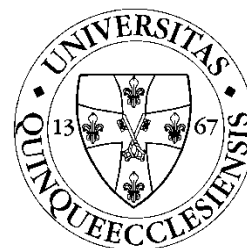




**XXXII. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia**



**A fajkompozíció és a közösségi struktúra denzitásfüggő
változása lékvágással fragmentált erdőfoltok kisemlős
együtteseinél**

Szerző:

Jánosa Gergely

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

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Pécs
2015. április 8-10.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3.
2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés	5.
3. Célkitűzések	8.
4. Anyag és módszer	10.
4.1 Mintavételi terület	10.
4.2 Csapdázási metodika	14.
4.3 Fogási adatok feldolgozása	15.
5. Eredmények.....	17.
5.1 Az élőhelytípusok faunisztikai összehasonlítása.....	17.
5.2 Közösségi vizsgálatok	22.
5.3 Tér- és időbeli változók hatásának vizsgálata általános lineáris modellek (GLM) alapján	23.
5.4 A fajok karakter értékének meghatározása	26.
6. Diskusszió.....	31.
7. Összefoglalás.....	34.

1. Bevezetés

A különböző mennyiségű és minőségű zavarások és bolygatások okozta hatások miatt az erdő, mint biotóp a világon mindenhol veszélyeztetett. Mára már kevés olyan erdőterület maradt, ahol ebben természetes, spontán folyamatok tanulmányozhatók. Ezeket a területeket erdőrezervátumként különítette el a természetvédelem. Magyarországon 1991-ben indult be az Erdei Ökoszisztéma Rezervátum program, mely során 71 rezervátumot jelöltek ki. Ezek célja, hogy a fragmentumokban megtalálható értékes erdőtársulásokat fenntartsák és a természetes, vagy természet közeli életközösségek ökológiai és evolúciós folyamatait biztosítsák (CZÁJLIK 1991).

A zavarás olyan rövid ideig tartó hatás, amely a környezet megváltoztatásával a populációra vagy az életközösségre negatívan hat. A zavarásokat két nagy csoportra tudjuk osztani, mint a természetes és antropogén eredetű zavarásokra. A természetes zavarások lehetnek abiotikusak, melyek közül az erdőterületek esetében az erdőtüzeknek van nagy jelentősége (MORENO & OECHEL 1994, MONROE & CONVERSE 2006), mely zavarás mind térben (heterogenitás, foltosság), mind időben (kiszámíthatatlan, előre nem prediktálható) nagy variabilitást okoz, és erős hatása van az erdei életközösségben jellemző produktivitásra, diverzitásra, valamint a stabilitásra (KILGORE 1987, ZWOLAK & FORESMAN 2007). A természetes vagy természetközeli erdőállományokban jellemző ökológiai folyamatokra hatva, az extrém időjárási tényezők is jelentős negatív abiotikus zavarásként jelentkeznek (HUMPHRIES *et al.* 2004). Természetes zavarások másik nagy csoportja biotikus eredetű (FLECK & HARDER 2000, SHEPARD *et al.* 2001, KROHMER 2010). Ezek közül kiemelt fontosságúak a különböző rovarkártevők biomasszában megjelenő kártétele (MICKLER *et al.* 2000, KNAPP 2010), valamint a vadkár, amely különösen az erdőfelújítások során az ültetett palánták vagy csemeték pusztulását okozza, vagy a növényzet megújulását gátolja (SZEMETHY *et al.* 2013).

A természetes zavarások mellett a megmaradt erdőket az emberi beavatkozások, az ember által indukálta zavarások veszélyeztetik. A közép-európai mérsékelt övi erdők tekintetében élőhely-degradáló, fragmentációt okozó antropogén hatás a természetes környezet erdőtlenítése, az intenzív erdőgazdálkodás megerősödése, a mezőgazdaság fejlődése és az urbanizáció (RUNDEL *et al.* 1998, KOZLOV *et al.* 2009). Ezek összességének eredményeképpen az elsődlegesen erdővel borított, majd mezőgazdasági területekkel tarkított erdős tájból mezőgazdasági, ipari, vagy urbanizált táj alakult ki (ANGELSTRAM 1992).

A megmaradt erdőkben jelentős hatása van az erdőgazdálkodásnak, amely a vegetáció átalakításával befolyásolja az ott élő közösségek összetételét, szerkezetét. A modern erdőgazdálkodás egyik fő célja a biológiai sokféleség és a gazdasági erdők együttes megőrzése (BENGTTSSON *et al.* 2000). Ehhez az erdei ökoszisztémákra, megfelelő tudományos ismeretek segítségével kidolgozott kezelési gyakorlat szükséges (SIMBERLOFF 1999). A nagy léptékű zavarások drámai hatással vannak a környezetre, míg ezzel szemben a természetes fadőlés által keletkezett lékek és egyéb kisleptékű zavarások kevésbé befolyásolják a fejlődő állományokat és a vegetációt (SPIES *et al.* 1990, LERTZMAN & KREBS 1991, HOLAH *et al.* 1993). A végvágásos módszer helyett részleges vagy kis zavarással járó erdőművelési beavatkozásokat használnak (AUBRY *et al.* 1999), így az erdőgazdálkodásban a végvágásos módszerrel ellentétben, elterjedőben van a lékvágásos módszer is (COATES & BURTON 1997). Ennek során sajátos mikroklímájú és vegetációjú élőhelyfoltok keletkeznek, mely szigetszerű foltok a faállomány pusztulásával természetes módon is létrejönnek (természetes lékek). A lékvágásos erdőgazdálkodás módszerét használják az általunk vizsgált Bükkhát Erdőrezervátum pufferterületén. A lékek, a hozzájuk kapcsolódó változatos faállomány összetételű és korú erdőállományok és a környező területek nagyfokú mozaikossága (erdő, gyepek, mezőgazdasági területek, változó vízállású területek) megváltoztatja a korábbi homogén erdőképet, amely mint új élőhelyi környezet a Bükkhát Erdőrezervátum területén hatással van az állatfajokra, így a terasztrisz kisemlősök közösségi összetételére és a közösséget alkotó populációk tér-időbeli viszonyaira.

A kisemlősök fontos szerepet töltenek be az erdei ökoszisztémákban. A különböző élőhelyeken meghatározó kulcs-szerepet játszanak a táplálékhálózatokban (CAREY *et al.* 1999; GUNTHER *et al.* 1983). Produktivitásuk az életmenet stratégiájuk következtében egy adott élőhelyen nagy denzitást képesek elérni, sőt gradációra is képesek (pl. STENSETH & IMS 1993, DELATRE *et al.* 1999, LIMA *et al.* 1999). Fontos táplálékaik a ragadozó madaraknak és emlősöknek (CAREY *et al.* 1992, VERTS & CARRAWAY 1998, JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998), ugyanakkor maguk is elsődleges fogyasztóként gerinctelenekkel (BUCKNER 1966, ELKINTON *et al.* 1996) és növényekkel táplálkoznak (SULLIVAN *et al.* 1990), valamint érzékenyek a megváltozott környezeti paraméterekre, valamint indikálják az élőhelyükön bekövetkező degradációt is (CAREY & HARRINGTON 2001, PEARCE & VENIER 2005, CONVERSE *et al.* 2006).

A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett kisemlős felmérésünk mindkét mintavételi évben a Nyugat-Magyarországi Egyetem és a PTE TTK által kooperációban végzett komplex erdészeti és botanikai kutatáshoz kapcsolódik, amely vizsgálatokat szakmailag a Mecseki

Erdészeti Zrt. is támogatja. A kisemlős kutatási programok alapvető célja, hogy a felújító vágásokkal keletkezett lékekben jellemző kisemlősök mennyiségi és minőségi viszonyait összehasonlítsuk a zavartalan puffterületű erdőállományok, mint kontrollterületek kisemlős adataival, illetve az évek közötti különbségek bemutatása. A tervezett munkák során alapvetően azt a kérdést vizsgáljuk, hogy a két vizsgálati évben a mintavételi területek, valamint a szezonok között van-e különbség a kisemlős együttesek összetételében, a karakter fajok abundancia viszonyaiban.

Jelen dolgozat célja a keletkezett lékekben, illetve a zárt erdőben végzett kisemlős csapdázások két éves eredményeinek összehasonlítása. A vizsgálati évek vonatkozásában elemezzük a mesterséges lékekben és a zárt erdőfoltokban kimutatott kisemlős együttesek fajkompozícióját, a diverzitás tér-időbeli különbségeit, illetve a vizsgált erdőfoltokra, továbbá ezeken belül elkülönített mikro-élőhely foltok összefüggésében meghatározzuk a fajok indikátor vagy karakter értékét.

2. Témafelvetés és irodalmi áttekintés

Magyarországon is, csak úgy, mint az egész világon problémát jelent a természetes és természet közeli élőhelyek feldarabolódása, megszűnése (WILCOVE *et al.* 1986, BÁLDI 1996). Habitat fragmentációról akkor beszélünk, ha egy korábbi nagyobb területből egy sor kisebb, összterületre nézve csökkent méretű fragmens keletkezik (WILCOVE *et al.* 1986). A fragmentáció során így kialakult fragmenseket olyan mesterséges területek határolják körül, melyek sajátosságai eltérnek a korábbiaktól (pl. erdőművelés, utak). Az élőhelyek leromlása, degradációja következtében kialakuló mozaikos habitat foltoknak hatása van a bennük kialakuló közösségek szerkezetére, komplexitására és azon keresztül stabilitására. Így a közösségek, védett és veszélyeztetett fajok védelméhez fontos, hogy tisztában legyünk a fragmentált foltos élőhelyek környezetében végbemenő populációs és közösségi folyamatokkal (STENSETH 1980).

Az 1990-es években az ökológiában megjelenő biodiverzitás krízis a kisemlős kutatásban is megjelent, számos esettanulmányt, közösségi ökológiai vizsgálatot publikáltak a trópusi területekről. Egyrészt ezek egyik célja a trópusi esőerdők kisemlős közösségeinek megismerése, a fajgazdagság, diverzitás meghatározása (STEPHENSON 1994). A másik fontos megközelítési szempont, hogy a trópusi erdők fragmentálódása milyen hatással van az adott közösségekre, a különböző nagyságú fragmentumok milyen közösségeket tudnak fenntartani,

a fragmentáció következtében létrejövő szegélyhatásnak mennyiben van hatása a kisemlősök fajdiverzitására (FONESCA & ROBINSON 1990, LOMOLINO & PERAULT 2000, PARDINI *et al.* 2005). STEVENS & HUSBAND (1998) Dél- Amerikában végzett ilyen vizsgálatokat, ahol a kisemlős közösség jellemzésére a Shannon- indexet használták, vizsgálták a szegélyhatás és a faj diverzitás közötti összefüggést, megnézték, hogy a szegélytől való távolság függvényében hogyan változik a diverzitás. Azt kapták eredményül, hogy a szegélytől az erdő belseje felé mért távolság függvényében a hőmérséklet csökkent, a relatív páratartalom nőtt és mind a fajszaám, mind a közösség diverzitása szignifikáns növekedést mutatott. Több esettanulmány született Madagaszkár endemikus kisemlős közösségéről, amelyek közül már fentebb is idéztünk. Két erdőrezervátumi területen folytak részletes kisemlős csapdázásos vizsgálatok, ahol a havi adatok alapján elemezték a csapdázás sikerességének szezonális különbségét (STEPHENSON 1994), vizsgálták azt is, hogy az emberi diszturbancia milyen hatással van az endemikus kisemlős közösség diverzitására (STEPHENSON 1993). Afrikában, erdős szavanna kisemlőseinek csapdázások eredményei alapján ugyancsak Shannon-diverzitást és egyenletességet használtak a közösségek összehasonlításához (LINZEY & KESNER 1997). Észak-Amerikai nearktikus erdő kisemlős közösségét (KIRKLAND *et al.* 1998), Hokkaidon idős és fiatal erdei habitatban SAITOH & NAKATSU (1997) végzett kisemlős csapdázásokat. Mindegyik esetben a közösségek értékeléséhez a Shannon-Wiener diverzitás és az egyenletesség számítását alkalmazták.

