°56'41,3"	21°1'44,6"	tarló	kukorica	tarló	4,7
5	4	47°56'48,0"	21°1'43,9"	lucerna	búza	napraforgó	4,7
6	5	47°56'46,9"	21°1'40,7"	földút	földút	földút	2
7	6	47°56'14,4"	21°0'21,7"	földút	földút	földút	2
8	-	47°56'13,3"	21°24,0"	búza	-	-	-
9	7	47°56'23,3"	21°0'27,3"	földút	földút	földút	2
10	8	47°56'22,5"	21°0'29,2"	tarló	kukorica	kukorica	5,3
11	9	47°56'21,1"	21°0'27,5"	napraforgó	búza	napraforgó	5,7
12	36	47°56'26,6"	21°0'30,7"	kukorica	kukorica	napraforgó	6
13	10	47°56'46,7"	21°0'33,0"	lucerna	lucerna	lucerna	3
14	11	47°56'48,2"	21°0'35,7"	napraforgó	búza	kukorica	5,7
15	12	47°56'47,2"	21°0'36,9"	földút	földút	földút	2
16	13	47°58'56,6"	21°3'19,6"	legelő	legelő	legelő	1
17	14	47°59'18,9"	21°4'4,9"	legelő	legelő	legelő	1
18	-	47°59'20,3"	21°4'8,3"	tarló	-	-	-
19	15	47°59'13,4"	21°4'20,3"	kaszáló	kaszáló	kaszáló	1
20	16	47°59'15,5"	21°4'30,8"	kaszáló	kaszáló	búza	2,3
21	17	47°59'19,6"	21°4'45,4"	kaszáló	búza	búza	3,7
22	18	47°59'34,4"	21°4'12,9"	legelő	legelő	legelő	1
23	19	47°59'11,9"	21°3'31,9"	legelő	legelő	legelő	1
24	20	47°57'50,0"	21°4'47,2"	vöröshere	vöröshere (ruderália)	vöröshere	3
25	21	47°57'53,7"	21°4'51,6"	vöröshere	vöröshere (ruderália)	vöröshere	3
26	-	47°57'49,8"	21°4'44,7"	földút	-	-	-
27	22	47°57'50,8"	21°4'57,5"	vöröshere	vöröshere (ruderália)	vöröshere	3
28	23	47°57'50,5"	21°4'29,0"	vöröshere	lucerna (ruderália)	vöröshere	3
29	24	47°57'50,4"	21°4'22,0"	lucerna	lucerna	lucerna	3
30	25	47°55'55,2"	21°1'12,3"	útszegély	útszegély	útszegély	2
31	26	47°56'12,2"	21°1'0,1"	napraforgó	napraforgó	kukorica	6
32	27	47°56'16,3"	21°1'0,4"	kukorica	kukorica	búza	5,7
33	28	47°56'8,2"	21°0'43,2"	útszegély	útszegély	útszegély	2
34	29	47°56'53,7"	21°0'35,0"	útszegély	útszegély	útszegély	2
35	30	47°57'26,8"	21°0'54,9"	kaszáló	kaszáló	kaszáló	1
36	31	47°57'26,6"	21°0'57,7"	kukorica	kukorica	kukorica	6
37	32	47°56'49,3"	21°2'10,9"	tarló	búza	kukorica	5
38	33	47°56'49,3"	21°1'59,4"	tarló	kukorica	kukorica	5,3
39	34	47°56'49,9"	21°2'1,3"	útszegély	útszegély	útszegély	2
40	35	47°56'42,1"	21°1'56,1"	lucerna	lucerna	lucerna	3

3. táblázat A vizsgált területet lefedő, illetve övező 10×10 km-es UTM cellákra vonatkozó források adatai.

Ter. kód	UTM	Község	Gyűjtés éve	Forrás	Élőhely
41	DU90	Igrici	1972	Rácz & Varga, 1978	meszes homok
42	DU90	Igrici	1973	Rácz & Varga, 1978	meszes homok
43	DU90	Igrici	1974	Rácz & Varga, 1978	meszes homok
44	EU01	Kesznyéten	1993	Garai, 1995	mocsárrét, kaszálók
45	EU01	Kesznyéten	1993	Nagy et al., 2008	
46	EU01	Kesznyéten	1994	Garai, 1995	mocsárrét, kaszálók
47	EU01	Kesznyéten	1994	Nagy et al., 2008	
48	EU00	Polgár	1908	Jablonowski, 1910	
49	DU91	Sajóhídvég	1993	Nagy et al., 2008	
50	DU91	Sajóhídvég	1994	Nagy et al., 2008	
51	DU91	Sajóhídvég	1993	Garai, 1995	tarlók
52	DU91	Sajóhídvég	1994	Garai, 1995	tarlók



3. ábra Az Orthoptera tájszerkezeti vizsgálatához felmért 40 terület

3.2. Az Orthoptera adatok elemzése

A 2018-2020 során fogott fajok egyedszám adatait a gyűjtés pontos idejének és helyének, valamint a növényzet típusának megjelölésével együtt adatbázisba rendeztem az irodalmi adatokkal együtt, utóbbi esetben a fajok jelenlét-hiány adatait szerepeltettem az adatbázisban. A fauna jellemzéséhez a fajok jelenlét-hiány adatait a teljes fauna és a vizsgált élőhelytípusok szerinti bontásban értékeltem. Az újabb irodalmi adatok alapján áttekintettem és revízió alá vontam a leírt fajokat és megadtam a terület aktualizált faunalistáját. Meghatároztam a védett és a hazai faunában ritka fajok körét és azok elterjedését.

Az olasz sáska elterjedését és tömegességét 36, 2018-ban és 2019-ben vizsgált mintaterület adatai alapján értékeltem. Az elemzésben a fajok összesített és az egyes élőhelytípusokban mért átlagos relatív gyakorisági értékeit (RF%) használtam fel.

Az agrár tájelemek együtteseinek részletes vizsgálatát 36 terület 2018 és 2020 között gyűjtött kvantitatív mintáinak elemzésével végeztük. Az elemzés során a vizsgált élőhelyek Orthoptera faunáját fajgazdagság, a fajok relatív gyakorisága, életformája és faunatípusa alapján jellemeztük. Mivel a 36-os mintavételi területen nem találtunk egyenesszárnyút, ezért 35 élőhely adatait vontuk be az elemzésbe. Ordinációs módszerként főkoordináta-analízist (PCoA), illetve klaszter analízist végeztünk, mindkét esetben Bray-Curtis kvantitatív távolság felhasználásával. A klaszter analízis során eltérés négyzetösszeg-minimalizáló összevonást (MISSQ) használtunk (Ward-Orlói agglomerációs módszer, Podani, 1997a). Mivel a denzitás az egyenesszárnyúak esetében érzékenyebb mérőszám az élőhelyminőség szempontjából, mint a fajgazdagság (*Torma et al.*, 2018), ezért a fauna összetételének értékelése során a relatív gyakoriságok figyelembevételével számoltunk. A csoportok karakterfajait a klaszter analízis során kapott hierarchikus osztályozásnak megfelelően IndVal elemzéssel azonosítottuk (*Dufrêne – Legendre*, 1997). Az elemzésekhez SynTax 2000 (*Podani*, 1997b) és IndVal programcsomagokat használtunk.

A mintavételi helyeket *a priori* három kategóriába soroltuk a főbb földhasználati típusok szerint (féltermészetes, szántó, lineáris ruderalis élőhelyek), ami egyben eltérő földhasználati intenzitást, növényzet szerkezetet, degradációt és zavarást is jelentett. Ezt követően vizsgáltuk a megfelelést ezen *a priori* kategóriák és a többváltozós elemzés alapján kialakított csoportok között. A vetésváltást és az élőhelyhasználat változásait a

három egymást követő évben figyelembe véve az adott mintavételi terület földhasználati intenzitását az élőhelyhasználat átlagos intenzitása szerint osztályoztuk. A területekre jellemző intenzitási érték (1-6) a három vizsgált évre vonatkozó intenzitási értékek átlagaként került megadásra a növényzet szerkezetétől, a zavarástól, a növényvédő szerek használatától és a termesztés intenzitásától függően úgy, hogy a nagyobb érték nagyobb intenzitást jelölt: legelők és kaszálók = 1, útszegélyek és földutak = 2, lucerna és vöröshere = 3, tarlók = 4, búzatáblák = 5, napraforgó- és kukoricatáblák = 6 (1. táblázat).

A többváltozós elemzésekkel elkülönített együttestípusokat fajgazdagság, átlagos fajszám, átlagos egyedszám és az életforma, valamint ökotípus formák átlagos relatív gyakoriságai alapján jellemeztük és hasonlítottuk össze. Az együttestípusok jellemzésére és összehasonlítására az egyes típusok és a teljes minta Whittaker-index (S/α ; S = fajok száma, α = átlagos fajszám) értékeit is kiszámítottuk (Whittaker, 1960). A fajok élet- és ökotípus formákba csoportosítása Ingrisich és Koehler (1998) munkája szerint történt. Az azonos típusba sorolt mintaterületek művelési intenzitásának átlagát szintén kiszámítottuk és összehasonlítottuk.

Az élőhelytípusok természetvédelmi értékének értékelésére a Matenaar et al. (2015) által kidolgozott Grasshopper Conservation Index (GCI) Szanyi et al. (2021) alapján módosított változatát alkalmaztuk. Az eredeti index esetében Matenaar et al. (2015) három paraméterrel dolgoztak: endemizmus, terjedési képesség és gyakoriság, mely paramétereket egyaránt három fokozatú skálán értékelt. A paramétereket minden faj esetében összegezték, és osztották kilencel (a maximális értékkel), hogy megkapják a GCI-értéket, amely 1/3 és egy közötti érték. Figyelembe véve az általunk vizsgált fauna sajátosságait (nem voltak endemikus fajok a vizsgált területeken), módosított indexet alkalmaztunk, amely megegyezik a Szanyi et al. (2021) által használt indexszel. Az endemizmus helyett a fajok Európa szintű gyakoriságát használtuk Heller et al. (1998) elterjedési adatai alapján: mind a 12 európai régióban elterjedt (= 1), 9-11 régióban elterjedt (=2), 6-8 régióban elterjedt (= 3), 1-5 régióban elterjedt (= 4). A terjedési képesség és a gyakoriság esetében az eredeti módszert követtük, de az egyes paraméterekhez négy-négy kategóriát rendeltünk. A terjedési képesség jellemzésére az alábbi kategóriákat használtuk: jól repülő (= 1), rosszul repülő (= 2), szárnypolimorfizmussal bíró (= 3) (köztük mezopter, főleg röpképtelen fajok) és röpképtelen (= 4) (köztük szárnyatlan, macropter és mezopter röpképtelen fajok). A gyakoriságok esetében Nagy és munkatársai (Nagy és Rácz, 2007; Nagy et al., 2017) munkáját vettük alapul. A helyi gyakoriság mértékét a fajok térbeli állandósága (SC)

jellemezte a vizsgált 36 lelőhelyen. A használt kategóriák a tömeges (=1; SC>0,6), a gyakori (=2; SC=0,3-0,59), a kevésbé gyakori (=3; SC=0,1-0,29) és a ritka (=5; SC<0,1) voltak. A három paramétert összeadtuk és osztottuk 12-vel (a maximális érték), hogy megkapjuk a GCI' értéket. A vizsgálati helyek GCI' értékeit a fajok értékeinek összegeként határoztuk meg. Az élőhelytípusokat a területeik GCI' értékeinek átlagával jellemeztük. Módosított Grasshopper Conservation Index-et (GCI_n') is számítottunk a mintavételi területekre úgy, hogy a GCI'-t elosztottuk az adott terület fajainak számával. Míg a GCI' érték függ a fajok számától és értékétől is, a GCI_n' értékét a fajgazdagság nem befolyásolja (Matenaar et al., 2015).

Mivel adataink nem feleltek meg a parametrikus tesztek feltételeinek, az egyes együttestípusok összehasonlítását Kruskal-Wallis nemparametrikus teszttel végeztük el. Amikor ez szignifikáns különbségeket mutatott, páronkénti összehasonlításokat végeztünk Mann-Whitey U-teszttel a Statistica 7 programcsomag segítségével. A parametrikus tesztek feltételezéseit Levene-teszttel (a varianciák homogenitása) és *Q-Q plot*-okkal teszteltük (normális eloszlás). A földhasználat intenzitása és a különböző együttesek paraméterei (kifogott egyedek száma, a kifogott fajok száma és a GCI') közötti összefüggést korreláció analízissel vizsgáltuk. Az együttestípusok kvantitatív karakter fajait ("indikátor" fajok) IndVal módszerrel azonosítottuk (Dufrene és Legendre, 1997), amely a fajokat hierarchikusan osztályozza a helyhez való hűségük szerint. Az IndVal (IV) érték akkor a legmagasabb (100), ha az adott faj az adott csoport összes mintájában jelen van, és kizárólagos az adott mintacsoportban. A program kiszámítja az egyes fajok IV-értékeit a hierarchia minden szintjén és az indikátorértéket a maximális érték alapján adja meg. Az IV-értékek szignifikanciája randomizálással (1000 ismétlés) kerül meghatározásra. Az elemzést az IndVal programmal végeztük.

3.3. Poszméh faunisztikai adatgyűjtés és az adatok elemzése

A magyarországi poszméh-fauna korábbi elterjedési adatbázisa 10×10 km-es UTM alapú (Sárospataki et al., 2003). Az eredeti adatbázis adatait és az újonnan gyűjtött adatokat azonos rendszerben tartalmazó új adatbázist építettem fel. Az új adatbázis Papp Jenő 1960 és 1970 között, Józán Zsolt 1960 és 2019 között, Sárospataki Miklós 2000 után, Szanyi Szabolcs 2013 és 2015 között (Szanyi, 2013, 2020), valamint Arnóczkyné Jakab Dóra és Nagy Antal 2018 és 2021 között gyűjtött adatait tartalmazza. Ezen túlmenően az „izeltlabuak.hu” weboldalról (izeltlabuak.hu, 2021, licenc: CC BY 4.0)

gyűjtött elterjedési adatokat is felhasználtam átdolgozás és határozás után, valamint *Tanács et al.*, 2008; *Szabó & Endes*, 2010; *Kovács-Hajdu et al.*, 2014; *Vaskor et al.*, 2015 és *Tóth et al.*, 2017 publikált adatait is.

A 2003 utáni adatok gyűjtéséhez a transzekt menti számlálást és a közvetlen példánykeresést (egyelés) minden szerző, míg az illatanyag csapdákat Arnóczkyné Jakab Dóra, Nagy Antal, Sárospataki Miklós és Szanyi Szabolcs használta.

A mintaanyag határozásához *Móczár* (1985) kulcsait használtam. A példányok azonosítása két esetben problematikus: a *Bombus hortorum* és a *B. ruderatus* (*Williams & Hernandez*, 2000), valamint a *B. terrestris* és a *B. lucorum* (*National Biodiversity Data Center*, 2012; *Bossert*, 2015) egyedeinek elkülönítésekor. Ezekben az esetekben a kétes és a valid adatokat külön térképeken mutattam be.

Az adatbázis fajonként a következő adatokat tartalmazza: mintavételi hely GPS koordinátával és/vagy földrajzi névvel, vagy legalább a település; a mintavétel időpontja vagy a mintavétel időszaka, pl. 1954-1970 között; adatforrás: az adatok gyűjtőjének vagy publikálójának neve.

Az eredeti adatbázisban *Sárospataki et al.* (2003) három periódust használt a korábbi adatgyűjtések kronológiájának leírására. Itt négy periódust használok, a korábbi hármat egy újjal kiegészítve a 2000 után gyűjtött adatokhoz. A különböző időszakokban gyűjtött adatokat eltérően jelölöm az elterjedési térképeken: +: 1954 előtt, ×: 1954-1970 között, ○: 1971-2000 között és ■: 2000 után.

Bár a *Bombus bohemicus*, *B. consobrinus*, *B. distinguendus*, *B. elegans*, *B. fragrans*, *B. serratissima*, *B. subterraneus* és a *B. sylvestris* tekintetében korábban a fajra vonatkozó adatot nem tartalmazó UTM-ben nem szerepelnek új adatok, ezekben az esetekben is elkészültek az aktualizált térképek. A *Bombus lucorum* fajkomplexhez tartozó *B. cryptarum* egyetlen adata (a *B. lucorum*ra vonatkozó adatot nem tartalmazó YN21 UTM cellában) a *B. lucorum* térképén sötétszürke színnel látható.

A fajok relatív gyakoriságát (RF%) *Sárospataki et al.* (2003) képlete alapján számítottam ki, amely egy adott faj térbeli állandóságát adja meg:

$$RF\% = \frac{\text{adott faj által foglalt cellák száma}}{\text{összes poszméh adatot tartalmazó cella száma}} \times 100$$

A korábbi és az újonnan számított RF% értékeket összehasonlítottam, és a fajok gyakorisági kategóriáit újonnan megállapítottam *Sárospataki et al.* (2003) eredeti

kategóriáinak felhasználásával: I = ritka (1-10%), II = mérsékelten gyakori (11-20%), III = gyakori (21-40%), IV = tömeges (40<). Az 1%-nál kisebb relatív gyakoriságú fajok esetében *Sárospataki et al.* (2003) az „adathiányos” kategóriát alkalmazták. Ehelyett itt tárgyalom a rendelkezésre álló adatok elterjedését, adatforrását és korát, és ha lehetségesnek látom a faj előfordulását, akkor a validáció szükséges kategóriát használom. Ezt a felülvizsgálatot ritka fajok esetében is elvégeztem. Más esetekben, ahol a faj valószínűleg kihalt, a „revideált” kategóriát használtam (12. táblázat).

Mivel az RF% csak a fajok térbeli eloszlását veszi figyelembe az UTM cellák alapján, a fajok módosított relatív gyakorisági értékét is kiszámítottam (RF'%) minden mintavételi időszakra. Ez a módosított érték mind az UTM-alapú eloszlásra, mind a mintavételi intenzitásra vonatkozik a következő módon:

$$RF'\% = \frac{\text{adott időszakban adott faj által elfoglalt UTM cellák száma}}{\text{adott időszakban poszméhek által elfoglalt UTM cellák száma}} \times 100$$

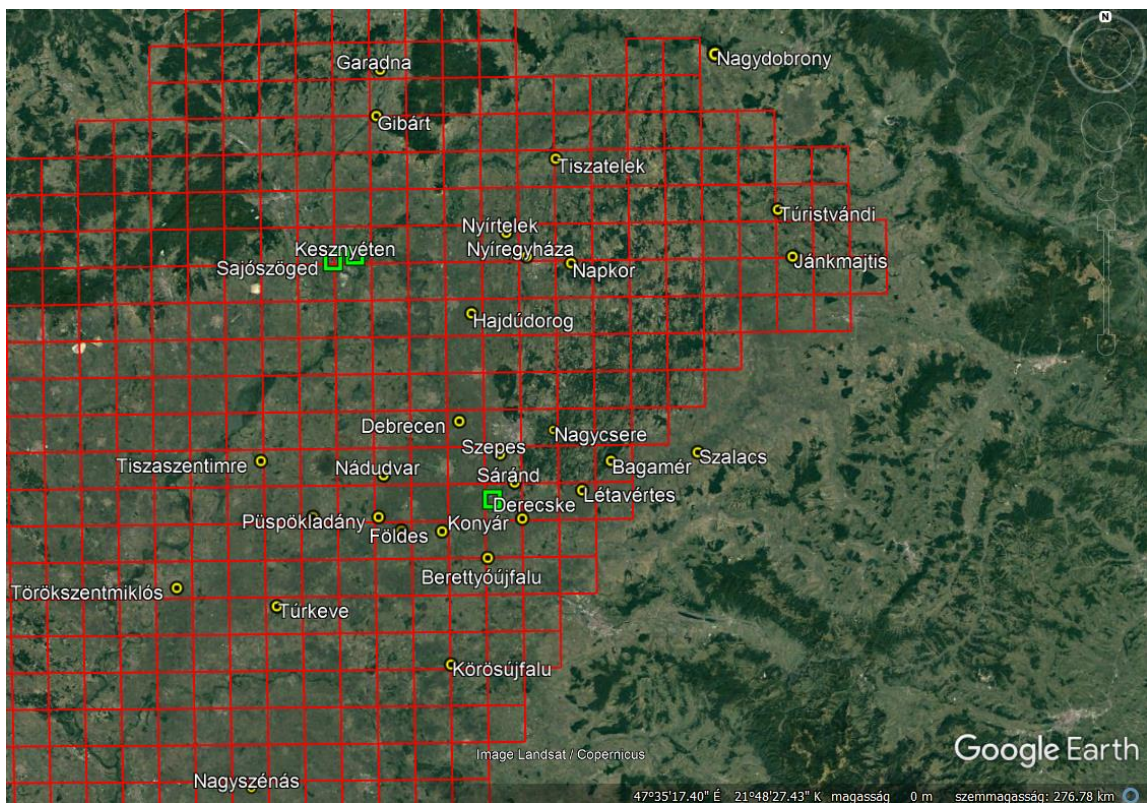
Az egyenletekben csak UTM alapú gyakorisági adatok használhatók, mivel számos olyan adat áll rendelkezésre részletesebb helymeghatározás nélkül, amelyek lehetetlenné teszik a finom léptékű lokalitás adatok számításához való felhasználását. Ez a módosított relatív gyakorisági érték szolgál alapul a gyakoriságváltozások trendjeinek elemzéséhez a mintavételek különböző periódusaiban (13. táblázat).

A morfológiailag hasonló *Bombus hortorum* - *B. ruderatus* és *B. terrestris* - *B. lucorum* fajtárok esetében a számított RF% és RF'% értékeket korrigáltam. Egy adott fajtár esetében valid adatok alapján minden mintavételi időszakra kiszámítottam a két faj arányát, és mindkét fajra ennek minimumát választottam. Az RF és RF' értékek számítása során a valid adatokat és a kétes adatok e minimális értékkel megegyező arányát vettem figyelembe.

A szomszédos országok közeli régióiból gyűjtött adatokat is közöltem, de nem vettem figyelembe a számításokban.

3.4. Poszméh mintavételek és adatelemzés

A faunisztikai mintavételeket 2018 nyarán, június közepétől augusztus elejéig végeztem 44 mintavételi helyen. A vizsgált területek a napraforgó, olajretek, spárgatók, lucerna, vöröshere, lucernás szegély (az agrár-környezetgazdálkodási rendszer követelményeinek megfelelő pillangós-füves keverék, 6 m széles sávban (Agócs *et al.*, 2015)), valamint gyepterületek közül kaszálók (*Trifolium repens*, *T. pratense*, *Vicia cracca*, *Lotus corniculatus* és *Plantago lanceolata*) és virágos gátoldalak (*L. corniculatus*, *T. pratense*, *Medicago sativa*) voltak. A mintavételeket időre standardizáltam, minden területen 10 percet töltöttem, egyenes transzekt mentén egyenletes tempóban haladva jegyeztem fel az észlelt poszméhek faját és egyedszámát. A *Bombus terrestris* és a *B. lucorum*, illetve a *B. hortorum* és a *B. ruderatus* terepi körülmények között morfológiailag nem elkülöníthető, így ezeket a fajokat együtt tárgyalom.



4. ábra A 2000 utáni saját poszméh mintavételi területek (zöld négyzet) és a feldolgozott illatcsapdás mintavételi területek (sárga kör) elhelyezkedése

Forrás: Google Earth

A statisztikai elemzés során a területenként összevont összes és átlagos fajszámmal, az átlagos egyedszámmal, a max. fajszámmal és egyedszámmal dolgoztam, valamint Whittaker-indexet ($S/S_{\text{átlag}}$) használtam. Az elterjedési adatok vizsgálatokor *Sárospataki et al.* (2003) munkáját vettem alapul, akik Magyarország poszméhfajainak elterjedését vizsgálták 10×10 km-es UTM cellákra vonatkoztatva. A mintavételi területeimet az ET44, EU00 és EU01 UTM négyzetek fedik le (4. ábra).

A spárgatók és az olajretek földek együttese a faunák regionális különbségei miatt nem kerültek be a többváltozós elemzésekbe, így azokat a fennmaradó 31 mintavételi hely kvantitatív mintáival végeztük. Ordinációs módszerként főkoordináta-analízist (PCoA), illetve klaszter analízist végeztünk, mindkét esetben Bray-Curtis kvantitatív távolság felhasználásával. A klaszter analízis során eltérés négyzetösszeg-minimalizáló összevonást (MISSQ) használtunk (Ward-Orlóci agglomerációs módszer, Podani, 1997a). A sokváltozós módszer alapján elkülönített csoportok *Bombus* együtteseit egyedszám és fajgazdagság alapján jellemeztük. Az együttestípusok jellemzésére és összehasonlítására a Whittaker-index (S/α ; S = fajok száma, α = átlagos fajszám) értékeit is kiszámítottuk (*Whittaker*, 1960). A csoportok karakterfajait a klaszter analízis során kapott hierarchikus osztályozásnak megfelelően IndVal elemzéssel azonosítottuk (*Dufrêne – Legendre*, 1997). Az elemzésekhez SynTax 2000 (*Podani*, 1997b) és IndVal programcsomagokat használtunk.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A Sajó-torkolatvidék agrárterületeinek egyenesszárnyú faunája

A vizsgált terület egyenesszárnyú faunáját irodalmi források és saját gyűjtések adatai alapján jellemeztem. A mintavételek három éve alatt 40 mintavételi területről 30 egyenesszárnyú faj összesen 2241 egyedét gyűjtöttem be, melynek 78,6%-a (1762) volt faji szinten határozható kifejlett egyed. A területre vonatkozó négy korábbi publikációban összesen 12 mintaterület 29 fajára vonatkozó elterjedési adatot találtam.

Az egyes fajokra vonatkozó elterjedési adatokat a 4. táblázat mutatja be.

4. táblázat A vizsgált terület egyenesszárnyú faunisztikai adatai

	2018 előtti	2018	2019	2020
<i>Phaneroptera nana</i> (Fieber, 1853)	41/1972[R]			20
<i>Leptophyes albovittata</i> (Kollar, 1833)		18, 19	7, 19, 20, 33	7,19
<i>Conocephalus discolor</i> (Thunberg, 1815)		7, 9, 14, 35	5, 7, 9, 13, 15, 19, 21, 28, 30, 33	1, 6, 7, 19, 21, 33, 35, 39
<i>Ruspolia nitidula</i> (Scopoli, 1786)		19, 31, 35	20, 21	9, 15, 19, 30, 34, 35
<i>Tettigonia viridissima</i> (Linnaeus, 1758)		5, 25	14, 19, 20, 21, 31	6, 19
<i>Platycleis grisea</i> (Fabricius, 1781)	44/1993[G], 45/1993[N], 46/1994[G], 47/1994[N]			
<i>Platycleis affinis</i> (Fieber, 1853)	43/1974[R]	4, 6, 7, 9		
<i>Platycleis vittata</i> (Charpentier, 1825)		8		
<i>Platycleis montana</i> (Kollar, 1833) (Hazánkban ritka.)	43/1974[R]			
<i>Metrioptera bicolor</i> (Philippi, 1830)		30, 33, 35	17, 33	9, 33
<i>Metrioptera roeseli</i> (Hagenbach, 1822)		2, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 35	5, 6, 7, 9, 11, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 23, 25, 29, 30, 33, 34, 35, 37	7, 9, 13, 15, 19, 20, 30, 32, 35
<i>Gampsocleis glabra</i> (Herbst, 1786) (Hazánkban védett.)		13, 24	9, 16, 19, 22, 23	20, 24
<i>Gryllus campestris</i> (Linnaeus, 1758)		3, 4, 10, 13	10, 32	28

<i>Melanogryllus desertus</i> (Pallas, 1771) (Hazánkban ritka.)	44/1993[G], 45/1993[N], 46/1994[G] 47/1994[N]	28, 36	35	
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)		14, 17, 39	19, 20, 37	
<i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)	49/1993[N], 50/1994[N], 51/1993[G], 52/1994[G]	2, 4, 5, 6, 9, 10, 11, 13, 15, 18, 21, 24, 25, 30, 33, 34, 37, 38, 38, 40	5, 6, 9, 11, 13, 14, 15, 28, 29, 30, 34, 39, 40	4, 9, 13, 15, 25, 27, 30, 32, 34, 38, 39, 40
<i>Oedaleus decorus</i> (Germar, 1826)	42/1973[R], 43/1974[R]			
<i>Celes variabilis</i> (Pallas, 1771) (Hazánkban védett.)			19	
<i>Oedipoda coerulescens</i> (Linnaeus, 1758)	41/1972[R], 42/1973[R], 43/1974[R]			
<i>Aiolopus thalassinus</i> (Fabricius, 1781)	41/1972[R], 44/1993[G], 45/1993[N], 46/1994[G], 47/1994[N]	16, 17, 18, 22, 23, 27, 37	16, 23	23
<i>Parapleurus alliaceus</i> (Germar, 1817)		17, 20, 26, 27, 29	20, 27, 28, 35	15, 24, 25, 27, 29, 35
<i>Acrida ungarica</i> (Herbst, 1786) (Hazánkban védett.)	41/1972[R], 42/1973[R], 43/1974[R]	4, 7	9, 23	23
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germar, 1834)		35	35	
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825)	41/1972[R], 43/1974[R]			
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i> (Herrich-Schaeffer, 1840)	41/1972[R], 43/1974[R]			
<i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Rambur, 1838)	41/1972[R]			
<i>Omocestus ventralis</i> (Zetterstedt, 1821)	41/1972[R], 42/1973[R], 43/1974[R]	7, 9, 10, 13, 15, 16, 17, 19, 21, 22, 23, 30, 33, 34, 39	7, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 27, 28, 29, 30, 33, 34, 35, 39, 40	6, 7, 9, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 22, 23, 25, 27, 29, 30, 33, 34, 35, 39
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)	41/1972[R], 43/1974[R], 44/1993[G], 45/1993[N], 46/1994[G], 47/1994[N]	2, 4, 7, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 17, 21, 24, 25, 27, 28, 30, 31, 33, 34, 35, 37, 38, 39, 40	6, 7, 9, 13, 14, 15, 24, 25, 27, 28	16, 30
<i>Omocestus petraeus</i> (Brisout de Barneville, 1855)	43/1974[R]			
<i>Glyptobothrus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	41/1972[R], 42/1973[R], 43/1974[R]	10, 32, 33	6, 7, 16, 34, 35, 37	34, 39

<i>Glyptobothrus brunneus</i> (Thunberg, 1815)	41/1972[R], 42/1973[R], 43/1974[R]	1, 4, 6, 7, 9, 13, 14, 15, 27, 31, 34, 35, 38, 39	3, 5, 6, 7, 9, 11, 13, 14, 15, 21, 24, 25, 30, 33, 34, 35, 39, 40	1, 4, 6, 7, 9, 13, 15, 21, 24, 25, 27, 28, 29, 30, 32, 34, 35, 39, 40
<i>Glyptobothrus mollis</i> (Charpentier, 1825)	41/1972[R], 43/1974[R]			
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	41/1972[R], 43/1974[R], 44/1993[G], 45/1993[N], 46/1994[G], 47/1994[N]	2, 6, 7, 9, 10, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 24, 26, 27, 30, 33, 34, 35, 37	5, 6, 9, 13, 14, 15, 16, 17, 19, 20, 23, 24, 25, 28, 30, 33, 34, 35, 39, 40	6, 7, 9, 13, 15, 16, 17, 19, 21, 22, 23, 24, 27, 29, 30, 33, 34, 35, 39
<i>Chorthippus dichrous</i> (Eversmann, 1895) (Hazánkban ritka.)	43/1974[R]	17, 19, 20, 21, 16, 27, 28, 30, 33, 35, 39	13, 27	9, 19, 20, 21, 35
<i>Chorthippus loratus</i> (Fischer-Waldheim, 1864) (Revideálva a hazai fajlistából, Nagy, 2003 = Ch. dichrous)	43/1974[R]			
<i>Chorthippus oschei</i> (Helvesen, 1986)		4, 6, 7, 9, 10, 13, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 23, 29, 30, 33, 34, 35, 39	9, 19, 20, 23	16, 17, 19, 23
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (DeGeer, 1773) (Revideálva a hazai fajlistából, Orci, 2002 = Ch. oschei)	43/1974[R]			
<i>Pseudochorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821)		2, 7, 9, 16, 17, 19, 20, 21, 22, 26, 29, 30, 33, 34, 35, 37	9, 11, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 22, 23, 25, 28, 30, 33, 34, 35	6, 7, 9, 13, 15, 16, 17, 19, 20, 24, 25, 29, 30, 33, 34, 35
<i>Euchorthippus declivus</i> (Brisout de Barneville, 1848)	43/1974[R]	2, 6, 7, 9, 13, 15, 16, 17, 19, 20, 21, 30, 35, 37, 39	9, 23, 29, 33, 34, 35	7, 9, 15, 30, 33, 35
<i>Euchorthippus pulvinatus</i> (Fischer de Waldheim, 1846)	41/1972[R]			
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815) (Hazánkban ritka.)	41/1972[R], 42/1973[R]			
<i>Dociostaurus maroccanus</i> (Thunberg, 1815) (Hazánkban ritka.)	48/1908[J]			
<i>Dociostaurus brevicollis</i> (Eversmann, 1848)	41/1972[R], 43/1974[R]		17, 23	23
<i>Tetrix subulata</i> (Linnaeu, 1758)	46/1994[G], 47/1994[N]			
<i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)				29

Az egyes élőhelytípusok faunája közt jelentős eltérést tapasztaltam. A legfajgazdagabbnak bizonyult kaszálókon a fajok 73%-a (22 faj) megtalálható volt. A földutakon a fajkészlet 67%-a, tarlókon 57%-a, az útszegélyeken, búzában, legelőkön és lucernában 53%-a, a vöröshereben 43%-a, a ruderaliákban 20%-a, a napraforgóban 13%-a, a kukoricában 6%-a fordult elő, míg a repcében csak 1 faj (3%) jelenléte volt igazolható. A repcében csak egy évben egy alkalommal történt mintavétel, amikor a kultúra másodvetésként került a területre.

A fajok élőhelyeken való megjelenésében is jelentős különbségeket találtam. A *Calliptamus italicus*, *Chorthippus dorsatus*, *Pseudochorthippus parallelus*, *Glyptobothrus brunneus*, *Omocestus haemorrhoidalis*, *Omocestus ventralis*, *Chorthippus dichrous*, *Conocephalus discolor*, *Parapleurus alliaceus* és *Roeseliana roeselii* az élőhelytípusok több mint felén előfordult, szemben a *Celes variabilis*, *Chrysochraon dispar*, *Dociostaurus brevicollis*, *Phaneroptera nana*, *Tessellana vittata* és *Tetrix bipunctata* fajokkal, melyek mindössze egy-egy élőhelytípusban jelentek meg (Nagy és Rácz, 2007; Nagy et al., 2017) (5. táblázat).

Nagy és Rácz (2007) adatbázisában a térség 12 területére (3. táblázat) vonatkozó 70 adatrekordot (faj/év/terület) találtam. Saját gyűjtéseimmel ezt további 540 adatrekorddal bővítettem, így jelenleg 610 egyenesszárnyúakra vonatkozó adatrekorddal rendelkezünk a területről. A számok alapján nem csak az agrárterületekről állt rendelkezésre kevés információ, hanem a térség egészének feltártsága is messze elmaradt az Alföld egyéb területeitől (pl.: Nyírség, Hajdúság, Kiskunság stb.) (Nagy és Rácz, 2007; Nagy et al., 2017).

5. táblázat A fauna fajainak vizsgált élőhelytípusokban való megjelenése és az élőhelyekre vonatkozó konstancia értéke (%) (2018-2020).

	legelő	kaszáló	vöröshere	lucerna	útszegély	földút	búza	repe	kukorica	napraforgó	ruderalia	tarló	Konstancia (%)
<i>Acrida ungarica</i>	1					1						1	25,0
<i>Aiolopus thalassinus</i>	1		1									1	25,0
<i>Bicolorana bicolor</i>	1	1			1	1							33,3
<i>Calliptamus italicus</i>		1	1	1	1	1	1		1			1	66,7
<i>Celes variabilis</i>		1											8,3
<i>Chorthippus oschei</i>	1	1		1	1	1						1	50,0
<i>Chorthippus dichrous</i>	1	1	1	1	1	1	1						58,3
<i>Chorthippus dorsatus</i>	1	1	1	1	1	1	1				1	1	75,0
<i>Chorthippus parallelus</i>	1	1	1	1	1	1	1				1	1	75,0
<i>Chrysochraon dispar</i>		1											8,3
<i>Conocephalus discolor</i>		1		1	1	1	1			1		1	58,3
<i>Dociopterus brevicollis</i>	1												8,3
<i>Euchorthippus declivus</i>	1	1		1	1	1						1	50,0
<i>Gampsocleis glabra</i>	1	1	1	1		1	1						50,0
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	1	1			1	1	1					1	50,0
<i>Glyptobothrus brunneus</i>		1	1	1	1	1	1	1			1	1	75,0
<i>Gryllus campestris</i>			1	1					1	1		1	41,7
<i>Leptophyes albivittata</i>		1			1	1						1	33,3
<i>Melanogryllus desertus</i>		1	1									1	25,0
<i>Oecanthus pellucens</i>	1	1			1		1			1			41,7
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	1	1	1	1	1	1	1				1	1	75,0
<i>Omocestus ventralis</i>	1	1	1	1	1	1	1				1	1	75,0
<i>Parapleurus alliaceus</i>	1	1	1	1		1							41,7
<i>Phaneroptera nana</i>							1						8,3
<i>Platycleis affinis</i>						1						1	16,7
<i>Roeseliana roeseli</i>	1	1		1	1	1	1				1	1	66,7
<i>Ruspolia nitidula</i>		1			1	1	1						33,3
<i>Tessellana vittata</i>							1						8,3
<i>Tetrix bipunctata</i>				1									8,3
<i>Tettigonia viridissima</i>		1	1	1		1	1			1			50,0
össz.	16	22	13	16	16	20	16	1	2	4	6	17	

A területen három védett faj, a *Gampsocleis glabra*, az *Acrida ungarica* és a *Celes variabilis* fordul elő, melyek közül korábban csak az *A. ungarica* jelenléte volt ismert. A két újonnan kimutatott faj közül a *G. glabra* kilenc, míg a *C. variabilis* egy mintaterületről került elő, az *A. ungarica* pedig összesen nyolc (3+5) területről vált ismertté (3. ábra). A hazai fauna ritka tagjai közül öt (*Platycleis montana*, *Melanogryllus desertus*, *Chorthippus dichrous*, *Myrmeleotettix maculatus*, *Dociopterus maroccanus*) fordul elő a területen.

