

**XXXVI. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia
Biológia Szekció**



**Mezőgazdasági tájban szünpatrikusan előforduló erdei egér
(*Apodemus*) fajok területhasználata és mozgásmintázata**

Szerzők:

Gosztonyi Bence

Biológia BSc harmadéves hallgató

és

Elek Balázs

Biológia BSc harmadéves hallgató

Témavezetők:

Dr. Horváth Győző

és

Szűcs Boldizsár

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Budapest

2023. április 24-26.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés	3
2. Kérdések és célkitűzések	5
3. Anyag és módszer	6
3.1. Vizsgált terület	6
3.2. A vizsgálat céljai	7
3.3. Mintavételi metodika	10
3.4. Adatfeldolgozás módszerei	11
4. Eredmények	13
4.1 A kimutatott kisméltós együttesek szerveződése az élőhelyek és az aratás alapján elkülönített két időbeli periódus függvényében	13
4.2 Az Apodemus célfajok kisméltós közösségben jellemző dominanciaviszonyai	17
4.3 A célfajok intra- és interspecifikus térbeli viszonyai	20
4.4 A vizsgált Apodemus fajok mozgásmintázata	23
5. Diskusszió	26
Köszönetnyilvánítás	29
Irodalomjegyzék	29

1. Bevezetés és irodalmi áttekintés

Az intenzíven művelt mezőgazdasági területek Európa közel 70%-át lefedik, és számos faj számára fontos élőhelyet jelentenek (Tew *et al.* 1992). A mezőgazdasági tájban egyrészt a nagyfokú fragmentáltság, másrészt a nagyterületű monokultúrák okozta térbeli homogenitás okoz jelentős biodiverzitás csökkenést (Hanski 2005, Pastor *et al.* 2016). A különböző mezőgazdasági művelés alatt álló területek az itt előforduló állatfajok számára azonban nem természetes és zavartalan élőhelyek, így az agrártájban megjelenő fajokat és a fajok által formálódó közösségeket különböző mértékű időszakos zavarások terhelik (Jacob *et al.* 2014, Fuller *et al.* 2017, Grass *et al.* 2019). Ilyen időszakos zavarások például az aratás és a kaszálás, amikor a terményt, illetve a terménnyel együtt a ragadozók elleni védelmet és a táplálékforrást biztosító biomassa nagy részét eltávolítják a földről, továbbá a szántás jelent drasztikusabb zavarást, amely a teljes biomasszát eltávolítja és megváltoztatja a talajszerkezetet (Tew *et al.* 1992, Jacob *et al.* 2001, Jacob *et al.* 2003). A nagyüzemi mezőgazdaságban a lehető legnagyobb terméshozamok alacsony fajlagos költségek mellett a legegyszerűbben nagy kiterjedésű, homogén táblák kialakításával érhetőek el (Heltai 2014, Bóti *et al.* 2018). A természetes növényzet elvesztése és a nem művelt területek feldarabolódása összefüggésbe hozható a biológiai sokféleség általános csökkenésével (Wilcox & Murphy 1985, Donald *et al.* 2001, Benton *et al.* 2003). Számos bizonyíték van arra, hogy a modern intenzív mezőgazdaság súlyos zavarásokkal jár, amelyeknek negatív hatásai kiterjednek a különböző szupraindividuális organizációs szintekre és e szinteken végbemenő ökológiai folyamatokra, állapotokra, mint például a taxon diverzitásra (Macdonald *et al.* 2000, Stoate *et al.* 2001, Robinson & Sutherland 2002).

Bár a kisemlősök a mezőgazdasági területeken a rendelkezésre álló élőhelyek teljes skáláján megtalálhatók, táji léptékben a diverzitásuk és a biomasszájuk alacsonyabb, mint a nagyobb, természetes élőhelyeken (Wilcox & Murphy 1985, Pardini *et al.* 2005, Silva *et al.* 2005, Michel *et al.* 2006). A termőföldeken ezt a csökkenő trendet olyan mezőgazdasági tevékenységek okozzák, mint a vetés, betakarítás, növényvédő szerek és műtrágyák alkalmazása, melyek befolyásolják mind a táplálék (Yahner 1982, Tew *et al.* 1992), mind a búvóhelyek elérhetőségét (Yahner 1982, Tew *et al.* 1992, Povey *et al.* 1993, Ouin *et al.* 2000), ezáltal növelve a ragadozó nyomást (Tew & Macdonald 1993, Lin & Batzli 1995).

A rágcsálók a legfajgazdagabb taxon az emlősök között (Wilson and Reeder 2005, Wang *et al.* 2021) és kiemelt szerepük van az ökoszisztéma működésében, mind a kis és közepes méretű ragadozó emlősök (Macdonald *et al.* 2000, Mukherjee *et al.* 2004), mind a

nappali ragadozó madarak, baglyok zsákmányaként a táplálékláncok és hálózatok fontos láncszemei (Karell *et al.* 2009, Pavey & Nano 2013). Ennek megfelelően a kisemlősök visszaszorulása hatással lehet a ragadozók abundanciájára és diverzitására (Butet & Leroux 2001, Sanchez-Zapata *et al.* 2003). Mindamellett, hogy a kisemlősök ökoszisztémában betöltött szerepe kiemelkedő (Bertolino *et al.* 2015, Wang *et al.* 2021), a világ számos régiójában komoly problémákat okozhatnak az ember számára a mezőgazdasági termények károsításával (Putman 1989, Stenseth *et al.* 2003, Brown *et al.* 2007, Wang *et al.* 2021), valamint emberi és állati betegségek vektoraiként a zoonózis fertőzések hordozásával és terjesztésével (Taylor 1972, Wang *et al.* 2021).

Ökológiai szerepük, kis mozgásterük és magas fluktuációs rátájuk miatt a kisemlősök több térbeli skálán ideális modellként használhatók különböző ökológiai kérdések vizsgálatára (Barrett & Peles 1999), és modellállatként kiemelt jelentőségük van a mezőgazdasági tájak élőhelyvesztésének és fragmentálódásának globális hatásai értékelésében (Balestrieri *et al.* 2015). Az emlősök populációdinamikájának előrejelzése segítheti a gazdálkodást, hozzájárulva a növénykárok elkerülését célzó védekezési intézkedések tervezéséhez és alkalmazásához, melyek lehetővé teszik a kártevő fajok állományának elfogadható szinten tartását (Wang *et al.* 2021). A modellek megmutatják, hogy az adott faj populációdinamikáját hogyan befolyásolhatja az éghajlatváltozás, a mezőgazdasági kezelések, illetve a két tényező kombinációja, ami összhangban van a globális tendenciákkal. Ez az általános modellezési megközelítés adaptálható olyan fajok populációdinamikai trendjének előrejelzésére, amelyekre vonatkozóan már hosszú távú megfigyelési adatok állnak rendelkezésre (Wang *et al.* 2021).

A kisemlősök populációdinamikáját számos tényező befolyásolja, mint például a sűrűségfüggő hatások, a fajok közötti verseny, a szétszóródás, és további számos környezeti változó (Batzli 1992, Radchuk *et al.* 2016, Wang *et al.* 2021). Ezek a tényezők összetett irányító hatással befolyásolják a populációk dinamikáját (Solonen és Ahola 2010, Wang *et al.* 2021), ezért a populációdinamika előrejelzéséhez számos belső és külső tényező időbeli vizsgálata szükséges (Wang *et al.* 2021).

Az állatpopulációk fennmaradását meghatározó döntő tényező a széttöredezett tájakon, hogy az egyedek képesek-e a kedvezőtlen, ember alkotta környezetben (mezőgazdasági mátrixban) mozogni (Sozio *et al.* 2013). Ebben kiemelt jelentősége van az agrártájak szerves részét képző sövényeknek, lineáris élőhely folyosóként működő tájelemeknek, melyek növényzete sok esetben az egykori vegetáció maradványait őrzi, így fontos élőhelyet is jelentenek számos vadon élő állatnak (Draycott *et al.* 2012, Lóczy 2003, Pollard 1973), továbbá

hálózatokat alkothatnak, amelyek felépítése Európában hasonló, annak ellenére, hogy különböző eredetűek (Baudry *et al.* 2000).

A fragmentált tájban számos erdei faj populációi a megmaradt erdőterületekre szorultak, amelyek között a diszpergáló egyedek ingáznak. E populációk fennmaradásában meghatározó szerepet játszik az egyedek azon képessége, hogy az ember által létrehozott, nem optimális és gyakran ellenséges környezetben (mezőgazdasági mátrixban) mozogni tudnak (Sozio *et al.* 2013). A kisméltosok közül a mezőgazdasági tájban kiemelkedően nagy számban vannak jelen a különböző erdeigér fajok, melyek jelen vizsgálatunk tárgyát is képezik.

Vizsgálatunk során mind a négy Apodemus faj kimutatásra került nemcsak a művelt parcellák között húzódó sövényekben, melyek az egykori vegetáció maradványait őrzik, hanem a művelt parcellákban is, elsősorban a parcellákban meghagyott Agrár Kompenzációs sávokban (AKG). Ebből is látszik, hogy bár a természetvédelmi intézkedések általában az élőhelyek szerkezeti összekapcsolódásának növelésére irányulnak, a mátrix kezelése azért fontos, mert még az erdei élőhelyekhez szorosan kötődő fajok számára is fontos a mezőgazdasági mátrix (Mortelliti *et al.* 2013), illetve az élőhely-orientált természetvédelmi intézkedések költségesek, ezért a mátrixok védelme gyakran az egyetlen megvalósítható intézkedés lehet (Sozio *et al.* 2013). Nem utolsósorban az AKG sávok, mint a mátrix elemei beintegrálhatók a mezőgazdasági tájba, így használatuk az általunk vizsgált intenzív művelésű agrártájhoz hasonló területeken is kivitelezhető és eredményes lehet.

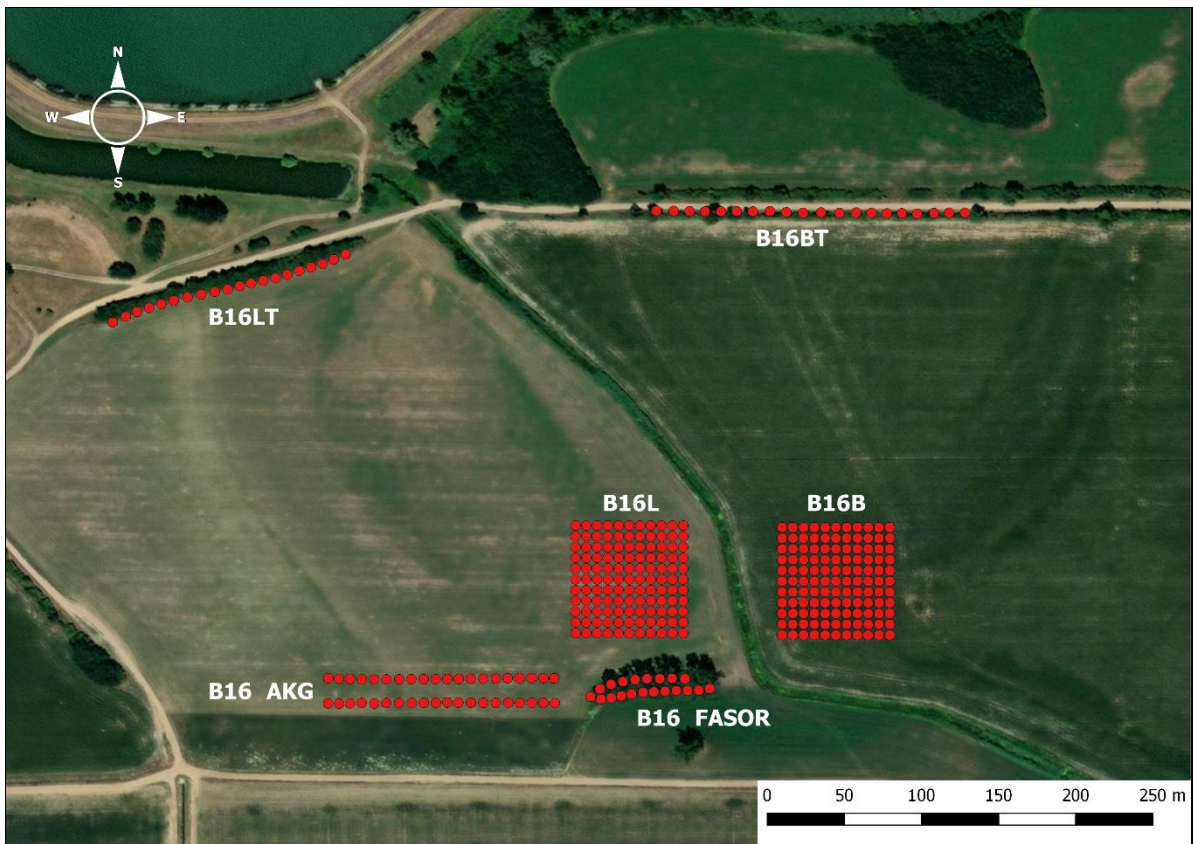
2. Kérdések és célkitűzések

Jelen dolgozatban a Bóly Zrt. működési területén 2022-ben több művelt parcellában és ökológiai zöldfolyosókban végzett kisméltos felmérés alapján a vizsgált területen megjelenő erdeigér fajok (Apodemus spp.) kisméltos közösségben megjelenő gyakorisági viszonyait, területhasználatát és mozgásmintázatát vizsgáltuk. Az erdeigér fajokra fókuszáló célkitűzéseink az alábbiak voltak:

- Kisméltos közösségek tömegességi viszonyainak vizsgálata a tájelemek függvényében.
- Az Apodemus fajok területhasználatát befolyásoló intra- és interspecifikus tényezők elemzése.
- Az Apodemus fajok mozgásmintázatának vizsgálata.

