

**XXXVII. Országos
Tudományos Diákköri
Konferencia**



**37. ORSZÁGOS
TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI
KONFERENCIA 2025**

**Erdősávval határolt mezőgazdasági parcella kisemlős közösségének
változása az őszi búza és az aratást követő visszazöldítés időszakában**

Szerzők:

Szabó Júlia, Poór Hanka

Biológia BSc. II. évfolyam

Témavezetők:

Dr. Horváth Győző

egyetemi docens

és

Takács-Soós Anna

PhD hallgató

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Szeged

2025. április 15-17.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, irodalmi áttekintés	3
2. Kérdések és célkitűzések	6
3. Anyag és módszer	6
3.1. Vizsgált terület	6
3.2. Mintavételi metodika	7
3.3. Adatfeldolgozás módszerei	8
4. Eredmények	10
4.1. A mintavételi területek kisemlős közösségeinek összehasonlítása	10
4.2. A vizsgálati területeken előforduló domináns kisemlősök előfordulási valószínűségi becslése és modellezése	15
5. Diskusszió	23
Köszönetnyilvánítás	25
Irodalomjegyzék	25

1. Bevezetés, irodalmi áttekintés

A mezőgazdasági területek növekedése és a mezőgazdasági technológia fejlődése drámaian felgyorsult az elmúlt évtizedekben. Mind a kiterjedt monokultúrák, mind az intenzíven művelt területek gépesítése jelentős hatással volt az élővilágra. A kisemlősök alkalmas monitorozási objektumok a fragmentáció és élőhelyvesztés okozta változások kimutatására, és populációdinamikájuk tanulmányozásával, valamint a különböző gazdálkodási technikákkal kezelt parcellák közötti mozgásuk nyomon követésével leírható az emberi földhasználat és a mezőgazdasági gyakorlat változásainak hatása a kisemlősök közösségeire (Kozakiewicz *et al.* 1999, Macdonald *et al.* 2007, Fischer *et al.* 2011, Gentili *et al.* 2014, Szűcs *et al.* 2017). A kisemlősök életmenete szorosan kötődik a mezőgazdasági műveléshez, nagy egyedszámuk, és rövid szaporodási idejük miatt gyorsan reagálnak a környezeti hatásokra, így mennyiségi váltoásaik vizsgálatával következtetéseket vonhatunk le a mezőgazdasági tevékenység élőhelyre gyakorolt hatásáról. (Abdt & Bock 1998, Michel *et al.* 2006, Paillat 2000, Salamolard *et al.* 2000, Baraibar *et al.* 2009, Gomez *et al.* 2015, Szűcs *et al.* 2018). Az agrárterületekre jellemző intenzív művelés jelentősen befolyásolja az ott előforduló kisemlős közösségeket a különböző rágcsálófajok hatékonyan képesek alkalmazkodni ezekhez a változásokhoz. Állományaik a megfelelő környezeti körülmények között gyors növekedésre képesek (Jablonowski 1913, Leirs 2003, Singleton *et al.* 2010). Mindez hozzájárul ahhoz, hogy a rágcsálók a legjelentősebb gerinces kártevők, (Singleton & Petch 1994, Singleton *et al.* 2010). A fent említett okok miatt a különböző mezőgazdasági kezelések és talajművelések közösségekre gyakorolt hatásával kapcsolatos ismeretek kiemelt fontosságúak a potenciális mezőgazdasági kártevőkkel szemben történő védekezéshez. A hagyományos kultúrnövények, mint az őszi búza és a lucerna, fontos élőhelynek számítanak a kisemlősök számára, különösen a mezei pocok telelése és szaporodása szempontjából (Zejda & Nesvadbova 2000, Heroldova *et al.* 2005, Aschwanden *et al.* 2007). A mezőgazdasági tájat a természetes, illetve féltermészetes élőhelyek nagyfokú fragmentáltsága jellemzi, ami komoly hatással van a biológiai sokféleségre (Pastor *et al.* 2016). Az intenzív mezőgazdaságban alacsony fajlagos költségek mellett törekednek a lehető legnagyobb terméshozamokra, ami a legegyszerűbben nagy kiterjedésű, homogén parcellák kialakításával érhető el (Heltai 2014, Bóti *et al.* 2018). Az ebből adódó élőhely-vesztés, -degradáció és fragmentáció okozta változások detektálhatóak a kisemlősök, mint alkalmas monitorozási objektumok válaszának mérésével (Kozakiewicz *et al.* 1999, Macdonald *et al.* 2007, Fischer *et al.* 2011, Gentili *et al.* 2014). A mezőgazdasági kultúrákat elválasztó és határoló lineáris élőhelyek, mint például az erdősávok, sövények,

szántóföldek szegélyei fontos szerepet játszanak ezen hatások kompenzációjában (Briner *et al.* 2005, Pastor *et al.* 2016). A nemzetközi szakirodalomban számos kifejezés használatos az eltérő (vagy azonos) hasznosítási ágú (pl.: gyepek, erdők, szántók, legelők) területeket elválasztó sávok elnevezésére, melyek közül a leggyakrabban használt kifejezés és a mezővédő erdősáv (angolul: shelterbelts) és a sövény (angolul: hedge vagy hedgerow) (Baudry *et al.* 2000, Rackham 1988). Megnevezésüktől függetlenül komoly gazdasági és ökológiai jelentőségük van (De Bin *et al.* 2016). E tájlemek legmeghatározóbb bélyege a fásszárú vegetáció (fák vagy cserjék) megléte, a lineáris szerkezet, illetve a gazdálkodás hatására fellépő zavartság (Wehling 2009). A mezővédő erdősávokat ma már fontos élőhelyként ismerik el, amelyek menedéket nyújtanak növényeknek és állatoknak, és ezért a mezőgazdasági tájak sokszínűségének fontos összetevői (Blois *et al.* 2002, Briner *et al.* 2005, Schlinkert *et al.* 2015, Szűcs *et al.* 2018), emellett tanulmányok kimutatták, hogy e tájlemek hálózata olyan állatfajok számára is kiemelkedő jelentőségű, amelyek nem kötődnek szorosan meghatározott biotópokhoz (Redon *et al.* 2014, New 1997, Vickery *et al.* 2002, Hoffmann *et al.* 2003, Jeanneret *et al.* 2003, Marshall *et al.* 2006, Dormann *et al.* 2007). Az állatok számára az erdősávok előnyei közé tartozik a kedvezőtlen időjárás elleni védelem, menekülési útvonalak, búvó-, szaporodó- és táplálkozóhely, és mozgási folyosó (Johnson & Beck 1988). Ezek a fás mezsgyék maguk is fontos élőhelyek az áttelelő fajok számára, megfelelő módon történő kezelésükkel biológia termelésük fokozható, ezáltal ökológiai eltartó képességük is megnő (Staley *et al.* 2012), így a kedvező élőhely foltok között segítik az erdei élőhelyekhez kötődő fajokat, például a sárganyakú erdei egér (*Apodemus flavicollis*) és a pír erdei egér (*Apodemus agrarius*) mozgását (Schlinkert *et al.* 2015). A mezőgazdasági szegélyterületeken élő fajokat jellemzően negatívan érinti a környezeti zavarás, mivel elveszíthetik élőhelyük egy részét, és sebezhetővé válhatnak (Tschardt *et al.* 2005).

Az intenzív művelésű mezőgazdasági területek kisemlős közösségeit azért érdemes nyomon követni, mert a különböző beavatkozások, mint aratás, visszazöldítés, jelentősen befolyásolhatják a közösségek összetételét. A Bóly Zrt. K+F (kutatásfejlesztés) projektjének keretében nyomon követjük a mezei pocok közösségformáló hatását a különböző területeken. A visszazöldítés azért fontos, mert a gabonaparcellák learatása után a parlagon hagyott területek biodiverzitása lecsökken és az ezt követő visszazöldítés nem csak a talajnak használ új tápanyagként, hanem különböző kisemlős és ízeltlábú fajok búvó és élőhelyévé is válhat.

A mezőgazdasági területekhez kötődő fajok számára nemcsak az erdőállományok, hanem a fasorok szélei is fontos élőhelyet jelentenek (Schlinkert *et al.* 2015). Ezek a néha több kilométer hosszú sávok összekötik a különböző élőhelyeket (Niemela 2001, Bennett &

Saunders 2010), vándorlási útvonalakat és búvóhelyeket biztosítanak, és hozzájárulnak a genetikai sokféleség fenntartásához. Az agrárterületeken ezért kiemelten fontos a mezővédő erdősávok kialakítása és fenntartása, lehetőleg úgy, hogy azok összekapcsolódjanak a nagyobb diverzitású, természetközeli erdőkkel és vizes élőhelyekkel (Frank és Takács 2003, Takács 2004, Frank és Takács 2012). A fentiek fényében különösen fontos megérteni a sövények hatását az agrártájban élő fajok életmenetére.

A szántóföldi munkálatok, mint a betakarítás, kaszálás vagy szántás az egyes fajok számára átmenetileg megváltoztatják az alkalmas élőhelyek térbeli eloszlását, elérhetőségét (Bonnet *et al.* 2013), így az egyes kismérsékos eltérő alkalmazkodóképessége határozza meg a dinamikusán változó agrártájban történő túlélési stratégiájukat. A kismérsékos közül kiemelt jelentőségű mezőgazdasági kártevő rágcsáló faj, a mezei pocok (*Microtus arvalis*) esetében több tanulmány is a faj populációira gyakorolt jelentős hatásként írta le a talajszerkezet időszakos változásai által okozott élőhelypusztulást, a táplálékforrások elvesztését, a térbeli mintázatok megváltozását és a mortalitás növekedését, ami a talajművelésnek tudható be (Jacob & Hempel 2003, Brügger *et al.* 2010).

Jelen tanulmányban olyan területeket vizsgáltunk, ahol talajkímélő mezőgazdasági művelést (conservation tillage), illetve vetésforgó alkalmazásával intenzív mezőgazdasági tájhasználatot valósítanak meg. A dolgozat témája a betakarítás után őszi búza parcellában zöldtrágya növények ültetésével létrehozott vetésváltás kismérsékos területhasználatára gyakorolt hatását vizsgálja, illetve a korábban említett mezővédő erdősáv jelentősége a kismérsékos együttesek összetételére. A zöldtrágyázás gyakorlata során a zöldtrágya-növényeket a gabonafélék vagy más növények betakarítása után vetik (Antal 1993), melyek beszántásával zöld, nedvdús, még nem előregedett növényi részeket juttatnak a talajba, amely tápanyag visszapótlást jelent a következő ültetvény számára. A talaj fellazításával megkönnyítik a talaj előkészítését a következő kultúra számára, ami kevésbé energiaigényes és kevésbé károsítja a környezetet, valamint kompenzálják az intenzív gazdálkodási módszerek által okozott talaj szervesanyag-vesztéseket (Birkás 2004, 2017). Fontos megjegyezni azt is, hogy a zöldtrágyázás jelentős mennyiségű növénytakarót állít vissza olyan földterületeken, amelyek egyébként betakarítás után „kultúrsivataggá” válnának. A növénytakaró jelentősége abban áll, hogy csökkenti a víz és a szél által okozott eróziót (Unger & McCalla 1980, Gebhardt *et al.* 1985), így a zöldtrágya-kultúrák a talaj termékenységének fenntartását és a mezőgazdasági feltételek javítását szolgálják.