4.2. Az olasz sáska mint potenciális kártevő

Orthopterológiai vizsgálataim során 2018-ban és 2019-ben a *Calliptamus italicus* jelentős dominanciája a különböző agrár élőhelyeken már a terepi mintavételek során nyilvánvalóvá vált. A faj vizsgálatába vont mintaterületeken (36 terület) 27 egyenesszárnyú faj (11 Ensifera és 16 Caelifera) 1440 egyedét fogtam be, melyből a faji szinten határozható imágók száma 1144 (79,4%) volt (6. táblázat). Az összesített adatok alapján a vizsgált agrár élőhelyeken mindkét évben az olasz sáska mutatkozott a legtömegesebbnek összesen 190 egyeddel, ami a fogott anyag 13,19%-a volt.

6. táblázat A 2018-ban és 2019-ben mintázott 36 terület egyenesszárnyú fajainak listája a fajok összesített egyedszámaival (Nössz) és relatív gyakoriságával (RF%).

Faj	Nössz	RF%			
Ensifera			<i>Mecostethus parapleurus</i>	14	0,97
<i>Conocephalus fuscus</i>	30	2,08	<i>Celes variabilis</i>	1	0,07
<i>Leptophyes albovittata</i>	8	0,56	<i>Dociostaurus brevicollis</i>	5	0,35
<i>Ruspolia nitidula</i>	6	0,42	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	72	5,00
<i>Tettigonia viridissima</i>	8	0,56	<i>Omocestus rufipes</i>	113	7,85
<i>Platycleis affinis</i>	4	0,28	<i>Chrysochraon dispar</i>	2	0,14
<i>Metrioptera bicolor</i>	8	0,56	<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	15	1,04
<i>Metrioptera roeselii</i>	63	4,38	<i>Glyptobothrus brunneus</i>	97	6,74
<i>Gampsocleis glabra</i>	9	0,63	<i>Chorthippus dichrous</i>	41	2,85
<i>Gryllus campestris</i>	18	1,25	<i>Chorthippus dorsatus</i>	112	7,78
<i>Oecanthus pellucens</i>	6	0,42	<i>Chorthippus oschei</i>	98	6,81
<i>Melanogryllus desertus</i>	3	0,21	<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	141	9,79
Caelifera			<i>Euchorthippus declivus</i>	56	3,89
<i>Acrida ungarica</i>	4	0,28	Acrididae lárva	279	19,38
<i>Calliptamus italicus</i>	190	13,19	Tettigonidae lárva	17	1,18
<i>Aiolopus thalassinus</i>	20	1,39	Összesen	1440	

Saját tapasztalataimon túl 2019-ben Forgács János a faj tömeges felszaporodását és kártételét tapasztalta Folyás (Hajdú-Bihar megye) külterületén napraforgóban (GPS: 47°46'30.80"É 21°03'14.90"K). Az elővetemény itt vöröshere volt, ami után talajművelés nélkül vetették a napraforgót. A faj lárváinak egyedszáma a károsított területen meghaladta a 100 egyed/m²-t, és növényvédőszeres kezeléssel kellett a kártételt megfékezni (5. ábra).

7. táblázat A 2018-2019-ben vett egyenesszárnyú minták és a gyűjtött *Calliptamus italicus* anyag fontosabb adatai a vizsgált élőhelytípusoknak megfelelő csoportosításban.

	Minta- szám	Fajszám			<i>C. italicus</i> egyedszám		<i>C. italicus</i> RF%	
		össz.	átlag	±SD	átlag	±SD	átlag	±SD
összesen	72	27	5,22	3,43	2,64	4,84	13,42	21,91
kukorica	11	4	0,50	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00
napraforgó	5	6	1,67	1,37	0,17	0,41	8,33	20,41
lucerna	7	15	4,29	2,50	10,71	9,36	51,61	33,85
vöröshere	4	10	4,00	1,41	1,50	1,91	20,54	27,10
tarló	4	13	4,80	3,19	2,60	2,30	23,45	24,28
földút	8	15	8,00	2,00	5,25	5,06	19,28	17,89
útszegély	8	16	7,88	1,96	4,50	3,12	15,53	11,07
legelő	8	16	6,25	3,15	0,00	0,00	0,00	0,00
kaszáló	7	22	9,71	1,60	0,29	0,76	1,14	3,02
búza	6	12	5,00	1,58	2,80	4,66	12,65	16,70
ruderália	4	10	5,25	1,89	0,25	0,50	1,39	2,78



5. ábra Olasz sáska (lárvák) gradációja Folyás (Hajdú-Bihar megye) külterületén 2019.
Fotó: Forgács János

4.3. A különböző agrár tájelemek Orthoptera együttese

Az agrár tájelemek egyenesszárnyú együtteseinek vizsgálatát 36 mintaterület bevonásával végeztem 2018 és 2020 között. A munka során 29 Orthoptera faj (11 Ensifera és 18 Caelifera) 2121 egyede került a mintákba, aminek 21,5%-a faji szinten nem határozható lárva volt. A fajok többsége a pratinikol életformához tartozott (90,67%), míg a geofilek aránya jelentősen kisebb, 7,40% volt (8. és 9. táblázat).

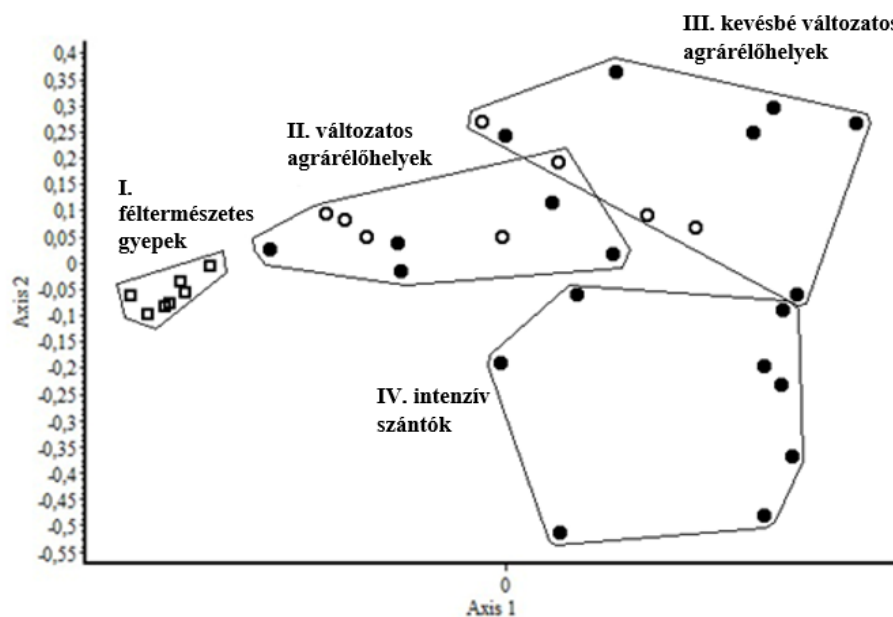
A leggyakoribb fajok az Alföld széles körben elterjedt fajai voltak (8. táblázat). A potenciális mezőgazdasági kártevő *Calliptamus italicus* lokális abundanciája és sűrűsége nagyobb volt, mint regionális léptékben (Arnóczkyné et al., 2020a), a regionálisan ritka *Chorthippus dichrous* pedig nagy lokális abundanciát és térbeli állandóságot mutatott. A térség mindhárom védett faja előfordult a mintákban (Nagy & Rácz, 2007; Nagy et al., 2017; Heller et al., 1998; Rácz, 1998) (8. táblázat). A teljes mintában a *Calliptamus italicus* (14,7%), a *Pseudochorthippus parallelus* (13,1%), a *Chorthippus dorsatus* (12,7%), a *Glyptobothrus brunneus* (11,6%) és az *Omocestus rufipes* (9,9%) volt az öt legtömegesebb faj, de a *Chorthippus oschei* (7,0%) és a *Roeseliana roeselii* (5,2%) relatív gyakorisága is meghaladta az 5%-ot (8. táblázat).

Az Orthoptera együttesek kvantitatív többváltozós elemzése során négy élőhelycsoportot azonosítottunk (9. táblázat). Az 1. PCoA tengely mentén a féltermészetes élőhelyek (I) elkülönültek a mezőgazdasági élőhelyek két átmeneti csoportjától (II és III) és az intenzíven művelt szántóktól (IV), míg a 2. PCoA tengely mentén a fajszegény intenzív szántók (IV) és a másik három élőhelycsoport (I, II és III) elkülönülése volt megfigyelhető (6. ábra). Ezen csoportok hierarchiáját klaszteranalízissel azonosítottuk (7. ábra). A Whittaker-index értékei alátámasztották a többváltozós elemzés eredményét. Ez szintén a féltermészetes és a kevésbé intenzíven használt mezőgazdasági élőhelyek homogén jellegét és az intenzíven használt szántóföldeken élő együttesek nagy heterogenitását mutatta (9. táblázat).

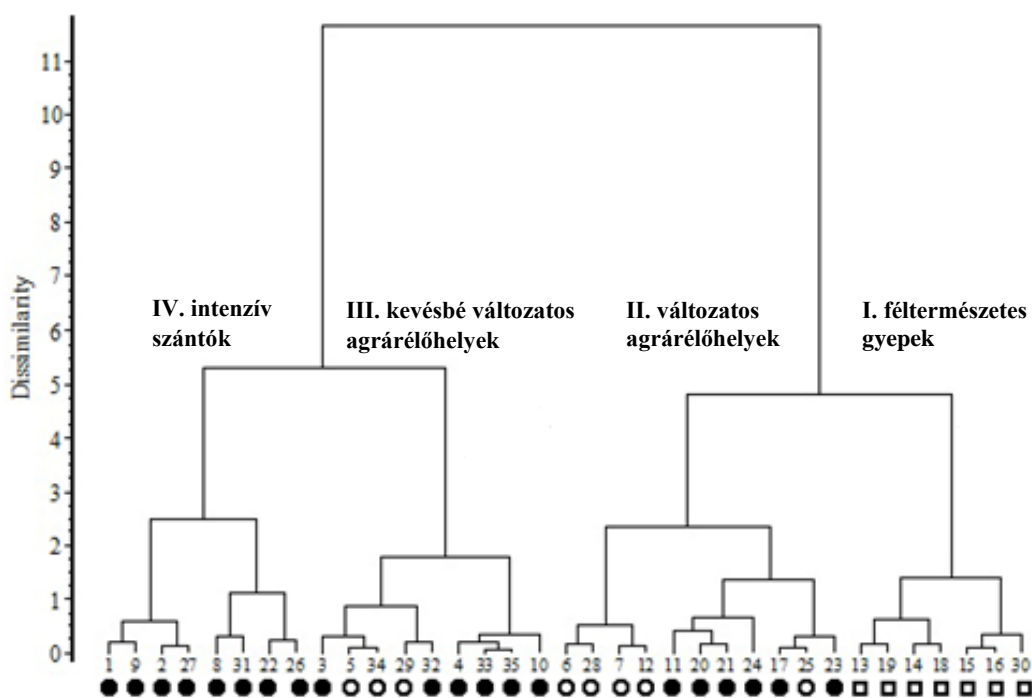
Az a priori és a klasztercsoportok közötti megfelelés a féltermészetes élőhelyek esetében teljes volt (I) (10. táblázat). A lineáris ruderális élőhelyek (pl. útszegélyek) a priori csoportja a mezőgazdasági élőhelyek két átmeneti csoportja (II. és III.) között oszlott el. Ezek az átmeneti csoportok hat, illetve öt szántóterületet tartalmaztak, míg a fennmaradó kilenc intenzíven művelt szántó egy heterogén csoportot (IV) alkotott a gradiens végén (10. táblázat és 6. ábra).

8. táblázat A vizsgált 36 terület Orthoptera fajai, azok életforma- és ökotípusai (Ingrisch & Koehler, 1997), relatív gyakorisága (RF%), térbeli konstanciája (Kon) és a Grasshopper Conservation Index (GCI') értéke. arb: arbusztikol, geo: geofil, gra: graminikol, pra: pratinikol, mes: mezofil; hyg: higrofil, m-: közepesen, xer: xerofil

	életforma	ökotípus	RF (%)	Kon. (%)	GCI'
<i>Acrida ungarica</i>	gra	xer	0,30	11,11	0,67
<i>Aiolopus thalassinus</i>	geo	hyg	1,26	16,67	0,50
<i>Bicolorana bicolor</i>	pra	xer	0,60	13,89	0,67
<i>Calliptamus italicus</i>	pra	xer	14,66	63,89	0,42
<i>Celes variabilis</i>	geo	xer	0,06	2,78	0,75
<i>Chorthippus oschei</i>	mes	mes	6,97	33,33	0,50
<i>Chorthippus dichrous</i>	pra	mes	3,73	75,00	0,75
<i>Chorthippus dorsatus</i>	pra	mes	12,68	52,78	0,67
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	mes	mes	13,10	61,11	0,42
<i>Chrysochraon dispar</i>	mes	m-hyg	0,12	2,78	0,75
<i>Conocephalus fuscus</i>	pra	hyg	2,46	41,67	0,58
<i>Doclostaurus brevicollis</i>	geo	xer	0,36	5,56	0,75
<i>Euchorthippus declivus</i>	pra	xer	4,51	50,00	0,75
<i>Gampsocleis glabra</i>	pra	xer	0,66	22,22	0,67
<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	pra	m-xer	1,08	27,78	0,58
<i>Glyptobothrus brunneus</i>	pra	m-xer	11,60	72,22	0,42
<i>Gryllus campestris</i>	geo	mes	1,14	16,67	0,75
<i>Leptophyes albiovittata</i>	pra	mes	0,60	11,11	0,83
<i>Melanogryllus desertus</i>	geo	xer	0,18	8,33	0,83
<i>Oecanthus pellucens</i>	par	mes	0,36	16,67	0,83
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	pra	xer	4,51	69,44	0,50
<i>Omocestus rufipes</i>	pra	m-xer	9,86	66,67	0,42
<i>Mecostethus parapleurus</i>	pra	m-hyg	2,04	25,00	0,67
<i>Phaneroptera nana</i>	arb	mes	0,06	2,78	0,67
<i>Platycleis affinis</i>	pra	m-xer	0,24	11,11	0,67
<i>Roeseliana roeseli</i>	pra	m-hyg	5,17	66,67	0,42
<i>Ruspolia nitidula</i>	pra	hyg	0,90	22,22	0,58
<i>Tetrix bipunctata</i>	pra	m-hyg	0,12	5,56	0,83
<i>Tettigonia viridissima</i>	mes	mes	0,66	22,22	0,42



6. ábra A 35 mintavételi hely Orthoptera együtteseinek ordinációja (Bray-Curtis távolság, inf. tartalom: 1. tengely = 29,80%, 2. tengely = 14,87%). Elsődleges élőhelytípusok: üres négyzet = féltermészetes élőhelyek; üres körök = lineáris ruderalis élőhelyek; fekete körök = szántóföldek



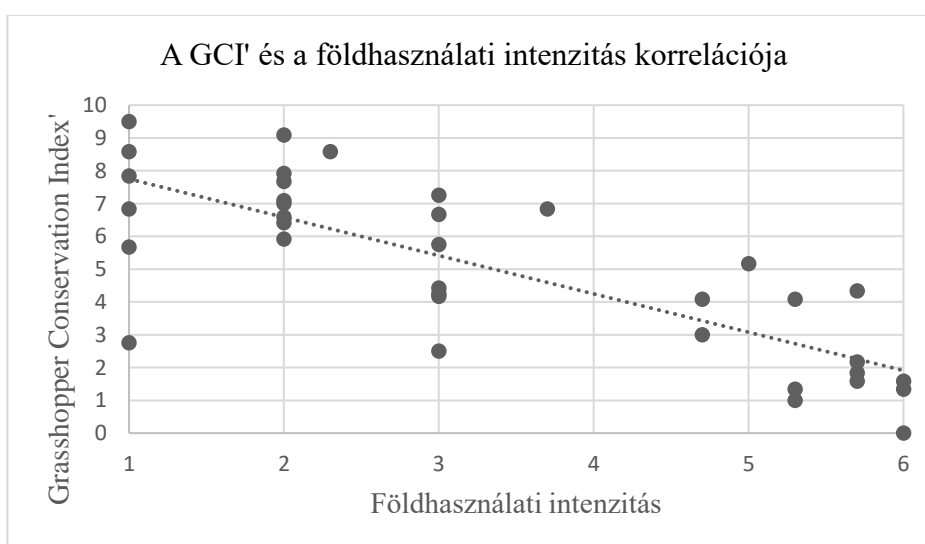
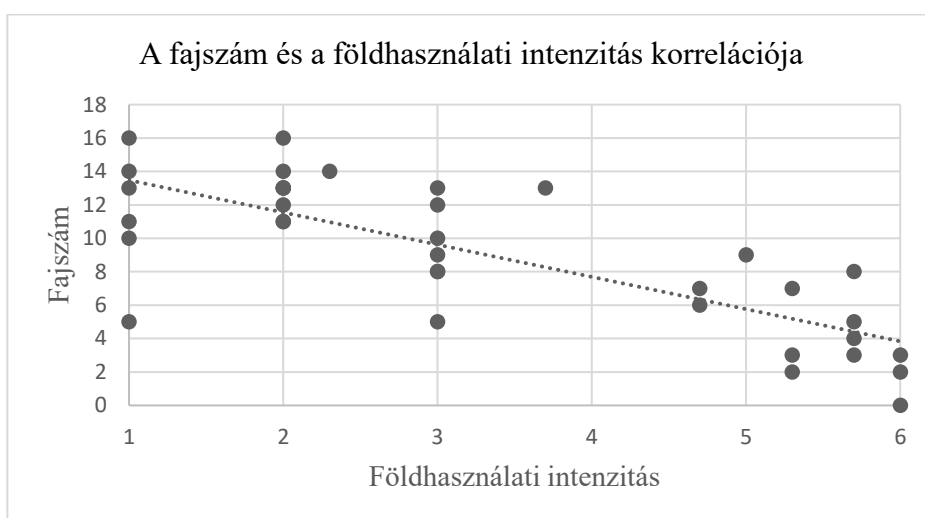
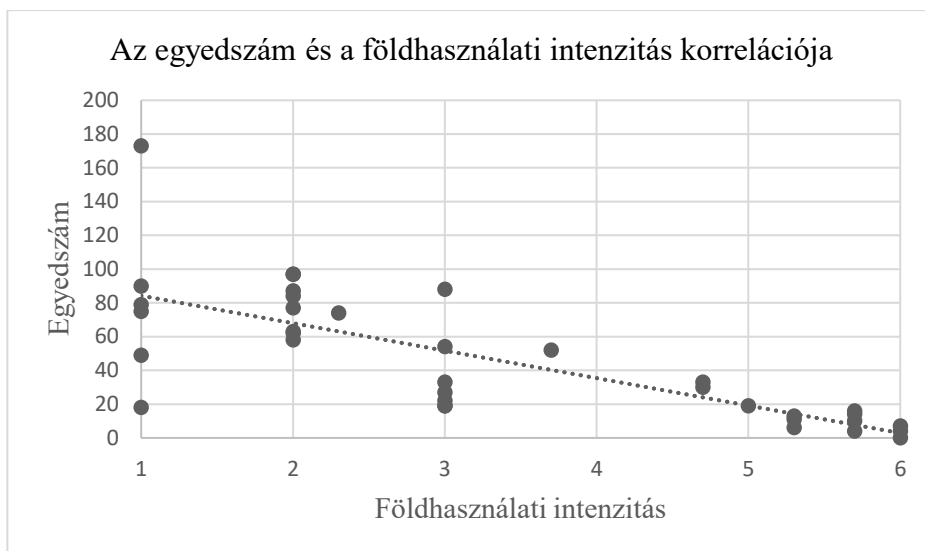
7. ábra A 35 mintavételi terület Orthoptera együtteseinek klaszteranalízise (Bray-Curtis távolság, MISSQ). Elsődleges élőhelytípusok: üres négyzet = félig természetes helyek; üres körök = lineáris ruderalis élőhelyek; fekete körök = szántóföldek

Az együttesek fajgazdagsága a féltermészetes élőhelyek csoportjától az intenzív szántók irányába csökkent az 1. tengelyen látható gradiens mentén. Az Orthoptera együttesek átlagos fajgazdagsága és abundanciája azonos tendenciát mutatott, és a féltermészetes élőhelyek voltak a legfajgazdagabbak. A féltermészetes és változatos mezőgazdasági élőhelyek fajgazdagsága szignifikánsan magasabb volt, mint az intenzív szántóké, míg a kevésbé változatos mezőgazdasági élőhelyek közepes értékekkel rendelkeztek (9. táblázat).

A különböző életformák gyakorisága minden életforma típus esetében hasonló mintázatot mutatott, kivéve a geofil fajokat, amelyek az intenzív szántókon mutatták a legmagasabb relatív gyakoriságot. A különbség csak a változatos mezőgazdasági területekhez képest volt szignifikáns, ahol az érték szignifikánsan alacsonyabb volt a féltermészetes területeken tapasztalt értéktől is. Ezzel párhuzamosan az intenzív szántókon volt a legalacsonyabb a pratinikol fajok aránya, de ebben az esetben a tapasztalt különbség nem volt statisztikailag jelentős. Az ökotípusokat tekintve a higrofil fajok relatív gyakorisága a féltermészetes élőhelyektől az egyre intenzívebben művelt mezőgazdasági területek felé folyamatosan csökkent, az intenzíven művelt szántók és a féltermészetes területek között pedig szignifikáns különbség volt. Ugyanakkor a mérsékelt xerofil és xerofil fajok aránya magasabb volt az intenzívebben művelt élőhelytípusokban (9. táblázat).

A Grasshopper Conservation Index (GCI') alapján a féltermészetes területeken élő Orthoptera együttesek természetvédelmi értéke volt a legnagyobb, és az érték a PCoA 1. tengelye által mutatott gradiens mentén csökkent. Az intenzív szántók természetvédelmi értéke szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a féltermészetes gyepeké és változatos mezőgazdasági területeké, míg a kevésbé változatos mezőgazdasági területek közepes értéket mutattak. Az átlagos standardizált GCI' ugyanezt a tendenciát mutatta, de ebben az esetben csak a féltermészetes területeknek volt szignifikánsan nagyobb természetvédelmi értéke, mint az intenzív szántóknak, a másik két típus pedig köztes értéket mutatott (9. táblázat).

A vizsgált területeken mind a fogott egyedszám, mind a fajgazdagság, mind pedig a GCI' negatívan korrelált a földhasználati intenzitással (8. ábra).



8. ábra A vizsgált területek egyedszámának ($r=-0,743$, $p<0,0001$), fajgazdagságának ($r= -0,767$, $p<0,0001$) és GCI' értékének ($r=-0,770$, $p <0,0001$) korrelációja a földhasználati intenzitással

9. táblázat Többváltozós elemzéssel kialakított együtttestípusok (I-IV.) főbb jellemzői. A kis betűk a Mann-Whitney U teszt alapján szignifikáns különbségekre utalnak az együtttestípusok között ($p < 0,01$).

	féltermészetes gyepek (I.)	vált. agrár élőh. (II.)	kevésbé vált. agr. élőh. (III.)	intenzív szántók (IV.)	Össz.
Átlagos egyedszám (\pm SE)	79,71 \pm 18,00a	54,09 \pm 10,45a	45,89 \pm 5,56ab	12,25 \pm 3,32b	47,54 \pm 6,43
Össz. fajszám (S)	26	24	20	16	29
Átlagos fajszám (α \pm SE)	11,86 \pm 1,37a	11,64 \pm 0,78a	8,67 \pm 1,20ab	4,25 \pm 0,80b	9,23 \pm 0,71
Whittaker index	2,19	2,06	2,03	3,76	3,14
Átlagos intenzitás (\pm SE)	1,19 \pm 0,19a	2,85 \pm 0,33ab	3,52 \pm 0,47b	5,33 \pm 0,35b	3,26 \pm 0,29
GCI'	7,11 \pm 0,87a	6,42 \pm 0,48a	4,74 \pm 0,71ab	2,22 \pm 0,43b	5,16 \pm 0,43
GCI _n '	0,59 \pm 0,01a	0,55 \pm 0,01ab	0,54 \pm 0,02ab	0,53 \pm 0,04b	0,55 \pm 0,01
Életforma (átl. RF% \pmSE)					
Arbusztikol	0,70 \pm 0,46	2,12 \pm 1,34	0,52 \pm 0,36	3,13 \pm 3,13	1,66 \pm 0,82
Pratinikol	92,32 \pm 2,53	96,83 \pm 1,42	94,80 \pm 2,92	76,06 \pm 12,07	90,67 \pm 3,12
Graminikol	0,58 \pm 0,58	0,21 \pm 0,14	0,37 \pm 0,37	0,00 \pm 0,00	0,28 \pm 0,15
Geofil	6,39 \pm 2,33a	0,83 \pm 0,83b	4,32 \pm 2,78ab	20,81 \pm 12,42a	7,40 \pm 3,11
Ökotípus forma (átl. RF% \pmSE)					
hygrofil	6,63 \pm 0,91a	5,36 \pm 1,69a	3,54 \pm 2,23a	1,52 \pm 1,14b	4,27 \pm 0,91
mérsékeltlen hygrofil	7,97 \pm 2,09ab	12,83 \pm 3,59a	2,43 \pm 1,34b	9,93 \pm 4,44ab	8,52 \pm 1,69
mezofil	59,54 \pm 4,87a	33,80 \pm 1,20b	15,10 \pm 3,32c	25,99 \pm 10,59bc	32,36 \pm 3,75
mérsékeltlen xerofil	18,88 \pm 4,64	23,17 \pm 1,49	23,86 \pm 5,17	41,76 \pm 10,44	26,74 \pm 4,64
xerofil	6,98 \pm 1,72a	24,84 \pm 2,78b	55,07 \pm 6,33c	20,8 \pm 6,32ab	28,12 \pm 3,70

10. táblázat A klasztercsoportok és a vizsgált élőhelyek a priori kategóriái közötti megfelelés (ld. még 5. és 6. ábra).

a priori élőhelytípus	Ter. száma	féltermészetes gyepek (I.)	változatos agrár élőhelyek (II.)	kevésbé változatos agrár élőhelyek (III.)	intenzív szántók (IV.)
féltermészetes	7	7			
lineáris ruderális élőhelyek	8		5	3	
szántóterületek	20 (+1)*		6	5	9
Össz.	35 (+1)*	7	11	8	9

*a vizsgálat ideje alatt nem találtunk egyenesszárnyúakat

Az IndVal analízis eredményei szerint a vizsgált együttesek általánosan elterjedt faja a *Glyptobothrus brunneus*, a *G. biguttulus* és az *Omocestus haemorrhoidalis* volt. A féltermészetes és változatos mezőgazdasági élőhelyeknek tíz közös karakterfaja volt (*Pseudochorthippus parallelus*, *Chorthippus dorsatus*, *Omocestus rufipes*, *Roeseliana roeselii*, *Euchorthippus declivus*, *Conocephalus fuscus*, a *Chorthippus dichrous* *Mecostethus parapleurus*, *Ruspolia nitidula* és *Bicolorana bicolor*), míg a féltermészetes élőhelyeket egyedül a *Chorthippus oschei*, a *Gampsocleis glabra*, az *Aiolopus thalassinus*

és a *Dociostaurus brevicollis* nagy fidelitása és specifitása jellemezte. A változatos mezőgazdasági területeknek nem voltak saját karakterfajai. A kevésbé változatos mezőgazdasági élőhelyeknek és az intenzív szántóknak egy közös karakterfaja (*Gryllus campestris*) volt. A kevésbé változatos mezőgazdasági területeket a *Calliptamus italicus* jellemezte, az intenzív szántók pedig nem rendelkeztek saját karakterfajjal (11. táblázat).

11. táblázat Az IndVal elemzés eredménye: egyedszám egy adott mintaterület-csoportban / foglalt mintahelyek száma egy adott mintaterület-csoportban. IndVal: a fajok indikátorértéke; **: szignifikáns karakterfaj; NS: nem szignifikáns; Kl: klaszter csoportok

Kl.	Faj	IndVal	félterm. gyepek (I.)	vált. agrár élőh. (II.)	kevésbé vált. agr. élőh. (III.)	intenzív szántók (IV.)
I	<i>Chorthippus oschei</i>	65,49**	80/6	24/7	11/5	1/1
	<i>Gamsocleis glabra</i>	51,62**	7/5	3/2	1/1	0/0
	<i>Aiolopus thalassinus</i>	45,75**	16/4	0/0	4/1	1/1
	<i>Dociostaurus brevicollis</i>	28,57**	6/2	0/0	0/0	0/0
I-II	<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	88,05**	163/7	41/10	13/4	1/1
	<i>Chorthippus dorsatus</i>	82,61**	57/7	119/11	32/7	3/2
	<i>Omocestus rufipes</i>	79,34**	77/7	62/10	21/5	4/2
	<i>Roeseliana roeselii</i>	74,79**	34/6	39/10	8/5	5/3
	<i>Euchorthippus declivus</i>	66,13**	13/6	56/7	6/5	0/0
	<i>Conocephalus fuscus</i>	48,43**	6/2	30/8	4/4	1/1
	<i>Chorthippus dichrous</i>	45,75**	41/4	16/5	3/2	2/1
	<i>Mecostethus parapleurus</i>	36,23**	14/3	14/5	0/0	6/1
	<i>Ruspolia nitidula</i>	33,44**	7/3	6/4	2/1	0/0
	<i>Bicolorana bicolor</i>	27,78**	2/2	8/3	0/0	0/0
II	Nincs karakterfaj					
I-IV	<i>Glyptobothrus brunneus</i>	74,29NS	6/1	74/11	78/8	35/6
	<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	71,43NS	4/3	32/10	22/8	17/4
	<i>Glyptobothrus biguttulus</i>	28,57NS	4/2	6/2	6/4	2/2
III	<i>Calliptamus italicus</i>	85,81**	0/0	49/10	189/9	6/4
III-IV	<i>Gryllus campestris</i>	27,95**	0/0	1/1	6/2	12/3
IV	Nincs karakterfaj					
	Mintaterületek száma		7	11	9	8

4.4. A magyarországi *Bombus* fauna összetétele és hosszú távú változásai új adatokkal Magyarországról, Nyugat-Ukrajnából és Nyugat-Romániából

4.4.1. A fauna összetétele

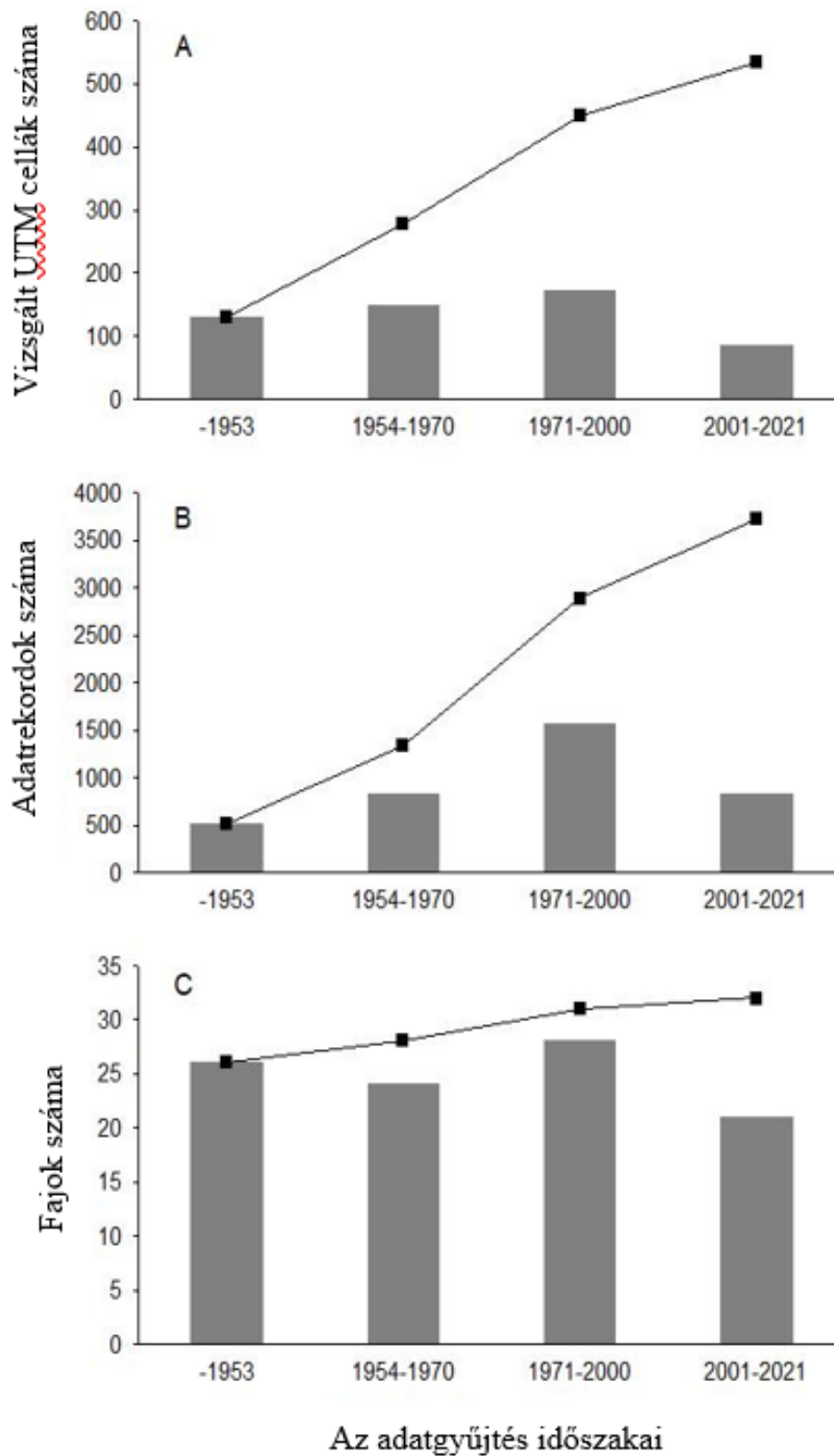
Magyarország területét 1052 db 10×10 km-es UTM cella fedi le, ebből 531 db tartalmaz összesen 3716 poszméh adatrekordot (faj/UTM cella/időszak). Az adatsor első adatait 1953-ban gyűjtötték és publikálták (*Sárospataki et al.*, 2003). Azóta a vizsgált UTM cellák és adatrekordok száma folyamatosan nőtt. A mintavételezés egymást követő periódusaiban közel azonos számú UTM cellából történt mintavétel (9.A ábra), míg a legtöbb adatrekord az 1971 és 2000 közötti időszakból származik (9.B ábra). Az adatgyűjtés elmúlt intenzív időszakában több mint 900 adatrekord gyűlt össze, és az adatállomány területi lefedettsége 41,7%-ról 50,5%-ra nőtt. Ezekből az új adatokból 829 a szerzők 2000 utáni mintavételei során, a többi pedig a 2000 után publikált forrásokból került összegyűjtésre. Ezenkívül 14 UTM adatrekordot gyűjtöttünk egy korábban nem vizsgált nyugat-ukrán és egy másik, szintén ismeretlen nyugat-román UTM cellából.

A periódusokat időarányosan tekintve 1971 és 2000 között vizsgáltuk a legkevesebb UTM cellát, míg ha az adatrögzítések számát vesszük alapul, az időszakok közel azonos intenzitást mutatnak (9. A-B. ábra). A vizsgált cellák területi eloszlását, a legújabb adatok korát és a fajok számát a Melléklet 34. és 35. ábrája szemlélteti.

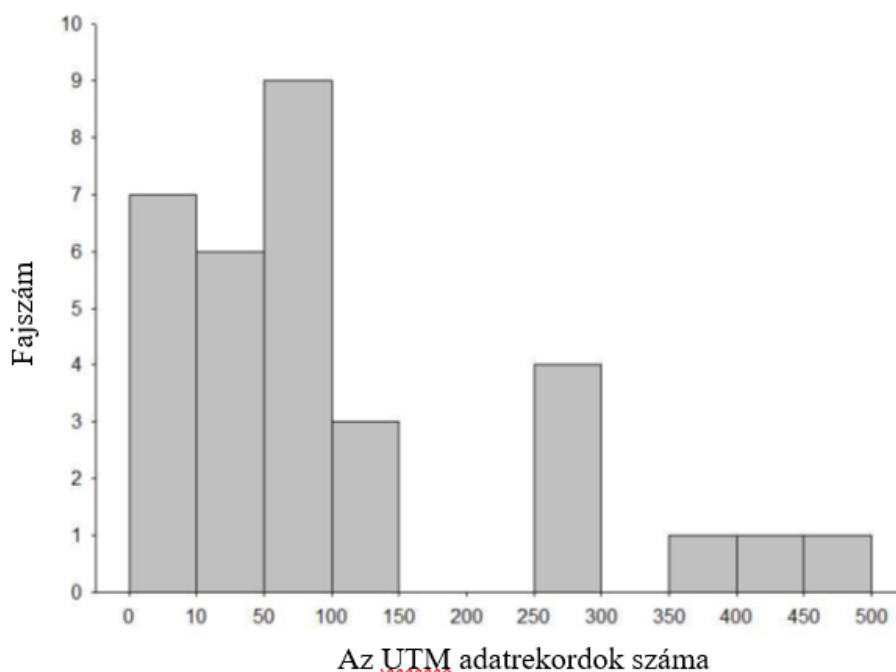
Összesen 32 poszméh faj (26 poszméh (*Bombus sp.*) és 6 álposzméh faj (korábban *Psithyrus sp.*) adatai szerepelnek az adatsorban. Közülük három (*Bombus distinguendus*, *B. elegans*, *B. serratissima*) csak archaikus (legalább 70 éves) adatokkal rendelkezik. Ez alátámasztja *Rakonczay* (1989) eredményeit, aki korábban kihaltnak találta és revideálta őket. Mivel a *B. distinguendus* és a *B. elegans* taxonómiai státusza megváltozott (ma már szinonimaként említik őket (*Williams*, 2011)), ezért az aktualizált fajlista 29 faj tartalmaz (12. táblázat). A fajok többsége (25 faj) már 1953 előtt ismert volt, majd a következő három mintavételi időszakban az ismert fajok száma folyamatosan nőtt (9.C ábra).