Erre vonatkozó kérdésfeltevésünk a következő volt:

- Mely faktorok befolyásolják a vizsgált területeken jellemző kisemlős közösségeket (lineáris tájelemek, művelt parcellák)?
- Milyen tömegességgel jelennek meg az Apodemus fajok a mezőgazdasági területek kisemlős közösségein belül?
- A vizsgált négy Apodemus faj milyen intra- és interspecifikus asszociáltságot mutat?
- Mennyiben különbözik a négy Apodemus faj mozgásmintázata (elmozdulási vektorok száma, mozgási távolságok)?



1. ábra: Az elevenfogó csapdázáshoz kijelölt mintavételi területek elhelyezkedése Csípőtelek térségében 2022-ben (a térképen a mért GPS koordináták alapján pontokkal jelöltük a csapdapontokat)

3. Anyag és módszer

3. 1. Vizsgált terület

Vizsgálatainkat a Bóly Zrt. tulajdonában álló Csípőteleki tehenészet mellett található B16 jelölésű lucerna, valamint őszi búza parcellában és az ezeket szegélyező lineáris sövényekben végeztük. A csapdázási helyszínek elnevezései a terület jellegére utalnak. Ezek 1)

a felmért lucernatábla (B16L), 2) ebben a parcellában elkülönítetten található fás-cserjés szerkezetű élőhelyfolt (facsoport) (B16 Fazor), 3) a B16-os lucernaparcella mellett lineáris zöldfolyosóként működő sövény (B16LT), valamint 4) a lucernatáblán belül és a kaszálások időzítésével lehatárolt, változó pozíciójú AKG sáv (B16 AKG), mint agrárkompenzációs terület. A további mintaterült volt 5) a lucerna területével párhuzamosan felmért őszi búza parcella (B16B), valamint 6) e terület mentén lineáris folyosóként megjelenő, fás és cserjés szerkezeti elemeket tartalmazó sövényszakasz (B16BT) (**1. ábra**).

3.2. A vizsgálat céljai

Az *Apodemus* fajok ökológiáját tekintve számos publikált ismeret van a területhasználatukról és mozgásmintázatukról. Ismert tény, hogy jó mozgásképességgel rendelkeznek, lineáris élőhelyek mentén akár 1-2 km, vagy annál nagyobb távolságot is megtesznek és az erdei élőhelyek mellett gyakran fordulnak elő nyílt területeken, beleértve az agrártájak különböző élőhelyfoltjait, illetve a monokultúrák területén is megjelennek (Wolton & Flowerdew 1985, Tew 1989, Loman 1991). Az alábbi fajleírásoknál a fajok neve után szögletes zárójelben tüntettük fel a fajnevek későbbiekben használt rövidítéseit.

- **Pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) [Aag]**

A Magyarországon előforduló 4 erdeiegér faj közül a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) az egyik leggyakoribb és legelterjedtebb rágcsáló a palearktikus régió mérsékelt övében (Kaneko *et al.* 2016, Wang *et al.* 2021). Főleg az észak-keleti országrészben és a Dunántúl déli részén fordul elő. A nedvesebb területeket kedveli, első sorban erdőszélek, ártéri cserések, bozótosok alkotják az élőhelyét. Jellemzően napnyugtakor indul táplálékszerzésre, mozgáskörzete a búvóhely körül 20-30 m sugarú körben van, 150 m-nél messzebb nem távolodik el. Főként magvakat fogyaszt, de a gyümölcsöket is kedveli. Télen elraktározott rügyekkel, gyökerekkel és lehullott termésekkel táplálkozik. Szaporodási időszaka áprilistól októberig tarthat, mely során 3-4 alkalommal 4-8 utódot ellik. Az egerek 2 hónaposan válnak ivaréretté és 2-4 évig élnek (Bihari 2007) (**2./A ábra**).

- **Sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) [Afl]**

A sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) európai elterjedési területe a lombhullató és vegyes erdőkre korlátozódik (Pucek *et al.* 1993), azonban Kelet-Európában nyílt élőhelyeken is előfordul (Niethammer 1978). Nagy elterjedésű faj, Magyarország minden

területén megtalálható. Fás területeken szinte mindig előfordul, ezzel szemben mezőgazdasági területek szélein, illetve szántóföldeken csak ritkán telepszik meg. Fás területeken kívül előfordul sűrű bokros állományokban és gyomtársulásokban is. Éjszaka aktív faj, rövid idő alatt képes akár 1 km-t is megtenni. Főként magvakkal, rügyekkel és hajtásokkal táplálkozik, de a gyümölcsöket is elfogyasztja. Szaporodási időszaka márciustól októberig tart, ez idő alatt 2-4 almot ellik, alkalmanként 2-8 utóddal (Cserkész & Horváth 2007) (2./B ábra).

Közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) [Asy]

Az *Apodemus sylvaticus* szintén generalista kisemlős, széles táplálék spektrummal rendelkezik (Pelz 1989). Ellentétben előző rokonfajától, élőhelyi preferenciájából következően (Wolton & Flowerdew 1985) kimondottan jellemző erre a fajra, hogy rendszeresen előfordul agrártájban, ahol erdőfoltok, sövények, erdősávok mellett szántóföldi területeken is megjelenik és az agrártáj adta táplálékforrások kiaknázásával egész évben előfordul ezeken az élőhelyeken (Green 1979, Tew 1989, Loman 1991). Magyarországon általánosan elterjedt. Az erdős területeken, mezőgazdasági parcellákon, parlagterületeken és mocsaras területeken is előfordul. Első sorban éjszakai életmódú, nagyon mozgékony, többször is végigjárja a területét. Táplálékát főleg magvak és egyéb növényi részek alkotják. Szaporodásuk kora tavasszal kezdődik, évente 5 alomba nagyjából 6 kölyköt ellik (Horváth 2007) (2./C ábra).

Kislábú erdeiegér (*Apodemus uralensis*) [Aur]

A kislábú erdeiegér (*Apodemus uralensis*) széles elterjedési területű euriök faj. Közép- és Kelet-Európától Oroszországon és Közép-Ázsián át egészen Északnyugat-Ázsiáig és Kínáig megtalálható (Bego *et al.* 2008, Juškaitis *et al.* 2016), számos különböző élőhelyen, az erdős területektől kezdve nyílt élőhelyeken át az antropogén zavarás alatt álló területekig előfordul (Steiner 1978, Spitzenberger & Bauer 1978). Széleskörű földrajzi elterjedése ellenére azonban a fajra vonatkozó legtöbb adat Közép-Európából származik (pl.: Holišová *et al.* 1962, Steiner 1978, Stanko 1993, Stanko & Miklisová 1995, Heroldová *et al.* 2007, Heroldová & Tkadlec 2011, Baláz *et al.* 2012), míg az elterjedési területnek más részeiről kevés adat áll rendelkezésre (pl. Tolkachev 2016). A kislábú erdeiegér az elterjedési területének kevésbé erdős nyugati részén, különösen Közép-Európában nem kötődik az erdei élőhelyekhez, míg areájának északnyugati területén preferenciái meglehetősen specifikusak: kerüli az erdőket, és túlnyomórészt "ökoton" fajnak tekinthető (Juškaitis *et al.* 2016). Emellett az *A. uralensis* az uráli régióban (Grigorkina *et al.* 2008, Modorov & Pozolotina 2011) és Romániában (de

Mendonca & Bendek 2012) átmeneti élőhelyeken is kimutatásra került. Magyarországon a nagy mezőgazdasági területek faja, az Alföldön általános elterjedésű. Fátlan, nyílt vidéki szántóföldeken él, magvakkal, zöld növényi részekkel, virágokkal és gyümölcsökkel táplálkozik. Szaporodási időszaka februártól októberig tart, ezalatt 2-4 alkalommal 2-10 utódot hoz a világra (Cserkész & Horváth 2007) (2./D ábra).

A



B



C



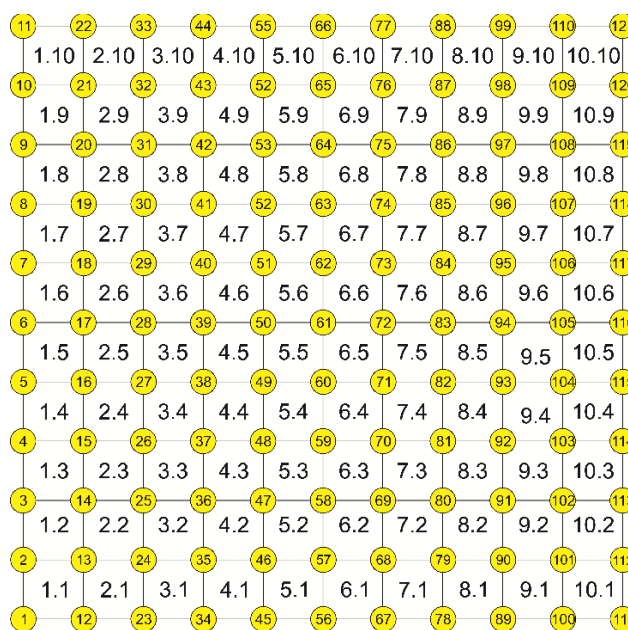
D



2. ábra: A vizsgált kismegfajok. A: pirók erdeiegér (*A. agrarius*), B: sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*), C: közönséges erdeiegér (*A. sylvaticus*), D: kislábú erdeiegér (*A. uralensis*)

3.3. Mintavételi metodika

A mintavételezések az elevenfogó csapdázás fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture = CMR) módszerén alapultak. A vizsgálati (2022) évben 4 alkalommal 5 csapda éjszakás periódusokban zajlottak a felmérések, melyek során az alkalmazott 5 különböző transzektben egymástól 10m távolságra 20-20 eleven fogó dobozcsapdával, illetve a lucerna és őszi búza parcellában egyenként egy hektár területet lefedő 11×11-es hálóban, összesen 121 csapdával dolgoztunk (3. ábra).



3. ábra: Az elevenfogó csapdázásnál felhasznált 11×11-es mintavételi kvadrát csapdapontjai

Az 5 éjszakás eleven fogó csapdázási periódusok során a csapdák nappal is működtek és napi egy alkalommal kerültek ellenőrzésre. A csapdázhatóság azonos feltételeinek és az összehasonlíthatóság szempontjából fontos, hogy a csalizás módszere minden csapdázási periódusban megegyezzen. Csalétekként minden alkalommal szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert kukorica és gabonamagvakat használtunk. A csapdázások során feljegyeztük a befogott állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, a hímek és a nőstények ivarzó állapotát, tömegét, csapdaszámot és az egyéni kódját. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk, amely egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is megfelelő. A csapdaellenőrzések adatait terepi naplóba rögzítettük, amelynek adatmezői mindig azonosak, ami mind az adatbevitelt (Access adatbázis), mind a visszafogások könnyebb visszakeresését biztosítja.

3.4. Adatfeldolgozás módszerei

A vizsgálatainkhoz a fogási adatainkat Microsoft Access adatbázisban tároltuk, illetve az adatbázisból kapott lekérdezéseket Excel programmal készítettük elő a további statisztikai elemzésekhez.

Első lépésben a vizsgált agrártájban szerveződő kisemlős közösségek tér- és időbeli rendeződését Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) „adonis2” függvény alkalmazásával a vegan programcsomag (v. 2.6.2, Oksanen *et al.* 2022) segítségével vizsgáltuk, 9999 permutációt futtatva a statisztikai teszteléshez. A 2022-ben gyűjtött teljes adاتمennyiség alapján azt vizsgáltuk, hogy a kisemlős közösségek mennyiben különülnek el a felmért területek (parcellák, sövények, AKG) és az időbeli (aratás előtt vagy után) különbségek függvényében. A PERMANOVA elemzések eredményeit Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló főkoordináta-analízissel (PCoA) szórásdiagramokon szemléltettük. A pontok szóródásának csoportok közötti különbségeit a vegan csomag "betadisper" és a "permutest" függvényeivel teszteltük, melynek szignifikáns F próbastatisztika értéke igazolja az adott csoportok elkülönülését. Ezután a mintavételi pontok jelenlét/hiány adatai alapján a fajok együtt-előfordulási mintázatát null modellek alapján vizsgáltuk. A null modell mintázatokat generáló modell, amely valós adatokon, vagy ismert eloszlások randomizációján alapul (Gotelli & Graves 1996). A null modell tehát egy adott ökológiai mechanizmus hiányakor kialakuló mintázatot állít elő, amelyhez hasonlítani tudjuk a megfigyelések adatait. Az együtt-előfordulási mintázatot generáló modell null-hipotézis az, hogy a fajok véletlenszerűen fordulnak elő együtt, így a randomizációs eljárás tesztelni tudja a random előfordulástól szignifikánsan eltérő pozitív vagy negatív asszociáltságot (Gotelli 2000). A vizsgálatot először a teljes éves adatsor alapján, majd az együtt-előfordulási mintázatot külön parcella és sövények, mint lineáris zöldfolyosók területén kapott adatok alapján is teszteltük. Az együtt-előfordulási mintázat vizsgálatát 'cooccur' programcsomaggal (Griffith *et al.* 2016) R környezetben (R Core Team 2016) végeztük.

Második lépésben a kisemlős közösségeken belül a faj-gyakorisági viszonyokat, illetve az adott területen jellemző faj-gyakorisági rangsort értékeltük, fókuszálva az *Apodemus* célfajokra. A dominancia rangsort hisztogramokkal vizualizáltuk.