A mérsékelt és boreális régióban új módszerként a megőrző szálaló vágást alkalmazzák az erdőgazdálkodásban (FRANKLIN *et al.* 1997). Ez a módszer a fakitermelés és a keletkező foltok záródása közötti időszakban segíti fenntartani a zárt területeket kedvelő fajok populációit. Mivel a fakitermelés során ez a módszer nem érint összefüggő nagyobb területeket, segíti a populációk nagyobb mértékű szaporodását, így a populációk és a közösségek rezilienciája nagyobb, ami hozzájárul az erdők őshonos fajkészletének, illetve az itt élő közösségek diverzitásának fenntartásához (CAREY *et al.* 1999, LINDENMAYER *et al.* 2006). A kisemlősök részleges zavarásra adott válaszát a nearktikus erdőterületeken végzett korábbi tanulmányok már kimutatták (WATERS & ZABEL 1998, WILSON & CAREY 2000, SUZUKI & HAYES 2003). GITZEN és munkatársai (2007) azt prediktálták, hogy a zárt élőhelyeket kedvelő, a korai szukcessziós, valamint a generalista kisemlős fajok különböző válaszokat adnak az erdőgazdálkodás mértékére, illetve eltérő mintázatot mutatnak a beavatkozás utáni első két évben, amire már LEHMKUHL *et al.* (1999) eredményei is rámutattak. GITZEN és munkatársainak (2007) esettanulmánya több hipotézist vizsgált, mint a korai szukcessziós fajok pozitív válasza az erdőgazdálkodás alacsonyabb mértékére,

az élőhely generalista fajok gyengén vagy nem reagálnak a beavatkozásokra, a kisemlős együttesek összetétele különböző az érintetlen és a kezelt területeken, illetve a szálalóvágás mintázata (aggregált vagy diszpergált) nem befolyásolja a kisemlősök választát. Tehát a kisemlősök, mint indikátor csoport szempontjából Észak-Amerikában számos esettanulmány eredményeként értékelték az erdőgazdálkodás hatásait (KIRKLAND 1990, FISHER & WILKINSON 2005, ZWOLAK 2009), míg az erre vonatkozó európai vizsgálatok szintézise később született meg (BOGDZIEWICZ & ZWOLAK 2013). Ez az Európa erdeire vonatkozó meta-analízis azt mutatta, hogy a közönséges kisemlős fajok abundanciája nő a végvágás után vagy az erdészeti beavatkozás, mint zavarás nincs rájuk hatással. Ez alól kivételt jelentett a sárganyakú erdeieger, *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR, 1834), amely a boreális régióban csökkent a végvágás után, de ez nem volt kimutatható a mérsékeltövi erdőkben. A kvalitatív adatok értékelése alapján a habitat használat szempontjából erősen specializált fajok (pl.: az arboreális szintben élők) erdőművelésre adott válasza nagyobb változatosságot mutatott, mint a generalista fajoké (BOGDZIEWICZ & ZWOLAK 2013).

SUCHOMEL *et al.* (2012) Dél-Morva területén található síkvidéki erdőkben a különböző habitatok függvényében négy éven keresztül monitorozták a kisemlős közösségeket. A vizsgálatok azt mutatták, hogy a korai szukcessziós helyek (ültetvények) és az erdő szegélyek fenntartják a közösségek magas abundanciáját és diverzitását. A legalacsonyabb abundancia a kezeletlen síkvidéki erdőkben, míg a legmagasabb az ültetvények aljnövényzetében volt megfigyelhető. Legalacsonyabb diverzitás érték a nem termő monokultúrákban volt mérhető. A fajgazdagság szempontjából jelentős különbséget mutattak ki a korai és a késői szukcessziós helyeken. A növényzet struktúráját leíró változók és a kisemlős abundancia közötti összefüggéseket feltáró értékelés eredményeként, alapvetően két kisemlős csoportot határoztak meg, mint a nagy aljnövényzethez és nyitott a lombkoronához kötődő fajokat (1), valamint a nagyon gyér aljnövényzetű, de zárt lombkoronaszinttel jellemzett területek fajait (2). A fentebb idézett tanulmányok alapján látható, hogy a különböző erdőállományokban bekövetkezett hosszú távú változást a kisemlős közösségek struktúrájának változása kíséri, így a kisemlősök alkalmas objektumok különböző erdőgazdálkodási módok által okozott zavarások hatásainak kimutatására (GURNELL 1985, ZWOLAK 2009, BOGDZIEWICZ & ZWOLAK 2013).

HANSSON (1998) az európai mérsékeltövi erdők kisemlősei kapcsán hívta fel a figyelmet az ökológiailag különösen optimális területek fontosságára, kiemelve, hogy az itt élő kisemlősök, elsősorban a rágsálók a habitat szelekció szempontjából generalistának tekinthetők. Az európai erdei élőhelyeken tipikus generalista faj a vöröshátú erdeipocok,

Myodes glareolus (SCHREBER, 1780) (PETRUSEWICZ 1983), a közönséges erdeiegér, *Apodemus sylvaticus* (LINNAEUS, 1758), a sárganyakú erdeiegér (MONTGOMERY 1980, GURNELL 1985), valamint a pírók erdeiegér, *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771), amely különösen kedveli a sűrű vegetációjú nyílt területeket, azonban expanszív fajként, nagy sűrűséggel jelenik meg erdőkben, erdősávokban (GLIWITZ 1981, SZACKI & LIRO 1991).

A fenti irodalmi adatok alapján a kisemlősöket a következő ökológiai jellemzők alapján tekintjük megfelelő indikátor és modell állatcsoportnak:

- nagy szaporodási ráta, gyors demográfiai változás, rövid turnover,
- jelentős mennyiségű biomasszát képviselnek, fontos láncszemei a táplálékhálózatoknak,
- követhető migrációs és szétterjedési mintázat,
- dinamikus kolonizációs és rekolonizációs folyamatok,
- gyors válasz a zavarásokra és egyéb antropogén beavatkozásokra,
- indikációs tulajdonság populációs és közösségi szinten,
- a kártevő fajok vonatkozásában gazdasági jelentőségük is kiemelt.

3. Célkitűzés

Jelen dolgozatban a két eltérő népességű év kisemlős együtteseinek összehasonlítását végeztük el három szünbiológiai megközelítésben, faunisztikai, közösségi ökológiai, illetve a fajok különböző térléptékű élőhelyfoltokra vonatkozó indikációs szerepének szempontjából.

Faunisztikai és közösségi ökológiai megközelítés

Kérdés:

- A két vizsgálati évben a mintavételi területek, valamint a szezonok között van-e különbség a kisemlős együttesek fajgyakorisági mintázatában?
- A kisemlős fajok hierarchikus rendeződése mutat-e eltérést az évek függvényében?

Hipotézis (H₁₀): A két év faj-gyakorisági mintázata nem különbözik.

(H₁₁): A két év faj-gyakorisági mintázata különbözik.

Predikciók:

- A tipikus karakter erdei fajok a zárt erdőfoltok mellett a lékeket is használják.
- A nyílt területek fajai viszont inkább a lékekben detektálhatók, így a lékek fajgazdagsága nagyobb, mint a zárt erdőfoltoké.
- Az erdőgazdálkodás során keletkezett mesterséges lékek növelik az erdő kisemlős fajkészletét.
- A sűrűség növekedése pozitívan befolyásolja a fajgazdagság és a diverzitás indexek értékét.
- A sűrűség hatás a közösségi struktúra változásában is megnyilvánul.

Tér-, időbeli változók elemzése

Kérdések:

- A tér és időbeli magyarázó változók mennyiben befolyásolják a fajösszetételt, illetve a diverzitást?

Hipotézis: (H₂₀): A prediktor változók hatása nem érvényesül.

(H₂₁): A prediktor változók és ezek különböző interakciójának van hatása a vizsgált közösségi paraméterekre.

Predikciók:

- A demográfiai mintázatban tapasztalt évek különbségnek jelentős szerepe van a fajgyakorisági viszonyok alakulásában.
- A fenti különbségek a térbeli eloszlást, a fajok erdő- és lékhasználatát is megváltoztatja.

Indikációs megközelítés:

Kérdések:

- A kisemlős fajok jelenléte vagy hiánya, valamint mennyiségi viszonyaik mennyiben indikálják az élőhelyen bekövetkezett változást a két év összehasonlításában?

Hipotézis: (H3₀): A fajok foltokra vonatkozó indikációs szerepe nem különbözik a két évben.

(H3₁): Az indikációs határ és a karakterértékek különböznek.

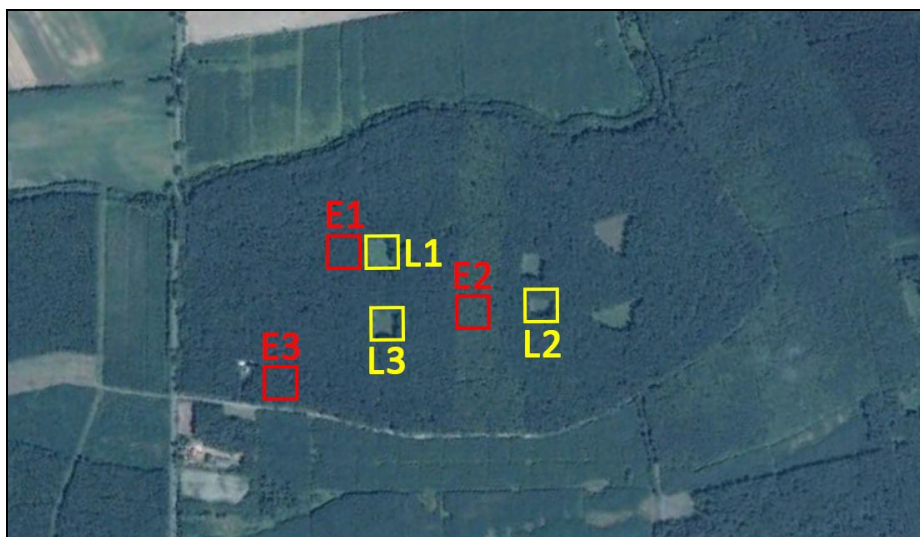
Predikciók:

- A megjelenő, nyílt területeket kedvelő fajok a lékeket indikálják.
- Makrohabitat léptékben (erdőfoltok) a tipikus erdőlakó fajoknak nincs indikációs értéke, viszont mikro-élőhely léptékben már indikálnak bizonyos foltokat, amely utal a térbeli szegregációs mechanizmusra.
- A sűrűség különbsége, illetve a 2014-ben megjelent fajok megváltoztatják a dominanciaviszonyokat, ami a fajok indikátor tulajdonságát megváltoztatja.

4. Anyag és módszer

4.1. Mintavételi terület

A tervezett vizsgálat helyszíne a 2002-ben erdőrezervátummá nyilvánított Bükkhát területe. A 33. sz. Bükkhát Erdőrezervátum a Drávamenti-síkságon, közelebbről a Fekete-víz síkján, Vajszló és Páprád települések között található (ármentesített területen). A magterületeket 2002 óta semmiféle bolygatás nem érte legalább, így ezeken megindult a természetes előregedés, holtfa- és lékképződés. A védőzóna hasonló korú állományaiban 2002-től kezdve különböző méretű, alakú és intenzitású lékes felújító vágásokkal kísérleteznek.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése az erdőrezervátum puffterületén 2013-2014-ben

A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen három fiatalkorú (1-2 év) és kisméretű (0,1 – 0,3 ha) mesterséges lék (L1-L3), valamint 3 zárt erdőtagban helyezük ki a mintavételi kvadrátot (1. ábra). Az L1 léktől nyugati irányban található szomszédos erdőtagban tükör szimmetrikusan mértük ki a mintavételi területet, illetve helyeztük el csapdahálót (E1). A L2 és L3 lék közötti erdőtagban a két lék közötti távolság felénél jelöltük ki a másik vizsgált erdőfoltot (E2). E kettő, lékekhez közeli erdőrész kontrolljaként a korábbi, 1994 és 2003 között mintázott erdőtagban jelöltük ki a zárt erdőt reprezentáló harmadik mintavételi területet (E3).

