



A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar

## **TDK műhelyek támogatása**

*„Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése”*

című tehetséggondozási program

# **SZAKMAI BESZÁMOLÓ**

A pályázat kódja: **NTP-HHTDK-15-0005**



- Pécs, 2016 -



EMBERI ERŐFORRÁS  
TÁMOGATÁSKEZELŐ



EMBERI ERŐFORRÁSOK  
MINISZTERIUMA

## Tartalomjegyzék

1. A pályázati tevékenység megvalósításának összefoglalása a tehetséggondozó program munkaterve alapján.....	3
2. A pályázat költségvetésében elkülönített 5 terepi program szakmai összefoglalása.....	8
Bükkhát-Erdőrezervátum kisméltőseinek csapdázása.....	9
<i>Kisméltősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lécek és zárt erdőfoltok összehasonlításában.....</i>	9
Köszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett csapdázás eredménye.....	22
<i>Kisméltősök fajgazdagsága és mennyiségének megoszlása Natura 2000 erdőterületek és végvágás utáni újraerdősödő területek összehasonlításában.....</i>	22
A Kis-Balatonon végzett kisméltő felmérés eredménye.....	31
<i>Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása a lapterületek kisméltő együtteseinél.....</i>	31
<i>Kisméltősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban.....</i>	31
Gyöngybagoly köpetek gyűjtésén és feldolgozásán alapuló kisméltő monitorozás.....	63
<i>A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (Microtus arvalis) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján .....</i>	63
<i>Kisméltősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében .....</i>	63
<i>Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisméltő közösségek összetételére.....</i>	63
Városökológiai program.....	113
<i>Kisméltősök fajösszetétele és mennyiségi megoszlása különböző városi területeken.....</i>	113
<i>Az erdei egerekre (Apodemus sp.) ható predációs nyomás vizsgálata gyurmából készült egerek segítségével.....</i>	113
3. A PTE TTK helyi TDK fordulónak dokumentumai.....	131
4. A XV. OFKD konferencián történő részvétel dokumentumai .....	156
5. A meghirdetett 20 órás „Zoológiai természetvédelmi szemináriumok” kurzus dokumentációja .....	175
7. A TDK műhely hallgatóinak egyéb konferencia szereplései.....	190
8. Terepi kiszállások jelenléti ívei.....	244

# 1. A pályázati tevékenység megvalósításának összefoglalása a tehetséggondozó program munkaterve alapján

A „*Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése*” című tehetséggondozó programban zoológia, ökológia iránt érdeklődő hallgatók TDK munkáját elméleti/gyakorlati kompetenciák fejlesztésével, az eredmények közzétételével, kari szintű OFKD és intézeti TDK konferenciák szervezésével segítette. A program jelentős részét egyéni és kollektív kutatások alapján a terepi mintavétel, illetve a gyűjtött adatok kiértékelése jelentette. A pályázati időszakban a mintavételezés 5 terepi program (4 kisemlős csapdázásos helyszínen és regionális szintű bagolyköpet vizsgálatok) 2015 nyarán és őszén, valamint 2016-ban februártól júniusig valósult meg. Az eredményekből egyéni és társszerzős formában, összesen 9 hallgató munkájának eredményeként 7 OFKD dolgozat készült, melyek a helyi kari és az országos fordulón kerültek bemutatásra. Továbbá 2016 elejétől 7 új BSc hallgatót vontunk be a kutatásokba, készülve a 2017-es OTDK-ra.

A tehetséggondozási program elméleti és gyakorlati kompetenciák fejlesztése révén természetvédelmi, mezőgazdasági, humán egészségügyi kérdéseket érintő alkalmazott diákköri kutatásokkal, 5 témavezető, 5 PhD és 16 TDK hallgató bevonásával egyéni és kollektív elméleti, illetve gyakorlati felkészítéssel és a 2015/2016-os tanév tavaszi szemeszterében 20 órás felkészítő kurzussal (*Zoológiai természetvédelmi szeminárium*) valósult meg.

A hallgatók egyéb szakmai fórumokon (10. Magyar Ökológus Kongresszus - Veszprém 2015, X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia - Mórahalom 2016, XII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia - Beregszász 2016) is bemutatták eredményeiket.

A program elvárásai alapján a TDK hallgatók a következőket teljesítették:

- A hallgatók a terepmunkák során megismerték a terepi mintavételezési módszereket, adatgyűjtési technikákat, bekapcsolódtak a monitoring programokba. Ezek egy része regionális, másik része országos program (pl. védett, fokozottan védett fajok elterjedésének monitorozása, a hazai erdőrezervátum program, kisemlősök országos elterjedésének vizsgálata gyöngybagoly köpetek elemzésével, köpetminták adatainak tájékológiai szempontú vizsgálata). Kisemlős ökológiai kutatásokat különböző interdiszciplináris megközelítésben végezve, összesen 4 terepi helyszínen végeztünk a projektidőszakban többszöri mintavételezést. A város ökológiai vizsgálatok során kisemlős és predációs felméréseket is folytattunk, valamint a bagolyköpetek gyűjtése alapján a kisemlősök elterjedéséhez kapcsolódó korábbi monitorozási tevékenységet folytattuk. A bevont témavezetőkkel és PhD hallgatókkal az állatökológiai mintavételezés adatait más tudományterületek megközelítésében is értékeltük, mint a részletes botanikai háttér adatok (vegetáció struktúra elemzés), térinformatikai értékelés, valamint a kisemlősök vérmintáiból történő virológiai elemzések.
- A programban résztvevő hallgatók szakirodalmi ismereteket szereztek a vizsgálatok elméleti és gyakorlati ökológiai vonatkozásában bővítették tudásukat, előadóképességeiket, amit a program ideje alatt már felhasználtak diákköri dolgozatok, BSc szakdolgozat, illetve MSc diplomamunkák készítéséhez és egyéb más szakmai konferenciákra történő felkészüléshez.
- A projektben 3 kötelezően megvalósítandó program szerepelt, amelyek közül a legnagyobb hangsúlyt az egyéni/kollektív tudományos kutatás, felkészítés kapta, amelybe 15 hallgatót vontunk be. A diákköri és PhD hallgatók, valamint a témavezető munkája a projektidőszakban elsősorban a korábbi évek és a projekt időszakban gyűjtött adatok feldolgozásával és a XV. Országos Felsőoktatási Diákkonferenciára történő felkészüléssel

zajlott. Ennek eredményeként 9 fő vett részt az XV. OFKD helyi kari konferenciáján és a Szegedi Tudományegyetemen megrendezésre került országos fordulón, ami összesen 7 pályamunkát jelentett. A 3 különböző szekcióban (Agrárkörnyezet; Tájvédelem, tájökológia; Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia) szereplő 7 pályamunkából egy I. helyezést, egy prezentáció II. helyezést, míg három pályamunka III. helyezést ért el. A projekt során az egyéni felkészítésekben további 7 BSc hallgatót vontunk be, akik munkájukkal a 2017-es OTDK-ra kezdtek el felkészülni. A projekt során a terepi helyszíneken végzett mintavételezés alapján újabb adatokat gyűjtöttünk, melyek kiindulási alapot adnak meglévő kutatási témáink folytatásához, a projekt fő célkitűzéseiként interdiszciplináris megközelítésű elemzésekhez.

- Az elméleti felkészítés másik szintje különböző intézetek (PTE TTK, Duna-Dráva NPI, Kaposvári Egyetem) kooperációjában kibővített zoológus és természetvédelmi szakembergárdával meghirdetett 20 órás zoológia természetvédelmi szeminárium megvalósítása volt. Ez tömbösített kurzusokban valósult meg, melyeken több szakember egymást is meghallgatva vett részt, így az előadásokon túl a hallgatók kötetlen beszélgetésekben folytatták az adott természetvédelmi téma diszkusszív jellegű értékelését. A 20 órás kurzust összesen 61 hallgató vette fel és teljesítette.
- A programban kiemelt szerepet kapott a helyi szakterületi diákköri konferenciák megszervezése és lebonyolítása. Ennek egyik vállalása volt a XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferenciát megelőző kari szintű házi forduló megszervezése és megvalósítása, amelyen 13 regisztrált pályamunkával 16 hallgató vett részt. Továbbá a PTE TTK 5 intézetében, 5 különböző OTDK szekció helyi szakterületi konferencia tavaszi fordulóját valósítottuk meg, készülve a 2017-es XXXIII. OTDK konferenciára.
- A program célja volt, hogy a diákköri kutatási témák nyújtsanak alapot a későbbi PhD programokban résztvevő hallgatóknak, a műhely programja segítse a BSc-MSc-PhD kutatói pályáiv folyamatának megvalósítását, ehhez nagyon fontos, hogy a hallgatók a TDK és más diákköri konferenciákon kívül hazai és/vagy külföldi konferencián is bemutassák eredményeiket, illetve minél sikeresebben vonjuk be őket a publikálás folyamatába. A program során új témákat, lehetőségeket adtunk a diákköri munka kibővítéséhez, egyéni vagy társszerzővel végzett diákköri dolgozatok készítésére, eredményeik házi, országos OFKD és egyéb szakmai konferencia reprezentációkra. Ebben segített a programban szereplő 5 PhD hallgató, akik kutatásaikkal, a programban vállalt feladataikkal további inspirációt adtak a BSc, illetve az MSc képzésben résztvevő diákköri hallgatóinknak. Ennek eredményeként a programban 5 BSc szakos hallgató vett részt az OFKD házi és országos fordulóján. A TDK műhely munkája nyomán 2 MSc szakon végzett hallgató nyert felvételt a Biológia Doktoriskola PhD képzésére.
- A pályázati programban két kiegészítő tevékenységet valósítottunk meg. TDK hallgatók konferencia szerepléseit tekintve a 2015-ös projekt időszakban 2 előadás és 4 poszter bemutatásával 11 hallgató szerepelt a 10. Magyar Ökológus Kongresszus 4 különböző szekciójában. Az MBT Pécsi Csoportjának 2015. II. féléves szakülései közül 2 alkalommal 3 előadásban mutattuk be TDK eredményeinket. A 2016. I. féléves szakülés sorozaton ismét 3 TDK munka eredményeit prezentálták a hallgatók. A programba bevont hallgatók további két szakmai fórumon vettek részt. A X. Magyar Természetvédelmi Biológia Konferencián, amely a magyarországi emléskutatások eredményeit foglalta össze, 5 előadással és 1 poszter prezentációval vettünk részt. Ukrajnában, Beregszászon megrendezésre került XII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencián poszter prezentációban 4 kutatási téma eredményeit mutattuk be. A diákköri eredmények hazai és nemzetközi szaklapokban történő angol nyelvű publikálása folyamatban van.

A program alapján az egyéni/kollektív tudományos kutatás, felkészítés során több területen, különböző ökológiai kérdések alapján végeztünk diákköri kutatásokat. A 4 terepi helyszínen, illetve a regionális bagolyköpet vizsgálatok alapján több alprojektben ökológiai (vegetációs szerkezet állatpopulációk kapcsolata, a tájmintázat hatása, a zoonózisok ökológiája) és természetvédelmi kérdéseket vizsgáltunk, amely nagy technikai, időbeli és személyi ráfordítást igényelt, így a feladatok nagy része team munkában valósult meg. Továbbá a veszélyeztetett fajok konzerváció biológiájának kutatásába vonja be a hallgatókat. A Kis-Balatonon végzett monitorozás, illetve az itt kutatott jégkorszaki reliktum északi pocok kapcsán a diákköri tevékenység konzerváció biológiai megközelítésű témákat is érintett.

A program során 5 jól elkülöníthető területet érintett a tehetséggondozási program, melyek alapvetően 4 terepi program mintavételezésén alapultak. Továbbá ehhez járult hozzá a bagolyköpetek gyűjtésén és határozásán alapuló kisemlős monitorozás, illetve ennek során kapott adatok feldolgozása és értékelése. A témák és a terepi programok alapján több hallgatói team különült el, ahol a projektbe bevont hallgatók egy része koordinátor szerepet töltött be az adott team munkáinak összefogásában, illetve ezt segítették a programba bevont PhD hallgatók is.

A programba bevont kutatási területek a következők:

### **Bükkhát Erdőrezervátum kisemlőseinek csapdázása**

A pályázati projekttel támogatott TDK kutatási programok, illetve helyszínek közül az egyik fő projekt, amelyben a botanikai és zoológiai kooperáción alapulva a kisemlős fajok mennyiségi és a vegetáció strukturális viszonyainak kapcsolatát vizsgáljuk. Ebben a témában Csicsék Gábor PhD hallgató koordinálásával a zoológiai adatok és a botanikai háttérváltozók közötti összefüggések feltárása zajlott. A botanikai és a zoológiai kooperációból készült egy OFKD dolgozat (Kelemen Krisztina), valamint több BSc és MSc szakos diákköri hallgató is részt vett a terepi mintavételezésekben. E kutatási téma eredményei több szakmai konferencián is bemutatásra kerültek.

**Téma 1.** *Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lékek és zárt erdőfoltok összehasonlításában*

### **Kőszegi-forrás Erdőrezervátum kisemlőseinek csapdázása**

A TDK kutatási programunk másik erdőrezervátumi mintavételi területe. Az itt végzett kutatásban is alapvető szerepe van a botanikai és zoológiai kooperációnak, mivel ezen a területen is az erdőrezervátumi mag és puffer területek vegetáció struktúrájának, valamint a kisemlősök abundancia viszonyainak összefüggéseit vizsgáltuk. Másrészt ezen a területen rendszeres vérvétel történt a befogott kisemlősökből, ami a hanta vírus kutatást megalapozta, kooperálva a Szentágothai János Kutató Központ Virologiai Kutatócsoportjával. Emellett a két erdőrezervátum hasonló metódussal történő mintavételezése lehetőséget adott arra, hogy a vizsgált síkvidéki (Bükkhát) és Mecsek-hegységben található erdőrezervátum (Kőszegi-forrás) adatai alapján a két terület összehasonlító elemzését végezzük el. Ebben a témában tóth Dániel és Csicsék Gábor PhD hallgató koordinálásával a zoológiai adatok és a botanikai háttérváltozók közötti összefüggések, illetve az erdőgazdálkodás során alkalmazott beavatkozások, kezelések hatásának elemzésével foglalkoztak a hallgatók. E kutatási téma eredményei szakmai konferencián is bemutatásra kerültek.

**Téma 1.** *Kisemlősök fajgazdagsága és mennyiségének megoszlása Natura 2000 erdőterületek és végvágás utáni újraerdősödő területek összehasonlításában*

### **A Kis-Balatonon végzett kisemlős felmérés eredménye**

A Kis-Balatonon végzett felmérések fő célja a lápterületek kisemlős fajösszetételének vizsgálata, kiemelten a fokozottan védett északi pocok megmaradt állományainak felkutatása és monitorozása. A pályázati programunk során több mintavételi periódust valósítottunk meg ezen a területen. Az itt kapott eredményekből egyrészt közösségi ökológiai megközelítésű, másrészt a fajok kolonizációját és terület foglalását elemző OFKD dolgozat készült, melyek eredményeit jelen szakmai beszámolóban összefoglaljuk:

**Téma 1:** *Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása a lápterületek kisemlős együtteseinél*

**Téma 2:** *Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban*

### **Gyöngybagoly köpetek gyűjtésén és feldolgozásán alapuló kisemlős monitorozás**

Ebben a programban Hendinger Virág BSc, Horváth Adrienn MSc szakos és Szép Dávid PhD hallgató vállalt koordinátori feladatokat. Ezen a területen Dr. Purger Jenő témavezető bagolyköpet elemzésekben meglévő tapasztalata hozzájárult az ide tartozó két kutatási téma eredményes megvalósításához. A kutatási témák, valamint az ehhez kapcsolódó hallgatói „team” munkája hozzájárul a bagolyköpet adatok hosszú távú elemzéséhez, amely lehetőséget adott a gyakori fajok éves populáció dinamikai elemzéséhez is. E kutatási és monitorozási program eredményeiből Hendinger Virág BSc, valamint Horváth Adrienn és Mánfai Kinga MSc szakos hallgató írt OFKD pályamunkát és vett részt az országos fordulón. Ebből az alprogramból tehát 3 különböző megközelítésű munkát mutatunk be a szakmai beszámolóban:

**Téma 1:** *A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján*

**Téma 2:** *Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében*

**Téma 3:** *Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére*

### **Városökológiai program**

A programon belül egyrészt a kisemlősök felmérése, másrészt gyurma modellek alapján predációs vizsgálatokat végeztünk. Ebben a munkában több BSc, MSc szakos hallgató vett részt, amel Dr. Kurucz Kornélie, Dr. Purger Jenő és Bocz Renáta PhD hallgató koordinációs munkájának segítségével valósult meg.

**Téma 1:** *Az erdei egerekre (*Apodemus sp.*) ható predációs nyomás vizsgálata gyurmából készült egerek segítségével*

**Téma 1:** *Az erdei egerekre (*Apodemus sp.*) ható predációs nyomás vizsgálata gyurmából készült egerek segítségével*

## 2. A pályázat költségvetésében elkülönített 5 terepi program szakmai összefoglalása



# Bükkhát-Erdőrezervátum kisemlőseinek csapdázása

**Téma 1:** *Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lékek és zárt erdőfoltok összehasonlításában*

# Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lécek és zárt erdőfoltok összehasonlításában

## Bevezetés

Az erdei élőhelyek összetételét, szerkezetét és így az erdők biodiverzitását az emberi beavatkozások, például a fakitermelés, a különböző erdészeti kezelések, vagy az erdők mezőgazdasági területté történő átalakítása jelentősen megváltoztatják. A zavarások által indukált fragmentáció következtében létrejövő foltok mérete és ezek izolációjának mértéke közvetlen és mérhető hatást gyakorol az állatpopulációk tér- és időbeli dinamikájára. A fajok előfordulását és az állatközösségek szerkezetét tekintve az erdőszerkezet fontos meghatározó tényező, amely az antropogén beavatkozások következtében, mint a végvágás, száraló vágás, léces felújítógátás, illetve ezek következményeként erősödő szegélyhatás, valamint a különböző regenerációs folyamatok miatt drasztikusan változik. Európa természetes vegetációját jobbra az erdők adják, azonban az emberi tevékenységek hatására az erdőállományok jelentős része mára eltűnt. Közép-Európa erdőállományai is fragmentáltak, ami különös tekintettel a síkvidékeken jellemző. Ezen állományok kisemlős közösségeinek állapotát a fajok táplálék-specializációja mellett az erdőterület nagysága, valamint az erdei élőhelyek szerkezete és sokfélesége is meghatározza.

Baranya megyében a Mecsekerdő Zrt. 2002 óta folyamatosan kísérletezik léces felújítással, ami lehetőséget adott a „Silva Naturalis” program keretében a folyamatos erdőborítás és az ezt fenntartó természetközeli erdőgazdálkodási módszerek hatásának vizsgálatához. 2014-ben ebbe a projektbe bekapcsolódva, majd 2015-ben a program lezárása után vizsgáltuk a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában (pufferterületén) található lécekben és a környező zárt erdőfoltokban megjelenő kisemlős fajok élőhely használatát és térbeli elkülönülését. A vizsgálat témája több alkalmazott ökológiai megközelítésben releváns: a fajok erdőgazdálkodás okozta fragmentációra adott válaszána kutatása, az erdők, mint komplex biotópok természetvédelmi megőrzése, az erdőgazdálkodási kezelések hatásának vizsgálata, kártevő fajok megjelenésének prognosztizálása szempontjából. Mindemellett a vizsgált fajok és közösségek ökológiájára (habitat használat, szegregáció, kompetíciós viszonyok, létszámváltozás) vonatkozó újabb információkkal is szolgál az alap kutatás vonatkozásában is.

Jelen dolgozatban két eltérő kisemlős-sűrűségű évben (2014 és 2015) megjelenő gyakoribb fajoknál - sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR, 1834), pirok erdeieger, *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771), vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (SCHREBER, 1780) és *Microtus arvalis* Pallas, 1778 - vizsgáltuk az erdőgazdálkodás okozta heterogenitás és a különböző évek élőhely-használatában megnyilvánuló hatását, illetve a fajok vegetációstruktúra alapján mérhető mikro-élőhely szegregációját.

## Célkitűzések

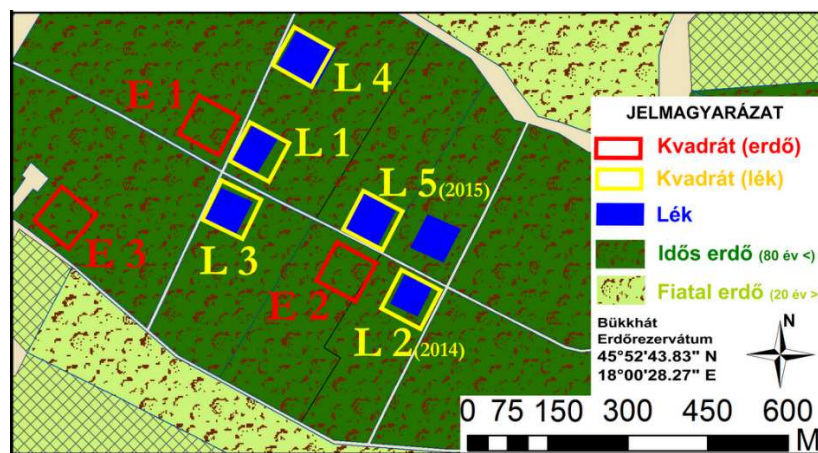
Az erdőrezervátum védőzónájában alkalmazott gazdálkodási módszer, a léces felújítógátás az erdei élőhelyek fragmentációját okozza, melynek következtében megnő ezen élőhelyek heterogenitása. A heterogenitás-növekedés eredménye lehet a kisemlősök megváltozó élőhely-használata, illetve -asszociációja. Ennek megfelelően a következő kérdéseket tettük fel:

- A habitat típus, a szezonális, vagy a vizsgálati év bizonyul-e jobb prediktornak?

- Kimutatható-e az együttélő fajok sűrűségfüggő egymásra hatása?
- A mért növényzeti változók hogyan befolyásolják a fajok térbeli szegregációját?

## Anyag és módszer

Vizsgálataink helyszíne a Dél-Dunántúlon, a Dráva-menti síkságon elterülő Bükkhát Erdőrezervátum puffterülete (1. ábra). A kisemlősök felméréséhez a védőzónában mindkét évben hét mintaterületet jelöltünk ki (1-2. kép). A zárt erdőfoltokban három (E1, E2, E3), a mesterséges lékekben négy kvadrátban (L1, L3, L4 és 2014-ben az L2, 2015-ben az L5) történt a mintavétel. A kvadrátok a védőzóna területén és a hozzá kapcsolódó erdőrészekben találhatók.



1. ábra: A mintavételi csapdahálók és a vizsgált mintakvadrátok elhelyezkedése a mesterséges lékekben és a zárt erdőfoltokban a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában

A kisemlős csapdázások során mindkét évben júliustól októberig havonta gyűjtöttük az adatokat, 5 éjszakai periódusokban. Elevenfogó dobozcsapdáinkat 7×7-es csapdahálóban helyeztük el. A csapdapontok közti távolság mindenhol 12 m volt. Csalétekként növényi olajjal kevert gabona magvakat és szalonnát használtunk. A csalizás módszere minden csapdázási periódusban megegyezett. A csapdázások során a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszert alkalmaztunk. Az állatok egyedi jelölését az ujjpercek tetoválásával végeztük.

A botanikai változók felméréséhez minden mintavételi helyen egy négyzet alakú, 7×7-es elrendezésű rácsháló került kijelölésre. A rácshálót alkotó 49 botanikai kvadrátot úgy jelöltük ki, hogy ezek közepén helyezkedtek el a csapdapontok. A botanikusok az így kapott 12×12 m-es mintanégyzetekben, minden csapdapont környezetében elvégezték a felvételezést (2. ábra).

### A felmért botanikai változók:

**LombB:** Lombkoronaszint borítás (%)  
**FatD:** Átlagos fatörzs átmérő (cm)  
**Fapeld:** Fapéldányszám (db)  
**CserB:** Cserjeszint borítás (%)  
**CserM:** Cserjeszint átlagos magassága (cm)  
**GyepB:** Gyepszint borítás (%)  
**GyepM:** Gyepszint átlagos magassága (cm)

**FekvHfB:** Fekvő holtfa borítás (%)  
**HfD1:** Holtfák hosszúsága (m) az 1. átmérő kategóriában (1-10 cm)  
**HfD2:** Holtfák hosszúsága (m) az 2. átmérő kategóriában (10-40 cm)  
**HfD3:** Holtfák hosszúsága (m) az 3. átmérő kategóriában (>40 cm)  
**Farakas:** Farakások száma (db)

**Avar:** Avarborítás (%)

**Vtusko:** Vágott tuskók száma (db)

**CsupTal:** Csupasz talajborítás (%)

1	2	3	4	5	6	7
8	9	10	11	12	13	14
15	16	17	18	19	20	21
22	23	24	25	26	27	28
29	30	31	32	33	34	35
36	37	38	39	40	41	42
43	44	45	46	47	48	49

2. ábra: A botanikai felmérések mintakvadrátjainak elhelyezkedése a csapdaháló mintavételi pontjaihoz viszonyítva

Az erdőgazdálkodás következtében kialakuló heterogenitásnak és a két évben tapasztalt jelentős abundancia-különbségnek a kisemlősök élőhelyhasználatában megnyilvánuló hatását általánosított becslőegyenlet (Generalized Estimating Equation - 'GEE') alkalmazásával modelleztük. Alapvetően a két különböző élőhelyfolt, a zárt erdő és a nyílt lékek, a két különböző év és a két érintett szezont (nyár és ősz) hatását értelmeztük. A modellekbe további prediktorként beépítettük ezen magyarázó változók interakcióit, továbbá kovariánsként vettük figyelembe az adott vizsgált fajjal együtt előforduló másik három faj mennyiségi értékeit.

A négy kisemlős faj és a mikroélőhelyet leíró változók közötti kapcsolat értékelését külön végeztük el a zárt erdőfoltok és a mesterséges lékek adatainak felhasználásával, ordinációs módszerek segítségével. A fajok és a növényzeti struktúra kapcsolatának vizsgálatához diszkriminancia analízist (DFA) és redundancia analízist (RDA) használtunk (3-4. kép).



1-2. kép: Az erdőgazdálkodás hatására kialakuló lékek egyikében kijelölt mintaterület (baloldali kép), a kvadrát egy csapdapontja (jobboldali kép)



3-4. kép: Kelemen Krisztina biológus MSc hallgató és Csicsék Gábor PhD hallgató adatelemzés (baloldali kép), Kelemen Krisztina terepi mintavételezés közben (jobboldali kép)

## Eredmények

A lékes felújítógázás hatását általánosított becslőegyenlet (GEE) felhasználásával modelleztük. A modellszelekció során a legkisebb QICC (Corrected Quasi Likelihood under Independence Model Criterion) értékű modellt fogadtuk el, így ezek eredményei alapján értékeltük a különböző változók és kovariánsok abundanciára gyakorolt hatását (1. és 2. táblázat).

A pirók erdeiegér esetén a prediktor változók közül a legnagyobb hatást a szezonális különbség jelentette, továbbá a habitatok különbségének is meghatározó szerepe volt a faj mennyiségének változásában. Emellett szignifikáns hatásként jelentkezett az év és a habitat, valamint az év és a szezonális különbség interakciója.

1. táblázat: A GEE modellezés prediktor változói (év, szezon, habitat) hatásának tesztje a pirók erdeiegér (*A. agrarius*) és a sárganyakú erdeiegér (*A. flavicollis*) abundancia értékeinek változásában

GLM modell/ QICC = 590.185	<i>A. agrarius</i> ~ év + habitat + szezon + év×habitat + év×szezon + habitat×szezon + év×habitat×szezon + Afl + Mar + Mgl			GLM modell/ QICC = 395.143	<i>A. flavicollis</i> ~ év + habitat + szezon + év×habitat + év×szezon + habitat×szezon + Aag + Mar + Mgl		
Változók	$\chi^2$	df	P	Változók	$\chi^2$	df	P
év	2.732	1	0.098	év	15.364	1	<0.001
habitat	41.848	1	<0.001	habitat	6.532	1	<0.05
szezon	60.667	1	<0.001	szezon	4.233	1	<0.05
év × habitat	11.384	1	<0.01	év × habitat	0.346	1	0.556
év × szezon	5.029	1	<0.05	év × szezon	19.160	1	<0.001
habitat × szezon	0.009	1	0.924	habitat × szezon	5.449	1	<0.05
év × habitat × szezon	10.595	1	<0.01	<i>A. agrarius</i>	0.885	1	0.347
<i>A. flavicollis</i>	0.797	1	0.372	<i>M. arvalis</i>	5.929	1	<0.05
<i>M. arvalis</i>	2.984	1	0.084	<i>M. glareolus</i>	1.322	1	0.250
<i>M. glareolus</i>	1.488	1	0.223				

A becsült meredekség értékek alapján a pirók erdeiegér mennyiségét a két vizsgált habitat közül a zárt erdő szignifikánsan negatívan befolyásolta ( $\beta = -0.406$ ,  $\chi^2 = 17.04$ ,  $P < 0.001$ ), ami megerősítette, hogy a faj a vizsgálat ideje alatt elsősorban a lékeket preferálta. Az eredmények jól tükrözik a fajra jellemző szezonális dinamikát, a nyári periódus negatív befolyása szignifikáns volt ( $\beta = -0.315$ ,  $\chi^2 = 22.85$ ,  $P < 0.001$ ), mivel a pirók erdeiegér éves demográfiai mintázatában a létszámnövekedés nyár végére, őszre tolódik el.

A sárganyakú erdeiegér mennyiségét az évek közötti különbség, valamint az évek és a szezonális együttes hatása határozta meg leginkább, továbbá ennél a fajnál is érvényesült a két eltérő habitat különbsége. A koegzisztens fajok mennyiségének figyelembe vételével a mezei pocok esetén kaptunk szignifikáns hatást (1. táblázat). A becült meredekség értékek alapján a sárganyakú erdeiegér mennyisége pozitívan asszociált az erdőfoltokkal ( $\beta = 0.044$ ,  $\chi^2 = 8.37$ ,  $P < 0.01$ ). A sárganyakú erdeiegér és a mezei pocok mennyisége között szignifikáns negatív regressziós koefficienszt kaptunk ( $\beta = -0.051$ ,  $\chi^2 = 5.93$ ,  $P < 0.05$ ), ami a két faj közötti negatív interakcióra utal.

A vöröshátú erdeipocok esetén egyértelműen a habitat különbségének volt a legnagyobb magyarázó ereje. Fontos eredmény az év, valamint az év és a habitat együttes interakciójának szignifikáns jelentősége, továbbá a mezei pocok szignifikáns hatása (2. táblázat). A becült meredekségek alapján a 2014-es év pozitív hatással volt a faj mennyiségére ( $\beta = 0.745$ ,  $\chi^2 = 8.15$ ,  $P < 0.01$ ). Ez az eredmény jól kifejezi a mezei pocok mennyiségében a két év között regisztrált különbséget. A faj mennyiségét a zárt erdőfoltok befolyásolták szignifikánsan pozitívan ( $\beta = 0.695$ ,  $\chi^2 = 20.31$ ,  $P < 0.001$ ). A fajok közötti interakció tekintetében a mezei pocok és az erdei pocok között kaptunk szignifikáns negatív hatást ( $\beta = -0.243$ ,  $\chi^2 = 9.85$ ,  $P < 0.01$ ).

A mezei pocok esetében az év és a szezon különbsége határozta meg a mennyiségi viszonyokat, míg az együttélő fajok közül a sárganyakú erdeiegér és az erdeipocok hatása volt szignifikáns (2. táblázat). A becült meredekség értékek közül a koegzisztens fajokkal szembeni negatív összefüggést emeljük ki. A három további vizsgált faj közül a sárganyakú erdeiegér ( $\beta = -0.07$ ,  $\chi^2 = 5.73$ ,  $P < 0.05$ ) és az erdeipocok ( $\beta = -0.27$ ,  $\chi^2 = 7.49$ ,  $P < 0.01$ ) negatívan befolyásolta a mezei pocok mennyiségi megoszlását.

2. táblázat: A GEE modellezés prediktor változói (év, szezon, habitat) hatásának tesztje az erdei (*M. glareolus*) és a mezei pocok (*M. arvalis*) abundancia értékeinek változásában

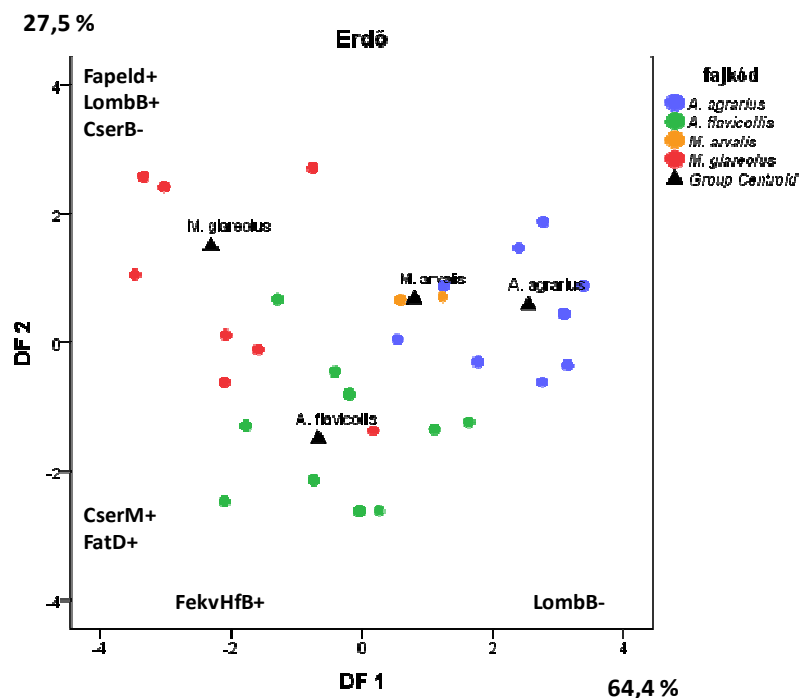
GLM modell/ QICC = 359.639	<i>M. glareolus</i> ~ év + habitat + szezon + év×habitat + év×szezon + habitat×szezon + Aag + Afl + Mar			GLM modell/ QICC = 172.39	<i>M. arvalis</i> ~ év + habitat + szezon + habitat×szezon + Aag + Afl + Mgl		
Változók	$\chi^2$	df	P	Változók	$\chi^2$	df	P
év	7.802	1	<0.01	év	25.897	1	<0.001
habitat	56.995	1	<0.001	habitat	46.671	1	<0.001
szezon	2.020	1	0.155	szezon	0.312	1	0.577
év × habitat	5.932	1	<0.05	habitat × szezon	0.211	1	0.646
év × szezon	0.197	1	0.657	<i>A. agrarius</i>	0.948	1	0.330
habitat × szezon	3.831	1	<0.05	<i>A. flavicollis</i>	5.723	1	<0.05
<i>A. agrarius</i>	1.793	1	0.181	<i>M. glareolus</i>	7.496	1	<0.01
<i>A. flavicollis</i>	1.071	1	0.301				
<i>M. arvalis</i>	9.850	1	<0.01				

### A fajok mikroélőhely asszociáltsága a zárt erdőn belül 2014-ben

Az erdő területén a DFA 13 botanikai változó hatását találta meghatározónak a fajok elkülönülésében. Három tengely adta a magyarázott különbségek 100%-át. Az első tengely (DF<sub>1</sub>) 64.4%-ot, a második (DF<sub>2</sub>) 27.5%-ot, a harmadik (DF<sub>3</sub>) 8.1%-ot magyaráz. Az első két tengely a variancia 91.9%-át magyarázza, így elegendő az eredmények első két tengely által meghatározott, kétdimenziós szórás diagramon történő ábrázolása. A Wilks' Lambda-hoz tartozó Chi-négyzet (DF<sub>1</sub>:  $\chi^2 = 380.956$ ,  $P = 0.000$ ; DF<sub>2</sub>:  $\chi^2 = 176.510$ ,  $P = 0.000$ ; DF<sub>3</sub>:  $\chi^2 = 50.821$ ,  $P = 0.000$ ) alapján a 4 faj szignifikánsan elkülönült egymástól. A magyarázó változók és a diszkriminancia függvények közötti többszörös korrelációt vizsgálva (DF<sub>1</sub>:  $R = 0.890$ ;

DF<sub>2</sub>: R = 0.786; DF<sub>2</sub>: R = 0.568) DF<sub>1</sub> 79.2%-ban, DF<sub>2</sub> 61.8%-ban, DF<sub>3</sub>, 32.3%-ban magyarázta a függő változók összvarianciáját (3. ábra).

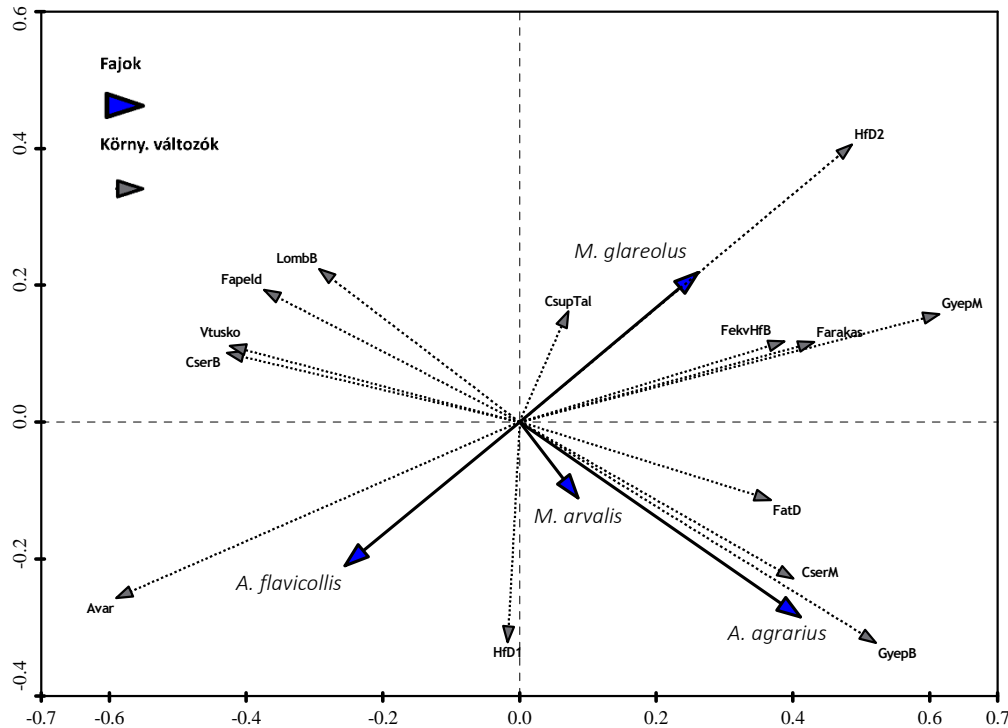
A DFA eredményei szerint a sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok területhasználatuk alapján határozottan elkülönültek a pirók erdeiegeirtől és a mezei pocoktól (3. ábra). A pirók erdeiegér az erdőszegélyeket használta, amit jól mutat, hogy előfordulását a lombkoronaszint borításának hiánya határozta meg. Az erdeiegér a mezei pocokkal jelentős átfedést mutatott, de ennél a fajnál meg kell jegyezni, hogy erdős területeken minimális fogásszámban mutattuk ki a jelenlétét. A sárganyakú erdeiegér elterjedését ezen a területen leginkább a magas fekvő holtfa borítás, a magas cserjeszint és a nagy fatörzsméret befolyásolták pozitívan. A vöröshátú erdeipocok ebben az élőhelytípusban a magas példányszámú területeken fordult elő nagyobb számban, ahol a lombkoronaszint borítása magas és a cserjeszint borítása alacsony volt.



3. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a zárt erdőt vizsgálva 2014-ben

A továbbiakban redundancia analízissel vizsgáltuk meg a botanikai változók és a fajok térbeli eloszlása közötti összefüggést. Az RDA elemzés eredményét biplot diagramon ábráztuk (4. ábra). A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) az erdők mintapontjainak ordinációjában az RDA az összvariancia 100%-át magyarázta, melyből az első két tengely összesen 84.3%-ot mutatott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól, amelyben az erdős területek esetén is az első tengelynek volt a legnagyobb szerepe (első tengely:  $F = 14.178$ ,  $P < 0.05$ ; a négy tengely együtt:  $F = 2.089$ ,  $P < 0.01$ ). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: gyepszint magasság ( $F = 5.73$ ,  $P < 0.01$ ), holtfa hosszúság (2. kategória) ( $F = 3.25$ ,  $P < 0.05$ ), gyepszint borítás ( $F = 3.19$ ,  $P < 0.05$ ). A vöröshátú erdeipocok tömegessége a 2. kategóriájú holtfával mutatott pozitív korrelációt. A pirók erdeiegér szorosan kötődött a gyepszint borításhoz és elkerülte a magas lombkoronaszint borítással jellemezhető területeket,

ami megerősíti a DFA eredményeit (3. ábra). A sárganyakú erdeiegnél azt tapasztaltuk, hogy egyik változó sem korrelál szorosan a faj tömegességével, ami a faj magas abundancia értékeivel és ebből adódóan az erdőterületeken belüli különböző élőhelyek hasonló mértékű használatával magyarázható. A biplot ábra szemléletesen mutatja, hogy az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegnér vektora teljesen ellentétes irányba mutat, ami utal a két faj erdőn belüli szegregációjára. A mezei pocok erdőhasználatáról az RDA elemzés során kapott eredményt a faj területen belüli alacsony fogásszáma miatt nem értékeltük.



4. ábra: A fajok térbeli szegregációjára az RDA eredményei alapján az erdei kvadrátokra vonatkozóan 2014-ben

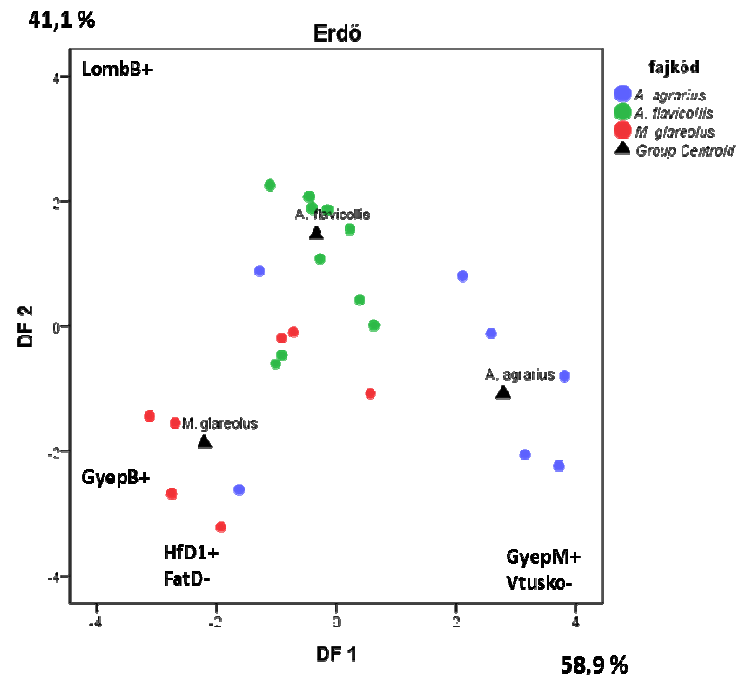
#### A fajok mikroélőhely asszociáltsága a zárt erdőn belül 2015-ben

A 2015-ös év adatainak DFA-val végzett elemzése alapján 12 környezeti változó volt meghatározó a fajok elkülönítésében. A magyarázott különbségek 100%-át két tengely ábrázolta (DF1: 58.9%; DF2: 41.1%). A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF1:  $\chi^2 = 301.085$ ,  $P = 0.000$ ; DF2:  $\chi^2 = 135.612$ ,  $P = 0.000$ ) alapján a három faj szignifikánsan elkülönült egymástól (5. ábra). A magyarázó változók és a diszkriminancia függvények közötti többszörös korrelációból számítva (DF1:  $R = 0.876$ ; DF2:  $R = 0.835$ ), a csoportosító változók összvarianciáját DF1 76.7%-ban, DF2 69.7%-ban magyarázta. A szórásdiagramon a 2015-ben az erdős területeken megjelenő három faj (sárganyakú erdeiegnér, vöröshátú erdeipocok, pírók erdeiegnér) a group centroidok alapján határozottan elkülönül (5. ábra). A pírók erdeiegnér esetében hasonlóan 2014-hez itt is a faj szegélypreferenciáját emelte ki az analízis, amely szegélyterületeken a sűrű, magas gyepszintnek volt meghatározó szerepe. A sárganyakú erdeiegnér a magas lombkoronaszint borítással jellemezhető területeket preferálta, a 2014-es eredményekkel megegyező módon. A vöröshátú erdeipocok a holtfa mennyiségét jellemző változókkal mutat pozitív kapcsolatot, hasonlóan a 2014-es évhez.

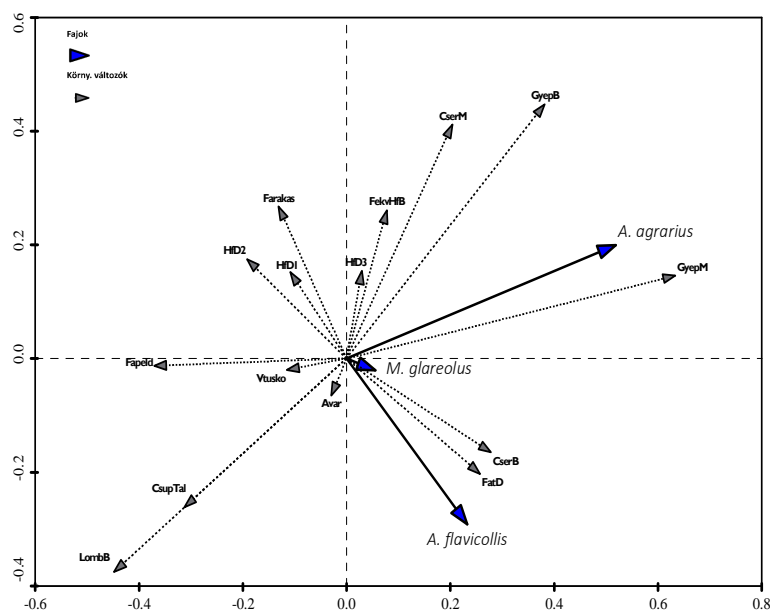
Az RDA elemzés eredményét biplot diagramon ábrázoltuk (6. ábra). A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) az erdők mintapontjainak ordinációjában az RDA az összvariancia 100%-át magyarázta, melyből az



első két tengely összesen 57.0%-ot mutatott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól (első tengely:  $F = 15.208$ ,  $P < 0.01$ ; a négy tengely együtt:  $F = 1.951$ ,  $P < 0.01$ ). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: gyepszint magasság ( $F = 8.24$ ,  $P < 0.01$ ), lombkorona borítás ( $F = 3.45$ ,  $P < 0.05$ ). A sárganyakú erdeiegér a fatörzs átmérővel és cserjeszint borítással mutat korrelációt, míg a pirok erdeiegér a legszorosabb kapcsolatot a gyepszint magasságával mutatja.



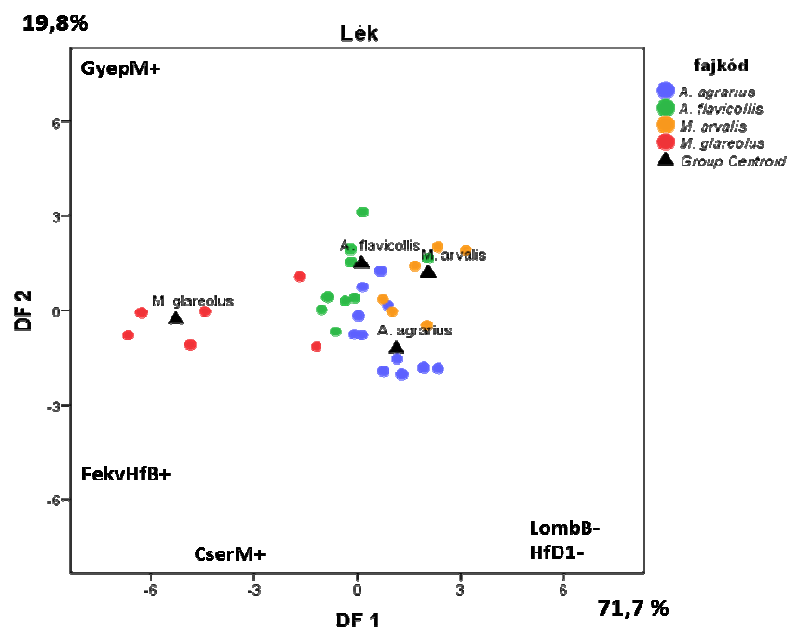
5. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a zárt erdőt vizsgálva 2015-ben



6. ábra: A fajok térbeli szegregációja az RDA eredményei alapján az erdei kvadrátokra vonatkozóan 2015-ben

## A fajok mikroélőhely asszociáltsága a lékeken belül 2014-ben

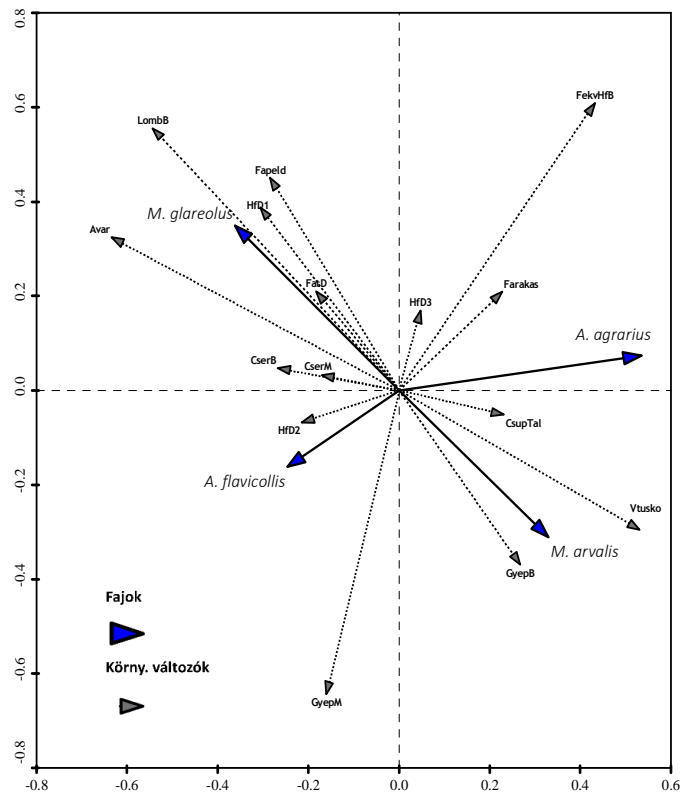
A lécek területére vonatkozó vizsgálat során a DFA 11 botanikai változó hatását találta meghatározónak a fajok elkülönülésében. A magyarázott különbségek 100%-ának ábrázolásához a környezeti változók új lineáris kombinálása során 3 tengely jött létre (DF1: 71.7%; DF2: 19.8%; DF3: 8.5%). A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF1:  $\chi^2 = 494.575$ ,  $P = 0.000$ ; DF2:  $\chi^2 = 213.635$ ,  $P = 0.000$ ; DF3:  $\chi^2 = 75.302$ ,  $P = 0.000$ ) alapján a négy faj szignifikánsan elkülönült egymástól. A magyarázó változók és a diszkriminancia függvények közötti többszörös korreláció értékei: DF1:  $R = 0.919$ ; DF2:  $R = 0.775$ ; DF3:  $R = 0.627$ , így DF1 84.5%-ban, DF2 60.1%-ban, míg a DF3 39.3%-ban magyarázta a csoportosító változók varianciáját. A lécek területén a négy faj közül egyedül a vöröshátú erdeipocok mutatott éles elkülönülést (7. ábra). Az erdeipocok az első tengely mentén különült el a legkifejezöbben, a magas cserjeszinttel és lombkoronaszint borítással rendelkező lék-erdő szegélyben jelent meg. A mezei pocok a lombkorona nélküli, magas gyepszinttel jellemezhető nyílt területeket preferálta inkább. A pírók erdeiegér is hasonló viselkedést mutatott az első tengely mentén, de a mezei pocokkal ellentétben elkerülte a magas gyepszintű területeket.



7. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a léceket vizsgálva 2014-ben

Az RDA elemzés eredményét biplot diagramon ábráztuk (8. ábra). A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) a lécek mintapontjainak ordinációjában az RDA az összvariancia 100%-át magyarázta, melyből az első két tengely összesen 92.1%-ot magyarázott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól, amelyben az erdős területek esetén is az első tengelynek volt a legnagyobb szerepe (első tengely:  $F = 40.087$ ,  $P < 0.01$ ; a négy tengely együtt:  $F = 3.748$ ,  $P < 0.01$ ). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: avar borítás ( $F = 16.34$ ,  $P < 0.01$ ), fekvő holtfa borítás ( $F = 12.85$ ,  $P < 0.01$ ), vágott tuskó mennyisége ( $F = 6.18$ ,  $P < 0.01$ ), farakás ( $F = 3.73$ ,  $P < 0.05$ ), gyepszint magasság ( $F = 3.88$ ,  $P < 0.01$ ). A biplot diagramon elkülönülés mutatkozik a nyílt, lékbelső jellegű és a léket övező szegélyterületek között a környezeti

változók alapján. A DFA mellett az RDA elemzés is alátámasztotta, hogy az erdei pocok a lombkoronaszinttel rendelkező erdőszegélyeket preferálta. A mezei pocok ezzel szemben elkerülte ezeket a helyeket és a lékbelsőre jellemző magas gyepszintborítású, lombkorona nélküli nyílt területeket részesítette előnyben. A sárganyakú erdeieger a közepes átmérőjű holtfával mutatott szoros korrelációt, mely szintén a szegélyterületek jellemzője. Tehát a két különböző statisztikai módszer az erdei pocok vonatkozásában a lék-erdő szegélyéhez történő asszociáltságot, illetve a nyílt lékbelső területek elkerülését bizonyította.



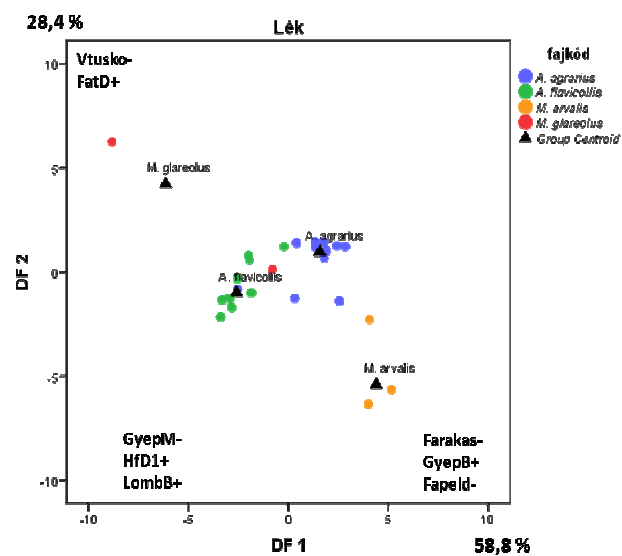
8. ábra: A fajok térbeli szegregációja az RDA eredményei alapján a lékek területére vonatkozóan 2014-ben

### A fajok mikroélőhely asszociáltsága a léken belül 2015-ben

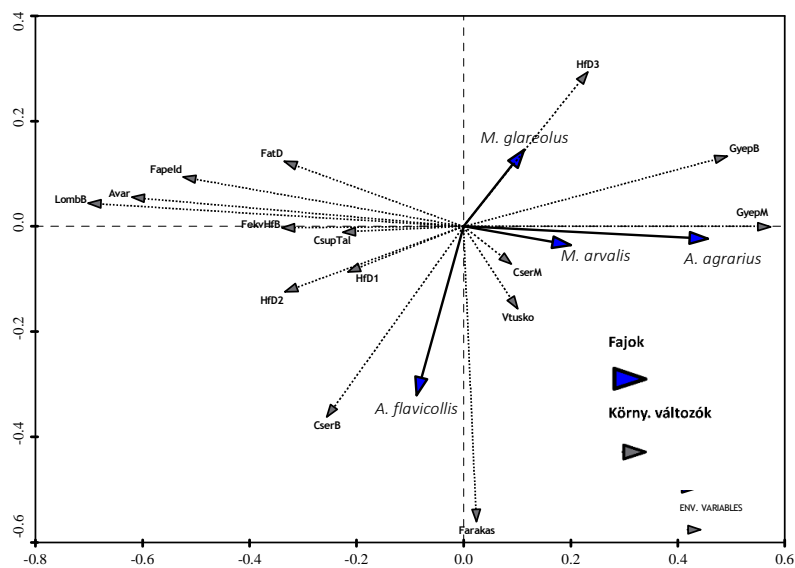
A lékek 2015-ös adataival számolt DFA eredményei szerint 11 környezeti változó volt meghatározó a fajok elkülönülésében. A magyarázott különbségek 100%-át három tengely ábrázolta (DF1: 58.8%; DF2: 28.4% DF3: 12.9%). Mivel a harmadik tengely jelentősége elhanyagolható, a fajok eloszlását a jobb átláthatóság érdekében első két tengely segítségével ábrázoltuk (9. ábra). A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF1:  $\chi^2 = 470.400$ ,  $P = 0.000$ ; DF2:  $\chi^2 = 249.188$ ,  $P = 0.000$  DF3:  $\chi^2 = 94.905$ ,  $P = 0.000$ ) alapján a négy faj szignifikánsan elkülönült egymástól. A magyarázó változók és a diszkriminancia függvények közötti többszörös korrelációból számítva (DF1:  $R = 0.925$ ; DF2:  $R = 0.860$ ; DF3:  $R = 0.751$ ), a csoportosító változók összvarianciáját DF1 85.5%-ban, DF2 74.0%-ban, míg a DF3 56.4%-ban magyarázta. A szórásdiagramon a fajok elkülönülése kifejezettebb, mint az előző évben (9. ábra). A vöröshátú erdeipocok a lombkoronaszinttel rendelkező, vékony holtfában gazdag és alacsony gyepszintű lék-erdő szegélyeket preferálta a 2014-es évhez hasonlóan. A mezei pocok a sűrű gyepszinttel jellemezhető lékbelső területekhez kötődött, ahol nem fordulnak elő fák és farakások. A két egérfaj a group centroidok alapján mindkét tengely mentén elkülönülnek egymástól, de az elkülönülés mértéke nem olyan nagy, mint a két pocokfaj esetében. A sárganyakú erdeieger azokhoz a lombkoronaszinttel rendelkező

területekhez kötődött, ahol vékony holtfa is megtalálható. A pirók erdeiegér a lék belső területeihez kötődött, amit az első tengely mentén való elhelyezkedése mutat.

A lékek 2015-es adatai alapján is elvégeztük az RDA vizsgálatot (10. ábra). A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) az RDA az összvariancia 100%-át magyarázta, melyből az első két tengely összesen 83.2%-ot magyarázott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól (első tengely:  $F = 31.844$ ,  $P < 0.01$ ; a négy tengely együtt:  $F = 2.645$ ,  $P < 0.01$ ). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: lombkorona borítás ( $F = 15.55$ ,  $P < 0.01$ ), cserjeszint magasság ( $F = 4.61$ ,  $P < 0.05$ ). Az ordinációs diagramon a legszorosabb korreláció a vastag holtfa és a vöröshátú erdeipocok között figyelhető meg. A pirók erdeiegér és a mezei pocok a magas gyepesztű területekhez kötődött.



9. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a lékeket vizsgálva 2015-ben



10. ábra: A fajok térbeli szegregációja az RDA eredményei alapján a lékek területére vonatkozóan 2015-ben

## Összefoglalás

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2014-ben és 2015-ben elevenfogó csapdázással vizsgáltuk a kisemlősök mikroélőhely szintű asszociáltságát és az itt alkalmazott lékes felújítógáz hatását. A pufferzónában júliustól októberig, négy hónapon keresztül gyűjtött abundancia-adatokkal dolgoztunk. Az analízishez 4 rágcsálófaj – sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), pirókerdeieger (*Apodemus agrarius*), vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) – fogási adatait használtuk fel. A lékes felújítógáz hatását általánosított becslőegyenlet (GEE) alkalmazásával modelleztük. Alapvetően a két markánsan különböző élőhelytípus, a zárt erdő és a létrehozott nyílt lékek fix hatását értelmeztük, míg a két különböző év és ezeken belül a két érintett szezon (nyár, ősz) jelentették a mintavételi ismétlést. Az adott faj (függő változó) abundanciájára gyakorolt hatások vizsgálatában a vele együtt előforduló másik három faj mennyiségi értékeit kovariánsként vettük figyelembe. Az általánosított becslőegyenlet alapján történt modellezés mind a négy faj esetén markánsan kiemelte az eltérő habitatok jelentőségét, mutatva, hogy a fajok a zárt erdőterületekkel szemben eltérő választ mutatnak a mesterségesen létrehozott lékek megjelenésére. A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körül felmért 15 botanikai változó alapján többváltozós statisztikai módszerekkel (diszkriminancia analízis, ordinációs eljárások) vizsgáltuk, melyek a vegetáció fiziognómiai struktúrájának több mért változója esetén bizonyították a fajok mikroélőhely-szintű szegregációjában feltételezett jelentőségét. Az egyes élőhelytípusok vizsgálata során azt az eredményt kaptuk, hogy a fajok szegregációja a legtöbb esetben jól kifejezett. A leghatározottabb mikroélőhely léptékű szegregációt az alacsonyabb denzitású évben, 2015-ben a lékekben írtuk le. A botanikai változók és a fajok abundancia értékei közötti összefüggést redundancia analízissel (RDA) vizsgálva azt az eredményt kaptuk, hogy az erdőfoltokban 2014-ben a mezei pocok és a pirók erdeieger mennyiségi eloszlását leginkább a cserjeszint magassága és a gyepszint borítása határozta meg, míg az erdeipocok egyértelműen a holtfa mennyiségéhez kötődött. A következő évben a mezei pocok gradáció utáni összeomlása miatt már nem jelent meg az erdőben. Ezzel szemben a pirók erdeieger sűrűsége nőtt, eloszlását leginkább a gyepszint magassága befolyásolta. A 2014 évi nagyarányú lékhasználathoz viszonyítva a mezei pocok 2015 évi összeomlása a lékekben egyértelműen jelentkezett, amely nyílt területeken az utóbbi évben a pirók erdeieger uralkodott, melynek eloszlását leginkább a gyepszint magassága határozta meg.

Eredményeink szerint az erdőgazdálkodás hatására kialakuló élőhelyi heterogenitás makrohabitat szinten is elősegítette a fajok közötti térbeli szegregációs mechanizmus kialakulását, ami biztosítja a fajok koegzisztenciáját. A többváltozós statisztika segítségével kimutattuk, hogy a vegetáció struktúra függvényében a fajok térbeli szegregációja egy adott habitat típuson belül, kisebb térléptékben is megvalósul. Jelen tanulmányunk megerősíti, hogy a mikrohabitat szintű asszociációk vizsgálata mellett a makrohabitat szintű válaszok leírása is fontos a fajok szegregációja szempontjából, különös tekintettel akkor, ha az erdőgazdálkodási módszer nagyobb térléptékben átalakítja, fragmentálja az erdő szerkezetét.

# Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett csapdázás eredménye

**Téma 1:** *Kisemlősök fajgazdagsága és mennyiségének megoszlása Natura 2000 erdőterületek és végvágás utáni újraerdősödő területek összehasonlításában*

# Kisemlősök fajgazdagsága és mennyiségének megoszlása Natura 2000 erdőterületek és végvágás utáni újraerdősödő területek összehasonlításában

## Bevezetés

A Nemzeti Biodiverzitás monitorozó Program V. Projektjének (Erdőrezervátumok - kezelt lomboserdők) célja az erdőművelés hatásának megfigyelése lombos erdők fajgazdagságára illetve az erdőtársulások trend monitorozása. A projektben monitorozási objektumként szerepelnek a kisemlősök is, melyek mind populációs (az abundancia viszonyok trendszerű változása), mind közösségi (faj-dominancia viszonyok, relatív abundancia változása) szinten is indikátor, standard mintavételi eljárással nyomon követhető csoportjai az erdők állapotváltozásának monitorozását célzó programban. A hazai Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) programjaiban több hazai élőhelyen folyik a kisemlősök csapdázásos felmérése. A kisemlősök jelentős szerepet töltenek be ezen ökoszisztémákban, a trofikus kapcsolatok meghatározó láncszemei, számos védett ragadozó madár és emlős táplálékállatai. Élőhely választásuk minél szélesebb körű ismerete és az egyes élőhelyek faunisztikai leírása fontos alapkutatói adatokat szolgáltat az egyes fajok ökológiai igényeinek alaposabb megismeréséhez.

Magyarország védett lombos erdői ökológiailag optimális, magas diverzitású területeknek ("hot spot") számítanak, amelyek nagy produktivitással, dús és változatos makrovegetációval jellemezhetők, biodiverzitásuk magas. A dús aljnövényzetű erdőkben sok kisemlősfaj él együtt, ezért kiválóan alkalmasak ökológiai igényeik, habitathasználatuk tanulmányozására, az interspecifikus kapcsolatok (pl. mikrohabitat-felosztás) vizsgálatára. Természetvédelmi megközelítésben a kisemlősök faunisztikai, populációs és közösségi ökológiai vizsgálatával fontos információkat szerzünk egy adott élőhely természetvédelmi értékeléséhez, az élőhely minősítéséhez. Mára már kevés olyan erdőterület maradt, ahol ebben az ökoszisztémában zajló természetes, spontán folyamatok tanulmányozhatók. Ezeket a területeket erdőrezervátumként különítette el a természetvédelem. Az elmúlt évtizedekben Európa számos országában jelöltek ki ilyen területeket, amelyek nagy része változatos erdőszerkezetű, gazdag és különleges növény- és állatvilággal rendelkezik, és természetes dinamikát mutat. Az erdők veszélyeztetettsége nemcsak Európában, hanem az egész Földön rohamosan növekedett és a konzervációbiológia egyik legégetőbb problémájává vált.

A Mecsek hegységben található Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett kisemlős monitorozási programban végzett munkánkat jelen pályázati támogatás alapján kiegészítettük azzal, hogy a puffertérségen kívül eső, de Natura 2000 hálózatba tartozó erdőfoltok és azokhoz közel eső nem Natura 2000 erdőgazdálkodási területen, végvágás utáni újulatban végeztünk felméréseket. Vizsgálatunk alapvető célja volt, hogy a Natura 2000 zárt erdőfoltok fajkészletét és a fajok mennyiségi értékeit összevessük az újraerdősödő foltokkal. Továbbá célunk volt, hogy ezeket az adatokat össze tudjuk vetni az erdőrezervátumon belüli, valamint a Bükkhát-erdőrezervátum területén kapott adatokkal.

## Célkitűzések

A következő célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- A monitorozott területek fajösszetételének összehasonlítása.

- A jellemző abundancia viszonyok összehasonlító vizsgálata a Natura 2000 erdőfoltok és az újraerdősödő területek között.
- A kimutatott kisemlős-együttesekre jellemző közösségi ökológiai paraméterek jellemzése.

## Anyag és módszer

### Vizsgált, monitorozott területek

Vizsgálatai területeink Dél-Dunántúlon a Mecsek hegységben, Árpádtetőn találhatóak (1. ábra). Alapvetően négy élőhelyfoltban dolgoztunk, melyek közül a két erdő átalakító üzemmódban kezelt (lékes felújítóvágás) Natura 2000 besorolású védett terület. A másik két mintavételi hely közül az egyik egy 20 év alatti fiatalos állomány, mely tisztítás előtt áll. A másik terület egy sikertelen felújítás után visszamaradt rész, melyen a pangó talajvíz hatására vízjelző és degradációt jelző gyomflóra jelent meg (1. táblázat).

1. táblázat: Mintavételi helyek általános jellemzői

Mintavételi terület	Erdőrészlet azon.	Védett	Elsődleges rendeltetés	NATURA 2000	Kor
<i>Natura erdő 1</i>	Mánfa 79/A	Igen	védelmi	Igen	80 év <
<i>Natura erdő 2</i>	Mánfa 77/C	Igen	védelmi	Igen	80 év <
<i>Fiatalos felújítás</i>	Pécs 118/A	Nem	gazdasági	Nem	20 év >
<i>Sikertelen felújítás</i>	Pécs 118/A	Nem	gazdasági	Nem	20 év >

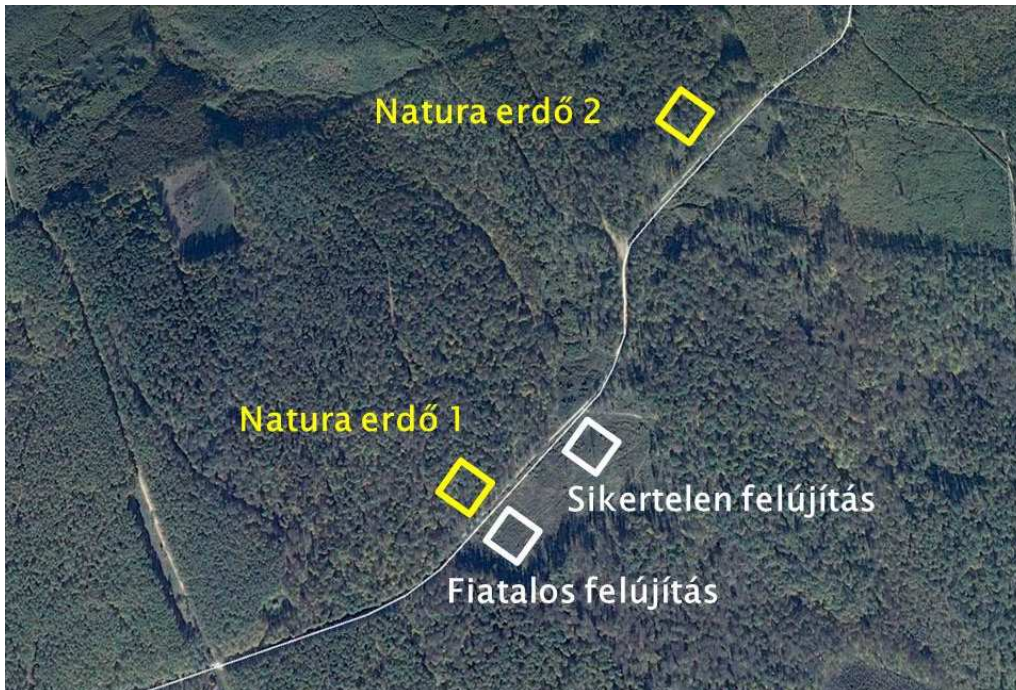


1-2. kép: Az Árpádtetőn kijelölt mintaterületeink élőhelyképe (bal oldal: Natura 2000 erdő 2, jobb oldal: Fiatalos felújítás)

**Natura erdő 1 és 2 közös jellemzése:** Idős (80 év feletti) bükk dominálta állomány (Natura 2000 név: 91K0 Illír bükkös (*Aremonio-Fagion*)), mely tetőhelyzete miatt gyertyános-tölgyessel érintkezik (Natura 2000 név: 91L0 Illír gyertyános-tölgyesek (*Erythronio-Carpinion*)). A lombkoronát a domináns bükk mellett, kocsánytalan és csertölgy, valamint gyertyán és ezüst hárs alkotják. Az elmúlt 10 évben alkalmazott átalakító üzemmód hatására az állomány lombkoronaszintje kisméretű (2-3 lombkoronányi) lékeket tartalmaz. A lombkoronaszint záródása tág határok között mozog (20-80 %). A záródáshiány következtében, a beszűrődő többletfény hatására a cserje és a gyepszint dús, borítása helyenként meghaladja a 80%-ot is. A cserjeszintben a lombkoronaszintet alkotó fafajok cserjeszinti újulata dominál (*Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Tilia tomentosa*). A gyepszintet a bolygatás (léknyitás) hatására megjelenő szederfajok (*Rubus fruticosus* és *Rubus hirtus*) mellett, fű (*Calamagrostis epigeios*, *Melica uniflora*,) és sásfélék



(*Carex pilosa*, *Carex sylvatica*) alkotják, a vertikális és horizontális irányban is magas borítással rendelkező gyepszint változatos élőhelyeket biztosít a kisemlősök számára. A számos irodalmi tanulmány által a kisemlősök szempontjából fontosnak ítélt holtfa, a vizsgált területen csak kis mennyiségben található meg, vékony ágak ( $d < 10$ ) formájában. A változatos erdőstruktúra, a mikroélőhelyek gazdagsága kedvez a kisemlős fajok megjelenésének és egyúttal megfelelő kutatási feltételeket teremt a makro és mikroélőhely asszociáltság vizsgálatához.



1. ábra: A mintavételi kvadrátok elhelyezkedése Árpádtető területén a Közép-Mecsekben

**Sikeresen felújított fiatalos jellemzése:** Végvágás után csemetézéssel felújított terület, a fiatalos állomány kora 20 év alatti. Szerkezetében lombkoronaszint nem található, a cserje és gyepszint sűrű, mozaikos váltakozása jellemezi a területet. A mozaikos (borítás 10-60 %) domináns faja az európai bükk (*Fagus sylvatica*), a kísérőfajok közül a gyertyán (*Carpinus betulus*), a mezei juhar (*Acer campestre*), a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) és az ezüsthárs (*Tilia tomentosa*) található meg a cserjeszintben. A sűrű (átlagborítás 70 % felett) és magas gyepszintben gyomfajok uralkodnak siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*), saspáfrány (*Pteridium aquilinum*), vadszeder (*Rubus fruticosus*), nagy csalán (*Urtica dioica*). A területen holtfa nem, csak minimális mennyiségben vágott tuskó és néhány hátrahagyott farakás található. A sűrű gyepszint és a mozaikos cserjeszint változatos környezetet mutat, mely a szegély és erdőlakó kisemlősfajok számára lehet kedvező.

**Sikertelen felújítás jellemzése:** Végvágás után sikertelenül felújított terület. A terület nedves, „teknő alakú”, tavasszal pangóvíz is előfordul (feltételezhetően a talajban található vízzáró réteg és a lefolyástalan helyzet miatt). A felújítás ilyen körülmények között sikertelen volt, ennek következtében a vágástéri gyomvegetáció (nedves elemekkel színezve) található a területen. A lombkoronaszint és cserjeszint teljes hiánya jellemző. A gyakorlatilag 100% borítású gyepszint két domináns faja a gyepes sédbúza (*Deschampsia caespitosa*) és a siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*). Ez utóbbi erős kompetítor, hosszabb távra képes a felújítást meggátolni. A területen holtfa, farakás nem, és vágott tuskókból is csak néhány darab

található. A magas gyepszint, és a nedves közeg kedvező feltételeket (mikrokörnyezet) teremtet a gyepterületekre jellemző fajok számára.

### Mintavételi módszerek

A csapdázási metodika ezen a területen megegyezett a Bükkhát-Erdőrezervátumban bevezetett és alkalmazott módszerrel, ahol a keletkezett mesterséges lécek mérete alapján választottuk meg a csapdaháló méretét, egységesen alkalmazva a zárt erdőfoltok és a lécek mintavételezéséhez. A Mecsekben található mintavételi területeinken a kisemlősök mintavételezéshez elevenfogó műanyag dobozcsapdákat (75×95×180 mm) és a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszerét alkalmaztuk. A mintavételi hónapokban (április, június, július, szeptember, október) a területeken 7×7-es csapdahálót alkalmaztunk, melyekben a csapdákat egymástól 12 m távolságban helyeztük el. A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megegyezett, csalétekként szalonnát, ánizskivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk. Minden hónapban 5 éjszakai periódusokban csapdáztunk az állatok egyedi jelöléséhez a lábujjak tetoválását alkalmaztuk.

### A faunisztikai és az abundancia adatok feldolgozása

A statisztikai vizsgálatok során először a négy mintavételi terület fajkészletét hasonlítottuk össze, illetve az abundancia és a relatív abundancia értékek különbségét vizsgáltuk a mintakvadrátok összehasonlításában. Az általunk nagyobb gyakorisággal kimutatott fajok abundancia adatainak kvadrátok, illetve évszakok közötti különbségét a havi adatok alapján Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltuk.

A területeken jellemző kisemlős közösség változásának értékeléséhez több közösségi ökológiai paramétert is kiszámítottunk. A kimutatott kisemlős közösség diverzitását a Shannon-diverzitással:

$$H(S) = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i,$$

illetve a Simpson-, vagy kvadratikus diverzitással adtuk meg,

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

ahol  $p_i$  az  $i$ -edik faj egyedszámának aránya a mintában,  $S$  pedig a fajok száma. A Simpson-diverzitás érzékenyebb az egyes fajok populációjának méretére, mint a Shannon-diverzitás, és kevésbé érzékeny arra, hogy mennyi a fajok száma egy adott közösségben. Emiatt fontos diverzitási index a kisemlős közösségek jellemzésekor, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk méretében.

A Shannon-diverzitás számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget, vagy röviden egyenletességet is meghatároztuk:

$$J = \frac{H}{\ln S}$$

ahol  $H$  a minta diverzitása,  $S$  pedig a fajszáma (PIELOU 1975). A felsorolt három közösségi ökológiai paramétert és a fajszámot megadtuk minden területen a nyári, illetve az őszi periódusra is. A fenti számításokhoz a PAST 3.00 programcsomagot használtuk. Az előbbieken leírt közösségi paramétereket havi adatok alapján számoltuk, így lehetőség volt arra, hogy a kvadrátok összehasonlítását nem paraméteres Kruskal-Wallis-teszttel végeztük el.

## Eredmények

Vizsgálataink során először a négy területen jellemző kisemlős együttes fajösszetételét hasonlítottuk össze. Mind a védett erdőterületeken, mind a gazdálkodás alatt álló újulatokban található mintaterületeinken 6-6 kisemlősfajt tudtunk kimutatni. A kisemlősfajok közül négy faj fordult elő mind a négy kvadrátban, melyek közül a mezei cickány, *Crocidura leucodon* (Hermann, 1780) és a közönséges erdeieger, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758) minden mintaterületen egyaránt alacsony egyedszámban fordult elő. Ezen fajokon kívül a pirók erdeieger, *A. agrarius* (Pallas, 1771) és a sárganyakú erdeieger, *A. flavicollis* (Melchior, 1834) egyedeit tudtuk mind a négy élőhelyfoltban kimutatni. A tipikus erdőlakó sárganyakú erdeiegeret a két idősebb erdőben fogtuk meg magasabb egyedszámmal, míg a nyíltabb élőhelyeken csak néhány példánya került befogásra. A pirók erdeieger legmagasabb egyedszámmal a fiatalos felújításban kihelyezett mintaterületen volt jelen, a többi területen hasonlóan kisebb arányban fogtuk meg a faj egyedeit (2. táblázat).

2. táblázat: A négy mintaterületen kimutatott fajok egyedszám és relatív abundancia (zárójelben) értékei

Fajok / Kvadrátok	Natura erdő 1	Natura erdő 2	Fiatalos felújítás	Sikertelen felújítás
<i>Crocidura leucodon</i>	4 (2.6)	3 (1.9)	4 (3.0)	5 (6.8)
<i>Crocidura suaveolens</i>	-	-	7 (5.3)	9 (12.2)
<i>Sorex araneus</i>	2 (1.3)	-	-	-
<i>Glis glis</i>	-	6 (3.9)	-	-
<i>Microtus arvalis</i>	-	-	1 (0.8)	7 (9.5)
<i>Myodes glareolus</i>	13 (8.5)	55 (35.7)	-	-
<i>Apodemus agrarius</i>	44 (28.8)	20 (13.0)	115 (86.5)	43 (58.1)
<i>Apodemus flavicollis</i>	82 (53.6)	61 (39.6)	5 (3.8)	9 (12.2)
<i>Apodemus sylvaticus</i>	8 (5.2)	2 (1.3)	1 (0.8)	1 (1.4)
Σ Egyedszám	153 (100)	154 (100)	133 (100)	74 (100)

Három fajt csak a Natura 2000 zárt erdőfoltokban tudtunk kimutatni. A vöröshátú erdeipocok, *Myodes glareolus* (Schreber, 1780) mindkét idős erdőfoltban jelen volt, azonban a Natura erdő 2 kvadrátban jóval magasabb arányban jelent meg. Az erdei cickányt, *Sorex araneus* (Linnaeus, 1758) csak az első, a nagy pelét, *Glis glis* (Linnaeus, 1766) csak a Natura erdő 2 mintaterületen tudtuk kimutatni. A két erdőgazdálkodás során felújított élőhelyen további két faj egyedeit fogtuk meg alacsonyabb egyedszámmal, a keleti cickányt, *C. suaveolens* (Pallas, 1811) és a mezei pockot, *Microtus arvalis* (Pallas, 1778).

A fajszaám tekintetében a legmagasabb értéket nyáron, a Natura erdő 2-ben, a legalacsonyabbat szintén nyáron, a sikertelenül felújított területen található mintaterületünkön tapasztaltuk (3. táblázat). A másik két terület nyári, illetve a négy kvadrát őszi fajszaám értékei közel kiegyenlítettek, az előző két érték között helyezkednek el. A fajszaám területek közötti megoszlása nem mutatott szignifikáns különbséget a Kruskal-Wallis teszt eredménye alapján ( $H = 1.215$ ,  $P = 0.75$ ), továbbá az évszakok között elvégzett statisztikai elemzés sem mutatott ki szignifikáns különbséget ( $H = 1.063$ ,  $P = 0.30$ ). A legalacsonyabb Simpson-diverzitás értékeket a fiatalos állományú felújított területen tapasztaltuk, míg a többi mintaterületen kiegyenlített volt a Simpson-diverzitás értéke (3. táblázat). Az elvégzett Kruskal-Wallis teszt alapján az értékek nem mutattak szignifikáns különbséget sem a mintavételi területek, sem az évszakok összehasonlításában ( $H = 5.387-0.656$ ,  $P = 0.15-0.42$ ). A Shannon-diverzitás esetében, hasonlóan a Simpson-diverzitáshoz, a legalacsonyabb értékeket az erdőgazdálkodásba bevont fiatalos állományú területen kaptuk, a többi területen a diverzitás értékek közel kiegyenlítettek voltak mindkét évszakban, azonban őszi mindegyik mintaterületünk esetében megnövekedett a diverzitás értéke.

3. táblázat: A négy mintaterületen a két évszakban kimutatott kisemlős együttesek fajszáma és közösségi paraméterei

Kvadrátok / Évszakok Közösségi paraméterek	Natura erdő 1		Natura erdő 2		Fiatalos felújítás		Sikertelen felújítás	
	Nyár	Ősz	Nyár	Ősz	Nyár	Ősz	Nyár	Ősz
Fajszám (S)	4	5	6	5	3	5	5	5
Simpson-diverzitás (D)	0.574	0.675	0.542	0.632	0.123	0.289	0.458	0.677
Shannon-diverzitás (H(S))	0.965	1.331	1.034	1.193	0.284	0.644	0.951	1.361
Egyenletesség (J)	0.696	0.827	0.577	0.741	0.258	0.400	0.591	0.846

A Kruskal-Wallis teszt alapján a Shannon-diverzitás értékek sem mutattak szignifikáns különbséget a területek, illetve a kimutatott különbség ellenére az évszakok összehasonlításában sem ( $H = 5.387-0.656$ ,  $P = 0.15-0.42$ ). Az együttesekre kiszámolt egyenletességek esetében ugyanazt tapasztaltuk, mint a másik két közösségi ökológiai paraméter esetén. A fiatalos felújítással jellemzett mintaterületen ezen index esetén is alacsonyabb értéket kaptunk, míg a többi kvadrátban közel azonos értékeket számítottunk, illetve a Shannon-diverzitáshoz hasonlóan ősszel az egyenletesség értékek is magasabbak voltak (3. táblázat). A Kruskal-Wallis teszt alapján ezen paraméter értékei sem mutattak szignifikáns különbséget a területek és az évszakok összehasonlításában ( $H = 6.775-0.0214$ ,  $P = 0.79-0.64$ ).

A különböző területekre és évszakokra kiszámolt Shannon-diverzitás értékeket t-teszttel hasonlítottuk össze. Először a nyári és az őszi értékeket hasonlítottuk össze, azonban a négy mintaterület közül csak a Natura erdő 2 esetében kaptunk a két szezonális Shannon-diverzitás érték között szignifikáns különbséget ( $t = 2.761$ ,  $P < 0.01$ ).

4. táblázat: Shannon-diverzitás t-tesztjeinek nyári és őszi értéke mintaterület páronként

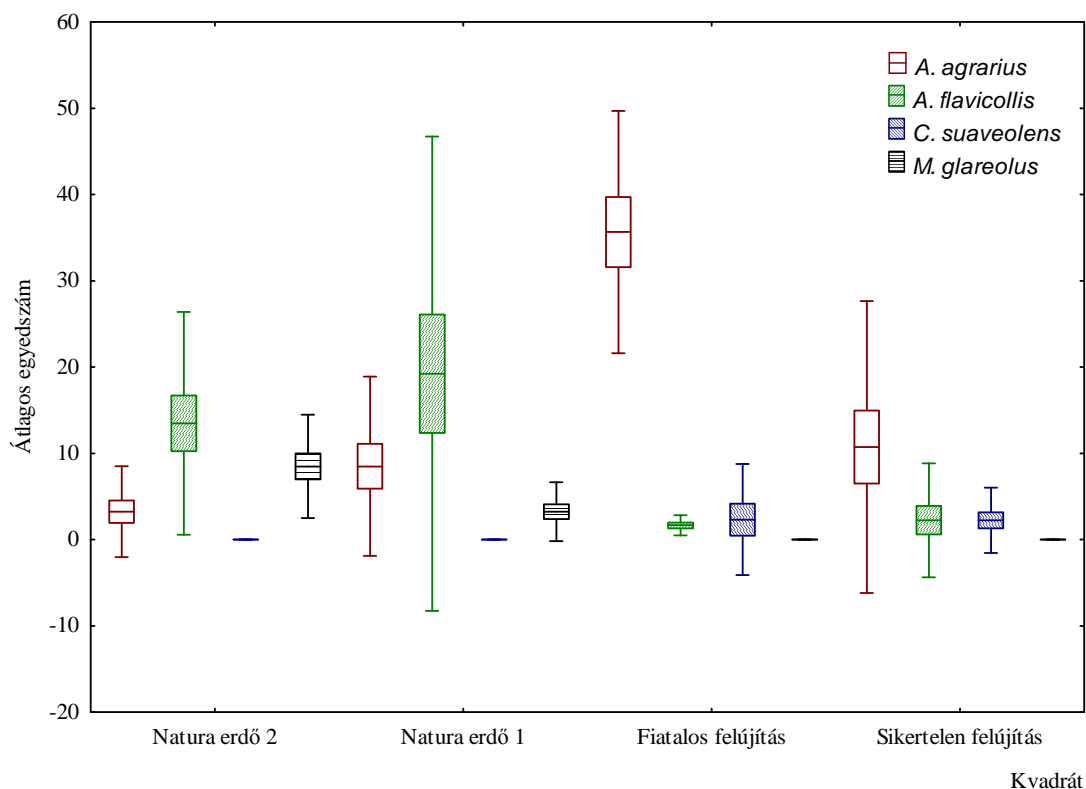
Mintaterület párok	Évszakok		Ősz	
	t	P	t	P
Natura erdő 1 vs Natura erdő 2	-0.487	0.63	0.966	0.34
Natura erdő 1 vs Fiatalos felújítás	4.061	< 0.001	3.490	< 0.001
Natura erdő 1 vs Sikertelen felújítás	0.351	0.73	-1.102	0.27
Natura erdő 2 vs Fiatalos felújítás	3.798	< 0.001	4.704	< 0.001
Natura erdő 2 vs Sikertelen felújítás	0.062	0.95	0.211	0.83
Fiatalos felújítás vs Sikertelen felújítás	-2.548	< 0.05	-4.620	< 0.001

Továbbá mind a két évszakra vonatkoztatott adatok alapján páronként teszteltük az egyes területekre számított Shannon-diverzitás értéket (4. táblázat). Nyáron három mintaterület párosításban tapasztaltunk szignifikáns különbséget a diverzitásban. A fiatalos felújításban jellemző diverzitás érték mindhárom másik terület diverzitás értékénél szignifikánsan alacsonyabbnak bizonyult. Az őszi időszakban is ugyanezt az eredményt kaptuk, a fiatalos felújításban a kisemlősök diverzitása ebben az időszakban is a legalacsonyabb volt (4. táblázat).

A közösségi ökológiai paraméterek statisztikai elemzése arra utal, hogy ugyan a vizsgált mintaterületek kisemlős együtteseiben jelen vannak magasabb dominanciájú fajok, melyek befolyásolhatják e paraméterek alakulását, azonban a fiatalos felújítás kivételével a gyakori fajok nem váltak az együttes abszolút domináns fajává. A fiatalos állományú területen azonban a pirók erdeieger rendkívül magas relatív arányban jelent meg, és ez a magas arány a diverzitási mutatók és az egyenletesség alacsony értékét eredményezte. Ezen mintavételi kvadrátunkban a sűrű gyepszint és a mozaikos cserjeszint változatos élőhelyet teremt, mely a szegélypreferenciát mutató pirók erdeieger számára megfelelő környezetnek bizonyult és emiatt

ezen területen nagyobb egyedszámban tudtuk kimutatni, mint a közeli erdőkben vagy a sikertelen erdőfelújítás után fennmaradó füves habitatban.

A területeken kimutatott fajok közül a kiválasztott gyakoribb fajok kvadrátok és évszakok közötti megoszlását is vizsgáltuk a havi abundancia adatok alapján. Ezen vizsgálatokhoz a három erdeiegér fajt és a mezei cickányt választottuk ki, mivel ezen fajok minden mintaterületen előfordultak, továbbá két olyan fajt, melyek magasabb arányban jelentek meg egy-egy területen, amely a vöröshátú erdeipocok és a keleti cickány volt. Elsőként a kvadrátok közötti megoszlást vizsgáltuk. Az elvégzett Kruskal-Wallis teszt nem mutatott szignifikáns különbséget a közönséges erdeiegér ( $H = 0.904$ ,  $P = 0.82$ ) és a mezei cickány ( $H = 0.490$ ,  $P = 0.92$ ) esetében, ezen fajok közel azonos mértékben használták a négy vizsgált élőhelyfoltot.



2. ábra: A mintaterületek között az abundancia adatok alapján szignifikáns különbséget mutató négy kisméretű faj átlagos egyedszámának megoszlása

A piros erdeiegér nagyobb abundanciával jelent meg a fiatalos felújításban, mint a többi területen, mely különbséget a statisztikai összehasonlítás is kimutatott ( $H = 8.788$ ,  $P < 0.05$ ). A sárganyakú erdeiegeret, az erdőterületeken tudtuk nagyobb arányban kimutatni, továbbá a másik tipikus erdőlakó kisméretűfajt, a vöröshátú erdeipocokot kizárólag az idős állományú, zárt lombkoronájú erdőkben tudtuk elfogni. Az abundancia alapján megjelenő különbséget az elvégzett Kruskal-Wallis teszt is alátámasztotta, miszerint szignifikáns különbség volt a mintaterületeken kimutatott abundanciában (*A. flavicollis*:  $H = 9.867$ ,  $P < 0.05$ ; *M. glareolus*:  $H = 10.313$ ,  $P < 0.01$ ). A vöröshátú erdeipocokkal ellentétben a keleti cickányt csak a lombkoronaszint nélküli kvadrátjaink területén sikerült kimutatnunk (2. ábra). Ezen faj abundanciájának esetén is szignifikáns különbséget mutattunk ki a területek összehasonlításában ( $H = 9.867$ ,  $P < 0.05$ ).

Az évszakok közötti különbségeket is a havi abundancia adatok alapján vizsgáltuk. Az elvégzett Kruskal-Wallis teszt csak a közönséges erdeiegér egyedszámában mutatott szignifikáns különbséget az évszakok megoszlásában ( $H = 3.956$ ,  $P < 0.05$ ). A másik öt

vizsgált, gyakori faj esetén az egyedszám adatok alapján nem volt szignifikáns eltérés az egyes évszakok között ( $H = 5.387-0.656$ ,  $P = 0.15-0.42$ ).

## Összefoglalás

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén végzett korábbi kisemlős monitorozás során összesen 10 kisemlős fajt mutattunk ki. Az erdőrezervátum mag és pufferterületén csapdahálók a vegetációs szerkezetében, kitettségben és domborzati felszínben markánsan különböző élőhely foltokat fedtek le. Az erdőrezervátumon kívül kijelölt mintaterületeinken 9 fajt mutattunk ki, ami hasonló eredményt adott, mint az erdőrezervátum területének monitorozása. Az új mintahelyek eredményei jól mutatták, hogy a Natura 2000 zárt erdők és az újraerdősödő területek között van különbség a fajösszetételben és az egyes fajok gyakorisági viszonyaiban, azonban e különbségek statisztikai bizonyításához mindenképpen hosszabb ideig tartó, nagyobb csapdázási ráfordítású mintavétel szükséges.

Az általunk is kimutatott, mindössze 3-4 faj dominanciájával jellemzett kisemlős együttesek jelenléte a környező országok lombhullató hegyvidéki erdei is jellemző. Az erdőrezervátum különböző élőhely foltjaihoz hasonlóan, az újabb területek esetén is a sárganyakú erdeiegér, a közönséges erdeiegér és az erdei pocok volt a három karakter faj, bár a két utóbbi relatív abundanciáját tekintve messze alul maradt az abszolút domináns sárganyakú erdeiegérhez képest. A sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok erdőlakó rágcsálók, generalistának tekinthetők, optimális élőhelyük Közép-Európában a termékeny talajú, tisztán lombhullató, kevert lombú erdő. Ennek a két fajnak hasonló a környezeti és a táplálék igénye, számos korábbi tanulmány foglalkozott a populációik közötti kompetícióval, amely leginkább a táplálék- és búvóhelyforrások eloszlásának a függvénye. Az erdeiegerek az élőhely szempontjából specialisták, többnyire idősebb állományú erdőkben élnek. Az erdei pocok az erdei élőhelyeket tekintve generalisták, gyakorlatilag mindenféle erdőben megtalálhatóak, de leginkább a sűrű aljzatú erdőket kedvelik. Az eredmények alátámasztották azt a feltételezést, hogy az erdőművelés hatására megváltozott erdőkép, illetve az így kialakuló makrohabitatok elkülönülésére az egyes kisemlős fajok eltérő választ adnak, amely azonban segítheti a fajok térbeli szegregációját, mérsékelve ezzel a fajok közötti versengést. A kapott adatok azt mutatták, hogy az erdőszerkezeti különbségeknek jelentős hatása van az ott élő rágcsálók fajösszetételére, relatív abundancia viszonyaira és élőhely választására. Azonban az eddigi csapdázások alapján leírt mintázatok mögött rejlő mechanizmusok részletesebb feltáráshoz tovább kell folytatnunk a teljes vegetációs periódust átívelő csapdázásokat. Az élőhely választás, illetve a különböző mikroélőhely foltokhoz történő kötődés vizsgálatához a csapdahálókön belüli vegetáció részletesebb elemzését az élőhely heterogenitását leíró környezeti változók mérését tervezzük.

# A Kis-Balatonon végzett kisémlősfelmérés eredménye

**Téma 1:** *Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása a lápterületek kisémlős együtteseinél*

**Téma 2:** *Kisémlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban*

# Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása a lápterületek kisemlős együtteseinél

## Bevezetés

A „wetland” területek, valamint az ott előforduló védett és veszélyeztetett fajok és közösségek hatékony védelméhez és megőrzéséhez fontos ismernünk az ilyen típusú élőhelyek környezetében végbemenő populációs és közösségi folyamatokat (STENSETH 1980, FOSTER & GAINES 1991, GAINES *et al.* 1992).

A reliktum mocsaras területek természetvédelmi menedzsmentjét tekintve Magyarország egyik legfrekvenciáltabb területe a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóságához tartozó Kis-Balaton Tájvédelmi Körzet, ahol a biodiverzitás változásában és fenntarthatóságában jelentős szerepe van az ember vízrendezési tevékenységének. A terület napjainkban vízvédelmi rendszerként (Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer) működik, amit korábban két ütemben valósítottak meg azzal a céllal, hogy a Kis-Balaton mesterséges elárasztásával megsűrjék a Zala vizét és rehabilitálják az egykori mocsárvilágot. A Kis-Balaton védett és fokozottan védett fajainak és életközösségeinek monitorozása főként a második ütemben végrehajtott beavatkozások, a Fenéki tó elárasztásával jelentős mértékben megnövelt vízszintjének hatása miatt került be a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) programjai (VI. projekt: „A Kis-Balaton II. ütem élővilága”) közé. Ebben a programban a monitorozás célja annak vizsgálata, hogy a Kis-Balaton vízminőség-védelmi rendszer üzemeltetésének milyen hatása van a biológiai sokféleségre. Ez a probléma azt a „null-hipotézist” fogalmazta meg, hogy a Kis-Balaton Védőrendszer II. ütemén zajló vízügyi beavatkozások, a gyors vízszintváltozás kedvezőtlenül befolyásolja az élőhely diverzitását. Az alapvetően hipotézistesztelő monitorozási program emellett a trendek vizsgálatával is foglalkozik, vagyis a fellelhető leginkább természetes területeken értékeli a jellemző élővilágot reprezentáló indikátor objektumok (védett, fokozottan védett fajok populációi, szubpopulációi, együttesek, közösségek) mérhető és monitorozható attribútumainak fluktuációit.

A Kis-Balatonon az NBmR keretén belül 1999 őszén kezdődött meg a kisemlősök monitorozása. Ez a program azóta is folytatódik, jelenleg 16 éves adatokkal rendelkezünk a kisemlősök különböző élőhely foltokban történő elterjedéséről és mennyiségi viszonyairól.

A 2010-ben tapasztalt nagy mennyiségű csapadék hatására a korábban vizsgált lápterületek több hónapon keresztül vízborítás alá kerültek, amely negatívan befolyásolta a kisemlősök rekolonizációját és ismét a fokozottan védett északi pocok lokális elvesztését okozta. Ezért 2010 után újra nagyobb térléptékben, egymástól távolabb fekvő lápterületeken, több csapdaháló, de kisebb kvadrátméret alkalmazásával, folytattuk a kisemlősök felmérését, az északi pocok megmaradt állományainak felkutatását.

Az alábbi dolgozatban a fentiek alapján a 2014-2015-ben végzett nagyobb térléptékű, több „wetland” területet érintő felmérések eredményeit foglaljuk össze, amely során célunk, hogy a különböző területeken kapott adatok alapján összehasonlítsuk a kisemlős együttesek fajkompozícióját és mennyiségi viszonyait, valamint a területeket a fajok természetvédelmi pontértéke alapján is értékeljük.



## Kérdések, célkitűzések

A Kis-Balatonon végzett két éves kisemlős monitorozás elsődleges feladata a monitorozás térbeli kiterjesztése, azaz kisméretű kvadrátok alkalmazásával több elkülönülő alkalmas élőhelyfolt csapdázása annak érdekében, hogy ismét találjunk reliktumként fennmaradt északi pocok szubpopulációt, amely célkitűzés illetve mintavételi stratégia lehetőséget adott arra, hogy a különböző vizsgált területek kisemlős együtteseinek összehasonlító elemzését végezzük el. A dolgozatban értékelt két vizsgálati év között jelentős különbség volt az időjárásban, illetve a mintázott területek vízellátottságában, amely utóbbi esetén a lehulló csapadékmennyiség egyenlőtlen eloszlásán kívül, jelentős hatásként kell kiemelnünk a vízvédelmi rendszer újabb fejlesztését és az ezzel járó megváltozott vízkormányzási viszonyokat. A természetes esőzések és az emberi beavatkozások egyes időszakokban akár kumulatív hatásként érvényesül az egyes berekterületeken jellemző kisemlősök kolonizációjában és a kialakuló együtteseken belüli mennyiségi viszonyok alakulásában. E probléma alapján alapvető célunk volt, hogy az egyes területek kisemlős abundancia viszonyait és az együttesekre jellemző közösségi ökológiai paraméterek alakulását a két eltérő év, a vízborítás és a különböző területek függvényében komplex módon vizsgáljuk.