2. Kérdések és célkitűzések

Kutatásunk során az őszi búza aratását követő visszazöldítés, illetve a mezőgazdasági parcella mellett húzódó erdősáv kisemlős közösségekre gyakorolt hatását vizsgáltuk. Elsődleges célunk a különböző növényzeti borítású területek kisemlős közösségeinek feltérképezése az aratás előtti (nyári) és az aratás után, a másodvetés kialakulása utáni (őszi) időszakban.

Vizsgálatunk során azokra a kérdésekre kerestük a választ, hogy:

- A parcellához közeli erdősáv befolyásolja-e a kisemlős közösségek összetételét?
- Valamint a visszazöldítés milyen hatással van az őszi kialakuló új élőhely kisemlős együtteseire?

Ezen kérdések megválaszolásához először elkülönítettünk két mintavételi időszakot, felmértük az őszi búza majd a visszazöldített terület, illetve az erdősáv kisemlős együttesét. Elemeztük ezen élőhelyek faj-gyakorisági és diverzitási viszonyait, mind a nyári, mind az őszi időszakban. Továbbá GLMM modellezések alapján vizsgáltuk az élőhelytípusok, illetve az időbeli különbségek hatását a domináns fajok előfordulási valószínűségére.

3. Anyag és módszer

3.1. Vizsgált terület

A kisemlősök felmérését a Bóly Zrt. működési területén belül Kislippó település térségében (É.sz. 45°83'44.01" és K.h. 18°55'69.72") végeztük. A mintavételezésünk során vizsgáltuk a mezőgazdasági parcellát (K18 - az alkalmazott kódolás a Bóly Zrt. vetéstervében és térinformatikai értékelésnél használt területkód) és a mellette húzódó mezővédő erdősávot, mely ökológiai zöldfolyosóként funkcionál az agrárterületeken (**1. ábra**). A nyári időszakban őszi búza parcellában, míg az aratást követően ősszel 20% olajretek (*Raphanus sativus*), 40% facélia (*Phacelia* sp.) és 40% perzsa here (*Trifolium resupinatum*) mellett a csattanó maszlaggal (*Datura stramonium*) felgazosodott visszazöldített területen végeztük felméréseinket (**2-3. árba**).



1. ábra: A Kislippó térségében vizsgált K18-as parcella és az erdősáv mintavételi területeinek elhelyezkedése (nyári időszak)



2-3. ábra: A K18-as parcella őszi búza borítása (baloldal) és az aratást követő visszazöldítés (jobb oldal)

3.2. Mintavételi metodika

A felméréseinket elevenfogó dobozcsapdák alkalmazásával a fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture=CMR) módszerével végeztük, mely egyrészt megfelel a populációsztű monitorozás feltételeinek is, másfelől pedig a mintavételi periódusok jelenlét-hiány adatai is értékelhetők mind populációs, mind közösségi ökológiai szinten, illetve a fogás-visszafogás adatok lehetővé teszik például a létszám, sűrűség, túlélés, populációgyarapodás paraméterek közvetlen becslését. A K18-as jelölésű mezőgazdasági parcellában (őszi búza/zöldtrágya másodvetés) 2 db 6×6-os csapdahálóban helyeztük el az elevenfogó csapdákat, azaz összesen 72 csapdával működő mintavételi kvadrátokat hoztunk létre. Az erdősávban vonaltranszekt módszert alkalmaztunk, a nyári és őszi időszakban 2 db 36 csapda/transzekt

elrendezést használtunk. A csapdák minden esetben egymástól 10 méter távolságra helyezkedtek el.

A mintavétel alkalmanként 5 éjszakai napi periódusokban zajlott, mely során a csapdák napi egyszer, reggel kerültek ellenőrzésre. Csalétekként minden alkalommal növényi magvakat használtunk, mivel az összehasonlíthatóság szempontjából fontos, hogy a csalizás módszere minden csapdázási periódusban megegyezzen. A befogott állatok faji regisztrációjához hárombetűs kódot alkalmaztunk, mely rövidítés az állat tudományos nevéből származik és továbbiakban az ábráinkon ezeket a rövidítéseket alkalmazzuk (**1. táblázat**). A terepi naplóba rögzítettük a befogott egyedek nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, az ivarzó állapotot, a fogáshoz tartozó csapdaszámot és az állat egyéni kódját. Az egyedi kódoláshoz lábujjperc tetoválással jelöltük az állatokat. Ez a típusú jelölés az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, illetve természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. A csapdaellenőrzések adatait terepnaplóba rögzítettük, majd MS Access adatbázisban tároltuk.

1. táblázat: A kimutatott kisemlősfajok magyar és tudományos nevei, illetve az általunk használt az ábráinkon feltüntetett rövidítések

Fajkód	Tudományos név	Magyar név
Aag	<i>Apodemus agrarius</i>	pirók erdei egér
Afl	<i>Apodemus flavicollis</i>	sárganyakú erdei egér
Asy	<i>Apodemus sylvaticus</i>	közönséges erdei egér
Aur	<i>Apodemus uralensis</i>	kislábú erdei egér
Cle	<i>Crocidura leucodon</i>	mezei cickány
Csu	<i>Crocidura suaveolens</i>	keleti cickány
Cgl	<i>Clethrionomys glareolus</i>	vöröshátú erdei pocok
Mar	<i>Microtus arvalis</i>	mezei pocok
Msu	<i>Microtus subterraneus</i>	közönséges földipocok
Msp	<i>Mus spicilegus</i>	güzüegér
Nfo	<i>Neomys fodiens</i>	közönséges vízicickány

3.3. Adatfeldolgozás módszerei

Az adataink feldolgozását az R statisztikai környezetben végeztük (R Core Team 2023). A vizsgált területeken aratás előtt és után szerveződő kisemlős közösségek tér- és időbeli rendeződését Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló permutációs varianciaanalízissel (PERMANOVA) vizsgáltuk az „adonis2” függvény alkalmazásával a vegan csomagban (v. 2.6.2, Oksanen *et al.* 2022), a statisztikai teszteléshez 9999 permutációt futtatva. A különböző minták jelentőségét a PRMANOVA post-hoc tesztjével vizsgáltuk, a minták páronkénti

összehasonlításában az FDR P - értéket adtuk meg (Benjamini & Hochberg 1995). A PERMANOVA elemzés eredményét Bray-Curtis hasonlósági index számításával főkoordináta-analízissel (PCoA) szórásdiagramon vizualizáltuk. A pontok szóródásának csoportok közötti különbségeit a vegan csomag "betadisper" és a "permutest" függvényeivel teszteltük, melynek szignifikáns F próbat statisztika értéke igazolja az adott csoportok elkülönülését.

A mintavételi parcella, illetve az erdősáv fajkészletének összehasonlításában a fajgazdagság, a faj-gyakoriság viszonyokat kifejező diverzitás, mint közösségi ökológiai paraméterek értékeinek területek közötti különbségét vizsgáltuk. Elsőként az egyes időszak/élőhely bontásban (nyár: őszi búza vs erdősáv; őszi: zöldített terület vs erdősáv; őszi búza vs visszazöldítés; erdősáv nyár cs erdősáv őszi) a diverzitás viszonyok értékelését a Hill számok (qD) becslése alapján végeztük el, ahol $q = 0$ a fajgazdagságot, $q = 1$ a Shannon-diverzitást és $q = 2$ a Simpson-diverzitást jelöli. A módszer ritkasági görbék megadásán (rarefaction) és ezek extrapolációján alapszik (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016), a görbékhez tartozó 95%-os konfidencia sávot 1000 ismétléssel bootstrap módszerrel generáltunk. A görbéket iNEXT csomag (version 2.0.12) (Hsieh *et al.* 2016) alkalmazásával állítottuk elő R környezetben.

A vizsgált élőhelyeken az adott időszakban (aratás előtt-nyár, aratás után-őszi) jellemző kisemlős együttesek fajgyakorisági viszonyait rang-abundancia görbék alapján értékeltük. A görbéket logaritmikus skálán R környezetben a 'goeveg' csomag (Goral & Schellenberg 2018) alkalmazásával állítottuk elő. A rang-abundancia görbék páronkénti összehasonlítását a 'codyn' csomagban (v. 2.0.5, Hallett *et al.* 2020) a RAC-difference() függvénnyel vizsgáltuk, hogy feltárjuk a minták közötti fajgazdagság, egyenletesség, rangsor illetve a fajkompozíció különbségeit. Az alkalmazott függvény a következő paramétereket számítja ki: fajgazdagság különbség (S.D.) (1), amely a rang-görbe szélességének különbségét méri, melynek értéke -1 és 1 között változik. Így a paraméter nagy értéke a fajgazdagság nagyobb változását indikálja. Egyenletesség különbség (E.D.) (2), amely két fajkompozíció egyenletességének különbségét méri, értéke -1 és 1 között változik ahol a nagyobb negatív érték az egyenletesség csökkenését indikálja. Rangkülönbség (R.D.) (3) a fajok rangértékeit hasonlítja össze, az R.D. egy arányszám, melynek értéke 0 és 0,5 közötti lehet, ahol a 0,5-ös érték a maximum rangváltozást jelenti két összehasonlított együttes között. Végül a fajdifferencia (Sp.D.) (4) a kimutatott fajok közötti különbséget számszerűsíti, amely csak az összetételbeli különbségeket tükrözi, és nem a két közösség közötti fajgazdagság különbséget (Avolio *et al.* 2019). Mivel a RAC-difference() függvény alkalmazás különválasztja a fajgazdagság és a fajkicserélődésből származó különbség

számítását, ezért a két index, vagyis a S.D. és a Sp.D összege a fajkicserélődést mérő Jaccard index értékét adja meg (Jaccard 1908, Aviolo *et. al.* 2019).

Az adatértékelés utolsó lépésében általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) alkalmazásával a fajok eltérő élőhelyeken jellemző előfordulási valószínűségét különböző magyarázóváltozók függvényében becsültük. A domináns fajok, nevezetesen a pirók erdeiegér (*A. agrarius*), a sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) és a mezei pocok (*M. arvalis*) csapdánkénti jelenlét/hiány (0/1) adatai jelentettek a függőváltozót. Kategóriális magyarázó változókként a mintaterületet (parcella, erdősáv), mint élőhely (H), míg folytonos változóként a mintavételi napok számát (Day), mint időtényezőt vettük figyelembe az elemzésben. A GLMM modellekben a mintaterületek és a mintavételi napok fix hatást, illetve a két hatás interakcióját vettük figyelembe, míg a mintavételi hónapok (M) jelentették a véletlen hatást a modellezés során. A vizsgált fajok esetén három modellt állítottunk fel. Az elsőben a terület hatását vizsgáltuk [$Faj_{(AAG, AFL, MAR)} \sim H + (1 \mid M)$], a második modellben a időhatást (csapdázási napok száma) teszteltük [$Faj_{(Aag, Afl, Mar)} \sim Day + (1 \mid M)$], a harmadik modell a fajok előfordulási valószínűségét a területek és a napok interakciójában vizsgálta [$Faj_{(Aag, Afl, Mar)} \sim H \times Day + (1 \mid M)$].