A legtöbb fajnak csak néhány UTM adatrekordja van. Hét fajnak 10-nél kevesebb rekordja van, és ezek közül hármat revideáltak. Másik hat faj 11-50, további kilenc 51-100 rekorddal rendelkezik. Csak hét faj van több mint 250 UTM adatrekorddal (10. ábra).

A felsorolt fajok közül a *B. fragrans* fokozottan védett, míg a *B. argillaceus*, *B. confusus*, *B. humilis*, *B. laesus*, *B. muscorum*, *B. paradoxus*, *B. pomorum*, *B. ruderatus*, *B. sylvarum*, *B. soroeensis* és *B. subterraneus* Magyarországon védettek (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet) (12. táblázat).



9. ábra Az UTM cellák száma (oszlopok) és kumulatív száma (vonal) a vizsgált UTM cellák számával (A), az adatrekordok számával (B) és a fajok számával (C) a magyarországi poszméh-adatgyűjtés egymást követő időszakaiban



10. ábra Az adatrekordok megoszlása a hazai poszméhfauna fajai között

4.4.2. A fajok relatív gyakoriságának változása

A vizsgálatok utolsó 20 éves periódusában 259 10×10 km-es UTM cellából 21 fajról 835 adattal rendelkezünk, míg nyolc faj esetében új adatfelvétel nem történt (Melléklet 1-33. ábra).

A *B. consobrinus* egyetlen magyarországi adatát a Börzsönyben található Gál-réten (CU51-es cella) gyűjtötték 1970 után, de az adatok pontos dátuma nem ismert (Melléklet 6. ábra). Az utóbbi időben Magyarországról nincs adata. A *Bombus lucorum* komplexhez tartozó *B. cryptarum* is csak egy adattal rendelkezik, így magyarországi előfordulása kétséges (Melléklet 17. ábra). A *B. sylvestris* a mintavételek harmadik időszakából (1971-2000) mindössze öt adattal rendelkezik, újabb adatai nincsenek, így relatív gyakorisága 1% alá csökkent a faunában (Melléklet 31. ábra). A korábban is ritkának számító *B. fragrans* elterjedési területe az adatok alapján folyamatosan csökkent, és a 2000 utáni időszakból nincs adata (13. táblázat, Melléklet 9. ábra). A *B. bohemicus*t korábban a Bakonyban és a Bükkben is megtalálták, de az elmúlt két évtizedben nem mutatták ki (Melléklet 3. ábra). A *B. subterraneus* is csak 2001 előtt rendelkezik adatokkal, a fauna széles körben elterjedt, de kis abundanciájú tagja volt (Melléklet 29. ábra). A *B. confusus*,

a *B. laesus*, és a *B. paradoxus* szintén nem rendelkezik adatokkal a 2000 utáni időszakból (Melléklet 5., 15, 20. ábra).

További öt faj (*B. humilis*, *B. muscorum*, *B. pomorum*, *B. barbutellus* és *B. rupestris*) relatív gyakorisága is csökkenő tendenciát mutatott, de ez nem változtatott gyakorisági kategóriájukon (12. táblázat). A *B. humilis*, a *B. muscorum* és a *B. pomorum* relatív gyakorisága folyamatosan csökkent, míg a *B. rupestris* relatív gyakorisága esetében ez a tendencia 1954-1970 között, a *B. barbutellus* esetében pedig csak 2001-2021 között jelentkezett (13. táblázat). A relatív gyakoriságok változása egyetlen esetben sem okozta a gyakorisági kategória változását.

Ezzel szemben 15 faj relatív gyakorisága nőtt a fauna legutóbbi értékelése óta (Sárospataky 2003): *B. argillaceus*, *B. campestris*, *B. haematurus*, *B. hortorum*, *B. hypnorum*, *B. lapidarius*, *B. lucorum*, *B. pascuorum*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*, *B. ruderatus*, *B. soroeensis*, *B. sylvarum*, *B. terrestris*, *B. vestalis*. Négy faj esetében a relatív gyakoriság növekedése a gyakorisági kategória változását is okozta. A *B. argillaceus* és a *B. haematurus* esetében a kategória I-ről II-re változott, és a relatív gyakoriságok változása is jelentős és gyors volt az elmúlt 200 évben. A *B. hortorum* és a *B. sylvarum* gyakorisági kategóriái III-ről IV-re változtak, de kisebb növekedést mutattak a relatív gyakoriságban, mint a két korábbi faj (12. és 13. táblázat).

A relatív gyakoriságok változásának hosszú távú trendjeit figyelembe véve a 15 említett fajból hét mutatott viszonylag stabil relatív gyakoriságot (*B. hortorum*, *B. lapidarius*, *B. pratorum*, *B. ruderarius*, *B. sylvarum*, *B. terrestris*, *B. vestalis*), míg a *B. ruderatus* gyakorisága enyhén csökkenő tendenciát mutatott (13. táblázat).

4.4.3. A fajok elterjedésének változásai

Az új adatok átrajzolják számos *Bombus* faj elterjedési területének határát. A kelet-mediterrán *B. argillaceus*-nak, amely az első védett *Bombus* faj volt Magyarországon, mind a legészakibb (Tiszatelek; EU64 cella), mind a legkeletibb (Túrístvándi; FU22 cella) előfordulását 2000 után rögzítettük, és új nyugat-ukrán adatokat is rögzítettek Munkácsból (Konovalova, 2008). A faj az adatok alapján az elmúlt két évtizedben országszerte elterjedt, relatív gyakorisága az 1950-es és 2000-es évek között csökkent, 2000 óta azonban növekedést mutat (13. táblázat).

A *B. haematurus* intenzív terjedése is kimutatható volt. Az első adatokat az 1980-as években gyűjtötték, de 2003-ig csak a Dunántúl középső és déli részéről ismertük

(Nyugat-Magyarország). Ezt követően a Dunától, sőt a Tiszától keletre is megjelent. A Szakács Orsolya által 2019-ben Romániából (Szalacs / Sălacea) gyűjtött adataink az ország legészakibb előfordulásának tekinthetők (*Ban-Calefariu & Sárospataki, 2007; Rasmont & Iserbyt, 2013*). Az első nyugat-ukrajnai adatot (Nagydobrony / Welyka Dobron') Szanyi Szabolcs gyűjtötte 2015-ben, korábban csak az ország délkeleti részén található Krím-félszigetről ismertük (*Biella et al., 2020*).

Az európai kontinentális *B. hypnorum*-ról az 1990-es évek óta nem volt adatunk Magyarországról. Addig a Dunántúl és Észak-Magyarország dombvidékeiről ismertük. 2015-től újra megjelent a Dunántúlon, 2018 óta pedig a Tiszától keletre fekvő kelet-magyarországi alföldeken is megtaláltuk.

A 2013-as mintavételek előtt Nagydobrony környékéről nem rendelkezünk adatokkal *Bombus* fajokról, így a mintavételezett 8 faj (*B. haematurus, B. hortorum, B. humilis, B. lapidarius, B. muscorum, B. pascuorum, B. sylvarum, B. terrestris*) adatai ismereteink jelentős hiányát pótolják.

12. táblázat A magyar poszméh fauna revideált fajlistája a fajok relatív gyakoriságával (RF%) és gyakorisági kategóriáival Sárospataki et al. (2003) és a 2021-ben készített új adatbázis alapján számítva. *: Magyarországon védett faj, R=revideált (hazánkból kihaltnak tekinthető, részletezve a 4.4.1. fejezetben), vsz=validáció szükséges (az adatok száma és/vagy kora miatt felülvizsgálatra szorul, részletezve a 4.4.2. fejezetben), I = ritka (1–10 %), II= mérsékelten gyakori (11–20%), III= gyakori (21–40%), IV= tömeges (> 41%)

	RF%		Gyakorisági kategória	
	2003	2021	2003	2021
<i>B. argillaceus</i> * (Scopoli, 1763)	7,06	15,44	I	II
<i>B. confusus</i> * (Schenck, 1859)	12,98	10,92	II	II-vsz
<i>B. consobrinus</i> (Dahlbom 1832)	0,23	0,19		vsz
<i>B. cryptarum</i> (Fabricius, 1775)	-	0,19		vsz
<i>B. distinguendus</i> (Morawitz 1869)	0,23	0,19		R
<i>B. elegans</i> (Seidl, 1838)	1,59	1,32	I	I-R
<i>B. fragrans</i> * (Pallas, 1771)	3,64	3,01	I	I-vsz
<i>B. haematurus</i> (Kriechbaumer, 1870)	3,87	10,92	I	II
<i>B. hortorum</i> (Linnaeus., 1761)	37,13	42,94	III	IV
<i>B. humilis</i> * (Illiger, 1806)	36,90	35,59	III	III
<i>B. hypnorum</i> (Linnaeus., 1758)	6,38	9,42	I	I
<i>B. laesus</i> * (Morawitz, 1875)	8,66	6,21	I	I-vsz
<i>B. lapidarius</i> (Linnaeus., 1758)	57,63	59,13	IV	IV
<i>B. lucorum</i> (Linnaeus., 1761)	12,53	14,69	II	II
<i>B. muscorum</i> * (Linnaeus. 1761)	19,59	18,46	II	II
<i>B. paradoxus</i> * (<i>Bombus confusus paradoxus</i> , Dalla Torre, 1882)	3,87	3,39	I	I-vsz
<i>B. pascuorum</i> (Scopoli, 1763)	47,38	51,79	IV	IV
<i>B. pomorum</i> * (Panzer, 1805)	10,48	10,17	II	II
<i>B. pratorum</i> (Linnaeus., 1761)	14,12	14,69	II	II
<i>B. ruderarius</i> (Linnaeus. 1776)	37,13	39,74	III	III
<i>B. ruderatus</i> * (Scopoli, 1763)	17,54	18,08	II	II
<i>B. cullumanus serrisquama</i> (Morawitz, 1888)	0,46	0,38		R
<i>B. soroeensis</i> * (Fabricius, 1793)	1,37	1,69	I	I
<i>B. subterraneus</i> * (Linnaeus., 1758)	9,11	7,53	I	II-vsz
<i>B. sylvarum</i> * (Linnaeus., 1761)	40,77	42,75	III	IV
<i>B. terrestris</i> (Linnaeus., 1758)	68,34	77,21	IV	IV
<i>B. barbutellus</i> (Kirby, 1802)	12,53	10,73	II	II
<i>B. bohemicus</i> (Seidl, 1837)	4,33	3,58	I	I-vsz
<i>B. campestris</i> (Panzer, 1801)	4,78	6,21	I	I
<i>B. rupestris</i> (Fabricius, 1793)	17,77	14,69	II	II
<i>B. sylvestris</i> (Lepeletier, 1832)	1,14	0,94	I	vsz
<i>B. vestalis</i> (Fourcroy, 1785)	12,30	12,62	II	II

13. táblázat A Magyarországon észlelt poszméhfajok (29 faj) módosított relatív gyakorisága (RF%) a 2021-es új adatbázis és a 2005-ig tartó gyakoriságváltozási trendek alapján (Sárospataki et al. 2005 alapján) az egymást követő mintavételi időszakokra számolva és 2005-2021 között. - = csökkenő gyakoriságú, + = növekvő gyakoriságú, () = stabil, Ø = nem áll rendelkezésre adat

Fajok	Módosított relatív gyakoriság (RF%)				Trend	
	-1953	1954-1970	1971-2000	2001-2021	- 2005	2005 - 2021
<i>B. argillaceus</i>	2,38	0,73	0,90	6,64	-	+
<i>B. confusus</i>	2,97	2,67	2,37	0,00	-	-
<i>B. consobrinus</i>	0,00	0,00	0,06	0,00	Ø	Ø
<i>B. cryptarum</i>	Ø	Ø	Ø	0,12	Ø	Ø
<i>B. fragrans</i>	2,97	0,12	0,06	0,00	-	-
<i>B. haematurus</i>	0,00	0,00	1,03	5,34	+	+
<i>B. hortorum</i>	4,75	8,13	8,34	8,19	()	()
<i>B. humilis</i>	9,31	9,59	6,35	3,68	-	-
<i>B. hypnorum</i>	0,20	0,12	1,67	2,85	+	+
<i>B. laesus</i>	5,94	0,24	0,45	0,00	-	-
<i>B. lapidarius</i>	10,10	9,10	13,09	11,39	()	()
<i>B. lucorum</i>	1,98	4,37	1,35	3,32	()	+
<i>B. muscorum</i>	6,34	3,64	2,82	1,78	-	-
<i>B. paradoxus</i>	1,78	0,12	0,58	0,00	-	-
<i>B. pascuorum</i>	9,90	11,29	9,37	11,86	()	+
<i>B. pomorum</i>	4,55	1,46	1,54	0,83	-	-
<i>B. pratorum</i>	2,18	1,94	3,08	2,02	()	()
<i>B. ruderarius</i>	4,75	6,92	8,28	6,64	()	()
<i>B. ruderatus</i>	5,94	3,76	1,86	2,14	-	-
<i>B. soroensis</i>	0,20	0,00	0,32	0,36	+	+
<i>B. subterraneus</i>	1,98	0,97	1,67	0,00	()	-
<i>B. sylvarum</i>	8,51	10,19	6,74	7,59	-	()
<i>B. terrestris</i>	9,90	13,11	15,92	15,30	()	()
<i>B. barbutellus</i>	0,79	0,85	2,95	0,24	Ø	-
<i>B. bohemicus</i>	0,00	1,09	1,09	0,00	Ø	-
<i>B. campestris</i>	0,00	1,09	1,22	1,42	Ø	+
<i>B. rupestris</i>	0,40	5,70	3,40	0,12	Ø	-
<i>B. sylvestris</i>	0,00	0,00	0,32	0,00	Ø	-
<i>B. vestalis</i>	0,20	2,79	3,15	1,42	Ø	()

4.5. A zöldítésben szereplő kultúrák poszméh együttese

A poszméhek számos publikáció szerint jelentősek a mezőgazdaság számára, azonban konkrétan az egyes kultúrákra vonatkozóan csak kevés adatot találunk. A 2018-as vizsgálat célja adatok gyűjtése volt a következő kérdés megválaszolására: Mely poszméhfajok és milyen denzitással jelennek meg a különböző természetközeli és féltermészetes gyepekben, valamint a mezőgazdasági kultúrákban (különös tekintettel az agrár-környezetgazdálkodási rendszerben, illetve a zöldítési programban szereplő kultúrákra)?

A kutatás eredményeként 44 mintavételi helyről, 8 *Bombus* faj (*Bombus terrestris/lucorum*, *B. lapidarius*, *B. ruderarius*, *B. hortorum/ruderatus*, *B. sylvarum*, *B. pascuorum*, *B. humilis*, *B. hypnorum*) 269 egyedéről rendelkezünk új elterjedési és az egyes kultúrákban mutatott gyakorisági adatokkal.

A nyolc vizsgált kultúrából (élőhelyről) a spárgatőkben egyáltalán nem találtunk poszméhet, aminek oka egyelőre nem tisztázott, további kutatásokat igényel. A legtöbb faj (6) a gátoldalon fordult elő, ami valószínűleg a virágzó növényzet összetételének (köztük a poszméhek által preferált *Medicago sativa*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*) és a környék mozaikos tájszerkezetének köszönhető. A spárgatöket leszámítva a *B. terrestris/lucorum* és a *B. lapidarius* mindegyik vizsgált élőhelytípusban előfordult. A legnagyobb egyedszámban (156) a *B. lapidarius* fordult elő, ezt követte a *B. terrestris/lucorum* 52 egyeddel. A *B. ruderarius* csupán 3, a *B. humilis* és a *B. hypnorum* 1-1 példánnyal képviseltette magát. Az országos *Bombus* elterjedési vizsgálatok alapján a *B. terrestris*, a *B. lapidarius*, a *B. hortorum*, a *B. sylvarum* és a *B. pascuorum* tömeges, a *B. ruderarius* s a *B. humilis* gyakori, a *B. lucorum* és a *B. ruderatus* mérsékelten gyakori, a *B. hypnorum* pedig ritka fajnak tekinthető (14. táblázat).

Átlagos és maximális fajszám tekintetében szintén a gátoldal mutatta a legnagyobb értékeket, míg a legkisebbeket a spárgatök után az olajretek. A fajszám és a maximum fajszám tekintetében csak a lucerna (5, illetve 4 faj) és a vöröshere (4, illetve 3 faj) mutatott eltérést. Bár a napraforgó fajszám tekintetében a vörösherével és a kaszálóval azonos értéket (4) mutatott, átlagos fajszám értéke (1,8) jóval elmaradt ezekétől, sőt, még a lucernás szegélyétől (fajszám=3) is kisebb értéket vett fel, amit így az összevont átlagos fajszám értéke (1,9) is meghaladott. A spárgatök, az olajretek és a napraforgó kivételével a többi esetben az átlagos fajszám érték meghaladta az összevont átlagos fajszám értéket. Átlagos egyedszámok tekintetében szintén a gátoldal volt a legkiemelkedőbb (13,3), de a

lucerna (10,3), a vöröshere (10,0) és a kaszáló (9,5) is viszonylag nagy értékeket produkált. A spárgatők (0,0), az olajretek (0,7) és a lucernás szegély (3,0) átlagos egyedszám értékei jóval ezek alatt maradtak, míg a napraforgó annak ellenére, hogy itt volt a legnagyobb a maximális egyedszám értéke (20), átlagos egyedszám tekintetében közepesnek tekinthető értéket (6,0) mutatott (15 táblázat).

14. táblázat A megfigyelt poszméhfajok előfordulása területenként (az x a jelenlétet jelöli).

	napraforgó	olajretek	spárgatők	lucernás szegély	lucerna	vöröshere	kaszáló	gátoldal	Össz. egyedszám	Gyakoriság
<i>Bombus terrestris/lucorum</i>	x	x		x	x	x	x	x	52	IV/II
<i>Bombus lapidarius</i>	x	x		x	x	x	x	x	156	IV
<i>Bombus ruderarius</i>					x			x	3	III
<i>Bombus hortorum/ruderatus</i>					x	x		x	10	IV/II
<i>Bombus sylvarum</i>	x			x			x	x	32	IV
<i>Bombus pascuorum</i>					x		x	x	14	IV
<i>Bombus humilis</i>						x			1	III
<i>Bombus hypnorum</i>	x								1	I

I = ritka (1–10 % relatív gyakoriság), II= mérsékelten gyakori (11–20%), III= gyakori (21–40%), IV= tömeges (> 41%)

15. táblázat A különböző területek *Bombus* faunisztikai adatainak összevetése az egyedszámok és fajszámok alapján.

	napraforgó	olajretek	spárgatők	lucernás szegély	lucerna	vöröshere	kaszáló	gátoldal	össz.
Fajszám (S)	4	2	0	3	5	4	4	6	8
S _{max}	4	2	0	3	4	3	4	6	6
S _{átlag}	1,8±1,1	0,6±0,7	0±0	2±0,8	2,8±0,9	2,5±0,6	2,7±1	4±1,4	1,9±1,4
Max. egyedszám (N _{max})	20	2	0	4	16	12	13	18	20
N _{átlag}	6±6,3	0,7±0,9	0±0	3±1,4	10,3±4,2	10±2,2	9,5±3,6	13,3±6,4	6,1±5,8
Whittaker (S/S _{átlag})	2,2	3,2	0	1,5	1,8	1,6	1,5	1,5	4,2

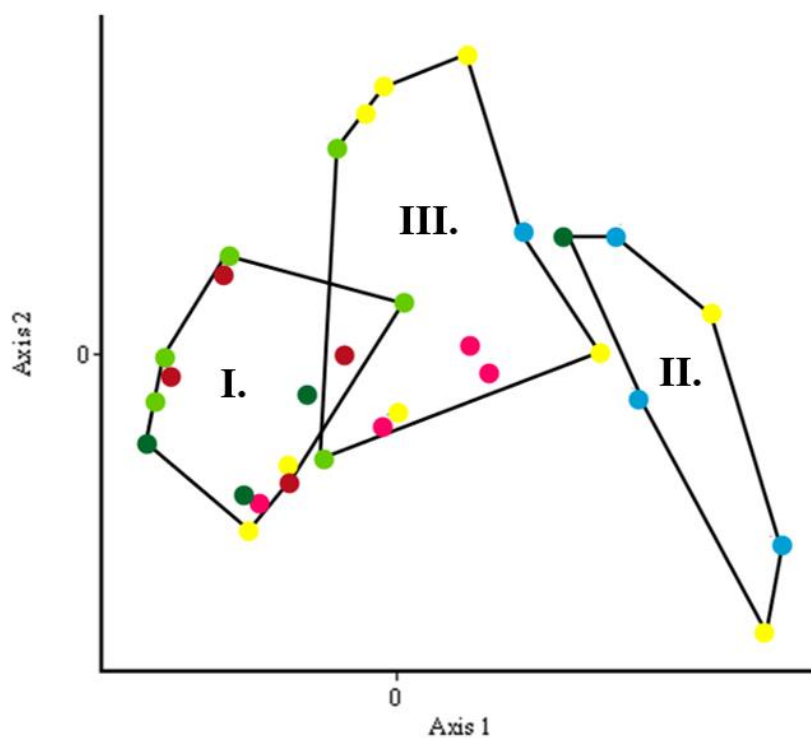
A maximális mintánkénti egyedszám értékei a napraforgó után az átlagos egyedszám értékhez hasonló sorrendet mutattak: gátoldal (18), lucerna (16), kaszáló (13), vöröshere (12), lucernás szegély (4), olajretek (2), spárgatök (0). A Whittaker-index ($S/S_{\text{átlag}}$) alapján a területek jól elkülönültek egymástól (14. táblázat). Mindegyik vizsgált kultúrára (élőhelytípusra) az országosan is gyakori és a tömeges fajok túlsúlya volt jellemző (14. táblázat).

A *Bombus* együttesek kvantitatív többváltozós elemzése során három élőhelycsoportot azonosítottunk (16. táblázat). A csoportok elkülönülése az 1. PCoA tengely mentén volt megfigyelhető. Az I-III-II irányú grádiens mentén mind az egyedszám, mind a fajszám csökkenése megfigyelhető volt (11. ábra). A csoportok hierarchiáját klaszteranalízissel azonosítottuk (12. ábra). A Whittaker-index értékei alátámasztották a csoportok elkülönülését. A kaszálók és gátoldalak jelentős része (tízből hét terület) a legfajgazdagabb és legnagyobb egyedszám értékkel rendelkező I. csoportba tömörült, valamint az összes vöröshere terület is ide került. A lucerna területek elsősorban az átmeneti III. csoportba kerültek, míg a lucernás szegély a II. csoportba. A napraforgó területek megoszlottak a három csoport között.

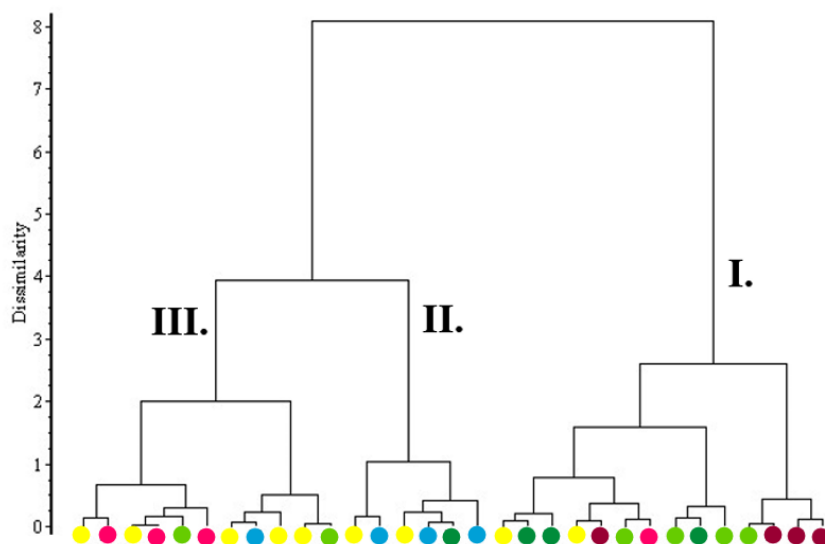
A karakterfaj elemzés egyetlen esetben, az I. csoport esetében mutatott ki szignifikáns karakterfajt, a *Bombus sylvarum*-ot (17. táblázat).

16. táblázat A többváltozós elemzéssel kialakított együttestípusok (I-III.) főbb jellemzői. A kis betűk a Mann-Whitney U teszt alapján szignifikáns különbségekre utalnak az együttestípusok között ($p < 0,01$).

	I.	II.	III.	össz.
Átlagos egyedszám (\pmSE)	12,64 \pm 1,11a	2,67 \pm 0,49b	6,36 \pm 1,03c	8,48 \pm 0,95
Össz. fajszám (S)	8	3	5	8
Átlagos fajszám ($\alpha \pm$SE)	3,14 \pm 0,32a	2,00 \pm 0,37ab	2,09 \pm 0,21b	2,55 \pm 0,20
Whittaker index	2,55	1,50	2,39	3,14



11. ábra A 31 mintavételi terület *Bombus* együtteseinek főkoordináta analízise (PCoA) (Bray-Curtis távolság, inf. tartalom: 1. tengely = 38,49%, 2. tengely = 23,45%). Sárga = napraforgó; rózsaszín = lucerna; bordó = vöröshere; kék = lucernás szegély; világoszöld = kaszáló; sötétzöld = gátoldal.



12. ábra A 31 mintavételi terület *Bombus* együtteseinek klaszteranalízise (Bray-Curtis távolság, MISSQ). Sárga = napraforgó; rózsaszín = lucerna; bordó = vöröshere; kék = lucernás szegély; világoszöld = kaszáló; sötétzöld = gátoldal.

17. táblázat Az IndVal elemzés eredménye: egyedszám egy adott mintaterület-csoportban / foglalt mintahelyek száma egy adott mintaterület-csoportban. IndVal: a fajok indikátorértéke; **: szignifikáns karakterfaj; ?: nem számítható; NS: nem szignifikáns

Faj	IndVal		I.	II.	III.
<i>Bombus sylvarum</i>	51.13	**	28 / 8	2 / 2	2 / 2
<i>Bombus pascuorum</i>	35.00	??	11 / 6	0 / 0	3 / 2
<i>Bombus hortorum</i>	26.18	??	9 / 4	0 / 0	1 / 1
<i>Bombus ruderarius</i>	14.29	NS	3 / 2	0 / 0	0 / 0
<i>Bombus humilis</i>	7.14	NS	1 / 1	0 / 0	0 / 0
<i>Bombus hypnorum</i>	7.14	NS	1 / 1	0 / 0	0 / 0
<i>Bombu lapidarius</i>	93.55	NS	108 / 14	6 / 4	39 / 11
<i>Bombus terrestris</i>	67.74	NS	16 / 8	8 / 6	25 / 7
Nincs karakterfaj					
Nincs karakterfaj					
Nincs karakterfaj					
Mintaterületek száma			14	6	11

5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

5.1. Az agrár tájszerkezet hatása az egyenesszárnyú együttesekre

A kutatás során egyértelművé vált, hogy az agrárterületek és az általam vizsgált táj egyenesszárnyú és poszméh-faunájáról nagyon kevés korábbi ismerettel rendelkezünk. A kutatás közel nyolcszorosára növelte a területről rendelkezésünkre álló egyenesszárnyú adatok mennyiségét, amelyek elemzése hasznos információkkal szolgál nem csak az Orthopterákról, hanem – azok indikátor szerepének köszönhetően – a környezeti és tájszerkezeti változások hatásairól is.

Leírásra kerültek a terület alföldi féltermészetes gyepeinek és mezőgazdasági élőhelyeinek Orthoptera együttese, beleértve a legfontosabb szántóföldi kultúrákat (kukorica, napraforgó, búza, lucerna és vöröshere), valamint a lineáris ruderalis élőhelyeket. Az irodalmi adatok 29 fajt említnek, ami közel azonos az általam kimutatott fajszámmal (30). Ez mind a regionális (43 faj; *Arnóczkyné & Nagy, 2021*), mind a hazai Orthoptera fauna (121 faj; *Nagy, 2003*) jelentős részét képviseli. A két fajlistában csak 14 közös fajt találunk, ami nem meglepő, hiszen a források alapján a gyűjtők csak kevés esetben vizsgáltak a mi területeinkhez hasonló agrár területeket. Az egyetlen témába vágó szakirodalom tarlókra vonatkozik, és csak egyetlen fajt említ, a *Calliptamus italicus*-t (*Garai, 1995*), melyet mi is nagy számban találtunk meg tarlókon és egyéb mezőgazdasági területeken (*Arnóczkyné et al., 2020a*). Az eddig alig vizsgált területen vett minták három védett fajról szolgáltatott adatot, amelyek közül a *Gampsocleis glabra* és az *Acrida ungarica* mezőgazdasági területeken is megjelent, míg a *Celes variabilis* csak a féltermészetes élőhelyeken volt megtalálható. A potenciális kártevő *Calliptamus italicus* és a széles körben elterjedt *Chorthippus dichrous* a régióra jellemzőnél nagyobb lokális gyakoriságot mutatott, ami a vizsgált mérsékelt fajgazdag (átlagosan 9,2 faj/mintavételi terület) együttesek sajátos karakterét adta.

A helyi fauna legelterjedtebb és leggyakrabban előforduló fajtái a gyepben élő pratinikol életforma típusba tartoztak, amely a teljes minta 90,67%-át adta. A geofil fajok relatív gyakorisági értéke (7,4%) hasonló volt a tágabb környezet xerikus nyílt gyepeiben élő együttesek átlagos értékéhez (*Rácz, 1998, 2001*).

Többváltozós elemzéssel négy, a vizsgált élőhelytípusokra jellemző együttest azonosítottunk, amelyek inkább az élőhelyhasználat intenzitásában tapasztalható finom léptékű különbségeknek feleltek meg, mint a vizsgált élőhelyek természetessége alapján

kialakított a priori kategóriáknak. *Szanyi et al.* (2021) az Alföld északkeleti részén (Nyugat-Ukrajna) is bizonyította, hogy a földhasználat intenzitása erősen befolyásolja az Orthoptera együttesek összetételét. Az a priori és a klasztercsoportok közötti megfelelés csak a féltermészetes élőhelyek esetében volt egyértelmű, míg a szántók és a lineáris ruderalis élőhelyek fajgazdagságuk és művelési intenzitásuk alapján különültek el az 1. PCoA tengely mentén. A vizsgált mezőgazdasági élőhelyeknek saját jellegzetes együtteseik vannak, amelyek több évtizedes élőhelyhasználat során alakultak ki, és eltérnek ugyanazon régió féltermészetes élőhelyeinek együtteseitől.

A lineáris ruderalis élőhelyek és a féltermészetes élőhelyek rovar együtteseik közötti kapcsolat jól tanulmányozott: A különböző gazdálkodási intenzitású lineáris élőhelyek bár eltérő mértékben, de növelik a rovar együttesek abundanciáját és diverzitását, így a lineáris élőhelyek (sövények, vízfolyások, útszegélyek) megővése, illetve beépítése a mezőgazdasági tájba a biodiverzitás csökkenésének ellensúlyozására alkalmas módszer (*Ahmed et al.*, 2021; *New et al.*, 2021; *Hall et al.*, 2022).

A lineáris ruderalis élőhelyek (utak, árokpartok és egyéb lineáris tájlemek) szerepe az Orthoptera diverzitás megőrzésében is jól tanulmányozott. A vizsgálatok azonban főként az intenzíven művelt szántókon belüli természetes és féltermészetes foltok élővilágára irányultak, amelyek megmaradt szigetei biztosítják a legfontosabb forráspopulációkat az agrár-környezetvédelmi programok számára (*Duelli és Obrist*, 2003). A lineáris tájlemek, azok összekapcsolódó hálózata csökkentik a megfelelő élőhelytől való elszigeteltség negatív hatásait, zöldfolyosó jellegük növeli a populáció túlélési és megtelepedési esélyeit (*Berggren et al.*, 2001, 2002; *Eriksson et al.*, 2013). Ezzel összhangban *Badenhausser és Cordeau* (2012) megállapította, hogy a mezőgazdasági területeken azokban a vetett gyepsávokban nőtt meg az Orthoptera fajgazdagság, amelyek olyan tájakon helyezkedtek el, ahol alacsony a gyepterületek elérhetősége, valamint jó a vetett gyepsávok közötti kapcsolat. A mezőgazdasági tájban vizsgált árokpartok is segítik az egyenesszárnyú fauna megőrzését, azonban azok elszigeteltsége a röpképtelen egyenesszárnyú fajok esetében az egyedszám csökkenését eredményezi (*Torma et al.*, 2018).

A kutatás során vizsgált féltermészetes élőhelyek együtteseinek sokféleségét és természetes összetételének nagy részét a fajgazdag lineáris ruderalis élőhelyek (pl. útszegélyek), valamint a kevésbé intenzíven művelt lucerna- és vörösheretáblák őrizték meg. Ezeknek az élőhelyeknek a GCI' értékekkel mért természetessége ugyan alacsonyabb volt, mint a féltermészetes élőhelyeké, azonban az intenzíven használt

szántóföldekkel (kukorica- és napraforgótáblákkal) összehasonlítva lényegesen magasabb természeti értékkel bírtak. A lineáris ruderalis élőhelyeknek (vidéki utak szegélye, földutak) besorolt mintavételi területek klasztercsoportok közötti megoszlása azt mutatta, hogy ezen élőhelyek és együtteseik természetességét, sokféleségét különböző tényezők befolyásolhatják, pl. a szomszédos élőhelyek minősége, elszigeteltsége és elhelyezkedése, amint azt korábbi vizsgálatok is megállapították (*Torma et al.*, 2018; *Rebrina et al.*, 2022). Jelen kutatás esetében ez azt jelenti, hogy a művelt területek mérete, az azokon található kultúrák és a lineáris tájelemek egymástól való távolsága jelentősen befolyásolhatja az egyenesszárnyú együttesek összetételét.

A művelt területek jelentősége a rovarfauna megőrzésében eddig kevésbé ismert volt. Ezeken belül az Európai Unió közös agrárpolitikájának részét képező zöldítésbe bevont, kevésbé intenzív Fabaceae táblák (pl. lucerna és vöröshere) hatását is vizsgáltuk. A zöldítési programok helyszíneit gyakran már eredetileg is magasabb természeti értékű területeken jelölik ki, így hatásuk értékelése meglehetősen nehézkes és gyakran vita tárgyát képezi (*Kleijn & Sutherland*, 2003; *Uthes & Matzdorf*, 2013; *Batáry et al.*, 2015). Mivel azonban a mintavételre kijelölt mezőgazdasági területek nem vettek részt zöldítési programban, és mindegyik legfeljebb átlagos természeti értéket mutatott, az Orthoptera együttesekre feltárt pozitív hatást a fent említett hatás nem torzította.

A napraforgó- és kukoricatáblák intenzív földhasználata kevésbé változatos, alacsonyabb fajdiverzitású és természetvédelmi értékű egyenesszárnyú együttesekhez vezetett. A kukorica és/vagy napraforgó hároméves monokultúrája különösen alacsony átlagos fajgazdagságot (csak 4,25 faj/mintavételi terület) eredményezett, és esetenként az Orthopterák teljes hiányát okozta. *Fumy et al.*, (2021) szintén a földhasználat változását tette felelőssé az Orthoptera diverzitás csökkenéséért. A növekvő földhasználat intenzitása a lepkék diverzitásának csökkenését is okozza (*Habel et al.*, 2019), míg *Ogan et al.* (2022) ugyanezt a következtetést vonták le kifejezetten az egyenesszárnyúakra vonatkozóan. Eredményeik szerint az Orthoptera együttesek az intenzifikáció nyomán homogenizálódnak; a jó terjedőképességű fajok denzitása nő a rosszul repülő vagy röpképtelen fajkéhoz képest, miközben az egyes fajok elterjedési területe is változik. Erre magyarázattal szolgálhat a mikroklimatikus viszonyok és az évi átlaghőmérséklet folyamatos változása. *Thorn et al.* (2022) a meleg és száraz körülményeket jól tűró fajok (*Oedipoda caerulea*, *Chorthippus dorsatus*, *Chorthippus brunneus*) kolonizációját figyelték meg a mezőgazdasági tájakon.

A lineáris ruderális élőhelyeken túl a kevésbé intenzíven művelt lucerna és vöröshere táblák is képesek viszonylag fajgazdag, magas természetvédelmi értékű Orthoptera együtteseket fenntartani. A tarlók és a búzatáblák gyepszerű szerkezete is megfelelő élőhelyet biztosíthat, míg az intenzív és főleg a monokultúras napraforgó- és kukoricatáblák nem alkalmasak az egyenesszárnyúak számára.

„A lineáris ruderális élőhelyek klasztercsoportok közötti megoszlása, valamint a földhasználati intenzitás egyedszámra, fajsámra és természetességi értékre gyakorolt szignifikáns negatív hatása alapján az egyes agrár tájelemek aránya, térbeli mintázata (a természet kultúrákat is figyelembe véve) nagyban befolyásolja az Orthoptera együttesek sokféleségét, összetételét és természetességét. Mivel érzékeny indikátorokról van szó, sok más gyepekben élő rovaregyüttes esetében is feltételezhető ez a hatás. Ez azt mutatja, hogy a mezőgazdasági tájelemek szerepe nagyobb, mint azt korábban feltételezték. Hatékony eszköz lehet az állandó (pl. útszegélyek) és a változó (különböző kultúrák) tájelemek arányának megváltoztatása, térbeli eloszlásának megfelelő megtervezése, komplex rendszerként való feldolgozása, ahogyan ezt részben *Sirami et al.* (2019) is megállapította. A kevésbé intenzív (3-4 éves) kultúrák arányának növelése és a lineáris ruderális élőhelyek fenntartása növelheti az egyenesszárnyúak egyedszámát és diverzitását, mivel ezek a kultúrák átmeneti élőhelyként, folyosóként vagy *stepping stones*-ként szolgálhatnak a megmaradt természetes és féltermészetes élőhelyek között. Ily módon egy kellően változatos mezőgazdasági táj fajgazdag Orthoptera együtteseket tarthat fenn, azonban nem képes megőrizni a természetes élőhelyek jellegzetes karakterfajait, ahogy az korábban a madarak esetében is bebizonyosodott (*Syiem et al.*, 2018). Mindazonáltal az eredmények azt igazolják, hogy ez a stratégia hatékony lehet a hagyományosan intenzíven használt területeken is, mint például az Alföld, ahol az elmúlt évtizedekben a fajgazdagság és a természetvédelmi értékek nagy része megőrizhető volt.

