

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



**Kisemlősök makro- és mikroélőhely léptékű
asszociáltságának vizsgálata felújító lékvágásos
erdőgazdálkodással kezelt erdőrezervátumi
pufferterületen területén**

Szerzők:

Kelemen Krisztina és Bán Viktória

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék
Biológia BSc. III. évfolyamos hallgatók

Témavezető:

Dr. Horváth Győző

Pécsi Tudományegyetem
Természettudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológiai Tanszék

Pécs, 2015

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3.
2. Témafelvetés, szakirodalmi áttekintés	4.
3. Célkitűzések	7.
4. Anyag és módszer	8.
4.1. Az erdőrezervátumi terület általános florisztikai jellemzői	8.
4.2. Mintavételi területek elhelyezkedése és jellemzése	9.
4.3. Csapdázási metodika	12.
4.4. Botanikai mintavételezés.....	13.
4.5. Adatfeldolgozás módszerei	13.
4.5.1 A fajok makroélőhely asszociáltságának vizsgálata	13.
4.5.2 A fajok mikroélőhely asszociáltságának vizsgálata	14.
4.5.3 A mért botanikai változók fajokra gyakorolt hatásának vizsgálata ordinációs technikával	15.
5. Eredmények.....	16.
5.1 A makroélőhely vizsgálat eredményei	16.
5.2 A mikroélőhely asszociáltság eredményei	21.
5.2.1 A fajok mikroélőhely asszociáltsága a teljes mintaterületet tekintve	21.
5.2.2 A két vizsgált élőhelytípus elkülönülésének tesztelése.....	24.
5.2.3 A fajok mikroélőhely asszociáltsága a zárt erdőn belül	25.
5.2.3 A fajok mikroélőhely asszociáltsága a léken belül	27.
6. Diskusszió.....	30.
7. Összefoglalás.....	33.
Köszönetnyilvánítás	36.
Irodalomjegyzék.....	37.
Függelék	45.

1. Bevezetés

Az emberi beavatkozások, például a fakitermelés, a különböző erdészeti kezelések, vagy az erdők mezőgazdasági területté történő átalakítása jelentősen megváltoztatja az erdei élőhelyek összetételét és szerkezetét és így az erdők biodiverzitását (BENGTTSSON *et al.* 2000), illetve a fragmentáció következtében megmaradt foltok méretét és ezek izolációjának mértékét, melynek közvetlen, mérhető hatása van az állatpopulációk tér- és időbeli dinamikájára. Ezek a negatív folyamatok először is csökkentik a fajok számára megfelelő erdei élőhelyeket, másrészt ezek minőségét, legalább néhány faj esetében a növekvő szegélyhatásnak köszönhetően (SAUNDERS *et al.* 1991, LAURANCE & COCHRANE 2001).

A kisemlősök jelentős szerepet töltenek be az erdei ökoszisztémákban, a trofikus kapcsolatok egyik meghatározó láncszemei, szerepet játszanak a gomba spórák, ektomikorhizák, (MANGAN & ADLER 2000, FRANK *et al.* 2009), növényi magvak (SANTOS & TELLERIA 1997, VANDER WALL *et al.* 2001) diszperziójában. Számos védett ragadozó madár és emlős táplálékállatai (CAREY *et al.* 1992, FORSMAN *et al.* 1984, ZIELINSKI *et al.* 1983, SHEFFIELD & KING 1994, BONTZORLOS *et al.* 2005). Élőhely választásuk minél szélesebb körű ismerete és az egyes élőhelyek faunisztikai leírása fontos alapkutatási adatokat szolgáltat az egyes fajok ökológiai igényeinek alaposabb megismeréséhez, ami ezzel az értékes erdei ökoszisztémák természetvédelmi kezelését is lehetővé teszi (CAREY & HARRINGTON 2001, PEARCE & VENIER 2005, CONVERSE *et al.* 2006).