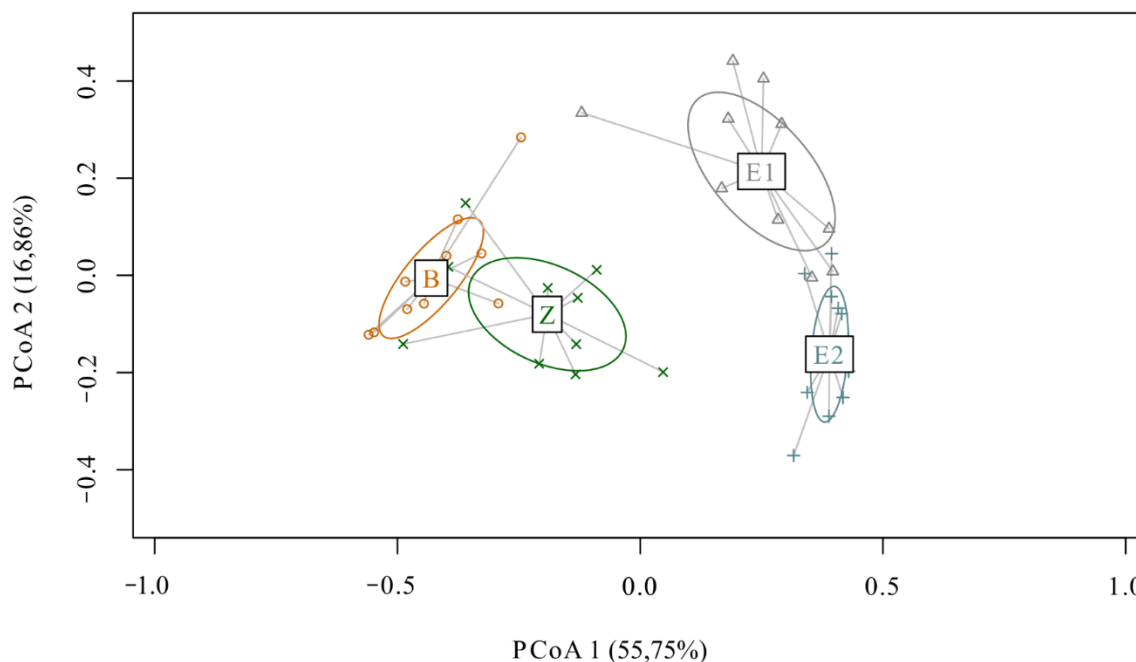
A modelleket glmer() függvény segítségével binomiális eloszlás és logit kapcsolati függvény alkalmazásával futtattuk le, amihez az 'lme4' programcsomagot (Bates *et al.* 2015) használtunk. A modellszelekciót a $\Delta AICc$ és a modellsúly (w) értékek alapján végeztük. Az értékelésnél azokat a modelleket vettük figyelembe, melyek nagyobb modellsúllyal rendelkeztek és $\Delta AICc$ értéke kisebb volt mint 2, mivel ezek a modellek rendelkeznek kellő magyarázó erővel (Burnham & Anderson 2002). A statisztikai eredményeket az összes elemzés során $P \leq 0,05$ alatt tekintettük szignifikánsnak (Sokal & Rohlf 1997).

4. Eredmények

4.1. A mintavételi területek kisemlős közösségeinek összehasonlítása

A Permutációs variancia-analízis eredményei alapján a determinációs együttható értéke 0,635 ($F = 20,861$; $P < 0,001$), ami 63,5%-ban magyarázza a területekre jellemző közösségek közötti varianciát. A Post hoc teszt alapján a területek között szignifikáns különbséget kaptunk ($P = 0,0001$) A főkoordináta-analízis eltérő pontszórást mutatott ki a vizsgált területek között, az első két tengely által magyarázott kumulatív variancia 72,61% (**4. ábra**). A permutációs

tesztje alapján ($F = 2,4$; $P = 0,087$) a vizsgálati területek között nem tapasztaltunk szignifikáns varianciabeli különbséget (**2. táblázat**).



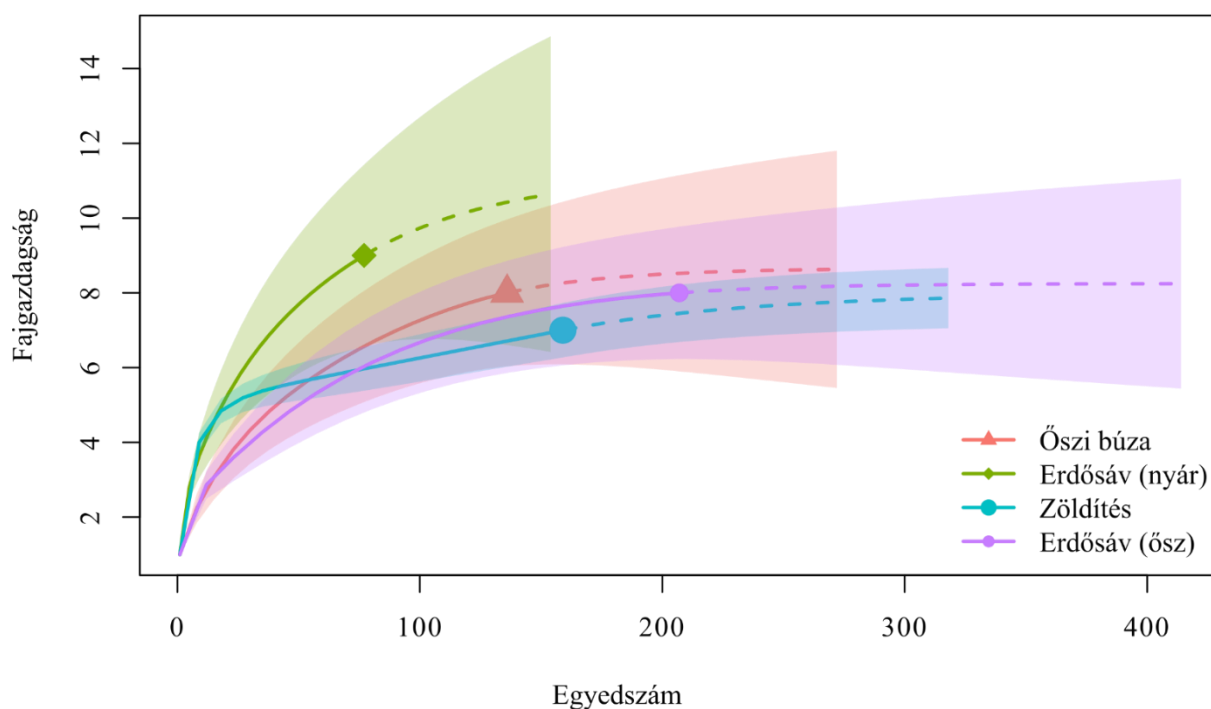
4. ábra: Mintavételi területek szórásdiagramjának elhelyezkedése (B: őszi búza, Z: zöldítés, E1: erdősáv-nyár, E2: erdősáv-ősz)

2. táblázat: A mintavételi területek páronkénti összehasonlítása Tukey teszt alapján

	B	E1	E2
E1	0,080		
E2	0,973	0,187	
Z	0,583	0,626	0,830

A vizsgált területek fajgazdagság változását az egyedszámok függvényében ábrázoltuk. A generált ritkasági görbék alapján a nyári időszakban vizsgált erdősáv alacsonyabb egyedszám mellett is már magas fajgazdagsági értékeket mutatott, a görbe lefutását tekintve csak az extrapolált szakaszban kezd belépni a telítődési szakaszba. Míg a másik három terület magasabb egyedszám mellett közel azonos fajgazdagságot ért el, illetve a görbék lefutása hasonló. Már az intrapolált szakaszban eléri a telítődést, tehát a területeken előforduló összes kisemlős kimutatásra került és további vizsgálatok során sem tudtunk volna új fajt kimutatni. Azonban a görbék hibásávjainak átfedése alapján a vizsgált területek között nincs szignifikáns statisztikai különbség a becsült fajgazdagságban (**5. ábra**).

A következő vizsgálatunk során a diverzitási viszonyokat ritkasági görbék generálásával értékeltük. A Shanon diverzitás egy olyan alfa-diverzitási paraméter, amely a közösségekben ritkábban előforduló kisemlősfajokra érzékeny.

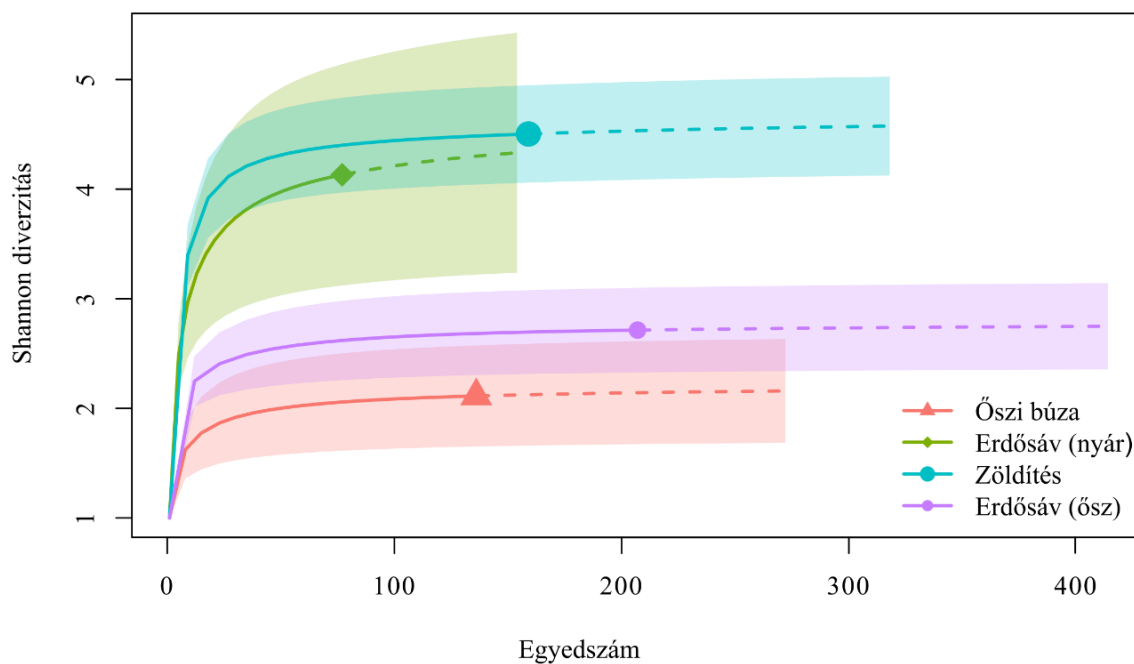


5. ábra: A mintavételi területeken becsült fajgazdagság ábrázolása az egyedszám függvényében

Eredményei alapján megállapítható, hogy a parcellák közül a visszazöldített parcella közössége rendelkezett magasabb diverzitási értékkel (**6. ábra**). Ahogy a korábbiakban már bemutattuk, a nyári időszakban vizsgált erdősáv fajgazdagsága volt a legmagasabb, ezen a területen a ritka kisméretű fajok közül a közönséges vízicickány, illetve a közönséges földipocok jelenlétét csak itt tudtuk kimutatni, ezért a Shannon diverzitás ennek megfelelően magas értéket mutat (**3. táblázat**).

