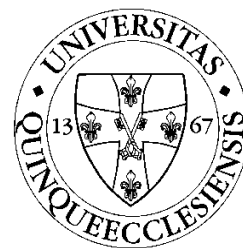




**XXXII. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia**



**A Kis-Balaton lápterületein jellemző kisémlős együttesek
összehasonlító vizsgálata nagyobb csapdázási ráfordítású
faunisztikai monitoring alapján**

Szerzők:

Schmidt Kornél és Széchenyi Alexandra

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék
Biológia BSc

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

- Pécs, 2015 -

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés	5
3. Kérdések, célkitűzések.....	7
4. Anyag és módszer	8
4.1 Vizsgált, monitorozott területek	8
4.2 Mintavételi módszerek	11
4.3 Az adatfeldolgozás módszerei.....	11
5. Eredmények.....	14
6. Diskusszió	29
7. Összefoglalás.....	32
Köszönetnyilvánítás	35
Irodalomjegyzék	36

1. Bevezetés

Korunk egyik legnagyobb természetvédelmi problémája a természetes élőhelyek pusztulása, fragmentációja, ami az ipari forradalmat megelőzően nem volt ilyen mértékű (HARRIS 1984, WILCOX & MURPHY 1985, WILSON 1988, DIAMOND 1989, SMITH *et al.* 1993). A gyakran élőhely átalakulással, területvesztéssel járó zavarások veszélyeztetik az itt élő állatközösségek hosszú távú fennmaradását (JANKTE & SCHNEIDER 2010). A területek folyamatossága/összekapcsoltsága fontos a gyors rekolonizációhoz (ZHANG & USHER 1991, WOLFF 1999), a metapopulációs dinamika kialakulásához, így fragmentált környezetben az adott faj metapopulációs struktúrájában történő fennmaradásához (GLORVIGEN *et al.* 2013). Mind a természetes, mind az antropogén beavatkozásoknak különösen nagy jelentősége van a vizes élőhelyek vonatkozásában. Az itt található közösségekben számos védett és fokozottan védett élőhely-specialista faj található (GIBBS 2000, EPPINK 2004). A habitatok feldarabolódásával az élőlények mozgása korlátozottá válik (FAHRIG & MERRIAM 1985), melynek következtében csökken a populáció mérete, megnő a kihalás esélye (SOULE 1986, BOYCE 1992), valamint megváltoznak a közösségi viszonyok. Ezek a folyamatok a refugiális vizes, mocsaras élőhelyek esetén még inkább kiélezettek, hiszen az időjárási anomáliák (szárazabb, csapadékosabb periódusú időjárás) és az antropogén beavatkozások (kaszálás, égetés) következtében ezek a folyamatok felgyorsulnak. A fragmentáció gátolja a stabil és állandó populációk létét, mivel a visszamaradó habitatok mérete és izolációja növeli a kihalás esélyét, a demográfiai, környezeti és genetikai sztochaszticitását (WIENS 1976, HARRIS 1984, SOULÉ 1986, GILPIN & HANSKI 1991, ANDRÉN 1994). 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). Magyarországon a mocsaras élőhelyeket tekintve a Kis-Balaton kiemelt kutatási és monitorozási területnek számít (BÁLDI *et al.* 1999).

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 megszűrjék 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 kisémlősök monitorozása. Ennek a programnak alapvető célja a fokozottan védett északi pocokra fókuszáló faunisztikai feltérképezés és a fogás-jelölés-visszafogás módszeren alapuló populációsztű monitorozás. Ez a program azóta is folytatódik, jelenleg 15 éves adatokkal rendelkezünk a kisémlősök különböző élőhely foltokban történő elterjedéséről és mennyiségi viszonyairól. Miután a külső, nem prognosztizált emberi beavatkozások és a negatív környezeti hatások következményeként az északi pocok új előfordulási területén feltérképezett és megismert állománya összeomlott és így a faj eltűnt a kijelölt standard mintavételi területekről, a program során alapvetően két mintavételi stratégiát alkalmaztunk. Amikor az északi pocok populáció egyedeit a faj ökológiai igényeinek megfelelő élőhelyfoltban sikerült megfognunk, akkor kisebb területre koncentrálódó, populáció szintű monitorozást folytattunk. Azonban, ha valamilyen emberi beavatkozás, vagy időjárási tényező miatt romlott az élőhely állapota és drasztikusan lecsökkent az adott célfaj kimutatott egyedeinek száma, vagy eltűnt a célterületről, akkor a populáció szintű monitorozást felváltotta a nagyobb csapdázási ráfordítású, több élőhelyet érintő faunisztikai megközelítésű feltérképezés. Ez utóbbi stratégia mintájára gyűjtött adatok alapján vizsgálták a közösségi mintázatokat és a kisémlősök különböző zavarások hatására adott válaszát (HORVÁTH *et al.* 2012), illetve kiemelten az északi pocok természetvédelmi státuszban, területhasználatban és kezelésben eltérő két lápterületen a természetes és az antropogén zavarások hatására kimutatott lokális eltűnését és rekolonizációját (HORVÁTH & HERCZEG 2013).

A 2010-ben tapasztalt nagy mennyiségű csapadék hatására a korábban vizsgált lápterületek több hónapon keresztül vízborítás alá kerültek, amely negatív kényszerként hatott a kisémlősökre és ismét a fokozottan védett északi pocok lokális elvesztését okozta. Ezért 2010 után újra nagyobb térléptékben, egymástól távolabb fekvő lápterületeken, több csapdaháló (kisebb kvadrátméret) alkalmazásával, rétegzett mintavétellel folytattuk a kisémlősök felmérését, az északi pocok megmaradt állományainak felkutatását.

Az alábbi dolgozatban a fentiek alapján a 2014-ben végzett nagyobb csapdázási ráfordítású, több lápterületet érintő felmérések eredményeit foglaljuk össze, amely során célunk, hogy a különböző lápterületeken kapott adatok alapján összehasonlítsuk a kisémlős együttesek fajkompozícióját és mennyiségi viszonyait, valamint a területeket a fajok természetvédelmi pontérték alapján is értékeljük.

2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés

A vizes élőhelyek átmeneti területek, a vízi és a szárazföldi ökoszisztémák jellemzőivel is rendelkeznek (MITSCH & GOSSELNICK 1986, FREDERICKSON & LAUBHAN 1994). Magas produktivitással, gazdag és diverz makrovegetációval jellemezhetők, ezért ökológiailag optimális területek és a magas biodiverzitás miatt egyedi közösségek találhatók ezeken a területeken (FREDERICKSON & LAUBHAN 1994, LEHTINEN *et al.* 1999, BÁLDI *et al.* 1999, GIBBONS 2003, BALCOMBE *et al.* 2005, VERBOOM *et al.* 2006, SCOTT *et al.* 2008). Ugyanakkor ezeket az élőhelyeket jelentős mértékű emberi zavarások, az élőhelyek fenntartásával ellenkező hatást elérő területkezelések és tájhasználat veszélyeztetik (BOBBINK *et al.* 2006, BRONMARK & HANSSON 2002, TOUSIGNANT *et al.* 2010). Mivel ezek a reliktum lápterületek rendkívül fragmentáltak, egymástól elválasztott, különböző méretű és izoláltságú foltokban jelennek meg (LEIBOWITZ 2003), melyeket a fragmentáltságból eredő hátrányok mellett az emberi zavarások is súlyosan veszélyeztetnek (BOBBINK *et al.* 2006; BRONMARK & HANSSON 2002). Ennek következtében az itt megtalálható közösségek és ezeken belül főként az élőhely-specialista fajok tehát védelemre, a fennmaradásukat segítő természetvédelmi beavatkozásokra szorulnak (GIBBS 1993, 2000; JANTKE & SCHNEIDER 2010).

A Kis-Balaton, mint fokozottan védett fragmentált vizes élőhely kiemelt monitorozási területnek számít, mely központi szerepet tölt be a hazai természetvédelemben. Számos védett és fokozottan védett fajnak ad otthont, melyek közül a kisémlősök vonatkozásában is több élőhely specialista faj állományának helyzete és különböző zavarások hatására bekövetkező változása a természetvédelem figyelmének központjában van. Ezeknek a fajoknak a

védelméhez ismernünk kell az élőhelyi változásokat és ennek hatását a kisemlős közösségekben végbemenő folyamatokra (STENSETH 1980, FOSTER & GAINES 1991, GAINES *et al.* 1992). A Kis-Balaton területen a kisemlősök vizsgálata, a bagolyköpetek elemzése és az elevenfogó csapdázások már a 20. század közepétől megindultak. Számos tanulmányban leírták, hogy ezen a vizes élőhelyen gazdag kisemlős fauna található (SCHMIDT 1967, FARKAS *et al.* 1997, LELKES és HORVÁTH 2000, HORVÁTH 2001, 2004; HORVÁTH és GUBÁNYI 2004, GUBÁNYI *et al.* 2004). Az itt élő kisemlős fajok közül az északi pocok, *Microtus oeconomus* (Pallas, 1776) az egyik legritkább és legveszélyeztetettebb faj. Magyarországon a Dunántúl három nagyobb kiterjedésű refugialis lápterület, a Szigetköz, a Fertő-Hanság és a Kis-Balaton (Horváth 2001, 2004; GUBÁNYI *et al.* 2004) mocsaras élőhelyein, valamint a balatoni Nagyberek területén (LANSZKI és ROZNER 2007) fordul elő. A szigetszerűen megtalálható északi pocok ökológiai igényeit, élőhely választását és használatát tekintve nagyban hasonlít a Magyarországon védett csallitjáró pocok, ökológiai igényeihez, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761), amit a korábbi skandináviai kutatások már bizonyítottak (TAST 1968), viszont sokkal érzékenyebb a természetes és az antropogén zavarások hatásaira (HORVÁTH és GUBÁNYI 2004, HORVÁTH & HERCZEG 2013). A Kis-Balatonon a két faj közös előfordulását bagolyköpetekből már kimutatták, amely indirekt módszer mellett csapdázásos felmérést is végeztek. Annak ellenére, hogy az 1950-es, valamint az 1960-as évek köpetmintáiban mind az északi, mind a csallitjáró pocok jelen volt, az 1963-ban végzett csapdázás a vizsgált élőhelyen egyik fajt sem mutatta ki (SCHMIDT 1967). A Kis-Balaton területén a közelmúlt különböző monitorozási programokban végzett kisemlős kutatásai – mind a rendszeres bagolyköpet vizsgálatok, mind a csapdázásos felmérések – jelentős mennyiségű újabb adatot eredményeztek (LELKES & HORVÁTH 2000; HORVÁTH 2001; HORVÁTH *et al.* 2004 a, b). Ezek a gyakoribb csapdázásos vizsgálatok főként az Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) programján belül standard mintakvadrátokkal végzett többszörös fogás-visszafogás módszerrel kapott adatsorok több eredmény szolgáltatottak a két védett pocok faj együttes előfordulásáról, s a két fajt a Kis-Balatonon található kisemlős közösségek fontos karakter és indikátor fajaként értékelték (pl. HORVÁTH *et al.* 2012).