A több lápterületet érintő mintavételezés alapján közösségi ökológiai megközelítésben megfogalmazott célkitűzések, kérdések és hipotézisek:

### Célkitűzések

- A fajösszetétel, fajkompozíció alapján számolt természetvédelmi pontérték valamint a védett és nem védett fajok mennyiségi adatainak összehasonlítása a két év és a területek függvényében.
- A fentebb kiemelt prediktor változók (év, terület, vízborítás), illetve ezek kombinációjának a területekre jellemző fajok és genusok, illetve kisemlős csoportok abundancia viszonyaira, illetve közösségi ökológiai paraméterekre gyakorolt feltételezett hatását modellezzük.
- Az időjárási paraméterek közvetlen hatásának tesztelése, a csapdázási periódusokra jellemző részletes időjárási adatok, illetve az abundancia értékek és a származtatott közösségi paraméterek relációjában.

### Kérdések:

- Mennyiben eltérő a fajgazdagság és a közösségek összetétele alapján számítható természetvédelmi érték a különböző területek és évek függvényében?
- A vizsgált területek és az évek összehasonlításában mérhető-e ez a feltételezett különbség a védett és a nem védett fajok mennyiségében?
- Mérhető-e eltérő hatás a csapadékviszonyok és a kialakult vízszint évek közötti különbsége vagy a területek éven belüli eltérő vízborítása között, függetlenül az évek hatásától?
- Kimutatható-e közvetlen hatás az időjárási paraméterek és a vizsgálatba bevont független változók (fajok, taxonok abundanciája, közösségi paraméterek) között, illetve az időjárási tényezők közül mennyiben van jelentősége a területek vízellátottságát befolyásoló csapadékmennyiség közvetlen hatásának?

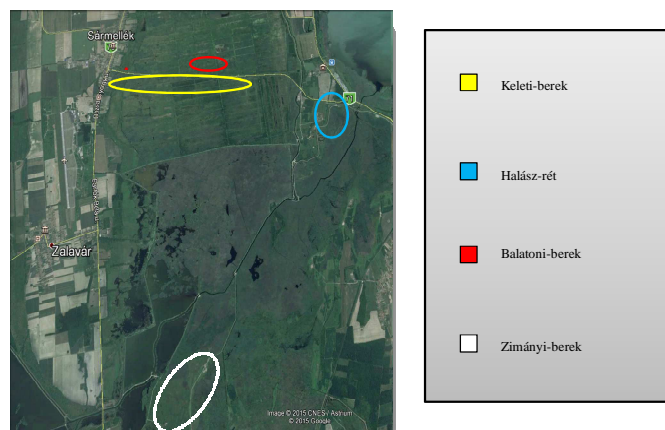
## Hipotézisek:

- $H_01$ : A fajgazdagság és a természetvédelmi pontértékben nincs különbség az évek és a területek között.
- $H_{A1}$ : A fajszám és a természetvédelmi értékelése különbözik az évek és a területek összehasonlításában.
- $H_02$ : A vizsgált magyarázó változóknak nincs hatása az abundancia és a közösségi paraméterek értékeire.
- $H_{A2}$ : Van kimutatható hatás, a kialakult vízszint évek közötti különbsége, illetve területek éven belüli vízszint különbségének hatása eltérő.
- $H_03$ : Az időjárási tényezők közvetlen hatása nem mérhető.
- $H_{A3}$ : A napi időjárási adatok és a függőváltozók között van összefüggés, melyben a csapadékmennyiségének van jelentős szerepe.

## Anyag és módszer

### Vizsgált, monitorozott területek

A kisemlős monitorozásra kijelölt mintavételi területek egyrészt a Sármelléktől keletre található eredetileg összefüggő lápterületen találhatók, amit ma már a 76-os műút választ ketté. Az északi, Hévíz irányába elterülő területet (Balatoni-berek) magángazdálkodó kezeli, míg a déli terület (Keleti-berek) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park kezelése alatt áll, emellett Natura 2000 terület. A nemzeti park felügyelete alá tartozó Keleti-berek területén 1999 óta folyamatosan folyik a kisemlősök monitorozása. A harmadik vizsgált, az előzőektől térben teljesen elkülönülő lápterület a Halász-rét, amely a Kis-Balaton északkeleti részén, Balatonszentgyörgy irányában elterülő, kisebb-nagyobb sásos foltokkal tarkított nagy kiterjedésű nádas. A Halász-rét talajvízszint viszonyának alakulásában óriási szerepe van a Kis-Balaton II. tározó északi része (Barna-tó) és a Zala közötti, 2000 után készített terelő csatornának, amely az év nagy részében – különösen a kevésbé csapadékos időszakban – alacsonyan tartja a térség talajvízszintjét. Végül a negyedik mintázott terület a Zimányi-berek volt, amely Balatonhídvégtől keletre, a Kis-Balaton II. ütem (Fenéki-tó) területén található. Mindkét vizsgálati évben (2014-2015) a fenti négy berek területén végeztük a kisemlősök felmérését (1. ábra).



1. ábra: A kisemlős közösségi értékeléséhez elkülönített 4 terület lehatárolása a 2014-2015-ös nyári mintavételek alapján

## Mintavételi módszerek

A kisemlősök mintavételezéshez elevenfogó dobozcsapdákat és a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszerét alkalmaztuk. Mindkét évben (2014-2015) 3 nyári mintavételi hónapban (június, július, augusztus) végeztük a csapdázásokat, a vizsgált területek túlnyomó részében a mintakvadrátokat 6×6-os csapdaháló jelentette, melyekben a csapdák egymástól 5 m távolságban voltak elhelyezve. Mivel a vízviszonyok jelentős mértékben meghatározták az alkalmazható csapdakonfigurációt, több esetben a csapdaháló nem négyzet, hanem téglalap alakú volt. Mint a korábbi években, egy adott mintavételi év során több alkalommal változtattunk a mintavételi pontok elhelyezkedésén. Ennek megfelelően az egyes területeken a monitorozási idő és a csapdaráfordítás különböző, amely a végleges elemzésnél szükségessé tette, hogy a fogási paramétereket 100 csapdaéjszakára standardizáljuk.

A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megegyezett. Csalétekként szalonnát, ánizs-kivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk. Napközben a csapdák működőképes, azaz élesre állított helyzetben voltak, vagyis naponta kétszer ellenőrzést végeztünk, reggel 7<sup>00</sup>-tól, és este 19<sup>00</sup>-tól, így egy 4 napos periódus alatt 7 csapdaellenőrzésünk volt. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját, amennyiben szükséges volt a határozáshoz, fontos testméret paramétereket is mértünk. Az állatok egyedi jelöléséhez a lábujjak tetoválását alkalmaztuk.

A vizsgált területek vízszintjét 20 random kiválasztott csapdaponton, minden csapdázási periódusban mértük. Méréseink alapján vízborítás három kategóriáját különítettük el: **1. előntött**, a 30 cm-t meghaladó vízborítás a teljes területet érintette; **2. alacsony vízborítás**, a víz magassága nem haladta meg a 10 cm-t, illetve ez a vízmagasság mikrodomborzatnak megfelelően nem egyenletes eloszlású, de üde élőhelyet eredményezett; **3. száraz**, amely csapadék nélküli időjárás és a nyári meleg hatásának következménye, amely állapot ezekben a periódusokban az adott mintaterület teljes egészére jellemző volt.

## Az adatfeldolgozás módszerei

A mintavételezések alapján mind az négy vizsgált berek területére, mindkét évre vonatkozóan megadtuk a kisemlős fajok jelenlét-hiány adatait és az összesített fajszámot. Az adott időszakokban kapott fogásértékeket a mintavételi ráfordítás eltérése miatt 100 csapdaéjszakára standardizáltuk, így a fogásértékek minden további statisztikai értékelését és a közösségi ökológiai paraméterek számítását a standardizált adatok felhasználásával végeztük.

A faunisztikai értékelés során elsőként a fajgazdagság (S), a védett és a nem védett fajok standardizált fogásértékeinek, valamint a fajkompozíció alapján számított természetvédelmi pontérték területek közötti megoszlását vizsgáltuk. A kimutatott kisemlős együttesek természetvédelmi pontértékeit a magyarországi szárazföldi gerincesekre vonatkozó értékelési rendszer alapján számítottuk (BÁLDI *et al.* 1995, 2001). A területenként kimutatott kisemlős fajösszetétel alapján megadtuk az adott együttesre jellemző összesített pontszámot, majd ezt az értéket a fajszámmal standardizáltuk. A természetvédelmi pontérték meghatározásánál BÁLDI *et al.* (1995) tanulmánya 3 fő szempontot vett figyelembe:

- biológiai változókat (Biol) (a faj rendszertani és ökológiai tulajdonságait értékeli)
- a faj hazai helyzetét (Mo)
- a fajok magyarországi kutathatóságát és védettségét (Kut)

melyek összesített pontértékét használtuk fel a számításokhoz (1. táblázat). A fajszám, a nem védett és védett fajok standardizált fogásértékeinek, valamint a természetvédelmi pontszám standardizált értékeinek területek közötti megoszlás mind a 2014-es, mind a 2015-

ős adatok vizsgálatához Kruskal-Wallis medián tesztet és ennek Dunn-féle post hoc tesztjét alkalmaztuk. E paraméterek két különböző évben kapott különbségét mind a négy berek esetében Mann-Whitney U teszt felhasználásával vizsgáltuk (ZAR 2010).

1. táblázat: A természetvédelmi értékeléshez használt pontértékek megoszlása és összesített értéke a kimutatott kisméltős fajoknak megfelelően

Fajok	Biol	Mo	Kut	$\Sigma$
<i>Sorex araneus</i>	7	13	20	40
<i>Sorex minutus</i>	7	13	20	40
<i>Neomys anomalus</i>	16	13	25	54
<i>Neomys fodiens</i>	16	13	25	54
<i>Crocidura leucodon</i>	7	13	20	40
<i>Crocidura suaveolens</i>	7	13	20	40
<i>Myodes glareolus</i>	3	7	32	42
<i>Microtus agrestis</i>	3	13	30	46
<i>Arvicola amphibius</i>	3	7	37	47
<i>Apodemus agrarius</i>	3	7	32	42
<i>Apodemus flavicollis</i>	3	7	37	47
<i>Apodemus sylvaticus</i>	3	7	37	47
<i>Micromys minutus</i>	3	7	32	42
<i>Mus spicilegus</i>	11	10	25	46
<i>Rattus norvegicus</i>	1	7	25	33

A fajok standardizált abundancia értéke mellett az egyes jellemző genusok, illetve 3 kisméltős csoport (cickányok, egerek és pockok) standardizált fogásértékeit is megadtuk. A standardizált abundancia értékek alapján az alábbi közösségi paramétereket számítottuk. Elsőként a Margalef féle fajgazdagság index értékét számítottuk:

$$D_{Mg} = (S - 1) / \ln N$$

ahol  $S$  a fajszám,  $N$  a teljes fajkészlet összesített egyedszáma (MAGURRAN 1988).

A vizsgált területeken periódusonként kimutatott kisméltős közösség diverzitását a Shannon-Wiener-formulával:

$$H(S) = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

valamint a Simpson-, vagy kvadratus diverzitással adtuk meg,

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

ahol  $p_i$  az  $i$ -edik faj egyedszámának aránya a mintában,  $S$  pedig a fajok száma (PIELOU 1975). A Simpson-index különösen érzékeny a különböző fajok populációjának méretére, és kevésbé arra, hogy mennyi a fajok száma az adott közösségben. Ezért adekvát diverzitási index a kisméltős közösségek jellemzésére, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk méretében (ADAMCZKEWSKA-ANDRZEJEWSKA *et al.* 1980). Továbbá megadtuk a faj-egyöntetűséget vagy röviden egyenletességet is:

$$J = \frac{H}{\ln S}$$

ahol  $H$  a minta diverzitása,  $S$  pedig a fajszáma (PIELOU 1975).

Mind a fajszám, mind a számított közösségi ökológiai paraméterek területekre és mintavételi időszakokra vonatkoztatott átlagos megoszlását box plot diagramokon ábrázoltuk

és a csoportok közötti statisztikai különbségek értékeléséhez Kruskal-Wallis medián tesztet alkalmaztunk.

A vizsgált területeken jellemző karakter fajok, a nagyobb kisemlős taxonok abundanciája, illetve a közösségi paraméterek, mint függő változókra vonatkozóan általános lineáris modellek (GLM) felhasználásával vizsgáltuk a különböző területek (Berek), a vízviszonyokban jellemzően különböző két év (Év), valamint az egyes területeken jellemző különböző vízborítási időszakok, mint magyarázó változók hatását (Vízborítás). A GLM modelleket többváltozós beágyazott varianciaanalízis (nested ANOVA) alapján építettük fel. A vizsgált változókat transzformáltuk ( $\sqrt{x_i}$ ), hogy teljesüljön a változók normalitása. A többváltozós módszer alapján négy elkülönített csoportban vizsgáltuk a függő változókat. Az első csoportba a vizsgált berekterületeken jellemző fajok (*S. araneus*, *N. anomalus*, *M. agrestis*, *A. agrarius*, *M. minutus*), második csoportba a két jellemző, de nem permanensen jelenlévő cickány genus (*Neomys*, *Crocidura*), valamint elsősorban fás (erdő, erdőfolt, erdőszáv) területekhez kötődő ritkább fajok (*A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *M. glareolus*) tartoztak. Ez utóbbi csoportosításban a vízicickányok a vízszint növekedését, míg a *Crocidura* genus annak hiányát indikálja, amely állapot jelzésében az utóbbi fajcsoportnak, vagyis a sásos élőhelyeken ritkábban megjelenő, elsősorban erdei fajoknak is szerepe lehet. A függő változók harmadik csoportját a három kisemlős taxon, a cickány-, pocok- és egérfélék jelentették, míg a negyedik csoportot a kimutatott kisemlős együtteseket jellemző közösségi ökológiai paraméterek adták. Mind a négy változó csoportosítás során, három nested ANOVA modellt állítottunk fel, melyeknél a zárójelen belüli változók voltak beágyazottak:

- Modell 1:  $Y(\text{függő változók csoportja}) = \text{Intercept} + \text{Év}(\text{Vízborítás}) + \text{Vízborítás} + \text{Berek}(\text{Vízborítás});$
- Modell 2:  $Y(\text{függő változók csoportja}) = \text{Intercept} + \text{Év}(\text{Berek}) + \text{Berek} + \text{Vízborítás}(\text{Év});$
- Modell 3:  $Y(\text{függő változók csoportja}) = \text{Intercept} + \text{Év}(\text{Berek}) + \text{Berek}(\text{Vízborítás}) + \text{Vízborítás}(\text{Év}).$

A függő változók mind a négy csoportosításában a nested ANOVA alapján minden modell esetén értékeltük, hogy az egyes magyarázó változók hatása egyaránt érvényesül-e az adott csoportosítás esetén figyelembe vett minden függő változó értékeire. A többváltozós tesztnél az F-érték mellett a Pillai-értéket is megadtuk, mivel ez a csoportok közötti variancia elemzésében a legrobustusabb teszt a null-hipotézis ( $H_0$ ) vizsgálatához, miszerint a csoport centroidok megegyeznek (SCHEINER & GUREVITCH 2001). A megfelelő függőváltozók csoportosításában, mindhárom modell esetén megadtuk a teljes modell korigált determinációs együtthatóját ( $R^2$ ), ami megadja, hogy a modellbe bevitt függőváltozók értékeinek összvarianciáját milyen mértékben magyarázzák, azaz a modellek magyarázó erejét fejezi ki. Mind a négy változó csoportosításban a három modell közül a legnagyobb korigált  $R^2$  értékkel jellemzett modellt vettük figyelembe az értékelésnél. Ennek megfelelően ezután minden változó-csoportosítás esetén a kiválasztott modell alapján számított egyváltozós varianciaanalízissel (ANOVA), a csoportokon belüli változókra vonatkozóan külön-külön vizsgáltuk az egyes prediktor változók hatását. A nested ANOVA post hoc elemzésében a csoportok adatainak páronkénti összehasonlításához Scheffé-tesztet alkalmaztunk (DAY & QUINN 1989). Továbbá a kiválasztott modell által becsült regressziós koefficiens értékeket (meredekség), ezek standard hibáját, valamint az értékekhez tartozó t - próbastatisztika eredményét is megadtuk, mely utóbbi a nulla meredekségtől ( $H_0: b_1 = 0$ ) való eltérést teszteli. A GLM számításokhoz a Statistica 8.0 programcsomagot használtuk (STATSOFT INC. 2008).

A fajok, illetve különböző taxonok abundancia, valamint a közösségi paramétereknek értékének változását időjárási tényezők függvényében is vizsgáltuk. A vizsgálati területeinkhez legközelebb eső, a Sármellék melletti repülőtér (Hévíz-Balaton Airport)

működő mérőállomás adatait az Országos Meteorológia Szolgálat bocsájtotta rendelkezésünkre. A két vizsgálati év mintavételi napjai alapján, részletes adatokat kértünk, így a napi átlaghőmérsékletet, minimum és maximum hőmérsékletet, illetve a csapadék napi összegét vettük figyelembe az elemzésnél. A vizsgált függőváltozók esetén négy időjárási tényezőt együtt vettük figyelembe, amihez többszörös regresszióanalízist alkalmaztunk. Az  $Y$  függő változó összefüggésének szorosságát az  $X_i$  független változók együttes hatásával a többszörös korrelációs koefficiens ( $R$ ) fejezi ki, melynek értéke 0 és 1 között változhat. Az adott függő változó  $R$  érték mellett, megadtuk a korrigált determináció együttható ( $R^2$ ) értékét is, amely azt mutatja, hogy a magyarázó változó (időjárási paraméterek) a függő változó ingadozásának hányad részét magyarázza. A korrigált érték figyelembe veszi a magyarázó változók számát és így már nem annak a modellnek lesz a legnagyobb  $R^2$  értéke, amiben a legtöbb magyarázó változó van, hanem a legnagyobb magyarázó erővel rendelkező modellt tudjuk kiválasztani. Továbbá megadtuk a determináció együttható  $F$ -próbat statisztika értékét is, ami  $Y$ -nak  $X$ -től való függését teszteli (REICZIGEL *et al.* 2010). Minden függőváltozó esetében a többszörös regressziós vizsgálat által becsült standardizált meredekségi értékeket ( $B$ ), ezek  $t$ -statisztikáját, valamint a parciális korrelációs koefficiens értékeket is megadtuk, amely a vizsgált függőváltozó és az adott magyarázóváltozó összefüggésének szorosságát fejezi ki abban az esetben, ha a többi független változó hatását kikapcsoljuk (SVÁB 1973, REICZIGEL *et al.* 2010).

## Eredmények

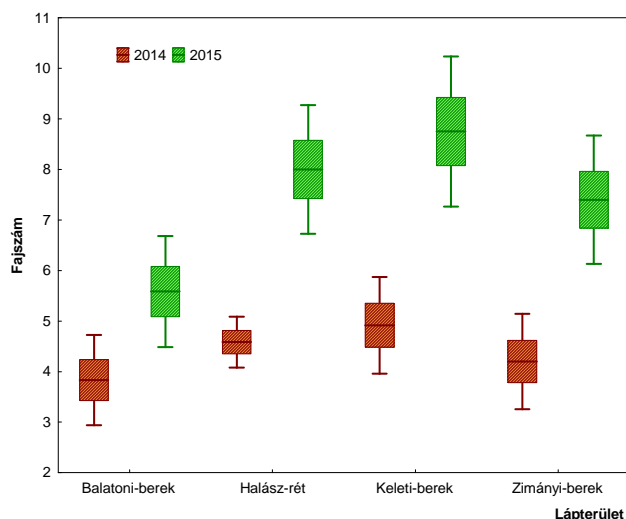
A két vizsgált évben, a három nyári hónapban megvalósult monitorozás során összesen 15 kisemlősfajt mutattunk ki. A cickányok (*Soricomorpha*) közül 6 fajt regisztráltunk (2. táblázat). A jobb vízellátottságú területeken jellemző volt a két vízicickány (*Neomys fodiens*, *N. anomalus*) előfordulása és főként a Balatoni-berek területén nagyobb gyakorisággal, de többi vizsgált területen is karakter fajként jelent meg az erdei cickány (*Sorex araneus*). Az inkább szárazságtűrő két fehérfogú cickányfaj (*Crocidura suaveolens*, *C. leucodon*), megjelenése csak azokban a foltokban volt jellemző, ahol a nagyobb vízborítás, rövid ideig, időszakosan jelent meg. A törpecickányt (*Sorex minutus*), mindössze egy berek területén a Zimányi-berekben 2015-ben regisztráltuk, a többi területen, illetve 2014-ben nem került elő a faj. A cickányok közül az erdei cickány és a Miller vízicickány előfordulása volt jellemző mind a négy vizsgált területen mindkét évben (2. táblázat). A rágcsálók 9 fajt mutattunk ki, melyek közül a területek többségénél a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) volt eudomináns, azonban a Keleti-berekben a tartós vízborítás miatt 2014-ben a közönséges kőszapocok, vagy vízipocok (*Arvicola amphibius*) volt a leggyakoribb faj a pirók erdeiegér mellett. Minden vizsgált lápterületen kimutattuk a védett csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) előfordulását, míg az ugyancsak védett törpeegér 2014-ben egyik területen sem fordult elő, azonban a 2015-ös adatok alapján mind a négy berekben regisztráltuk megjelenését (2. táblázat). A füzes foltok melletti kvadrátokban (pl. Halász-rét) a sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) és az erdei pocok (*Myodes glareolus*) egyedeit is befogtuk. A kisemlős fajokon kívül több esetben békákat is befogtunk, valamint a Zimányi-berek területén (ZB36-2) 2014-ben egy esetben hermelint (*Mustela erminea*), míg 2015-ben erdei- (*Natrix natrix*) és kockás siklót (*Natrix tessalata*) is csapdáztunk.

2. táblázat: A 2014-2015 nyarán kvadrát módszerrel kimutatott fajok jelenlét-hiány adatai az öt vizsgált mintaterületen

Fajok/ Területek	Balatoni-berek		Halász-rét		Keleti-berek		Zimányi-berek	
	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
<i>Sorex araneus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Sorex minutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Neomys anomalus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i>	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Crocidura leucodon</i>	-	-	+	-	-	-	-	-
<i>Crocidura suaveolens</i>	-	-	+	+	+	+	-	-
<i>Myodes glareolus</i>	-	-	+	-	-	-	+	-
<i>Microtus agrestis</i>	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>Arvicola amphibius</i>	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Apodemus agrarius</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i>	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Apodemus sylvaticus</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Microtus minutus</i>	-	+	-	+	-	+	-	+
<i>Mus musculus</i>	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Rattus norvegicus</i>	-	-	-	+	-	-	-	-
Fajszám (S)	5	6	10	8	8	10	7	8

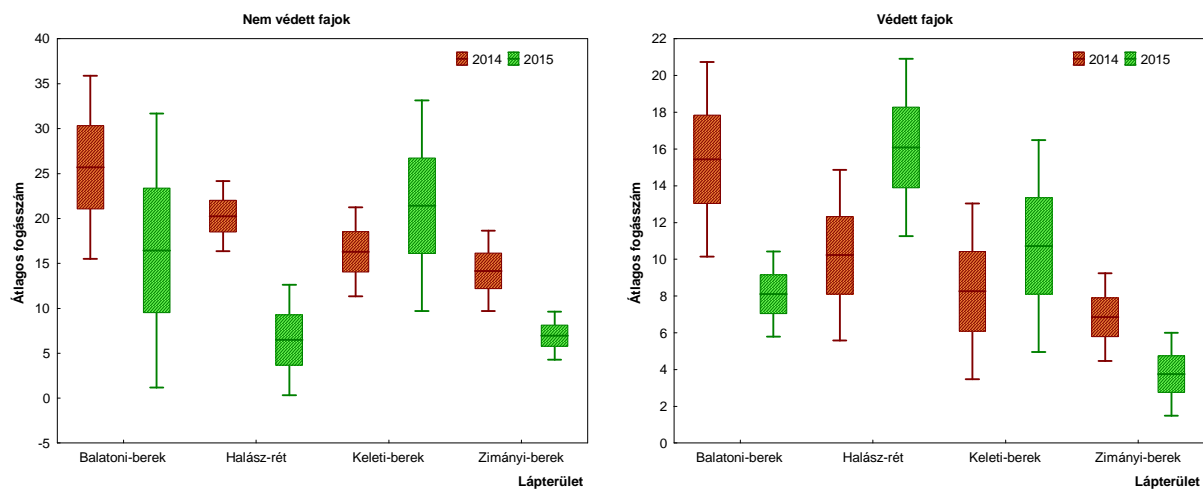
A legnagyobb fajszámú ( $S = 10$ ) kisemlős együttest a Halász-rét területén 2014-ben, míg a Keleti-berek esetében 2015-ben mutattuk ki. A legkisebb fajgazdagság mindkét évben a Balatoni-berek területén volt jellemző. A Zimányi-berekben mindkét évben 8-8 faj regisztráltunk (2. táblázat). A teljes fajlistát tekintve 3 faj, az erdei cickány (*S. araneus*), a Miller-vízicickány (*N. anomalus*) és a pírók erdeiegér (*A. agrarius*) fordult elő mindkét évben minden lápterületen. Ennek megfelelően a két év együttes figyelembevételével ezek a fajok tekinthetők karakter fajoknak, azonban a későbbi elemzése során három fajon kívül továbbá figyelembe vettük a csalitjáró pocok és a törpeegér adatait is, mivel ez a két faj is tipikus képviselője a vizes, mocsaras területek kisemlős együtteseinek.

Elsőként a fajszám megoszlását vizsgáltuk a négy mintázott berek összehasonlításában. Míg 2014-ben a fajszám területenkénti megoszlásában nem kaptunk szignifikáns különbséget (2014:  $H(3, N = 46) = 3.74, n.s$ ), 2015-ben a feltételezett különbséget a statisztikai számítás igazolta (2015:  $H(3, N = 46) = 13.28, P < 0.01$ ). A Kruskal-Wallis ANOVA Dunn-féle post hoc tesztje azt mutatta, hogy 2015-ben ezért a szignifikáns eredményért a legkisebb (Balatoni-berek) és a legnagyobb (Keleti-berek) átlagos fajgazdagsággal jellemzett berkek közötti különbség volt a felelős ( $z = 3.48, P < 0.01$ ) (2. ábra). A 2014-es és 2015-ös év területenkénti fajszám megoszlása után, Mann-Whitney U teszttel vizsgáltuk a különböző területeken két évben kapott fajszám különbségét. A fajszám megoszlásában a két vizsgálati év között minden területen szignifikáns különbséget mutattunk ki. A Balatoni-berek, a Halász-rét, Keleti-berek illetve a Zimányi-berek egyaránt 2015-ben volt szignifikánsan magasabb a fajszám, mint 2014-ben (BB:  $z = 2.31, P < 0.05$ ; HR:  $z = 3.87, P < 0.001$ ; KB:  $z = 3.41, P < 0.001$ ; ZB:  $z = 3.14, P < 0.01$ ) (2. ábra).



2. ábra: A fajgazdagság átlagos megoszlása a két évben a vizsgált területek alapján

Az abundancia viszonyok statisztikai értékelésében továbbiakban a védett és nem védett fajok átlagos fogásszám értékeinek területenkénti összehasonlítását végeztük el. A négy vizsgált berek esetén a 15 kimutatott kismélsőből 8 védett és 7 nem védett státuszú faj volt. A területek összehasonlítását tekintve az átlagos fogásértékek megoszlásában 2014-ben a védett ( $H(3, N = 46) = 8.13, n.s$ ) és a nem védett fajok esetén sem kaptunk szignifikáns különbséget ( $H(3, N = 46) = 7.74, n.s$ ) (3. ábra).



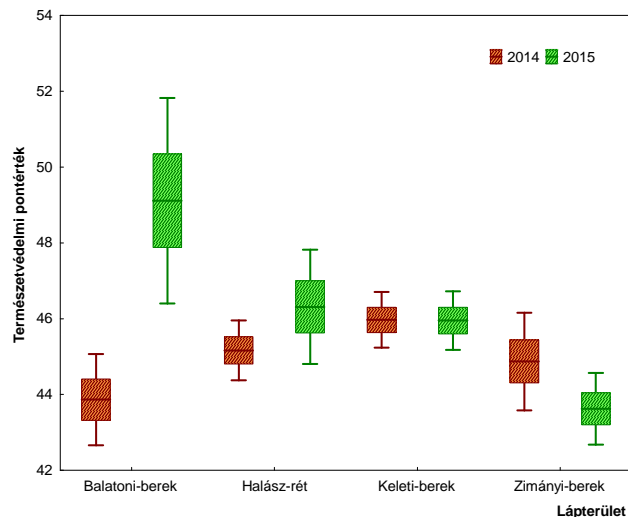
3. ábra: A védett és nem védett fajok átlagos fogásszám értékének megoszlása a vizsgált területek alapján 2014-2015-ben

A 2015-ös évet tekintve a nem védett fajok esetén az előző évhez hasonlóan nem tudtunk statisztikai különbséget kimutatni ( $H(3, N = 46) = 6.43, n.s$ ), azonban a védett fajok átlagos fogásértékének megoszlása szignifikánsan különbözött a berekterületek összehasonlításában ( $H(3, N = 46) = 19.08, P < 0.001$ ). A védett fajok esetén 2015-ben a post hoc teszt kimutatta, hogy a Halász-rét területén a védett fajok fogásértéke szignifikánsan magasabb volt, mint a Zimányi-berek területén ( $z = 4.33, P < 0.001$ ), ezt főként a csalitjáró pocok Halász-réten jellemző 2015-ös dominanciája eredményezte. A nem védett fajok fogásértékeinek megoszlásában kimutatott homogenitás, a vizsgált területeken mindkét évben jellemző pirók erdeiegér eudominanciának, valamint a 2014-ben nagyszámban csapdázott vízi pocok dominanciának köszönhető (3. ábra). A vizsgált területek évenkénti összehasonlításában a Balatoni-berek tekintetében a védett fajok fogásértékeinek szignifikáns különbségét



mutattunk ki (Mann-Whitney U teszt:  $z = 2.51$ ,  $P < 0.05$ ), míg a nem védett fajok átlagos fogásértékének megoszlásában nem kaptunk statisztikai különbséget ( $z = 1.76$ ,  $n.s$ ). A Halász-rét területét vizsgálva mind a védett, mind a nem védett fajok esetén statisztikai különbséget mutattunk ki a két év összehasonlításában. A védett fajok megoszlása 2015-ben szignifikánsan alacsonyabb volt, míg a nem védett fajok mennyisége szignifikánsan magasabb volt (védett:  $z = 1.99$ ,  $P < 0.05$ ; nem védett:  $z = 2.92$ ,  $P < 0.01$ ). A Keleti berek területén, a védett és a nem védett fajok fogásszámának megoszlásában nem kaptunk kimutatható különbséget a két év között (védett:  $z = 1.01$ ,  $n.s$ ; nem védett:  $z = 0.20$ ,  $n.s$ ). Végül a Zimányi-berek területén a két év összehasonlításában mind a védett, mind a nem védett fajok abundancia értékének megoszlásában szignifikáns különbséget mutattunk ki. A védett és a nem védett fajok átlagos fogásértékének megoszlásában egyaránt a 2014-ben volt szignifikánsan magasabb, mint 2015-ben (védett:  $z = 2.00$ ,  $P < 0.05$ ; nem védett:  $z = 2.53$ ,  $P < 0.05$ ) (3. ábra).

Végül a két év adataiból számított standardizált természetvédelmi pontértékek megoszlását vizsgáltuk a területek összehasonlításában (4. ábra).



4. ábra: A fajösszetétel alapján számított összesített természetvédelmi pontértékek átlagos megoszlása a két vizsgálati évben a négy terület alapján

A területek összehasonlításában 2014-ben a Keleti-berek területén kaptuk a legnagyobb átlagos természetvédelmi pontértéket, míg a Balatoni-berek esetén a legkisebb átlagot, 2015-ben azonban az előző évvel ellentétben a Balatoni-berek területén mutattuk ki a legmagasabb, míg a Zimányi-berek területén a legalacsonyabb pontátlagot. A Kruskal-Wallis teszt a pontértékek megoszlása tekintetében mindkét évben egyaránt szignifikáns eredményt adott (2014:  $H(3, N = 46) = 9.35$ ,  $P < 0.05$ ; 2015:  $H(3, N = 46) = 15.13$ ,  $P < 0.01$ ). A post hoc teszt azt mutatta, hogy ezért a statisztikai eredményért 2014-2015-ben egyaránt a legalacsonyabb és a legmagasabb pontátlaggal jellemzett terület közötti szignifikáns különbség a felelős (2014:  $z = 3.00$ ,  $P < 0.05$ ; 2015:  $z = 3.82$ ,  $P < 0.001$ ) (4. ábra). A fajkompozíció alapján számított természetvédelmi pontérték évek közötti összehasonlításában, a Balatoni-berek területén kívül, a további három terület esetén nem kaptunk szignifikáns különbséget (HR:  $z = 1.07$ ,  $n.s$ ; KB:  $z = 0.00$ ,  $n.s$ ; ZB:  $z = 1.44$ ,  $n.s$ ). A Balatoni-berek kisemlős együttesét tekintve a standardizált pontérték 2015-ben szignifikánsan magasabb volt, mint 2014-ben ( $z = 3.20$ ,  $P < 0.01$ ) (4. ábra).

A továbbiakban a többváltozós beágyazott varianciaanalízis alapú GLM modellezés eredményeit mutatjuk be. Első lépésként a három felépített modell esetén kapott korrigált

determinációs együtthatókat és ezek F statisztikájának eredményét foglaltuk táblázatba (3. táblázat).

3. táblázat: A beágyazott ANOVA alapján épített modell által számított korrigált determinációs együtthatók értékei és próbastatisztikájuk a modellezésbe bevitt függő változók alapján

Függő változók	Modell 1			Modell 2			Modell 3		
	R <sup>2</sup> <sub>korr.</sub>	F	P	R <sup>2</sup> <sub>korr.</sub>	F	P	R <sup>2</sup> <sub>korr.</sub>	F	P
Fajok									
<i>S. araneus</i>	0.31	4.08	<0.001	0.36	6.20	<0.001	0.40	4.83	<0.001
<i>N. anomalus</i>	0.44	6.53	<0.001	0.28	4.47	<0.001	0.47	5.95	<0.001
<i>M. agrestis</i>	0.46	6.97	<0.001	0.44	8.23	<0.001	0.47	6.04	<0.001
<i>A. agrarius</i>	0.34	4.58	<0.001	0.48	9.42	<0.001	0.49	6.57	<0.001
<i>M. minutus</i>	0.45	6.78	<0.001	0.47	8.91	<0.001	0.62	10.38	<0.001
Taxon1									
Neomys	0.44	6.46	<0.001	0.27	4.33	<0.001	0.48	6.34	<0.001
Crocidura	0.08	1.60	n.s	0.11	2.14	<0.05	0.07	1.42	n.s
erdei fajok	0.61	12.08	<0.001	0.81	39.49	<0.001	0.84	30.57	<0.001
Taxon2									
Soricomorpha	0.35	4.75	<0.001	0.29	4.79	<0.001	0.37	4.34	<0.001
Arvicolinae	0.47	7.13	<0.001	0.48	9.55	<0.001	0.54	7.62	<0.001
Murinae	0.34	4.61	<0.001	0.52	10.70	<0.001	0.52	7.28	<0.001
Közösségi param.									
Fajszám (S)	0.49	7.80	<0.001	0.50	10.24	<0.001	0.47	6.62	<0.001
Shannon div. H	0.61	11.97	<0.001	0.47	9.99	<0.001	0.62	10.18	<0.001
Simpson div. D	0.67	15.50	<0.001	0.45	8.45	<0.001	0.68	13.35	<0.001
Margalef index	0.46	7.08	<0.001	0.47	8.96	<0.001	0.47	6.00	<0.001
Egyenlet. (J)	0.43	6.24	<0.001	0.28	4.62	<0.001	0.49	6.37	<0.001
Stand. pont	0.37	5.06	<0.001	0.38	6.68	<0.001	0.50	6.67	<0.001

A három modell közül azt választottuk a további értékeléshez, amelynél az adott függő változóknál a legnagyobb korrigált determinációs együttható (R<sup>2</sup>) értékeket kaptuk. Minden változó csoport vonatkozásában a prediktor változók a harmadik modell esetén (Modell 3:  $Y_{\text{(függő változók csoportja)}} = \text{Intercept} + \dot{E}_{V(\text{Berek})} + \text{Berek}_{V(\text{vízborítás})} + \text{Vízborítás}_{(ÉV)}$ ) rendelkeztek a legnagyobb magyarázóerővel (. táblázat), így ennek a modellnek az eredményei alapján értékeljük a magyarázó változók hatását.

A kiválasztott modell esetén a többváltozós teszt három függő változócsoporthoz bizonyította a magyarázó változók minden beágyazott kombinációjának szignifikáns hatását, míg a *Neomys*, *Crocidura* genust és az erdei fajok csoportját tartalmazó változók esetén a prediktorváltozók kombinációja nem mutatott szignifikáns hatást (4. táblázat). A modellezésbe bevitt 5 karakterfaj abundanciaértékére az évek közötti vízborításnak volt a legnagyobb hatása, míg a két cickány genus (*Neomys*, *Crocidura*) és az erdei fajok csoportja abundanciájának a vizsgált területek évek közötti különbsége jelentette a legnagyobb magyarázó erőt és ebben az esetben a vízborítás évek közötti változása nem mutatott szignifikáns hatást. A nagyobb taxoncsoportok (cickányok, pockok, egerek) esetén ismét a

vízborítás évek közötti különbségének volt meghatározott jelentősége, amely utóbbi eredmény a közösségi paraméterekre vonatkozóan is fennállt, bár ennél a változócsoporthoz a magyarázóváltozók egyéb kombinációjához képest nem volt jelentősen nagyobb ez a hatás, mint az előbbi változócsoporthoz (4. táblázat).

4. táblázat: A nested ANOVA többváltozós tesztje a vizsgált független változócsoporthoz alapján

Változók	Pillai-érték	F	df	P
<b>Karakter fajok</b>				
Intercept	0.91	149.19	5	<0.001
Év(Berekterület)	0.77	5.04	15	<0.001
Berekterület(Vízborítás)	0.92	2.82	30	<0.001
Vízborítás(Év)	0.53	16.15	5	<0.001
<b>Neomys, Crocidura genus+erdei fajok</b>				
Intercept	0.85	138.04	3	<0.001
Év(Berekterület)	0.73	8.09	9	<0.001
Berekterület(Vízborítás)	0.60	3.14	18	<0.001
Vízborítás(Év)	0.01	0.28	3	n.s.
<b>Taxoncsoporthoz</b>				
Intercept	0.93	321.69	3	<0.001
Év(Berekterület)	0.52	5.26	9	<0.001
Berekterület(Vízborítás)	0.44	2.16	18	<0.01
Vízborítás(Év)	0.36	13.97	3	<0.001
<b>Közösségi paraméterek</b>				
Intercept	1.00	56386.48	6	<0.001
Év(Berekterület)	0.56	2.76	18	<0.001
Berekterület(Vízborítás)	1.10	2.81	36	<0.001
Vízborítás(Év)	0.30	4.93	6	<0.001

A vizsgált függő változók vonatkozásában vizsgáltuk az időjárási paraméterek közvetlen hatását. Ebben az elemzésben is minden, a fentebb részletezett GLM modellezésbe vitt változót (fajok, taxonok abundancia adatai, közösségi ökológiai paraméterek) felhasználtunk. A többszörös regressziós vizsgálat módszerével külön vizsgáltuk az egyes függő változókat úgy, hogy a rendelkezésünkre álló napi felbontású időjárási paraméterek (napi átlagos, napi minimum, maximum hőmérséklet, napi csapadék összeg) hatását együttesen vizsgáltuk. Az időjárási paraméterek közvetlen hatását nagyon kevés esetben tudtuk bizonyítani a többszörös regresszióval (5. táblázat).

A fajok közül a pirok erdeiegér esetében kaptunk szignifikáns többszörös regresszióanalízis értéket, bár ez az érték nem magas, de az F statisztika eredménye is bizonyítja a korreláció meglétét. A négy bevitt időjárási változó közül a csapadék hatása határozta meg a korrelációs eredményt. A regressziós egyenes becslés meredeksége és a parciális korreláció értéke szignifikáns negatív összefüggést mutatott a pirok erdeiegér abundanciaértéke és a csapadék mennyisége között. Ez az eredmény arra utal, hogy annak ellenére, hogy a pirok erdeiegér a sásos élőhelyeken expanzív szétterjedésre képes, jól kolonizálja ezeket a vizes területeket, a nagyobb csapadékmennyiség és az ezzel együtt járó vízborítás növekedése már negatív kényszert jelent az élőhely generalista pirok erdeiegér számára is.

5. táblázat: A többszörös regresszióanalízis eredménye az adott függő változó esetén, ahol valamely tényezőnek szignifikáns hatása volt

Függő változó/fajok	Független változó	Beta ( $\beta$ )	SE ( $\beta$ )	B	$r_{\text{parciális}}$	t	P
<i>A. agrarius</i> R = 0.332; R <sup>2</sup> = 0.110; F = 2.688, P < 0.05	hőmérséklet (t)	-0.766	0.862	-2.504	-0.095	-0.889	0.377
	t <sub>napi min</sub>	0.549	0.321	1.89	0.18	1.711	0.091
	t <sub>napi max</sub>	0.004	0.654	0.013	0.001	0.006	0.995
	napi csapadék (r)	<b>-0.38</b>	<b>0.153</b>	<b>-1.652</b>	<b>-0.258</b>	<b>2.489</b>	<b>&lt; 0.05</b>
<i>M. minutus</i> R = 0.348; R <sup>2</sup> = 0.121; F = 2.989, P < 0.05	hőmérséklet (t)	-1.621	0.857	-1.419	-0.199	1.891	0.062
	t <sub>napi min</sub>	0.567	0.118	0.523	0.187	1.778	0.079
	t <sub>napi max</sub>	0.806	0.65	0.674	0.132	1.24	0.218
	napi csapadék (r)	<b>-0.377</b>	<b>0.152</b>	<b>-0.439</b>	<b>-0.257</b>	<b>2.483</b>	<b>&lt; 0.05</b>
Pocokfélék (Arvicolinae) R = 0.220; R <sup>2</sup> = 0.049; F = 1.11, P = 0.357	hőmérséklet (t)	1.359	0.892	1.687	0.161	1.524	0.131
	t <sub>napi min</sub>	-0.663	0.332	-0.867	-0.209	1.998	<b>&lt; 0.05</b>
	t <sub>napi max</sub>	-0.796	0.676	-0.944	-0.125	1.177	0.243
	napi csapadék (r)	0.262	0.158	0.433	0.175	1.660	0.101
Fajgazdagság (S) R = 0.261; R <sup>2</sup> = 0.068; F = 1.592, P = 0.184	hőmérséklet (t)	<b>-1.806</b>	<b>0.882</b>	<b>-0.976</b>	<b>-0.214</b>	<b>2.047</b>	<b>&lt; 0.05</b>
	t <sub>napi min</sub>	<b>0.672</b>	<b>0.328</b>	<b>0.383</b>	<b>0.241</b>	<b>2.046</b>	<b>&lt; 0.05</b>
	t <sub>napi max</sub>	1.094	0.669	0.565	0.173	1.634	0.106
	napi csapadék (r)	<b>-0.361</b>	<b>0.156</b>	<b>-0.260</b>	<b>-0.241</b>	<b>2.310</b>	<b>&lt; 0.05</b>

Hasonló eredményt kaptunk a törpeegér abundancia, mint függő változó értékelésében is. A többszörös korrelációs koefficiens, valamint a korrigált determinációs együttható értéke hasonló volt a pirók erdeiegnél kapott értékhez és ebben az esetben is a csapadék negatív hatása határozta meg a kapott eredményt. Mind a becsült negatív meredekség, mind a negatív parciális korrelációs érték szignifikanciája megerősítette a törpeegér abundanciája és a csapadékmennyiség közötti negatív kölcsönhatást (6. táblázat). A pocokfélék abundanciája és a kimutatott fajszám elemzésénél nem kaptunk szignifikáns többszörös korrelációs koefficiens értéket, illetve a korrigált determinációs együttható értéke is rendkívül alacsony volt, ami azt mutatta, hogy a független változók, vagyis a vizsgált időjárási paraméterek a függő változó ingadozásának csak nagyon minimális részét magyarázzák. Ennek ellenére mindkét esetben egy-egy időjárási paraméter esetén a regressziós egyenes becsült meredeksége és a parciális korreláció értéke szignifikánsnak bizonyult. A pocokfélék esetén a napi minimum hőmérséklet negatív hatását, míg a fajgazdagság vonatkozásában a napi átlagos hőmérséklet és napi csapadékmennyiség negatív, míg a minimum hőmérséklet pozitív hatását mutatták az eredmények (5. táblázat).

## Összefoglalás

A Kis-Balaton kisemlős faunájának monitorozásában az elmúlt három év mintavételi ráfordítását tekintve 2014 és 2015-ben végeztük a legintenzívebb mintavételt, amely során 9-

11 különböző mintavételi kvadráttal, a Kis-Balaton területén 5 egymástól térben markánsan elkülönülő lápterületet érintve. A monitorozott Balatoni-berek a védett Natura 2000 területén kívül eső, a Keleti-berek és a Halász-rét védett terület, de a vízvédelmi rendszer II. ütem területén kívül esik, míg a Zimányi-berek és a Zimányi-terelőtöltés melletti területek a II. ütem belső területét reprezentálták, ahol a vízforgalmi rendszer a legintenzívebb vízszintváltozást okozza.

Az 5 különböző lápterületen rétegzett mintavétellel (területenként 2-3), 6×6-os kvadráttal, CMR módszerrel történt a csapdázás. Mivel az egyes napokon eltérő mennyiségű kvadráttal dolgoztunk, a fogásszámokat 100 csapda éjszakára standardizáltuk. A 2014-es évben 3 csapdázási periódusban végeztük a mintavételt, amelyet ellentétben az előző két évvel az jellemzett, hogy júniustól augusztusig az esőzés miatt a vízszint fokozatosan emelkedett, míg korábban a vízborítás őszre megszűnt.

A három nyári hónapban megvalósult nagyobb térléptékű faunisztikai monitorozás során összesen 12 kismérfajta mutattunk ki. A cickányok (*Soricomorpha*) közül 5, a rágcsálók 7 fajtát regisztráltuk, melyek közül a területek többségénél a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) volt eudomináns. A legnagyobb fajszámú ( $S = 10$ ) kismérfajta együttest a Halász-rét területén mutattuk ki, míg a legkisebb fajgazdagság a Balatoni-berek területén volt jellemző. A teljes fajlistát tekintve 5 faj fordult elő minden lápterületen.

A fogási adatok alapján vizsgáltuk a fajgazdagság, különböző diverzitási paraméterek, valamint a standardizált fogási értékek területi megoszlását. Az egyenletesség kivételével minden paraméter esetén a Kruskal-Wallis median teszt szignifikáns különbséget adott. Mind a Shannon, mind a Simpson diverzitás értékei alapján, a Zimányi-terelőtöltés területén mutattuk ki a legdiverzebb kismérfajta együttest. Az abundancia viszonyok statisztikai értékelésében a három kismérfajta csoport (cickányok, pocok, egerek) átlagos fogásszám értékeinek területenkénti és havi összehasonlítását végeztük el. A vizsgált lápterületek elemzésénél mindhárom kismérfajta csoport esetében szignifikáns különbséget kaptunk, viszont havi megoszlásban a cickány- és pocokfélnél nem kaptunk szignifikáns különbséget. A fogásértékek megoszlását a védett és nem védett fajok csoportjában is megvizsgáltuk. A területek összehasonlítását tekintve az átlagos fogásértékek megoszlásában mind a védett, mind a nem védett fajok esetén szignifikáns különbséget kaptunk. A mintavételi hónapok összehasonlításában egyik csoport esetében sem kaptunk szignifikáns különbséget. A fajgyakoriság viszonyokat Shannon- és Simpson-diverzitás számításával elemeztük. Mindkét diverzitás index értékeinek területek közötti megoszlásában szignifikáns különbséget kaptunk, azonban a három mintavételi periódus összehasonlításában egyik index értéke sem mutatott szignifikáns különbséget.

Az egyes fajok illetve különböző fajok abundancia és a közösségi paraméterek értéke között korreláció analízist végeztünk. Mindkét diverzitás index vonatkozásában azt kaptuk, hogy a lápterületeken mindenhol dominánsan előforduló pirók erdeiegér abundancia értéke, valamint a nem védett fajok összes abundanciája szignifikánsan negatívan korrelált a diverzitás indexek értékével. A védett fajok összesített abundancia értéke azonban a két alfa-diverzitás értékkel és a fajgazdagsággal, míg a természetvédelmi pontérték 5 faj abundancia értékével mutatott szignifikáns pozitív korrelációt.

Az öt vizsgált terület havi adatai alapján az egyes területeken jellemző közösségi szerkezetet a fajok hierarchikus cluster-analízisével vizsgáltuk. A Balatoni-berek területén 6, a Halász-rét területén 10, Zimányi-berekben 8, míg a Zimányi-terelőtöltésnél 7 fajból álló kismérfajta együttest mutattunk ki. A következőkben cluster analízissel jellemeztük az 5 különböző területen kimutatott kismérfajta közösség hasonlóságát. A ritkasági görbék alapján elemeztük, hogy a mintavételi ráfordítás mennyiben volt elegendő a fajok kimutatásához. A Zimányi-terelőtöltés és a Balatoni-berek együttesének ritkasági görbéje júliusra telítődött, viszont augusztusban már nagyobb vízszint volt jellemző, ami befolyásolta a ritkasági görbék

alakulását. Amennyiben a ritkasági görbék vonatkozásában a három hónap adatait összesítve vettük figyelembe, akkor azt tapasztaltuk, hogy a területek többségénél a három hónap alatt nagy hatásfokkal mutattuk ki a fajokat.

A diverzitási indexek, a fajszám, valamint a fajkompozíció alapján számított természetvédelmi pontértékek terület és időbeli függőségének hatását általános lineáris modellek (GLM) alapján vizsgáltuk, a felépített modellben az előbbi két magyarázó változó külön-külön értelmezhető és együttes, additív hatását is figyelembe vettük. Az elemzés megmutatta, hogy a Shannon-diverzitás és Simpson-diverzitás esetén is a mintavételi hónapoknak önmagukban nincs, viszont az elkülönített lapterületeknek, valamint hónap és lapterület interakciójának szignifikáns hatása van diverzitás értékek alakulására. A fajgazdagság és a fajkompozíció alapján számított természetvédelmi pontértékek, mint függő változók vonatkozásában az ANOVA eredménye megegyezett abban, hogy mindkét változó esetén a mintavételi periódusnak nincs szignifikáns hatása az értékek alakulására. A GLM paraméter becslése alapján a Shannon-diverzitás értékét szignifikánsan negatívan befolyásolta a Balatoni-berek és a Zimányi-berek területe, míg a Simpson-diverzitás értékét mind a három terület az átlagbecsléshez viszonyítva negatívan befolyásolta. A magyarázó változók interakciói közül a diverzitási indexek mindegyikére legnegatívabban a június  $\times$  Balatoni-berek, míg legpozitívabban a június  $\times$  Halász-rét hatott. A paraméterbecslés esetén a két vizsgált magyarázó változó és ezek együttes hatását tartalmazó GLM modell nagyon kevés szignifikáns eredményt adott a fajgazdagság és a természetvédelmi pontérték vizsgálatánál. A Balatoni-berek negatívan, míg a június  $\times$  Halász-rét pozitívan hatott a két vizsgált közösségi paraméter értékeire.

A magyarországi gerincesek természetvédelmi szempontú értékelési rendszerében megadott pontértékek felhasználásával területenként és a különböző időintervallumokban kimutatott kismélys együttesek fajkompozíció alapján megadtuk az együttesekre jellemző összesített pontszámot. A Zimányi-terelőtöltésen kaptuk a legnagyobb, míg a Balatoni-berek esetén a legkisebb átlagos pontértéket, míg a nyári hónapok függvényében a pontokban kifejezett természetvédelmi érték átlagának folyamatos növekedése volt jellemző. A természetvédelmi értékelés alapján kapott pontszámok megoszlása szignifikánsan különbözött a területek összehasonlításában, ami a közösségi mutatók statisztikai elemzések mellett alátámasztotta, hogy a különböző lapterületeken jellemző kismélys együttesek összetétele és szerkezete egy vizsgálati éven belül is jelentősen különbözhet.



1-2. kép: A terepi mintavételezés pillanatképei a Kis-Balatonon

# Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban

## Bevezetés

A kisemlősök rejtőzködő életmódja és fizikai méreteik megnehezítik a különböző csoportokra irányuló mintavételt, így legtöbb esetben a kisemlősök jelenlétének vagy abundanciájának (relatív vagy abszolút) vizsgálata az egyedek elfogását igényli. Ennek megfelelően a populációbiológia és/vagy közösségi ökológiai megközelítésű kisemlős tanulmányok általában a csapdázás módszerét alkalmazzák. A kisemlős közösségek vizsgálatában ez a módszer számos tanulmány esetében sikeresnek bizonyult a fajgazdaság, az abundancia ökológiai gradiens menti mintázatainak detektálásában. Az abundancia és egyéb demográfiai mintázatot leíró paraméterek, mint a túlélés, a populáció gyarodásának becsléséhez az elevenfogásos csapdázáson alapuló, fogás-jelölés-visszafogás (capture-mark-recapture='CMR') módszer a legalkalmasabb.

A kisemlősökre vonatkozóan széleskörű irodalom bizonyította az elevenfogó csapdázási protokollok érzékenységét és számos tényező által befolyásolt függőségét, értékelve a különböző technikai faktorok hatását, mint a különböző csapdázási technikák, a csapdakonfiguráció (kvadrát, vonal transzekt, trapping web), a csapdák száma, sűrűsége és a kvadrátméret, a mintavételi alkalmak különbözősége (napok, illetve éjszakák száma), valamint eltérő csalianyag típusa.

A kisemlősök elterjedésének vizsgálatában, a különböző térbeli skálán lehatárolt területekre vonatkozó kisemlős együttesek fajgazdagságának, diverzitásának meghatározásában a különböző indirekt módszerek (pl. bagolyköpet elemzések, ragadozó fajok hulladék vizsgálata) alkalmazásának is nagy jelentősége van. TORRE (2004) tanulmánya kiemeli, hogy ezek az indirekt módszerek kompenzálják a hagyományos kisemlős csapdázás alacsony detektálási sikerét, kisebb ráfordítással, akár nagyobb térléptékben is könnyen tudunk adatokat gyűjteni, illetve a hosszabb távú gyűjtések adatsorai az időbeli változások elemzését is lehetővé teszi.

A fenti módszerbeli problémák alapján a fogás-jelölés-visszafogás alapú elevenfogó csapdázás alkalmazhatósága nagyobb térléptékben, illetve az indirekt módszerekhez viszonyított kisebb fajdetektálási valószínűsége alapján egyrészt költséges, másrészt torzított eredményt adhat akkor, ha a monitorozást nagyobb térléptékben akarjuk kiterjeszteni, illetve olyan fajok abundanciáját akarjuk megbecsülni, melyek befogási valószínűsége még a gyakoribb generalista fajokéhoz képest is alacsonyabb. A kisemlősök vizsgálatában fontos tényező, hogy a csapdázásos monitorozás során, a kimutatás hiánya nem egyenértékű a teljes hiánnyal. Ha az adott cél faj kevés egyeddel van jelen a mintaterületen, akkor előfordulhat az, hogy nem tudjuk egy mintavételi periódusban detektálni. Ez természetesen nem azt jelenti, hogy nincs jelen az adott területen, de a detektálás nem volt tökéletes, így ezt az eredményt nem tökéletes detektálásnak („imperfect detection”) nevezzük. A nem tökéletes detektálás problémáját, melyet a legtöbb abundancia vagy sűrűségbecslő módszer nem veszi figyelembe, amely arra inspirálta a biometrikusokat, hogy olyan becslőmódszert dolgozzanak ki, amely kezelni tudja ezt a problémát. Erre dolgozták ki a területfoglalási modelleket („occupancy models”), melyek széles körben elterjedtek, a fajok vagy indirekt nyomaik, jeleik alapján gyűjtött bináris adatok felhasználásával végzik a becsléseket. A területfoglalási modelleknek számos előnye van az abundancia vagy sűrűségbecslőkhöz képest, mivel egyrészt nem igényel nagy mintavételi ráfordítást, alkalmazható nagy térléptékben, továbbá fontos tényező, hogy az abundancia és a területfoglalás között pozitív korrelációt mutattak ki és az abundancia növekedésével nő a területfoglalási valószínűség. MACKENZIE & NICHOLS (2004) tanulmánya azonban kiemelte, hogy kisebb mértékű változás az abundanciában nem fog

változást indukálni a területfoglalásban, továbbá a területfoglalási és az abundancia becslések más szempontból adnak információt az adott faj populációdinamikájáról. Az első esetben a területfoglalási valószínűség azt mutatja meg, hogy a faj a vizsgált terület mekkora részét foglalja el, míg az utóbbi esetben az adott területre vonatkozó egyedszámot becsüljük meg. A területfoglalási modellek további előnye, hogy metapopulációs megközelítésű tanulmányokhoz is használhatók, mivel a jelenlét/hiány adatok alapján a területfoglalási valószínűségeken kívül közvetlen tudjuk becsülni a kolonizáció és kihalás mértékét is, melyek a metapopulációs dinamika meghatározó tényezői. Természetvédelmi szempontból a területfoglalás becslése fontos információt szolgáltat a vadbiológusoknak kezelési tervek, fajvédelmi programok, valamint a hosszú távú monitorozási programok megvalósításában.

A Kis-Balatonon az NBmR keretén belül 1999 őszén kezdődött meg a kismérsők monitorozása. Ez a program jelenleg is folyik, mára 16 éves adatokkal rendelkezünk a kismérsők különböző élőhely foltokban történő elterjedéséről és mennyiségi viszonyairól. A külső, emberi beavatkozások és a negatív környezeti hatások következményeként számos védett faj, s főként fokozottan védett északi pocok (*Microtus oeconomus*) eltűnt a kijelölt mintavételi területekről. Mivel a Kis-Balaton kismérsőinek monitorozásánál elsősorban az északi pocok megmaradt állományainak feltérképezése és nyomon követése a cél, a program során alapvetően két mintavételi stratégiát alkalmaztunk. Az északi pocok jelenlétében kisebb területre koncentrálódó, de nagyobb csapdasűrűségű és méretű kvadrátokat alkalmazva populáció szintű monitorozást folytattunk. Amennyiben valamilyen antropogén beavatkozás, vagy időjárási anomália miatt romlott az élőhely állapota és drasztikusan lecsökkent az adott cél faj egyedeinek száma, vagy teljesen eltűnt a célterületről, akkor az előbbi stratégiát felváltotta a faunisztikai megközelítésű feltérképezés. Ez nagyobb térléptékű, több élőhelyet érintő monitorozás, élőhelyenként 2-3 kisebb csapdaháló használatával történt. Ez utóbbi stratégia mintájára gyűjtött adatok alapján már vizsgálták a közösségi mintázatokat és a kismérsők különböző zavarások hatására adott válaszát. Továbbá a jelenlét/hiány adatok felhasználásával elemezték és modellezték az északi pocok területfoglalási dinamikáját, bizonyítva a kaszálások és a vízborítás negatív hatását.

A 2010-ben lehullott nagy mennyiségű csapadék hatására a korábban már vizsgált mocsaras területek több hónapon át vízborítás alá kerültek. A tartós vízborítás negatívan befolyásolta a kismérsők rekolonizációját és a fokozottan védett északi pocok elvesztését okozta. Ezért 2010 után újra nagyobb térléptékben, egymástól távolabb fekvő, különböző méretű és elhelyezkedésű sásos élőhely foltokban, több csapdaháló alkalmazásával, kisebb kvadrátméretben folytattuk a kismérsők felmérését. Ezek a térben független mintavételi területek lehetővé tették a jelenlét/hiány adatokon alapuló területfoglalási modellek alkalmazását. A fentiek alapján jelen dolgozatban a 2011-2015-ben végzett nagyobb térléptékű monitorozás eredményeit foglaljuk össze, mellyel célunk, hogy a különböző években kapott adatok alapján összehasonlítsuk a kismérsők együttes időbeli változását, valamint becsüljük és modellezzük a területfoglalás és kolonizáció mértékét.

## **Kérdések, célkitűzések**

A Kis-Balatonon végzett öt éves kismérsők monitorozás elsődleges feladata a monitorozás térbeli kiterjesztése, azaz kisméretű kvadrátok alkalmazásával több elkülönülő alkalmas élőhelyfolt csapdázása annak érdekében, hogy találjunk reliktumként fennmaradt északi pocok szubpopulációt. A mintavételi stratégia lehetőséget adott arra, hogy a különböző vizsgált területek kismérsők együtteseinek összehasonlító elemzését elvégezzük. A dolgozatban értékelt öt vizsgálati évben a kismérsők monitorozást jelentősen befolyásolták a környezeti tényezők. Ilyen tényező a vízellátottság, amely esetén a lehulló csapadékmennyiség egyenlőtlen eloszlásán kívül, ki kell emelnünk a vízvédelmi rendszer újabb fejlesztését és az



ezzel járó megváltozott vízkormányzási viszonyokat. A természetes esőzések és az antropogén beavatkozások, az egyes időszakokban kumulatív hatásként érvényesültek az egyes berekterületeken jellemző kismérsékelt területfoglalásában és kolonizációjában.

Célkitűzések:

- Az utóbbi öt év monitorozási eredményeit felhasználva vizsgáljuk a fajkészlet időbeli változását.
- A mintavételi pontok jelenlét/hiány adatai alapján vizsgáljuk a *Soricomorpha* és a *Rodentia* fajok konstancia értékeinek változását.
- Jelenlét/hiány adatok felhasználásával a jellemző fajok esetén becsüljük és modellezzük a területfoglalást és a kolonizáció mértékét.

Kérdések:

- Hogyan változik a kismérsékelt együttesek fajkompozíciója és a fajkicserélődés mértéke az öt éves vizsgált periódusban?
- A fajok különböző mintavételi pontokon történő detektálás alapján van-e különbség a számított konstancia értékek között?
- A Kis-Balatonra jellemző faj-együttesekben mely fajok jellemezhetők legnagyobb és legkisebb konstancia értékekkel?
- A fajok területfoglalási kolonizációs dinamikája mennyiben tér el az évek összehasonlításában, illetve a becslésben az évek vagy a fajok közötti különbségnek van-e nagyobb jelentősége?

Hipotézisek:

- $H_0$ : A fajok és az évek közötti különbségnek nincs jelentősége a kolonizáció és a területfoglalás változásában.

$H_1$ : A kolonizáció és a területfoglalás dinamikájában a különböző vízviszonyokkal rendelkező évek és a fajok közötti különbség is meghatározó.

## Anyag és módszer

### Vizsgált, monitorozott területek

A kismérsékelt monitorozásra kijelölt mintavételi területek egyrészt a Sármelléktől keletre található, eredetileg összefüggő lápterületen találhatók, amit ma már a 76-os műút választ ketté. Az északi, Hévíz irányába elterülő területet (Balatoni-berek) magángazdálkodó kezeli, míg a déli terület (Keleti-berek) a Balaton-felvidéki Nemzeti Park kezelése alatt áll, emellett Natura 2000 terület. A nemzeti park felügyelete alá tartozó Keleti-berek területén 1999 óta folyamatos a kismérsékelt monitorozása. A Natura 2000 területek lehatárolásával 2004-től a nemzeti park munkatársaival közösen meghatároztuk azokat a területeket, ahol a magasabb térszint és az aranyvessző (*Solidago gigantea*) elterjedését fékező folyamatos területalapú kezelések történjenek, illetve ezekkel szemben lehatároltuk azokat a mélyebb térfekvésű területeket, ahol a homogén sásos élőhely foltokban nem végeznek beavatkozásokat, biztosítva ezzel a kismérsékelt, kiemelten a veszélyeztetett északi pocok megmaradt állományának visszatelepedési lehetőségét.

A harmadik vizsgált, az előzőektől térben teljesen elkülönülő lápterület a Halász-rét, amely a Kis-Balaton északkeleti részén, Balatonszentgyörgy irányában elterülő, kisebb-nagyobb sásos foltokkal tarkított nagy kiterjedésű nádas. A Halász-rét talajvízszint viszonyának alakulásában óriási szerepe van a Kis-Balaton II. tározó északi része (Barna-tó) és a Zala közötti, 2000 után készített terelő csatornának, amely az év nagy részében –

különösen a kevésbé csapadékos időszakban – alacsonyan tartja a térség talajvízszintjét. A Halász-rét nagyon jó példa arra, hogy a vízborítást a csapadékviszonyok mellett jelentős mértékben meghatározza a vízkormányzás. A területet 2011-2015 között folyamatosan monitoroztuk, amely idő alatt 2012-ben kimutattuk az északi pocok jelenlétét is. Ez időszakban a kimutatott kismilős fajkompozíciót elsősorban a mintavételi pontok vízellátottsága jelentősen befolyásolta.

### **Mintavételi módszerek**

A kismilősök mintavételezéséhez elevenfogó dobozcsapdákat használtunk és a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszerét alkalmaztuk. Mind az öt év alatt (2011-2015) 3 nyári hónapban (június, július, augusztus) és 5 napon keresztül csapdáztunk. A területek többségénél 6×6-os csapdaháló jelentette mintakvadrátokat, melyekben a csapdákat egymástól 5 m távolságban helyeztük el. Mivel a vízviszonyok jelentős mértékben meghatározták az alkalmazható csapdakonfigurációt, több esetben a csapdaháló nem négyzet, hanem téglalap alakú volt, illetve a Zimányi-berek 1. számú töltése mellett a vonaltranszekt módszer volt alkalmas a mintavételezéshez.

A csalizás módszere minden területen és minden mintavételezési időszakban megegyezett. Csalétekként szalonnát, ánizs-kivonattal és növényi olajjal megkevert gabona magvakat használtunk. Napközben a csapdák működőképes, azaz élesre állított helyzetben voltak, vagyis naponta kétféle ellenőrzést végeztünk, reggel 7<sup>00</sup>-tól, és este 19<sup>00</sup>-tól, így egy 4 napos periódus alatt 7 csapdaellenőrzésünk volt. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját, amennyiben szükséges volt a határozáshoz, fontos testméret paramétereket is mértünk. Az állatok egyedi jelöléséhez a lábujjak tetoválását alkalmaztuk.

### **Az adatfeldolgozás módszerei**

A mintavételezések alapján a nyolc vizsgált berek területre, mind az öt évre vonatkozóan megadtuk a kismilős fajok jelenlét-hiány adatait és az összesített fajszámot. A fajszám 5 éves változását két származtatott adat alapján vizsgáltuk. Elsőként az 5 éves időperiódus teljes fajszámához viszonyítva számoltuk az egyes években kimutatott fajok arányát. A másik esetben a mintavételi területek számával korrigáltuk az adott évben kimutatott fajszámot, így a fajszám értékét 10 területre standardizáltuk. Mindkét index esetében megnéztük az időbeli változást, amihez regresszióanalízist alkalmaztunk. A fajszám évek közötti különbségét valamennyi mintaterület adatait felhasználva, tíz területre standardizált fajszám index számítása alapján Kruskal-Wallis medián tesztet alkalmazva vizsgáltuk.

A kismilős közösség fajkompozíciójának időbeli variabilitását továbbá  $\beta$ -diverzitás index számításával elemeztük, ami a fajkicserélődést (turnover) méri. A  $\beta$ -diverzitás számításához a Whittaker-indexet ( $\beta_w$ ) alkalmaztuk.

Minden évben a vizsgált mintavételi pontok alapján megadtuk a fajok előfordulási esetszámát és az ebből számított konstancia (C) értékét (az adott faj előfordulási aránya a mintavételi pontok összes számához viszonyítva). A konstancia értéket a cickányok és a rágcsálók esetében külön értékeltük, vizsgálva hogy a fajok összehasonlításában van-e különbség az öt év során kapott konstancia értékekben. Ennek vizsgálatához Kruskal-Wallis medián tesztet alkalmaztunk.

Az adatfeldolgozás második részében a négy-öt mintavételi periódusban történő csapdázások jelenlét-hiány adatait használtuk fel. Mint azt már a témafelvezetésben említettük, a jelenlét-hiány adatokat felhasználva könnyen megközelíthető és alkalmazható

módszert fejlesztettek ki arra, hogy kezelni tudjuk a területfoglalási és migrációs eseményeket. A területfoglalási értékekből számolhatjuk a helyi kihalási és kolonizációs valószínűségeket. E paraméterek becslése az úgynevezett „előfordulási függvény”-eken alapul. Az előfordulást úgy tekintjük, mint annak a valószínűségét, hogy a faj elfoglal egy specifikus területet, vagy ennek a területnek valahányad részén megjelenik és kolonizálódik. Az adatok feldolgozása során a MARK 6.1 programot használtuk a becslések elvégzéséhez. A MARK több korábbi becslőprogram statisztikai lehetőségeit tartalmazza, összetett és egyben rugalmas szoftver, amely főként populációk túlélési és fogási valószínűségeinek tesztelésére, modellezésére használható. Az elemzések során a többszörös szezonális területfoglalási modellt („robust design occupancy”) alkalmaztuk. Ez a modell a Pollock-féle kombinált módszer alapján értelmezi a csapdázási, illetve a monitorozási adatokat (POLLOCK 1982). Ennek megfelelően vannak elsődleges és másodlagos periódusok. A modell szerint feltételezzük, hogy a másodlagos periódusok között, vagyis adott hónapban a napok között zárt a populáció, míg az elsődleges periódusok között a populáció mind demográfiai mind földrajzi szempontból nyílt. Az alap „robust design occupancy” modell a vizsgált faj területfoglalási valószínűségét ( $\Psi$ ) alapvetően az első periódusra becsli meg, de az alapadatokból a további elsődleges periódusokra is, vagyis a vizsgálati hónapokra származtatott adatként adja meg ezt a paramétert. A kolonizációt ( $\gamma$ ) és a lokális kihalást ( $\epsilon$ ) az elsődleges periódusok között, míg a detektálási valószínűséget minden egyes másodlagos periódusra, azaz valamennyi csapdázási éjszakára becsli a modell.

A fenti paraméterek mellett a területfoglalás változásának mértéke ( $\lambda$ ) is fontos információ lehet bizonyos helyzetekben (pl. a faj mozgáskörzetének vagy elterjedésének változása). Az  $i$  és  $i+1$ -dik mintavétel közötti periódusban a becsült valószínűségek hányadosa a vizsgált fajra jellemző területfoglalás növekedését ( $\lambda_i$ ) (ha a hányados értéke nagyobb, mint 1), illetve csökkenését (ha a hányados értéke kisebb, mint 1) adja meg. A kedvezőtlen időjárás és az antropogén változásokra érzékeny élőhely-specialista fajok esetén a  $\lambda$ -nak, az elfoglalt terület aránya változásának (mozgáskörzet kiterjedés vagy csökkenés) tükröző értelmezése hasznosnak bizonyulhat. A modellezésünk során az évek az elsődleges periódusok és a hónapok a másodlagos periódusok. A modellezés során csoportváltozónak tekintve fajokat, a vizsgálatban bevont 5 kismélys (S. araneus, M. agrestis, A. amphibius, A. agrarius, M. minutus) adatait egyszerre vittük be az elemzésbe, amelyek alapján így a fajok hatását tesztelve az évek közötti dinamikát vizsgáltuk. A becslésnél a MARK a legtöbb változót tartalmazó globális alap „multiple-season occupancy” modellt futtatta le először, ahol mind a detektálási valószínűség, mind a kolonizációs és a kihalási ráta, valamint a detektáció valószínűsége is időfüggő. Az egyes paraméterek időfüggésének megszüntetésével egyszerűsíteni lehet az alapmodellt, amely során különböző takarékos modellek futtathatók le. A korrekciós AIC érték ( $AIC_c$ ) és a modellsúly ( $\omega$ ) alapján végeztük a modellszelekciót, azaz választottuk ki a biológiai szempontból értelmezhető legtakarékosabb modellt. A modell hierarchia felépítésében minden esetben az egyszerűsítés, vagyis az általános, globális modelltől származtatott egyszerűbb modelleket követtük, amely hierarchiában az egymásból átalakított modellek egyben beágyazottak (nested) is voltak, így ezek különbségét (devianciák eltérése) valószínűségi arány tesztek (LRT) alapján is vizsgáltuk.

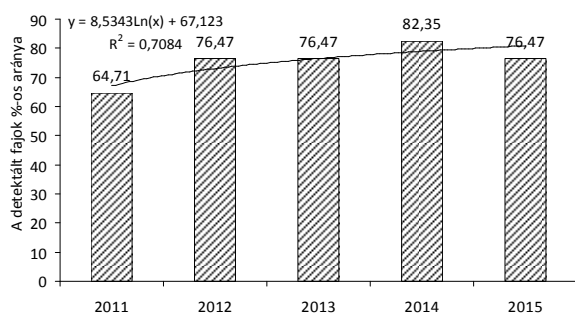
## Eredmények

Az öt évben a három nyári hónapban megvalósult monitorozás során összesen 17 kismélys fajt mutattunk ki. A cickányok (*Soricomorpha*) közül 6 fajt tudtunk kimutatni, míg a rágcsálók közül (*Rodentia*) 11 fajt sikerült detektálnunk (1. táblázat). A két erdei cickány fajt (*Sorex araneus*, *Sorex minutus*), valamint a két vízcickányt (*Neomys anomalus*, *Neomys fodiens*) mind az 5 évben sikeresen ki tudtuk mutatni. Ezek mellett a pirók erdeiegér

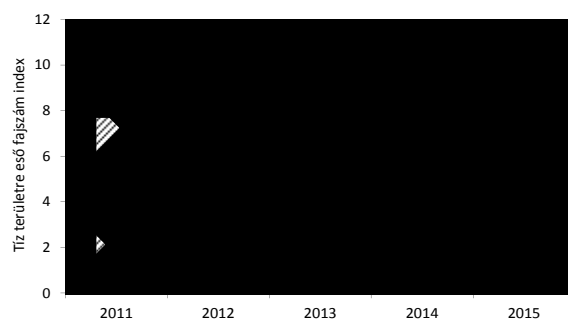
(*Apodemus agrarius*), a közönséges kószapocok, vagy vízipocok (*Arvicola amphibius*) jelenléte is folyamatos volt mind az 5 év alatt, ugyanez elmondható a törpeegérre (*Micromys minutus*) is. A védett csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) azonban csak szigetszerűen fordult elő, a 2010-es nagy vízállást követően 2011-ben nem tudtuk kimutatni, de az utána lévő négy évben már sikeresen detektáltuk, köszönhetően a gyors rekolonizációjának. Az inkább szárazságtűrő két fehérfogú cickányfaj (*Crocidura suaveolens*, *Crocidura leucodon*), megjelenése csak foltokban volt jellemző, ott ahol a nagyobb vízborítás időszakosan, rövid ideig jelent meg. Az 5 éven át történő monitorozásunk alatt, a fokozottan védett északi pockot (*Microtus oeconomus*) csak 2012-ben tudtuk kimutatni.

1. táblázat: A kisemlős fajok jelenlét/hiány adatai a vizsgálati évek bontásában

Fajok/ Év	2011	2012	2013	2014	2015
<i>Sorex araneus</i>	+	+	+	+	+
<i>Sorex minutus</i>	+	+	+	+	+
<i>Neomys anomalus</i>	+	+	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i>	+	+	+	+	+
<i>Crocidura leucodon</i>	+	+	+	+	-
<i>Crocidura suaveolens</i>	+	+	-	+	+
<i>Myodes glareolus</i>	-	-	+	+	+
<i>Microtus arvalis</i>	-	+	-	+	-
<i>Microtus agrestis</i>	-	+	+	+	+
<i>Microtus oeconomus</i>	-	+	-	-	-
<i>Arvicola amphibius</i>	+	+	+	+	+
<i>Rattus norvegicus</i>	-	-	-	-	+
<i>Apodemus agrarius</i>	+	+	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i>	+	+	+	+	-
<i>Apodemus sylvaticus</i>	-	-	+	+	+
<i>Micromys minutus</i>	+	+	+	+	+
<i>Mus spicilegus</i>	+	-	+	-	+
Fajszám (S)	12	14	14	15	13



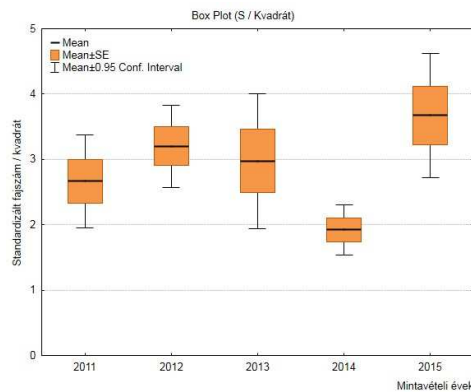
3. ábra: Az 5 évre vonatkozó detektált fajok aránya



4. ábra: Az adott évben előforduló fajok száma területekre vonatkozóan

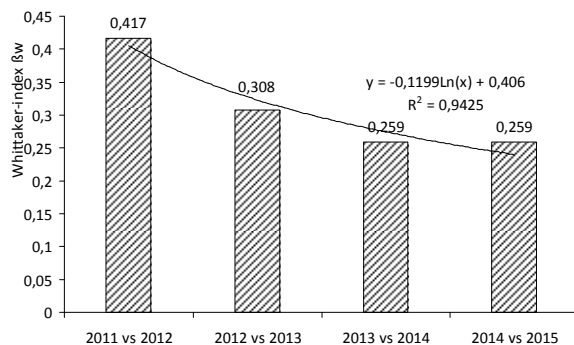
Az ötéves periódusban a fajszám változást két index számításával vizsgáltuk. Az öt év során kimutatott teljes fajkészlethez ( $S = 17$ ) viszonyítva minden évre megadtuk a kimutatott fajok százalékos arányát. A kapott érték az idő függvényében telítődési görbét mutatott, azonban a regresszióanalízis során az alkalmazott logaritmikus függvény illeszkedése nem volt szignifikáns ( $r = 0.8416$  n.s.) (3. ábra). A fajszám változását úgy is elemeztük, hogy az eltérő mintavételi pontok miatt a fajszám 10 területre standardizált indexét adtuk. Az így kapott index időbeli változása hasonló képet mutatott, mint a kimutatott fajok százalékos változása. A standardizált index esetén is logaritmikus függvény illesztése adta a legnagyobb

determinációs együtthatót, de a kis mintavétel alapján ez nem tekinthető szignifikánsnak ( $r = 0.7541$  n.s.) (4. ábra).

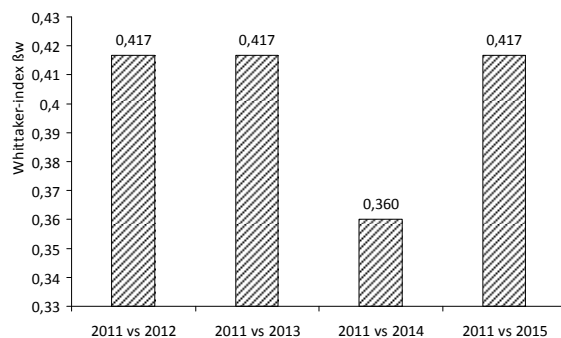


5. ábra: A mintavételi kvadrátokra standardizált fajszám változása az 5 év során

A fajszám évek közötti statisztikai összehasonlítását valamennyi mintavételi pont fajkészlete alapján végeztük el. A legkisebb átlagos fajszámot 2014-ben regisztráltuk, ami meglepő eredményként alacsonyabb értéknek bizonyult, mint a 2011-es érték, amikor a 2010-2011-ig tartó hosszú távú és rendkívül nagy területet érintő elöntés hatása még érvényesült. A 2014-es még alacsonyabb fajszám átlag a befejezett új élőhely-rekonstrukciót követő elárasztás és a természetes esőzések kumulatív hatását indikálja. A standardizált fajszám évek közötti összehasonlításában szignifikáns eltérést tapasztaltunk (Kruskal-Wallis teszt:  $H(4, N = 86) = 14.66, P < 0.01$ ). Ezt az eredményt két mintapár közötti szignifikáns különbség okozta, a 2014-ben tapasztalt alacsony standardizált fajszám szignifikánsan különbözött a 2012-ben (post hoc Dunn-teszt:  $z = 2.91, P < 0.05$ ) és a 2015-ben (post hoc:  $z = 3.36, P < 0.01$ ) kimutatott nagyobb fajszám index értéktől (5. ábra).



6. ábra: Az egymás utáni évek közötti fajkicserélődés

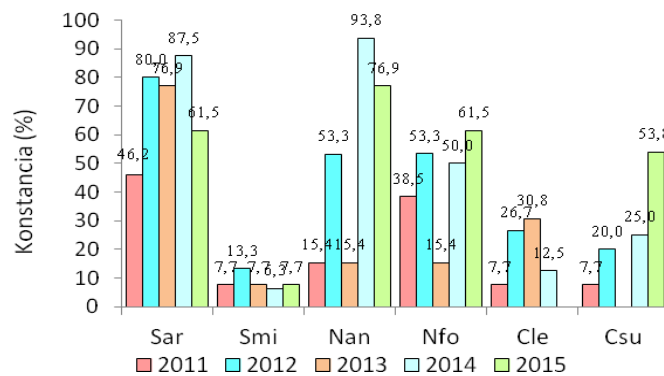


7. ábra: Az első évhez viszonyított következő évek fajkészlet változása

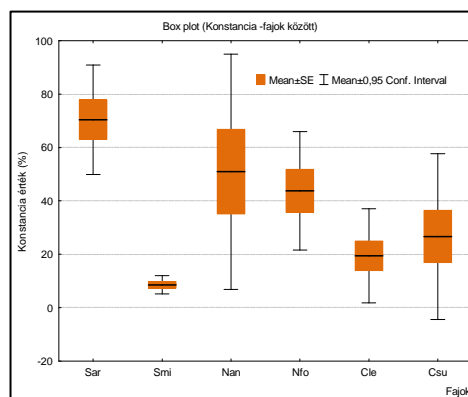
A kisémlős közösség fajkompozíciójának időbeli variabilitását  $\beta$ -diverzitás index számításával elemeztük (6. ábra). A fajkicserélődés egymás utáni évek közötti értékeit ábrázoló oszlopdiagram jól mutatja, hogy a fajkicserélődés mértéke csökkenő tendenciájú. A 2010-es nagy vízborítás után, a további években az alacsonyabb vízellátottság következtében a fajkompozíció nagyobb hasonlósága volt jellemző. A továbbiakban az évek fajkészlet változását az első évhez (2011) viszonyítottuk (7. ábra). A legkisebb fajkicserélődés 2011 és 2014 között volt, mivel mindkét évben a nagyobb vízborítottság miatt kisebb fajszámú, hasonló összetételű együttes volt jellemző. A többi évben (2012, 2013, 2015) 2011-hez képest

nagyobb a fajkészlet változása, mivel ezekben az években alacsonyabb volt a vízállás, a negatív környezeti kényszer hiánya lehetővé tette több faj kolonizációját, növelve a fajgazdagságot.

A mintavételi területek elfoglalása alapján, a fajok vonatkozásában számított konstanciát külön értékeltük a cickányok és a rágcsálók esetében. A cickány fajok közül a vizsgált sásos élőhelyeken karakter fajként regisztrált erdei cickány konstancia értékei 2011-ben a legalacsonyabb, ami a 2010-2011-es elöntés következménye. A következő három évben a faj %-os konstancia értéke megnövekedett, 70-90% közötti, majd az utolsó évben ez az érték csökkent, ami ismét azt jelzi, hogy kevesebb mintavételi ponton tudtuk kimutatni a fajt. A vízicickány fajok is kiugró értékekkel rendelkeznek, ami a vízborítottság meglétére utalva jelzi, hogy kimutatási valószínűségük nagyobb volt ezekben az időszakokban. A legkisebb konstancia értékeket a törpecickány (*Sorex minutus*) esetén számítottuk, ritkább fajként jelent meg a vizsgált területeken, de jelenléte állandónak tekinthető. A szárazságtűrő *Crocidura* fajok közül a keleti cickány utolsó mintavételi évre számított magasabb konstancia értékét emeljük ki, amely a 2015-ös hosszantartó nyári szárazsággal magyarázható (8. ábra).

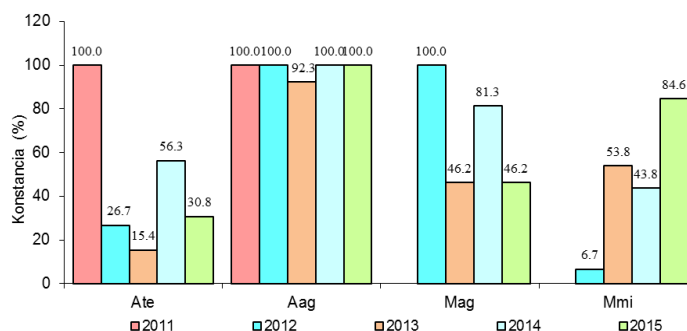


8. ábra: A cickányfajok (*Soricidae*) fajok adott mintavételi évre számított konstancia értékei



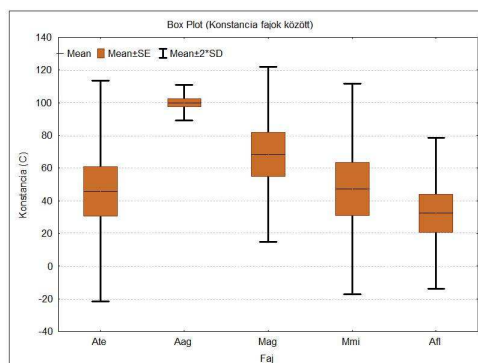
9. ábra: A cickányfajok (*Soricidae*) átlagos konstancia értékeinek megoszlása

A konstancia értékek évek közötti összehasonlításában szignifikáns eltérést tapasztaltunk (Kruskal-Wallis teszt:  $H(5, N = 28) = 17.06$ ,  $P < 0.01$ ). Ezt az eredményt egy mintapár közötti szignifikáns különbség okozta, a *S. minutus* és a *S. araneus* konstancia értékei szignifikánsan különböztek (post hoc Dunn-teszt:  $z = 3.073$ ,  $P < 0.01$ ). Legnagyobb átlagos konstancia értéke az erdei cickánynak volt, ami jól mutatja, hogy ez a faj a vizsgált területeken gyakori, állandó faj, azonban az extrém zavarások (szárazodás, elöntés) jelentősen befolyásolják elterjedési mintázatát (9. ábra).



10. ábra: A rágcsáló (*Rodentia*) fajok konstancia értékei évenként

A rágcsáló fajok közül a kószapocoknak 2011-ben 100%-os volt a konstanciája, ami az előző évben történő nagy vízszintnövekedés eredménye, amely a faj állományának gradációját és ennek következtében sűrűségfüggő szétterjedését okozta. A generalista pirók erdeieger lápterületeken történő jelenlétét, víztűrését és élőhely használatát folyamatosan magas konstancia értéke mutatatta. A két védett faj, a csalitjáró pocok és a törpeegér konstancia értéke a különböző zavarásokkal terhelt időszakokban jellemző eltérő kolonizációs sikerük miatt ingadozott (10. ábra).



11. ábra: A rágcsáló (*Rodentia*) fajok átlagos konstancia értékeinek megoszlása

A fajok konstancia értékeinek összehasonlításában szignifikáns eltérést tapasztaltunk (Kruskal-Wallis teszt:  $H(4, N = 22) = 10.91, P < 0.05$ ). Ezt az eredményt egy mintapár közötti szignifikáns különbség okozta, az *A. agrarius* és az *A. flavicollis* konstancia értékei tértek el a legnagyobb mértékben (post hoc Dunn-teszt:  $z = 2.89, P < 0.05$ ) (11. ábra).

### Területfoglalás és kolonizáció becslése

A területfoglalás, illetve a kolonizáció becsléséhez különböző robusztus modelleket hoztunk létre abban a megközelítésben, hogy a vizsgált éveket tekintettük elsődleges, ezen belül a hónapokat másodlagos mintavételi periódusoknak (robusztus módszer). Ebben a megközelítésben létrehozott általános (globális) modell 126 paramétert tartalmazott, amelyben a területfoglalás valószínűségét az évekre értelmezzük, míg a kolonizáció és a lokális kihalás értékei, valamint a területfoglalás változását kifejező  $\lambda$  paraméter az elsődleges mintavételek, azaz az évek közötti folyamatokat írják le, így minden becsült változóra vonatkozóan az általános modellben fontos paraméter az időfüggés. A robusztus megközelítésű modellben a vizsgált 5 kismélységi faj csoportváltozóként szerepelt, így a fenti paraméterek minden fajra értelmezhetőek és a modellezés során tesztelni tudjuk a fajok közti

különbséget. A globális modell lefutása után különböző redukált modelleket készítettünk, bizonyos változóknál elhagyva az időtényezőt, illetve a fajok között feltételezett különbség figyelembevételét. Ennek megfelelően a globális modellel együtt összesen 5 modellt futattunk le. A modellszelekció alapján a globális modell rendelkezik a legkisebb korrekciós  $AIC_c$  értékkel és a legnagyobb modellsúllyal ( $\omega \sim 100\%$ ). Már a rangsor első két helyen álló modell között jelentős az  $AIC_c$  érték különbsége ( $\Delta AIC_c = 16.44$ ). Így redukált modellek jelentősége mind a fajhatást, mind az időfüggést tartalmazó általános modellhez viszonyítva elhanyagolható, amit modellsúly nagymértékű csökkenése is alátámaszt (2. táblázat).

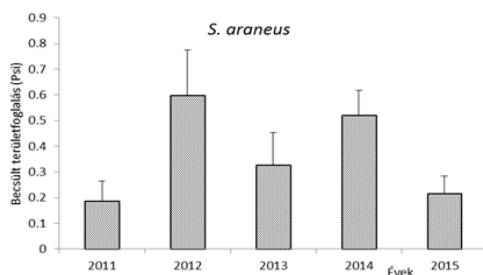
2. táblázat: A létrehozott modellek paraméterei és hierarchiája a modellszelekciós eredmények alapján

Modell	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$AIC_c \omega$	Paraméter-szám	Deviancia
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, t)}, \gamma_{(faj, t)}, P_{(faj, periódus, t)}$	2114.402	0.000	0.99968	126	1821.787
$\Psi_{(.)}, \epsilon_{(., t)}, \gamma_{(., t)}, P_{(., periódus, t)}$	2130.845	16.443	0.00027	29	2070.878
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, t)}, \gamma_{(faj, t)}, P_{(., periódus, t)}$	2135.443	21.041	0.00003	64	1997.654
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, .)}, \gamma_{(faj, .)}, P_{(faj, periódus, .)}$	2135.9916	21.589	0.00002	39	2054.425
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, t)}, \gamma_{(faj, t)}, P_{(faj, periódus, .)}$	2151.5845	37.183	0.00000	49	2047.919

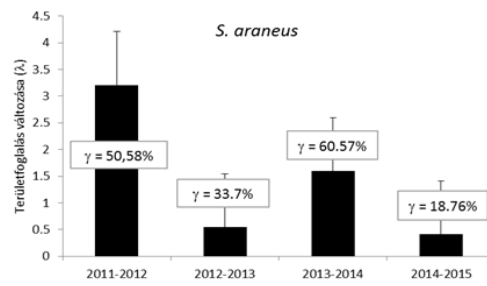
A kapott eredmény további megerősítésére a modellek statisztikai különbségét vizsgáltuk, amihez az egymásba ágyazott modellek közötti valószínűségi aránytesztet (LRT) használtuk, ami a devianciák különbségét teszteli ( $\chi^2$  érték). A lefuttatott tesztek eredménye azt mutatta, hogy az általános, teljes paraméterszámú modell minden más redukált modelltől szignifikánsan eltért, ami megerősíti a globális modell elfogadását (3. táblázat). Ennek megfelelően az általános modell által becsült paraméterek alapján értékeltük a fajok a területfoglalását és kolonizációját, amely figyelembe vette az időtényező (évek közötti periódusok), valamint a fajok közötti különbségek jelentőségének relevanciáját.

3. táblázat: Modellek közötti statisztika (LRT-teszt)

Redukált modell	Általános modell	$\chi^2$	df	P
$\Psi_{(.)}, \epsilon_{(., t)}, \gamma_{(., t)}, P_{(., periódus, t)}$	vs ÁM	249.09	97	<.0001
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, t)}, \gamma_{(faj, t)}, P_{(., periódus, t)}$	vs ÁM	175.86	62	<.0001
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, .)}, \gamma_{(faj, .)}, P_{(faj, periódus, .)}$	vs ÁM	232.63	87	<.0001
$\Psi_{(faj)}, \epsilon_{(faj, t)}, \gamma_{(faj, t)}, P_{(faj, periódus, .)}$	vs ÁM	181.261	63	<.0001

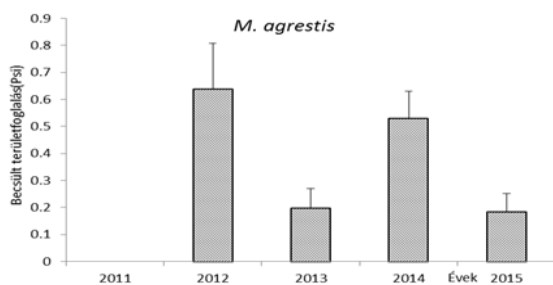


12. ábra: Az erdei cickány (*S. araneus*) becsült területfoglalása az évek függvényében

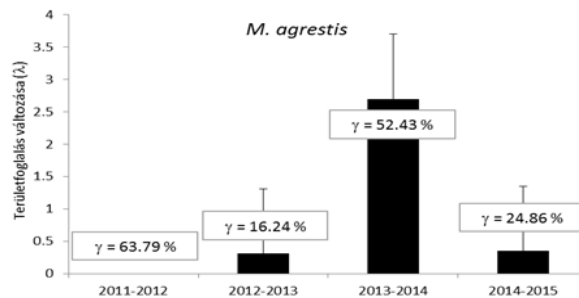


13. ábra: Az erdei cickány (*S. araneus*) területfoglalás változása az évek között





14. ábra: A csalitjáró pocok (*M. agrestis*) becsült területfoglalása az évek függvényében

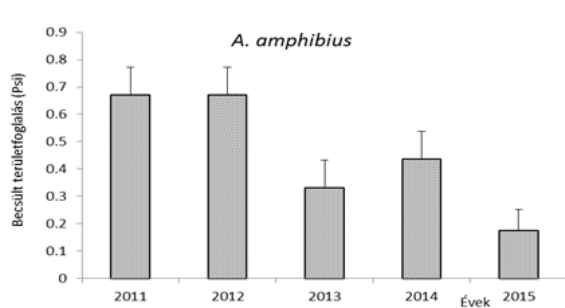


15. ábra: A csalitjáró pocok (*M. agrestis*) területfoglalás változása az évek között

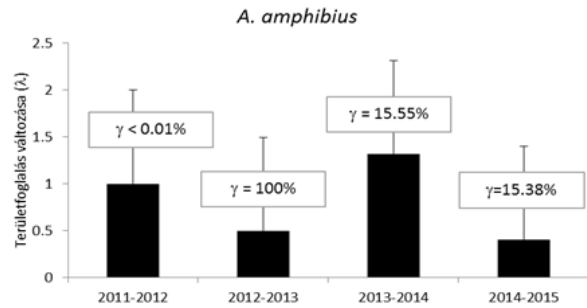
A modellszelekció és a modellek közötti statisztika bizonyította, hogy az alkalmazott robusztus területfoglalási modellben fontos jelentősége van a fajok közötti különbségnek, így a paraméterek becslése alapján mind az 5 vizsgált fajra vonatkozóan (*S. araneus*, *M. agrestis*, *A. amphibius*, *A. agrarius*, *M. minutus*) értékeltük a becsült területfoglalást, a kolonizáció és a területfoglalás változásának dinamikáját. A cickányok közül a területen folyamatosan előforduló erdei cickány területfoglalását vizsgáltuk. A területhasználat alapján értelmezett konstancia értékelésénél is láttuk, hogy a 2011-ben, a Kis-Balaton területének előző évi eláradása az erdei cickányra is negatív hatást gyakorolt. Nagyobb arányú detektálása 2012-ben volt jellemző, amely két év markáns különbségét a becsült területfoglalási valószínűség jól szemlélteti, mivel 2011-ről 2012-re a területfoglalás mértéke a faj esetében háromszorosára növekedett, amit az erdei cickánynál a teljes időintervallum vonatkozásában a becsült legnagyobb  $\lambda$  érték is alátámaszt. Így a két év között az erdei cickány vonatkozásában 51%-os kolonizációs valószínűséget becsültünk. A következő két év (2012-2013) között a kolonizáció és így a 2013-ban jellemző területfoglalás mértéke lecsökkent, majd 2014-re mindkét paraméternél ismét nagyobb értéket becsültünk. Az erdei cickány kolonizációs rátája 2014-re meghaladta a 60%-ot, ami a területfoglalás kiterjedésében is megmutatkozott, az egynél nagyobb becsült  $\lambda$  érték a területfoglalás növekedését mutatta. Ebben az évben a természetes esőzések és az újabb rekonstrukciós beruházás befejeztével megváltozott vízkormányzás során létrejött vízszintnövekedés kumulatív hatásként 2015-re ismét csökkent az erdei cickány területfoglalási mértéke. A két utóbbi év között becsült kolonizációs ráta 20% alá csökkent, ami az öt éves vizsgálat során a legkisebb becsült érték volt (12-13. ábra).

A védett csalitjáró pocok (*M. agrestis*) esetében 2011-ben nem volt megfelelő a területfoglalási becslés, mivel a 2010-2011-es elöntés negatív hatása érvényesült, a fajt csak néhány esetben tudtuk detektálni. A vízszint csökkenése a következő évben már pozitívan hatott a faj elterjedésére, így erre az évre a faj becsült kolonizációjának mértéke 63%-os volt. Hasonlóan az erdei cickány területfoglalási dinamikájához, 2013-ban a csalitjáró pocok esetén is nagyon alacsony területfoglalási valószínűséget becsültünk, ami nagyon alacsony hatásfokú kolonizáció eredménye, ugyanis 2012-2013 között a kolonizációs ráta nem érte el a 20%-os értéket. A következő év (2014) nagy részében kedvező környezeti körülmények a csalitjáró pocok szétterjedésére is pozitívan hatottak, ami ismét nagyobb becsült területfoglalási értékben nyilvánult meg (~60%). A területfoglalás kiterjedését a  $\lambda$  legnagyobb becsült értéke tükrözte, ami a nagyobb mértékű, több mint 50%-ot meghaladó kolonizációs siker eredménye. Azonban a kolonizációnak ebben a fázisban becsült értéke nem érte el a 2011-2012 közötti becslés eredményét, ami annak tulajdonítható, hogy az új rekonstrukció 2014 nyarán beindított próbauzeme és az esőzések változtatták a területek vízszintjét, ami jelentős eltérést jelent 2012-2014 összehasonlításában. A 2014 őszi beálló vízszintnövekedés, ugyanúgy, mint az erdei cickánynál, a csalitjáró pocok területfoglalására is negatív kényszerként hatott,

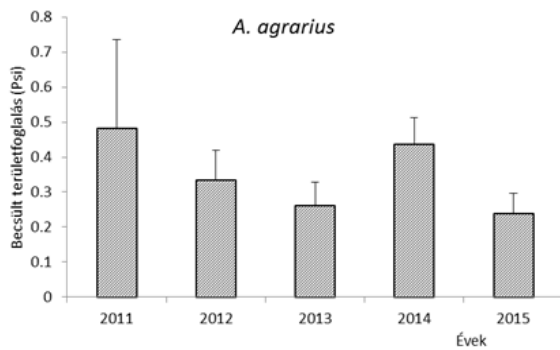
így a két utolsó év közötti kolonizáció mértéke ismét csökkent, melynek valószínűsége nem érte el a 25%-ot. Ez megnyilvánult az alacsonyabb területfoglalásban, ami a területfoglalás hasonló mértékű csökkenését jelentette, mint 2012-2013 között. A becslt  $\lambda$  alacsony értéke is visszatükrözi a területfoglalás mértékének csökkenését (14-15. ábra).