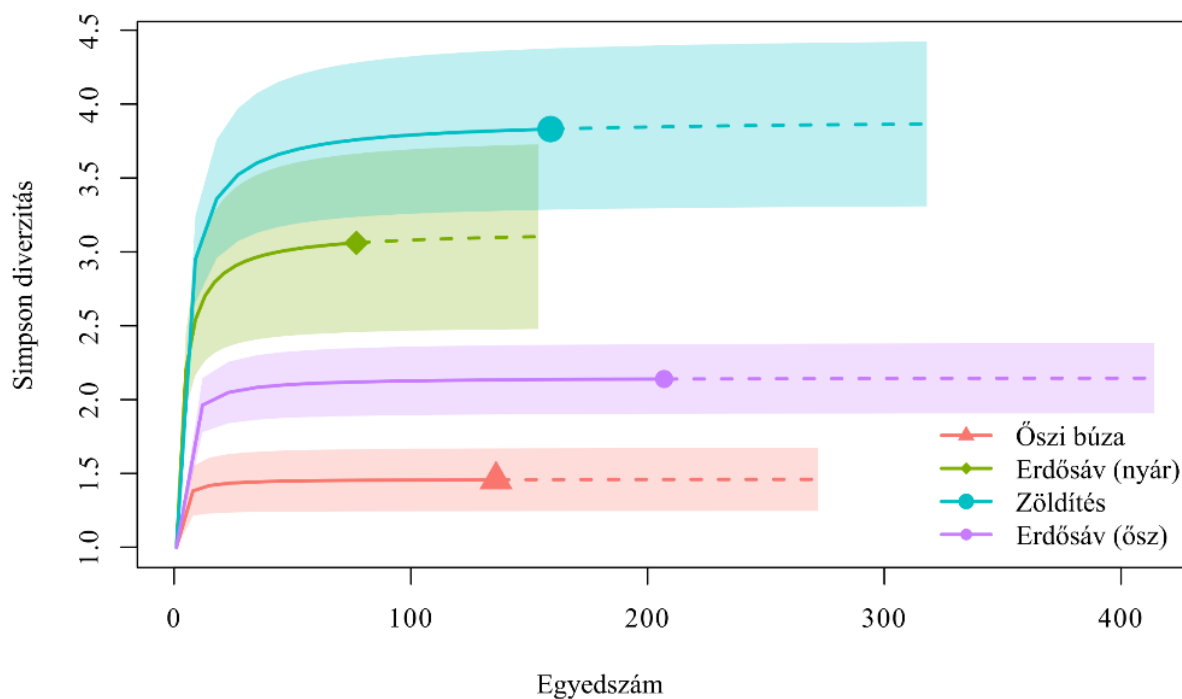
3. táblázat: a vizsgálati területeken kimutatott kisméretű fajok jelenlét-hiány adatai

Fajok	Őszi búza	Erdősáv (nyár)	Zöldítés	Erdősáv (ősz)
<i>A. agrarius</i>	+	+	+	+
<i>A. flavicollis</i>	+	+	+	+
<i>A. sylvaticus</i>	+	+	+	+
<i>A. uralensis</i>	+	+	+	+
<i>C. leucodon</i>	+	+	-	+
<i>C. suaveloens</i>	+	-	+	+
<i>C. glareolus</i>	-	+	-	+
<i>M. arvalis</i>	+	+	+	+
<i>M. subterraneus</i>	-	+	-	-
<i>M. spicilegus</i>	+	-	+	-
<i>N. fodiens</i>	-	+	-	-
Fajszám (S)	8	9	7	8



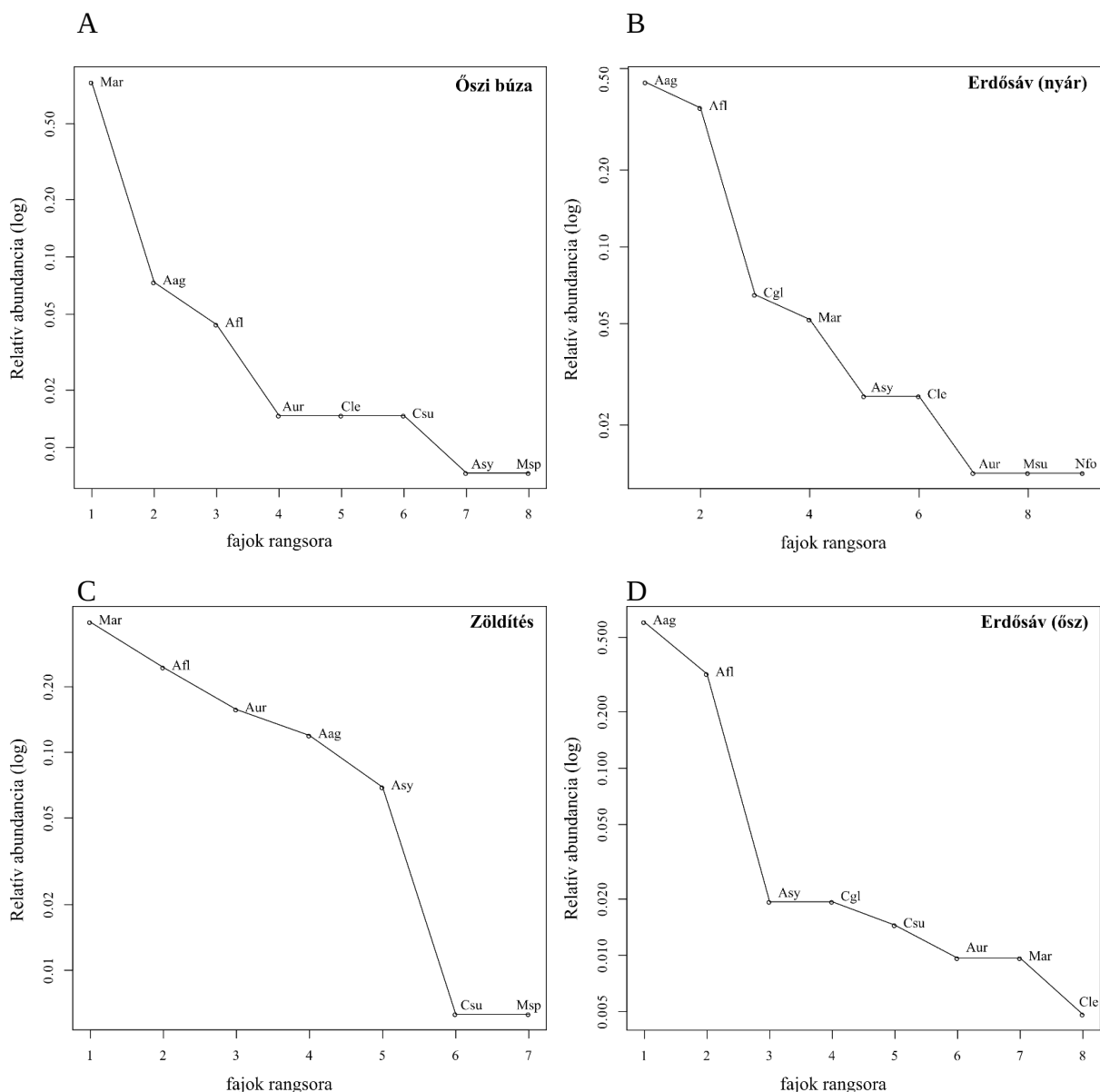
6. ábra: A területek vizsgálati év során kimutatott Shanon diverzitási értékeinek ábrázolása az egyedszám függvényében

A másik alfa-diverzitási paraméter a gyakoribb kisemlős fajokra érzékeny Simpson diverzitás, melynek vizsgálata során a területek ritkasági görbéi jobban elkülönülnek egymástól. Az őszi búza parcellánál azért tapasztaltunk alacsonyabb Simpson diverzitás értéket, mert a mezei pocok nagy egyedszámban fordul elő a többi fajhoz képest (**7. ábra**).



7. ábra: A területek vizsgálati év során kimutatott Simpson diverzitási értékeinek ábrázolása az egyedszám függvényében

A Rang-abundancia görbék eredményei alapján a két parcella (őszi búza vs zöldítés) összehasonlításában megállapítható, hogy mindkét parcella esetében a mezei pocok a legnagyobb abundanciával rendelkező kisméltós (8/A. ábra), azonban a visszazöldített parcellában az erdei egér fajok relatív gyakorisága sokkal jelentősebb, mint az őszi búza parcellában (8/C. ábra). Az erdősávban egyértelműen a fás vegetációt kedvelő erdei egerek jelennek meg a legnagyobb előfordulással, míg a többi kisméltós alacsonyabb relatív gyakorisággal színezi a közösséget (8/B-D. ábra).



8. ábra: A területeken kimutatott fajok rangsora a kisméltósok relatív abundancia adatai alapján (A – őszi búza, B – erdősáv (nyár), C – zöldítés, D – erdősáv (ősz))

A Rac-Diff() függvény használatával páronként összehasonlítottuk a területeket. Az őszi búza és az erdősáv összehasonlításában a fajgazdagság és az egyenletesség között

minimális különbséget tapasztaltunk, és a rang változásban csak 43% különbség mutatkozott. Az őszi erdősáv és a zöldítés összehasonlításában a zöldített parcellában kevesebb faj volt jelen, azonban a rang differencia csak kevéssel haladta meg az 50%-ot. A két erdősáv, valamint a két parcella összehasonlításában, mind a fajgazdagságban, mind az egyenletességben csökkenést tapasztaltunk. A rang differencia 32%, illetve kicsivel több, mint 40%. A fajkicserélődés az első esetben (B vs E1) a legnagyobb (**3. táblázat**).