A kvadrátokon belül a vegetáció részletes felmérése alapján mikro-léptékben további élőhely foltokat jelöltünk ki:

Mesterséges lékek:

- lék belső területe, illetve a lékbelső jellegű területek (LB)
- szegély magas cserjeszinttel (SZM)
- erdőjellegű szegély (SZE)
- szeder dominálta szegély (SZR)

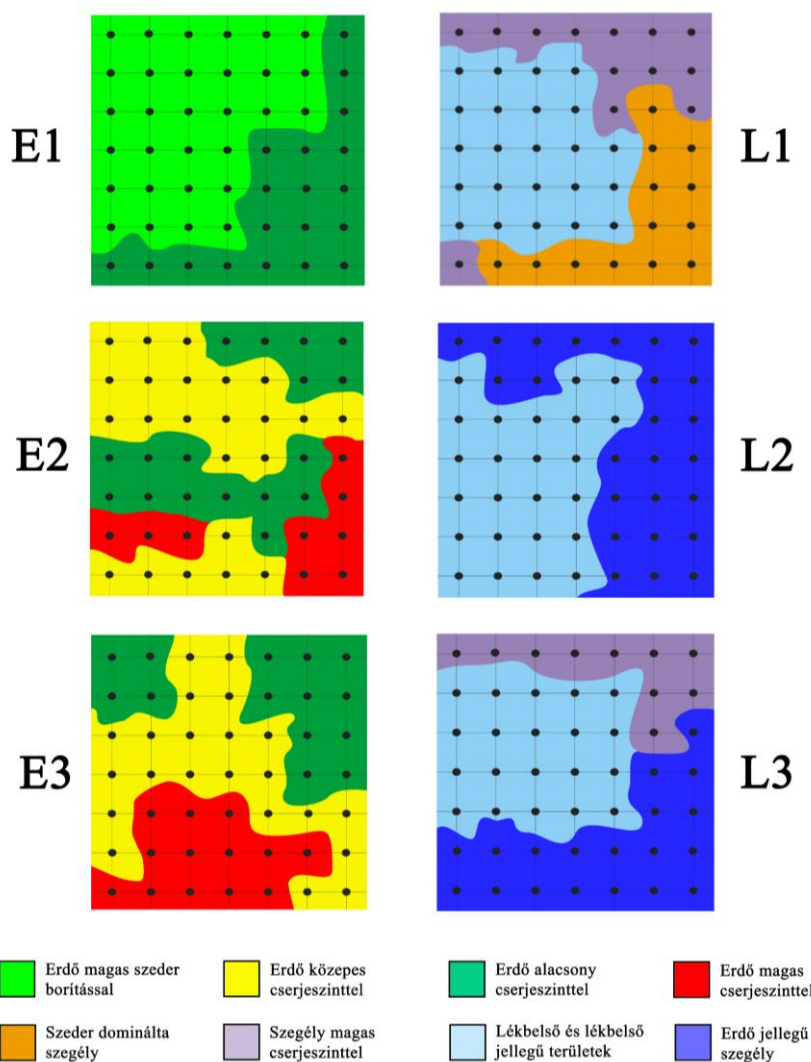
Zárt erdőterületek:

- erdő alacsony cserjeszinttel (EA)
- erdő közepes cserjeszinttel (EK)
- erdő magas cserjeszinttel (EM)
- erdő magas szederborítással (ER)

Lék belső területe, illetve a lékbelső jellegű területek (LB): A lék területén a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható (leszámítva a helyenként megjelenő 0,5- 1 m magas tősarjakat). A kedvező besugárzási és tápanyagviszonyoknak köszönhetően a lékekben dús vegetáció alakult ki a 2011-es évben történt léknyitás óta. A gyepszint borítása a kerítést körülvevő szegélyzónát leszámítva közel 100%-os. A lékbelső jellemző fajai az egynyári és évelő lágyszárúak (csomós szittyó - *Juncus conglomeratus*, borzas sás - *Carex hirta*, erdei sás - *Carex sylvatica*, kerek repkény - *Glechoma hederacea*, erdei tisztesfű - *Stachys sylvatica*, békaszittyó - *Juncus effusus*, hamvas szeder - *Rubus caesius*), melyek 40-50 cm magas aljnövényzetet képeznek. Több gyom (egynyári seprence - *Stenactis annua*, betyárkóró - *Conyza canadensis*, nagy csalán - *Urtica dioica*) és invazív faj (magas aranyvessző - *Solidago gigantea*) is megjelenik a lékek belső területén. A lékben

megjelennek a nedvességkedvelő fajok (csomós szittyó - *Juncus conglomeratus*, borsos keserűfű - *Polygonum hydropiper*), melyek utalnak az erdő letermelése utáni elvizesedésre.

Szegély magas cserjeszinttel (SZM): A léket körülvevő erdőállományok esetében a léknyitás hatására megváltoztak a besugárzási viszonyok. A többletfény hatására bizonyos cserjefajok számára ideális körülmények alakultak ki. A cserjeszintet a léket körülvevő szegélyben jellemzően 2,5 méternél magasabb cserjék (veresgyűrű som - *Cornus sanguinea*, egy és kétbibés galagonya - *Crataegus monogyna* és *C. laevigata*, fagyal - *Ligustrum vulgare*), és az állományalkotó fajok újulata (gyertyán - *Carpinus betulus*, mezei juhar - *Acer campestre*, magyar kőris - *Fraxinus angustifolia*, mezei szil - *Ulmus minor*) alkotja. A cserjés foltok területén a gyepszint borítása változó, a magas cserjeszint által beengedett fénynek köszönhetően, helyenként 60 % feletti borítású is lehet.



2. ábra: A mintavételi területeken belül elkülönített mikroléptékű élőhelyfoltok

Erdőjellegű szegély (SZE): A lékeket körülvevő erdőállományokban, a lék déli szegélye mentén (a lékektől távolabb), jellemzően a kisméretű (0,12 ha) L2 lék mellett található folttípus. A lombkoronaszint záródásának mértéke a foltok területén magas (75 % feletti). A lombkorona kétszintes a felső szintet a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) és a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia*) alkotja (D130: 30-35 cm), az alsó szintben gyertyán (*Carpinus betulus*), magyar kőris (*Fraxinus angustifolia*), mezei juhar (*Acer campestre*) és mezei szil (*Ulmus minor*) található (D130: 10-15 cm). A foltokban cserjeszint borítása alacsony (40 % alatti). A cserjeszint jellemző fajai a mezei juhar (*Acer campestre*), veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), gyertyán (*Carpinus betulus*) és az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*). A gyepszint foltban változatos borítású, domináns fajai a társulásra jellemző erdei fajok (eredi szálkaperje - *Brachypodium sylvaticum*, szagos müge - *Galium odoratum*, erdei sás - *Carex sylvatica*, borostyán - *Hedera helix*).

Szeder dominálta szegély (SZR): A léket körülvevő erdőállományok esetében a léknyitás nagy bolygatással jár, és hatására megváltoztak a besugárzási viszonyok. Ez a két tényező jelentős mértékben hozzájárult a szederfajok számára kedvező körülmények létrejöttéhez. A vadszeder és (*Rubus fruticosus*) a hamvas szeder (*Rubus caesius*) a léket körülvevő foltokban egységes, zárt állományt képez, borítása meghaladja a 80 %-ot, magassága 40-60 cm. A szeder dominálta szegélyben a lombkoronaszint zártsága alacsony, cserjeszint az erdészeti beavatkozásoknak köszönhetően a legtöbb foltban hiányzik, a gyepszintben a két szederfaj dominál.

Erdő alacsony cserjeszinttel (EA): cserjeszintjének borítása változó, magassága 0,5 m-1,3 m-ig terjed. A cserjeszintet ezekben a foltokban cserjék (veresgyűrű som - *Cornus sanguinea*, egy és kétbibés galagonya - *Crataegus monogyna* és *C. laevigata*, fagyal - *Ligustrum vulgare*, fekete bodza - *Sambucus nigra*), és a lombkoronaszintet alkotó egyes fajok újulata (gyertyán - *Carpinus betulus*, mezei juhar - *Acer campestre*), magyar kőris - *Fraxinus angustifolia*, mezei szil - *Ulmus minor*) alkotja.

Erdő közepes cserjeszinttel (EK): cserjeszintjének borítása változó, magassága 1,3 m-2,5 m-ig terjed. A cserjeszintet ezekben a foltokban cserjék (veresgyűrű som - *Cornus sanguinea*, egy és kétbibés galagonya - *Crataegus monogyna* és *C. laevigata*, és a lombkoronaszintet alkotó egyes fajok újulata (gyertyán - *Carpinus betulus*, mezei juhar - *Acer campestre*) alkotja.

Erdő magas cserjeszinttel (EM): cserjeszintjének borítása változó, magassága 2,5 m-3,0 m-ig terjed, gyakran összefolyik az alsó lombkoronaszinttel. A cserjeszint domináns faja

ezekben a foltokban a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), melyhez helyenként gyertyán (*Carpinus betulus*) vegyül. Ezek a foltok gyakran összeérnek az alsó lombkoronaszinttel.

Erdő magas szederborítással (ER): A lombkoronaszint záródásihiányának köszönhetően, az alsóbb szintekre jutó többletfény hatására kedvező feltételek alakulnak ki a szederfajok számára. A vadszeder (*Rubus fruticosus*) és a hamvas szeder (*Rubus caesius*) az E1-el jelölt kvadrát foltjaiban egységes, zárt állományt képez, borítása meghaladja a 80 %-ot, magassága 40-60 cm. A foltban a cserjeszint borítása alacsony, magassága jellemzően 2,5 méter feletti, domináns faja a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*).

4.2. Csapdázási metodika

Mindkét vizsgálati évben három lékben és a három zárt erdőfoltban egyenként 7×7-es csapdahálót használtunk, amit lékek teljes lefedettsége és a szegélyhatás vizsgálata érdekében a 12 m-es csapdatávolsággal helyeztünk ki, amely csapdasűrűség a feltett kérdések és mintavételi ismételtek tekintetében optimálisnak tekinthető. Ennek megfelelően a 6 különböző mintakvadrát alapján összesen 294 elevenfogó kisemlős dobozcsapdával (75×95×180 mm) végezzük a felmérést. A 6 csapdaháló rácspontjait az első mintavételi periódus előtt pontosan kimértük és számozott vízálló műanyag kartonlapokkal ellátott 100 cm-es karókkal jelöltük.

Az elevenfogó csapdák alkalmazásával a fogás-jelölés-visszafogás (capture - mark - recapture = CMR) módszert alkalmazzunk. Mindkét évben júliustól augusztusig négy hónapon keresztül végeztük a felmérést, minden mintavételi hónapban 5 éjszakai napi periódusokban csapdázunk. A mintavételezésnél éjszaka és nappal is működnek a csapdák, így reggeli ellenőrzés (700) szükséges. Az öt napos csapdázási periódus alatt így 5 alkalommal kell ellenőrizni a csapdákat. Ennek megfelelően mindkét évben 5880 csapdaéjszaka adatait használtuk fel az elemzéshez.

A csapdázások során feljegyezzük a befogott állat nemét (nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, a hímek és a nőstények ivarzó állapotát, tömegét, csapdaszámot és az egyéni kódját. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmazzuk. Ez a módszer egyedi jelölést biztosít és az állat a fogástörténete során mindig azonosítható, valamint a csonkítással szemben természet- és állatvédelmi, valamint etikai szempontból is elfogadott. A csapdaellenőrzések adatait terepi naplóba rögzítjük, amelynek adatmezői mindig azonosak, ami mind az adatbevitelt, mind a visszafogások könnyebb visszakeresését biztosítja. Csalétekként lenolajjal kevert kukoricát, illetve szalonnát használtunk.

4.3 Fogási adatok feldolgozása

Az elevenfogó csapdázás alapján végzett kisemlős monitorozás adatait Access adatbázisban tároljuk, amelyben egy rekord egy mintavételi ellenőrzés során megfogott kisemlős egyed adatait tartalmazza (faj, csapdaszám, kor, ivar, tömeg, egyedi kód, fogáskód). A statisztikai vizsgálatok során elsőként megadtuk mintaterületeken jellemző kisemlős együttesek fajösszetételét és a fajok fogásszám alapján kapott gyakorisági megoszlását a két vizsgálati év tekintetében. A jelenlét-hiány adatok alapján a vizsgált erdőfoltok és a mesterséges lékterületek fajszámának különbségét az átlagos fajszám megadásával (box-plot diagram) szemléltettük és mivel az adatok nem voltak normál eloszlásúak, a fajszám különbségét Mann-Whitney U teszttel vizsgáltuk (ZAR 2010). A közösségi struktúra leírásához mindkét élőhely típusra (zárt erdő, lék) vonatkozóan a kvantitatív adatok alapján Euklideszi távolság értékek számításával a fajokat hierarchikus cluster analízissel, UPGMA fúziós módszert alkalmazva osztályoztuk. A cluster analízist és a kapott denogrammok grafikus megjelenítését Past programban (HAMMER *et al.* 2001) végeztük el.

A faj-gyakorisági viszony méréséhez Shannon-diverzitást alkalmaztunk:

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

ahol a p_i az i -edik faj egyedszámának aránya a mintában, S pedig a fajok száma. A diverzitás tér (mintaterületek) és időbeli (havi) különbségét egyutas ANOVA felhasználásával (feltételek ellenőrzése mellett). A szezonális különbsége külön a lékek és külön az erdőterületek adatai alapján is vizsgáltuk.