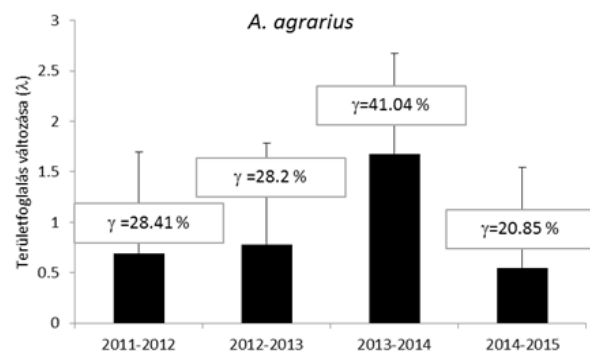
16. ábra: A kőszapocok (*A. amphibius*) becslt területfoglalása az évek függvényében



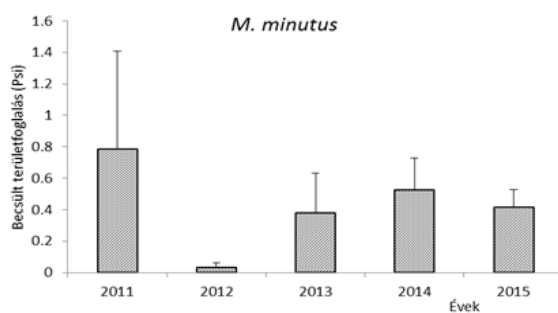
17. ábra: A kőszapocok (*A. amphibius*) területfoglalás változása az évek között



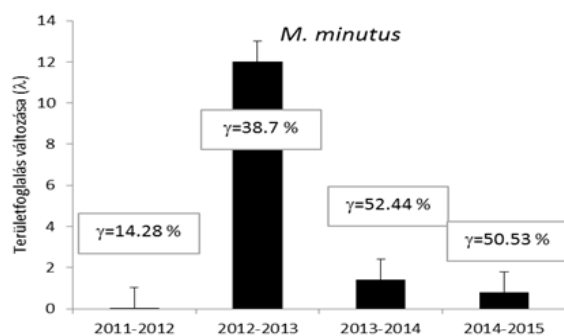
18. ábra: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) becslt területfoglalása az évek függvényében



19. ábra: A pirók erdeiegér (*A. agrarius*) területfoglalás változása az évek között



20. ábra: A törpeegér (*M. minutus*) becslt területfoglalása az évek függvényében



21. ábra: A törpeegér (*M. minutus*) területfoglalás változása az évek között

A víztűrő kőszapocok területfoglalása az előbbi védett fajjal szemben az első két évben (2011, 2012) magas volt, megközelítette a 70%-ot, amit az említett 2010-es elöntés következtében kialakuló gradációja és az állomány egyedeinek sűrűségfüggő szétterjedése határozta meg. Ekkor a faj dominált a vizsgált területeken, így a fenti két év közötti periódust tekintve nem változott a területfoglalás mértéke, amit egyrészt a becslt  $\lambda$  1 körüli értéke és

az elhanyagolható kolonizációs mérték mutatott. A két évre vonatkozó becslések azt mutatták, hogy a szétterjedt állomány az elöntést követően stabilnak tekinthető ebben a kétéves időszakban, ami a következő évben már összeomlott. Ennek megfelelően a területfoglalás mértéke 2013-ban az előző két évhez képest felére lecsökken. A 2012-2013 között kapott 100%-os becsült kolonizációt nem tartjuk relevánsnak, becslési hibának tekintjük, nem tudjuk értelmezni. A kószapocok előfordulási adataiból ismét magasabb területfoglalást becsültünk, ami a becslések szerint 15%-ot meghaladó kolonizációs siker eredménye, de a faj területfoglalásának mértéke nem érte el az első két évben tapasztalt állapotot. Bár a korábbi gradáció és szétterjedés ismeretében a vizsgált területek 2014-es őszi eláradását a kószapocok területfoglalási dinamikája szempontjából kedvezőnek tekinthetjük, a 2014-2015 közötti kolonizáció mértéke nem haladta meg az előző időperiódusra vonatkozó értéket, sőt a területfoglalás becsült értéke is kisebb volt 2015-ben, mint az előző évben (16-17. ábra). A fenti három víztűrő faj közül az erdei cickány és a csalitjáró pocok nagyon hasonló területfoglalási dinamikát mutatott a vizsgált öt éves időszakban, amit a vízszintnövekedéssel, illetve csökkenéssel jellemezhető időszak változása határozott meg. A nagyobb termetű kószapocok dinamikája ezektől eltér, mivel a vizsgálat kezdete előtti eláradás következtében kialakuló gradációja és így az egyedek szétterjedése jelentős mértékben meghatározta a magas arányú területfoglalást. A faj esetében ez az állománynövekedés és szétterjedés a 2014 őszi eláradás következtében azonban nem jött létre, így az öt éves periódus utolsó szakaszaiban a kószapocok területfoglalási dinamikája már hasonlított az előző két fajnál leírt változáshoz.

A modellezésbe bevont két egérfaj azonban a fenti fajokhoz képest eltérő területfoglalási dinamikát mutattak. A pirók erdeieger esetén a 2010-es elöntés kevésbé volt hatással a vizsgálat kezdeti évében kimutatható területfoglalás mértékére, mivel 2011-ben a faj közel 50%-os területfoglalással volt jelen a vizsgált területekre vonatkozóan. Ennél az értéknél azonban kiemeljük a későbbi becsült értékekhez viszonyított magasabb standard hibát, ami a becslés pontatlanságát jelzi. A faj vonatkozásában azonban kiemelendő eredmény, hogy 2011-2013 között a területfoglalás mértéke fokozatosan csökken, amit az eddigi két elkülöníthető időperiódusra (2011-2012 és 2012-2013) jellemző becsült alacsony  $\lambda$  érték és hasonló mértékű, 28%-ot alig meghaladó kolonizációs ráta szemléltet. A pirók erdeieger területfoglalása 2014-ben nő meg ismét, ami az őszi jellemző csapadék nélküli időjárási periódus és így a magasabb, 40%-ot meghaladó kolonizációs siker következménye. A már említett 2014 végén jellemző újabb eláradás a generalista pirók erdeieger szétterjedésére is negatív kényszerként hatott, ami a területfoglalás csökkenésében is megnyilvánult. A két utolsó év között a kolonizációs siker is csökkent, az öt éves periódusban a legkisebb értéket (~20%) erre az időszakra becsültük (18-19. ábra). A törpeeger esetén eltérő mintázatot kaptunk, mivel ennek a fajnak a vizsgált sásos területeken történő megjelenése nem mutat olyan mértékű stabilitást, mint a pirók erdeieger folyamatos jelenléte. Ennél az egérfajnál is magasabb területfoglalási értéket kaptunk az első évben, amely értéknél is kiemeljük a becslés magas standard hibáját. A következő évben drasztikusan csökkent a faj területfoglalása, így az első két év között nagyon alacsony, 15% alatti kolonizációs rátát becsültünk. Majd az ezt követő két évben nő a faj területfoglalási értéke. Ezt jól mutatja az egyre nagyobb kolonizációs siker is, mivel 2012-2013 között becsült kolonizációs ráta meghaladta a 38%-ot, majd a következő időperiódusban (2013-2014) a kolonizáció mértéke tovább növekedett, meghaladva az 50%-os értéket. A becslés eredménye a törpeeger esetén is kisebb területfoglalási valószínűséget adott 2015-ben, ami ennél a fajnál csak kisebb mértékű visszaesést jelentett a korábbi évekhez viszonyítva. Ezt az is mutatja, hogy a két utolsó év között becsült kolonizációs érték hasonlóan az előző mintavételi periódushoz 50% körüli. Azonban erre a fajra is nagy hatással van a túlzott vízborítás, illetve a víz eltűnése, ezért ezek a tényezők is befolyásolták a kolonizáció mértékét, és így a területfoglalási dinamikáját.

## Összefoglalás

A Kis-Balaton területén végzett kisemlős felmérés során, az elmúlt 5 évben a populáció szintű monitorozást nagyobb csapdázási ráfordítású és térléptékű faunisztikai feltérképezés váltotta fel. A 2011 és 2015 között felmért területek közül, több esetén a privatizált Balatoni-berek és ettől délre fekvő Keleti-berek (védett, NATURA 2000 terület), valamint a Halász-réten 2011 előtt hosszabb távú populáció szintű monitorozás eredményei szerint a korábbi 10 évben 17 kisemlős fajt mutattak ki, azonban a különböző természetes és antropogén zavarások következtében a vizsgált élőhelyfoltok kisemlős fajkompozíció és a fajok relatív abundanciája különbözött.

Bár a Kis-Balatonon végzett monitorozás fő célja az északi pocok megmaradt állományának feltérképezése és nyomon követése, a korábbi ismert élőhelyeiről a 2010-es elöntést követően lokálisan eltűnt, így a jelen tanulmányban összefoglalt öt éves felmérés során mindössze egy alkalommal tudtuk kimutatni, ami egyébként a korábbi ismeretekhez viszonyítva újabb előfordulási adatot szolgáltatott. Az általunk vizsgált öt éves periódusban a kisemlősök fajösszetétele változott, a detektált fajszám növekvő tendenciájú változást mutatott, de a vizsgált területek vízszintjének változása függvényében folyamatos fajkicserélődés volt jellemző.

HERCZEG & HORVÁTH (2015) tanulmánya 2011 előtti monitorozási periódus 12 éves adata alapján vizsgálta a fajkészlet változását, illetve a kisemlős együttesek egymásba ágyazottságát. A vizsgált területeken a teljes 12 éves periódusban jellemző volt az egymásba ágyazott mintázat, kimutatva, hogy az emberi beavatkozások hatása miatt a fajkompozíció, mind a közösségek szerkezete megváltozott. Azonban az emberi zavarásokkal terhelt időszakokban az eredmények nem erősítették meg az egymásba ágyazott mintázat érvényességét. Ezek a vizsgálatok a vízszint változása mellett a kaszálásokat is figyelembe vették, azonban az utóbbi ötéves felmérés során a vízszint nagymértékű ingadozása miatt a privatizált (Balatoni-berek) területen sem végeztek rendszeres kaszálásokat, így az általunk kimutatott fajkicserélődési folyamatok, így a fajkompozíció változása elsősorban a természetes esőzések és a vízkormányzás következtében kialakuló vízszintingadozásokra vezethető vissza. A mintaterületek jelenlét/hiány adatai alapján számított konstancia százalékos értékei azt mutatták, hogy a vizsgált öt év során a rágcsálók közül a pirók erdeiegér, míg a cickányok közül az erdei cickány leggyakoribb fajként voltak jelen a területek nagy részén. A pirók erdeiegér víztűrését és wetland területeken jellemző szétterjedését más tanulmányok is kimutatták, sőt a faj az elöntést követő időszakokban és a tavaszi, illetve nyár első felében jellemző nagyobb vízállás mellett is jelen volt a vizsgált területeken. Az erdei cickány gyakoriságát más kutatócsoport is kimutatta a Kis-Balaton területén, amely tanulmány demonstrálta, hogy a *Sorex* fajok, így az erdei cickány is mind a száraz és alacsony vízállású periódusokban is jelen vannak a területen, míg a közönséges vízicickány és a kőszapocok a magas vízállás mellett fordultak elő.

Különböző robusztus modellek segítségével becsültük a kolonizáció és területfoglalás mértékét. Az általunk készített általános modell által becsült paraméterek alapján értékeltük a fajok területfoglalását és kolonizációját, amely figyelembe vette az időtényező, valamint a fajok közötti különbségek jelentőségének relevanciáját. A területfoglalás és kolonizáció becsülésénél a modell szelekció bizonyította, hogy az évek és fajok meghatározó jelentőségűek, ezért a  $H_1$  hipotézisünket fogadtuk el. Az eltérő vízviszonyok miatt a kolonizáció éves dinamikájában az évek jelentősége nagyobb volt, mint a fajoké. A területfoglalási modelleket már alkalmazták az északi pocok természeti zavarások és emberi beavatkozásokra adott válaszában vizsgálatában. A vizsgálat során a különböző perturbációk (kaszálás, égetés), a drasztikusan változó időjárási tényezők, elsősorban az okozott vízszintváltozások, valamint az északi pocok lokális elvesztését, és rekolonizációját elkülönítő

időszak hatása különböző súllyal jelent meg a vizsgált területek vonatkozásában. A területfoglalás becslése, illetve ennek dinamikája alátámasztotta a privatizált területen jellemző emberi zavarások negatív hatását.

Az alkalmazott robusztus területfoglalási modellezéssel figyelembe vett 5 vizsgált faj területfoglalási dinamikáját nagyobb térléptékre vonatkoztatva értékeltük, amelyeket egymástól független térbeli pontokon kapott jelenlét/hiány adataira alapoztunk. A modellszelekció és a becslések eredménye azt mutatta, hogy a természetes esőzések és az újabb rekonstrukciós munkálatok befejeztével megváltozott vízkormányzás során létrejött vízszintingadozás kumulatív hatásként érvényesül a kisemlős fajok területfoglalási és kolonizációs dinamikájára.

Minden évben 3 csapdázási periódusban, júniustól augusztusig végeztük a mintavételt, amely időszakokban a vizsgált területek vízszintje az egyes években eltérően alakult, amit a természetes esőzések és a mesterséges vízkormányzás határozott meg.

A három nyári hónapban megvalósult faunisztikai monitorozás során összesen 17 kisemlősfajt mutattunk ki. A cickányok (*Soricomorpha*) közül 6, a rágcsálók (*Rodentia*) 11 fajtát regisztráltuk, melyek közül a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*), a két erdei cickány faj (*Sorex araneus*, *Sorex minutus*), a két vízicickány (*Neomys anomalus*, *Neomys fodiens*), a közönséges kószapocok, vagy vízipocok (*Arvicola amphibius*), törpecgér (*Micromys minutus*) jelenléte folyamatos volt mind az 5 év alatt.

Az ötéves periódusban a fajszám változást két index számításával vizsgáltuk, egyrészt az öt év alatt kimutatott teljes fajkészlethez viszonyítva minden évre megadtuk a kimutatott fajok százalékos arányát, másrészt az eltérő mintavételi pontok miatt a fajszám 10 területre standardizált indexét számítottuk. Mind a két esetben a fajszám változását leíró származtatott adatok az idő függvényében telítődési görbe szerinti tendenciát mutattak.

A kisemlős közösség fajkompozíciójának időbeli variabilitását továbbá  $\beta$ -diverzitás index számításával elemeztük. A fajkészlet változását egyrészt az egymást követő évek összehasonlításában, másrészt az első, a 2010-es elöntés utáni időszakot reprezentáló 2011-hez hasonlítottuk a többi évet. Az utóbbi esetben, mivel 2011 után az évek többségénél alacsonyabb volt a vízállás, a negatív környezeti kényszer hiánya lehetővé tette több faj kolonizációját, növelve a fajgazdagságot.

A vizsgált mintavételi pontok alapján megadtuk a fajok előfordulási esetszámát és az ebből számított konstancia (C) értékét, melynek öt éves változását külön vizsgáltuk a cickányok és külön a rágcsálók esetében. A cickányoknál a Kruskal-Wallis teszt és a post hoc Dunn-teszt alapján azt kaptuk, hogy szignifikáns, az erdei és a törpecickány konstancia értékei különböztek szignifikánsan. A cickányok közül két faj közül az erdei cickány volt folyamatosan, legnagyobb konstancia értékkel jelen. A rágcsálók esetében az *A. agrarius* rendelkezett a legnagyobb konstanciával.

A modellezésben bevont három víztűrő faj (*S. araneus*, *M. agrestis*, *A. amphibius*) közül az erdei cickány és a csalitjáró pocok nagyon hasonló területfoglalási dinamikát mutatott a vizsgált öt éves időszakban, amit a vízszintnövekedéssel, illetve csökkenéssel jellemezhető időszak változása határozott meg. A nagyobb termetű kószapocok dinamikája ezektől eltér, mivel a vizsgálat kezdete előtti eláradás következtében kialakuló gradációja és így az egyedek szétterjedése jelentős mértékben meghatározta a magas arányú területfoglalást. A faj esetében ez az állománynövekedés és szétterjedés a 2014 őszi eláradás következtében azonban nem jött létre, így az öt éves periódus utolsó szakaszaiban a kószapocok területfoglalási dinamikája már hasonlított az előző két fajnál leírt változáshoz. A modellezésbe bevont két egér (*A. agrarius*, *M. minutus*) azonban a fenti fajokhoz képest eltérő területfoglalási dinamikát mutatott.

Eredmények szerint a Kis-Balaton területére vonatkozóan a természetes és mesterséges zavarások okozta periodikus vízszintingadozások jelentősége figyelembe kell

venni a természetvédelmi kezelések során. Ez különösen fontos, ha fokozottan védett fajt vagy több védett fajt tartalmazó közösség fennmaradását szeretnénk biztosítani. Ehhez nem csak fajszintű, hanem közösségi szinten is hatékony természetvédelmi kezelést kell kidolgozni. A Kis-Balatonon különösen fontos a vízkormányzás szerepe, így az lenne a célravezető, hogyha a vízszint szabályozásánál ezeknek a fajoknak a szükségleteit szem előtt tartanánk, vagyis mesterséges beavatkozással optimális vízszintet tudnánk fenntartani. Ezt azonban azokon a területeken nehéz megvalósítani, ahol nincsenek vagy nem működnek vízszabályozó zsilipek. Több csatorna mentén a régi vízszabályozó műtárgyak felújítása szükséges ahhoz, hogy az érintett területek vízszintjének optimalizációja megfelelő legyen a védendő fajok, illetve közösségek számára.



1. kép: Kismarci Henrietta és Máté Melinda OFKD dolgozatuk prezentáció készítése során

# Gyöngybagoly köpetek gyűjtésén és feldolgozásán alapuló kisemlős monitorozás

**Téma 1:** *A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján*

**Téma 2:** *Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében*

**Téma 3:** *Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére*



# A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján

## Bevezetés

A „kisemlősök” fogalma számos, eltérő ökológiai igényű fajt foglal magába, így ezek arányai, illetve arányaik egymáshoz viszonyított változásai megbízhatóan indikálják élőhelyük változásait. Életmenet stratégiájuk (rövid generációs idő, nagy szaporodási potenciál, gyors kolonizációs képesség) miatt intenzíven reagálnak a változásokra, ezért kiemelkedően alkalmasak az ökoszisztémában bekövetkező változások (diszturbancia, extenzív vs. intenzív mezőgazdasági tájhasználat, éghajlat-változások) kimutatására, amely a bagolyköpetek vizsgálatán keresztül indirekt indikációnak tekinthető. A bagolyköpet vizsgálat nagy, ezáltal megbízhatóan elemezhető mintákat produkál. Természetvédelmi szempontból nem okoz károkat, sem az élőlénycsoportba, sem azok élőhelyébe nem történik mesterséges beavatkozás. A köpetvizsgálat, mint a kisemlősök elterjedésének feltérképezésében alkalmazott indirekt módszer több fontos eredményt hozott különböző fajok elterjedésének pontosításában. A bagolyköpetekből származó kisemlős adatok különösen alkalmasak különböző térbeli skálákon történő összehasonlító vizsgálatokra. A módszer alkalmas a kisemlősök abundancia viszonyaiban megjelenő trendek kimutatására is, azonban ezeknél a vizsgálatoknál mindig figyelembe kell venni a baglyok szelektív zsákmányolásának tényét.

A gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scop. 1769) köpetmintái nagy mennyiségű információt szolgáltatnak a kisemlősökről, amelyek alkalmasak a korábbi évek eredményeivel való összehasonlításra és a különböző területekről szerzett adatok időbeli és térbeli elemzésére. A hazai bagolyfajok közül a gyöngybagoly köpetmintái a legalkalmasabbak a kisemlősök faunisztikai kutatásához (monitorozás, állapotfelmérés, fajgazdagság becslés, a kisemlősökre kapott tömegességi adatok időbeli változásának elemzése) a legtöbb fajt magába foglaló táplálék-összetétele, életmódja (egész évben a költőhely közelében tartózkodik), gyakori másodköltése és emberközeli élőhelye miatt.

A gyöngybagoly köpetvizsgálatokon alapuló regionális kisemlős kutatások közül az egyik legkiterjedtebb felmérés az elmúlt 30 évben Baranya megyében folyt. A köpetvizsgálat 1985-ben kezdődött el a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Pécsi Helyi Csoportja és a Pécsi Tudományegyetem kooperációjában, amikor a gyöngybagoly védelem évében a MME a költőhelyek teljes megyére kiterjedő feltérképezését végezte el 1985-86-ban (BANK 1990). A pécsi madártani csoport a '80-as évek végétől folyamatosan telepít gyöngybagoly költőládákat. A rendszeres ellenőrzések, állandó fészkelések kiváló alkalmat adtak a költésbiológiai adatok rögzítése mellett ahhoz, hogy a rendszeres köpetgyűjtések alapján a kisemlősök elterjedésének, mennyiségi viszonyainak monitorozását is végezzék.

A mezei pocok, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779), mint a gyöngybagoly leggyakoribb zsákmányállatának nagyarányú megjelenése a bagolyköpetekben alkalmas a táplálékállatok arányváltozásainak nyomon követésére, így a gradációs időszak kimutatására. Jelen dolgozatban az 1994-től 2015-ig tartó időszaknak az adatai alapján vizsgáljuk a mezei pocok hosszabb távú abundancia változását, több éves demográfiai mintázatát, illetve az időjárási paraméterek hatását.



## Célkitűzések

Ennek megfelelően jelen dolgozatban a következő kérdéseket foglalmaztuk meg:

- Az indirekt abundancia adatok alapján leírható-e a mezei pocok szabályos demográfiai ciklusa?
- A hosszú távú adatok alapján kimutatható-e trendszerű változás?
- A mezei pocok demográfiai változására hatással vannak-e az időjárási paraméterek?

A fentiek alapján célkitűzéseink a következők voltak:

- a mezei pocok adatainak értékelése 22 év alatt gyűjtött gyöngybagoly köpetek alapján
- a mezei pocok demográfiai változásának elemzése 2 térléptékben (Baranya megye, két középtáj)
- a mezei pocok tömegességének (abundancia) vizsgálata a demográfiai változás jellege, a szezonok és az időjárási paraméterek függvényében

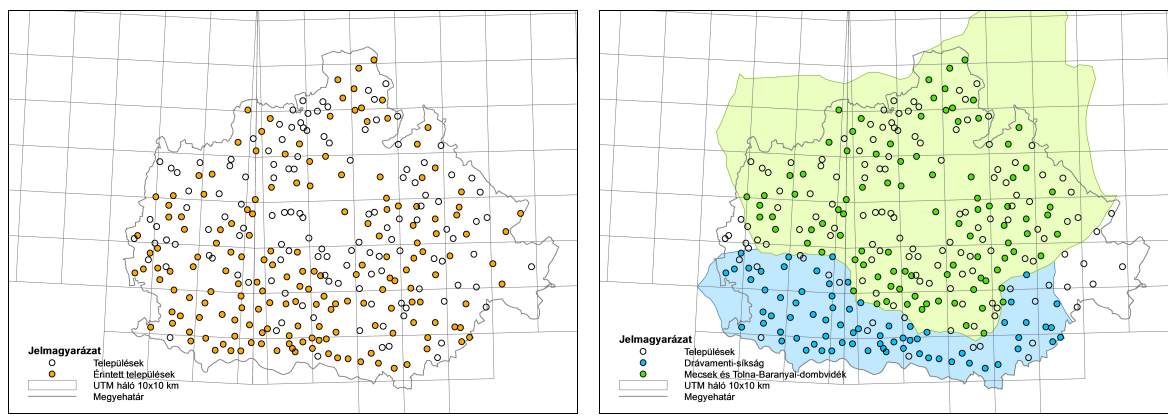
## Anyag és módszer

Baranya megyében 22 év alatt 191 településről 57 613 bagolyköpet került begyűjtésre (1-2. kép). Az érintett települések számát a gyöngybagoly lokális sűrűsége, a költőládás megtelepítését elősegítő program eredményessége, valamint a költési sikerét nyomon követő monitorozás térbeli lefedettsége határozta meg (1-2. ábra). Egy adott évben a köpetgyűjtésekbe bevont települések számát a gyöngybagoly populációban az ezt megelőző téli időszakban jellemző mortalitási ráta határozta meg leginkább. A bagolyköpetekből származó csontanyag határozása koponyabélyegeg és fogazat alapján történt.



1-2. kép: Somogyi Balázs PhD hallgató bagolyköpet gyűjtés közben (baloldali kép), gyöngybagolyok a kihelyezett költőládában (jobboldali kép)

Az adatok értékelésénél az adott zsákmánytaxonra kapott egyedszám értékekből indultunk ki, amelyből kiszámítottuk a kisemlős fajok, illetve taxonok relatív arányát (%), melynek során a meghatározott fajok egyedszámát az összesített egyedszámhoz viszonyítottuk. E származtatott paraméter alkalmas populációdinamikai elemzésekhez, így minden statisztikai elemzéshez a kisemlősök relatív abundanciáját használtuk fel.



1-2. ábra: Baranya megye teljes és a két érintett középtáj területére eső települések megoszlásának ponttérképe, melyen teli körök jelölik azokat a településeket, ahol az adott régióban gyöngybagoly köpetmintát gyűjtöttek a vizsgált 22 éves időszakban

A bagolyköpetekből nyert 22 éves (1994-2015) adatsor alapján elemeztük a mezei pocok abundanciájának változását mind a megye teljes területére, mind két középtájra (Drávamenti-síkság, Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék) vonatkoztatva. A demográfiai fluktuáció elemzéséhez a faj relatív gyakoriságát szezonális időléptékben (tavasz, nyár, ősz) adtuk meg. A téli időszakból származó adatokat nem vettük bele a statisztikai elemzésbe, mivel ebből az időszakból kevés minta származott, így ezt a szezont az adatok nem megfelelően reprezentálták. Először idősor analízis segítségével additív, dekompozíciós modell alapján megállapítottuk a mezei pocok simított trendciklusát. Az általunk használt modell 4 komponensből áll: 1. trendmozgás (általános irány egy hosszú időszakon belül), 2. szezonális mozgás (időszak szerinti rendszeres mozgás), 3. ciklikus mozgás (hosszú távú változások a trend körül, nem feltétlenül periodikus), 4. irreguláris mozgás (véletlenszerű, előre semmilyen módon nem jósolható).

A 22 év szezonális időintervallumai alapján kapott adatsort használtuk fel a mezei pocok demográfiai ciklikusságának autokorrelációs elemzéséhez. A vizsgálat során a simított trendciklus értékeit önmagukkal korreláltattuk, az így kapott autokorrelációs értékek ábrázolásával megkaptuk az autokorrelogramot. Az autokorreláció eredményének relevanciáját nem-parametrikus Wald-Wolfowitz randomizációs teszttel (Run teszt) vizsgáltuk, amely a szekvencia értékekben a véletlenszerűséget teszteli. Ha az idősorban a kiugrások véletlenszerűek, akkor független sorozatról van szó, azonban a véletlenszerűség hiánya autokorrelációt, trendet és periodicitást jelez. A számításokhoz az IBM SPSS Statistics 20 és a PAST 3.10 programot használtuk.

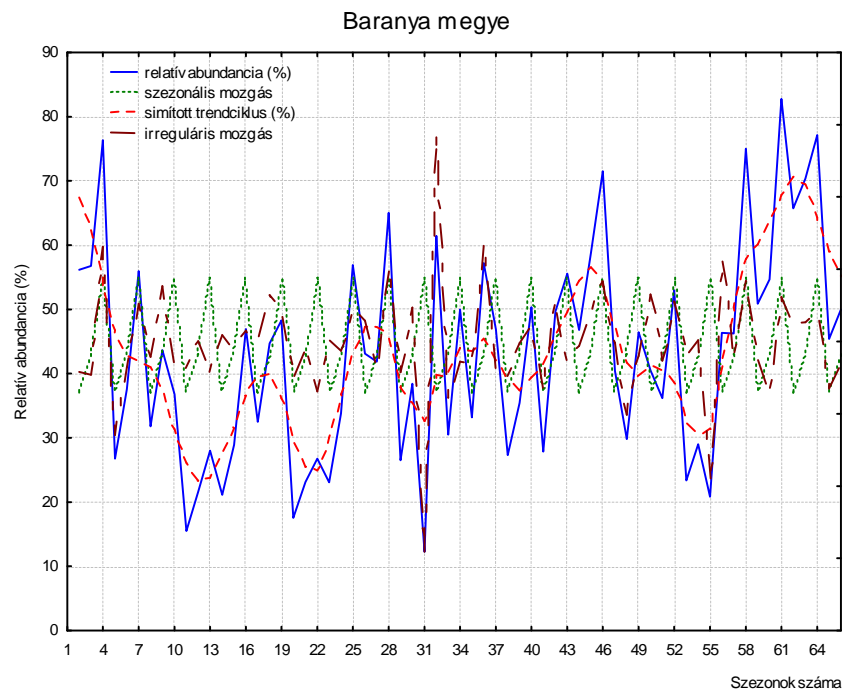
A mezei pocok demográfiai változásának trendjét szintén Baranya megyére és két középtájra vonatkozó adatsorok alapján elemeztük. A trend alakulásának vizsgálatához lineáris regresszióanalízist, illetve Mann-Kendall tesztet alkalmaztunk, melyet a Statistica 8.0 programmal végeztük. A különböző területre vetített adatsorok közti szinkronitás, illetve aszinkronitás kérdését keresztkorreláció segítségével elemeztük, melyhez a PAST 3.10 programot használtuk.

Az időjárási tényezők hatását a mezei pocok demográfiai változására általánosított lineáris modell (GLM) alkalmazásával vizsgáltuk, melyhez a Statistica 8.0 programot használtuk. Független változóként a mezei pocok szezonális gyakorisági értékeit használtuk, további prediktor változóként a ciklus és a szezon különbözősége szerepelt. Folytonos változóként az adott szezonra számított átlagos hőmérsékletet és az átlagos csapadékmennyiséget, illetve származtatott időjárási paraméterként a NAO indexet és a Pálfai-féle aszályossági indexet építettük be a modellbe.

## Eredmények

### A mezei pocok (*M. arvalis*) demográfiai változásának értékelése

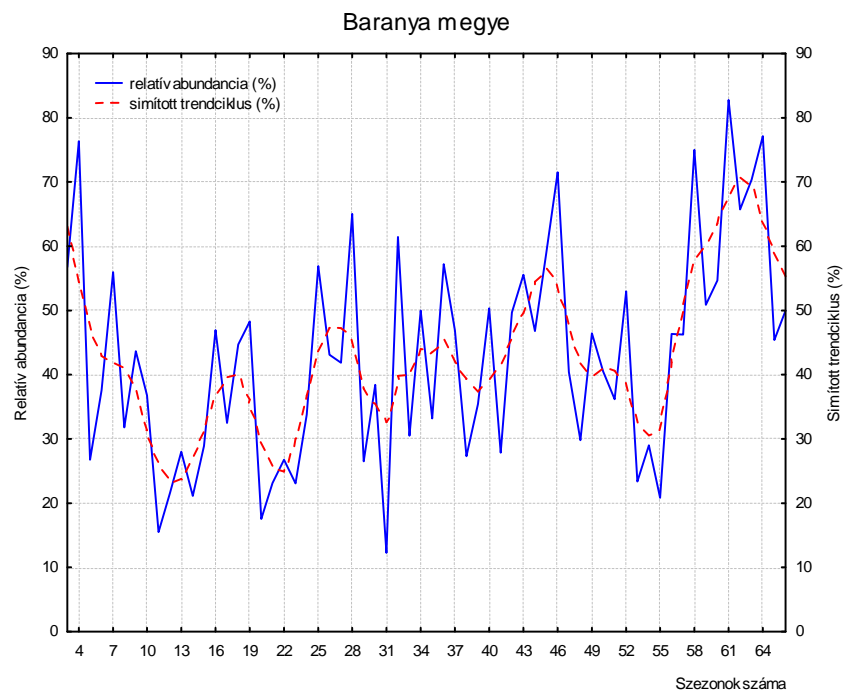
Elsőként a mezei pocok alapadatokból származtatott relatív gyakorisági értékeinek többéves mintázatát értékeljük, összehasonlítva a különböző térbeli skálán (teljes megye, két középtáj) kapott adatsort. A mezei pocok 22 éves demográfiai változását idősor analízis alkalmazásával vizsgáltuk részletesen. Elsőként a használt additív dekompozíciós modell négy komponensét ábrázoltuk (3. ábra). Az idősor négy komponensének egymásra vetítése jól szemlélteti a mezei pocok köpetekből kimutatható mennyiségének szezonális változásait. Ezt az idősor szezonális mozgásokat elkülönítő komponensének periodikus, azonos amplitúdóval történő stabil fluktuációja is mutatja. A nem prognosztizálható irreguláris mozgások kilengése nem jelentős a vizsgált időszak folyamán, egy rövid periódusban, 2004-2006 között látható az irreguláris komponens legnagyobb amplitúdója. Az idősor analízis során alkalmazott additív dekompozíciós modell alapján kapott simított trendciklus szezonális ingadozásokat eltüntetve rajzolja meg a mezei pocok több éves demográfiai mintázatát, az elkülöníthető csúcsokat és összeomlás időszakait (3. ábra).



3. ábra: Az idősor analízis modelljének négy komponense a mezei pocok adatai alapján

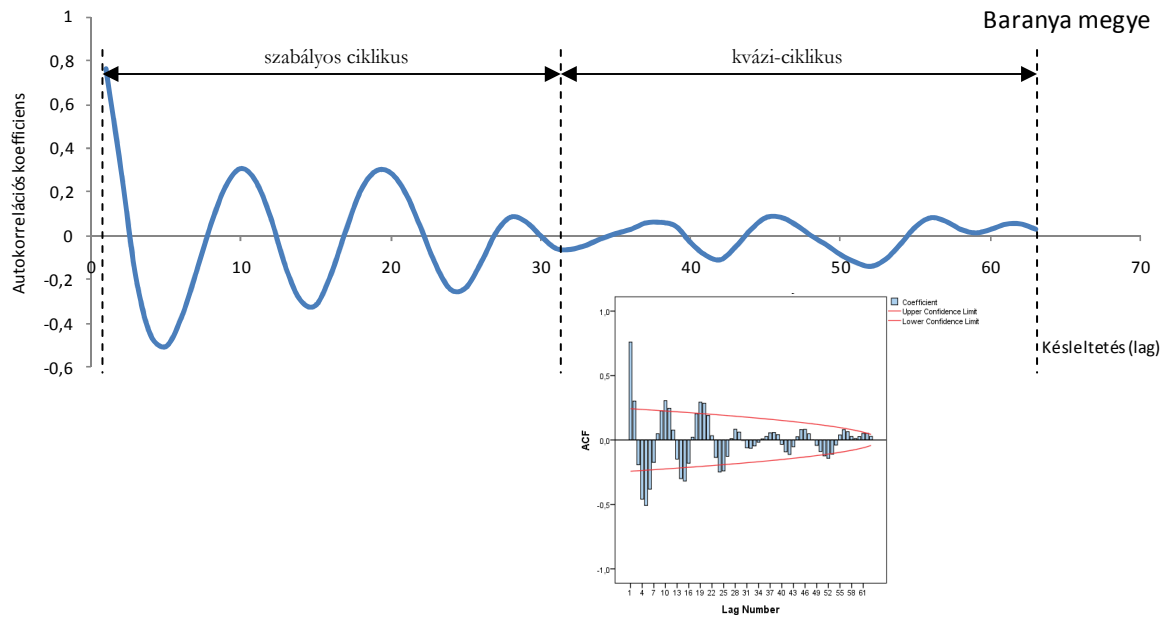
Ezután kiszűrtük a szezonális mozgás és a véletlen hatását, így a valós relatív abundancia adatokhoz viszonyítva láthatóvá vált a mezei pocok simított trendciklusának alakulása (4. ábra). A vizsgált 22 éves időszakban a teljes megye területére vonatkozóan a valós abundancia értékek és az erre illesztett simított trendciklus alapján alapvetően öt teljes demográfiai csúcs különíthető el és az általunk vizsgált időszak elején kirajzolódik a hatodik csúcs időszaka is. A mezei pocok simított trendciklus értékei alapján a faj abundanciája a 22 év során 26 - 60% között, ezzel szemben a valós relatív gyakorisági érték 17 - 81% között ingadozott. Az első jelentős állomány összeomlás 1997-ben volt, a simított trendciklus értéke ekkor 30% körüli. Az első teljes csúcsnál, mely 1999-ben következett be, a mezei pocok simított trendciklus értéke meghaladta a 40%-ot. Az általunk vizsgált időszak alatt ezután a legnagyobb állomány összeomlás 2000-ben következett be. Majd ezután a mezei pocok újabb demográfiai csúcsa 2002-ben alakult ki, ahol a simított trendciklus nagyobb, mint 50%-os

értéknél érte el a maximumot. Ezt követően 2004-ben az első összeomláshoz hasonlóan alacsony volt a mezei pocok gyakorisága. A harmadik csúcs kialakulásánál (2005) a simított trendciklus értéke 47% körüli. Ezt követően egy kisebb összeomlás következett, majd 2008 őszén alakult ki a negyedik csúcs, ennek maximuma meghaladta az 55%-ot. Ezután egy jelentős összeomlás következett be 2011 nyarára, de ez a csökkenés nem volt olyan nagymértékű, mint a 2000-ben megfigyelhető összeomlás. Ezt követően az ötödik, egyben legnagyobb csúcs 2014-ben alakult ki, melynek abundancia értéke meghaladta az 58%-ot. Az utolsó, 2011-es összeomlástól a 2014-ben kialakult gradációs csúcsig tartó hosszabb időszak során egy növekvő trendszakasz különíthető el a demográfiai mintázatban, amely során nem tudott kialakulni még egy várható csúcs 2013-ban, illetve az azt követő összeomlás, így ebben a periódusban a 2014-es csúcs eltolva jelenik meg a korábbi, rövidebb időszakokként megjelenő csúcsokhoz viszonyítva (4. ábra).



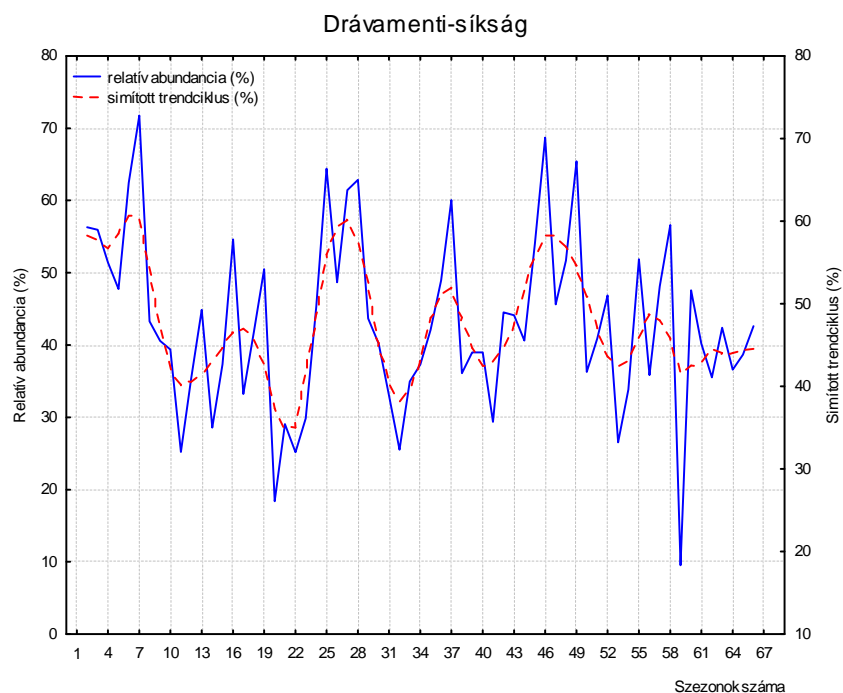
4. ábra: A simított trendciklus alakulása a relatív abundancia értékekhez viszonyítva a mezei pocok esetén

A vizsgálatunk során feltett legfontosabb kérdést, vagyis a mezei pocok demográfiai változásában megjelenő ciklikusság meglétét vagy hiányát autokorrelációs módszerrel vizsgáltuk, melyhez a simított trendciklus értékeket használtuk fel. Az autokorrelációs koefficiensek szignifikánsak voltak, továbbá az autokorreláció szekvencia értékeinek ingadozása szignifikánsan eltért a véletlentől (Run teszt:  $Z = 5.95$ ,  $P < 0.001$ ), ami a kapott autokorrelációs eredmény relevanciáját bizonyította. Az autokorrelációs függvényértékek ábrázolásával kapott autokorrelogram alapján a mezei pocok demográfiai mintázata három évenként megjelenő csúcsokat mutatva szabályos ciklusokban változott. A nagyobb amplitúdójú három éves csúcsok 2005-ig voltak jellemzőek, ezután kisebb szabálytalanságok figyelhetők meg a fluktuációban, mivel a csúcsok, különösen a 2014-es gradációs maximum eltolva jelennek meg az ábrán (5. ábra). Ennek megfelelően a mezei pocok demográfiai mintázatában 2005-ig pontosan ismétlődött a periódusidő, majd ezután a csúcsok kissé eltolódtak és a demográfiai változás amplitúdója folyamatosan csökkent. A kapott mintázat alapján az abundancia változását fázis-felejtő, csillapított oszcillációjú periódusok jellemzik (5. ábra).



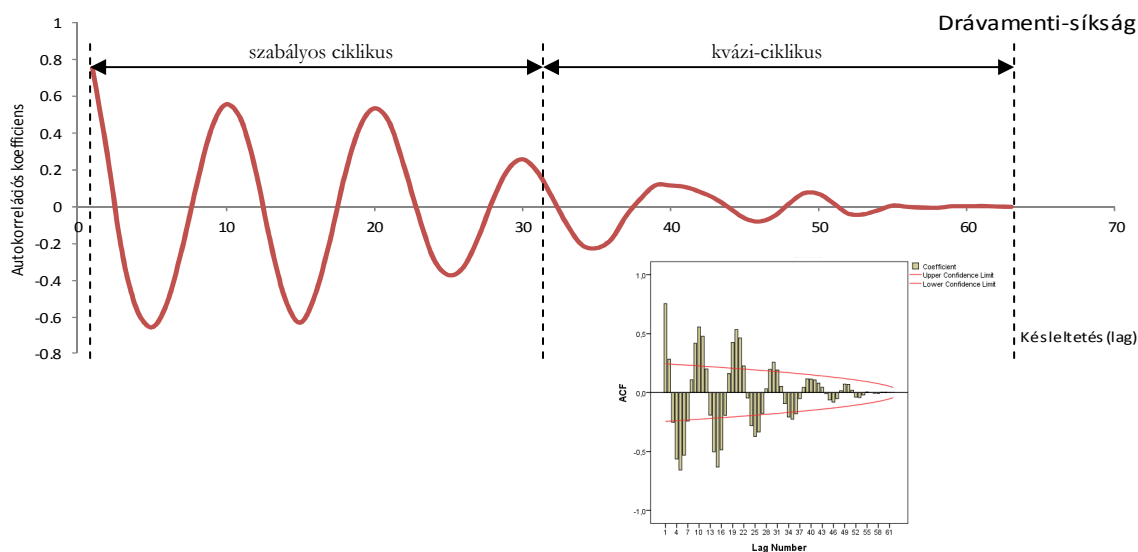
5. ábra: A mezei pocok simított trendciklusának autokorrelogramja (Baranya megye)

A Drávamenti-síkság területére vonatkozóan a valós abundancia értékek és az erre illesztett simított trendciklus alapján hat teljes demográfiai csúcs különíthető el. A mezei pocok abundanciája valós relatív gyakorisági értékei alapján 9 - 71% között, a simított trendciklus érték pedig 28 - 58% között ingadozott (6. ábra). Az első, egyben legmagasabb csúcs 1995-ben következett be, a mezei pocok simított trendciklus értéke megközelítette az 58%-ot. A vizsgált 22 év során az első jelentős állomány összeomlás 1997-ben következett be, a simított trendciklus értéke ekkor meghaladta a 34%-ot. Ezután a mezei pocok újabb demográfiai csúcsa alakult ki (1999), ahol a simított trendciklus 42%-nál nagyobb értéket vett fel. A mezei pocok népességének változásában 2000 őszen következett be az általunk vizsgált időszak alatti legnagyobb állomány összeomlás, ekkor a faj abundanciája nem érte el a 30%-os értéket sem. A harmadik csúcs kialakulásánál (2002) a simított trendciklus értéke meghaladta az 57%-ot, majd 2004-ben ismét alacsony volt a mezei pocok gyakorisága, az abundancia értéke alig haladta meg a 32%-ot. A negyedik csúcs 2005-ben alakult ki, melynek simított trendciklus értéke megközelítette a 48%-ot. Ezután egy kisebb összeomlás következett be 2006 őszeré, majd 2008-ban kialakult azötödik csúcs, melynek maximuma meghaladta az 55%-ot. Ezt követően a mezei pocok demográfiai változásában a 2006-os összeomláshoz hasonló népességcsökkenés volt jellemző 2011-ben. Az utolsó, 2012-es demográfiai csúcst követően ismételten egy kisebb visszaesés figyelhető meg, ezután azonban jelentősebb demográfiai változást nem mutat a trendciklus alakulása (6. ábra).



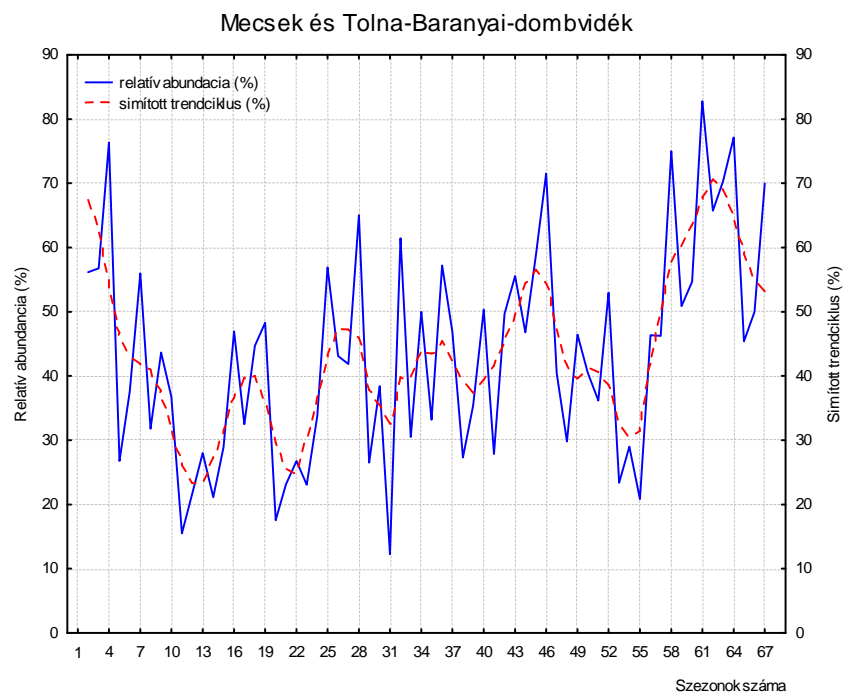
6. ábra: A simított trendciklus alakulása a relatív abundancia értékekhez viszonyítva a Drávamenti-síkság területén

A demográfiai változásban megjelenő ciklikusság autokorrelációs vizsgálata során az autokorrelációs koeficiens a Drávamenti-síkság területére vonatkozóan is szignifikánsak voltak, és ebben az esetben is igazoltuk, hogy a szekvencia értékek megjelenése nem véletlenszerű (Run teszt:  $Z = 5.85$ ,  $P < 0.001$ ) (7. ábra). Az autokorrelációs koeficiens értékek ábrázolásával (autokorrelogram) a mezei pocok demográfiai mintázata kisebb térléptékben, a Drávamenti-síkságon is szabályos ciklusokban, három évenként megjelenő csúcsokat mutatva változott 2005-ig, ezután a fluktuációban e mezei pocok tekintve is szabálytalanságok figyelhetők meg. E középtájról vonatkoztatott idősor esetén is az abundancia fluktuációja fázis-felejtő, csillapított oszcillációt mutatott. A 2005 utáni időszakban az amplitúdó csökkenés még inkább kifejezett, mint a teljes megye területére kapott autokorrelogram esetén (7. ábra).



7. ábra: A mezei pocok simított trendciklusának autokorrelogramja (Drávamenti-síkság)

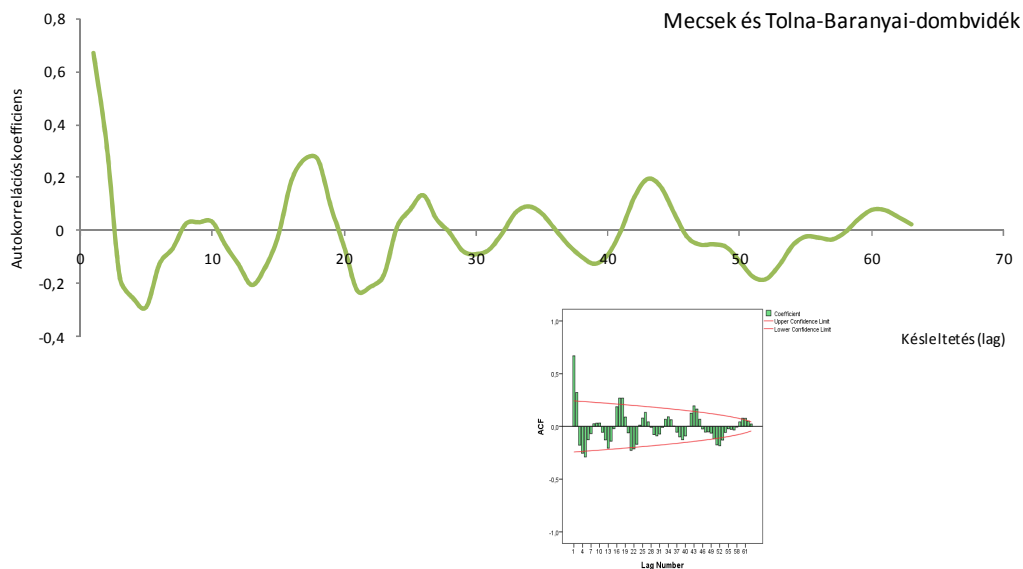
A továbbiakban a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területére vonatkozó relatív abundancia értékek és az erre illesztett simított trendciklus elemzése következik. A mezei pocok abundanciája simított trendciklus értékei alapján 23 - 70% között, míg a valós relatív gyakorisági érték 12 - 82% között ingadozott. Baranya megye teljes területére vonatkozó adatsorhoz hasonlóan, ebben az esetben is öt teljes csúcsot tudunk elkülöníteni. Az első, egyben legjelentősebb állomány összeomlás 1997-ben volt jellemző, a simított trendciklus értéke ekkor alig haladta meg a 23%-ot. Az első, 1999-ben kialakuló teljes csúcsnál a mezei pocok simított trendciklus értéke 40% körüli volt. A következő összeomláskor (2000) az előző állománycsökkenéshez hasonlóan alacsony volt a mezei pocok gyakorisága. Ezután a mezei pocok újabb demográfiai csúcsa 2002-ben alakult ki, ahol a simított trendciklus értéke megközelítette az 50%-ot. Ezt követően 2003-ban szintén alacsony volt a faj gyakorisága, a simított trendciklus alapján az abundancia alig haladta meg a 30%-ot. A harmadik csúcs 2005-ben alakult ki, amely az előzőhöz képest néhány százalékkal kisebb demográfiai maximumot jelentett. Majd 2006-ban a mezei pocok demográfiai változásában egy kisebb összeomlás volt jellemző, ezután kialakult a negyedik csúcs (2008), melynek maximuma meghaladta az 56%-ot. Az abundancia változásban ezután egy jelentősebb összeomlás következett be 2011-re. A 2008-2011 közötti időszak során egy rövid, növekvő trendszakasz különíthető el (2010), majd a mezei pocok gyakorisága ismét csökkenni kezdett. Ezt követően 2014-ben kialakult az ötödik, egyben legnagyobb demográfiai csúcs, az abundancia értéke meghaladta a 70%-ot, ami visszatükrözi a mezei pocok esetében az utóbbi két évtized legnagyobb gradációs csúcsát (8. ábra).



8. ábra: A simított trendciklus alakulása a relatív abundancia értékekhez viszonyítva (Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék)

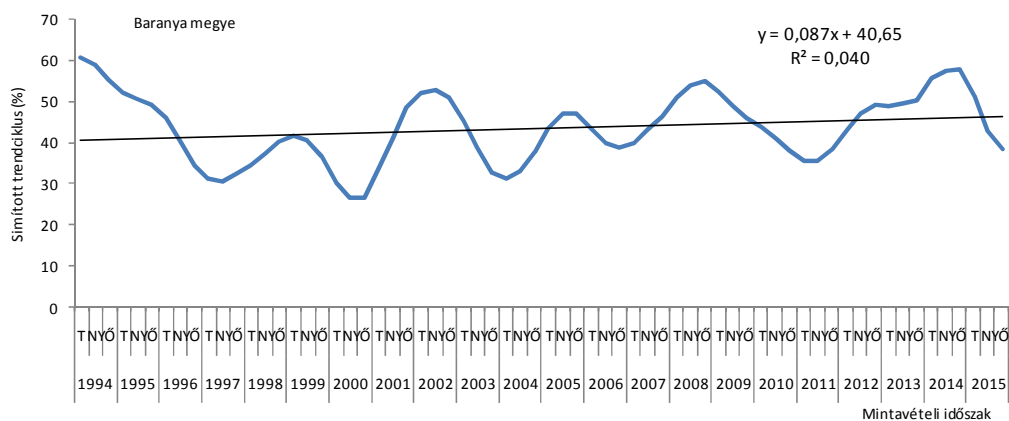
A demográfiai változásban megjelenő ciklikusságot vizsgálva, a kapott autokorrelációs koefficiensek erre a mezoregióra vonatkoztatott adatok alapján is szignifikánsak voltak, a randomizációs teszt is igazolta az autokorreláció relevanciáját (Run teszt:  $Z = 5.59$ ,  $P < 0.001$ ). Az autokorrelogram alapján a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területére vonatkozóan a mezei pocok demográfiai mintázata 2005-ig tartó első periódusban sem mutatta azt a szabályos fluktuációt, mint a teljes megye és a Drávamenti-síkság területén.

Ebben az időszakban az előző két autokorrelációs vizsgálat esetén jellemző szabályos, három évenként kialakuló demográfiai csúcsokkal szemben, ebben a középtájban eltolódtak a csúcsok, szabálytalan és váltakozó értékű amplitúdóval rendelkező, de állandó fluktuáció volt jellemző a mezei pocok demográfiai változására. Így az autokorrelogram csökkenő amplitúdójú lecsengése ebben a mezei régióban kevésbé volt jellemző, mint a másik két esetben, azonban a késleltetések számának függvényében az amplitúdó és a periódusidő váltakozott az idő folyamán. Ezek alapján a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területére vetítve a mezei pocok abundancia fluktuációja a teljes vizsgált időszakban szabálytalan, fázis-felejtő kvázi-ciklikus mintázatot mutatott (9. ábra).



9. ábra: A mezei pocok simított trendciklusának autokorrelogramja (Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék)

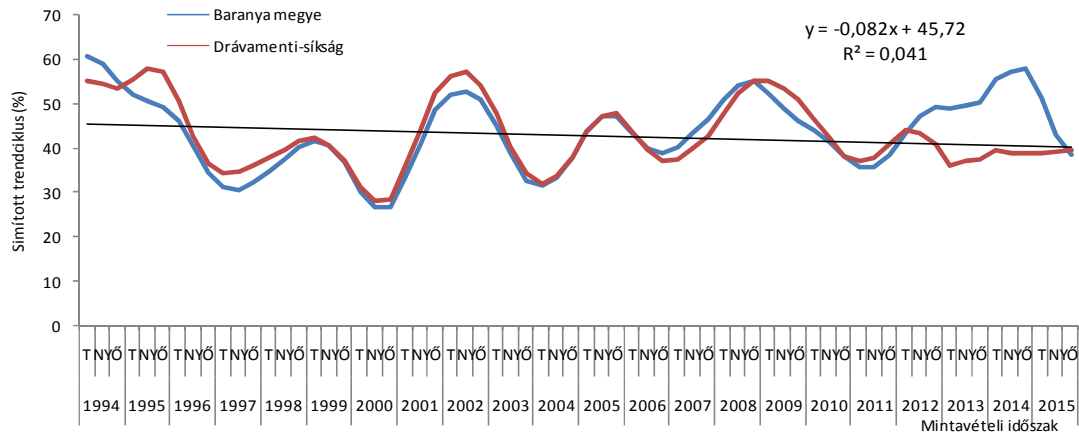
A továbbiakban a három különböző területre (Baranya megye, két középtáj) jellemző demográfiai változás összehasonlító elemzését foglaljuk össze, amelyben elsőként a simított trendciklusok alapján a mezei pocok demográfiai változásának trendjét, másrészt a különböző területre vetített adatsorok közötti szinkronitás, illetve aszinkronitás kérdését vizsgáljuk. A megye teljes területére vonatkoztatott demográfiai változás trendje növekvő tendenciát mutat, ez a trend azonban mind a lineáris regressziós vizsgálat ( $r = 0.201$ ,  $n.s.$ ), mind a Mann-Kendall teszt eredménye alapján ( $Z = 1.804$ ,  $n.s.$ ) statisztikailag nem szignifikáns (10. ábra).



10. ábra: A mezei pocok demográfiai változásának trendje Baranya megyében

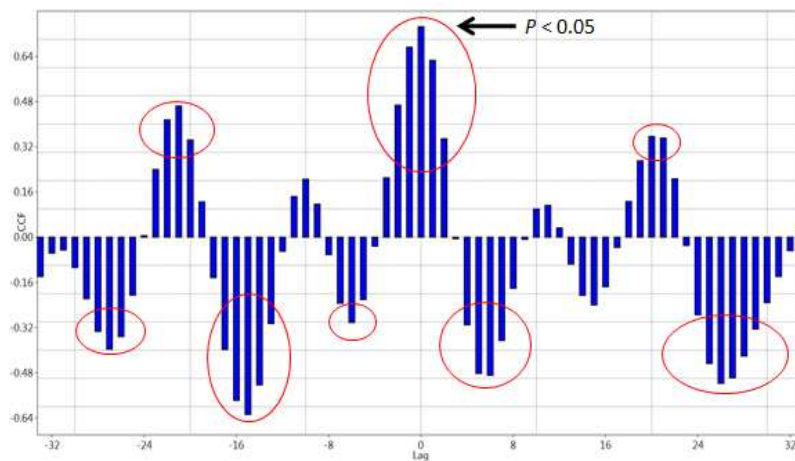


A Drávamenti-síkság területére kapott trendciklus értékeit a teljes megye területére vonatkozó értékekre vetítve a két demográfiai változás között nagyon minimális a különbség, a vizsgált 22 év nagy részében szinkronitást mutat a mezei pocok demográfiai változása. A Drávamenti-síkságra vonatkozó értékek változása azonban csökkenő trendet mutat, a nagyon alacsony meredekség miatt statisztikailag ez nem szignifikáns ( $r = -0.203$ , *n.s.*), amit a Mann-Kendall teszt is bizonyított ( $Z = 1.229$ , *n.s.*), tehát ebben a térléptékben sem mutattunk ki szignifikáns trendet a demográfiai változásban (11. ábra).



11. ábra: A mezei pocok demográfiai változásának trendje a Drávamenti-síkságon

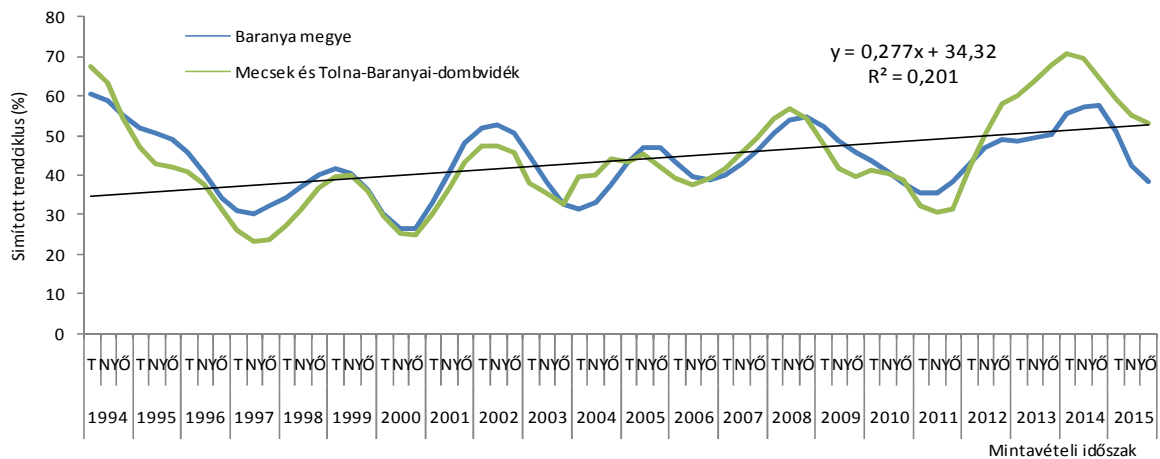
A megye teljes területére és a Drávamenti-síkságra vetített adatsor szinkronitását keresztkorrelációval teszteltük. A legmagasabb szignifikáns értéket nullánál vette fel, ami azt mutatta, hogy e két területre vonatkoztatva a mezei pocok abundanciája szinkron változott (12. ábra).



12. ábra: A mezei pocok abundanciájának keresztkorrelációs vizsgálata Baranya megye és a Drávamenti-síkság középtáj összehasonlításában

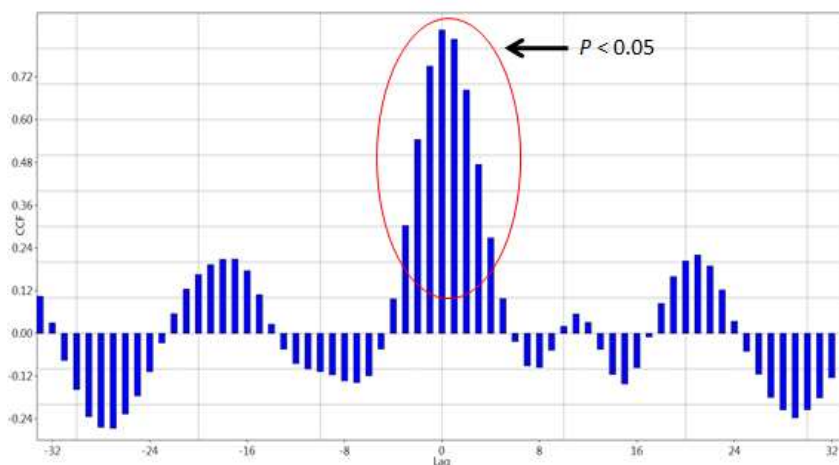
A Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területére kapott trendciklus értékeit a teljes megye területére vonatkozó értékekre vetítve, a vizsgált időszak alatt a mezei pocok demográfiai változása szinkronitást mutat a két adatsor összehasonlításában. A Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területére vonatkozó értékek változása szignifikánsan növekvő

trend szerint változik az időben ( $r = 0.448$ ,  $P < 0.05$ ) (13. ábra), amit a Mann-Kendall teszt is bizonyított ( $Z = 3.73$ ,  $P < 0.001$ ).



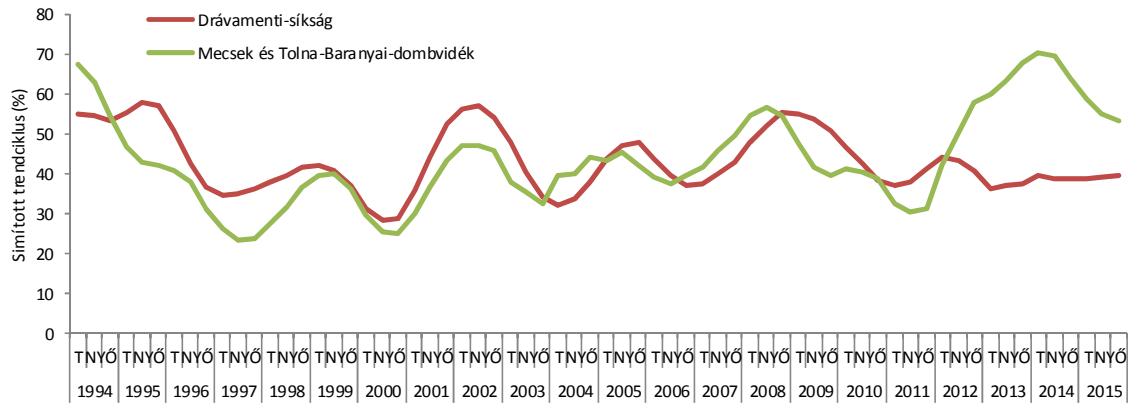
13. ábra: A mezei pocok változásának trendje a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombság területén

A szinkronitás, ill. aszinkronitás kérdését e két terület adatsorainak összehasonlításában is keresztkorrelációval teszteltük. A mezei pocok abundanciája szinkron változott, mivel a legnagyobb keresztkorrelációs koefficiens értéket nulla eltolásnál vette fel (14. ábra).



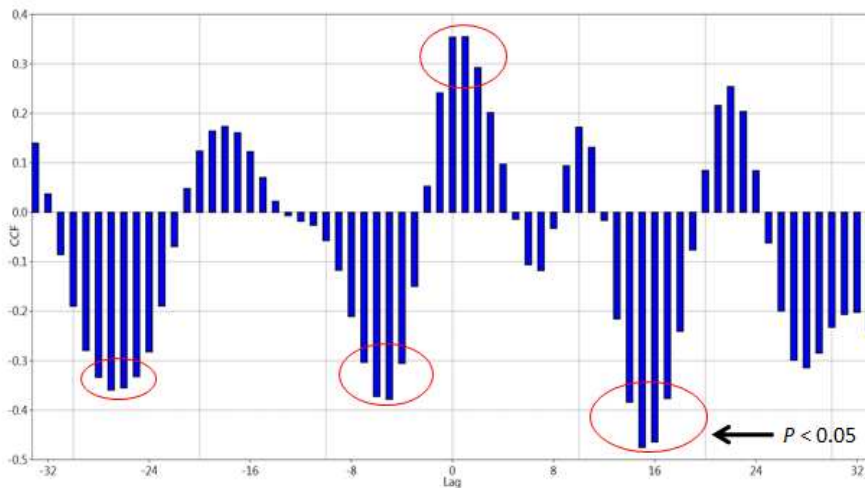
14. ábra: A mezei pocok abundanciájának keresztkorrelációs vizsgálata Baranya megye és a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombság középtáj összehasonlításában

Végül a két középtájra vonatkozó adatsorok összehasonlítását végeztük el. A simított trendciklus a Drávamenti-síkság és a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területén a vizsgált időszak egy részében aszinkron változott (15. ábra), amit a keresztkorreláció eredménye is alátámaszt. Bár nulla eltolásnál a két középtáj összehasonlításában kaptuk a legkisebb keresztkorrelációs koefficiens értéket, ebben az esetben több eltolás értéknél kaptunk szignifikáns korrelációt, és a 15. eltolás értéknél volt jellemző a legnagyobb szignifikáns keresztkorrelációs koefficiens, ami aszinkronitásra utal (16. ábra). Az eredmények alapján a mezei pocok demográfiai változása a két mezorégió területére vonatkoztatott adatsor alapján volt a legkevésbé szinkronitásban.



Mintavételi időszak

15. ábra: A mezei pocok simított trendciklusa a két középtájról vonatkoztatva



16. ábra: A mezei pocok abundanciájának keresztkorrelációs vizsgálata Baranya megye és a Mecsek és Tolna-Baranyai-domság középtáj összehasonlításában

Az eredmények azt sugallták, hogy a mezei pocok esetében Közép- és Dél-Európában is leírt ciklikus változást a bagolyköpet vizsgálatok alapján is ki lehet mutatni, amely alapján Dél-Magyarországon (Baranya megye) is jellemző a három éves periódusokban megjelenő demográfiai maximum. Elemzéseink szerint azonban 2005 után a szabályos ciklikusság megszűnt, melynek bekövetkezése feltételezéseink szerint az időjárási anomáliák következménye. Az utóbbi évtizedben egyre gyakoribbak a szélsőséges időjárási periódusok (hosszantartó esőzések és/vagy hosszú, száraz időszakok), illetve az adott évszaknak nem megfelelő időjárás (lásd pl. márciusi téli időjárás 2013-ban). A szabályos ciklikusság megszűnésének, illetve a mezei pocok demográfiai változásának időjárásfüggését a következő alfejezetben vizsgáljuk részletesen.

### **Az időjárási tényezők hatása a mezei pocok mennyiségének változására**

A bagolyköpetekből 22 év alatt kimutatott mezei pocok demográfiai változást időjárási paraméterek függvényében is vizsgáltuk. Általánosított lineáris modelleket alkalmazva két modellcsoport alapján elemeztük az időjárási faktorok hatását. Az első modellcsoportba a

mezei pocok szezonális gyakorisági értékeihez, mint függő változóhoz párosítva az adott szezonra számított átlagos hőmérsékletet és az átlagos csapadékmennyiséget építettük be a modellbe folytonos változóként. További prediktor változóként a ciklus és a szezon különbözősége szerepelt, mint nominális változó. E négy változó kombinációja alapján 31 modellt futattunk le, melyeket az AIC modellszelekciós statisztika alapján rangsoroltunk, és a legkisebb AIC értékű modellt fogadtuk el. A kiválasztott modell a ciklus és a szezon, mint nominális, valamint a két folytonos prediktor változót tartalmazta, a modellszelekció ezen változók bármely interakcióit kiejtette. A GLM elemzés eredményi közül elsőként a prediktor változók szignifikancia tesztjének (Wald  $\chi^2$ ) eredményeit adjuk meg. A mezei pocok demográfiai változásában a szezonnak volt a legnagyobb hatása, ugyancsak szignifikánsan befolyásolta a csapadék, valamint kisebb, de szignifikáns hatása volt a demográfiai változás jellegének (ciklus) is. A legkisebb AIC értékű modell alapján a hőmérsékletnek nem volt szignifikáns hatása a mezei pocok abundanciájának alakulásában (1. táblázat).

1. táblázat: A GLM modellezés prediktor változói (ciklus, szezon, csapadék, hőmérséklet, NAO szezon, NAO tél, PAI) hatásának tesztje a mezei pocok abundancia értékeinek változásában

GLM modell (31) <i>M. arvalis</i> ~ ciklus + szezon + hőmér. + csap. (AIC = 285.69)				GLM modell (63) <i>M. arvalis</i> ~ ciklus + szezon + NAO tél + PAI (AIC = 261.71)			
Változók	$\chi^2$	df	P	Változók	$\chi^2$	df	P
ciklus	4.05	1	< 0.05	ciklus	13.48	1	< 0.001
szezon	65.86	2	< 0.001	szezon	65.03	2	< 0.001
hőmérséklet	3.24	1	0.071	NAO tél	27.68	1	< 0.001
csapadék	7.52	1	< 0.01	PAI	11.81	1	< 0.001

A regressziós koefficiensek ( $\beta$ ) becslésénél a kiválasztott GLM modell átlagbecslésében (intercept) az aciklikus időszak és a szezonok közül az ősz interakciója szerepel (aciklikus $\times$ ősz). Ennek értelmében a ciklus, mint prediktor változó esetén a becslt szignifikáns negatív  $\beta$  érték a demográfiai mintázatot elkülönítő két időszak közötti negatív kapcsolatot mutatta. A szezonok közül a nyár az őszhöz viszonyítva szignifikánsan negatívan befolyásolta a mezei pocok abundanciáját, míg tavaszi és őszi időszak összehasonlításában nem kaptunk szignifikáns becslést. Végül a csapadék esetén alacsony, de szignifikáns  $\beta$  értékkel pozitív hatást mutattunk ki az abundancia alakulására, amely abból adódhat, hogy ez a prediktor változóban mindhárom szezonra (tavasz, nyár, ősz) számított átlagos csapadékmennyiséget figyelembe vette (1. táblázat). Ez a pozitív hatás az alább tárgyalt Pálfai-féle aszályossági indexre (PAI) vonatkozó eredménnyel együtt értelmezhető.

A másik modellcsoportban a GLM elemzésbe származtatott időjárás paramétereket, az Észak-Atlanti Oszcilláció (NAO) szezonális és a téli időszakra számított index, valamint a Pálfai-féle aszályossági index értékeit építettük be folytonos prediktor változónak a modellekbe, míg kategoriális (nominális) magyarázó változóként ebben az esetben is a demográfiai változás különbözőségét (ciklus) és a szezonális különbségeket (szezon) vettük figyelembe. A modellszelekció alapján a két nominális változó mellett a téli időszakra számított NAO és az aszályosságot kifejező PAI index szerepelt a kiválasztott legkisebb AIC értékű modellben. A prediktor változók hatásának tesztje szerint ebben az esetben mind a négy változónak szignifikáns hatása volt (1. táblázat). A lineáris regresszió meredekségének becslése során ebben a modellben is az aciklikus időszak és az ősz interakciója szerepelt (aciklikus $\times$ ősz). Ez a modell is bizonyította a demográfiai változásban a ciklikus-aciklikus időszak közötti negatív relációt. Azonban a szezon hatását tekintve az őszhöz viszonyítva ebben az esetben a tavaszi időszak befolyásolta szignifikánsan negatívan a mezei pocok demográfiai változását. A NAO téli időszakra számított értékei esetén pozitív regressziós koefficiens értéket kaptunk ( $\beta$ ), ami azt mutatja, hogy a NAO téli időszakra számított értékei

pozitív hatást gyakoroltak a mezei pocok demográfiai változására. Az index pozitív fázisában enyhe teleket jelez, amely pozitívan befolyásolja a mezei pocok téli túlélését (esetleges téli szaporodását is), amely alapján potenciálisan nagyobb kezdőlétszámról indulhat az adott éven belüli demográfiai növekedése. Végül az aszályosságot kifejező PAI esetén negatív összefüggést kaptunk, azaz a szárazabb nyári periódusok negatívan befolyásolják a mezei pocok népességének változását. Ennek kapcsán értelmezhető az előbbi modellnél a csapadék esetén kapott pozitív összefüggés. Az októbertől következő év augusztusáig lehulló csapadék mennyisége jelentősen befolyásolja a PAI értékét. Ennek értelmében a két modellnél kapott eredmény, vagyis az első esetben a csapadékra kapott pozitív hatás, míg a másik esetben a PAI értékére kapott negatív hatás jelentőségének eltérését nehéz eldönteni. A csapadék esetében a becsült meredekség értéke kisebb, a t-statisztika szignifikancia értéke is alacsonyabb, míg a PAI esetén a regressziós koefficiens értéke és a szignifikancia szint is nagyobb. A különbség nem jelentős a két eredmény között, azonban az aszályossági index vonatkozásában kapott eredménynek nagyobb a magyarázó ereje, mint a csapadék esetén kapott eredménynek.

2. táblázat: A becsült meredekségi értékek és statisztikai tesztjük a legjobban illeszkedő GLM modell alapján

Változók	Hatásszintje	$\beta$ (SE)	t - value	P
<i>M. arvalis</i> ~ ciklus + szezon + hőmér. + csap.				
intercept	aciklikus $\times$ ősz	2.99 (0.36)	68.15	< 0.001
ciklus	ciklikus	-0.04 (0.02)	4.05	< 0.05
szezon	tavaszi	-0.03 (0.07)	0.19	0.65
szezon	nyár	-0.292 (0.147)	3.89	< 0.05
hőmérséklet		0.039 (0.022)	3.24	0.07
csapadék		0.003 (0.001)	7.48	< 0.01
<i>M. arvalis</i> ~ ciklus + szezon + NAO tél + PAI				
intercept	aciklikus $\times$ ősz	4.05 (0.093)	1891.58	< 0.001
ciklus	ciklikus	-0.072 (0.019)	13.55	< 0.001
szezon	tavaszi	-0.191 (0.03)	40.35	< 0.001
szezon	nyár	-0.011 (0.027)	0.15	0.693
NAO tél		0.077 (0.014)	27.45	< 0.001
PAI		-0.073 (0.021)	11.72	< 0.001

## Összefoglalás

A gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scop. 1769) köpetmintáiból jelentős mennyiségű adat nyerhető. E ragadozó táplálék-összetétele foglalja magába a legtöbb fajt, illetve életmódja miatt is alkalmas a kisemlősök elterjedésének monitorozásához, állapotfelméréshez. A baglyok szempontjából végzett táplálkozástani vizsgálatokon, valamint egy adott terület kisemlős faunájának elemzésén túl populációdinamikai szempontból is felhasználhatóak a köpetanalízis adatai, hiszen a baglyok táplálkozásában nyomon követhető a préda-predátor kapcsolatban a zsákmányállat denzitásának változása.

Baranya megyében a gyöngybagoly köpetvizsgálata 1985-ben kezdődött el a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Pécsi Helyi Csoportja irányításával, amikor a megye teljes területén elvégezték a gyöngybagoly költőhelyeinek feltérképezését. A fokozottan védett gyöngybagolyra irányuló természetvédelmi intézkedés, illetve

költésbiológiai monitorozás a köpetek rendszeres gyűjtését eredményezte. A nagymennyiségű köpetminták a Pécsi Tudományegyetemen kerültek feldolgozásra.

Ennek eredményeként munkánk során a 1994-2015 közötti időszak adatait dolgoztuk fel. Összesen 191 településről gyűjtött gyöngybagoly köpetből 189 967 kisméretű egyed azonosítottunk. A mezei pocok abundancia értékeinek időbeli változását a teljes Baranya megye területére, illetve két középtájra vonatkoztatva elemeztük.

Az mezei pocok egyedszám adataiból származtatott relatív gyakoriság értékeket vettük alapul a populációdinamika elemzéséhez. Autokorreláció felhasználásával vizsgáltuk, hogy a köpetekből nyert indirekt adatok alapján következtetni tudunk-e a mezei pocok tömegességének ciklikusságára. Ennél a fajnál alapvető kérdés volt, hogy a Közép-Európában direkt csapdázásos, illetve aktív lyukszámlálás módszerrel kimutatott, szabályos ciklusokat mutató demográfiai változást a bagolyköpet elemzésekből nyert indirekt adatok alapján is tudjuk-e bizonyítani.

Eredményeink azt mutatták, hogy a mezei pocok populációdinamikája 3 éves ciklusokat mutatott 2005-ig, majd kisebb szabálytalanságok figyelhetők meg a fluktuációban. A demográfiai fluktuációjának vizsgálatában kapott eredmények alapján elmondható, hogy e faj populációdinamikai elemzéséhez a gyöngybagolyra jellemző III. típusú funkcionális válasz figyelembe vételével is alkalmazhatók a hosszú távú köpetvizsgálatok eredményei. A Baranya megyére vonatkozó 22 éves adatsor alapján a mezei pocok vonatkozásában ugyanazt a 3 éves ciklikus dinamikát írtuk le, amit francia kutatások is kimutattak.

Az időjárási paramétereknek a mezei pocok demográfiai változására kifejtett hatását általánosított lineáris modell (GLM) segítségével teszteltük. Az eredmények azt mutatták, hogy a csapadékmennyiségnek, a téli időszakra vonatkoztatott NAO indexnek és a Pálfai-féle aszályossági indexnek van jelentős hatása. Emellett a szezonális és a demográfiai változás jellege is befolyásolja a mezei pocok relatív gyakoriságának alakulását.



3. kép: Bagolyköpet gyűjtés Nagycsány község református templomában

# Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében

## Bevezetés

A gyöngybagoly (*Tyto alba*) széles körben elterjedt, az Antarktisz kivételével a világon mindenütt előforduló, kozmopolita madárfaj. Az éjszakai aktivitású kisemlősök vadászatára specializálódott csúcsragadozó, nagyon érzékeny a környezeti változásokra, zavarásokra, így ezek jó indikátora. Állomány nagyságuk változását a táplálék mennyiség, a rendelkezésre álló vadászterület, valamint a fészkelőhelyek elérhetősége és minősége befolyásolja. A gyöngybaglyok a legtöbb mezőgazdasági területen a kisemlősök speciális ragadozói, azonban a baglyok zsákmány-összetétele aszerint változik, hogy mely fajok állnak nagyobb mennyiségben rendelkezésre, ami mutatja a gyöngybagoly sűrűségfüggő vadászatát, illetve a III. típusú funkcionális válasz szerinti „switching” mechanizmusát, miszerint a gyöngybagoly átállhat egy jobb elérhetőségű préda fogyasztására. Ennek ellenére a világon a gyöngybaglyok táplálék-összetételének elemzése a leginkább alkalmazott indirekt módszer a kisemlősök elterjedésének és mennyiségi viszonyainak a monitorozásához. Ez a faj minden elterjedési területén a kisemlősök széles repertoárját fogyasztja, táplálkozási viselkedése az egyik legkutatottabb a bagolyfajok közül. A széles földrajzi elterjedés és a nagyszámú publikált táplálkozás-ökológiai információ alapján a gyöngybagoly alkalmas modellfaj a táplálék-összetétel variabilitását befolyásoló tényezők vizsgálatához.

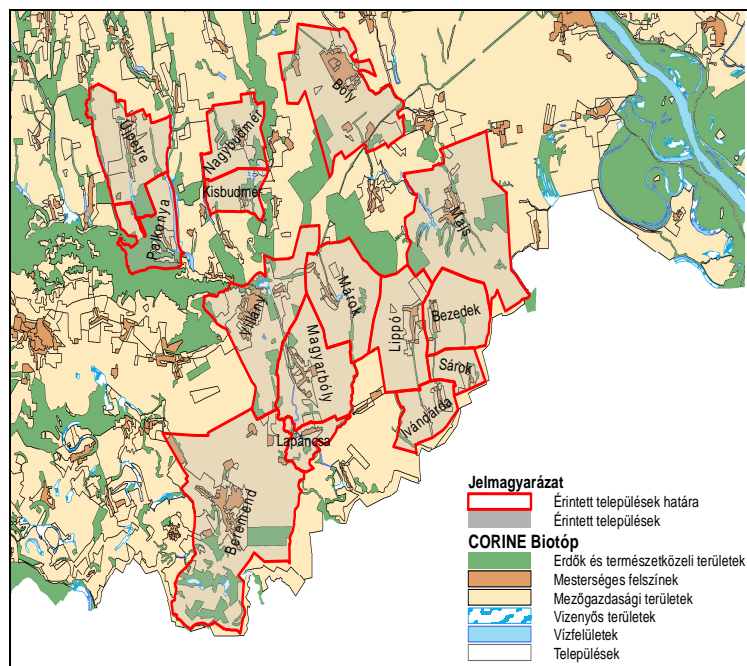
A mintavételi módszerek megközelítésében, akár az indirekt bagolyköpet vizsgálatok akár a közvetlen csapdázási felméréseket alkalmazva, a mezőgazdasági területek kisemlős közösségeinek kutatása világszerte frekvenciált területe a kisemlős ökológiának. Ebben alapvetően két megközelítést tudunk kiemelni. Az egyik a mezőgazdasági kártevő fajokra fókuszál, mivel bármelyik kontinensen a gradációra képes fajok jelentős mezőgazdasági károkat okoznak, így az ellenük alkalmazható stratégiák kidolgozásához rendkívül fontos megismerni e fajok populációdinamikai sajátosságait, leírni a demográfiai mintázatokat, amely alapján megfelelő, a mezőgazdasági termelés szempontjából alkalmazható prognózisok tehetők. Másik kutatási irány, amely természetesen nem független az első megközelítéstől, az intenzív mezőgazdaság fragmentáció, élőhely-vesztés és -degradáció okozta változásokat detektálja a kisemlősök, mint alkalmas monitorozási objektumokon válaszában mérésével, vizsgálva az emberi tájhasználatban, mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások kisemlős közösségekre gyakorolt hatását.

Jelen dolgozatban a Bóly Zrt. működési területére vonatkoztatott 22 éves adatsor alapján, az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló régióra vonatkoztatva vizsgáltuk a kisemlősök mennyiségi viszonyainak változását. Az elemzések során figyelembe vettük a mezei pocok (*Microtus arvalis*), mint a legnagyobb mezőgazdasági kártevő rágcsáló, és egyben a gyöngybagoly fő prédaállatának relatív gyakoriságában jellemző trendeket, illetve 22 éves periódus legfontosabb időjárás jellemzőit.

## Anyag és módszer

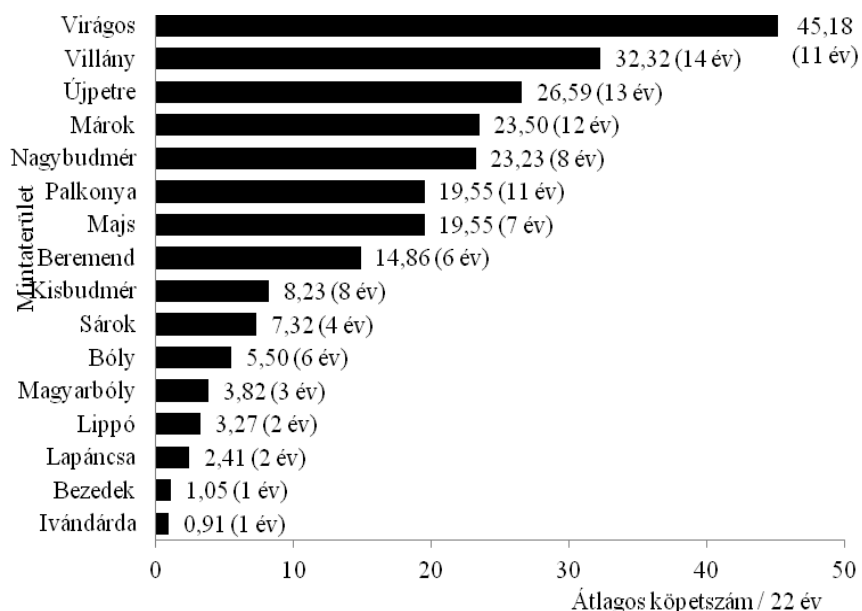
A bagolyköpet adatainkat Microsoft Access adatbázisban tároltuk, ahol megtalálhatók a köpetminták paraméterei (minta kódja, település, dátum, gyűjtő, határozó, köpetszám, minta típusa, időszak, nemzeti park), illetve a részletes fajlista (minta kódja, fajkód, csak az egész köpetekből kimutatott egyedszám (A), a törmelékes anyagból kimutatott egyedszám (B),

valamint a két egyesített érték (A+B)). A vizsgálathoz felhasznált adataink a 1994 és 2015 között Baranya megye 16 településéről begyűjtött bagolyköpetekből származnak, melyek a Bóly Zrt. működési területén találhatóak (1. ábra).



1. ábra: A 16 vizsgált település elhelyezkedése a Bóly Zrt. működési területén

Ezekről a településekről a 22 év alatt összesen 219 minta került begyűjtésre melyek összesen 5220 db bagolyköpetet tartalmaztak, melyből 12695 kismélys került azonosításra (1. táblázat).

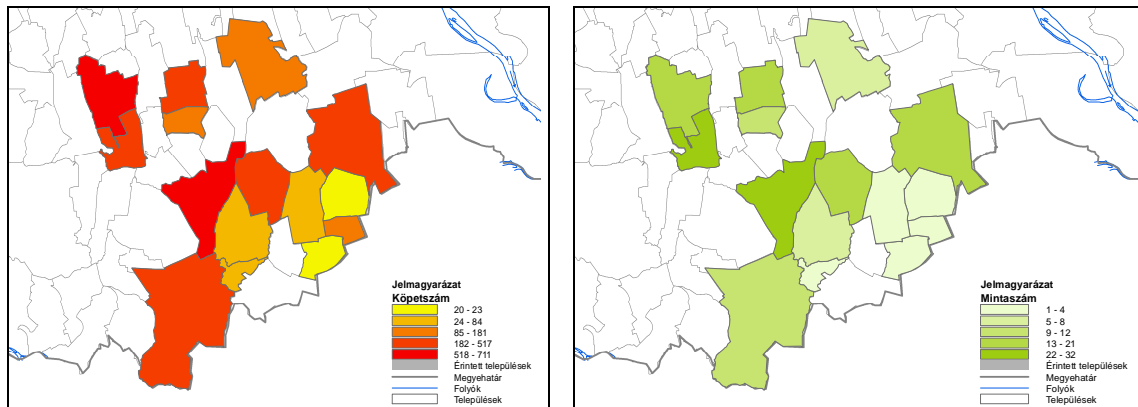


2. ábra: A 16 településen átlagos köpetszám értéke a 22 évre vonatkozóan

Az érintett településekre jellemző különböző mintavételi ráfordítást 22 évre vonatkozóan az átlagos köpetszám értékekkel szemléltettük. A legrendszeresebb, több mint 10 évet átfogó monitorozás, így a legtöbb begyűjtött köpet Virágos és Villány településeket jellemezte. Virágos esetén a 22 évre vonatkozóan kaptuk a legmagasabb átlagos köpetszám értéket



( $\bar{x} = 45.18$ ). Nyolc település esetén az átlagérték tíz köpet alatti volt, ami alulreprezentált mintavételt jelent, bár e települések közül Kisbudmér esetén nyolc évben volt mintagyűjtés, azonban az idesorolt települések többségénél mindössze néhány évben vannak adatok. A begyűjtött köpetszám egyenlőtlen megoszlása miatt a települések közötti különbségek statisztikai vizsgálatát mellőztük, az adatok értékelését a települések összesített adatai alapján az adott régióra vonatkoztattuk. Települések közötti adatok megoszlását mindössze néhány térinformatikai ábrával szemléltettük, ahol az adott taxoncsoportok adatainak relatív gyakoriságát vettük figyelembe. A térképi ábrázolásához az ArcMap 10.0 térinformatikai programokat használtuk.



3. ábra: A vizsgált területre vonatkozó köpetszámok (baloldal) és a mintaszámok településenkénti megoszlását mutató tematikus térkép

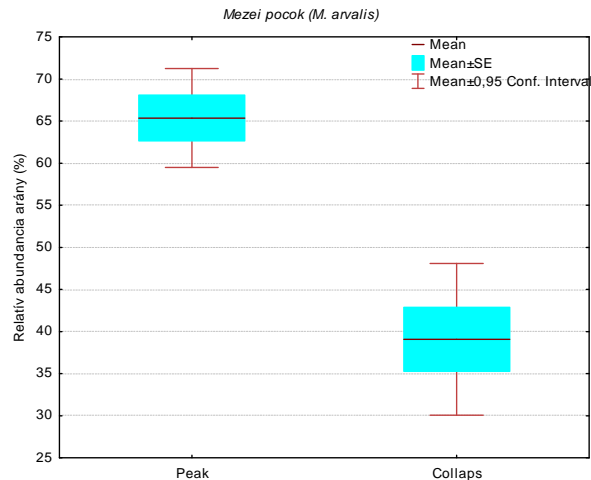
A 16 településre vonatkozóan a köpetszámok megoszlását szemléltető tematikus térkép alapján (3. ábra) a települések 3 csoportra bonthatók, néhány település esetén a köpetszám nagyon magas, ami mindenképpen reprezentatív mintára utal. Néhány település esetén 80-100 közötti köpetszám volt, ami elfogadható mintanagyságot jelöl, míg a többi település esetén alacsony köpetszámot sikerült begyűjteni. Ezt az eredményt nagyban meghatározta az évenkénti gyűjtések száma, illetve melyik településekről sikerült rendszeresen gyűjteni évente. Ennek megfelelően a mintaszám megoszlás is egyenlőtlen, amit a tematikus térkép is szemléltet (3. ábra) (1. kép).



1. kép: Hendinger Virág OFKD dolgozatírás közben

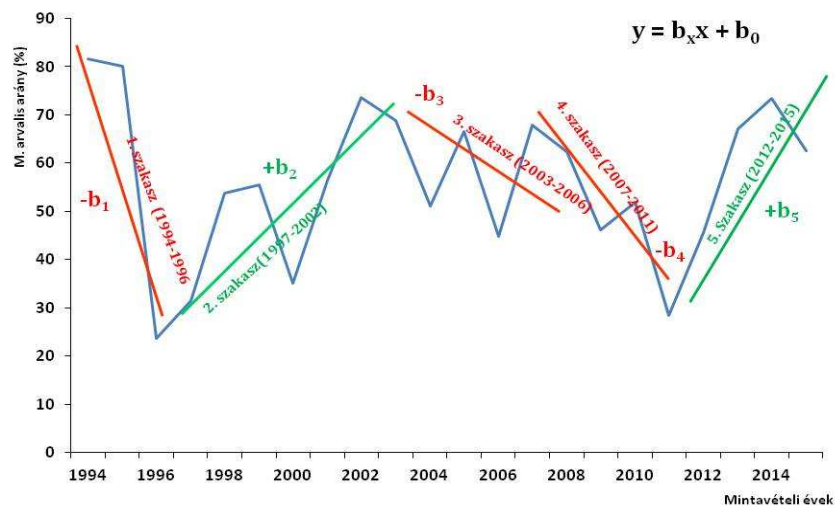
## Eredmények

A Bóly Zrt. működési területére eső 16 településről, a vizsgált 22 év során begyűjtött 5220 db gyöngybagoly köpetből 12695 kisemlős került azonosításra. A 22 év összesített adatai alapján 24 kisemlős taxont különítettünk el, melyek közül 20 faj és a többit genusra tudtuk meghatározni.



6. ábra: A mezei pocok relatív abundációjának megoszlása a demográfiai csúcs és az összeomlás időszakának összehasonlításában

Elsőként a mezei pocok abundancia adatait a demográfiai csúcsokat és összeomlást prezentáló két időszak összehasonlításában teszteltük. A kártevő faj relatív gyakorisága a várt eredménynek megfelelően szignifikánsan különbözött a két időszak összehasonlításában (Mann-Whitney U teszt:  $z = 3.62$ ,  $P < 0.001$ ) (6. ábra). Az eredmény alátámasztotta a faj gyakorisági értékében markánsan különböző két időszak elkülönítését. Továbbiakban a mezei pocok 22 éves demográfiai mintázatában elkülönített trendszakaszok értékelését foglaltuk össze.

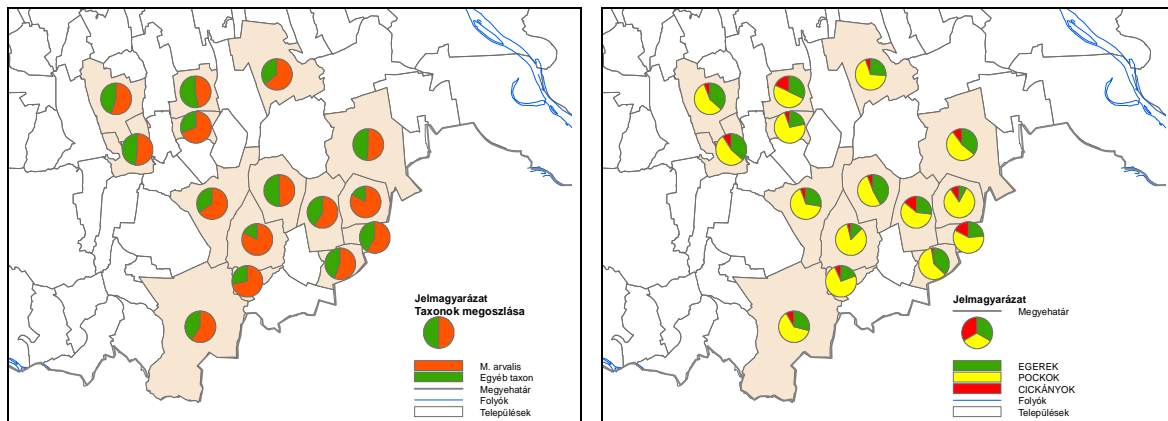


7. ábra: A mezei pocok relatív abundációjának 22 éves változásában elkülönített demográfiai változások szemléltetése

A 22 éves demográfiai mintázatot tekintve 5 szakaszt különítettünk el (7. ábra). Az első szakaszban negatív iránytangensű egyenest kaptunk eredményül, ami a mezei pocok arányának 1994-1996-ra történő jelentős mértékű csökkenését szemlélteti. A kevés adat miatt a negatív regressziós egyenes illesztése nem tekinthető szignifikánsnak ( $R^2 = 0.77$ ;  $r = -0.88$ ,  $t = 1.83$ , n.s.). A következő szakaszban 1996-2002-ig, a 22 év során a következő magasabb

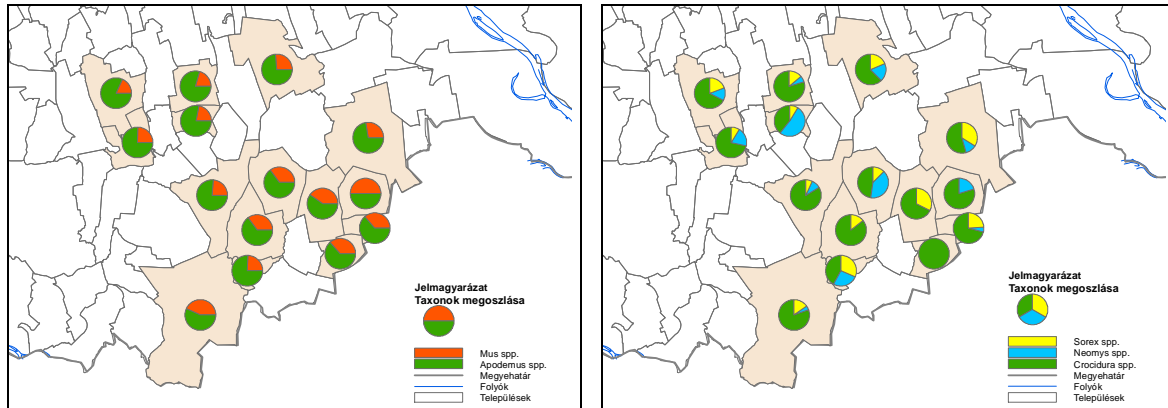
értékű demográfiai csúcsig nagyon alacsony meredekséggel jellemzett növekvő tendenciát tapasztaltunk, amely esetén regressziós vizsgálat az alacsony meredekség és ugyancsak a kevés mintavételi pont alapján nem szignifikáns ( $R^2 = 0.47$ ;  $r = -0.68$ ,  $t = 1.87$ , n.s.). A lineáris egyenes illesztésének rossz eredményét a determinációs együttható alacsony értéke is jelzi. Harmadik szakaszban egy rövidebb periódusú és kisebb meredekségű csökkenő trendet különítettünk azonban, ebben az esetben sem szignifikánsak a lineáris regresszió paraméterei ( $R^2 = 0.58$ ;  $r = -0.76$ ,  $t = 2.06$ , n.s.), a determinációs együttható és a korrelációs koefficiens értéke magasabb, mint az előző szakasznál. E szakasz után, 2006 és 2007 között egy kisebb aránynövekedés volt jellemző a mezei pocok abundanciájában, majd ezt követően ismét csökkenő trendet tudtunk elkülöníteni, amely esetén a negatív iránytangensű meredekség nagyobb volt, mint az előző trendszakaszban. Mivel ebben a szakaszban a regressziós pontok száma több volt, mint az előző időszakban, valamint a már említett nagyobb meredekség érték miatt regressziós vizsgálat eredménye szignifikáns volt ( $R^2 = 0.84$ ;  $r = -0.92$ ,  $t = 4.04$ ,  $P < 0.05$ ). Végül az utolsó elkülöníthető periódusba a 2011-2015 közötti növekvő abundancia változást különítettük el. Ebben az időszakban 2014-ben alakult ki a mezei pocok demográfiai csúcsa, amely az utóbbi tíz évet tekintve a legnagyobb gradációs csúcsot jelentette, míg 2015-ben ehhez képest csökkent a mezei pocok aránya (6. ábra). Amennyiben a 2011-2014 közötti időszakot vesszük figyelembe, akkor a lineáris regresszió a magas determinációs és a korrelációs koefficiens alapján szignifikáns ( $R^2 = 0.96$ ;  $r = -0.98$ ,  $t = 7.02$ ,  $P < 0.05$ ). Adott trendszakaszban, ha a 2015-ös alacsonyabb abundancia adatot is figyelembe vesszük, regressziós vizsgálat nem szignifikáns ( $R^2 = 0.69$ ;  $r = 0.83$ ,  $t = 2.57$ , n.s.). Ez az év már egy újabb demográfiai szakasz kezdetét jelenti, 2014-es gradációs csúcs utáni állománycsökkenés kezdetét jelzi. További vizsgálatokban azonban a teljes időszakot vettük figyelembe, így a 2015-ös adatokat is felhasználtuk.