3. táblázat: A közösségi paraméterek Rac-függvény alapján kiszámított különbségei (B: őszi búza, Z: zöldítés, E1: erdősáv-nyár, E2: erdősáv-ősz)

Területek	Fajgazdagság különbség	Egyenletesség különbség	Rang differencia	Fajváltozás
B vs E1	0.091	0.076	0.215 (43,00%)	0.364
E2 vs Z	-0.111	0.015	0.272 (54,40%)	0.222
E1 vs E2	-0.100	-0.122	0.160 (32,00%)	0.200
B vs Z	-0.125	-0.032	0.203 (40,60%)	0.000

4.2. A vizsgálati területeken előforduló domináns kisemlősök előfordulási valószínűségi becslése és modellezése

Ebben az alfejezetben a pirók erdei egér, sárganyakú erdei egér és mezei pocok előfordulási valószínűségének becslésre vonatkozó eredményeket mutatjuk be. A három kiemelt faj vizsgálata során GLMM modelleket futtattunk le. Az erdei egerek esetében külön vizsgáltuk a nyári és őszi időszak jelenlét-hiány adatait. Továbbá mindhárom faj esetében vizsgáltuk a parcellák közötti előfordulási valószínűség különbségét. A pirók erdei egér nyári csapdánkenti jelenlét hiány adataiból végzett GLMM modellezés során a modellszelekció alapján az M1-es modell AIC_c értéke volt a legkisebb és a modellsúly 66%, ami azt mutatta, hogy a mintavételi területek hatását vizsgáló modell rendelkezett a legnagyobb magyarázó erővel (**4. táblázat**).

4. táblázat: A pirók erdei egér (*A. agrarius*) aratás előtti adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paraméterei alapján

Modell	K	AIC_c	ΔAIC_c	w	Kumulatív w
1	3	165,54	0,0000	0,6609	0,6609
3	5	166,88	1,3349	0,3391	1
2	3	210,80	45,2632	0	1

K: modellparaméterek száma, AIC_c : korrigált AIC értékek, ΔAIC_c : az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

A binomiális modell alapján végzett paraméterbecslés a mintavételi időszak, valamint a mintavételi terület és időszak interakciójában nem adott szignifikáns regressziós koefficiens értéket. A hatásteszt eredménye alapján a nyári időszakban egyedül a mintavételi területnek van szignifikáns pozitív hatása a pirók erdei egér előfordulási valószínűségére (**5. táblázat**). Tehát az őszi búzával szemben az erdősáv területén szignifikánsan magasabb volt a pirók erdei egér előfordulási valószínűsége (**9. ábra**).

5. táblázat: A pirók erdeieger (*A. agrarius*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei az aratás előtti időszakra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	-2,47	0,39	-6,40	$1,60 \times 10^{-10}^{***}$
erdősáv	2,58	0,42	6,17	$6,77 \times 10^{-10}^{***}$

$P < 0,05 = *$; $P < 0,01 = **$; $P < 0,001 = ***$



9. ábra: A pirók erdeieger (*A. agrarius*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás előtti nyári időszakban

Az aratás után a visszazöldítés kialakulásával az őszi időszakban is vizsgáltuk a pirók erdeieger előfordulási valószínűségét. A modellszelekció során azt az eredményt kaptuk, hogy szintén a területek hatását vizsgáló M1-es modell magyarázó ereje volt a legmagasabb. Ezen modell AIC_c értéke volt a legkisebb és a modellsúly meghaladta a 88%-ot (**6. táblázat**). A paraméterbecslés elvégzése során a másik két modell esetében nem kaptunk szignifikáns regressziós koefficiens értéket (**7. táblázat**). A modellekben szereplő változók közül egyedül a mintavételi területeknek volt szignifikáns hatása a pirók erdeieger fogási valószínűségére (**10. ábra**). Az őszi időszakban a zöldített területtel szemben az erdősáv szignifikánsan pozitív hatással volt a pirók erdei egér előfordulási valószínűségére (**7. táblázat, 10. ábra**).

6. táblázat: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) aratás utáni adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paramétereinek alapján

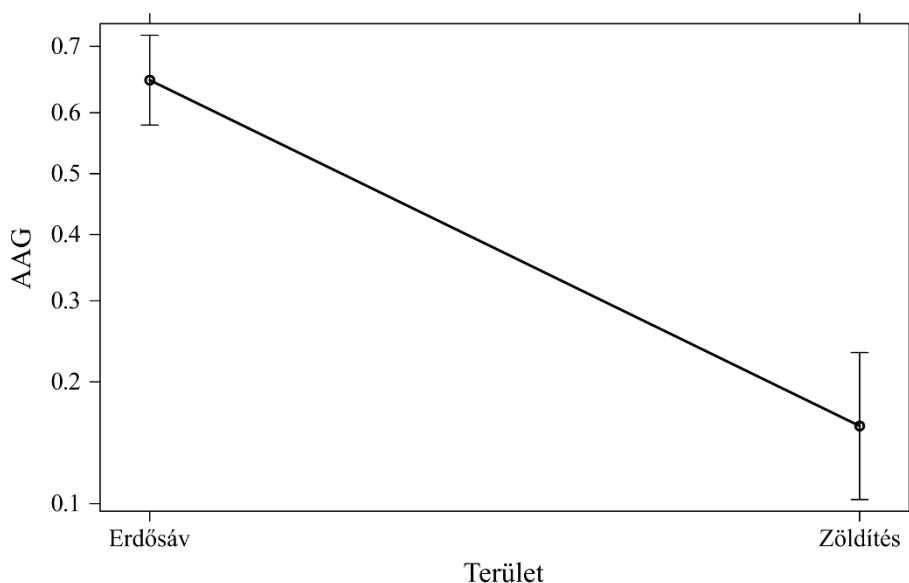
Modell	K	AIC _c	ΔAIC _c	w	Kumulatív w
1	3	355,83	0,0000	0,8866	0,8866
3	5	359,94	4,1135	0,1134	1
2	3	433,65	77,8207	0	1

K: modellparaméterek száma, AIC_c: korrigált AIC értékek, ΔAIC_c: az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

7. táblázat: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei az aratás előtti időszakokra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	0,62	0,15	4.08	4,50×10 ^{-5***}
zöldítés	-2.30	0,29	-7.87	3,65×10 ^{-15***}

P<0,05 = *; P<0,01 = **; P<0,001 = ***



10. ábra: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás utáni őszi időszakban

A sárganyakú erdeiegér nyári csapdánkénti jelenlét hiány adataiból végzett becslés modellszelekciója alapján az M1-es modell AIC_c értéke volt a legkisebb és a modellsúlya 64%, ami azt mutatta, hogy a mintavételi területek hatását vizsgáló modell rendelkezett a legnagyobb magyarázó erővel (**8. táblázat**).

8. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) aratás előtti adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paramétereit alapján

Modell	K	AIC _c	ΔAIC _c	w	Kumulatív w
1	3	142,71	0,0000	0,643	0,643
3	5	143,88	1,1766	0,357	1
2	3	179,45	36,7433	0	1

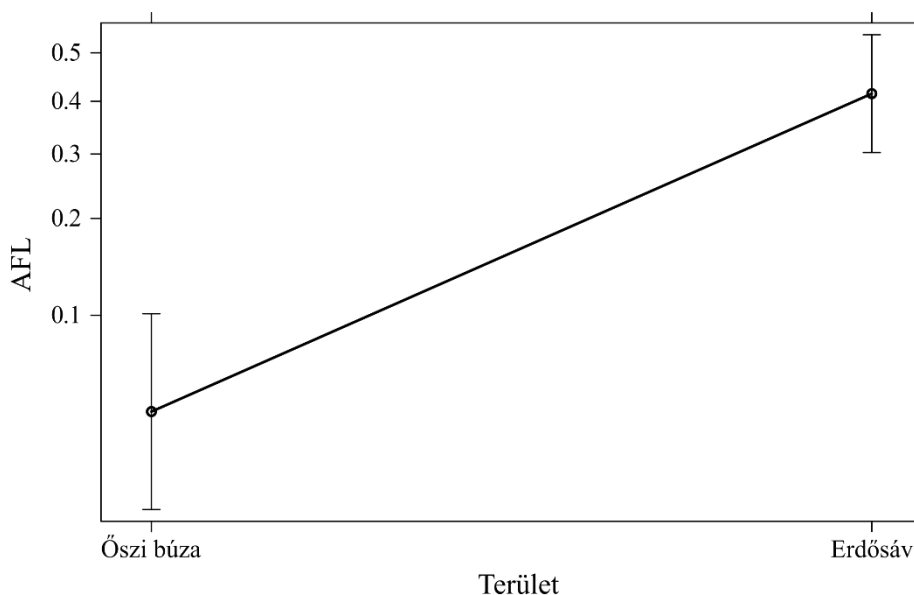
K: modellparaméterek száma, AIC_c: korrigált AIC értékek, ΔAIC_c: az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

A binomiális modell alapján végzett paraméterbecslés a mintavételi időszak, valamint a mintavételi terület és időszak interakciójában nem kaptunk szignifikáns eredményt. A hatásteszt alapján a nyári időszakban egyedül a mintavételi területnek van szignifikáns pozitív hatása a pirók erdeiegér előfordulási valószínűségére (**9. táblázat**). Tehát az őszi búzával szemben az erdősáv területén szignifikánsan magasabb volt a pirók erdeiegér előfordulási valószínűsége (**11. ábra**).

9. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei az aratás előtti időszakokra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	-3,00	0,42	-7,18	$6,85 \times 10^{-13}^{***}$
erdősáv	2,66	0,49	5,45	$4,93 \times 10^{-8}^{***}$

$P < 0,05 = *$; $P < 0,01 = **$; $P < 0,001 = ***$



11. ábra: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás előtti nyári időszakban

Az aratás után a visszazöldítés kialakulásával a sárganyakú erdeiegér előfordulási valószínűségét vizsgáló modell becslése során azt az eredményt kaptuk, hogy a mintavételi területek és mintavételi napok interakciójának hatását vizsgáló M3-as modell magyarázó ereje

volt a legmagasabb. Az AIC_c értéke ennek a modellnek volt a legkisebb, modellsúly meghaladta a 67%-ot, tehát ez a modell magyarázza legjobban a sárganyakú erdeiegér előfordulási valószínűségét (**10. táblázat**).

10. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) aratás előtti adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paramétereire alapján

Modell	K	AIC_c	ΔAIC_c	w	Kumulatív w
3	5	394,51	0,0000	0,6738	0,6738
2	3	396,37	1,8656	0,2651	0,9389
1	3	399,31	4,8025	0,0611	1

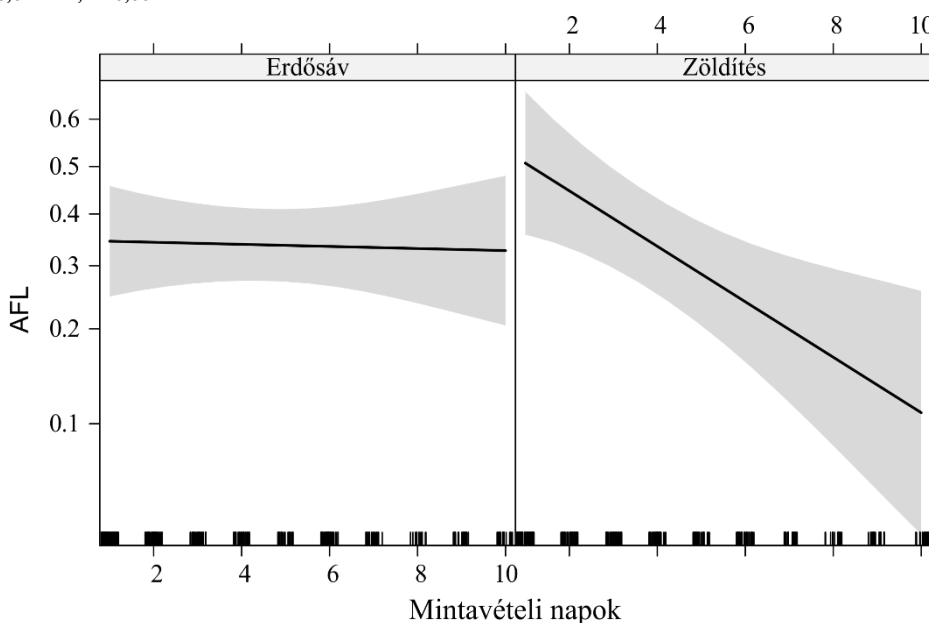
K: modellparaméterek száma, AIC_c : korrigált AIC értékek, ΔAIC_c : az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

A paraméterbecslés eredménye szerint a napok és a területek fő hatása nem kaptunk szignifikáns regressziós koefficiens értéket (**11. táblázat**). A területek és a napok interakciója szignifikáns volt, a zöldítésben a napok előrehaladtával szignifikánsan csökken az előfordulási valószínűség. Míg az erdősávban a napok nem befolyásolták az előfordulási valószínűséget. (**12. ábra**).

11. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei az aratás előtti időszakra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	-0,63	0,28	-2,22	0,0265*
zöldítés	0,90	0,47	1,90	0,0577
napok	-0,01	0,05	-0,17	0,8658
zöldítés×napok	-0,23	0,10	-2,36	0,0182*

$P < 0,05 = *$; $P < 0,01 = **$; $P < 0,001 = ***$



12. ábra: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás előtti őszi időszakban

A parcellákon kialakuló eltérő borítás hatását is vizsgáltuk a pirók erdeiegér, sárganyakú erdeiegér és mezei pocok előfordulási valószínűségére. Elsőként a pirók erdeiegér adatait vizsgáltuk, mely során a területek hatását vizsgáló M1-es modell rendelkezett a legnagyobb magyarázó erővel (**12. táblázat**).

12. táblázat: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) parcellában kimutatott adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paramétereit alapján

Modell	K	AIC _c	ΔAIC _c	w	Kumulatív w
1	3	181,32	0,0000	0,7325	0,7325
3	5	184,62	3,3002	0,1407	0,8732
2	3	184,83	3,5080	0,1268	1

K: modellparaméterek száma, AIC_c: korrigált AIC értékek, ΔAIC_c: az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

A paraméter becslés eredménye alátámasztotta, hogy az őszi búza parcellában szignifikánsan alacsonyabb az előfordulási valószínűség, mint a visszazöldített parcellában (**13. táblázat**). Tehát az őszi búza a visszazöldítéshez képest szignifikáns negatívan befolyásolta a faj előfordulását (**13. ábra**).

13. táblázat: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei a parcellákra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	-2,46	0,33	-7,47	8,3×10 ⁻¹⁴ ***
zöldítés	0,78	0,41	-1,88	0,0596.

P<0,05 = *; P<0,01 = **; P<0,001 = ***



13. ábra: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás előtti nyári és őszi időszakban

A sárganyakú erdeiegér előfordulási adatainak modellezése során az interakciós modell bizonyult a legerősebbnek, az AIC_c érték ennél az M3-as modellnél a legalacsonyabb, míg a modellsúly meghaladta a 68%-ot (**14. táblázat**).

14. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) parcellából kimutatott adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paramétereit alapján

Modell	K	AIC_c	ΔAIC_c	w	Kumulatív w
3	5	200,82	0,0000	0,6825	0,6825
1	3	202,55	1,7362	0,2865	0,9690
2	3	207,00	6,1814	0,0310	1

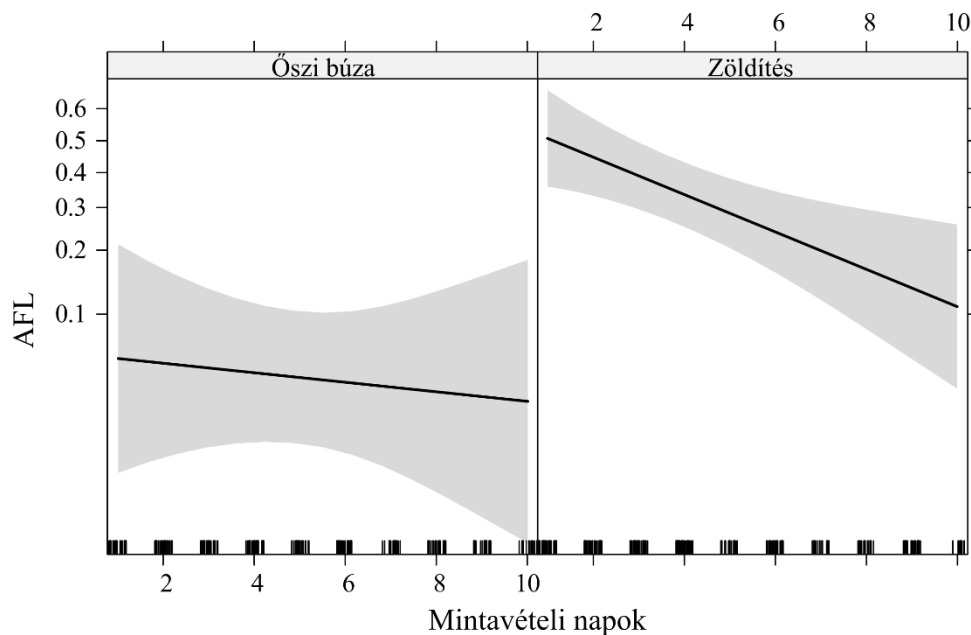
K: modellparaméterek száma, AIC_c : korrigált AIC értékek, ΔAIC_c : az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

A parcellákra vonatkozó paraméterbecslés eredménye során az őszi búza és zöldítés esetében tapasztaltunk szignifikáns hatást a sárganyakú erdeiegér előfordulási valószínűségére (**15. táblázat**). A diagramon is látható, hogy a zöldítésben szignifikánsan magasabb az előfordulási valószínűség, azonban ez a napok előrehaladtával lecsökken (**14. ábra**).

15. táblázat: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei parcellákra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	-2,70	0,87	-3,09	0,00202**
zöldítés	2,97	0,95	3,11	0,00184**
napok	-0,067	0,16	-0,38	0,70300
zöldítés×napok	-0,18	0,18	-0,99	0,32045

$P < 0,05 = *$; $P < 0,01 = **$; $P < 0,001 = ***$



14. ábra: A sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás előtti őszi időszakban

A mezei pocok parcellában történő előfordulási adataiból GLMM modellek szelekciója során azt az eredményt kaptuk, hogy ennél a fajnál is a területek és mintavételi napok interakciójának hatását vizsgáló M3-as modell magyarázó ereje volt a legmagasabb. Ezen modell AIC_c értéke volt a legkisebb és a modellsúly 87%-os volt (**16. táblázat**).

16. táblázat: A mezei pocok (*M. arvalis*) aratás előtti adataiból lefuttatott GLMM modellek rangsora a modellszelekció paramétereit alapján

Modell	K	AIC_c	ΔAIC_c	w	Kumulatív w
1	5	265,35	0,0000	0,8701	0,8701
3	3	269,30	3,9473	0,1209	0,9909
2	3	274,48	9,1308	0,0091	1

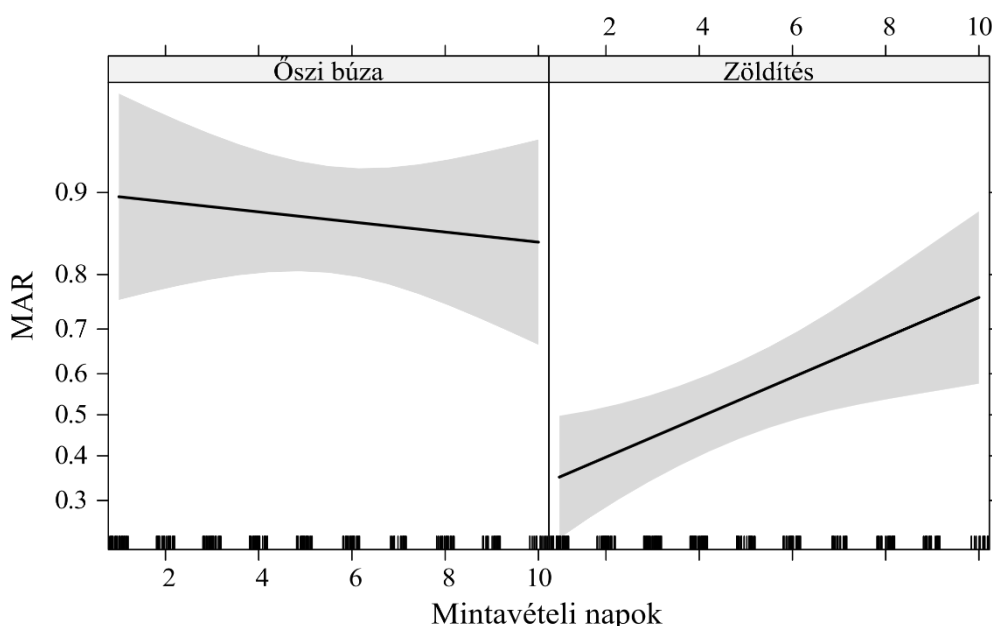
K: modellparaméterek száma, AIC_c : korrigált AIC értékek, ΔAIC_c : az AIC_c értékek különbsége, w: modellsúly

A paraméterbecslés eredményei is alátámasztják, hogy a zöldítés kialakulása során a mezei pocok előfordulási valószínűsége lecsökken, majd a napok előrehaladtával szignifikáns pozitív növekedés alakul ki (**17. táblázat**). Tehát a zöldítés és a napok interakciója pozitív hatást gyakorol a mezei pocok előfordulási valószínűségére. (**15. ábra**)

17. táblázat: A mezei pocok (*M. arvalis*) esetén kiválasztott legjobb GLMM modell paraméterbecslésének eredményei az aratás előtti és utáni időszakra vonatkozóan

Magyarázó változó	B (meredekség)	Std. error	Z-érték	P
(Intercept)	2,21	0,61	3,63	0,000283***
zöldítés	-3,02	0,71	-4,25	$2,14 \times 10^{-5}$ ***
napok	-0,05	0,10	-0,50	0,613989
zöldítés×napok	0,25	0,12	2,03	0,042099*

$P < 0,05 = *$; $P < 0,01 = **$; $P < 0,001 = ***$



15. ábra: A mezei pocok (*M. arvalis*) becsült előfordulási valószínűsége az M1-es modellben szereplő területek hatásának becslése az aratás előtti őszi és zöldítés időszakban

5. Diszkusszió

Az agrárterületek kisemlős együtteseinek vizsgálata világszerte hangsúlyos területe a kisemlős ökológiának. Egyes fajok életmenete összefügghet a mezőgazdasági műveléssel, rövid szaporodási periódusidejük és nagy számuk miatt gyorsan reagálnak a környezeti behatásokra, így mennyiségi változásaik nyomon követhetők következtetéseket vonhatunk le a mezőgazdasági tevékenység élőhelyre gyakorolt hatásáról (Abdt & Bock 1998, Paillat 2000, Michel *et al.* 2006.).