A különböző élőhelyek karakter fajainak meghatározására az IndVal-módszer (Indicator Value) alkalmas, amely statisztikai eljárás az indikátor, vagy egy adott közösségen belül a karakter fajok vizsgálatára (DUFRÊNE & LEGENDRE 1997):

$$\begin{aligned} IndVal_{ij} &= A_{ij} * B_{ij} * 100 \\ A_{ij} &= N(individuals)_{ij} / N(individuals)_i \\ B_{ij} &= N(traps)_{ij} / N(sites)_i \end{aligned}$$

A képletben szereplő A_{ij} a specifikusság, ahol az N_{ij} az i -edik faj átlagos egyedszáma a j -edik élőhelyen (habitattípusban) és N_j az i -edik faj átlagos egyedszámának összege az összes élőhelyen (vagy élőhelycsoportban). B_{ij} a fidelitás mértéke, ahol $N(traps)_{ij}$ a j -edik

csoportban azoknak a csapdák vagy mintavételi egységek száma, ahol az i -edik faj jelen volt, N (**sites**) _{i} a j -edik élőhely csoportban található összes csapda száma. Az indikátor- érték meghatározását az IndVal 2.0 programmal végeztük el, amely randomizációs számítások alapján a számított indikátor-értékek szignifikanciáját is megadja.

A közösségi paramétereket (fajgazdagság, alfa-divertziás, egyenletesség), mint függő változókat két magyarázó változó (év, erdőfolt), valamint a domináns és ritka fajok abundancia adatait, mint folytonos változók függvényében általános lineáris modellek (GLM) alkalmazásával vizsgáltuk. A módszer alapján feltételezzük, hogy a közösségi paraméterek, mint függő változók a magyarázó változók lineáris függvényei, amelyhez még egy nominális eloszlású hiba is hozzáadódik:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon,$$

ahol a β_0 az egyenes y tengellyel való metszéspontja (intercept), a β_1 az egyenes meredeksége, az ε a véletlen hiba. Az egyenes paramétereit (β -k) az adatokból becsültük a közönséges legkisebb négyzetek módszerével (OLS-módszer). Az eltérés-négyzetösszegek statisztikai értékelésénél F-próbát alkalmaztunk, melynek eredményét táblázatban adtuk meg. Ha Y függ az X -től, akkor a meredekségi értékek (β -k) szignifikánsan eltérnek $\beta=0$ -tól, amit t -próba statisztikával teszteltünk. A GLM elemzéséhez STATISTICA 8 szoftvert használtuk (STATISTICA 8.0 1991).

Azok az indikátor fajok, amelyek a legjobban jellemzők az egyes élőhely csoportokra és ezeken az élőhelyeken, vagy élőhelycsoportokban a minták többségében megtalálhatók. Abban az esetben, amikor a fajok csak egy habitat-csoportban vannak és ezen belül is csak néhány mintahelyen fordulnak elő (ezek ritka fajoknak tekinthetők), aszimmetrikus indikátoroknak hívjuk ($\text{IndVal} < 55\%$). Tehát ezek a fajok nincsenek minden mintahelyen, de kötődnek ehhez az élőhelyhez. A másik csoport a szimmetrikus indikátor fajok, amikor egy adott élőhely csoport minden egyes mintahelyen ott van ($\text{IndVal} > 55\%$).

Az IndVal módszert a vizsgálatba bevont élőhely típusok száma alapján többváltozós statisztikai eljárásnak kell megelőznie, amely alapján kódolni tudjuk az egyes élőhelyeket. A faj kompozíció és fajok tömegességi adatai alapján az élőhely foltok hasonlóságának meghatározására kvantitatív távolság index (Bray-Curtis index) segítségével végeztünk cluster analízist. A hasonlósági struktúrát hierarchikus cluster analízissel kaptuk meg, fúziós módszerként nem súlyozott átlagot (UPGMA) alkalmazva. (TÓTHMÉRÉSZ 1996). Az indikátor érték elemzést mindkét évben egyrészt a hat mintavételi terület (három erdő, három lék),

másrészt a részletes botanikai felmérések alapján elkülönített mikro-élőhelyfoltok (8 mikrohabitat) használata alapján is elvégeztük.

5. Eredmények

5.1 A mintavételi évek faunisztikai összehasonlítása

A Bükkhát Erdőrezervátum területén végzett csapdázások során a 6 mintavételi területen 2013-ban 459, míg 2014-ben pedig 1257 kisemlős példányt fogtunk meg, az első mintavételi évben 9, a második évben 12 kisemlős fajt mutattunk ki. A cickányok (Soricidae) 5 faja, a pocokfélék (Arvicolinae) esetében is 3 faj fordult elő a vizsgált pufferzónában (1. táblázat).

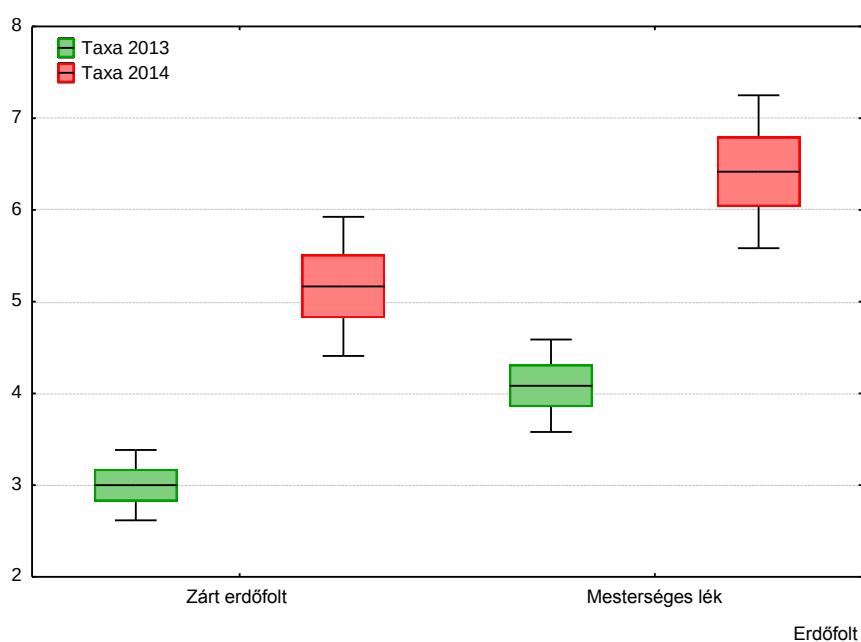
1. táblázat: A kimutatott kisemlős fajok jelenlét-hiány adatai a két vizsgált élőhely típusban

Fajok	Zárt erdőfoltok (2013)	Zárt erdőfoltok (2014)	Mesterséges lékek (2013)	Mesterséges lékek (2014)
<i>Crocidura leucodon</i> (Cle)	-	+	+	+
<i>Crocidura suaveolens</i> (Csu)	-	+	+	+
<i>Neomys anomalus</i> (Nan)	-	-	-	+
<i>Sorex araneus</i> (Sar)	-	+	-	-
<i>Sorex minutus</i> (Smi)	-	-	-	+
<i>Apodemus agrarius</i> (Aag)	+	+	+	+
<i>Apodemus flavicollis</i> (Afl)	+	+	+	+
<i>Apodemus sylvaticus</i> (Asy)	+	+	+	+
<i>Microtus agrarius</i> (Mag)	-	+	-	+
<i>Microtus arvalis</i> (Mar)	-	+	+	+
<i>Microtus glareolus</i> (Mgl)	+	+	+	+
<i>Micromys minutus</i> (Mmi)	-	-	+	+
<i>Mus spicilegus</i> (Msp)	-	-	+	-

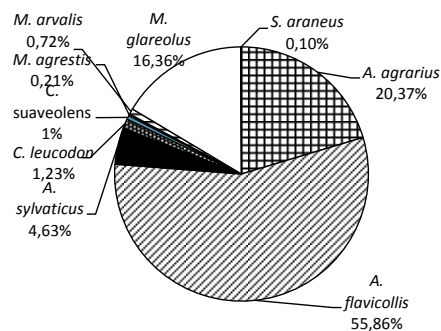
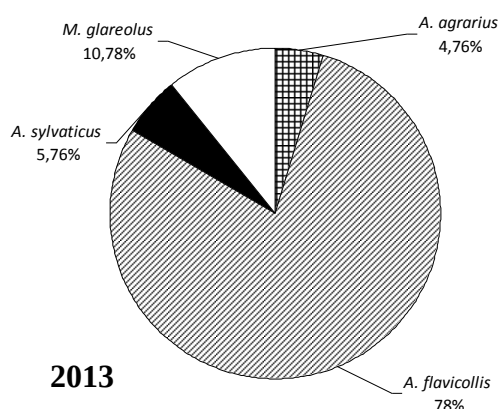
2013-ban a zárt erdőfoltokban négy fajt mutattunk ki, melyek közül három *Apodemus* faj, a sárganyakú és a közönséges erdeieger, valamint a pirók erdeieger együttes előfordulását bizonyítottuk, mely fajok mellett a közép-európai lombhullató erdők tipikus pocok faja, a vöröshátú erdei pocok is jelen volt. A mesterséges lékek területén a négy karakterfaj mellett további öt kisemlős fordult elő, melyek közül fontos kiemelni a két mezőgazdasági területeken fontos rágcsálót, a mezei pocok és a güzüegér lék területeken történő megjelenését. 2014-ben 9 kisemlős faj jelent meg a zárt erdőfoltokban, melyek között a 3 *Apodemus*

nemzetségbe tartozó fajon kívül a *Crocidura* genus 2 faja, a keleti cickány és a mezei cickány, valamint a nedvesebb területeket kedvelő erdei cickány szerepelt. Ezen felül a tipikus erdőlakó vöröshátú erdeipocok mellett a nyílt területeket (szántókat, réteket) előnyben részesítő mezei pocok és a Magyarországon védett csalityjáró pocok jelenlétét regisztráltuk. Az utóbbi évben a mesterséges lékekben 11 fajt mutattunk ki, melyből 8 azonos a zárt erdőtagokban kimutatott fajokkal. Ezeken a területeken 2014-ben új fajként jelentek meg törpecickány, a Miller-vízicickány, valamint a csalityjáró pocok jelenlétét is. A faunisztikai eredmények közül kiemelkedő a vizsgálati területeken megjelent 7 védett faj, melyek a nyílt és száraz területeket kedvelő *Crocidura* genus két cickány faja, a *Sorex* nemzetség 2 faja, a Miller-vízicickány, a csalityjáró pocok, illetve a 2010 óta védett törpeegér. Három faj, a sárganyakú és a közönséges erdeieger, illetve a pirók erdeieger minden habitatban mindkét mintavételi évben előfordult.

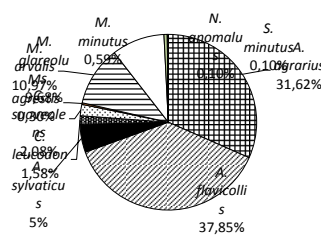
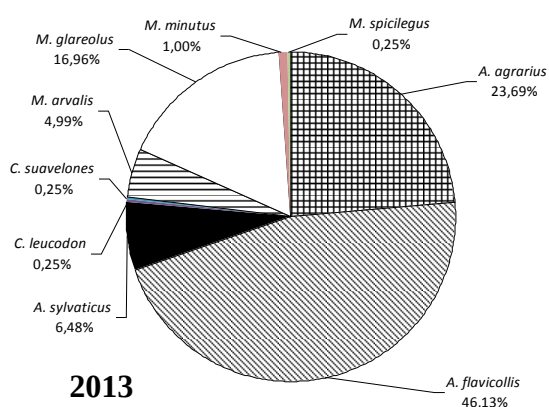
A habitatok fajszámának összehasonlításában a két év között szignifikáns mutattunk ki mind a zárt erdőfoltok (Mann-Whitney U Teszt (erdő): $z = 3.925$, $P < 0.01$), mind pedig a mesterséges lékek tekintetében (Mann-Whitney U Teszt (lék): $z = 3.666$, $P < 0.01$) (3. ábra).