Kisemlős taxonok mennyiségi megoszlását vizsgálva elsőként néhány tematikus térképet mutattunk meg, amely a településenkénti adatokat felhasználva szemlélteti a vizsgált mezőgazdasági területen a jellemző fő csoportok megoszlás viszonyait.



8. ábra: A mezei pocok és minden egyéb zsákmány (baloldal), valamint a három fő kisemlős csoport arányának megoszlását (jobb oldal) mutató tematikus térkép

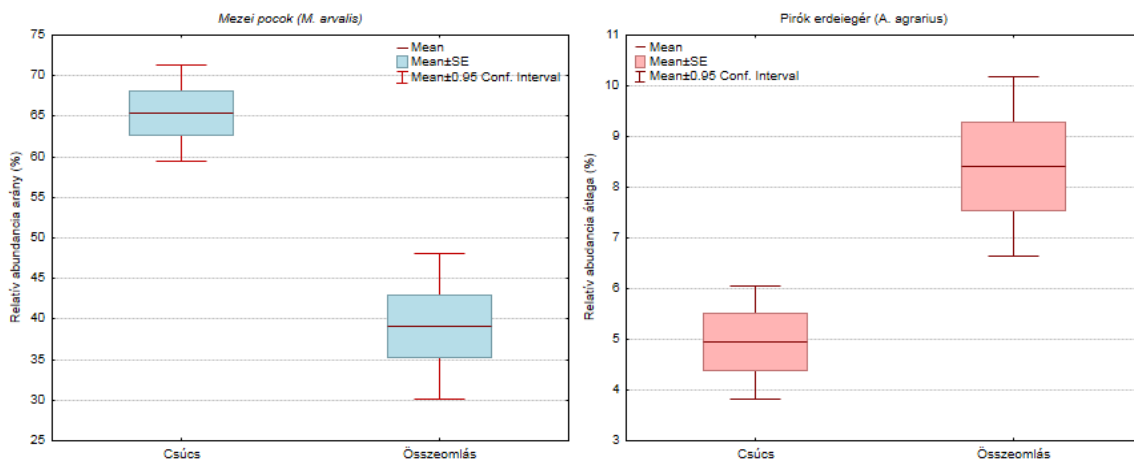
Az intenzív mezőgazdasági művelés környezetében kapott bagolyköpet vizsgálatokból elsőként a mezei pocok jelentőségét szemléltettük tematikus térképen, ábrázolva a kártevő faj és az összes többi köpetekből kimutatott zsákmány megoszlását. A települések nagy részénél mezei pocok részesedése meghaladta a teljes zsákmánykészlet felét (8. ábra). A 3 fő kisemlős csoport (cickányfélék, pocokfélék, egérfélék) arányának megoszlásában minden településnél a pocokfélék dominanciája volt jellemző, míg a cickányfélék alacsony gyakorisága azt mutatta, hogy ebben a környezetben, a bagoly táplálékában a rovarevő csoport mennyisége alárendelt a pocok- és az egérfélékhez viszonyítva (8. ábra).



9. ábra: A *Mus* spp. és az *Apodemus* genus (baloldal), valamint a cickányfélék (*Sorex* spp., *Neomys* pp., *Crocidura* spp.) megoszlását (jobb oldal) mutató tematikus térkép

Az egérfélék közül 2 genus jelentőségét emeljük ki, ezek az erdei egerek (*Apodemus*) és az igazi egerek (*Mus*), melyek egymáshoz viszonyított gyakorisági értékét ábrázolva látható, hogy a települések többségénél az erdei egerek nagyobb arányú fogyasztása volt jellemző (9. ábra). A cickányféléken belüli gyakorisági megoszlás azt mutatta, hogy inkább a szárazságtűrő *Crocidura* fajok aránya nagyobb a gyöngybaglyok táplálék-összetételében, míg a víztűrő fajok mennyisége alacsonyabb (9. ábra). Ezek a tematikus térképek már adnak információt arról, hogy az intenzív mezőgazdaság alatt álló területeken a mezei pocok eudominanciája mellett mely fajok jelentenek nagyobb mennyiségben elérhető alternatív prédát a gyöngybaglyok számára.

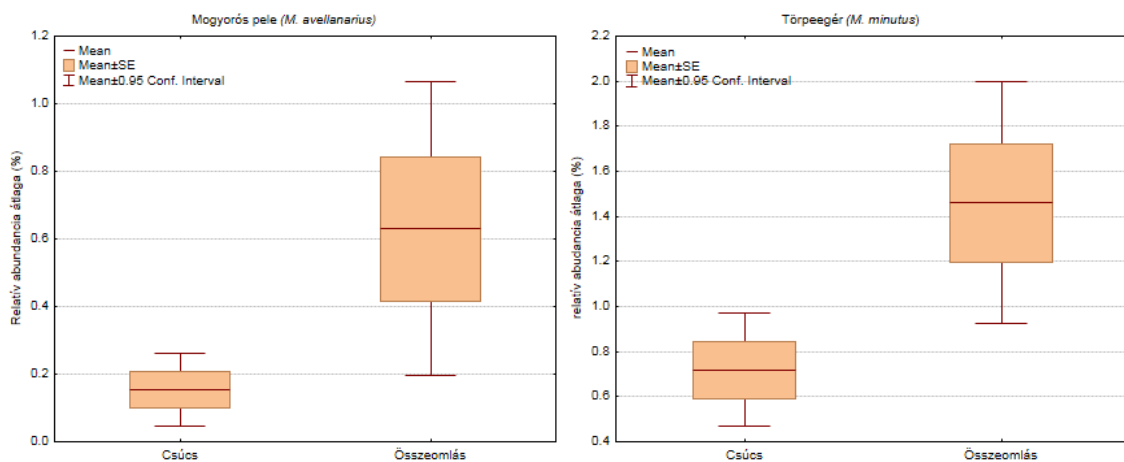
A következőkben a mezei pocok demográfiai mintázatában elkülönített két időszak (csúcs és összeomlás) összehasonlításában vizsgáltuk a fajok és jellemző taxonok, valamint a faj-gyakorisági viszonyokat leíró közösségi ökológiai paraméterek különbségét. Első fajként a mezei pocok abundanciáját vizsgáltuk, amely esetén a relatív gyakoriság a várt eredménynek megfelelően szignifikánsan különbözött a két időszak összehasonlításában (Mann-Whitney U teszt:  $z = 3.62$ ,  $P < 0.001$ ) (10. ábra). Az eredmény alátámasztotta a faj gyakorisági értékében markánsan különböző két időszak elkülönítését.



10. ábra: A mezei pocok (*M. arvalis*) (baloldal) és a pirók erdeiegeér (*A. agrarius*) (jobb oldal) abundanciájának megoszlása a csúcs és összeomlás időszakában

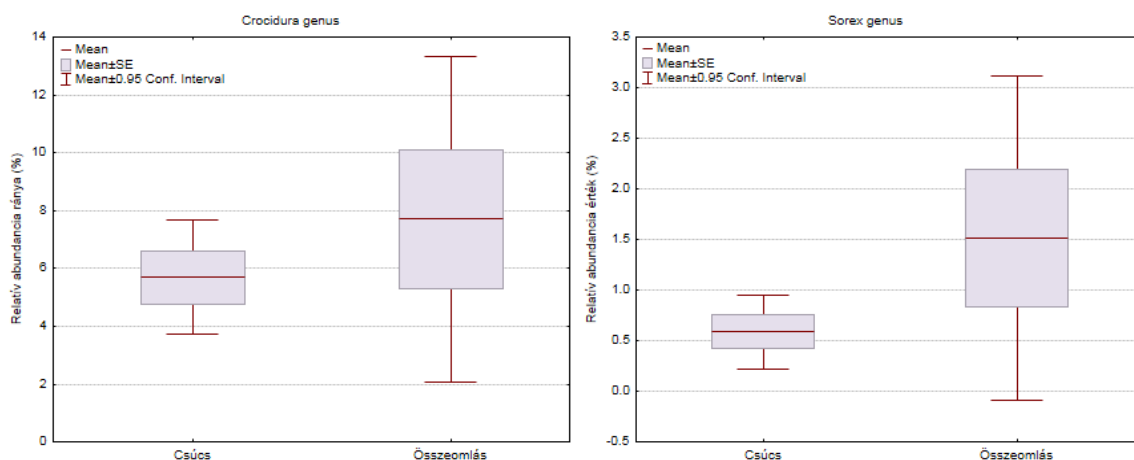
A vizsgált erdeiegeér fajok közül a pirók erdeiegeret emeltük ki, relatív gyakorisága az összeomlás időszakában volt szignifikánsan magasabb, mint a mezei pocok demográfiai

maximumával jelzett időszakokban ( $z = 2.593$ ;  $P < 0.01$ ) (10. ábra). A fajok közül továbbá két védett rágcsáló relatív gyakoriságában tapasztalt különbségét mutatjuk be. A gyöngybagoly köpeteiben általában alacsony gyakorisággal jellemzett törpeegér (*M. minutus*) ( $z = 2.593$ ;  $P < 0.01$ ) és a mogyorós pele (*M. avellanarius*) ( $z = 2.661$ ;  $P < 0.01$ ) relatív aránya is szignifikánsan különbözött a mezei pocok demográfiai csúcsát és összeomlását elkülönítő két időszak összehasonlításában. Mindkét faj gyakorisági értéke a mezei pocok alacsonyabb abundanciájú időszakában volt szignifikánsan magasabb, mint a demográfiai összeomlással jellemzett években (11. ábra). A genusok szintjén vizsgálva az abundancia különbségét, elsőként a fenti térképen bemutatott Crocidura és Sorex genus gyakorisági értékeinek megoszlását szemléltettük a mezei pocok demográfiai mintázatában elkülönített két periódus összehasonlításában.



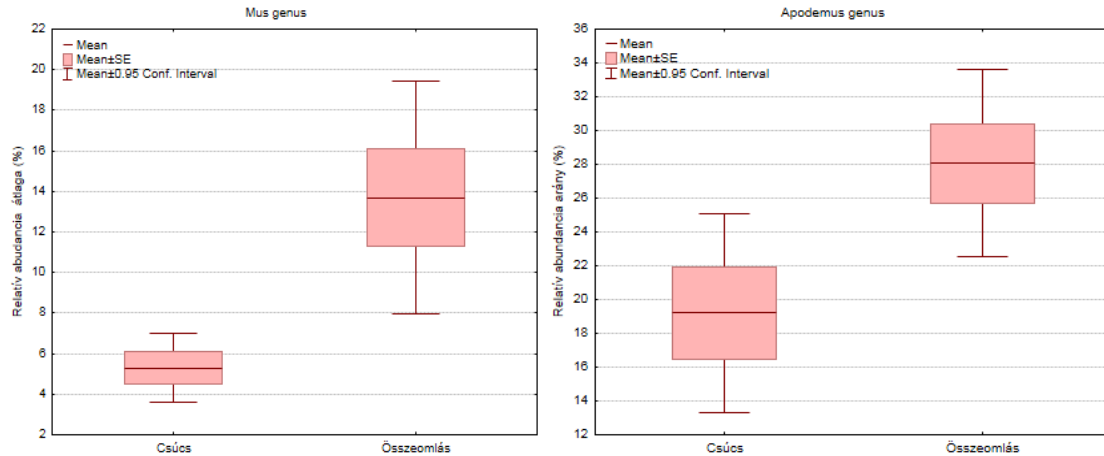
11. ábra: A mogyorós pele (baloldal) és a törpeegér (jobb oldal) abundanciájának megoszlása a csúcs és összeomlás időszakában

Mindkét genus esetén megfigyelhető, hogy nincs szignifikáns különbség a két időszak összehasonlításában (12. ábra). Ez az eredmény arra utal, hogy a vizsgált mezőgazdasági környezetben a cickányok a pockokhoz és az egerekhez viszonyítva alárendeltek a gyöngybaglyok táplálék-összetételében. Így a mezei pocok demográfia összeomlása időszakában jellemzett kisebb elérhetőségét, azaz hiányát ebben a környezetben a baglyok elsősorban egérfélék, főleg erdeiegerékfogyasztásával kompenzálják.

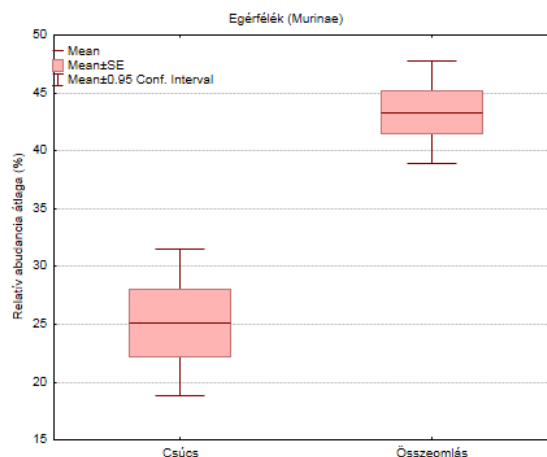


12. ábra: A Crocidura genus (baloldal) és a Sorex genus (jobb oldal) gyakorisági megoszlása a csúcs és összeomlás időszakában

Az igazi egerek közül elsőként a *Mus* genus abundanciájának különbségét teszteltük, amely szerint a genus gyakorisági értéke a mezei pocok összeomlásának időszakában volt szignifikánsan nagyobb ( $z = 3.276, P < 0.001$ ). Hasonló eredményt kaptunk az erdeiegeket összefoglaló *Apodemus* genus esetén is, vagyis az erdeiegekre relatív abundanciája is az összeomlás időszakában volt szignifikánsan nagyobb ( $z = 2.525, P < 0.01$ ).



13. ábra: A *Mus* genus (baloldal) és az *Apodemus* genus (jobb oldal) megoszlása a csúcs és összeomlás időszakában

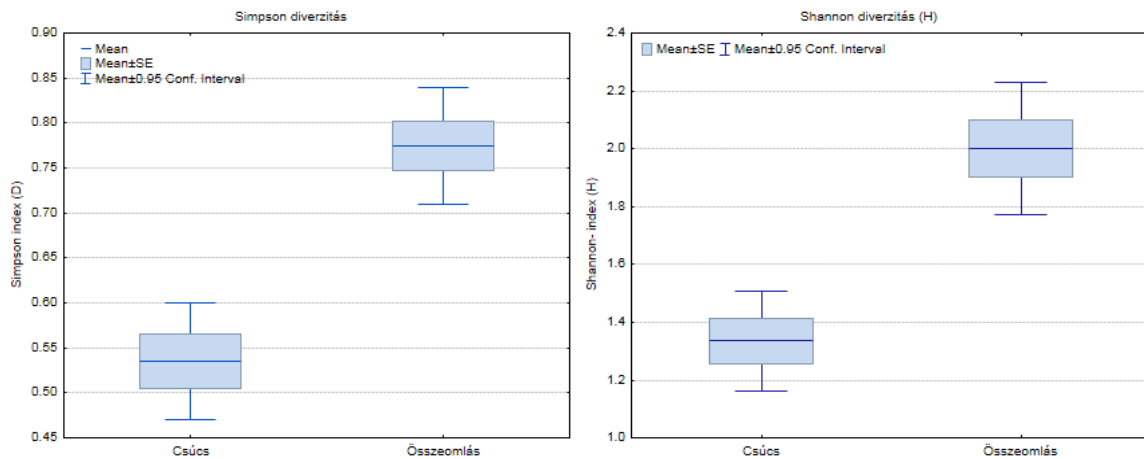


14. ábra: Az egérfélék (*Murinae*) megoszlása a csúcs és összeomlás időszakában

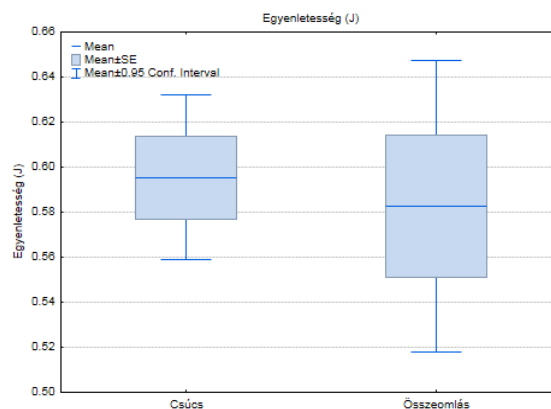
A mezei pocok demográfiai csúcsa és az összeomlás időszakának összehasonlításában az egérfélék (*Murinae*) teljes mennyiségét tekintve is azt az eredményt kaptuk, hogy a csoport abundancia értéke a mezei pocok népességének összeomlását jelentő években volt szignifikánsan magasabb ( $z = 3.25, P < 0.001$ ). Az egérfélék két genusára, illetve az egérfélék teljes mennyiségére vonatkozó eredmény is azt bizonyítja, hogy a vizsgált mezőgazdasági környezetben általában az egerek és ezen belül az erdeiegeket (*Apodemus*) és az igazi egerek két fajtát összefoglaló *Mus* genus fogyasztásának jelentőségét emeljük ki, amely alapján arra tudunk következtetni, hogy a gyöngybagoly a mezei pocok hiányát ezeknek a zsákmánycsoportoknak a fogyasztásával kompenzálja (13. ábra).

Végül a fajgyakorisági viszonyokat leíró közösségi ökológiai paraméterek megoszlását vizsgáltuk a mezei pocok demográfiai mintázatát elkülönítő két időszak összehasonlításában. A köpetvizsgálatok alapján kimutatottfajdiverzitás mind a Shannon ( $z = 3.480, P < 0.005$ ), mind a Simpson index ( $z = 3.754, P < 0.01$ ) alapján szignifikánsan különbözött, a kisemlősök

diverzitása a mezei pocok összeomlása idején volt szignifikánsan magasabb (14. ábra). Az eredmény azt mutatja, hogy a mezei pocok, mint fő, általában nagy mennyiségben rendelkezésre álló prédafaj hiányában többféle zsákmányt fogyasztanak a gyöngybaglyok, míg a mezei pocok természetben jellemző sűrűség maximuma idején a baglyok átállnak ennek a fajnak a vadászatára, így ezekben a periódusokban a táplálék jelentős arányát a mezei pocok teszi ki.



14. ábra: A Shannon (baloldal) és Simpson-diverzitás (jobb oldal) különbsége a csúcs és összeomlás időszakában



16. ábra: Az egyenletesség megoszlása a csúcs és összeomlás időszakában

Az egyenletesség (J), vagy faj egyöntetűség megoszlása is szignifikánsan különbözik a 2 időszak összehasonlításában ( $z = 3.139$ ,  $P < 0.01$ ). Ez az eredmény azt mutatja, hogy a mezei pocok alacsony gyakoriságánál több faj jelenik meg a gyöngybaglyok táplálék-összetételében, melyen belül ezek gyakorisági megoszlása egyenletes, nincs kiugró nagy dominancia értékű faj. Ezzel ellentétben a mezei pocok nagy mennyiségű fogyasztása esetén (csúcs időszakok) a diverzitás csökkenése mellett az egyenletesség mértéke is kisebb.

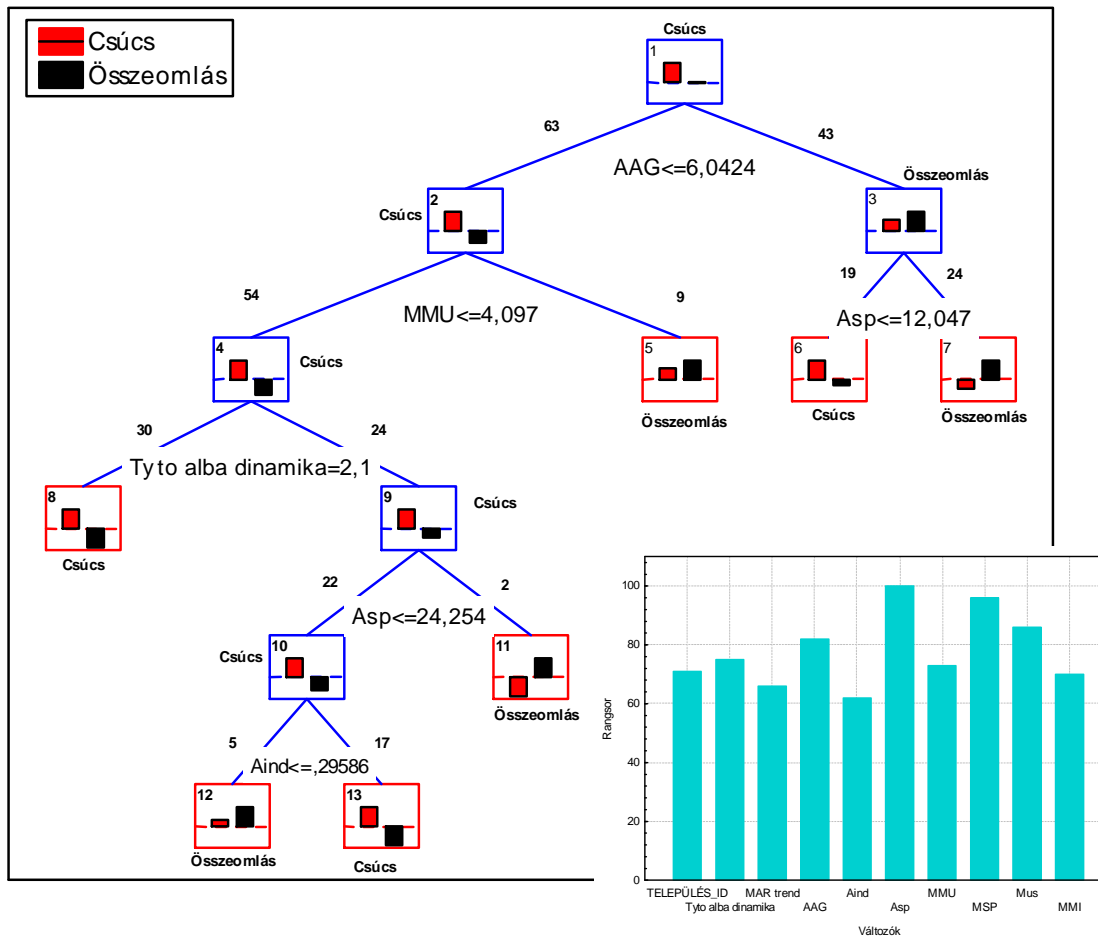
A döntési fák módszere alapján azt vizsgáltuk, hogy a mezei pocok demográfiai mintázatában elkülönített időszakok (csúcs és összeomlás) figyelembe vételével a mintáink megoszlásában és csoportosításában mi a jelentősége a magyarázó változóknak (a mezei pocok demográfiai rendszakaszai, a gyöngybagoly állomány változásának periódusai, települések), valamint a különböző zsákmányfajoknak, illetve csoportok mennyiségének, továbbá az időjárási tényezőknek (mint folytonos változóknak). Ennek megfelelően az alkalmazott rekurzív partícionáló eljárás a priori két csoportját a mezei pocok demográfiai változásában elkülönített csúcs, illetve összeomlás időszaka adta.

A rekurzív algoritmust több megközelítésben futtattuk le, amelyek alapján két magyarázó változó (mezei pocok és a gyöngybagoly demográfiai trendszakaszai) mindig szerepelt az elemzésben, míg az eltérést egyrészt a különböző zsákmány-kategóriák figyelembe vétele jelentette, magasabb taxon kategóriától haladva a faj szintjéig. Az elemzésnél felhasználtuk a fajok élőhely használat alapján létrehozott kisemlős csoportokat. Az időjárási tényezők hatását külön vizsgáltuk, így ebben az esetben az elemzés során folytonos változóként nem vettünk figyelembe kisemlős abundancia adatokat.

A kisemlős fajok, illetve magasabb taxonkategóriák abundancia értékeinek megoszlását vizsgálva a mezei pocok abundanciájában jellemző csúcs és összeomlás viszonyában fentebb azt láttuk, hogy a mezei pocok jelenlét/hiányát a gyöngybagolyok a vizsgált mezőgazdasági térségben főként egérfélékkel kompenzálják. Rekurzív algoritmust ennek megfelelően elsőként úgy futtattuk le, hogy a kategoriális magyarázó változók mellett a különféle egérfajok és genusok abundanciáját vettük figyelembe folytonos változóként. Az osztályozás során figyelembe vett változók csoportosító szerepének rangsorában legnagyobb értékkel az erdeiegek (Apodemus sp.) csoportja vett részt a regressziós fa struktúrájának alakításában, továbbá a güzüeger, az igazi egerek genera (Mus sp.) és a pirók erdeieger mennyiségének volt még jelentősebb szerepe a minták csoportosításában (11. ábra). A kapott regressziós fa alapján az egerek közül elsőként a pirók erdeieger mennyisége osztotta ketté a mintákat. A minták kisebbik hányada került a jobb oldali ágba, amelynek többségét a mezei pocok összeomlását reprezentáló minták (71%) jelentették, melyekben a pirók erdeieger nagyobb aránya volt jellemző a táplálék-összetételben. Ezen az ágon a módszer további két részre osztotta mintákat, melyek ennek az ágak a végpontjai. Ebben az elkülönülésben az erdeiegeket összefoglaló genusnak volt jelentősége, amely prédacsoport mennyisége alapján a baloldali végpont (6) a mezei pocok csúcs és összeomlás időszakait elkülönítő mintákat homogén megoszlásban tartalmazta (csúcs 19.4%, összeomlás 14.7%;  $\chi^2 = 0.64$ , *n.s.*). Ezzel szemben a jobb oldali végpontban (7) az összeomlásokat reprezentáló minták (csúcs 6.94%, összeomlás 55.8%;  $\chi^2 = 38.05$ ,  $P < 0.001$ ) domináltak. A regressziós fa baloldali ágában a pirók erdeieger alacsonyabb abundancia értékkel jellemzett minták tartoztak, melyek esetén a csúcsidőszakok (53) domináltak az összeomlás (10) periódusaival szemben. Ebben az ágban 4 további vágás alapján oszlott meg a maradék minták mennyisége. Az első vágásnál a házi egér mennyiségének volt jelentősége, a faj magasabb értékeit tartalmazó minták főként csúcsidőszakokat különítettek el az 5-ös végpontban (csúcs 5.55%, összeomlás 14.7%;  $\chi^2 = 4.13$ ,  $P < 0.05$ ). Ezen a vágási szinten a minták többségére a házi egér alacsonyabb abundanciájú értékei voltak jellemzőek, melyek további bontásában a gyöngybagoly demográfiai változását kifejező prediktor változónak volt meghatározó szerepe. E vágás során keletkezett két mintacsoport nagyobbik hányada a 8-as végpontba került, ami kizárólag mezei pocok csúcsidőszakokat különített el, így itt a két különböző mintacsoport megoszlása teljesen inhomogén volt (csúcs 41.6%, összeomlás 0%;  $\chi^2 = 62.4$ ,  $P < 0.001$ ). A negyedik vágási szint alapján a regressziós fa jobb oldali ágában 24 minta került, melyek többségében csúcsidőszakok voltak, amely mintákat ismét az erdeiegek mennyisége alapján bontotta tovább a rekurzív eljárás. Az így létrejött mintacsoport eloszlása egyenlőtlen volt, a jobb oldali ágba és egyben a 11-es végpontba mindössze két minta került, melyeket az erdeiegek magasabb abundanciája jellemzett. A két különböző időszak megoszlása ebben a végpontban is inhomogén volt, kizárólag az összeomlás időszakait reprezentáló mintákat tartalmazott (csúcs 0%, összeomlás 5.88%;  $\chi^2 = 8.82$ ,  $P < 0.05$ ). Az ötödik vágási szinten elkülönülő bal oldali ág 22 mintáját a regressziós eljárás tovább bontotta, amelyben ismét az erdeiegek mennyiségének volt meghatározó szerepe. A vágás után létrejött 12-es baloldali végpontban 3 összeomlást és 2 mezei pocok demográfiai csúcsot reprezentáló minta került, melyek megoszlása homogén volt (csúcs 2.72%, összeomlás 8.8%;  $\chi^2 = 3.21$ , *n.s.*). Az utolsó vágás során keletkező jobb oldali végpont kizárólag csúcsidőszakokat elkülönítő mintákat foglalt



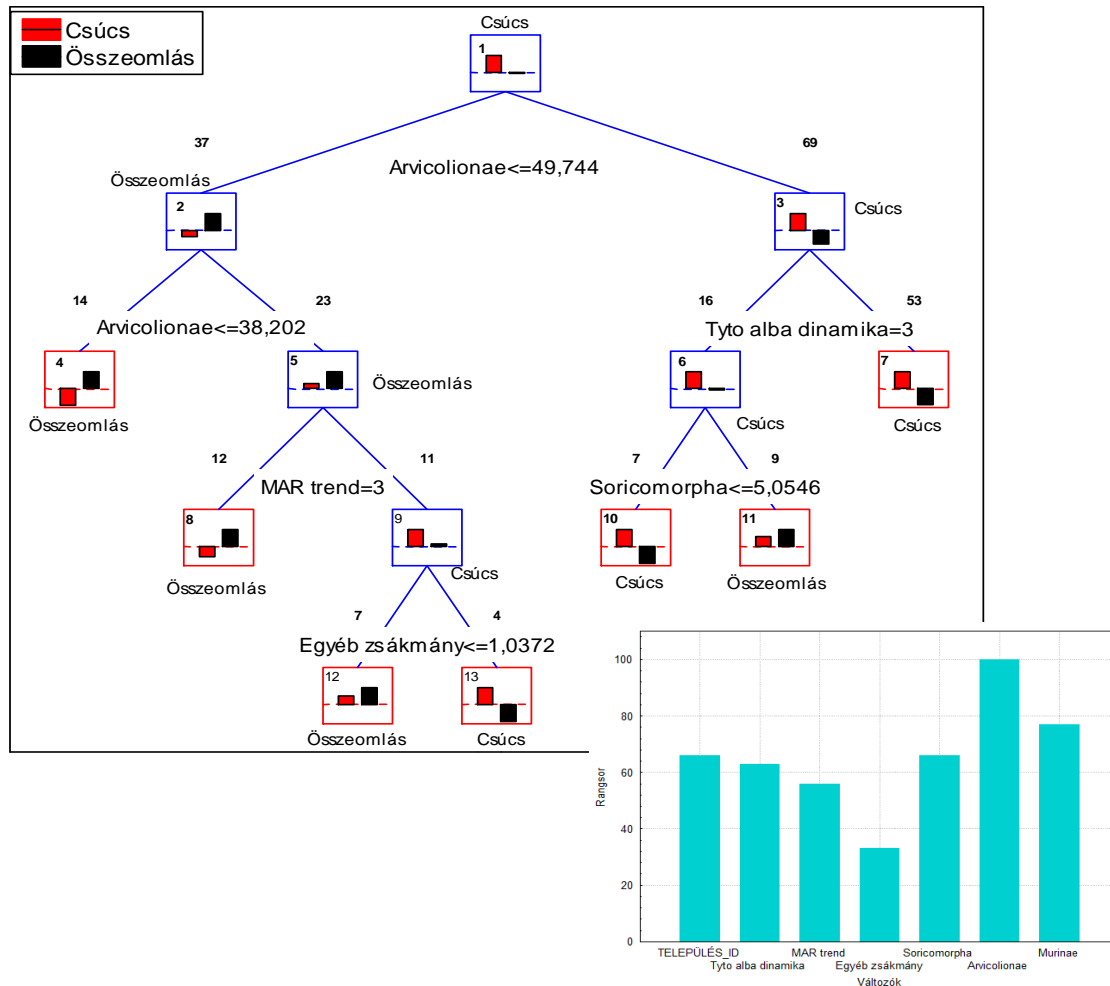
magába, így a két mintacsoport megoszlása ebben a végpontban inhomogén volt (csúcs 23.6%, összeomlás 0%;  $\chi^2 = 35.4, P < 0.001$ ) (17. ábra).



17. ábra: A regressziós fa módszerének eredménye az egérfajok figyelembe vételével

A továbbiakban 3 kisemlős csoport (cickányok, pocokfélék, egérfélék), valamint a nem a kisemlős prédafajokat összefoglaló egyéb zsákmánykategória gyakorisági viszonyainak meghatározó szerepét vizsgáltuk a fentebb is alkalmazott nominális változók mellett. Ebben az osztályozásban a regressziós fa struktúrájának alakításában a pocokfélék mennyisége volt leginkább meghatározó, hiszen a mezei pocok mennyiségének változása alapvetően meghatározta a minták csoportosítását. A fontossági rangsorban az egérfélék (Murinae) jelentették a második leginkább befolyást gyakorló változó csoportot, míg a cickányfélék és a települések különbségének fontossági értéke megegyezett. A kapott regressziós fa alapján az első vágási pontban a pocokfélék mennyisége osztotta ketté a mintákat. A baloldali ágba 24 minta került, melyek esetében az összeomlási időszakokat reprezentáló minták voltak többségben, míg a jobb oldali ágba csoportosult a minták legnagyobb része, ahol a csúcsidőszakok abszolút dominanciája volt jellemző. Mindkét ágon az eljárás tovább osztotta a mintákat. A jobb oldali ágban a következő vágást a gyöngybagoly állomány demográfiai szakaszait elkülönítő magyarázó változónak volt szerepe. Ezen a vágási szinten 33:16 arányban oszlottak meg a minták. A jobb oldali ágban, amely egyben végpont is, a csúcsidőszakok dominanciája volt jellemző (csúcs 72.2%, összeomlás 2.94%;  $\chi^2 = 63.84, P < 0.001$ ). A vágás során baloldalon maradt 16 minta közül az összeomlást reprezentáló minták voltak többségben, melyeket a cickányok mennyisége alapján bontotta tovább a rekurzív eljárás. Ennek során a jobb oldali ágon a regressziós fa két végpontja jött létre, melyek közül

a 10-es végpont kizárólag demográfiai csúcsokat elkülönítő mintákat tartalmazott, így a két mintacsoport megoszlása inhomogén volt (csúcs 9.72%, összeomlás 0%;  $\chi^2 = 14.58$ ,  $P < 0.001$ ). A 11-es végponton a mezei pocok összeomlásokat jelző minták aránya volt magasabb (csúcs 5.55%, összeomlás 14.7%;  $\chi^2 = 4.13$ ,  $P < 0.05$ ), melyeket a cickányok magasabb abundancia értéke jellemezte. A regressziós fa baloldali ágán az első vágás után ide került 27 minta további bontásában ismét a pocokfélék mennyiségének volt szerepe.

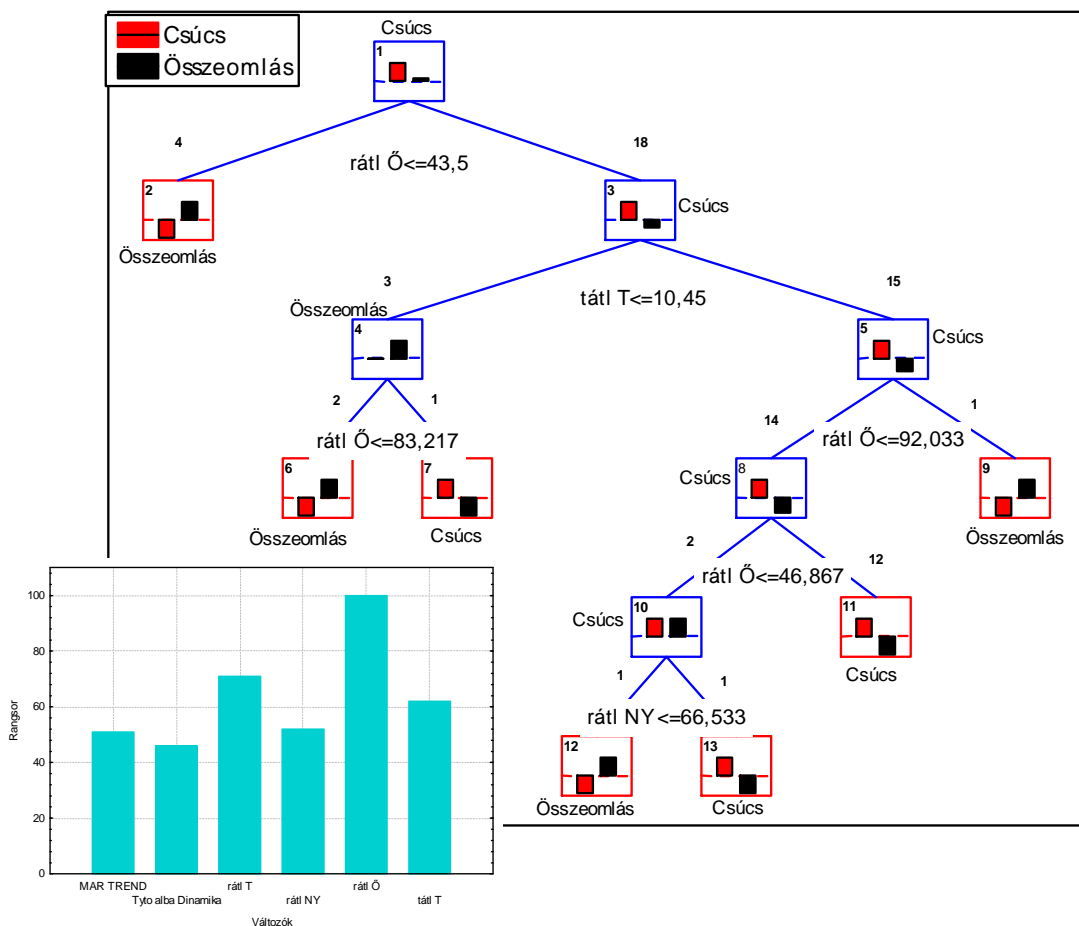


18. ábra: A regressziós fa módszerének eredménye a taxonok jelentőségének figyelembe vételével

A vágás során a jobb oldali ágat egyben végpontként (4) tudjuk értékelni, amely a mezei pocok összeomlását reprezentáló mintákat tartalmazott, amelyben a pocokfélék a mezei pocok hiánya miatt kisebb gyakorisági értékkel szerepeltek (csúcs 0%, összeomlás 41.1%;  $\chi^2 = 61.65$ ,  $P < 0.001$ ). Ezen a vágási szinten keletkező baloldali ág mintáinak további csoportosításában a mezei pocok demográfiai trendszakaszainak volt meghatározó szerepe. Az abundanciában magasabb értékű szakaszok a vágás után keletkezett baloldali végpontban (8) főként a csúcsidőszakok mintáit csoportosította (csúcs 2.77%, összeomlás 29.4%;  $\chi^2 = 22.04$ ,  $P < 0.001$ ). Kiemelendő eredmény, hogy az ezen a vágási szinten keletkező jobb oldali ágban elkülönülő mintákat az egyéb zsákmánytaxonok mennyisége alapján bontotta tovább a regressziós eljárás. Ennek során két végpont keletkezett, a baloldali 12-es végpont esetén a két különböző demográfiai időszakot elkülönítő minták arányának megoszlása homogén volt (csúcs 4.16%, összeomlás 11.7%;  $\chi^2 = 3.58$ ,  $n.s.$ ). Ezzel szemben a jobb oldali végpontban

(13) kizárólag csúcsokat reprezentáló minták voltak (csúcs 5.55%, összeomlás 0%;  $\chi^2 = 8.32$ ,  $P < 0.05$ ). (18. ábra).

Az időjárás tényezők hatását külön elemeztük, és mivel az időjárás paraméterek az adott évek különböző évszakait reprezentálták, ebben az elemzésben nem vettük figyelembe a részletes, települések szerinti adatsort, a 22 év adatait vittük be a regressziós fa analízisbe. Az időjárás tényezők vizsgálatában az elemzéshez nem használtunk folytonos változóként kisemlős abundancia adatokat. Ebben az osztályozásban a regressziós fa struktúrájának alakításában az őszi csapadék mennyiség átlaga volt a leginkább meghatározó, de nagyobb hatással volt még a téli átlagcsapadék mennyisége, valamint a téli átlaghőmérséklet értékei is. A minták osztályozását a *M. arvalis* trend és a települések csak kismértékben befolyásolták. A kapott regressziós fa alapján az első vágási pontban az őszi csapadék átlag mennyisége osztotta ketté a mintákat. A baloldali ágba 4 minta került, amelyek kizárólag az összeomlás időszakát reprezentálták, míg a jobb oldali ág 18 mintája közül a mezei pocok demográfiai csúcs időszakait elkülönítő minták száma 14 volt és a maradék 4 minta az összeomlási periódusokat jellemezte. A baloldali ág egyben végpont (2) is, amelyben az „a priori” csoportosítás alapján elkülönített két minta megoszlása inhomogén volt (csúcs 0%, összeomlás 50%;  $\chi^2 = 75$ ,  $P < 0.001$ ). A rekurzív módszer a jobb oldali ágat vágta tovább, amely második vágásként jelenik meg, ezen vágásnál a nyári átlaghőmérsékletnek volt hatása, amely 3:15 arányban oszlottak meg a minták. A baloldali ágban két végpont alakult ki, amelyek közül a legnagyobb számban az összeomlás időszakára estek a minták (6) (csúcs 0%, összeomlás 25%;  $\chi^2 = 37.5$ ,  $P < 0.001$ ).



19. ábra: A regressziós fa módszerének eredménye az időjárás paraméterek jelentőségének figyelembe vételével

A jobb oldalon a negyedik vágásnál az őszi csapadékmennyiség volt meghatározó, a minták elosztása során kialakult egy végpont (9), amelybe mindössze 1 összeomlás időszakát reprezentáló minta került (csúcs 0%, összeomlás 12.5%;  $\chi^2 = 18.75$ ,  $P < 0.001$ ). Az ötödik vágásnál ugyanúgy, mint a negyediknél az őszi csapadékmennyiség átlagának volt szerepe, amely alapján a jobb oldali ág egyben végpont (11) is, amelyben a két időszakot reprezentáló minták megoszlása teljesen inhomogén (csúcs 85.7%, összeomlás 0%;  $\chi^2 = 128.55$ ,  $P < 0.001$ ). Az utolsó vágást viszont már a nyári csapadék átlaga határozta meg, amely eredményeként két végpont alakult ki a minták 1:1 arányú megoszlásában. A baloldali végpontnál (12) az összeomlás (csúcs 0 %, összeomlás 12.5%;  $\chi^2 = 18.75$ ,  $P < 0.001$ ), míg a jobb oldali (13) végpont a csúcs időszakába eső (csúcs 7.14%, összeomlás 0%;  $\chi^2 = 10.71$ ,  $P < 0.01$ ) mintát tartalmazott (19. ábra). Az időjárási tényezők hatását vizsgáló elemzés azt mutatta, hogy leginkább a csapadék mennyiség és ezen belüli is az őszi csapadék hatása volt kimutatható.

17. táblázat: A többszörös regresszióanalíziseredménye az adott függő változó esetén, ahol valamely tényezőnek szignifikáns hatása volt

Függő változó/fajok	Független változó	Beta ( $\beta$ )	SE ( $\beta$ )	B	$r_{\text{parciális}}$	t	P
<i>M. arvalis</i> R=0.706; R <sup>2</sup> = 0.189; F=1.61 P = 0.213	téli átl. csapadék	0.558	0.416	0.431	0.349	1.342	n.s.
	nyári átl. csapadék	0.847	0.376	0.856	0.529	2.247	< 0.05
	őszi átl. csapadék	0.375	0.305	0.312	0.322	1.228	n.s.
	téli átl. hőmérséklet	-0.106	0.294	-1.729	-0.100	-0.362	n.s.
	nyári átl. hőmérséklet	0.416	0.469	6.099	0.238	0.887	n.s.
	őszi átl. hőmérséklet	0.105	0.311	1.726	0.093	0.338	n.s.
	téli min. hőmérséklet	0.271	0.275	1.394	0.263	0.984	n.s.
	PAI index	0.787	0.693	13.186	0.300	1.135	n.s.
<i>M. musculus</i> R= 0.651; R <sup>2</sup> =0.070; F= 1.19 P = 0.370	téli átl. csapadék	-0.520	0.306	-0.059	-0.582	-1.698	n.s.
	nyári átl. csapadék	-0.717	0.277	-0.106	0.283	-2.582	< 0.05
	őszi átl. csapadék	0.240	0.225	0.029	-0.190	1.064	n.s.
	téli átl. hőmérséklet	-0.151	0.216	-0.361	-0.536	-0.698	n.s.
	nyári átl. hőmérséklet	-0.793	0.345	-1.712	-0.205	-2.293	< 0.05
	őszi átl. hőmérséklet	-0.173	0.229	-0.418	-0.490	-0.755	n.s.
	téli min. hőmérséklet	-0.412	0.203	-0.311	-0.105	-2.029	n.s.
	PAI index	-0.194	0.510	-0.480	-0.582	-0.381	n.s.
Pocokfélék (Arvicolinae) R=0.710; R <sup>2</sup> = 0.19; F= 1.65 P = 0.202	téli átl. csapadék	0.534	0.413	0.401	0.337	1.293	n.s.
	nyári átl. csapadék	0.818	0.374	0.804	0.518	2.184	< 0.05
	őszi átl. csapadék	0.410	0.303	0.331	0.350	1.350	n.s.
	téli átl. hőmérséklet	-0.102	0.292	-1.620	-0.097	-0.351	n.s.
	nyári átl. hőmérséklet	0.400	0.466	5.694	0.231	0.857	n.s.
	őszi átl. hőmérséklet	0.119	0.309	1.908	0.106	0.387	n.s.
	téli min. hőmérséklet	0.298	0.273	1.492	0.289	1.090	n.s.
	PAI index	0.759	0.688	12.374	0.292	1.102	n.s.

A többszörös regressziós vizsgálat módszerével külön vizsgáltuk az egyes függő változókat és a rendelkezésünkre álló időjárási paraméterek (téli, őszi, nyári átlagos csapadékot, átlaghőmérsékletet, téli minimum hőmérsékletet és a Pálfai - féle aszályindex) közötti korrelációt, amely során a fenti időjárási tényezőket együttesen vettük figyelembe az elemzésben. Az időjárási paraméterek közvetlen hatását nagyon kevés esetben tudtuk bizonyítani a többszörös regresszióval (17. táblázat). A fajok közül a mezei pocok és a házi egér esetében kaptunk magasabb többszörös korrelációs koefficiens értéket (R), azonban a determinációs együttható (R<sup>2</sup>) szignifikanciáját vizsgáló F statisztika eredménye nem bizonyította a változók közötti összefüggést, vagyis a statisztika nullhipotézise igaz, a

statisztika nem bizonyított, hogy a fajok abundancia értéke függ az időjárási változóktól. Mind a két faj esetében azonban a többszörös regressziós vizsgálat részletes eredményei mutatták, hogy a mezei pocok esetén a nyári átlagos csapadékmennyiségnek, míg a házi egér esetén a nyári átlagos csapadékmennyiségnek és a nyári átlaghőmérsékletnek van meghatározó szerepe, amit a becsült magasabb standardizált regressziós együttható ( $\beta$ ), valamint a parciális korrelációs értéke és ennek nullától történő eltérését tesztelő t-próba szignifikáns eredménye mutatott. Az eredmények alapján a mezei pocok abundancia és a nyári átlagos csapadékmennyiség között pozitív összefüggés volt, míg ez az időjárási tényező a házi egér mennyiségét negatívan befolyásolta. Ugyanakkor a házi egér mennyisége és a nyári átlaghőmérséklet között pozitív összefüggést mutatott a becsült regressziós együttható és a számított parciális korrelációs koefficiens értéke (17. táblázat).

A magasabb taxon kategóriák, illetve élőhely használat alapján elkülönített kismélt csoportok közül egyedül a pocokfélék (Arvicolinae) esetében kaptunk értékelhető eredményt, amely hasonló volt a mezei pocoknál kapott értékhez. Ez nem meglepő, mivel a pocokfélék legnagyobb részét a gyöngybagoly főtáplálékát a kártevő mezei pocok tette ki. Ebben az esetben is a többszörös korrelációs koefficiens és determinációs együttható alacsony értéke nem támasztotta alá, hogy a függő változónkat befolyásolják az időjárási tényezők, amit a nem szignifikáns F statisztika értéke is mutat. Emellett hasonlóan a két előző fajhoz, a magas becsült standardizált regressziós együttható (meredekség), illetve a parciális korrelációs koefficiens szignifikánsnak bizonyult az átlagos nyári csapadékmennyiség vonatkozásában. (17. ábra).

## Összefoglalás

A bagolyköpet vizsgálatok, mint a kisméltok elterjedésének feltérképezésében alkalmazott indirekt módszer, alkalmas a kisméltok abundancia viszonyaiban megjelenő változások összehasonlító vizsgálatára is.

A kisméltok fajösszetételének és mennyiségi változásainak értékelését Baranya megyében a Bóly Zrt. működési területén reprezentáló 16 településről származott adatok felhasználásával végeztük, amely 22 évet foglalt magába. Ezekről a településekről a teljes időszakot tekintve összesen 219 minta került begyűjtésre, melyek összesen 5220 db köpetet tartalmaztak, melyből 12695 kismélt került azonosításra. Az alapadatok alapján mind a fajok, mind a taxonok esetében meghatároztuk a relatív abundancia értékeket. A legtöbb köpetet Villány és Virágos településről sikerült begyűjteni. A legmagasabb átlagos köpetség Virágos településről származott.

Az összevont adatokból kapott relatív gyakorisági értékek időbeli ábrázolását követően elkülönítettük azokat az éveket, amelyeknél az abundancia maximum, illetve minimumértéket vett föl, amelyek a mezei pocok demográfiai változásában nagy valószínűséggel a csúcspontokat és az összeomlás időszakait reprezentálták. Továbbá a 22 éves demográfia mintázat során 5 szakaszt különített el a mezei pocok demográfiai mintázatában, valamint a gyöngybagoly állomány trendszakaszait is elkülönítve csoportosítottuk a mintavételi éveket. Így ezeket trendszakaszokat magyarázó változóként vettük figyelembe a minták osztályozásában.

A fajok, genusok abundanciájának, illetve a faj gyakorisági viszonyait kifejező közösségi ökológiai paraméterek értékeinek a megoszlását a mezei pocok mintázatában elkülönített demográfiai csúcspont és összeomlás periódusainak összehasonlításában vizsgáltuk. A vizsgálat során megállapítottuk, hogy valódi egerek (*Mus* genus) és az erdei egerek (*Apodemus* genus) esetén a relatív abundancia érték szignifikánsan magasabb az összeomlás időszakában, vagyis a gyöngybagoly e két egércsoport fajaival kompenzálja a mezei pocok hiányát. A cickányok (*Sorex* genus, *Crocidura* genus) esetén viszont nem volt szignifikáns

különbség a két időszak összehasonlításában, amely eredmények azt mutatták, hogy a vizsgált mezőgazdasági környezetben a cickányoknak a pocokokhoz és az egerekhez viszonyítva alárendelt szerepe van a gyöngybaglyok táplálék-fogyasztásában.

A kisméltóság közösségek diverzitása (Shannon-, Simpson-index) az összeomlás időszakban szignifikánsan magasabb volt, mint mezei pocok bőség idején, ami arra vezethető vissza, hogy a gyöngybagoly ilyenkor több alternatív prédefajt fogyaszt. Az egyenletesség esetében is szignifikáns különbség volt a mezei pocok két demográfiai időszak összehasonlításában, mivel az összeomlás periódusaiban a mezei pocok alacsony gyakoriságának következtében a gyöngybaglyok táplálék-összetételében több faj jelenik meg hasonlóan magasabb gyakorisági értékekkel, így ezek gyakorisági megoszlása egyenletes, nincs kiugró, nagy dominanciaértékű faj. Ezzel ellentétben a mezei pocok nagy mennyiségű fogyasztása esetén (csúcs időszakok) a diverzitás csökkenése mellett az egyenletesség mértéke is kisebb.

A regressziós fa alapját a mezei pocok demográfiai mintázatában elkülönített időszakok a csúcs és az összeomlás adta, a magyarázó és folytonos változók segítségével pedig osztályoztuk a mintáink megoszlását. Az időjárás hatásainak vizsgálatánál nem használtunk fel kisméltóság abundancia értékeket, így a mintáink megoszlását az időjárási tényezők határozták meg, ennek tükrében az őszi csapadék mennyiség átlaga volt a legnagyobb befolyással, a téli átlagcsapadék mennyisége, valamint a téli átlaghőmérséklet értékei is befolyásolták a minták csoportosítását. Az egerek esetén, a figyelembe vett változók csoportosító szerepének rangsorában, a legnagyobb arányban az erdei egerek csoportja vett részt, valamint a güzüegér, az igazi egerek *genusa* (*Mus sp.*) és a pirók erdeieger. Az egyéb taxonok hatásának vizsgálata esetén pedig a pocokfélék (*Arvicolinae*) voltak nagyobb hatással, mivel a mezei pocok mennyiségének változása alapvetően meghatározta a minták osztályozását. A regressziós fa analízis is bizonyította, hogy a mezőgazdasági környezetben

Többszörös regressziós vizsgálat során az időjárási tényezők hatását vizsgáltuk, azonban mindössze 3 függő változó esetén, a mezei pocok, házi egér, valamint a taxonok közül a pocokfélék esetében kaptunk értékelhető eredményt. A két fajra vonatkozó részletes eredményei azt mutatták, hogy a mezei pocok mennyiségének változására a nyári átlagos hőmérsékletnek, míg a házi egér esetén a nyári átlagos csapadékmennyiségnek és a nyári átlaghőmérsékletnek van meghatározó szerepe.

A vizsgált mezőgazdasági környezetre vonatkozóan, a bagolyköpet analízis hosszú távú adatsort biztosított a kisméltóságok minőségi és mennyiségi adatainak változását tekintve. Értékelhetővé vált a mezőgazdasági kártevő mezei pocok demográfiai változása, illetve ennek hatása a gyöngybaglyok táplálék-fogyasztására. Kimutattuk, hogy a mezei pocok mellett az a különböző egérfajok nagyarányú megjelenése jellemző a vizsgált területen, a baglyok táplálkozásában a szerepük nagyobb, mint a rovarevő cickányoké. Ezek az eredmények azt sugallják, hogy a mezei pocok a kártétele mellett az erdeiegerék és a güzüegér kártétele is potenciális lehet nagyobb sűrűségű demográfiai periódusok esetén.



# Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére

## Bevezetés

Az ember tájhasználatára és ezen belül a nagy mennyiségű műtrágya és peszticid alkalmazásával az intenzív mezőgazdálkodás jelentős mértékű hatást gyakorol a biodiverzitásra. A mezőgazdaság terjeszkedése és intenzitásának növekedése a természetes és természetközeli élőhelyek fragmentációját és visszaszorulását okozta, amely jelentősen csökkentette a vadon élő populációk fennmaradását és közösségi szinten jelentős mértékű diverzitáscsökkenéshez vezetett. A tájléptékű változások szempontjából, mint az élőhely vesztés, degradáció, elszigetelődés és az egyszerűsített vetésciklus jelentősen veszélyeztetik az agrárterületek fajgazdagságát. A mezőgazdaság intenzitásának hatására a növekvő fragmentációból eredő foltméret csökkenés és az izoláció mértéke tovább súlyosbítja a természetes élőhelyek elvesztésének hatását.

A kisemlős közösségek egy adott élőhelyi környezetben nem random együttesek, mivel a fajok táplálék szükséglete és az élőhelyek minőségének különbsége, ami a rendelkezésükre álló források mennyiségét és minőségét meghatározza, továbbá a fajok közötti interakciók, mint a kompetíció és a predáció jelentősen befolyásolják a fajok együttélését. Mezőgazdasági környezetben a különböző ültetvények és természetközeli élőhelyek mozaikja, illetve az emberi tevékenység során kialakuló foltösszetétel szerkezete és diverzitása jelentősen befolyásolta a közösségek összetételét és a fajok mennyiségi viszonyait. Mint ahogy a természetközeli élőhelyekben domináló ökoszisztémákban (pl. erdők, vizes élőhelyek), az ökológiai funkcióik következtében az agrokultúrákban is kiemelt fontosságú indikátor szervezetek a kisemlősök. Különös tekintettel a nagy abundanciájú, gradációra hajlamos rágcsálók pozitív vagy negatív hatással lehetnek a mezőgazdasági területekre. Pozitív hatásként emelhetjük ki a talaj levegőztetésében, a gyomok és rovarok fogyasztásában játszott szerepüket, valamint fontos terjesztői az ektomikorrhizáknak, mellyel így hozzájárulnak a növényi közösségek produktivitásának és diverzitásának növeléséhez. Továbbá a kisemlősök, főként a nagy tömegességű kártevő fajok (pl. mezei pocok) a fő táplálékba zást jelentik a ragadozó madarak és az emlős ragadozók számára, így hozzájárulnak a magasabb trofikus szintet képviselő fajok fennmaradásához és túléléséhez. Ugyanakkor negatív hatásként kell kiemelni a rágcsálók, különös tekintettel a pocokfélék okozta mezőgazdasági kárt. További negatív hatásként kell kiemelni a gyomnövény magok, illetve a számos kórokozó terjesztését.

A tájszerkezet különbségeit, a tájhasználatban bekövetkező hatását számos tanulmány a gyöngybagoly, *Tyto alba* (Scopoli 1769) köpetanalízis alapján vizsgálta, mivel nagyobb térbeli skálára vonatkozóan könnyebben és gyorsabban tudunk kisemlős adatot gyűjteni ezen indirekt módszer alapján, s mivel a baglyok sikeresebb vadászok, ez a módszer kompenzálja a hagyományos kisemlős csapdázás alacsony detektálási sikerét, valamint e módszerrel alkalmas adatsorok gyűjthetők a hosszabb távú időbeli változások elemzéséhez is. A köpetvizsgálatok eredményeinek alkalmazhatóságával kapcsolatban felmerül, hogy a gyöngybagoly, mint opportunistá ragadozó mennyire tudja visszatükrözni a zsákmányfajok abundancia viszonyait. A csapdázások és a köpetelemzések párhuzamos vizsgálatai alapján nincs általános egyetértés abban, hogy a baglyok random mintázzák a zsákmányukat, mivel nincsenek ismereteink a tényleges, valós zsákmány abundanciáról. A prédafajok random

vadászatának mintázatára vannak számítógépes szimulációs eredmények, melyek szerint a zsákmányfajok eloszlása a köpetekben tükrözheti a random vadászatot, azonban a különböző méretű prédák esetén a vadászat eredménye eltolódhat a nagyobb méretű zsákmány fogyasztásának irányába. A különböző érvekből, ismerve a két technikához kapcsolódó torzításokat, a kisemlős közösségek vonatkozásában a tájszintű változásokhoz kapcsolódó általános trendek vizsgálatában a gyöngybagoly köpetelemzése megfelelő képet adna a valóságról.

Jelen dolgozat témája az NBmR III. projektjéhez kapcsolódik, melynek legfőbb célja hogy egy adott monitorozó objektum, mint pl. a kisemlősök vonatkozásában kapott adatok elemzését tájleptékben végezze és vizsgálja, hogy az esetleges tájszintű változások (összetétel, szerkezet, az egyes tájelemek ezek által meghatározott funkciója) mennyiben indikálhatók a kisemlősök összetételének, a kimutatott kisemlős közösségek kvalitatív és kvantitatív változásával. Ezt a problémát abban a megközelítésben vizsgáltuk, hogy a gyöngybagoly költőhelyei, mint a települések körül megtalálható élőhelyfolt összetétel vizsgálatával agrárterület dominanciájú, így szárazabb jellegű, és ezzel szemben vizes területekben gazdagabb élőhely mozaikokat hasonlítottunk össze. Ennek megfelelően dolgozatunk témája az eltérő tájhasználat hatásának elemzésében a kisemlősök, mint megfelelő környezeti indikátorok válaszát teszteli, tájökológiai vizsgálatok alapján. Feltételezésünk szerint a természetközeli vizes élőhelyekben gazdagabb foltösszetételben mind a fajösszetételt, mind a diverzitást tekintve eltérő kisemlős közösségi összetételt várunk, mint a mezőgazdasági terület dominanciájú, vizes élőhelyekben szegényebb tájösszetétel esetén. E problémafelvetésből kiindulva elemeztük az itt kimutatott kisemlős közösségek mennyiségi viszonyait, illetve a közösségeket jellemző kvantitatív adatok és a vizsgálatba bevont települések közötti tájmintázat összefüggéseit.

## **Célkitűzések és hipotézisek**

A térszála korábbi elemzésének eredményeit felhasználva jelen tanulmányban kiválasztott települések tájmintázatának részletes elemzése, a tájszerkezetet leíró paraméterek, és az innen származó kisemlős adatok közötti korreláció feltárása volt a célunk. A vizsgálathoz a 15 baranyai településből álló adatsorunkból 7 agrár dominanciájú és 8 természetközeli élőhelyben gazdag települést választottunk. Míg másik felosztás szerint a Drávához viszonyított távolság alapján a Dráva és az intenzíven művelt területek közötti gradiens mentén értékeltük a kisemlősök abundancia változását, illetve a mennyiségi adatok és a tájstruktúrát leíró paraméterek összefüggéseit. A két megközelítés alapján azt vizsgáltuk, hogy a gyöngybagoly köpetvizsgálat, mint indirekt módszer igazolja-e azt a feltételezésünket, hogy a természetközeli vizes élőhely dominanciájú foltmozaikok kisemlős faunája diverzebb, mint az agrokultúrákban gazdagabb területeken. Általánosítva a fenti problémát, azt vizsgáltuk, hogy a tájmintázat eltérése mennyiben befolyásolja a kisemlősök bagolyköpetekből kimutatható mennyiségi viszonyait.

A problémafelvetés alapján a következő célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- A foltmintázat és kisemlős összetétel mennyiségi adatainak vizsgálata az agrárjellegű és természetközeli foltmozaikok összehasonlításában.
- A kisemlős közösségek diverzitási paramétereinek elemzése a vizsgált tájegységek foltmintázatának függvényében.
- A tájmintázatot leíró paraméterek és a kisemlősök tömegessége közötti korreláció vizsgálata.



A probléma- és kérdésfelvetés alapján a következő hipotéziseket fogalmaztuk meg:

H1<sub>0</sub>: A települések két különböző csoportosítását tekintve a bagolyköpetekből kimutatott kisméltősök tömegességi megoszlása homogén.

H1<sub>A</sub>: A környezeti heterogenitás függvényében (agrokultúra vs természetközeli foltdominancia, Drávától számított távolság) a kisméltősök mennyiségi adatai különböznek.

H2<sub>0</sub>: A gyöngybagoly táplálékából kimutatott kisméltős közösségek jellemző paraméterei, valamint a fajok kvantitatív értékei nem függnak az élőhely mozaikok összetételétől, a bagoly, mint jól repülő predátor zsákmányolása során kiegyenlíti a különböző foltok táplálék-kínálatában feltételezett különbségeket.

H2<sub>A</sub>: A költőhely környezetét leíró tájmetriai változók korrelálnak a kisméltősök tömegességi adataival és a fajgazdagságot leíró paraméterekkel.

A hipotézisek alapján a következő predikciókat fogalmaztuk meg:

- A vizes élőhelyek és agrárterületek eltérő dominanciája alapján elkülönített települések körüli eltérő tájmintázat következtében a köpetekből kimutatott kisméltős összetétel is eltérő.
- A magasabb foltdiverzitású élőhelymozaik magasabb diverzitású kisméltős közösség megjelenését és fennmaradását teszi lehetővé.
- Az egyes jellemző élőhelytípus mennyiségi változása meghatározza, illetve korrelál az adott élőhelyre jellemző kisméltős faj gyakoriságával.
- A két különböző foltmozaik összehasonlításában a természetközeli, vizes élőhely jelleget meghatározó foltoknak, illetve tájindexeknek van nagyobb jelentősége a köpetekből indirekt úton kimutatott kisméltős közösség összetételére, illetve a közösségen belüli, elsősorban vizes élőhelyeket preferáló fajok gyakoriságára.
- A Drávától az intenzíven művelt tájig figyelembe vett gradiens mentén különbözik az élőhelyspecifista fajok abundancia értéke, illetve csökken a mérhető diverzitás.

## **Anyag és módszer**

### **A mintavétel lokalitása, a felhasznált minta**

A vizsgálathoz felhasznált adataink a 2006 és 2008 között Baranya megye 15 településéről begyűjtött bagolyköpetekből származnak. Ez 136 mintát jelent, melyek összesen 1370 db bagolyköpetet tartalmaztak (1. táblázat). Vizsgálatainkhoz úgy választottuk ki a településeket, hogy a települések egy részén, a település belterülete körüli élőhelymozaik elsősorban mezőgazdasági jellegű területeket tartalmazott, míg a települések másik csoportja a kisvizekben, csatornáknak, illetve a vizes élőhelyek arányában gazdagabb foltösszetételű gyöngybagoly vadászterületet reprezentált. Tehát 7 agrárterület és 8 vizes jellegű, természetközeli élőhelyben domináns települést választottunk ki a tájmintázat részletes értékeléséhez (1. ábra).

Emellett egy másik csoportosításban is megvizsgáltuk a településeket: az egyes mintaterületeket az alapján különítettük el egymástól, hogy milyen messze helyezkednek el a Drávához viszonyítva.

1. táblázat: A vizsgált települések minta- és köpet-, törmelékszám, illetve élőhely jelleg szerinti csoportosítása

Települések	Élőhely jellege	Táj szerint	Mintaszám (db)	Köpetek (K) és törmelék (T) (db)
Baranyahidvég	A	DMS	14	114
Gerde	A	MTBD	7	43
Marócsa	A	DMS	7	91
Monyoród	A	MTBD	3	40
Páprád	A	DMS	12	133
Vajszló	A	DMS	16	152
Velény	A	MTBD	10	99
Baranyaszentgyörgy	T	MTBD	4	40
Bogdása	T	Dráva	25	234
Drávafok	T	Dráva	16	172
Markóc	T	Dráva	3	36
Matty	T	Dráva	3	27
Sumony	T	DMS	10	86
Szőke	T	DMS	3	35
Vejtő	T	Dráva	3	68

A: agrárterületekben domináns mozaikfoltok

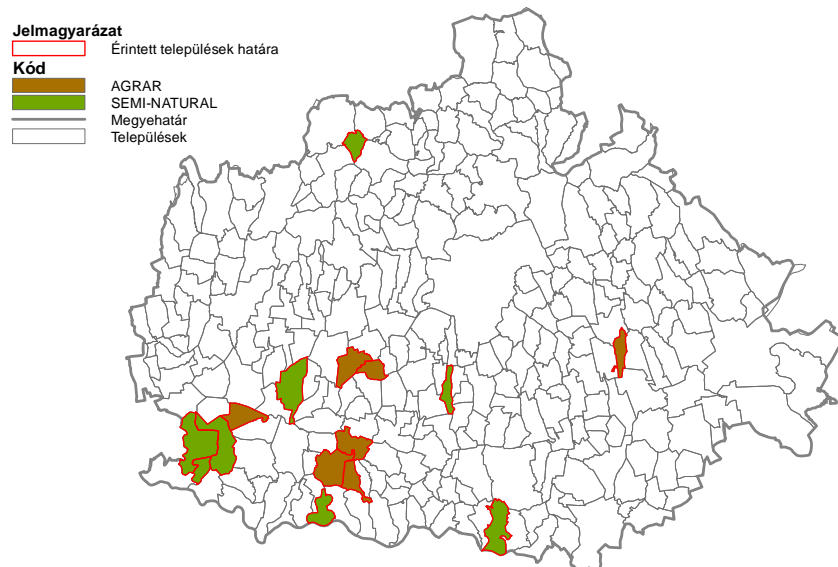
T: természetközeli élőhelyekben domináns mozaikfoltok

Dráva: a Drávához közel található települések

DMS: a Drávamenti-síkság területén található települések

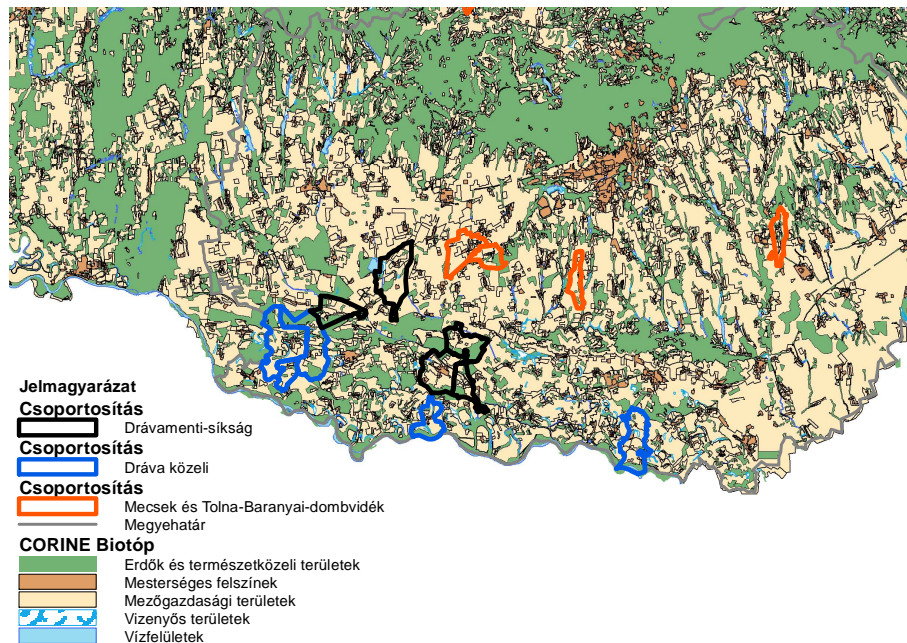
MTBD: a Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék területén található települések

Azt feltételeztük, hogy a Dráva menti ökológiai folyosót érintve, illetve ettől északra távolodva az egyre intenzívebb mezőgazdasági művelés alatt álló területek irányába a terület használat, és így a tájmintázat markánsan változik.



1. ábra: A vizsgálatba bevont 15 település, mint gyöngybagoly költőhely vizsgált foltmintázatának elhelyezkedése Baranya megyében

Ez alapján a három csoport a következő: Dráva (azaz a Drávához legközelebb eső települések), a Drávamenti-síkság (DMS) illetve a Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék (MTBD) területén elhelyezkedő települések (2. ábra).



2. ábra: A vizsgálatba bevont 15 település, táj szerinti csoportosításban

A bagolyköpet adatainkat Microsoft Access adatbázisban tároltuk, ahol megtalálhatók a köpetminták paraméterei (minta kódja, település, dátum, gyűjtő, határozó, köpetszám, minta típusa, időszak, nemzeti park), illetve a részletes fajlista (minta kódja, fajkód, csak az egész köpetekből kimutatott egyedszám (K), a törmelékes anyagból kimutatott egyedszám (T), valamint a két egyedszám összesítése (K+T)). Az adatbázis rendszerünkben a köpetekből származó részletes kisemlős adatokat tartalmazó táblák, és Magyarország település adatbázisát tartalmazó tábla közötti kapcsolat teszi lehetővé adataink térinformatikai elemzését.

#### A köpetminták határozási metodikája

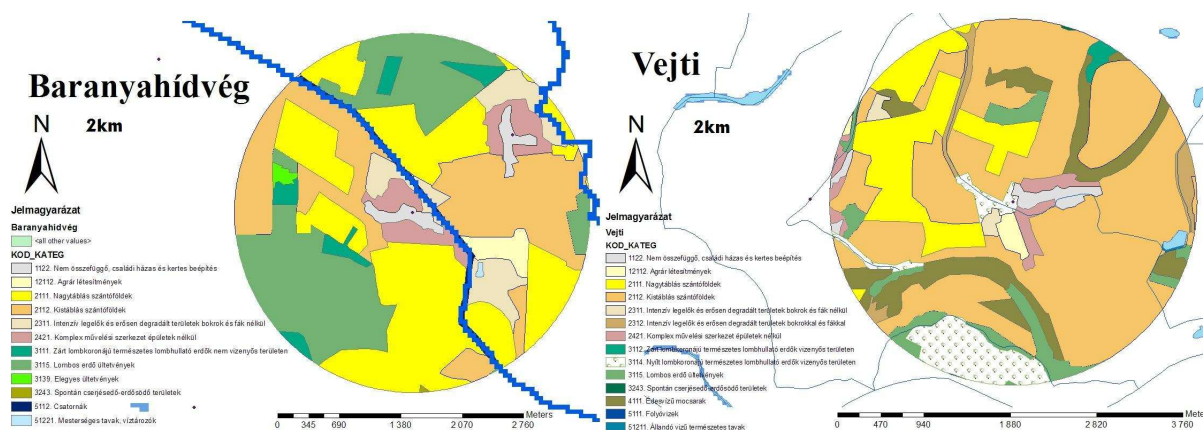
A gyűjtött köpetanyag egész köpeteket, valamint sok esetben köpettörmelék is tartalmazott. A határozások Schmidt (1967), Ács (1985) és Ujhelyi (1994) munkáját felhasználva koponyabélyegek és fogazat alapján történtek. A *Neomys* fajokat, mint a közönséges vízicickány, *Neomys fodiens* (Pennant 1771) és a Miller-vízicickány, *Neomys anomalus* (Cabrera 1907) több határozó az alsó állkapocs koronanyúlvány magasságának mérésével különíti el. De biztos elválasztásuk koponya-morfometriai módszerekkel lehetséges. Az *Apodemus* genuson belül a *Sylvaemus* subgenusba tartozó közönséges erdeieger, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus 1758), sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis* (Melchior 1834) és kislábú erdeieger, *Apodemus microps* (Kratohvíl & Rosicky 1952) fajokat erdei egerek (*Apodemus spp.*) néven foglaltuk össze. Ha olyan csontmaradványt találtunk, amely alapján a pirók erdeieger, *Apodemus agrarius* (Pallas 1771) egyértelmű elkülönítése sem volt biztos, *Apodemus sp. indet.* megnevezéssel került regisztrálásra. A *Mus* genus hazánkban előforduló két fajtát, a házi egeret, *Mus musculus* (Linnaeus 1758) és a güzüegeret, *Mus spicilegus* (Petényi 1882) a zygomatikus ív aránya alapján különítettük el (Macholán

1996, Cserkész *et al.* 2008), ha ezek hiányoztak a koponyáról vagy csak mandibulát találtunk, akkor a genus nevet adtuk meg (*Mus spp.*).

A közép- és nagytájakra összesített, valamint az összehasonlító statisztikai elemzésbe bevont zsákmánylisták 24 komponensből álltak. A határozások során minden határozó törekedett az egyes fajok (taxonok) egyedszámának pontos meghatározására is, amely során azt a Kalivoda (2003) által fontosnak tartott általános gyakorlatot követte, hogy az egyes fajok egyedszámát köpetenként (a törmeléket egy egységként, egyben értelmezve) kell elkülöníteni, és az egyedszámot – amennyiben azonos fajhoz tartozó, eltérő számú csontanyagot tartalmaz a vizsgált anyag – a legmagasabb számban kell meghatározni.

### Adatfeldolgozási módszerek

A gyöngybagoly költőhelyek, mint települések körüli tájmintázatok értékeléséhez a CORINE Land Cover 1:50000 méretarányú felszínborítású térképét használtuk fel. A tájmintázat értékelésénél az egyik legfontosabb szempont a megfelelő térskála kiválasztása. Amennyiben a gyöngybagoly táplálék-összetételét, illetve vadászati sikerét vagy esetünkben az indirekt kimutatott kisméltős adatok tájmintázat szerinti eloszlását kívánjuk vizsgálni, figyelembe kell vennünk, hogy mekkora a gyöngybagoly mozgáskörzete, vadászterülete. Taylor (1994) szerint a gyöngybagoly mozgáskörzete 200 és 700 ha között változik, valamint a szakirodalom szerint a gyöngybagoly költési időben 3 km<sup>2</sup>-es területen belül szerzi a zsákmányállatait (Taylor 1994, Shawyer & Shawyer 1995). Ennek alapján a gyöngybagoly költési sikerének tájmintázat függő értékelésében Bond *et al.* (2005) 1 km sugarú területeket jelölt ki mintaegységeknek, de ez a publikáció is megkérdőjelezte ennek a térléptéknek az alkalmasságát, így javaslatot tett a térskála növelésére. Esetünkben azonban nemcsak a költési időszakból származó köpetek adatait értékeltük, hanem egész éves időszakokra összevont adatsorokat használtunk fel az elemzésekhez. Korábbi munkánk során hat különböző térlépték alkalmasságát teszteltük. A települések középpontja körül mintavételi egységeknek 0,5 – 1 – 1,5 – 2 – 2,5 – 3 km sugarú területeket jelöltünk ki, melyek közül a 2 km-es térlépték bizonyult a legalkalmasabbnak (Mánfai 2011), így jelen dolgozatban már a 2 km sugarú foltokkal dolgoztunk (3. ábra). A CORINE felszínborítási adatbázis alapján a 15 vizsgált település foltmintázatának értékelésére összesen 41 különböző folt típus jelent meg a lehatárolt mintaegységek alapján.

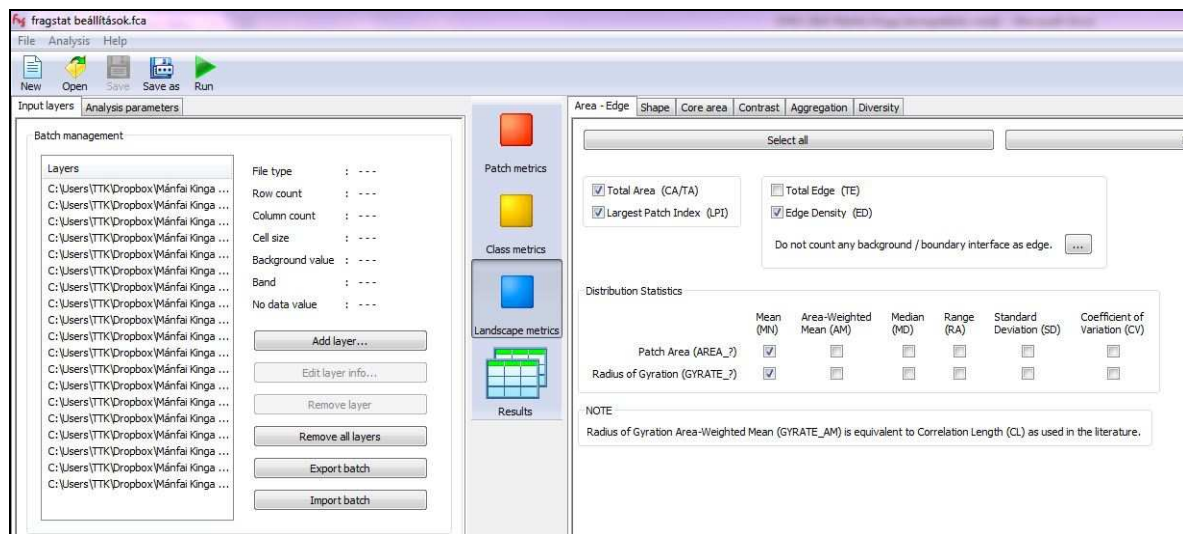


3. ábra: A 2 km sugarú puffer terület alapján képzett felszínborítási mintázat szemléltetése (Baranyahídvég, Vejtő)

A gyöngybagoly köpetekből indirekt módon kimutatott kisméltős közösségek összehasonlító értékelésében azonban ez a foltlépték túl részletes: mivel a gyöngybagoly jól repülő predátor,

átrepüli a foltokat. Bizonyos élőhelytípusokban, mint a különböző erdőfoltokban nem vadászik, így semmiképpen nem ad ezzel a finom foltléptékre durvaszemcsés (coarse grained) választ. Másrészt a többváltozós statisztikában sem célszerű ilyen sok, a foltösszetételre vonatkozó változót felhasználni a kisemlősök indirekt módon kimutatott abundancia viszonyainak tájmintázat függő értékeléséhez. Emiatt a gyöngybagoly vadászstratégiája nem igényel ilyen szintű részletességet, aminek okán a 20 fő foltkategóriát vettük figyelembe az elemzésekhez.

A CORINE foltterkép alapján, a figyelembe vett foltok arányának, mint a tájmintázat legfőbb változói mellett az agrár, szárazabb jellegű, illetve a vizes élőhelyekben domináns települések tájmintázatának értékeléséhez különböző tájindexeket is meghatároztunk. A megadott tájindexeket a tájökölógiai elemzéseknel alkalmazott FragStats 4.2 program (McGarigal & Marks 1995) algoritmusai alapján számítottuk (4. ábra).



4. ábra: A fent megnevezett táj- és folt szintű tájmetriákat a Fragstats 4.2 verziójával számítottuk ki

Az általunk elkülönített agrár- és természetközeli élőhelyekben domináns területek statisztikai összehasonlításához egyrészt a figyelembe vett 20 összevont folt típus relatív arányát, másrészt a tájindexek értékeit használtuk fel. A tájösszetétel és a tájmetriai adatok esetében a statisztikai elemzés során az adatsorok normalitás tesztjét (Shapiro-Wilk-teszt) követően nemparaméteres próbákat, két minta (agrár vs természetközeli foltokban gazdag területek) esetén Mann-Whitney U tesztet, illetve a három területcsoportosításnál (1. Dráva, 2. DMS, 3. MTBD) Kruskal-Wallis-tesztet alkalmaztunk (ZAR 2010).

Az abundancia viszonyok statisztikai értékelését a két területcsoport összehasonlításában Mann-Whitney U teszt, míg a három területcsoport esetén Kruskal-Wallis ANOVA alapján végeztük (ZAR 2010). A statisztikai teszteket a fő zsákmány kategóriákat összefoglaló nagyobb taxonómiai csoportok (cickányfélék - Soricidae, pocokfélék - Arvicolinae, egérfélék - Murinae), a két különböző összetételű foltmozaikot tartalmazó vadászterületek élőhelyi minőségének jellemzésére alkalmas genusok (pl. Sorex, Crocidura, Apodemus, stb.), valamint külön, az egyes karakter fajok mennyiségének összehasonlításában futtattuk le. A kisemlős közösségek összetételének tájleptékű elemzésében fontosnak tartottuk, hogy a kisemlős fajokat az élőhelyi preferencia alapján is csoportosítsuk, a következő csoportokat definiálva:

- Mezőgazdasági területeken előfordulók: *Microtus arvalis*, *Microtus subterraneus*, *Apodemus agrarius*, *Mus spicilegus*, *Mus sp.*

- Emberközeli élőhelyeken megtalálhatóak (synantrop környezet): *Mus musculus*, *Rattus norvegicus*, *Rattus rattus*, *Rattus sp.*
- Nyílt száraz területeket kedvelők: *Crocidura leucodon*, *Crocidura suavolens*, *Microtus subterraneus*, *Apodemus agrarius*.
- Nyílt vizes élőhelyeken előfordulók: *Sorex araneus*, *Sorex minutus*, *Neomys fodiens*, *Neomys anomalus*, *Microtus agrastis*, *Arvicola terrestris*, *Micromys minutus*.
- Erdő, erdőfragmentumok, fás területeken élők: *Apodemus indet.*, *Apodemus sp.*, *Apodemus agrarius*, *Muscardinus avellanarius*, *Myodes glareolus*, *Sorex araneus*.

A továbbiakban kisemlős közösségek diverzitásbeli különbségével, illetve a tájmintázat elemzésére kijelölt vadászterületek foltdiverzitásának, a bagolyköpetekből indirekt módon kimutatott kisemlősök diverzitására gyakorolt hatásával foglalkoztunk. Mind a kijelölt területeken jellemző kisemlős közösség, mind a foltösszetétel vonatkozásában a fajszám, illetve a foltszám megadása mellett négy közösségi ökológiai paramétert számítottunk.

Elsőként a Margalef-féle fajgazdagság index értékét számítottuk:

$$D_{Mg} = (S - 1) / \ln N$$

ahol S a fajszám, N a teljes fajkészlet összesített egyedszáma (Magurran 1988).

A vizsgált területeken periódusonként kimutatott kisemlős közösség diverzitását a Shannon-Wiener-formulával:

$$H(S) = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

valamint a Simpson-, vagy kvadratus diverzitással adtuk meg,

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

ahol  $p_i$  az  $i$ -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma (Pielou 1975). A Simpson-index különösen érzékeny a különböző fajok populációjának méretére, és kevésbé arra, hogy mennyi a fajok száma az adott közösségben. Ezért adekvát diverzitási index a kisemlős közösségek jellemzésére, amelyekben a komponens fajok számának változása kismértékű, de jelentős különbségek vannak a populációk méretében (Adamczewska-Andrzejewska *et al.* 1981). Továbbá megadtuk a faj-egyöntetűséget vagy röviden egyenletességet is:

$$J = \frac{H}{\ln S}$$

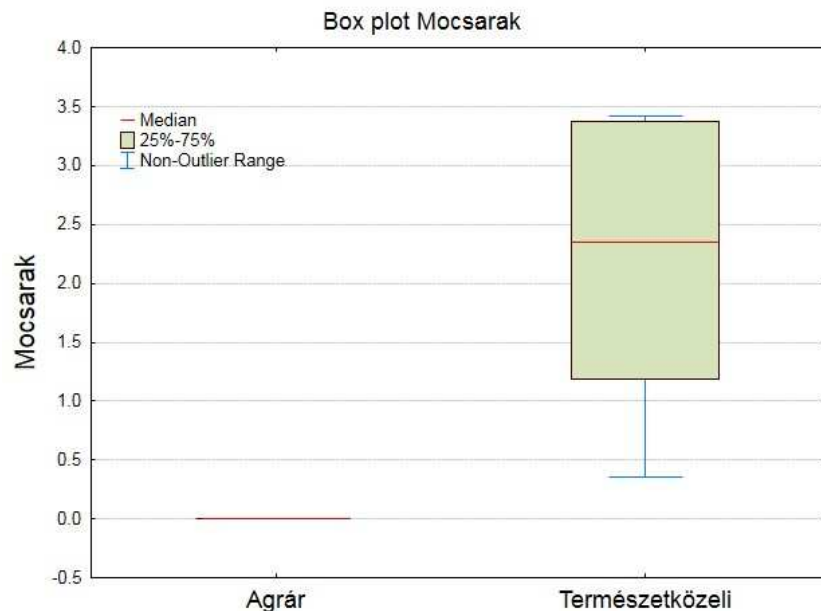
ahol H a minta diverzitása, S pedig a fajszáma (Pielou 1975).

A tájmintázat és az abundancia adatok, valamint a közösségi paraméterek közötti összefüggését regresszióanalízissel vizsgáltuk, ahol minden foltösszetételre kapott paraméter függvényében (független változó) értékeltük a kisemlős közösségre kapott értékeket (függő változó). A szignifikáns összefüggés esetén megadtuk a determinációs együtthatót és a korrelációs koefficiens ( $r$ ) értékét, illetve ennek  $t$ -próbatisztikáját, melynek null-hipotézise, hogy a vizsgált két változó között nincs korreláció.

## Eredmények

### A két területcsoport folt- és fajösszetételének összehasonlítása

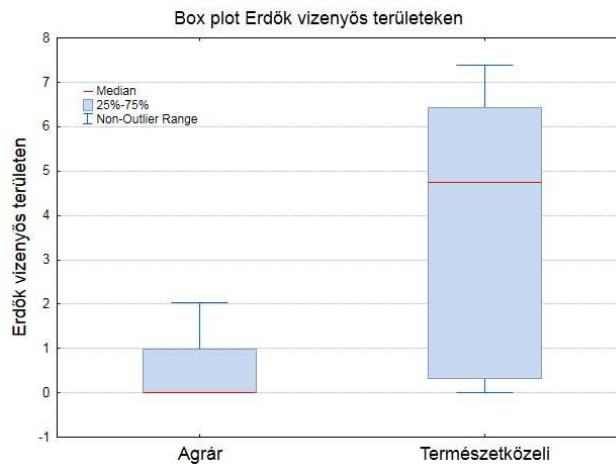
Elsőként az agrár és természetközeli élőhelyek szerinti felosztás alapján teszteltük a tájmetriai indexek értékének és a figyelembe vett folttípusok arányának megoszlását. A tájindexeket folt és táj (landscape) szinten számítottuk, azonban a két településcsoport összehasonlításában egyik index esetén sem kaptunk szignifikáns különbséget, amely eredmény mind a táj, mind a folt szintű értékelésnél jellemző volt. A foltok méretére és területére, illetve a terület-terület arányra vonatkozó indexek sem adtak szignifikáns különbséget. Ennek feltételezhetően két oka lehet. Az egyik, hogy a foltok összevonásából következően csökkentettük a foltok mozaikosságát, azaz nem vettük figyelembe a CORINE legrészletesebb foltmintázatát, mivel a gyöngybagoly repülő vadászként másképp válaszolt a környezeti heterogenitásra (finom szemcsés válasz). Másrészt a szántók mind a két területcsoportban nagy mennyiségben voltak jelen, és mindkét esetben a szántók adták a legnagyobb foltokat.



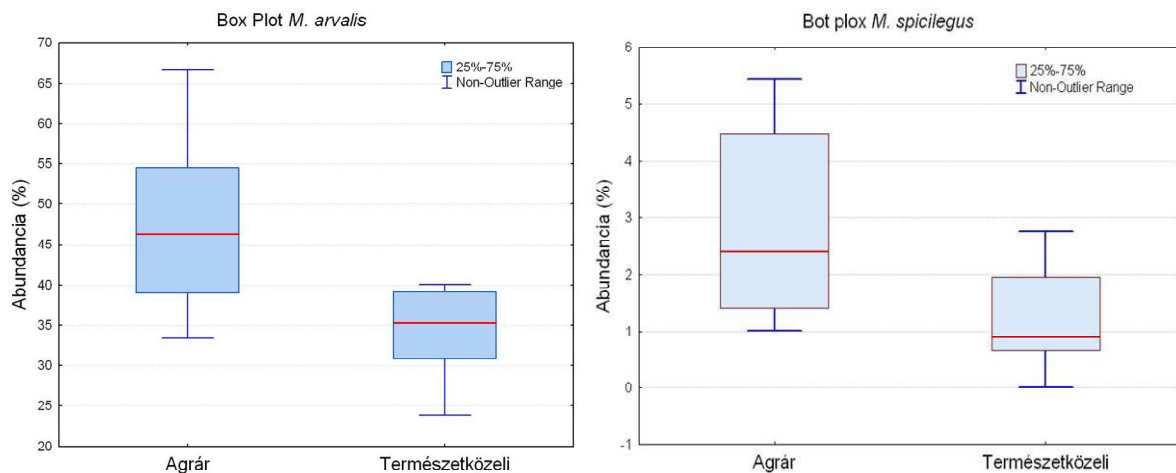
5. ábra: A mocsarak kiemelkedő jelenléte a természetközeli területeken az agrárdominanciájú élőhelyekkel szemben

A figyelembe vett 20 fő CORINE foltkategória arányának megoszlásában a mocsarak mennyiségének különbsége bizonyult szignifikánsnak (Mann-Whitney U teszt:  $z = 3.24$ ,  $P < 0.01$ ), amely egyértelműen jellemezte a természetközeli élőhelyekben gazdagabb településcsoportot (5. ábra). Tehát a mocsarak voltak azok a karakter élőhelyfoltok, melyek előfordulási arányukban és megoszlásukban a vizes élőhelyekben domináns településeket leginkább elkülönítették a mezőgazdasági területekben domináns településektől. A figyelembe vett foltok közül jelentősebb különbséget tapasztaltunk az „Erdők vizenyős területen” foltkategória megoszlásában, annak ellenére, hogy a mediánok különbségét tesztelő Mann-Whitney U teszt hibaszázaléka minimálisan meghaladta a statisztika elutasítási intervallumának 5%-os határértéket ( $z = 1.85$ ,  $P = 0.064$ ). A vizes területek erdőinek különbsége is jelzi a természetközeli élőhelyekben gazdagabb területek elkülönítését az agrárterületekhez viszonyítva (6. ábra).

A vizsgált tájegységek összetételének vonatkozásában, az elkülönített a priori csoportosítás esetén a tájmetriai vizsgálatok nem erősítették meg a területek feltételezett különbözőségét, ezért a mocsarak arányának szignifikáns különbsége támasztotta alá a gyöngybagoly költőhelye környezetét elkülönítő csoportosításunkat. Azonban a zárt fásszerkezetű élőhely-, illetve folt típusoknál (különböző erdők, erdőfoltok) figyelembe kell venni, hogy a gyöngybagoly vadászata szempontjából az erdős jellegű folt típusok nem jelentősek, mivel a gyöngybagoly nem vadászik zárt erdőben, legfeljebb azok szegélyterületein.



6. ábra: Az „Erdők vizenyős területeken” folt kategória megoszlásának különbsége



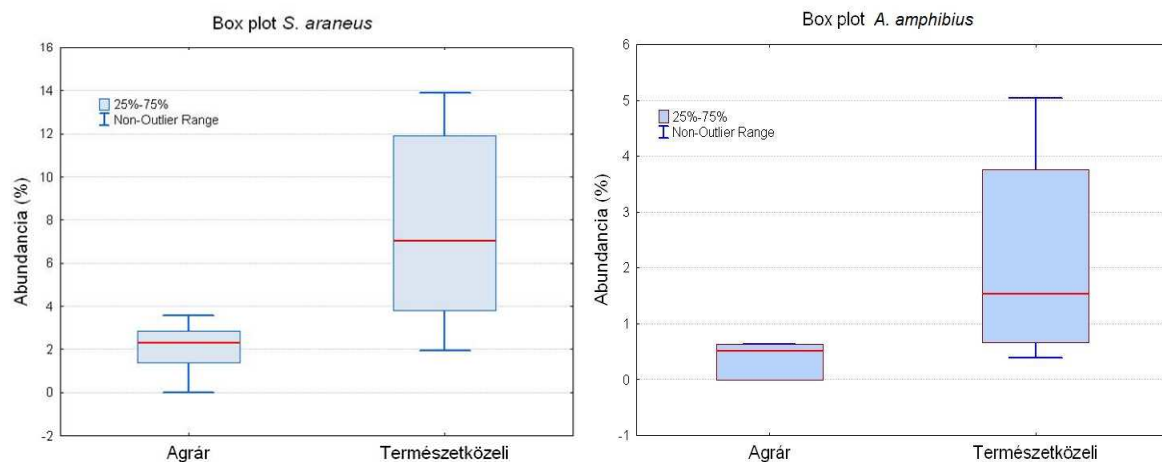
7. ábra: A mezei pocok (*M. arvalis*) és a güzüegér (*M. spicilegus*) abundanciájának megoszlása a két településcsoport összehasonlításában

A továbbiakban a fajok, egyéb taxonok, kisemlős csoportok és a faj-gyakorisági viszonyokat leíró közösségi ökológiai paraméterek értékeinek különbségét teszteltük a két településcsoport (agrár és természetközeli) között. Elsőként a mezőgazdasági területeken domináns rágcsálók, mint a mezei pocok és a güzüegér abundancia értékének megoszlását teszteltük (7. ábra). Mind a két fajnál a várt eredményt kaptuk, arányuk az agrárdominanciájú területeken volt magasabb, amit mindkét faj esetén a mediánok szignifikáns különbsége



igazolt (Mann-Whitney U teszt *M. arvalis*:  $z = 2.37$ ,  $P < 0.05$ ; *M. spicilegus*:  $z = 2.14$ ,  $P < 0.05$ ). E két mezőgazdasági területet használó faj gyakorisági megoszlása megerősítette a települések csoportosítását. Hasonlóan igazolta a csoportosítást két víztűrő faj szignifikáns különbsége, melyek az erdei cickány (*S. araneus*) (Mann-Whitney U teszt:  $z = 2.48$ ,  $P < 0.05$ ) és a közönséges kószapocok (*A. amphibius*) (Mann-Whitney U teszt:  $z = 2.26$ ,  $P < 0.05$ ) volt. Mindkét faj a mocsaras, vizes élőhelyek tipikus kisemlőse, az erdei cickány jellemző a nyílt sásos élőhelyeken, illetve ártéri erdőkben is, míg a kószapocok elterjedését jelentősen meghatározza az állóvizek és csatornák mennyisége (8. ábra).

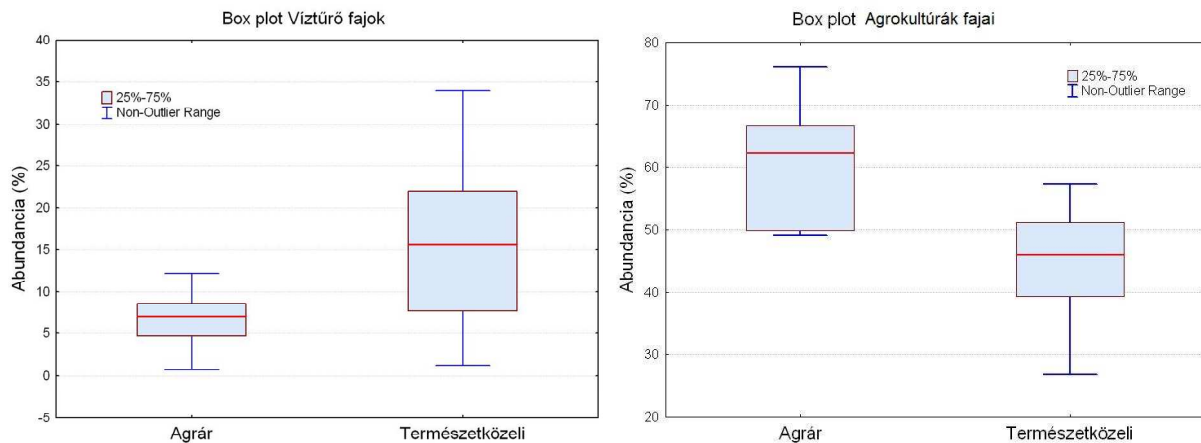
A faj feletti taxon kategóriák közül egyedül a *Sorex* genus gyakorisági megoszlása bizonyult szignifikánsnak a két településcsoport összehasonlításában. Ezt az eredményt nagyban meghatározta a fentebb kiemelt erdei cickány mennyiségi különbsége, így genus szinten is a természetközeli élőhelyekben gazdagabb területek vonatkozásában bizonyítottuk a nagyobb gyakorisági értéket.