Jelen vizsgálatunk során olyan mezőgazdasági művelés alatt álló területeket vizsgáltunk, ahol az adott évben a vegetációs időszak alatt vetésváltás történt, mely során zöldtrágya növényzet másodvetése valósult meg. A talajkímélő művelési stratégiának fontos eleme a vetésváltás, mivel az őszi búza parcellában, a júliusi aratást követően is növényborítást biztosít a talajnak, ezáltal csökkentve a víz és a szél erodáló hatását (Unger & McCalla 1980, Gebhardt *et al.* 1985), illetve javítható a talajok szerkezete és visszapótolhatók a szükséges tápanyagok (Szabó 2003). Emellett a mintavételi területen egy kiterjedt mezővédő erdősáv is húzódik a vizsgált parcella mellett. Az európai gazdálkodási kultúrának évszázadok óta része a mezővédő erdősávok tervszerű kialakítása, esetenként telepítése (Takács 2004), emellett ezek a lineáris, fás vegetációval borított élőhelyek, a vadon élő állatok számára élő, szaporodó, búvó, és táplálkozóhelyet nyújtanak (Johnson & Beck 1988). Az agrárterületek kisemlős együtteseinek összetételét és a területek fajgazdagságát számos tanulmány vizsgálta. Bates & Harris (2009) tanulmányukban leírták, hogy az erdősávok kiterjedése és folytonossága pozitív hatással van a kisemlősök abundanciájára és sokféleségére, valamint kiemelkedő szerepük van a fajgazdagság növelésében (Geuse *et al.* 1985, Wolton 1985, Kotzageorgis & Mason, 1997, Gelling *et al.* 2007).

Ezekkel a vizsgálatokkal szemben összesen 11 fajt detektáltunk, melyből az erdősávban 9, az őszi búza parcellában 8, míg az aratást követően a visszazöldített területen 7 faj került kimutatásra, tehát a fás vegetációjú terület fajkészlete nem volt számottevően nagyobb. A Shanon és a Simpson diverzitás indexek értékelése azonban alátámasztotta az erdősávok jelentőségét, mivel mindkét index magasabb értéket mutatott ezen a területen, mint a nyílt búzatáblában. Emellett a zöldítésnek is diverzitás növelő hatása volt.

A rang-abundancia görbék eredményeiből látszik, hogy az erdősávban mind a nyári, mind az őszi időszakban a pirók, illetve a sárganyakú erdei egér eudominanciája volt jellemző. Ez egybevág Kozakiewicz és munkatársai (1999) eredményeivel, miszerint a pirók erdei egér mennyiségét a mezőgazdasági mátrixban megjelenő különböző méretű erdőfoltok pozitívan

befolyásolták. Tehát a faj számára fontos a fás struktúrájú tájelemek, mint erdőfoltok, erdősávok, sövények megjelenése, amit kutatócsoportunk korábbi eredményei is bizonyítanak (Soós 2021), ahol bizonyításra került, hogy a pirok erdeiegér elsősorban a fás szerkezetű sövény szakaszokhoz kötődik. Intenzív mezőgazdasági területen végzett kutatások a faj vonatkozásában Olaszországban is hasonló eredményt mutattak ki, amely alapján kiemelték, hogy a pirok erdeiegér kevésbé fordult elő az egyszerűbb, homogén szerkezetű mezőgazdasági tájban (Gentili *et al.* 2014). Az említett munkában a sárganyakú erdeiegér esetében azt az eredményt kapták, hogy a fás dominanciájú folyosó szakaszokon szignifikánsan nagyobb számban fordult elő, ugyanakkor a cserje borítás is meghatározó volt a faj számára. Mindez alátámasztja jelenlegi eredményeinket, miszerint e két faj a fás vegetációjú területen jelent meg nagyobb tömegességgel. Ezzel szemben a művelt parcellában a mezei pocok jelent meg domináns fajként, mely az aratás előtti időszakban a fogások 82,35%-át tette ki. Az, hogy a mezei pocok a nyílt parcellákat mindkét időszakban nagyobb gyakorisággal használta, egybeesik számos nemzetközi irodalom eredményeivel (Delattre *et al.* 1996, Zejda & Nesvadbova 2000; Heroldova *et al.* 2005; Aschwanden *et al.* 2007, Gentili *et al.* 2014). Bár az aratás után továbbra is a mezei pocok relatív abundanciája volt a legmagasabb a művelt parcellában, a zöldítést követően a négy erdeiegér faj tömegessége is hasonlóan magas értéket mutatott. Munkacsoportunk egy korábbi tanulmányának eredményei szerint a zöldtrágyával visszazöldített területekre gyorsan, már alacsony növényzeti borítás mellett is visszatelepültek a kisemlősök (Soós 2021). Az októberre megnövekvő növényzetben már újra jelentősen megnőtt a mezei pocok, illetve az erdeiegér fajok előfordulása, alátámasztva ezzel az irodalomban már leírt gyors kolonizáló képességét (Jacob *et al.* 2014), illetve megerősítve azt a megállapítást, hogy a népesség növekedésében jelentős szerepe van az új egyedek bevándorlásának (immigráció) (Hein & Jacob 2019). Ennek alapján elmondható, hogy a zöldtrágyázás elősegíti a kisemlősök állományának őszi növekedését. Ez megerősíti azokat a korábbi eredményeket, melyek szerint a kisemlősfajok nagymértékben képesek alkalmazkodni az élőhelyükön történő változásokhoz. Életmenetük sajátosságainak is köszönhetően, amennyiben a környezeti feltételek megfelelőek, gyors állománygyarapodásra képesek (Leirs 2003, Singleton *et al.* 2010). A zöldítés jelentősége a mezei pocok szempontjából feltételezhetően a lágyszárú kétszikű növényborításnak pozitív hatásának eredménye, mivel a faj elsősorban ezen növények fehérjében gazdag rügyeit és gyökereit fogyasztja (Heroldová *et al.* 2005, Lantová & Lanta 2009).

Az egyes fajok előfordulási valószínűségének elemzése a pirok erdeiegérnél azt mutatta, hogy a három terület közül leginkább az erdősávot preferálta, míg a parcella esetében a

visszazöldítés időszaka bizonyult jobbnak. Ez a megfigyelés egybevág Gentili és munkatársai (2014) eredményeivel, miszerint a pirók erdeiegér fogási valószínűsége az agrár tájban zavart területektől a legtermészetesebb állapotig haladva növekszik (Gentili *et al.* 2014). A sárganyakú erdeiegér a mezőgazdasági parcellához képest szintén az erdősávot használta nagyobb gyakorisággal, amely eredmény megerősíti, hogy a fás borítás fontos a faj számára (Capizzi & Santini 2007, Gentili *et al.* 2014).

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk témavezetőinknek, Dr. Horváth Győzőnek és Takács-Soós Anna PhD hallgatónak, akik bevontak minket ebbe a kutatásba és segítségünkre voltak a statisztikai vizsgálatok elvégzésében és jelen dolgozat elkészítésében, valamint lektorálásában. Köszönjük továbbá a Fiatal Ökológusok Természetvédelmi Egyesülete tagjainak, akik segítettek a terepi munkában, valamint köszönet illeti a Bóly Zrt. vezetését (Bonafarm Csoport), amiért lehetőséget és helyet biztosítottak a kutatásunk elvégzésére.

Irodalomjegyzék

- Abt, K. F., & Bock, W. F. 1998: Seasonal variations of diet composition in farmland field mice *Apodemus* spp. and bank voles *Clethrionomys glareolus*. *Acta Theriologica*, 43(4), 379-389.
- Anderson, D. R. & Burnham, K. P. 2002: Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of wildlife management*, pp. 912-918.
- Antal J., 1993: A zöldtrágyázás szerepe a talajtermékenység fenntartásában. *Agrofórum*. 2, pp. 4-10.
- Aschwanden, 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.
- Avolio, M.L., Carroll, I.T., Collins, S.L., Houseman, G.R., Hallett, L.M., Isbell, F., Koerner, S.E., Komatsu, K.J., Smith, M.D. & Wilcox, K.R. 2019: A comprehensive approach to

- analyzing community dynamics using rank abundance curves. *Ecosphere*, 10(10) pp. e02881.
- Baraibar, B., Westerman, P.R., Carrión, E., Recasens, J. 2009: Effects of tillage and irrigation in cereal fields on weed seed removal by seed predators. *Journal of Applied Ecology* 46(2): 380-387.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., Bin Dai, Fabian Scheipl, Gabor Grothendieck, Peter Green, John Fox, Alexander Bauer, Pavel N. Krivitsky, Emi Tanaka, Mikael Jagan & Bolker, M. B. 2015: Package 'lme4'. convergence, 12(1): 2.
- Bates, F.S., HARRIS, S., 2009: Does hedgerow management on organic farms benefit small mammal populations Agriculture, Ecosystems & Environment. 129: 124-130.
- Baudry, J., Bunce, R. G. H. & Burel, F. 2000: Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management. *Journal of environmental management*, 60(1), 7-22.
- Benjamini, Y. & Hochberg, Y. 1995: Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal statistical society: series B (Methodological)*, 57(1), 289-300.
- Bennett, A. F. & Saunders, D. A. 2010: Habitat fragmentation and landscape change. *Conservation biology for all*, 93, 1544-1550.
- Birkás, M., Dekemati, I., Kende, Z. & Pósa, B. 2017: Review of soil tillage history and new challenges in Hungary. *Hungarian Geographical Bulletin*, 66(1): 55-64.
- Birkás, M., Jolánkai, M., Gyuricza, C. & Percze, A. 2004: Tillage effects on compaction, earthworms and other soil quality indicators in Hungary. *Soil and Tillage Research* 78(2): 185-196.
- Bonnet, T., Crespin, L., Pinot, A., Bruneteau, L., Bretagnolle, V., Gauffre, B. 2013: How the common vole copes with modern farming: insights from a capture-mark-recapture experiment. *Agricultural Ecosystem and Environment* 177: 21-27.
- Bóti, Sz., Heltai, M., Márton, M., 2018: Táblaszegélyek szerepének vizsgálata a kisemlősök művelt területekre történő terjedésében. *Acta Agraria Kaposváriensis* 22(1): 22-37.
- Briner, J. P., Kaufman, D. S., Manley, W. F., Finkel, R. C. & Caffee, M. W. 2005: Cosmogenic exposure dating of late Pleistocene moraine stabilization in Alaska. *Geological Society of America Bulletin*, 117(7-8): 1108-1120.