Harmadszor a fajok közötti intra- és interspecifikus térbeli mintázatot vizsgáltuk. Ennek első lépéseként a mintaterületek összehasonlításában az adott mintaterület csapdapontjaiban megjelenő egyedek csapdahasználatára alapján az adott célfajon belüli intraspecifikus átfedés %-os értékét (Ov %) számoltuk ki.

$$Ov\% = \frac{Ns}{T} \times 100$$

N_s azon csapdaállomások száma, ahol kettő vagy több egyedet fogtunk meg, T a csapdák teljes száma (Lofgren 1995). A vizsgált *Apodemus* fajok parcellákban és a sövények területén számított intraspecifikus %-os átfedés értékei különbségét nem paraméteres Mann–Whitney teszttel vizsgáltuk. Továbbá teszteltük, hogy az adott célfajok intraspecifikus átfedése között van-e különbség a parcellák és a sövények területén, amihez Kruskal-Wallis medián tesztet (ANOVA) alkalmaztunk (Zar 2010).

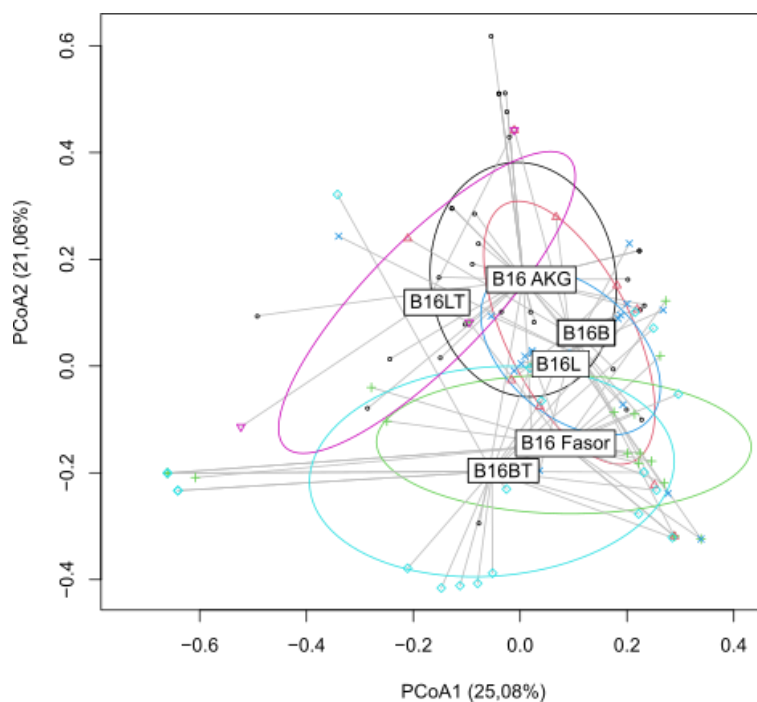
Azon mintavételi területek és periódusok alapján, amikor a két faj együttes előfordulása jellemző volt, a fajok közötti, interspecifikus térbeli mintázatot is elemeztük. Minden mintaterületen az alkalmazott csapdakonfiguráció teljes területére vonatkozó térbeli átfedési indexet számítottuk (Lofgren 1995). Az indexet a valós (observed) és elméleti (expected) átfedés arányaként adtuk meg (Metzgar & Hill 1971), ahol a valós átfedési érték a két faj által közösen használt csapdák aránya az adott mintaterületen található összes csapdához viszonyítva. Az elméleti vagy számított átfedést egy fajpár esetében úgy számítottuk, hogy először meghatároztuk az egyes fajok által használt csapdák arányát a teljes kvadrátban, majd a kapott értékeket összeszoroztuk. Ez az elméleti érték az adott fajpár által potenciálisan közösen használt csapdák arányát adja meg. Az átfedési-index értéke az asszociáltság fokát jelzi, azaz, ha értéke <1 , akkor a fajok kerülnek egymást, szegregálódnak, ha >1 , akkor a fajok között pozitív asszociáltság van, vagyis tömörülnek. Az 1-es érték Metzgar & Hill (1971) értelmezésében véletlenszerű elhelyezkedésre utal.

A negyedik lépésben az adott fajok belüli egyedek fogás-visszafogás adatai alapján egyedi szinten elkülönítettük a mozgási vektorokat, melyeket a Google Earth (2013) térképre felvitt csapdapontok GARMIN 66st vevőkészülékkel mért GPS koordinátái alapján grafikusán is ábrázoltuk, illetve a QGIS térinformatikai program (QGIS Development Team 2016) segítségével a vektorok hosszát is meg tudtuk határozni. Így lehetővé vált az adott élőhelyfoltba ki és bemenő, valamint a foltokon, illetve lineáris folyosókon belüli mozgásvektorok elkülönítése, és ezen fajok közötti statisztikai összehasonlítás. A térinformatikai programban kiszámított mozgásvektorok távolságértéke alapján meghatároztuk az adott fajra jellemző átlagos elmozdulási távolságot, illetve a fajok megtett távolságértékei közötti statisztikai különbséget. Mind a vektorok száma, mind a mozgástávolságok értékelésénél a négy faj értékeinek összehasonlításához nem paraméteres Kruskal-Wallis medián tesztet (ANOVA) alkalmaztunk, melynek szignifikáns értéke esetén a minták (fajok) páronkénti összehasonlítását Dunn-féle post-hoc teszt alapján végeztük el (Zar 2010).

4. Eredmények

4.1 A kimutatott kisemlős együttesek szerveződése az élőhelyek és az aratás alapján elkülönített két időbeli periódus függvényében

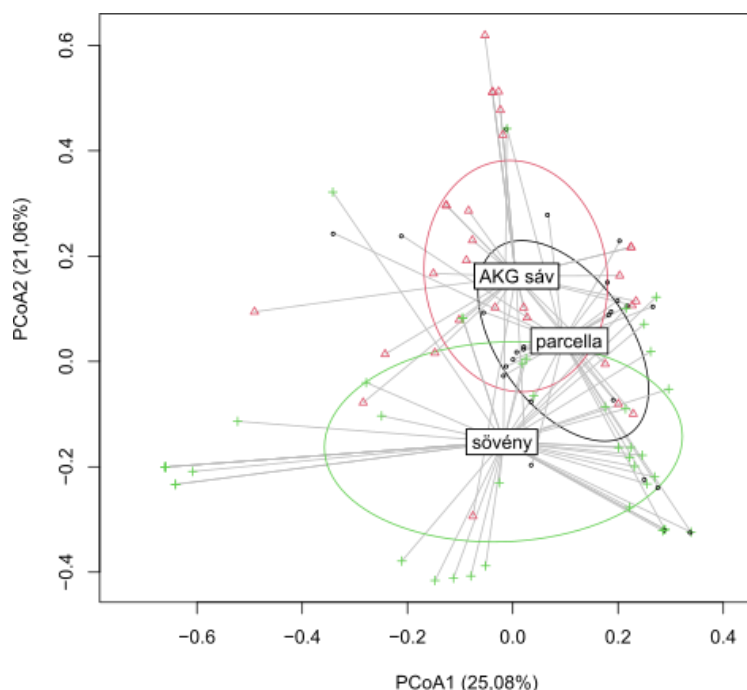
A kutatásunk során a Csípőtelek melletti területeken, beleértve a két nagy B16-os, nevezetesen a lucerna és az ezzel párhuzamosan csapdázott őszi búza parcellát, illetve ezek környezetében található lineáris élőhelyként jellemzett sövényeket, a Magyarországon előforduló négy Apodemus faj együttes előfordulását detektáltuk. Első lépésben a vizsgált agrártájban formálódó kisemlős közösségek összetételének tér- és időbeli rendeződését a fajok gyakorisági viszonyai alapján egyrészt az élőhelyi adottságok (parcellák, sövények, AKG sáv) elkülönítésével, másrészt időben, az aratás előtti és utáni időszak összehasonlításában teszteltük.



4. ábra: A főkoordináta analízis során a figyelembe vett hat mintaterület csoportosítást ábrázoló szórásdiagram az összes mintaterület adatai alapján

A felmért habitatok kisemlős együttesek formálódására gyakorolt hatásának vizsgálatában elsőként mind a hat (transzektek, kvadrátok) mintapont adatait felhasználva futtattuk le a PERMANOVA elemzést.

A tesztelt modell alapján a habitatok jelentősége ugyan szignifikáns volt ($R^2 = 0,197$, $F = 4,99$, $P < 0,001$), azonban az alacsony R^2 az összvariancia kis részét magyarázza, amit a PERMANOVA eredményének főkoordináta analízis szórásdiagramja alapján történő szemléltetés is alátámaszt (**4. ábra**). A permutációs teszt ($F = 2,08$, $P = 0,168$) alapján a nem szignifikáns PCoA szórásdiagramján a hat terület mintapontjai jelentősen átfednek, ami nem igazolja a kisemlős együttesek e hat terület alapján történő elkülönülését.

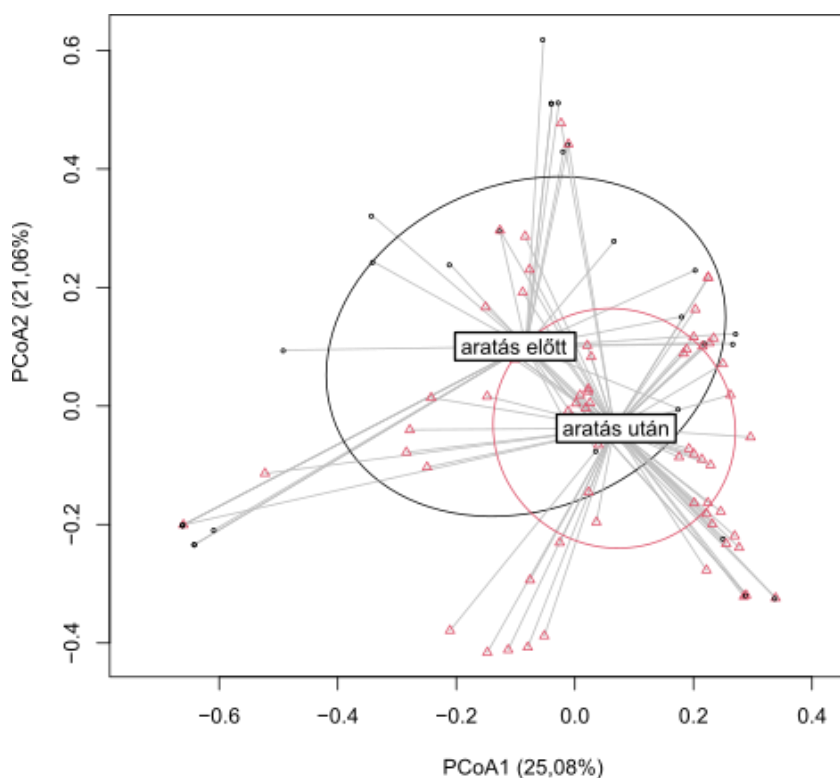


5. ábra: A főkoordináta analízis során figyelembe vett három élőhely csoportot ábrázoló szórásdiagram az összes mintaterület adatai alapján

A következő lépésben az élőhelyek három csoportját, nevezetesen a parcellákat, a sövényeket és az AKG sávot különítettük el, és ezen '*a priori*' csoportosítás alapján futtattuk le a PERMANOVA tesztet. Az élőhelyek jelentősége szignifikáns volt ($R^2 = 0,118$, $F = 6,32$, $P < 0,001$), de a szignifikáns F próba ellenére az összvariancia magyarázó ereje ebben az elemzésben is alacsony. A szignifikáns permutációs teszt ($F = 3,91$, $P = 0,019$) ellenére a PCoA szórásdiagramon a három habitat csoport mintái átfednek, de ebben az esetben sövény mintapontjai már jobban elkülönültek az AKG és a parcellák mintáitól (**5. ábra**).

Végül a kisemlős együttesek aratás előtti és utáni időszak elkülönítésével feltételezett elrendeződését teszteltük, a PERMANOVA eredménye szerint a két periódus hatása szignifikáns volt ($R^2 = 0,082$, $F = 8,52$, $P < 0,001$), de ebben az esetben még alacsonyabb magyarázó erővel. A csoport centroidok elhelyezkedése alapján mind a két PCoA tengely

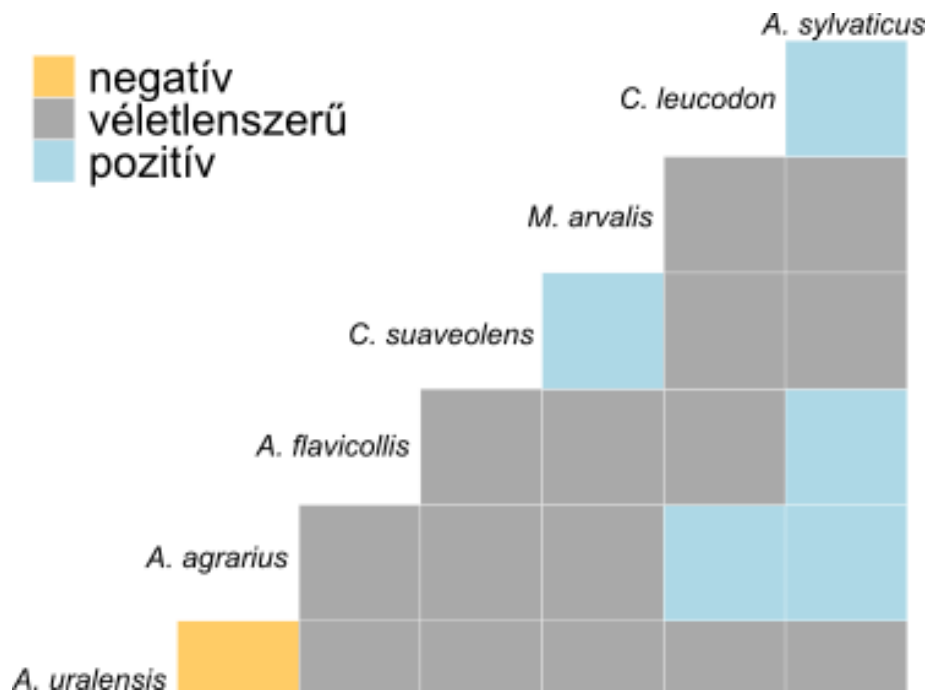
hatással volt a minták szóródására, de nagyon alacsony magyarázó erővel, a két tengely együttesen a teljes adatsor varianciájának mindössze 46,14%-át magyarázta (6. ábra).