3. ábra: A két különböző habitat átlagos fajszámának különbsége a mintavételi években



4. ábra: Fajok erdőfoltokban kapott fogásszám értékeinek százalékos megoszlása a két évben (2013, 2014)

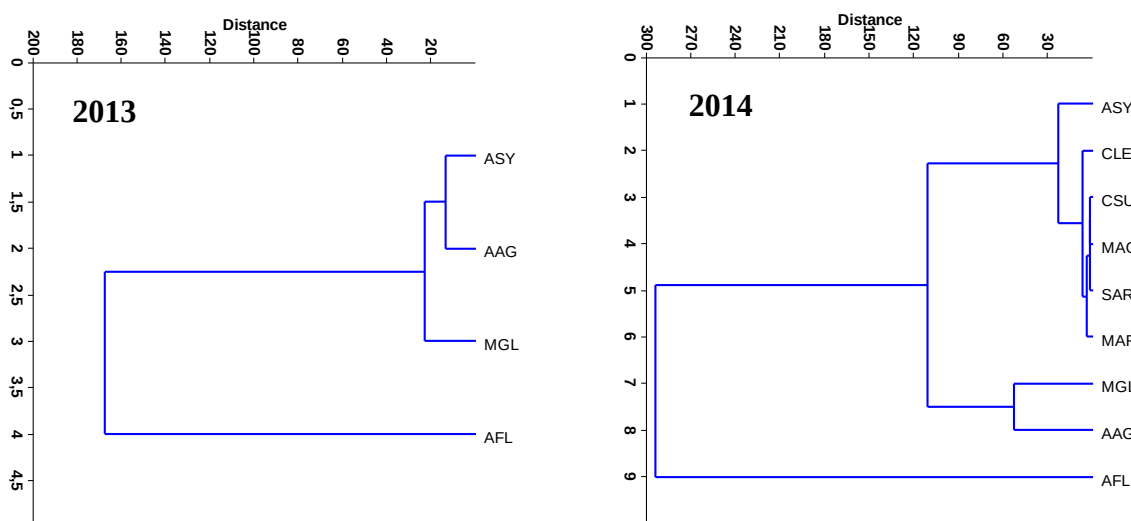


5. ábra Fajok lékekben kapott fogásszám értékeinek százalékos megoszlása a két évben (2013, 2014)

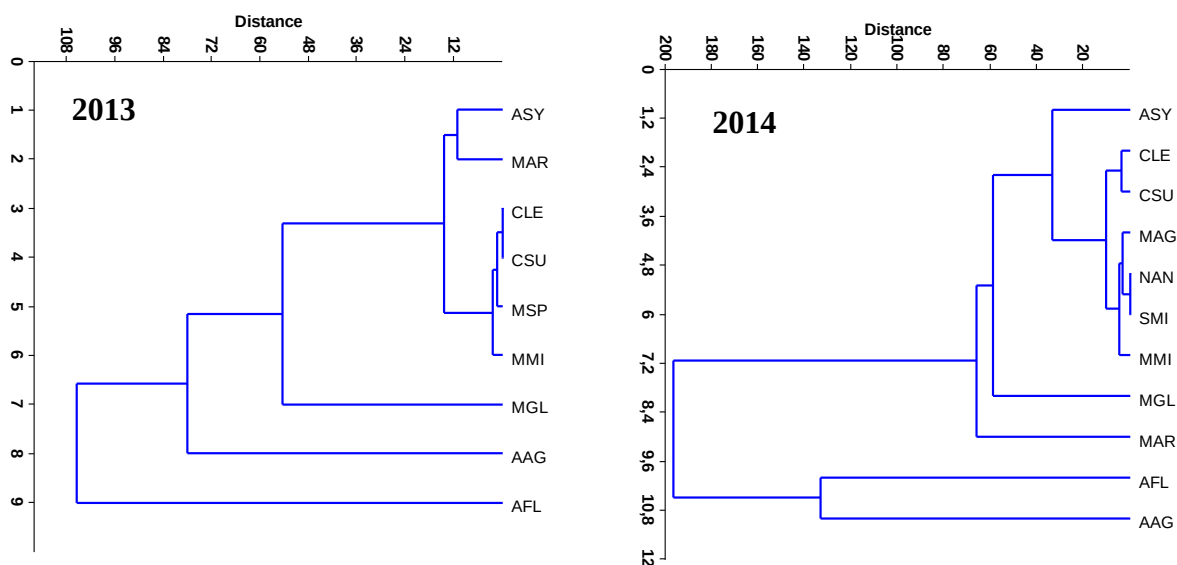
A fajok közül a sárganyakú erdeieger mind az erdőfoltokban, mind a lékekben eudomináns fajként jelent meg, ez különösen kimagasló volt a zárt erdőben, többi faj összegyedszámához viszonyítva több mint 50 %-os gyakorisági értékben fordult elő. Az erdőfoltok tekintetében a pirók erdeieger a gyakorisági értéke 20 % fölé emelkedve a második, míg az erdei pocok 16 %-os gyakorisággal a harmadik leggyakoribb faj volt. A közönséges erdeieger a két évben hasonló fogási arányokkal szerepelt (4. ábra). A mesterséges lékekben a nagyobb fajsza miatt az erdőkhöz viszonyítva eltérően alakultak a faj-gyakorisági viszonyok. A sárganyakú erdeieger abundanciája ezeken a nyílt területeken is jellemző volt, azonban itt a befogásának gyakorisági értéke nem érte el az 50 %-ot. A pirók erdeieger ezeken a területeken is nagyobb gyakorisággal fordult elő, a tavalyi 24 % helyett 32 %-os előfordulási arányt képviselt. Ezzel szemben az erdei pocok százalékos aránya jelentős mértékben lecsökkent, ennél fogva a harmadik leggyakoribb faj 2014-ben már nem az erdei, hanem a mezei pocok volt. A lékek vonatkozásában fontos kiemelni, hogy a kisebb fogási gyakorisággal jellemzett fajok közül nagyon hasonló értékkel használta a lékeket a

közönséges erdeiegér és a környező mezőgazdasági területekről szétterjedő és a lékeket preferáló mezei pocok. A fentebb említett hét védett fajt (5 cickány, csaltitjáró pocok és a törpeegér) csak néhány alkalommal fogtuk meg, így fogási gyakorisági értékünk 0-2 % közé esett (5. ábra).

A fajgyakorisági értékek alapján kvantitatív hasonlósági index felhasználásával mind a két élőhelyre és évre vonatkozóan elemeztük a kimutatott fajösszetétel cluster analízisét. A zárt erdők 2013-ban és 2014-ben megfogott fajait ábrázoló dendrogramjai visszatükrözték a kvantitatív értékek alapján fentebb vázolt dominancia különbségeket, miszerint az eudomináns erdeiegér nagy távolság értékkel különült el a többi szubdomináns fajtól (5. ábra).



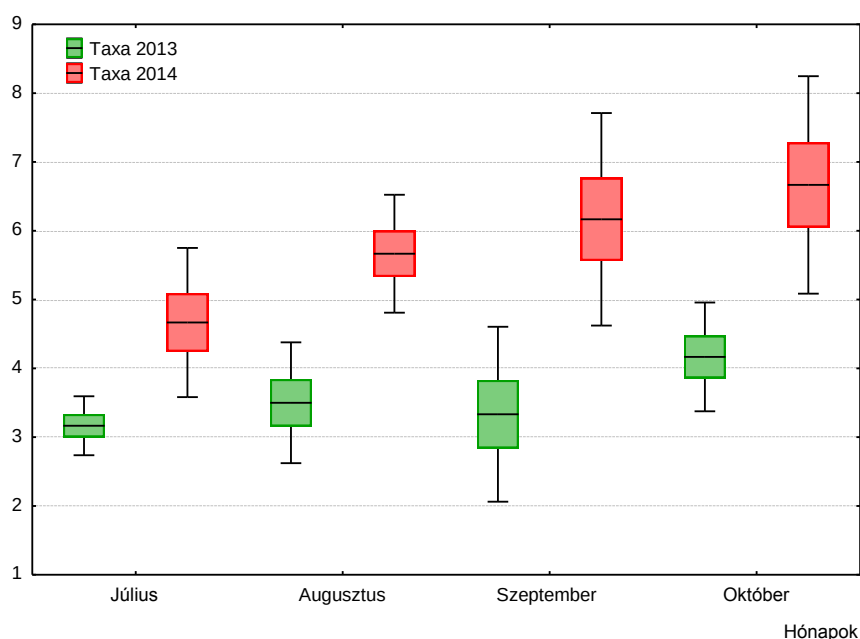
5. ábra: Közösségi struktúra a zárt erdőfoltokban (2013, 2014)
(Euklideszi távolság, UPGMA)



6. ábra: Közösségi struktúra a mesterséges lékekben (2013, 2014)
(Euklideszi távolság, UPGMA)

A lékek adatai alapján kapott dendrogram is visszatükrözi a gyakori fajok dominancia viszonyait, illetve magát a gyakorisági rangsort, ám a 2014-es év adatai alapján a mesterséges lékekben a sárganyakú erdeieger és a pirók erdei hasonló távolságértékekkel különül el a többi fajtól, majd a gyakorisági értékeknek megfelelően a mezei pocok, végül az erdei pocok válik el a ritka fajoktól. Az utóbbi évben a mezei pocok már nem szubdomináns, hanem domináns fajként van jelen, háttérben szorítva az erdei pockot. E négy karakterfaj mellett a lékekben kimutatott további kisemlősök két kisebb clusterben válnak el a dendrogramon, melyek közül a kisebb csoportot a magasabb gyakorisági értékkel jellemezhető közönséges erdeieger alkotja. Másik kisebb csoportba a 2013-as adatokkal ellentétben 6 legkisebb gyakorisággal kimutatott faj tartozik, melyek közül a két *Crocidura* genus faja és a törpeegér védett fajként fontos színező elemei voltak a lékekben jellemző kisemlős együtteseknek (5. ábra).

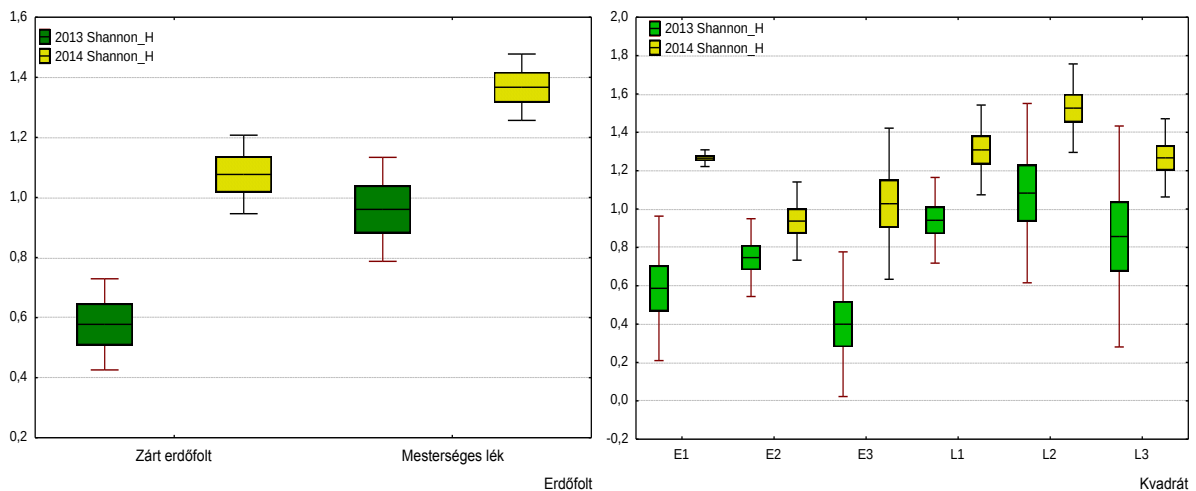
Az összes mintavételi terület alapján vizsgálva a fajszám értékek változását a két évben, havi felbontásban növekvő tendenciát mutattak. Az átlagokhoz tartozó széles konfidencia átfedések miatt a mintavételi periódusok között azonban nem kaptunk szignifikáns különbséget (Kruskal-Wallis teszt: $H = 3.993$, $P < 0.01$) (7. ábra). A diverzitás növekvő tendenciáját az őszi denzitásfüggő szétterjedés eredményeként értelmeztük, mely során több fajpopuláció gyarapodása miatt az egyedek szétterjednek így ősszel nagyobb a valószínűsége annak, hogy a vizsgált területeken több faj egyedeit tudjuk kimutatni.



9. ábra: Fajszám értékek havi megoszlásban

5.2 Közösségi vizsgálatok

A két élőhely típusra összegzett adatokból számított átlagos Shannon-diverzitás értékek megoszlása alapján a 2014-es évi habitatokban szignifikánsan magasabb a kisemlős együttesek diverzitása a 2013-as területekhez viszonyítva (kétmintás t-teszt (zárt erdőfoltok): $t = 5.488$, $P = 0.001$; kétmintás t-teszt (mesterséges lélek): $t = 4.359$, $P < 0.01$) (9. ábra). A kvadrátok adatai alapján végzett diverzitási számítások alátámasztották az összegzett adataink által kapott eredményeket. A mesterséges lélek esetében 2013-ban meghatározó volt a második lék értéke, míg a zárt erdőfoltoknál a harmadik erdő volt jelentős szerepe a kapott különbségben. Ezzel szemben a 2014-es mintavételi évben a zárt erdőfoltok közül a második erdő értéke volt kulcsfontosságú, ám a lélek tekintetében megmaradt második lék kiemelkedő szerepe. A mintavételi területek adatai alapján számított átlagos diverzitás értékek megoszlása alapján szignifikáns különbségeket kaptunk vizsgált területek összehasonlításában (egyutas ANOVA: $F = 2.341$, $P < 0.05$). Ezt az eredményt a 2014-es területek és a területeknek megfelelő 2013-as adatok közötti statisztikai különbség (LSD-teszt: $P < 0.05$) eredményezte, mely alól kivételt képez a második erdőtag (E2), ami az évek összehasonlításában nem mutatott szignifikáns különbséget (10. ábra).