A bevezetésben említett VI. NBmR projekten belül a fokozottan védett északi pocok, mint természetvédelmi szempontból legfontosabb célfaj elterjedése mellett azt vizsgáljuk, hogy a Kis-Balaton vízminőség-védelmi rendszer üzemeltetésének milyen hatása van kisemlős közösségek diverzitására, illetve összetételének időbeli változására. (LELKES és HORVÁTH 2000, HORVÁTH 2001, 2004).

Ebbe a munkába diákköri hallgatóként bekapcsolódva vettünk részt a Kis-Balatonon végzett kismelős monitorozás 2014-es mintavételében. Jelen tanulmányunkban a nagyobb csapdázási ráfordítású, több élőhelyet érintő faunisztikai megközelítésű kismelős feltérképezés 2014-es mintavételi adatait elsősorban közösségi ökológiai megközelítésben foglaltuk össze. A közösségi dinamika többszintű kölcsönhatások eredménye, amit alapvetően a közösségen belüli populációk közötti elemi interakciók, másrészt a populációkon belüli egyedek életmenet stratégiája is meghatároz (REUTER 2006). A közösségi ökológiai kutatásokban az egyik legfontosabb cél, hogy leírjuk és értékeljük a közösségi mintázatot, elemezzük a közösségek összetételét, szerkezetét és ezek időbeli dinamikáját (GEE & GILLER 1987, SOUTHWOOD 1996, WEIHER & KEDDY 1999). Ennek alapján vizsgáltuk a fajgazdagság, faj-gyakorisági viszonyok, közösségi struktúra és nem utolsó sorban a kimutatott kismelős együttesek természetvédelmi pontértékének tér- és időbeli mintázatát.

3. Kérdések, célkitűzések

A Kis-Balatonon végzett 2014-es kismelős monitorozás elsődleges feladata a monitorozás térbeli kiterjesztése, azaz kisméretű kvadrátok alkalmazásával több elkülönülő alkalmas élőhelyfolt csapdázása annak érdekében, hogy ismét találjunk fennmaradt északi pocok szubpopulációt, amely célkitűzés illetve mintavételi stratégia lehetőséget adott arra, hogy a különböző vizsgált területek kismelős együtteseinek összehasonlító elemzését végezzük el.

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

Célkitűzések

- A monitorozott lápterületek fajösszetételének összehasonlítása.
- A három mintavételi időszakban jellemző abundancia viszonyok összehasonlító vizsgálata.
- Az elkülönített mintavételi időszakok és a lápterületek közötti faj-gyakorisági viszonyok értékelése.
- A lápterületen kimutatott kismelős együttesek természetvédelmi értékelése

Kérdések:

- A 2014-es folyamatos vízborítás mellett mennyiben eltérő a kisemlős közösségek összetétele és faj-gyakorisági viszonya a mintavételi periódusok és a különböző lápterületek függvényében?
- Természetvédelmi értékelés szempontjából van-e különbség a vizsgált lápterületek között?
- A kimutatott közösségeken belül melyek azok a magyarázó változók, amelyek negatívan vagy pozitívan befolyásolják a közösségek paramétereit?

Hipotézisek:

- H_0 : Az abundancia és a közösségi paraméterek értékeit nem befolyásolják a területek és a mintavételi periódusok
- H_A : Van kimutatható hatás, a területeknek nagyobb jelentősége van, mint a mintavételi időszakoknak (van permanens vízborítás)

4. Anyag és módszer

4.1 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. A Halász-rét nagyon jó példa arra, hogy a vízborítást a csapadékviszonyok mellett jelentős mértékben meghatározza a vízkormányzás. Ezen a területen először 2003-ban jelöltek ki csapdahálót, majd az évek során Zala és terelő

csatorna között több mintavételi pontban történetek a csapdázások, melyek alapján 2006-ban mutattuk ki az északi pocok jelenlétét.

Balatoni-berek

A Balatoni-berek Sármellék és Keszthely között, az Északi-keresztcsatornáig elterülő láp, amely 2001-ig „ex lege” védett státuszát tekintve természetvédelmi terület volt, azonban nem volt része a Balaton-felvidéki Nemzeti Parknak. A privatizáció előtti időszakban a mintázott makroélőhelyek közül ez a lápterület reprezentálta azokat az élőhelyfoltokat, ahol az érintetlen homogén sásos növényzet és a megfelelő vízborítás mellett a legkedvezőbb feltételek alakultak ki az északi pocok számára. Mivel már 2002-ben privatizálták, a habitat directiva listán szereplő északi pocok jelenléte ellenére a terület nem került be a Natura 2000 hálózatba. A több csapadék és az előző évi kaszálások hiánya miatt, a sásos területek több nagyobb összefüggő foltban regenerálódtak, az eddigi 2014-es monitorozás során, két mintaterületen csapdáztunk, melyek lefedik azt az élőhelyfoltot, ahol 2007-ben az északi pocok visszatelepedett állományát kimutattuk.

Keleti-berek

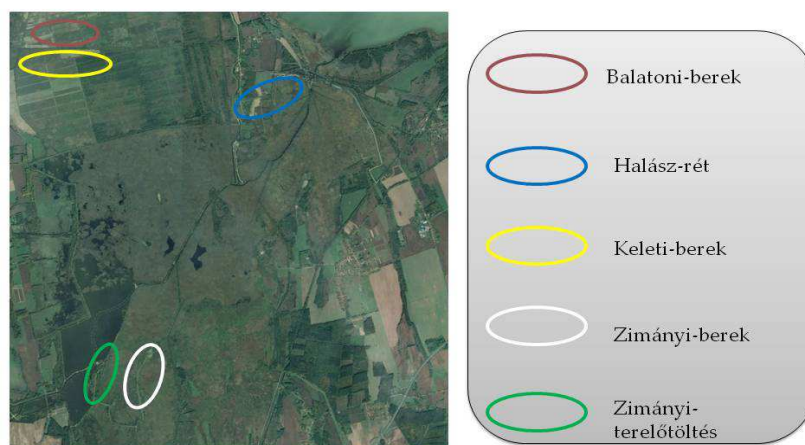
A Keleti-berek a 76-os úttól délre található, amely a Balaton-felvidéki Nemzeti Park, így a Natura 2000 hálózat része. A területet homogén sásos jellemzi, ahol csak néhány foltban jelenik meg nád. A korábbi tapasztalatok alapján 2014-ben eddig három mintakvadráttal dolgoztunk, melyek közül kettő a Sármellék és a Kenderáztató-csatorna közötti sásos területen található, míg a harmadik a 76-os úttól délre, ahol 2010 nyarán még jelenvolt az északi pocok.

Halász-rét

A Halász-rét vízborítását a csapadékviszonyok mellett jelentős mértékben meghatározza a Kis-Balatoni vízvédelmi rendszer II. ütem területén végzett vízkormányzás. A kisémlősök szempontjából, így a tavasztól őszi tartó időszakban a vízkormányzás és az időjárási tényezők következtében a vízszint változása volt a legfontosabb limitáló abiotikus faktor. A 2014-es vizsgálatok során a Zala melletti legelső Halász-réti minta-területünkön, ahol 2006-ban kimutattuk az északi pocok jelenlétét, valamint ettől délre a terelő csatorna mentén található kisebb sásos foltban végeztünk mintavételezést.

Zimányi-berek

A Zimányi-berek a II. ütem (Fenéki-tó) területén, Balatonhídvégtől nyugatra található. Ezen a nagy kiterjedésű mozaikos területen a Fenéki-tó elárasztása és így az 1990-es évek közepétől beálló magasabb vízszint miatt, monitorozási tevékenységünk során csak egy-két alkalommal végeztünk csapdázásokat. Nagyobb ráfordítással, hosszabb távon nem végeztünk mintavételezést ezen a területen. Ez a berek rendkívül mozaikos terület, a magasabb térszintben Solidago dominanciájú területek és fűzes foltok találhatók, míg mélyebb térszintben egymással összefüggő sásos, nádasos területek jellemzőek. A mélyebb térszint irányába a sásos, illetve zsombék-sásos foltokban magas, 60 cm-t is meghaladó vízszint jellemző, ami főként az idei esőzések miatt több foltban is megnehezíti a kisemlősök felmérését. 2014-ben a 2. számú terelőtöltés mentén, a töltéstől nyugatra két sásos foltban jelöltünk ki mintavételi területet, melyek közül az első területen nagyobb vízállás volt, így a 6×6-os kvadrátot nem tudtuk szabályosan kirakni, hanem 9×4-es csapdakonfigurációban végeztük a mintavételezést. A ZB36-2 foltban szabályosan tudtuk használni a mintakvadrátot, bár ezen a területen is jellemző volt az alacsonyabb szintű, de tartós vízborítás.



1. ábra: A kisemlős közösségi értékeléséhez elkülönített 5 terület lehatárolása a 2014-es nyári mintavételek alapján

Zimányi terelőtöltés:

Az 1. számú terelőtöltés mellett nyugati irányból is megközelítettük a Zimányi-berek területét, ahol 2013 őszén alacsony vízszint mellett regisztrálták az északi pocok jelenlétét. Ezen a területen az 1. számú terelőtöltés mellett két mintavételi pontot jelöltünk ki (ZTT36-1, ZTT36-2). Az egyes számú kvadrátnál a nagy vízállás miatt nem tudtuk a megszokott 6×6-os csapdametodikát alkalmazni, helyette 2×18-as csapdahálót alkalmaztunk. A 2014-es nyári

mintavételezések során kijelölt mintavételezési pontok lokalizációját az 1. ábra szemlélteti, ahol külön színekkel jelöltük a különböző lápterületeket (1. ábra).

4.2 Mintavételi módszerek

A kisemlősök mintavételezéshez elevenfogó dobozcsapdákat és a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszerét alkalmaztuk. A 3 nyári mintavételi hónapban (június, július, augusztus) a vizsgált területek túlnyomó részében a mintakvadrátot 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, illetve a Zimányi-berek 1. számú töltése mellett a vonaltranszektnél módszer volt alkalmas a mintavételezéshez. Mint a korábbi években, vagyis amely időszakban a 2010-ben eltűnt északi pocok szubpopulációk újrafelfedezése az elsődleges cél, 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 teszi, 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 7⁰⁰-tól, és este 19⁰⁰-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.

4.3 Az adatfeldolgozás módszerei

A nyári mintavételezések alapján mind az öt vizsgált területre megadtuk a kisemlős fajok jelenlét-hiány adatait és az összesített fajszámot. A teljes nyári időszakra vonatkozóan kiszámítottuk a fajok egyes területeken jellemző kisemlős együttesen belüli relatív gyakoriságát, amit kördiagramokon ábrázoltunk.

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.

Elsőként a fajsám tér (az 5 mintavételi terület) és időbeli (3 nyári hónap) megoszlását vizsgáltuk. Az abundancia értékek vonatkozásában a 3 kisemlős csoport (cickányok, egerek és pockok) standardizált fogásértékének megoszlását vizsgáltuk a mintaterületek és a hónapok összehasonlításában. Továbbá ugyanezen megközelítésben a védett és a nem védett fajok fogási értékeinek különbségét is vizsgáltuk. Minden esetben a csoportok (területek vagy hónapok) közötti különbségek vizsgálatához Kruskal-Wallis medián tesztet és ennek Dunn-féle post hoc tesztjét alkalmaztunk (ZAR 2010).