6. ábra: A főkoordináta analízis során figyelembe vett két időszakot ábrázoló szórásdiagram az összes mintaterület adatai alapján

A kisméltós együttesek terület és időfüggő szerveződése mellett a jelenlét/hiány adatokból a fajok együttes előfordulását null-modellek generálásával teszteltük. Az elemzést egyrészt a teljes adatsor, vagyis minden élőhelyen regisztrált adatok felhasználásával végeztük el. Másrészt a fenti csoportosítások és eredményei figyelembevételével az agrárterületeken (parcellák és AKG), valamint a sövényekben kapott adatok felhasználásával külön futtattuk le az együttes előfordulás null modelljét. Az összes terület figyelembevételével 12 faj a 66 párosítását tesztelte a modell, és minden fajpár esetén lefutott a számítás. A 66 párosítás közül egy kivételével, azaz 65 esetén kaptunk random előfordulást és egy fajpárnál, nevezetesen a sárganyakú és a közönséges erdeiegér viszonyában mutattunk ki szignifikáns pozitív asszociáltságot, azaz véletlentől eltérő együttes előfordulást. A két faj együttes előfordulásának valószínűsége 57,6% ($P = 0,021$) volt. Következő lépésben az agrárterületeken kapott adatok alkalmazásával a modell 45 fajpár együttes előfordulását tesztelte, melyből 44 fajpárnál mutattunk ki random előfordulást. Az egyetlen pozitív asszociáltságot a keleti cickány

(*Crocidura suaveolens*) és a güzüegér (*Mus spicilegus*) párosításában mutattuk ki. A két faj együttes előfordulásának valószínűsége kisebb volt, mint az előző eredmény (13,6%), a két faj együttes előfordulása a véletlenhez képest szignifikánsnak bizonyult ($P = 0,039$). A sövényekre vonatkozó adatok alapján végeztük el az elemzést, amely során 36 fajpárt tesztelt a modell. Ebből 30 fajpárnál kaptunk random előfordulást, míg 5 fajpárnál pozitív és egynél negatív asszociáltságot (7. ábra).

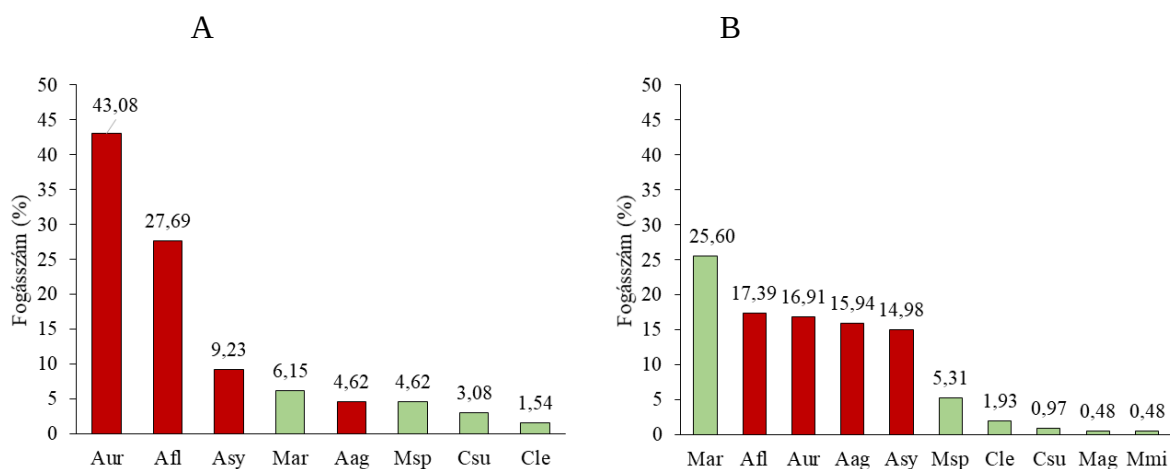


7. ábra: Sövény területek együttes előfordulási mátrixa

A véletlentől szignifikánsan eltérő együttes előfordulás a közönséges erdeieger és két másik Apodemus faj, a sárganyakú és a pirók erdeieger viszonyában volt jellemző. A közönséges sárganyakú erdeieger együttes előfordulásának valószínűsége 59,5% ($P = 0,018$), míg a másik fajpárosítás (Asy vs Aag) esetén 38,5% volt ($P = 0,038$). A következő szignifikáns pozitív asszociáltságot a pirók erdeieger és a mezei cickány (*Crocidura leucodon*), amely két faj együttes előfordulásának valószínűsége alacsonyabb volt (28%), de a véletlentől eltérő együttes előfordulás szignifikánsnak bizonyult ($P = 0,025$). Végül a kislábú erdeieger és a pirók erdeieger fajpárosításánál bizonyított a modell szignifikánsan negatív asszociáltságot, amely azt jelentette, hogy a két faj elkerülte egymást, amelynek valószínűsége 22% volt, a negatív asszociáltság szignifikáns volt ($P = 0,039$).

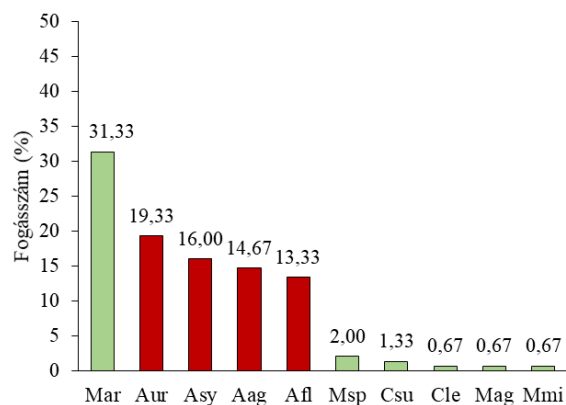
4.2 Az Apodemus célfajok kisemlős közösségben jellemző dominanciaviszonyai

A négy faj kisemlős közösségben betöltött szerepét faj-gyakorisági sorrendek megadásával értékeltük, külön ábrázoltuk a parcella területeken, és a sövényekben jellemző dominancia rangsort (összehasonlítva így a monokultúrák és természet közeli területek különbségeit). A **8. ábrán** a két vizsgált monokultúra, a B16 búza, és lucerna parcella faj-gyakorisági sorrendjét ábrázoltuk, piros oszloppal jelöltük az általunk vizsgált erdeieger fajokat. A búzatábla (**8./A ábra**) esetében a leggyakoribb fajként egyértelműen a kislábú erdeieger jelent meg, ez a faj a területen a fogásszámok közel felét (43,08%) adta. Ezt követte a sárganyakú erdeieger, ami a fogások több, mint negyedében (27,69%) került elő. A közönséges erdeieger relatív fogásszáma már nem érte el a 10%-ot, mégis a harmadik leggyakoribb fajként került elő a közösségen belüli faj-gyakorisági sorrendben. Ezt a mezei pocok (*Microtus arvalis*) [Mar], majd ötödik fajként a pirok erdeieger követte, melynek gyakorisági értéke 5% alatti volt (**8./A ábra**).



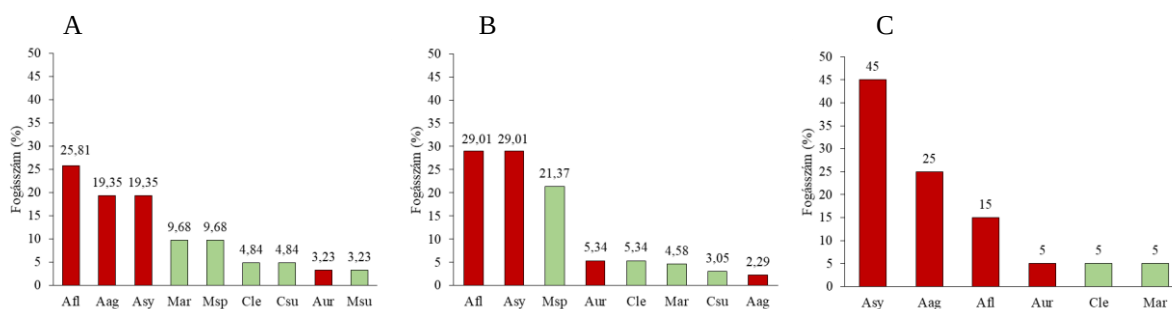
8. ábra: A faj-gyakorisági sorrend a vizsgált búza (**A**) és lucerna (**B**) parcellában

A vizsgált lucernaparcellában (**8./B ábra**) a legnagyobb arányban megjelenő kisemlős a mezei pocok volt, ami a fogások negyedében jelent meg a területen (25,60%). A jelen kérdéskörben lényeges 4 erdeieger faj így a mezei pocok után, a relatív fogásszámukban kis különbségekkel jelentek meg a területen. A B16 lucernaparcella területén vizsgált AKG sáv faj-gyakorisági sorrendjét külön ábrázoltuk (**9. ábra**).



9. ábra: A faj-gyakorisági sorrend a vizsgált AKG sávban

Az AKG sáv területén legnagyobb gyakorisággal a mezei pocok jelent meg (31,33%), majd a gyakorisági sorrendben a 4 erdeiegér faj következett. Fontos megjegyezni, hogy a lucernaparcella, és a külön vizsgált, a kaszálások negatív hatását csökkentő menekülőterületként jellemzett AKG sáv faj-gyakorisági sorrendje a domináns faj (mezei pocok) tekintetében megegyezik. A rangsorban következő 4 erdeiegér faj relatív fogásszámai eltérnek, de mindkét esetben a mezei pocok után következnek. Fontos kiemelni, hogy a rangsor második faja a kislábú erdeiegér, melynek a relatív fogásszáma az AKG területén közel 20% volt. A teljes monokultúra esetében a sárganyakú erdeiegér a második, viszont az AKG területén ötödik fajként szerepelt a gyakorisági sorrendben. Ezek alapján feltételezzük, hogy a fajok másképp használják a lucerna táblát, mint a megmaradt AKG sávokat, de a faj-gyakorisági sorrend alapján a búzatábla, mint élőhely nagyobb eltérést mutatott (**9. ábra**).



10. ábra: faj-gyakorisági sorrend a vizsgált sövény területekben (**A:** B16 faszor; **B:** B16BT; **C:** B16LT)

A természetközeli sövények esetében a három élőhely relatív fogásszáma alapján vizsgált faj-gyakoriság sorrendet a **10. ábrán** szemléltetjük. A lucerna parcellában

elhelyezkedő fasor (**10./A ábra**) területén legnagyobb gyakorisággal a sárganyakú erdeiegér jelent meg (25,81%), majd ezt követően azonos gyakorisággal a pirók és a közönséges erdeieget mutattuk ki a területen (19,35%). A kislábú erdeiegér a faj-gyakorisági sorrendben a nyolcadik helyet foglalja el (3,23%). A B16-os búzatábla szegélyében (**10./B ábra**) a legnagyobb gyakorisággal a sárganyakú és a közönséges erdeiegér rendelkezett (29,01%). Ugyanakkor a gyakoribb güzüegér után jelentősen alacsonyabb gyakorisággal mutattuk ki a kislábú erdeiegér jelenlétét (5,34%), de a vizsgált egérfajok közül a legalacsonyabb gyakorisággal a pirók erdeiegér fordult elő ezen a területen (2,29%). A lucernaparcella szegélyében (**10./C ábra**) a faj-gyakorisági ragsor első négy helyét az általunk vizsgált 4 erdeiegér faj foglalta el. Legnagyobb gyakorisággal a közönséges erdeiegér rendelkezett (45%), majd ezt követte a pirók erdeiegér, mely kisemlős a fogások negyedében volt jelen a területen (25%). A sárganyakú erdeiegér alacsonyabb gyakorisággal (15%), míg a kislábú erdeiegér a legkisebb számított relatív abundanciával (5%) volt jelen a lucernaparcella szegélyében. Az eredmények megerősítették azt a korábbi ismeretet, hogy a fás vegetációval rendelkező lineáris élőhelyként jellemzett sövények az erdeiegek számára az agrártájban optimális élőhelyeknek tekinthetők. A vizsgált sövények mindegyikében a jelen értékelés szempontjából kiemelt erdeiegek voltak a domináns kisemlős fajok. A sárganyakú erdeiegér a B16-os lucernában szigetszerűen megjelenő fás élőhelyfolthoz, valamint az őszi búza parcellával párhuzamos fás vegetációstruktúrát tartalmazó sövényhez kötődött leginkább. A közönséges erdeiegér hasonló gyakorisági értékekkel jelent meg ezen élőhelyeken, de a legnagyobb relatív tömegességgel a lucerna szegélyben található sövényben mutattuk ki.