9-10. ábra: A kisemlősök diverzitásának átlagos megoszlása a két élőhely típus és a hat mintaterület alapján

Mind a két különböző élőhely típusra összevont, mind a mintavételi területek adataiból számított fajszám és diverzitás értékek eredményei az H_{11} hipotézist bizonyították, tehát a két év faj-gyakorisági mintázata eltérő.

5.3 Tér- és időbeli változók hatásának vizsgálata általános lineáris modellek (GLM) alapján

A GLM módszer alkalmazásával az általunk megadott két magyarázó változónak, a mintavételi éveknek és az elkülönített erdőfoltoknak a fajszámra és a Shannon-diverzitásra külön-külön, illetve együttesen kifejtett hatását vizsgáltuk. A két magyarázó változó faj abundanciájára gyakorolt hatásának mértékét látjuk a 2. táblázatban, pirossal kiemelve a szignifikáns eredményeket. A 3. táblázatban a GLM regressziós vizsgálataiból származó, a függő és a magyarázó változók közötti relációt kifejező meredekségi értékeket és ezeknek a nulla meredekséghez ($\beta = 0$) viszonyított t - próba-statisztika eredményeit tüntettük fel. A két vizsgálati év és a két elkülönített erdőfolt kategória összes kombinációját tüntettük fel a táblázatokban, melyek a 2014-es évhez és a mesterséges lécekhez, mint átlagbecsléshez (intercept) képest negatív vagy pozitív hatással voltak a fajszám, valamint a diverzitás változására.

A fajszám értékeinek vizsgálata során mindkét változó szignifikánsan meghatározó volt, míg ezen változók együttes hatása már nem volt szignifikáns jelentőségű (2. táblázat).

2. táblázat: A két magyarázó változó és additív hatásukat vizsgáló varianciaanalízis eredménye a fajszám esetén

Fajok/változók	Fajszám			
	SS	df	F	P
Intercept	1045,333	1	1010,872	< 0.01
Év	60,752	1	58,747	< 0.01
Erdőfolt	16,333	1	15,795	< 0.01
Év×Erdőfolt	0,083	1	0,081	0,778

Az átlagbecsléshez képest a 2013-as évben negatív paraméterbecslést kaptunk a fajszám tekintetében, valamint szintén negatív összefüggést kaptunk a zárt erdőfoltokban a mesterséges lécekhez viszonyítva (3. táblázat).

3. táblázat: A GLM paraméter becslésének eredményei a fajszám esetén

Fajszám / változók	β	SE	t-érték	P
Intercept	4,667	0,147	31,794	< 0.01
Év	-1,125	0,147	-7,665	< 0.01
Erdőfolt	-0,583	0,147	-3,974	< 0.01
Év×Erdőfolt	0,042	0,147	0,284	0,778

Az elemzések során a gyakori fajok abundanciája, mint folytonos változó hatását is vizsgáltuk a fajszám vonatkozásában. Arra voltunk kíváncsiak, hogy a területen eudomináns sárganyakú erdeiegér, a vöröshátú erdeipocok és a pirók erdeiegér abundancia viszonyainak változása mennyiben befolyásolja a fajszám változását. A gyakori fajok gyakorisága, mint folytonos változó önmagában nem adott szignifikáns eredményt, ám az erdőfolttal együtt, valamint a 3 változó együttes hatása már szignifikánsan pozitív összefüggést mutat a fajszám értékek alakulásával. Ezen felül az év és az erdőfoltok additív hatása is érvényesült (4. táblázat).

4. táblázat: A két magyarázó változó, a folytonos változó és additív hatásukat vizsgáló varianciaanalízis eredménye a fajszám esetén

Fajszám/változók	SS	df	F	P
Intercept	4,131	1	5,788	0,021
Év	0,157	1	0,219	0,642
Erdőfolt	8,880	1	12,440	< 0.01
Gyakori rodent	0,191	1	0,267	0,608
Év×Erdőfolt	7,025	1	9,842	< 0.01
Év×Gyakori rodent	0,001	1	0,001	0,973
Erdőfolt×Gyakori rodent	7,951	1	11,139	< 0.01
Év×Erdőfolt×Gyakori rodent	7,060	1	9,891	< 0.01

A zárt erdőfoltok negatív kapcsolatot mutatnak a mesterséges lécek vonatkozásában a nyílt területeket preferáló fajok megjelenésének köszönhetően, azonban az évet mint magyarázó változót hozzáadva additív hatásuk pozitív becslést adott (5. táblázat).

5. táblázat: A GLM paraméter becslésének eredményei a fajszám esetén a folytonos változó jelenlétével

Fajszám /változók	β	SE	t	P
Intercept	5,759	2,394	2,406	0,020847
Év	-1,121	2,394	-0,468	0,642
Erdőfolt	-8,443	2,394	-3,527	< 0.01
Gyakori rodent	-1,339	2,586	-0,517	0,608
Év×Erdőfolt	7,509	2,394	3,137	< 0.01
Év×Gyakori rodent	0,089	2,586	0,034	0,973
Erdőfolt×Gyakori rodent	8,631	2,586	3,338	< 0.01
Év×Erdőfolt×Gyakori rodent	-8,133	2,586	-3,145	< 0.01

A következőkben a Sannon-diverzitás elemzését végeztük el GLM segítségével. Ebben az esetben is szintén az év és az erdőfolt mutatott szignifikánsan pozitív kapcsolatot a diverzitásértékekkel, ezzel szemben viszont együttes hatásuk nem adott szignifikánsan kimutatható eredményt (6. táblázat).

6. táblázat: A két magyarázó változó és additív hatásukat vizsgáló varianciaanalízis eredménye a Shannon-diverzitás esetén

Diverzitás/változók	SS	df	F	p
Intercept	47,563	1	934,199	< 0.01
Év	2,461	1	48,334	< 0.01
Erdőfolt	1,360	1	26,701	< 0.01
Év×Erdőfolt	0,026	1	0,505	0,481

A diverzitásértékek vizsgálatánál, a fajszám értékekhez hasonlóan, mind az évek, mind az erdőfoltok tekintetében negatív összefüggést adott a GLM a 2014-ben mesterséges lékekben megjelenő színező fajok miatt (7. táblázat).

7. táblázat: A GLM paraméter becslésének eredményei a Shannon-diverzitás esetén

Diverzitás/változók	β	SE	t-érték	p
Intercept	0,995	0,033	30,565	< 0.01
Év	-0,226	0,033	-6,952	< 0.01
Erdőfolt	-0,168	0,033	-5,167	< 0.01
Év×Erdőfolt	-0,023	0,033	-0,711	0,481

Az alábbi számítások során a leggyakoribb előfordulású sárganyakú erdeiegér abundanciaértékeit használtuk fel, mint folytonos változót. A táblázatokban látjuk, hogy az erdőfoltoknak és a sárganyakú erdeiegér denzitásának mind külön-külön, mind együttesen kifejtett hatásuk szignifikánsan meghatározó jelentőségű (8. táblázat).

8. táblázat: A két magyarázó változó, az AFL, mint folytonos változó és additív hatásukat vizsgáló varianciaanalízis eredménye a Shannon-diverzitás esetén

Diverzitás/változók	SS	df	F	P
Intercept	6,109	1	218,431	< 0.01
Év	0,007	1	0,255	0,617
Erdőfolt	0,246	1	8,793	< 0.01
Afl	0,928	1	33,186	< 0.01
Év×Erdőfolt	0,105	1	3,748	0,060
Év×Afl	0,072	1	2,562	0,117
Erdőfolt×Afl	0,372	1	13,286	< 0.01
Év×Erdőfolt×Afl	0,043	1	1,534	0,223

A diverzitás általános lineáris modellel számolt statisztikai eredményei azt mutatják, hogy a Shannon-diverzitás változására pozitív hatással volt a térbeliség, míg a folytonos változóként megadott sárganyakú erdeiegér tömegességi értéke negatív befolyásolta a

diverzitás alakulását. A fent említett két változó interakciója is negatív iránytangensű becsült meredekséget eredményezett (9. táblázat).

9. táblázat: A GLM paraméter becslésének eredményei a Shannon-diverzitás esetén a folytonos változó jelenlétével

Diverzitás/változók	β	SE	t	P
Intercept	1,652	0,112	14,779	< 0.01
Év	0,056	0,112	0,505	0,617
Erdőfolt	0,331	0,112	2,965	< 0.01
Afl	-0,988	0,171	-5,761	< 0.01
Év*Erdőfolt	0,216	0,112	1,936	0,060
Év*Afl	-0,274	0,171	-1,601	0,117
Erdőfolt*Afl	-0,625	0,171	-3,645	< 0.01
Év*Erdőfolt*Afl	-0,212	0,171	-1,239	0,223

5.4 A fajok karakter értékének meghatározása

A lékvágásos erdőfelújítás során keletkezett mesterséges lékekben és ezzel szemben a zárt erdőterületeken jellemző kisemlős fajkompozíció és ennek tér-időbeli változásának leírása mellett fontosnak tartjuk, hogy a vizsgált élőhely típusok és az ezeken belül elkülönített mikro-élőhely foltok fogási adatait felhasználva, értékeljük a kisemlősök indikációs tulajdonságait, amelyek alapján jellemezni tudjuk a vizsgált élőhelyek minőségi különbségeit. Ennek megfelelően az éves adatok értékelésében fontos szerepet tulajdonítunk a kisemlős fajok különböző vegetációs foltokat, mikro-, illetve makro-élőhelyeket figyelembe vevő indikátor értékeinek meghatározásának. A többváltozós statisztikai eljárásokat is magában foglaló módszer eredményei alapján következtetni tudunk a kisemlősök és az általuk elfoglalt élőhely, mikro-élőhely kapcsolatára, az élőhely-választás és az élőhelyi minőség közötti viszonyokra.

Mindkét évben a hat különböző élőhelytípus (3 mesterséges lék, 3 zárt erdőfolt) hierarchikus cluster analízissel, Bray-Curtis kvantitatív hasonlósági index felhasználásával készített dendrogram alapján kódoltuk az élőhelyeket. A 10-11. táblázat tartalmazza az adott évben adott élőhelyen megfogott egyedek számát, illetve azon csapdapontok számát, ahol a vizsgált élőhelyen belül a faj előfordult. Az első mintavételi évben hat mintakvadrátban összesen kimutatott 9 kisemlős faj adatai alapján futattuk le az IndVal elemzést, amely eredményeit tekintve négy fajnak volt szignifikáns a maximális indikátor-értéke (10. táblázat). A legmagasabb szignifikáns értéket a pirók erdeieger esetében kaptuk, amely fajt elsősorban a

lékek területén regisztráltunk. Ehhez hasonlóan magas szignifikáns maximális IndVal értékkel jelent meg az erdei pocok, ami tipikusan erdőlakó, de ez a faj is a lékekben volt jellemzően nagyobb mennyiségben. A további két faj esetén a szignifikáns maximális érték alacsonyabb volt, melyek közül a közönséges erdeiegér ugyancsak jellemzően erdőlakó, míg a maximális IndVal értékek rangsorát tekintve a negyedik szignifikáns karakter értékű faj a lékekben megjelenő mezei pocok volt (10. táblázat).

10. táblázat: A fajok maximális IndVal-értéke 2013-ban a hierarchikus osztályozása alapján, ahol az egyes élőhelyeknél feltüntetett első érték az adott élőhelyen megfogott egyedek száma, a második érték azon csapdapontok száma, ahol a faj előfordult az adott élőhelyen éves vonatkozásban

Fajok	IndVal	E1	E2	E3	L1	L2	L3
<i>C. leucodon</i>	3.23	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0
<i>C. suaveolens</i>	3.23	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0
<i>M. arvalis</i>	13.78**	0/0	0/0	0/0	2/2	4/4	14/8
<i>M. glareolus</i>	53.83**	11/7	28/17	4/4	10/5	57/19	1/1
<i>A. agrarius</i>	59.83**	14/12	0/0	5/3	76/29	0/0	19/13
<i>A. flavicollis</i>	83.95	113/40	85/40	116/41	61/25	33/21	91/37
<i>A. sylvaticus</i>	18.37*	6/6	11/11	6/5	5/5	13/8	8/7
<i>M. minutus</i>	2.81	0/0	0/0	0/0	0/0	2/1	2/2
<i>M. spicilegus</i>	2.33	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0

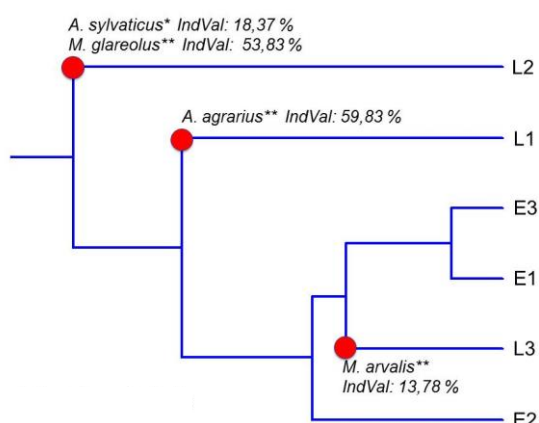
*: $P < 0.05$, **: $P < 0.01$

A második mintavételi évben összesen 12 fajt adatai alapján végeztük el az IndVal számításokat, melynek eredményeképp öt fajnak volt szignifikáns maximális karakterértéke (11. táblázat). Legmagasabb szignifikáns indikátor értékkel a pírók erdeiegér jelent meg, amit főként, a 2013-as adatokat tükrözve, a lékekben mutattunk ki. Második legnagyobb szignifikáns karakterértékkel rendelkező faj a nyílt területeket kedvelő mezei pocok volt, amely faj szinte kizárólag a lékek területén jelent meg. A karakterértékek rangsorában a harmadik szignifikáns indikátorértékű faj a keleti cickány, minden területen előfordult, ám inkább a mesterséges lékek területén regisztráltuk. A további két faj, a törpeegér és a csaltitjaro pocok hasonló szignifikáns maximális értékekkel szerepeltek.