5.2. Az olasz sáska mint potenciális kártevő

A faunisztikai és tájszerkezeti vizsgálataim első két évében, 2018-ban és 2019-ben a terepi mintavételek során feltűnő volt a *Calliptamus italicus* nagyarányú jelenléte a mintákban, ezért a fajra 36 mintavételi terület adatait figyelembe véve vizsgálatot végeztem. A faj tömegesen jelent meg lucernában, s bár ez nem számít meglepőnek, a tapasztalt 50% feletti átlagos relatív gyakoriság itt sem mondható szokványosnak. A faj egyedszámát májusban-júniusban megfigyelve 2-3 lárva/m²-es egyedsűrűséget

tapasztalva már jelentős kártételre kell számítanunk, ami alapján több általam vizsgált, elsősorban lucernás mintaterületen is indokolt lett volna a faj elleni védekezés. A lárvakelés időszakában a kontakt hatású növényvédő szerek használata hatékony lehet. Ezzel szemben az egyszikűekkel kevésbé, illetve inkább zsenge állapotukban táplálkozó faj búzatáblák együtteseiben való felszaporodása (12,65% átlagos relatív gyakorisággal) már nem mindennapi jelenség, és jól jelzi a faj vizsgált időszakban való előretörését. Mindez annak ellenére állt elő, hogy az időjárási körülmények egyik vizsgált évben sem kedveztek kifejezetten a gradáció kialakulásának, ugyanis a faj a száraz időszakokat kedveli. (Rácz *et al.*, 1994; Nagy, 1998). Ezzel szemben a mintavételeket mindkét évben nagyobb esőzések előzték meg. Bár Magyarországon 1901 óta 2018 volt a legmelegebb év, a csapadék mennyisége átlagos volt, időbeli eloszlása pedig nagy szélsőségeket mutatott. A május a megszokottól szárazabb, a június csapadékosabb volt. A legmelegebb évek sorában 2018-at 2019. követi. Csapadék kevesebb hullott, de itt is jelentős eloszlásbeli eltérések jelentkeztek. A május kifejezetten csapadékos, a június ebből a szempontból átlagos volt. (Lakatos *et al.*, 2019; OMSZ 2019). Bár a csapadék- és hőmérsékletviszonyok a két vizsgált évben eltérőek voltak, a vizsgált területeken az olasz sáska aránya a két évben azonos volt. Mivel a kutatást megelőző évekből nincsenek adataink, illetve az agrárterületekről általában kevés adattal rendelkezünk ilyen tekintetben (Nagy, 1953; Garai, 1995; Nagy *et al.*, 2008), így nehéz megítélni, hogy a tapasztalt egyedszámok mennyire tekinthetők rendkívülinek. Ezzel együtt a jelenség mindenképp nagyobb figyelmet igényel a közeljövőben.

A többéves bolygatatlan talajú kultúrák mellett a tarlókon (Nagy Barnabás tarlókon gyakori és állandó fajként írja le; Nagy, 1953), utakon és útszegélyeken tapasztaltam a faj nagyobb tömegességét, bár itt a nagyobb fajgazdagság miatt a relatív gyakorisági értékek nem voltak kiugróak. Ez felhívja a figyelmet arra, hogy a gyepes szegélyek és utak akár forrásai is lehetnek kisebb helyi gradációknak, illetve ezeket az élőhelyeket használva a faj állományai könnyen kolonizálhatják az olyan új, számukra kedvező élőhelyfoltokat, mint a friss lucerna vagy here vetéseket. Ennek ellenére ezeken az élőhelyeken nem javasolható a megelőző védekezés alkalmazása, hisz ezzel számos semleges, sőt akár ritka vagy védett faj állományát is veszélyeztethetjük. Ilyen fajok például a vizsgálatunkban is szereplő, védelmet élvező sisakos sáska (*Acrida ungarica*) és a törös szöcske (*Gampsocleis glabra*), melyek egyaránt előkerültek földutak mentén is.

Az olasz sáskával kapcsolatos problémák újraéledését a Folyásról származó 2019-es kártételi adat is jól mutatja. Itt a gradáció kialakulását a klimatikus okokon túl a

kedvező elővetemény (3 évig vöröshere) és a sáskapetek túlélését lehetővé tevő forgatás nélküli technológia alkalmazása együttesen segíthette (Nagy, 2006).

A fajjal kapcsolatos kockázatbecslést jelenleg az adathiány akadályozza. A közelmúltból nem rendelkezünk értékelhető mennyiségű adattal, és jelenleg a faj monitorozásával sem foglalkozik senki. A helyzet gyors felmérésére a közösségi adatgyűjtés jelenthet megoldást. Ha a növényvédelmi szakemberek és gazdálkodók újra figyelmet szentelnének a faj kártételének, és a megjelenésre, valamint kártételre vonatkozó adataikat nyilvános felületen összegyűjtenék, lehetőség nyílna nagyobb léptékű regionális, vagy akár helyi kockázatbecslésre a faj kártételét illetően.

Addig is érdemes az olasz sáskára újból jelentős potenciális kártevőként tekinteni (Nagy, 1993; Nagy, 1995; Stolyarov, 2000; Baybussenov et al., 2014). A veszélyeztetett területeken –, mint a parlagokon, a talajművelés vagy öntözés nélküli területeken, valamint a faj számára optimális szaporodó helyet nyújtó elővetemények után – a faj állományait figyelemmel kell kísérni, és ki kell használni a talajművelés és az öntözés adta megelőzési lehetőségeket, valamint szükség esetén növényvédő szerek védekezést kell alkalmazni.

5.3. A hazai poszméh fauna újraértékelése

A kutatásom lehetővé tette a hazai poszméh fajok relatív gyakoriságának és veszélyeztetettségének újraszámítását, ismert elterjedésük újrarajzolását. Emellett Ukrajna és Románia magyar határhoz közeli poszméh-faunájáról is gyűjtöttünk adatokat.

9 faj esetében további vizsgálatok szükségesek a stabil populációk jelenlétének igazolására, 3 faj esetében pedig törvényi védelem javasolt Magyarországon.

A *B. haematurus* és a *B. argillaceus* az elmúlt két évtizedben intenzíven elterjedt Magyarországon. Bár a *B. haematurus* elterjedési területének északnyugati kiterjedése Közép-Európában már ismert volt (Biella et al., 2020), északkeleti terjeszkedését először mutattuk ki. Az elterjedési terület bővülésének iránya azt jelzi, hogy érdemes tanulmányozni e faj előfordulását Magyarországtól északkeletre is. A húsz évvel ezelőtt ritka fajnak számító *Bombus argillaceus* relatív gyakorisága jelentősen megnőtt, és mára a közepesen gyakori kategóriába tartozik Magyarországon. A *Bombus haematurus*hoz hasonlóan itt is érdemes felülvizsgálni elterjedési területének északi határait.

A ritkának számító *B. hypnorum* és a *B. soroeensis* korábban rögzített növekvő relatív gyakorisága újonnan igazolódott.

Bár a *Psithyrus* alnem fajait korábban nem vizsgálták (*Sárospataki et al.* 2005), az új adatok alapján ezek relatív gyakorisági trendjei is vizsgálhatók voltak: a *B. barbutellus* és a *B. rupestris* trendjei növekvőről csökkenőre változtak, míg a *B. vestalis* trendje növekvőről stabilra változott. Ritkaságukat és csökkenő relatív gyakoriságukat tekintve országos szintű törvényi védelmük javasolható.

Az éghajlatváltozás, az egyre enyhébb telek és a tájszerkezet változásai jelentősen befolyásolhatják a magyarországi poszméhfajok elterjedését (*Biella et al.*, 2020; *Novotny et al.*, 2021), ezért a *Bombus* együttesek folyamatos monitorozása javasolt. Az új elterjedési térképek jó alapot adnak ennek hatékony tervezésére: szükséges a korábban feltáratlan területek mintavétele és a már vizsgált, de csak régi adatokkal rendelkező cellák felülvizsgálata, valamint a kevés és régi adattal rendelkező fajok adatainak megerősítése.

5.4. Poszméhek az agrártájban

A vizsgált féltermészetes és agrár területeken elsősorban a hazai poszméh fauna gyakori, illetve tömeges elterjedésű fajai jelentek meg. Kis egyedszámban fogtam a gátoldalakon, a vöröshere és a lucerna területeken mérsékelten gyakori fajokat. Az eredmények alapján a féltermészetes élőhelyek, valamint az ökológiai jelentőségű másodvetés kategóriába tartozó vöröshere és a zöldítési programban nitrogénmegkötő fajként szereplő lucerna segítik ezeknek a poszméh fajoknak a megóvását. Az agrár-környezetgazdálkodási támogatásokban füves mezsgyeként szereplő lucernás szegély jóval szűkebb lehetőségeket jelent mint táplálékforrás, de a bolygatás alacsony mértékének köszönhetően intenzív tájhasználat esetén megfelelő élőhelyet jelent egy-egy faj számára. A vöröshere a többváltozós elemzés alapján ugyanakkor a vizsgált féltermészetes élőhelyekhez, a gátoldalakhoz és a kaszálókhoz hasonló mértékben támogatja a poszméh együtteseket. A napraforgó, bár egyes esetekben kimagasló denzitás értékeket mutatott, az átlagos értékeket figyelembe véve mind fajdiverzitás, mind denzitás tekintetében az átlag alatt maradt. Bár a spárgatök és a zöldítési programban az ökológiai jelentőségű másodvetés kategóriába tartozó olajretek irodalmi források

(Goulson, 2003) alapján jelentős poszméh tápnövények lehetnek, jelen kutatás ezt nem támasztotta alá, ezért további vizsgálatok szükségesek.

Az eredmények alapján a vizsgált agrár terület poszméh együtteseit alapvetően a táplálékforrás határozza meg, ugyanakkor a területek (pl. a napraforgó) élőhelycsoportok közti megoszlása mutatja, hogy egyéb környezeti tényezők is szerepet játszanak az együttesek kialakulásában. Négy évvel a kutatásom után publikálta eredményeit *Martínez-Núñez et al.* (2022), amelyek alátámasztják ezt az eredményt. A szerzők hangsúlyozzák az átmenetileg stabil élőhelyek, például a féltermészetes élőhelyek kulcsfontosságú szerepét a gazdag beporzó közösségek fenntartásában, ugyanis eredményeik szerint a növények diverzitásának növelése önmagában nem járul hozzá a változatos vadon élő beporzó közösségek fenntartásához a mezőgazdasági tájakon.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Leírtam és jellemeztem a Sajó torkolatvidékének Orthoptera faunáját. 30 fajt (3 védett) gyűjtöttem, közülük 16 (2 védett) faj adatai újak a területre nézve. Leírtam az eddig alig vizsgált szántóföldi kultúrák (vöröshere, lucerna, búza, napraforgó, kukoricatáblák és tarlók) egyenesszárnyú-együtteseit. Eredményeim szerint a vizsgált agrár élőhelyeknek saját jellegzetes együtteseik vannak. Ezek a több évtizedes élőhelyhasználat során alakultak ki, és eltérnek ugyanazon régió féltermészetes élőhelyeinek együtteseitől.
2. Igazoltam az eddig vitatott hatékonyságú AKG elemek diverzitásra gyakorolt pozitív hatását. A vöröshere földeken a fauna fajainak átlag 43%-át, míg a lucernásokban az 53%-át mutattam ki (a maximum a kaszálókon 73% volt, míg a napraforgóban a kimutatott fajok 13%-a, a kukoricában 6%-a fordult elő).
3. Kimutattam a lineáris agrár tájelemek jelentős diverzitás-fenntartó szerepét az intenzív mezőgazdasági tájban, amelyeket a korábbi, féltermészetes élőhelyekre irányuló kutatásokkal ellentétben szántóföldi mátrix területekkel vizsgáltam. A változatos ($N_{\text{átl}}: 54,09$; $S_{\text{átl}}: 11,64$; $GCI': 6,42$) és kevésbé változatos ($N_{\text{átl}}: 45,89$; $S_{\text{átl}}: 8,67$; $GCI': 4,74$) agrár élőhelyek csoportjai közt megoszló lineáris területek átlagos egyedszám ($N_{\text{átl}}$), átlagos fajszám ($S_{\text{átl}}$) és Grasshopper Conservation Indexe (GCI) is szignifikánsan magasabb volt az intenzív szántókétól ($N_{\text{átl}}: 12,25$; $S_{\text{átl}}: 4,25$; $GCI': 2,22$).
4. Számszerűsítettem az olasz sáska (*Calliptamus italicus*) lokális felszaporodásait a vizsgált területeken. A 13%-feletti átlagos relatív gyakoriság alapján – amely lucernában meghaladta az 50%-ot – az olasz sáska újból potenciális kártevőként jelenik meg az Alföldön.
5. 900 új adatrekorddal aktualizáltam a hazai *Bombus* fauna elterjedési adatbázisát és elkészítettem mind a 32 hazai faj elterjedési térképét, valamint a teljes országra vonatkozóan az adatok korát és a fajok számát szemléltető UTM-térképeket. Megállapítottam a fajok aktuális gyakoriságát, kimutattam elterjedési területeik változását és azonosítottam a változások trendjeit. 9 faj esetében a stabil populációk jelenlétének igazolására további vizsgálatokat, 3 faj esetében pedig törvényi védelmet javasoltam.

6. Igazoltam, hogy az ökológiai jelentőségű másodvetés kategóriába tartozó vöröshere ($N_{\text{átl}}: 10,0$; $S_{\text{átl}}: 2,5$) és a zöldítési programban nitrogénmegkötő fajként szereplő lucerna ($N_{\text{átl}}: 10,3$; $S_{\text{átl}}: 2,8$) jelentősen hozzájárulnak a mezőgazdasági területek (össz. $N_{\text{átl}}: 6,1$; $S_{\text{átl}}: 1,9$) poszméh faunájának megóvásához. Ezt alátámasztja, hogy az azonosított együttestípusok közül a vöröshere területek a legváltozatosabb, míg a lucernás területek az átmeneti típusba tömörültek.
7. Meghatároztam a Sajó torkolatvidékén jellegzetes féltermészetes élőhelyek és agrárterületek poszméh-együtteseinek összetételét. Eredményeim szerint a vizsgált agrárterületek *Bombus* együtteseinek összetételét elsősorban a táplálék minősége határozza meg.

7. GYAKORLATBAN ALKALMAZHATÓ EREDMÉNYEK

1. Az egyenesszárnyú együttesekre vonatkozó eredményeim alapján javaslom az alföldi agrártájak lineáris elemeinek, mint az útszegélyeknek és a földutaknak a fenntartását, valamint a tartós bolygatatlan kultúrák (pl.: lucerna, vöröshere) arányának növelését és jelenlétük tájszintű tervezését.
2. Az olasz sáska (*Calliptamus italicus*) kártételi veszélyének jelentős növekedése miatt javaslom a faj aktuális kártevőként való kezelését, monitoringjának megszervezését elsősorban a többéves kultúrákban és azok környezetében, valamint a gazdálkodók tájékoztatását.
3. Az egyes *Bombus* fajok elterjedési gyakorisága, valamint hosszútávú gyakorisági tendenciáik alapján javaslom a *B. barbutellus*, a *B. rupestris* és a *B. vestalis* törvényi védelmét.
4. Eredményeim szerint a hazai *Bombus* fauna az elmúlt két évtizedben jelentősen átrendeződött és a trendek további változásokat jeleznek. A természetvédelem és a mezőgazdaság számára egyaránt fontos, hogy segítsük az északra húzódó fajok túlélését a hőstressz elkerülését segítő fasorokkal, facsoportokkal, amelyek az agrártájba mozaikosan beillesztve *stepping stone*-okként működhetnek. Javítani kell a helyi klímához alkalmazkodni képes, illetve délről hazánkba vándorló pollinátorok túlélési esélyeit virágzó kultúrák, szegélyek, megőrzött vagy vetett vadvirágos területek kialakításával.
5. Az aktualizált *Bombus* elterjedési és gyakorisági adatok alapján javaslom a hazai faunakutatás, valamint a védelem területi- és fajokhoz kötődő prioritásainak vizsgálatát, melyeket a dolgozatban részletesen kijelöltem és a Mellékletben szereplő (34. és 35. ábra) összefoglaló térképekkel szemléltettem.
6. Az AKG és a zöldítés vizsgált *Fabaceae* elemeinek hatékonyságát igazoltam, ezért javaslom az érintett területek fenntartását, bővítését és további támogatását.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Napjainkban Magyarországon a biológiai sokféleség megőrzése a mezőgazdasági tájakon nem csak természetvédelmi, de gazdasági szempontból is kiemelkedő fontosságú, hiszen a terméshozamok nagyban függenek a biológiai sokféleség által közvetített ökoszisztéma-szolgáltatásoktól. A kutatáshoz olyan fajcsoportok vizsgálatára van szükség, amelyek a tájhasználat biodiverzitásra gyakorolt hatásainak indikátoraiként szolgálhatnak. Taxononként a különböző beavatkozások eltérő hatásokat eredményezhetnek, ezért érdemes egyszerre több fajcsoportot vizsgálni. Ezért választottam kutatásom alapjául két jelentősen eltérő ökológiájú indikátor csoportot: az egyenesszárnyúakat (Orthoptera) és a poszméheket (*Bombus spp.*).

Az agrárterületekre vonatkozóan mindkét fajcsoport esetében kevés adattal rendelkezünk, amelyek pótlására 2018-2020 között terepi gyűjtéseket és irodalomkutatást végeztem. A poszméhek esetében a gyakorisági trendek megállapításához országos szintű adatgyűjtésre volt szükség. Az adatok elemzésével célom volt a jellegzetes alföldi agrár tájak egyenesszárnyú és poszméh együtteseinek vizsgálata, és annak megállapítása, hogy az agrár élőhelyek (köztük a zöldítésben szereplő lucerna és vöröshere állományok) és művelésük milyen szerepet játszanak a tájra jellemző együttesek kialakításában és természetességük megőrzésében.

A kutatás közel nyolcszorosára növelte a Sajó torkolatvidékéről rendelkezésre álló egyenesszárnyú adatok mennyiségét. Leírásra kerültek a terület jellegzetes alföldi féltermészetes gyepeinek és mezőgazdasági élőhelyeinek Orthoptera együttese, beleértve a legfontosabb szántóföldi kultúrákat (kukorica, napraforgó, búza, lucerna és vöröshere), valamint a lineáris ruderalis élőhelyeket. 30 fajt mutattam ki, ebből 16 faj először került leírásra a területről. A minták három védett fajról szolgáltatnak adatot (*Gampsocleis glabra*, *Acrida ungarica*, *Celes variabilis*).

Többváltozós elemzéssel négy, a vizsgált élőhelytípusokra jellemző együttest azonosítottunk. A vizsgált mezőgazdasági élőhelyeknek saját jellegzetes együtteseik vannak, amelyek több évtizedes élőhelyhasználat során alakultak ki, és eltérnek ugyanazon régió féltermészetes élőhelyeinek együtteseitől. A vizsgált féltermészetes élőhelyek együtteseinek sokféleségét és természetes összetételének nagy részét a fajgazdag lineáris ruderalis élőhelyek (pl. útszéli gyeppek, árokpartok), valamint a kevésbé intenzíven művelt lucerna- és vörösheretáblák őrizték meg. A napraforgó- és kukoricatáblák intenzív földhasználata kevésbé változatos, kisebb fajdiverzitású és

természetvédelmi értékű egyenesszárnyú együttesekhez vezetett. A kukorica és/vagy napraforgó hároméves monokultúrája különösen alacsony átlagos fajgazdagságot (csak 4,25 faj/mintavételi terület) eredményezett, és esetenként az egyenesszárnyúak teljes hiányát okozta. Az egyes tájelemek aránya, térbeli mintázata (a termesztett kultúrákat is figyelembe véve) nagyban befolyásolja az Orthoptera együttesek sokféleségét, összetételét és természetességét. Mivel érzékeny indikátorokról van szó, sok más gyeplakó rovarcsoport esetén is feltételezhető ez a hatás. Ez alapján a mezőgazdasági tájelemek szerepe nagyobb, mint azt korábban feltételezték. Az egyenesszárnyúak és egyben a teljes gyeplakó rovarközösség egyedszámának és diverzitásának növelésére hatékony eszköz lehet az állandó (pl. útszegélyek) és a változó (különböző kultúrák) tájelemek térbeli eloszlásának megfelelő megtervezése, a kevésbé intenzív (3-4 éves) kultúrák arányának növelése és a lineáris ruderalis élőhelyek fenntartása. Az eredmények azt igazolják, hogy ez a stratégia hatékony lehet a hagyományosan intenzíven használt területeken is, mint például az Alföld, ahol az elmúlt évtizedekben a fajgazdagság és természetvédelmi értékek nagy része megőrizhető volt.

A többéves bolygatlan talajú kultúrák mellett a tarlókon, utakon és útszegélyeken a *Calliptamus italicus* felszaporodását tapasztaltam. A gyepes szegélyek és utak akár forrásai is lehetnek kisebb lokális gradációknak, illetve ezeket az élőhelyeket használva a faj állományai könnyen kolonizálhatják a friss lucerna vagy here vetéseket. Érdekes az olasz sáskára újból jelentős potenciális kártevőként tekinteni. A veszélyeztetett területeken a fajt figyelemmel kell kísérni, és ki kell használni a talajművelés és az öntözés adta megelőzési lehetőségeket.

A hazai poszméh-fauna legutóbbi áttekintése 2003-ban jelent meg (*Sárospataki et al.*, 2003). Azóta több mint 900 adatrekord gyűlt össze, amelyek átrajzolják a fajok relatív gyakoriságát, veszélyeztetettségét, sőt ismert elterjedését is. 11 faj relatív gyakorisága csökkent, közülük négyről nincs adatunk az elmúlt két évtizedből. 9 faj adatai és jelenléte felülvizsgálatra szorul. Hét faj relatív gyakorisága stabil, másik hét pedig növekvő tendenciát mutatott. A *B. barbutellus*, a *B. rupestris* és a *B. vestalis* országos szintű törvényi védelme javasolható. Mind a *B. haematurus*, mind a *B. argillaceus* az elmúlt két évtizedben intenzíven elterjedt Magyarországon. A *B. haematurus* északkeleti terjeszkedését először mutattuk ki. A *Bombus argillaceus* elterjedése az elmúlt 20 évben jelentősen megnőtt Magyarországon, érdemes felülvizsgálni areája északi határait.

A poszméh együttesek kutatása során a vizsgált élőhelyek közül a virágos gátoldal mind fajszámában, mind átlagos egyedszámában felülmúlta a többit. A zöldítési

programban szereplő lucerna, az ökológiai jelentőségű másodvetés kategóriába tartozó vöröshere, és az agrár-környezetgazdálkodási támogatásokban füves mezsgyeként szereplő lucernás szegély – bár különböző mértékben, de – segíthetik a poszméh fauna megóvását. Az éghajlatváltozás, a felmelegedő telek és a tájszerkezet változásai jelentősen befolyásolhatják a magyarországi poszméhfajok elterjedését, ezért a *Bombus* együttesek folyamatos monitorozása javasolt. Az új elterjedési térképek jó alapot adnak ennek hatékony tervezésére: szükséges a korábban feltáratlan területek mintavétele és a már vizsgált, de csak régi adatokkal rendelkező cellák felülvizsgálata, valamint a kevés és régi adattal rendelkező fajok adatainak megerősítése.

9. SUMMARY

Nowadays in Hungary, the preservation of biodiversity in agricultural landscapes is especially important considering both environmental protection and economic point of view since yields greatly depend on ecosystem services provided by this biodiversity. Research requires such taxonomic groups that are sensitive indicators of changing environment e.g., climate change, vegetation structure and intensity of land use. Since different taxa can indicate different kind of environmental changes it is worth to study more taxa simultaneously. Thus, I have chosen two indicator groups (Orthoptera (grasshoppers and crickets) and bumblebees (*Bombus spp.*)) with significantly different biology and ecology to make studies in agricultural landscapes.

Regarding both taxa studied only few data had been formerly available from agricultural areas, and I have tried to decrease this lack through my field studies and literature review between 2018 and 2020. In the case of bumblebees, country wide data collection was carried out to reveal changes of the fauna and trends in changes of rarity of species. During the analysis of data collected on assemblages living in agricultural landscapes I tried to understand the importance of different agricultural habitats (including alfalfa and clover crops belonging to greening programs) and the intensity of their cultivation in preserving original natural value and diversity.

Our samplings have multiplied the number of Orthoptera data from the surroundings of the estuary of the Sajó River. The Orthoptera assemblages of semi-natural grasslands and agricultural habitats including the most common croplands such as corn, sunflower, wheat, lucerne, and clover, as well as linear ruderal habitats were described. Among 30 species sampled during the study 16 was first reported here from this area. The samples provided data on three protected species: *Acrida ungarica*, *Gampsocleis glabra* and *Celes variabilis*.

During multivariate analysis, four different Orthoptera assemblages could be distinguished. In the course of several decades of habitat use, the studied agricultural habitat types have developed unique assemblages that differ from semi-natural habitats within the same region. Species-rich linear ruderal habitats (e.g. roadsides) and less intensively cultivated alfalfa and clover fields were able to preserve the biodiversity and a significant part of the natural composition of communities living in semi-natural habitats. The intensively cultivated sunflower, corn, and wheat fields could be characterised with less species rich and less valuable Orthoptera assemblages. The

continuous monoculture of sunflower and/or maize for three years resulted in particularly low species richness (only 4.25 species/sampling area) and sometimes the absence of orthopterans. The ratio and spatial pattern of different landscape elements (including croplands) greatly influence the diversity, composition, and naturalness of Orthoptera assemblages and since they are sensitive indicators, this effect can also be assumed for many other grass living insect taxa. According to them, the role of agricultural landscape elements is more significant than previously assumed. A well-designed composition (both spatial and temporal) of constant (e.g., roadside edges) and variable (involved in crop rotation) landscape elements, increasing ratio of less intensive (3-4 years) crops, and maintenance of linear ruderal habitats may be a useful tool for increasing both abundance and diversity of orthopterans. Our results proved that this strategy can be effective in traditionally intensively used areas, like the Carpathian Lowland, where a significant part of the original diversity and conservation value of Orthoptera assemblages has been preserved over the decades.

In the less intensive cultures such as lucerne and red clover fields, on fallows and along the roadsides and dirt roads of *Calliptamus italicus* could be detected with especially high density. Using linear agricultural habitats this species may easily spread and colonize arable lands, while these habitats can serve as a basis for local population outbreaks. In the changed environment we should see *C. italicus* as a dangerous pest again, and it should be monitored in habitats with high risk of outbreaks and should take in consideration such prevention methods as tillage and irrigation.

The latest review of the Hungarian bumblebee fauna was published in 2003 (Sároszpataki *et al.*, 2003). Since then, more than 900 data records have been collected redrawing the country wide relative frequency, known distribution and threat of species. The relative frequency of 11 species has decreased and four of them even have no data from the past two decades. The distribution of other nine species need to be reviewed in Hungary. The country wide relative frequency of seven species is stable, another seven showed increasing trend. Based on their rarity and trend of changes in relative frequencies protection of *B. barbutellus*, *B. rupestris*, and *B. vestalis* at national level can be proposed. Both *B. haematurus* and *B. argillaceus* showed rapid spread in Hungary during the past two decades. The expansion of *B. haematurus* to northeast was first recorded in our study. The area of *B. argillaceus* significantly expanded in Hungary during the last 20 years, thus the northern border of its distribution should be reviewed.

Investigating bumblebee assemblages, among the studied habitats the flowering grasslands of embankments showed the highest species richness and abundances. Lucerne fields involved in greening programs, and red clover belonging to the “crops of ecological importance” category, and the grassy edges of lucerne fields considering as grassy edges in agri-environmental subsidies can help the preservation of the bumblebee fauna. The ongoing climate change and changes in landscape structure can significantly affect the distribution of bumblebees, thus their monitoring is recommended. The actualised distribution maps serve an efficient tool for setting priorities of further activities: sampling of understudied areas, as well as reviewing archaic data and distribution of species with scarce or dubious data.

10. IRODALOM

100/2012. (IX.28.) VM rendelet 2. Melléklet

- Agócs B. – Galambos A. – Hegymegi P. – Kary L. – Keszthelyi K. – Dr. Kiss A. – Kovács V. – Néráth M. – Rezneki R. – Sztahura E. – Tóth P. – Várszegi G.: 2015. Agrár-környezetgazdálkodás. Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, Budapest.
- Agrárgazdasági Kutató Intézet*: 2013. A magyar mezőgazdaság főbb ágazatainak helyzete, piaci kilátásai rövid és középtávon. Primerate Kft., Budapest.
- Ahmad, M. – Bodlah, I. – Mehmood, K. – Sheikh U. – Aziz, M.: 2015. Pollination and Foraging Potential of European Bumblebee, *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) on Tomato Crop under Greenhouse System. *Pakistan Journal of Zoology*. 47. 5: 1279-1285.
- Ahmed, K.S.D. – Volpato, A. – Day, M.F. – Mulkeen, C.J. – O'Hanlon, A. – Carey, J. – Williams, C. – Ruas, S. – Moran, J. – Rotchés-Ribalta, R. – ÓhUallacháin, D. – Stout, J.C. – Hodge, S. – White, B. – Gormally, M.J.: 2021. Linear habitats across a range of farming intensities contribute differently to dipteran abundance and diversity. *Insect Conservation and Diversity*. 14. 3: 335-347.
- Ahrné, K. – Bengtsson, J. – Elmqvist, T.: 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *PloS One*. 4. 5. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005574>
- Allen-Wardell, G. – Bernhardt, P. – Bitner, R. – Burquez, A. – Buchmann, S. – Cane, J. – Allen Cox, P. – Dalton, V. – Feinsinger, P. – Ingram, M. – Inouye, D. – Jones, C.E. – Kennedy, K. – Kevan, P. – Koopowitz, H. – Medellín, R. – Medellín-Morales, S. – Nabhan, G. P.: 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology*. 12. 8-17.
- Anasiewicz, A. – Warakomska, Z.: 1969. Occurrence of bumble-bees on alfalfa (*Medicago media* Pres.) in the province of Lublin and pollen analysis of their pollen loads. *Ekologia Polska (A)*. 17. 587-609.
- Anasiewicz, A. – Warakomska, Z.: 1977. Pollen food of bumble-bees (*Bombus* Latr., Hymenoptera) and their association with the plant species in the Lublin region. *Ekologia Polska (A)*. 25. 309-322.
- Arnóczkyné Jakab D. – Nagy A.: 2019. Data on the bumblebee assemblages (*Apidae*: *Bombus* spp.) lives in lands under agri-environment commitment. *Acta Agraria Derececiensis*. 2. 31-35.
- Arnóczkyné Jakab, D. – Szanyi, Sz. – Nagy, A.: 2020a. Az olasz sáska (*Caelifera*: *Calliptamus italicus* Linnaeus, 1758) - Újra célkeresztben? *Növényvédelem*. 56. 9: 405-411.
- Arnóczkyné Jakab, D. – Tóth, M. – Szarukán, I. – Nagy, A. – Szanyi, Sz.: 2020b. Poszméhek a kártevőknek szánt csapdákbán: veszély és lehetőség?! XXX. Keszthelyi Növényvédelmi Fórum, Keszthely.
- Arnóczkyné Jakab, D. – Nagy, A.: 2021. Data on the Orthoptera fauna of characteristic agricultural landscape in the Carpathian Lowland. *Acta Agraria Derececiensis*. 1. 25-34.
- Augustyniak, M. – Babczyńska, A. – Kozłowski, M. – Sawczyn, T. – Augustyniak, M.: 2008. Effects of zinc and female aging on nymphal life history in a grasshopper from polluted sites. *Journal of Insect Physiology*. 54. 41-50.
- Augustyniak, M. – Babczyńska, A. – Augustyniak, M.: 2009. Does the grasshopper *Chorthippus brunneus* adapt to metal polluted habitats? A study of glutathione-dependent enzymes in grasshopper nymphs. *Insect Science*. 16. 33-42.

- Austin, Z. – Penic, M. – Raffaelli, D. G. – White, P. C. L.: 2015. Stakeholder perceptions of the effectiveness and efficiency of agri-environment schemes in enhancing pollinators on farmland. *Land Use Policy*. 47. 156-162.
- Austin, Z. – McVittie, A. – McCracken, D. – Moxey, A. – Moran, D. – White P. C. L.: 2016. The co-benefits of biodiversity conservation programmes on wider ecosystem services. *Ecosystem Services*. 20. 37-43.
- Badenhausser, I. – Cordeau, S.: 2012. Sown grassstrip – A stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 159. 105-111.
- Báldi A. – Kisbenedek T.: 1997. Orthopteran assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 66. 121-129.
- 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 and Environment*. 166. 28-34.
- Ban-Calefariu C. – Sárospataki M.: 2007. Contributions to the knowledge of *Bombus* and *Psithyrus* genera (Apoidea: Apidae) in Romania. *Travaux du Museum National d'Histoire Naturelle, Grigore Antipa*. L. 239-258.
- Batáry P. – Orczi K. M. – Báldi A. – Kleijn D. – Kisbenedek T. – Erdős S.: 2007. Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology*. 8. 280-290.
- 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.
- Batáry, P.: 2018. Természetvédelem és agrár-környezetvédelem Európában. Akadémiai doktori értekezés összefoglalója. University of Goettingen, Göttingen, Németország. 14.
- Baybussenov, K.S. – Sarbaev, A.T. – Azhbenov, V.K. – Harizanova, V.B.: 2014. Environmental features of population dynamics of hazard nongregarious locusts in northern Kazakhstan. *Life Science Journal*. 11. 10: 277-281.
- Benton, T.– Vickery, J. – Wilson, J. D.: 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*. 18. 182-188.
- Benton, T.: 2012. Grasshoppers and crickets. Harper Collins, London.
- Berényi, I.: 2011. Mezőgazdaság. [In: Kocsis K., Schweitzer F. (szerk.) Magyarország térképekben.] Magyar Tudományos Akadémia, Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 148-160.
- Berggren, Å. – Carlson, A. – Kindvall, O.: 2001. The effect of landscape composition on colonization success, growth rate and dispersal in introduced bush-crickets *Metrioptera roeseli*. *Ecology*. 70. 663-670.
- Berggren, Å. – Carlson, A. – Kindvall, O.: 2002. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeseli*. *Conservation Biology*. 16. 1562-1569.
- Biella, P. – Četković, A. – Gogala, A. – Neumayer, J. – Sárospataki, M. – Šima, P. – Smetana, V.: 2020. Northwestward range expansion of the bumblebee *Bombus haematurus* into Central Europe is associated with warmer winters and niche conservatism. *Insect Science*. DOI: 10.1111/1744-7917.12800
- Biesmeijer, J. C. – Roberts, S. P. M. – Reemer, M. – Ohlemüller, R. – Edwards, M. – Peeters, T. – Schaffers, A. P. – Potts, S. G. – Kleukers, R. – Thomas, C. D. – Settele, J. – Kunin, W. E.: 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and Netherlands. *Science*. 313. 351-354.