1. táblázat: A vizsgált erdeiegér fajok homogenitás tesztje

Fajok	Parcella	Sövény	G-teszt	P
<i>A. agraius</i>	13,74	5,99	3,13	n.s
<i>A. flavicollis</i>	17,54	17,07	0,01	n.s
<i>A. sylvaticus</i>	14,45	17,66	0,32	n.s
<i>A. uralensis</i>	21,80	2,99	16,10	<0.001

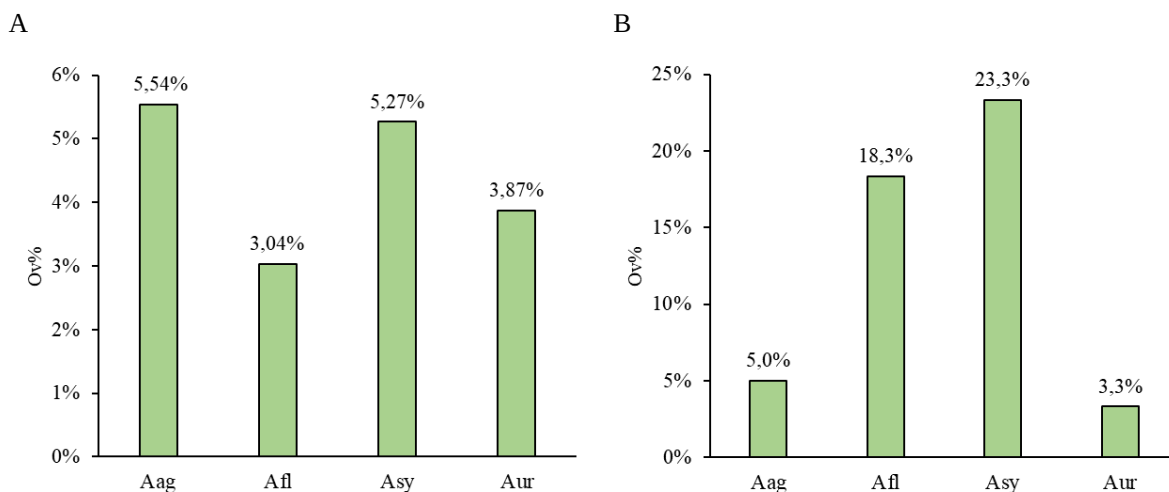
A négy vizsgált erdeiegér faj relatív tömegességének megoszlását homogenitás tesztel vizsgáltuk a parcellák és sövények összehasonlításában (**1. táblázat**). A pirók, a sárganyakú és a közönséges erdeiegér relatív tömegességének megoszlásában az elméleti egyenletes eloszláshoz viszonyítva nem mutattunk ki eltérést, míg a kislábú erdeiegér megoszlása az általunk vizsgált területek összehasonlításában szignifikáns eltérést mutatott (**1. táblázat**).

4.3 A célfajok intra- és interspecifikus térbeli viszonyai

A továbbiakban a négy vizsgált erdeiegér faj területhasználatát vizsgáltuk, amely során a térbeli pontok (csapdapontok/terület) fogási adatai alapján ugyanazon fajon belül az egyedek úgynevezett intraspecifikus térbeli átfedését, valamint a négy különböző faj figyelembevételével, a fajok hat párosításában a fajok közötti, interspecifikus térbeli átfedést vizsgáltuk. Területhasználat fajon belül és fajok közötti átfedését külön vizsgáltuk a parcellák és a lineáris élőhelyeknek tekintett sövények adatai alapján.

2. táblázat: Fajok intraspecifikus mintaterületenkénti átfedése

Intraspecifikus átfedés (%)		<i>A. agrarius</i>	<i>A. flavicollis</i>	<i>A. sylvaticus</i>	<i>A. uralensis</i>
Parcella	B16 AKG	10,00	2,50	12,50	5,00
Parcella	B16B	0,00	0,83	0,83	2,48
Parcella	B16L	6,61	5,79	2,48	4,13
Sövény	B16 FASOR	10,00	10,00	15,00	0,00
Sövény	B16BT	0,00	45,00	50,00	10,00
Sövény	B16LT	5,00	0,00	5,00	0,00

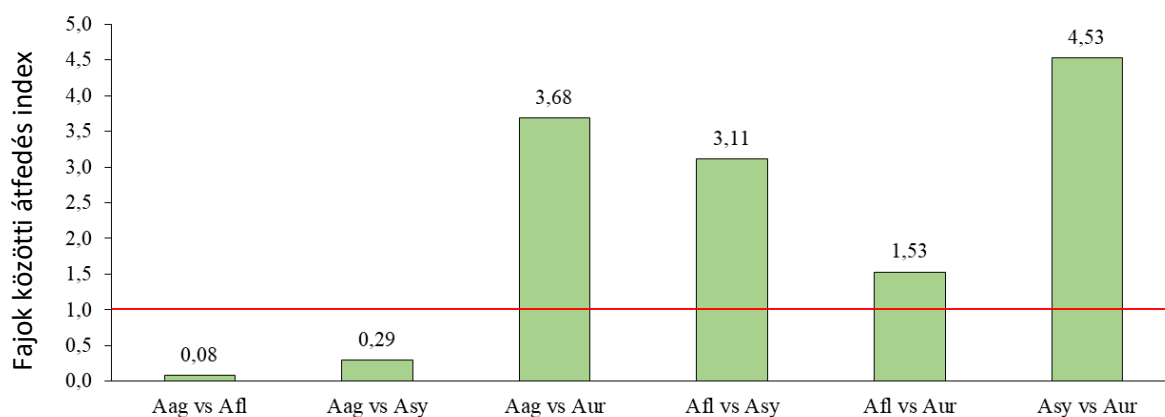


11. ábra: A vizsgált erdeiegér fajok átlagos intraspecifikus átfedésének értéke (A: parcellaterületek, B: sövények)

A fajon belüli átfedés tekintetében a négy erdeiegér faj használta az őszi búza és a lucernatáblákat, de mind a négy faj esetén az intraspecifikus térbeli átfedés nem érte el a 6%-

os értéket. A két legnagyobb átfedést a pirók és a közönséges erdeiegérnél tapasztaltuk, de e két fajnál is nagyon alacsonynak tekinthető a fajon belüli egyedek területátfedése, ami azt jelenti, hogy a nagy parcellák területén az egyedek szétszóródnak, és kisebb a valószínűsége annak, hogy az egyedek többször használják ugyanazt a csapdapontot (**11./A ábra**). Ezzel ellentétben a sövények területén, a fajon belüli területátfedés más mintázatot mutatott. A sövények, mint lineáris fás növényzeti struktúrával rendelkező tájelemek, az intenzív művelésű agrártájban a négy erdeiegér faj fontos élőhelyeit jelentik, így a sövények területén az intraspecifikus átfedés nagyobb, mint a parcellák esetében tapasztaltuk. A négy faj közül az átfedés átlagértéke a sárganyakú és a közönséges erdeiegér esetén volt a legnagyobb, ami arra utal, hogy ezek a fajok feltehetően ugyanazon területet használják a sövényen belül és ez okozza a magasabb értékű intraspecifikus átfedést. A kislábú erdeiegér kötődött legjobban a parcellákhoz. Ennek az eredmények köszönhető, hogy ennél a fajnál tapasztaltuk a sövények területhasználatában a legkisebb fajon belüli átfedést (**11./B ábra**). A fajon belüli terület átfedés havi értéke alapján összehasonlítva a 4 célfajt, Kruskal-Wallis teszt alapján azonban egyik élőhelyen sem mutattunk ki szignifikáns különbséget az intraspecifikus átfedés értékében (parcellák: $H(3, N=10) = 0,26, n.s.$; sövények: $H(3, N=10) = 3,25, n.s.$). Ennek alapján a sövényhasználat vonatkozásában fentebb leírt következtetéseinket az alkalmazott medián teszt nem támasztotta alá.

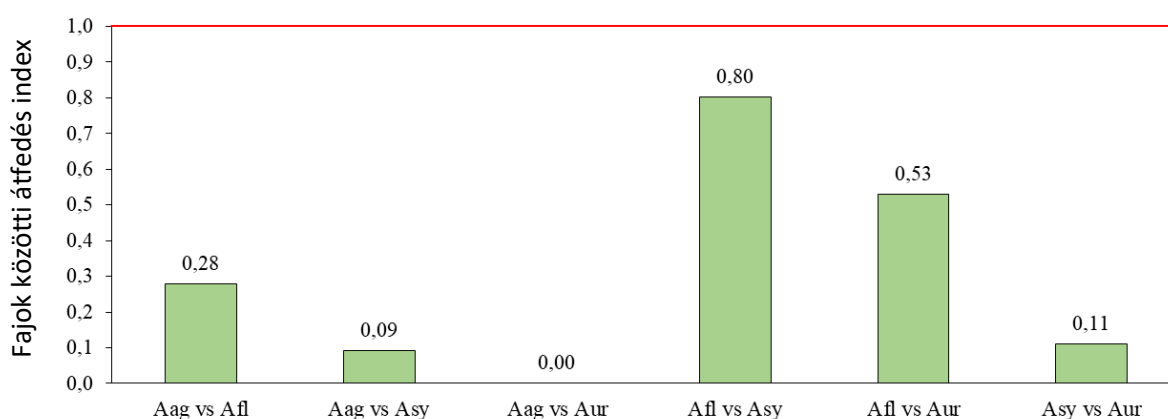
Az interspecifikus, vagyis fajok közötti területátfedés tekintetében az átfedés értékét az úgynevezett Metzgar index alapján mértük, melynek, ha értéke >1 , akkor a területhasználat során pozitív kapcsolat van a fajok között, míg, ha <1 -nél, akkor a negatív asszociáltság azt jelenti, hogy a fajok inkább elkerülik egymást, míg az 1-es érték a véletlenszerű területhasználatot jelenti.



12. ábra: A parcella mintaterületek adataiból számított interspecifikus átfedése

Az interspecifikus térbeli átfedést a négy faj minden párosításában kiszámítottuk, így összesen hat fajpár esetén adtuk meg az átfedés értékét, amely számításokat ebben az esetben is a parcellákra és a sövények területére vonatkozóan külön végeztük el.

A parcellák esetében négy faj párosításában kaptunk 1-nél magasabb értéket, ami azt jelenti, hogy ezek a fajok egymással átfednek, pozitív asszociáltság van a területhasználatukban. E négy fajpár közül legnagyobb értéket a közönséges és a kislábú erdeiegér esetén számítottuk, ami jól tükrözte, hogy mindkét faj nagyobb gyakorisággal használta a parcellákat, ami alapján a területhasználatuk kölcsönösen átfed, így területhasználatban pozitív kapcsolatot jelez a számított index értéke. A pírók erdeiegér és a két nagyobb méretű Apodemus faj nevezetesen a közönséges és a sárganyakú erdeiegér összehasonlításában 1-nél kisebb számot kaptunk, ami már ezen fajpárok viszonyában negatív asszociáltságot mutat, ami azt jelenti, hogy a fajok a területhasználatuk során inkább elkerülik egymást (**12. árba**).



13. ábra: A sövény mintaterületek adataiból számított interspecifikus átfedése

A térbeli átfedésre vonatkozóan a sövény területeken minden fajpár esetén 1-nél kisebb értéket kaptunk, ami a fajok közötti negatív asszociáltságot jelzi. Ennek alapján a kiemelt erdeiegér fajok a sövények területén inkább elkerülik egymást, ami arra utal, hogy a sövények területét felosztják egymás között. Ez az eredmény összhangban van a fajon belüli területátfedés során kapott eredményekkel. Ebben az esetben azt láttuk, hogy a sövények területén sokkal nagyobb az átfedése a fajon belüli egyedeknek, mint a parcellákon. Ez az eredmény is arra utal, hogy a sövényekben a fajok ugyanazokat a területeket használják, amelyek az interspecifikus térbeli átfedés alapján kevésbé fednek át, inkább elkülönülnek (**13. ábra**). Ezek az eredmények azt sugallják, hogy az erdeiegér fajok számára a fás vegetációjú lineáris folyosók jelentik a fő élőhelyet, amelyeken belül érvényesül a kompetíciót fékező

élőhelyi szegregáció. Ugyanakkor ennek a parcellák területén már nincs jelentősége, a nagy területű monokultúrákban mind a fajon belüli, mind a fajok közötti átfedésnek kevésbé van jelentősége.