Mára már kevés olyan erdőterület maradt, ahol ebben a biotóp típusban zajló természetes, spontán folyamatok tanulmányozhatók. Ezeket a területeket erdőrezervátumként különítette el a természetvédelem. Az elmúlt évtizedekben Európa számos országában jelöltek ki ilyen területeket, amelyek nagy része változatos erdőszerkezetű, gazdag és különleges növény- és állatvilággal rendelkezik, és természetes dinamikát mutat. Az erdők veszélyeztetettsége nem csak Európában, hanem az egész Földön rohamosan növekedett és a konzervációbiológia egyik legégetőbb problémájává vált (pl. TERBORGH 1992, MYERS 1996). A különböző erdőművelési technikák megszakítják a lombkoronaszint folytonosságát és lehetővé teszik az aljnövényzet fejlődését, de hatásukra eltűnik az idősebb erdőkre jellemző holtfa és a farönkök. Az aljnövényzet és a holtfa az élőhely jellemzőinek kulcsszerepű tényezői lehetnek a kisemlősök szempontjából (CAREY & JOHNSON 1995, MANNING & EDGE 2004, MORRISON & ANTHONY 1989, SULLIVAN *et al.* 1999). Tehát a vegetáció fiziognómiai szerkezetének különbségei befolyásolják a kisemlősök niche szegregációját, amely alapvetően

meghatározza az adott területen kialakuló kisemlős közösségek diverzitását (SUCHOMEL *et al.* 2012), valamint rajtuk keresztül mérhető a terület eltartó képessége (CARREY & HARRINGTON 2001). Ezért a kisemlősök az erdei élőhelyek ökológiai állapotának megfelelő indikátorai (PEARCE & VENIER 2005).

Magyarország védett lombos erdői ökológiailag optimális, magas diverzitású területeknek ("hot spot") számítanak, amelyek nagy produktivitással, dús és változatos makro- és mikrovegetációval jellemezhetők. Biodiverzitásuk magas, a dús aljnövényzetű erdőkben sok kisemlősfaj él együtt, ezért kiválóan alkalmasak ökológiai igényeik, habitat használatuk tanulmányozására. Másrészt természetvédelmi megközelítésben a kisemlősök faunisztikai, populációs és közösségi ökológiai vizsgálatával fontos információkat szerzünk egy adott élőhely természetvédelmi értékeléséhez, az élőhely minősítéséhez. A Nyugat-Magyarországi Egyetem által koordinált „Silva Naturalis” program komplex, multidiszciplináris megközelítésen alapuló alap- és célzott kutatásokat végez a folyamatos erdőborítás és az ezt megvalósító természetközeli erdőgazdálkodási módszerek területén. Ennek a kutatásnak az egyik helyszíne volt a Baranya megyében, a Drávamenti-síkság területén található Bükkhát Erdőrezervátum. A projekt célkitűzései alapján számos mintaterületet jelöltek ki mag- és puffterületen, amelyek egy része a lékvágásos erdőgazdálkodás hatását elemezte, botanikai szempontból elsősorban a lékek növényzetének szukcessziós dinamikájára fókuszálva. Ebbe a programba bekapcsolódva vizsgáltuk a lékek és a környező erdőfoltok kisemlős együtteseit, illetve az ezeken belüli fajok élőhely használatát és térbeli szegregációját.

Jelen dolgozatban a 2014-ben megjelenő gyakoribb fajok élőhely-asszociáltságát vizsgáltuk két térléptékben. A puffterületen végzett makro- és mikroélőhely szintű vizsgálat lehetővé teszi a különböző zavarások, erdőművelési technikák és az élőhely fragmentáció hatásának felmérését, illetve az itt élő kisemlősök és a növényzet strukturális kapcsolatának elemzése alapján értelmezhetővé válik a fajok mikroélőhely szegregációja, mely elősegíti az együttélést.