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 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 (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 (ADAMCZKEWSKA-ANDRZEJEWSKA *et al.* 1980). A Shannon-diverzitás számításával párhuzamosan a faj-egyöntetűséget vagy röviden egyenletességet is számítottuk:

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

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

Mind a fajsám, mind a számított közösségi ökológiai paraméterek területekre és mintavételi időszakokra vonatkoztatott átlagos megoszlását box plot diagramokon ábráztuk és a csoportok közötti statisztikai különbségek értékeléséhez Kruskal-Wallis medián tesztet alkalmaztunk. Továbbiakban a különböző karakter vagy ritka fajok és az elkülönített fajcsoportok (taxon, illetve védettségi státusz) abundancia értéke a fajgazdagság, illetve a számított közösségi paraméterek közötti korrelációt a Pearson-féle korrelációs együttható számításával vizsgáltuk (ZAR 2010). Községi paraméterek, mint függő változók változását a lápterületek, a mintavételi időszakok, valamint e két magyarázó változó együttes hatásának tekintetében Általános Lineáris Modellek (GLM) felhasználásával vizsgáltuk.

A kimutatott kisemlős együttesek fajkompozíciója alapján természetvédelmi szempontú értékelést is végeztünk. A magyarországi szárazföldi gerincesekre vonatkozó értékelési rendszer alapján (BÁLDI *et al.* 1995, 2001) területenként és a különböző időintervallumokban kimutatott kisemlős fajösszetétel alapján megadtuk az adott együttesre jellemző összesített pontszámot. 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 kutatottságát és védettségét (Kut)

melyek összesített pontértékét használtuk fel a számításokhoz (1. táblázat). Az összesített pontérték alapján függetlenség vizsgálat (χ^2 - teszt) felhasználásával a pontok által kifejezett természetvédelmi érték területfüggését teszteltük. A részletes adatok, vagyis a fajlista és a fajokhoz tartozó pontértékek alapján Kruskal-Wallis teszttel vizsgáltuk az átlagos pontérték területek és mintavételi periódusok közötti megoszlását.

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

Fajok	Biol	Mo	Kut	Σ
<i>Sorex araneus</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

A különböző területeken kimutatott kisemlős együttesek hierarchikus rendeződését klasszifikációs eljárással, cluster-analízissel vizsgáltuk. Ezt két megközelítésében, a fajok jelenlét-hiány adatait felhasználó bináris (Jaccard), valamint a relatív gyakorisági értékeik felhasználásával, kvantitatív hasonlósági index (Euklidészi-távolság) alapján is elvégeztük. Továbbá az egyes területek esetében a fajok hierarchikus klasszifikációjával vizsgáltuk a kisemlős együttesek szerkezetét, melyhez ugyancsak Euklidészi-távolság index alkalmazásával végeztük el a cluster-analízist. A klasszifikációs eljárásához a PAST statisztikai programot (HAMMER *et al.* 2000) használtuk.

5. Eredmények

A három nyári hónapban megvalósult monitorozás során összesen 12 kisémlősfajt mutattunk ki. A cickányok (Soricomorpha) közül 5 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*). A két fehérfogú cickányfaj (*Crocidura suaveolens*, *C. leucodon*), melyek inkább szárazságtűrőek, a Halász-rét kevésbé vizes foltjaiban jelentek meg. A rágcsálók 7 fajt mutattunk ki, melyek közül a területek többségénél a pirók erdeieger (*Apodemus agrarius*) volt eudomináns, azonban a Keleti-berekben a tartós vízborítás miatt a közönséges kőszapocok, vagy vízipocok (*Arvicola amphibius*) volt a leggyakoribb faj a pirók erdeieger mellett. Minden vizsgált lápterületen kimutattuk a védett csalitjáró pocok (*Microtus agrestis*) előfordulását, míg az ugyancsak védett törpeeger megjelenése a Zimányi-terelőtöltés volt legjellemzőbb.

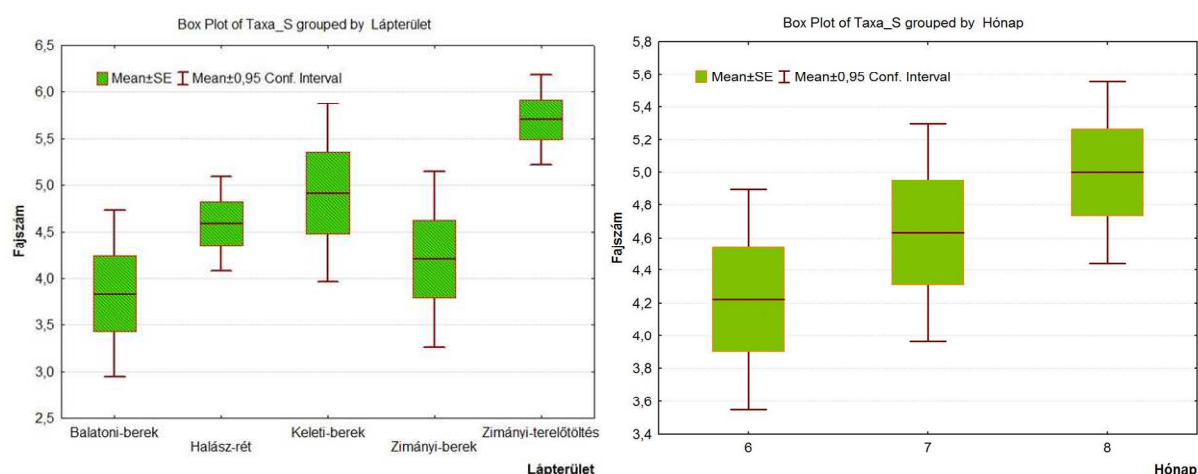
2. táblázat: A 2014 nyarán kvadrát módszerrel kimutatott fajok jelenlét-hiány adatai az öt vizsgált mintaterületen

Fajok/ Területek	Balatoni-berek	Halász-rét	Keleti-berek	Zimányi-berek	Zimányi-terelőtöltés
<i>Sorex araneus</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>Micromys minutus</i>	+	-	+	+	+
Fajszám (S)	6	10	9	8	8

A fűzes foltok melletti kvadrátokban (pl. Halász-rét), vagy vonaltranszektek (pl. 1-es terelőtöltés) mentén a sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*) és az erdei pocok (*Myodes glareolus*) egyedeit is befogtuk. A kisémlős fajokon kívül több esetben békákat is befogtunk, valamint a Zimányi-berek területén (ZB36-2) egy esetben hermelint (*Mustela erminea*) is csapdáztunk.

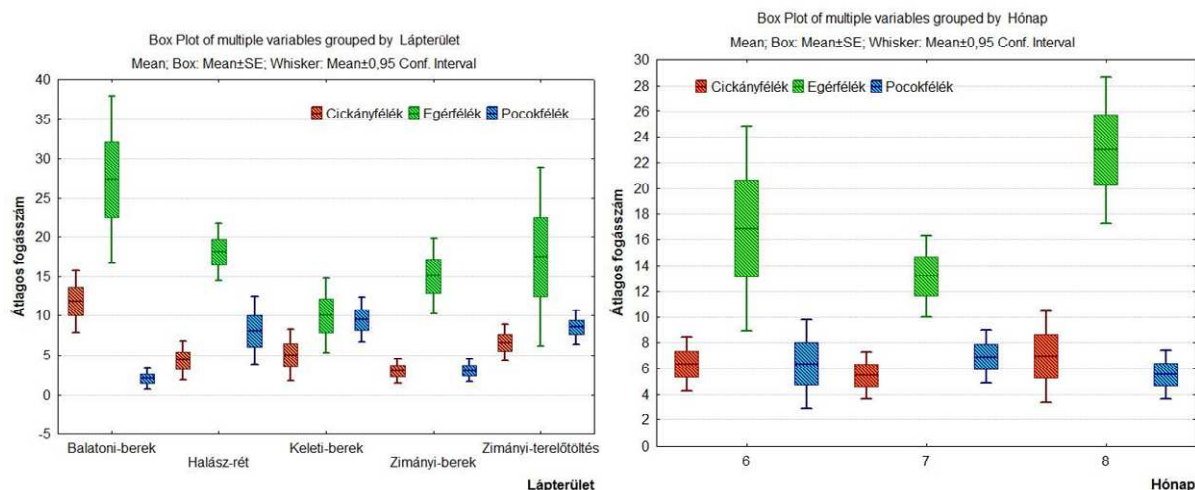
A legnagyobb fajszámú ($S = 10$) kisemlős együttest a Halász-rét területén mutattuk ki, míg a legkisebb fajgazdagság a Balatoni-berek területén volt jellemző. A Keleti-berekben 9, míg a Zimányi-berek és a Zimányi-terelőtöltés területéről a 3 nyári mintavételi hónap alatt 8-8 fajt sikerült regisztrálni (9. táblázat). A teljes fajlistát tekintve 5 faj, az erdei cickány (*S. araneus*), a Miller-vízicickány (*N. anomalus*), a csalitjáró pocok (*M. agrestis*), a kósza pocok (*A. amphibius*) és a pírók erdei egér (*A. agrarius*) fordult elő minden lápterületen. Ennek megfelelően a 2014-es mintavételi évben ezek a fajok tekinthetők karakter fajoknak.

A fajszám megoszlását mind a területek, mind a három mintavételi időszak (nyári hónap) összehasonlításában Kruskal-Wallis medián teszttel vizsgáltuk. A mintaterületek összehasonlításában szignifikáns különbséget kaptunk a fajszám megoszlásában ($H(4, N = 56) = 13.74, P < 0.01$). A Kruskal-Wallis ANOVA Dunn-féle post hoc tesztje azt mutatta, hogy ezért a szignifikáns eredményért a legkisebb (Balatoni-berek) és a legnagyobb (Zimányi-terelőtöltés) átlagos fajgazdagsággal jellemzett területek közötti statisztikai különbség volt a felelős ($z = 3.28, P < 0.05$) (2. ábra).



2. ábra: A fajgazdagság átlagos megoszlása a vizsgált területek és a nyári mintavételi hónapok alapján

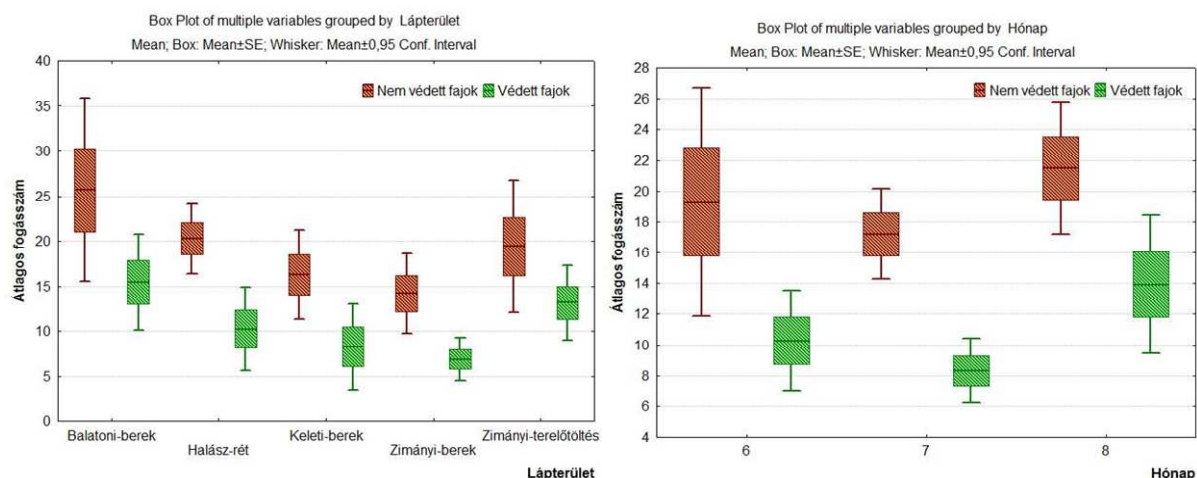
Amennyiben a fajszám időbeli változását nézzük, akkor az átlagos fajszám havi alakulása növekvő trendet mutat a nyár során, azonban az átlagértékekhez tartozó konfidencia intervallum átfedése miatt a fajszám hónapok közötti összehasonlításában nem kaptunk szignifikáns különbséget ($H(4, N = 56) = 2.66, n.s.$) (2. ábra).