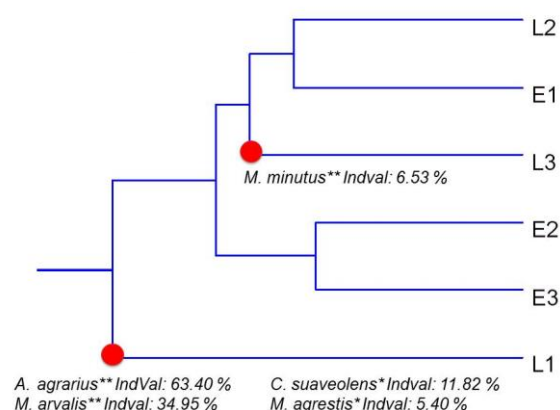
11. táblázat: A fajok maximális IndVal-értéke a hierarchikus osztályozása alapján 2014-es adatok alapján

Fajok	IndVal	E1	E2	E3	L1	L2	L3
CLE	8.90	4/4	7/6	1/1	6/6	8/7	2/2
CSU	11.82*	2/2	2/2	1/1	9/8	8/6	4/4
NAN	2.04	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0
SAR	2.04	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
SMI	2.04	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0
AAG	63.40**	108/37	15/11	75/23	169/44	57/20	94/28
AFL	91.10	132/44	186/44	225/49	89/38	153/46	141/45
ASY	23.97	13/12	15/8	17/12	3/3	34/23	15/12
MAG	5.40*	0/0	2/2	0/0	3/3	0/0	0/0
MAR	32.95**	3/3	0/0	4/3	38/23	15/13	58/22
MGL	42.12	88/33	39/18	32/24	31/18	59/23	8/7
MMI	6.53**	0/0	0/0	0/0	0/0	2/1	4/4

*, $P < 0.05$, **, $P < 0.01$



Mintakvadrátok a 2013-as éves adatok alapján



Mintakvadrátok a 2014-es éves adatok alapján

11-12. ábra: Az élőhelyek dendrogramja (Bray-Curtis-index, UPGMA) az éves adatok alapján, ahol jelöltük az adott hierarchiaszinten szignifikáns maximális indikátor-értékkel rendelkező fajokat

Az élőhelyek 2013-as dendrogramján az adott hierarchia szinten feltüntettük a szignifikáns karakterértékkel rendelkező fajokat, amelyek mindegyike kimondottan a lékeket indikálta, illetve az erdőfoltokra vonatkozóan egyik faj sem kapott szignifikáns maximális indikátor értéket. Az élőhelyi hierarchia második szintjén a kettes lék területét indikálta szignifikánsan a közönséges erdeiegér és az erdei pocok, annak ellenére, hogy mindkettő

tipikusan erdős területek jellemző rágcsálója, bár a közönséges erdeieger számos tanulmány szerint különböző nyílt területeken is előfordul. A pírók erdeieger harmadik hierarchiaszint második élőhelyén, az első lék területén (L1) volt szignifikáns karakter értékű faj, míg a lékekben megjelenő mezei pocok az ötödik hierarchiaszinten a harmadik lék (L3) területét indikálta az erre az élőhelyfoltokra kapott szignifikáns maximális IndVal-értéke alapján (11. ábra).

Az élőhelyek 2014-es clusterén a feltüntetett szignifikáns indikátorértékkel jellemzett fajok szintén a mesterséges lékeket indikálták, ám az előző évvel szemben csak két lékes területeket jellemeztek. A dendrogram segítségével felállított élőhelyi hierarchia második szintjén az első lék (L1) területét indikálta a szántókat, erdőszéleket kedvelő mezei cickány és mezei pocok, a nedves réteken, mély fekvésű mezőgazdasági területeken, nyirkos erdőkben előforduló csalitjáró pocok és a ritkás erdőket preferáló pírók erdeieger. A negyedik hierarchia szinten a harmadik léket (L3) a törpeeger indikálta szignifikáns karakterértékkel. (12. ábra).

A botanikai felmérés alapján kijelölt mikrohabitat foltokra is végeztünk indikátorérték számítását, ahol a 2013-as időszakot tekintve a kilenc fajból három, a 2014-es időszakban pedig tizenkét fajból hat mutatott szignifikáns maximális karakterértéket. Legmagasabb értéket a pírók erdeieger adta, majd másodikként szerepelt az erdei pocok, míg a maximális IndVal-értékek rangsorában a harmadik a mezei pocok volt (12. táblázat).

12. táblázat: A fajok maximális IndVal-értéke a hierarchikus osztályozása alapján, ahol az egyes élőhely foltoknál feltüntetett első érték az adott foltban megfogott egyedek száma, a második érték azon csapdapontok száma, ahol a faj előfordult az adott mikro-élőhelyen 2013-es év vonatkozásban

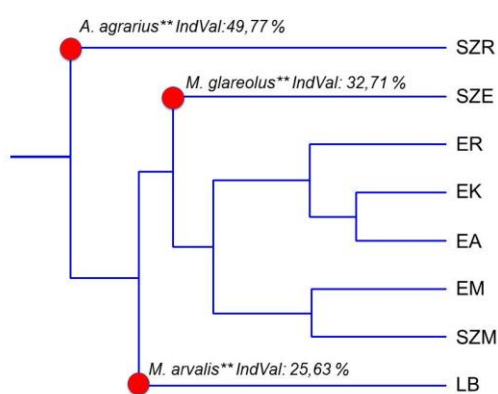
Fajok	IndVal	SZR	SZE	ER	EK	EA	EM	SZM	LB
<i>C. leucodon</i>	2.00	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1
<i>C. suaveolens</i>	3.33	0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0
<i>M. arvalis</i>	25.63**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	19/13
<i>M. glareolus</i>	32.71**	3/2	50/14	7/4	13/9	14/11	9/4	8/4	7/5
<i>A. agrarius</i>	49.77**	22/8	1/1	10/8	3/2	6/5	0/0	8/5	64/28
<i>A. flavicollis</i>	83.95	25/9	46/22	70/26	86/37	112/41	46/17	36/18	78/34
<i>A. sylvaticus</i>	18.26	0/0	12/7	5/5	6/6	8/7	4/4	7/6	7/7
<i>M. minutus</i>	3.66	0/0	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	3/2
<i>M. spicilegus</i>	7.69	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0

*, $P < 0.05$, **, $P < 0.01$

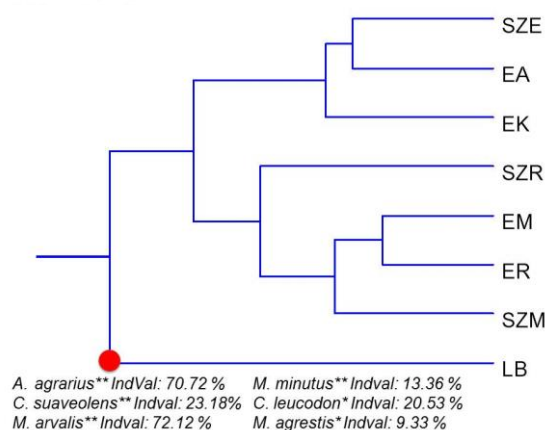
13. táblázat: A fajok maximális IndVal-értéke a hierarchikus osztályozása alapján, ahol az egyes élőhely foltoknál feltüntetett első érték az adott foltban megfogott egyedek száma, a második érték azon csapdapontok száma, ahol a faj előfordult az adott mikro-élőhelyen 2014-es év vonatkozásában

Fajok	IndVal								
<i>C. leucodon</i>	20.53*	2/2	8/7	3/3	2/2	1/1	0/0	3/3	9/8
<i>C. suaveolens</i>	23.18**	4/3	3/3	1/1	3/2	0/0	1/1	2/2	12/8
<i>N. anomalus</i>	3.45	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1
<i>S. araneus</i>	3.33	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	0/0	0/0
<i>S. minutus</i>	3.45	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1
<i>M. agrarius</i>	9.33*	0/0	1/1	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0	3/3
<i>M. arvalis</i>	72.12**	4/4	1/1	3/2	7/5	1/1	2/2	11/6	91/22
<i>M. glareolus</i>	53.14	55/20	73/24	28/18	13/7	15/7	43/18	16/7	12/9
<i>A. agrarius</i>	70.72**	13/10	74/25	30/12	41/10	40/9	54/21	45/12	221/25
<i>A. flavicollis</i>	93.24	148/31	157/32	200/33	28/10	95/19	91/27	63/13	144/28
<i>A. sylvaticus</i>	32.85	27/17	13/10	10/7	1/1	14/7	8/8	5/4	19/14
<i>M. minutus</i>	13.36**	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/1	5/4

*, $P < 0.05$, **, $P < 0.01$



Mintakvadrátok a 2013-es éves adatok alapján



Mintakvadrátok a 2014-es éves adatok alapján

13-14. ábra: A mikroélőhely foltok dendrogramja (Bray-Curtis-index, UPGMA) az éves adatok alapján, ahol jelöltük az adott hierarchiaszinten szignifikáns maximális indikátor-értékkel rendelkező fajokat

A 2013-as adatokból kapott dendrogramon feltüntettük a három szignifikáns maximális értékekkel rendelkező fajt. A pírók erdeieger a második hierarchiaszinten a szeder dominálta szegélyek területét indikálta. A harmadik szint esetében a mezei pocok adott szignifikáns IndVal-értéket a lécek belső területére, illetve a lékbelső jellegű területekre. A harmadik fajunk, az erdei pocok a negyedik hierarchiaszint második ágán az erdőjellegű szegély területeit indikálta.

A második vizsgálati év adataiból kapott dendrogramon a hat faj szignifikáns karakterértékét ábrázoltuk, azonban ebben az évben a feltüntetett fajok mindegyike a hierarchia második szintjén lévő lékbelső, illetve lékbelső jellegű területeket indikálta.

6. Diskusszió

Az erdei élőhelyek kisemlős közösségeinek összetétele és szerkezete nem a véletlennek tekinthető, az erdőterület, az egyes fajok táplálkozásának specializáltsága és az erdők struktúrája, illetve diverzitása befolyásolja (GURNELL 1985, FLOWERDEW *et al.* 1985, ECKE *et al.* 2001, SCHMID-HOLMES & DRICKAMER 2001, NIEDZIALKOWSKA *et al.* 2010). Az erdei biotópban jellemző kisemlős közösségek fajösszetétele és struktúrája nagymértékben függ a termést hozó és a nagy mag (pl.: makktermések) produktivitású fák arányától, amelyek meghatározzák a magevő fajok dominanciáját, mint például az erdeiegek (*Apodemus* genus) fajainak abundanciáját (SUCHOMEL *et al.* 2014).