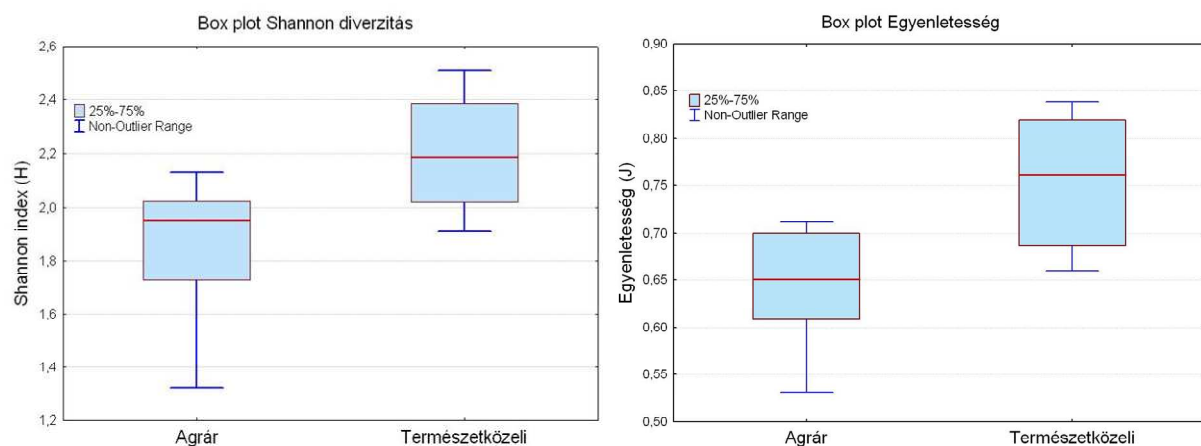
8. ábra: Az erdei cickány (*S. araneus*) és a közönséges kószapocok (*A. amphibius*) abundanciájának megoszlása a két településcsoport összehasonlításában

A bagolyköpetekből kimutatott kisemlősöket élőhelyi preferenciájuk alapján csoportokba soroltuk, amely csoportosítás alapján több esetben kaptunk szignifikáns különbséget a két településcsoport összehasonlításában. A további három kisemlős csoport (szünantrop és erdei fajok, nyílt száraz területek fajai) abundancia értékeinek megoszlásában nem kaptunk szignifikáns különbséget a két településcsoport között. Végül a faj-gyakorisági viszonyokat leíró közösségi ökológiai paraméterek különbségét teszteltük. A fajgazdagság vonatkozásában nem volt különbség a két település csoport összehasonlításában (Mann-Whitney U teszt:  $z = 0.405$ ,  $n.s$ ), viszont mind a két diverzitási index szignifikáns különbsége a természetközeli élőhelyekben gazdagabb területek magasabb kisemlős diverzitását bizonyították (Mann-Whitney U teszt Shannon-diverzitás:  $z = 2.14$ ,  $P < 0.05$ ; Simpson-diverzitás:  $z = 2.6$ ,  $P < 0.01$ ).

A gyakori fajokra érzékeny Simpson-diverzitás az erősebb szignifikancia miatt jobban kifejezte a két terület diverzitásbeli különbségét. A fenti eredmények azt is jelentik, hogy a gyöngybagoly két területen kimutatott zsákmány összetételében nincs jelentős különbség a fajlistát tekintve, viszont az abundancia viszonyok különbsége jelentős a két eltérő föltmíntázatú területcsoport összehasonlításában. Ez a különbség az egyenletesség értékében is megnyilvánul, amely ugyancsak a természetközeli területekben gazdagabb települések vonatkozásában volt magasabb (Mann-Whitney U teszt:  $z = 2.48$ ,  $P < 0.05$ ) (10. ábra).



9. ábra: A víztűró fajokat és az agrokultúrák fajait tartalmazó kisemlős csoport abundanciájának megoszlása a két településcsoport összehasonlításában



10. ábra: A Shannon-diverzitás és az egyenletesség megoszlása a két településcsoport összehasonlításában

### A három területcsoport folt- és fajösszetételének összehasonlítása

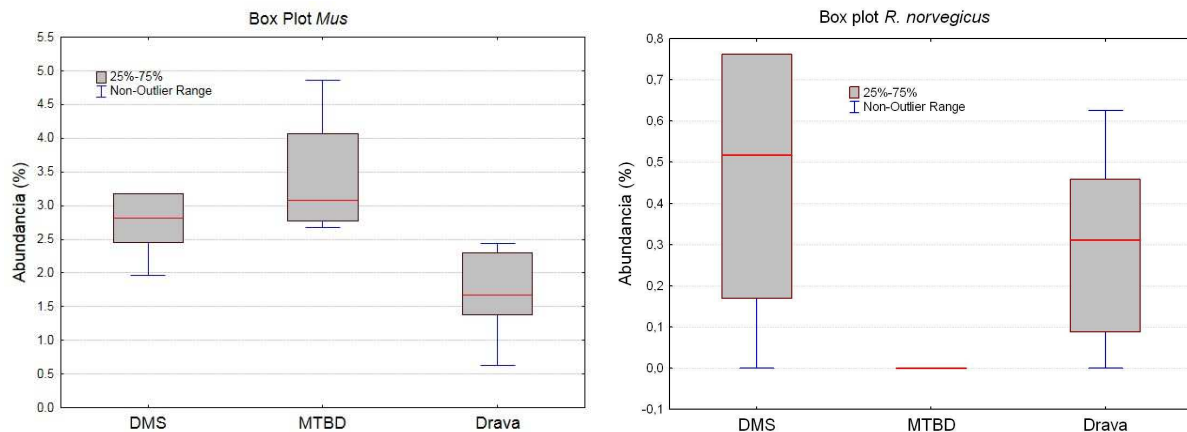
A Drávától északra haladva figyelembe vett gradiens mentén három fő csoportra osztottuk a vizsgálatba bevont településeket. A tájökológiai értékelésben használt CORINE foltkategóriák arányainak megoszlásában sem tájszinten (2 km sugarú mintaterületek), sem folt szinten nem volt szignifikáns különbség a három településcsoport között. A tájmetriai indexek számításával azonban már több paraméter esetén kaptunk szignifikáns különbséget a lehatárolt területek összehasonlításában. Tájszinten mindössze egy paraméterben, a forgási sugár (GYRATE) esetén kaptunk szignifikáns különbséget (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 7.36, P < 0.05$ ). Ez a tájmetria a foltok alakját jellemzi, minél nagyobb az értéke, alakja annál jobban eltér a szabályos geometriai formáktól. Ennek az értéke a Drávamenti-síkságot reprezentáló mintaterületeken volt magasabb az értéke, mint a Drávához közeli, illetve a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területén. A tájmetriai indexek folt szintű értékelése során több paraméter esetén kaptunk különbséget a három területcsoport összehasonlításában, melyek túlnyomórészt a fragmentáció mértékét jellemzik (4. táblázat). A terület nagyság (AREA) vonatkozásában a post hoc tesztek azt mutatták, hogy a Drávamenti-síkságon a területek nagyobbak voltak, mint a Drávához közeli települések esetén. Ez a különbség a folt

kerület (PERIM) mértékének szignifikáns eltéréseben is megnyilvánult. Továbbá ugyanezen két terület egység közötti szignifikáns különbség határozta meg a kerület-terület arányra (PARA) vonatkozó Kruskal-Wallis ANOVA szignifikáns eredményét is. Ez a paraméter a fragmentáció mértékére utalva mutatja, hogy a fragmentáció során keletkezett foltok kerületének összege nagyobb lesz, mint az összefüggő foltoké. Ez az eredmény látszólag ellentmondásban van a területméret (AREA) vonatkozásában kapott eredménnyel, azonban a két eredmény nem zárja ki egymást, hiszen lehetnek nagyobb méretű fragmentált foltok is. Továbbá a kerület mértékének növekedését két tényező is eredményezheti, a kerület mértéke növekedhet a folt alakjának változásával, amit tájszinten a GYRATE paraméter értékei is jól kifejeztek, valamint a fragmentáció mértékével is, ahol a következő fragmentumok összkerülete nagyobb, mint az eredeti összefüggő foltoké. Végül utolsó paraméterként a szomszédsági index két tájegység közötti szignifikáns különbözőségét mutattuk ki (4. táblázat). Ezen index értéke a foltméret növekedésével arányosan nő, ami különösen a szabálytalan foltok esetén jellemző. Ez az eredmény összefügg a tájszinten kapott GYRATE értékekkel, ami a folt szabálytalanságára utaló különbséget jelezte.

4. táblázat: A folt szintű tájmetriai indexek statisztikai eredménye három településcsoport összehasonlításában

Tájmetriák*	Kruskal-Wallis teszt (H)	Post hoc teszt	z	P
AREA	9.01	DMS > Dráva	2.91	< 0.05
PERIM	7.76	DMS > Dráva	2.77	< 0.05
PARA	8.02	DMS > Dráva	2.57	< 0.05
CONTIG	9.18	DMS > Dráva DMS < MTBD	2.75 2.48	< 0.05 < 0.05

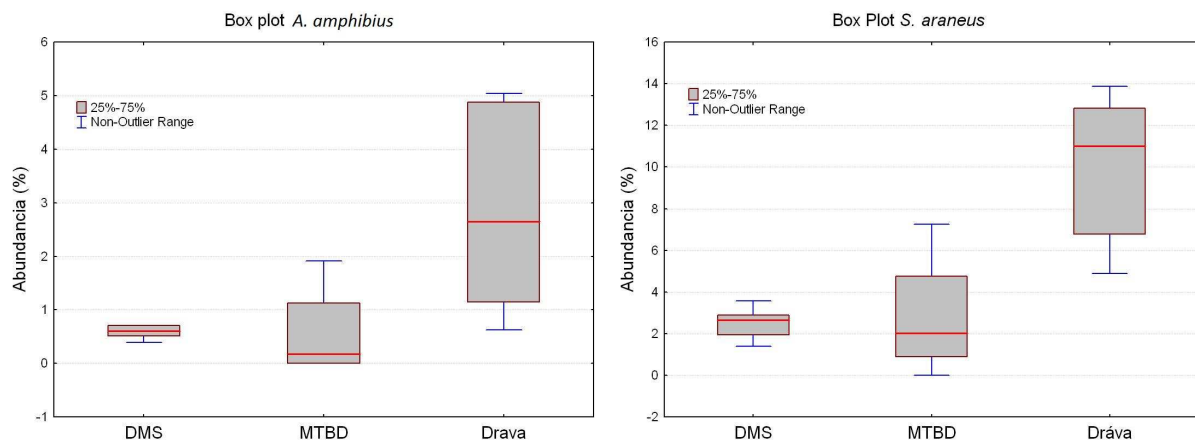
\*Tájmetriai indexek leírását lásd: 2. táblázat /Függelék



11. ábra: A Mus genus és a vándorpatkány (*R. norvegicus*) abundanciájának megoszlása a három településcsoport összehasonlításában

A fajok, illetve taxonok abundancia viszonyainak három területcsoport közötti különbségét vizsgálva ki kell emelnünk az igazi egerek (*Mus*) genust, melynek gyakorisága szignifikánsan különbözött a vizsgált területek összehasonlításában (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 8.42, P < 0.05$ ). Ezt a különbséget egy mintapárosításban kapott szignifikáns eltérés okozta, a *Mus* genus gyakorisági értéke a Drávától északabbra, az intenzív mezőgazdasági művelésű területeken volt szignifikánsan nagyobb a Drávához viszonyított

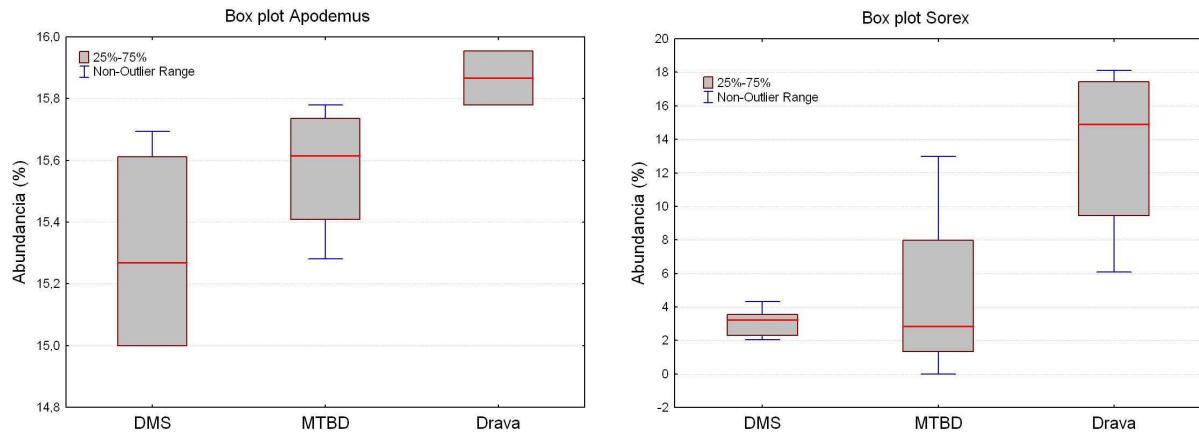
településekhez képest (post hoc teszt:  $z = 2.7$ ,  $P < 0.05$ ). A vándorpatkány, mint kártevő és betegségterjesztő rágcsáló jelenlétének értékelése kiemelten fontos a mezőgazdasági környezetben. A faj vonatkozásában gyakorisági értékében szignifikáns különbséget kaptunk a három vizsgált területcsoport összehasonlításában (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 6.52$ ,  $P < 0.05$ ), amely eredményt a Drávamenti-síkság és a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék területén regisztrált különbsége határozta meg. Az előbbi tájegységről mutattuk ki nagyobb gyakorisági értékkel a vándorpatkányt (post hoc teszt:  $z = 2.45$ ,  $P < 0.05$ ), amelyben nagy szerepe van a területen nem működő, elhagyatott mezőgazdasági épületeknek (11. ábra). A fajok közül további kettőt emeltünk ki, melyek gyakorisági értékei szignifikáns különbséget mutattak a három eltérő településcsoport tekintetében. A közönséges kőszapocok (*A. amphibius*) gyakorisági értéke ugyancsak a Drávához legközelebb eső települések esetében volt a legmagasabb (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 6.28$ ,  $P < 0.05$ ), ezt alátámasztott a post hoc teszt eredménye is ( $z = 2.43$ ,  $P < 0.05$ ). Ez teljes mértékben megfelel a várakozásainknak, hiszen a közönséges kőszapocok (vagy vízipocok), ahogy neve is mutatja, elsősorban vizes jellegű élőhelyfoltokban fordul elő, kisebb-nagyobb állóvizeket, csatornákat preferálja, melyek mentén diszperziója is jelentős. A vizes területek preferenciája jellemző az erdei cickányra (*S. araneus*) is, mely faj esetében is hasonló eredményként a három különböző terület összehasonlításában szignifikáns volt a faj mennyiségi megoszlása (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 8.00$ ,  $P < 0.05$ ). Ezt az eredményt a Drávamenti-síkság és a Dráva, valamint a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék és a Drávához közel eső területeken tapasztalt különbsége határozta meg. Mindkét párosítás esetében a Drávához közeli területek adtak nagyobb gyakorisági értéket (post hoc teszt: Dráva vs DMS:  $z = 2.43$ ,  $P < 0.05$ ; Dráva vs MTBD:  $z = 2.45$ ;  $P < 0.05$ ) (12. ábra).



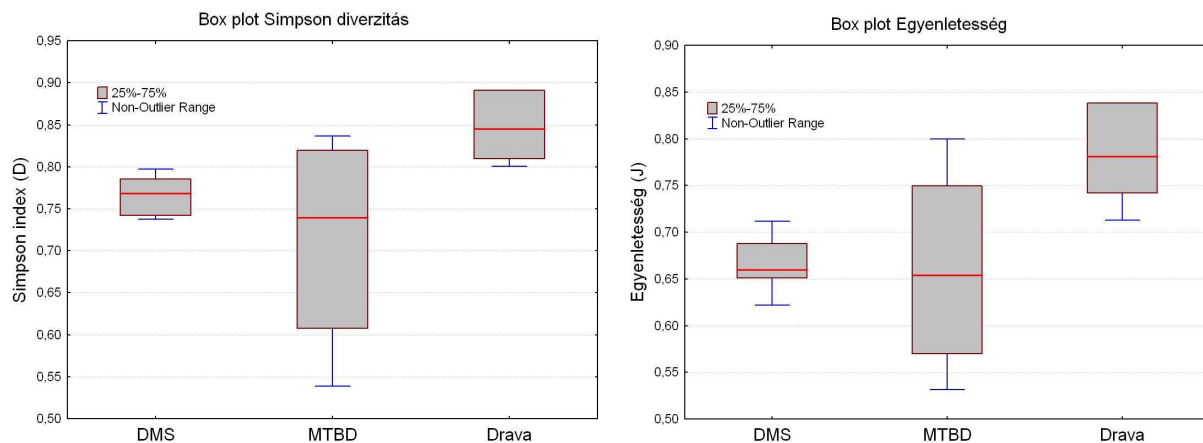
12. ábra: A közönséges kőszapocok (*A. amphibius*) és az erdei cickány (*S. araneus*) abundanciájának megoszlása a három településcsoport összehasonlításában

A taxonok vonatkozásában fontos kiemelni az Apodemus és Sorex genust. Az erdei egerek nagyobb mértékben fordulnak elő az erdős, természetközeli élőhelyeken, ezeket preferálják az agrárjellegű foltokkal szemben, bár számos tanulmány kimutatta ezen fajok mezőgazdasági kultúrában domináns élőhely mozaikokban is jellemző szétterjedését. A statisztikai eredményeink azonban a természetközeli élőhelyekben gazdagabb területeken jellemző nagyobb előfordulásokat bizonyították (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 6.16$ ;  $P < 0.05$ ). A post hoc teszt ( $z = 2.47$ ;  $P < 0.05$ ) eredménye szerint az Apodemus genus esetében a Drávához közel eső, erdőfoltokban gazdagabb területekre jellemző nagyobb arányukat volt jellemző. A Sorex genus esetében is nagyon hasonló eredményt kaptunk a három településcsoport összehasonlításában (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N=15) = 7.95$ ;  $P < 0.05$ ).

Ezen genust az előzőekhez hasonlóan szintén a Dráva környéki területekről mutattuk ki nagyobb gyakorisági értékkel (post hoc teszt:  $z = 2.49$ ;  $P < 0.05$ ) (13. ábra).



13. ábra: Az Apodemus és Sorex genus abundanciáinak megoszlása a három településcsoport összehasonlításában



14. ábra: A Simpson-diverzitás és az egyenletesség megoszlása a három településcsoport összehasonlításában

A három településcsoport vonatkozásában megvizsgáltuk a diverzitási értékek alakulását is. Azt feltételeztük, hogy a leginkább természetközeli terület (jelen esetben a Dráva melletti ártéri erdők és ahhoz közeli települések) a kisemlősök szempontjából egyben a legdiverzebb is. A Simpson-diverzitás, mely a gyakori fajokra érzékeny, jól kifejezte a három csoport különbségét (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N = 15) = 7.33$ ;  $P < 0.05$ ), ami a természetközeli élőhelyekben gazdagabb területek magasabb kisemlős diverzitását bizonyította. Ismét a Drávamenti-síkság és a Dráva közötti különbséget emelhetjük ki a post hoc teszt alapján ( $z = 2.55$ ;  $P < 0.05$ ). Ezen különbség megmutatkozik az egyenletesség értékében is, amely szintén a természetközeli területekben gazdagabb települések esetében volt magasabb (Kruskal-Wallis teszt:  $H(2, N = 15) = 7.27$ ;  $P < 0.05$ ). A post hoc teszt ennél a paraméternél is a Drávamenti-síkság és a Dráva közötti különbséget bizonyította ( $z = 2.55$ ;  $P < 0.05$ ) (14. ábra).

## A tájindexek és a kisemlősök összetételét leíró paraméterek közötti korreláció

A tájszintű (landscape) elemzésnél, 2 km sugarú puffer területre vonatkoztatva számítottuk az egyes tájmetriai indexeket. Ezeket a tájindexeket korreláltattuk a kisemlősök abundancia viszonyait és fajgyakorisági viszonyait leíró paraméterekkel. Ezen eredményekből emelnénk ki néhány fontosabbat (5. táblázat).

5. táblázat: A tájindexek és a kisemlősök összetételét leíró paraméterek közötti korreláció

Tájindexek vs Kisemlős paraméterek	Pearson korreláció (r)	P
PD vs		
<i>S. araneus</i>	0.52	< 0.05
Sorex genus	0.55	< 0.05
agrokultúrák fajai	-0.53	< 0.05
Simpson-diverzitás	0.57	< 0.05
LPI vs		
<i>S. minutus</i>	0.52	< 0.05
<i>N. fodiens</i>	0.67	< 0.01
<i>N. anomalus</i>	0.55	< 0.05
Neomys genus	0.66	< 0.01
Víztűrő fajok	0.62	< 0.05
PARA vs		
Apodemus genus	0.52	< 0.05
Mus genus	0.74	< 0.01
szünantrop fajok	0.77	< 0.01
fajszám	-0.67	< 0.01
Margalef-index	0.63	< 0.05

A folttsűrűség (PD = patch density) szignifikánsan korrelált az erdei cickány (*S. araneus*) és a Sorex genus mennyiségével, míg az agrokultúrákban jellemző fajokkal negatív korrelációt mutatott. Utóbbi eredményt azért fontos kiemelni, mert ez azt mutatja, hogy azokban a tájegységekben, ahol az agrokultúrák nagyobb területet fednek le, a folttenzítés kisebb lesz. Ez fordított összefüggésben van a Simpson-diverzitással, vagyis minél gazdagabb a foltmozaik, annál nagyobb a kisemlősök diverzitása. A legnagyobb folt index (LPI = large patch index) a legnagyobb folt és a teljes terület hányadosát jelenti, azaz a legnagyobb folt mérete a teljes területhez viszonyítva. A szigetbiogeográfia elméletét alkalmazva, minél nagyobb a foltok mérete, annál nagyobb a fajkészlet. Ennek megfelelően a következő eredményeket kaptuk: a legnagyobb folt index pozitívan korrelált a törpecickánnyal (*S. minutus*), a közönséges vízcickánnyal (*N. fodiens*) és a Miller-vízcickánnyal (*N. anomalus*), valamint a Neomys genus és a víztűrő fajok csoportjának abundanciájával is (5. táblázat). Végül a fragmentációra utaló paraméterként a kerület-terület arányt (PARA = perimeter-area) emeltük ki, mely esetében számos kisemlős paraméterrel kaptunk szignifikáns korrelációt. Ez a tájmetriai index pozitívan korrelált az Apodemus fajok mennyiségével, mely eredmény azt jelenti, hogy az erdők minél inkább fragmentáltak, a gyöngybagoly annál nagyobb arányban

vadássza ezeket az erdeiegér fajokat (5. táblázat). Ennek oka, hogy a gyöngybagoly csak az erdőfoltok kerülete mentén vadászik. A peremterületeken ugyancsak megfigyelhető az erdeiegerek jelenléte, ezáltal a foltkerület növekedésével a baglyok táplálék-összetételében is nagyobb arányban jelennek meg. Ez elmondható a *Mus* genusról is, mely szintén pozitív korrelációt mutatott a legnagyobb folt index-szel. A szünantrop fajok és a kerület-terület arány között is pozitív korrelációt kaptunk, azaz minél fragmentáltabbak a foltok, annál nagyobb az emberközeli fajok gyakorisága, melynek oka lehet a területek következtében kialakuló zavarás nagyobb mértéke. Az eddigiekkel szemben, a fragmentáció mértékét kifejező PARA index negatívan korrelált a fajszámmal. Ezen eredmény azt jelzi, hogy minél inkább fragmentált az adott terület, a növekvő kerület hosszához képest kisebb lesz az összterület. Ez azt feltételezi, hogy a terület méret csökkenése egy adott folt esetén kisebb potenciális fajkészlettel jár. A Margalef-féle fajgazdagság és a PARA index közötti korreláció azonban nem ezt az eredményt adta, mivel utóbbi esetben pozitív korrelációt kaptunk. Ez viszont arra utal, hogy a fragmentáció, a különböző nyílt területek mozaikossága, ami a gyöngybagoly fő vadászterületeit jelenti, nagyobb mértékű fajdiverzitást eredményez. A gyöngybagoly táplálék-összetételben megjelenhetnek olyan fajok, amelyeket a szegélyek mentén zsákmányol, mint az erdeipocok, mogyorós pele, az erdeiegér fajok, melyek a fragmentált mozaikos területeken növelik a baglyok számára elérhető kisemlős fajok számát.

## Összefoglalás

A gyöngybagolyköpetekből kimutatott kisemlősök közösségek gyakorisági viszonyait tájökológiai megközelítésben vizsgáltuk. Elemzésünkben arra a problémára kerestünk választ, hogy az emberi beavatkozások hatására történő tájszintű változások (összetétel, szerkezet, az egyes tájelemek ezek által meghatározott funkciója) mennyiben indikálhatók a kimutatott kisemlős közösségek kvalitatív és kvantitatív változásával. Ehhez a gyöngybagoly költőhelyei körül található élőhelyfoltok összetételének meghatározásával két eltérő csoportosításban különítettük el a kiválasztott településeket. Egyrészt agrárdominanciájú, így szárazabb jellegű, és ezzel szemben természetközeli, vizes területekben gazdagabb élőhely-mozaikokat hasonlítottunk össze, másrészt a Drávához viszonyított távolságuk alapján csoportosítottuk az egyes településeket.

Az elemzésekhez 15 baranyai települést választottunk. A mintavételi egységeket ezen települések környezetének tájmintázata és a 2006-2008 között itt gyűjtött bagolyköpet vizsgálatok kisemlős adatai jelentették. A 15 településből 8-at tekintettünk alapvetően vizes élőhelyekben gazdag, természetközeli és 7 települést szárazabb jellegű, agrárterületekben domináns foltmozaiknak. Másik csoportosítás szerint 5-öt soroltunk a Drávához közel eső települések közé, 6-ot a Drávamenti-síksághoz, 4-es pedig a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombsághoz. Azt a problémát vizsgáltuk, hogy a gyöngybagoly köpetvizsgálat, mint indirekt módszer igazolja-e azt a feltételezésünket, miszerint a természetközeli vizes élőhely dominanciájú foltmozaikban diverzebb a kisemlős fauna, és ezt a különbséget az élőhely specialista és az élőhely generalista fajok különbségének aránya is indikálja-e.

A 15 foltmozaikot, mint mintavételi egységet a CORINE Land Cover 1:50000 méretarányú felszínborítású térkép felhasználásával, térinformatikai elemzéssel (ArcGis) állítottuk elő. Mintavételi egységeknek 2 km sugarú puffer területet jelöltünk ki a települések középpontja körül. A CORINE adatbázis alapján a 15 vizsgált település foltmintázatának értékelésére összesen 11 különböző foltkategóriát használtunk a gyöngybagoly vadász stratégiájának, az élőhelytípusok jellegének megfelelően. Ezen foltok aránya, mint környezeti változók mellett a tájmintázat értékeléséhez tájmetriai indexeket is meghatároztunk.

Az elkülönített agrár és vizes élőhelyekben domináns területek foltösszetételének statisztikai összehasonlításához Mann-Whitney U tesztet alkalmaztunk. Az elemzések során a

foltkategóriák közül csupán tájszinten kaptunk szignifikáns különbséget, a mocsarak és az „erdők vizenyős területen” foltkategória esetében, mely alátámasztotta a vizsgálatba bevont települések csoportosítását. Míg a tájmetriák esetében sem folt-, sem tájszinten nem tudtuk kimutatni a két területcsoport közötti különbséget, addig az abundancia viszonyok megfelelően tükrözték a várakozásainkat, különösen a természetközeli területeken előforduló közönséges kószapocok és erdei cickány, valamint az agrár jellegű foltokat kedvelő mezei pocok és güzüegér. A három településcsoport vonatkozásában a tájmetriák tekintetében is több különbséget sikerült detektálnunk. Ezek esetében variancia-analízist (Kruskal-Wallis ANOVA) alkalmaztunk. A foltok fragmentáltságára utaló indexek (pl. PERIM, PARA, CONTIG) esetén a post hoc teszt alapján legtöbb esetben a Drávamenti-síksághoz tartozó településeket emelhetjük ki. Az abundancia viszonyok ezen felosztás szerint is több esetben tükrözték a feltételezéseinket. Megvizsgáltuk a tájmetriai indexek és a kisemlős paraméterek közötti korrelációkat is (Pearson korreláció). A Drávától északra haladva, az egyre intenzívebb mezőgazdasági művelés irányába figyelembe vett gradiens mentén a fragmentáció mértékét kifejező tájmetriai indexek (pl. PERIM, PARA) szignifikánsan különböztek, amellyel összefüggésben bizonyos taxonok mennyisége is hasonlóan változott.

Mindkét csoportosítás alapján eredményeink a H1 alternatív hipotézist támasztották alá. Eszerint a táj jellegének heterogenitásától függően a kisemlősök mennyiségi adatai különböznek. H2 hipotézisünk alapján nem kaptunk egyértelmű eredményt. Vizsgálataink során, foltszinten több tájmetria esetén kaptunk korrelációt egyes fajok illetve fajcsoportok mennyiségi adataival. Ezt az eredményt főként a mintavételi nagyságnak, valamint a skálafüggésnek köszönhető.



1. kép: Mánfai Kinga adatfeldolgozás és OFKD dolgozatírás közben



## Város ökológiai vizsgálatok

**Téma 1:** *Kisemlősök faj-összetétele és mennyiségi megoszlása különböző városi területeken*

**Téma 2:** *Az erdei egerekre (*Apodemus sp.*) ható predációs nyomás vizsgálata gyurmából készült egerek segítségével*

# Kisemlősök faj-összetétele és mennyiségi megoszlása különböző városi területeken

## Bevezetés

Az utóbbi 20 évben jelentős mennyiségű tanulmány készült a városi területek biodiverzitásáról, a fajkészlet változásáról, különös tekintettel a natív és az invazív fajok arányának megváltozását tekintve. Ezeknek a tanulmányoknak a legfontosabb célja, hogy megértsék a városi környezetben élő biota (növények, állatok összessége) ökológiai karakterisztikáit, vizsgálja a habitat fragmentáció és a megmaradó zöld foltok kapcsolatának hatását az ökológiai diverzitásra és a különböző fajok egyedeinek szétterjedésére. Továbbá a tanulmányok célja, hogy prediktálják a városokban kimutatott biodiverzitás alakulását és vizsgálják, hogy ennek fenntartását, hogy segítik elő városi zöldutak, az ökológiai folyosók, amelyek összekötik a városokban és azok környezetében megmaradt élőhelyeket. Ezeknek a tanulmányoknak legfrekvenciáltabb témája az urban-rural gradiensek fajkészletének vizsgálata, amelyek mentén vizsgálják a városi területeket elkerülő, az ezekhez adaptálódó és az ezeket jól kihasználó fajok elterjedésének és eloszlásának viszonyát. Az urbanizáció számos ökoszisztémára hatással van, melynek intenzitása egyre növekszik napjainkban. A városiasodás, az emberi infrastruktúra egyre szélesedő megjelenése az élőhelyek elvesztését és fragmentációt okoz és más környezeti tényezőkre (hidrológia, környezetszennyezés, talajmódosítás) is jelentős hatással van.

A kisemlősök igen alkalmas modell csoport városi területek esetében felvetett fenti ökológiai kérdések vizsgálatához, mivel vannak köztük jól adaptálódó, gyorsan kolonizálódó fajok, közösségeikben gyorsak a faj kicserélődési, míg populációikban gyorsak az egyed kicserélődési folyamataik. Gyorsan reagálnak a változásokra, az emberi zavarásokra, így ezen tulajdonságok alapján a kisemlősök megfelelő indikátorok a gyorsan változó urban környezetre adott válasz vizsgálatához. Mivel a kisemlős jelentős hordozói különböző zoonózis fertőzéseknek, nagy kolonizációs és szétterjedési képességük miatt az ember közvetlen környezetébe képesek elvinni ezeket a kórokozókat (baktériumok, vírusok), amelynek így a nagyvárosi környezetben jelentős humánegészségügyi jelentősége van. Ennek megfelelően kezdtük vizsgálni Pécs város és peremének kisemlős faunáját, vizsgálva a fajkészlet különböző városterületek feltételezett különbségét, illetve a fertőzöttségük állapotát.

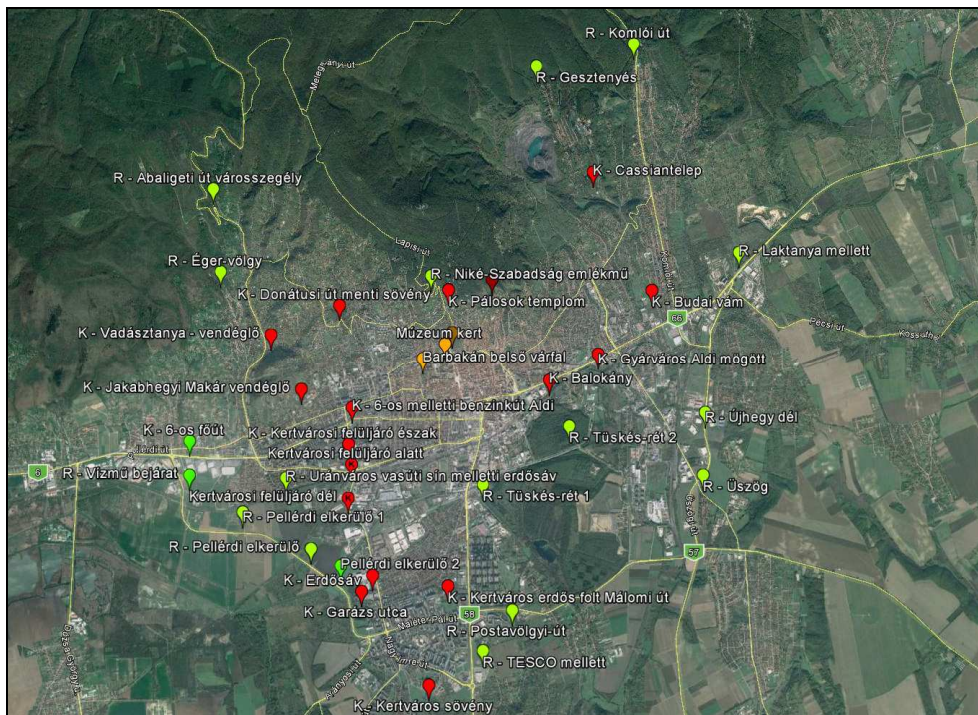
## Anyag és módszer

A városökológiai vizsgálatainkat három éven keresztül végeztük Pécs városában. Az első évben (2014) 'elővizsgálat' jelleggel 41 mintavételi helyszínen végeztünk csapdázást. A következő két évben 2015-ben és 2016-ban a pályázati támogatással az előző évi

1. táblázat: Az egyes terület-típusokban kihelyezett mintavételi helyszínek száma.

Kategória/Év	2014	2015	2016
Belváros (B)	7	5	0
Külterület (K)	17	16	12
Rural (R)	17	20	19
$\Sigma$	41	41	31
$\Sigma$ csapdaszám	410	410	620

helyszíneken, illetve a fogási siker, illetve a helyszínek zavartsága alapján módosítva a módosítva a mintavételi pontokat, 41 és 33 lokalitásba helyeztünk ki csapdákat. A mintavételi helyszíneken 10-10 elevenfogó csapdát helyeztünk ki egymástól 10 m-re, vonaltranszekt elrendezésben. Az elevenfogó csapdák mellett 2016-ban megegyező mennyiségben és elrendezésben ölőcsapdákat is kihelyeztünk, amelyek a jelenlét-hiány vizsgálatokhoz szükséges teljes csapdászám növelésén túl, az így befogott állatok közvetlenül felhasználhatók voltak különböző virológiai, illetve bakteriológiai vizsgálatokhoz. A mintavételi helyszíneket összesen három, jól elkülöníthető kategóriába soroltuk. Belváros (B) jelölést kaptak azok a mintavételi helyszínek, amelyeket Pécs történelmi belvárosában, vagy annak pár száz méteres körzetében találhatók. A terület beépítettsége és az alkalmas növényzeti foltok csekély mennyisége miatt 2014-ben és 2015-ben 10 alatti helyszínnel mintáztuk ezt a területet, míg 2016-ban az előző évek elhanyagolható fogásszámai és az emberi zavarás miatt kivontuk ezt a kategóriát a felmérésből, valamint a kevés fogásszám miatt ezt a területkategóriát kihagytuk a statisztikai elemzésekből. Kültérület (K) kategóriába azokat a mintavételi helyszíneket soroltuk, amelyek a sűrűn beépített városközponttól távolabb, de még a lakott területen helyezkedtek el. Rural (R) jelzöt kaptak azok a helyszínek, amelyeket a beépített területeken kívül, de annak közvetlen közelében helyeztünk ki (1. táblázat, 1. ábra). Ennél a kategóriánál a mezőgazdasági és az mecseki erdők hatását is tudtunk tesztelni.



1. ábra: A mintavételi helyszínek elhelyezkedése Pécs területén

Vizsgálatainkhoz az egyes területtípusok éves összesített fogásadatait és az ebből származtatott adatokat (pl.: relatív arány) használtuk fel. A fogott kisemlősfajok relatív arányait és a 100 csapdára standardizált fogásszámokat Mann-Whitney-U teszttel és kétmintás t-teszttel hasonlítottuk össze a mintavételi évek között a két, statisztikai elemzésekbe bevont terület-kategória között. A kimutatott fajok szezonális fogásszámai közti különbséget G-teszttel vizsgáltuk. Statisztikai elemzésekhez a Past 3 és a Statistica 7 szoftvert használtuk.



1-2. kép: A csapdaellenőrzés folyamata a városszéli rural területeken

2. táblázat: A városökológiai csapdázás során kimutatott kisméltós taxonok.

Rend	Család	Tudományos név	Rövidítés	Magyar név
Soricomorpha				
	Soricidae			
		<i>Crocidura leucodon</i> (Hermann 1780)	CLE	Mezei cickány
		<i>Crocidua suaveolens</i> (Pallas 1811)	CSU	Keleti cickány
Rodentia				
	Cricetidae			
		<i>Microtus arvalis</i> (Pallas 1778)	MAR	Mezei pocok
		<i>Myodes glareolus</i> (Schreber 1780)	MGL	Vöröshátú erdeipocok
	Muridae			
		<i>Apodemus flavicollis</i> (Melchior 1834)	AFL	Sárganyakú erdeiegér
		<i>Apodemus sylvaticus</i> (Linnaeus 1758)	ASY	Közönséges erdeiegér
		<i>Apodemus agrarius</i> (Pallas 1771)	AAG	Pirók erdeiegér
		<i>Mus spicilegus</i> (Petényi 1882)	MSP	Güzüegér
		<i>Micromys minutus</i> (Pallas 1771)	MMI	Törpeegér

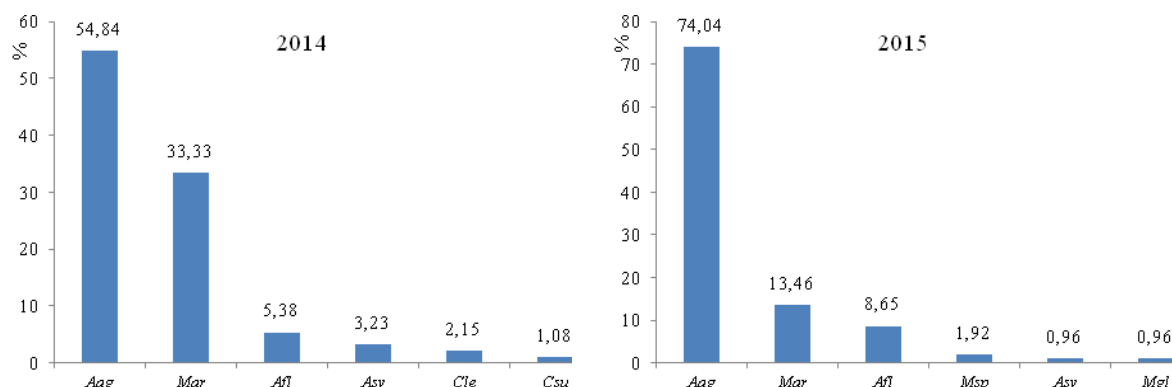
## Eredmények

Csapdázásaink során összesen 9 kisemlősfaj egyedeit fogtuk meg, melyekből mezei cickány (*Crocidura leucodon*) és a keleti cickány (*C. suaveolens*) a cickányok családjához, a mezei pocok (*Microtus arvalis*) és a vöröshátú erdepocok (*Myodes glareolus*) a hörcsögfélék családjába, a három fogott erdeieger (*Apodemus sp.*), a güzüeger (*Mus spicilegus*) és a törpeeger (*Micromys minutus*) az egérfélék családjába tartozik. (2. táblázat).

A három mintavételi év csapdázásai során összesen 511 fogást regisztráltunk. 2014-ben összesen 93 kisemlőst fogtunk meg, melyeknek a túlnyomó része a rural övezetben fordult elő, a külterületeken 22, míg a belvárosi területeken 1 kisemlős fogását regisztráltuk. A belvárosi területeken 2015-ben nem fogtunk egy egyedeket sem, azonban a külterületeken és a rural övezetben 17, illetve 92 fogást regisztráltunk. A következő évben, 2016-ban a két csapdázási módszer párhuzamos alkalmazásával összesen 314 kisemlősfogás történt a mintavételi területeken, amelyekből 120 a külterületeken, 194 a rural mintavételi helyszíneken (3. táblázat).

3. táblázat: A városökológiai csapdázás során kimutatott kisemlősfajok fogásszámai és relatív arányai.

faj/ helyszín	2014-Belváros		2014-Külterület		2014-Rural		2015-Külterület		2015-Rural		2016-Külterület		2016-Rural	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>C. leucodon</i>	0	0	0	0	2	2.86	0	0	0	0	0	0	6	3.09
<i>C. suaveolens</i>	0	0	0	0	1	1.43	0	0	0	0	8	6.67	6	3.09
<i>M. arvalis</i>	0	0	1	4.55	30	42.86	0	0	14	15.22	13	10.83	50	25.77
<i>M. glareolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1.09	0	0	0	0
<i>A. agrarius</i>	0	0	19	86.36	32	45.71	9	75	68	73.91	57	47.5	71	36.6
<i>A. flavicollis</i>	1	100	1	4.55	3	4.29	0	0	9	9.78	16	13.33	44	22.68
<i>A. sylvaticus</i>	0	0	1	4.55	2	2.86	1	8.33	0	0	26	21.67	15	7.73
<i>M. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.52
<i>M. spicilegus</i>	0	0	0	0	0	0	2	16.67	0	0	0	0	1	0.52
$\Sigma$	1	100	22	100	70	100	12	100	92	100	120	100	194	100

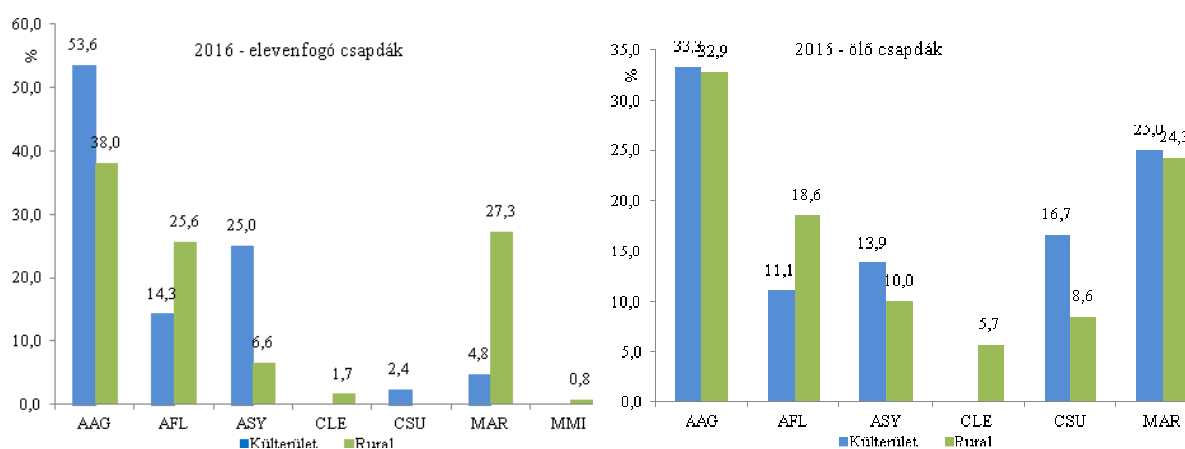


2-3. ábra: A 2014-ben és 2015-ben fogott kisemlősök relatív arányai

A fajok gyakorisági sorrendjének vizsgálatánál megállapítottuk, hogy mindhárom vizsgálati évben a pírók erdeieger jelent meg legnagyobb fogásszám-arányban mind a külterületek, mind a rural területek tekintetében, 2014-ben és 2015-ben 55, illetve 74 %-kal, míg a második

leggyakoribb faj ebben a két évben a mezei pocok volt (33, 13.5 %). A többi fogott faj 10 % alatti relatív arányban fordult elő mindkét mintavételi évben (2-3. ábra).

A következő évben több faj jelent meg 10 % feletti gyakorisággal, azonban mind az elevenfogó, mind az ölücsapdák esetén a pírók erdeiegér jelent meg a legnagyobb relatív arányban. Az elevenfogó csapdánál a pírók egeret a mezei pocok értékei követték a rural területeken, míg a külterületeken a közönséges és a sárganyakú erdeiegér is magasabb arányban jelent meg, amit a rural területek mezőgazdasági kezelésbe bevont területek közelségével magyaráztunk, amit a mezei pocok területek közötti G-tesztés összehasonlítás is alátámaszt ( $G = 14.41, P < 0.001$ ). A rural területeken a sárganyakú erdeiegér 25 %-os arányban jelent meg, míg a külterületeken 14 %-kal. A közönséges erdeiegér ezzel ellentétben a külterületeken jelent meg nagyobb arányban (25 %), míg a rural területeken mindössze 6 %-kal. Az élő csapdák esetében hasonló eredményeket tapasztaltunk, azonban a mezei pocok mind a rural, mind a külterületeken 25 % körüli értékkel jelent meg (4-5. ábra, 3. táblázat).



4-5. ábra: A 2016-ban fogott kisemlősök relatív arányai az elevenfogó és az ölü csapdákban.

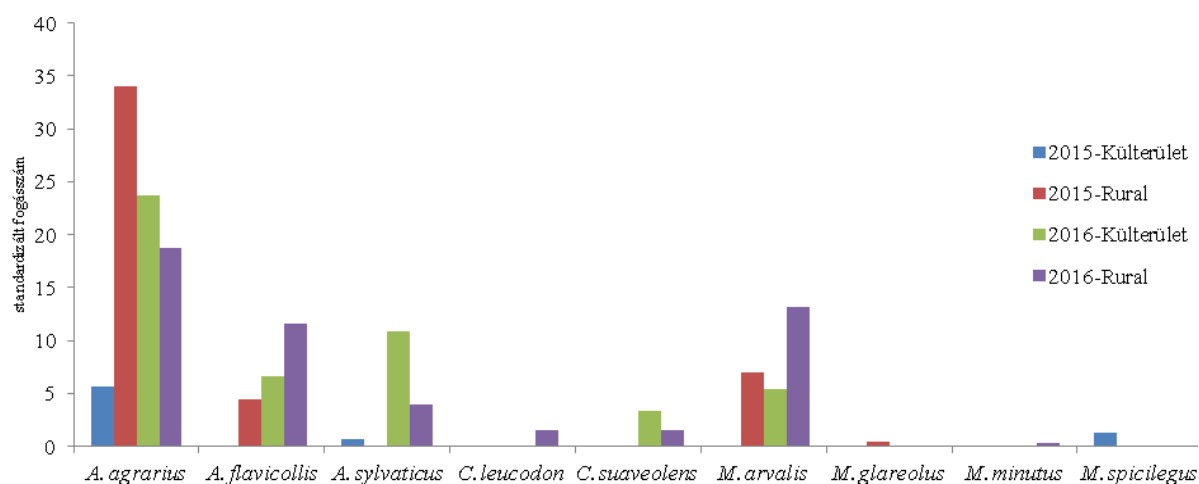
4. táblázat: A két csapdatípus fogási adatai 2016-ban

faj/ helyszín	2016-Külterület (LT)		2016-Külterület (ST)		2016-Rural (LT)		2016-Rural (ST)	
	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>C. leucodon</i>	45	53.57	12	33.33	46	38.02	23	32.86
<i>C. suaveolens</i>	12	14.29	4	11.11	31	25.62	13	18.57
<i>M. arvalis</i>	21	25.00	5	13.89	8	6.61	7	10.00
<i>M. glareolus</i>	0	0.00	0	0.00	2	1.65	4	5.71
<i>A. agrarius</i>	2	2.38	6	16.67	0	0.00	6	8.57
<i>A. flavicollis</i>	4	4.76	9	25.00	33	27.27	17	24.29
<i>A. sylvaticus</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
<i>M. minutus</i>	0	0.00	0	0.00	1	0.83	0	0.00
<i>M. spicilegus</i>	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Σ	84	100	36	100	121	100	70	100

A fogott kisemlősök gyakoriságának elemzését követően kiszámoltuk a 100 csapdára jutó fogásszámokat és összehasonlítottuk a 2015-ös és 2016-os két területi kategória standardizált fogásszámait kétmintás t-tesztel. A statisztika próba értékei azt mutatták, hogy

egyik releváns év vs. terület párosítás sem különbözött egymástól szignifikánsan ( $t = 0.025-1.76$ , n.s.). Ennek ellenére a legnagyobb különbség a két vizsgálati év külterületei között jelent meg ( $t = 1.76$ ), azonban ez az érték sem érte a szignifikáns értéket. Nem parametrikus Mann-Whitney-U teszttel hasonló eredményt kaptunk, tehát sem az egyes mintavételi évek között, sem a terület kategóriák között nem tapasztaltunk szignifikáns különbséget ( $z = 0.97-1.23$ , n.s.).

A kimutatott fajok mintavételi kategóriák közötti különbségeket  $G$ -teszttel értékelve a pirók erdeieger standardizált fogásszámai között 2015-ben a rural területeken szignifikánsan nagyobb számban jelent meg, mint a külterületeken ( $G = 22.56$ ,  $P < 0.001$ ). A két év összehasonlításában a külterületeken magasabb fogásszámmal mutattuk ki 2016-ban, mint 2015-ben ( $G = 12.03$ ,  $P < 0.001$ ), valamint a rural területeken ezzel ellenkezőleg, 2016-ban szignifikánsan alacsonyabb értékkel jelent meg ( $G = 4.52$ ,  $P < 0.05$ ). A többi kimutatott faj esetén csak egy párosításban tapasztaltunk számottevő különbséget, mégpedig a közönséges erdeieger külterületeken történő fogásai között a két vizsgált évben ( $G = 11.03$ ,  $P < 0.001$ ) (6. ábra).



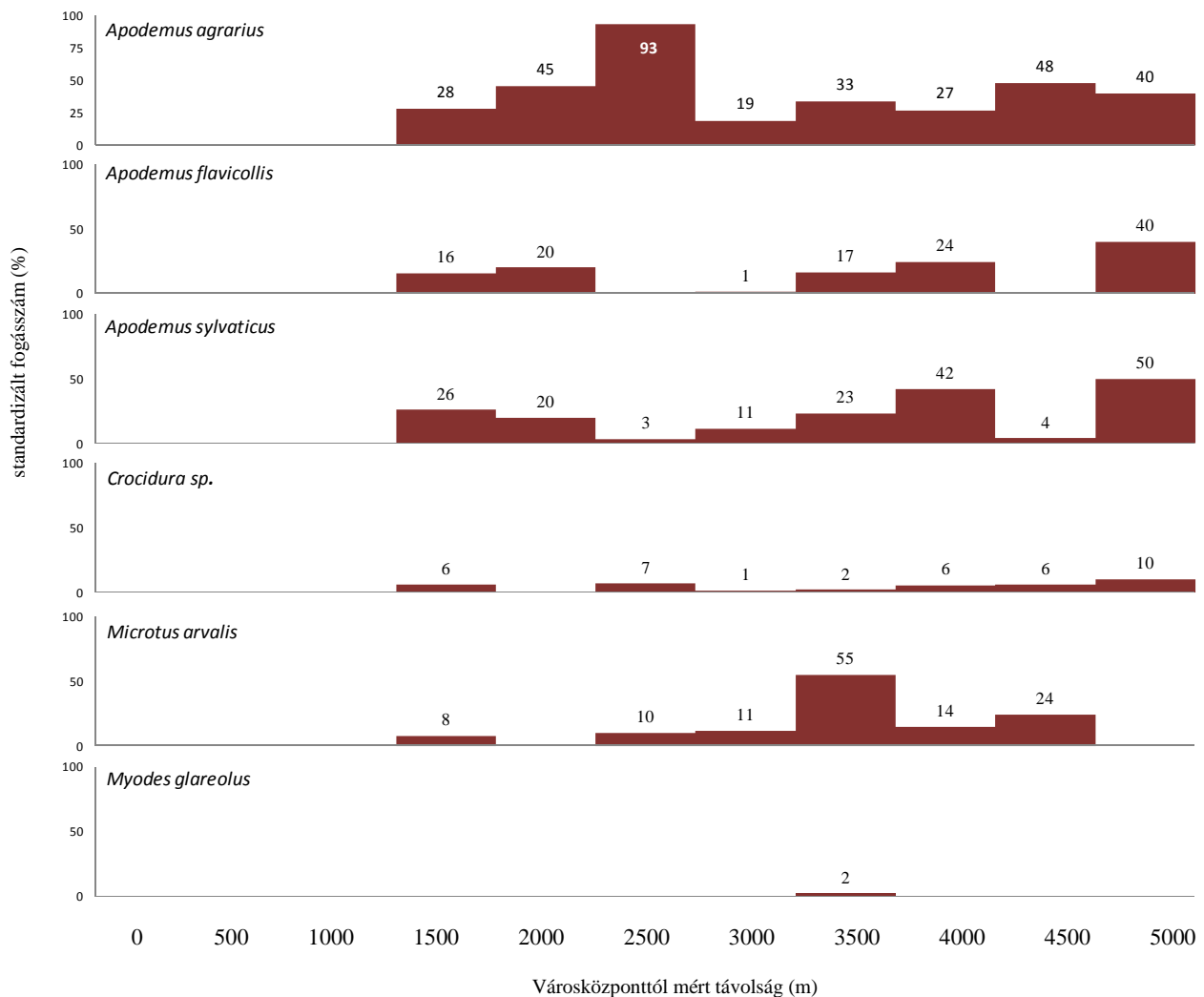
6. ábra: a kimutatott kismérfajok standardizált fogásszámai.

Ezt követően értékeltük az egyes kategóriák diverzitás indexeit. Legnagyobb fajszámmal a rural területek jelentek meg az egyes mintavételi években (2014: 6 faj, 2015: 4 faj, 2016: 8 faj). A külterületeken minden évben alacsonyabb fajszámot mutattunk ki, amit azzal magyaráztunk, hogy a lakott területek mellett a szegélyhatás miatt több élőhely típus jellemző fajai jelennek meg. A gyakori fajokra érzékeny Simpson diverzitás legmagasabb értékkel a 2016-os rural mintavételi övezetben jelent meg, míg legalacsonyabbal a 2014-es külterületi csapdázások. A ritka fajokra érzékeny Shannon diverzitás értékei hasonló eredményt adtak, azaz a 2016-os rural területeken történt csapdázások során több fajt fogtunk alacsony fogásszámmal, mint a többi területen, illetve évben. Az egyenletesség tekintetében a 2016-os külterület jelent meg a legnagyobb értékkel, ami azt mutatta meg, hogy a kimutatott fajokat fogásértékei ebben a mintavételi kategóriában voltak a legkiegyenlítettebbek. (5. táblázat).

5. táblázat: A vizsgált területkategóriák diverzitás indexei.

div. index/terület	2014-Belváros	2014-Külterület	2014-Rural	2015-Külterület	2015-Rural	2016-Külterület	2016-Rural
Fajszám (S)	1	4	6	3	4	5	8
Egyedszám (N)	1	22	70	12	92	120	194

Simpson (D)	-	0.2479	0.6037	0.4028	0.4208	0.6935	0.7402
Shannon (H)	-	0.5481	1.12	0.7215	0.7865	1.375	1.521
Egyenletesség (J)	-	0.3954	0.625	0.6567	0.5673	0.8543	0.7315



7. ábra: A fogott kisemlősfajok standardizált fogásszámai a városközponttól mérve 2015-2016-ban

Elemzéseink során vizsgáltuk a fogott fajok térbeli eloszlását Pécs városközpontjától (Széchenyi tér) mért 500 m-es skálán. Az így kapott eredmények részletesebben tükrözték az előbbieken leírtakat, azaz a pirók erdeieger jelent meg a legnagyobb fogásszámban minden távolságon. Ezt követte a másik két erdeieger faj, melyeknek fogásertekei a városközponttól távolodva emelkedést mutattak. A *Crocidura* fajokat 4 lépték kivételével mindenhol megfogtuk, azonban a fajok standardizált fogásszámai alacsony értéket mutattak. A mezei pockot legnagyobb számban 3500 m-es távolságban fogtuk, de a faj egyedeit több távolságban is kimutattuk, igaz alacsony számban. A vöröshátú erdeipockot csak a városközponttól mért 3500 m-es távolság értéknél fogtuk meg. Előbbi eredményeinkhez hasonlóan a városközponttól számított 1 km-es sugarú körön belül nem regisztráltunk fogást. (7. ábra)





3. kép: Pécs-Kertváros Erdősáv mintaterületen befogott erdeieger példány

## Összefoglalás

A Pécs város területén három éven keresztül végeztünk városökológiai csapdázást, melyekből a 2015-ös és 2016-os eredmények kerültek kiértékelésre, mivel 2014-ben csak előzetes felmérést végeztünk az általunk kijelölt területeken. Vizsgálataink során megállapítottuk, minden mintavételezésnél a pirók erdeieger egyedeit fogtuk meg a legmagasabb arányban, ez a fajt mindhárom évben a mezei pocok fogásai követték, azonban 2016-ban a közönséges és a sárganyakú erdeieger fogás arányai is számottevőek voltak. 2016-ban az elevenfogó csapdák tekintetében azonban szignifikáns különbséget kaptunk a mezei pocok rural és külterületeken regisztrált fogásszámai között, amit a rural területek mezőgazdasági hasznosításba bevont területek közelségével magyaráztunk. Ezen kívül megállapítottuk, hogy a rural területek fajgazdagsága és fogásszáma a legmagasabb, azonban a statisztikai összehasonlítások egyik területkategória vagy év között sem mutattak szignifikáns különbséget. Fajsztípus értékeléseinknél a pirók erdeieger 100 csapdára standardizált fogásszámai között szignifikáns különbséget kaptunk 2015-ben a két területtípus között, valamint a az évek összehasonlításában mind a rural, mind a külterületek összehasonlításánál. A részletesebb térskálán végzett városközponttól mért távolság-fogásszám elemzés is hasonló eredményeket mutatott.

Ezek az eredmények rámutattak arra, hogy a annak ellenére, hogy a pirók erdeieger mindkét területen abszolút dominánsnak számít, azonban a faj fogásszámainak arányát élőhelytípustól függően befolyásolja a többi faj fogásértékei, valamint, hogy a szegélyhatás miatt a rural területek fajszáma magasabb, mint a külterületeké és a mezei pocok élőhely-asszociáltsága miatt kisebb mértékben fordul elő a mezőgazdasági területektől távolabb kihelyezett mintavételi pontokon.

# Az erdeiegeerekre (*Apodemus* sp.) ható predációs nyomás vizsgálata gyurmából készült egerek segítségével

## Bevezetés

A városok terjeszkedése, azaz az urbanizálódás folyamata a XX. század második felében gyorsult fel, amely folyamat napjainkban is tart, sőt a jövőben is folytatódni fog. Egyes számítások szerint 2030-ra a teljes népesség 60%-a fog kisebb vagy nagyobb városokban, fővárosokban vagy metropoliszokban élni, ami azt fogja jelenteni, hogy az elkövetkező 20 évben a városi népesség várhatóan 5 milliárd fő lesz. Az urbanizálódás folyamatát két féle oldalról tudjuk megközelíteni. Egyfelől az antropogén hatásokból tudunk kiindulni, miszerint az ember megváltoztatja és feldarabolja (fragmentálja) a tájat, azaz a természetes környezetet, valamint annak biotikus elemeit és ennek következtében a benne lévő ökológiai folyamatokra is nagy hatással van. A másik megközelítés a natív biota szempontjából történik, mely alatt azt értjük, hogy a növények és állatok hogyan adaptálódnak a városhoz, annak környezetéhez és a bennük élő emberekhez.

Ezeknek a folyamatoknak a megértésére szolgál az urbán ökológia, mely egy interdiszciplináris tudomány és feltárja azokat a mechanizmusokat, mintázatokat, mely az ember és ökológiai folyamatok együttélését egy mesterséges, ember által megalkotott rendszerben vizsgálja. Az urbán ökológiai kutatásoknak a legnagyobb jelentősége abban van, hogy a fajgazdagságot és az élőlények diverzitását érintő változásokat tárja fel, melynek segítségével összehasonlítja egy természetes/természetközeli vagy mezőgazdasági területen tapasztalt eredményeket a városban megfigyelttel.

A városok fejlődése nagymértékben módosítja az adott régió fajösszetételét, diverzitását, amelynek eredményeként egyedi gerinces közösségek alakulnak ki a városokban. Ezek jelentős különbségeket mutatnak egy természetes/természetközeli élőhelyeken élő fajegyüttesektől, viszont nagyon hasonlóak más városokban előforduló közösségekhez, még akkor is, ha nagy földrajzi távolságokra vannak egymástól. Ez azt jelenti, hogy a városi közösségeket számos erő formálja, amik specifikusak a városokra nézve. A városokban a fajgazdagságot a kompetíció és predáció eredője határozza meg. A kettő közül a predáció a nagyobb jelentőségű, mivel ez az a mechanizmus, amely a természetes élőhelyen lévő közösségeket is formálja. A predáció közvetlen vizsgálata azonban számos problémába ütközik, többek között azért, mert konkrét megfigyelése gyakorlatilag lehetetlen, csak közvetett bizonyítékaink vannak rá. Ennek a problémának a kiküszöbölésére terjedt el a különböző zsákmányállat modellek alkalmazása a predáció vizsgálatára. Ezen vizsgálatok során leggyakrabban gyurmából készült zsákmányállatokat alkalmaznak. A modellek használatának vannak előnyei és hátrányai is. Előnyök közé sorolható, hogy egyszerű a beszerzése, olcsó, könnyű a használata, nem igényel semmilyen speciális felszerelést, könnyen és jól alkalmazhatók terepi körülmények között. A legfontosabb előnye viszont az, hogy nagyon hűen megőrzi a predátor fog-, csőr-, illetve karomnyomait, ami megkönnyíti a ragadozó beazonosítását. A hátrányai közé lehet sorolni azt, hogy csak a predációnak a relatív nagyságát képesek megmutatni, a természetes predációs rátát nem tudjuk megbecsülni általuk. Ezekon kívül továbbá nem képesek megfelelően imitálni a préda egyedeit, pl.: a gyurmaállatok nem képesek hő kibocsátására, nem mozognak, amely számos predátor (legtöbbször ragadozó madarak) esetében alapvető, a predációt beindító inger lehet. További probléma az időjárás viszonyosságokból fakad, leginkább a nagyon magas hőmérséklet, amitől a gyurma megolvadnak és a kísérlet kivitelezése lehetlenné válik.

A ragadozók képesek befolyásolni a zsákmányfajok populációit, egyrészt a vadászat által, másrészt megváltoztatva azok viselkedését. A ragadozók által indukált viselkedési

alkalmazkodás a zsákmányállatok számára energetikai és élettani költségeket okoz. A predáció a ragadozó szempontjából minél hatékonyabb zsákmányszerzést, a préda szemszögéből a sikeres elbújást, azaz a predáció elkerülését jelenti. A predátor elkerülése befolyásolja a préda magatartását az aktivitási idő-, a táplálkozási taktikák-, valamint a mikrohabitat kiválasztás. A ragadozók különböző módszereket, mechanizmusokat alkalmaznak a zsákmány megszerzése érdekében. Ebből a szempontból szétválasztható a ragadozók működése, mégpedig hajnal-, nappal-, szürkületkor- és éjjel aktív predátorokra. A nappali ragadozók elsősorban a vizuálisan keresnek táplálékot, amely széles körben az emlős préda-predátor rendszerben terjedt el. Az éjszakai emlős predátorok esetében viszont elsősorban a szaglásnak van nagyon fontos szerepe, amelyen keresztül észleli, akár azonosítja is a prédát. Ezek alapján elmondható, hogy a prédának a szaga és vizuális megjelenése is jelentősen befolyásolja a predáció folyamatát.

A kismemlősök a városokhoz nagyon jól adaptálódott csoport. Ez legfőképp annak köszönhető, hogy nagyon jó alkalmazkodóképességgel rendelkeznek, továbbá gyorsan képesek kolonizálni az általuk elfoglalt habitatokat. Számos megjelenési formában megtalálhatók, amely leginkább a háttér színezetével mutat nagyon erős korrelációt. A színezetük csak ritkán feltűnő és leginkább a fajon belüli és fajok közötti kommunikációban lehet szerepe. Ezen túlmenően feltételezhetjük, hogy a predációs nyomásra jelentős hatással lehet, viszont a szín és a mintázat tényleges funkciójáról a mai napig nem állnak rendelkezésre információk. Az erdeieger fajok jelentős hasonlóságot mutatnak színezetben, mindegyik háta barnás, mint a közönséges erdeiegeré (*Apodemus sylvaticus*), a valamivel nagyobb sárganyakú erdeiegeré (*A. flavicollis*) és a pirók erdeiegeré (*A. agrarius*), de utóbbit markánsan megkülönbözteti az első két fajtól a hátán végigfutó fekete csík. Jelen dolgozatban városi környezetben vizsgáljuk a kismemlősök fenotipikus különbségeinek, valamint szaguknak a predációra gyakorolt hatását.

## Célkitűzés

A fentebb leírtak alapján a dolgozat részletes célkitűzései a következők voltak:

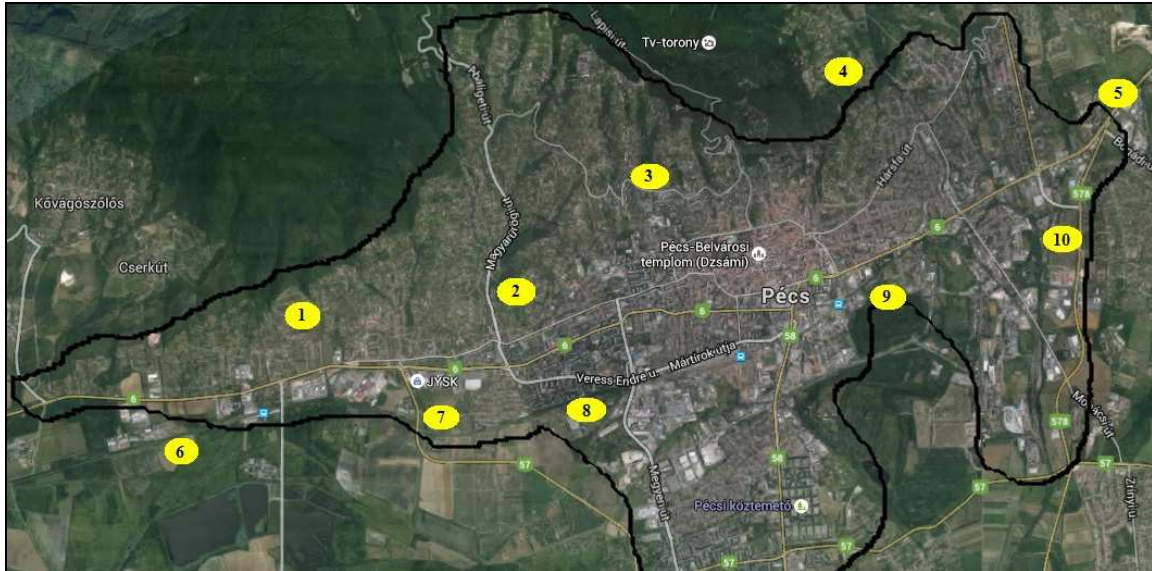
- a) kideríteni, hogy a pirók erdeieger hátán lévő fekete csík a túlélés szempontjából előnyös vagy hátrányos.
- b) a pirók erdeieger hátán lévő fekete csíktól függetlenül az egér szaga növeli vagy csökkenti a predáció esélyét.
- c) a különböző predátorok mely ingerekre (csík, szag) vagy ezek kombinációira reagálnak leginkább, elválnak-e egymástól a ragadozók csoportjai ezek alapján.

## Anyag és módszer

### Vizsgált terület

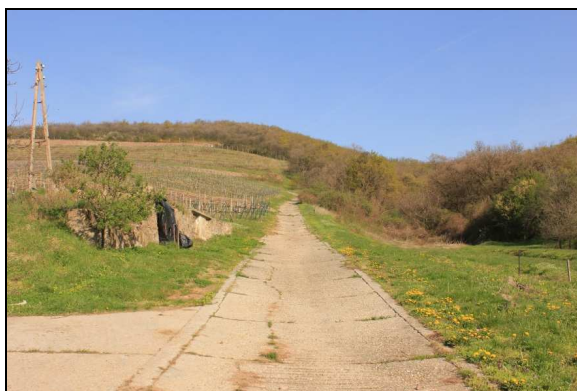
A kísérletet Pécsen végeztük el. A megyeszékhely a Dél-Dunántúl legnagyobb városa, a Mecsek lábánál helyezkedik el, népessége kb. 146.000 fő. A város délről nyitott, északról védi a Mecsek vonulata, amely dél felől, a Pécsi-síkság átlag 120-130 méter közötti magasságából hirtelen emelkedik 400-600 méter magasságig. A városon belül a 6-os főúthoz viszonyítva – mely kettészeli a várost – jelöltünk ki észak és déli irányból 5-5 mintavételi helyszínt (1. ábra). A helyszínek mindegyike lakott területen belül helyezkedik el, ahol az

emberi zavarás mértéke jelentős és mindennapos. A területek kiválasztása során elsődleges szempont volt, hogy alkalmas élőhely legyen mindkét faj a közönséges erdeiegér (*A. sylvaticus*) és a pírók erdeiegér (*A. agrarius*), számára, amelyek bizonyítottan állandó populációval rendelkeznek a Mecsekben és Pécsen (HORVÁTH & DUDÁS, 2007). Jellemét tekintve a mintavételi területek zavart, nyílt vagy félig nyitott, rendszerint valamely oldalról bozótossal határolt füves területek, amelyek a két egérfaj egyedei számára alkalmas búvó – és táplálkozó helyek rendelkeznek.

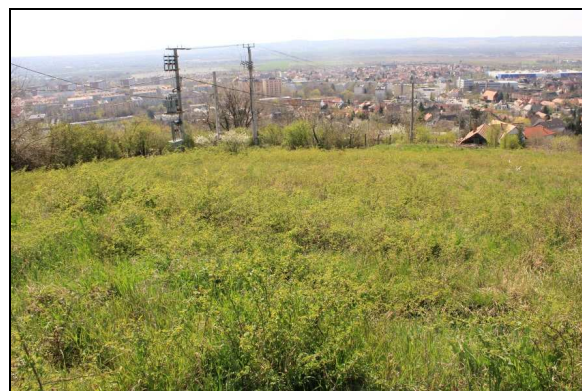


1. ábra. A 10 mintavételi helyszín elhelyezkedése Pécs városának peremterületein

**1: Szőlészeti Kutatóintézet:** ( $46^{\circ}04'21.4''N$   $18^{\circ}09'30.7''E$ ) A helyszín Pécs város központjától, nyugati irányba 5 km távolságra helyezkedik el a Nyugat-Mecsek déli lejtőjén, 180-240 m-es tengerszint feletti magasságban. A kb. 14 hektáros területen, már az 1750-es években is szőlészet működött. A szőlészetet északról egy száraz erdő szegélyezi mely jó részt molyhos tölgyes és virágos kőrisből áll, míg keletről egy törmelékes lejtős rész öleli körbe (2. ábra).



2. ábra: Szőlészeti Kutatóintézet



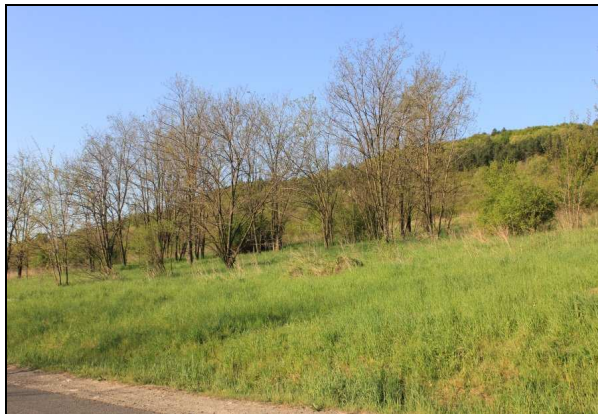
3. ábra: Felső Makár

**2: Felső Makár:** (46°04'24.3"N 18°11'20.7"E) A városközponttól 2,4 km távolságra lévő, a Mecsek déli lejtőjén található elhagyatott terület, melyen legnagyobb mennyiségben szúrós bozótosok találhatók, az északi oldalát pedig faszor szegélyezi (3. ábra).

**3: Buday Dezső utca:** (46°05'06.7"N 18°12'44.3"E) A városközponttól 1,5 km-re lévő terület egy rekreációs célokra használható park, amely befűvesített, telepített bokorszegéllyel körbevett és rendszeresen kezelt, azaz a gyepet a vegetációs időszakban bizonyos gyakorisággal kaszálják (4. ábra).



4. ábra: Buday Dezső utca



5. ábra: Gyükési buszforduló

**4: Gyükési buszforduló:** (46°05'44.6"N 18°14'34.2"E) A Mecsek délkeleti oldalán található enyhén lejtős terület, amely a központtól 2,3 km-re található. Az északnyugati oldaláról határolja lakóövezet, ezt leszámítva egy nyílt, bokrokkal, elszórtan fákkal borított füves terület (5. ábra).

**5: Városszéli kaszárnya:** (46°05'36.9"N 18°16'55.8"E) A városközponttól majdnem 5 km-re elhelyezkedő terület, amelyet a 6-os főút délről határol. Ha ellátogatunk a területre elszórtan bozótosokkal, bokrokkal találkozhatunk és sajnálatos tény, hogy illegális szemétkerakotokat is létesítettek a helyszínen és környékén. A mintavételi pontot kettészelő földúton elég gyakori a napi forgalom, mivel észak felől egy jelentős lakóterület helyezkedik el (6. ábra).



6. ábra: Volt kaszárnya melletti rurális élőhely



7. ábra: Pellérdi rét

**6: Pellérdi rét:** (46°03'24.8"N 18°08'05.1"E) Pécs nyugati peremterületén, egy régi vasúti sín mellett végighúzódó terület, ami a központtól 7 km-re található. Gazdag madárvilággal és flóraelemekkel tarkított terület (7. ábra).

**7: Tetye forrásház:** (46°03'28.8"N 18°10'38.6"E) A Pécssett vízi –és szennyvízközműveket ellátó társaság székhelye délről, egy vasúti töltés pedig északról határolja azt a keskeny területet, amely egy földút mellett található és fasor szegélyezi. A központtól mért távolsága 4,5 km (8. ábra).



8. ábra: Tetye forrásház



9. ábra: Páfrány utca

**8: Páfrány utca:** (46°03'39.3"N 18°11'49.3"E) Pécs Uránváros nevű részén található a terület, amelyet délről a vasúti töltés, északról a lakóövezet garázssora határolja. Bokrossal, bozótossal és fákkal gazdagon benőtt terület, amely 3,2 km-re található a város központjától (9. ábra).

**9: Balokány:** (46°04'32.5"N 18°14'50.8"E) A vizsgálati helyszínek közül ez a terület van a legközelebb a város központjához, mindössze 1,5 km-es távolságra. Északról vasúti töltés határolja, amelynek oldalán összefüggő bozótosok alakultak ki, az út déli oldalán pedig nagy mennyiségű illegális szemétkerakások találhatók (10. ábra).



10. ábra: Balokány menti élőhely



11. ábra: Újhegy

## Modell állatok készítése, kísérleti beállítások

Kísérletünk során a fent jellemzett állatokat befogtuk. A befogáshoz élvefogó csapdát használtunk, melynek használatát HORVÁTH *et al.*, (1996) tesztelték. Külön akváriumban helyeztünk el a két erdeieger faj (pirók- és erdeiegek) példányait, hogy modellként szolgáljanak a műegerek elkészítése során (12. ábra). Végül szabadon engedték őket a befogás helyszínén.



12. ábra: Befogott pirók erdeiegek vattakorongokkal

A kísérlethez 300 darab gyurmaegeret készítettünk. Tíz mintavételi helyszínen dolgoztunk, minden egyes területre 25 db egeret helyeztünk ki, valamint 50 db-ot készítettünk a sérült egerek pótlására. A műegereket pótolnunk kellett a szállítás során, a helyszínen a magas hőmérséklet-, illetve egyéb nem várt sérülések bekövetkezése miatt. Minden egyes gyurmaeger elkészítése során valóság-hű modell megformálására törekedtünk. Ico KOH-I-NOOR natúr gyurmát használtunk (PURGER *et al.*, 2012), melyből kialakítottuk a megfelelő méretű testet, farkat, végül a szemet és a fület. Száradni és szellőzni hagytuk, ami csökkenti vagy akár meg is szünteti a gyurma jellegzetes illatát (PURGER *et al.*, 2012). Ezután következett a festés. Festés során tempera festéket alkalmaztunk, melynek a környezetre nincs káros hatása. Az erdeieger fajok szőrzetének színét figyelembe véve kevertük ki a megfelelő árnyalatot, az egerek szemét és farkát pedig sötétszürkére festettük (13. ábra).

A tempera festék megszáradása után a gyurmaegereket folyékony gumival (Plasti Dip) vontuk be. A folyékony gumi segít a gyurma és a temperafesték természetellenes szagát elfedni, valamint lehetővé teszi, hogy a predátort beazonosítsuk, továbbá védi a gyurmamodellt az időjárás viszontagságaitól (HASKELL, 1999; KURUCZ, 2011).

Vizsgálatunk során a szín mellett a szagot is figyelembe vettük. Az élvefogó csapda segítségével befogott néhány példánytól szag mintákat vettünk vatta segítségével. A vatta korongokat az akváriumban hagytuk több napon keresztül, ezáltal az egerek vizeletének és ürülékének szagát rögzítette (18. ábra). Minden területre tíz darab szagos gyurmaegeret raktunk ki, a vattát az egerek alatt helyeztük el.



13. ábra: A kísérlethez előkészített gyurmaegerek

Mind a 10 vizsgált területre 25 darab gyurmaegeret raktunk ki (19. ábra), melyekből:

- 5 db szintelen,
- 5 db csíkos és szagos,
- 5 db csíkos és szag nélküli,
- 5 db csík nélküli és szagos,
- 5 db csík nélküli és szag nélküli volt.

A gyurmaegereket 250 m transzektok mentén, fák, bokrok, cserjék védelme alatt, egymástól körülbelül 10 méter távolságra, random módon raktuk le (14. ábra). A kísérletet 2015. április 13-án kezdtük és május 7-én fejeztük be. Április 13-tól április 19-ig minden nap, a reggeli órákban ellenőriztünk. Ezen ellenőrzések alkalmával nagyon alacsony predációs nyomást tapasztaltunk, ezért csökkentettük az ellenőrzések gyakoriságát. További ellenőrzési napok április 23., 27., május 4., végül május 7-én szedtük össze az egereket.



14. ábra: Gyurmából készített „pirók erdeieger a természetben



Az ellenőrzések alkalmával feljegyeztük azokat a gyurmamodelleket amelyeken predátorok nyomait fedeztük fel vagy eltűntek. Predáltak tekintettünk minden olyan gyurmaegeret, amelyen egyértelműen fogak, karmok, csőrök nyomát találtuk. Amennyiben az egeren sérülést találtunk, fényképet készítettünk róla és összegyűjtöttük (LERNER *et al.*, 2009).

A vizsgálat eredményeinek értékelése során a predációs események összevetését illesztés vizsgálattal végeztük (ZAR, 1999). A napi túlélési rátákat MAYFIELD (1975) által javasolt módon számítottuk ki, a kapott értékek összevetést pedig JOHNSON (1979) által kidolgozott teszttel végeztük.

## Eredmények

A 25 napig tartó kísérlet során a 250 gyurmaegérből 51-et (20,4%) ért valamilyen károsodás (1. táblázat). A foglenyomatok alapján egyértelműen megállapítottuk, hogy 16 esetben nagy testű emlősöktől, 24 esetben kisemlősöktől származott (15. ábra), 11 gyurmaeger viszont eltűnt. Mivel a kisemlősöket nem tekinthetjük potenciális predátornak, így csupán a nagyemlősök által megtalált (6,4%), ill. nagy valószínűséggel ő általuk elhurcolt (4,4%) gyurmaegereket tekinthetjük predációs eseménynek. Ebből már látszik, hogy a relatív hosszú expozíciós idő alatt a valós predáció mértéke igen alacsony, csupán 10,8% volt. Az emlősök, mint "olfaktórikusan" kereső predátorok, elsősorban a szagra kell, hogy reagáljanak.



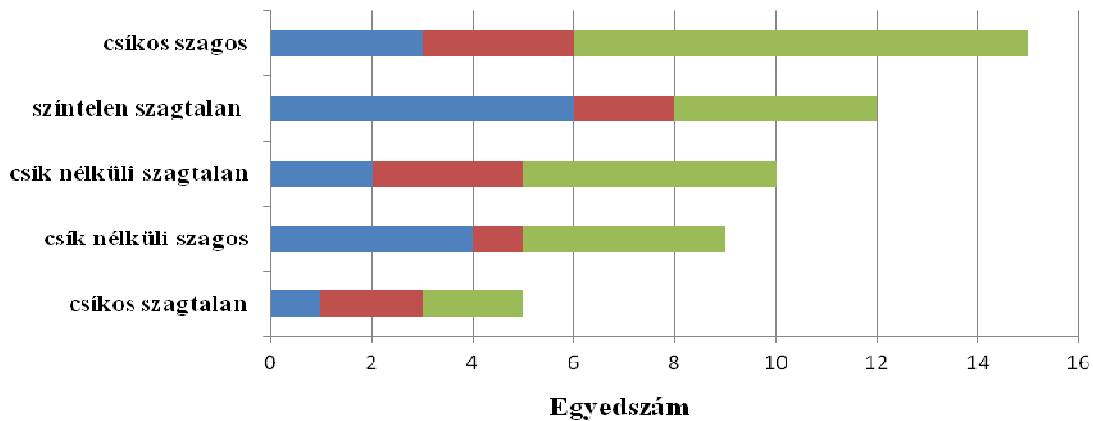
15. ábra: Szemfogak nyomai (róka) a fehér gyurmaegéren (bal oldali kép) és kisemlősök által megrágott gyurma közösséges erdeiegeren (jobb oldali kép)

A kihelyezett gyurmaeger típusokat ért predáció alacsony száma (1. táblázat) miatt nem mutattunk ki szignifikáns különbséget sem a predáció mértéke (csíkos szagtalan gyurmaeger = 6% - szintelen szagtalan natúr gyurmaeger „kontroll” = 16%,  $df = 1$ ,  $\chi^2$  Yates korrekcióval = 0,039  $P = 0,84$ ), sem a napi túlélési ráták esetében (kontroll = 99,27% - csíkos szagtalan gyurmaeger = 99,57%,  $Z = 0.032$ ,  $P = 0,97$ ).

Annak ellenére, hogy mint „vizuálisan” kereső predátorok, a szín vagy a csík megléte, illetve hiánya elsősorban nekik lehet fontosabb, a madarak predációját nem regisztráltuk. A csíkos szagos gyurmaegerek tűntek el a legnagyobb arányban, és a predátorok ez esetben is nagy valószínűséggel nagyemlősök lehetnek (16. ábrán).

1. táblázat: A különböző gyurmaegér típusokat ért predáció mértéke

Gyurmaegerek	Predáció mértéke	Predáció mértéke százalékosan	Túlélt napok száma	Napi túlélési ráta
csíkos szagos	50/6	12%	1130	99.47%
színtelen szagtalan	50/8	16%	1081.5	99.27%
csík nélküli szagtalan	50/5	10%	1145,5	99.57%
csík nélküli szagos	50/5	10%	1169	99.47%
csíkos szagtalan	50/3	6%	1201	99.75%



16. ábra: A különböző gyurmaegér típusokon észlelt predációs jelenségek (kék: épen maradt, piros: predált, zöld: eltűnt)

## Összefoglalás

Pécsen belül tíz mintavételi helyszínre 250 db gyurmaegeret helyeztünk ki, melyek elkészítése során 3 erdeieger fajt modelleztünk. A vizuális és olfaktórikus inger predációval kapcsolatos szerepét vizsgáltuk, így a kísérlethez 5 különböző kombinációban készültek el a gyurmamodellek: csíkos szagtalan, csíkos szagos, nem csíkos szagtalan, nem csíkos szagos, natúr gyurma (kontroll). Minden mintavételi helyre 25 egér került, mégpedig úgy, hogy egymástól 10 m távolságra random elrendezésben mind az 5 egértípusból öt darabot helyeztünk ki. A kísérlet 2015. április 12-től május 7-ig tartott. Ez idő alatt a gyurmaegerek 20,4%-át érte valamilyen károsodás. A gyurmákon megőrződött foglennyomatok alapján megállapítottuk, hogy 16 gyurmaegeret nagyemlős, 24-et kisemlős károsított, 11 gyurmaegér pedig eltűnt. A kisemlősöket nem tekintettük potenciális predátoroknak. Ezen értékek alapján megkaptuk a predáció mértékét, valamint a napi túlélési rátát számoltunk. Célkitűzéseink között szerepelt, hogy az erdeieger hátán lévő fekete csík előnyt vagy hátrányt jelent-e a túlélés szempontjából, azonban szignifikáns különbséget nem sikerült kimutatnunk. A szag predációra gyakorolt hatásának vizsgálata során is hasonló eredményt kaptunk. A predáció alacsony mértékére többféle magyarázat lehetséges. Az általunk készített gyurmamodellek nem képesek mozgásra, pedig a predátorok figyelmét a mozgás és a hang felkelti, továbbá a környező növényzet gyors növekedése eltakarhatta és gátolhatta az egérszag terjedését.

## 4. A PTE TTK helyi TDK fordulónak dokumentációja

- Felhívás a XV. OFKD kari fordulóra
- Meghívó a XV. OFKD kari fordulóra
- A XV. OFKD kari forduló jegyzőkönyve
- A XV. OFKD Intézményi Nevezési Űrlap
- A PTE TTK OFKD eredményei 2016
  
- Felhívás a Kémiai és Vegyipari Szekció helyi tavaszi fordulójára (Kémiai Intézet)
- Meghívó a Kémiai Intézet helyi TDK fordulójára
- A PTE TTK Kémiai és Vegyipari Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyve
- A Kémiai Intézetben megrendezett helyi forduló jelenléti íve
  
- Felhívás a Biológia Szekció helyi tavaszi fordulójára (Biológiai Intézet)
- Meghívó a Biológiai Intézet helyi TDK fordulójára
- A PTE TTK Biológia Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyvei
- A Biológiai Intézetben megrendezett helyi forduló jelenléti ívei
- A PTE TTK Fizika, Földtudományok, Matematika Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyve
- A PTE TTK Testnevelés és Sporttudományi Szekció helyi fordulójának jegyzőkönyve

**Felhívás**  
**a XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencián**  
**történő részvételre**  
**(1. körlevél)**

A 2016-os Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia (**OFKD 2016**) **2016. 03.30.-04.01. (szerda-péntek)** kerül megrendezésre a Szegedi Tudományegyetem Környezettudományi Intézetének szervezésében (lásd a konferencia honlapján: <http://ofkd2016.u-szeged.hu>).

A regisztráció fontos feltétele, hogy a diákköri munkát releváns szakmai fórumon már bemutatták, vagy még bemutatásra kerül **2016. január 10.-ig**, mivel ez a határideje az **intézményi nevezési listák** beérkezésének. Releváns szakmai fórumon történt bemutatásnak minősül:

- intézményi (kari) TDK konferencia;
- diploma/szakdolgozatvédelem;
- tudományos társaság ülése, konferencia.

A PTE TTK 2008 óta bevezetett gyakorlata, hogy az OFKD országos fóruma előtt kari szinten megrendezi az OFKD-ra készülő pályamunkák házi konferenciáját. Ezt legkésőbb **2016. január 10.-ig** kell megvalósítani.

A hallgatói jelentkezéshez kapcsolódó fontos határidők a következők:

- Az absztrakt feltöltésének határideje, versenyzői regisztráció vége **2015. 12. 10.**
- A dolgozatok feltöltésének határideje **2016. 02. 07.**

Mivel a korábbi páros évektől eltérően a 2016-os OFKD Országos fordulójának igen korai regisztrációs határideje van, a potenciálisan több intézetből nevező hallgatók részvételével a helyi fordulót az országos nevezés és az intézményi nevezési lista leadásának határideje között tudjuk megvalósítani. Minden érintett **intézeti TDK felelős, tanszékvezető felé** kérésünk, hogy amennyiben potenciálisan induló diákköri hallgató(k) (egy vagy többszörös) pályamunkával részt kívánnak venni az OFKD 2016-os országos fórumán, akkor **2015. december 10-ig** regisztráljanak az XIV. OFKD szegedi honlapján (<http://ofkd2016.u-szeged.hu>).

Ezt követően, **2015. december 20-ig** kari szinten is jelezzék sikeres regisztrációjukat e-mailen, annak érdekében, hogy össze tudjuk állítani az intézményi nevezési listát, illetve ennek leadása előtt 2016. január 10-ig meg tudjuk valósítani a helyi fordulót.

A házi forduló megtartásának tervezett időpontja **2016. január 7.** (csütörtök 14 óra, C/II. előadó). A 2015. december 20-ig beérkező nevezések és témák alapján szervezzük meg a házi forduló pontos ütemtervét, illetve kérjük fel a zsűri tagjait, amelyről az ekkor esedékes 2. körlevélben tájékoztatunk mindenkit.

A sikeres országos regisztráció esetén a pályamunkák adatait (szerző(k), évfolyam, szak, témavezető(k), dolgozat címe) az alábbi e-mail címre kell elküldeni:

Dr. Csapó János ([csapoj@gamma.ttk.pte.hu](mailto:csapoj@gamma.ttk.pte.hu)) a PTE TTK Földrajztudományi Intézet diákköri felelőse

Dr. Horváth Győző ([hgypte@gamma.ttk.pte.hu](mailto:hgypte@gamma.ttk.pte.hu)) a PTE TTK kari diákköri elnöke

A szervezés és jelentkezési kötelezettségek eredményes lebonyolítása érdekében az érintettek együttműködését kérve várjuk a regisztrációkat.

Pécs, 2015. november 20.

Tisztelettel és üdvözlettel:

Dr. Horváth Győző  
kari TDK elnök

Dr. Csapó János  
Intézeti TDK felelőse

## MEGHÍVÓ

### a XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencián történő részvételre (2. körlevél)

A 2016-os Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferenciára (**OFKD 2016 Szeged**) történő jelentkezés feltételeként meghirdetett házi fordulóra 13 dolgozattal, 16 hallgató jelentkezett.

A korábban megadott időpontnak megfelelően, az OFKD házi fordulóját **2016. január 7.-én csütörtök, 14<sup>00</sup> órai kezdettel a C/II. előadóban** tartjuk meg.

A zsűri tagjai: elnök - Dr. Csabai Zoltán tanszékvezető egyetemi docens  
tagok - Dr. Lóczy Dénes egyetemi tanár  
Dr. Csiky János egyetemi docens

A nevezett hallgatók és pályamunkáik:

**Kepner Anett:** Dirofilaria fajok szűrővizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban és a dirofilariosis hazai kockázatelemzése

Témavezető: Dr. Jakab Ferenc egyetemi docens

**Schmeller Dalma:** Zöldtetők, zöldfalak és "kék" vízgazdálkodási módszerek az élő és élhető város életében

Témavezető: Dr. Hajnal Klára egyetemi adjunktus

**Máté Melinda Mária és Kismarci Henrietta:** Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus

**Simon Bertalan:** Erdő-területváltozások Zala megyében a második katonai felméréstől napjainkig

Témavezető: Dr. Majdáné dr. Mohos Mária egyetemi docens  
Dr. Gyenizse Péter egyetemi docens

**Kelemen Krisztina:** Kisemlősök makro- és mikroélelőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata két eltérő sűrűségű év összehasonlításában

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus

**Zsámba Vivien:** Víz és csatornahálózat változása Kaposváron a 20-21. században

Témavezető: Dr. Majdáné dr. Mohos Mária egyetemi docens

**Hendinger Virág:** Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus

**Nagy Dóra és Lévai Kata:** A fásszárú újulat fajainak pigmentválaszai dél-dunántúli bükkös erdő kísérleti lékjében

Témavezető: Salamonné Dr. Albert Éva egyetemi docens

**Széchenyi Alexandra és Schmidt Kornél:** Vízbórítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása lápterületek kisémlős együtteseínél

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus

**Kovács Anita:** Dráva menti holtágak tájtörténete

Témavezető: Ortmann-né Dr. Ajkai Adrienne egyetemi adjunktus

**Horváth Adrienn:** A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus

**Mánfai Kinga:** Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisémlős közösségek összetételére

Témavezető: Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus

**Hollós Roland:** Mesterséges lécek kis léptékű vegetációdinamikájának vizsgálata SDR-szimplex módszer alkalmazásával

Témavezető: Ortmann-né Dr. Ajkai Adrienne egyetemi adjunktus

A hallgatóknak 15 perc áll rendelkezésre a szakmai prezentációra, amit 5 perc vita követ. Kérünk minden előadót a megadott idő pontos betartására.

Minden érdeklődőt szeretettel várunk.

Pécs, 2015. december 22.

Tisztelettel és üdvözlettel:

Dr. Horváth Győző  
kari TDK elnök

Dr. Csapó János  
a Földrajztudományi Intézet  
TDK felelőse



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.



## JEGYZŐKÖNYV

2016. évi XIV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia

Biológiai - Földrajzi Intézet Helyi szakterületi konferencia

A PTE Természettudományi Karán meghirdetett helyi szakterületi OFKD konferenciára összesen 13 regisztrált pályamunkával 16 hallgató vett részt a helyi fordulón.

Szerző(k) neve	Neptun kód/Szak	Dolgozat címe	Témavezető(k)	OFKD-ra javasolt
Kepner Anett	P8K8HY Biológus MSc-1.	Szúnyogok által terjesztett Nematoda fajok molekuláris vizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban	Dr. Jakab Ferenc	igen
Schmeller Dalma	D0B35E Geográfus MSc-1.	Zöldtetők, zöldfalak és "kék" vízgazdálkodási módszerek az élő és élhető város életében	Dr. Hajnal Klára	igen
Máté Melinda Mária és Kismarci Henrietta	G06VK0 Biológia BSc-3. NGJ1C9 Biológia BSc-3.	Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban	Dr. Horváth Győző	igen
Simon Bertalan	B9OZIQ Geográfus MSc-2.	Erdő-területváltozások Zala megyében a második katonai felméréstől napjainkig	Dr. Majdáné dr. Mohos Mária, Dr. Gyenizse Péter	igen
Kelemen Krisztina	EHWT0R Biológus MSc-1.	Kisemlősök makro- és mikroélelőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata két eltérő sűrűségű év összehasonlításában	Dr. Horváth Győző	igen
Zsamba Vivien	GXWLSL Geográfus MSc-2.	Víz és csatornahálózat változása Kaposváron a 20-21. században	Dr. Majdáné dr. Mohos Mária	igen
Hendinger Virág	B07E97 Biológia BSc-5.	Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében	Dr. Horváth Győző	igen
Nagy Dóra és Lévai Kata	A38V9F Biológia BSc-4. F33P8G Biológia BSc-4.	A fásszárú újulat fajainak pigmentválaszai dél-dunántúli bükkös erdő kísérleti lékjében	Salamonné Dr. Albert Éva	igen
Széchenyi Alexandra és Schmidt Kornél	YD3KXU Biológia BSc-3. DWBZIB Biológia BSc-3.	Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása lápterületek kisemlős együtteseinél	Dr. Horváth Győző	igen



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.



Szerző(k) neve	Neptun kód/Szak	Dolgozat címe	Témavezető(k)	OFKD-ra javasolt
Kovács Anita	D51HEX Környezettan BSc-5.	Dráva menti holtágak tájtörténete	Ortmann-né Dr. Ajkai Adrienne	igen
Horváth Adrienn	IZDOI5 Biológus MSc-2.	A mezőgazdasági kártevő mezei pocok ( <i>Microtus arvalis</i> ) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpek alapján	Dr. Horváth Győző	igen
Mánfai Kinga	Kör C04K43 Biológus MSc-2.	Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kismélt közösségek összetételére	Dr. Horváth Győző	igen
Hollós Roland	IRJUU5 Tanár- környezettan tanár-1.	Mesterséges lékek kis léptékű vegetációdinamikájának vizsgálata SDR-szimplex módszer alkalmazásával	Ortmann-né Dr. Ajkai Adrienne	igen

A bíráló bizottság a diákköri konferenciák szempontrendszer alapján részletesen értékelte az előadásokat, megállapította, hogy a prezentációk színvonala és a bemutatott eredmények alapján az előadások megfeleltek az OFKD formai és szakmai követelményeinek. A zsűri tagjai megfogalmazták kritikai észrevételeiket, adott esetben a módosításokra tett javaslatukat, melyek figyelembevételével valamennyi témát javasolta a 2016. évi XIV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencián történő bemutatásra.

Pécs, 2016. január 7.

Dr. Lóczy Dénes  
tanszékvezető egyetemi docens

Dr. Csabai Zoltán  
egyetemi docens  
zsűri elnök

Dr. Csiky János  
egyetemi docens  
zsűritag

Dr Horváth Győző  
PTE TTK TDK elnök



## INTÉZMÉNYI NEVEZÉSI ŰRLAP

2016. évi XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia

Szegedi Tudományegyetem, Szeged, 2016. március 30-április 1.

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar (intézmény/kar/tanszék) az alábbi dolgozatokat nevezi a 2016. évi XV. OFKD-ra.

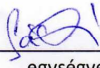
Szerző(k) neve	Neptun/EHA kód	Dolgozat címe	Jogosultság megszerzése*/dátum
Horváth Éva	BFQVGJ	Kávésav kimutatására alkalmas kavitand származék vizsgálata	1/2015.11.26.
Derdák Diána	B59T0H	Molekuláris kapszulák citrinin mikotoxin kimutatására és extrakciójára	1/2015.11.26.
Gerner Zsófia	OUXFN5	Zearalenon fluoreszcenciájának változása a mikrokörnyezet függvényében	1/2014.11.14.
Kepner Anett	P8K8HY	Szúnyogok által terjesztett Nematoda fajok molekuláris vizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban	1/2016.01.07.
Máté Melinda Mária és Kismarci Henrietta	G06VK0 NGJ1C9	Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban	1/2016.01.07.
Kelemen Krisztina	EHWT0R	Kisemlősök makro- és mikroélelőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata két eltérő sűrűségű év összehasonlításában	1/2016.01.07.
Hendinger Virág	B07E97	Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló	1/2016.01.07.
Nagy Dóra és Lévai Kata	A38V9F F33P8G	A fásszárú újulat fajainak pigmentválaszai dél-dunántúli bükkös erdő kísérleti lékjében	1/2016.01.07.
Széchenyi Alexandra és Schmidt Kornél	YD3KXU DWBZIB	Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása lápterületek kisemlős együtteseinél	1/2016.01.07.
Horváth Adrienn	IZDO15	A mezőgazdasági kártevő mezei pocok ( <i>Microtus arvalis</i> ) demográfiai változásának prognosztizálása	1/2016.01.07.
Mánfai Kinga	C04K43	Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek	1/2016.01.07.
Kovács Anita	D51HEX	Dráva menti holtágak tájtörténete	1/2016.01.07.
Hollós Roland	IRJUU5	Mesterséges lékek kis léptékű vegetációdinamikájának vizsgálata SDR-szimplex módszer alkalmazásával	1/2016.01.07.
Schmeller Dalma	D0B35E	Zöldtetők, zöldfalak és "kék" vizgádkódási módszerek az élő és élő város életében	1/2016.01.07.