- Bossert S.: 2015. Recognition and identification of bumblebee species in the *Bombus lucorum*-complex (Hymenoptera, Apidae) – A review and outlook. *Deutsche Entomologische Zeitschrift*. 62. 1: 19-28.
- 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. 321-329.
- Breeze, T. D. – Bailey, A. P. – Balcombe, K. G. – Potts, S. G.: 2011. Pollination services in the UK: how important are honeybees? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 142. 3-4: 137-143.
- Brittain, C. A. – Vighi, M. – Bommarco, R. – Settele, J. – Potts, S. G.: 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*. 11. 106-115.
- Bryan, B. A.: 2013. Incentives, land use, and ecosystem services: Synthesizing complex linkages. *Environmental Science & Policy*. 27. 124-134.
- Buchmann, S. L. – Nabhan, G. P.: 1996. The forgotten pollinators. Island Press, Washington DC.
- Buri, P. – Humbert, J. – 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. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085635>
- Burkle, L. A. – Marlin, J. C. – Knight, T. M.: 2013. Plant-Pollinator Interactions over 120 Years: Loss of Species, Co-Occurrence, and Function. *Science*. 339. 6127: 1611-1615.
- CAP Strategic Plan Hungary 2023-2027: 2022. <https://cdn.kormany.hu/uploads/document/0/0e/0ec/0ec4a4b0ea4a1f5a0c98ef633503faab726809e0.pdf> Letöltés: 2023.03.08.
- CBD: 2014. Global Biodiversity Outlook 4. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal.
- Cherrill, A.: 2010. Species richness of Orthoptera along gradients of agricultural intensification and urbanisation. *Journal of Orthoptera Research*. 19. 2: 293-301.
- Cherrill, A.: 2015. Large-scale Spatial Patterns in Species Richness of Orthoptera in the Greater London Area, United Kingdom: Relationships with Land Cover. *Landscape Research*. 40. 476-485.
- Cigliano, M.M. – Braun, H. – Eades, D.C. – Otte, D.: 2020. Orthoptera species file. Version 5.0/5.0. (<http://Orthoptera.SpeciesFile.org>) Letöltve: 2021.02.28.
- Cizek, O. – Zamecnik, J. – Tropek, R. – Kocarek, P. – Konvicka, M.: 2011. Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation*. 16. 215-226.
- Concepción, E. D. – Díaz, M. – Baquero, R. A.: 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape Ecology*. 23. 135-148.
- Conforti, P.: 2011. Looking ahead in world food and agriculture: perspectives to 2050. FAO, Paris.
- Corbet, S. A. – Williams, I. H. – Osborne, J. L.: 1991. Bees and the pollination of crops and wild flowers in the European Community. *Bee World*. 72. 47-59.
- Corbet, S. A.: 1996. Why bumble bees are special. [In: Matheson, A. (szerk.) Bumblebees for pleasure and profit.] International Bee Research Association, Cardiff, UK. 1-12.
- Crowther, L. I. – Gilbert, F.: 2020. The effect of agri-environment schemes on bees on Shropshire farms. *Journal for Nature Conservation*. 58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125895>

- Dankovics, R.: 2005. A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*, Méhely 1893) elterjedéstörténete és természetvédelmi helyzete a Fertő–Hanság Nemzeti Parkban. *Praenorica*. 8. 119-135.
- Day, M. C.: 1991. Towards the conservation of aculeate Hymenoptera in Europe: an outline of the case for recognition of the high value of Hymenoptera Aculeata as indicators of biotype integrity and diversity, with relevant examples and proposals for conservation actions. *Nature and Environment Series*. No. 45. Council of Europe, Strasbourg.
- Donald, P. F. – Pisano, G. – Rayment, M. D. – Pain, D. J.: 2002. The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 89. 167-182.
- Donath, H.: 1985. Gefährdung und schutz unserer hummeln. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg*. 21. 1-5.
- Duelli, P. – Obrist, M.K.: 2003. Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat. *Basic and Applied Ecology*. 4. 129-138.
- Dufrêne, M. – Legendre, P.: 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*. 67. 3: 345-366.
- Dulinafka, Gy. – Nagy, B.: 1995. Appearance of Moroccan locust (*Dociostaurus maroccanus* Thunb.) and other grasshoppers in 1993-94 in central Hungary (between the Danube and Tisza rivers). *Növényvédelem*. 31. 4: 155-162.
- EEA: 2003. Europe's environment: the third assessment. Environmental assessment report 10. European Environment Agency, Copenhagen.
- Ekroos, J. – Olsson, O. – Rundlöf, M. – Wätzold, F. – Smith, H. G.: 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological Conservation*. 172. 65-71.
- Eriksson, A. – Low, M. – Berggren, Å.: 2013. Influence of linear versus network corridors on the movement and dispersal of the bush-cricket *Metrioptera roeseli* (Orthoptera: Tettigoniidae) in an experimental landscape. *European Journal of Entomology*. 110. 1: 81-86.
- Európa Tanács: 1992. A Tanács 92/43/egk irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről. Brussels. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1992L0043:20070101:HU:PDF>
- Európai Parlament: 2019. EU Pollinators Initiative (2019/2803(RSP))
- Firbank, L. G. – Petit, S. – Smart, S. – Blain, A. – Fuller, R. J.: 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions Royal Society B*. 363. 777-787.
- Foley, J. A. – Ruth DeFries, R. – Gregory P. – Asner, G. P. – Barford, C. – Bonan, G. – Stephen R. – Carpenter, S. R. – Chapin, F. S. – Coe, M. T. – Daily, G. C. – Gibbs, H. K. – Helkowski, J. H. – Holloway, T. – Howard, E. A. – Kucharik, C. J. – Monfreda, C. – Patz, J. A. – Prentice, I. C. – Ramankutty, N. – Snyder, P. K.: 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*. 309. 570-574.
- Foley, A. J. – Navin Ramankutty, N. – Brauman, A. K. – Cassidy, E. S. – Gerber, J. S. – Johnston, M. – Mueller, N. D. – O'Connell, C. – Ray, D. K. – West, P. C. – Balzer, C. – Bennett, E. M. – Carpenter, S. R. – Hill, J. – Monfreda, C. – Polasky, S. – Rockström, J. – Sheehan, J. – Siebert, S. – Tilman, D. – Zaks, D. P. M.: 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature*. 478. 337-342.
- Fontaine, C. – Collin, C. L. – Dajoz, I.: 2008. Generalist foraging of pollinators: diet expansion at high density. *Journal of Ecology*. 96. 1002-1010.

- Fritch R. A. – Sheridan, H. – Finn, J. A. – McCormack, S. – Ó hUallacháin, D.: 2017. Enhancing the diversity of breeding invertebrates within field margins of intensively managed grassland: Effects of alternative management practices. *Ecology and Evolution*. 7. 22: 9763-9774.
- Frivaldszky J.: 1867. A magyarországi egyenesröpűek magánrajza. (Monographia Orthoptera Hungariae.) Magyar Tudományos Akadémia. *Értekezések a természettudományok köréből*. I. 12: 201.
- Fróna, D.: 2018. Globális kihívások a mezőgazdaságban. *Műszaki és Menedzsment Tudományi Közlemények*. 3. 3: 195-205.
- Fumy, F. – Kämpfer, S. – Fartmann, T.: 2021. Land-use intensity determines grassland Orthoptera assemblage composition across a moisture gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 315. 107424. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107424>
- Gallai, N. – Salles, J. M. – Vaissière, B. E.: 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*. 68. 810-821.
- Garai, A.: 1995. Adatok Magyarország Orthoptera faunájához. *Folia Entomologica Hungarica*. 56. 231-234.
- Gardiner, T. – Hill, J. – Chesmore, D.: 2005: Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation*. 9. 151-173.
- Garibaldi, L. A. – Steffan-Dewenter, I. – Winfree, R. – Aizen, M. A. – Bommarco, R. – Cunningham, S. A. – Kremen, C. – Carvalheiro, L. G. – Harder, L. D. – Afik, O. – Bartomeus, I. – Benjamin, F. – Boreux, V. – Cariveau, D. – Chacoff, N. P. – Dudenhöffer, J. H. – Freitas, B. M. – Ghazoul, J. – Greenleaf, S. – Hipólito, J. – Holzschuh, A. – Howlett, B. – Isaacs, R. – Javorek, S. K. – Kennedy, C. M. – Krewenka, K. M. – Krishnan, S. – Mandelik, Y. – Mayfield, M. M. – Motzke, I. – Munyuli, T. – Nault, B. A. – Otieno, M. – Petersen, J. – Pisanty, G. – Potts, S. G. – Rader, R. – Ricketts, T. H. – Rundlöf, M. – Seymour, C. L. – Schüepp, C. – Szentgyörgyi, H. – Taki, H. – Tscharnkte, T. – Vergara, C. H. – Viana, B. F. – Wanger, T. C. – Westphal, C. – Williams, N. – Klein, A. M.: 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*. 339. 6127: 1608-1611.
- Gaston, K. J.: 2005. Biodiversity and extinction: Species and people. *Progress in Physical Geography*. 29. 239-247.
- Gavlas, V. – Bednár, J. – Krištín, A.: 2007. A comparative study on orthopteroid assemblages along a moisture gradient in the Western Carpathians. *Biologia Bratislava*. 62. 1: 95-102.
- Geppert, C. – Hass, A. – Földesi, R. – Donkó, B. – Akter, A. – Tscharnkte, T. – Batáry, P.: 2020. Agri-environment schemes enhance pollinator richness and abundance but bumblebee reproduction depends on field size. *Journal of Applied Ecology*. 57. 9: 1818-1828.
- Gordon, A. – Simondson, D. – White, M. – Moilanen, A. – Bekessy, S.: 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 91. 183-194.
- Goulson, D. – Peat, J. – Stout, J. C. – Tucker, J. – Darvill, B. – Derwent, L. C. – Hughes, W. O. H.: 2002. Can alloethism in workers of the bumblebee, *Bombus terrestris*, be explained in terms of foraging efficiency? *Animal Behaviour*. 64. 1: 123-130.
- Goulson, D.: 2003. *Bumblebees: Their Behaviour and Ecology*. Oxford University Press, New York.

- Goulson, D. – Hanley, M. E. – Darvill, B. – Ellis, J. S. – Knight, M. E.: 2005. Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*. 122. 1-8.
- Goulson, D. – Lye, G. C. – Darvill, B.: 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology*. 53. 191-208.
- Greenleaf S. S. – Kremen, C.: 2006. Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation*. 133. 1: 81-87.
- Habel, J.C. – Ulrich, W. – Biburger, N. – Seibold, S. – Schmitt, T.: 2019. Agricultural intensification drives butterfly decline. *Insect Conservation and Diversity*. 12. 4: 289-295.
- Hall, M.A. – Nimmo, D.G. – Bennett, A.F.: 2022. Birds and insects respond differently to combinations of semi-natural features in farm landscapes. *Journal of Applied Ecology*. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14266>
- Hart, K.: 2015. Green direct payments: implementation choices of nine Member States and their environmental implications. Institute for European Environmental Policy. https://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/greening_implementation_report_ieep.pdf
- Harz, K.: 1957. Die Geradflügler Mitteleuropas. VEB Gustav Fischer Ver-lag, Jena.
- Harz, K.: 1960. Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera). [In: Dahl F. (szerk.) Die tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 46.] Gustav Fischer, Teil Jena. 213-214.
- Harz, K.: 1975. Die Orthopteren Europas. Junk Publishers, The Hague.
- Hedberg, P. – Kotowski, W.: 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*. 18. 304-308.
- Heinrich, B.: 2004. Bumblebee Economics. Harvard University Press, Cambridge.
- Hejnowicz, A. P. – Rudd, M. A. – White, P. C. L.: 2016. A survey exploring private farm advisor perspectives of agri-environment schemes: The case of England's Environmental Stewardship programme. *Land Use Policy*. 55. 240-256.
- Heller, K.G. – Korsunovskaya, O. – Ragge, D.R. – Vadenina, V. – Willemse, F. – Zhantiev, R.D. – Frantsevich, L.: 1998. Check-List of European Orthoptera. *Articulata*. 7.1-61.
- Herman O.: 1910. A hortobágyi sáskajárás biológiai tanulságai. *Természettudományi Közlöny*. 42. 305-313.
- Herzog, F.: 2005. Agri-environment schemes as landscape experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 108. 175-177.
- Hochkirch, A. – Nieto, A. – García Criado, M. – Cáliz, M. – Braud, Y. – Buzzetti, F. M. – Chobanov, D. – Odé, B. – Presa Asensio, J. J. Willemse, L. – Zuna-Kratky, T. – Barranco Vega, P. – Bushell, M. – Clemente, M.E. – Correas, J. R. – Dusoulier, F. – Ferreira, S. – Fontana, P. – García, M. D. – Heller, K-G. – Iorgu I. Ş. – Ivković, S. – Kati, V. – Kleukers, R. – Krištín, A. – Lemonnier-Darcemont, M. – Lemos, P. – Massa, B. – Monnerat, C. – Papapavlou, K. P. – Prunier, F. – Pushkar, T. – Roesti, C. – Rutschmann, F. – Şirin, D. – Skejo, J. – Szövényi, G. – Tzirkalli, E. – Vedenina, V. – Barat Domenech, J. – Barros, F. – Cordero Tapia, P. J. – Defaut, B. – Fartmann, T. – Gomboc, S. – Gutiérrez-Rodríguez, J. – Holuša, J. – Illich, I. – Karjalainen, S. – Kočárek, P. – Korsunovskaya, O. – Liana, A. – López, H. – Morin, D. – Olmo-Vidal, J. M. – Puskás, G. – Savitsky, V. – Stalling, T. – Tumbrinck, J.: 2016. European Red List of Grasshoppers, Crickets and Bush-crickets. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

- Horváth R. – Lisztes L. – Molnár A.: 2001. A Hortobágyi Nemzeti Park természetvédelmi kezelési szabályzata. Hortobágyi Nemzeti Park. 63.
- Hung, K. J. – Kingston, J. M. – Albrecht, M. – Holway, D. A. – Kohn, J. R.: 2018. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 285. 1870. DOI: 10.1098/rspb.2017.2140
- Hunter, M. D.: 2001. Insect population dynamics meet ecosystem ecology: Effects of herbivory on soil nutrient dynamics. *Agricultural and Forest Entomology*. 3. 2: 77-84.
- Ingrisch, S. – Köhler, G.: 1998. Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Inouye, D. W.: 1980. The Terminology of Floral Larceny. *Ecology*. 61. 1251-1253.
- IPBES: 2016. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. [In.: Potts S. G., Imperatriz-Fonseca V. L., Ngo H. T. (szerk.) Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.] Germany, Bonn. 552.
- izeltlabuak.hu (12 February 2021): Licenc: CC BY 4.0. Szerzők: Balogh Dániel, Ács Zoltán, Adam Takacs, Áder Csaba, Alfréd Lehoczky, Ambrus András PhD, Balogbeni, Balogh Diána, Bán Csaba, Bauer Bea, Berkó Levente, Bezzegh Péter, Breitner Péter, chhaya, Cseh Sándor, dr. Losonci Endre, Évapáti, Fábián Péter Imre, faki_, Farkas Magdolna, Farkas Péter, Földesi Krisztina, Fráter Szabolcs, futor, Gönczi János, Gulyás Szilvia, Györe Dávid, Hazafi Dorottya, Horváth Dávid, hrytom, illyes.zoltan1, Karl Csaba, Kárpáti Marcell, Kepes Jozsef, Kiss Tamás, Kiss Zsuzsanna, Kollár Linda, Kordás Sándor, Kovács Réka, Körmendy Zoltán, Kucska Zsolt, Laky981, Légivadász, Lukátsi Márk, Maloveczky Gyula, Medard, Mészáros Ádám, morvai sz., Nagy Sándor m&m, Nagy Zoltán, Nagy Zsolt, Németh Ferenc, nkrisz23, palj81, Pintér Balázs, Pribéli Levente, radijosef, Rapala Miklós, Sívóné Pap Zsuzsanna, Steiner Attila, Szabó Balázs, Tóth Norbert, Tóth-Kaszonyi Éva, Ujhelyi Sándor, Varga Szabolcs, Veller Ádám, ViktoriaHermione, Zádori Sarolta, zbartá, Zsupos Vivien, Zsuzsa123
- Jablonowski J.: 1906. A hortobágyi sáskajárás. *Rovartani Lapok*. 13. 199-203.
- Jablonowski J.: 1910. A nagyhortobágyi sáskairtás eredményei. *Természettudományi Közöny*. XLII. 509: 513-525.
- Jablonowski J.: 1911. Gazdasági rovartan. – Az ároktői sáska s a hazai sáskaügy jelenlegi állapota. *Köztelek*. XXI. 51: 1624-1626.
- Jablonowski J.: 1923. Sáskajárás. *Köztelek*. XXXIII. 46: 546.
- Jeanneret, P. – Schupbach, B. – Luka, H.: 2003. Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 98. 311-320.
- Joern, A.: 1989. Insect Herbivory in the Transition to California Annual Grasslands: Did Grasshoppers Deliver de Coup de Grass? [In: Huenneke L. F., Mooney, H. (szerk.) Grassland Structure and Function: California Annual Grassland.] Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 117-134.
- Johansen, L. – Westin, A. – Wehn, S. – Iuga, A. – Ivascu, C. M. – Kallioniemi, – Lennartsson, T.: 2019. Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation*. 18. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00619>

- Jorgensen, A. – Gobster, P.: 2010. Shades of green: Measuring the ecology of urban green space in the context of human well-being. *Nature and Culture*. 5. 338-363.
- Katona-Kovács J.: 2007. Analysis of agri-environmental measures in Hungary – a regional perspective. *Studies in Agricultural Economics*. 107. 79-96.
- Kearns, C. – Inouye, D.: 1997. Pollinators, Flowering plants, and conservation biology. *Bioscience*. 47. 297-307.
- Kearns, C. – Inouye, D. W. – Waser, N. M.: 1998. Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29. 1: 83-112.
- Kearns, C. A. – Thomson, J. D.: 2001. The natural history of Bumblebees. University Press of Colorado, Colorado.
- Kenyeres, Z. – Bauer, N. – Nagy, B.: 2004. Az Orthoptera együttesek és a habitatok változásai a Tihanyi-félszigeten az 1947. és 2001. évi felvételek alapján. *Állattani Közlemények*. 89. 1: 37-53.
- Kenyeres Z.: 2006a. Egy rovarcsoport útja a szervezett irtástól a Vörös Könyvig. *Természetvédelmi Közlemények*. 12. 105-121.
- Kenyeres, Z.: 2006b. Adatok a Dunántúli-középhegység egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának ismeretéhez II. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*. 30. 189-201.
- Kenyeres, Z.: 2010. Adatok a Dunántúli-középhegység egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának ismeretéhez III. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*. 34. 45-58.
- Kenyeres, Z. – Rácz, I. A.: 2011. A Bakonyi Természettudományi Múzeum egyenesszárnyú (Orthoptera) gyűjteménye. *A Bakonyi Természettudományi Múzeum közleményei*. 28. 81-104.
- Kenyeres, Z. – Szabó, Sz. – Takács, G. – Szinetár, Cs.: 2020. Orthoptera assemblages as indicators for the restoration of sand grassland networks. *North-Western Journal of Zoology*. 16. 1: 7-14.
- Kerr, J. T. – Pindar, A. – Galpern, P. – Packer, L. – Potts, S. G. – Roberts, S. M. – Rasmont, P. – Schweiger, O. – Colla, S. R. – Richardson, L. L. – Wagne, D. L. – Gall, L. F. – Sikes, D. S. – Pantoja, A.: 2015. Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science*. 349. 6244: 177-180.
- Kiehl, K. – Kirmer, A. – Donath, T. W. – Rasran, L. – Hölzel, N.: 2010. Species introduction in restoration projects – evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*. 11. 285-299.
- Kim J., Y. – Koide, D. – Ishihama, F. – Kadoya, T. – Nishihiro, J.: 2021. Current site planning of medium to large solar power systems accelerates the loss of the remaining semi-natural and agricultural habitats. *Science of The Total Environment*. 779. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146475>
- Kisbenedek T.: 1997. Egyenesszárnyúak – Orthoptera. [In: Forró L. (szerk.) Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V. – Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak.] Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 55-81.
- Kiss, A.: 2012. A sáskajárások néhány területi és tájtörténeti vonatkozása a Kárpát-medencében. [In: Füleky Gy. (szerk.). A táj változásai a Kárpát-medencében. Történeti emlékek a tájban.] Gödöllő, Szent István Egyetem. 123-132.
- Kleijn D. – F. Berendse – R. Smit – N. Gilissen.: 2001. Agri-environmental schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*. 413. 723-725.

- Kleijn D. – Sutherland, W. J.: 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology*. 40. 947-969.
- Kleijn D. – Báldi A.: 2005. Effects of Set-Aside Land on Farmland Biodiversity: Comments on Van Buskirk and Willi. *Conservation Biology*. 19. 3: 963-966.
- Kleijn D. – Baquero, R.A. – Clough, Y. – Díaz, M. – De Esteban, J. – Fernández, F. – Gabriel, D. – Herzog, F. – Holzschuh, A. – Jöhl, R. – Knop, E. – Kruess, A. – Marshall, E. J. P. – Steffan-Dewenter, I. – Tscharnitke, T. – Verhulst, J. – West, T. M. – Yela, J. L.: 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environmental schemes in five European countries. *Ecology Letters*. 9. 3: 243-254.
- Klein, A-M. – Vaissie're, B. E. – Cane, J. H. – Steffan-Dewenter, I. – Cunningham, S. A. – Kremen, C. – Tscharnitke, T.: 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*. DOI: 10.1098/rspb.2006.3721
- Knight, M. E. – Martin, A. P. – Bishop, S. – Osborne, J. L. – Hale, R. J. – Sanderson, R. A. – Goulson, D.: 2005. An interspecific comparison of foraging range and nest density of four bumblebee (*Bombus*) species. *Molecular Ecology*. 14. 1811-1820.
- Kohler, F. – Verhulst, J. – Van Klink, R. – Kleijn, D.: 2008. At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators in intensively farmed landscapes? *Journal of Applied Ecology*. 45. 753-762.
- Kollega T. I.: 1997. Magyarország a XX. században 2. – Természeti környezet, népesség és társadalom, egyházak és felekezetek, gazdaság. Babits Kiadó, Szekszárd.
- Konovalova, I. B.: 2008. The first record of *Bombus argillaceus* (Scopoli, 1763) (Hymenoptera, Apidae, Bombini) from the Transcarpathians' Lowland. *Науковий вісник Ужгородського університету Серія Біологія, Випуск*. 23. 180-181.
- Korpanyi, T.: 1957. Hortobágyi magfűvesek Acridioidea népeségének vizsgálata. Különlenyomat a Debreceni Mezőgazdasági Akadémia Évkönyvéből. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Kosior, A. – Celary, W. – Olejniczak, P. – Fijał, J. – Król, W. – Solarz, W. – Płonka, P.: 2007. The decline of the bumble bees and cuckoo bees (Hymenoptera: Apidae: Bombini) of Western and Central Europe. *Orix*. 44. 1: 79-88.
- Koski, M. H. – Ison, J. L. – Padilla, A. – Pham, A. Q. – Galloway, L. F.: 2018. Linking pollinator efficiency to patterns of pollen limitation: small bees exploit the plant–pollinator mutualism. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0635>
- Kovács, M. – Kránitz, L. – Madarász, I. – Palakovics, Sz. – Pethő, J. – Rezneki, R. – Szabó, E. – Szerletics, Á. – Sztahura, E. – Tengerdi, G. – Zalka-Magyari, R. – Zsemle, V.: 2018. Zöldítés Gazdálkodói Kézikönyv. Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, Budapest.
- Kovács-Hajdu, K. – Nagypáti, N. – Bende, Zs. – Lengyel, G. – Sovány, K. – Görföl, T. – Valovics, Sz. – Lanszki, J.: 2014. A Kaposvári Egyetem parkjának állatvilága. *A Kaposvári Rippl-Rónai Múzeum Közleményei*. 3. 97-104.
- Kremen, C. – Williams, N. M. – Thorp, R. W.: 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99. 26. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.262413599>
- Kuhfuss, L. – Begg, G. – Flanigan, S. – Hawes, C. – Piras, S.: 2019. Should agri-environmental schemes aim at coordinating farmers' pro-environmental practices? A review of the literature. 172nd EAAE Seminar, May 28-29, 2019, Brussels, Belgium 289774, European Association of Agricultural Economists. DOI: 10.22004/ag.econ.289774

- Lakatos, M. – Bihari, Z. – Hoffmann, L. – Izsák, B. – Kircsi, A. – Szentimrey, T.: 2018. Éghajlatváltozás: Magyarország. https://www.met.hu/eghajlat/eghajlatvaltozas/megfigyelt_valtozasok/Magyarorszag/ (Letöltve 2020. 05. 25.)
- Lakatos, M. – Bíróné Kircsi, A. – Hoffmann, L.: 2019. 2018 a legmelegebb év 1901 óta Magyarországon – előzetes éghajlati értékelő. https://www.met.hu/omsz/OMSZ_hirek/index.php?id=2384&hir=2018_a_legmelegebb_ev_1901_ota_Magyarorszagon_%E2%80%93_elozetes_eghajlati_ertekelo (Letöltve: 2020. 05. 25.)
- Lengyel, Sz. – Szabó, G. – Kosztyi, B. – Mester, B. – Mérő, T. O. – Török, P. – Horváth, R. – Magura, T. – Rácz, I. A. – Tóthmérész, B.: 2012. Variability in the responses of animal groups to grassland restoration. *Proceedings of the 9th European Dry Grassland Meeting, 2012. 05. 19-23. Prespa, Greece.* 204-209.
- Luck, G. W. – Ricketts, T. H. – Daily, G. C. – Imhoff, M.: 2004. Alleviating spatial conflict between people and biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 101. 182-186.
- Magyarország Kormánya: 2015. Agrár-környezetgazdálkodási kifizetés - Felhívás kódszáma: VP4-10.1.1-15. <https://www.palyazat.gov.hu/doc/4524>
- Magyarország Kormánya: 2016. Agrár-környezetgazdálkodási kifizetés - Felhívás kódszáma: VP4-10.1.1-16. <https://www.palyazat.gov.hu/vp-4-10112-16-agrr-kryezetgazdalkodsi-kifizets-1>
- Majer, J.: 1995. Az élőközösségek stabilitása. *Iskolakultúra.* 5. 3-4: 63-70.
- Marja, R. – Kleijn, D. – Tscharnitke, T. – Klein, A. – 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.
- Marini, I. – Bommarco, R. – Fontana, P. – Battisti, A.: 2010. Disentangling effects of habitat diversity and area on orthopteran species with contrasting mobility. *Biological Conservation.* 143. 9: 2164–2171.
- Marshall, E. J. P. – West, T. M. – Kleijn, D.: 2006. Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 113. 36-44.
- Marshall, J. A.: 2010. Grasshoppers, crickets and allied insects. [In: Maclean N. (szerk.) *Silent Summer. The state of wildlife in Britain and Ireland.*] Cambridge University Press, Cambridge. 531-539.
- Martínez-Núñez, C. – Kleijn, D. – Ganuza, C. – Heupink, D. – Raemakers, I. – Vertommen, W. – Fijen, T. P. M.: 2022. Temporal and spatial heterogeneity of semi-natural habitat, but not crop diversity, is correlated with landscape pollinator richness. *Journal of Applied Ecology.* 59. 5: 1258-1267.
- Matenaar, D. – Bazelet, C. – Hochkirch, A.: 2015. Simple tool for the evaluation of protected areas for conservation of grasshoppers. *Biological Conservation.* 192. 192-199.
- Mazalová, M. – Šipoš, J. – Rada, S. – Kašák, 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.
- McGeoch, M.: 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews.* 73. 181-201.
- Merckx, T. – Pereira, H. M.: 2014. Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal farming to large-scale rewilding. *Basic and Applied Ecology.* 16. 95-103.

- Móczár, L.: 1985. Hártyásszárnyúak – Hymenoptera [In: Móczár L. (szerk.) Állathatározó.] 2. 263-500.
- Nagy A. – Rácz I. A.: 2007. A hazai Orthoptera fauna 10 x 10 km-es UTM alapú adatbázisa. [In: Kövics Gy., Dávid I. (szerk.) Tiszántúli Növényvédelmi Fórum előadások – Proceedings.] Debreceni Egyetem, Debrecen. 189-198.
- Nagy, A. – Sólymos, P. – Rácz, I. A.: 2007. A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies. *Entomologica Fennica*. 18. 3: 149-159.
- Nagy, A. – Bozsó, M. – Kisfali, M. – Rácz, I. A.: 2008. Data on the Orthoptera fauna of the Tisza district. *Tiscia, Vegetation and Fauna of River Tisza Basin II*. 1-22.
- Nagy, A. – Kisfali, M. – Rácz, I. A.: 2009. Protected Orthoptera species of agroecosystems in Hungary. *Journal of Agricultural Sciences*. 38. (Supplement) 106-111.
- Nagy, A. – Batiz, Z. – Rácz, I. A.: 2017. Magyarország Orthoptera faunájának elterjedési adatbázisa – hogyan tovább? Második Magyar Orthopterás Találkozó. Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen.
- Nagy, A. – Rácz, I. A. – Arnóczkyné Jakab, D.: 2019. A Hortobágy egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának kutatása és természetvédelmi szempontú értékelése. *Journal of Landscape Ecology*. 17. 219-231.
- Nagy, B.: 1943. Adatok a Tiszántul Orthoptera-faunájának ismeretéhez. *Folia Entomologica Hungarica*. 8. 33-44.
- Nagy, B.: 1953. Adatok a magyarországi gabonaföldek Saltatoria-népességének ismeretéhez. *Annales Instituti Protectionis Plantarum*. VI. 150-167.
- Nagy B.: 1988. A marokkói sáska 100 éve Magyarországon. *Növényvédelem*. XXIV. 12: 536-539.
- Nagy, B.: 1992. Role of Activity Pattern in Colonization by Orthoptera. Proceedings of the Fourt European Congress of Entomology and the XIII. Internationale Symposium für die Entomofaunistik Mitteleuropas. Gödöllő, 1991. Hungarian Natural History Museum, Budapest. 351-363.
- Nagy, B.: 1993. Magyarországi sáskagradiációk 1993-ban. *Növényvédelem*. 29. 9: 403-410.
- Nagy, B.: 1995. Are locust outbreaks a real danger in the Carpathian Basin in the near future? *Journal of Orthoptera Research*. 4. 143-146.
- Nagy, B.: 1998. Sáskák – Caelifera. [In: Jenser G., Mészáros Z., Sáringer Gyula (szerk.) A szántóföldi és kertészeti növények kártevői.] Mezőgazda Kiadó, Budapest. 58-64.
- Nagy, B. – Szövényi, G.: 1998. Orthoptera együttesek a Körös-Maros Nemzeti Park területén. *Crisicum*. I. 126-143.
- Nagy, B.: 2003. A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by Hungarian names of grasshopper species. *Folia Entomologica Hungarica*. 64. 85-94.
- Nagy, B.: 2006. Decreasing locust outbreaks in the Carpathian Basin. *Acta Phytopatologica et Entomologica Hungarica*. 41. 177-183.
- National Biodiversity Data Centre (Documenting Ireland's Wildlife): 2012. Distinguishing between *B. lucorum* and *B. terrestris*. <http://www.biodiversityireland.ie/wordpress/wp-content/uploads/B.-lucorum-and-B.-terrestris1.pdf> Letöltve: 2018.10.03.

- Nemzeti Agrárgazdasági Kamara:* 2017. <https://www.nak.hu/agazati-hirek/mezogazdasag/146-novenytermesztes/95227-iden-tobb-mint-200-milliard-forintot-kaptak-a-gazdak> Letöltve: 2019.05.04.
- Nemzeti Agrárgazdasági Kamara:* 2021. Környezetgazdálkodás. Újraindul a VP-AKG. <https://www.nak.hu/tajekoztatasi-szolgaltatas/kornyeztgazdalkodas/103827-ujraindul-a-vp-akg> Letöltve: 2023.02.07.
- New, T.R. – Sands, D.P.A. – Taylor, G.S.:* 2021. Roles of roadside vegetation in insect conservation in Australia. *Austral Entomology*. 60. 1: 128-137.
- Noordijk, J. – Musters, C. J. M. – van Dijk, J. – de Snoo, G. R.:* 2010. Invertebrates in field margins: taxonomic group diversity and functional group abundance in relation to age. *Biodiversity and Conservation*. 19. 3255-3268.
- Noss, R. F.:* 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. 4. 355-364.
- Novotny, J. L. – Reeher, P. – Varvaro, M. – Lybbert, A. – Smith, J. – Mitchell, R. J. – Goodell, K.:* 2021. Bumble bee species distributions and habitat associations in the idwestern USA, a region of declining diversity. *Biodiversity and Conservation*. 30. 865-887.
- Ogan, S. – Paulus, C. – Froehlich, C. – Renker, C. – Kolwelter, C. – Schendzielorz, M. – Danielczak, A. – Müller, K. – Eulerling, H. – Hochkirch, A.:* 2022. Re-surveys reveal biotic homogenization of Orthoptera assemblages as a consequence of environmental change. *Diversity and Distributions*. 28. 9: 1795-1809.
- Ollerton, J. – Winfree, R. – Tarrant, S.:* 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*. 120. 321-326.
- OMSZ.:* 2019. Második legmelegebb nyár 1901 óta – előzetes elemzés. https://www.met.hu/omsz/OMSZ_hirek/index.php?id=2649&hir=Masodik_legmelegebb_nyar_1901_ota_%E2%80%93_elozetes_elemzes (Letöltve: 2020. 05. 25.)
- Orci, K. M.:* 2002. On the bioacustics and morphology of some species-groups of Orthoptera. Ph.D Thesis, University of Debrecen.
- Osborne, J. I. – Williams – I. H.:* 1996. Bumblebees as pollinators of crops and wild flowers. [In: Matheson A. (szerk.) Bumblebees for pleasure and profit.] International Bee Research Association. Cardiff, UK. 24-33.
- Osborne, J. L. – Clark, S. J. – Morris, R. J. – Williams, I. H. – Riley, J. R. – Smith, A. D. – Reynolds, D. R. – Edwards, A. S.:* 1999. A landscape-scale study of bumblebee foraging range and constancy, using harmonic radar. *Applied Ecology*. 36. 519-533.
- O'Toole C. – Raw, A.:* 1991. Bees of the World. Blandford Publishing, London.
- Ovenden, G. N. – Swash, A. R. H. – Smallshire, D.:* 1998. Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. *Journal of Applied Ecology*. 35. 955-960.
- Pasinelli, G. – Meichtry-Stier, K. – Birrer, S. – Baur, B. – Duss, M.:* 2013. Habitat Quality and Geometry Affect Patch Occupancy of Two Orthopteran Species. *PLoS One*. 8. 5. DOI:10.1371/journal.pone.0065850
- Paydas, S. – Eti, S. – Kaftanglu, O. – Yasa, E. – Derin, K.:* 2000. Effects of pollination of strawberries grown in plastic greenhouses by honeybees and bumblebees on the yield and quality of the fruits. *Acta Horticulturae*. 513. 443-451.
- Pearson, D. L.:* 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assesment of biodiversity. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*. 345. 75-79.
- Podani, J.:* 1997a. Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelméibe. Scientia. Budapest.

- Podani, J.: 1997b. SYN-TAX 5.1: A new version for PC and Macintosh computers. *Coenoses*. 12. 2-3: 149-152.
- Potts, S. G. – Biesmeijer, J. C. – Kremen, C. – Neumann, P. – Schweiger, O. – Kunin, W. E.: 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25. 6: 345-353.
- Potts, S. G. et al.: 2015. Status and Trends of European Pollinators. Key Findings of the STEP Project. Pensoft Publishers, Sofia.
- Pozsgai, A.: 2016. Ökológiai gazdálkodással a biodiverzitásért. [In: Somogyi F. (szerk.) Tér – Gazdaság – Ember.] Universitas-Győr Nonprofit KFT., Győr. 35-44.
- Prager, K.: 2015. Agri-environmental collaboratives for landscape management in Europe. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 12. 59-66.
- Prys-Jones, O. E. – Corbet, S. A.: 2011. Bumblebees. Pelagic Publishing, Exeter.
- Pywell, R. F. – Warman, E. A. – Hulmes, L. – Hulmes, S. – Nuttall, P. – Sparks, T. H. – Critchley, C. N. R. – Sherwood, A.: 2006. Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation*. 129. 2: 192-206.
- Rácz, I. A.–Varga, Z.: 1978. Beiträge zur Kenntnis der Orthopteren-Fauna des Sandgebietes bei Igrici. *Acta Biologica Debrecina*. 15. 33-39.
- Rácz, I. A. – Szilágyi, G. – Molnár, A.: 1994. Sáskajárások a Hortobágyon. II. Kelet-magyarországi erdő-, vad- és halgazdálkodási, természetvédelmi konferencia, DATE, Debrecen.
- Rácz I. A.: 1998. Biogeographical survey of the Orthoptera Fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary): Fauna types and community types. *Articulata*. 13. 1: 53-69.
- Rácz, I.: 2001. Egyenesszárnyú együttesek életforma-spektrumának változása a száraz és félszáraz gyepek struktúrájának függvényében. *Allattani Közlemények*. 86. 29-56.
- Rácz I. A.: 2002. Phytocoenoses and their Orthoptera assemblages. *Acta Biologica Debrecina*. 24. 39-53.
- Rácz, I. A. – Déri, E. – Kisfali, M. – Batiz, Z. – Varga, K. – Szabó, Gy. – Lengyel, Sz.: 2013. Early changes of orthopteran assemblages after grassland restoration: a comparison of space-for-time substitution versus repeated measures monitoring. *Biodiversity and Conservation*. 22. 10: 2321-2335.
- Raine, N. E. – Chittka, L.: 2007. The Adaptive Significance of Sensory Bias in a Foraging Context: Floral Colour Preferences in the Bumblebee *Bombus terrestris*. *PLoS One*. 2. 6. DOI: e556.doi:10.1371/journal.pone.0000556
- Rákóczi, A.: 2017. A zöldítési előírások bevezetésének első éves tapasztalatai Békés megyében. *Tájökológiai Lapok*. 15. 1: 59-66.
- Rakonczay Z.: 1989. Vörös Könyv. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Rasmont, P.: 1988. Monographie écologique et zoogéographique des Bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera. Apidae, Bombinae). PhD Thesis. Faculté des Science Agronomique de l'Etat, Gembloux, Belgium.
- Rasmont P. – Iserbyt I.: 2013. Atlas of the European Bees: genus *Bombus*. 3d Edition. STEP Project, Atlas Hymenoptera, Mons, Gembloux. <http://www.atlashymenoptera.net/page.aspx?ID=169>
- Rasmont, P. – Franzén, M. – Lecocq, T. – Harpke, A. – Roberts, S.P.M. – Biesmeijer, J.C. – Castro, L. – Cederberg, B. – Dvorák, L. – Fitzpatrick, Ú. – Gonseth, Y. – Haubruge, E. – Mahé, G. – Manino, A. – Michez, D. – Neumayer, J. – Ødegaard, F. – Paukkunen, J. – Pawlikowski, T. – Potts, S.G. – Reemer, M. – Settele, J. – Straka, J. – Schweiger, O.: 2015. Climatic Risk and Distribution Atlas of European Bumblebees. Pensoft Publishers, Sofia.