- Briner, T., Nentwig, W., Airoldi, J-P. 2005: Habitat quality of wildflower strips for common voles (*Microtus arvalis*) and its relevance for agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 10: 173-179.
- Brügger, A., Nentwig, W., Airoldi, J.P., 2010: The burrow system of the common vole (*M. arvalis*, Rodentia) in Switzerland. *Mammalian Ecology*. 74: 311-315.
- Capizzi D., Santini L., 2007. I roditori italiani. Ecologia, impatto sulle attività umane e sugli ecosistemi. Delfino Editore.
- Chao, A., Chiu, C. H. & Jost, L. 2014: Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45(1), 297-324.
- De Bin, R., Janitza, S., Sauerbrei, W. & Boulesteix, A. L. 2016: Subsampling versus bootstrapping in resampling-based model selection for multivariable regression. *Biometrics*, 72(1), 272-280.
- De Blois, S., Domon, G. & Bouchard, A. 2002: Landscape issues in plant ecology. *Ecography*, 25(2), 244-256.
- Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Quere, J.-P., Fichet, E., 1996: Effect of landscape structure on common vole (*Microtus arvalis*) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology*. 11: 279-288.
- Dormann, C. F., Schweiger, O., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., De Blust, G., Riccardo DeFilippi, Mark Frenzel, Frederik Hendrickx, Felix Herzog, Stefan Klotz, Jaan Liira, Jean-Pierre Maelfait, Torsten Schmidt, Marjan Speelmans, Walter K. R. E. Van Wingerden, & Zobel, M. 2007: Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6), 774-787.
- Fischer, C., Thies, C., Tschardtke, T. 2011: Small mammals in agricultural landscapes: opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*. 144: 1130-1136.
- Frank, N. & Takács, V. 2012: Hó-és szélfogó erdősávok minősítése szélesebbség-csökkentő hatásuk alapján. *Erdészettudományi Közlemények*, 2(1), 151-162.
- Frank, N., Takács, V. 2003: Alternatív földhasználat: mezővédő erdő. *Földhasználati, Területfelhasználási Fórum Kiadványa*, Székesfehérvár. pp. 52-53.

- Gebhardt, M. R., Daniel, T. C., Schweizer, E. E. & Allmaras, R. R. 1985: Conservation tillage. *Science*, 230(4726), 625-630.
- Gelling, M., Macdonald, D.W., Mathews, F., 2007: Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. *Landscape Ecology* 22: 1019-1032.
- Gentili, Sigura, Bonesi, 2014: Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification. *Department of Agricultural and Environmental Sciences*.
- Geuse, P., Bauchau, V., LE Boulengé, E., 1985: Distribution and population dynamics of bank voles and wood mice in apatchy woodland abitat in central Belgium. *Acta Zool.Fennica* 173: 65-68.
- Gomez, M.D., Coda, J., Simone, I., Martínez, J. 2015: Agricultural land-use intensity and its effects on small mammals in the central region of Argentina. *Mammal Research Institute*. 60: 415-423.
- Goral, F. & Schellenberg, J. 2018: goeveg: Functions for Community Data and Ordinations. R package version 0.4.2. <https://CRAN.R-project.org/package=goveg>
- Hallett, L., Avolio, M.L., Carroll, I.T., Jones, S.K., MacDonald, A.A.M., Flynn, D.F.B., Slaughter, P., Ripplinger, J., Collins, S.L., Gries, C. & Jones, M.B., 2020: codyn: Community Dynamics Metrics. URL <https://github.com/NCEAS/codyn> <https://doi.org/10.5063/F1N877Z6>
- Hein, S. & Jacob, J. 2019: Population recovery of a common vole population (*Microtus arvalis*) after population collapse. *Pest Management Sscience* 75(4): 908-914.
- Heltai, M. 2014: Élőhelyfejlesztés mezőgazdasági területeken: Szent István Egyetem, *Vadgazda Mérnöki Szak, Jegyzet vadgazda mérnöki szakos hallgatók részére*. Gödöllő pp. 1-111.
- Heroldová, M., Jánová, E., Bryja, J. & Tkadlec, E. 2005: Set-aside plots – source of small mammal pests? *Department of Mammalian*. 54(4): 337-350
- Hoffmann, W. A., Orthen, B. & Do Nascimento, P. K. V. 2003: Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology*, 720-726.

- Hsieh, T. C., Ma, K. & Chao, A. 2016: iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in ecology and evolution* 7(12):1451-1456. doi: 10.1111/2041-210X.12613
- Jablonowski, J. 1913: A mezei pocok (egerek) ellen való védekezés teikntettel kötelező tavaszi irtásukra. pp.5-17.
- Jaccard, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat. 44:223-270.
- Jacob, J. & Hempel, N. 2003: Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Journal of Ethology*, 21, 45-50.
- 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 and Science*. 70, 869-878.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B. & Luka, H. 2003: Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, ecosystems & environment*, 98(1-3), 311-320.
- Johnson, R. J. & Beck, M. M. 1988: 17. Influences of shelterbelts on wildlife management and biology. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 22:301-335.
- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., D. Gabriel, F. Herzog, A. Holzschuh, R. Jöhl, E. Knop, A. Kruess, E. J. P. Marshall, I. Steffan-Dewenter, T. Tschardtke, J. Verhulst, T. M. West, & Yela, J. L. 2006: Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters*, 9(3), 243-254.
- Kotzageorgis, G., C.,. Mason, C., F. 1997: Small mammal populations in relation to hedgerow structure in an arable landscape *Journal of Zoology*. 242 425-434.
- Kozakiewicz, M., Gortat, T., Kozakiewicz, A. & Barkowska, M. 1999: Effects of habitat fragmentation on four rodent species in Polish farm landscape. *Landscape Ecology*. 14: 333-343.
- Lantová P. and Lanta V. 2009: Food selection in *Microtus arvalis*: the role of plant functional traits. *Ecological Research*. 24: 831-838.
- Leirs, H. 2003: Management of rodents in crops: the pied piper and his orchestra. In: Singleton, G., Hinds, L.A., Krebs, C.J., Spratt, D.M. (Eds.), *Rats, Mice and People: Rodent Biology*

- and Management, ACIAR Monograph No. 96. Australian Centre for *International Agricultural Research*, Canberra, pp. 180-190.
- Lucy Hulmes, Jodey Peyton, Sam R. Amy, & Pywell, R. F. 2012: Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation*, 145(1), 24-29
- Macdonald, D.W., Tatterstall, F.H., Service, K.M., Firkbank, L.G., & Feber R.E. 2007: Mammals, agri-environment schemes and set-aside - what are the putative benefits? *Mammal Review*. 37: 259-277.
- 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.
- Michel, N., Burel, F.G., Butet, A. 2006: How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica* 30:11-20.
- New, T. R. 1997: Are Lepidoptera an effective “umbrella group” for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation* 1: 5-12.
- Niemela, J. 2001: The utility of movement corridors in forested landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(S3), 70-78.
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R.. & Weedon, J. 2022: Vegan: community ecology package, 2.6-2. Vienna (Austria): R Foundation for Statistical Computing.
- Paillat, G., 2000: Biodiversité dans les paysages agricoles. Approche fonctionnelle des peuplements et des communautés de petits mammifères. PhD thesis, Université de Rennes.
- Pastor, R. R., Luque-Larena, J. J., Lambin, X., Mougeot, F. 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.
- R Core Team. 2023. R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing. URL <https://www.R-project.org>

- Rackham, O. 1988: Trees and woodland in a crowded landscape-the cultural landscape of the British Isles.
- Redon, M., Berges, L., Cordonnier, T. & Luque, S. 2014: Effects of increasing landscape heterogeneity on local plant species richness: how much is enough?. *Landscape Ecology*, 29(5), 773-787.
- Salamolard, M., Butet, A., Leroux, A., Bretagnolle, V. 2000: Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology* 81:2428-2441.
- Schlinkert, H., Ludwig, M., Batáry, P., Holzschuh, A., KovácsHostyánszki, A., Tschardtke, T., Fischer, C. 2015: Forest specialist and generalist small mammals in forest edges and hedges. *Wildlife Biology*, 22: 86-94.
- Schlinkert, H., Westphal, C., Clough, Y., László, Z., Ludwig, M. & Tschardtke, T. 2015: Plant size as determinant of species richness of herbivores, natural enemies and pollinators across 21 Brassicaceae species. *PloS one*, 10(8), e0135928.
- Singleton, G.R., Belmain, S.R., Brown, P.R., & Hardy, B. 2010: Rodent outbreaks: *Ecology and Impacts*. Los años, Philippines: IRRI
- Singleton, G.R., Petch, D.A. 1994: A Review of the Biology and Management of Rodent Pests in Southeast Asia. *K&B Publications*, Canberra, Australia.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1997: The chi-square distribution. *Biometry*.
- Staley, J. T., Sparks, T. H., Croxton, P. J., Baldock, K. C., Heard, M. S., Hulmes, S., Szabó I., 2003: Talajművelés és trágyázás. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 46-48.
- Szücs, B., Somogyi, B.A., Horváth, Gy., 2017: Zöldfolyosók szerepe a kisemlősfajok abundanciaviszonyainak megoszlásában agrárterületen. TDK dolgozat: XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia, Biológia Szekció. Debrecen.
- Szücs, B., Somogyi, B.A., Horváth, Gy., 2018: Lucerna ültetvények menti sövények kisemlőseinek faj-gyakorisági viszonyai két eltérő mezei pocok sűrűségű évben. TDK dolgozat: XVI. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia. Budapest.
- Takács V. 2004: A sopronhorpácsi mezővédő erdősávrendszer állapotfelmérése, a további hasznosítás lehetőségeinek vizsgálata. *Erdészeti Lapok*, CXXXIX. pp. 127-130.

- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857-874.
- Unger, P. W. & McCalla, T. M. 1980: Conservation tillage systems. *Advances in agronomy*, 33, 1-58.
- Vickery, J., Carter, N. & Fuller, R. J. 2002: The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89(1-2), 41-52.
- Wehling, S. & Diekmann, M. 2009: Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 142(11), 2:522-2530.
- Wolton, R.J., 1985: The ranging and nesting behaviour of wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia, Muridae), as revealed by radio-tracking. *Journal of Zoology*. 206: 203-224.
- 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