4.4 A vizsgált Apodemus fajok mozgásmintázata

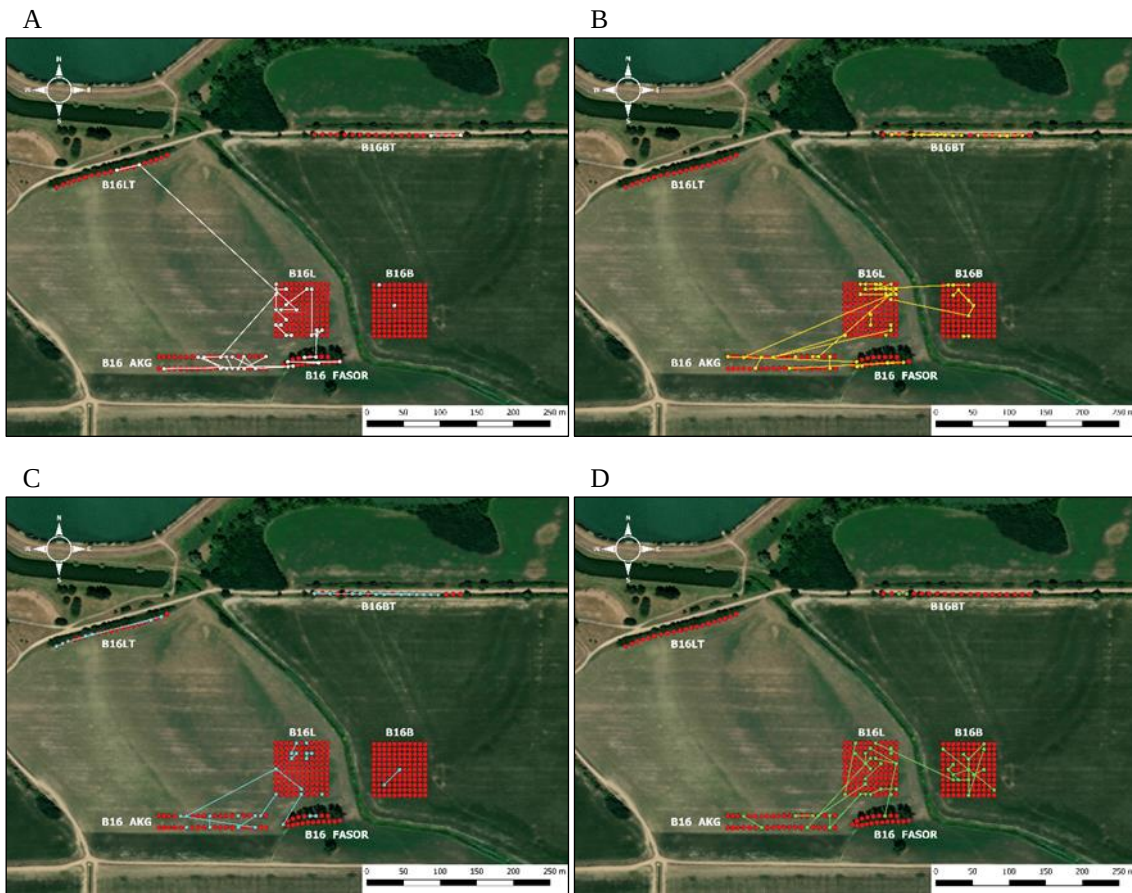
A következő lépésben a négy kiemelt erdei egér faj mozgásmintázatát elemeztük, amelynek során első lépésben a fogás-visszafogás adatok alapján meghatároztuk a mozgásvektorok számát és ezeknek irányát. Az utóbbi esetében a foltból kifelé, illetve befelé történő mozgást, továbbá az adott élőhelyfoltban (parcellákban) vagy a lineáris sövényen belüli mozgásokat tüntettük fel (**3. táblázat**).

A mozgásvektorok számát tekintve az adott élőhelyfoltban vagy lineáris folyosón belüli mozgások száma több volt, mint a foltok, illetve vizsgált területek közötti mozgások alapján elkülönített foltokból kijövő vagy bemenő mozgások száma (**3. táblázat**).

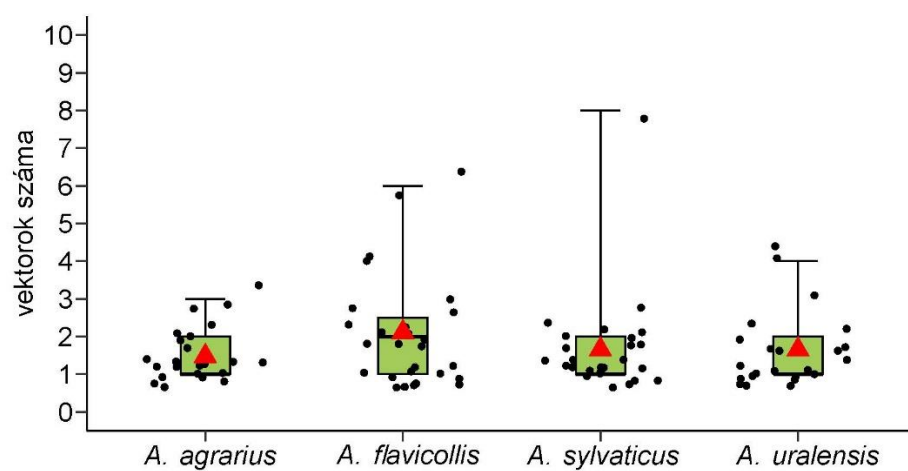
3. táblázat: Fajok fogásszáma, mozgásvektorainak száma és mozgásuk iránya mintaterületenként

Terület	Fogásszám				Mozgásvektorok száma				Mozgás iránya		
	<i>Aag</i>	<i>Afl</i>	<i>Asy</i>	<i>Aur</i>	<i>Aag</i>	<i>Afl</i>	<i>Asy</i>	<i>Aur</i>	Ki	Be	Belső
B16 AKG	22	20	23	19	14	6	7	8	11	4	31
B16 FASOR	12	16	12	2	6	4	3	1	1	4	8
B16B	3	18	6	28	1	7	1	13	2	1	21
B16BT	3	38	37	7	1	17	17	1	0	0	36
B16L	33	36	30	35	10	23	10	15	1	10	48
B16LT	5	3	9	1	2	0	5	0	0	1	6

A **14. ábrán** az adott faj vonatkozásában külön színnel jelölve grafikusán szemléltettük a térképen megadott csapdakoordinátákhoz kötődő fogás-visszafogás adatokból meghatározható vektorokat, mint elmozdulási távolságokat. Az esetek többségében az elmozdulási vektorok rövidek voltak, és ahogyan a vektorok számát fentebb értékeltük, több elmozdulást regisztráltunk egy adott területen belül, mint a területek között. Nagyon kevés volt azon esetek száma, amikor nagyobb távolságban elhelyezkedő élőhelyfoltok közötti, hosszabb elmozdulási távolságot detektáltunk.

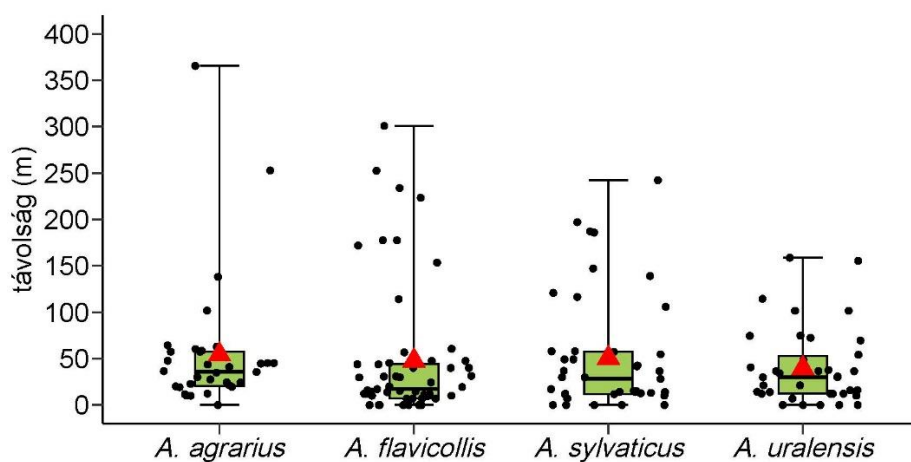


14. ábra: A csapdázott élőhelyfoltokon belüli, illetve közötti mozgásvektorok fajonkénti ábrázolása (A: *A. agrarius*; B: *A. flavicollis*; C: *A. sylvaticus*; D: *A. uralensis*)



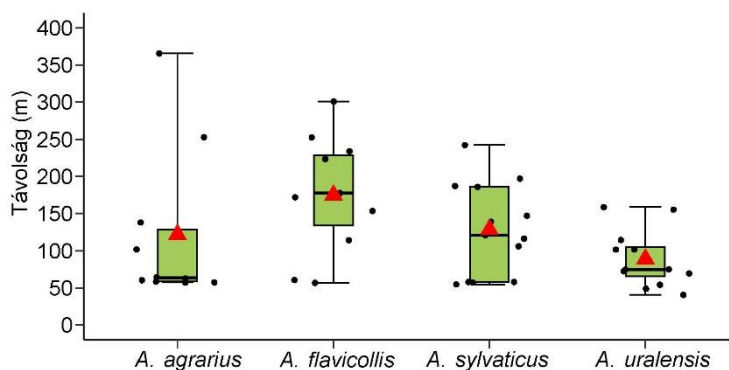
15. ábra: Az egyes fajok mozgásvektorainak száma (medián és átlag)

A mozgásmintázat fajok közötti különbségét elsőként a lehatárolt vektorok száma alapján teszteltük (**15. ábra**). A vektorok számának fajok közötti megoszlásában nem volt szignifikáns különbség (Kruskal-Wallis teszt: $H(3, N=99)=3,61$; $P=0,31$), tehát hasonló mintanagyság alapján tudtuk értékelni a fajok által megtett távolság különbségét.



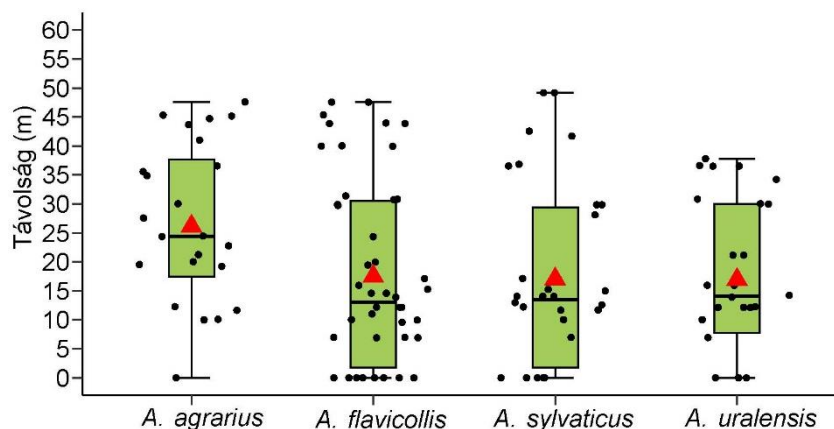
16. ábra: A fajok egyedei által megtett távolság medián és átlagértéke

A mozgásmintázat értékelés másik fontos paramétere a fajok egyedei által megtett átlagos távolság érték. Eredményeink azt mutatták, hogy a négy egérfaj egyedeinek elmozdulása által számított távolságértékek között nincs szignifikáns különbség (Kruskal-Wallis teszt: $H(3, N=172)=4,24$; $P=0,24$) (**16. ábra**).



17. ábra: A fajok mozgásátlag feletti mozgásainak medián és átlagértékei

A továbbiakban távolság értékeket két csoportra bontottuk, átlag feletti (hosszú távú) és átlag alatti (rövidtávú) mozgástávolságra. A fajok egyedei között a hosszú távú mozgástávolságok esetén nem mutattunk ki szignifikáns eltérést (Kruskal-Wallis test: $H(3, N=46)=7,080447$; $P = 0,0694$) (17. ábra).



18. ábra: A fajok mozgásátlag alatti mozgásainak medián és átlagértékei

Ugyanakkor a rövidtávú mozgások eredményei között volt szignifikáns különbség (Kruskal-Wallis test: $H(4, N=66)=14,96262$; $P = 0,0048$). Ezek után a fajpárok adatait post hoc tesztje azt mutatta, hogy a szignifikáns különbség a közönséges és a kislábú erdeieger rövidtávú távolság értéke között volt (Post hoc teszt: Aur vs Asy $z = 3,06$; $P = 0,023$) (18. ábra).

5. Diszkusszió

A mezőgazdaság térbeli terjeszkedése és a műveléstechnológia robbanásszerű fejlődése drámai mértékben felgyorsult az utóbbi néhány évtizedben. Az intenzív mezőgazdaságra jellemző hatalmas monokultúrák és a gépesítés egyaránt komoly hatással van az agrártáj élő elemeire. A degradáció, élőhely-vesztés és fragmentáció okozta változások detektálására a kisemlősök alkalmas monitorozási objektumok, populációdinamikájuk vizsgálatával és az eltérő műveléstechnológiával kezelt parcellák közötti mozgásuk nyomon követésével, leírható az emberi tájhasználatban, mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások közösségeikre gyakorolt hatása (Kozakiewicz *et al.* 1999, Macdonald *et al.* 2007, Fischer *et al.* 2011, Gentili *et al.* 2014).

Számos nemzetközi tanulmány foglalkozott a kisemlősfajok populációdinamikájára ható környezeti tényezők széles skálájával, mely faktorok az időben is dinamikusan változhatnak (Batzli, 1992, Weegman *et al.* 2017, Kelt *et al.*, 2019, Wang *et al.* 2021). Emellett néhány kutatás rámutatott, hogy a kisemlősök tömegessége elsősorban a makroélőhelyek típusától függ (Morris 1987, Jorgensen & Demarais 1999, Kelt *et al.* 1999, Coppeto *et al.* 2006), míg mások kimutatták, hogy az azt szabályozó élőhelyi változók inkább a csapdatávolságok nagyságrendjében, azaz a mikroélőhelyek szintjén értékelhetők (Yahner 1982, Krohne & Burgin 1990, Orrock *et al.* 2000, Lin & Batzli 2001).

Jelen tanulmányban a Magyarországon előforduló 4 erdeiegérfajt és az agár tájban domináns mezei pockot vizsgáltuk különböző mezőgazdasági művelés alatt álló parcellákban és az ezek között húzódó sövényekben.

Elsőként az agrártájban előforduló kisemlős közösségek összetételének tér- és időbeli rendeződését a fajok gyakorisági viszonyi alapján, egyrészt az élőhelyi adottságok elkülönítésével, másrészt időben, az aratás előtti és utáni időszakban hasonlítottuk össze. A PERMANOVA elemzés eredményei alapján a mintavételi területek között nem volt szignifikáns eltérés, míg a csoportosított élőhelytípusok esetében a sövények szignifikánsan eltértek a parcelláktól és az AKG sávoktól. Jorgensen (2004) is rámutatott arra, hogy a mikrohabitat preferenciák gyakran nem magyarázzák meg az élőhely szelekciót nagyobb térléptékű skálán, mivel a fajok különböző mikroélőhelyeket választhatnak a szomszédos makroélőhelyek között. Végül az aratás előtti és után időszakban is összehasonlítottuk a kisemlős együtteseket, mely esetben azt tapasztaltuk, hogy a két periódus szignifikánsan eltért, amit feltételezhetően a vegetációs borítás drasztikus változásának volt betudható. A sűrű növénytakaró előnyben részesítése általában a predációs nyomással függ össze (Bowers 1988, Lagos *et al.* 1995). Kimutatták, hogy a vegetációs időszakban a borítottság a legjobban illeszkedő változó a közönséges erdeiegerek (*Apodemus sylvaticus*) szétszóródásának magyarázatára a mezőgazdasági mozaikban (Ouin *et al.* 2000).