- Rebrina, F. – Reinhold, K. – Tyrtković, N. – Gulin, V. – Brigić, A.: 2022. Vegetation Height as the Primary Driver of Functional Changes in Orthopteran Assemblages in a Roadside Habitat. *Insects*. 3. 7: 572. DOI: <https://doi.org/10.3390/insects13070572>
- Ricketts, J. – Regetz, J. – Steffan-Dewenter, I. – Cunningham, S. A. – Kremen, C., Bogdanski, A. – Gemmill-Herren, B. – Greenleaf, S. S. – Klein, A. M. – Mayfield, M. M. – Morandin, L. A. – Ochieng', A. – Viana, B. F.: 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*. 11 5: 499-515.
- Rodell, Ch. F.: 1977. A Grasshopper Model for a Grassland Ecosystem. *Ecology*. 58. 1746-1755.
- Ruszkowski, A. – Biliński, M.: 1969. Trzmiele oblatujące wykê i inne rośliny strączkowe. *Pamiętnik Pulawski*. 36. 281-299.
- Ruszkowski, A.: 1971. Rośliny pokarmowe i znaczenie gospodarcze trzmieła ziemnego – *Bombus terrestris* (L.) i trzmieła gajowego – *B. lucorum* (L.). *Pamiętnik Pulawski*. 47. 215-250.
- Sárospataki, M. – Novák, J. – Molnár, V.: 2003. Hazai poszméh- és álposzméhfajok (Hymenoptera: Apidae, *Bombus* és *Psithyrus*) UTM-térképezése és az adatok természetvédelmi felhasználhatósága. *Állattani Közlemények*. 88. 85-108.
- Sárospataki, M. – Novák, J. – Molnár, V.: 2004. Hazai poszméhfajok (*Bombus* spp.) veszélyeztetettsége és védelmük szükségessége. *Természetvédelmi Közlemények*. 11. 481-489.
- Sárospataki, M. – Novák, J. – Molnár, V.: 2005. Assessing the threatened status of bumble bee species (Hymenoptera: Apidae) in Hungary, Central Europe. *Biodiversity and Conservation*. 14. 2437-2446. DOI: 10.1007/s10531-004-0152-y
- Sárospataki, M.: 2010. Poszméh faunisztikai adatok természetvédelmi területértékelésben való felhasználhatóságának megalapozása az Ipoly vízgyűjtőjének példáján. *Tájökológiai Lapok*. 8. 3: 601-605.
- Sárospataki, M. – Benke, Sz. – Bakos, R. – Vaskor, D.: 2014. Agrárterületek poszméh együtteseinek faj- és egyedgazdagság növekedése mesterségesen kialakított méhlegelő parcellák hatására. [In: Horváth, J. – Haltrich, A. – Molnár, J. (szerk.) *Növényvédelmi Tudományos Napok*.] Budapest. 43.
- Schenk J.: 1907. Az 1907. évi sáskajárás a Hortobágyon. *Aquila*. 14. 223-275.
- Scheper, J. –Badenhausser, I. – Kantelhardt, J. – Kirchweger, S. – Bartomeus, I. – Bretagnolle, V. – Clough, Y. – Gross, N. – Raemakers, I. – Vilà, M. – Zaragoza-Trello, C. – Kleijn, D.: 2023. Biodiversity and pollination benefits trade off against profit in an intensive farming system. *PNAS*. 120. 28: 1-9.
- Schmidt, G. H. – Ibrahim, N. M.: 1994. Heavy metal content (Hg²⁺, Cd²⁺, Pb²⁺) in various body parts: its impact on cholinesterase activity and binding glycoproteins in the grasshopper *Aiolopus thalassinus* adults. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 29. 148-164.
- Senapathi, D. – Goddard, M. A. – Kunin, W. E. – Baldock, K. C. R.: 2017. Landscape impacts on pollinator communities in temperate systems: evidence and knowledge gaps. *Functional Ecology*. 31. 26-37.
- Senapathi, D. – Fründ, J. – Albrecht, M. – Garratt, M. P. D. – Kleijn, D. – Pickles, B. J. – Potts, S. G. – An, J. – Andersson, G. K. S. – Bänisch, S. – Basu, P. – Benjamin, F. – Bezerra, A. D. M. – Bhattacharya, R. – Biesmeijer, J. C. – Blaauw, B. – Blitzer, E. J. – Brittain, C. A. – Carvalheiro, L. G. – Cariveau, D. P. – Chakraborty, P. – Chatterjee, A. – Chatterjee, S. – Cusser, S. – Danforth, B. N. – Degani, E. – Freitas, B. M. – Garibaldi, L. A. – Geslin, B. – Arjen de Groot, G. – Harrison, T. – Howlett,

- B. – Isaacs, R. – Jha, S. – Klatt, B. K. – Krewenka, K. – Leigh, S. – Lindström, S. A. M. – Mandelik, Y. – McKerchar, M., Park, M., Pisanty, G., Rader, R., Reemer, M., Rundlöf, M., Smith, B., Smith, H. G. – Silva, P. N. – Steffan-Dewenter, I. – Tscharnkte, T. – Webber, S. – Westbury, D. B. – Westphal, C. – Wickens, J. B. – Wickens, V. J. – Winfree, R. – Zhang, H. – Klein A-M.: 2021. Wild insect diversity increases inter-annual stability in global crop pollinator communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 288. 1947. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.0212>
- Sepp, K. – Mikk, M. – Mand, M. – Truu, J.: 2004. Bumblebee communities as an indicator for landscape monitoring in the agri-environmental programme. *Landscape Urban Plan*. 67. 173-183.
- Serrano, R. A. – Guerra-Sanz, J. M.: 2006. Quality fruit improvement in sweet pepper culture by bumblebee pollination. *Scientia Horticulturae*. 110. 2: 160-166.
- Syiem, B.L.N. – Goswami, V.R. – Vasudev, D.: 2018. “In a tree by the brook, there’s a songbird who sings”: Woodlands in an agricultural matrix maintain functionality of a wintering bird community. *PLoS One*. 13. 8. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201657>
- Sirami, C. et al.: 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *PNAS*. 16. 33. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Soroye, P. – Newbold, T. – Kerr, J.: 2020. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science*. 367. 6478: 685-688.
- Spellerberg, I. F.: 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sprague, R. – Boyer, S. – M. Stevenson – G. M. – Steve D. – Wratten, S. D.: 2016. Assessing pollinators’ use of floral resource subsidies in agri-environment schemes: An illustration using *Phacelia tanacetifolia* and honeybees. *PeerJ*. 4. DOI: 10.7717/peerj.2677
- Steffan-Dewenter, I. – Tscharnkte, T.: 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*. 121. 432-440.
- Stoate, C. – Boatman, N. D. – Borralho, R. J. – Carvalho, C. R. – de Snoo, G. R. – Eden, P.: 2002. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*. 63. 337-365.
- Stoekli, S. – Birrer, S. – Zellweger-Fischer, J. – Balmer, O. – Jenny, M. – Pfiffner, L.: 2017. Quantifying the extent to which farmers can influence biodiversity on their farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 237. 224-233.
- Stolyarov, M. V.: 2000. Massenvermehrungen von *Calliptamus italicus* L. in Südrubland im zwanzigsten Jahrhundert. *Articulata*. 15. 1: 99-108.
- Sutherland, W.J.: 2004. A blueprint for the countryside. *Ibis*. 146. 230-238.
- Szabó, D. N. – Colla, R. S. – Wagner, L. D. – Gall, F. L. – Kerr, T. J.: 2012. Do pathogen spillover, pesticide use, or habitat loss explain recent North American bumblebee declines? *Conservation Letters*. 5. 3: 232-239.
- Szabó, S. – Endes, M.: 2010. Adatok a délvidéki poszméh (*Bombus argillaceus*, SCOPOLI, 1763) tiszántúli elterjedéséhez. *Calandrella*. XIII. 56-62.
- Szanyi, Sz.: 2013. Első adatok a Nagydobronyi Vadvédelmi Rezervátum poszméheiről (Hymenoptera: *Bombus*). *Calandrella*. 16. 50-53.
- Szanyi, Sz. – Kovács-Hostyánszki A. – Varga, Z. – Nagy A.: 2020. Flower-visiting preferences of bumble bees (*Apidae: Bombus* spp.) in grasslands of the Velyka Dobron’ Game Reserve (Transcarpathia, Ukraine). *North-Western Journal of Zoology*. 16. 1: 21-28.

- Szanyi, Sz. – Potish, L. – Rácz, I.A. – Varga, Z. – Nagy, A.: 2021. Effect of dramatic alteration of landscape structure on the Orthoptera assemblages of Transcarpathian lowland meadows (West Ukraine). *Journal of Insect Conservation*. 25. 759-768. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00341-8>
- Szövényi, G.: 2007. Egyenesszárnyú rovarok és együtteseik tér-időbeli változásai a rákosi vipera kiskunsági élőhelyein. *Rosalia*. 3. 167-183.
- Szövényi, G. – Puskás, G. – Nagy, B.: 2010. A Váci Naszály hegy egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának értékelése. A Naszály természetrajza. *Rosalia*. 5. 501-520.
- Szövényi, G. – Nagy, B. – Puskás, G.: 2016. A magyarországi egyenesszárnyú-fauna áttekintése és természetvédelmi szempontú értékelése. Első Magyar Orthopterás Találkozó. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Sztahura E. – Rezneki R.: 2015. Agrár-környezetgazdálkodás. Nemzeti Agrárgazdasági Kamara, Budapest.
- Tanács, L.: 2008. szakmai zárójelentés a T 046723 számú, „A változó mezőgazdaság hatása természetű növényeink természetes megporzó rovarnépségeire” című OTKA témáról.
- Tanács, L. – Benedek, P. – Bodnár, K. – Molnár, I. – Monostori, T.: 2008. Magtermő vöröshagyma állományok megporzó rovarnépségeinek szerkezete a Makó környéki termőtájon. *Növénytermelés*. 57. 2: 181-193.
- Tanács, L. – Benedek, P. – Móczár, L.: 2009. Changes in lucerne pollinating wild bee assemblages in Hungary from the pre-pesticide era to 2007. *Beiträge Zur Entomologie = Contributions to Entomology*. 59. 2: 335-353. DOI: 10.21248/contrib.entomol.59.2.335-353
- Teper, D.: 2004. Food plants of *Bombus terrestris* L. determined by palynological analysis of pollen loads. *Journal of Apicultural Science*. 48. 2: 75-81.
- Teper, D.: 2005. Comparison of food plants of *Bombus terrestris* L. and *Bombus lapidarius* L. based on pollen analysis of their pollen loads. *Journal of Apicultural Science*. 49. 2: 43-50.
- Thorn, S. – König, S. – Fischer-Leipold, O. – Gombert, J. – Griese, J. – Thein, J.: 2022. Temperature preferences drive additive biotic homogenization of Orthoptera assemblages. *Biology Letters*. 18. 5. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2022.0055>
- 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 and Environment*. 196. 42-50.
- Torma, A., – Bozsó, M. – Gallé, R.: 2018. Secondary habitats are important in biodiversity conservation: a case study on orthopterans along ditch banks. *Animal Biodiversity and Conservation*. 41. 1: 97-108.
- Tóth B. – Csonka A. Cs. – Mecsnóber M. – Herényi M.: 2017. A Fiatalok Természetismereti Klubja adatai Szőce rovarfaunájához. *Állattani Közlemények*. 102. 1-2: 71-93.
- Török, P. – Vida, E. – Deák, B. – Lengyel, S. – Tóthmérész, B.: 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation*. 20. 2311-2332.
- Uthes, S. – Matzdorf, B.: 2013. Studies on agri-environmental measures: a survey of the literature. *Environmental Management*. 51. 251-266.
- Valido, A. – Rodríguez-Rodríguez, M. C. – Jordano, P.: 2019. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*. 9. DOI: 10.1038/S41598-019-41271-5

- Vaskor D., Józán Zs., Lengyel A., Sárospataki M.: 2015. Féltermészetes gyepek és parlagok méhközösségei és növény-megporzó kapcsolatai a Cserhátban. *Természetvédelmi Közlemények*. 21. 383-394.
- Velthuis, H. H. W. – van Doorn, A.: 2006. A century of advances in bumblebee domestication and the economic and environmental aspects of its commercialization for pollination. *Apidologie*. 37. 421-451.
- Verhagen, W. – van der Zandena, E. H. – Strauchb, M. – van Teeffelen, A. J. A. – Verburga, P. H.: 2018. Optimizing the allocation of agri-environment measures to navigate the trade-offs between ecosystem services, biodiversity and agricultural production. *Environmental Science and Policy*. 84. 186-196.
- Walther-Hellwig, K. – Frankl, R.: 2000. Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology*. 124. 299-306.
- Warakomska, Z. – Anasiewicz, A.: 1991. Pollen food of bumble-bees caught on *Vicia villosa* Roth. and *Vicia sativa* L. *Ekologia Polska*. 39. 301-402.
- Westrich, P.: 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. [In: Matheson A., Buchmann I. H., O'Toole C., Westrich P., Williems I. H. (szerk.) *The Conservation of Bees*.] Academic Press, London. 2-16.
- Whiles, M. R. – Charlton, R. E.: 2006. The ecological significance of tallgrass prairie arthropods. *Annual Review of Entomology*. 51. 387-412.
- Whittaker, R.H.: 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon California. *Ecological Monographs*. 30. 3: 279-338.
- Wiens, J. A.: 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*. 3. 385-397.
- Williams, I. H. – Corbet, S. A. – Osborne, J. L.: 1991. Beekeeping, Wild Bees and Pollination in the European Community. *Bee World*. 72. 4: 170-180.
- Williams, I. H.: 1994. The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Zoology Reviews*. 6. 229-257.
- Williams I. H.: 2002. Insect Pollination and Crop Production: A European Perspective. [In: Kevan P., Imperatriz Fonseca V. L. (szerk.) *Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature - Ministry of Environment*.] Brazilia. 59-65.
- Williams, P. H.: 1986. Environmental change and the distribution of British bumble bees (*Bombus Latr.*). *Bee World*. 67. 50-61.
- Williams, P.H.: 1989. Bumblebees and their decline in Britain. Lecture to the Central Association of Bee-Keepers, April 1988. Central Association of Beekeepers, London, UK.
- Williams, P. H. – Hernandez, L.: 2000. Distinguishing females of the bumble bees *Bombus ruderatus* (F.) from *Bombus hortorum* (L.) in Britain: a preliminary application of quantitative techniques. UK Biodiversity Action Plan. Natural History Museum, London.
- Williams, P. H. – Osborne J. L.: 2009. Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. *Apidologie*. 40. 3: 367-387.
- Williams, P.H.: 2011. Bumblebees collected by the Kyushu University Expeditions to Central Asia (Hymenoptera, Apidae, genus *Bombus*). *Esakia*. 50. 27-36.
- Willmer, P. G. – Bataw, A. A. M. – Hughes, J. P.: 1994. The superiority of bumblebees to honeybees as pollinators: insect visits to raspberry flowers. *Ecological Entomology*. 19. 3: 271-284.
- Winfree, R. – Williams, N. M. – Gaines, H. – Ascher, J. S. – Kremen, C.: 2008. Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. *Journal of Applied Ecology*. 45. 793-802.

- Wrbka, T. – Schindler, S. – Pollheimer, M. – Schmitzberger, I. – Peterseil, J.: 2008. Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscapes, plants and birds. *Community Ecology*. 9. 2: 217-227.
- Yousef, H. A. – Abdelfattah, E. A. – Augustyniak, M.: 2017. Evaluation of oxidative stress biomarkers in *Aiolopus thalassinus* (Orthoptera: Acrididae) collected from areas polluted by the fertilizer industry. *Ecotoxicology*. 26. 340-350. DOI: 10.1007/s10646-017-1767-6
- Zellei A.: 2001. Challenges for agri-environmental policies in CEE countries. *CEESA Discussion Paper*. 3. 6.
- Zhang, L. – Lecoq, M. – Latchininsky, A. – Hunter, D.: 2019. Locust and Grasshopper Management. *Annual Review of Entomology*. 64. 1: 15-34.
- Zilahi-Sebess, G.: 1956. Rovartani vizsgálatok Észak-Tiszántúli burgonya-földeken. *Acta Universitatis Debreceniensis de Ludovico Kossuth Nominatae*. 3. 2: 1-30.

11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN



**DEBRECENI
EGYETEM**

DEBRECENI EGYETEM

EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400

Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/415/2023.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Arnóczkyné Jakab Dóra
Doktori Iskola: Kerpely Kálmán Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10072090

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

1. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Szanyi, S., Nagy, A.: Az olasz sáska (*Caelifera: Calliptamus italicus* Linnaeus, 1758) - Újra célkeresztben?
Növényvédelem. 56 (9), 405-411, 2020. ISSN: 0133-0829.

Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (2)

2. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A.: Data on the Orthoptera fauna of characteristic agricultural landscape in the Carpathian Lowland.
Agrártud. Közl. 1, 25-34, 2021. ISSN: 1587-1282.
DOI: <http://dx.doi.org/10.34101/actaagrar/1/8495>
3. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A.: Data on the bumblebee assemblages (*Apidae: Bombus* spp.) lives in lands under agri-environment commitment.
Agrártud. Közl. 2019 (2), 31-35, 2019. ISSN: 1587-1282.
DOI: <http://dx.doi.org/10.34101/actaagrar/2/3675>

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

4. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Tóth, M., Szarukán, I., Szanyi, S., Józán, Z., Sárospataki, M., Nagy, A.: Long-term changes in the composition and distribution of the Hungarian bumble bee fauna (*Hymenoptera, Apidae, Bombus*).
J. Hymenopt. Res. 96, 207-237, 2023. ISSN: 1070-9428.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3897/jhr.96.99002>
IF: 1.3 (2022)
5. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A.: How can an intensively used agricultural landscape preserve diversity of Orthoptera assemblages?
J. Insect Conserv. 26, 947-958, 2022. ISSN: 1366-638X.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-022-00439-7>
IF: 1.9



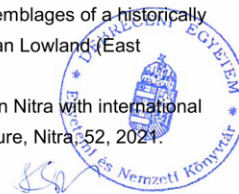


Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (6)

6. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Tóth, M., Szarukán, I., Szanyi, S., Józán, Z., Sárospataki, M., Nagy, A.: A hazai Bombus fauna összetétele és hosszú távú változásai meglepő adatokkal Magyarországról, Nyugat-Ukrajnából és Északnyugat-Romániából.
In: 8. Szünzoológiai Szimpózium Program és összefoglalók. Szerk.: Szivák Ildikó, Takács Péter, [S.n.], Tihany, 4, 2023.
7. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Tóth, M., Szarukán, I., Nagy, A., Szanyi, S.: Poszméh (Bombus spp.) fajok új elterjedési adatai Kelet-Magyarországon és Kárpátalján.
In: I. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia : Absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, DE MÉK Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 12-13, 2021.
8. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Tóth, M., Szarukán, I., Szanyi, S., Józán, Z., Sárospataki, M., Nagy, A.: Poszméh- és álposzméhfajok (Hymenoptera: Apidae, Bombus sp.) magyarországi elterjedésének újraértékelése új és eddig publikálatlan adatok felhasználásával.
In: 21. Kolozsvári Biológus Napok : Kivonatfüzet. Szerk.: Prázmári Hunor, Babes-Bolyai Tudományegyetem, Kolozsvár, 15-15, 2021.
9. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A.: Az olasz sáska (Caelifera: Calliptamus italicus Linnaeus, 1758): Újra célkeresztben?
In: 24. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum. Program és Összefoglaló, Debreceni Egyetem Mezőgazdaság, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen, 61-62, 2019.
10. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Tóth, M., Szarukán, I., Nagy, A.: Adatok agrárterületek poszméh (Bombus spp.) faunájához illatanyag csapdák fogásai alapján.
In: 23. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum : 8th International Plant Protection Symposium at University of Debrecen : Program-Összefoglalók, DE MÉK, Debrecen, 46-46, 2018.
11. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A.: Adatok a Tiszaújváros környéki agrártájak Orthoptera faunájához.
In: 3. Magyar Orthopterás Találkozó : Programok, összefoglalók. Szerk.: Kisbenedek Tibor, JPM, Pécs, 5-5, 2018. ISBN: 9789639873513

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (1)

12. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A.: Conservation value of Orthoptera assemblages of a historically intensively used agricultural landscape: a case study in the Carpathian Lowland (East Hungary).
In: Scientific Conference of PhD. Students of FAFR and FBFS SUA in Nitra with international participation : Proceedings of abstracts, Slovak University of Agriculture, Nitra, 52, 2021.





További közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (1)

13. Nagy, A., Rácz, I. A., **Arnóczkyné Jakab, D.**: A Hortobágy egyenesszárnyú (Orthoptera) faunájának kutatása és természetvédelmi szempontú értékelése.
Tájékol. Lapok. 17 (2), 219-231, 2019. ISSN: 1589-4673.

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (1)

14. Nagy, A., Rácz, I. A., **Arnóczkyné Jakab, D.**, Szanyi, S.: Az egyenesszárnyú (Orthoptera) fauna védelmének élőhelyekhez kötődő prioritásainak kijelölése az Aggteleki Nemzeti Parkban.
In: III. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia (online) : Absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, Debreceni Egyetem MÉK, Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 20, 2023.

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (1)

15. **Arnóczkyné Jakab, D.**, Nagy, A., Molnár, A., Tóth, M., Szanyi, S.: Fenilacetaldehid és izoamil-alkohol alapú illatanyagok hatékonysága hártvászárnyúakra (Hymenoptera) = Attractivity of isomyl alcohol- and fenylacetaldehyde based lures to different Hymenoptera species.
In: III. Debreceni Alkalmazott Rovartani Konferencia (online) : Absztrakt kötet. Szerk.: Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, Debreceni Egyetem MÉK, Növényvédelmi Intézet, Debrecen, 10-11, 2023.

A közlő folyóiratok összesített impact faktora: 3,2

A közlő folyóiratok összesített impact faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre): 3,2

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudományometriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2023.09.07.



12. NYILATKOZATOK

NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Doktori Iskola keretében készítettem, a Debreceni Egyetem doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 20.....

.....

a jelölt aláírása

NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy Arnóczkyné Jakab Dóra doktorjelölt 2018-2023 között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal/irányításunkkal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom/javasoljuk.

Debrecen, 20.....

.....

a témavezető aláírása

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm konzulensem, Dr. Nagy Antal munkáját, terveim és kutatásom folyamatos ellenőrzését és szakmai tanácsait, valamint a statisztikai elemzésekben nyújtott segítségét! Köszönöm szerzőtársaim – Nagy Antal, Szanyi Szabolcs, Szarukán István, Tóth Miklós, Sárospataki Miklós, Józán Zsolt – szakmai tanácsait és rendelkezésemre bocsátott adatait, továbbá szeretném megköszönni Tóth Miklósnak és Szarukán Istvánnak, hogy az illatanyag csapdákat és az azokból származó feldolgozatlan méh mintákat a rendelkezésemre bocsátották. Köszönöm Márta Erikné Ósz Alettának a csapdaanyag válogatásával végzett munkáját! Köszönöm Szanyi Kálmán a tézisfüzet angol fordításában nyújtott segítségét!

Köszönöm Szanyi Szabolcs, Józán Zsolt, Papp Jenő[†], Sárospataki Miklós, Nagy Antal, Forgács János, Nagy-Szalárdi Tímea, Ósz Aletta, Szilágyi Arnold, Cserenyec Anikó, Líbor András, Venter Tibor, Béres Fanni, Vasas Barnabás, Bába Anna, Vámos Péter, Szentpéteri-Nagy Veronika, Ary Krisztina, Urbán Kinga, Karacs Bianka, Török Edina, Lutián Viktor, Németh Gábor, Májer Péter, Szakács Orsolya, Szilágyi Tamás, Bánki Edina, Bene Kristóf, Mester Anna, Sinka Krisztina Fruzsina, Gyöngyösi Tünde, Rác Orsolya valamint Károlyi Balázs és az izeltlabuak.hu adatgyűjtőinek adatait!

Köszönet Lenner Ádámnak és a Tiszatáj Közalapítványnak, valamint mindazoknak, akik lehetővé tették, hogy a területükön mintavételeket végezzek!

Köszönöm az édesanyámnak és a férjemnek, hogy kitartóan segítettek a terepi munkámat!

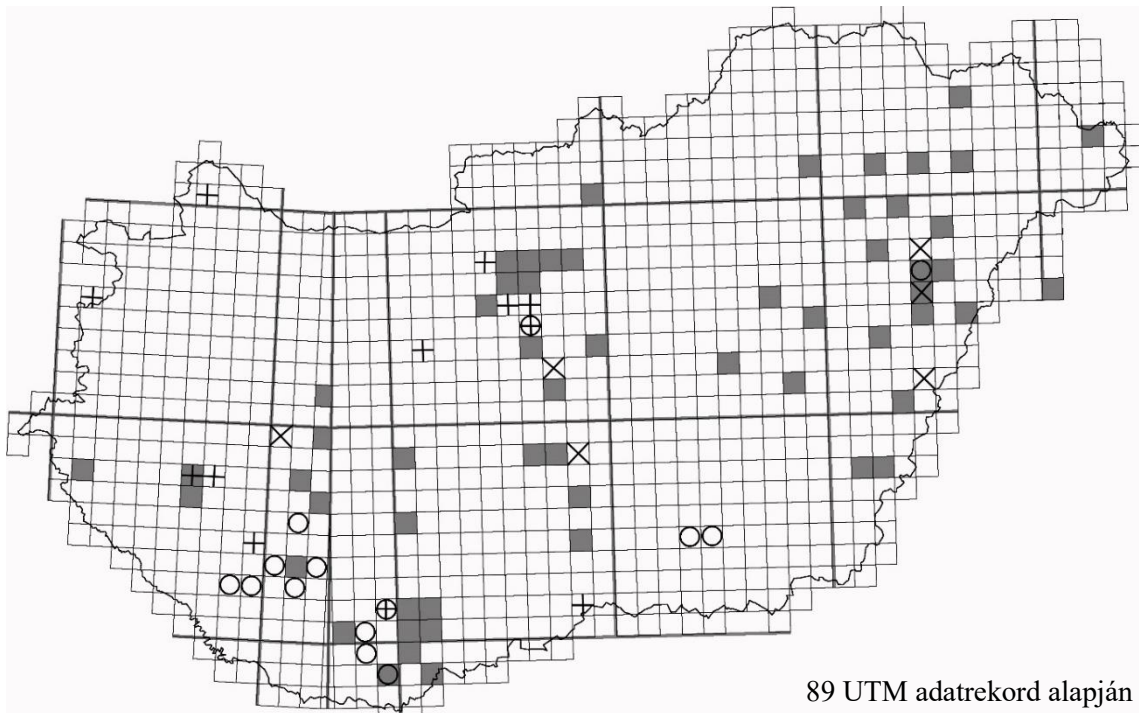
Köszönöm a családom támogatását, nélkülük nem készült volna el ez a dolgozat!

13. MELLÉKLETEK

A hazai poszméh fajok elterjedési térképei

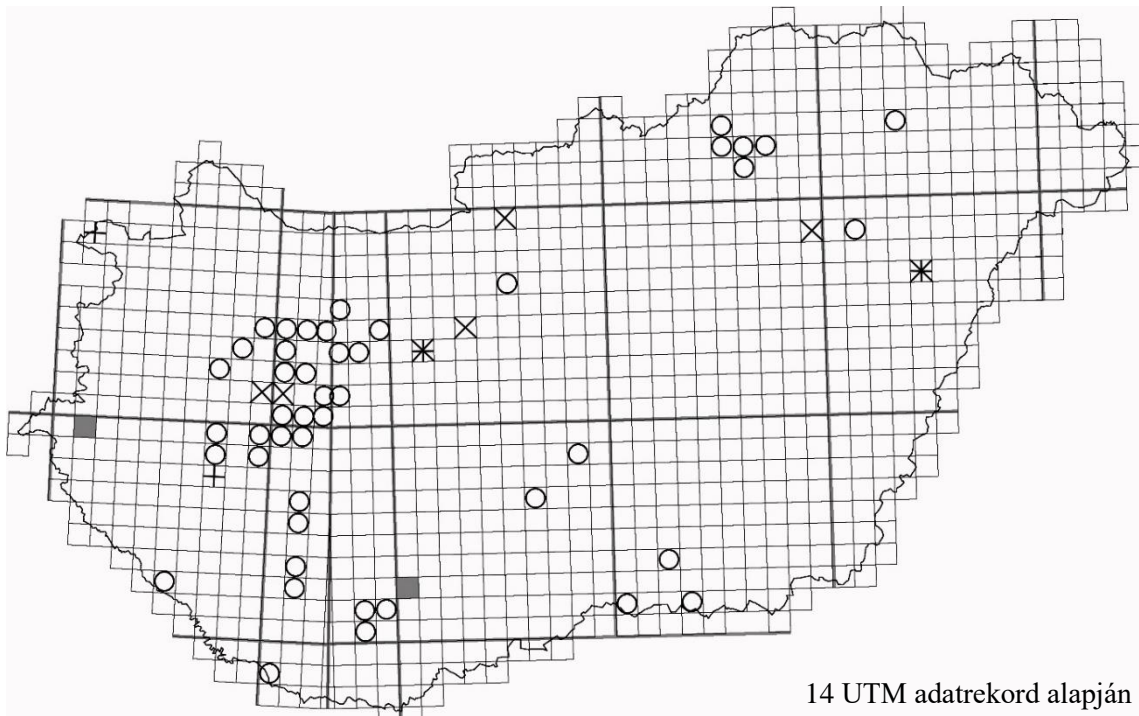
Jelmagyarázat:

- + : 1954 előtti adatok
- X : 1954-1970. közötti adat
- O : 1971-2000. közötti adat
- : 2000 utáni adatok