3. ábra: A 3 kisemlős csoport átlagos fogásszám értékeinek megoszlása a vizsgált területek és a nyári mintavételi hónapok alapján

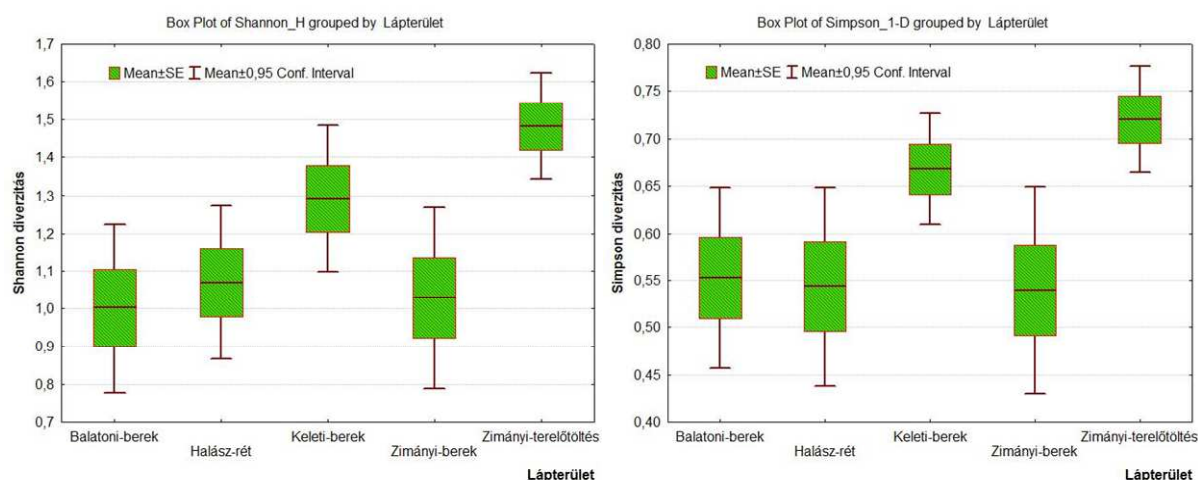
Az abundancia viszonyok statisztikai értékelésében továbbiakban a három kisemlős csoport (cickányok, egerek, pockok) átlagos fogásszám értékeinek területenkénti és havi összehasonlítását végeztük el. A vizsgált lápterületek elemzésénél mindhárom kisemlős csoport esetében szignifikáns különbséget kaptunk ($H(4, N = 56) = 14.46 - 26.86, P < 0.01$). A cickányféléknél a post hoc teszt három területpár vonatkozásában mutatott szignifikáns különbséget, a Balatoni-berek területén a cickányok fogása szignifikánsan nagyobb volt, mint a Halász-rét, Keleti-berek és a Zimányi-berek területén ($z = 3.15 - 3.92, P < 0.01$). Az egerek fogási megoszlása a post hoc teszt alapján mindössze egy mintapár, a Balatoni- és a Keleti-berek között mutatott szignifikáns különbséget ($z = 3.64, P < 0.01$). Az egerek esetében is az előbbi lápterületen volt szignifikánsan nagyobb a fogások értéke. Végül a pocokfélék esetén a post hoc teszt több mintapár vonatkozásában bizonyított szignifikáns különbséget. A pocokfélék esetén is a Balatoni-berek volt a legkisebb fogásszám értékkel jellemzett terület, ahol a Halász-rét, Keleti-berek és Zimányi-terelőtöltéshez viszonyítva szignifikánsan kisebb volt az átlagos fogásszám. Továbbá a pockok fogásértéke szignifikánsan különbözött a Keleti- és Zimányi-berek között, melyek közül a Keleti-berek területén volt sikeresebb a pocokfélék befogása, továbbá a Zimányi-berek és a Zimányi-terelőtöltés összehasonlításában, melyek közül a terelőtöltés mentén volt nagyobb a pockok fogásértéke ($z = 2.9 - 4.11, P < 0.05$). A három kisemlős csoport fogásértékeinek havi megoszlásában a cickányoknál ($H(4, N = 56) = 0.37, n.s.$) és a pocokféléknél ($H(4, N = 56) = 1.45, n.s.$) nem kaptunk szignifikáns különbséget. Az egérfélék vonatkozásában a Kruskal-Wallis teszt szignifikáns különbséget adott a havi fogásértékek megoszlásában ($H(4, N = 56) = 7.69, P < 0.05$), a Dunn-féle post

hoc teszt alapján az egerek abundancia értéke szignifikánsan magasabb volt augusztusban, mint júliusban ($z = 2.53$, $P < 0.05$) (3. ábra).



4. ábra: A védett és nem védett fajok átlagos fogásszám értékének megoszlása a vizsgált területek és a nyári mintavételi hónapok alapján

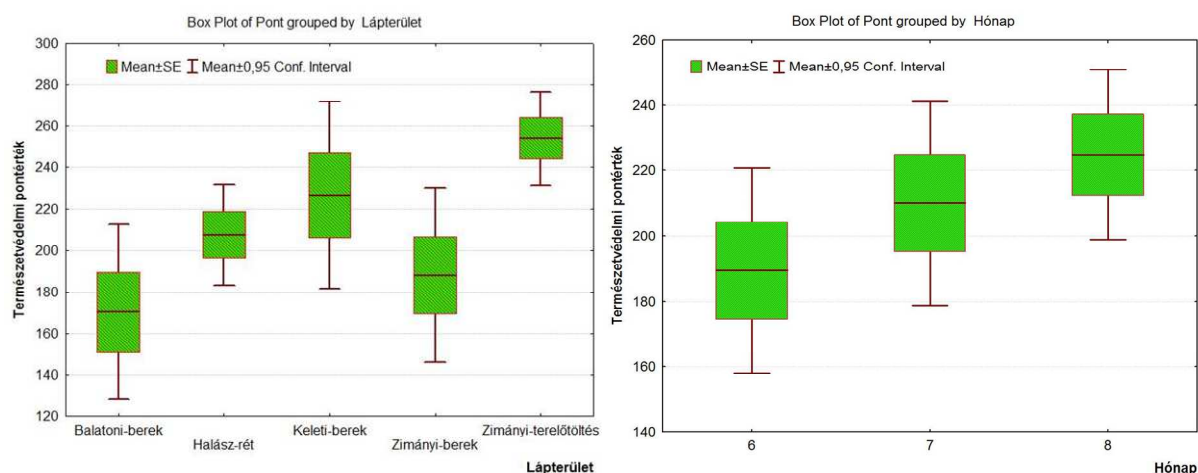
A fogásértékek megoszlását a védett és nem védett fajok csoportjában is megvizsgáltuk. Az öt vizsgált lápterület esetén a 12 kimutatott kismélsőből 7 védett és 5 nem védett státuszú faj volt. A területek összehasonlítását tekintve az átlagos fogásértékek megoszlásában mind a védett ($H(4, N = 60) = 11.44$, $P < 0.05$), mind a nem védett fajok esetén szignifikáns különbséget kaptunk ($H(4, N = 60) = 9.99$, $P < 0.05$). A védett fajok esetén a post hoc teszt kimutatta, hogy a Balatoni-berek területén védett fajok fogásértéke szignifikánsan magasabb volt, mint a Zimányi-berek területén ($z = 3.02$, $P < 0.05$). Ennél az eredménynél fontos kiemelni, hogy a Balatoni-berek területén fentebb már kiemeltük a cickányfélék szignifikánsan magasabb fogásátlagát, amely így jelentős mértékben hozzájárult, hogy itt a védett fajok átlagos fogásértéke magasabb volt. A nem védett fajok fogásértékeinek megoszlásában a post hoc teszt alapján ugyanennél a két mintapárnál kaptunk szignifikáns különbséget, a nem védett fajok fogás átlaga ugyancsak a Balatoni-bereknél volt szignifikánsan magasabb, mint a Zimányi-berek területén, amely az előbbi területnél jellemző pirók erdei egér eudominanciájának a következménye. A mintavételi hónapok összehasonlításában egyik csoport esetében sem kaptunk szignifikáns különbséget ($H(4, N = 60) = 2.76 - 3.88$, *n.s.*) (4. ábra).



5. ábra: A Shannon és Simpson diverzitás átlagértékeinek megoszlása a vizsgált területek és a nyári mintavételi hónapok alapján

A fajgyakoriság viszonyokat egyrészt a ritka fajokra érzékeny Shannon-index ($H(S)$), másrészt a gyakori fajokra érzékeny Simpson index (D) számításával elemeztük (28. ábra). Mindkét index értékeit a fentiekhez hasonlóan az 5 vizsgált terület és a 3 nyári mintavételi periódus összehasonlításában vizsgáltuk. Mindkét diverzitás index értékeinek területek közötti megoszlásában szignifikáns különbséget kaptunk (Shannon-index: $H(4, N=56) = 15.96, P < 0.01$; Simpson-index: $H(4, N=56) = 15.64, P < 0.01$), amely eredményben nagy szerepet játszott a Zimányi-terelőtöltés adataiból kapott legmagasabb átlagérték. Mindkét diverzitás érték megoszlás esetén a post hoc test 3 mintapár között mutatott szignifikáns statisztikai különbséget, mindkét esetben a Zimányi-terelőtöltés területéről kapott diverzitás érték szignifikánsan magasabb volt a Balatoni-berek, a Halász-rét és a Zimányi-berek területéhez viszonyítva (post hoc test - Shannon-index: $z = 2.95 - 3.35, P < 0.05$; Simpson-index: $z = 2.85 - 3.09, P < 0.05$). A három mintavételi periódus összehasonlításában azonban egyik diverzitás index esetén sem kaptunk szignifikáns különbséget (Shannon-index: $H(2, N=56) = 0.39, n.s.$; Simpson-index: $H(2, N=56) = 0.49, n.s.$), ami azt mutatja, hogy a fajgyakorisági viszonyok a 3 nyári hónap során nem változtak jelentős mértékben (5. ábra).