SUCHOMEL és munkatársai (2014) négy habitat típus vizsgálatában 25 élőhelyfolton végzett csapdázások során 14 kisemlős fajt fogtak meg, melyből 3 regionálisan veszélyeztetett volt. Eredményeink szerint a hat kihelyezett kvadrátban, illetve az ezeken belül elkülönített mikroélőhely foltokban 2013-ban 9 kisemlős fajt fogtunk meg, melyből 3 védett faj volt: két *Crocidura* faj (*Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*), és a *Micromys* genus képviselője, a törpeegér (*Micromys minutus*). Ezzel szemben 2014-ben 12 fajt mutattunk ki, melyből 7 védett faj volt: két *Crocidura* genusba tartozó faj (*Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*), egy *Neomys* faj (*Neomys anomalus*), a *Sorex* nemzetség két faja (*Sorex araneus*, *Sorex minutus*), egy *Microtus* faj (*Microtus agrestis*), illetve a törpeegér (*Micromys minutus*). Ez a fajgazdagság a nagy térléptékű cseh vizsgálatához képest jónak tekinthető, mivel csapdázásaink mindössze két vegetációs időszakot reprezentálnak. A fajok fogásszámának százalékos arányát tekintve SUCHOMEL *et al.* (2014) tanulmányában 3 eudomináns faj szerepel, ahol a sárganyakú erdeieger 45 %-os, az erdei pocok 23.3 %-os, és a mezei pocok 15.7 %-os gyakorisággal fordult elő. E három faj együttes fogásszáma a mintavételezés során teljes fajkészlet összfogásának 84 %-át reprezentálták. Ezzel szemben az általunk kapott eredmények a zárt erdőfoltok viszonylatában a sárganyakú erdeieger 78 %-os abszolút dominanciáját igazolták a 2013-as adatok, ellenben a 2014-ben ez az érték az egyrészt az új fajok megjelenésének, másrészt az előző évben szubdomináns karakterfajok (pirók erdeieger, erdeipocok) létszámnövekedésének köszönhetően 55.9 %-ra csökkentek. Az első mintavételi

évben az erdei pocok alig 10 %-os gyakoriságával a dominancia-rangsor második faja volt, míg a második évben a megnövekedett 16.8 %-os gyakoriságával is csak a hierarchia harmadik fajaként értékeltük. A mintavételezés során kapott fogási adatainkból a zárt erdőfoltokhoz viszonyítva mindkét év vonatkozásában kimutattuk a lékek magasabb fajszámát, illetve diverzitását. A lékek tekintetében a zárt erdőben is jellemző fajok abundancia viszonyai azonban másképpen alakultak. A sárganyakú erdeiegér itt nem haladta meg az 50 %-ot, második leggyakoribb fajként a pírók erdeiegér jelent meg, míg az erdei pocok 16.96 %-os fogási aránnyal a rangsor harmadik helyén szerepel.

GITZEN & WEST (2002) tanulmánya kimutatta, hogy a zárt borítású területeket kedvelő fajok negatív választ adnak a kísérleti lékekre, ami a csökkent előfordulási gyakoriság, alacsonyabb abundancia vagy a felnőtt és reproduktív nőtények alacsonyabb arányában nyilvánul meg. Ezt a negatív választ kutatásunk során mindkét évben kapott eredményeink is igazolták. GITZEN & WEST (2002) eredményei alapján a generalista és a korai szukcessziós stádiumokban is megjelenő fajok sokkal gyakoribbak voltak a lékek területén, mint az erdőkben. Ezt a mintázatot figyelték meg a *Microtus oregoni* fajnál, ugyanakkor a legtöbb faj esetében nem mutattak ki a lékekre adott erős választ. Ehhez hasonló eredménynek tekintjük, hogy a lékek területén kimutattuk a jól kolonizáló, nyílt gyep- és mezőgazdasági területekre jellemző mezei pocok megjelenését. A korai szukcessziós stádiumban lévő erdős területek menedékként szolgálnak, biztosítva ezzel a kisemlősök túlélését, különösen a környező agroönózisokban végzett intenzív mezőgazdálkodás idején. A vegetációs időszakban a szántóföldi területek abundanciája szignifikánsan magasabb, mint az erdős területek abundanciája, amely utóbbi viszont a mezőgazdasági ültetvények kezdeti fejlődési időszakában populációs forrásként ('source habitat') szolgálhat (HEROLDOVÁ *et al.* 2007). Vizsgálataink során a lékekben kimutatott mezei pocok esetében is úgy gondoljuk, hogy a környező mezőgazdasági területekről, vadföldekről szétterjedt egyedeket fogtunk meg, melyek a fentebb idézett tanulmányban is kiemelt magas sűrűségű agroönózisokból jutottak el az erdő belsejében található mesterséges lékekbe. GITZEN & WEST (2002) által a korai szukcessziós fajok erdőgazdálkodásra adott pozitív válaszána hipotézisét erősíti meg esetünkben a *Crocidura* fajok megjelenése is a lékekben, melyek, mint korai szukcessziós stádiumi rovarrevők, színezték a mesterséges lékek kisemlős együttesének fajösszetételét. GITZEN *et al.* (2007) egy a végvágást helyettesítő másik alternatív erdőgazdálkodási módszer vonatkozásában is tesztelte a kisemlősök választát. Ennél a módszernél vagy az alapterülethez viszonyítva különböző mennyiségben vagy különböző mintázatban (aggregált vagy diszperz eloszlás) maradnak meg az idős fák, illetve az aggregált mintázat esetén a szigetszerű

erdőfoltok. Ez a módszer növeli a strukturális komplexitást és a regenerálódó erdő diverzitását (FRANKLIN *et al.* 2002). Ez a módszer idővel segíti az idős erdők jellemző populációinak növekedését, a fauna diverzitását, illetve ezzel fenntartja az erdők őshonos fajkészletét (CAREY *et al.* 1999, LINDENMAYER *et al.* 2006). GITZEN *et al.* (2007) tanulmánya több hipotézist vizsgálva az eredményeik azt mutatták, hogy ennek a fakitermelési módszernek a hatása a kisemlős közösségekre számos tényező miatt regionális variabilitást mutatott. A két legfontosabb faktor a kisemlősök összetételének különbsége, valamint a szélességi körök és a magassági zonalitáshoz kapcsolódó erős klimatikus gradiens volt. A diszperzált és az aggregált mintázatban meghagyott élőhelyek esetén a kisemlősök fogásszáma hasonló eredményeket adott. A kezelt és kezeletlen erdők (kontroll) fajösszetételének hasonlósága csökkent a hagyás fák csökkenésével.

SUCHOMEL *et al.* (2014) esettanulmánya az érintetlen erdőkben mutatott ki magas Shannon (H) diverzitási értékeket, illetve ezeken a területeken volt a legmagasabb a fajszám, ahol a kétszikű növények domináltak. A fűfélék uralta ültetvények alacsonyabb diverzitási értékeket mutattak, míg a legalacsonyabb diverzitás a monokultúrákban volt mérhető. Vizsgálataink ellentétes eredményeket adtak. A mintavételi területeink közül a lékekre kaptunk magasabb Shannon-értéket, ami a lékekben a nyílt élőhelyeket kedvelő fajok megjelenésével magyarázható. Ennek megfelelően eredményeink alapján elvetettük a második nullhipotézisünket (H2), mivel a lékek és a zárt erdőfoltok fajgyakorisági mintázata között jelentős különbséget találtunk.

A fajok indikátor értékének számítása során akár a teljes mintavételi időszakot, akár a szezonális periódusok különbségét nézzük, mindkét esetben elsősorban a lékekben megjelenő fajok mutattak szignifikáns maximális karakterértéket. Ezek közül kiemeljük a pirók erdeiegér különböző lékfoltokat indikáló hatását, amely megerősíti VUKIĆEVIĆ-RADIĆ *et al.* (2006) tanulmányának eredményeit, melyben a pirók erdeiegér indikációs tulajdonságát a nyílt területekre vonatkozóan bizonyították, melyben magas szederborítás volt jellemző. E vizsgálat eredményeit az általunk kapott 2013-as fogási adatok is alátámasztották, mely szerint a pirók erdeiegér mikro-élőhely léptékben a szederrel borított területeket indikálta. Ezzel szemben a 2014-ben a lékbelső jellegű területeket indikálták. Az indikátorérték szempontjából a *Microtus arvalis* lékekben történő megjelenését tartjuk fontos eredménynek, ami egyrészt az észak-amerikai mesterséges lékek vizsgálatában is megjelent, miszerint a különböző területeket érintő fakitermelés növeli a nyílt területeken (füves, mezőgazdasági területek) jellemző, *Microtus* pocokfajok előfordulási gyakoriságát, illetve abundanciájának növekedését (GITZEN & WEST 2002). Az Európában végzett, a végvágás kisemlősökre

gyakorolt hatását elemezve több tanulmány is kiemelte a *Microtus* fajok, ezen belül a mezei pocok a végvágásra adott pozitív válaszát (MIKLOS & ZIAK 2002, BOROWSKI 2003, BOGDZIEWICZ & ZWOLAK 2013). Az indikációs érték szempontjából fontos eredményünk a kimondottan erdei életmódú *Myodes glareolus* (HANSSON 1969, 1978, HENTTONEN & HANSSON 1984) lékeket vagy lékfoltokat indikáló hatása. Európai erdős területekre vonatkozóan több tanulmány kiemelte, hogy az erdei pocok pozitív választ ad a végvágásra, amely területeken abundancia növekedése jellemző (GLIWICZ & GLOWACKA 2000, ECKE *et al.* 2002). A fenti eredményeink alapján az indikációs megközelítésben tett vizsgálatok során felállított $H3_0$ hipotézisünket, miszerint a fajoknak egyik térléptékben sem mutatható ki indikációs hatása, elvetettük és az $H3_1$ hipotézis fogadtuk el.

7. Összefoglalás

A Bükkhát Erdőrezervátum területén tett vizsgálataink során arra a kérdésre kerestünk választ, hogy a lékes felújító vágás során kialakuló mesterséges lécek mennyiben változtatják meg a kisemlős együttesek összetételét, a karakter fajok abundancia viszonyait, valamint meghatároztuk adott térléptékben a fajok jellemző indikátor értékét.

A kisemlős felméréshez a vizsgálati területen három 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 három lékben és a három zárt erdőfoltban egyenként 7×7-es csapdahálót alkalmazunk. A lécek teljes lefedettsége és a szegélyhatás vizsgálata érdekében a csapdák közötti távolság 12 m volt. A heterogén erdőterületen különböző élőhely-foltokat különítettünk el, melyeket botanikai felmérések alapján nyolc kategóriába osztottunk: a lék belső területe és a lékbelső jellegű területek (1), magas cserjeszinttel borított lékszegélyek (2), a lécek erdő jellegű szegélye (3), a szeder dominálta lékszegélyek (4), erdő alacsony (5), közepes (6), magas cserjeszinttel (7) és az erdő magas szederborítású területei (8).

A fogási adatokat felhasználva értékeltük a különböző erdőfoltok kisemlős közösségeinek alfa-diverzitás viszonyait. A közösségi paramétereket havi, szezonális, illetve éves bontásban a lécekre és a zárt erdőfoltokra is kiszámítottuk. A ritka fajokra érzékeny Shannon-diverzitás mindkét évben szignifikánsan magasabb volt a lécekben, mint a zárt erdőben, ami elsősorban a különböző nyílt területekre jellemző fajok (cickány fajok, mezei

pocok, törpeegér) megjelenésének köszönhető. A két év fogási eredménye alapján a 2013-as évet alacsony, míg a 2014-es évet magas denzitású időszaknak tekintettük, melyek között mind a fogási, mind a közösségi ökológiai paraméterek esetén szignifikáns különbséget mutattunk ki. Így a $H1_1$ hipotézisünket fogadtuk el, vagyis, a két év faj-gyakorisági mintázata különbözik. A közösségi paramétereket (fajgazdagság, alfa-divertziás, egyenletesség), mint függő változókat két magyarázó változó (év, erdőfolt), valamint a domináns fajok abundancia adatait, mint folytonos változók függvényében általános lineáris modellek (GLM) felhasználásával elemeztük. A GLM modellek eredményei visszatükrözték azt a hipotézisünket, hogy a denzitás növekedésével nő a kimutatható fajszám. A GLM eredmények mind az abundancia, mind a közösségi ökológiai paraméterek vonatkozásában alátámasztották a magyarázó és a modellekbe beépített folytonos változók jelentőségét. A fajszám tekintetében kiemelt jelentősége volt a lékeknek és a két év különbségének. A Shannon-diverzitás vonatkozásában a GLM modellezés igazolta, hogy az eudomináns sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*) abundancia értéke és a gyakori fajok gyakorisági értékeinek növekedése negatív hatással van a diverzitásra. Az eredmények alapján a $H2_1$ hipotézist igazoltuk, tehát a prediktor változók és ezek különböző interakciójának van hatása a vizsgált közösségi paraméterekre. Az indikátor értékek mindkét évben igazolták a sárganyakú erdeieger magas dominanciáját. Szignifikáns karakter értékkel a pirók erdeieger (*A. agrarius*), a védett törpeegér (*Micromys minutus*), a mezei pocok (*Microtus arvalis*), az ugyancsak védett csaltitjáró pocok (*M. agrestis*), illetve a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*) jelent meg, mindegyik faj az első mesterséges léket és ezen belül a lék belső területeit indikálta. Az indikációs számítások alapján az indikációs határ és a karakterértékek különböznek a két évben, vagyis a $H3_1$ hipotézist támasztottuk alá.