A négy faj kisemlős közösségben betöltött szerepét faj-gyakorisági sorrendek megadásával értékeltük. A búzatábla esetében a leggyakoribb fajként egyértelműen a kislábú erdeiegér (Aur) jelent meg, ez a területen a fogásszámok közel felét (rel. fogásszám: 43,08%) jelentette. A Cseh Köztársaság és Szlovákia területén végzett tanulmányok is azt mutatják, hogy az *A. uralensis* az egyik domináns rágcsálófaj a mezőgazdasági területeken, különösen a szántóföldeken, mint például a gabonafélék, kukorica, cukorrépa és más növények termőterületei. Az erdőkben az *A. uralensis* azonban ritkán fordul elő (Holišová *et al.* 1962; Stanko & Miklisová 1995; Heroldová *et al.* 2004, 2005, 2007). A vizsgált lucernaparcellában a

legnagyobb arányban megjelenő kisémlős a mezei pocok volt, ami a fogások negyedében jelent meg a területen (rel. fogásszám: 25,60%), míg a parcellán belüli AKG sávban a fogási aránya még magasabb volt (rel. fogásszám: 31,33%). A lucerna parcellák fontos habitatnak tekinthetők a kisémlősök, különös tekintettel a mezei pocok áttelelése és szaporodása szempontjából (pl. Zejda & Nesvadbova 2000, Heroldova *et al.* 2005, Aschwanden *et al.* 2007). A sövényekről általánosságban elmondható, hogy a sárganyakú és a közönséges erdeiegér jelent meg a legnagyobb tömegességgel a fás vegetációjú lineáris élőhelyeken, ugyanakkor a jelentősen alacsonyabb gyakorisággal mutattuk ki a kislábú erdeiegér jelenlétét. Eredményeink egybevágóak a nemzetközi irodalomban tapasztaltakkal (Juškaitis *et al.* 2016), miszerint a kislábú erdeiegér kerüli az erdős területeket és előnyben részesíti a nyílt mezőgazdasági parcellákat.

A továbbiakban a négy kimutatott erdeiegér faj területhasználatát vizsgáltuk, mely során a fajon belül az egyedek úgynevezett intraspecifikus, térbeli átfedését, valamint a négy különböző faj figyelembevételével, a fajok közötti, interspecifikus térbeli átfedést vizsgáltuk a csapdapontok fogási adatai alapján. A fajon belüli átfedések vizsgálatánál azt tapasztaltuk, hogy a nagy parcellák területén kisebb a valószínűsége annak, hogy az egyedek többször használják ugyanazt a csapdapontot, ezzel ellentétben a sövények területén az intraspecifikus átfedés nagyobb, mint a parcellák esetében tapasztaltuk. Munkacsoportunk korábbi vizsgálataiból kiderült, hogy az egyes *Apodemus* fajok kötődnek bizonyos vegetáció strukturális faktorokhoz a sövényekben (Szűcs *et al.* 2018), így ugyanazt a területet használják a sövényen belül és ez okozza a magasabb értékű intraspecifikus átfedést. Carey & Johnson (1995) munkája szerint a földfelszín jellemzői (a laza talaj hozzáférhetősége) és az aljnövényzet (cserjék és gyomnövények borítása) a fő tényezők, amelyek az erdei egerek előfordulását. Az interspecifikus térbeli átfedést fajpáronkénti értékelését, a parcellákra és a sövények területére vonatkozóan külön végeztük el, mely alapján a parcellákban a pirok erdeiegér, illetve a közönséges és a sárganyakú erdeiegér összehasonlításában 1-nél kisebb számot kaptunk, ami ezen fajpárok viszonyában negatív asszociáltságot mutat, ami azt jelenti, hogy a fajok a területhasználatuk során inkább elkerülik egymást. A sövényekben minden fajpár esetén 1-nél kisebb értéket kaptunk, ami a fajok közötti negatív asszociáltságot jelzi, vagyis sövények területén inkább elkerülik egymást, ami arra utal, hogy a sövények területét felosztják egymás között.

A vizsgálat utolsó részében a négy erdeiegér faj mozgásmintázatát elemeztük. Az esetek többségében az elmozdulási vektorok rövidek voltak, és több elmozdulást regisztráltunk egy adott területen belül, mint a területek között. A rövid átlagos elmozdulások feltételezhető oka,

hogy a művelt parcellák - melyek vegetációs borítása nem hasonlítható az eredeti vegetáció elemeit őrző sövényekhez – területi részaránya nagyobb, mint a sövényké és a kisemlősök kisebb távolságokat tesznek meg ezeken a nyílt élőhelyeken, mint a zárt sövényekben (Silva *et al.* 2005). Ez a megállapítás egyértelműen rávilágít a sövények fontosságára, ami a hasonló mezőgazdasági tájakban az állatok mozgási útvonalaként szolgálnak (Rosenberg *et al.* 1997, Tischendorf & Wissel 1997, Pardini *et al.* 2005). További érdekesség, hogy a mezőgazdasági gabonafélék által dominált tájakon élő emlősfajok mozgása szempontjából fontos, hogy a búzaültetvények sorainak orientációja akkor megfelelő, ha a sorok élőhelyfoltokat kötnek össze (Sozio *et al.* 2013), ennek viszont a lucerna táblák esetében nincs relevanciája. Az elemzés tehát szemléltette, hogy a fogás visszafogás adatok alapján elkülöníthető elmozdulási vektorok milyen területeken belüli és területek közötti elmozdulásokat mutatnak, amely újabb információkat adott hozzá a négy erdei egér faj mezőgazdasági tájban jellemző terület, illetve élőhelyhasználata, élőhelyi szegregációja és a területek közötti mozgásmintázata vonatkozásában.

Köszönetnyilvánítás

A területi mintavételezéseket a Bóly ZRt. támogatta. Köszönettel tartozunk Dr. Horváth Győző, egyetemi docens, és Szűcs Boldizsár PhD hallgató témavezetőinknek, akik a statisztikai vizsgálatok elvégzésében, illetve a dolgozatunk lektorálásában voltak segítségünkre. Ezen felül szeretnénk köszönet mondani Soós Anna és Szünstein Máté PhD hallgatónak, akik szakmai tanácsaikkal segítették dolgozatunk létrejöttét, Horváth Adrienn tudományos segédmunkatársnak a QGIS térinformatikai programban nyújtott segítségével. Végül, de nem utolsó sorban szeretnénk megköszönni a PTE TTK Ökológiai Tanszék kisemlős monitorozó munkacsoport tagjainak, hogy segítségünkre voltak a terepi mintavételezések során.

Irodalomjegyzék

- Aschwenden, J., Holzgang, O. Jenni, L. 2007: Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. *Nordic Board for Wildlife Research* 13(2):150–158.
- Baláz, I., Ambros, M. & Tulis, F. 2012. Biology and Distribution of the Species of the Family Muridae (Rodentia) in Slovakia. 2nd part: *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus*, *Apodemus uralensis*, *Apodemus agrarius*. Edition *Prírodovedec* No. 518, Constantine the Philosopher University in Nitra, Faculty of Natural Sciences, Nitra, 174 pp.

- Balestrieri, A., Remonti, L., Morotti, L., Saino, N., Prigioni, C. & Guidali, F. 2015. Multilevel habitat preferences of *Apodemus sylvaticus* and *Clethrionomys glareolus* in an intensively cultivated agricultural landscape, *Ethology Ecology & Evolution* 29(1): 38–53.
- Barrett, G.W. & Peles, J.D. 1999. Small mammals ecology. A landscape perspective. In: Barrett GW, Peles JD, editors. Landscape ecology of small mammals. New York: Springer; pp. 1–8.
- Batzli, G.O. 1992. Dynamics of small mammal populations: a review. In: McCullough, D.R., Barrett, R.H. (Eds.), Wildlife 2001: Populations. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 831–850.
- Baudry, J., Bunce R.G.H. & Burel, F. 2000: Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*. 60: 7–22.
- Bego, F., Kryštufek, B., Paspali, G. & Rogozi, E. 2008. Small terrestrial mammals of Albania: annotated list and distribution. *Hystrix* 19(2):83–101.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Bertolino, S., Colangelo, P., Mori, E. & Capizzi, D. 2015. Good for Management, Not for Conservation: an Overview of Research, Conservation and Management of Italian Small Mammals. *Hystrix* 26(1): 25–35.
- Bihari, Z. 2007. Pirók erdeiegér *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771). In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.) Magyarország emlőseinek atlasza [The atlas of Hungarian mammals]. Kossuth Könyvkiadó, Budapest, pp. 179–180.
- Bowers, M.A. 1988. Seed removal experiments on desert rodents: the microhabitat by moonlight effect. *Journal of Mammalogy*, 69: 201–204.
- Bowman, J.C., Sleep, D., Forbes, G.J. & Edwards, M. 2000. The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *Forest Ecology and Management*, 129(1–3): 119–124.
- Böti, Sz., Heltai, M. & Márton, M. 2018: Táblaszegélyek szerepének vizsgálata a kisemlősök művelt területekre történő terjedésében. *Acta Agraria Kaposvariensis* 22(1): 22–37.
- Brown, P.R., Huth, N.I., Banks, P.B. & Singleton, G.R. 2007. Relationship between abundance of rodents and damage to agricultural crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2–4): 405–415.
- Butet, A. & Leroux, A.B.A. 2001. Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. *Biological Conservation* 100(3): 289–295.

- Carey, A.B. & Johnson, M.L. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5(2): 336–352.
- Coppeto, S.A., Kelt, D.A., Van Vuren, D.H., Wilson, J.A. & Bigelow, S. 2006. Habitat associations of small mammals at two spatial scales in the northern Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy* 87(2): 402–413.
- Cserkész, T. & Horváth, Gy. 2007. Kislábú erdeiegér *Apodemus uralensis* (Pallas, 1881). In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.) Magyarország emlőseinek atlasza [The atlas of Hungarian mammals]. Kossuth Könyvkiadó, Budapest, pp. 189–190.
- Cserkész, T. & Horváth, Gy. 2007. Sárganyakú erdeiegér *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834). In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.) Magyarország emlőseinek atlasza [The atlas of Hungarian mammals]. Kossuth Könyvkiadó, Budapest, pp. 181–182.
- de Mendonça, P.G. & Benedek, A.M. 2012. Molecular discrimination and morphological description of *Apodemus sylvaticus* and *A. uralensis* from Cefa Nature Reserve (Romania). *Acta Zoologica Bulgarica*, 64(3): 283–288.
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird population. *Proc R Soc Lond B*. 268: 25–29.
- Draycott, R.A.H., Hoodless, A.N., Cooke, M. & Sage, R.B. 2012: The influence of pheasant releasing and associated management on farmland hedgerows and birds in England. *European Journal of Wildlife Research* 58(1): 227–234.
- Fischer, C., Carsten, T. & Tschardtke, T. 2011: Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity, *Biological Conservation* 144(3): 1130–1136.
- Fuller, R.J., Williamson, T., Barnes, G. & Dolman, P.M. 2017. Human activities and biodiversity opportunities in pre-industrial cultural landscapes: relevance to conservation. *Journal of Applied Ecology*, 54(2): 459–469.
- Gentili, S., Sigura, M. & Bonesi, L. 2014. Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification. *Hystrix*, 25(1): 39.
- Gotelli, N.J. & Graves, G.R. 1996. Null models in ecology. Washington, DC: Smithsonian Inst. Press 368 pp.
- Gotelli, N.J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81(9): 2606–2621.
- Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embíd, F., Ficiciyan, A., ... & Tschardtke, T. 2019. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature*, 1(2): 262–272.

- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*. John Wiley & Sons.
- Griffith, A.B., Salguero-Gómez, R., Merow, C. & McMahon, S. 2016. Demography beyond the population. *Journal of Ecology*, 104(2): 271–280.
- Grigorkina, E.B., Olenov, G. V. & Modorov, M.V. 2008. Analysis of rodent populations in technogenically transformed areas (with reference to *Apodemus (S.) uralensis* from the EURT zone). *Russian journal of ecology*, 39(4): 284–291.
- Hanski, I. 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response: The longterm consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant. *EMBO reports*, 6(5): 388–392.
- Heltai, M. 2014: Élőhelyfejlesztés mezőgazdasági területeken: Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Jegyzet vadgazda mérnöki szakos hallgatók részére. Gödöllő pp. 1-111.
- Heroldová, M. & Tkadlec, E. 2011. Harvesting behaviour of three central European rodents. Identifying the rodent pest in cereals. *Crop Protection* 30(1): 82–84.
- Heroldová, M., Bryja, J., Zejda, J. & Tkadlec, E. 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120(2–4): 206–210.
- Heroldová, M., Jánová, E., Bryja, J. & Tkadlec, E. 2005. Set-aside plots – source of small mammal pests? *Folia Zoologica*, 54(4): 337–350.
- Heroldová, M., Jánová, E., Bryja, J. & Tkadlec, E. 2005: Set-aside plots – source of small mammal pests? *Department of Mammalian*. 54(4): 337–350
- Heroldová, M., Zejda, J., Zapletal, M., Obdržalkova, D., Janova, E., Bryja, J. & Tkadlec, E. 2004. Importance of winter rape for small rodents. *Plant Soil and Environment*, 50(4): 175–181.
- Holišová, V., Pelikan, J. & Zejda, J. 1962. Ecology and Population Dynamics in *Apodemus Microps* Kart. & Ros. (Mamm.: Muridae). Nakl. Československé akademie věd.
- Horváth, Gy. 2007. Közöséges erdeiégér *Apodemus agrarius* (Linnaeus, 1758). In: Bihari, Z., Csorba, G. & Heltai, M. (szerk.) Magyarország emlőseinek atlasza [The atlas of Hungarian mammals]. Kossuth Könyvkiadó, Budapest, pp. 185–188.
- Jacob, J. & Halle, S. 2001. The importance of land management for population parameters and spatial behaviour in common voles (*Microtus arvalis*), in *Advances in Vertebrate Pest Management II*. Filander Verlag, Fürth, Germany, 2: 319–330
- Jacob, J. 2003. Short-term effects of farming practices on populations of common voles. *Agric Ecosyst Environ* 95(1): 321–325.