2. Témafelvetés, szakirodalmi áttekintés

Mind alap-, mind alkalmazott ökológiai vonatkozásban fontos a kisemlősök forráshasznosításának ismerete. A források térbeli és időbeli változatossága az élőhelyválasztás mechanizmusain keresztül lehetővé teszi a fajok együttélését (BROWN 1989), illetve jelentős hatása lehet a fajok közti interakciókra és a közösségek szerkezetének

kialakításában (MORRIS 2003, POINTDEXTER *et al.* 2012). Számos klasszikus tanulmány foglalkozott a kisemlősök forrásfelosztásával (BROWN & LIEBERMAN 1973, SCHOENER 1974, ROSENZWEIG 1979, MESERVE 1981), valamint a kompetitív helyzetben fennálló koegzisztenciális mintázatokkal (GRANT 1972, PIANKA 1976, ROSENZWEIG 1979, ABRAMSKY *et al.* 1979, KELT *et al.* 1994), melyek azt mutatták, hogy az élőhely kiválasztása és a források vagy a mikrohabitat felosztás fontos szerepet játszik a kompetíció elkerülésében, illetve a kompetíciós helyzet csökkentésében, amely lehetővé teszi a fajok stabil tér-időbeli együttélését. A különböző mikrohabitatok fontos forrásokat szolgáltatnak a kisemlősöknek és ezen élőhelyek vizsgálata információt nyújthat azzal kapcsolatban, hogy a kisemlősök hogyan hasznosítják ezeket a forrásokat, és hogy ez milyen hatással van a közösségi struktúrára (pl.: PRICE 1978, MIKLÓS & ŽIAK 2002, POINTDEXTER *et al.* 2012). Számos tanulmány igazolta, hogy a különböző kisemlősfajok érzékenyen reagálnak a mikrohabitat léptékű térbeli heterogenitásra, amely elősegíti a koegzisztens fajok közötti térbeli szegregációt (BELLOWS *et al.* 2001, CAREY & HARRINGTON 2001, JORGENSEN 2004, MARTIN & MCCOMB 2002). Ugyanakkor több tanulmány leírta, hogy a makrohabitat sajátosságai jobb prediktornak minősülnek a kisemlősök területhasználatában és térbeli szegregációjában (JORGENSEN & DEMARAI 1999; MORRIS 1984, 1987). COPPETTO *et al.* (2006) munkája kiemeli, hogy ezeknek az ökológiai mintázatoknak az értelmezése bonyolult a különböző térléptékek tekintetében, és továbbra is kérdés, hogy a mikro- vagy makrohabitat jellemzői a meghatározóbbak-e a feltárt mintázatok illetve összefüggések magyarázatában. Így a kutatások azt támasztják alá, hogy a kisemlősök élőhely használatát mind makrohabitat, mind pedig mikrohabitat szinten is érdemes vizsgálni (MORRIS 1984, 1987, JORGENSEN & DEMARAI 1999, KELT *et al.* 1994, 1999, COPPETTO *et al.* 2006, OATWAY & MORRIS 2007). Ugyanakkor JORGENSEN (2004) kiemeli, hogy nehézségeket okozhat a különböző térléptékben az élőhely-asszociáltságra vonatkozó eredmények összehasonlítása, mivel a kutatók különböző módon definiálják a makro- és mikrohabitatot. MORRIS (1987) pontos definíciót adott a két különböző térléptékű élőhely lehatárolására, miszerint a makrohabitat az a térben lehatárolt terület, amelyen belül az egyedek biológiai tevékenysége megvalósul, ökológiai funkciója realizálódik, míg a mikrohabitat egyedek viselkedését befolyásoló releváns környezeti változók összessége.

A fenti hivatkozott tanulmányok alapján a habitat szegregáció általában a kisemlősfajok koegzisztenciáját lehetővé tevő faktornak tekinthető. A vizsgálatunkba bevont fajok közül a sárganyakú erdeiégér, *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR, 1834), a pirók erdeiégér, *Apodemus agrarius* (PALLAS, 1771), valamint a vöröshátú erdei pocok, *Myodes*