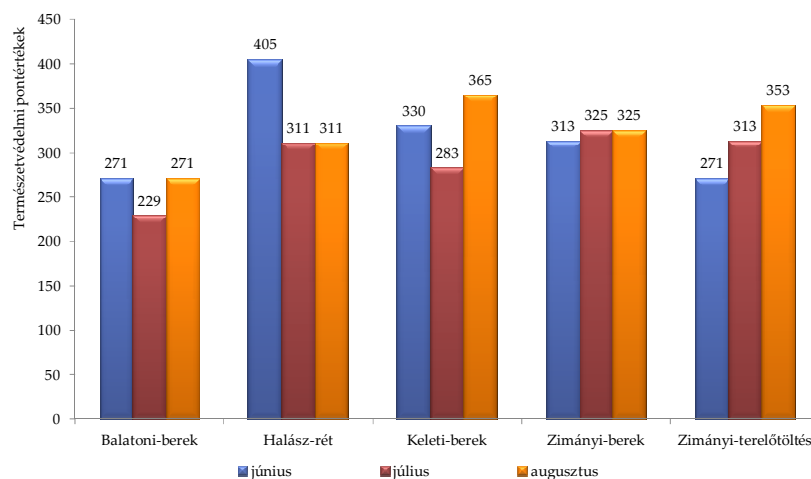
Végül a természetvédelmi pontértékek átlagos megoszlását vizsgáltuk a területek és a mintavételi hónapok összehasonlításában. A Kruskal-Wallis medián teszttel végzett vizsgálat során az egyes kisemlős együtteseken belüli fajkompozíció alapján az egyes fajok összpont értéke jelentette a mintaelemet, így mind a területre mind az adott hónapokra számított átlagos pontértékek megoszlását box plot diagramon ábráztuk (6. ábra).



6. ábra: A fajösszetétel alapján számított összesített természetvédelmi pontértékek átlagos megoszlása a vizsgált területek és a nyári mintavételi hónapok alapján

A területek összehasonlításában a Zimányi-terelőtöltésen kaptuk a legnagyobb átlagos természetvédelmi pontértéket, míg a Balatoni-berek esetén a legkisebb átlagot, bár az utóbbi területen széles volt az átlaghoz tartozó konfidencia intervallum. A pontok megoszlása jól követi a diverzitási indexek alapján kapott területenkénti megoszlást, ennek megfelelően a Kruskal-Wallis teszt a pontértékek megoszlása tekintetében szignifikáns eredményt adott ($H(4, N=56) = 12.46, P < 0.05$). A post hoc teszt azt mutatta, hogy ezért a statisztikai eredményért a legkisebb és a legmagasabb pontátlaggal jellemzett terület közötti szignifikáns különbség a felelős ($z = 3.04, P < 0.05$). A nyári hónapok függvényében jellemezve a pontértékek átlagát, a pontokban kifejezett természetvédelmi érték folyamatos növekedését látjuk, ami azt mutatja, hogy a permanens vízállás, sőt a júniustól augusztusig tartó vízszintnövekedés ellenére, a magas kisémlős sűrűségű 2014-es évben a fajkompozíció változása mellett a sűrűség növekedésével a természetvédelmi összpontszám is emelkedik. Ennek ellenére a hónapok összehasonlításában a pontértékek között nem kaptunk szignifikáns különbséget ($H(4, N=56) = 12.46, P < 0.05$) (6. ábra).

A pontértékek területek közötti megoszlását függetlenség tesztel is vizsgáltuk, ami megerősítette azt az eredményt, hogy a fajkompozíció különbsége miatt a természetvédelmi összpontszám nem független a területektől ($\chi^2 = 32.24, P < 0.01$). A 7. ábrán a területek esetében mindhárom hónapra számított pontértéket feltüntettük, ahol látható pontértékek havi változása. A Halász-rét esetében kaptuk azt az eredményt, hogy a fajkompozíció alapján számított pontérték júniusban volt nagyobb, mint a másik két hónapban, amely a pontérték szignifikáns csökkenését mutatta ($\chi^2 = 12.34, P < 0.001$).



7. ábra: Az összesített természetvédelmi pontértékek havi alakulása a vizsgált területeken

A Balatoni- és a Keleti-berek területén azt tapasztaltuk, hogy júniusban és augusztusban kiegyenlítetten magasabb volt a pontérték, mint júliusban. A Balatoni-berek adatai alapján sem a júniusról júliusra látható pontérték csökkenést, sem a pontszámok júliusról augusztusra tapasztalt növekedését statisztikailag nem tudtuk igazolni ($\chi^2 = 3.52$, *n.s.*). A Keleti-berek esetében azonban azt az eredményt kaptuk, hogy míg a júniusról júliusra tapasztalt pontszám-növekedés nem tekinthető szignifikánsnak ($\chi^2 = 3.6$, *n.s.*), addig a pontszám július és augusztus közötti emelkedése már szignifikánsnak tekinthető ($\chi^2 = 10.37$, $P < 0.001$). A Zimányi-berek területén teljesen kiegyenlített pontértékeket kaptunk a három hónapra, azonban a Zimányi-terelőtöltés esetén a pontszámok folyamatos emelkedését tapasztaltuk, ami összefügg a fajszám, az abundancia növekedésével, illetve a fajkompozíció megváltozásával. A havi értékek közötti különbségeket Pearson χ^2 - teszttel vizsgálva június és július ($\chi^2 = 3.02$, *n.s.*), valamint július és augusztus között ($\chi^2 = 2.4$, *n.s.*) nem kaptunk szignifikáns különbséget, tehát az egymást követő hónapokban nem volt szignifikáns a pontérték növekedése. Azonban az első és az utolsó hónap (június vs. augusztus) értékei között a teszt szignifikáns különbséget mutatott ($\chi^2 = 10.77$, $P < 0.01$), tehát júniusról augusztusra szignifikánsan emelkedet az itt kimutatott kisémlős együttes természetvédelmi pontértéke (7. ábra).

A közösségi paraméterek értékelését korreláció analízissel zártuk, ahol azt a kérdést vizsgáltuk, hogy a jellemző karakter fajok, illetve az abundancia értékelésnél vizsgált taxon csoportok (cickányok, egerek, pockok), illetve a védettségi státusz alapján elkülönített két

kisemlős csoport abundancia értékei mennyiben korrelálnak a számított közösségi paraméterek értékével.

3. táblázat: A fajok és a különböző fajcsoportok (taxon, védettségi státusz) abundancia és a közösségi paraméterek értéke közötti korreláció

Faj / csoportok	Fajgazdagság (S)	Simpson diverzitás	Shannon diverzitás	Egyenletesség	Természetvédelmi pontérték
<i>Sorex araneus</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Neomys anomalus</i>	0,45	0,56	0,58	0,33	0,46
<i>Neomys fodiens</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,30
<i>Crocidura leucodon</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Myodes glareolus</i>	0,32	n.s.	0,32	n.s.	0,30
<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	-0,40	-0,53	n.s.
<i>Apodemus flavicollis</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Micromys minutus</i>	0,30	n.s.	n.s.	n.s.	0,27
Cickányfélék	n.s.	0,35	0,30	0,29	n.s.
Egérfélék	n.s.	-0,39	-0,30	-0,48	n.s.
Pocokfélék	0,43	0,42	0,43	n.s.	0,44
Nem védett fajok	n.s.	-0,39	-0,30	-0,49	n.s.
Védett fajok	0,37	0,45	0,44	n.s.	0,35

A két alkalmazott diverzitás index tulajdonságai alapján azt vártuk, hogy az eudomináns fajok, esetünkben a mindenhol dominánsan előforduló pirók erdeieger abundancia értéke csökkenti a diverzitás indexek értékét, míg a ritka fajok megjelenése pozitívan korrelál a számított diverzitás értékekkel. A pirók erdeieger esetében a predikciónkat igazolták a számítások, a magas abundancia értékkel minden vizsgált területen jelenlévő faj tömegessége és a két diverzitás index, valamint az egyenletesség értéke között is szignifikáns negatív korrelációt kaptunk eredményül (3. táblázat). Ebből az eredményből következett, hogy az egérféléknél is kimutattuk ezt a negatív korrelációt, hiszen ennél a taxon csoportnál az egerek legnagyobb hányadát a pirók erdeieger adta. A fajok vonatkozásában a csalitjáró pocok, a Miller vízicickány abundancia értéke szignifikánsan pozitívan korrelált a két diverzitás index értékével, míg az utóbbi rovarrevő fajnál a szignifikáns pozitív korreláció az egyenletesség vonatkozásában is igazolódott. A vízicickányok nagy arányú megjelenése jelentős eredmény volt a 2014-es csapdázások alapján, ami köszönhető a permanens vízborításnak és a nyár elejétől őszig tartó folyamatos vízszintnövekedésnek. Ezért a cickányok csoportját tekintve is az abundancia és a diverzitási indexek, valamint az egyenletesség értékei közötti szignifikáns pozitív korrelációt mutattuk ki. A fajszaám és a két diverzitási index esetén pozitív korreláció volt jellemző a pocokfélék esetében, amely

csoportnál a védett csaltjáró pocok létszámváltozása, valamint egyes területeken az erdei pocok, valamint a vízszint függvényében a közönséges kószapocok nagyobb arányú megjelenése is befolyásolt. A védettségi státusz tekintetében a nem védett fajok abundanciája mind a két diverzitás index és az egyenletesség értékeivel is szignifikánsan negatívan korrelált. A védett fajok összesített abundancia értéke azonban a két alfa-diverzitás értékkel és a fajgazdagsággal mutatott szignifikáns pozitív korrelációt. A természetvédelmi pontértékek tekintetében a korrelációs vizsgálatnál egyoldalú ellenhipotézis fogalmazható meg, vagyis a semleges hatáshoz viszonyítva mennyiben mutattunk ki pozitív korrelációt. A pontértékek 5 faj abundancia értékével mutattak szignifikáns pozitív korrelációt, s ezt az összefüggést a pocokfélék és a védett fajok abundancia értékeit tekintve tudtuk igazolni (3. táblázat).