- Jacob, J., Manson, P., Barfknecht, R. & Fredricks, T. 2014. Common vole (*Microtus arvalis*) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest management science*, 70(6): 869–878.
- Jorgensen, E.E. & Demarais, S. 1999. Spatial scale dependence of rodent habitat use. *Journal of Mammalogy*, 80(2): 421–429.
- Jorgensen, E.E. 2004. Small mammal use of microhabitat reviewed. *Journal of Mammalogy*, 85(3): 531–539.
- Juškaitis, R., Balčiauskas, L. & Alejūnas, P. 2016. Distribution, habitats and abundance of the herb field mouse (*Apodemus uralensis*) in Lithuania. *Biologia*, 71(8): 960–965.
- Kaneko, Y., Kryštufek, B., Zagaronidnyuk, I., Vohralík, V., Batsaikhan, N., Avirmed, D. & Sukhchuluun, G. 2016. *Apodemus agrarius* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T1888A115057408.
- Karell, P., Ahola, K., Karstinen, T., Zolei, A. & Brommer, J.E. 2009. Population dynamics in a cyclic environment: consequences of cyclic food abundance on tawny owl reproduction and survival. *Journal of Animal Ecology*, 78(5): 1050–1062.
- Kelt, D.A., Heske, E.J., Lambin, X., Oli, M.K., Orrock, J.L., Ozgul, A., Pauli, J.N., Prugh, L.R., Sollmann, R. & Sommer, S. 2019. Advances in population ecology and species interactions in mammals. *Journal of Mammalogy*. 100(3): 965–1007.
- Kelt, D.A., Meserve, P.L., Patterson, B.D. & Lang, B.K. 1999. Scale dependence and scale independence in habitat associations of small mammals in southern temperate rainforest. *Oikos*, 85: 320–334.
- Kozakiewicz, M., Gortat, T., Kozakiewicz, A. & Barkowska, M. 1999: Effects of habitat fragmentation on four rodentsspecies in Polish farm landscape. *Landscape Ecology*. 14(4): 391–400.
- Krohne, D.T. & Burgin, A.B. 1990. The scale of demographic heterogeneity in a population of *Peromyscus leucopus*. *Oecologia*, 82(1): 97–101.
- Lagos, V.O., Contreras, L.C., Meserve, P.L., Gutiérrez, J.R. & Jaksic, F.M. 1995. Effects of predation risk on space use by small mammals, a field experiment with a Neotropical rodent. *Oikos*. 74: 259–264.
- Lin, Y.T.K. & Batzli, G.O. 1995. Predation on voles, an experimental approach. *Journal of Mammalogy*, 76(4): 1003–1012.
- Lin, Y.T.K. & Batzli, G.O. 2001. The influence of habitat quality on dispersal, demography and population dynamics of voles. *Ecological Monographs*, 71(2): 245–275.

- Lóczy, D. 2003: Lehetőségek a mezőgazdasági tájak mikroszerkezetének értékelésére. *Tájökológiai Lapok*, 1(1): 33–43.
- Lofgren, B.M. 1995. Surface albedo–climate feedback simulated using two-way coupling. *Journal of Climate*, 8(10): 2543–2562.
- Loman, J. 1991. Small mammal and raptor densities in habitat islands; area effects in a south Swedish agricultural landscape. *Landscape Ecology*, 5(3): 183–189.
- Macdonald, D.W. Tattersall, F.H. Service, K.M., Firbank, L.G. & Feber R.E. 2007: Mammals, agri-environment schemes and set-aside - what are the putative benefits? *Mammal Review*. 37(4): 259–277.
- Macdonald, D.W., Feber, R.E., Tattersall, F.H. & Johnson, P.J. 2000. Ecological experiments in farmland conservation. In: Hutchings MJ, et al., editors. The ecological consequences of environmental heterogeneity. Oxford: Oxford University Press; pp. 357–378.
- Metzgar, L.H. & Hill, R. 1971. The measurement of dispersion in small mammal populations. *Journal of Mammalogy*, 52(1): 12–20.
- Michel, N., Burel, F. & Butet, A. 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica*, 30(1): 11–20.
- Modorov, M.V. & Pozolotina, V. N. 2011. Allozyme variation of the pygmy wood mouse *Apodemus uralensis* (Rodentia, Muridae) in the Ural region. *Russian Journal of Genetics*, 47(3): 332–339.
- Morris, D.W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology*, 68(2): 362–369.
- Mortelliti, A., Santarelli, L., Sozio, G., Fagiani, S. & Boitani, L. 2013. Long distance field crossings by hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. *Mammalian Biology*, 78(4): 309–312.
- Mukherjee, S., Goyal, S.P., Johnsingh, A.J.T. & Leite Pitman, M.R.P. 2004. The importance of rodents in the diet of jungle cat (*Felis chatus*), caracal (*Caracal caracal*) and golden jackal (*Canis aureus*) in Sariska Tiger Reserve, Rajasthan, India. *Journal of Zoology*, 262(4): 405–411.
- Niethammer, L. & Krapp F. 1978 Handbuch der Säugetiere Europas. Vol III. 476 pp.
- Oksanen, J. & Simpson, Gavin & Blanchet, F. Guillaume & Kindt, Roeland & Legendre, Pierre & Minchin, Peter & Hara, R & Solymos, Peter & Stevens, Henry & Szöcs, Eduard & Wagner, Helene & Barbour, Matt & Bedward, Michael & Bolker, Ben & Borcard, Daniel & Carvalho, Gustavo & Chirico, Michael & De Cáceres, Miquel & Durand, Sébastien & Weedon, James. 2022. vegan community ecology package version 2.6–2 April 2022.

- Orrock, J.L., Pagels, J.F., Mcshea, W.J. & Harper, E.K. 2000. Predicting presence and abundance of a small mammal species: the effect of scale and resolution. *Ecological Applications*, 10(5): 1356–1366.
- Ouin, A., Paillat, G., Butet, A. & Burel, F. 2000. Spatial dynamics of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in an agricultural landscape under intensive use in the Mont Saint Michel Bay (France). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 78(2): 159–165.
- Pardini, R., Marques de Souza, S., Braga-Neto, R. & Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124(2): 253–266.
- Pastor Ruth Rodríguez, J., José Luque-Larena, X., Lambin, F. & Mougeot. 2016: “Living on the edge”: The role of field margins for common vole (*Microtus arvalis*) populations in recently colonised Mediterranean, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 231: 206–217
- Pavey, C.R. & Nano, C.E.M. 2013. Changes in richness and abundance of rodents and native predators in response to extreme rainfall in arid Australia. *Austral Ecology*, 38(7): 777–785.
- Pelz, H.J. 1989. Ecological aspects of damage to sugar beet seeds by *Apodemus sylvaticus*. *Mammals as pests*, 34–48.
- Pollard, E. 1973: Hedges: VII. Woodland Relic Hedges in Huntingdon and Peterborough. *Journal of Ecology*, 61(2): 343–352.
- Povey, F.D., Smith, H. & Watt, T. 1993. Predation of annual grass weed seeds in arable field margins. *Annals of Applied Biology*, 122(2): 323–328.
- Pucek, Z., Jedrzejewski, W. Jedrzejewska, B. & Pucek, M. 1993: Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Bialowieza National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica*. 38(2): 199–232.
- Putman, R.J. 1989. Mammals as pests. London: Chapman & Hall.
- QGIS Development Team. 2016. QGIS 2.18 Las Palmas. Free Software Foundation, Inc.
- Radchuk, V., Ims, R.A. & Andreassen, H.P. 2016. From individuals to population cycles: the role of extrinsic and intrinsic factors in rodent populations. *Ecology* 97(3): 720–732.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39(1): 157–176.
- Rosenberg D.K., Noon B.R., & Meslow E.C. (1997). Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*, 47(10): 677-687.

- Sanchez-Zapata, J.A., Carrete, M., Gravirov, A., Sklyarenko, S., Ceballos, O., Donazar, J.A. & Hiraldo, F. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation*, 111(1): 71–77.
- Silva, M., Hartling, L. & Opps, S.B. 2005. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Conservation*, 126(4): 556–568.
- Solonen, T. & Ahola, P. 2010. Intrinsic and extrinsic factors in the dynamics of local smallmammal populations. *Canadian Journal of Zoology* 88(2): 178–185.
- Sozio, G., Mortelliti, A. & Boitani, L. 2013. Mice on the move: wheat rows as a means to increase permeability in agricultural landscapes. *Biological conservation*, 165: 198–202.
- Spitzenberger, F. & Bauer, K. 1978. Die Säugetierfauna Zyperns. Teil II: Chiroptera, Lagomorpha, Carnivora und Artiodactyla. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, 439–465.
- Stanko, M. & Miklisová, D. 1995. Interactions of small mammal communities of windbreaks and adjacent fields with respect to epidemiological aspects. *Ekológia*, (Bratisl.) 14(1): 3–16.
- Stanko, M. 1993. Reproduction potential of the herb field mouse, *Apodemus microps* (Muridae) in the Eastern Slovakian lowland. *Folia Zoologica*, 42(1): 13–18.
- Steiner, H. V. 1978. *Apodemus microps* Kratochvil und Rosicky, 1952–Zwergwaldmaus. *Handbuch der Säugetiere Europas*, 1: 359–367.
- Stenseth, N.C., Leirs, H., Skonhoft, A., Davis, S. A., Pech, R.P., Andreassen, H.P., Singleton, G.R., Lima, M., Machang'u, R.S., Makundi, R.H., Zhang, Z., Brown, P.R., Shi, D. & Wan, X. 2003. Mice, rats, and people: the bio-economics of agricultural rodent pests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1(7): 367–375.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C.R., de Snoo, G.R. & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4): 337–365.
- Szűcs, B., Somogyi, B.A., Horváth, Gy., 2018: Lucerna ültetvények menti sövények kisemlőseinek fajgyakorisági viszonyai két eltérő mezei pocok sűrűségű évben. TDK dolgozat: XVI. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia. Budapest.
- Taylor, K.D. 1972. Rodent problems in tropical agriculture. *PANS Pest Articles & News Summaries*, 18(1): 81–88.
- Tew, T. E. & Macdonald, D.W. 1993. The effects of harvest on arable wood mice *Apodemus sylvaticus*. *Biological Conservation*, 65(3): 279–283.
- Tew, T. E. 1989. The behavioural ecology of the wood mouse (*Apodemus sylvaticus*): in the cereal field ecosystem (Doctoral dissertation, University of Oxford).

- Tew, T.E. & Macdonald, D.W. 1993. The effects of harvest on arable field mice (*Apodemus sylvaticus*). *Biological Conservation*, 65(3): 279–283.
- Tew, T.E., Macdonald, D.W. & Rands, M.R.W. 1992. Herbicide application affects microhabitat use by arable field mice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Applied Ecology*, 29(2): 532–539.
- Tischendorf L., & Wissel C. (1997). Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width. *Oikos*. 79(3): 603–611.
- Tolkachev, O.V. 2016. A study on the migrations of murine rodents in urban environments. *Russian Journal of Ecology*, 47(4): 399–404.
- Wang D., Anderson D.P., Li K., Guo Y., Yang Z. & Pech R. P. 2021. Predicted population dynamics of an indigenous rodent, *Apodemus agrarius*, in an agricultural system. *Crop Protection*, 147: 105683
- Weegman, M.D., Arnold, T.W., Dawson, R.D., Winkler, D.W. & Clark, R.G. 2017. Integrated population models reveal local weather conditions are the key drivers of population dynamics in an aerial insectivore. *Oecologia* 185(1): 119–130.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.D. 1985. Conservation strategy: effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, 125(6): 879–887.
- Wilson, D.E. & Reeder, D.M. 2005. Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Wolton, R.J. & Flowerdew, J.R. 1985. Spatial distribution and movements of wood mice, yellow-necked mice and bank voles. *In Symposia of the Zoological Society of London* 55: 249–275.
- Yahner, R.H. 1982. Microhabitat use by small mammals in farmstead shelterbelts. *Journal of Mammalogy*, 63(3): 440–445.
- Zar, J.H. 1999. Biostatistical analysis. Pearson Education India.
- Zar, J.H. 2010 Biostatistical Analysis. 5th Edition, Prentice-Hall/Pearson, Upper Saddle River, xiii. 944 p.
- Zejda, J. & Nesvabdova, J. 2000: Abundance and reproduction of the common vole, *Microtus arvalis* in crop rows and associated agricultural habitats. *Institute of Vertebrate Biology*. 49(4): 261–268.