Zsámba Vivien	GXWLSL	Víz és csatornahálózat változása Kaposváron a 20-21. században	1/2016.01.07.
Simon Bertalan	B9OZIQ	Erdő-területváltozások Zala megyében a második katonai felméréstől napjainkig	1/2016.01.07.

\* Kérem, válasszon az alábbi lehetőségek közül:

- 1 - ITDK, kari TDK
- 2 - szakdolgozat/diplomadolgozat védés
- 3 - vagy ezekkel egyenértékű fórum (olyan szakmai fórum, ahol a hallgató intézményének szakmai bizottsága előtt bemutatta munkáját)

Kelt: Pécs, 2016. január 8.

  
 \_\_\_\_\_  
 egységvezető  
 Prof. Dr. Gábrriel Róbert  
 dékán  
 Pécsi Tudományegyetem  
 Természettudományi Kar  
 szervezeti egység neve





Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.



## A PTE TTK diákköri hallgatóinak elért eredményei a XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia Szekcióiban

A Szegedi Tudományegyetem Természettudományi és Informatikai Kar, Környezettudományi és Műszaki Intézete 2016. március 30. - április 01. között rendezte meg a **XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferenciát** Szegeden. A PTE TTK diákköri hallgatói közül a megrendezett házi forduló javaslatai alapján **16 fő, 13** nevezett dolgozattal vett részt a XV. OFKD konferencián. A nevezett és bemutatott dolgozatok az alábbi felsorolt **7 különböző szekciót** érintették (zárójelben a prezentált dolgozatok száma szerepel):

Agrárkörnyezet (3)  
Környezeti kémia (1)  
Környezetegészségügy, környezettoxicológia (1)  
Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia (3)  
Természetvédelem és biodiverzitás - botanika (2)  
Tájvédelem, tájökológia (2)  
Településkörnyezet (1)

Összességében a nevezett 13 dolgozattól **7, azaz a pályamunkák 54%-a ért el helyezést, illetve különdíjat**. Hallgatóink **1 első, 3 második** és **3 harmadik** helyezést értek el. Az eredmények részletes, szekciónkénti bontását az alábbi táblázat foglalja össze.

2016 OFKD Szegedi Tudományegyetem (2016. 03. 31.- 04.01.)

Nevezett dolgozatok száma: **13**

I: helyezés: **1**; II: helyezés: **3**; III: helyezés: **3**

Helyezettek és különdíjasok listája:

Hallgató / Dolgozat cím	Témavezető	Szekció / Helyezések, díjak
<b>Kepner Anett:</b> Szúnyogok által terjesztett Nematoda fajok molekuláris vizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban	Dr. Jakab Ferenc és	Agrárkörnyezet / <b>I. helyezés</b>
<b>Hollós Roland:</b> Mesterséges lékek kis léptékű vegetációdinamikájának vizsgálata SDR-szimplex módszer alkalmazásával	Ortmann-né Dr. Ajkai Adrienne	Természetvédelem és biodiverzitás - botanika / <b>II. helyezés</b>
<b>Horváth Éva:</b> Kávésav kimutatására alkalmas kavítand származék vizsgálata	Dr. Czibulya Zsuzsanna	Környezeti kémia / <b>II. helyezés</b>



Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.



<b>Mánfai Kinga:</b> Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére	Dr. Horváth Győző	Tájvédelem, tájökológia / <b>II. helyezés</b>
<b>Horváth Adrienn:</b> A mezőgazdasági kártevő mezei pocok ( <i>Microtus arvalis</i> ) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján	Dr. Horváth Győző	Agrárkörnyezet / <b>III. helyezés</b>
<b>Kelemen Krisztina:</b> Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lékek és zárt erdőfoltok összehasonlításában	Dr. Horváth Győző	Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia / <b>III. helyezés</b>
<b>Máté Melinda Mária és Kismarci Henrietta:</b> Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban	Dr. Horváth Győző	Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia / <b>III. helyezés</b>

---

Pécs, 2016. április 5.

Dr. Horváth Győző  
kari TDK elnök

Tisztelt Témavezetők, Kedves Hallgatók!

A XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Kémiai és Vegyipari Szekciója 2017. tavaszán a Miskolci Egyetemen kerül megrendezésre.

Az OTDK-n történő részvételre az intézményi TDK jelölés alapján az Országos Tudományos Diákköri Tanács online rendszerében (<https://online.otdk.hu/>) lehet majd nevezni. A helyi TDK konferenciát követően annak jegyzőkönyvét az OTDT két héten belül rögzíti az online rendszerben, melyről a hallgató e-mail értesítést kap. Ezt követően 30 nap áll a hallgató rendelkezésére, hogy pályamunkáját feltöltse az online rendszerbe. Ezután azon már nem módosíthat, a nevezési időszakban azzal a pályamunkával jelentkezhet a XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába.

Végzős hallgatók esetében az intézményi TDK konferencián történő jelölésnek meg kell előznie az abszolutórium megszerzését. Az OTDT állásfoglalása szerint abban az esetben, ha a "TDK pályamunka azonos tárgyú, esetleg tartalmú szerzőjének (szerzőinek) szakdolgozatával, diplomamunkájával, akkor szükséges annak intézményi (dékáni hivatali vagy tanulmányi hivatali) igazolása is, hogy a TDK-pályamunkát a kötelező tanulmányok (diplomamunka, szakdolgozat) kiváltásaként fogadták el az intézményi TDK-konferenciát követően, és annak eredményeként."

Az előző évek gyakorlatának megfelelően a Pécsi Tudományegyetem Kémia Intézete a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferenciára történő felkészülés részeként a kémia szakterületen Kari Diákköri Konferencia megrendezését tervezi 2016. áprilisában. A házi konferencián a XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába beküldésre tervezett pályaművek kerülnek 10-10 perces előadás formájában bemutatásra. Kérjük, hogy a konferencián pályaművéket bemutatni szándékozó hallgatók **április 15-ig** jelezzék részvételi szándékukat a következő e-mail címen: [blemli@gamma.ttk.pte.hu](mailto:blemli@gamma.ttk.pte.hu) Jelentkezéskor kérjük szíveskedjenek megadni a **bemutatni kívánt pályamunka pontos címét, valamint az előadó és a témavezető nevét.**

Felhívjuk továbbá a hallgatók és témavezetők figyelmét, hogy a Pécsi Tudományegyetem Kémia Intézete a XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába beküldésre szánt pályaművek bemutatása és jelölése céljából ezt követően legközelebb 2016. őszén tervezi újabb házi konferencia rendezését.

Az országos konferencián történő részvétel részletes feltételei és módja elérhető az alábbi címen:

Az Országos Tudományos Diákköri Tanács honlapja:

<http://otdt.hu/>

Az OTDT online rendszere:

<https://online.otdk.hu/>

Az országos konferencia hallgatóinknak és oktatóinknak egyaránt lehetőséget nyújt az oktatás egyik fontos területén, a tudományos diákköri tevékenység keretében végzett munka bemutatására. Kérjük, hogy éljünk ezzel a lehetőséggel és minél több hallgatót biztassunk a konferencián történő részvételre.

Üdvözlettel:

Kunsági-Máté Sándor  
TDK-felelős

Lemli Beáta  
diákköri titkár

## MEGHÍVÓ

A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kara

**a kémia szakterületen Kari Diákköri Konferenciát**

rendez, melyre sok szeretettel meghívja Önt.

A konferencián történő eredményes szereplés a 2017-es XXXIII. OTDK Kémiai és Vegyipari Szekciójába történő nevezés előfeltétele.

A konferencia helye és ideje: 2016. május 4. (szerda) 11 óra  
PTE TTK Kémia Intézet Általános és Fizikai Kémia  
Tanszék szemináriumi terem

A konferencián bemutatásra kerülő pályamunka:

11.05-11.20 **Marton Bálint:** Diazovegyületek katalitikus karbonilezése vas-karbonil katalizátor segítségével  
Témavezető: Dr. Kégl Tamás

A szakmai zsűri tagjai:

Elnök: **Dr. Kunsági-Máté Sándor**, egyetemi docens, PTE TTK Általános és Fizikai Kémia Tanszék

Tagok: **Dr. Kálai Tamás**, egyetemi tanár, PTE ÁOK Szerves és Gyógyszerkémiai Intézet

**Dr. Kollár László**, egyetemi tanár, PTE TTK Szervetlen Kémia Tanszék

**Dr. Horváth Győző**, kari TDK elnök, egyetemi adjunktus, PTE TTK Állatökológia Tanszék

Titkár: **Mező Emerencia**, PhD hallgató, PTE TTK Általános és Fizikai Kémia Tanszék

Hallgatói megfigyelő:

**Sólyom Norbert**, kari HÖK elnök, vegyész MSc szakos hallgató, PTE TTK

A vitában minden jelenlévő részt vehet.

**Dr. Horváth Győző**  
kari TDK elnök

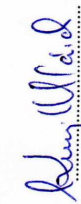
**Dr. Kunsági-Máté Sándor**  
a Kémia Intézet  
TDK felelőse


**Dr. Lemli Beáta**  
a Kémia Intézet  
diákköri titkára


## TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE - Pécsi Tudományegyetem  
 Kar \*: PTE - TTK, Természettudományi Kar  
 Szekció: Kémiai és Vegyipari  
 Helyszín: 7624 Pécs Ifjúság útja 6.  
 Tanszék \*: Időpont: 2016.05.04  
 TDK műhely \*:


Az előadás sorrendje	A szerző(ik) neve	Látogatói intézmény kódja	Látogatói kar kódja	Látogatói kar kódja	Aktív félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(ik) neve	Témavezető(ik) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsíri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Marton Bálint	PTE	TTK		6 BSc		martonbalint199408@gmail.com	Diazovegyületek katalitikus karbonilizése vas-karbonil katalizátor segítségével	Dr. Kégl Tamás	tudomanyos főmunkatárs		1.		igen


 Dr. Kunsági-Máté Sándor  
 egyetemi docens  
 elnök


 Dr. Kollár László  
 egyetemi tanár  
 zsűrtag


 Dr. Horváth Győző  
 egyetemi adjunktus  
 zsűrtag

Lezárva: 2016.05.04.



\* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető  
 \*\* Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Osztatlan, K(özépiskola) és Egyéb lehet.  
 \*\*\* Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.  
 \*\*\*\* Helyezés: Amennyiben adták ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1., 2., 3. arab számokkal) kérjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.

## Névsor

Kari Diákköri Konferencia (kémia szakterület)

PTE TTK Kémia Intézet Általános és Fizikai Kémia Tanszék szemináriumi terem

2016. május 4. (szerda) 11 óra

	Név	Beosztás	Intézet	Alíírás
1	MIKLE GÁBOR	PhD-hallgató	PTE-TTK KÉMIA	Miklós G
2	SZUROCZKI PÉTER	PhD hallgató	PTE-TTK KÉMIA	Szuroczki P
3	PALINKÁS NOÉMI	PhD hallgató	PTE-TTK KÉMIA	Palinkás Noémi
4	KEGL TIHANY	Tud. seg.	MTA-PTE kut. cs.	Kegl Tihany
5	PETŐCS GYORGY	docens	PTE-TTK KÉMIA	Petőcs György
6	CSERLÁK REKA	Kémia labor	PTE-TTK KÉMIA	Cserlák Reka
7	HÖLV ANDRÁS	BSc hallgató	PTE-TTK KÉMIA	Hölv András
8	HORNATH ÉVA	MSC hallgató	PTE-TTK KÉMIA	Hornath Éva
9	KEGL TAMÁS	Tud. főmunkatárs	MTA-PTE kut. cs.	Kegl Tamás
10	KOVÁCS BALINT	Bsc hallgató	PTE-TTK Kémia	Kovács Balint
11	SZÓCS ENDRÉ	biológus	PTE-TTK Kémia	Szócs Endre
12	KOVÁCS BARNABÁS	eg. doc	Kémia Int.	Kovács Barnabás
13	FILÓTÁS DÁNIEL	PhD. hallgató	PTE TTK KÉMIA NT	Filótas Dániel
14	HERŐ EMERENCI	PhD HÖZGŐS	PTE TTK Kémia	Herő Emmerencia
15	BALOGH KATALIN	Tud. seg. munkatárs	PTE TTK Kémia	Balogh Katalin
16	RAPP-KISSNER ILDIKÓ	PhD-hallgató	PTE TTK Kémia	Rapp-Kissner Ildikó
17	SZILVOM NORBERT	HÖK	PTE TTK Kémia	Szilvom Norbert
18	LENLI BEÁTA	adjunktus	PTE TTK Kémia	Lenli Beáta
19				
20				
21				
22				
23				
24				
25				
26				
27				
28				
29				
30				





A PTE TTK Biológiai Intézet



## FELHÍVÁS

### a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Biológia Szekciójában történő részvétel feltételeként megrendezendő

#### Biológiai Intézeti helyi tavaszi TDK fordulóra

A következő, XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Biológia Szekcióját a Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar **2017. április 9-12.** közötti időpontban rendezi meg (*ld. Szekció Felhívás*). Az országos konferencián való részvétel feltétele, hogy a hallgatói jogviszonyban álló jelentkező hallgatók pályamunkájukat az országos fordulót megelőzően helyi szakterületi konferencián is bemutassák.

A hallgatói nevezést tekintve el kell különítenünk:

1. Abszolutóriumot szerzett hallgatókat, akiknek a 2016-2017-es tanévben már nincs hallgató jogviszonyuk a karon (PTE TTK) (BA, BSc, illetve MA vagy MSc képzésben vettek részt és ebben a tanévben végeznek).
2. Azon hallgatókat, akik a következő tanévben is aktív, jogviszonnal rendelkező hallgatók, így a XXXIII. OTDK nevezési időszakában (2016. szeptembertől 2017. januárig, a nevezési határidőig) részt tudnak venni helyi fordulón, amit intézetünk majd 2016 novemberében szervez meg.

Az OTDK-n történő részvételre az intézményi TDK jelölés alapján az Országos Tudományos Diákköri Tanács online rendszerében (<https://online.otdk.hu/>) lehet majd nevezni. A helyi TDK konferenciát követően annak jegyzőkönyvét az OTDT két héten belül rögzíti az online rendszerben, melyről a hallgató e-mail értesítést kap. Ezt követően 30 nap áll a hallgató rendelkezésére, hogy pályamunkáját feltöltse az online rendszerbe. Ezután azon már nem módosíthat, a nevezési időszakban ezzel a pályamunkával jelentkezhet a XXXIII. OTDK Biológia Szekciójába.

Jelen felhívás alapján a tavaszi szemeszterben meghirdetett biológia szakterületi helyi fordulót elsősorban az 1. pontban érintett hallgatók (aktív jogviszonnal rendelkező végzősök) számára rendezzük meg. A helyi forduló teljesítése, illetve az ezt bizonyító jegyzőkönyv OTDT általi hitelesítése és elfogadása jogosultságot ad a 2017-es XXXIII. OTDK történő részvételre. A jelentkezésre vonatkozó információkat mindenki olvassa el a mellékelt felhívásokban (kiemelten: A Biológia Szekció felhívása - <http://www.otdt.hu/hu/szekcio-felhivasok>).

Végzős hallgatók esetében az intézményi TDK konferencián történő jelölésnek meg kell előznie az abszolutórium megszerzését. Az OTDT állásfoglalása szerint abban az esetben, ha a "TDK pályamunka azonos tárgyú, esetleg tartalmú szerzőjének (szerzőinek) szakdolgozatával, diplomamunkájával, akkor szükséges annak intézményi (dékáni hivatali vagy tanulmányi hivatali) igazolása is, hogy a TDK-pályamunkát a kötelező tanulmányok

(diplomamunka, szakdolgozat) kiváltásaként fogadták el az intézményi TDK-konferenciát követően, és annak eredményeként.”

A PTE TTK Biológiai Intézete a XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferenciára történő felkészülés részeként a biológia szakterületen 2016. május első felében tervezzük a Kari Diákköri Konferencia megrendezését. A házi konferencián a XXXIII. OTDK Biológia Szekciójába beküldésre tervezett pályaművek 10-10 perces előadás (+ 5 perc vita) formájában kerülnek bemutatásra.

Kérjük az érintett hallgatókat és témavezetőjüket, hogy a helyi konferenciára történő jelentkezéseket **2016. április 25-ig a pályamunka 1 oldalas összefoglalójának leadásával tegyék meg**. Az összefoglaló formai elvárása a következő: vastagított cím, 12-es betűméret, másfeles sorköz, természetesen a szerző(k), témavezető és/vagy konzulens feltüntetésével. Az összefoglaló terjedelme legfeljebb 2500 karakter lehet (szóközökkel). Az 1 oldalas összefoglalóval történő jelentkezést **Dr. Hoffmann Gyula** intézeti TDK felelős (**hgyula@ttk.pte.hu**) és **Dr. Horváth Győző** kari TDK elnök (**hgypte@gamma.ttk.pte.hu**) e-mail címére küldjék el.

A biológia szakterületi házi konferencia **megrendezésének időpontja 2016. május 18. szerda 14<sup>00</sup>**. A zsűri megszervezése a jelentkező hallgatók létszáma és a pályamunkák témája alapján a jelentkezési határidőt követően történik. Ennek megfelelően a végleges létszámot, a zsűri tagjainak megnevezését és a TDK forduló helyszínét (terem) a helyi forduló Meghívójában az intézeti honlapon tesszük közzé. A végzős hallgatók számára a házi forduló egyben a diplomamunka/szakdolgozat védelemmel is egyenértékű, így a házi forduló után a hallgatóknak már nem kell részt venni az intézeti diplomavédelemeken.

A szervezés eredményes lebonyolítása érdekében az érintettek együttműködését és a megadott határidő betartását kérve várjuk a regisztrációkat.

Pécs, 2016. április 15.

Tisztelettel és üdvözlettel:

Dr. Horváth Győző  
kari TDK elnök

Dr. Hoffmann Gyula  
Intézeti TDK felelős

# MEGHÍVÓ

A Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kara

**a biológia szakterületen Kari Diákköri Konferenciát**

rendez, melyre sok szeretettel meghívja Önt.

A konferencián történő eredményes szereplés a 2017-es XXXIII. OTDK Biológiai Szekciójába történő nevezés előfeltétele.

A konferencia helye és ideje: **2016. május 17. (kedd) 14<sup>00</sup> óra**  
PTE TTK Biológiai Intézet **E/331 és E/332-es előadó**

A helyi Biológia Szekció két tagozatban kerül megrendezésre:

## **I. tagozat (E/331-as előadó)**

A bemutatásra kerülő pályamunkák időbeosztással:

- 14.00-14.20 **Bruszt Nóra:** Memantin és PHA543613 kombinált hatásának vizsgálata szkopolaminnal előállított patkány demencia modellben  
Témavezetők: Dr. Hernádi István egyetemi docens, Bali Zsolt Kristóf
- 14.20-14.40 **Földes Fanni Vivien:** Kelet-közép európai denevérminták virológiai vizsgálata  
Témavezető: Dr. Jakab Ferenc egyetemi docens
- 14.40-15.00 **Jordán Viktória:** Vasanyagcsere változások bakteriális fertőzés hatására mikroglia sejtekben  
Témavezetők: Dr. Sipos Katalin
- 15.00-15.20 **Kovács Antonietta:** Szérum biomarkerek vizsgálata szisztémás sclerosisban szenvedő betegekben  
Témavezető: Dr. Varjú Cecília egyetemi adjunktus
- 15.20-15.40 **Sárkány Péter:** Kétértékű kationok hatása a *Leptospira interrogans* MreB polimerek szerkezetére és stabilitására  
Témavezető: Szatmári Dávid egyetemi tanársegéd, Dr. Bódis Emőke egy. adj., Dr. Barkus Szilvia egy. adj.
- 15.40-16.00 **Szaiff Lilla:** A felnőttkori neurogenesis vizsgálata krónikusan dohányoztatott egerek hippocampusában  
Témavezető: Dr. Czéh Boldizsár
- 16.00-16.20 **Szántó Brigitta:** Az ingerekben gazdag ésingerszegény környezet hatásának vizsgálata a kognitív, tanulási és memória képességekre különböző magatartás tesztekkel  
Témavezető: Dr. Hernádi István egyetemi docens

szakmai zsűri tagjai:

Elnök: Dr. Putnok Péter, Tagok: Dr. Dénes Viktória, Dr. Gazdag Zoltán

## II. tagozat (E332-es előadó)

### A bemutatásra kerülő pályamunkák időbeosztással:

- 14.00-14.20 **Bodó Kornélia:** Fém nanopartikulumok és Eisenia coelomasejtek kölcsönhatásának vizsgálata: in vitro tanulmányok  
Témavezető: Dr. Engelmann Péter egyetemi docens
- 14.20-14.40 **Csepregi Rita Klaudia:** Erdélyi népi orvoslásban alkalmazott gyógynövények szövettani, fitokémiai és mikrobiológiai vizsgálata  
Témavezető: Dr. Papp Nóra egyetemi adjunktus
- 14.40-15.00 **Halász Henriett:** Intercelluláris „autópályák”- membrán nanocsövek: felépítés és funkció  
Témavezető: Dr. Szabó-Meleg Edina egyetemi adjunktus, Dr. Papp Gábor egyetemi adjunktus
- 15.00-15.20 **Hideg Orsolya:** A hipofízis adenilát-cikláz aktiváló polipeptid (PACAP) apoptotikus/anti-apoptotikus hatásának vizsgálata posztnatális emlős retinában  
Témavezető: Dr. Dénes Viktória egyetemi docens
- 15.20-15.40 **Mezriczky Zsolt:** Stressz okozta szövettani változások a patkány hippocampuszában  
Témavezető: Dr. Czéh Boldizsár
- 15.40-16.00 **Nagy Brigitta:** Magyarországi hajléktalan emberek tápláltsági állapota  
Témavezető: Dr. Rákosy Zsuzsa egyetemi adjunktus
- 16.00-16.20 **Szántó Júlia:** PD-1 és PD-L1 molekulák vizsgálata egészséges terhes és early-onset preeclampsziás nőknél  
Témavezetők: Dr. Meggyes Mátyás biológus, Dr. Szereday László egyetemi docens

Elnök: Dr. Molnár László, Tagok: Dr. Jakab Ferenc, Dr. Hoffmann Gyula

Az előadások 15 percesek, melyeket 5 perc vita követ.

A vitában minden jelenlévő részt vehet.

Dr. Horváth Győző  
kari TDK elnök

Dr. Hoffmann Gyula  
a Biológiai Intézet TDK felelőse

### TDK konferencia jegyzőkönyv

Szekció: **Biológia Szekció, I. tagozat**  
 Helyszín: **PTE TTK Biológiai Intézet**  
 Időpont: **2016.05.17**

Intézmény: **PTE - Pécsi Tudományegyetem**  
 Kar: **PTE - TTK, Természettudományi Kar**

Tanszék: \*

TDK műhely \*: \*

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Látogatói intézmény kódja	Látogatói kar kódja	Aktív félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsúri megfigyelése	OTDK-n való részvétel
1	Brausz Nóra	PTE	TTK	4	MSc	brauszno91@gmail.com	Memantin és PIA543613 kombinált hatásának vizsgálata szkolopaminnal előállított patkány demencia modellben	Dr. Hernád István Bali Zsolt Krisztof	egyetemi docens tud. Segédmunkatárs		1		Igen
2	Földes Fanni Vivien	PTE	TTK	4	MSc	fanni444@gmail.com	Kelet-közép európai demenciáknak európai vizsgálat	Dr. Jakab Ferenc	egyetemi docens		3		Igen
3	Jordán Viktória	PTE	TTK	8	BSc	jordan.victoria@gmail.com	Vasnyagsere változások bakterialis fertőzés hatására mikroglia sejtekben	Dr. Sipos Katalin	PhD				Igen
4	Kovács Antonietta	PTE	TTK	4	MSc	antonietta@gmail.com	Szerum biomarkerek vizsgálata szisztémás sclerosisban szenvedő betegekben	Dr. Vári Cecília	egyetemi adjunktus				Igen
5	Székány Péter	PTE	TTK	5	BSc	szekany.peter182@gmail.com	Kétértékű kationok hatását a Leptosira interrogans MreB polimerok szerkezetére és stabilitására	Szalmáir Dávid Dr. Barkó Szilvia	egyetemi tanársegéd egyetemi adjunktus		2		Igen
6	Szűcs Lilla	PTE	TTK	6	BSc	lillaszuti@gmail.com	A felnőttkori neurogenesis vizsgálata krónikusan dohányoztatott egerek hippocampusában	Dr. Czéh Boldizsár	tudományos főmunkatárs				Igen
7	Szűcs Brigitta	PTE	TTK	4	MSc	brigsas@gmail.com	Az ingerteremben gazdag és ingersegregy környezet hatásának vizsgálata a kognitív, tanulási és memória képességekre különböző magatartás tesztekkel	Dr. Hernád István	egyetemi docens				Igen

Dr. Putnoky Péter  
egyetemi tanár  
elnök

Dr. Dénes Viktória  
egyetemi docens  
zsűrtag

Dr. Horváth Győző  
egyetemi adjunktus  
kar TDK elnök

Dr. Csizmadia Zoltán  
egyetemi adjunktus  
zsűrtag



\* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető  
 \*\* Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, O(északi), K(özépszkolai) és Egyéb lehet.  
 \*\*\* Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.  
 \*\*\*\* Helyezés: Amennyiben adták ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1., 2., 3. arab számmal) kérjük feltüntetni. A kioldandókat a megfigyelés rovatban szíveskedjenek jelezni.

### TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE – Pécsi Tudományegyetem  
 Kar \*: PTE – TTK, Természettudományi Kar

Tanszék \*:

TDK műhely \*:

Szekció: Biológia Szekció, II. tagozat  
 Helyszín: PTE TTK Biológiai Intézet  
 Időpont: 2016.05.17

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Látogató intézmény kódja	Látogató kar kódja	Aktív félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsüri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Bodó Kornélia	PTE	TTK	4	MSc	nellyss@eitromail.hu	Fém nanopartikulumok és Eisenia coelomassetek kölcsönhatásának vizsgálata: in vitro tanulmányok	Dr. Engelmann Péter	egyetemi docens		1		Igen
2	Csepregi Rita Klaudia	PTE	TTK	4	MSc	rita.csepregi93@gmail.com	Erdélyi népi orvoslásban alkalmazott gyógynövények szöveti, fröktémi és mikrobiológiai vizsgálata	Dr. Papp Nóra	egyetemi adjunktus				Igen
3	Hallász Henriett	PTE	TTK	4	MSc	henn.mazasi@gmail.com	Intercelluláris, autópályák*, membrán nanoszelek: felépítés és funkció	Dr. Szabo-Meeg Edina Dr. Papp Gábor	egyetemi adjunktus egyetemi adjunktus				Igen
4	Hideg Orsolya	PTE	TTK	6	BSc	orsi.hideg@gmail.com	A hipofízis adenilár-cikkáz aktiváló polipeptid (PACAP) apoptotikus/anti-apoptotikus hatásának vizsgálata posztinatális emlős retinaiban	Dr. Dénes Viktória	egyetemi adjunktus		3		Igen
5	Mezrezy Zsolt	PTE	TTK	4	MSc	zsote9@gmail.com	Stressz okozta szöveti változások a pakány hippokampuszban	Dr. Czéh Boldizsár	tudományos főmunkatárs				Igen
6	Nagy Brigitta	PTE	TTK	4	MSc	nagybrig991@gmail.com	Magyarországi hajléktalan emberek tápláltsági állapota	Dr. Ralkóczy Zsuzsa	egyetemi adjunktus		2		Igen
7	Szántó Júlia	PTE	TTK	6	BSc	szantofujlia@gmail.com	Zsigleri nem-adrénerg, nem-kolinerg (NANC) ingerületátvitel és gyógyszeres befolyásolása	Dr. Megyes Mátyas Dr. Szeredás László	biológus egyetemi docens				Igen


  
 Dr. Molnár László egyetemi docens  
 Dr. Jákab Ferenc egyetemi docens  
 zsriflag zsriflag


  
 Dr. Horváth Győző egyetemi adjunktus  
 kari TDK elnök








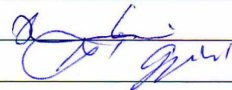

\* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető  
 \*\* Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Övezettan, K(özépiskolai) és Egyéb lehet.  
 \*\*\* Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.  
 \*\*\*\* Helyezés: Amennyiben adtak ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1., 2., 3. arab számokkal) kérjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.

## Jelenléti ív

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
**Biológia szakterületi TDK Konferencia**

**I. tagozat (E331-es előadó)**

2016. május 17. 14<sup>00</sup>

	Név	Aláírás
1.	POTNYOKY PÉTER	
2.	DÉNES VIKTÓRIA	
3.	GÁZDAG ZOLTÁN	
4.	KOVÁCS ANTONIETTA	Kovács Antonietta
5.	FÖLDES TANNI	Földes Tanni
6.	JORDÁK VIKTÓRIA	
7.	SZAIFF LIHA	Szaiff Liha
8.	SÁRKÁNY PÉTER	Sárkány Péter
9.	SZÁNTÓ BRIGITTA	Szántó Brigitta
10.	BRUJT NÓRA	Brujt Nóra
11.	BRUNNER BRIGITTA	
12.	NAGY LIH VERONIKA	Nagy Lih Veronika
13.	BALIKÓ VIKTÓRIA	Baliko Viktoria
14.	BALI ZSOLT	Bali Zsolt
15.	HERVÁBI ISZMÁN	
16.	MORVAY ANITA	
17.		
18.		
19.		
20.		

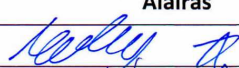
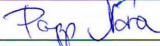



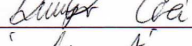

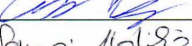
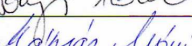
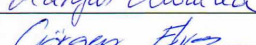




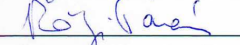

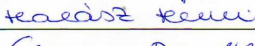
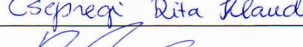





## Jelenléti ív

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
**Biológia szakterületi TDK Konferencia**

**II. tagozat (E332-es előadó)**

2016. május 17. 14<sup>00</sup>






	Név	Aláírás
1.	MEZRICZKY ZSOLT	
2.	PAPP NÓRA	
3.	ENGELHARDT PÉTER	
4.	KOCSIS MARIANNA	
5.	CSEPREGI KRISTÓF	
6.	RUMPLER ÉVA	
7.	AGÓCS-LABODA AGNES	
8.	CSAPÓ HEDVIG	
9.	NÉMETHÉ DR. SCHOGHI KLÁRÁ	
10.	MÁTYÁS MÓNIKA	
11.	GÖRGEY ÉVA	
12.	NÉMETH DÓRA	
13.	PATKÓ EVELIN	
14.	POLLAKI FOLÓT	
15.	TENEFŐI VIKTORIA	
16.	KÖSZEGI TAMÁS	
17.	NAGY BRIGITTA	
18.	HALASZ HENRIETT	
19.	CSEPREGI RITA KLAUDIA	
20.	Dr. RÁKOSY ZSUZSA	
21.	Dr. HUNYI ANNA CSILLA	



## TDK konferencia jegyzőkönyv

Intézmény: PTE - Pécsi Tudományegyetem Szekció: FIFöMa  
 Kar \*: PTE - TTK, Természettudományi Kar Helyszín: Pécs, Ifjúság ú. 6. A/512-es  
 Tanszék \*: Időpont: 2016.05.18  
 TDK műhely \*: FIFöMa szekció - Földrajzi Intézet

Az előadás sorrendje	A szerző(k) neve	Látogatott intézmény kódja	Látogatott kar kódja	Aktív félévek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(k) neve	Témavezető(k) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsűri megfigyzése	OTDK-n való részvétel
1	Kovács Ádám	PTE	TTK	6	BSc	sorkovacs@gmail.com	A Nagymányok környéki pamóniai üledék vizsgálata	Dr. Sebe Krisztina Dr. Magyar Imre	adjunktus tudományos tanácsadó				Igen
2													
3													
4													
5													

 .....  
 Dr. Aubert Antal egyetemi tanár elnök  
 .....  
 Dr. Lóczy Dénes egyetemi tanár zsűrtag  
 .....  
 Dr. Csipő János egyetemi docens, Intézményi TDK titk zsűrtag  
 .....  
 Dr. Sebe Krisztina adjunktus zsűrtag  
 .....  
 Dr. Horváth Győző adjunktus, Kari TDK elnök zsűrtag



\* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelmezhető  
 \*\* Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Oszk (okleveles), K (okleveles) és Egyéb lehet.  
 \*\*\* Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.  
 \*\*\*\* Helyezés: Amennyiben adták ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéssel (1., 2., 3. arab számokkal) kerjük feltüntetni. A különdíjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.

## TDK konferencia jegyzőkönyv

**Intézmény:** PTE - Pécsi Tudományegyetem **Szekció:** Testnevelés és Sporttudomány  
**Kar \*:** PTE - TTK, Természettudományi Kar **Helyszín:** A/326  
**Tanszék \*:** **Időpont:** 2016.05.18  
**TDK műhely \*:** Testnevelés és Sporttudomány Intézet

Az előadás sorszáma	A szerző(ek) neve	Látogatott intézmény kódja	Látogatott kar kódja	Aktív félvek száma	Képzés típusa **	Hallgató e-mail címe	A TDK-pályamunka címe	Témavezető(ek) neve	Témavezető(ek) beosztása	Összesített pontszám ***	Helyezés ****	Zsúri megjegyzése	OTDK-n való részvétel
1	Déli Balázs	PTE	TTK	6	BSc	delibalazs93@gmail.com	Kistakolás labdarúgók pulzusszám változásainak vizsgálata	Tekus Éva	egyetemi tanárség		3		Igen
2	Gabai Tamara	PTE	TTK	4	MSc	tamaragabai7@gmail.com	Fehéret játszóterek funkcionálitása az idősebb korosztály számára vizsgálva	Csékó Alexandra Juhász Ivet	egyetemi tanárség középtisztviselő tanár				Igen
3	Garái Kitti	PTE	TTK	4	MSc	garai.kitti91@gmail.com	Az immunrendszer öregedése és a fizikai aktivitás kapcsolata	Dr. Wilhelm Márta Dr. Kvell Krisztián	egyetemi tanár egyetemi docens				Igen
4	Horváth Adám	PTE	TTK	10	BSc	ad920426@gmail.com	Néhány összehasonlító adat 10-14 éves tanulók motoros képességeiről - 20 év átvilágításban	Dr. Priszti Zoltán Gyöngyvér Kujas Anita	egyetemi tanárség egyetemi tanárség				Igen
5	Horváth Ferenc	PTE	TTK	9	BSc	hkit1991@gmail.com	Intenzív dinamometriai terhelés akut hatása a vázizom mechanikai és volumetriai paramétereire Pompe kóros betegeknél	Dr. Váci Márk Nagy Szilvia Anett	egyetemi adjunktus egyetemi tanárség		2		Igen
6	Kerekes Norbert	PTE	TTK	8	BSc	kerekesnorbertko@gmail.com	A magyarországi Bortársaság helyzete és fejlesztési lehetőségei	Dr. Maron Gergely	egyetemi adjunktus				Igen
7	Pap Vanessza	PTE	TTK	8	BSc	papvan2@gmail.com	A mérkőzés- és edzésfelkészítéssel kapcsolatos leányoknál	Tekus Éva	egyetemi tanárség		3		Igen
8	Pozsgay Miklós	PTE	TTK	4	MSc	miklos.pozsgay@gmail.com	A multifidus manuálterápiás technika zomommechanikai és funkcionális hatása a térdarthrosis kezelésében	Dr. Váci Márk Nusser Nóra	egyetemi adjunktus klinikai orvos		2		Igen

9	Szebestyén Tamás	PTE	TTK	8	BSc	lomek420710@gmail.com				Dr. Váczi Márk Műveltség Bernaudette	egyetemi adjunktus PhD hallgató				Igen
10	Takács Zsófia	PTE	TTK	10	BSc	adeszsofi@gmail.com				Dr. Átlasz Tamás	egyetemi adjunktus		I		Igen
11	Wittmann Tamás	PTE	TTK	8	BSc	thomaswittmann07@gmail.com				Dr. Németh Zsolt	egyetemi adjunktus				Igen


 Dr. Katics László  
 egyetemi docens  
 elnök


 Hajduné Dr. László Zita  
 egyetemi adjunktus  
 zsűrtag


 Dr. Morvai-Sey Bata  
 egyetemi adjunktus  
 zsűrtag


 Dr. Tóth Ákos  
 egyetemi adjunktus  
 zsűrtag


 Dr. Horváth György  
 egyetemi adjunktus  
 harr TDK elnök



\* Nem kötelező kitölteni, amennyiben nem értelműzhető  
 \*\* Képzés típusa: BA, BSc, MA, MSc, Of(zs)tanulj, K(ozs)piskolai) és Egyeb lehet.  
 \*\*\* Összpontszám: nem kötelezően kitöltendő rovat.  
 \*\*\*\* Helyezés: Amennyiben adlak ki helyezést, akkor legalább a minősített helyezéseket (1., 2., 3. arab számokkal) kérjük feltüntetni. A különdjakat a megjegyzés rovatban szíveskedjenek jelezni.

### 3. A XV. OFKD konferencián történő részvétel dokumentumai

A TDK műhelyekben végzett tehetséggondozási programban a kutatásokat végző hallgatók diákköri munkájának eredményeként a program elvárása, hogy az eredményeket elért hallgatók vegyenek részt házi szakterületi és Országos Diákköri Konferencián, ahol saját témájában független szakmai zsűri értékeli a dolgozatot és a hallgató publicitási és előadó képessége helyi és országos megmérettetésre kerül. A pályázati időszakban 2016. március 30. - április 1-én került megrendezésre a XV. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia (OFKD), melyben a pályázati programba bevont 9 fő vett részt helyi kari konferencián, ami összesen 7 pályamunkát jelentett, melyek mindegyike nevezett és résztvett az országos fordulón is. A 3 különböző szekcióban (Agrárkörnyezet; Tájvédelem, tájökológia; Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia) szereplő 7 pályamunkából egy I. helyezést, egy prezentáció II. helyezést, míg három pályamunka III. helyezést ért el.

A XV. OFKD országos fordulóján bemutatott dolgozatok listája a következő:

- **Kepner Anett:** *Dirofilaria fajok szűrővizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban és a dirofilariosis hazai kockázatelemzése*  
Agrárkörnyezet / I. helyezés
- **Mánfai Kinga:** *Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisméltós közösségek összetételére*  
Tájvédelem, tájökológia / II. helyezés
- **Horváth Adrienn:** *A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (Microtus arvalis) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján*  
Agrárkörnyezet / III. helyezés
- **Hendinger Virág:** *Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében*  
Agrárkörnyezet
- **Kelemen Krisztina:** *Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lékek és zárt erdőfoltok összehasonlításában*  
Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia / III. helyezés
- **Máté Melinda Mária és Kismarci Henrietta:** *Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban*  
Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia / III. helyezés
- **Széchenyi Alexandra és Schmidt Kornél:** *Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása lápterületek kisméltós együtteseinél*  
Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia

XV. Országos  
Felsőoktatási  
Környezettudományi  
Diákkonferencia



# Konferencia kiadvány



2016 XV. OFKD  
március 30. – április 1.  
Szeged

XV. OFKD SZEGED 2016

**A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI  
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DIÁKKÖRI  
KONFERENCIA ELŐADÁS-KIVONATAI**



**XV. OFKD**  
**Szeged, 2016. március 30 – április 1.**

ISBN 978-963-306-471-9

**IX. AGRÁRKÖRNYEZET SZEKCIÓ**

Szekciófelelős: Dr. Hodúr Cecília

1. **Baranyi Gábor István:** Az intenzív húslúd előnevelés tartástechnológiai elemeinek környezeti teljesítményt befolyásoló szerepe
2. **Czékus Zalán:** Abszcizinsav hiányának vizsgálata sóstressz alatt
3. **Dankó Ádám:** Leggyakoribb vadjaink kártétele szőlészeti kultúrában
4. **Hendinger Virág:** Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében
5. **Horváth Adrienn:** A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján
6. **Horváth Dávid:** A parlagfű potenciális izeltlábú ellenségeinek táplálkozási vizsgálatai
7. **Kepner Anett:** *Dirofilaria* fajok szűrővizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban és a dirofilariosis hazai kockázatelemzése
8. **Kovács Barnabás Zoltán:** Művelési eljárások hatása a szőlő rizoszféra gomba és fonálféreg közösségeire
9. **Kövesi Benjamin:** Trichotecénvázis mikotoxinok rövidtávú hatása a gpx4 génnek expressziójára ponty fajban (*Cyprinus carpio* L.)
10. **Sipos Áron:** Szarvasmarha-takarmányok penészgomba-fertőzöttsége

**Dirofilaria fajok szűrővizsgálata Baranya megyei szúnyogmintákban és a dirofilariosis hazai kockázatelemzése**

*Kepner Anett, I. évf. Biológus MSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Jakab Ferenc, egyetemi docens, PTE TTK, Biológiai Intézet, Genetikai és Molekuláris Biológiai Tanszék

A *dirofilariosis* nevű megbetegedést *Dirofilaria* fajok okozzák és vektorszervezetek (szúnyogok) terjesztik. A kórokozó humán- és állategészségügyi jelentősége nagy, ehhez mérten viszont a terület kutatottsága hazánkban és nemzetközi szinten is igen csekély. Célunk egy 2011 és 2013 közt gyűjtött csípőszúnyog mintaállomány retrospektív vizsgálata volt, valamint a *Dirofilaria* fajok Baranya megyei elterjedésének és potenciális vektorszervezeteinek felmérése. A paraziták azonosításán túl fontos célunk az adatok gyakorlati szempontból történő interpretációja, mely főként a szúnyoggyérítési tevékenységek ütemezését és módjait érinti. A terepi munka során 25 különböző szúnyogfajt gyűjtöttünk be, ebből 11 faj esetében (pl.: *Aedes vexans*, *Ochlerotatus sticticus*) mutattuk ki valamely általunk vizsgált parazitát. A molekuláris vizsgálatok (PCR, szekvencia analízis) eredményeként beszámolhattunk *Dirofilaria repens*, *Setaria tundra* valamint egy ismeretlen *Onchocercidae* családba tartozó faj jelenlétéről a vizsgált területen. A minták rendkívül nagy százaléka volt *D. repens* parazitával fertőzött (94,7%). Felmérésünk alapján a *S. tundra* endémiásnak tekinthető hazánkban. Környezetegészségügyi szempontból fontos az adatainkból számított DDU (*Dirofilaria* Development Unit) mérőszám, valamint a MIR érték (fertőzöttségi ráta) elemzése. Vizsgálatunk adatai jól tükrözik az éghajlatváltozás közvetett hatásait, mely a szúnyogfauna időszakos összetételének változásait idézheti elő, és a vizsgált paraziták esetében komoly fertőzési kockázatot eredményezhet. A probléma megoldásához szükséges a szúnyogok irtásának megfelelő ütemezése az új kihívások tükrében.



**A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján**

*Horváth Adrienn, II. évf. Biológia MSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Horváth Győző, egyetemi adjunktus, PTE TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

A gyöngybagoly köpeteinek vizsgálata felhasználható a kisméltősök faunisztikai és populációdinamikai elemzésére. A mezei pocok, mint a leggyakoribb zsákmányállat nagyarányú megjelenése a bagolyköpetekben, alkalmas e kártevő faj demográfiai változásainak nyomon követésére, így a gradációs időszak kimutatására, illetve prognosztizálására. Munkám során Baranya megye területén 1994 és 2015 között gyűjtött köpetek adatait dolgoztuk fel. A kisméltősrelatív abundancia értékeinek időbeli változását a megye teljes területére, illetve két középtájról vonatkoztatva szezonális (tavasz, nyár, ősz) időlépték alapján elemeztük. A mezei pocok gyakoriságának többéves változását idősor analízist felhasználva additív, dekompozíciós modell alapján vizsgáltuk. A mezei pocok tömegességének fluktuációját, illetve a demográfiai változás feltételezett ciklikusságát kapott simított trendciklus alapján autokorrelációs módszerrel teszteltük. A mezei pocok népességének változását a szezonok és időjárási paraméterek függvényében általánosított lineáris modell (GLM) alkalmazásával vizsgáltuk. A többi kisméltős faj esetében a szezonok és az időjárási paraméterek mellett a mezei pocok hatását is figyelembe vettük.

A vizsgált 22 éves időszakban a simított trendciklus alapján 6 demográfiai csúcs volt jellemző a mezei pocok népességének időbeli mintázatában. Az autokorrelációs eredmények alapján a demográfiai ciklus három évenként megjelenő csúcsokat mutatva változott, amely 2005-ig szabályos volt, ezután kisebb szabálytalanságok figyelhetők meg a fluktuációban. A GLM felhasználásával kapott eredmények azt mutatták, hogy a szezonok jelentősen befolyásolták a mezei pocok populációdinamikai alakulását. A gyöngybagoly táplálékában jellemző egyéb kisméltős fajok esetében az eredmények szerint mind a szezonok, mind a mezei pocok jelenléte számottevő hatással van e fajok bagolyköpetekből kimutatható mennyiségére. Több taxon esetén (pl. *Crocidura genus*) a két változó együttes hatása is szignifikáns volt.

**Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív  
mezőgazdasági művelés alatt álló térségében**

*Hendinger Virág, V. évf. Biológia BSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Horváth Győző, egyetemi adjunktus, PTE TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

A vizsgált 22 éves időszak alatt a Bóly Zrt. üzemgazdálkodási területeit érintve 16 településen gyűjtött 5220 gyöngybagoly köpet feldolgozásával, összesen 12695 kisemlős egyedet határoztunk meg. Az intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló lehatárolt területre vetítve vizsgáltuk a gyöngybagoly köpetekben leggyakoribb zsákmányként előforduló mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*M. arvalis*) és e területen más jellemző fajok és taxoncsoportok abundancia változását. A mezei pocok demográfia mintázatában a 22 év alatt 13 csúcst és 8 demográfiai mélypontot (összeomlás) különítettünk el. A 22 év során az abundancia változás négy jól elkülönülő demográfia szakasza (2 növekvő, 2 csökkenő trend) volt jellemző. A demográfiai csúcs és összeomlás időszakai közötti több faj és taxon tömegességi értékében volt szignifikáns különbség. A gyöngybagolyok az összeomlás időszakában az erdei egerek és a güzüegér nagyobb arányú fogyasztásával kompenzálták a mezei pocok hiányát. Ekkor a faj-gyakorisági viszonyokat leíró diverzitás indexek szignifikánsan magasabbak. A csúcs és összeomlás időszaka, mint nominális változó mellett további magyarázó változókat különítettünk el (a 4 demográfiai trendet leíró periódus, a gyöngybagoly regionális állományváltozását leíró időszakok, a vizsgálatba bevont települések), míg az időjárási paraméterek és az egyes kisemlős fajok/csoportok abundancia értékét, mint folytonos változókat bevonva vizsgáltuk az elkülönített változók minták csoportosításában szerepet játszó jelentőségét, melyhez regressziós fa-analízist alkalmaztunk. Az éves adatok alapján a mezei pocok abundanciája (csúcs, összeomlás), mint magyarázó változó (gyökér) alapján bontva a mintákat, a további osztályozásban az időjárási paraméterek közül az őszi átlagos csapadék mennyiségnek volt legnagyobb hatása. Az időjárási változók mellett a különböző taxonok mennyiségi adatait is bevonva, az osztályozásban az egérféléknek és ezen belül az Apodemus és Mus fajoknak volt legnagyobb jelentősége.

## VII. TÁJVÉDELEM, TÁJÖKOLÓGIA SZEKCIÓ

Szekciófelelős: Dr. Mezősi Gábor

1. **Kiss Judit:** Barlanglakások funkcióváltásai az Egri-Bükkalján
2. **Kóbori Dorottya:** A koltói Teleki-kastélykert történeti kutatása
3. **Lugosi Flóra:** A Torna-patak kármentesítésének értékelése a vörösiszap-katasztrófa során érintett területeken
4. **Mánfai Kinga:** Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisémlős közösségek összetételére
5. **Novák Zsuzsanna:** Tard község egyedi tájértékeinek felmérése
6. **Simon Bertalan:** Erdő-területváltozások Zala megyében a második katonai felméréstől napjainkig
7. **Szabó Loránd:** Multispektrális űrfelvételek elemzése Tisza-tavi mintaterületen
8. **Szabó Zsófia Zulejka:** A Serházzugi Holt-Tisza tájvizsgálata és értékelése
9. **Turi Emese:** Rehabilitált kommunális hulladéklerakók tájbaillesztésének vizsgálata
10. **Varga Dalma:** A Rába folyó két vas megyei szakaszának összehasonlító elemzése, tájvédelmi szempontú értékelése
11. **Varga Liza:** Tanyai örökségünk – Tanyahelyek felmérése Békés megyei mintaterületeken

**Agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyek arányában eltérő  
mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére**

*Mánfai Kinga, II. évf. Biológus MSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Horváth Győző, egyetemi adjunktus, PTE TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Elemzésünk a gyöngybagolyköpetek kisemlős adatain alapult, mely indirekt módszer alapján azt vizsgáltuk, hogy a táj foltmintázatának eltérését mennyiben indikálja a kisemlősök kvalitatív és kvantitatív adatainak változása. Ehhez a költőhelyeknek tekinthető települések környezetében jellemző tájmintázat összetételének meghatározásával agrárdominanciájú és természetközeli területekben gazdagabb élőhely mozaikokat hasonlítottunk össze. Az elemzésekhez 15 Baranya megyei települést választottunk, melyek körül 2 km sugarú terület tájmintázata és a 2006-2008 közötti bagolyköpetek elemzéséből származó kisemlős adatai jelentették a mintavételi egységeket. A 15 településből 7-et tekintettünk vizes élőhelyekben, és 7-et agrárterületekben domináns foltmozaiknak. A tájmintázat értékelését a CORINE Land Cover felszínborítású térkép alapján 13 foltkategóriát vettünk figyelembe. A tájmintázat értékeléséhez 15 tájindexszámítottunk, amelyhez a Fragstats 4.2 programot használtuk. A kisemlős-összetétel különbségét a relatív abundancia értékek alapján vizsgáltuk. A változók közül a kisemlősök tömegességére a kistáblás szántók, erdők vizenyős területen és az erdőültetvények arányának volt meghatározó jelentősége. Ez alátámasztotta a vizsgálatba bevont települések csoportosítását, amit a tájindexek alapján a vizes jelleget meghatározó változók statisztikai különbsége is igazolt. A vizsgálat megerősítette, hogy a mezőgazdasági területekkel szemben a vizes élőhelyekben domináns foltmozaikokban az élőhely specialista fajok nagyobb arányú megjelenése várható. A köpetekből nyert faunisztikai adatok, illetve a kisemlősök tömegességét reprezentáló relatív abundancia tájléptékű értékelése bizonyította, hogy a fajkompozíció és a közösségi szerkezet változatosságában a természetközeli élőhelyek, valamint a mezőgazdasági mátrixban szigetszerűen megtalálható nyílt füves területek meghatározó tájelemek. Ezek elősegítik a mezőgazdasági tájhasználatból eredő diverzitás csökkenés kompenzációját.

#### IV. TERMÉSZETVÉDELEM ÉS BIODIVERZITÁS – ZOOLOGIA SZEKCIÓ

Szekciófelelős: Dr. Gallé Róbert

1. **Csikós Nándor:** A felszínborítás és a tájmintázat, valamint a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) denzitás és frekvencia viszonyai közti kapcsolat statisztikai vizsgálata
2. **Jakab Dóra:** A Sajó és a Hernád alsó szakaszának szitakötő (*Odonata*) faunája
3. **Kelemen Krisztina:** Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lékek és zárt erdőfoltok összehasonlításában
4. **Keszte Szilvia:** A magyarországi természetes vizek sebespisztráng állományának genetikai diverzitás vizsgálata
5. **Kovács Szabolcs:** A látóképi-víztározóban élő pisztrángsügérek (*Micropterus salmoides*) szaporodási viselkedése és növekedése
6. **Máté Melinda Mária, Kismarci Henrietta:** Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban
7. **Mészáros Ádám:** A dunavirág (*Ephoron virgo*) és a *Caenis robusta* kérészfajok vízszintesen- és függőlegesen poláros fény által kiváltott polarotaxisainak vizsgálata, a kétféle ingermozgás valószínűsíthető szerepe a fajok rajzási viselkedésében
8. **Mizsei Edvárd:** Kétéltűek és hüllők elterjedése és diverzitása Albániában
9. **Oláh Szabolcs:** A sebes-foki vizes élőhely, víztani és természetvédelmi vizsgálata
10. **Somogyi Tímea:** A zivatar és extrém csapadék hatása a vonuló madarakra
11. **Szemán Karola:** Agresszivitás Przewalski lónál (*Equus ferus przewalskii*) [Poliakov 1881]
12. **Széchenyi Alexandra, Schmidt Kornél:** Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása a lápterületek kisemlős együtteseinél
13. **Varga Sámuel Zsolt:** Egy borzcsalád aktivitásának megfigyelése vadkamera alkalmazásával

**Kisemlősök élőhelyfüggő szegregációja mesterséges lécek és zárt erdőfoltok összehasonlításában**

*Kelemen Krisztina, I. évf. Biológia MSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Horváth Győző, egyetemi adjunktus, PTE TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2014-ben és 2015-ben elevenfogó csapdázással vizsgáltuk a kisemlősök mikroélőhely szintű asszociáltságát és az itt alkalmazott lécek felújítógáz hatását. A pufferezónában négy hónapon keresztül gyűjtött abundancia-adatokkal dolgoztunk. Az analízishez 4 rágszálófaj fogási adatait használtuk fel. A lécek felújítógáz hatását általánosított becslőegyenlet (GEE) alkalmazásával modelleztük. A GEE modellezés minden faj esetén kiemelte az eltérő habitatok jelentőségét, mutatva, hogy a fajok a zárt erdőterületekkel szemben eltérő választ mutatnak a mesterséges lécek megjelenésére.

A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körül felmért 15 botanikai változó alapján többváltozós statisztikai módszerekkel vizsgáltuk, melyek a vegetáció fiziognómiai struktúrájának több mért változója esetén bizonyították a fajok mikroélőhelyszintű szegregációjában feltételezett jelentőségét. Az egyes élőhelytípusok vizsgálata során azt az eredményt kaptuk, hogy a fajok szegregációja a legtöbb esetben jól kifejezett. A leghatározottabb mikroélőhely léptékű szegregációt az alacsonyabb denzitású évben, 2015-ben a lécekben írtuk le. A botanikai változók és a fajok abundancia értékei közti összefüggést redundancia analízissel (RDA) vizsgálva azt az eredményt kaptuk, hogy az erdőfoltokban 2014-ben a mezei pocok és a pirók erdeieger mennyiségi eloszlását leginkább a cserjeszint magassága és a gyepszint borítása határozta meg, míg az erdeipocok a holtfa mennyiségéhez kötődött. A 2015-ben a mezei pocok gradáció utáni összeomlása miatt nem jelent meg az erdőben. Ezzel szemben a pirók erdeieger sűrűsége nőtt, eloszlását leginkább a gyepszint magassága befolyásolta. A 2014 évi nagyarányú lékhasználathoz viszonyítva a mezei pocok 2015 évi összeomlása a lécekben egyértelműen jelentkezett, amely nyílt területeken az utóbbi évben a pirók erdeieger uralkodott, melynek eloszlását leginkább a gyepszint magassága határozta meg.

### **Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban**

*Máté Melinda Mária, III.évf. Biológia BSc szakos hallgató*

*Kismarci Henrietta, III.évf. Biológia BSc szakos hallgató*

*Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Horváth Gyöző, egyetemi adjunktus, PTE TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

A Kis-Balatonon végzett kisemlős monitorozási program elmúlt öt évének adatait felhasználva a fajkompozíció változását, a jelenlét-hiány adatokat felhasználva a nagyobb frekvenciával detektált fajok területfoglalási dinamikáját értékeltük. A 2011-2015 között kiskvadrátok alkalmazásával, 7 különböző lápterületen valósult meg fogás-jelölés-visszafogás (CMR) alapú rétegzett mintavétel. A kapott adatok alapján értékeltük az évekre jellemző fajgazdagságot, számítottuk a 100 csapdaéjszakára standardizált fogásszámot. A mintavételi pontok alapján megadtuk a fajok adott lokalitásban jellemző előfordulási esetszámát, így meghatároztuk a fajokra évente jellemző konstancia (C%) értéket.

A fajok jelenlét-hiányán alapuló, robusztus területfoglalási modell alapján becsültük a területfoglalási dinamikát leíró paramétereket. A regisztrált kisemlősök közül az 5 nagyobb gyakorisággal előforduló faj, erdei cickány (*S. araneus*), Miller-vízicickány (*N. anomalus*), közönséges vízicickány (*N. fodiens*), törpeegér (*M. minutus*) és pirók erdeieger (*A. agrarius*) adataiból végeztük a becslést. A kiindulás modellben az 5 gyakori faj külön csoportot jelentett. A modellszelekció az AIC<sub>c</sub> érték és a modellsúly ( $\omega$ ) alapján történt. Az 5 év során 17 kisemlős, 6 cickány és 11 rágcsáló jelenlétét regisztráltuk. A cickányokon kívül további 2 védett és egy fokozottan védett rágcsáló fordult elő. A legnagyobb átlagos konstancia érték a pirók erdeieger és az erdei cickány, míg legkisebb a törpecickány és a keleti cickány esetében volt, így az 5 év alatt a két utóbbi faj a legritkább előfordulású kisemlős.

A globális modell, azaz a fajok, a mintavételi periódusok és a másodlagos mintavételi időpontok közötti különbséget feltételező, teljes paraméter számú volt a legjobb. A redukált modellek elvesztették a jelentőségüket, így a modellezés bizonyította, hogy a területfoglalási dinamikában jelentős különbség van a vizsgált fajok között és meghatározott jelentősége van a vízborításban különböző időszakoknak.

### **Vízborítás függő fajkompozíció és közösségi struktúra változása a lápterületek kisemlős együtteseinél**

*Széchenyi Alexandra, V. évf. Biológia BSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar  
Schmidt Kornél, V. évf. Biológia BSc szakos hallgató  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar*

Témavezető:

Dr. Horváth Győző, egyetemi adjunktus, PTE TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

A Kis-Balaton kisemlős faunájának monitorozása 2014-2015-ben 4 különböző berek területén CMR módszerrel történt. Az egyes napokon eltérő mennyiségű kvadráttal (területenként 2-3 6×6-os kvadrát) dolgoztunk, a fogásszámokat 100 csapdaéjszakára standardizáltuk. A mintavételt 3 csapdázási periódusban végeztük, melyre mindkét évben, júniustól augusztusig változó vízszint volt jellemző. A két évben összesen 15 kisemlős fajt mutattunk ki, melyből 3 faj fordult elő minden területen. A legnagyobb fajszámú kisemlős együttest 2014-ben a Halász-rét, 2015-ben a Keleti-berek, a legkisebbet mindkét évben a Balatoni-berek területén mutattuk ki. Mindkét évben vizsgáltuk a fajgazdagság, a védett és nem védett fajok mennyiségi, valamint a standardizált természetvédelmi pontértékek területi és évenkénti megoszlását, melyek esetében a területek és az évek összehasonlításban egyaránt szignifikáns különbséget mutattunk ki. A többváltozós beágyazott varianciaanalízis alapú GLM modellezés eredményei szerint a kiválasztott modell többváltozós tesztje a fajok, a közösségi paraméterek és a taxon csoportok esetén bizonyította a magyarázó változók minden beágyazott kombinációjának szignifikáns hatását. A modellezésbe bevitt 5 karakterfaj abundancia értékére az évek közötti vízborításnak volt a legnagyobb hatása, míg a két cickány genus (*Neomys*, *Crocidura*) és az erdei fajok csoportja abundanciájának változásában a vizsgált területek évek közötti különbsége jelentette a legnagyobb magyarázó erőt. A GLM modell által becsült standard regressziós koefficiensek ( $\beta$ ) alapján a 2014-es évre jellemző alacsony vízszint pozitívan befolyásolta a fajszám értékét. A Shannon-diverzitás alakulásában a különböző területek esetén figyelembe vett vízborítás különbsége volt meghatározó. A fenti függőváltozók vonatkozásában vizsgáltuk az időjárási paraméterek közvetlen hatását is, ahol a többszörös regresszióanalízis alkalmazásával több fajnál is szignifikáns összefüggést bizonyítottunk.





# OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTJA, HOGY

**Kepner Anett**

A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
DIÁKKONFERENCIA

**Agrárkörnyezet**

SZEKCIÓJÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

**Első**

HELYEZÉST ÉRT EL

Dr. Rákhely Gábor  
A SZERVEZŐBIZOTTSÁG  
ELNÖKE

Prof. Dr. Gallé László  
A ZSÚRI ELNÖKE

Szeged, 2016. március 30. – április 1.

*Környezet felismeri és helyein elhárít, mivel környezeti problémái környezetgazdálkodás, környezetvédelem, biológia, környezeti feltétel, társadalmi környezet, kémia, környezeti mutatók, környezetmenedzsment, levegő, víz, társadalmi, településkörnyezet, természeti erőforrások és biodiverzitás. Agrárkörnyezet felismeri és helyein elhárít, mivel környezeti problémái környezetgazdálkodás, környezetvédelem, biológia, környezeti feltétel, társadalmi, környezetmenedzsment, levegő, víz, társadalmi, településkörnyezet, természeti erőforrások és biodiverzitás.*



# OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTJA, HOGY

**Horváth Adrienn**

A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
DIÁKKONFERENCIA

**Agrárkörnyezet**

SZEKCIÓJÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

**Harmadik**

HELYEZÉST ÉRT EL

Dr. Rákhely Gábor  
A SZERVEZŐBIZOTTSÁG  
ELNÖKE

Prof. Dr. Gallé László  
A ZSÚRI ELNÖKE

Szeged, 2016. március 30. – április 1.

*Összefoglaló a konferenciáról és a környezeti problémákról. Környezetgazdaságtan, környezetszociológia, biológiai környezeti feltételekkel kapcsolatban. Környezeti károsító tényezőkkel szembeni környezetszennyezés és a környezeti tudományok szerepe a környezeti problémák megoldásában. Környezeti tudományok szerepe a környezeti problémák megoldásában.*



# OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTJA, HOGY

**Mánfai Kinga**

A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
DIÁKKONFERENCIA

**Tájvédelem, tájökológia**

SZEKCIÓJÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

**Második**

HELYEZÉST ÉRT EL

Dr. Rákhely Gábor  
A SZERVEZŐBIZOTTSÁG  
ELNÖKE

Dr. Csorba Péter  
A ZSÚRI ELNÖKE

Szeged, 2016. március 30. – április 1.

*Környezetvédelem és felsőoktatás: az oktatás feladatai és problémái. Környezetgazdaságtan, környezetvédelem, környezetkutatás, környezeti jog, környezeti mérés, környezeti nyomonkövetés, környezeti kommunikáció. Környezeti politika, környezeti jog, környezeti gazdaságtan, környezeti mérés, környezeti nyomonkövetés, környezeti kommunikáció. Környezeti politika, környezeti jog, környezeti gazdaságtan, környezeti mérés, környezeti nyomonkövetés, környezeti kommunikáció.*



# OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTJA, HOGY

**Kelemen Krisztina**

A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
DIÁKKONFERENCIA

**Természetvédelem és  
biodiverzitás - zoológia**

SZEKCIÓJÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

**Harmadik**

HELYEZÉST ÉRT EL

Dr. Rákhely Gábor  
A SZERVEZŐBIZOTTSÁG  
ELNÖKE

Dr. Lanszki József  
A ZSÚRI ELNÖKE

Szeged, 2016. március 30. – április 1.

*Környezetvédelem és természetvédelem: az emberiség jövője érdekében. A környezetvédelem és természetvédelem a természeti erőforrások megőrzését és a környezetünk tisztaságát szolgálja. A konferencia célja a fiatal kutatók közötti tudástárcsát és a környezeti problémák megoldásának lehetőségeit megvitatni.*



# OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTJA, HOGY

**Kismarci Henrietta**

A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
DIÁKKONFERENCIA

**Természetvédelem és  
biodiverzitás - zoológia**

SZEKCIÓJÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

**Harmadik**

HELYEZÉST ÉRT EL

Dr. Rákhely Gábor  
A SZERVEZŐBIZOTTSÁG  
ELNÖKE

Dr. Lanszki József  
A ZSÚRI ELNÖKE

Szeged, 2016. március 30. – április 1.

*Környezetvédelem és természetvédelem az oktatásban: a környezeti problémák oktatásának lehetőségei. Környezetvédelem és természetvédelem az oktatásban: a környezeti problémák oktatásának lehetőségei. Környezetvédelem és természetvédelem az oktatásban: a környezeti problémák oktatásának lehetőségei.*



# OKLEVÉL

AMELY TANÚSÍTTJA, HOGY

**Máté Melinda**

A XV. ORSZÁGOS FELSŐOKTATÁSI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
DIÁKKONFERENCIA

## Természetvédelem és biodiverzitás - zoológia

SZEKCIÓJÁBAN BEMUTATOTT PÁLYAMUNKÁJÁVAL

### Harmadik

HELYEZÉST ÉRT EL

Dr. Rákhely Gábor  
A SZERVEZŐBIZOTTSÁG  
ELNÖKE

Dr. Lanszki József  
A ZSÚRI ELNÖKE

Szeged, 2016. március 30. – április 1.

*Környezet feladatai és feladatai mellett a természetvédelem problémái Környezetvédelem és természetvédelem  
biológia Környezeti problémák, elsősorban Környezeti kincs Környezeti mutató Környezetvédelem  
nem biológiai Felújítási Környezeti Természetvédelem és természetvédelem Április Környezeti feladatai és feladatai  
és problémái Környezetvédelem és természetvédelem Környezeti kincs Környezeti mutató Környezetvédelem*

## 5. A meghirdetett 20 órás „Zoológiai természetvédelmi szemináriumok” kurzus dokumentációja

- PTE TTK Tanulmányi Osztály igazolása kurzus meghirdetéséről
- A kurzus programjának plakátja
- A jelentkezett hallgatók listája (NEPTUN - Egységes Tanulmányi Rendszer)
- A kurzusok jelenléti ívei



Intézményi azonosító: FI58544

PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM

Természettudományi Kar  
Tanulmányi Osztály

Pécs, 2016. július 18.

## IGAZOLÁS

A PTE Természettudományi Kar Tanulmányi Osztálya igazolja, hogy a 2015/16-os tanév tavaszi félévében meghirdettük a Zoológiai természetvédelmi szemináriumok című kurzust. A kurzus adatai:

kurzuskód: NK-TTBIOV26


kurzuscím: Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

tantárgyfelelős oktató: Dr. Horváth Győző

heti óraszám: 2

kreditérték: 3

kurzuslétszám: 61

  
Heisenberger Zsolt  
osztályvezető







2015/16 II.  
félév  
Helyszín:  
C/2 előadó



## PROGRAM



# ZOOLÓGIAI TERMÉSZETVÉDELMI SZEMINÁRIUMOK

### A KURZUSRÓL RÖVIDEN:

A kurzus vezérelve a zoológiai kutatások, monitorozás természetvédelmi megközelítése, illetve a kutatási eredmények természetvédelmi alkalmazásának lehetősége. A meghirdetett szeminárium a szupraindividuális biológiai szakirány hiánypótló kurzusa, amely során a hallgatóknak lehetőségük nyílik elismert zoológus kutatókkal, természetvédelmi szakemberekkel műhelymunka jellegű szemináriumok formájában találkozni. Elsősorban a TDK kutatásokat végző, de minden érdeklődő hallgató számára nyújt szakmai ismereteket. A tárgy havonta egy alkalommal, tömbösítve kerül megrendezésre (3 előadás/alkalom).

2016. február 19. 13.00

1. **Dr. Horváth Győző:** A szemináriumi előadás tervezetének bemutatása
2. **Prof. Altbäcker Vilmos:** A fokozottan védett ürge magyarországi állományának helyzete, áttelepítési programok elmélete és gyakorlata
3. **Závoczkó Szabolcs:** Természetvédelmi gazdálkodás problémája a Duna-Dráva Nemzeti Parkban

2016. március 11. 13.00

4. **Dr. Ábrahám Levente:** Ritka lepke és recésszárnyú fajok természetvédelmi biológiája
5. **Dr. Farkas Sándor:** A talajzoológiai vizsgálatok természetvédelmi vonatkozásai
6. **Dr. Purger Jenő:** Mesterséges fészkek és fészekaljok alkalmazhatósága a természetvédelmi biológiai kutatásokban

2016. április 22. 13.00

7. **Prof. Lanszki József:** Az eurázsiai vidra kutatási gyakorlata és természetvédelmi helyzete a Dél-Dunántúlon
8. **Fenyősi László:** Madarak monitorozása a Dráva-folyón
9. **Dr. Móra Arnold:** Makroszkopikus vízi gerinctelenek természetvédelmi helyzete Magyarországon

2016. május 6. 13.00

10. **Dr. Csabai Zoltán:** Alaputatások a természetvédelem szolgálatában: A széles tavicsíkbogár és a kétcsikos hegyi szitakötő esete
11. **Parragh Tibor:** Az élőhelyvédelmi programok a Duna-Dráva Nemzeti Parkban
12. **Dr. Horváth Győző:** Fajvédelmi programok felépítése a fokozottan védett északi pocok példáján.



A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri Műhelyek támogatásában, „Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című, NTP-HHTDK-15-0005 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.

## Kurszus hallgatói

**Tárgy:** TTBIOV26 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

**Kurszus:** NK-TTBIOV26

**Oktató:** Dr. Horváth Győző

**Félév:** 2015/16/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíírás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
1	B8XWC0	Balikó Viktória	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
2	ZIHVXO	Boóz Bernadett	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
3	GJKBKD	Brunner Brigitta Judit	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
4	ASMXJI	Csapó Hedvig Kriszta	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
5	XGLUNY	Domokos Marcell Tamás	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
6	JBR8ES	Egerváry Martin Zoltán	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
7	P3IITK	Fogas Lilla	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
8	MKUBLZ	Futácsi Anett	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
9	BJ9NDP	Garajová Estera	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
10	UZOP97	Gura Ákos Zsolt	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
11	HNK5JL	Hegedüs Dániel	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
12	IQ8EAK	Hoóz Rebeka	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
13	T3ESUN	Hoványi Rajmund Richárd	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
14	BV4J0W	Iker Richárd	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
15	DYPEZL	Imre István	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
16	MX0QCB	Janda Adrienn	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
17	BVVJUU	Jasper Viktor	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

## Kurszus hallgatói

**Tárgy:** TTBIOV26 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

**Kurszus:** NK-TTBIOV26

**Oktató:** Dr. Horváth Győző

**Félév:** 2015/16/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
18	UZ15B6	Jávor Kitti	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
19	AK1XDL	Jozifek Júlia	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
20	EHWT0R	Kelemen Krisztina	Biológus MSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
21	NGJ1C9	Kismarci Henrietta	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
22	ZN4TMQ	Kiss Fatime Andrea	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
23	OR7B0A	Kiss Vivien	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
24	WM4RRK	Koncz János Levente	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
25	GQO6UL	Kovács Anna	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
26	VBQGGR	Kovács Kitti	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
27	M536U4	Kővári Petra	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
28	X19SXU	Kruppa Enikő	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
29	TNU7RP	Kusz Petra Szilvia	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
30	EM14EV	Lanszki Zsófia	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
31	F33P8G	Lévai Kata Sára	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
32	A092JY	Lovas Anett	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
33	ZN0J47	Ludván Xénia Barbara	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
34	QILSHW	Lugosi Hedvig	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

2016.07.05.

NEPTUN.NET Egységes Tanulmányi Rendszer

2

## Kurszus hallgatói

**Tárgy:** TTBIOV26 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

**Kurszus:** NK-TTBIOV26

**Oktató:** Dr. Horváth Győző

**Félév:** 2015/16/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
35	UV55OK	Marócsai Renáta	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
36	VCS0US	Mong Melinda	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
37	HYS61M	Morvai Anita	Biológus MSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
38	I6IN1Y	Nagyfenyvesi Zoltán	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
39	ASJ1GW	Németh Noémi	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
40	AQ3LNK	Pál Viktória	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
41	XYAIXI	Paróczy Kata	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
42	IXTXAY	Polgári Botond	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
43	EGQCM4	Pszota Cintia	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
44	G0TS52	Pungor Bernadett	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
45	I5UN8G	Raffay Kristóf	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
46	BVUP0L	Rónai Dóra	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
47	N15NC9	Schmieder Veronika	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
48	X5T0DK	Sebestyén Eszter Márta	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
49	FJY4SC	Steinbach Anita	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
50	M8GDTB	Szabó Viktor Tamás	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
51	K5RRYK	Szarka Gergely	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

## Kurszus hallgatói

**Tárgy:** TTBIOV26 - Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

**Kurszus:** NK-TTBIOV26

**Oktató:** Dr. Horváth Győző

**Félév:** 2015/16/2

	Neptunkód	Név	Képzésnév	Alíráás	Felvett tárgy kód	Felvett tárgy neve
52	YD3KXU	Széchenyi Alexandra	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
53	KZWI77	Szegedi Márk Gábor	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
54	JIQ8UB	Szita Miklós	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
55	IS5VLS	Szűcs Boldizsár	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
56	B442YE	Szünstein Máté	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
57	YG07Q5	Tóth Janka Aliz	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
58	JMJ0HR	Tóth-Pajor Olívia Gina	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
59	TFPKPG	Wahr Mátyás	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
60	DU03LD	Zarka Enikő	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok
61	G8MG6H	Závodi Boglárka	Biológia BSc		TTBIOV26	Zoológiai természetvédelmi szemináriumok

## Jelenléti ív

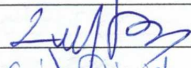


2016. február 19. 13<sup>00</sup>

Program:

**1. Dr. Horváth Győző** (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):  
A szemináriumi előadás tervezetének bemutatása

**2. Prof. Altbácker Vilmos** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):  
A fokozottan védett ürge magyarországi állományának helyzete, áttelepítési programok elmélete és gyakorlata

**3. Závoczki Szabolcs** (Duna-Dráva Nemzeti Park, Igazgatóság):  
Természetvédelmi gazdálkodás problémája a Duna-Dráva Nemzeti Parkban

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	Zalocny Robert		
2.	Szép David	SZDSABT. PTE	Szép David
3.	Bocz Renáta	BORWACT. PTE	Bocz Renáta
4.	Polgár Balázs	POBUAAT. PTE	Polgár Balázs
5.	Horváth Adrienn	HOASABT. PTE	Horváth Adrienn
6.	Bárdos Zsófia	KE	Bárdos Zsófia
7.	Ferencz-Erdősi Erika	KE	
8.	Hegedűs Dániel	HEDUAAT. PTE	Hegedűs Dániel
9.	Kovács Anna	KOVAAT. PTE	Kovács Anna
10.	Kiss Fatime Andreea	KIFVAAT. PTE	Kiss Fatime Andreea
11.	Egyedny Munka	EGMVAAT. PTE	Egyedny Munka
12.	Pécsai Dóra	RODWAAT. PTE	Pécsai Dóra
13.	Csapó Hedwig	CSHWAAAT. PTE	Csapó Hedwig
14.	Steinbach Anita	STAXAAT. PTE	Steinbach Anita
15.	Mong Melinda	KOMVAAT. PTE	Mong Melinda
16.	Lanzetta Zsófia	LAZVAAT. PTE	Lanzetta Zsófia
17.	Schlegel Eszter	SEEVAAAT. PTE	Schlegel Eszter
18.	Garajová Estera	GAEVAAT. PTE	Garajová Estera
19.	JASPER VIKTOR	JAVVAAT. PTE	Jasper Viktor
20.	SCHMEDEL VERONIKA	SCWVAAT. PTE	Schmechel Veronika
21.	KISS VIVIEN	KIVVAAT. PTE	
22.	POZOTA CINTIA	PSCVAAT. PTE	Pozota Cintia

23.	Szabó Viktor	SZVUABT. PTE	Szabó Viktor
24.	Knyppa Erika	KREWAAT. PTE	Knyppa Erika
25.	Lovász Anett	LOAWAAT. PTE	Lovász Anett
26.	Futócsi Anett	FUAWAAT. PTE	Futócsi Anett
27.	SZAKKA GERGELY	SZGWAAT. PTE	Szanka Gergely
28.	ZÁVODI BOGLÁRKA	ZABWAAT. PTE	Závodai Boglárka
29.	LUGOSI HEDVIG	LUHWAAT. PTE	Lugosi Hedvig
30.	BODZ BERNADETT	BOBWABT. PTE	Bodcz Bernadett
31.	SZÜNSTEIN MÁTÉ	SZHWACT. PTE	Szünstein Máté
32.	KUSZ PETRA	KUPWAAT. PTE	Kusz Petra
33.	SZÜCS BOLDIZSAR	SZBWACT. PTE	Szűcs Boldizsár
34.	NAGYFENYVESI ZOLTÁN	NAZWAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
35.	HENDINGER VIRÁG	HEVTAAT. PTE	Hendinger Virág
36.	VISHARCI HENRIETTA	KIHVAAT. PTE	Visharci Henrietta
37.	LUDVÁN XÉLIA	LEX TAAT. PTE	Ludván Xélia
38.	PARÓCZI KATA	PAKVAAT. PTE	Paróczy Kata
39.	FOGAS LILLA	FOLVAAT. PTE	Fogas Lilla
40.	IKER RICHARD	IKRUAAT. PTE	Iker Róbert
41.	LÉVAI KATA SÁRA	LEKVAAT. PTE	Lévai Katalin
42.	PUNGOR BERNADETT	PUBVAAT. PTE	Pungor Bernadett
43.	ZARLA ENIKŐ	ZAEVAAT. PTE	Zarla Enikő
44.	WAHR MÁTYÁS	WAMQAAT. PTE	Wahr Máté
45.	HÓDZ REBEKA	HORVAAT. PTE	Hódz Rebecca
46.	JÁVOR KITI	JAKVAAT. PTE	Jávor Kitti
47.	LÓVÁRI PETRA	KOPWAAT. PTE	Lóvári Petra
48.	BRUNNER BRIGITTA	BRBUABT. PTE	Brunner Brigitta
49.	PAJL VIKTÓRIA	PAVWABT. PTE	Pajl Viktória
50.	TÓTH PÁBOR OLIVIA	TOUWAAT. PTE	Tóth Pábor Olivia

51. HORVÁTH CSILLA  
52. TÓTH DÁNIEL TÓDPAAT. PTE  
53. SOMOGYI BALÁZS SOBPAAT. PTE  
54. MAROSAI REKA MARIWAAT. PTE

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában, „Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciájának fejlesztése” című, NTP-HHTDK-15-0005 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



## Jelenléti ív

2016. március 11. 13<sup>00</sup>

Program:

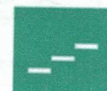
1. **Dr. Farkas Sándor** (Kaposvári Egyetem, Természetvédelmi és Környezetgazdálkodási Tanszék):  
A talajzoológiai vizsgálatok természetvédelmi vonatkozásai
2. **Dr. Purger Jenő** (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):  
Mesterséges fészkek és fészkeljének alkalmazhatósága a természetvédelmi biológiai kutatásokban

	Név	EHA-kód	Alíírás
1.	BALIKÓ VIKTÓRIA	BAVAAT. PTE	Baliko Viktoria
2.	MARCSAI RENÁTA	MARUABT. PTE	Marcsei Renata
3.	TÓTH DÁNIEL	TODPABT. PTE	←←←←←
4.	DOMKOS MARCELL	DOMVAAT. PTE	Domkos Marcell
5.	SZEGEDI MÁRK	SZHUAAAT. PTE	Szegedi Mark
6.	POLGÁRI BOTOUD	POPUAAT. PTE	Polgari Botond
7.	HORVÁTH ERDŐS		Horvath Erdos
8.	GURA ÁKOS	GUATAAT. PTE	Gura Akos
9.	BRUNNER BRIGITTA	BRBUABT. PTE	Brunner Brigitta
10.	PÁL VIKTÓRIA	PAVUABT. PTE	Pál Viktoria
11.	NÉMETH NOÉMI	NENWABT. PTE	Németh Noémi
12.	IKER RICHÁRD	IKRUAAAT. PTE	Iker Richárd
13.	LÉVAI KATA SARA	LEKUAAT. PTE	Lévai Kata Sara
14.	WANK MÁTYÁS	WAMQAAT. PTE	Wank Matyas
15.	HORVÁTH ADRIENN	HOSAABT. PTE	Horvath Adrienn
16.	SZÉCHENYI ALEXANDRA	SZATAABT. PTE	Szechenyi Alexandra
17.	LUDVÁN XENIA	LUXTAAT. PTE	Ludvan Xenia
18.	KISS VIVIKEN	KIVVAAT. PTE	Kiss Viviken
19.	PÖZÖTA CINTIA	PECUAAT. PTE	Pozota Cintia
20.	PÁROCCI KATA	PAKVAAT. PTE	Paroczi Kata
21.	SCHMIEDER VERONIKA	SCVVAAT. PTE	Schmieder Veronika
22.	FOGAS LILLA	FOLVAAT. PTE	Fogas Lilla
23.	KÖRÖPPA ENIKŐ	KREVAAT. PTE	Koroppa Eniko
24.	KISHÁRCI HENRIETTA	KIHVAAT. PTE	Kisharci Henrietta



25.	HENDINGER VIRÁG	HEVAAT. PTE	Hendiger Virág
26.	HAJTYÉNYESI ZOLTÁN	HZWAAT. PTE	Hajtyényesi Zoltán
27.	SZÜCS BOLDIZSÁR	SZ BWACT. PTE	Szűcs Boldizsár
28.	BÓDZ BERNADETT	BOBWABT. PTE	Bodó Bernadett
29.	SZÜNSTEIN MÁTÉ	SZ MWACT. PTE	Szünstein Máté
30.	ZÁVODI BOGLÁRKA	ZABWAAT. PTE	Závodai Boglárka
31.	SEBESTYÉN ESZTER	SEEWAAAT. PTE	Sebestyén Eszter
32.	GARABOYA' ESTERA	GAEVAAT. PTE	Garajva' Estera
33.	JASPER VIKTOR	JAVVAAT. PTE	Jasper Viktor
34.	JOZSEF JÚLIA	JOJVAAT. PTE	József Júlia
35.	LANSZKI ZSÓFIA	LAZVAAT. PTE	Lanszki Zsófia
36.	YÓVÁBI PÉTER	YOPWABT. PTE	Jóvábi Péter
37.	RÓNAI DÓRA	RODWAAAT. PTE	Rónai Dóra
38.	CSAPÓ HEDVIG	CSHWAAAT. PTE	Csapó Hedvig
39.	MONG MERINDA	MOUVAAT. PTE	Mong Merinda
40.	HÓDZ REBEKA	HODUAAAT. PTE	Hódz Rebeka
41.	FANDA ADRIENN	FAAUABT. PTE	Fanda Adrienn
42.	KOVÁCS KITTI	KOKUAT. PTE	Kovács Kitti
43.	STEUBACK ANITA	STAXAAT. PTE	Steuback Anita
44.	KISS FATIME ANDREA	KIFVAAT. PTE	Kiss Fatime Andrea
45.	HEGEDŰS DÁNIEL	HEGYAAT. PTE	Hegedűs Dániel
46.	KOVÁCS ANNA	KOVALADT. PTE	Kovács Anna
47.	FERENCZ-ELBLINGER EDI	KE - PhD	Ferencz-Elblinger Edi
48.	BÁRDOS BORBÉKA	KE	Bárdos Borbéka
49.	SZÉP DÁVID	SZOSABT. PTE	Szép David
50.	MORVAI ANITA	MOVAAT. PTE	Morvai Anita
51.	Dr. Farkas Sándor	KE ÁKK	Dr. Farkas Sándor
52.	Dr. Purgén János	PTE, Di' ökol. TSI.	Dr. Purgén János

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában, „Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciájának fejlesztése” című, NTP-HHTDK-15-0005 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



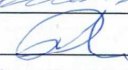
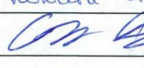
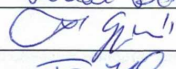
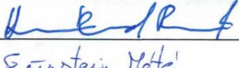


## Jelenléti ív

2016. április 22. 13<sup>00</sup>

Program:

1. **Prof. Lanszki József** (Kaposvári Egyetem, Vadbiológiai és Etológiai Tanszék):  
Az eurázsiai vidra kutatási gyakorlata és természetvédelmi helyzete a Dél-Dunántúlon
2. **Fenyősi László** (Duna-Dráva Nemzeti Park, Dráva Területi Osztály):  
Madarak monitorozása a Dráva-folyón
3. **Dr. Móra Arnold** (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):  
Makroszkopikus vízi gerinctelenek természetvédelmi helyzete Magyarországon

	Név	EHA-kód	Aláírás
1.	Pallásy Edes	hm.....	
2.	BOCK REZKA	BORWACT.PTE	Bock Rezka
3.	BRUNNER BRIGITTA	BRBUABT.PTE	
4.	PUNGER ZENS'	PUNPFAAP.PTE	
5.	HOBZ REBEKA	HORWAAAT.PTE	Hobz Rebeka
6.	JAVOR KITTI	JAKUAAAT.PTE	Javor Kitti
7.	POLGÁRI BOTOND	POBUAAAT.PTE	Polgári Botond
8.	GURA AKOS	GUATAAT.PTE	Gura Akos
9.	KELEMEN KRISZTINA	KEKUAAT.PTE	Kelemen Krisztina
10.	PUNGOR DERVADETT	PUBVAAT.PTE	Pungor Beate
11.	ZARKA ENIKŐ	ZAEVAAT.PTE	Zarka Enikő
12.	NORVAI ANITA	NOASAAT.PTE	Norvai Anita
13.	HORVÁTH ADRIEN	HORASABT.PTE	Horváth Adrienn
14.	CSAPÓ HEDVIG	CSHWAAAT.PTE	
15.	RÓNYI DÓRA	RODWAAT.PTE	Rónyi Dóra
16.	HORVÁTH ANITA		
17.	Fenyősi László	DDMP 12.	Fenyősi László
18.	MARÓCSAI REZKA	MARUABT.PTE	Marócsai Rezka
19.	LÉVAI KATA SZILVIA	LEKUAAT.PTE	Lévai Kata Szilvia
20.	SCHNIEDER VERONIKA	SCWAAAT.PTE	Schnieder Veronika
21.	HOB'NYI RAYMUND	HORKAAAT.PTE	
22.	SZÜNSTEIN MÁTÉ	SZHWACT.PTE	Szűnstein Máté
23.	KUSZ PETRA SZILVIA	KUPWAAAT.PTE	Kusz Petra Szilvia

24.	JÁRÓCS BOKDJASZARI	SZBWAAT. PTE	Székely Borka
25.	Nagyfenyvesi Zoltán	NAZWAAT. PTE	Nagyfenyvesi Zoltán
26.	SZÉKEDI MARK	SZMVAAT. PTE	Székely Márk
27.	SZARKA GERGELY	SZGWAAT. PTE	Szarka Gergely
28.	FUTACSI KÖRÖK	FUKWAAT. PTE	Futósi Körök
29.	ZÁVODI BOGLÁRKA	ZARWAAT. PTE	Zádor Boglárka
30.	BODZ BERNADETT	BOBWABT. PTE	Bodó Bernadett
31.	PAJZ VIKTÓRIA	PAVWABT. PTE	Pál Viki
32.	STEINBACH ANITA	STAWAT. PTE	Steinbach Anita
33.	MONG MELINDA	MONVAAT. PTE	Mong Melinda
34.	KISHARCI HENRIETTA	KIHVAAT. PTE	Kisvári Henrietta
35.	TÓTHPÁJÓR OLIVIA GINA	TOKVAAT. PTE	Tóth Pajor Olivér
36.	KOVÁCS KITT	KOKVAAT. PTE	Kovács Kitti
37.	JANDA ADRIENN	JAAWABT. PTE	Janda Adrienn
38.	SZABÓ VIKTOR	SZVWABT. PTE	Szabó Viktor
39.	JASPER VIKTOR	JAWAAT. PTE	Jászper Viktor
40.	SEBESTYÉN ESZTER	SEVAAT. PTE	Sebestyén Eszter
41.	GARAJDVA' ESTERA	GAEVAAT. PTE	Garajdva' Estera
42.	LANSZKI ZSÓFIA	LAVVAAT. PTE	Lanszki Zsófia
43.	EGERVÁRY MARTIN	EGMVAAT. PTE	Egervári Martin
44.	KOVÁCS ANNA	KOAWADT. PTE	Kovács Anna
45.	NÉMETH NOÉMI	NENWABT. PTE	Németh Noémi
46.	HEGEDŰS DÁNIEL	HEDVAAT. PTE	Hegedűs Dániel
47.	FERENCZ E. EDIT	KE - PhD	Ferencz Edit
48.	SZEP DÁVID	SZDSABT. PTE	Szep David
49.	TÓTH DÁNIEL	TODPAST. PTE	Tóth Dániel
50.	BALIKÓ VIKTÓRIA	BAVMAAT. PTE	Balikó Viktória

51. TÓTH JANKA ALIZ TOJWAAT. PTE Tóth Janka Aliz  
 52. KOVÁCS PÉTERA KOPWABT. PTE Kovács Péter

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában, „Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című, NTP-HHTDK-15-0005 azonosítószámú pályázat keretén belül valósul meg.



53. LOVAS ANETT  
 54. LUGOSI HEDVIG  
 55. MORA ARNOLD  
 56. Lanszki Főzsef

LOAWAAT. PTE  
 LUHVAAT. PTE  
 MO  
 KE AKK



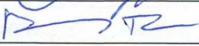


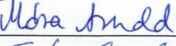
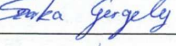
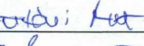
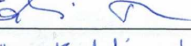
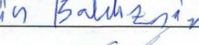

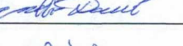
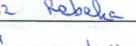
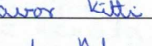
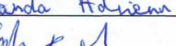
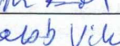
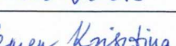
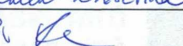
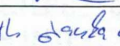
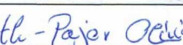



Lovász Anett  
 Lugosi Hedvig  
 Mora Arnold  
 Lanszki Főzsef

## Jelenléti ív

2016. május 6. 13<sup>00</sup>

Program:

1. **Dr. Csabai Zoltán** (Pécsi Tudományegyetem, Hidrobiológiai Tanszék):  
Alaputatások a természetvédelem szolgálatában: A széles tavicskibogár és a kétcsíkos hegyi szitakötő esete
2. **Parragh Tibor** (Duna-Dráva Nemzeti Park, Természetmegőrzési Osztály):  
Az élőhelyvédelmi programok a Duna-Dráva Nemzeti Parkban
3. **Dr. Horváth Győző** (Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék):  
Fajvédelmi programok felépítése a fokozottan védett északi pocok (*Microtus oeconomus*) példáján.

	Név	EHA-kód	Alíírás
1.	Keszler Zoltán	CCZLAAT.PTE	
2.	Dr. Horváth Győző	HOGFAAP.PTE	
3.	Parragh Tibor		
4.	Kisvárdy Zoltán		
5.	Ferenca - Csikvári Zoltán	PECD - Kaposvár	
6.	Móra Arnold	MOVAET.PTE	
7.	Sarka Gergely	SZGWADT.PTE	
8.	Fülöpösi Ádám	FULUAAAT.PTE	
9.	Závodai Boglárka	ZABWAAT.PTE	
10.	Szűcs Boldizsár	SZBWAACT.PTE	
11.	Brunner Brigitta	BRBUAAT.PTE	
12.	Hebgyősi Rácz	HEGPAAT.PTE	
13.	Hósz Rebeca	HORUAAT.PTE	
14.	Jávors Kitti	JAKUAAT.PTE	
15.	Janda Adrienn	JAAUAAT.PTE	
16.	Pölgálki Béla	POBUAAT.PTE	
17.	Szabó Viktor	SZVUAAT.PTE	
18.	Kelemen Krisztina	KEKUAAT.PTE	
19.	Falviki Viktória	FAVWAAT.PTE	
20.	Tóth Sanka Alíz	TOJWAAT.PTE	
21.	Tóth-Pajer Olivánia	TOOUAAT.PTE	
22.	Kovács Kitti	KOKUAAT.PTE	
23.	Steinbach Anita	STAXAAT.PTE	

24.	LOVAS ANETT	LOHVAAT. PTE	Lovas Anett
25.	KRUPPA ENIKŐ	KREVAAT. PTE	Kruppa Enikő
26.	CSAPÓ HEDVIG	CSHVAAT. PTE	Csapó Hedvig
27.	DEMÉKOS MARCELL	DMVAAT. PTE	Demékos Marcell
28.	SZÖNSTEIN MÁTÉ	SZMVAAT. PTE	Szönsztain Máté
29.	HORVÁTI RICHARD	HORVAAT. PTE	Horváti Richard
30.	LUGOSI HEDVIG	LUHVAAT. PTE	Lugosi Hedvig
31.	KUSZ PETRA	KUVVAAT. PTE	Kusz Petra
32.	LANSZKI ZSÓFIA	LZVAAT. PTE	Lanszki Zsófia
33.	GARAPVA' ESTERA	GAEVAAT. PTE	Garapva' Estera
34.	JASPER VIKTOR	JAVVAAT. PTE	Jasper Viktor
35.	JOZSEF JULIA	JOJVAAT. PTE	Jozsef Julia
36.	EGERNYI MARTIN	EGMVAAT. PTE	Egernyi Martin
37.	KISS FATIME ANDREA	KIFVAAT. PTE	Kiss Fatime Andrea
38.	LEVAI KATA SARA	LEKVAAT. PTE	Levai Kata Sara
39.	IKER RICHARD	IKRVAAT. PTE	Iker Richard
40.	NEMETH MÓRMI	NENVAAT. PTE	Nemeth Mórmi
41.	KOVACS ANNA	KORVAAT. PTE	Kovacs Anna
42.	MAGYFENYESI ZOLTÁN	MAZVAAT. PTE	Magyfenyesi Zoltán
43.	BOCZ BERNADETT	BOBVAAT. PTE	Bocz Bernadett
44.	BALIKÓ VIKTÓRIA	BAVVAAT. PTE	Balikó Viktória
45.	PÉROTA CINTIA	PSCVAAT. PTE	Pérotta Cintia
46.	PARÓCZI KATA	PAKVAAT. PTE	Paróczy Kata
47.	KISS VIVIEN	KIVVAAT. PTE	Kiss Vivien
48.	PUNGOR BERNADETT	PUBVAAT. PTE	Pungor Bernadett
49.	ZANKÓ ENIKŐ	ZAEVAAT. PTE	Zankó Enikő
50.	MANG MELINDA	MOMVAAT. PTE	Mang Melinda

HA RÓCSAI RENÁTA  
BOCZ RENÁTA  
SZÉP DÁVID  
MORVAI ANITA

HARVAAT. PTE  
BORVAAT. PTE  
SZOSABT. PTE  
MORVAAT. PTE

Harváti Renáta  
Bocz Renáta  
Szép Dávid  
Morvai Anita

A szemináriumi program a Hazai Tudományos Diákköri műhelyek támogatásában, „Alkalmazott zoológiai kutatások és monitoring - TDK hallgatók szakmai kompetenciáinak fejlesztése” című, NTP-HHTDK-15-0005 azonosítójú pályázat keretén belül valósul meg.



EMBERI ERŐFORRÁS  
TÁMOGATÁSKEZELŐ



EMBERI ERŐFORRÁSOK  
MINISZTERIUMA

OKTATÁSKUTATÓ  
ÉS FEJLESZTŐ  
INTÉZET



## 7. A TDK műhely hallgatóinak egyéb konferencia szereplései

A pályázati programban a TDK hallgatók hazai konferencián történő részvételét tekintve a 2015 évre eső projekt időszakban 3 TDK hallgató és 1 témavezető regisztrációjával két előadás és 4 poszter bemutatásával 11 hallgató szerepelt a 10. Magyar Ökológus Kongresszus 4 különböző szekciójában. A munkák a következők:

- Somogyi Balázs, Horváth Győző: *Kisemlősök abundancia viszonyai és mozgásmintázatának változása a vörös róka predációs nyomásának függvényében.* (előadás)
- Somogyi Balázs, Horváth Győző: *A vörös róka (Vulpes vulpes) befogott kisemlősök prédálására adott funkcionális válasza* (poszter)
- Tóth Dániel, Jánosa Gergely, Zelles Mónika, Polgári Botond, Rácz Arnold, Horváth Győző: *A fajkompozíció- a közösségi struktúra és a gyakori fajok térbeli szegregációjának denzitásfüggő változása lékvágással fragmentált erdőfoltokban.* (poszter)
- Horváth Győző, Rácz Arnold, Oldal Miklós, Jakab Ferenc: *Kisemlősök vírusfertőzöttségének tér-időbeli változása erdőrezervátumi területén* (előadás)
- Horváth Győző, Rácz Arnold, Oldal Miklós, Jakab Ferenc: *Kisemlősök vírusfertőzöttségének tér-időbeli változása erdőrezervátumi területén* (előadás)
- Bán Viktória, Kelemen Krisztina, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne, Horváth Győző: *Kisemlősök makro- és mikroélőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata felújító lékvágásos erdőgazdálkodással kezelt erdőrezervátum puffterületén* (poszter)
- Horváth Győző, Tóth-Pajor Olivia, Széchenyi Alexandra, Schmidt Kornél: *A Kis-Balaton növekvő vízborítású lápterületeinek jellemző kisemlős együttese: fajkompozíció, gyakoriság, természetvédelmi érték* (poszter)

A projekt 2016 évi időszakában 2016. I. féléves szakülés sorozaton ismét 3 TDK munka eredményeit mutatták be a programba bevont hallgatók. A 280. szakülésen (2016.03.17) Horváth Adrienn II. éves biológus MSc és Hendinger Virág III. éves biológia BSc szakos hallgató mutatta be TDK eredményeit, míg a 282. szakülésen (2016.05.05) Máté Melinda és Kismarci Henrietta szerzőpáros prezentálta diákköri munkájuk eredményeit. A 2016-os időszakban további két szakmai fórumon vettek részt a programba bevont hallgatók. A X. Magyar Természetvédelmi Biológia Konferencián Mórahalmon, amely kimondottan magyarországi emlőskutatások eredményeit foglalta össze („Zászlóshajók, karizmák és esernyők: mit tehet az emlőskutatás a természetvédelemért”). A konferencián 5 előadással és 1 poszter prezentációval vettünk részt.

Továbbá az Ukrajnában, Beregszászon megrendezésre került XII. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencián poszter prezentációban 4 kutatási téma eredményeit mutattuk be:

- Horváth F. Győző, Máté Melinda, Kismarci Henrietta: *A kisemlősök területfoglalási mintázata a Kis-Balaton mocsaras élőhelyein* (poszter)

- Horváth F. Győző, Somogyi Balázs A., Tóth Dániel, Jánosa Gergely, Kurucz Kornélia: *Az urbanizáció hatása a kisemlősközösségekre – előzetes eredmények Pécs városából* (poszter)
- Kelemen Krisztina, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne, Tóth Dániel, Horváth F. Győző: *Kisemlősök makro- és mikroélelőhely-preferenciája lékes felújítógáccsal kezelt erdőben* (poszter)
- Tóth Dániel, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne, Horváth Győző: *Kisemlősközösségek abundanciájának és diverzitási paramétereinek különbsége Natura 2000 erdőterületeken és újraerdősödő habitatokban* (poszter)

A Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportjának 2015. II. féléves szakülései közül 2 alkalommal 3 előadásban mutattuk be TDK eredményeinket prezentációja. A 274. szakülésen (2015.10.08) Jánosa Gergely I. éves biológus MSc szakos hallgató, valamint 277. szakülésen (2015.12.03) Polgári Botond III. éves biológiai BSc szakos hallgató, valamint Horváth Győző témavezető tartott előadást.