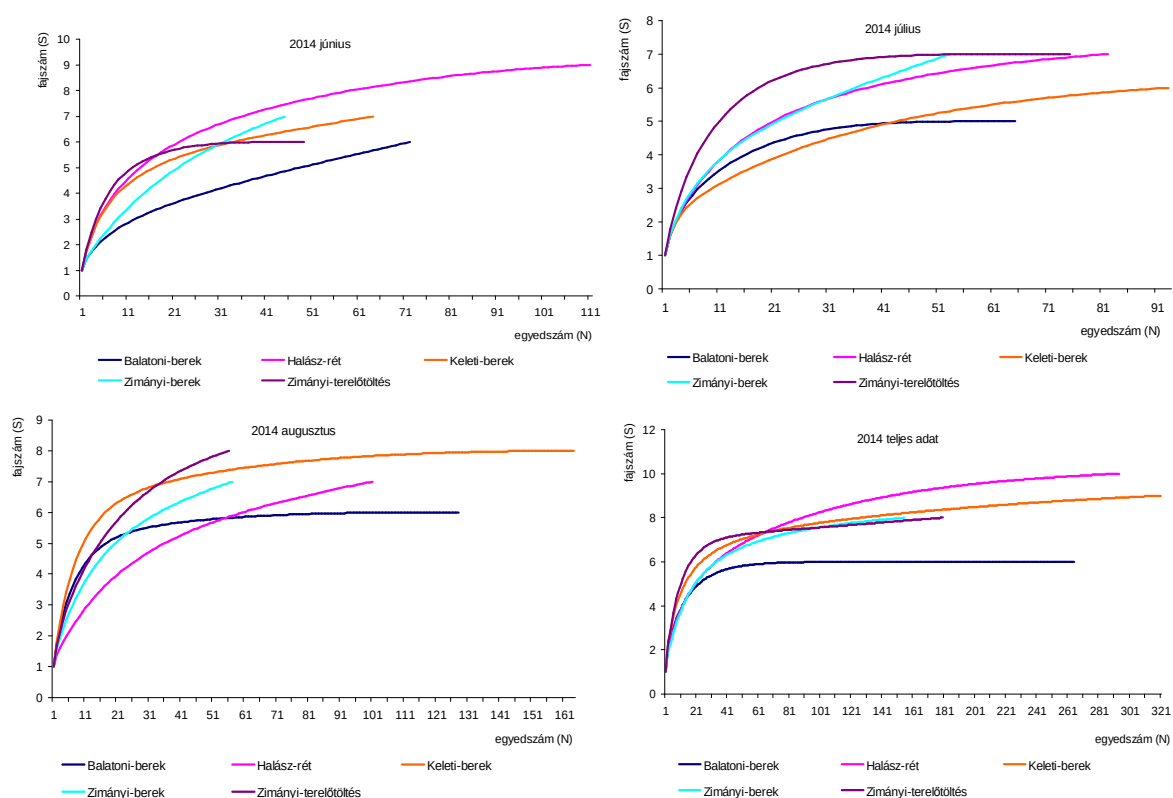
Az öt vizsgált terület havi adatai alapján, az egyes területeken jellemző közösségi szerkezetet a fajok hierarchikus cluster-analízisével vizsgáltuk, amit kvantitatív index, Euklédesszi távolság számítása alapján végeztünk el. A Balatoni-berek területén 6 fajból álló kisemlős együttest mutattunk ki. A kapott dendrogram jól mutatja a pirók erdeiegér abszolút dominanciáját, amely faj magas gyakorisági értéke miatt nagy távolságértékkel teljesen elkülönült a többi fajtól. A dendrogram tükrözi a gyakorisági sorrendet, mivel az erdei cickány, mint második leggyakoribb faj kisebb távolsági értékkel, de ugyancsak határozottan elkülönült a többi ritka, alacsony gyakorisági fajtól. Az utóbbi 4 faj elrendezése úgy alakult, hogy három védett faj, a Miller vízcickány, a csaltjáró pocok és a törpeegér alkottak egy kisebb clustert, majd ezektől nagyobb távolság értékkel különült el a víztűrő kósza pocok. Ez az eredmény mutatja, hogy a Sármellék menti Keleti-berek területén jellemző tartósabb vízborítás következtében a faj szétterjedt a területen, azonban 2014 nyarán nem volt domináns, mint a 2010-2011-es csapadékosabb időszakban (8. ábra/Függelék). A Halász-rét területét jellemző kisemlős együttes 10 fajából ezen a területen is a pirók erdeiegér dominanciája és nagy távolságértékkel történő elkülönülése volt jellemző. Az előző területhez hasonlóan itt is önállóan válik el a közösség második leggyakoribb faja, amely azonban ennél a területnél nem az erdei cickány, hanem a védett csaltjáró pocok. A kapott dendrogram alapján a további alacsony gyakoriságú fajok két jól elkülönülő clusterre váltak szét. A kisebbik clusterre a gyakrabban befogott védett Miller vízcickány és erdei cickány, valamint az erdei pocok különült el. A másik nagyobb fajszaot tartalmazó csoportba a ritka fajok tartoztak, melyben a különböző területek elhelyezkedésétől, valamint a vízviszonyoktól függően megjelentek a víztűrő fajok, mint a közönséges kósza pocok vagy a védett közönséges vízcickány, valamint a szárazságtűrő fajok is, mint például a két *Crocidura* faj (keleti és mezei cickány) (8. ábra/Függelék). A Keleti-berek közösségi struktúrája a

dendrogram alapján alapvetően három clusterre osztható. Ennél a területnél két nagyobb dominanciájú faj válik el nagy távolságértékkel a kisebb gyakoriságú kisemlősöktől. Az egyik a pirók erdeiegér, ami ezen a lápterületen is domináns fajként jelent meg. Azonban a Keleti-berekben jellemző magasabb vízborítás miatt nagyobb arányban terjedt szét a kósza pocok, amit már 2010-2011-ben a hosszan tartó elöntés következményeként is tapasztaltunk. A második clusterbe négy, a lápterületekre tipikusan jellemző védett faj különült el, ezek közül két faj a védett cickányokat képviselte, míg a védett csalitjáró pocok és az ugyancsak védett törpeegér a sásos területeken karakterfajként megjelenő rágcsálók. A harmadik csoport a területen kisebb gyakoriságban befogott fajokat tartalmazza, melyek között találunk védett cickányfajokat, mint a szárazságtűrő fehérfogú cickányok, vagy a fás vegetációhoz, erdőfoltokhoz jobban kötődő sárganyakú erdeiegeret. Ennél a clusternél kiemeljük a közönséges vízcickány jelenlétét, amely a 2014-es csapadékosabb évben nagyobb valószínűséggel került el a területről és a ritka fajok közül jobban elkülönült a csoportba tartozó másik két fajtól. Tehát az alacsonyabb gyakorisági érték alapján inkább ezekhez a fajokhoz kapcsolódott, mint az előző clusterbe, azaz a lápterületeket jellemző fajokhoz (8. ábra/Függelék). A II. ütem belső területén található Zimányi-berek kisemlős együttesén belül nyolc fajt mutattunk ki, melyek közül ennél a területnél is a pirók erdeiegér volt a domináns, amely a dendrogramon nagy távolságértékkel különült el a többi kisemlöstől. A kisebb gyakoriságú fajok szétválása nem volt ennyire határozott, de alapvetően egy 3 fajt és két elváló, 2-2 fajt tartalmazó kisebb clustert tudtunk elkülöníteni. A dendrogram jól visszatükrözi, hogy ezeknek a fajoknak a relatív gyakorisága messze alulmaradt a pirók erdeiegérhez viszonyítva. Ennek ellenére a többször befogásra kerülő védett csalitjáró pocok és a Miller vízcickány elkülönülése jellemző, míg a további clusterben megjelenő két csoport közül az egyik a védett törpeegeret és az erdei cickányt különítette el a náluk is kisebb gyakoriságú további 3 fajtól. Ez utóbbi csoportban jelen van a közönséges vízcickány, illetve a kósza pocok, amely fajok jelenléte is jól indikálja azt a tényt, hogy 2014 nyarán a Zimányi-berek területén is magasabb vízborítás volt jellemző, amely a nyár folyamán, ellentétben az előző két évvel nem csökkent, hanem folyamatosan nőtt (8. ábra/Függelék). Végül a Zimányi-terelőtöltés esetén is azt tapasztaltuk, hogy a domináns erdeiegér nagy távolság értékkel válik el a többi fajtól. Ez utóbbi 7 faj elkülönülése jól tükrözi a gyakorisági viszonyokat, mivel elsőként a területen nagyobb relatív abundanciával kimutatott két védett faj, a keleti cickány és a törpeegér vált el. Az erdei cickány viszont nem az előbbiekhöz, hanem a kisebb gyakoriságú fajokhoz kapcsolódik, melyek közül ki kell emelnünk a védett Miller vízcickány és a csalitjáró pocok jelenlétét. Mivel itt még nagyobb volt a vízállás, mint a Zimányi-berek

területén, a kósza pocok jelenléte a vízszint különbségek kisemlős fajkompozícióra gyakorolt hatását tekintve itt is indikációs értékű volt (8. ábra/Függelék). A fajokra vonatkozó hierarchikus cluster analízis eredményeit tekintve láttuk, hogy minden területen jellemző volt a pirók erdei egér dominanciája, amely jelentősen befolyásolta a közösség szerkezetét. A területek variabilitása, amit nagymértékben a vegetáció különbség és a vízviszonyok határoztak meg, eltérő fajkompozíciót és közösségi szerkezetet határozott meg a vizsgált területek összehasonlításában.

A következőkben cluster analízissel jellemeztük az 5 különböző területen kimutatott kisemlős közösség hasonlóságát, amit egyrészt ugyancsak a gyakorisági értékek felhasználásával, Euklidészi távolság index alapján, másrészt a jelenlét-hiány adatok, vagyis a bináris Jaccard index felhasználásával számítottunk. Az elemzést mindhárom nyári mintavételi hónapban elvégeztük, amely során alapvetően azt a kérdést vizsgáltuk, hogy a denzitás növekedésével és a permanens, sőt inkább lassú ütemben növekvő vízborítás hatásának függvényében hogyan változik az 5 különböző területre vonatkoztatott kisemlős együttes hasonlósági viszonya. Júniusban a gyakorisági értékek alapján a Halász-rét nagy távolság értékkel válik el a másik 4 terület közösségétől, míg az utóbbi 4 terület megoszlásában érdekes eredmény, hogy a két Zimányi terület és a Sármellék menti Keleti- és Balatoni-berek nem egymáshoz hasonlóak, hanem egy Zimányi és egy Sármelléki terület különül el a dendrogram alapján 2 külön csoportba. A jelenlét-hiány adatok alapján végzett cluster analízis is a Halász-rét elkülönülését mutatta, viszont a további 4 terület elrendeződése másképpen alakult, mint a kvantitatív értékekből történt számítás esetén (9. ábra/Függelék). A júliusi adatok már a közösségek teljesen más elrendeződését mutatták. A kvantitatív index alapján végzett számításnál ebben a hónapban már nem a Halász-rét, hanem a Keleti-berek kisemlős együttese vált el nagyobb távolsággal a többi 4 együttestől. Az utóbbi 4 terület vonatkozásában már a két Zimányi terület között kaptuk a legnagyobb hasonlósági értéket, majd ezektől kisebb távolsági értékkel vált el először a Balatoni-berek, majd a Halász-rét közössége. A Jaccard index alapján végzett számítás ebben a hónapban is azt eredményezte, hogy a Halász-rét vált el legnagyobb távolságértékkel, míg a további 4 terület összehasonlításában a Keleti-berek és a Zimányi-berek fajkompozíciója volt a leginkább hasonló (9. ábra/Függelék). Augusztusban a kvantitatív index alapján hasonló eredményt kaptunk a júliusi eredményhez. A Halász-rét nagyobb távolsági értékkel történő elkülönülése ebben az időszakban is jellemző volt, azonban a két Zimányi terület legnagyobb hasonlósági értékkel markánsan elkülönült a többi kisemlős együttestől. Továbbá a két Sármellék melletti terület (Keleti- és Balatoni-berek) közösségének hasonlósága is jellemző volt, de inkább a

Sármelléki területek kisemlős közösségéhez kapcsolódott és nem a két Zimányi területhez. A jelenlét- hiány adatok alapján teljesen más dendrogramot kaptunk eredményül, ahol a fajkompozíciót tekintve a Halász-rét és a Zimányi-terelőtöltés kisemlős együttese különült el markánsan a többi 3 területtől. A másik clusterben a Keleti-berek és a Zimányi-berek hasonlósága volt jellemző, melyek hasonlósági szintje megegyezett az előző két területnél tapasztalt mértékkel, majd ezektől vált el nagyobb távolsági értékkel a Balatoni-berek kisemlős együttese (9. ábra/Függelék). Ezeket az eredményeket a kisebb gyakorisági fajok jelenléte és hiánya, illetve ezek gyakorisági viszonyai határozták meg. A területek többségében kimutattuk a lápterületek tipikus fajait, mint például az erdei cickány, törpeegér, csaltitjáró pocok előfordulását, valamint a vízviszonyok függvényében a vízicickányok és a kósza pocok gyakorisága is nagymértékben változott a területek különbözősége miatt. A két eltérő módszer jól szemléltette, hogy a kisemlősök vonatkozásában mekkora jelentősége van a gyakorisági viszonyoknak és ennek figyelembevételével egy adott területen teljesen más eredményt kapunk, mint pusztán a jelenlét-hiány adatok alapján.