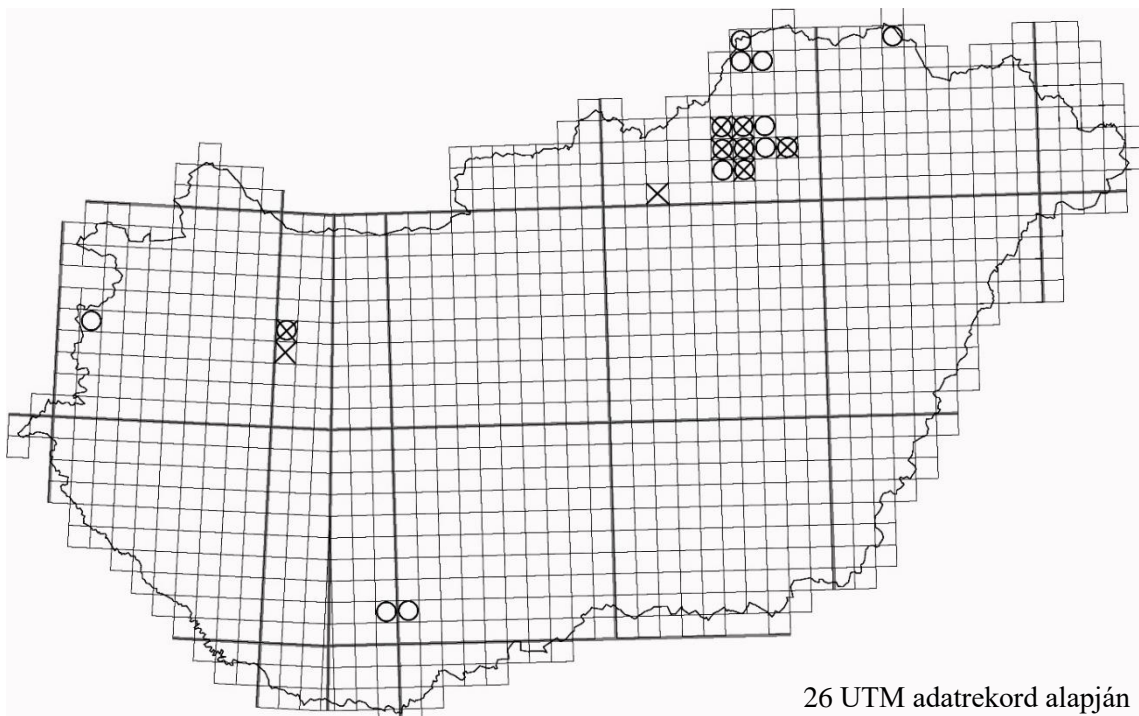


89 UTM adatrekord alapján

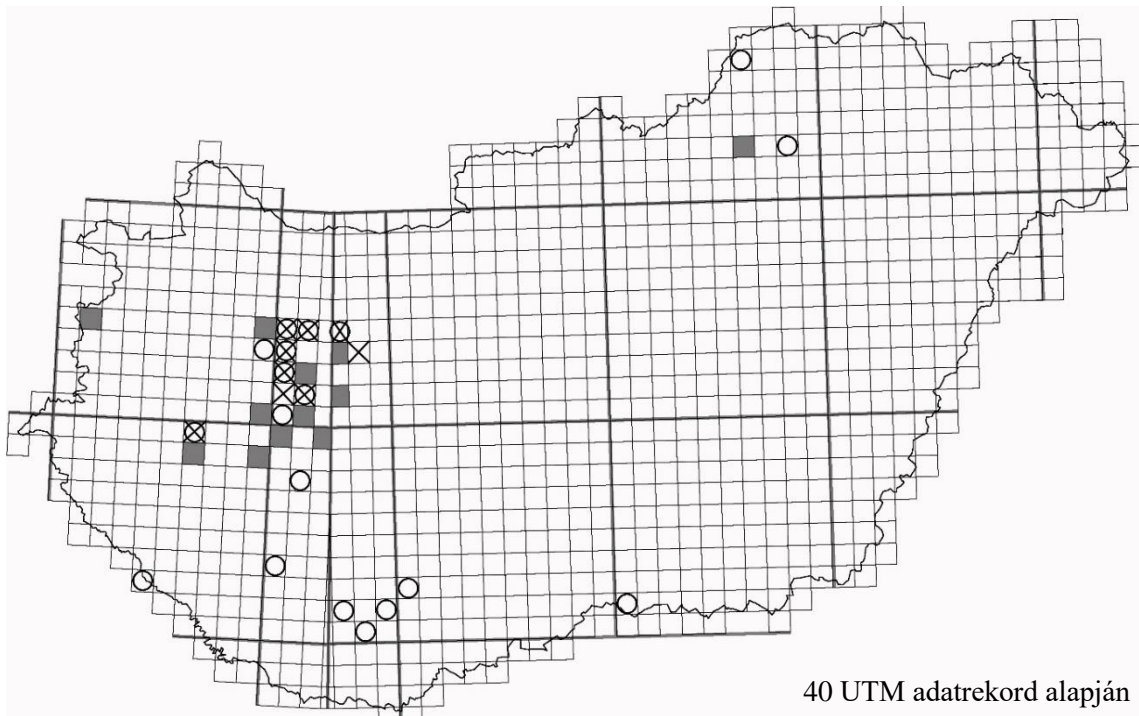
1. ábra *Bombus argillaceus*



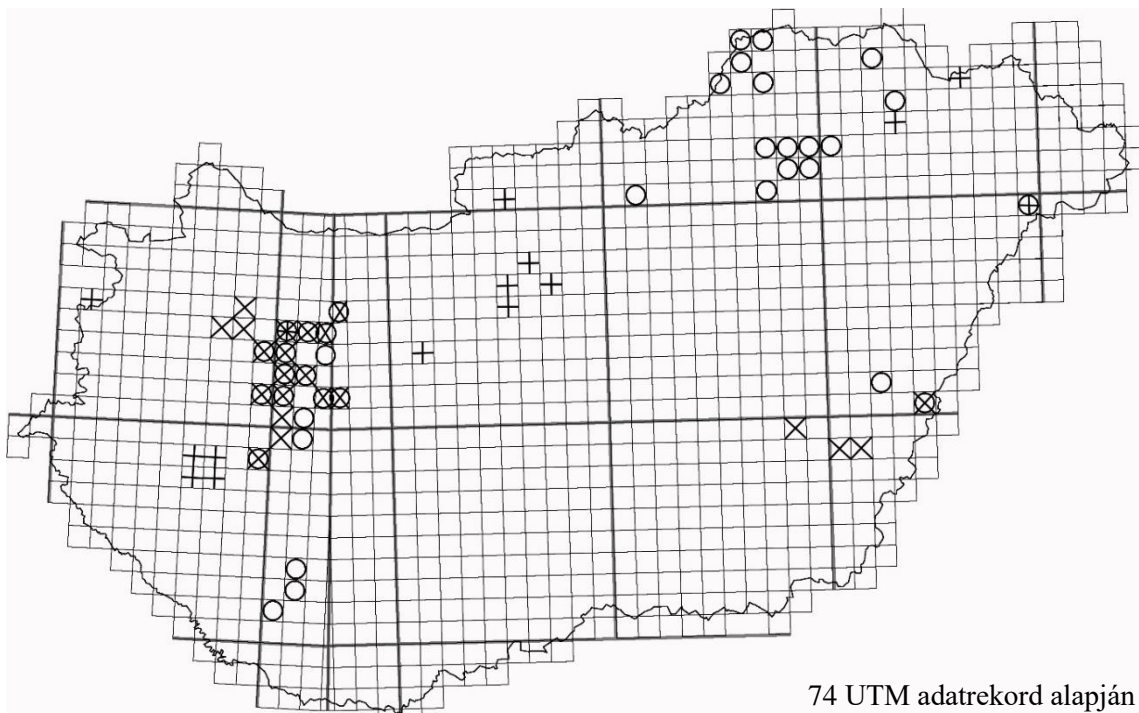
2. ábra *Bombus barbutellus*



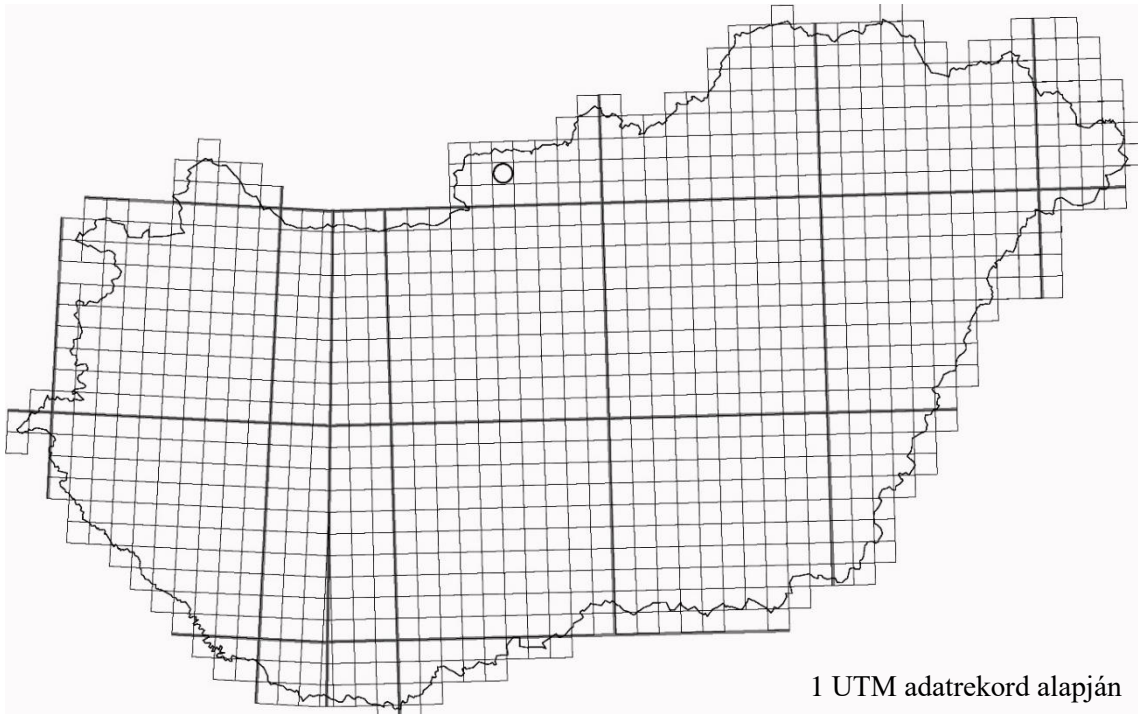
3. ábra *Bombus bohemicus*



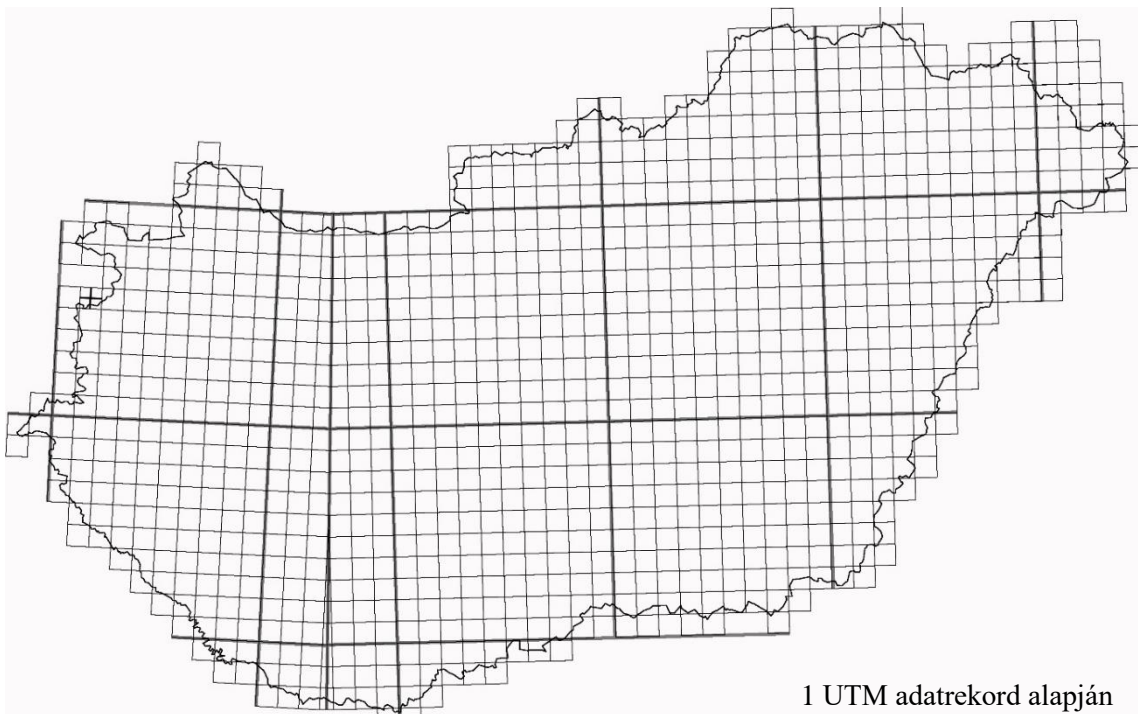
4. ábra *Bombus campestris*



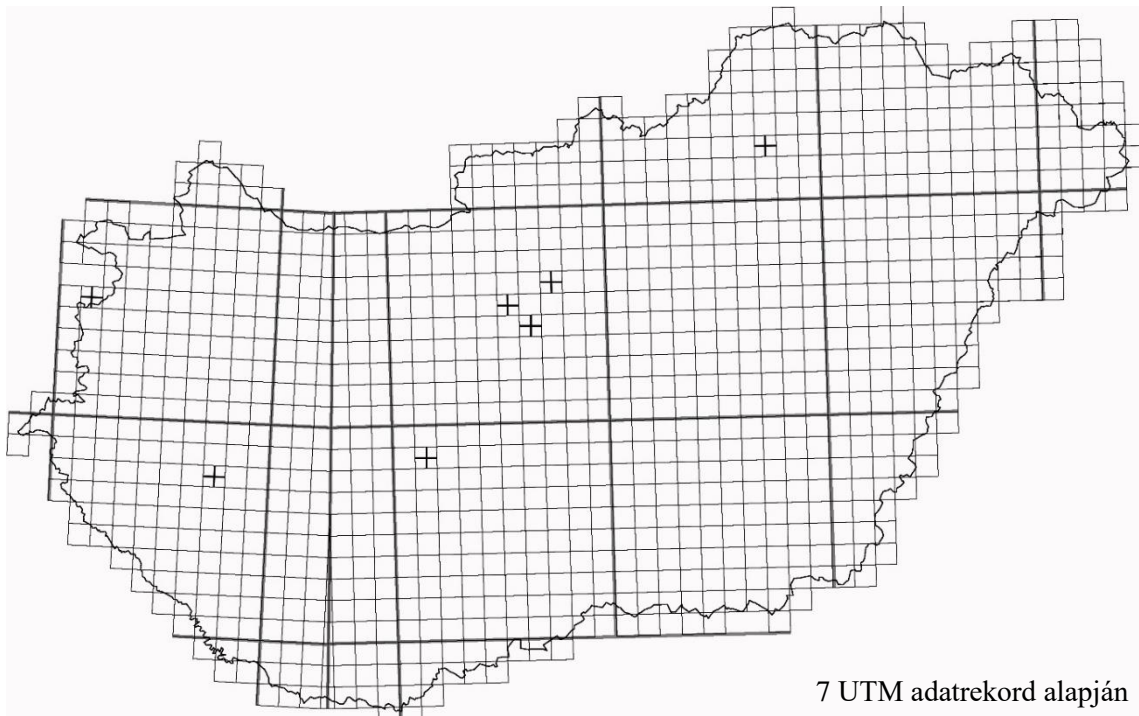
5. ábra *Bombus confusus*



6. ábra *Bombus consobrinus*

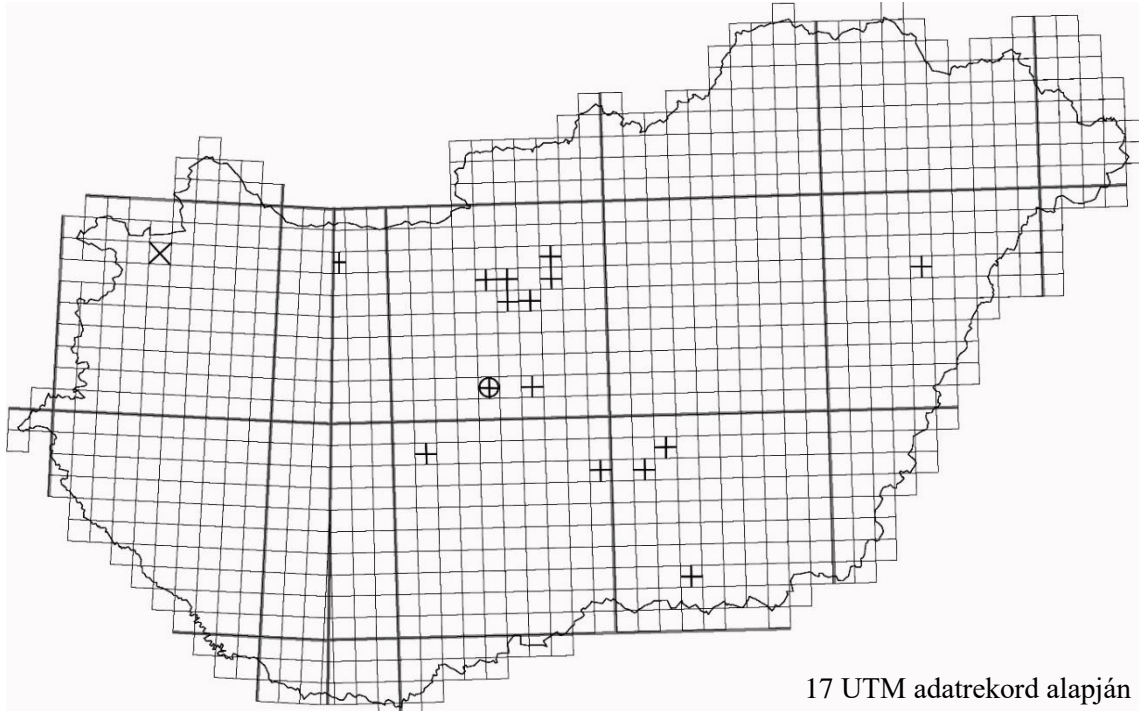


7. ábra *Bombus distinguendus*



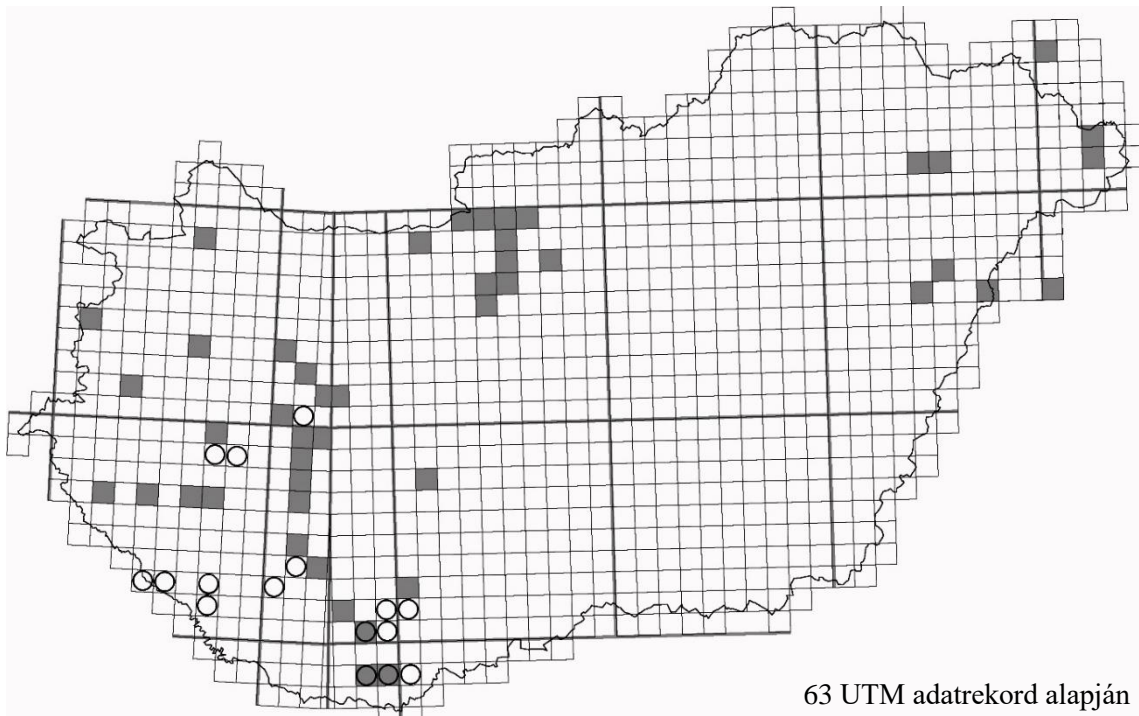
7 UTM adatrekord alapján

8. ábra *Bombus elegans*

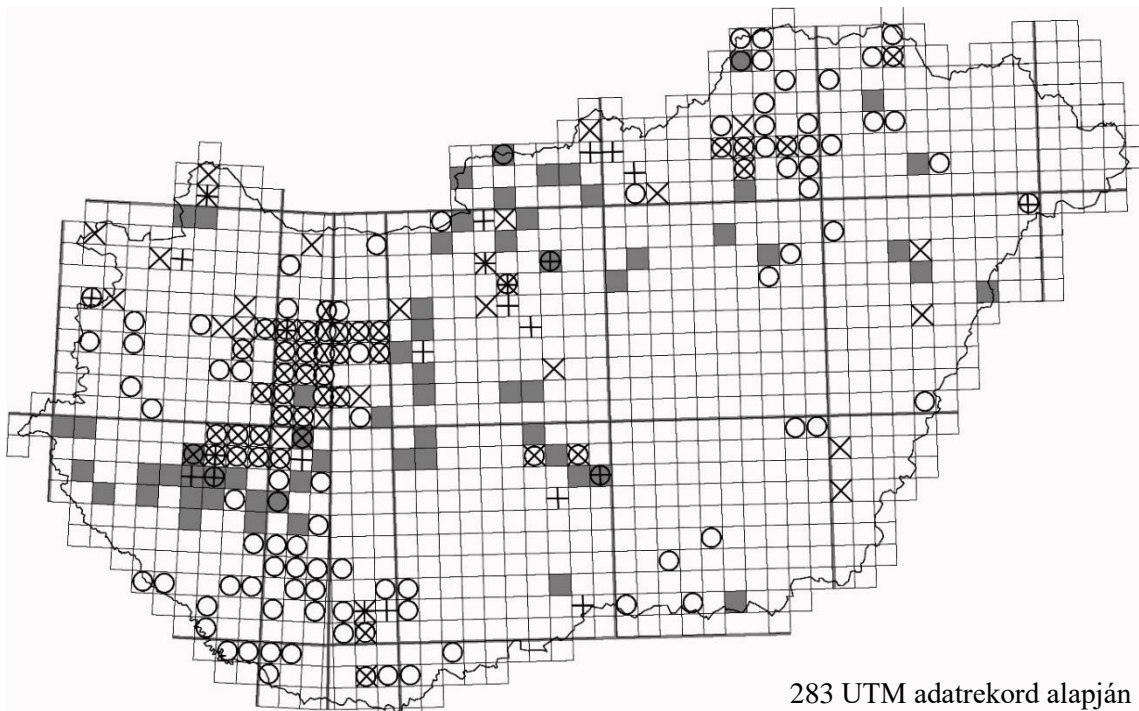


17 UTM adatrekord alapján

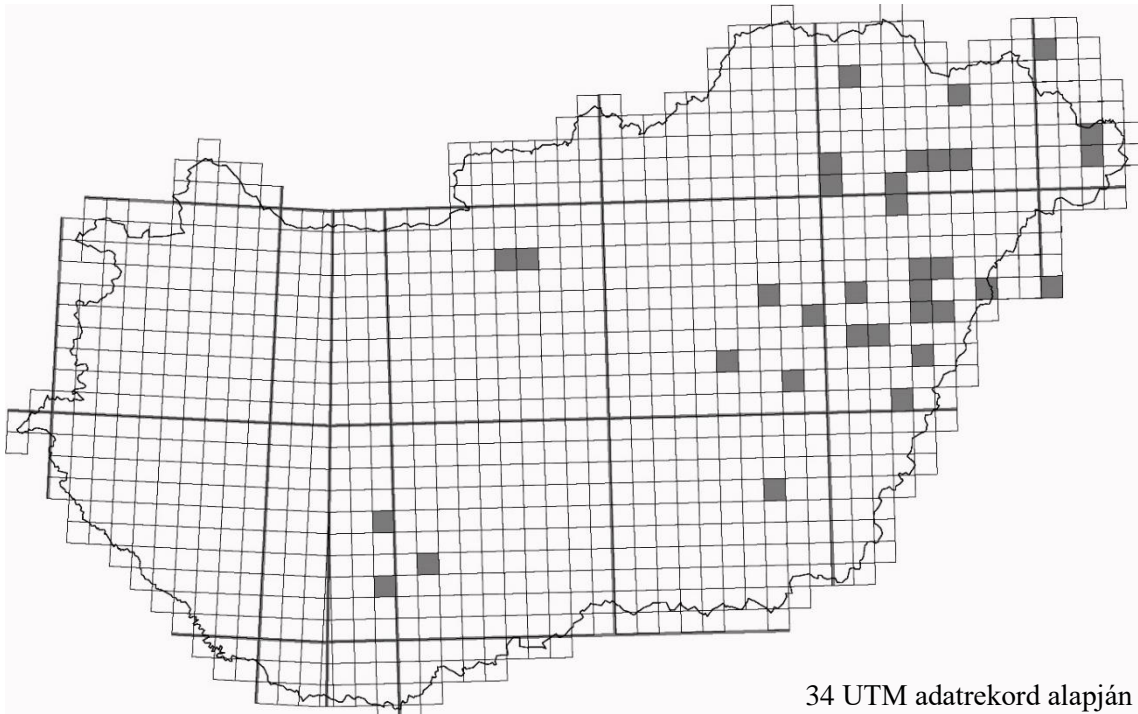
9. ábra *Bombus fragrans*



10. ábra *Bombus haematurus*

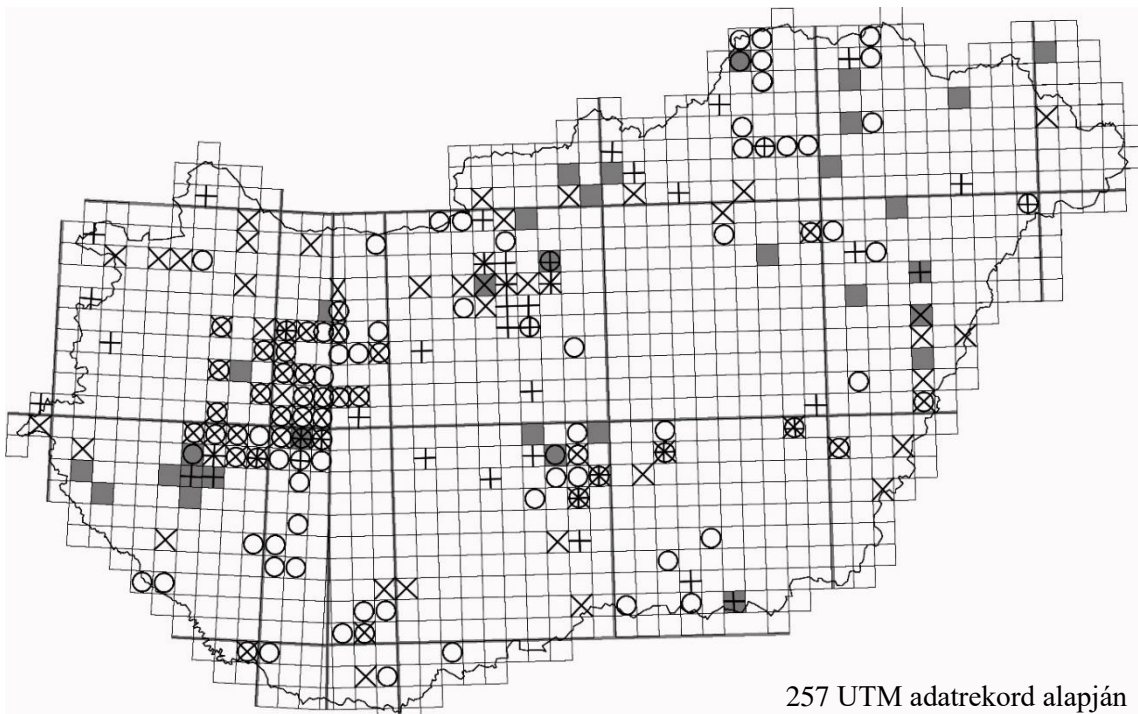


11. ábra *Bombus hortorum*



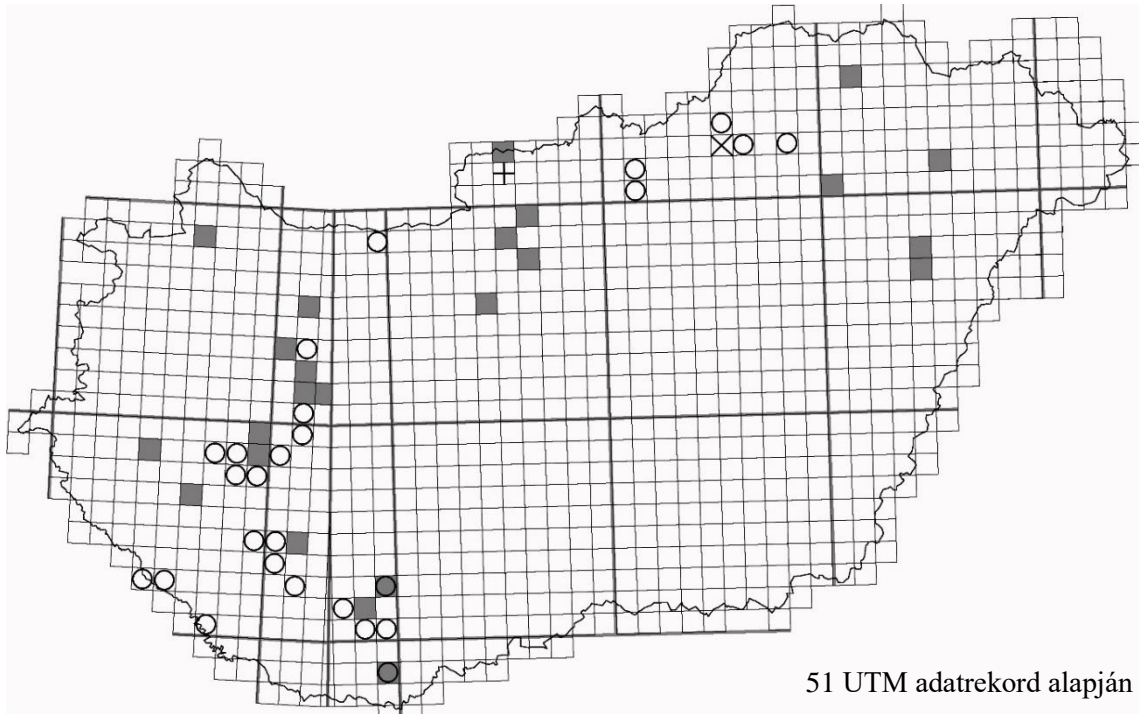
34 UTM adatrekord alapján

12. ábra *Bombus hortorum/ruderatus*

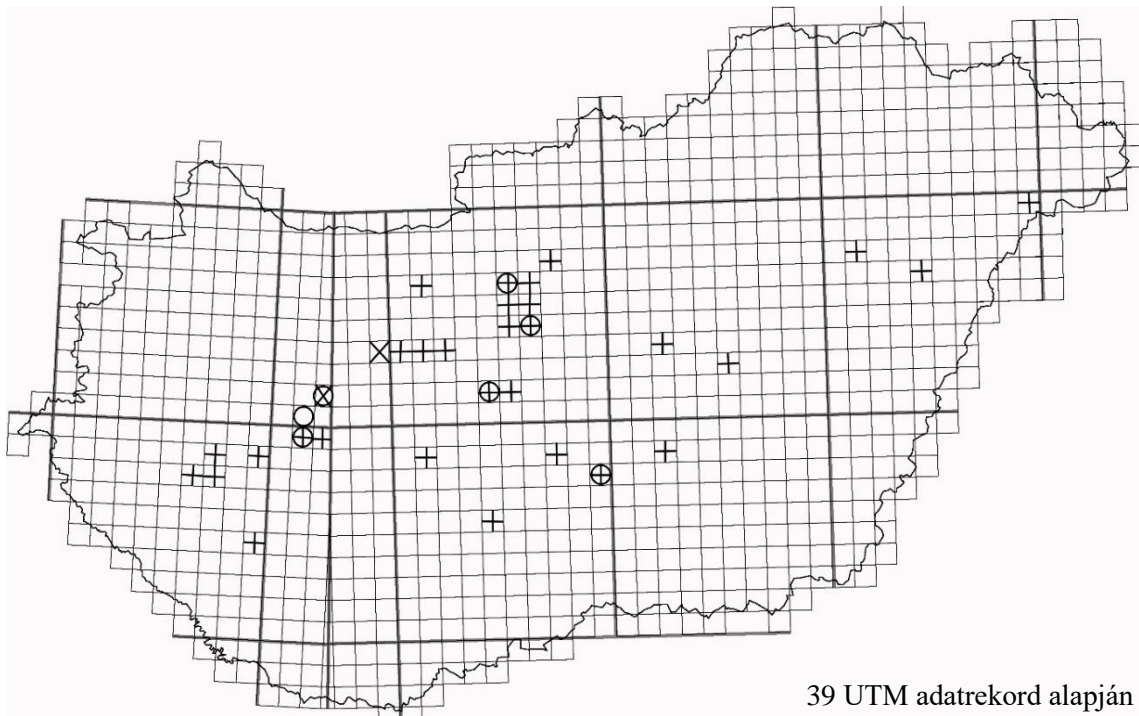


257 UTM adatrekord alapján

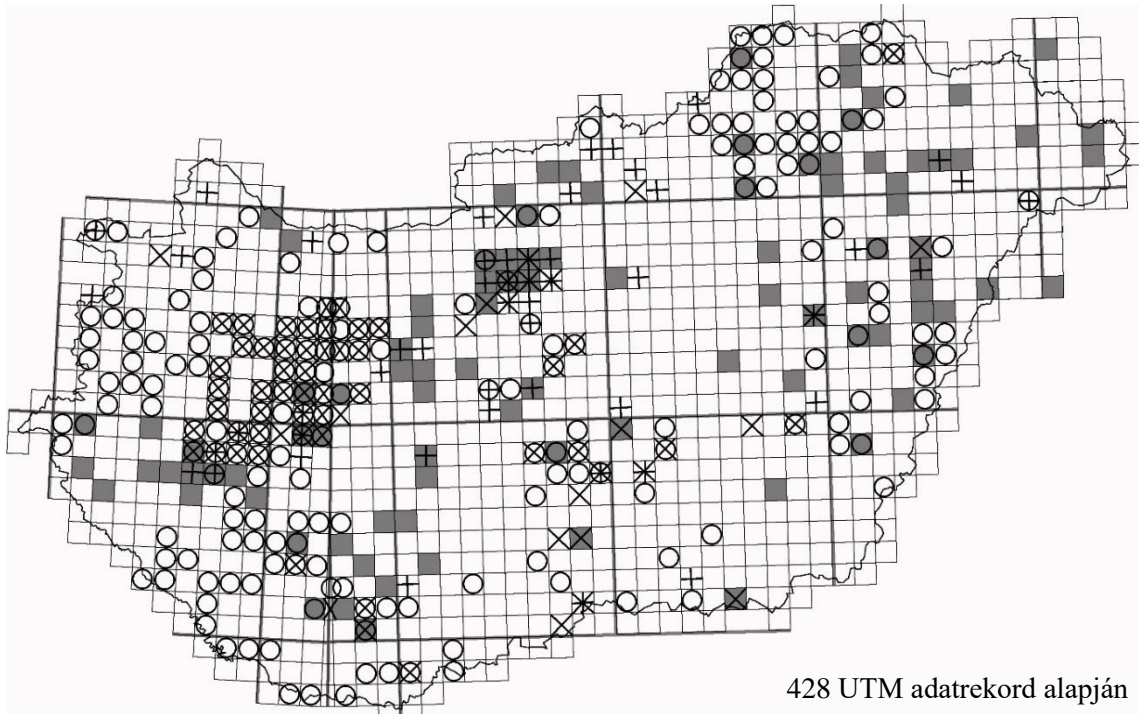
13. ábra *Bombus humilis*



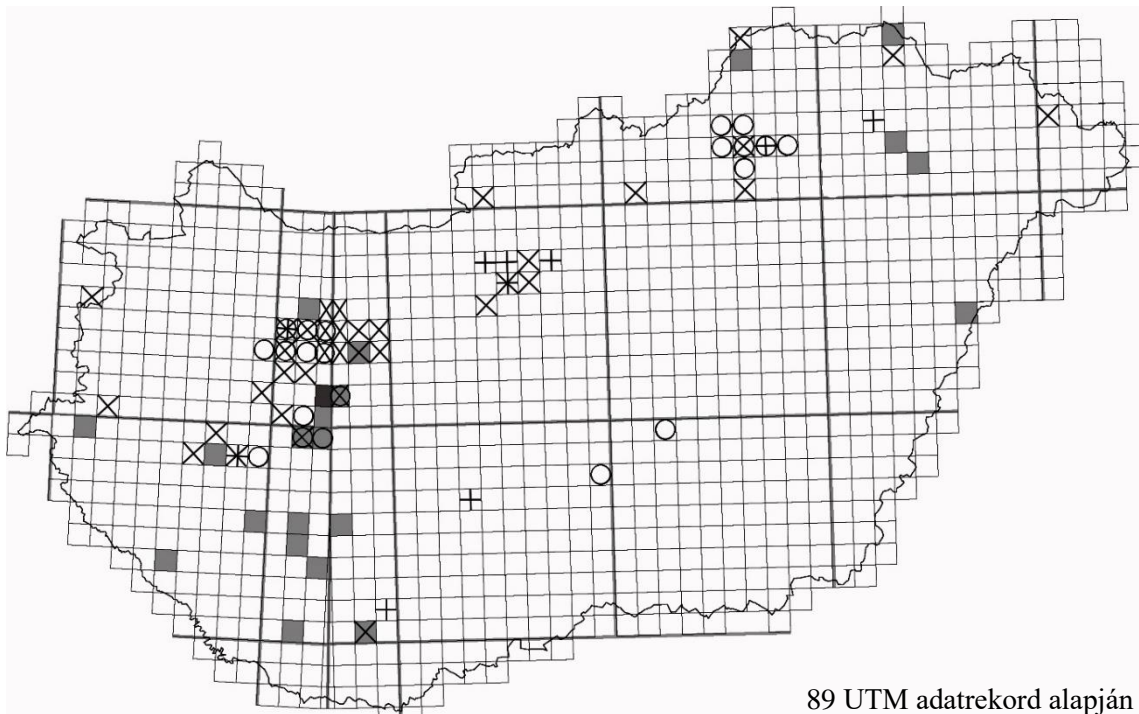
14. ábra *Bombus hypnorum*



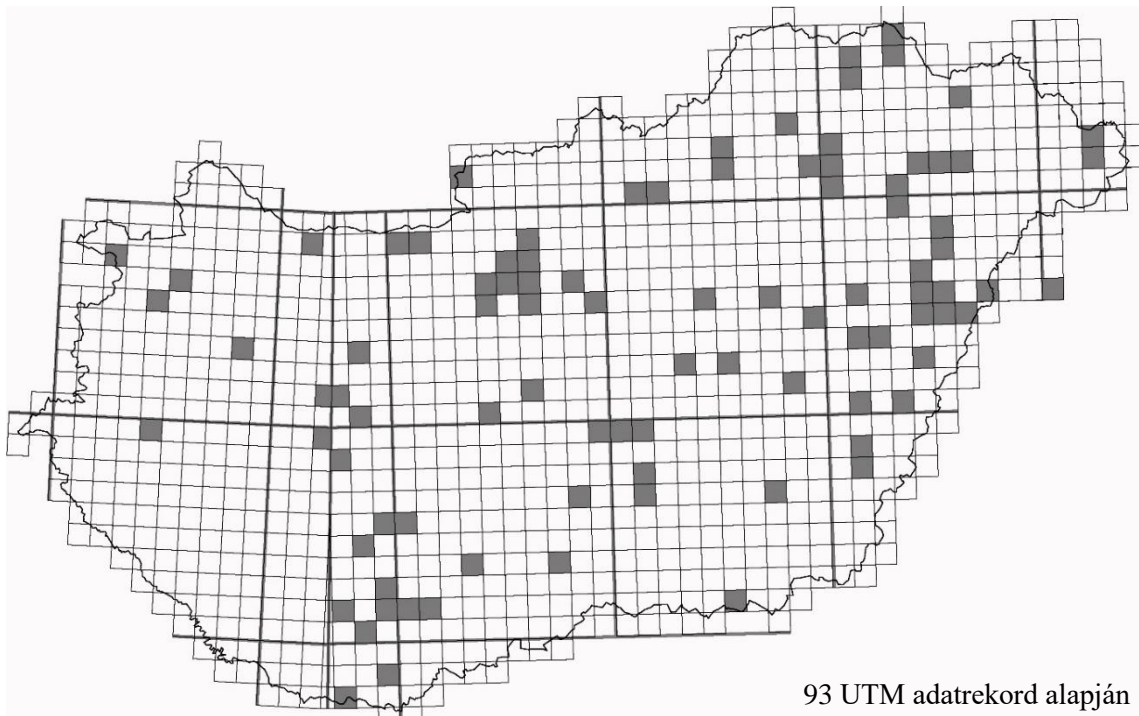
15. ábra *Bombus laesus*



16. ábra *Bombus lapidarius*

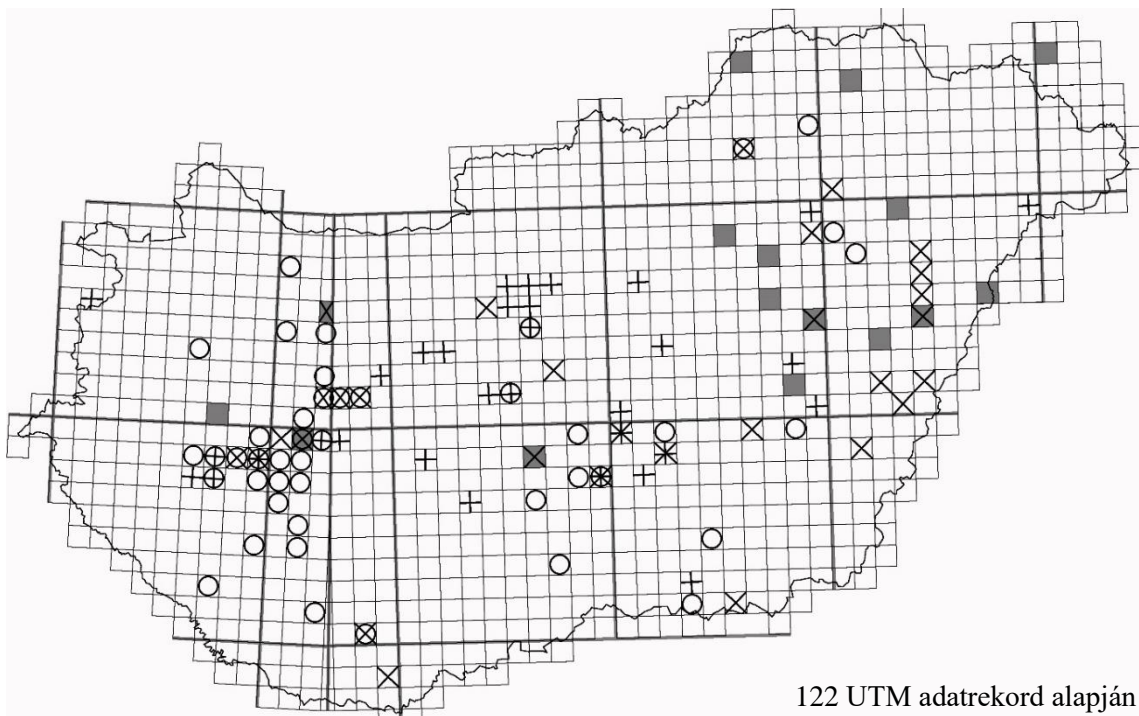


17. ábra *Bombus lucorum* és *Bombus cryptarum* (YN21)