# X. Magyar Ökológus Kongresszus

Pannon Egyetem, Veszprém  
2015. augusztus 12-14.



# X. Magyar Ökológus Kongresszus



Pannon Egyetem, Veszprém  
2015. augusztus 12-14.

10. Magyar Ökológus Kongresszus

<b>Populációbiológia és populációk közötti interakciók I.</b> 2015. augusztus 12. (szerda) A2 előadó Szekcióelnök: <b>RÓZSA LAJOS</b>	
16:30-16:45	RÓZSA LAJOS, APARI PÉTER, MÜLLER VIKTOR: A szépszis, mint „mikrobiom zendülés”.
16:45-17:00	KATONA KRISZTIÁN, FEHÉR ÁDÁM, SZEMETHY LÁSZLÓ: Vadhatás-monitoring: a patás fajok-erdei vegetáció kapcsolatok természetességének mérése.
17:00-17:15	UJHEGYI NIKOLETT, BIRÓ ZSOLT, PATKÓ LÁSZLÓ, KELLER NORBERT, TÓTH BÁLINT, KOVÁCS IMRE, SZEMETHY LÁSZLÓ: Az intenzív ragadozógyérítés hatása a mezei nyúl és a fácán állományára.
17:15-17:30	<b>SOMOGYI BALÁZS, HORVÁTH GYŐZŐ:</b> Kisemlősök abundancia viszonyai és mozgásmintázatának változása a vörös róka predációs nyomásának függvényében.
17:30-17:45	KOLESZÁR GERGŐ, NAGY ZOLTÁN, VICEI TIBOR TAMÁS, SZABÓ SÁNDOR: A perifiton algák szerepe a hinárnövények versenyében.
17:45-18:05	Ötperces poszter-előadások
17:45-17:50	KURYS ANITA, HELTAI MIKLÓS, LANSZKI JÓZSEF: Az együtt élő aranyakál és vörös róka táplálék-összetételének összehasonlító vizsgálata.
17:50-17:55	<b>SOMOGYI BALÁZS, HORVÁTH GYŐZŐ:</b> A vörös róka ( <i>Vulpes vulpes</i> ) befogott kisemlősök prédálására adott funkcionális válasza.
17:55-18:00	SÁROSPATAKI MIKLÓS, BAKOS RÉKA, DONKÓ BETTINA, PINTÉR ORSOLYA, SZALAI MÁRK, VASKOR DÓRA: Agrártájba ékelődött természetközeli élőhelyfoltok szerepe a megporzó együttesek fenntartásában.
18:00-18:05	RUDOLF KINGA, MORSCHHAUSER TAMÁS, PÁL-FÁM FERENC, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN: Gombaközösségek és edényes növényközösségek közötti összefüggések vizsgálata különböző természetességi vegetációtípusokban, a Belső-Cserhátban.

<b>Közösségi ökológia I.</b> 2015. augusztus 13. (csütörtök) A1 előadó Szekcióelnök: <b>TÖRÖK PÉTER</b>	
09:40-09:55	LANSZKI JÓZSEF, ZALEWSKI ANDRZEJ, HELTAI MIKLÓS: Terresztris ragadozóemlős-fajok táplálkozási niche-elkülönülése: a forrásfelosztás-hipotézis tesztelése.
09:55-10:10	ÓDOR PÉTER, PAPP VIKTOR, KUTSZEGI GERGELY, NÉMETH CSABA, SZÜCS PÉTER, GUBA ERIKA, JÓZSEF JÚLIA, BENEDEK LAJOS: Az erdőgazdálkodás holtfa viszonyokra és szaproxyli biodiverzitásra gyakorolt hatása az Északi középhegységben.
10:10-10:25	TÖRÖK PÉTER, T-KRASZNAI ENIKŐ, B-BÉRES VIKTÓRIA, BÁCSI ISTVÁN, BORICS GÁBOR, TÓTHMÉRÉSZ BÉLA: Magyarázza-e a funkcionális diverzitás változása a biomassza és fajgazdagság kapcsolatát leíró egycsúcsú görbe kialakulását fitoplankton közösségekben?
10:25-10:40	BUCZKÓ KRISZTINA: Skálafüggő, „objektum-orientált” diatóma kutatás.
10:40-11:05	Ötperces poszter-előadások
10:40-10:45	<b>TÓTH DÁNIEL, JÁNOSA GERGELY, ZELLES MÓNICA, POLGÁRI BOTOND, RÁCZ ARNOLD, HORVÁTH GYÓZÓ:</b> A fajkompozíció- a közösségi struktúra és a gyakori fajok térbeli szegregációjának denzitásfüggő változása lékvágással fragmentált erdőfoltokban.
10:45-10:50	LENGYEL ATTILA, CSECSERITS ANIKÓ, KERTÉSZ MIKLÓS, KOVÁCS BENECSE, LHOTSKY BARBARA, ÓNODI GÁBOR, RÉDEI TAMÁS, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN: Fajkompozíciós és funkcionális 'distance decay' kiskunsági gyepekben.
10:50-10:55	B-BÉRES VIKTÓRIA, LUKÁCS ÁRON, TÖRÖK PÉTER, KÓKAI ZSUZSANNA, NOVÁK ZOLTÁN, T-KRASZNAI ENIKŐ, TÓTHMÉRÉSZ BÉLA, BÁCSI ISTVÁN: Ökológiai csoportok szerepe alföldi kisvízfolyás kovaalgáinak kolonizációs vizsgálataiban –holisztikus szemléletű kombinált ökológiai csoportok használhatósága.
10:55-11:00	KUN RÓBERT, SZÉPLIGETI MÁTYÁS, SZENTIRMAI ISTVÁN, BARTHA SÁNDOR: Mocsárréti állományok koordináltsága a diverzitás- és biomassza varianciájának tekintetében.
11:00-11:05	BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, LHOTSKY BARBARA, KOVÁCS BENECSE, RÉDEI TAMÁS, ÓNODI GÁBOR, CSECSERITS ANIKÓ, LENGYEL ATTILA: Társulási szabályok változása a produktivitás gradiens mentén.

<b>Populációbiológia és populációk közötti interakciók II.</b> 2015. augusztus 14. (péntek) A2 előadó Szekcióelnök: <b>GALLÉ LÁSZLÓ</b>	
10:30-10:45	CSÁSZÁR PÉTER, GALLÉ RÓBERT, SZPISJAK NIKOLETT, LŐRINCZI GÁBOR, TORMA ATTILA, TÖLGYESI CSABA: Tetővel és tölesérrrel ellátott talajcsapdák hatása izeltlábuak és gerincesek gyűjtésére
10:45-11:00	<b>HORVÁTH GYÖZŐ, RÁCZ ARNOLD, OLDAL MIKLÓS, JAKAB FERENC:</b> Kisemlősök vírusfertőzöttségének tér-időbeli változása erdőrezervátumi területén.
11:00-11:15	MAAK ISTVÁN ELEK, KISS ANETT, MARKO BÁLINT: Szemét vagy táplálékforrás: tetemek sorsa a Formica polyctena hangyafajnál (Hymenoptera: Formicidae).
11:15-11:30	ÓNODI GÁBOR, WINKLER DÁNIEL, CSÖRGŐ TIBOR: A nagy fakopáncs ( <i>Dendrocopos major</i> - Linnaeus 1758) interszexuális forrásfelosztása invazív fajok jelenlétében
11:30-11:45	THOLT GERGELY, BELEZNAI ORSOLYA, KAJTOR ZSOMBOR, PERTICS BOTOND, SAMU FERENC: A predációs stressz hatása a csíkos gabonakabóca ( <i>Psammotettix alienus</i> ) táplálkozási sikerességére.
11:45-12:00	Ötperces poszter-előadások
1:45-11:50	SOLTÉSZ ZOLTÁN, SERES NÁNDOR: Miért kell takarítani a kék vércse költőládákat?
11:50-11:55	SZANYI SZABOLCS, NAGY ANTA, VARGA ZOLTÁN: Poszméh-fajok ( <i>Bombus</i> spp., Apidae, Hymenoptera) viráglátogatási preferenciái kárpátaljai gyepterületeken.
11:55-12:00	Pásztory-Kovács Szilvia, Jakab Szilvia, Szabó Krisztián, Horváth Márton: A parlagi sas ( <i>Aquila heliaca</i> ) és a pusztai sas ( <i>Aquila nipalensis</i> ) hibridizációjának molekuláris vizsgálata

10. Magyar Ökológus Kongresszus

<p><b>Természetvédelemi ökológia III.</b>                  2015. augusztus 14. (péntek) A2 előadó                  Szekcióelnök: <b>TÓTHMÉRÉSZ BÉLA</b></p>	
13:00-13:15	<p>DEÁK BALÁZS, TÓTHMÉRÉSZ BÉLA, VALKÓ ORSOLYA, SUDNIK-WÓJCIKOWSKA BARBARA, MOYSIYENKO IVAN I., BRAGINA TATYANA M., APOSTOLOVA IVA, DEMBICZ IWONA, BYKOV NIKOLAI I., TÖRÖK PÉTER:                  Kulturális emlékek és természetvédelem – Kunhalmok szerepe a sztyeppi élőhelyek és gyepi specialista fajok megőrzésében.</p>
13:15-13:30	<p>KERTÉSZ MIKLÓS, ASZALÓS RÉKA, LELLEINÉ KOVÁCS ESZTER, ARANY ILDIKÓ, VÁRI ÁGNES, KELEMEN ESZTER, LAZÁNYI ORSOLYA, BÍRÓ MARIANNA, CZÚCZ BÁLINT:                  Indikátorok használata az ökoszisztéma szolgáltatások becslésére – egy esettanulmány.</p>
13:30-13:45	<p>LŐKI VIKTOR, TÖKÖLYI JÁCINT, SÜVEGES KRISTÓF, LOVAS-KISS ÁDÁM, TAKÁCS ATTILA, SRAMKÓ GÁBOR, HÜRKAN KAAAN, NAGY TÍMEA, BÍRÓ ÉVA, FEKETE RÉKA, LJUBKA TIBOR, MOLNÁR V. ATTILA:                  Törökországi temetők, mint veszélyeztetett orchideák élőhelyei.</p>
13:45-14:15	<p>Ötperces poszter-előadások</p>
13:45-13:50	<p>CSATHÓ ANDRÁS ISTVÁN, BEDE ÁDÁM, CZUKOR PÉTER, PÁLL DÁVID GERGELY, SZILÁGYI GÁBOR, SÜMEGI PÁL:                  Interdiszciplináris kutatások a hortobágyi Ecse-halom komplex értékelése kapcsán.</p>
13:50-13:55	<p>CSICSEK GÁBOR, HOLLÓS ROLAND, LUKÁCS MÁRIÓ, MAGYAROS VIKTOR, VARGA TIFFÁN DÓRA, VIDA ALEXANDRA, ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE, HORVÁTH FERENC:                  A Bükkhát Erdőrezervátum állapotleírása és értékelése.</p>
13:55-14:00	<p>HORVÁTH GYÖZŐ, RÁCZ ARNOLD, OLDAL MIKLÓS, JAKAB FERENC:                  Kisemlősök vírusfertőzöttségének tér-időbeli változása erdőrezervátumi területén.</p>
14:00-14:05	<p><b>HORVÁTH GYÖZŐ, TÓTH-PAJOR OLIVIA, SZÉCHENYI ALEXANDRA, SCHMIDT KORNÉL:</b>                  A Kis-Balaton növekvő vízborítású láptertületeinek jellemző kisemlős együttese: fajkompozíció, gyakoriság, természetvédelmi érték.</p>
14:05-14:10	<p>KERTÉSZ PÉTER, NAGY ZOLTÁN, PINTÉR KRISZTINA:                  Gyepvegetáció biomassza-becslése multispektrális távérzékeléssel.</p>
14:10-14:15	<p>SZANYI SZABOLCS, KATONA KRISZTIÁN, RÁCZ ISTVÁN ANDRÁS, VARGA ZOLTÁN, NAGY ANTAL:                  A Beregi-sík kárpátaljai részének egyenesszárnyú (Orthoptera: Ensifera, Caelifera.)</p>

## **Kisemlősök makro- és mikroélőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata felújító lékvágásos erdőgazdálkodással kezelt erdőrezervátum pufferterületén**

BÁN Viktória\*, KELEMEN Krisztina\*, CSICSEK Gábor\*, ORTMANN-NÉ AJKAI  
Adrienne\*, HORVÁTH Győző\*

\* PTE TTK

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2014-ben elevenfogó csapdázással vizsgáltuk 4 rágcsálófaj – sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*), pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*), vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) fogási adatai alapján a makro- és mikroélőhely szintű asszociáltságot. Ezen vizsgálatok lehetővé teszik az erdőrezervátum területén a különböző zavarások, erdőművelési technikák és az élőhely fragmentáció hatásának felmérését, illetve az itt élő kisemlősök és a növényzet strukturális kapcsolatának elemzése alapján értelmezhetővé válik a fajok mikroélőhely szegregációja, mely elősegíti az együttélést. Az erdőgazdálkodás eredményeként megjelenő lékek és a zárt erdőfoltok, illetve e két élőhelytípusban elhelyezett mintavételi kvadrátok adatai alapján végeztük a makrohabitat szintű elemzést. A fajok mikrohabitat asszociáltságát 15 botanikai változó alapján értékeltük. A makroélőhely szintű vizsgálatokat többváltozós variancia-analízissel (MANOVA) végeztük, amely során mind a négy faj esetén két modell felállításával elemeztük a térbeli elkülönülést. Az erdőbelső és a lékek szerepének vizsgálata során a két élőhelytípus mellett magyarózó változóként vagy a havi, vagy a szezonális különbségeket vettük figyelembe, illetve a habitat és az időbeli különbségek együttes hatását. Mindkét modell esetén a MANOVA teszt igazolta az elkülönített makroélőhelyek (erdő-lék), az időbeli különbségek (hónap vagy szezon), illetve a két magyarózó változó interakciójának szignifikáns hatását. A variancia legnagyobb százalékát mind a négy faj esetében a habitat és a hónap magyarózta, ami azt mutatta, hogy a fajok makroélőhely szintű használatában az egyes elkülönített élőhelytípusoknak és a finomabb időléptéknek nagyobb jelentősége van. A mikroélőhely-asszociáltságot többváltozós statisztikai módszerekkel (diszkriminancia analízis: DFA, ordinációs eljárások: RDA) vizsgáltuk. A DFA eredményei azt mutatták, hogy a teljes mintaterületen a fajok elkülönülése nem volt határozott. Ezzel szemben az egyes élőhelytípusok (melyek különbözőségét a diszkriminancia analízis alátámasztotta) vizsgálata során azt az eredményt kaptuk, hogy a fajok szegregációja a legtöbb esetben jól kifejezett. Az RDA több esetben bizonyította a vegetáció struktúra több mért változójának hatását a fajok mikroélőhely-szintű szegregációjában. Így jelen tanulmányunk eredményei is alátámasztották a korábbi kutatások következtetéseit, miszerint a kisemlősök élőhely használatát mind makrohabitat, mind mikrohabitat szinten is érdemes vizsgálni.

# Kisemlősök makro- és mikroélőhely léptékű asszociáltságának vizsgálata felújító lékvágásos erdőgazdálkodással kezelt erdőrezervátumi puffterületen



Bán Viktória<sup>1</sup>, Kelemen Krisztina<sup>1</sup>, Csicek Gábor<sup>2</sup>, Ortmann-né Ajkai Adrienne<sup>2</sup>, Horváth F. Győző<sup>1</sup>

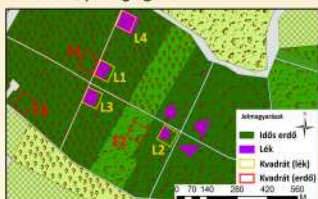
<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék  
<sup>2</sup>Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Hidrobiológiai Tanszék  
 7624 Pécs, Ifjúság útja 6. E-mail: b.viki0922@gmail.com; kelemenmenator@gmail.com



10. Magyar Ökológus Kongresszus

## Bevezetés

A Bükkhát erdőrezervátum területén 2014-ben négy kisemlős faj – a sárganyakú erdei egér (*Apodemus flavicollis*), a pírók erdei egér (*Apodemus agrarius*), a vöröshátú erdei pocok (*Myodes glareolus*), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) élőhely asszociáltságát vizsgáltuk makro- és mikrohabitat léptékben. Ezen vizsgálatok lehetővé teszik az erdőrezervátum területén alkalmazott erdőművelési technikák, és ezek következtében kialakuló élőhely fragmentáció hatásának felmérését, valamint értelmezhetővé válik a fajok együttlését segítő mikroélőhely szegregáció.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése az erdőrezervátum puffterületén



2. ábra: A csapdapontok körül elhelyezett botanikai kvadrátok

## Anyag és módszer

A Bükkhát Erdőrezervátum területén adatainkat 2014-ben havonta, júliustól októberig ötéjszakai periódusokban gyűjtöttük (1. ábra). A csapdázások során a CMR módszert alkalmaztuk. Elevenfajú csapdáinkat reggelente ellenőriztük és csaltuk. Az erdőrezervátum területén található különböző élőhelyfoltokban (erdők és lékek) összesen 7 mintakvadrátot jelöltünk ki. Csapdáinkat minden kvadrátban 7 × 7-es csapdahálóban helyeztük el. A makrohabitat-asszociáltság vizsgálatához két MANOVA (többváltozós variancia-analízis), illetve fajoként két ANOVA (egyváltozós varianciaanalízis) modellt állítottunk fel (habitat × szezon; habitat × hónap). A mikroélőhely-asszociáltságot a kisemlősök tömegességi adatai és a csapdapontok körül kijelölt botanikai kvadrátokban felmért 15 növényzeti változó felhasználásával diszkriminancia analízissel (DFA) és redundancia analízissel (RDA) vizsgáltuk (1. táblázat, 2. ábra).

1. táblázat: A mikrohabitat vizsgálatokhoz használt botanikai változók

Levegőtelen	Levegőtelen
Száraz lombkoronaszint borítás (%)	Csapatlós csapadékpótlás (%)
Száraz átlagos borítás (cm)	Kéregfajlétszám (cm)
Füvel borítás (%)	Állás: mélyvíz fenyegetés (m) az 1. emeleti lombkoronában (10-30 cm)
Csapat: Csapadékos átlagos magassága (cm)	Állás: mélyvíz fenyegetés (m) az 2. emeleti lombkoronában (40-60 cm)
Csapat: Gyepesítéssel átlagos magassága (cm)	Fűszál: fűszálak száma (m <sup>2</sup> )
Ásvány: kőzetborítás (%)	Ünneki: világos szálak száma (m <sup>2</sup> )
Ásvány: kőzetborítás (%)	



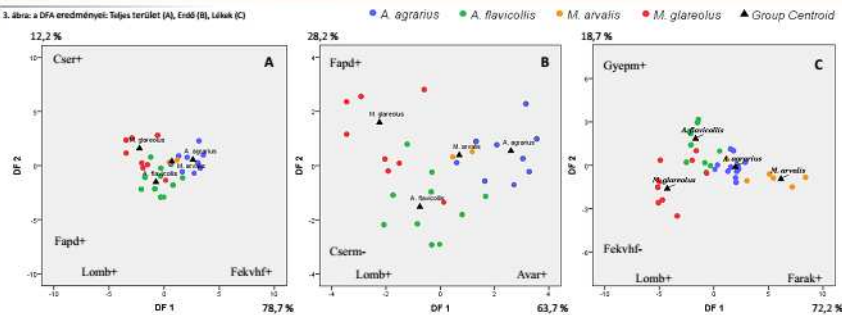
## Eredmények - Makrohabitat

Mindkét modell esetén a MANOVA teszt igazolta az elkülönített makroélőhelyek, az időbeli különbségek (hónap vagy szezon), illetve a két magyarzó változó interakciójának szignifikáns hatását. Az ANOVA tesztek közül csak a második modell eredményeit mutatjuk be, mivel a MANOVA módosított R<sup>2</sup> értékei ebben az esetben voltak a legmagasabbak. Az *Apodemus* fajok abundancia értékeire a különböző hónapoknak volt a legnagyobb hatása. Egyedül az *A. agrarius* esetében volt statisztikailag értékelhető hatása a magyarzó változók interakciójának (2. táblázat). A pocokfajok tömegességét leginkább az élőhelytípus befolyásolta, más változóknak és azok interakciójának nem volt szignifikáns hatása.

2. táblázat: Az ANOVA analízis eredményei (Habitat - Hónap)

<i>Apodemus agrarius</i>	MS <sup>a</sup>	F	P	R <sup>2</sup>	<i>Microtus arvalis</i>	MS <sup>a</sup>	F	P	R <sup>2</sup>		
Habitat-Hónap	Habitat	85.75	9.20	<0.05	0.655	Habitat-Hónap	Habitat	187.57	59.74	<0.001	0.595
Hónap	Hónap	108.30	11.62	<0.001		Hónap	Hónap	6.94	2.21	n.s.	
Habitat × Hónap	Habitat × Hónap	33.37	3.58	<0.05		Habitat × Hónap	Habitat × Hónap	4.84	1.54	n.s.	
<i>Apodemus flavicollis</i>	MS <sup>a</sup>	F	P	R <sup>2</sup>	<i>Myodes glareolus</i>	MS <sup>a</sup>	F	P	R <sup>2</sup>		
Habitat-Hónap	Habitat	188.89	11.10	<0.05	0.405	Habitat-Hónap	Habitat	66.16	18.59	<0.001	0.577
Hónap	Hónap	106.42	5.96	<0.001		Hónap	Hónap	7.55	2.12	n.s.	
Habitat × Hónap	Habitat × Hónap	22.65	1.33	n.s.		Habitat × Hónap	Habitat × Hónap	1.44	0.40	n.s.	

3. ábra: A DFA eredményei: Teljes terület (A), Erdő (B), Lékek (C)



## Összefoglalás

Makrohabitat szinten az erdőgazdálkodás hatására kialakuló élőhelyi heterogenitás elősegítette a fajok közötti térbeli szegregációs mechanizmus kialakulását. Többváltozós statisztikai módszerek segítségével alátámasztottuk, hogy a vegetációstruktúra függvényében a fajok térbeli szegregációja kisebb térleptékben, mikrohabitat szinten is megvalósul. Így jelen kutatás eredményei alátámasztják azon tanulmányok következtetéseit, melyek szerint a kisemlősök élőhely használatát több térleptékben, makro- és mikrohabitat szinten is érdemes vizsgálni.

**Köszönetnyilvánítás** - Kutatásainkat a Silva Naturalis Projekt (TÁMOP-4.2.2.A-11/11/KONV-2012-0004) és a Nemzeti Tehetség Program NTP-HHTDK-15-0005 számú pályázata támogatta. Köszönettel tartozunk Gábor Annának a statisztikai elemzésekben nyújtott segítségért. Köszönjük az Ökológiai Tanszék hallgatóinak a munkálatokban nyújtott segítséget.

## Kisemlősök vírusfertőzöttségének tér-időbeli változása erdőrezervátumi területén

HORVÁTH Győző\*, RÁCZ Arnold\*, OLDAL Miklós\*\*, JAKAB Ferenc\*\*

\* Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Ökológiai Tanszék 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

\*\* PTE Szentágotthai János Kutatóközpont, Virologiai Kutatócsoport 7624 Pécs, Ifjúság útja 20.

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum (Mecsek-hegység) területén 2011 és 2012 között 10-13 erdőfoltban csapdázott kisemlősök demográfiai mintázatát és vírusfertőzöttségüket (Dobrava-Belgrade hantavírus, tehénhimlő (cowpox)) vizsgáltuk. A vírusok monitorozásához a befogott egyedektől minden hónapban egyszer vettünk vérmintát, így több hónapon keresztül követtük nyomon a fertőzöttségi szint állapotát. A két mintavételi év alatt a vírusfertőzöttség szempontjából vizsgált négy faj (*A. flavicollis*, *A. sylvaticus*, *A. agrarius*, *M. glareolus*) összesen 5032 egyedét fogtuk meg. A négy faj vérmintáit együttesen tekintve a hantavírus (Dobrava) esetében 2850 vérmintából 256 alkalommal mutattunk ki fertőzést, míg a tehénhimlő vírus vizsgálatakor 1572 vérmintából 286 volt pozitív. A kimutatott hantavírust legnagyobb arányban a sárganyakú erdeieger hordozta, melynek fertőzöttségi értéke 2011-ben, míg a tehénhimlő vírus fő rezervoárja a vöröshátú erdeipocok volt, amely fajnál a prevalencia mértéke 2012-ben volt szignifikánsan magasabb. A mintavételezést a vörös róka (*Vulpes vulpes*) predációs hatása 2012-ben jelentősen befolyásolta, így a ragadozó zavarásának, a szezonlis és térbelis különbségek hatását általánosított lineáris modellek (GLM) felhasználásával vizsgáltunk. Az erdeieger hantavírus fertőzöttsége esetén a modellezés bizonyította, hogy a tér- és időbeli különbségeknek nagyobb szerepe van, mint a létszámnak, a predációs nyomásnak önmagában nem volt közvetlen hatása. A két kimutatott vírus elterjedési dinamikáját a robusztus többszörös területfoglalási modellek („robust design multiple-season occupancy”) alapján elemeztük. Az erdeiegerre vonatkozóan a hantavírus 2011-ben kiegyenlített területfoglalási dinamikával jelent meg a területen, míg 2012-ben a predációs hatás függvényében jelentős ingadozást mutatott. Mivel a róka feltehetően a területen eudomináns fajként megjelenő sárganyakú erdeigereket fogyasztotta, így a predációs hatás következtében abundanciája csökkent, amely ebben az évben már meghatározó volt a fertőzöttségi szint változásában. Az erdeieger populáció abundanciájának csökkenésével párhuzamosan az erdeipocok népessége növekedett, amely következtében a vizsgálatba bevont egyedek alapján a tehénhimlő vírus prevalenciájának növekedését mutattuk ki. Az erdeipocok állomány esetében eredményeink igazolták a prevalencia denzitásfüggését.



## **A Kis-Balaton növekvő vízborítású lápterületeinek jellemző kisemlős együttese: fajkompozíció, gyakoriság, természetvédelmi érték**

HORVÁTH Győző\*, TÓTH-PAJOR Olivia\*\*, SZÉCHENYI Alexandra\*\*, SCHMIDT Kornél\*\*

\* Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Ökológiai Tanszék

\*\* Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Ökológiai Tanszék

A fokozottan védett északi pocok (*Microtus oeconomus*) fennmaradt szubpopulációinak felkutatása céljából a Kis-Balaton kisemlős faunájának monitorozása során 2014-ben 5 különböző lápterületen (Balatoni-, Keleti-berek, Halász-rét, Zimányi-berek, Zimányi-terelőtöltés), rétegzett mintavétellel (területenként 2-3, 6×6-os kvadrát), CMR módszerrel történt a csapdázás. Mivel eltérő mennyiségű csapdahálóval dolgoztunk, a fogásszámokat 100 csapda éjszakára standardizáltuk. A mintavételt 3 periódusban végeztük, amelyet júniustól augusztusig tartó vízszintemelkedés jellemez. A kimutatott kisemlős együttesek fajkompozíciója alapján a természetvédelmi szempontú értékelést a magyarországi szárazföldi gerincesekre vonatkozó értékelési rendszer alapján végeztük. A vizsgálat alatt 12 kisemlős fajt mutattunk ki, ezen belül 5 faj fordult elő minden lápterületen. A legnagyobb fajgazdagság a Halász-rétre, a legkisebb a Balatoni-berekre volt jellemző. Vizsgáltuk a fajgazdagság, különböző diverzitási paraméterek (Shannon- és Simpson-diverzitás), valamint a standardizált fogási értékek területek közötti megoszlását, melynek értékei az egyenletesség kivételével szignifikáns különbséget mutattak. A Zimányi-terelőtöltés mentén mutattuk ki a legdiverzebb kisemlős együttest. A lápterületek elemzésénél mindhárom kisemlős csoport, valamint a védett nem védett fajok csoportja esetén is szignifikáns különbséget kaptunk, viszont a havi megoszlás tekintetében a cickány- és pocokfélénknél, valamint a védett nem védett fajok esetén nem kaptunk szignifikáns különbséget. Az egyes fajok, illetve különböző fajcsoportok abundancia és a közösségi paraméterek értéke közötti korreláció analízis alapján, a lápterületeken dominánsan pirók erdeieger abundancia értéke, valamint a nem védett fajok csoportjának mennyisége szignifikánsan negatívan korrelált a diverzitás indexek értékével. A védett fajok összesített abundancia értéke azonban a két alfa-diverzitás értékkel és a fajgazdagsággal, míg a természetvédelmi pontérték 5 faj abundancia értékével mutatott szignifikáns pozitív korrelációt. A GLM paraméter becslése alapján a Shannon-diverzitás értékét szignifikánsan negatívan befolyásolta a Balatoni-berek és a Zimányi-berek területe, míg a Simpson-diverzitás értékét az átlagbecsléshez viszonyítva három terület (Balatoni-berek, Halász-rét, Zimányi-berek) befolyásolta negatívan. A természetvédelmi értékelés alapján kapott pontszámok szignifikánsan különböztek a területek összehasonlításában, ami alátámasztotta, hogy a különböző lápterületeken jellemző kisemlős együttesek összetétele és szerkezete egy éven belül is jelentősen különbözhet

# A Kis-Balaton növekvő vízborítású lápterületeinek jellemző kisemlős együttesei: fajkompozíció, gyakoriság, természetvédelmi érték



Horváth Győző, Tóth-Pajor Olívia, Széchenyi Alexandra, Schmidt Kornél  
PTE Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék  
hgyppte@gamma.ttk.pte.hu



10. Magyar Ökológus Kongresszus Veszprém, 2015. augusztus 12–14.

## Bevezetés

A vizes élőhelyek mind természetes, mind antropogén beavatkozások hatására érzékenyek. Az itt található közösségekben számos védett és fokozottan védett élőhely-specialista faj található (Gibbs 2000, Eppink 2004). A gyakran élőhely átalakulással, területvesztéssel járó zavarások veszélyeztetik az itt élő állatközösségek fennmaradását, a védett fajok hosszú távú fennmaradását (Jankte & Schneider 2010). A Kis-Balaton vízvédelmi rendszeréhez kötődő természetvédelmi célú monitorozási programban a kisemlősökre irányuló alprojekt kiemelt feladata az északi pócok, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) állományának felmérése és populáció szintű monitorozása. További cél, hogy a megmaradt nagyobb kiterjedésű lápterületeken a vízvédelmi rendszerrel összefüggő vízkormányzások okozta talajvízszint változás, befolyásolja az élőhelyi minőséget, mennyiben hat e lápterületek kisemlős együttesének összetételére, a fajkompozícióban bekövetkező változásokra és a lápterületre jellemző fajok abundanciájára.

Jelen tanulmányban az NBMR alprogramjaként a Kis-Balaton kisemlős faunájának monitorozásában 2014-ben végzett nagyobb csapadástól ráfordítású, több lápterületet érintő felmérések eredményeit foglaljuk össze, amely során célunk volt, hogy a különböző lápterületeken kapott adatok alapján összehasonlítsuk a kisemlős együttesek fajkompozícióját és mennyiségi viszonyait, valamint a területeket a fajok természetvédelmi pontértéke alapján is értékeljük.

## Kérdések, hipotézisek

### Kérdések

- Mennyiben eltérő a közösségek összetétele és faj-gyakorisági viszonya a mintavételi periódusok és a különböző lápterületek függvényében?
- A kimutatott közösségeken belül melyek azok a csoportok, amelyek negatívan vagy pozitívan befolyásolják a közösségek paramétereit?
- A kimutatott közösségeken belül melyek azok a csoportok, amelyek negatívan vagy pozitívan befolyásolják a közösségek paramétereit?
- Természetvédelmi értékelés alapján van-e különbség a vizsgált lápterületek között?

### Hipotézisek

H<sub>1</sub>: Az abundancia és a közösségi paraméterek értékeit nem befolyásolják a területek és a mintavételi periódusok.

H<sub>2</sub>: Van kimutatható hatás, a területeknek nagyobb jelentősége van (a permanens vízborítás miatt), mint a mintavételi időszakoknak.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése a Kis-Balatonon

1. táblázat: A kimutatott fajok jelenlét-hiány adatai az öt vizsgált mintaterületen 2014-ben

Faj/terület	Balatoni-berek	Halász-rét	Keleti-berek	Zimányi-berek	Zimányi-terelőőhely
<i>Sorex araneus</i> (SA)	+	+	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i> (NF)	+	+	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i> (NF)	+	+	+	+	+
<i>Cricetus leucodon</i> (CL)	-	+	+	+	+
<i>Cricetus leucodon</i> (CL)	-	+	+	+	+
<i>Microtus agrestis</i> (MA)	+	+	+	+	+
<i>Microtus agrestis</i> (MA)	+	+	+	+	+
<i>Arvicola amphibius</i> (AA)	+	+	+	+	+
<i>Apodemus agrarius</i> (AA)	+	+	+	+	+
<i>Apodemus agrarius</i> (AA)	+	+	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i> (AF)	+	+	+	+	+
<i>Microtus pennsylvanicus</i> (MP)	+	+	+	+	+
<i>Microtus pennsylvanicus</i> (MP)	+	+	+	+	+
<b>Összesen</b>	<b>6</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>8</b>

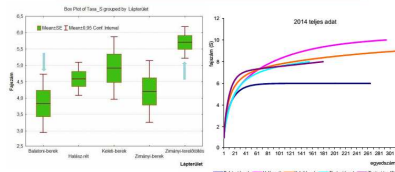
A lápterületeken domináns pirok erdeigé (*Apodemus agrarius*) abundancia értéke, valamint a nem védett fajok összesített mennyisége szignifikánsan negatívan korrelált a diverzitás indexek értékével. A védett fajok összesített abundanciája azonban a Shannon-értékkel és a fajgazdagsággal, míg a természetvédelmi pontérték 5 faj tömegességi értékével mutatott szignifikáns pozitív korrelációt (2. táblázat).

2. táblázat: A fajok és a különböző fajcsoportok (taxon, védettségi státusz) abundanciája és a közösségi paraméterek értéke közötti korreláció

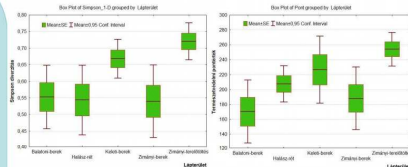
Faj / csoportok	Fajgazdagság (S)	Simpson diverzitás	Shannon diverzitás	Egyenlenség	Természetvédelmi pontérték
<i>Sorex araneus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Neomys fodiens</i>	0.45	0.56	0.58	0.58	0.48
<i>Neomys fodiens</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0.3
<i>Cricetus leucodon</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Microtus agrestis</i>	0.32	n.s.	0.32	n.s.	0.3
<i>Microtus agrestis</i>	0.29	n.s.	0.28	n.s.	0.29
<i>Arvicola amphibius</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Apodemus agrarius</i>	n.s.	-0.48	-0.4	-0.53	n.s.
<i>Apodemus agrarius</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Apodemus flavicollis</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Microtus pennsylvanicus</i>	0.3	n.s.	n.s.	n.s.	0.27
<i>Cricetus leucodon</i>	n.s.	0.33	0.27	0.3	n.s.
<i>Microtus agrestis</i>	n.s.	-0.39	-0.3	-0.48	n.s.
<i>Arvicola amphibius</i>	0.43	0.42	0.43	n.s.	0.44
Nem védett fajok	n.s.	-0.39	-0.3	-0.49	n.s.
Védett fajok	0.36	0.42	0.42	n.s.	0.35

## Eredmények

A 3 mintavételi periódus alatt összesen 12 kisemlős detektáltunk. A fokozottan védett északi pócok jelenlétét nem tudtuk kimutatni. A fajszám megválasztásában a mintaterületek összehasonlításában szignifikáns különbség volt (Kruskal-Wallis ANOVA:  $H(4, N = 56) = 13.74, P < 0.01$ ), amely eredményt a legkisebb (Balatoni-berek) és a legnagyobb (Zimányi-terelőőhely) átlagos fajgazdagsággal jellemzett terület közötti statisztikai különbség okozta (post hoc Dunn-teszt:  $z = 3.28, P < 0.05$ ) (2. ábra). A három hónap adatainak összesítéséből készült ritkasági görbék szemléltetik, hogy a területek többségénél a három hónap alatt sem volt azonos határfokú a fajok kimutatása.



2-3. ábra: Az egyes lápterületekre jellemző átlagos fajszám és ritkasági görbék



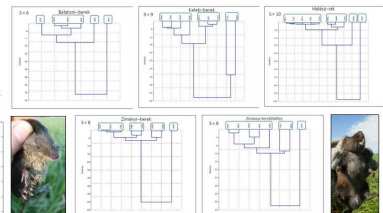
4-5. ábra: A kisemlős együttesek diverzitás és természetvédelmi pontértékeinek megválasztása

A Shannon diverzitás értékeinek területek közötti megválasztásában szignifikáns különbséget kaptunk ( $H(4, N=56) = 15.96, P < 0.01$ ), amely eredményt a Zimányi-terelőőhely adataiból kapott legmagasabb átlagérték határozta meg (4. ábra). A természetvédelmi pontok megválasztása követően a diverzitási indexek alapján kapott megválasztást ( $H(4, N=56) = 12.46, P < 0.05$ ) (5. ábra).

### Köszönetnyilvánítás

A monitorozást a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatósága támogatta és Nemzeti Tehetség Program NTP-HHTDK-15-0005 számú pályázata támogatta.

A fajok hierarchikus cluster-analízise alapján vizsgálva az egyes területeken jellemző közösségi szerkezetet, a dendrogramok tükrözik a gyakorisági viszonyokat. Négy lápterületen a pirok erdeigé dominanciája és nagy távolságértékkel történő elkülönülése volt jellemző. A Keleti-berek területén a víztorló kőzspók (*Arvicola amphibius*) is nagyobb távolság értékkel különült el, ami ezen a területen a tartósabb vízborítás következtében történő szétterjedésének következménye (6. ábra).



6. ábra: A területekre vonatkoztatott kisemlős együttesek hierarchikus osztályozása a fajok relatív gyakorisága alapján

## Értékelés

A Kis-Balaton II-es ütem vízvédelmi rendszer felújításából eredő 2014-es mesterséges elárasztás és a csapadékos időszak természetes vízutánpótlása kumulatív negatív hatásként értékelhető a kisemlősök lápterületeken történő szétterjedésére és mennyiségi viszonyaira. A természetvédelmi értékelés alapján kapott pontszámok megválasztása szignifikánsan különbözött a területek összehasonlításában, ami a közösségi mutatók statisztikai elemzése mellett alátámasztotta, hogy a vizálás következtében a különböző lápterületeken jellemző kisemlős együttesek összetétele és szerkezete egy vizsgálati éven belül is jelentősen különbözött.

## **Kisemlősök abundancia viszonyai és mozgásmintázatának változása a vörös róka predációs nyomásának függvényében**

SOMOGYI Balázs\*, HORVÁTH Győző\*

\* Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Ökológiai Tanszék 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén 2012-ben 13 kihelyezett 6×6-os csapdahálóval vizsgáltuk a kisemlősök mozgásmintázatát és populációdinamikáját, márciustól-októberig 5 napos mintavételi periódusokkal, CMR módszert alkalmazva. A mintavételi területeken már az első csapdázási hónapban megjelent a vörös róka csapdapredációs hatása. Vizsgálatainkhoz felhasználtuk a területen két legnagyobb abundanciával megjelenő faj, az *Apodemus flavicollis* és a *Myodes glareolus* fogásszámainak, valamint kiszámoltuk az elméleti fogásszámot, amely a ragadozó predációja nélküli feltételezett fogásszám. A két paramétert térben (13 elkülönített kvadrát) és időben (napi bontásban, három ragadozó aktivitási időszakra elkülönítve) elemeztük, valamint a legalább egy alkalommal visszafogott egyedek mozgási indexeit vizsgáltuk. A vizsgált kisemlősfajok fogásszámainak időbeli elemzésénél megállapítottuk, hogy a róka csapdapredációja hatással volt a valós fogásszámokra. Ezt a hatást az elméleti fogásszámoknál azonban már nem tudtuk kimutatni, ezek az értékek mindkét kisemlős esetén visszatükrözte az adott fajra jellemző éven belüli populációdinamikát. A mozgásmintázatot leíró indexek időbeli vizsgálatánál megállapítottuk, hogy a ragadozó jelenléte nem volt hatással a kisemlősök mozgásmintázatára, a vöröshátú erdeipocoknál a mozgási távolságban tapasztalt változást a 2012-es a magasabb denzitású év hatásának tulajdonítottuk. További eredményeink során vizsgáltuk a mintavételi területen ragadozó hatás és az egyedek kicserélődése (turnover) közti összefüggést. Az eredmények azt mutatták, hogy a ragadozó közvetlen hatása miatt a zavarástól mentes évhez képest a kicserélődés magasabb, azonban ez a kicserélődés túlnyomórészt a csapdázott területek közti mozgások következménye, így a kapott turnover értékek negatívan korreláltak a ragadozó aktivitásával.

## **A vörös róka (*Vulpes vulpes*) befogott kisemlősök prédálására adott funkcionális válasza**

SOMOGYI Balázs\*, HORVÁTH Győző\*

\* Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Ökológiai Tanszék 7624 Pécs, Ifjúság útja 6.

A különböző terepi mintavételek sikerességét különböző abiotikus és biotikus faktorok befolyásolhatják. Ezek közül a vörös róka (*Vulpes vulpes*) zavarását tapasztaltuk, amely mint opportunista ragadozó áttért az általunk befogott kisemlősök fogyasztására. A Kőszegi-forrás Erdőrezervátum területén a róka csapdába befogott állatok fogyasztására irányuló viselkedését vizsgálva, elemeztük a róka által kifosztott csapdák tér- és időbeli eloszlását és a csapdázásos módszer által felkínált zsákmánykínálatra adott funkcionális választát. A mintavételezést 2012-ben az erdőrezervátum területén 13 különböző erdőfoltba kihelyezett 6×6-os csapdahálóval márciustól-októberig, 5 napos periódusokkal CMR módszer alapján végeztük. Vizsgálataink során egy matematikai hipotézissel igazoltuk, hogy a róka által ragadozott csapdák (P) túlnyomó része tartalmazott állatot, így az aktív (A) és a predált csapdák (P) összegeként megadott elméleti fogásszám értékeket (A+P), mint zsákmánykínálatot értelmezve használtuk fel több vizsgálatunkhoz. Ezt követően modelleztük a vörös róka zsákmánykínálatra adott funkcionális választát, valamint kiértékeljük a ragadozó csapdapredációs sikerének időbeli dinamikáját. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a vizsgált területen a vörös róka csapdapredációs sikere az állatot fogott csapdákból történő zsákmányolás megtanulása miatt emelkedik, a ragadozó zsákmányfogyasztása a zsákmánykínálat függvényében logisztikus görbe szerint változott, tehát a róka a csapdába befogott állatok fogyasztására vonatkozóan a generalista ragadozókra jellemző harmadik típusú funkcionális választ mutatva. A logisztikus görbe alapján becsültük a harmadik típusú funkcionális válasz szempontjából kritikus zsákmányszám értékeket. Alsó kritikus értéként a „zsákmánykínálat - fogyasztott zsákmányszám” összefüggésnél kvadrátonként 8 zsákmányszámot határoztuk meg, mivel a logisztikus görbe ezen értékig illeszkedik legjobban az exponenciális tendenciára. Ez azt jelenti, hogy kvadrátonként legalább nyolc állatot kellett befognunk ahhoz, hogy a ragadozó átváltson erre a könnyebben hozzáférhető zsákmányforrásra. Az ezt követő trendszakaszban a zsákmányszám lineáris összefüggést mutatva 8-19-ig tartott, efelett csökkent a korrelációs koefficiens értéke, tehát ezen felső kritikus érték felett a ragadozó zsákmány fogyasztása telítődött. Ennek értelmében 19-20 befogott kisemlős példányszám fölött már nem nőtt a vörös róka zsákmányfogyasztása.

# A VÖRÖS RÓKA (*VULPES VULPES*) BEFOGOTT KISEMLŐSÖK PRÉDÁLÁSÁRA ADOTT FUNKCIONÁLIS VÁLASZA

**X. MAGYAR ÖKOLÓGUS KONGRESSZUS**  
Veszprém 2015

**Somogyi Balázs, Horváth Győző**  
Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék  
e-mail: sobal@freemail.hu

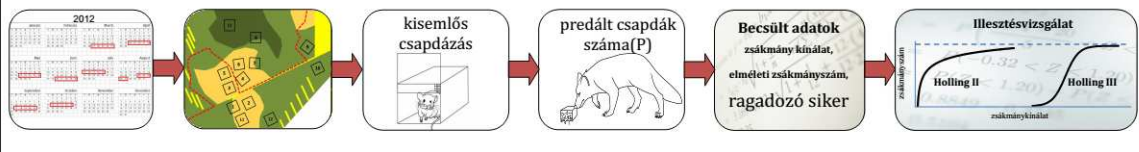


## Bevezetés

A vörös róka a generalista ragadozókra jellemző III. típusú funkcionális válasz (logisztikus görbe) helyett mutathat a specialistákra jellemző II. típusú választ (logaritmikus görbe) (PANZACCHI *et al.* 2008). A 2012-es mintavételi év során a vörös róka átállt az általunk befogott kisméltók fogyasztására. Célunk ennek kapcsán az volt, hogy megvizsgáljuk a ragadozó sikerének időbeli dinamikáját és elemezzük, hogy milyen típusú funkcionális válasz (FV) jellemző erre a viselkedésre.

## Anyag és módszer

Vizsgálataink 2012 március-október között, havonta 5 napos mintavétellel végeztük a Középségi Forrás Erdőrezervátum területén 13, egyenként 6x6 elevenfogó csapdát tartalmazó mintavételi kvadráttal. Elemzéseinket a predált (P) és az aktív (A) csapdák alapján végeztük, amelyekből kiszámoltuk az elméleti aktív csapdák (A') és az elméleti eltávolított kisméltók számát (P'). Ezt követően MITSCHERLICH (1919) és PEARL-REEB (1920) függvényvel vizsgáltuk a II. és III. típusú válaszgörbére illeszkedését.



### Elméleti zsákmányszám, ragadozó siker

Korábbi eredményeink alapján (SOMOGYI *et al.* 2013, az ide vonatkozó részt lásd lejjebb) az aktív (A) és a predált (P) csapdászámok összegét elméleti aktív csapdászámként (=zsákmányszám, A') használtuk. Ezt követően a referenciakvadrát kisméltó-populációjának növekedési trendje alapján meghatároztuk az elméleti zsákmányszámot (P'), majd kiszámoltuk a ragadozó havi átlagos predációs sikerét ( $P\% = P'/P \cdot 100$ ).

1. ábra: A ragadozó aktivitás és a predációs siker időbeli dinamikája

A predációs siker márciustól júniusig emelkedett, majd júliusban csökkent, annak ellenére, hogy ebben a hónapban tapasztaltuk a legnagyobb ragadozó aktivitást. Ezt követően ismét emelkedett, majd a ragadozó eltávolítása miatt irreleváns adatokat kaptunk (1. ábra).

### Illesztés vizsgálat

A becült adataink nem voltak alkalmasak az illesztés vizsgálatra, mert az adatsor nem rendelkezett telítődési maximum értékkel (K). A probléma megoldásához a zsákmányszámot (A') (3. ábra) és a predált csapdák időbeli dinamikáját elemeztük (P).

Zsákmányszámot (A') :  $y' = 3,6552 \ln(x) + 1,7561$   
 Predált csapdák (P) :  $y' = 1,6078 \ln(x) - 0,727$

Ezt követően a zsákmányszámot függvényében vizsgálva a predált csapdászámot, lineáris függvényt kaptunk:  
 $P(A) : y' = 0,4399x - 0,0454$

Ebbe behelyettesítve az elméleti maximális zsákmányszámot (=csapdászám, 36) eredményként 16 predált csapdát kaptunk (~14 eltávolított állat), amit már felhasználhattunk **K** értéként.

3. ábra: A zsákmányszám időbeli trendje

### Korábbi eredmények

A kifosztott csapdák tartalmaztak befogott állatot? A kérdés megválaszolásához először rangsoroltuk a kvadrátonkénti ragadozó aktivitást kifejező indexet (2. ábra). Az 5. mintavételi kvadrátban a ragadozó hatása alulreprézantált volt, így ezeket az értékeket referenciaként használtuk fel.

2. ábra: A ragadozó aktivitás rangsorolása a kvadrátnk között

Ezt követően a vizsgálathoz egy matematikai hipotézist állítottunk fel:

$$(A + P)_{kv} \leq A_{ref5}$$

Ha a kifosztott csapdák túlnyomó része tartalmazott befogott kisméltót, akkor a nem referencia kvadrátok aktív és predált csapdászámainak összege  $[(A+P)_{kv}]$  kisebb vagy egyenlő, mint a referenciaként felhasznált 5. mintavételi kvadrát aktív csapdászámait ( $A_{ref5}$ ). A hipotézist egymintás t-tesztet vizsgáltuk. Az eredmények májusig nem mutattak szignifikáns különbséget, majd ezt követően a referenciakvadrát értékei szignifikánsan nagyobbak voltak ( $t = 3.05 - 4.91; P < 0.05$ ).

### II. típusú funkcionális válasz

Az illesztésvizsgálatnál először a II. típusú FV-t vizsgáltuk Mitscherlich függvényvel:

$$Y(x) = K(1 - e^{-bx})$$

A korábban kiszámolt **K** értéket akkor fogadhatjuk el, ha a becült trend az elméleti maximum zsákmányszám (36) előtt közelíti meg a **K**-t (4. ábra).

4. ábra: A megfigyelt adatok illeszkedése a II. típusú FV elméleti trend görbéjére

A kapott adatsor a szignifikánsan illeszkedett a függvényre, azonban a felhasznált Mitscherlich függvény a maximális zsákmányszám előtt nem közelítette meg a **K** értéket.

### III. típusú funkcionális válasz

A III. típusú FV vizsgálatához az adatainkat a Pearl-Reed függvényre való illeszkedését elemeztük:

$$Y(x) = \frac{K}{1 + be^{-cx}}$$

Erre a függvényre az adataink szorosabban illeszkedtek, mint a II. típusú FV vizsgálatnál és a maximum előtt közelíti meg a **K** értéket (5. ábra).

5. ábra: A megfigyelt adatok illeszkedése a III. típusú FV elméleti trend görbéjére

Az eredmények alapján két kritikus értéket különítettünk el:

- 8 kisméltó/kv alatt a csapdareducáló alulreprézantált
- 20 kisméltó/kv felett a zsákmányszám telítődik

### Összefoglalás

Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a vörös róka csapdába befogott kisméltók fogyasztására, mint opportunista táplálkozási viselkedésre a generalista ragadozókat leíró III. típusú funkcionális válasz jellemző. Meghatároztuk a kapott logisztikus görbe kritikus értékeit (exponenciális-lineáris váltás: alulpreferál, lineáris-logaritmikus váltás: telítődés).

### Irodalom

MITSCHERLICH, E.A. 1919: Das Gesetz des Pflanzenwachstums. *Landwirtsch. Jahrb* 53: 167-182.  
 PANZACCHI, M., LINELL, J.D.C., ÖDDEN, J., ÖDDEN, M. & ANDERSEN R. 2008: When a generalist becomes specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Can. Jour. Zool.* 86: 116-126.  
 PEARL, R. & REEB, L.J. 1920: On the rate of growth of the population of the United States since 1790 and its mathematical representation. *Proc. Nat. Sci.* vol 6. June 15. Number 6.  
 SOMOGYI, B., HÁRSÁGI, D. & MORVAI A. 2013: A vörös róka (*Vulpes vulpes*) opportunista predációs viselkedésének hatása a kisméltók csapdázási eredményeire. XXXI. OTDK Szeged.

### Köszönetnyilvánítás

A konferencia részvételét a Nemzeti Tehetség Program NTP-HTTDK-15-0005 számú pályázata támogatta.



## **A fajkompozíció, a közösségi struktúra és a gyakori fajok térbeli szegregációjának denzitásfüggő változása lékvágással fragmentált erdőfoltokban**

TÓTH Dániel\*, JÁNOSA Gergely\*, ZELLES Mónika\*, POLGÁRI Botond\*, RÁCZ Arnold\*, HORVÁTH Győző\*

\* PTE-TTK Ökológiai Tanszék

A Bükkhát Erdőrezervátum területén tett vizsgálataink során arra a kérdésre kerestünk választ, hogy a lékes felújító vágás során kialakuló mesterséges lékek mennyiben változtatják meg a kisemlős együttesek összetételét, a karakter fajok abundancia viszonyait, és ezek intra- és interspecifikus térbeli viszonyait. A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen 4 fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1 – 0,3 ha) mesterséges lék (L1-L3), valamint 3 zárt erdőtagban helyeztünk ki a mintavételi kvadrátot. A munkálatok során a fogás – jelölés – visszafogás metodikát használunk (CMR), elevenfogó dobozcsapdákat felhasználva. A négy lékben és a három zárt erdőfoltban egyenként 7×7-es csapdahálót alkalmazunk. A lékek teljes lefedettsége és a szegélyhatás vizsgálata érdekében a csapdák közötti távolság 12 m volt. A fogási adatokat felhasználva értékeltük a különböző erdőfoltok kisemlős fajgazdagságát, és faj-gyakorisági viszonyokat, továbbá 4 koegzisztens kisemlősfaj (*Apodemus flavicollis*, *Apodemus agrarius*, *Myodes glareolus*, *Microtus arvalis*) demográfiai paramétereit, intraspecifikus térbeli eloszlását és a fajok közötti térbeli asszociáltságát értékeltük a két eltérő denzitású év és élőhely típus összehasonlításában. A ritka fajokra érzékeny Shannon-diverzitás mindkét évben szignifikánsan magasabb volt a lékekben, mint a zárt erdőben, ami elsősorban a különböző nyílt területekre jellemző fajok (cickány fajok, mezei pocok, törpeegér) megjelenésének köszönhető. A közösségi paramétereket (fajgazdagság, alfa-diverzitás), mint függő változókat két magyarázó változó (év, erdőfolt), valamint a domináns fajok abundancia adatai, mint folytonos változók felhasználásával felépített általános lineáris modellek (GLM) alátámasztották azt a hipotézis, hogy a denzitás növekedésével nő a kimutatható fajszám. A fajgazdagság tekintetében kiemelt jelentősége volt a lékeknek és a két év különbségének. A Shannon-diverzitás vonatkozásában a GLM modellezés igazolta, hogy az eudomináns sárganyakú erdeieger abundancia értéke és a gyakori fajok csoportjának abundancia növekedése negatív hatással volt a diverzításra. A négy faj abundancia viszonyai eltértek a két év összehasonlításában, a fajok egymásra hatása a magasabb sűrűségű évben (2014) kifejezettebb volt, mint 2013-ban. Interspecifikus megközelítésben a populációk közötti térbeli asszociáltság, illetve szegregáció mértéke denzitásfüggő volt. Eredményeink kimutatták, hogy a lékek elősegítik a fajok térbeli szegregációját, amely mérsékli a fajok közötti kompetíciós helyzetet. Összességében a lékvágásos erdőgazdálkodás okozta térbeli heterogenitás megváltoztatja a kisemlős együttesek fajkompozícióját, a gyakorisági viszonyait, amelynek jelentős hatása van a térbeli szegregációs folyamatokra és a koegzisztenciális mintázatokra.

# A FAJKOMPOZÍCIÓ- A KÖZÖSSÉGI STRUKTÚRA ÉS A GYAKORI FAJOK TÉRBELI SZEGREGÁCIÓJÁNAK DENZITÁSFÜGGŐ VÁLTOZÁSA LÉKVÁGÁSSAL FRAGMENTÁLT ERDŐFOLTOKBAN

Tóth Dániel, Jánosa Gergely, Zelles Mónika, Polgári Botond, Rácz Arnold, Horváth Győző  
Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék  
7624 Pécs, Ifjúság u. 6.  
e-mail: gregor.janosa@gmail.com  
10. Magyar Ökológus Kongresszus, Pannon Egyetem, Veszprém, 2015. augusztus 12-14.



## Bevezetés

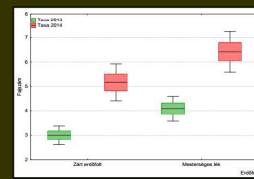
A modern erdőgazdálkodás egyik fő célja a biológiai sokféleség és a gazdasági erdők együttes megőrzése. A végválasós módszer helyett részleges vagy kis zavarral járó erdőművelési beavatkozások használata, így az erdőgazdálkodásban elterjedőben van a lékvágásos módszer is. Ennek során sajátos mikroklímájú és vegetációjú élőhelyfoltok keletkeznek. A kialakult új élőhelyi környezet a Bükkháti Erdőrezervátum területén hatással van az állatfajokra, így a kisméretű közösségi összetételére és a közösséget alkotó populációk tér-időbeli viszonyaira. A kisméretű erdők környezeti paramétereire, valamint indikálják az élőhelyükön bekövetkező degradációt.

Jelen tanulmány célja a keletkezett lékekben, illetve a zárt erdőben végzett kisméretű csapdázások két éves eredményeinek összehasonlítása. A vizsgálati évek vonatkozásában elemeztük a mesterséges lékekben és a zárt erdőfoltokban kimutatott kisméretű közösségi fajkompozícióját, a diverzitás tér-időbeli különbségeit, illetve a domináns fajok egyedjeinek térbeli mintázatát, a koegzisztencia fajok közötti térbeli asszociáltságot, illetve szegregációt.



A habitatok fajszámának összehasonlításában a két év között mind a zárt erdőfoltok (Mann-Whitney U Teszt (erdő):  $z = 3,925, P < 0,01$ ), mind a mesterséges lékek tekintetében (Mann-Whitney U Teszt (lék):  $z = 3,666, P < 0,01$ ) szignifikáns különbséget mutattunk ki (2. ábra).

A két élőhely típusra összegzett adatokból számított átlagos Shannon-diverzitás értékek megoszlása alapján a 2014-ben mindkét habitatban szignifikánsan magasabb volt a kisméretű közösségek diverzitása, mint 2013-ban (kétmintás t-teszt (zárt erdőfoltok):  $t = 5,488, P = 0,001$ ; kétmintás t-teszt (mesterséges lékek):  $t = 4,359, P < 0,01$ ) (3. ábra).



2. ábra: A két különböző habitat átlagos fajszámának különbsége a két élőhely típusban

## Anyag és módszer

A kisméretű felméréshez a vizsgálati területen három fiatalkori (1-2 év) és kisméretű (0,1 - 0,3 ha) mesterséges lék (L1-L3), valamint 3 zárt erdőtagban helyeztünk ki a mintavételi kvadrátot. A három lékben és a három zárt erdőfoltban egyenként 7x7-es csapdahlát alkalmazunk. A lékek teljes lefedettségére és a szegélyhatás vizsgálata érdekében a csapdák közötti távolság 12 m volt.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése a Bükkháti Erdőrezervátum pufferterületén

A két terület fajszámának különbségét Mann-Whitney teszttel vizsgáltuk. A faj-gyakorisági viszony Shannon diverzitással mértük. A diverzitás tér- és időbeli különbségeit egyrészt ANOVA felhasználásával (feltételek ellenőrzése mellett), vagy Kruskal-Wallis medián teszttel vizsgáltuk. A karakter fajok meghatározására. A közösségi paramétereket (fajgazdagság, alfa-diverzitás, egyenletesség), mint függő változókat két magyarázó változó (év, erdőfolt), valamint a domináns és ritka fajok abundanciáit mint folytonos változók függvényében általános lineáris modellekkel (GLM) vizsgáltuk.

1-2. táblázat: A GLM teszt varianciaanalízis eredménye és a paraméterbecslések eredménye a fajszám esetén

Típusok/változók	SS	F	P
Intercept	1045,333	1004,872	<0,01
Év	60,752	58,747	<0,01
Erdőfolt	16,333	15,795	<0,01
Év*Erdőfolt	0,083	0,081	0,778

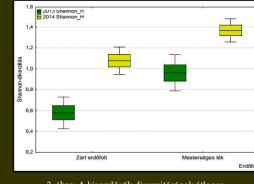
Típusok/változók	$\beta$	SE	t	P
Intercept	4,467	0,147	30,376	<0,01
Év	-1,125	0,147	-7,665	<0,01
Erdőfolt	-0,383	0,147	-2,594	<0,01
Év*Erdőfolt	0,042	0,147	0,284	0,778

A fajszám értékeinek vizsgálata során mindkét magyarázó változó szignifikánsan meghatározó volt, míg ezen változók együttes hatása nem volt szignifikáns jelentőségű (1. táblázat). Az altszebbesítéshez képest a fajszám tekintetében 2013-ban negatív paraméterbecslést kaptunk, valamint a mesterséges lékekhez viszonyítva negatív összefüggést mutattunk ki a zárt erdőfoltokban (2. táblázat).

Az erdőfoltokban és a sárganyakú erdeigér mennyiségének mind a külön-külön, mind együttesen kifejtett hatásuk szignifikánsan meghatározó jelentőségű (3. táblázat).

A GLM teszt eredményei azt mutatják, hogy a Shannon-diverzitás változására pozitív hatással volt a térbeli, míg a folytonos változóként megadott sárganyakú erdeigér tömegességi értéke negatívan befolyásolta a diverzitás alakulását. A fent említett két változó interakciója is negatív iránytangensű becslült meredekséget eredményezett (4. táblázat).

A sárganyakú erdeigér egyedek területén használtunk átírdéses hasonló értéket vett fel a két eltérő struktúrával rendelkező élőhelyen ( $z = 0,39, n.s.$ ), míg a pirok erdeigér esetében az egyedek átírdéses magasabb volt a faj által jobban preferált lékekben, de ez a különbség nem volt szignifikáns ( $z = 1,11, n.s.$ ) (4. ábra). A két pocokfaj közül a mezei pocok egyedek intraspecifikus átírdéses szignifikánsan magasabb volt a lékekben ( $z = 7,87, P < 0,05$ ), amely jól átlátható a faj lek preferenciáját.



3. ábra: A kisméretű közösségek átlagos megoszlása a két élőhely típusban

3-4. táblázat: A GLM teszt varianciaanalízis eredménye és a paraméterbecslések eredménye a Shannon-diverzitás esetén

Diverzitás/változók	SS	F	P
Intercept	6,190	218,431	<0,01
Erdőfolt	0,246	8,793	<0,01
AI	0,926	33,186	<0,01
Erdőfolt*AI	0,372	13,266	<0,01

Diverzitás/változók	$\beta$	SE	t	P
Intercept	1,452	0,112	12,979	<0,01
Erdőfolt	0,331	0,112	2,965	<0,01
AI	-0,088	0,171	-0,513	<0,01
Erdőfolt*AI	-0,625	0,171	-3,645	<0,01

Intraspecifikus mintázat (2014. évi adatokból)  
- intraspecifikus átírdés

-Interspecifikus mintázat  
- faj párok közötti koegzisztencia:  
 $Cl_{ij}$  = koegzisztencia index i és j faj között

$$Cl_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^n x_{ki} \cdot x_{kj}}{N}$$

$x_{ki}$  = i faj abundanciája,  
 $x_{kj}$  = j faj abundanciája a mintában  
 $N$  = minta teljes elemszáma



## Eredmények

A Bükkháti Erdőrezervátum területén végzett csapdázások során a 6 mintavételi területen 2013-ban 459, míg 2014-ben 1257 kisméretű példányt fogtunk meg. Az első mintavételi évben 9, a második évben 12 faj mutattunk ki. A cikányok (Soricidae) 5, a pocokfélék (Arvicolinae) 3 faja, míg az egérfélék esetében 4 faj fordult elő a vizsgált pufferzónában.

5. táblázat: A vizsgált fajok közötti koegzisztencia értékek

Fajpárok	2013				2014			
	Erős	Lék	Erős	Lék	Erős	Lék	Erős	Lék
A. flavicollis vs. A. agrarius	-	-	1x	-	-	-	-	1x
A. flavicollis vs. M. glareolus	1x	-	1x	1x	1x	1x	1x	-
A. flavicollis vs. M. arvalis	-	-	-	-	1x	-	-	-
A. agrarius vs. M. glareolus	-	-	-	-	-	-	1x	-
A. agrarius vs. M. arvalis	-	-	1x	-	2x	-	1x	-
M. glareolus vs. M. arvalis	-	-	-	-	1x	1x	-	-

Köszönetyilvánítás:  
Kutatásainkat a Sihu Naturalis [TAMOP-4.2.2.A-11/KONV-2012-004] projekt és az NTP-HHTDK-15-0005 című pályázat támogatta.

# X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia

Magyar Biológiai Társaság, Mórahalom  
2016. április 1-3.



**X. MAGYAR TERMÉSZETVÉDELMI BIOLÓGIAI  
KONFERENCIA**

**Műhelytalálkozó**

***„Zászlóshajók, karizmák és esernyők: mit tehet az  
emlőskutatás a természetvédelemért”***

Helyszín:  
Mórahalom, Aranyszöm Rendezvényház

Időpont:  
2016. április 1-3.

**Absztrakt-kötet**

Szerkesztette:  
Csorba Gábor, Kovács-Hostyánszki Anikó, Németh Attila,  
Szepesváry Csaba és Vili Nóra

Magyar Biológiai Társaság

2016

## Ismétlődő lokális kihalás és rekolonizáció - hogyan tartható fenn stabil északi pocok állomány?

Horváth Győző<sup>1</sup> és Gubányi András<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék

E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu

<sup>2</sup>Magyar Természettudományi Múzeum

A fokozottan védett északi pocok (*Microtus oeconomus*) populációszintű monitorozását 1999-2000-ben kezdtük a korábban is ismert legfontosabb elterjedési területein (Tóköz-Hanság, Szigetköz, Kis-Balaton). Az NBmR protokoll szerint 5 éjszakás periódusokkal, fogás-visszafogás módszerrel végeztük a felmérést. A monitoring eddigi eredményei alapján körvonalazódtak a faj ökológiai igényei. Elsősorban a vízrendezési beavatkozások és az ezzel szorosan összefüggő vegetációs szerkezeti változások alakítják a szubpopulációk elterjedését és lokális sűrűségét. A faj megőrzésében veszélyeztető tényezőt jelentenek az előre nem prognosztizálható káros emberi beavatkozások (kaszálások, területek elárasztása, privatizálás), valamint a faj számára előnytelen természetvédelmi kezelések (a kaszálások rossz ütemezése, nem megfelelő vízszintszabályozás). A Szigetközben a lipóti Csikó-réten található állománynál vízpótló rendszer segítségével végzett beavatkozás a faj szempontjából hosszabb távon optimális vízszintet tudott fenntartani. Ennek hatására regenerálódtak a sásos foltok, nádasok területei, így 2014-ben két új lokalitásban sikerült kimutatni a faj újabb előfordulását. A Kis-Balatonon az elmúlt 16 évben 2 alkalommal, eltérő negatív környezeti tényező miatt lokálisan eltűnt a monitoring kezdetekor megismert stabil sármelléki állomány. Első alkalommal 2002-2003-ban a területek szárazodása és ezzel együtt járó rendszeres kaszálások hatására. A természetes vízpótlás következtében ez az állomány 4 év múlva visszatelepedett. A szubpopuláció következő elvesztése a sásos területek hosszantartó eláradása miatt 2010-ben következett be. A Kis-Balaton területén más lokalitásokban is kimutattuk a faj előfordulását, azonban ezek a feltételezett szubpopulációk a vízszint gyors változása miatt instabillnak bizonyultak. Mind a privatizált, mind a BfNP felügyelete alatt álló területeken a kaszálások, a területhasználat egyeztetése, menekülő területek meghagyása eredményesnek bizonyult a megtelepedett állomány fenntartásában, azonban ezek az intézkedések a tartós elöntés negatív hatását nem tudják kompenzálni.

## A molnárgörény (*Mustela eversmanii*) nem hivatalos fajvédelmi terve

Molnár Attila

4027 Debrecen, Domokos L. u. 8. fsz. 1.

E-mail: molnar.levi012@gmail.com

A BeNatur (Better Management of Natura 2000 sites) program a Natura 2000 egyezményes fajok és élőhelyek nemzetközi együttműködésen alapuló védelmét segítő, már lezárult projekt. 6 ország 14 partnerszervezete vett benne részt, koordinátori feladatait a türkevei Nimfea Természetvédelmi Egyesület látta el. Ennek a programnak a részeként – többek között – a 6 ország közül legalább kettőben egy-egy Natura 2000 közösségi jelentőségű faj hivatalos fajvédelmi tervét kellett elfogadtatni. Magyarországon a fehér gólya esetében ez megtörtént. A projekt keretében Magyarországon sor került nem hivatalos fajvédelmi tervek publikálására is, 2013-ban, a koordinátor NGO kiadásában. A 230 oldalas könyv 13 fajvédelmi tervet tartalmaz, ezek egyike a molnárgörényre

## Habitat szelekció és a vegetációstruktúra függő szegregáció mesterséges lékvágással fragmentált erdő rágcslóinál

Tóth Dániel, Kelemen Krszitina, Jánosa Gergely, Csicsek Gábor, Ortmanné Ajkai Adrienne, Somogyi Balázs, Hörváth Győző

*Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék  
E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu*

Rágcslók lékes felújítógázra adott választát tesztelve, két eltérő sűrűségű évben (2014-2015), három erdőfoltban és négy különböző lékben elevenfogó csapdázással 4 rágcslófaj élőhely-használatát és a vegetációstruktúra alapján mérhető mikro-élőhely szegregációt vizsgáltuk. A keletkezett nyílt lékek és ezek kontroljaként mintázott zárt erdőfoltokban kapott fogási adatok alapján relatív abundancia index (RAI) számításával teszteltük a fajok két markánsan különböző élőhely irányába mutató preferenciáját. Az erdőgazdálkodás okozta heterogenitás és az évek között tapasztalt jelentős abundancia-különbség élőhely-használatában megnyilvánuló hatását általánosított becslőegyenlet (GEE) felhasználásával modelleztük, Poisson eloszlást és log link függvényt alkalmazva. A RAI alapján a sárganyakú erdeieger és az erdei pocok szignifikáns zárt erdő preferenciája mindkét évben jellemző volt, míg a mezei pocok lékpreferenciája 2014-ben a gradációs csúcs okozta szétterjedés következményeként bizonyult szignifikánsnak. A következő évben a mezei pocok állománya összeomlott, mindössze néhány egyedét mutattuk ki különböző lékekben. A pirok erdeieger RAI értéke egyik évben sem különbözött szignifikánsan a semleges folthasználattól. A GEE modellezés a pirok erdeieger esetén a szezonális, míg a másik három fajnál a habitat-különbség jelentős magyarázó hatását bizonyította. A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körül felmért 15 botanikai változó alapján ordinációs módszerrel (RDA) vizsgálva azt az eredményt kaptuk, hogy az erdőfoltokban 2014-ben a mezei pocok és a pirok erdeieger mennyiségi eloszlását leginkább a cserjeszint magassága és a gyepszint borítása határozta meg, míg az erdeipocok a holtfa mennyiségéhez kötődött. A következő évben a mezei pocok összeomlásával szemben a pirok erdeieger sűrűsége nőtt, így a lékekben a pirok erdeieger uralkodott, melynek eloszlását leginkább a gyepszint magassága befolyásolta.

## A mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának mintázata indirekt bagolyköpet adatok alapján

Horváth Győző és Horváth Adrienn

*Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék  
E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu*

A kisméltósok (lemmingek, pockok) szabályos ciklusú demográfiai változásai a boreális régióban jellemzőek, melyeket részletesen vizsgáltak. A mezei pocok esetében Közép- és Délnyugat-Európában is leírtak szabályos, három éves periódusú mintázatot, amely a témával foglalkozó elméleti és terepi ökológusokat a ciklusokat magyarázó elméletek átértékelésére inspirálta. Jelen tanulmányban gyöngybagoly köpetvizsgálatokból Baranya megyében kapott hosszú távú (22 év) adatsort elemeztünk, vizsgálva, hogy indirekt adatok alapján leírható-e a mezei pocok szabályos demográfiai ciklusa, amely eredmények birtokában lehetőség nyílik a gradációs időszakok kimutatására, prognosztizálására. A mezei pocok gyakoriságának többéves változását a megye teljes területére,

illetve két középtájról vonatkozóan szezonális (tavasz, nyár, ősz) időléptéket felhasználó idősor analízissel, additív dekompozíciós modellel vizsgáltuk. A faj tömegességének fluktuációját a kapott simított trendciklus alapján autokorrelációs függvényrel teszteltük. A különböző területre vetített adatsorok közötti szinkronitást keresztkorrelációval vizsgáltuk. A mezei pocok népességének változását a szezonok és időjárási paraméterek függvényében általánosított lineáris modell (GLM) alkalmazásával elemeztük. Az autokorrelációs eredmények alapján a demográfiai ciklus három évenként megjelenő csúcsokat mutatva csillapított oszcillációval változott, amely 2005-ig szabályos volt, ezután kisebb szabálytalanságok, illetve a periódushossz kismértékű eltolódása figyelhető meg a fluktuációban. A két mezorégió összehasonlításakor aszinkronitást tapasztaltunk a mezei pocok abundancia változása között, amely utalhat az eltérő tájmintázat, tájhasználat különbségének hatására. A GLM felhasználásával kapott eredmények szerint a mezei pocok demográfiai változásában a szezonálisnak volt a legnagyobb hatása, ugyancsak szignifikánsan befolyásolta a csapadék, valamint kisebb, de szignifikáns hatása volt a demográfiai változás jellegének is. A származtatott időjárási paraméterek közül a téli időszakra vonatkoztatott NAO index és a Pálfai-féle aszályossági index volt jelentős hatással az abundancia változására.

azonban környezetrekonstrukciós lehetőségekkel is bírnak. Az előadás az archaeozoológia módszertanába és a faunisztikai kutatásokban való felhasználásának lehetőségeibe enged betekintést.

## Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban

Horváth Győző<sup>1</sup>, Schmidt Kornél<sup>1</sup>, Széchenyi Alexandra<sup>1</sup>, Kelemen Krisztina<sup>1</sup>, Máté Melinda Mária<sup>1</sup>, Kismarci Henrietta<sup>1</sup>, Herczeg Róbert<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék

E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu

<sup>2</sup>SeqOmics Biotechnológiai Kft.

A Kis-Balatonon végzett kisemlős monitorozási program elmúlt öt évének adataiból a fajkompozíció változását, a jelenlét-hiány adatokat felhasználva a nagyobb frekvenciával detektált fajok területfoglalási dinamikáját értékeltük. Kiskvadrátok (6×6 csapda) alkalmazásával, 7 különböző lápterületen valósult meg fogás-jelölés-visszafogás (CMR) alapú mintavétel. A kapott adatok alapján értékeltük az évekre jellemző fajgazdagságot, és a mintavételi pontok alapján megadtuk a fajok adott lokalitásban jellemző előfordulási esetszámát, így meghatároztuk a fajokra évente jellemző konstancia (C%) értéket. A jelenlét-hiányon alapuló, robusztus területfoglalási modellel (Robust Design Occupancy) becsültük a területfoglalási dinamikát leíró paramétereket. A regisztrált kisemlősök közül az 5 nagyobb gyakorisággal előforduló faj, erdei cickány (*S. araneus*), Miller-vízicickány (*N. anomalus*), közönséges vízicickány (*N. fodiens*), törpeegér (*M. minutus*) és pírók erdeiegeér (*A. agrarius*) adataiból végeztük a becslést. A kiindulási modellben az 5 gyakori faj külön csoportot jelentett. A modellszelekció az AICc érték és a modellsúly ( $\omega$ ) alapján történt. Az 5 év során 17 kisemlős, 6 cickány és 11 rágcsáló jelenlétét regisztráltuk. A cickányokon kívül további 2 védett és egy fokozottan védett rágcsáló fordult elő. A legnagyobb átlagos konstancia érték a pírók erdeiegeér és az erdei cickány, míg legkisebb a törpecickány és a keleti cickány esetében volt, így az 5 év alatt a két utóbbi faj a legkritikább előfordulású kisemlős. A fajok, a mintavételi periódusok és a másodlagos mintavételi időpontok közötti különbséget feltételező, teljes paraméter számú globális modell volt a legjobb. A redukált modellek elvesztették a jelentőségüket, így a modellezés bizonyította, hogy a területfoglalási dinamikában jelentős különbség van a vizsgált fajok között, és meghatározott jelentősége van a különböző vízborítással jellemzett időszakoknak.

## Pili tectori et lanati et tactili

Tóth Mária

Magyar Természettudományi Múzeum

E-mail: toth.maria@gmail.com

Kicsiny, jellegtelen, a legnagyobb sűrűségben és szinte mindenütt jelenlévő életnyomok. A természet egyik legnagyszerűbb ősi anyaga alkotja, egyszerű alapstruktúra, mely ebben a formában kizárólag az emlősöknél alakult ki, alapvető élettani funkciókat lát el, a mikroszerkezet meglepően változatos. A szőrszálak alaktanával a trichomorfológia tudományterület foglalkozik. Az emlősök jelentős része

## Mit mutat meg a kotorék? (A niche-szegregációtól a növényvédelemig)

Márton Mihály, Heltai Miklós

*Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet  
E-mail: marton.mihaly1990@gmail.com*

A közönséges ragadozófajokkal kapcsolatos szűkös ismeretanyag részben pont gyakoriságukkal, stabil állományukkal van összefüggésben. Feltételezhetően emiatt fordítódik rájuk kevesebb figyelem szemben a ritka, veszélyeztetett fajokkal. Igaz ez a konkrét kutatási programokra és az aktív gazdálkodási/védelmi beavatkozásokra egyaránt. Ugyanakkor a potenciális prédafajok aktív védelmét megalapozó fajvédelmi tervek elkészítéséhez elengedhetetlen a nagy hatású ("tömeges") ragadozók minél alaposabb ismerete. Ezek közé tartozik az európai borz és a vörös róka is, amelyek opportunistá, generalista életmódot folytatnak, így kerülhet időnként nagy mennyiségben prédafajaik közé például a rákosi vipera, vagy a mocsári teknős. Emellett állományaik folyamatosan növekvő trendet mutatnak, amely erősítheti a prédafajokra ható predációs nyomást. Ez az állománynövekedés korlátozott források mellett akkor lehetséges, ha különböző ökológiai fülkét töltenek be. Hipotézisünk szerint ez a különbség jelentősen a kölyöknevelés során mindkét faj számára fontos kotorék helyének kiválasztásában mutatkozhat meg. Munkánk során a feltételezett niche-szegregációt az ország több pontján kijelölt mintaterületeken vizsgáltuk. Az értékelést országos, vizsgálati terület és mikrohabitat szinten is elvégeztük. Az elmúlt öt évben kapott főbb eredményeink alapján, országos léptékben a túlevelű erdők preferenciájában tér el egymástól a két ragadozó élőhely-választása. Mintaterület szinten szignifikáns különbséget nem tapasztaltunk. A mikrohabitat (~ 50 hektár) elemzése során a rókakotorékok körül a vegyes (cserjések, sűrű, fiatal erdők) élőhelyek kimutathatóan magasabb arányt képviseltek, a zárt erdőkkel és a nyílt területekkel szemben. Feltételezhetően mind a fenyves, mind a vegyes élőhely esetében kapott különbségek hátterében a róka számára elsődleges táplálékforrást jelentő kismilősök állománysűrűsége áll. Ez az ismeret a vadgazdálkodási, a természetvédelmi és a növényvédelmi szakemberek számára hasznos információt adhat egyes kezelési tervek elkészítése során.

## Kismilősök élőhelyfoltok közötti denzitásfüggő mozgásának vizsgálat a hálózatelemzéssel

Somogyi Balázs és Horváth Győző

*Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék  
E-mail: sobal@freemail.hu*

A különböző hálózatelemzéseknek az ökológiában is nagy szerepük van, elsősorban a trofikus struktúrák, a térbeli struktúrák, például a metapopulációkat érintő mozgásváltozások modellezésében és vizsgálatában. A fragmentált élőhelyeken kiemelt szerepe van a különböző élőhelyek közötti mozgásnak. A Dráva felső szakasza mentén vizsgált Lankóci-erdőben kettő 1 ha-os mintavételi területen folytattuk a kismilősök monitorozását. Az itt kijelölt egyik mintavételi terület fokozottan védett égerliget (A-kvadrát), a másik mintaterület (B-kvadrát) az A-kvadrát mellett található, ahol több mint 1 ha-os területen 2000-ben végeztek végvágást. A kiválasztott erdőtagokat összesen kilenc élőhelyfoltra osztottuk a vegetáció állapota, a zárt erdő külső- és belső területe, illetve a szegélyek alapján. A két mintavételi kvadrát három legnagyobb abundanciával megjelenő kismilős faj a pírók

erdeiegér (*Apodemus agrarius*), a sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*), és a vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*) 2005-ös alacsony és a 2007-es magasabb denzitású év fogásadataival dolgoztunk. Az élőhelyfoltok sűrűségértékeit, a populációk mennyiségi változásait, valamint az egyes fajok átlagos mozgástávolságát a három karakterfaj fogási, illetve visszafogási adataiból számítottuk. A visszafogási adatokból elkészítettük a fajok szezonális foltok közötti mozgáshálózatát, amelyeknél megállapítottuk, hogy mely élőhelyfoltok felé koncentrálnak a mozgások, illetve hogy szezonálisan milyen kapcsolatban állnak egymással. A magasabb denzitású évben főként az erdeipocok nagymértékű aránynövekedésével, a sűrűségfüggés következtében az egyedek közötti szociális kapcsolatok meggyengültek, nagyobb mozgásteret engedve az egyes példányok számára. Ez a nagymértékű változás 2007 őszére mindkét területen a foltok közötti mozgások decentralizálását eredményezte, amit a zárt erdő belső foltjából távozó egyedek okoztak. Az erdeipocok szétterjedését követően a pirók erdeiegér egyedei kiszorultak az újraerdősödő területről.

## A mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*) aktuális magyarországi elterjedésének részletes felmérése

Kondor Tamás<sup>1</sup>, Váczi Viktória<sup>1</sup>, Szitta Tamás<sup>2</sup>, Seres Nándor<sup>3</sup>, Cserkész Tamás<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék  
E-mail: kondor.tamas007@gmail.com

<sup>2</sup> Szalakóta Természetvédelmi és Kulturális Egyesület

<sup>3</sup> Bükk Nemzeti Park Igazgatóság

A mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*) korábban Európa-szerte általánosan elterjedt kártevőnek számított, azonban a mezőgazdasági technológiák változásával elterjedési területének peremterületein állományai Európában megritkultak, néhol kipusztultak. Aktuális magyarországi elterjedési területéről nem rendelkezünk információkkal, mint ahogyan a trendek sem ismertek, mert hiányzott a lokálisan rendelkezésre álló információk összegyűjtése és összegzése. 2014-2015-ben telefonos és személyes interjúkat végeztünk a potenciális elterjedési területén a Nemzeti Agrárgazdasági Kamara falugazdáival. Összesen 383 falugazdástól 1366 településre vonatkozóan kaptunk információt; a hörcsög jelenléte 505 esetben került megerősítésre. Az interjúkkal kapott adatokat 79 település esetében a helyszínen is ellenőriztük, amikor is személyesen beszélünk helyi gazdálkodókkal, lakosokkal, valamint kotorekszámilást végeztünk. Felmérésünk alapján elmondható, hogy a mezei hörcsögnek 2014-2015-ben még nagy állományai találhatók Békés és Csongrád megyében, valamint Heves és Borsod-Abaúj-Zemplén megye déli részein. Egy-egy jelentősebb állománya még fellelhető Jász-Nagykun-Szolnok és Hajdú-Bihar megyében. A Dunántúlon csak szigetszerű előfordulásai ismertek Győr-Moson-Sopron, Tolna, Fejér és Komárom-Esztergom megyékből, de több helyen, mint azt korábban feltételeztük a korábbi felmérés alapján. A hazai hörcsögállomány visszaszorulóban van az Alföld nyugati részén, az ország észak-keleti régióiban, valamint a Dunántúl egyes területein, ami indokolja a faj hazai védett státuszát. Térképünket összevetve a korábbi térképekkel megállapítható, hogy most több helyről ismert, mint a legutóbbi felmérések során, valamint az elterjedési terület dinamikusan változik: váratlanul megjelenhet új területeken, ott elszaporodhat, majd visszaszorul a kimutathatósági küszöb alá. Magyarországon a hörcsög helyzete természetvédelmi szempontból még nem ad okot aggodalomra, valamint továbbra sem lehet eltekinteni kártevő voltáról.

## Mezőgazdasági területek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kismérlős közösségek összetételére

Mánfai Kinga és Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék  
E-mail: manfaikinga@gmail.com

Elemzünk a gyöngybagoly köpetek kismérlős adatain alapul, amely indirekt módszer alapján arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a tájmintázat eltérése mennyiben befolyásolja a kismérlősök mennyiségi viszonyait. Ehhez a költőhelyek környezetében (2 km sugarú puffer) jellemző tájmintázat összetételének meghatározásával agrárdominanciájú és természetközeli élőhelyekben gazdagabb foltmozaikokat hasonlítottunk össze. 15 Baranya megyei településről, 2006-2008 között gyűjtött bagolyköpetekből származó kismérlős adatok jelentették a mintavételi egységeket. A 15 településből 7-et tekintettünk vizes élőhelyekben, és 8-at agrárterületekben domináns foltmozaiknak. Másik felosztás szerint a Drávához viszonyított távolság alapján a Dráva és az intenzíven művelt területek közötti



gradiens mentén értékeltük a kisemlősök abundancia változását, illetve a mennyiségi adatok és a tájstruktúrát leíró paraméterek összefüggéseit. A tájmintázat értékelésénél a CORINE Land Cover felszínborítású térkép alapján 20 foltkategóriát vettünk figyelembe. 15 tájindexet számítottunk, amelyhez a Fragstats 4.2 programot használtuk. A kisemlős-összetétel különbségét a relatív abundancia alapján vizsgáltuk. A foltösszetétel tekintetében táj szinten a mocsarak arányának volt meghatározó jelentősége, amely alátámasztotta a vizsgálatba bevont települések csoportosítását. A mezőgazdasági területekkel szemben a vizes területekben domináns foltmozaikokban az élőhely specialista fajok nagyobb arányát regisztráltuk. A fajkompozíció és a közösségi szerkezet változatosságában a természetközeli élőhelyek, valamint a mezőgazdasági mátrixban szigetszerűen megtalálható nyílt füves területek bizonyultak meghatározó tájelemeknek. Ezek elősegítik a mezőgazdasági tájhasználatból eredő diverzitás csökkenés kompenzációját. A Drávától északra haladva, az egyre intenzívebb mezőgazdasági művelés irányába figyelembe vett gradiens mentén a fragmentáció mértékét kifejező tájmetriai indexek (pl. PERIM, PARA) szignifikánsan különböztek, amellyel összefüggésben bizonyos taxonok mennyisége is hasonlóan változott. A foltűrűség értéke szignifikánsan korrelált a kisemlősök Simpson-diverzitásával, amely az élőhelyi heterogenitást jelentősen bizonyította.

### Vidrák (*Lutra lutra*) táplálkozása romániai halastavakon

Mezey Zsófia<sup>1</sup>, Alexe Vasile<sup>2</sup>, Brix Mareike<sup>1</sup>, Doroş encu Alexandru<sup>2</sup>, Fülöp Tihamér<sup>1</sup>, Hegyeli Zsolt<sup>1</sup>, Kecskés Attila<sup>1</sup>, Kiss J. Botond<sup>2</sup>, Kun Csaba<sup>1</sup>, Latkova Hana<sup>1</sup>, Marinov Mihai<sup>2</sup>, Pallos Zsuzsanna<sup>3</sup>, Paş ca Claudiu<sup>4</sup>, Sugár Szilárd<sup>1</sup>

<sup>1</sup>„Milvus Csoport” Madártani és Természetvédelmi Egyesület  
E-mail: zsofia.mezey@milvus.ro

<sup>2</sup>Institutul Naţional de Cercetare Dezvoltare Delta Dunării

<sup>3</sup>„Völgy-Híd” Természetvédelmi Alapítvány

<sup>4</sup>Institutul de Cercetări Şi Amenajări Silvice

A tanulmány vizsgálati területét 30 tórendszer képezte, amelyek eloszlása majdnem teljes egészében lefedte a Romániában fellelhető valamennyi biogeográfiai régiót, kivételt képezvén az alpin zóna. A tógazdaságok kiválasztásánál figyelembe vettük a tavak hozzávetőleges sűrűségét biogeográfiai régiókként azok területi méreteihez viszonyítva. A vidrák táplálék-összetételének és az annak döntő részét képező halak mérettartományainak meghatározása mellett kárbecslést is végeztünk, ezek alapját a tavanként begyűjtött min. 60 hulladék képezte. A minimális szükséges ráfordítást a partszakaszok 15-20 %-ának lejárásában szabtuk meg. A 30 tórendszer 72, egyenként 600 méteres szakaszát vizsgálva a vidra előfordulási aránya állandó (61%), alkalmi (12 %) és negatív (27%) értékeket nyert. Tavanként eltérő, de egységesen alacsony volt a gazdasági szempontból értékes halak fogyasztási aránya, mely alátámasztja az erre vonatkozó irodalmi adatokat. A fajokat tekintve az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) (19,9%) és a ponty (*Cyprinus carpio*) (13,6%) volt a két leggyakoribb zsákmány. Méretarány tekintetében a 0-100 g közötti halak fogyasztása mutatott kiemelkedő értéket (72,21%) a többi méretkategóriához képest: 100-500 g (22,15%), 500-1000g (4,91%), > 1000g (0,73%). A vizsgálat eredményei elsősorban a természetvédelmi területek kezelésében hasznosíthatók, másrészt kárbecslésre, netán kárcsökkentésre is.

területen folyó botanikai monitorozás eredményei azt mutatják, hogy a kaszálás mellett a földikutyák bolygatása is jelentősen hozzájárul a gyep természetes regenerációs dinamikájának működéséhez és az értékes gyep társulás fenntartásához.

### Kisemlős közösségek összehasonlítása Baranya magyarországi és horvátországi részén gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetek vizsgálata alapján

Szép Dávid<sup>1</sup>, Horváth Győző<sup>1</sup>, Stjepan Krčmar<sup>2</sup>, Purger J. Jenő<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Pécsi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék

E-mail: szep.david@freemail.hu

<sup>2</sup>Department of Biology, J.J. Strossmayer University of Osijek, Croatia

Regionális skálán egy adott országhatár két oldalán, egymással szomszédos területeken kimutatott kisemlős közösségek eltéréseit inkább a felmérések időzítése vagy a tájhasználat helyi sajátosságainak eltérése okozhatja, mintsem a fajok elterjedésbeli különbsége. Azonos időben egységes felmérési módszer alkalmazásával Baranya magyarországi határ menti területén 21 településről 1498-, horvátországi területén 21 településről 2395 gyöngybagoly köpetet gyűjtöttünk. Magyarországon a köpetekből 20 kisemlős faj 2176 egyede, Horvátországban 21 faj 6309 egyede került elő. Mindkét területen a leggyakrabban előforduló faj a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt, amit a faj-gyakorisági sorrendben a pirok erdeieger (*Apodemus agrarius*) követett. Magyar oldalon a rangsor harmadik helyén a sárganyakú erdeieger (*A. flavicollis*), míg Horvátországban a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) szerepelt. A kisemlős közösségek fajösszetétele eltért. A magyar oldalról nem került elő a mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*) és a kislábú erdeieger (*A. uralensis*), míg Horvátországból a nagy pele (*Glis glis*). Magyarországon a földi pocok (*M. subterraneus*) és a sárganyakú erdeieger, Horvátországban a keleti cickány és a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) fordultak elő szignifikánsan nagyobb gyakorisággal. A kisemlős fajok élőhely preferenciái alapján (mezőgazdasági-, erdei-, vizes- és antropogén élőhelyek fajai) Magyarországon szignifikánsan gyakoribbak az erdőket preferáló fajok. A védett fajok aránya Magyarországon volt magasabb, viszont a különbség nem volt szignifikáns. A táplálék niche-szélességében sem mutattunk ki jelentős eltérést, így a két országra jellemző táplálék-összetétel niche-átfedése magas volt. Az egy köpetre eső kisemlősök egyedszáma és biomasszája a horvát oldalon gyűjtött anyagban volt szignifikánsan magasabb. A két terület kisemlős közösségének diverzitása hasonló, de több esetben a fajgyakorisági viszonyok eltérése az eltérő tájhasználat és környezeti különbségek következménye.

### European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Polish Carpathians – population threats and perspectives for future species

Wojciech M. Tokarz, Aleksandra Piontek

Institute of Environmental Sciences, Jagiellonian University, Krakow, Poland

E-mail: wojciech.tokarz@uj.edu.pl

The population of European wildcat was once widely distributed in Poland, but presently the species occurs only within the Carpathian Mountains range. The species is recently classified as endangered and despite the Polish population, estimated to ca. 220 individuals, being part of a bigger transboundary northern-Carpathian population, it is concerned to be alarmingly decreasing. Wildcats have been intensively hunted and persecuted as pests for many centuries in the whole geographic

# Mezőgazdasági területek arányában eltérő mozaikos tájmintázat hatása kisemlős közösségek összetételére



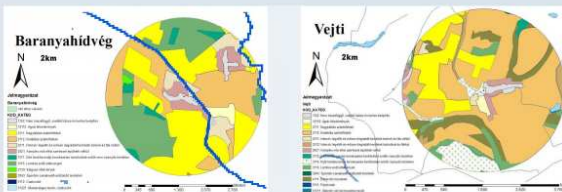
Mánfai Kinga, Horváth Győző  
Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék  
7624 Pécs, Ifjúság u. 6.  
E-mail: hgpyte@gamma.ttk.pte.hu



## Bevezetés

A gyöngybagoly költőhelyei körül található élőhelyfolt-összetétel vizsgálatával agrár dominanciájú és vizes jellegű területekben gazdagabb élőhely mozaikokat hasonlítottunk össze tájökölógiai megközelítésben.

Feltételezésünk szerint a természetközeli foltokban gazdag területek mind a fajösszetételt, mind a diverzitást tekintve eltér a kisemlős-közösségek összetételétől az agrár dominanciájú élőhelyekhez képest. E problémafelvetésből kiindulva elemeztük az itt kimutatott kisemlős közösségek mennyiségi viszonyait, illetve a közösségeket jellemző kvantitatív adatok és a vizsgálatba bevont települések közötti tájmintázat összefüggéseit.



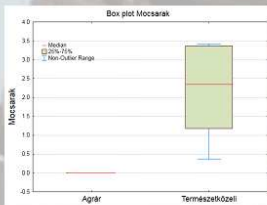
1. ábra: A CORINE felszínborítású térkép alapján lehatárolt foltmozaikok

## Anyag és módszer

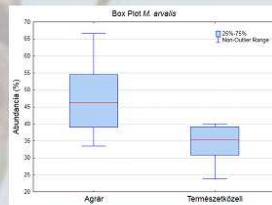
A vizsgálathoz felhasznált adataink 2006-2008 között 15 Baranya megyei településről gyűjtött bagolyköpetekből származnak. 7 agrár és 8 természetközeli élőhelyben domináns települést választottunk ki a tájmintázat részletes értékeléséhez. Másik csoportosítás szerint az egyes mintaterületeket a Drávától való távolságuk alapján különítettük el: a Dráva, a Drávamenti-síkság (DMS) illetve a Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék (MTBD) területén elhelyezkedő települések.

A foltanalízis alapjául a CORINE Land Cover felszínborítású térképet használtuk, mely alapján 20 fő foltkategóriát vettünk figyelembe az elemzésekhez (1. ábra).

A tájindexeket FragStats 4.2 programmal számítottuk. A statisztikai elemzésekhez nemparaméteres próbákat (Mann-Whitney U, Kruskal-Wallis-teszt) alkalmaztunk.



2. ábra: A mocsarak kiemelkedő jelenléte a természetközeli területeken



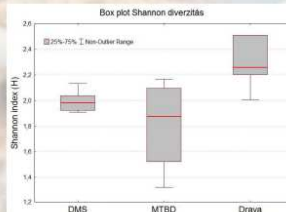
3. ábra: A mezei pocok (M. arvalis) abundanciájának megoszlása a két településcsoport összehasonlításában

## Eredmények

A két településcsoport (agrár és természetközeli) összehasonlításában a tájmetriák esetén sem folt, sem táj szinten nem kaptunk szignifikáns eredményt. A foltösszetétel tekintetében azonban táj szinten a mocsarak markáns különbséget mutattak ki a két csoport összehasonlításában (2. ábra). Az abundancia viszonyok megoszlása a két terület között igazolta feltevéseinket: mezei pocok szignifikánsan nagyobb előfordulása az agrár jellegű foltmozaikokban, víztűrő élőhelyspecialista fajok nagyobb aránya a természetközeli foltokban gazdag területeken (3. ábra).

A három táj (Dráva, DMS, MTBD) összehasonlításában folt szinten 4 tájindex esetén kaptunk szignifikáns eredményt (1. táblázat).

Az abundancia viszonyokat tekintve a Drávához közel eső területek esetén tapasztaltuk a legnagyobb fajdiverzitást (4. ábra).



4. ábra: Shannon diverzitás a három településcsoport összehasonlításában

1. táblázat: A folt szintű tájmetriai indexek statisztikai eredménye három településcsoport összehasonlításában

Tájim.	H	Post hoc	z	P
AREA	9.0092 (P < 0.05)	DMS vs Dráva	2.9082	< 0.05
FERIM	7.7623 (P < 0.05)	DMS vs Dráva	2.7668	< 0.05
PARA	8.0243 (P < 0.05)	DMS vs Dráva	2.5474	< 0.05
CONTIG	9.1782 (P < 0.05)	DMS vs Dráva DMS vs MTBD	2.7472 2.4829	< 0.05 < 0.05

2. táblázat: A tájindexek és a kisemlősök összetételét leíró paraméterek közötti korreláció

Tájindex vs Kisemlős paraméterek	Pearson korreláció	P
<b>PD vs</b>		
• S. araneus	0.5221	< 0.05
• Sorex	0.5496	< 0.05
• mezőgazdasági fajok	-0.5305	< 0.05
• Simpson-diverzitás	0.5714	< 0.05
<b>LPI vs</b>		
• S. minutus	0.5165	< 0.05
• N. fodiens	0.6746	< 0.01
• N. anomalus	0.5476	< 0.05
• Neomys	0.6545	< 0.01
• víztűrő fajok	0.6196	< 0.05
<b>PARA vs</b>		
• Apodemus	0.519	< 0.05
• Mus	0.7439	< 0.01
• szőnyegfaj fajok	0.7708	< 0.01
• fajszám	-0.6656	< 0.01
• Margalef-index	-0.6332	< 0.05

Az egyes tájindex és kisemlős paraméterek közötti korreláció eredményei (2. táblázat) közül a fragmentációra utaló PARA indexet fontos kiemelni, mely esetében pozitív korrelációt kaptunk az Apodemus fajok mennyiségével.

Ez az eredmény arra utal, hogy az erdős területek foltkerület növekedésével az erdei gerék nagyobb arányban jelennek meg a táplálék-összetételben, mivel a gyöngybagoly csak az erdőfoltok kerülete mentén vadászik. A fragmentációt kifejező PARA index ugyanakkor negatívan korrelált a fajszámmal és a Margalef-féle fajgazdagsági értékkel, ami bizonyította, a foltméret csökkenésével járó fajvesztést.