10. ábra: A területekre vonatkoztatott kisemlős együttesek ritkasági görbéi az elkülönített mintavételi periódusok (hónapok), illetve a teljes adatmennyiség alapján

A ritkasági görbék alapján elemezni tudjuk, hogy a mintavételi ráfordítás mennyiben volt elegendő a fajok kimutatásához, mivel az egyedszám függvényében értékeljük a fajszám változását. A mintavétel kezdetén júniusban a ritkasági görbék a területek többségénél még meredekek, azonban a Halász-rét, és még inkább a Zimányi-terelőtöltés területén kezd telítődni a görbe, amely azt mutatja, hogy ebben a hónapban is megfogtuk a kimutatható fajok többségét. Júliusban a Zimányi-terelőtöltés együttesének ritkasági görbéje még inkább telítődött, ahol a területek közül a legnagyobb fajgazdaságot mutattuk ki. Továbbá ugyancsak telítődést kaptunk a Balatoni-berek esetén, ahol a közösség görbéje még meredek volt az előző hónapban, utalva arra, hogy itt még a mintavételi ráfordítás nem volt elég a fajkészlet kimutatásához. A Zimányi-berek és a Halász-rét továbbra sem mutatott teljes telítődést, a fogási eredmény nem tükrözte a potenciálisan előforduló fajok teljes skáláját. Augusztusban már nagyobb vízszint volt jellemző, ami befolyásolta a ritkasági görbék alakulását is. Ennek megfelelően nem mondható el, hogy a harmadik mintavételi hónapban olyan fogási sikert értünk el, amikor a ritkasági görbék egyértelműen fajtelítődést mutatnának. A Balatoni-berek területén ebben a hónapban is a fajtelítődés volt a jellemző. A Keleti-berek vonatkozásában javult a fajok kimutatásának aránya, azonban a másik három lápterületen a vízszint növekedése negatívan befolyásolta a fajtelítődést. Mindhárom esetben a ritkasági görbék ismét meredekek, jelezve azt, hogy ebben a hónapban ezeken a területeken a mintavételezés nem tudta kimutatni a potenciális fajkészletet. 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 területek közül a Halász-rét görbéje kisebb mértékű telítődést mutatott, míg a másik 4 területen a görbék plató fázisa kevesebb egyedszámnál állt be, szemléltetve, hogy a mintavételi ráfordítás viszonylag jó eredménnyel mutatta ki a területeken előforduló kisemlős fajok jelenlétét (10. ábra).

A két számított diverzitási index, a fajszám, valamint a fajkompozíció alapján számított természetvédelmi pontértékek terület és időbeli függőségét általános lineáris modellekkel (GLM) vizsgáltuk. A GLM modellek felépítésénél minden függőváltozó esetén a vizsgált területek, a mintavételi hónapok, mint magyarázó változók, valamint ezek együttes, additív hatását is figyelembe vettük. A varianciaanalízis megmutatta, hogy mindkét diverzitás index esetén a mintavételi hónapoknak önmagukban nincs, viszont az elkülönített lápterületeknek, valamint hónap és lápterület interakciójának szignifikáns hatása van diverzitás értékek alakulására (4. táblázat).

4. táblázat: A két diverzitás érték vonatkozásában kapott hatásvizsgálat (ANOVA) eredménye

Magyarázó változó	Shannon-diverzitás			Simpson -diverzitás		
	F	Szabadságfok	P	F	Szabadságfok	P
Intercept	2339.95	1	0	1476.14	1	0
hónap	1.38	2	0.26	0.99	2	n.s.
lápterület	8.28	4	< 0.01	8.22	4	< 0.01
hónap × lápterület	7.90	8	<0.01	6.49	8	< 0.01

5. táblázat: A két diverzitás értékre vonatkozó paraméter becslés eredménye (GLM)

Változók	Shannon-diverzitás				Simpson-diverzitás			
	β	$\pm$ SE	t	P	β	$\pm$ SE	t	P
Intercept	1.17	0.03	38.42	< 0.01	0.6	0.01	48.37	< 0.001
Balatoni-berek	-0.17	0.06	-2.89	< 0.05	-0.05	0.02	-2.09	< 0.05
Halász-rét	-	-	-	-	-0.05	0.02	-2.47	< 0.05
Zimányi-berek	-0.14	0.06	-2.19	< 0.05	-0.065	0.03	-2.48	< 0.05
június × Balatoni-berek	-0.3	0.08	-3.59	< 0.01	-0.15	0.03	-4.40	< 0.01
június × Halász-rét	0.35	0.08	4.14	< 0.01	0.17	0.03	5.14	< 0.01
június × Zimányi-berek	-	-	-	-	-0.09	0.04	-2.57	< 0.05
július × Keleti-berek	-0.26	0.08	-3.08	<0.01	-0.098	0.03	-2.89	< 0.01
július × Zimányi-berek	0.21	0.09	2.33	< 0.05	0.08	0.04	2.69	< 0.05

A GLM paraméter becslés alapján az átlagbecslés (intercept) a Zimányi-terelőtöltést és az augusztusi időszakot tartalmazta viszonyítási alapnak. Ennek értelmében a Shannon-diverzitás értékét szignifikánsan negatívan befolyásolta a Balatoni-berek és a Zimányi-berek területe, még ennél a diverzitás indexnél a többi területnek nem volt szignifikáns jelentősége. A területek és a mintavételi periódusok interakciójában két esetben kaptunk szignifikáns negatív irányú tangensű becslést meredekség értéket, vagyis a júniusi × Balatoni-berek és a július × Keleti-berek együttes hatása befolyásolta negatívan a Shannon-diverzitás értékét. Ezzel szemben a modell azonban a július × Zimányi-berek és a június × Halász-rét együttes hatása és a Shannon-diverzitás értékek között szignifikáns pozitív összefüggést mutatott. Az utóbbi magyarázó változók interakciója esetén a nagyobb pozitív meredekség érték erősebb összefüggést jelez (5. táblázat). A Simpson-diverzitás vonatkozásában több vizsgált terület és több magyarázó változó interakciója esetén kaptunk szignifikáns becslést meredekségi értéket. A Simpson-diverzitásra negatívan hatott a Balatoni-berek, a Halász-rét és a Zimányi-berek, így mind a három terület az átlagbecsléshez viszonyítva negatívan befolyásolta a Simpson-diverzitás alakulását. A magyarázó változók interakciói közül a számított Simpson érték, valamint a június × Balatoni-berek, június × Zimányi-berek és a július × Keleti-berek magyarázó változók interakciója között ugyancsak szignifikáns negatív összefüggést

mutattunk ki. A magyarázó változók interakciói közül szignifikáns pozitív hatást a június × Halász-rét és július × Zimányi-berek mutatott a Simpson értékekre.

6. táblázat: A fajgazdagság és a természetvédelmi pontérték vonatkozásában kapott hatásvizsgálat (ANOVA) eredménye

Magyarázó változó	Fajgazdagság (S)			Természetvédelmi pontérték		
	F	Szabadságfok	P	F	Szabadságfok	P
Intercept	1095.11	1	< 0.01	1033.38	1	< 0.01
hónap	2.35	2	n.s.	2.26	2	n.s.
lápterület	4.79	4	< 0.01	4.72	4	< 0.01
hónap × lápterület	2.61	8	< 0.05	2.81	8	< 0.05

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 (hónap) nincs szignifikáns hatása az értékek alakulására. Míg mindkét változó esetén hasonló eredményként kaptuk, hogy mind a lápterület, mind a két magyarázó változó együttes hatásának szignifikáns jelentősége van (6. táblázat).

7. táblázat: A fajgazdagság és a természetvédelmi pontértékre vonatkozó paraméter becslés eredménye (GLM)

Változók	Fajgazdagság (S)				Természetvédelmi pontérték			
	β	$\pm$ SE	t	P	β	$\pm$ SE	t	P
Intercept	4.64	0.14	33.09	0	209.09	6.5	32.15	0
Balatoni-berek	-0.81	0.27	-2.98	<0.01	-38.93	12.6	-3.09	<0.01
június × HalásZRét	0.79	0.39	2.06	0.05	39.98	17.87	2.24	0.03

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. Mindkét paraméter esetén a Balatoni-berek szignifikáns negatív hatást gyakorolt az értékek alakulására, amit a diverzitás indexek elemzésénél is láttunk. Ennek oka egyértelműen az, hogy ezen a lápterületen mutattuk ki a legkevesebb fajt, ami így nem csak a faj-gyakorisági viszonyokra, hanem a fajkompozíció alapján számítható természetvédelmi pontértékekre is negatív hatással volt. Mindkét paraméter esetén június × Halász-rét magyarázó változók interakciója pozitívan befolyásolta a két változó értékét, mely változók közül a pontértékek esetén nagyon magas pozitív meredekség értéket becsült a modell (7. táblázat).

6. Diszkusszió

A Kis-Balaton kisemlős faunájának monitorozása során a 2010-ben jellemző sok csapadék és a kialakuló magas vízállás következtében a korábban monitorozott mintavételi területeken 2010 után nem tudtuk kimutatni a fokozottan védett északi pocok jelenlétét. Ezért az elmúlt években a populáció szintű monitorozást nagyobb csapdázási ráfordítású és térléptékű faunisztikai feltérképezés váltotta fel, azzal a céllal, hogy az északi pocok újabb maradvány szubpopulációnak előfordulását feltérképezzük. A Kis-Balaton területén az ezt követő évek mintavételi ráfordítását tekintve 2014-ben végeztük a legintenzívebb mintavételt, melynek eredményeit jelen dolgozatban foglaltuk össze.