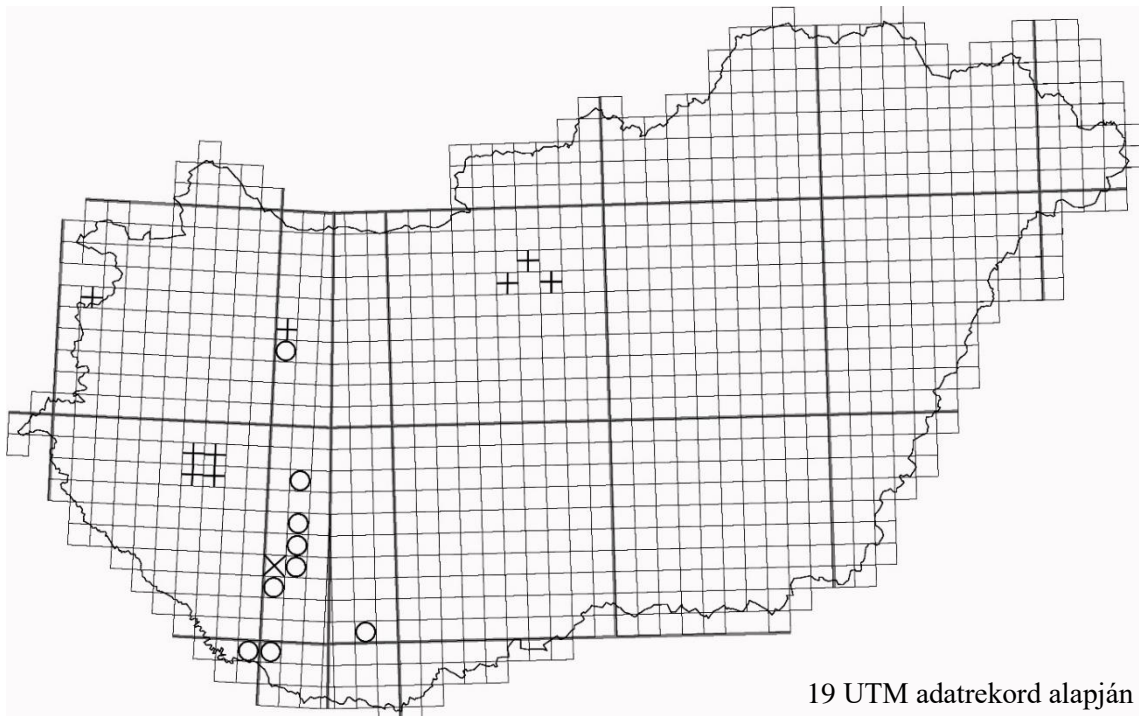
93 UTM adatrekord alapján

18. ábra *Bombus lucorum/terrestris*



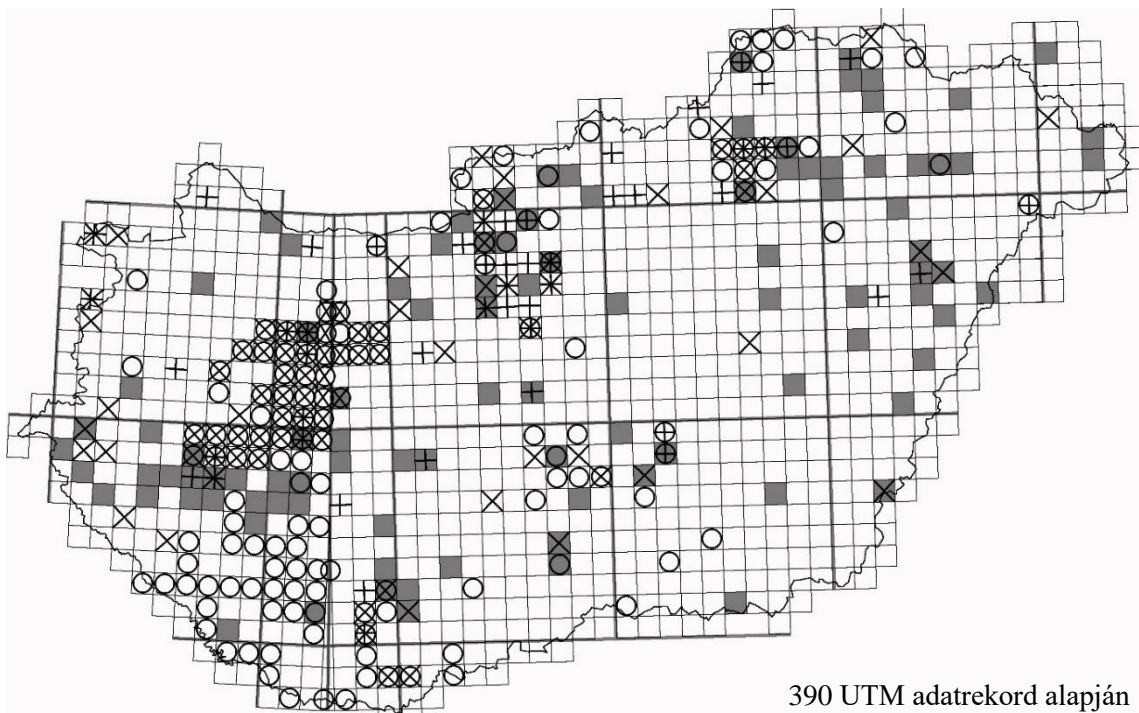
122 UTM adatrekord alapján

19. ábra *Bombus muscorum*



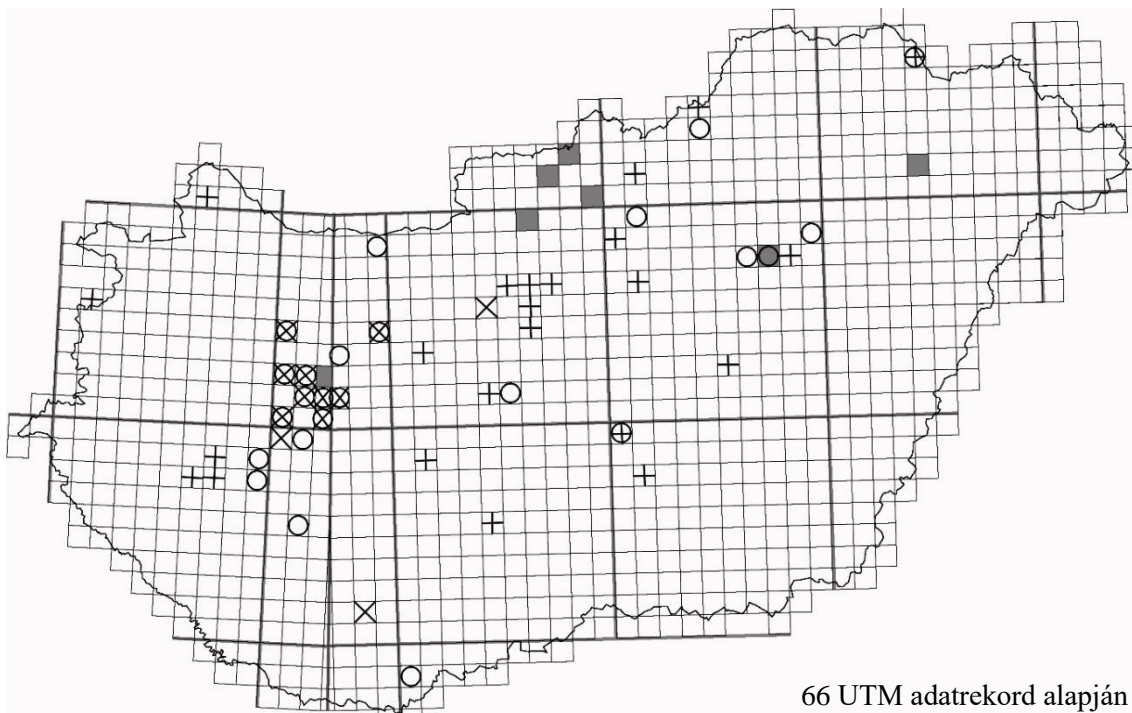
19 UTM adatrekord alapján

20. ábra *Bombus paradoxus*

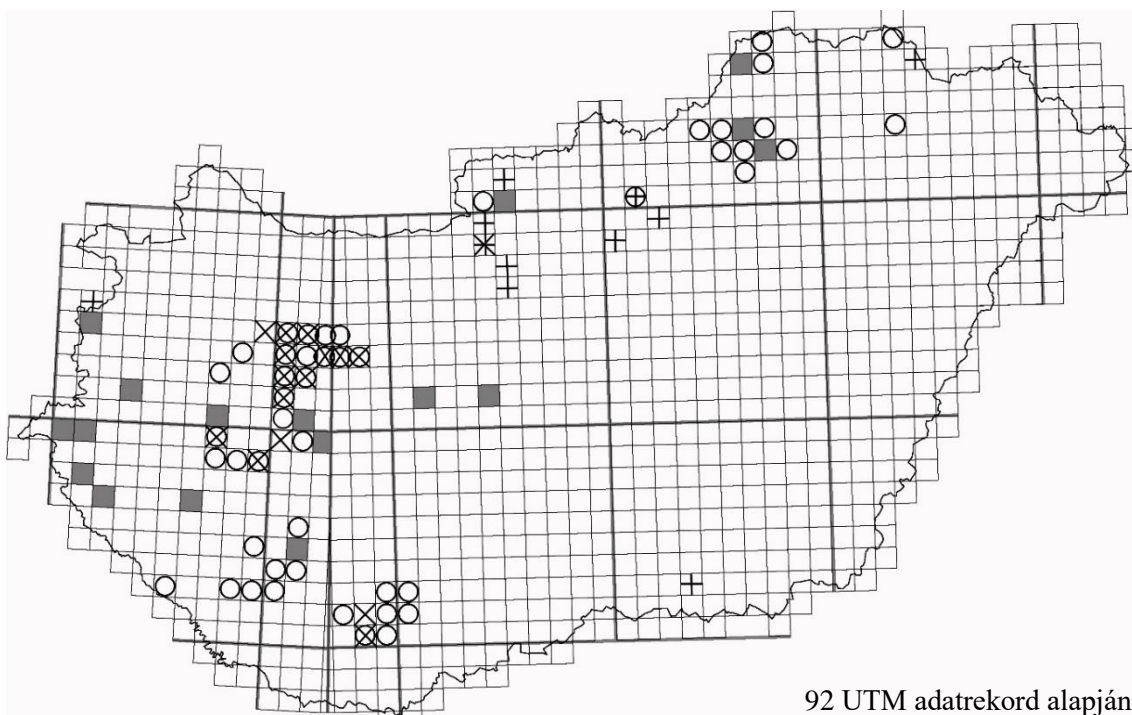


390 UTM adatrekord alapján

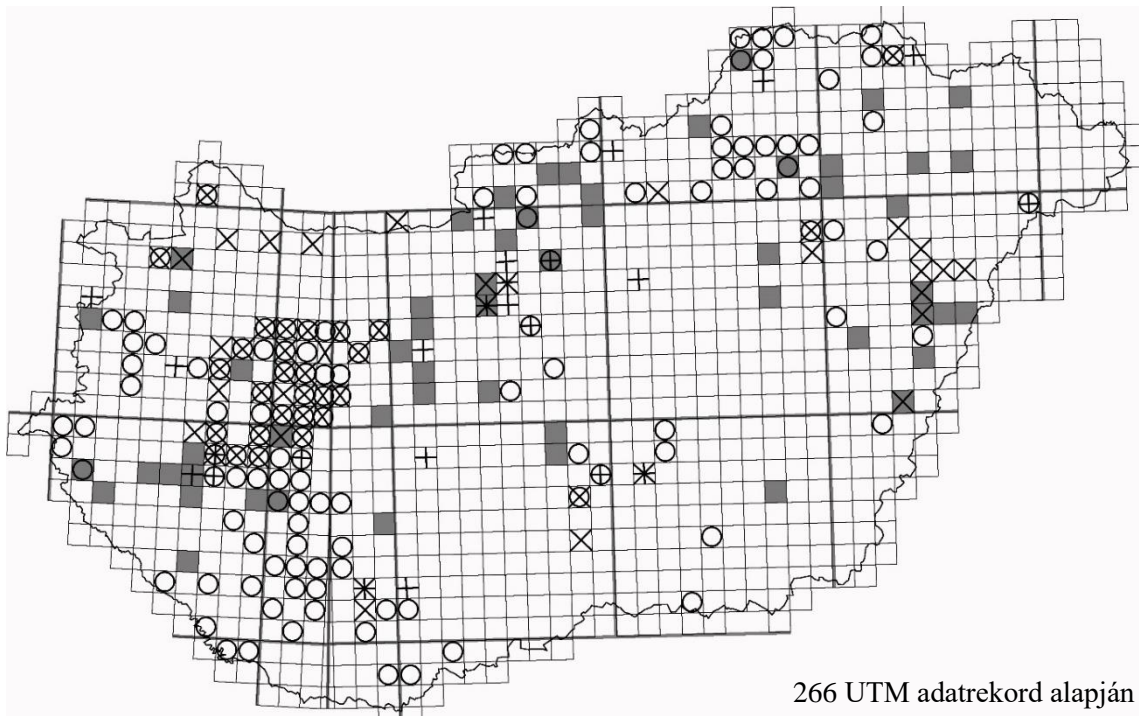
21. ábra *Bombus pascuorum*



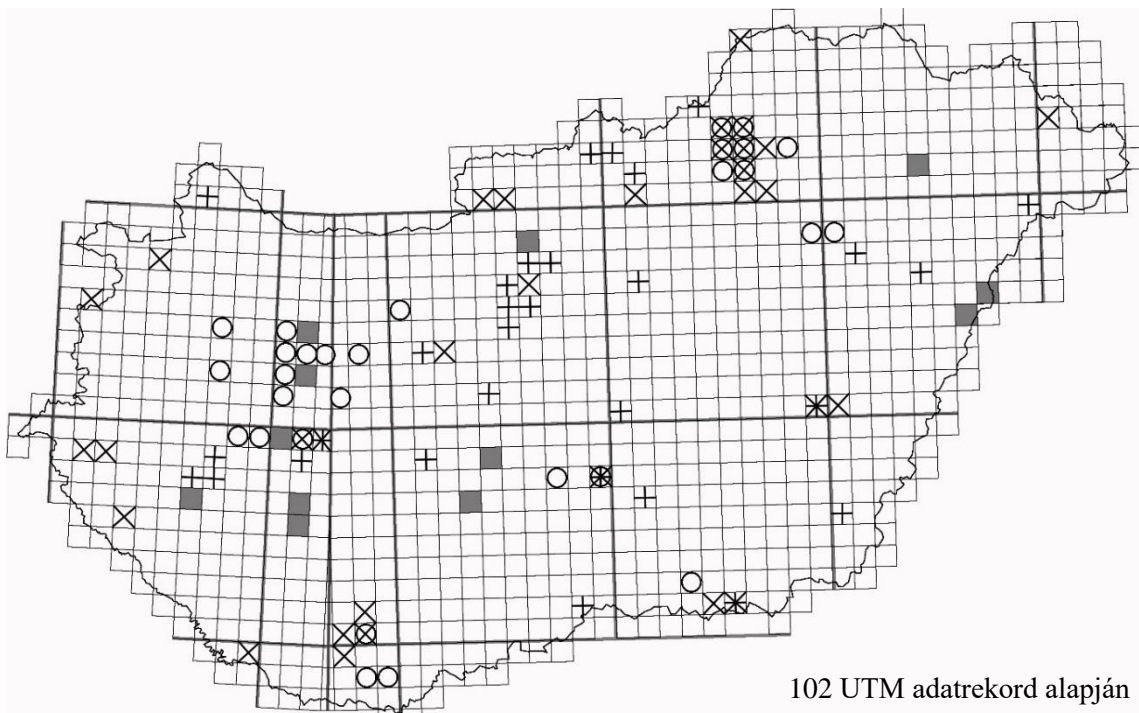
22. ábra *Bombus pomorum*



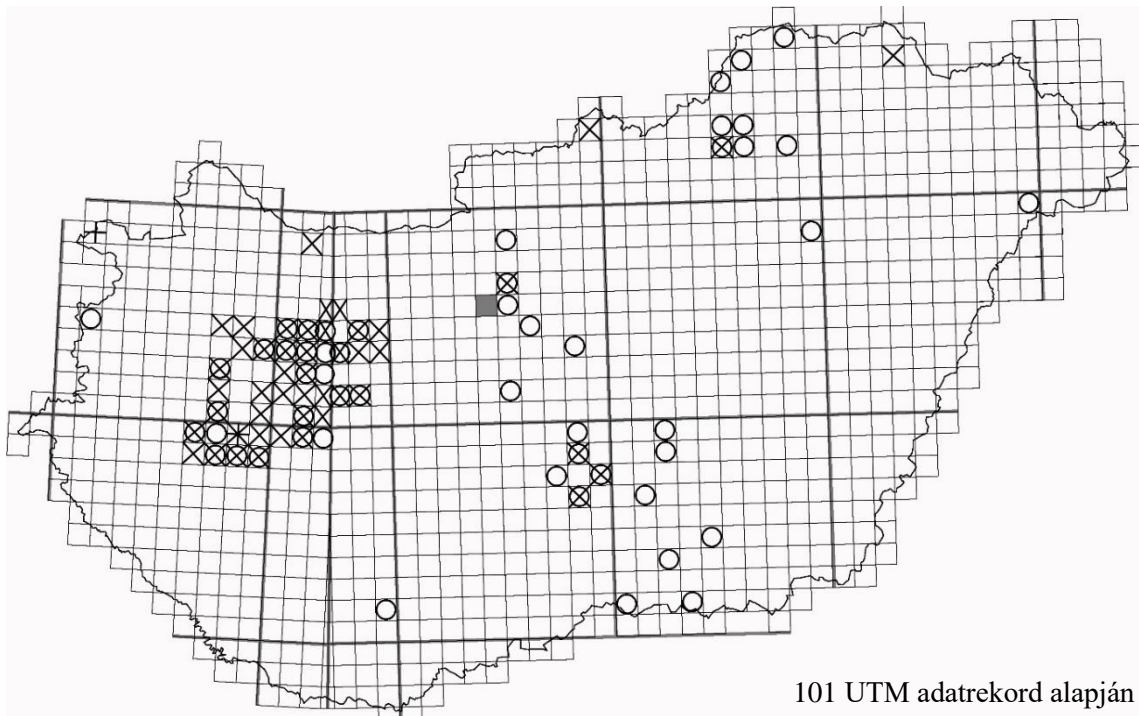
23. ábra *Bombus pratorum*



24. ábra *Bombus ruderarius*

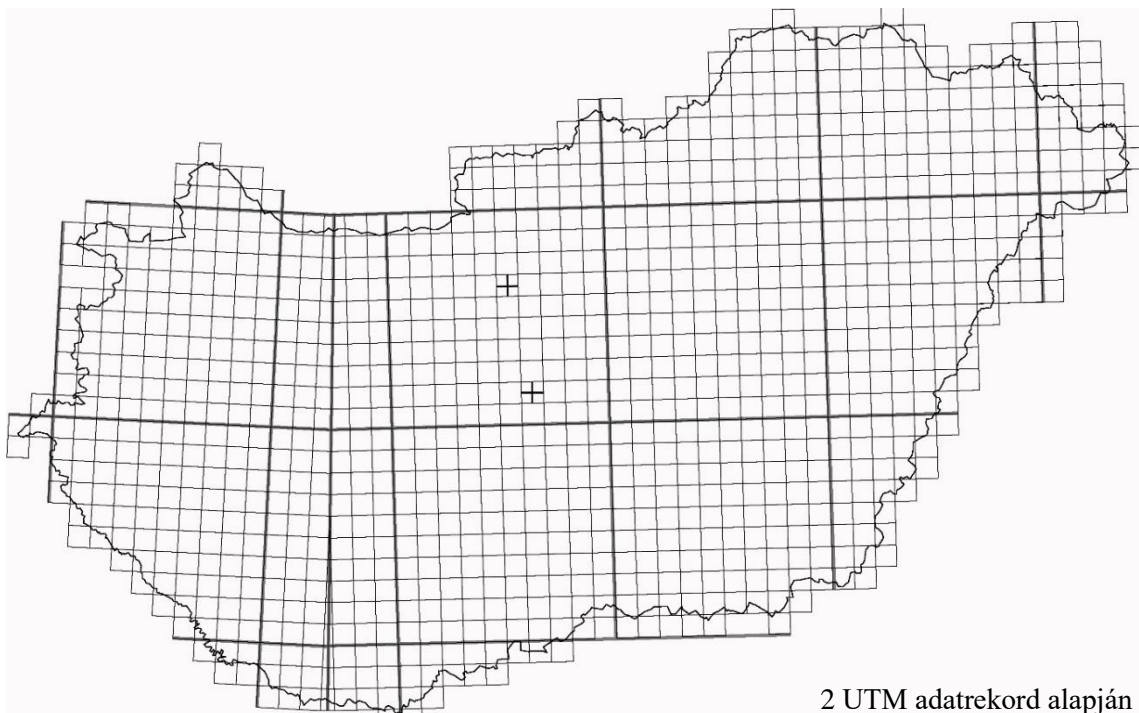


25. ábra *Bombus ruderatus*



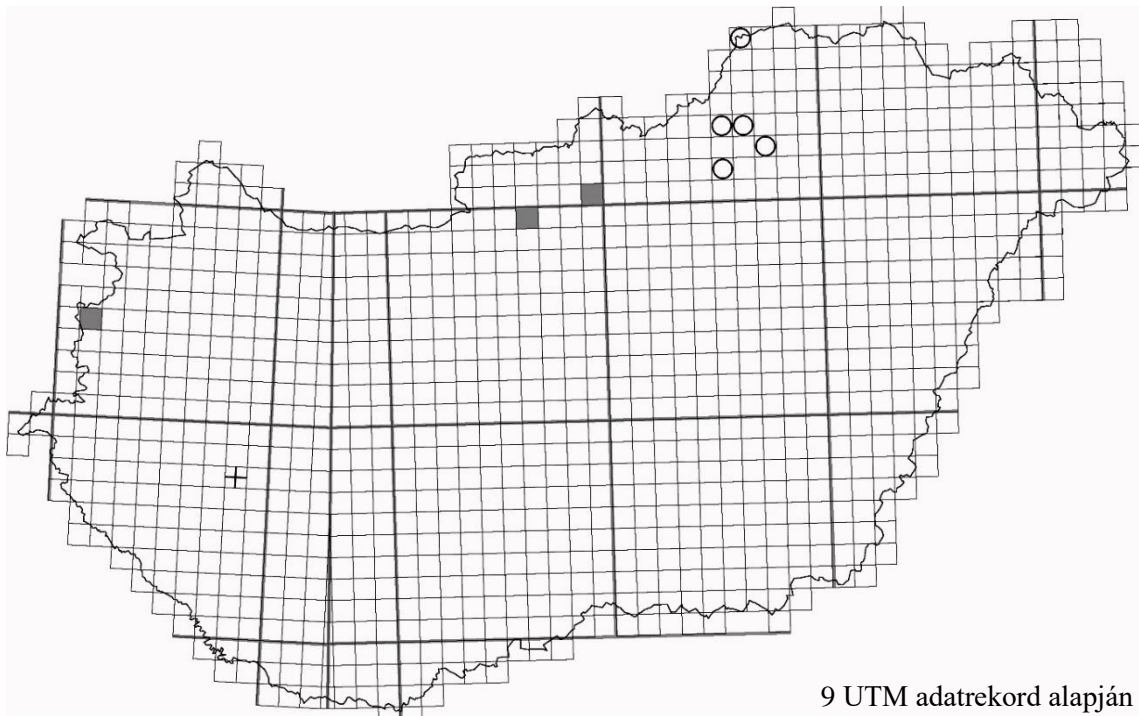
101 UTM adatrekord alapján

26. ábra *Bombus rupestris*



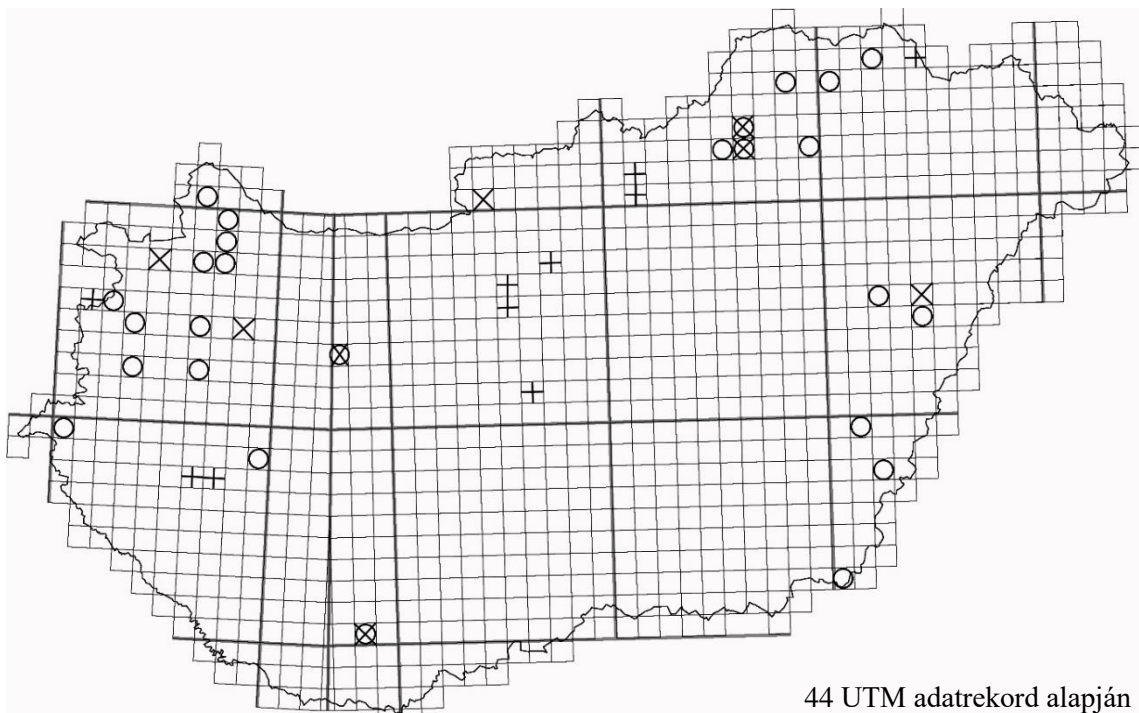
2 UTM adatrekord alapján

27. ábra *Bombus serratissima*



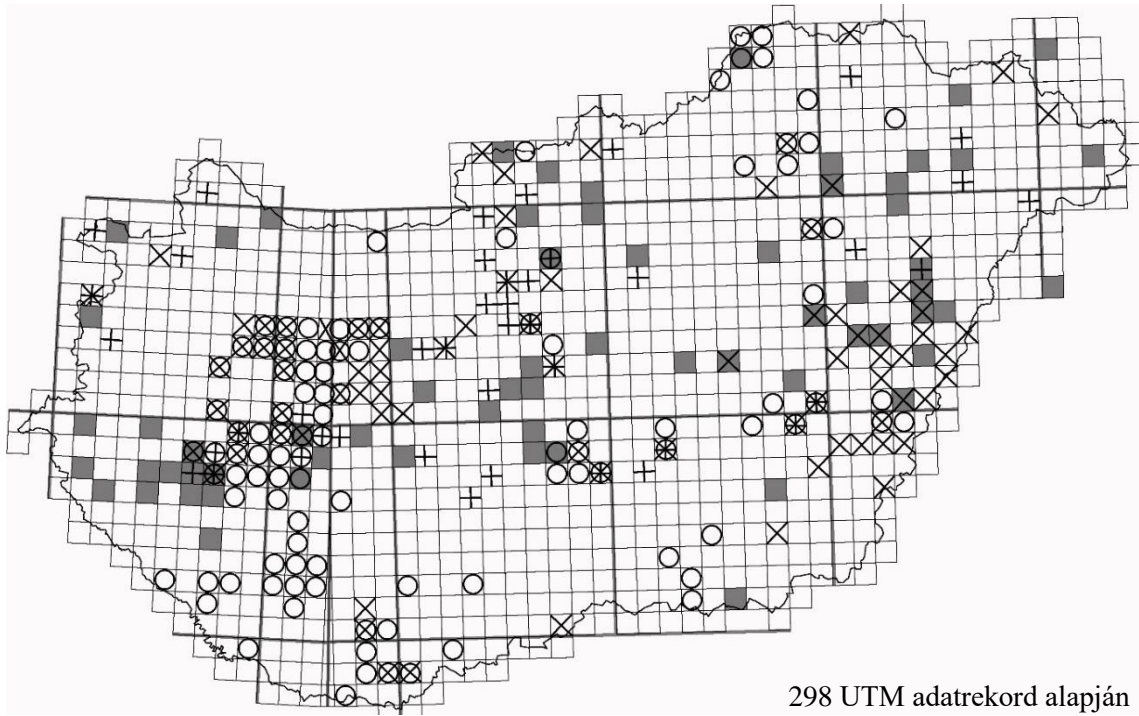
9 UTM adatrekord alapján

28. ábra *Bombus soroeensis*

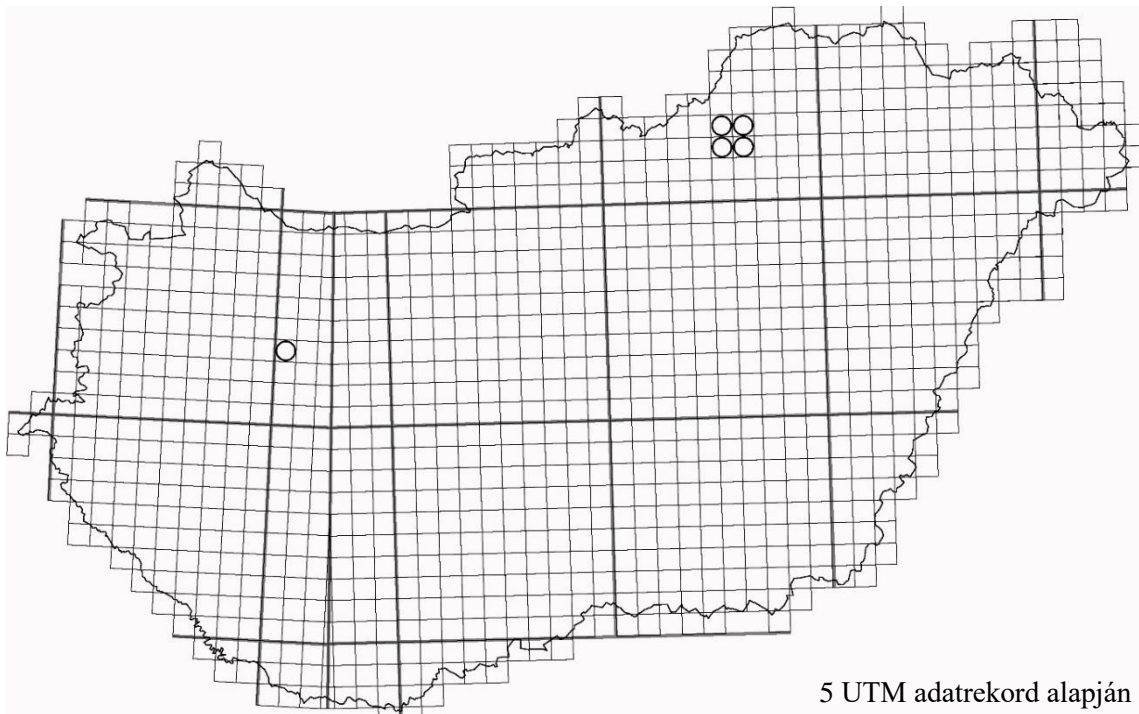


44 UTM adatrekord alapján

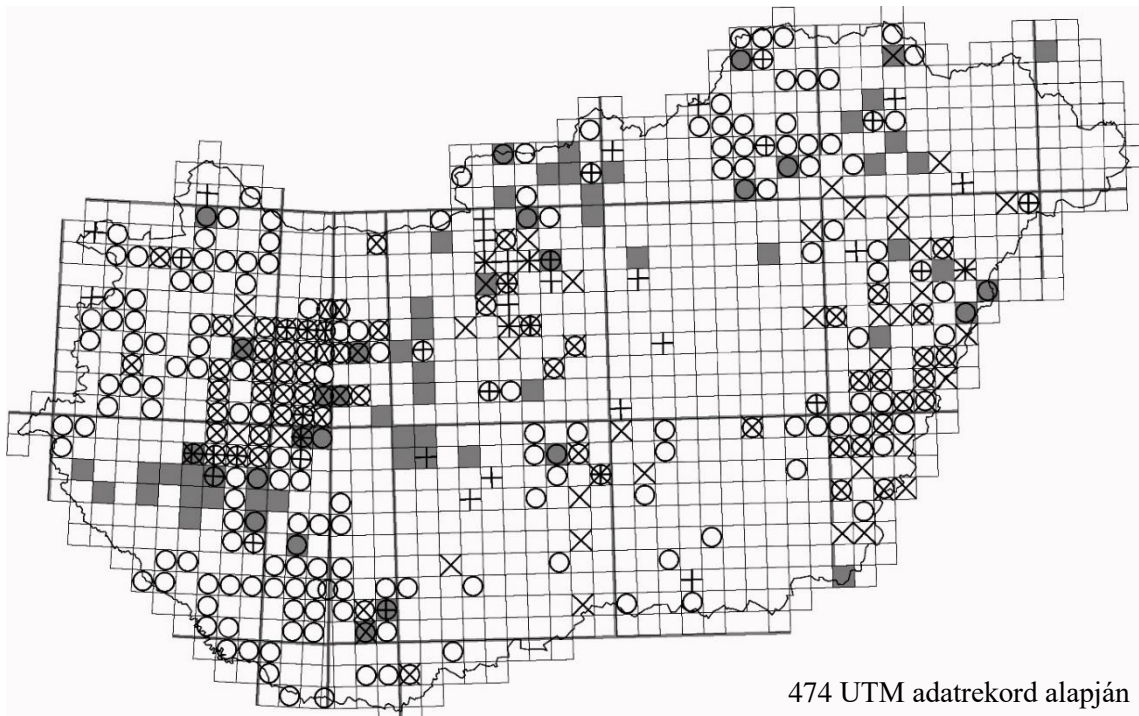
29. ábra *Bombus subterraneus*



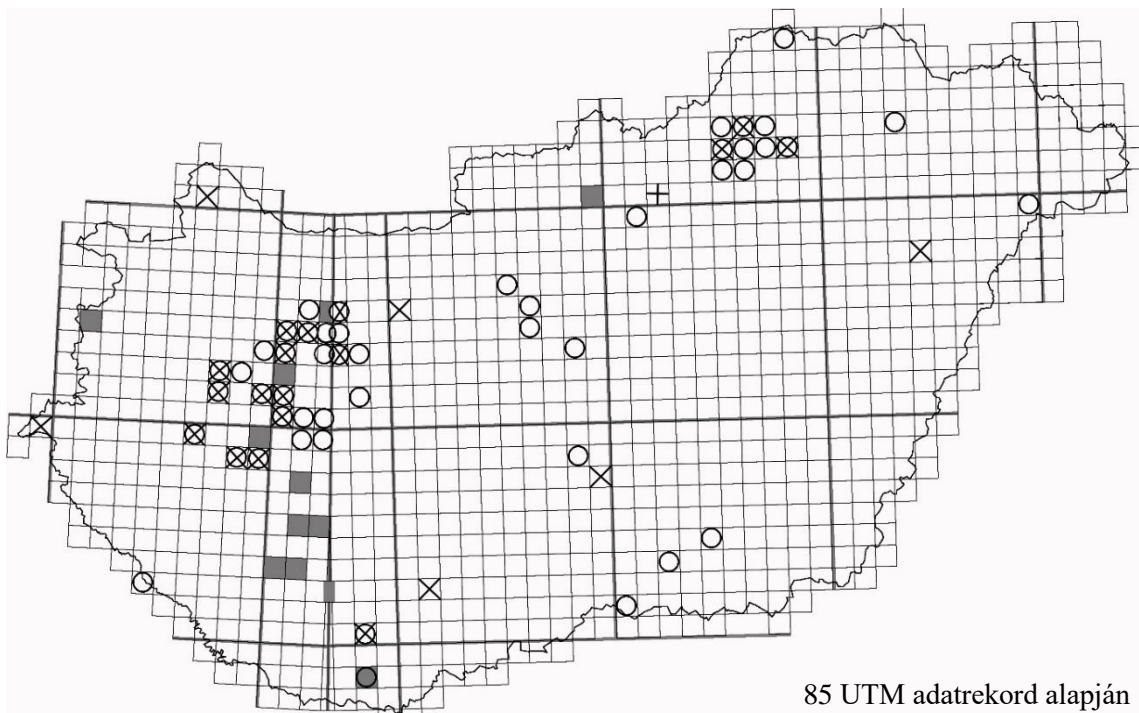
30. ábra *Bombus sylvarum*



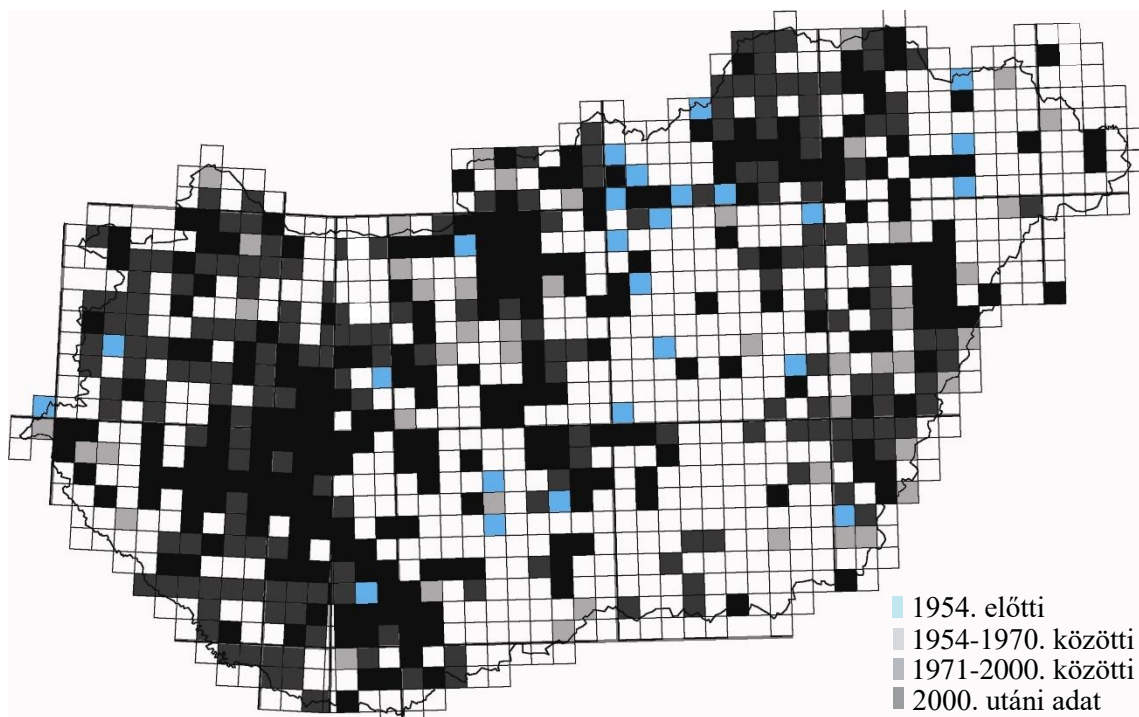
31. ábra *Bombus sylvestris*



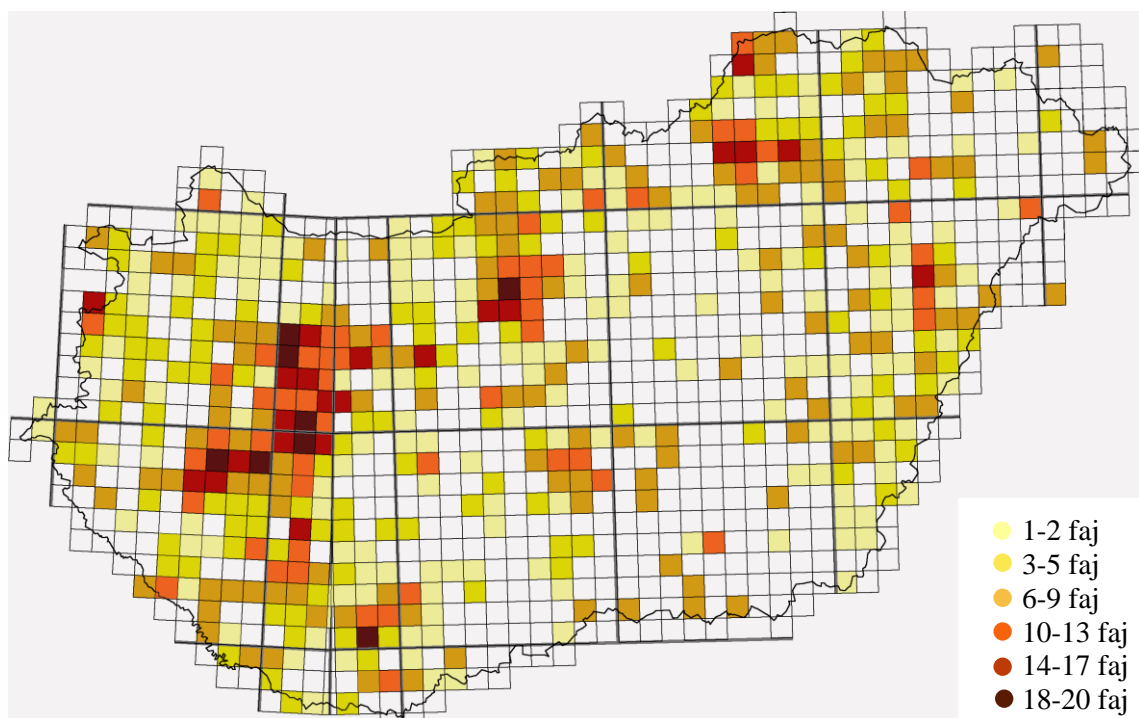
32. ábra *Bombus terrestris*



33. ábra *Bombus vestalis*



34. ábra A legújabb adat kora UTM cellánként



35. ábra A poszméh fajok száma UTM cellánként