## Értékelés

Az agrár és természetközeli élőhelyekben domináns területek összehasonlításában jelentős különbséget tapasztaltunk a fajok és taxonok, valamint a fajdiverzitás értékében. Ezt a tájmetriai statisztikai értékelése nem támasztotta alá. A folt és a fajdiverzitás közötti korrelációt nem tudtuk közvetlenül kimutatni. A három területegységre történő tagolás esetén a Drávához közeli települések szignifikánsan magasabb diverzitási értéke, a víztűrő fajok nagyobb aránya volt jellemző. A fragmentációra utaló indexek mutattak szignifikáns eltérést, s több taxon esetén pozitív korrelációt (pl. Apodemus sp vs PARA tájindex).

Köszönetnyilvánítás: A munkát a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatósága, a MME Pécsi Helyi Csoportja és a Nemzeti Tehetség Program NTP-HHTDK-15-0005 számú pályázata támogatta.

# Kisemlős közösségek összehasonlítása Baranya magyarországi és horvátországi részén gyöngybagoly (*Tyto alba*) köpetek vizsgálata alapján



Szép Dávid<sup>1</sup>, Horváth Győző<sup>1</sup>, Stjepan Krčmar<sup>2</sup>, Purger J. Jenő<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pécsi Tudományegyetem, TTK, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék  
<sup>2</sup> J.J. Strossmayer University of Osijek, Department of Biology



X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Mórahalom 2016. április 1-3.

## Bevezetés

Regionális skálán egy adott országhatár két oldalán, egymással szomszédos területeken kimutatott kisemlős közösségek eltéréseit inkább a felmérések időzítése vagy a tájhasználat helyi sajátosságainak eltérése okozhatja, mintsem a fajok elterjedésbeli különbsége.

## Céltűzés

Baranya magyarországi és horvátországi részén azonos évben begyűjtött gyöngybagoly köpetek feldolgozása alapján kimutatott kisemlős közösségek összevetése.

## Anyag és módszer

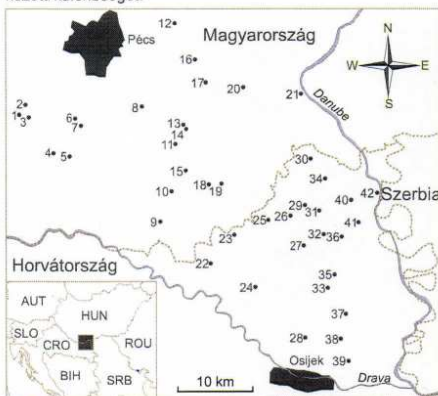
Baranya magyarországi határmenti területén 2007-ben 21 településről 1498, horvátországi területén (1-2. ábra) 21 településről (3. ábra) 2395 gyöngybagoly köpetet gyűjtöttünk (4-5. ábra). Összevetettük a kimutatott kisemlős fajok relatív gyakoriságát, vizsgáltuk a diverzitást, az egyenletességet, a gyöngybagolyok táplálék niche-szélességét, a védett fajok és funkcionális csoportok relatív gyakoriságának, valamint a köpetenkénti átlagos egyedszám és biomassa két terület közötti különbségét.



2. ábra: A vizsgált terület lát képe a Báni hagyról (31. Podolje), háttérben a Mecsekhegyek



3. ábra: Egy horvátországi mintavételi hely az Izsépi (34. Topolje) templom



1. ábra: A gyöngybagoly köpetek élőhelyei Baranya magyarországi és horvátországi részén



4. ábra: A darázs (40. Draž) templomban pózózó gyöngybagoly fióká köpetet



5. ábra: Friss gyöngybagolyköpetek



6. ábra: A nagy pele csak a magyar oldalon gyűjtött köpetekből került elő



7. ábra: A sárganyakú erdeieger gyakoribb volt a magyar oldalon

## Eredmények

- Magyarországon 20, Horvátországban 21 kisemlős faj egyedeit mutattuk ki.
- Anagy pele (*Glis glis*) (6. ábra) a magyar, míg a mezei hörcsög (*Cricetus cricetus*) és a kislábú erdeieger (*Apodemus uralensis*) a horvát oldalon gyűjtött köpetekből került elő.
- Mindkét területen a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt a leggyakoribb faj (49%, 63%), amit a dominancia sorrendben a piros erdeieger (*A. agrarius*) követett (7%, 7%). A harmadik leggyakoribb faj (8%) a magyar oldalon a sárganyakú erdeieger (*A. flavicollis*) (7. ábra), míg a horvát területen (6%) a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) volt.
- A földi pocok (*Microtus subterraneus*) és a sárganyakú erdeieger Magyarországon, míg a keleti cickány és a vándorpatkány (*Rattus norvegicus*) Horvátország területén fordult elő szignifikánsan nagyobb mennyiségben.

## Köszönetnyilvánítás

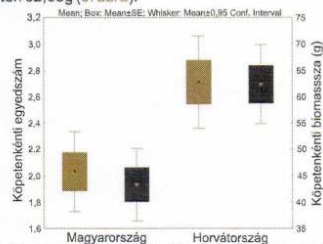
Köszönettel tartozunk a „Slovenia-Hungary-Croatia Neighbourhood Programme 2004-2006” (INTERREG IIIA, DRAVA-INTERECO, SLO-HU-CRO 2006/01/167/HU). támogatásáért, amely mindkét ország területén hozzájárult a bagolyköpetek begyűjtéséhez és feldolgozásához.

- A két ország kisemlős közösségének diverzitása és egyenletessége nem tért el szignifikánsan.
- A gyöngybagolyok átlagos táplálék niche-szélessége magyar területen nagyobb volt, mint Horvátországban, de a különbség nem volt szignifikáns, amit megerősít az az eredmény, hogy az egyesített fajlisták alapján a két terület között magas niche-átfedés értéket kaptunk ( $P_N = 85,04$ ).
- A köpetekből kimutatott védett kisemlős fajok egyedszámának aránya a két terület összehasonlításában homogénnek bizonyult (HUN = 30,94%; CRO = 25,94%).
- A kisemlős fajok élőhely preferenciái alapján Magyarországon szignifikánsan gyakoribbak az erdőket preferáló fajok (1. táblázat).

1. táblázat: A különböző élőhelyeket preferáló fajok összességének relatív abundanciája (%) Baranya magyarországi és horvátországi részén ( $p < 0,01$ )

	Nyílt élőhely	Erdő	Vizes terület	Antropogén
Magyarország	58,70	24,89	3,21	2,71
Horvátország	74,99	13,53	3,43	3,73

- Baranya magyarországi határmenti részén az egy köpetben előforduló emlősszákmány átlagos száma (1,75) szignifikánsan kisebb volt, mint Horvátországban (2,63) ( $z = 3,32; P < 0,01$ ) (8. ábra).
- Az egy köpetre vonatkoztatott átlagos biomassa a magyarországi területen 39,75g, ami szignifikánsan alacsonyabb érték ( $z = 3,77; P < 0,01$ ), mint a horvátországi területen 62,65g (8. ábra).



8. ábra: Az egy köpetben előforduló kisemlősök átlagos egyedszáma (barna) és biomassza (kék) a két terület esetében

## Megvitatás

A diverzitásban és a gyöngybagolyok táplálék niche-szélességében tapasztalt kis eltérés és a magas niche-átfedés a két vizsgált területen hasonló klimatikus, környezeti és antropogén hatásokra utalnak. Horvát oldalon jellemzően több az erdő terület, a gyöngybagolyok emlős zsákmány fogyasztásában mégis kisebb volt az erdő preferáló fajok aránya. Az elsősorban nyílt területeket preferáló gyöngybagolyok ritkán vadásznak a nagy kiterjedésű erdőkben, de a kisebb erdőfoltok szegélyén az erdei fajokat is elejtik. Az egy köpetre eső átlagos egyedszám és biomassa közötti eltérés az egyes fajok két terület közötti mennyiségi különbségére vezethető vissza. Horvát oldalon a nagyobb arányú cickányfogyasztás mellett a vándor patkány jelenléte és zsákmányolása befolyásolta a feltárt különbségeket. A cickányok fogyasztása az átlagos egyedszámot, a vándorpatkány zsákmányolása az egy köpetre eső biomasszát növelte.

XII. Kárpát-medencei Környezettudományi  
Konferencia

Beregszász, Ukrajna  
2016. június 1-4.

**XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA**

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna



**XII. KÁRPÁT-MEDENCEI  
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI  
KONFERENCIA**

**12<sup>TH</sup> ENVIRONMENTAL SCIENCE  
CONFERENCE OF THE CARPATHIAN BASIN**

**2016. június 1–4.  
Beregszász, Ukrajna**



## POSZTEREK

### Poszterszekció:

2016. június 2. csütörtök 16:45 – 18:00

2016. június 3. péntek 10:30 – 12:00

**Balázs Adorján, Viktor Oláh, András Fenyvesi, Anna Hepp, Ilona Mészáros**

Use of continuously measured dendrometer data for estimation of stem radial growth of oak trees

**Boda Péter, Márta László, Sándor Gábor**

Homoktalajok vizsgálata Debrecen környéki mintaterületen

**Orsolya Bugyi, Györgyi Szarka, Levente Kárpáti, Viktória Vargha**

Value added products by chemical decomposition of PET waste

**Cseresznyés Dóra, Király Csilla, Szabó Zsuzsanna, Czuppon György, Szabó Csaba, Falus György**

Karbonátok stabil izotópösszetételének vizsgálata Mihályi-Répcelak természetes CO<sub>2</sub>-előfordulás kőzetein

**Tamás Csoknyay, Györgyi Szarka, Levente Kárpáti, Viktória Vargha**

Biodegradable Polymer Blends

**Forray Viktória, Király Csilla, Kónya Péter, Káldos Réka, Szabó Csaba, Falus György**

A Mihályi-Répcelak természetes CO<sub>2</sub>-előfordulási terület alsó-pannon tároló kőzetének petrográfiai tulajdonságai

**Hegedűsová Alžbeta, Andrejiová Alena, Mezeyová Ivana, Hegedűs Ondrej**

Multimédiás taneszközök felhasználása a bioaktív anyagok műszeres elemzésében

**Anna Hepp, Norma Yolanda Gaibor Vaca, Fruzsina Kovács, Marianna Tamás, Viktor Oláh, Ilona Mészáros**

Effects of Hg on active and resting (turions) fronds *Spirodella polyrhiza* (L.) (Giant duckweed)

**Horváth F. Győző, Máté Melinda, Kismarci Henrietta**

Site occupancy patterns of the small mammals in Kis-balaton marshland habitats

**Horváth F. Győző, Somogyi Balázs A., Tóth Dániel, Jánosa Gergely, Kurucz Kornélia**

Effects of urbanization on small mammal communities – preliminary results from Pécs city (Hungary)

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

**Irinyiné Oláh Katalin, Simon László, Uri Zsuzsanna, Vincze György,  
Vígh Szabolcs, Szabó Miklós, Szabó Béla**

Környezetkímélő alginit trágyázás hatása őszi búza kultúrában

**Kanizsay Dorottya, Szaniszló Albert**

Jégkár és kármentesítés hatása Kemence, Rakottyás patak vízgyűjtő területének élővilágára

**Kelemen Krisztina, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne,**

**Tóth Dániel, Horváth F. Győző**

Kisemlősök makro- és mikroélőhely-preferenciája lékes felújítógáccsal kezelt erdőben

**Péter János Kiss , Imola Bóni , László Körmöczi**

Structure of the vegetation of a green city: can the avenues of Szeged be considered as green corridors?

**Maklári Dóra, Juvancz Zoltán, Sohajda Tamás**

Újabb eredmények a környezeti szempontból fontos mandulasav enantiomerjeinek elválasztásában gázkromatográfiás és kapilláris elektroforézis módszerekkel

**Manilo Maryna, Csoma Zoltán, Bárány Sándor**

Króm(III)-ionok adszorpciójának összehasonlító vizsgálata szén-nanocsöveken és aktív szeneken

**Márta László, Boda Péter, Sándor Gábor**

Egyetem téri talajvizsgálatok Debrecenben

**Balázs Menyhért, Györgyi Szarka, Levente Kárpáti, Viktória Vargha**

Synthesis of Biodegradable Polyesters

**Viktor Oláh, Balázs Adorján, András Fenyvesi, Anna Hepp, Ilona Mészáros**

Effects of soil water availability on trunk daily radial shrinkage dynamics and leaf water potential of two co-occurring oak species

**Szaniszló Albert, Kanizsay Dorottya, Bálint Ágnes**

Vizes élőhelyek alkalmazása a biológiai szennyvíztisztítási technológiákban

**Szinetár Csaba, Nagy Melinda, Balázs Pál**

A terepi oktatás lehetőségei biológiatechnológusok képzésében Selye János Egyetemen

**Tar Edina, Gönczy Sándor**

A sóbányászat felszíni hatásainak vizsgálata Aknaszlatina környékén

**Daniella Tolmács, Ubul Fügedi, Ágnes Sándor**

Integrated presentation and interpretation of the geochemical mapping of the North Hungarian Mountains



## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

**Tóth Csilla, K. Krajnyák Edit, Vágvölgyi Sándor**

Az ökológiai természetés hatása meggyfajták mikroanatómiai jellemzőire

**Tóth Csilla, Vágvölgyi Sándor, K. Krajnyák Edit**

Megőrizhetők-e az eltűnőfélben lévő tájfajták a falusi kertekben?

**Tóth Dániel, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne, Horváth Győző**

Difference of abundance and diversity parameters of small mammal communities in Natura 2000 forests and reforestation habitats

**Uri Zsuzsanna, Simon László, Vincze György, Vígh Szabolcs, Irinyiné Oláh Katalin, Szabó Béla**

Fűzhamu és karbamid hatása a kosárfonó fűz (*Salix triandra* × *viminalis* 'inger') leveleinek elemfelvételére

**Vágvölgyi Sándor, Lenti István**

Mikofil gombák a Bátorligeti Természetvédelmi Területeken

**Vígh Szabolcs, Szabó Béla, Szabó Miklós, Simon László, Uri Zsuzsanna, Vincze György, Irinyiné Oláh Katalin**

A tápanyag-utánpótlás környezetbarát Dudarittal kukoricakultúrában

**Vincze György, Simon László, Uri Zsuzsanna, Irinyiné Oláh Katalin, Vígh Szabolcs**

Települési biokomposzt, ammónium-nitrát és karbamid hatása az energiafűz (*Salix* sp.) leveleinek elemfelvételére

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

### EFFECTS OF HG ON ACTIVE AND RESTING (TURIONS) FRONDS *SPIRODELA POLYRHIZA* (L.) (GIANT DUCKWEED)

Anna Hepp, Norma Yolanda Gaibor Vaca, Fruzsina Kovács,  
Marianna Tamás, Viktor Oláh, Ilona Mészáros

University of Debrecen  
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary  
[immeszaros@unideb.hu](mailto:immeszaros@unideb.hu)

#### Summary

*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden produces dormant vegetative propagules (turions) to survive unfavourable environmental conditions which sink to the bottom of waters. If water is contaminated turions might be exposed to higher doses of toxic substances and for longer periods than active plants floating on water surface. Standard ecotoxicological test methods use only the active fronds of duckweeds but sensitivity of turions to contaminants has been studied only sporadically.

The aim of present study was to compare the sensitivity of active normal fronds and resting fronds of *S. polyrhiza* to mercury treatments ( $\text{HgCl}_2$ , 0-1 mg Hg L<sup>-1</sup>). In tests with turions germination success and growth rate of new active fronds developed from turions were investigated. In tests with active fronds the growth rate and turion formation rate were assessed. Both types of test were running for 7 days.

We have found similar EC20 and EC50 concentrations of Hg for growth rate in turion and normal frond tests. These results suggest that turions can be used as a starting inoculum in tests for characterizing the growth effects of toxic substances on *S. polyrhiza*. Besides growth inhibition, Hg also induced turion formation in active frond cultures in the 0.1-1 mg L<sup>-1</sup> concentration range.

*Keywords:* *Spirodela polyrhiza*, turion, heavy metal, mercury, ecotoxicology

---

### A KISEMLŐSÖK TERÜLETFOGLALÁSI MINTÁZATA A KIS-BALATON MOCSARAS ÉLŐHELYEIN

Horváth F. Győző, Máté Melinda, Kismarci Henrietta

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
[hgypite@gamma.ttk.pte.hu](mailto:hgypite@gamma.ttk.pte.hu)

#### Összefoglaló

A Kis-Balatonon végzett kisémlős-monitoring során 2011 és 2015 között vizsgáltuk a fajkompozíció változását és a jelenlét/hiány-adatok alapján értékeltük a fajok területfoglalási dinamikáját. A kisémlősök felmérése 7 különböző mocsaras te-

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

rületen, kisméretű kvadrátok (6×6) alkalmazásával, fogás-jelölés-visszafogás módszerével történt. Minden évet tekintve értékeltük a fajgazdagságot, és a kiszámoltuk a 100 csapdaéjszakára standardizált fogásszámot. A különböző mintavétel-lokalitások használata alapján mind a cickányok, mind a rágcsálók esetében megadtuk az adott évre vonatkozó konstancia százalékos értékét (C%).

Az öt év során 17 kisméretű, közöttük 6 cickány- és 11 rágcsálófajt detektáltunk. A cickányokon kívül 2 védett (*Microtus agrestis*, *Micromys minutus*) és 1 fokozottan védett rágcsálófaj (*Microtus oeconomus*) került befogásra. Az 5 leggyakoribb faj jelenlét/hiányadatai alapján a területfoglalási dinamikát leíró paraméterek becsléséhez robusztus modellt használtunk. A modellszelekció alapján a becsléshez a globális modell volt a legalkalmasabb, amely demonstrálta a területfoglalási dinamika fajok és mintavételi periódusok közötti szignifikáns különbségét. Az eredmények azt sugallták, hogy a kisméretű területfoglalási dinamikáját jelentősen befolyásolta a természetes csapadék és a mesterséges vízszintszabályozás kumulatív negatív hatása.

*Kulcsszavak:* kisméretű, mocsár, jelenlét/hiány-adat, területfoglalási modell

### SITE OCCUPANCY PATTERNS OF THE SMALL MAMMALS IN KIS-BALATON MARSHLAND HABITATS

#### *Summary*

During the small mammal monitoring program in Kis-Balaton we examined the changes in species composition and based on the presence/absence data we evaluated the site occupancy dynamics of the detected species between 2011 and 2015. The survey of small mammals was performed with the application of small trapping grids (6×6) in 7 different marshland habitats with capture-mark-recapture method. For each year we evaluated the species richness and calculated the standardized number of captures for 100 trap nights. In case of shrew and rodent species the annual constancy values (C%) were determined by the use of different localities.

Over the 5 years 17 small mammal, 6 shrews and 11 rodent species were recorded. Without shrews we captured 2 protected (*Microtus agrestis*, *Micromys minutus*) and 1 strictly protected rodent species (*Microtus oeconomus*). The parameters of site occupancy dynamics were estimated using the robust model based on the presence/absence of the 5 most frequent species. Based on model selection the global model was the best which demonstrated the significant difference of site occupancy dynamics between species and sampling periods. The results suggested that the site occupancy and recolonisation of small mammals were influenced significantly by the cumulative negative effect of natural rainfall and the artificial management of water level.

*Keywords:* small mammal, marshland, presence/absence data, site occupancy model

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

### AZ URBANIZÁCIÓ HATÁSA A KISEMLŐSKÖZÖSSÉGEKRE – ELŐZETES EREDMÉNYEK PÉCS VÁROSÁBÓL

Horváth F. Győző, Somogyi Balázs A., Tóth Dániel,  
Jánosa Gergely, Kurucz Kornélia

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
*hgypete@gamma.ttk.pte.hu*

#### **Összefoglaló**

Az urbanizáció a környezeti változások egyik legextrémebb formája, ami számos növény- és állatfaj természetes élőhelyeinek gyors csökkenéséhez és átalakulásához vezet. A városok olyan ökoszisztémák, melyeket a természetes élőhelyeknél magasabb szintű emberi zavarásokkal és erősen megváltozott mintázatú forrásokkal jellemzett, fragmentált környezet határoz meg. A városiasodás talajlakó emlősökre gyakorolt hatása kevésbé vizsgált, azonban a környezeti változásokra adott gyors válaszuk, valamint magas adaptációs és kolonizációs képességük miatt a kisemlősök megfelelő indikátororganizmusok lehetnek az urbanizációs folyamatok nyomon követésére.

Pécsett (162,8 km<sup>2</sup>, népesség: 145 985) előforduló kisemlősökösszegek fajkompozícióját elevenfogó és ölöcsapdák párhuzamosan alkalmazásával vizsgáltuk. A kisemlősök (*Rodentia* és *Soricomorpha*) felmérése 2014 és 2016 között a városon belül 46 élőhelyfoltban, urbanizációs gradiens mentén történt: városközponti, külvárosi és ruralterületeken. A teljes periódusban 9 kisemlősfaj 511 egyedét detektáltuk. Mivel a városközpontban mindössze a sárganyakú erdeiegér (*Apodemus flavicollis*) egy példányát fogtuk meg, ezért csak a külvárosi és a ruralterületek fogási adatait elemeztük. Az utóbbi két területre vonatkozóan az összesített adatok alapján a pirók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) volt a leggyakoribb faj, amit a mezei pocok (*Microtus arvalis*), a sárganyakú erdeiegér és a közönséges erdeiegér (*Apodemus sylvaticus*) követett. A rural élőhelyfoltok a külvárosi területekhez viszonyítva gazdagabb fajkompozíciót és a városhoz kötődő fajok megnövekedett denzitását mutatták, azonban a két vizsgált zóna összehasonlításában sem a diverzitásban, sem az abundanciában nem volt szignifikáns különbség.

*Kulcsszavak:* kisemlős, urbanizációs gradiens, csapdázási módszer

### EFFECTS OF URBANIZATION ON SMALL MAMMAL COMMUNITIES – PRELIMINARY RESULTS FROM PÉCS CITY (HUNGARY)

#### **Summary**

Urbanization is one of the most extreme forms of environmental alteration, leads to rapid reduction and transformation of natural habitats of many plants and

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

animal species. Cities are novel ecosystems, characterised by fragmented environments with a higher level of human disturbance than natural habitats and with a strongly altered pattern of resources. The effects of urbanization on ground-dwelling mammals is especially rarely investigated, however small mammals could be appropriate indicator organisms to follow urbanization processes due to their rapid responses to environmental changes and their high adaptation and colonization ability. Using parallel live- and snap-trapping methods we investigated species composition of small mammal communities inhabiting Pécs (Hungary) (162.8 km<sup>2</sup>, population 145 985). Trapping of small mammals (Rodentia and Soricomorpha) was conducted between 2014 and 2016 in 46 patches within the city, along an urbanization gradient: city centre, suburb outskirts of the city and rural peripheral areas. During this period, a total of 511 specimens of 9 species of small mammals were recorded. Since in the city centre we caught only one specimen of yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*), we analysed capture data from suburban and rural areas only. Based on summarized results of the last two areas, the striped field mouse (*Apodemus agrarius*) was the most frequent species, accompanied by the common vole (*Microtus arvalis*), yellow-necked mouse and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*). Rural areas showed richer species composition and increased density of synurbic species relative to suburban areas, but differences were't significant in neither diversity nor abundance in comparison of the two investigated zones.

*Keywords:* small mammal, urbanization gradient, trapping method

---

## KÖRNYEZETKÍMÉLŐ ALGINIT TRÁGYÁZÁS HATÁSA ŐSZI BÚZA KULTÚRÁBAN

Irinyné Oláh Katalin, Simon László, Uri Zsuzsanna, Vincze György,  
Vígh Szabolcs, Szabó Miklós, Szabó Béla

Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet  
Agrártudományi és Környezetgazdálkodási Intézeti Tanszék  
4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b  
*olab.katalin@nye.hu*

### **Összefoglaló**

2015-ben a Nyíregyházi Egyetem Ferenc-tanyai tangazdaságában nagyparcellás műtrágyázási kísérletet állítottunk be nem karbonátos, humuszos homok típusú talajon. A vizsgálat célja az volt, hogy megállapítsuk, hogy a különböző nitrogéntartalmú műtrágyák (Nitrosol és Pétisó) és az Alginit milyen hatással vannak az őszi búza makro-, mezo- és mikroelem-felvételére. A kísérletbe bevont őszebúza-fajta a GK Szala volt, a kezelt parcellák mérete 12 m x 120 m. Négy kezelést állítottunk be: 1. Pétisó 130 kg/ha N hatóanyag, 2. Nitrosol 130 kg/ha N hatóanyag, 3. Nitrosol 165 kg/ha N hatóanyag, 4. Nitrosol 130 kg/ha N hatóanyag + Alginit 10 l/ha. A

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

### THE EFFECTS OF SLEET RAIN AND REMEDIATION FOR THE FLORA AND FAUNA OF KEMENCE, RAKOTTYÁS CATCHMENT AREA

#### *Summary*

In my thesis, I'm investigating the effects of sleet rain and remediation which happened in December 2014 in the area of Kemence Forestry. Especially, focusing on the protected plants and animals in Rakottyás catchment area. Furthermore, I'm investigating what happened during the remediation e.g. wood production and transportation, were there consequences or harmful effects, were the flora and fauna injured, and if yes, to what extent. The database containing protected values of Duna-Ipoly National Park has been used as master database filtered to my investigated area. I'll compare this database to my database which I created through terrain research. I was looking for changes that happened e.g. what was the difference of population among various types of species and their existence. From the results we can conclude the positive or negative effects of sleet rain and remediation for the protected values. Thereby the change of biodiversity is being more observed at the catchment area.

*Keywords:* ecology, sleet rain, renewal of forest

---

### KISEMLŐSÖK MAKRO- ÉS MIKROÉLŐHELY-PREFERENCIÁJA LÉKES FELÚJÍTÓVÁGÁSSAL KEZELT ERDŐBEN

**Kelemen Krisztina, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne,  
Tóth Dániel, Horváth F. Győző**

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
*hgypte@gamma.ttk.pte.hu*

#### *Összefoglaló*

A Bükkhát Erdőrezervátum puffterületén 2014-ben és 2015-ben a lékes felújítógátás négy kisémlősfaj abundanciájára gyakorolt hatását és a kisémlősök mikroélőhely-asszociáltságát vizsgáltuk. Négy hónapon keresztül elevenfogó csapdázzal gyűjtött adatokkal dolgoztunk. Az erdőgazdálkodás következtében kialakuló heterogenitás hatását általánosított becslőegyenlet (GEE) felhasználásával modelleztük. A modellezés minden faj esetén kiemelte az eltérő habitatok jelentőségét. A pírók erdeiegér és a mezei pocok elsősorban a lékeket használták, míg a sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok a zárt erdőfoltokat preferálta. A fajok mikrohabitat asszociáltságát diszkriminanciaanalízissel (DFA) és

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

redundanciaanalízissel (RDA) elemeztük. Eredményeink azt mutatták, hogy a fajok szegregációja a legtöbb esetben jól kifejezett. A pírók erdeiegér esetében mindkét évben a faj szegélypreferenciáját emelte ki az analízis. 2015-ben a mezei pocok gradáció utáni összeomlása miatt nem jelent meg az erdőben. A sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok mindkét évben a sűrű lombkoronaszinthez kötődött. A mezei pocok 2015 évi összeomlása a lékekben is jelentkezett, amely nyílt területeken az utóbbi évben a pírók erdeiegér uralkodott, melynek eloszlását leginkább a gyeszint magassága határozta meg. Jelen tanulmányunk megerősíti, hogy a mikrohabitat szintű asszociációk vizsgálata mellett a makrohabitat szintű válaszok leírása is fontos a fajok szegregációja szempontjából, különösen akkor, ha az erdőgazdálkodási módszer nagyobb térléptékben átalakítja az erdő szerkezetét.

*Kulcsszavak:* kismélt, mikrohabitat, asszociáltság, szegregáció, erdőrezervátum

### MACRO- AND MICROHABITAT PREFERENCES OF SMALL MAMMALS IN A FOREST MANAGED WITH GAP CUTTING

#### *Summary*

In the buffer zone of Bükkhát Forest Reserve we studied the microhabitat associations of four small mammal species and the effect of gap cutting on these small mammals. Data were gained in 2014 and 2015 with live-trapping each year. The effect of heterogeneity caused by forest management was modelled using Generalized Estimating Equations. The modelling highlighted the significance of different habitats for each of the species. Striped field mice and the common voles primarily used gaps, while yellow-necked mice and bank voles preferred closed forest stands. Microhabitat associations were investigated using Discriminant Function Analysis and Redundancy Analysis. Results show that the segregation of species is pronounced in most of the cases. Analyses demonstrated the edge preference of the striped field mouse in both years. Common voles were absent in forest stands due to the crash phase in 2015. Yellow-necked mice and bank voles were associated with dense canopy. The crash phase of the common vole was obvious also in the gaps, in which areas the striped field mouse was dominant. This study supports that along with microhabitat studies also macrohabitat analyses are relevant from the aspect of species' segregation, especially when forest management alters forest structure in a large scale.

*Keywords:* small mammal, microhabitat, association, segregation, forest reserve

## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

szakértelmet és élmunkát kíván, hosszú távon ez akár a vidéki lakosság foglalkoztatási gondjainak megoldását is jelenthetné. Célunk a tájfajták, azok kultúrflórasokféleség megőrzésben betöltött szerepének, beltartalmi értékeinek, in vitro élettani paramétereinek vizsgálata volt.

*Kulcsszavak:* tájfajták, agrobiodiverzitás, ökológiai természet, beltartalmi értékek

### PRESEVATION OF DISAPPEARING LANDRACES IN VILLAGE GARDENS

#### **Summary**

The conservation of landraces due to their advantageous properties is very important task: rich nutrient content, flavor, resistance. They are characterized by a diversity that gives greater protection to disease pathogens against, and this is a significant attribute of food safety. The landraces capable of extensive farming, organic farming, raw materials constitute a new species for breeding. Our goal to investigate the roles of landraces in agrobiodiversity, the nutrient content, and in vitro physiological parameters were.

*Keywords:* landraces, agrobiodiversity, organic farming, nutrient content

---

### KISEMLŐSKÖZÖSSÉGEK ABUNDANCIÁJÁNAK ÉS DIVERZITÁSI PARAMÉTEREINEK KÜLÖNBSÉGE NATURA 2000 ERDŐTERÜLETEKEN ÉS ÚJRAERDŐSÖDŐ HABITATOKBAN

**Tóth Dániel, Csicsek Gábor, Ortmann-né Ajkai Adrienne,  
Horváth Győző**

Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar  
7624 Pécs, Ifjúság útja 6.  
*tothdaniel0@gmail.com*

#### **Összefoglaló**

A vizsgálati területek Dél-Dunántúlon, a Mecsek hegységben, Árpádtetőn találhatóak. Négy élőhelyfoltban dolgoztunk, melyek közül a két erdőterület átalakító üzemmódban kezelt (lékes felújítógátás), Natura 2000 besorolású védett terület. A harmadik mintavételi hely egy 20 év alatti fiatalos állomány, a negyedik terület pedig egy sikertelen felújítás után visszamaradt füves élőhely. Mintaterületeinken összesen 9 kisémlősfajt mutattunk ki 2015 során. A felmérések eredményei azt mutatták, hogy a Natura 2000 zárt erdők és az újraerdősödő területek között van különbség a fajösszetételben és az egyes fajok gyakorisági viszonyaiban.

Az általunk is kimutatott, mindössze 3-4 faj dominanciájával jellemzett kisémlős együttesek jelenléte a környező országok lombhullató hegyvidéki erdeire is jellemző.



## XII. KÁRPÁT-MEDENCEI KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KONFERENCIA

2016. június 1–4. Beregszász, Ukrajna

Az erdőterületek esetén a sárganyakú erdeiegér, a közönséges erdeiegér és az erdeipocok volt a három karakterfaj. E három fajon kívül a pirók erdeiegeret fogtuk meg nagyobb egyedszámmal mindegyik területen, azonban a faj a fiatalos felújítás területén volt jelen a legmagasabb relatív arányban.

Az eredmények alátámasztották azt a feltételezést, hogy az erdőművelés hatására megváltozott erdőképre az egyes kisémlősfajok eltérő választ adnak, amely azonban segíthetik a fajok térbeli szegregációját. Adataink alapján az erdőszerkezeti különbségeknek jelentős hatása van az ott élő kisémlősközösségek fajösszetételére, relatív abundanciaviszonyaira és élőhelyválasztására. Az élőhelyválasztás, illetve a különböző mikroélőhelyfoltokhoz történő kötődés vizsgálatát a csapdahálókon belüli vegetáció részletesebb elemzése alapján tervezzük elvégezni.

*Kulcsszavak:* Natura 2000, újraerdősödő terület, kisémlős, fajösszetétel, abundancia

### DIFFERENCE OF ABUNDANCE AND DIVERSITY PARAMETERS OF SMALL MAMMAL COMMUNITIES IN NATURA 2000 FORESTS AND REFORESTATION HABITATS

#### *Summary*

The four sampling plots were in Central Mecsek in the southern part of Hungary. The first two sampling areas were in a Natura 2000 forest and a continuous cover management (group felling) is realized in this forest. The third plot is in a 20 years old reforestation area and the last sampling plot is in a grassy habitat which remains after an unsuccessful reforestation attempt. 9 small mammal species were detected in sampling areas in 2015. The results show that there is difference between the Natura 2000 forest and the reforestation areas in case of the species composition of small mammal communities and the abundance of each species.

The small mammal communities in the investigation area were characterized by 3-4 dominant rodent species. In the forest the character species were the yellow-necked mouse, the wood mouse and the bank vole. In addition to these three species the striped field mouse was detected with higher abundance in all of the sampling plots however this species had the highest relative abundance in the reforestation area.

The results confirmed our hypothesis that the small mammal species show a different response to the changed forest structure affected by forest management. However this change could help the spatial segregation of small mammals. Based on the results the difference of the forest structure had significant impact to the species composition, the relative abundance and the habitat selection of small mammal communities. We are planning to examine the fidelity to different microhabitat patches and the habitat selection based on the more detailed analysis of vegetation structure of our trapping grid.

*Keywords:* Natura 2000, reforestation area, small mammal, species composition, abundance

# SITE OCCUPANCY PATTERNS OF THE SMALL MAMMALS IN KIS-BALATON MARSHLAND HABITATS



Győző F. Horváth, Melinda Máté, Henrietta Kismarci  
 University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology  
 H-7624 Pécs, Ifjúság Str. 6.  
 E-mail: hgypte@gamma.ttk.pte.hu



## Introduction

During the small mammal monitoring program in Kis-Balaton we examined the changes in species composition and based on the presence/absence data we evaluated the site occupancy dynamics of the detected species between 2011 and 2015.

Table 1. The presence/absence data of species in 5 years

Species/Years	2011	2012	2013	2014	2015
<i>Sorex araneus</i> (Sar)	+	+	+	+	+
<i>Sorex minutus</i> (Smi)	+	+	+	+	+
<i>Neomys anomalus</i> (Nan)	+	+	+	+	+
<i>Neomys fodiens</i> (Nfo)	+	+	+	+	+
<i>Crocivora leucodon</i> (Cle)	+	+	+	+	+
<i>Crocivora suaveolens</i> (Csu)	+	+	-	+	+
<i>Apodemus agrarius</i> (Aag)	+	+	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i> (Afl)	+	+	+	+	+
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Asy)	-	-	+	+	+
<i>Arvicola amphibius</i> (Aam)	+	+	+	+	+
<i>Microtus arvalis</i> (Mar)	-	+	+	+	+
<i>Microtus agrestis</i> (Mag)	-	+	+	+	+
<i>Micromys minutus</i> (Mmi)	+	+	+	+	+
<i>Miscivorus sericeus</i> (Mhs)	-	+	-	-	-
<i>Mus spicilegus</i> (Msp)	+	-	+	+	+
<i>Myodes glareolus</i> (Mgl)	-	-	+	+	+
<i>Rattus norvegicus</i> (Rno)	-	-	-	-	-
<b>Species richness (S)</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>15</b>	<b>15</b>

## Materials and methods

The survey of small mammals was performed with the application of small trapping grids (6x6) in 7 different marshland habitats with CMR method. For each year we evaluated the species richness and calculated the standardized number of captures for 100 trap nights. In case of shrew and rodent species the annual constancy values (C%) were determined by the use of different localities.

The parameters of site occupancy dynamics were estimated using the robust model based on the presence/absence of the 5 most frequent species.

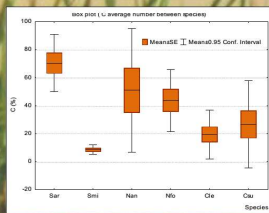


Figure 2. Constancy values of Soricomorpha

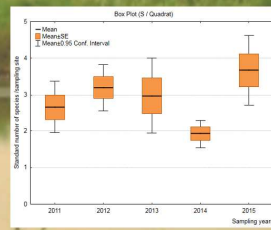


Figure 1. Standard number of species in sampling quadrats in 5 years

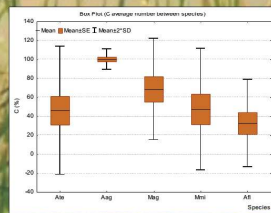


Figure 3. Constancy values of Rodentia

## Results

Over the 5 years 17 small mammal, 6 shrews and 11 rodent species were recorded (Tab. 1, Fig. 1). Without shrews we captured 2 protected (*M. agrestis*, *M. minutus*) and 1 strictly protected rodent species (*M. oeconomicus*). Based on habitat use, *S. araneus* and *A. agrarius* were characterized by the highest constancy value (Fig. 2-3). Based on model selection the global model was the best which demonstrated the significant difference of site occupancy dynamics between species and sampling periods (Tab. 2, Fig. 4-8).

Table 2. Akaike's information criterion adjusted for small samples (AICc), model weights (w), number of parameters (n<sub>par</sub>) and deviance for the applied site occupancy models

Model	AICc	ΔAICc	AICc w	Parameter number	Deviance
$\Psi_{(Sorex, Myodes, Crocivora, Apodemus, Neomys)}$	2114.402	0.000	0.99968	126	1821.787
$\Psi_{(S, P_1, P_2, P_3, P_4, P_5)}$	2130.845	16.443	0.00027	29	2070.878
$\Psi_{(S, P_1, P_2, P_3, P_4, P_5, P_6)}$	2135.443	21.041	0.00003	64	1997.654
$\Psi_{(S, P_1, P_2, P_3, P_4, P_5, P_6, P_7)}$	2135.9916	21.589	0.00002	39	2054.425
$\Psi_{(S, P_1, P_2, P_3, P_4, P_5, P_6, P_7, P_8)}$	2151.5845	37.183	0.00000	49	2047.919

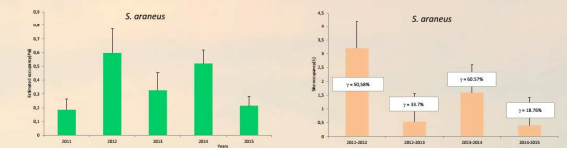


Figure 4. Estimated values of site occupancy and colonization rate ( $\gamma$ ) of *S. araneus*

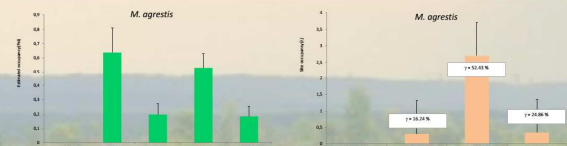


Figure 5. Estimated values of site occupancy and colonization rate ( $\gamma$ ) of *M. agrestis*

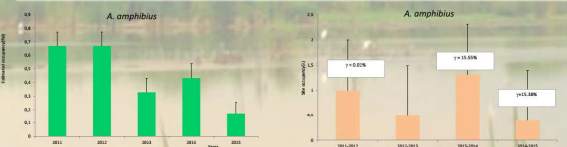


Figure 6. Estimated values of site occupancy and colonization rate ( $\gamma$ ) of *A. amphibius*

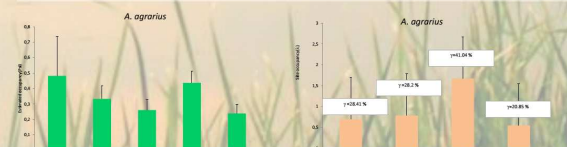


Figure 7. Estimated values of site occupancy and colonization rate ( $\gamma$ ) of *A. agrarius*

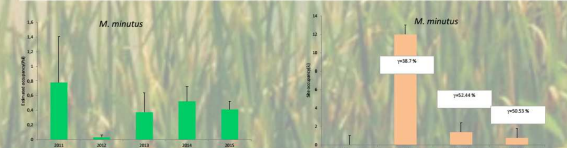


Figure 8. Estimated values of site occupancy and colonization rate ( $\gamma$ ) of *M. minutus*

## Discussion

The results suggested that small mammals were influenced significantly by the cumulative negative effect of natural rainfall and the artificial management of water level. Based on our findings, we suggest a multiple-species conservation plan to maintain the composition of small mammal assemblages characterizing the examined areas. Moreover, the strictly protected subspecies, *M. oeconomicus mehelyi* along with other water-associated species (*Neomys*) should be given priority in conservation management.

### Acknowledgements

This study was supported by Directory of Balaton-Islevidék National Park and the National Talent Program (NTP-HNYDK-15-0002) of Hungary. We thank the students of the Department of Ecology for their fieldwork.

# EFFECTS OF URBANIZATION ON SMALL MAMMAL COMMUNITIES

## PRELIMINARY RESULTS FROM PÉCS CITY (HUNGARY)



Horváth F. Győző<sup>1</sup>, Somogyi Balázs A. <sup>1</sup>, Tóth Dániel<sup>1</sup>, Jánosa Gergely<sup>1</sup>, Kurucz Kornélia<sup>2</sup>

<sup>1</sup> University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology  
<sup>2</sup> University of Pécs, Szentágotai Research Centre, Virological Research Group

### Introduction

Urbanization is one of the most extreme forms of environmental alteration, leads to rapid reduction and transformation of natural habitats of many plants and animal species. Cities are novel ecosystems, characterised by fragmented environments with a higher level of human disturbance than natural habitats and with a strongly altered pattern of resources. In our study we investigated the small mammal species composition of Pécs city and the differences between different urban zones.

### Material and methods

Using live- and snap-trapping methods we investigated species structure of small mammal communities inhabiting Pécs (Hungary) (162.8 km<sup>2</sup>, population 145 985). Trapping of small mammals (Rodentia and Soricomorpha) was conducted between 2014 and 2016 in 31 sites within the city, along an urbanization gradient: city centre, peripheral outskirts of the city and rural peripheral areas (Fig. 2). For the statistics the standardized catchnumber (catches/100 traps × 3 month) was used.

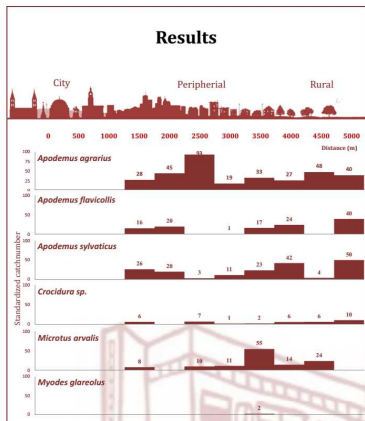


Figure 1. Spatial distribution of the caught species.

During our investigation period we totally caught 511 small mammal specimens of 7 species (the two *Crocidura* species were investigated together). In the city center zone weren't any species caught. In the peripheral and the rural zone the *Apodemus agrarius* was the most abundant species. With Kruskal-Wallis test there were not significant differences in species composition between the different distances from city center ( $H=3.035$ , n.s.) (Fig. 1).

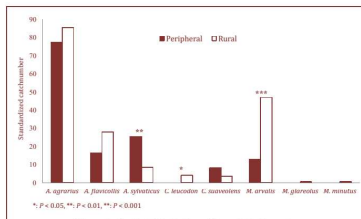
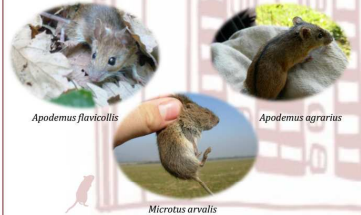


Figure 3. Spatial distribution of the caught species.

In the comparison of peripheral and rural zones there were significant differences with Chi-square test in standardized catch number in case of three species only (Fig. 3).

Table 1. The diversity indices of different urban zones/year.

index	2014-P	2014-R	2015-P	2015-R	2016-P	2016-R
Taxa (S)	4	6	3	4	5	7
Catches (n)	22	70	12	92	120	194
Simpson (1-D)	0.2479	0.6037	0.4028	0.4208	0.6935	0.7402
Shannon (H)	0.5481	1.12	0.7215	0.7865	1.375	1.521
Margalef (M)	0.9705	1.177	0.8049	0.6635	0.8355	1.329
Equitability (I)	0.3954	0.625	0.6567	0.5673	0.8543	0.7315

There were more catches and more taxa in rural zones relative to peripherals during the studied years, but these differences were not significant ( $\chi^2=0.13-0.4$ , n.s.) (Table 1). The Simpson and the Shannon diversity were the highest in the rural zone in 2016 too, but the Equitability was the highest in the peripheral zone in 2016. In the comparison of the standardized catch number in peripheral and rural zones there were significant differences in each years ( $\chi^2=16-61$ ,  $P<0.001$ ).

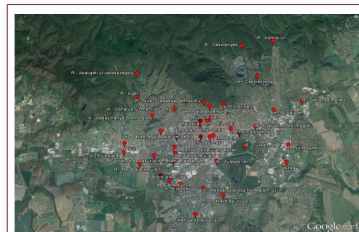


Figure 2. Sampling sites in Pécs city.

In each year the *Apodemus agrarius* (*Aag*) was the most abundant species, but the result of 2016 snap trapping (ST) showed more equable distribution than in the other years and trap category. In 2014 - 2015 and in 2016 (ST) too, the second most abundant species was the common vole (*Microtus arvalis* (*Mar*)). This results showed that the 2014-2015 gradation of this species affected the areas of the city also. In 2016 (LT) the *Apodemus flavicollis* (*Afl*) was the second species in order, but the common vole and the *Apodemus sylvaticus* (*Asy*) appear with more than 10 %. The other species appear in lower percentile (2014 - 2015: < 5 %, 2016: < 1 % (LT), < 15 % (ST) (Fig. 4).

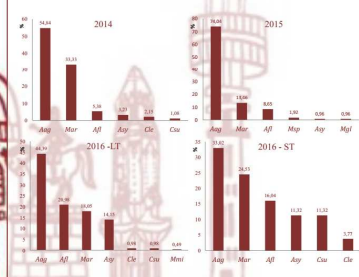


Figure 4. The relative rate's order of caught small mammal species.

### Discussion

In our investigation a total of 511 specimens of 7 species of small mammals were recorded in the city of Pécs. The striped field mouse (*Apodemus agrarius*) was the most frequent species, accompanied by the common vole (*Microtus arvalis*), yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*), in all research sites and each years.

### Acknowledgement

We thank the students of the Department of Ecology for their enthusiastic fieldwork.  
 This study was supported by Directory of Dana-Dezsa National Park and the National Talent Program (NFT-1/2013-15-0002) of Hungary.  
 Kornélia Kurucz was supported by the Szentágotai Talent Program, financed by the Szentágotai Research Centre, University of Pécs.



# MACRO- AND MICROHABITAT PREFERENCES OF SMALL MAMMALS IN A FOREST MANAGED WITH GAP CUTTING



Krisztina Kelemen<sup>1</sup>, Gábor Csicsék<sup>2</sup>, Adrienne Ortmann-Ajka<sup>2</sup>, Dániel Tóth<sup>1</sup>, Győző F. Horváth<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology, Department of Ecology  
<sup>2</sup>University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology, Department of Hydrobiology  
 7624 Pécs, Ifjúság st. 6. E-mail: hgypce@gamma.ttk.pte.hu



12th Carpathian Basin Conference for Environmental Sciences

## Introduction

In the buffer zone of Bükkhát Forest Reserve we studied the habitat use and spatial segregation of four small mammal species - yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*), striped field mouse (*Apodemus agrarius*), bank vole (*Myodes glareolus*) and common vole (*Microtus arvalis*). In 2014 our research was conducted within the framework of the *Silva Naturalis* Project and after the completion of the project in 2015. This study may contribute to the evaluation of the effect of disturbance and heterogeneity caused by forest management.

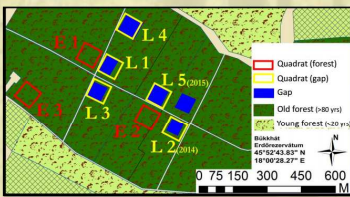


Figure 1: Location of the sampling areas in the buffer zone of the forest reserve

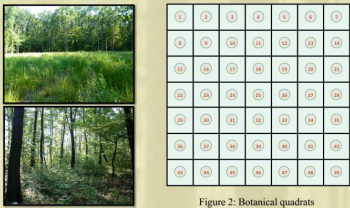


Figure 2: Botanical quadrats

## Materials and methods

Data were collected in Bükkhát Forest Reserve (Figure 1) in 2014 and 2015 with live-trapping each year, from July to October, in periods of five consecutive nights every month. We used the Capture-Mark-Recapture method. Traps were checked and baited every morning. Live traps were established in 7x7 grids, each grid placed in one of the seven distinct habitat patches (forest stands and gaps). The effect of heterogeneity caused by forest management was modelled using Generalized Estimating Equations (GEE). Microhabitat associations were investigated using Discriminant Function Analysis (DFA), based on the vegetation data (Table 1) collected in botanical quadrats laid around the traps (Figure 2).

Table 1: Botanical variables used in microhabitat analyses

CC: Canopy cover (%)	RGC: Cover by bare ground (%)
TMD: Average trunk diameter (cm)	DWC: Cover by deadwood (%)
TIN: Number of tree individuals (pcs)	DWL1: Length of deadwood (m) in thickness category 1-50 cm
SLL: Cover by shrub layer (%)	DWL2: Length of deadwood (m) in thickness category 10-40 cm
SMA: Average height of shrub layer (cm)	DWL3: Length of deadwood (m) in thickness category >40 cm
HLC: Cover by herb layer (%)	SLN: Number of staks of logs (pcs)
HLA: Average height of herb layer (cm)	CTN: Number of cut trunks (pcs)
LIC: Cover by leaf litter (%)	

## Results

### Generalized Estimating Equations

The results of GEE are shown in Table 2. The abundance of the striped field mouse was affected mostly by seasons and habitats. More individuals were captured during autumns than summers ( $\beta = -0.315$ ;  $\chi^2 = 22.85$ ;  $P < 0.001$ ). Closed forest stands affected capture numbers negatively ( $\beta = -0.406$ ;  $\chi^2 = 17.04$ ;  $P < 0.001$ ). The abundance of the yellow-necked mouse was also affected essentially by seasons and habitats. More individuals were captured in closed stands than in gaps ( $\beta = 0.044$ ;  $\chi^2 = 8.37$ ;  $P < 0.01$ ). The capture numbers of bank voles were influenced particularly by habitats. More individuals were captured in closed stands than in gaps ( $\beta = 0.695$ ;  $\chi^2 = 20.31$ ;  $P < 0.001$ ). The abundance of the common vole was influenced essentially by habitats.

<i>A. agrarius</i>			<i>A. flavicollis</i>		
Variables	$\chi^2$	P	Variables	$\chi^2$	P
season	60.667	<0.001	year x season	19.160	<0.001
habitat	41.848	<0.001	year	15.364	<0.001
year x habitat	11.384	<0.01	habitat	6.532	<0.05
year x habitat x season	10.595	<0.01	habitat x season	5.449	<0.05
year x season	5.029	<0.05	season	4.233	<0.05
			<i>M. arvalis</i>	5.929	<0.05

<i>M. glareolus</i>			<i>M. arvalis</i>		
Variables	$\chi^2$	P	Variables	$\chi^2$	P
habitat	56.995	<0.001	habitat	46.671	<0.001
year	7.802	<0.01	year	25.897	<0.001
year x habitat	5.932	<0.05	<i>M. glareolus</i>	7.496	<0.01
habitat x season	3.831	<0.05	<i>A. flavicollis</i>	5.723	<0.05
<i>M. arvalis</i>	9.850	<0.01			

Table 2: Results of Generalized Estimating Equations (parameter estimations not shown)

### Discriminant Function Analysis

Analyses demonstrated the edge preference of the striped field mouse in both years. In the closed forest stands bank voles and yellow-necked mice were abundant in areas with dense cover of deadwood in 2014 (Figure 3/A). In 2015 common voles were absent in forest stands due to the crash phase in that year. Bank voles were associated with the length of thin deadwood, yellow-necked mice were abundant in microhabitats with dense canopy (Figure 3/B). In the gaps bank voles preferred edges with high shrub layer and dense canopy in 2014. Common voles preferred microhabitats with high herb layer and without canopy cover (Figure 3/C). The crash phase of the common vole was obvious also in the gaps, in which areas the striped field mouse was dominant. Common voles were associated with dense herb layer and open habitats without canopy in 2015. Bank voles and yellow-necked mice preferred the edges with dense canopy (Figure 3/D).

## Discussion

The modelling highlighted the significance of different habitats for each of the species. This study demonstrates the higher abundance of the edge-preferring striped field mouse in gaps than in closed stands. Results of DFA show that the segregation of species is based on different botanical variables in the different habitats. This study supports that along with microhabitat studies also macrohabitat analyses are relevant from the aspect of species' segregation, especially when forest management alters forest structure in a large scale.

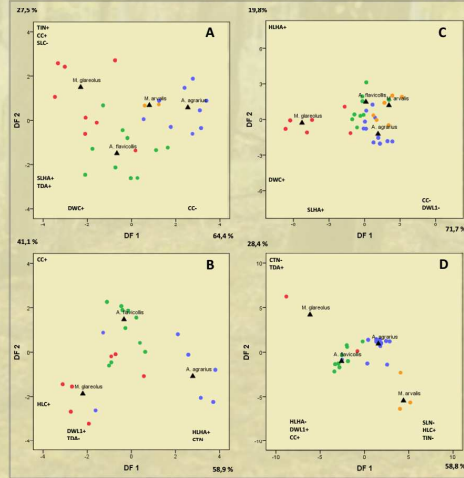


Figure 3: Results of Discriminant Function Analysis. A - closed stands, 2014. B - closed stands, 2015. C - gaps, 2014. D - gaps, 2015

### Acknowledgements

This study was supported by the *Silva Naturalis* Project (TAMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004) and the National Talent Program (NTP-HHTDK-15-0005) of Hungary. Advice given by Anna Gábor has been a great help in statistical analyses. We thank the students of the Department of Ecology for their enthusiastic fieldwork.



# Difference of abundance and diversity parameters of small mammal communities in Natura 2000 forests and reforestation habitats



Dániel Tóth, Gábor Csicsek, Adrienne Ortmann-né Ajkai, Győző F. Horváth  
 University of Pécs, Faculty of Natural Sciences, Institute of Biology  
 H-7624 Pécs, Ifjúság str. 6.  
 tothdaniel0@gmail.com



## Introduction

The protected deciduous forests in Hungary are ecologically optimized areas with high diversity („hot spot”) which characterized by high productivity, rich and variable macrovegetation and high biodiversity too. Different species of small mammals live in forests characterized by dense undergrowth thus these forests suitable for examine the ecological claim, habitat use and interspecific interaction (e.g. partition of microhabitats) of species. We can receive important information for conservational evaluation and qualification of habitats by the examination of ecological parameters of small mammals at the level of faunistic, population and community.

## Materials and methods

Four sampling plots were studied in Central Mecsek Hills, Southern Hungary (Fig 1). The first two sampling areas were in a Natura 2000 forest and a continuous cover management (group felling) is realized in this forest. The third plot is in a 20 years old reforestation area and the last sampling plot is in a grassy habitat which remained after an unsuccessful reforestation attempt (Table 1).

During the statistical investigations we compared the species composition of the sampling plots and examined differences of the relative abundance between the sampling areas. We used Kruskal-Wallis test to investigate the difference of the more common species' abundance between areas and seasons. To evaluate the small mammal community we calculated the species richness and several diversity parameters.

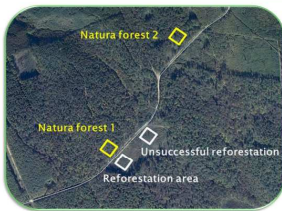


Fig 1. The distribution of the 4 sampling plots

Legend:

- Sampling quadrat with 7×7 trap-point in a forest
- Sampling quadrat with 7×7 trap point in reforestation

Table 1. General characteristics of sampling plots

Sampling plot	Main purpose	NATURA 2000	Age
Natura forest 1	Protection	Yes	80 years <
Natura forest 2	Protection	Yes	80 years <
Reforestation area	Forestry	No	20 years >
Unsuccessful reforestation	Forestry	No	20 years >

Table 2. Species richness and diversity parameters of the four trapping grid

Sampling plots / Seasons	Natura forest 1		Natura forest 2		Reforestation area		Unsuccessful reforestation	
	Summer	Autumn	Summer	Autumn	Summer	Autumn	Summer	Autumn
Species richness (S)	4	5	6	5	3	5	5	5
Simpson-diversity (D)	0.574	0.675	0.542	0.632	0.123	0.289	0.458	0.677
Shannon-diversity (H(S))	0.965	1.331	1.034	1.193	0.284	0.644	0.951	1.361
Equitability (J)	0.696	0.827	0.577	0.741	0.258	0.400	0.591	0.846

## Conclusions

The results show differences between the Natura 2000 forest and the reforestation areas in the species composition of small mammal communities and the abundance of each species.

The results confirmed our hypothesis that the small mammal species show a different response to the changed forest structure affected by forest management. However this change could help the spatial segregation of small mammals. Based on the results the difference of the forest structure had significant impact to the species composition, the relative abundance and the habitat selection of small mammal communities. We are planning to examine the fidelity to different microhabitat patches and the habitat selection based on the more detailed analysis of vegetation structure of our trapping grid.

## Acknowledgements

This study was supported by Directory of Duna-Dráva National Park and the National Talent Program (NTP-HHTDK-15-0005) of Hungary. We thank the students of the Department of Ecology for their enthusiastic fieldwork.

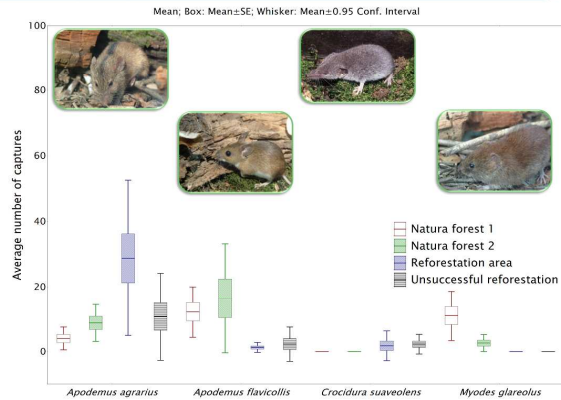


Fig. 2. Average number of captures in the four trapping grids

## Results

Nine small mammal species presence were detected by the four trapping grids data. In spite of the visible differences the statistical tests of diversity parameters did not show significant differences between the sampling areas and the seasons (Table 2). The analysis of diversity parameters suggest that there are some more common species in the examined community but one of these could become an absolute dominant species (*Apodemus agrarius*) in the reforestation area.

We illustrated the average number of captures of the four most common species what we calculated at all sampling quadrats (Fig. 2). The *A. flavicollis* used the forests in higher proportion than the reforestation areas. The *Myodes glareolus* was detected only in the forests, while the *Crocidura suaveolens* was captured only in the two reforestation areas.

# A Magyar Biológiai Társaság Pécsi csoportjának ülései

## MEGHÍVÓ

### a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportja 2015. év II. félévi szaküléseire

#### 274. szakülés: október 8. (csütörtök)

1. KEVEY BALÁZS: A Tengelici-homokvidék gyertyános-tölgyesi (30 perc)
2. SZENDRŐ ZSOLT: Fény derül a fény szerepére a nyulaknál (30 perc)
3. MAGYAROS VIKTOR –CSICSEK GÁBOR – HOLLÓS ROLAND – ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE: Különböző korú gyertyános-tölgyesek aljnövényzetének összehasonlítása a Dráva-síkon (15 perc)
4. JÁNOSA GERGELY - TÓTH DÁNIEL - HORVÁTH GYŐZŐ: A fajkompozíció és a közösségi struktúra denzitásfüggő változása lékvágással fragmentált erdőfoltok kisemlős együtteseinél (15 perc)
5. PURGER DRAGICA: Természetvédelem angol módra: beszámoló egy tanulmányútról (20 perc)

#### 275. szakülés: október 29. (csütörtök)

1. SZABÓ LÁSZLÓ GYULA: A Mester és Tanítványa - gondolatok Horvát Adolf Olivér és Kevey Balázs kapcsolatáról (10 perc)
2. FAZEKAS IMRE: Taxonómiai, állatföldrajzi vizsgálatok magyarországi araszolólepké fajokon (Lepidoptera) (20 perc)
3. MÁRKUS RITA - KOCSIS MARIANNA – FARKAS ÁGNES: Hagyományos és oltott dinnyefajták szövettani összehasonlítása (20 perc)
4. HORVÁTH DÁVID: Növénypatogén kórokozók felhasználása a parlagfű elleni védekezésben (15 perc)
- CSEPREGI RITA KLAUDIA - SALI NIKOLETT - KŐSZEGI TAMÁS - PAPP NÓRA: Erdélyi népgyógyászatban alkalmazott gyógynövények antioxidáns hatásának vizsgálata (10 perc)
5. BALÁZS VIKTÓRIA LILLA - FILEP RITA - FARKAS ÁGNES: A vadcsicsóka antimikrobás hatásának tesztelése in vitro rendszerben (10 perc)

#### 276. szakülés: november 12. (csütörtök)

1. CSICSEK GÁBOR - HOLLÓS ROLAND - MAGYAROS VIKTOR - KELLER SZANDRA - UJLAKY BÉLA - ORTMANN-NÉ AJKAI - ADRIENNE: Gyertyános-tölgyesek természetes újulatának vizsgálata a Mecsekben (30 perc)
2. BÁTOR JUDIT - PAP MARIANNA - SZEBERÉNYI JÓZSEF: Egy onkolitikus vírus hatása melanoma sejtekre (20 perc)
3. DEME JUDIT - KOVÁCS DÁNIEL - PURGER DRAGICA - CSIKY JÁNOS: 3 nap a Papukban - új zuzmó, moha és edényes növényfajok a horvát flórában (30 perc)

#### 277. szakülés: december 3. (csütörtök)

1. LÉVAI KATA - NAGY DÓRA - SALAMON-ALBERT ÉVA: Növényi pigmentösszetétel változása bükkös erdő lékjében - a fénytöbblet hatása a természetes fásszárú újulat fajaira. (15 perc)
2. HUSZÁR ZSUZSANNA: A növények, az állatok és az ember az 5. osztályos kísérleti erkölcstan kötet leckéiben és olvasmányjaiban (30 perc)
3. POLGÁRI BOTOND - CSICSEK GÁBOR - ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE - HORVÁTH GYŐZŐ: Erdőgazdálkodás során létrejött mesterséges lékek kisemlősök populációdinamikájára gyakorolt fragmentáló hatásának vizsgálata (15 perc)
4. HORVÁTH GYŐZŐ - OLDAL MIKLÓS - JAKAB FERENC: A vírusfertőzöttség és populációdinamika tér-időbeli változása erdőrezervátumi terület kisemlősökönél (15 perc)
5. Komlós Attila: Bécestől a Fekete-tengerig a Duna mentén (20 perc)

A szakülések a MBT Pécsi Csoportja, a PAB és a Ciszterci Rend Nagy Lajos Gimnáziuma közös rendezvényei.

**A szakülések helye: Pécs, Széchenyi tér 11.**

**A szakülések kezdete: 15<sup>30</sup> óra**

**Tagtársaink és vendégeink megjelenését várja a MBT Pécsi Csoportjának vezetősége!**

Pécs, 2015. szeptember 29.

Üdvözlettel:

Dr. Kevey Balázs  
elnök  
sk.

Ötvös Károlyné  
titkár  
sk.

## MEGHÍVÓ

### a Magyar Biológiai Társaság Pécsi Csoportja 2016. év I. félévi szaküléseire

#### 278. szakülés: február 18. (csütörtök)

1. HORVÁTH ZOLTÁN: Fotócsapdák alkalmazása aranysakál családok életének kutatásában (30 perc)
2. IFJ. KONKOLY SÁNDOR: A Balkán földrajzi lehatárolásának problematikája (25 perc)
3. KEVEY BALÁZS: A puha- és keményfás ligeterdők kapcsolata a Szigetközben (30 perc)

#### 279 szakülés: március 3. (csütörtök)

1. DEME JUDIT - KOVÁCS DÁNIEL - TÜZES DOROTTYA - CSIKY JÁNOS: A magyarországi *Campylopus* fajok élőhely-preferenciája a Mecsekben (15 perc)
2. ÉDES TÜNDE: A döntések felelőssége (15 perc)
3. KOVÁCS DOMINIKÁ-MÁTÉ GÁBOR - GAZDAG ZOLTÁN-PESTI MIKLÓS: A linalool pro- és antioxidáns hatásának vizsgálata *Candida albicans*-on (15 perc)
4. ORTMANN-NÉ AJKAI ADRIENNE: Világproblémák, természetvédelem és a Laudato si' (30 perc)
5. GÁBOR ANNA - ANDICS ATTILA - GÁCSI MÁRTA - FARAGÓ TAMÁS - SZABÓ DÓRA – MIKLÓSI ÁDÁM: Éber kutyákon végzett fMRI vizsgálatok: A beszédfeldolgozás vizsgálata dicséretnek (20 perc)

#### 280. szakülés: március 17. (csütörtök)

1. SZABÓ LÁSZLÓ GYULA: A farmakobotanika oktatásának bevezetése a pécsi egyetem orvosi karán - előzmények és az elmúlt 15 év (20 perc)
2. HUSZÁR ZSUZSANNA: A növények, az állatok és az ember az 5. osztályos kísérleti erkölcstan kötet leckéiben és olvasmányjaiban (25 perc)
3. HORVÁTH ADRIENN - HORVÁTH GYŐZŐ: A mezőgazdasági kártevő mezei pocok (*Microtus arvalis*) demográfiai változásának prognosztizálása bagolyköpetek alapján (15 perc)
4. HENDINGER VIRÁG - HORVÁTH GYŐZŐ: Kisemlősök mennyiségi viszonyainak változása Baranya megye intenzív mezőgazdasági művelés alatt álló térségében (15 perc)
5. NAGY DÓRA - SALAMON-ALBERT ÉVA: Vannak-e növényi pigment stratégiák az erdei lékekben? (15 perc)

#### 281. szakülés: április 7. (csütörtök)

1. LANSZKI JÓZSEF - PUGER J. JENŐ: Egy kis expedíció néhány érdekes tapasztalata a kvadózó nagymamák szigeteiről (Olib és Silba, Adriai-tenger) (30 perc)
2. DEME JUDIT - LENGYEL ATTILA - TÓTH ANTÓNIA - PAPP BEÁTA - CSIKY JÁNOS: A Mecsek hegység és a Dél-Zselic forrásgyepjeinek florisztikai, társulástani és ökológiai vizsgálata (15 perc)
3. CSEPREGI RITA - KOCSIS MARIANNA - PAPP NÓRA: Erdélyi népgyógyászatban alkalmazott gyógynövények fitokémiai és hisztológiai vizsgálata (10 perc)
4. MONG MELINDA - KOCSIS MARIANNA: Gyógynövények bioaktív hatóanyagai (15 perc)
5. WÁGNER LÁSZLÓ: 2016. év madara a haris (15 perc)

#### 282. szakülés: május 5. (csütörtök)

1. MOLNÁR LÁSZLÓ: Regeneráció: a szerkezet és a funkció visszaszerzés molekuláris háttere (30 perc)
2. FAZEKAS IMRE: Új rovar fajok a mecseki fügefákon (20 perc)
3. MÁTÉ MELINDA - KISMARCI HENRIETTA - HORVÁTH GYŐZŐ: Kisemlősök jelenlét-hiány adatainak felhasználása a természetvédelmi célú monitorozásban (15 perc)
4. MÓRO CZ ATTILA: Hód helyzet az Alsó Duna-völgyben (30 perc)

A szakülések a MBT Pécsi Csoportja, a PAB és a Ciszterci Rend Nagy Lajos Gimnáziuma közös rendezvényei.

**A szakülések helye: Pécs, Széchenyi tér 11.**

**A szakülések kezdete: 15<sup>30</sup> óra**

**Tagtársaink és vendégeink megjelenését várja a MBT Pécsi Csoportjának vezetősége!**

Pécs, 2016. február 11.

Üdvözlettel:

Dr. Kevey Balázs  
elnök  
sk.

Ötvös Károlyné  
titkár  
sk.

# Megjelent publikáció

Natura Somogyiensis	26	123-134	Kaposvár, 2015
---------------------	----	---------	----------------

## Quantitative classification of macrohabitats for small mammals' habitat segregation surveys in a forest reserve

ANNA GÁBOR<sup>1</sup>, GYÖZÖ HORVÁTH<sup>1</sup>, ADRIENNE ORTMANN-NÉ AJKAI<sup>2</sup> &  
GÁBOR CSICSEK<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Pécs, Faculty of Science, Department of Ecology  
H-7624, Pécs, Ifjúság street 6., email: gabor.anna@freemail.hu

<sup>2</sup>University of Pécs, Faculty of Science, Department of Hidrobiolgy  
H-7624, Pécs, Ifjúság street 6.

GÁBOR, A., HORVÁTH, GY., ORTMANN-NÉ AJKAI, A., & CSICSEK, G.: *Quantitative classification of macrohabitats for small mammals' habitat segregation surveys in a forest reserve.*

**Abstract:** To investigation of coexistent small mammals' macro-habitat association first we discriminated three habitat groups of the 13 small mammal monitoring quadrats which were placed in Kőszegi-forrás Forest Reserve based on their age and structure using biotic variables. Than we used number of captures to show how dominant small mammal species differed between groups.

**Keywords:** habitat, old-growth forests, PCA, cluster analysis

### Introduction

Old-growth forests of the different climatic zones include a remarkable variety of habitats for plants, animals, fungi and micro-organisms, representing a diversity hotspot. Diverse macro- and micro-habitats harbours many communities, not only representing higher taxonomic diversity due to their complex food web system, but also have greater functional or ecological diversity. However, this biodiversity is threatened by natural and human disturbance such as direct and indirect human activities, including deforestation, fragmentation and the degradation of forest habitats which may lead to species replacement, for example increasing the distribution of non-native species (KLENNER et al. 2009). Thus it is important to investigate how habitat diversity affects ecosystem functions such as productivity and ecosystem stability via taxonomic diversity (ANGELSTAM et al. 1997, BENGTSSON et al. 2000).

Small mammals, due to their high reproduction rate, rapid demographic changes, and short turnover are often used as a sensitive indicator species group to demonstrate and evaluate these negative effects in different managed and unmanaged forest habitats (e.g. CAREY & JOHNSON 1995, PEARCE & VENIER 2005, CONVERSE et al. 2006). They are important elements of food webs; among other they are dispersers of seeds and micor-rhizae and also important seed predators and seed dispersers (VANDER WALL et al. 2001, FRANK et al. 2009). Small mammal communities are good indicators of habitat quality



changes due to different forest management activities, e.g. selection felling or clear-cutting.

The classical and current studies of resource partitioning (e.g. BROWN & LIEBERMAN 1973, SCHOENER 1974, ROSENZWEIG et al. 1979, MESERVE 1981) and competitive coexistence (e.g. PIANKA 1976, ROSENZWEIG 1979, ABRAMSKY et al. 1979, KOTLER & BROWN 1988, KELT et al. 1994, MARSH & HARRIS 2000) have shown that the habitat selection and the resource or habitat partition play important role in the avoidance of competition or reduction of competitive situation which allows the stable coexistence of species in space and time.

Most of the classical habitat selection studies were performed in deserts or semi-deserts (e.g. ABRAMSKY et al. 1979). Segregation studies between coexistent small mammals in well-structured forests (e.g. CARREY & HARRINGTON 2001, BELLOWS et al. 2001) had been made possible at the end of 1970's, based on the seminal methodological papers of DUESER & SHUGART (1978; 1979).

As the abundance of small mammals is affected by both macro-and micro-habitat structure, the scale of habitat selection is an important issue in more studies (e.g. MORRIS 1987, JORGENSEN 2004). Habitat-scale studies provide direct information on the resource utilization of each species, so they are appropriate for community structure analysis (POINDEXTER et al. 2012). Therefore, the above studies have shown that small mammals are an appropriate indicator group to investigate and understand the mechanisms of habitat selection and segregation in different forest types (structure, age, management).

In this study segregation of habitat types and habitat segregation of the three most common small mammal species of Kőszegi-forrás Forest Reserve in 2013 – *Apodemus flavicollis*, *Apodemus sylvaticus* and *Myodes glareolus* - was tested, based on environmental variables selected from literature, and using method new in Hungary, although proven to be appropriate in more countries.

## Material and methods

### *Study area and forest characteristics*

Our study was executed in the core area and buffer zone of the Kőszegi-forrás Forest Reserve. It is situated in southern Hungary, in Mecsek Middle Mountains (46°09'28.88" N, 18°17'09.90" E), in Danube-Drava National Park, managed by Mecsek Forestry Ltd. Core area of the forest reserve is 33.0 ha, buffer zone is 116.2 ha (BARTHA & ESZTÓ 2002). It is among the best-studied hungarian forest reserves (HORVÁTH et al. 2012). Mean annual temperature is 9°C, annual precipitation is 750-800 mm (AMBRÓZY & KOZMA 1990). The bedrock is Miocene conglomerate covered by fluvisols. Since the majority of the core area lies on a north-facing slope, the most typical plant community here is the beech forest *Helleboro odori-Fagetum*, despite the low altitude. The canopy consists of *Fagus sylvatica*, although *Carpinus betulus* and *Quercus cerris* individuals are also present. The shrub layer is lacking or sparse. The cover of the herb layer varies considerably, and it has a lot of geophytes (e.g. *Allium ursinum*, *Galanthus nivalis*, *Isopyrum thalictroides*) and several plants with a sub-Mediterranean character (e.g. *Calamintha sylvatica*, *Lathyrus venetus*, *Ruscus hypoglossum*). The stand within the forest reserve is ca. 170 years old, and no forestry activities have been carried out since 1973. On the more xeric sites of the forest reserve, the turkey oak-sessile oak forest *Potentillo micranthae-Quercetum dalechampii* can be found. The canopy is formed by *Quercus petraea* agg. and *Qu. cerris*, but other species such as *Acer campestre* and

*Fraxinus ornus* are also typical in the lower canopy (<http://www.erdorezervatum.hu/node/154>). Both the shrub (e.g. *Cornus mas*, *Crataegus monogyna*, young individuals of *Fraxinus ornus* and *Acer campestre*) and the herb layers (e.g. *Helleborus odoratus*, *Melica uniflora*) are well developed. A detailed survey of the canopy, shrub and herb layers of the whole core area had been executed between 2011-2013., according to the Forest Reserve Research Protocol (HORVÁTH et al. 2012).

Five sampling sites in the core area are situated in a stand above 130 years, belonging to the most valuable old-growth stands of Mecsek Mountains. Abandoned since the 1970's, natural forest dynamic processes take place here (gap building, accumulation of a considerable amount of deadwood of various ages and sizes, spontaneous regeneration).

Eight sampling sites are placed in the buffer zone, which is characterized by horn-beam-oak (*Asperulo taurinae-Carpinetum*) and turkey oak-sessile oak forests (*Potentillo micranthae-Quercetum dalechampii*); and secondary stands consisting of turkey and sessile oak, with a smaller amount of non-native species (e.g. *Pinus sylvestris*, *Robinia pseudacacia*). Stands in the buffer zone are of different ages (1-80 years) and of complex structure. According to the prescriptions of the Forest Act of 2009, continuous cover management (group felling) is realized in the buffer zone, complemented by planting of small oak sapling in the open parts. These management results in a mosaic of different stands, partly with dense shrub layer and with old tree groups, providing a rich habitat complex for small mammals.

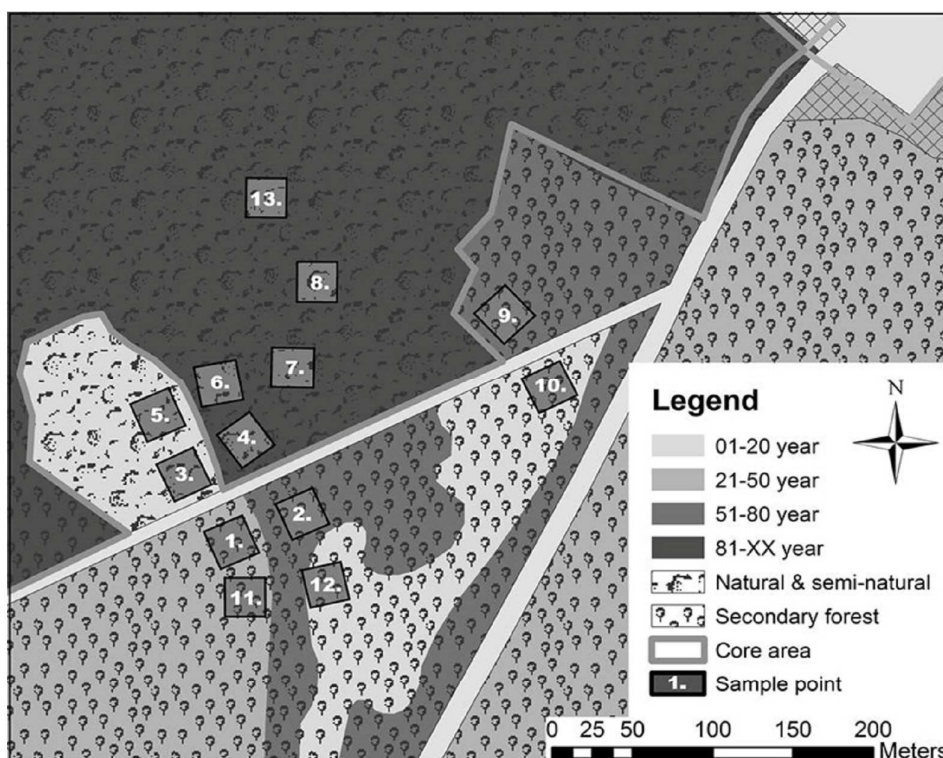


Fig. 1. Naturalness and age-group map of the Kőszegi-forrás Forest Reserve in the neighborhood of the sampling sites


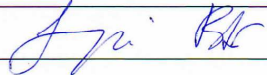
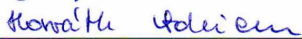
- JÜCH P. 2000: Habitat Preferences of small Mammals on Mount Elgon, Uganda. - *Bulletin de la Société des Naturalistes Luxembourgeois* 100: 83-96.
- KELT D. A., MESERVE P. & LANG B. K. 1994: Quantitative habitat associations of small mammals in a temperate rainforest in southern Chile: empirical patterns and the importance of ecological scale. - *Journal of Mammalogy* 75: 890-904.
- KLENNER W., ARSENAULT A., BROCKERHOFF E. G. & VYSE A. 2009: Biodiversity in forest ecosystems and landscapes: A conference to discuss future directions in biodiversity management for sustainable forestry. - *Forest Ecology and Management* 8S: S1-S4.
- KOTLER B. P. & BROWN J. S. 1988: Environmental heterogeneity and the coexistence of desert rodents. - *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 19: 281-307.
- LIN L.-K. & SHIRAISHI S. 1992: Home range and microhabitat utilization in the formosan wood mouse, *Apodemus semotus*. - *Journal of the Faculty of Agriculture Kyushu University* 37(1): 13-27.
- MANSON R. H., OSTFELD R. S. & CANHAM C. D. 1999: Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. - *Landscape Ecology* 14: 355-367.
- MARSH A. & HARRIS S. 2000: Living with yellow-necked mice. - *British Wildlife* 11: 168-174.
- MESERVE P. L. 1981: Thropic relationship among small mammals in Chilean semiarid thorn shrub community. - *Journal of Mammalogy* 62: 304-314.
- MIKLÓS P. & ZIAK D. 2002: Microhabitat selection by three small mammal species in oak-elm forest. - *Folia Zoologica* 51(4): 275-288.
- MORRIS D. W. 1984: Patterns and scale of habitat use in two temperate-zone, small mammal faunas. - *Canadian Journal of Zoology* 62:1540-1547.
- MORRIS D. W. 1987: Ecological scale and habitat use. - *Ecology* 68: 362-369.
- 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.
- ORROCK J. L. & PAGELS J. F. 2003: Tree communities, microhabitat characteristics, and small mammals associated with the endangered rock vole, *Microtus chrotorrhinus*, in Virginia. - *Southeastern Naturalist* 2: 547-558.
- PEARCE J. L., VENIER L. A., ECCLES G., PEDLAR J. H. & MCKENNEY D. W. 2005: Habitat Islands, Forest Edge and Spring-active Invertebrate Assemblages. - *Biodiversity and Conservation* 14: 2949-2969.
- PIANKA E. R. 1976: Competition and niche theory. In: May, R. M. (eds) *Theoretical Ecology*. Blackwell Scientific publications, Oxford, pp. 114-141.
- POINDEXTER C. J., SCHNELL G. D., SANCHEZ-HERNANDEZ C., ROMERO-ALMARAZ M. L., KENNEDY M. L., BEST T. L., WOOTEN M. C. & OWEN R. D. 2012: Variation in habitat use of coexisting rodent species in a tropical dry deciduous forest. - *Mammalian Biology* 77: 249-257.
- PREVEDELLO J. A., RODRIGUES R. G., & MONTEIRO-FILHO E. L. A. 2010: Habitat selection by two species of small mammals in the Atlantic Forest, Brazil: Comparing results from live trapping and spool-and-line tracking. - *Mammalian Biology* 75: 106-114.
- ROSSELL C. R. JR., & ROSSELL I. M. 1999: Microhabitat selection by small mammals in a southern Appalachian fen in the USA. - *Wetlands Ecology and Management* 7: 219-224.
- ROSENZWEIG M. L. 1979: Optimal habitat selection in two-species competitive systems. - *Fortschritte der Zoologie* 25: 283-93.
- SCHOENER T. W. 1974: Resource partitioning in ecological communities. - *Science* 185: 27-39.
- STEVENS R. D., & TELLO J. S. 2009: Micro- and macrohabitat associations in Mojave desert rodent communities. - *Journal of Mammalogy* 90(2): 388-403.
- STEVENS V. 1997: The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in B.C. forests. - Research Branch, British Columbia Ministry of Forests, Victoria, B.C. Work. Pap. 30/1997
- SUCHOMEL J., KROJEROVÁ-PROKEŠOVÁ J., HEROLDOVÁ M., PURCHART L., BARANČEKOVÁ M. & HOMOLKA M. 2009: Habitat preferences of small terrestrial mammals in the mountain forest clearings. - *Beskydy* 2(2): 195-200.
- SUCHOMEL J., PURCHART L., CEPELKA L. 2012: Structure and diversity of small-mammal communities of lowland forests in the rural central European landscape. - *European Journal of Forest Research* 131: 1933-1941.
- TATTERSALL F. H., MACDONALD D. W., HART B. J., MANLEY W. J. & FEBER, R. E. 2001: Habitat use by wood mice (*Apodemus sylvaticus*) in a changeable arable landscape. - *Journal of Zoology* 255: 487-494.
- VANDER DER WALL S. B., THAYER T. C., HODGE J. S., BECK M. J. & ROTH J. K. 2001: Scatter-hoarding behavior of deer mice (*Peromyscus maniculatus*). - *Western North American Naturalist* 61: 109-113.
- ZAR J.H. 2010: *Biostatistical Analysis*. 5th Edition. - Pearson Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 944 pp.

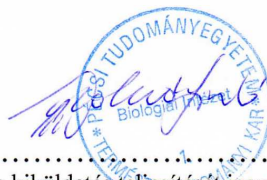
**internet:**

Közzegei-forrás Erdőrezervátum alapadatai: <http://www.erdorezervatum.hu/node/154>, viewed: 25.03.2015.

8. Terepi kiszállások jelenléti ívei  
a program megvalósítás időrendi sorrendjében


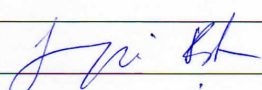
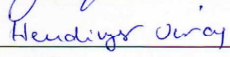
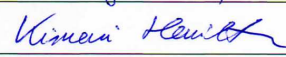
## JELENLÉTI ÍV


Dátum:	2016. január 22.
Helyszín:	Pécs-Zákány-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Horváth Adrienn	



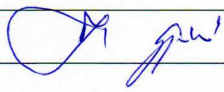
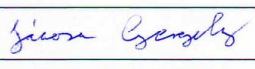
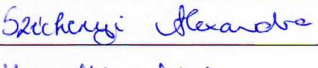

.....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. január 23.
Helyszín:	Pécs-Barcs-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutató, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Hendinger virág	
Kismarci Henrietta	

  
 .....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató

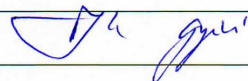


## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. január 26.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jánosa Gergely	
Széchenyi Alexandra	
Horváth Adrienn	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

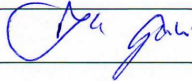
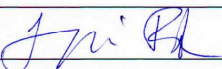

## JELENLÉTI ÍV

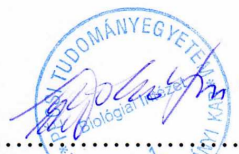
Dátum:	2016. január 27.
Helyszín:	Pécs-Vízvár-Kaszó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Mánfai Kinga	

.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató






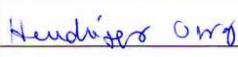
## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. február 5.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Tóth Dániel	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató


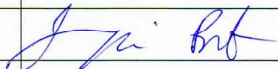


## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. február 11.
Helyszín:	Pécs-Matty-Drávaiványi-Selye-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Szűcs Boldizsár	
Závodi Boglárka	
Hendinger Virág	



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab, egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

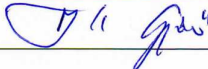
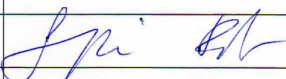



Dátum:	2016. február 12.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Szűcs Boldizsár	
Boócz Bernadett	

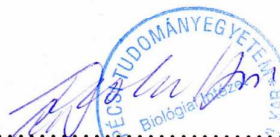


.....

a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

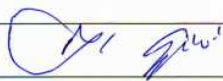
Dátum:	2016. február 13.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszű-Pellérd-Abaliget-Kővágószőlős-Pellérd-Pécs, városökológiai terepbejárás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Szűcs Boldizsár	
Schmieder Veronika	
Csicsek Gábor	



.....



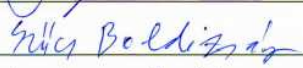
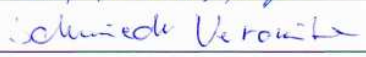
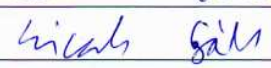
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. február 18.
Helyszín:	Pécs-Matty-Drávaiványi-Selye-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Szünstein Máté	<i>Szünstein Máté</i>
Szücs Boldizsár	<i>Szücs Boldizsár</i>
Boóz Bernadett	<i>Boóz Bernadett</i>
Závodai Boglárka	<i>Závodai Boglárka</i>





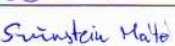
  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató



## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. február 19.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszű-Pellérd-Abaliget-Kővágószőlős-Pellérd-Pécs, városökológiai mintapont kijelölés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Tóth Dániel	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Szűcs Boldizsár	
Schmieder Veronika	
Csicsek Gábor	


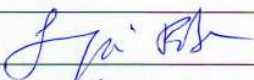
.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. február 20.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszű-Pellérd-Abaliget-Kővágószőlős-Pellérd-Pécs, városökológiai mintapont kijelölés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Tóth Dániel	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Szűcs Boldizsár	
Schmieder Veronika	
Szünstein Máté	

  
  
 .....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV


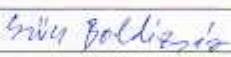



Dátum:	2016. február 21.
Helyszín:	Pécs-Mohács-Dunaszekcső-Szászvár-Köblény-Egyházaskozár-Sásd-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Horváth Adrienn	Horváth Adrienn
Széchenyi Alexandra	Széchenyi Alexandra



.....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató




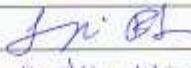


## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 01-06.
Helyszín:	Bökkhát Erdőrezervátum, Vajszló, kisméltós csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Tóth Dániel	
<i>egyháttitkár, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Szűcs Boldizsár	
Szűcs Máté	
Schmieder Veronika	
Máté Melinda	



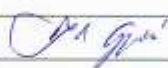
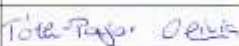


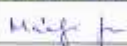
.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 5.
Helyszín:	Pécs-Bolhó-Drávafok-Zaláta-Sámod- Drávacsehi-Matty-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Horváth Adrienn	
Hendinger Virág	

  
 .....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab, egyetemi docens  
 intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 10-15.
Helyszín:	Pécs - Kis-Balaton - Pécs, terepi adatgyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Tóth-Pajor Ólivia	
Egerváry Martin	
Lanszki Zsófia	
Mánfai Kinga	



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 18-22.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszű-Pellérd-Abaliget-Kövágószőlős-Pellérd-Pécs, városi adatgyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Závodi Boglárka	
Szünstein Máté	
Hendinger Virág	
Kismarci Henrietta	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 20-25.
Helyszín:	Pécs-Vajszló-Pécs, terepi adatgyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Csicsék Gábor	<i>Csicsék Gábor</i>
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jánosa Gergely	<i>Jánosa Gergely</i>
Máté Melinda	<i>Máté Melinda</i>
Hoóz Rebeka	<i>Hoóz Rebeka</i>
Szűcs Boldizsár	<i>Szűcs Boldizsár</i>



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 30- április 2.
Helyszín:	Pécs-Szeged-Mórahalom-Szeged-Pécs, OFKD, szakmai konferencia
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Máté Melinda	Máté Melinda
Kismarci Henrietta	Kismarci Henrietta
Kelemen Krisztina	Kelemen Krisztina
Hendinger Virág	Hendinger Virág



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató



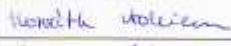

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. március 30- április 2.
Helyszín:	Pécs-Szeged-Mórahalom-Szeged-Pécs, OFKD, szakmai konferencia
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Somogyi Balázs	<i>Somogyi Balázs</i>
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Mánfai Kinga	<i>Mánfai Kinga</i>
Horváth Adrienn	<i>Horváth Adrienn</i>
Széchenyi Alexandra	<i>Széchenyi Alexandra</i>
Schmidt Kornél	<i>Schmidt Kornél</i>



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

JELLENLÉTI ÍV





Dátum:	2016. április 7.
Helyszín:	Pécs-Bolhó-Drávafok-Zaláta-Sámod-Drávacsehi-Matty-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Jánosa Gergely	
Horváth Adrienn	
Kismarci Henrietta	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató




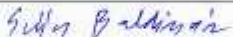



## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 11.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttműködő, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Tóth Dániel	
Kelemen Krisztina	



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 11-16.
Helyszín:	Bókkhát Erdőrezervátum, Vajszló, kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Tóth Dániel	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Szűcs Boldizsár	
Szűnstein Máté	
Jánosa Gergely	
Kismárci Henrietta	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 13-18.
Helyszín:	Pécs - Kis-Balaton - Pécs, terepi adatgyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Tóth-Pajor Olívia	
Egerváry Martin	
Kismarci Henrietta	
Széchenyi Alexandra	



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató


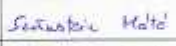
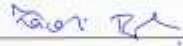
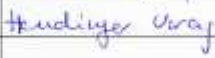
## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 17-22.
Helyszín:	Kőszegi-forrás Erdőrezervátum, kisémlős csapdázás
Jelentevők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Csiesek Gábor	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jánosa Gergely	
Máté Melinda	
Tóth Dániel	
Szűcs Boldizsár	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 22.
Helyszín:	Pécs-Drávacfok-Drávutamási-Vejti-Sellye-Old-Csurgó-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Szünstein Máté	
Závodi Boglárka	
Hendinger Virág	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató





## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 23.
Helyszín:	Pécs-Barcs-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>egysíttatózó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lanszki Zsófia	
Tóth Dániel	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. május 3.
Helyszín:	Pécs-Bolhó-Drávafok-Zaláta-Sámod-Drávacsehi-Matty-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jánosa Gergely	
Horváth Adrienn	
Kismarci Henrietta	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV


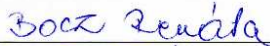

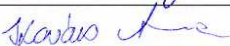
Dátum:	2016. május 09-14.
Helyszín:	Pécs-Vajszló-Pécs, terepi adatgyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Szünstein Máté	<i>Szünstein Máté</i>
Boóz Bernadett	<i>Boóz Bernadett</i>
Szűcs Boldizsár	<i>Szűcs Boldizsár</i>
Lanszki Zsófia	<i>Lanszki Zsófia</i>



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató






## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 2-3., 16., 23., 29.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Hird-Kozármisleny-Keszü-Pellérd-Kővágószőlős- Pécs, kisméltós predációs vizsgálatok
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Purger Jenő	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Bocz Renáta	
Dévai Zsófia	
Kovács Anna	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató




## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 8.
Helyszín:	Pécs-Drávafok-Drávatomási-Vejti-Sellye-Old-Csurgó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Purger Jenő	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lanszki Zsófia	
Szép Dávid	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató


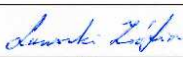

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 9.
Helyszín:	Pécs-Vízvár-Csurgó-Kaszó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Purger Jenő	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lanszki Zsófia	
Szép Dávid	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató


## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. április 30.
Helyszín:	Pécs-Zákány-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Purger Jenő	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Lanszki Zsófia	
Szép Dávid	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. május 08-13.
Helyszín:	Bükkhát Erdőrezervátum, Vajszló, kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Tóth Dániel	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Szabadi Luca	<i>Szabadi Luca</i>
Székely Lilla	<i>Székely Lilla</i>
Jánosa Gergely	<i>Jánosa Gergely</i>
Kismarci Henrietta	<i>Kismarci Henrietta</i>



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató



## JELLENLÉTI ÍV


Dátum:	2016. május 18-22.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszü-Pellérd-Abaliget-Kővágószőlős-Pellérd-Pécs, városökológiai mintavétel, kisméltos csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Kemenesiné Dr. Kurucz Kornélia	<i>K. Dr. Kurucz Kornélia</i>
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	<i>Somogyi Balázs</i>
Horváth Adrienn	<i>Horváth Adrienn</i>
Bali Dominika	<i>Bali Dominika</i>



*Molnár László*

a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató


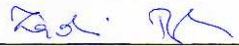
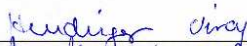
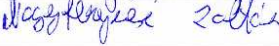
JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. május 18-22.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszű-Pellérd-Abaliget-Kövágószőlős-Pellérd-Pécs, városökológiai mintavétel, kismélys csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Tóth Dániel	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Hoóz Rebeka	Hoóz Rebeka
Jávor Kitti	Jávor Kitti
Szünstein Máté	Szünstein Máté



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV


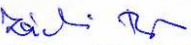
Dátum:	2016. május 18-22.
Helyszín:	Pécs-Hird-Pécssomogy-Bogád-Pécsszabolcs-Kozármisleny-Aranyosgadány-Cserkút-Orfű-Mánfa-Pécs, városi adatgyűjtés, csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Dr. Horváth Győző	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Závodi Boglárka	
Hendinger Virág	
Nagyfenyvesi Zoltán	

.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató






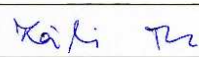
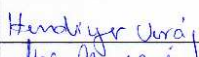
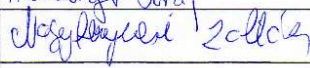
## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 2.
Helyszín:	Pécs-Matty-Drávaiványi-Selye-Vajszló-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Závodi Boglárka	
Hendinger Virág	Hendinger Virág
Nagyfenyvesi Zoltán	Nagyfenyvesi Zoltán

.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató



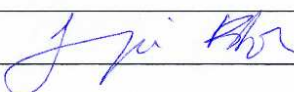
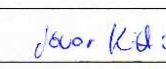



## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 4.
Helyszín:	Pécs-Gyékényes-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Závodi Boglárka	
Hendinger Virág	
Nagyfenyvesi Zoltán	



a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 06-11.
Helyszín:	Kőszegi-forrás Erdőrezervátum, Árpádtető, kisemlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Somogyi Balázs	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jávor Kitti	
Lanszki Zsófia	
Bali Dominika	
Mánfai Kinga	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 6-11.
Helyszín:	Bükkhát Erdőrezervátum, Vajszló, kisémlős csapdázás
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Csicsek Gábor	<i>Csicsek Gábor</i>
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Jánosa Gergely	<i>Jánosa Gergely</i>
Máté Melinda	<i>Máté Melinda</i>
Tóth Dániel	<i>Tóth Dániel</i>
Boóz Bernadett	<i>Boóz Bernadett</i>



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató




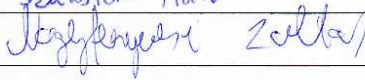
## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 9.
Helyszín:	Pécs-Zákány-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Kismarci Henrietta	
Szünstein Máté	
Nagyfenyvesi Zoltán	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató


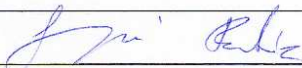
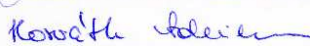
## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 10.
Helyszín:	Pécs-Bolhó-Drávafok-Zaláta-Sámod- Drávacséhi-Matty-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Morvai Anita	
Szünstein Máté	
Nagyfenyvesi Zoltán	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 17.
Helyszín:	Pécs-Drávafok-Drávatamási-Vejti-Sellye-Old-Csurgó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Kemenesiné Dr. Kurucz Kornélia	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Horváth Adrienn	



.....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató

## JELLENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 15-19.
Helyszín:	Pécs-Vasas-Kozármisleny-Pécsudvard-keszű-Pellérd-Abaliget-Kövágószőlős-Pellérd-Pécs, városökológiai mintapont kijelölés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
kiküldött személy:	
Tóth Dániel	
együttutazó, programban résztvevő hallgatók:	
Jávor Kitti	Jávor Kitti
Csicsek Gábor	Csicsek Gábor
Boóz Bernadett	Boóz Bernadett

.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató





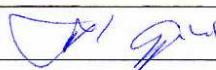
## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 18.
Helyszín:	Pécs-Vízvár-Csurgó-Pécs, bagolyköpet gyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Kemenesiné Dr. Kurucz Kornélia	<i>Kurucz Kornélia</i>
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	<i>Somogyi Balázs</i>
Horváth Adrienn	<i>Horváth Adrienn</i>
Jánosa Gergely	<i>Jánosa Gergely</i>
Morvai Anita	<i>Morvai Anita</i>



.....  
 a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
 Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
 intézetigazgató


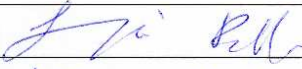
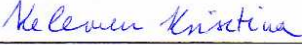
## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 15-20.
Helyszín:	Pécs - Kis-Balaton - Pécs, terepi adatgyűjtés
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Tóth-Pajor Olivia	<i>Tóth-Pajor Olivia</i>
Lanszki Zsófia	<i>Lanszki Zsófia</i>
Bali Dominika	<i>Bali Dominika</i>
Polgári Botond	<i>Polgári Botond</i>



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató

## JELENLÉTI ÍV

Dátum:	2016. június 21.
Helyszín:	Pécs-Budapest-Pécs, szakmai konzultáció
Jelenlévők:	
Név:	Aláírás
<i>kiküldött személy:</i>	
Dr. Horváth Győző	
<i>együttutazó, programban résztvevő hallgatók:</i>	
Somogyi Balázs	
Kelemen Krisztina	



.....  
a kiküldetés teljesítését igazoló aláírása  
Dr. Molnár László hab. egyetemi docens  
intézetigazgató