A 2014-es, térben kiterjesztett, rétegzett mintavétellel történő monitorozás során összesen 12 kisemlősfajt mutattunk ki. A cickányok (*Soricomorpha*) közül 5, míg a rágcsálók közül 7 fajt regisztráltunk. A területek többségénél a pirók erdeiegér volt az eudomináns faj, azonban a Keleti-berekben a tartós vízborítás miatt a pirók erdeiegér mellett a közönséges kőszapocok volt a leggyakoribb faj. A teljes fajlistát tekintve 5 faj, az erdei cickány, a Miller-vízicickány, a csalitjáró pocok, a kósza pocok és a pirók erdeiegér jelent meg minden lápterületen előforduló karakter fajként. A kimutatott fajsám jó eredménynek tekinthető, ami a több területet érintő rétegzett mintavétel eredménye. A Kis-Balatonon végzett 2010 előtti monitorozási időszakról több dolgozat és publikáció készült. A Keleti-berek területén, a 76-os úttól északra (jelenleg privatizált) és délre fekvő (védett, NATURA 2000 terület) lápterületen hosszabb távú populáció szintű monitorozás eredményei szerint mindkét területet tekintve 10 év távlatában 17 kisemlős fajt mutattak ki, azonban a zavarások következtében a két élőhelyfolt kisemlős közösségének összetétele és a közösségen belüli fajok relatív abundanciája különbözött (HORVÁTH *et al.* 2012). Mind a kisemlős közösségek fajkompozíciójának és szerkezetének változására (HORVÁTH *et al.* 2012), mind az északi pocok területfoglalására (HORVÁTH & HERCZEG 2013) fókuszálva, a populáció szintű monitorozást az élőhelyi zavarások és az északi pocok lokális eltűnése alapján három időszak összehasonlításában értékelték, kimutatva, hogy a zavarások és ezek kumulatív hatása hogyan befolyásolja a kisemlős közösségek összetételének és szerkezetének változását (HORVÁTH *et al.* 2012). Ez a populáció szintű monitoring tehát egy adott területhez kötődő, lokális, de időben hosszabb távú felmérés volt, amely utóbbinak köszönhető a magasabb regisztrált fajsám. A különböző európai országokban végzett rövidtávú, de több élőhelyfoltot érintő kisemlős felmérés eredményei közül a fajsám tekintetében kiemelendő KRIŠTOFÍK (2001)

Szlovákiában, szintén vizes élőhelyen végzett vizsgálata. Ennek során 16 kisemlős fajt regisztráltak, melyek közül az erdei cickány, a közönséges erdei egér és az erdei pocok voltak a közösség domináns fajai, de ki kell emelni, hogy a két utóbbi faj nem tipikus lápterületi faj, viszont a vízállás függvényében a fűzbokor foltokban megjelenhetnek. Ezzel szemben SCOTT *et al.* (2008) Észtország nyugati részének különböző vizes élőhelyeit vizsgálva összesen 7 kisemlősfajt detektáltak, melyek közül az a pirók erdei egér, a csaltitjáró pocok és az erdei cickány dominanciáját mutatták ki. Franciaországban végzett kisemlős monitorozás során 9 fajt regisztráltak, a csaltitjáró pocok és az erdei cickány voltak a közösség domináns fajai (MICHELAT & GIRAUDOUX 2006). Faunisztikai és közösségi ökológiai szempontból az utóbbi két említett esettanulmány eredményeihez hasonló összetételű és szerkezetű kisemlős közösséget regisztráltunk a 2010 előtti lokális, populáció szintű, valamint jelen tárgyalt 2014-es, térben kiterjesztett, elsősorban faunisztikai megközelítésű kisemlős felmérés során. A fajszám tekintetében eredményeinkhez hasonlóan ALEJŪNAS & STIRKĖ (2010) közösségi szempontú vizsgálata 13 különböző élőhely típusban 13 fajt detektált. Azonban a korábban idézett, alacsonyabb fajszámot kimutatott esettanulmányokhoz hasonlóan az északi pocok litvániai elterjedésének változását elemző felmérés szerint, a faj potenciális élőhelyein különböző időben és földrajzi régióban végzett csapdázásos felmérések során a kimutatott kisemlős közösségek átlagos fajszáma mindössze 7 volt (BALČIAUSKAS 2010). ZÁTONYI és TÓTH-PAJOR (2014) dolgozata már a 2010 utáni, nagyobb csapdázási ráfordítású két év (2012-2013) eredményeit foglalta össze, amely szerint ez idő alatt a Kis-Balatonon 16 kisemlőt detektáltak, a cickányfélék 6, a pocokfélék 5 és az egérfélék 5 fajt mutatták ki. Ezt az eredményt a 2014-es adatainkkal összevetve, 2014-ben 4 fajjal regisztráltunk kevesebbet, mint az előző két évben, melyek közül a legfontosabb negatív eredménye, hogy a nagyobb ráfordítású faunisztikai mintavétel során sem tudtuk kimutatni a fokozottan védett északi pocok jelenlétét. Az előző kétéves felmérés alapján az északi pocok csak egy területen (Égetett-berek) volt jelen, s mindössze egy egyedét regisztrálták a júliusi mintavétel alatt. Azonban ezt az újabb előfordulási adatot a későbbi augusztusi nem tudta megerősíteni. A 2014-es nagyobb vízállás miatt ezen a területen nem tudtunk csapdázni, így az Égetett-berekben feltételezett északi pocok szubpopuláció stabil jelenléte továbbra is kérdéses. Azokon a vizes élőhelyeken, ahol az északi pocok előfordult, több tanulmány is kiemelte a faj kisemlős közösségben jellemző dominanciáját (GLIWICZ & JANCEWICZ 2004, GLIWICZ & DABROWSKI 2008, CZAJKOWSKA *et al.* 2010, ZUB *et al.* 2012). A közösségen belüli északi pocok dominancia kérdéséhez sem az előző kétéves (ZÁTONYI és TÓTH-PAJOR 2014), sem jelen tanulmányunk (a faj hiánya miatt) nem tudott újabb információval hozzájárulni.

A Kis-Balatonon kapott eredmények és a fentebb említett nemzetközi esettanulmányok alapján a fajkompozíció hasonlósága mellett jelentős különbségek vannak a faj-gyakorisági sorrendekben, a fajok közösségen belüli abundancia viszonyaiban. A dominanciában tapasztalt különbségekért az eltérő földrajzi területek különböző fajkészlete (MACDONALD & BARRETT 1993), valamint a kompetíció és a vegetációborítás által meghatározott habitat preferencia a felelős (POULIN *et al.* 2002). Eredményeink azt mutatták, hogy a faj-gyakorisági viszonyokat kifejező diverzitási indexek értéke, valamint a három jellemző kisemlős csoport abundanciája a területek összehasonlításában volt szignifikánsan különböző, viszont a mintavételi időszakok nem befolyásolták szignifikánsan a közösségi paraméterek értékeit. A lápterületeken az egyik legfontosabb ökológiai kényszer a vízvesztés fennállása, illetve a víz utánpótlása vagy ezzel ellentétben a drasztikus vízszintnövekedés, illetve a területek teljes eláradása és/vagy mesterséges elárasztása. Jelen tanulmányban értékelt 2014-es időszakban a három periódus között nem volt drasztikus különbség a vízszintben, a vizsgált lápterületeken permanens, a nyári hónapok esőzései miatt inkább lassan növekvő vízszint volt jellemző. Ennek tükrében eredményeink azt mutatták, hogy ennek a minimális változásnak kevésbé volt szerepe az együttesek fajösszetételének és mennyiségi viszonyainak változásában. ZÁTONYI és TÓTH-PAJOR (2014) dolgozata a Kis-Balatonon végzett csapdázások 2012-2013-as évét értékelte, amikor mindkét évben jellemző volt a kezdeti magas vízállás és a nyár végére a teljes kiszáradás, így eredményeik kimutatták, hogy a nagyobb mértékű vízszintváltozásnak az elkülönülő területek mellett jelentős magyarázó szerepe van a fajok kolonizációjában és így a kisemlős együttesek összetételének és abundancia viszonyainak alakulásában. Hasonlóan a folyó menti területekhez, a fragmentált mocsaras területeken, mint amilyen a Kis-Balaton is, az áradások, a mélyebb területeken a vízszint megemelkedése erősen hatnak a kisemlős populációkra, magas mortalitást okoznak. Ezt a negatív ökológiai tényezőt a fajok úgy tudják kompenzálni, hogy magasabban fekvő menekülő területekre korlátozzák az elterjedésüket (PACHINGER & HAFERKORN 1998, ANDERSEN *et al.* 2000). A víz visszahúzódása után az eredeti élőhelyek rekolonizációja ezekről a területekről történik (ROBINSON *et al.* 2002). A dolgozatunkban elemzett 2014-es évben befejeződött a Vízvédelmi Rendszer továbbfejlesztése, beindult a próbaüzem, melynek alapvető célja az Ingói-berek vizének szabályozása. Ennek során a vizet nyugati irányba, Zalavár felé vezették át a II. ütem töltésén hatalmas területet elárasztva. A rekonstrukció tervei alapján ezen az elárasztott területen a víz kiterjedése a csapadékos időjárás és a vízkormányzás függvényében szabadon változik, azonban több év kell ahhoz, hogy Zalavár irányába a nagyobb víztér nyugati peremén új átmeneti sásos élőhelyek

alakuljanak ki. Amennyiben ez a sásos szegély zóna a vízjárás függvényében kialakul, akkor ez újra potenciális élőhelyet jelent számos kisemlős, közöttük az északi pocok számára is. Azonban a 2014-es évben tapasztalható folyamatos csapadékos időjárás előre nem prognosztizálható hatása is jelentősen megemelte a Kis-Balaton lápterületeinek vízszintjét, ami nem csak a felújított vízvédelmi rendszer területén, hanem azokon kívül eső területek esetén is jelentős természetes zavaró hatásként jelentkezett. Így ebben az évben a vízvédelmi rendszer felújításából eredő mesterséges elárasztás és a csapadékos időszak természetes vízutánpótlása kumulatív negatív hatásként értékelhető a teresztris fajok, így a kisemlősök lápterületeken történő szétterjedését és mennyiségi viszonyait. Ennek a kumulatív negatív hatásnak a következményei a monitorozás folytatásával, következő mintavételi években tudjuk felmérni.

7. Összefoglalás

A Kis-Balaton kisemlős faunájának monitorozásában a 2010-es év nagy esőzése és az ezt követő magas vízállás miatt, az azóta is monitorozott mintavételi területeken 2010 után nem tudtuk kimutatni a fokozottan védett északi pocok (*Microtus oeconomus*) jelenlétét. Ezért az elmúlt években a populáció szintű monitorozást nagyobb csapdázási ráfordítású és térléptékű faunisztikai feltérképezés váltotta fel, azzal a céllal, hogy az északi pocok újabb maradvány szubpopulációnak előfordulását feltérképezzük. Az elmúlt három év mintavételi ráfordítását tekintve 2014-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 őszi megszűnt.

A három nyári hónapban megvalósult nagyobb térléptékű faunisztikai monitorozás során összesen 12 kisemlősfajt mutattunk ki. A cickányok (*Soricomorpha*) közül 5, a

rágcsálók 7 fajtát regisztráltuk, melyek közül a területek többségénél a pírók erdeiegér (*Apodemus agrarius*) volt eudomináns. A legnagyobb fajszámú ($S = 10$) kisemlős 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 kisemlős együttest. Az abundancia viszonyok statisztikai értékelésében a három kisemlős csoport (cickányok, pockok, egerek) átlagos fogásszám értékeinek területenkénti és havi összehasonlítását végeztük el. A vizsgált lápterületek elemzésénél mindhárom kisemlős csoport esetében szignifikáns különbséget kaptunk, viszont havi megoszlásban a cickány- és pocokfélekénél 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 pírók 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 kisemlős együttest mutattunk ki. A következőkben cluster analízissel jellemeztük az 5 különböző területen kimutatott kisemlős 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 hatásokkal 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 lápterületeknek, valamint hónap és lápterület 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 kisméltós 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 lápterületeken jellemző kisméltós együttesek összetétele és szerkezete egy vizsgálati éven belül is jelentősen különbözhet.