glareolus (SCHREBER, 1780) együttes megjelenése, illetve koegzisztenciája jellemző a Nyugat-Palearktikus lombhullató erdőkben (GLIWICZ 1981, BANACH 1987, MITCHELL-JONES *et al.* 1999, SUCHOMEL *et al.* 2012). Jelen tanulmányban további fajként a mezei pocok, *Microtus arvalis* Pallas, 1778 szerepel, mivel a Bükkhát Erdőrezervátumban végzett kisemlős felmérésünk eredményeként ez az elsősorban mezőgazdasági területeket kedvelő, gradációra képes rágcsáló a mesterséges lékekben kolonizáló fajként jelent meg (TÓTH 2014, HENDINGER és JÁNOSA 2014). Az idézett dolgozatok kimutatták a két említett pocokfaj együttes megjelenését, melyet más tanulmányok is megerősítenek, bár ismert, hogy e két, filogenetikailag különböző subcladusba tartozó Arvicolinae fajnál (ROBOVSKY *et al.* 2008) a táplálékhasznosítás tér- és időbeli eloszlása különbözik. A mezei pocok inkább föld alatti faj, olyan mikrohabitatot foglal el, ami állandó környezeti körülményeket biztosító csőszerű alagutakból és az ezekből felépülő rendszereket összekötő föld feletti ösvényekből áll (DOBLY 2001). Főként helyhez kötött, térben és időben a faj számára várhatóan megjelenő táplálékot fogyaszt, pl.: hajtások, levelek. Az erdeipocok azonban változó, időszakos táplálékforrásokat részesít előnyben, melyek egyetlen felkereséssel kimeríthetők pl.: magvak, gyümölcsök és rovarok (HANSSON 1985). Továbbá bonyolult talajszinti vegetáció-struktúrájú mikrohabitat foltokat gyakran összekötő ösvények nélkül használ, ami sokrétű tájékozódási képességet követel meg a különböző élőhelyfoltok közötti mozgáshoz (HAUPT *et al.* 2010).

Bár ezek a rágcsálófajok az erdei élőhelyek széles skáláján előfordulnak, mégis jelentős különbség van az élőhelyi heterogenitásra adott válaszaikban. Számos tanulmány szerint az erdeipocok élőhely generalistának tekinthető, a magas cserjeszint borítású és a sűrű aljnövényzetű lombhullató erdők jellemző faja (NIETHAMMER & KRAPP 1978, GURNELL 1985, MAZURKIEWICZ 1986, 1994). Egyes tanulmányok alapján az erdei pocok a nyílt területeket is kedveli (HANSSON 1978, HENTTONEN & HANSSON 1984). TORRE & ARRIZABALAGA (2008) mediterrán hegyvidéki erdőkben végzett kutatásaik alapján az erdei pocokot habitat specialistaként írták le, mivel a legtöbb nyirkos erdőben magasabb sűrűséggel fordult elő, azonban ritka volt vagy hiányzott a cserjés és gyepes élőhelyeken. TATTERSALL *et al.* (2002) mezőgazdasági környezetben végzett esettanulmánya az erdei pocok élőhely specialista jellegét hangsúlyozta, mivel a felmérés szerint a faj nagy sűrűséggel fordult elő lineáris sövényekben, de nem használta a nyílt parlag területeket és mezőgazdasági ültetvényeket. A sárganyakú erdeieger a tölgyes és az idős bükkös erdőterületeket kedveli (NIETHAMMER & KRAPP 1978, CASTIÉN & GOSALBEZ 1994) és gyakran eudomináns faja a hegyi és hegyvidéki erdőkben jellemző kisemlős közösségeknek (TRUBENOVA & MIKLÓS 2007, SUCHOMEL *et al.* 2009, HILLE & MORTELLITI 2010). Az európai erdők területén számos vizsgálatot végeztek a

koegzisztens rácsálófajok mikrohabitat és forrás-felosztásával kapcsolatban (CANOVA 1993, MARSH & HARRIS 2000, MIKLOS & ŽIAK 2002, HILLE & MORTELLITI 2010). A tanszék ártéri területeken végzett korábbi kutatásai kimutatták, hogy égerligetben és az ezzel szomszédos újraerdősödő élőhelyen, amely területeken sűrű aljnövényzet és cserjeszint volt jellemző, a sárganyakú erdeiegeérrel szemben az erdei pocok volt eudomináns faj (HORVÁTH *et al.* 2005, 2008). A pirók erdeiegeér, *Apodemus agrarius* (Pallas, 1771) tipikus generalista, euryök fajnak tekinthető (NIETHAMMER 1976), amely változatos élőhelyeket használ, előfordul mezőgazdasági ültetvényeken, réteken, legelőkön, bokros területeken, erdőkben, gazdasági épületek környékén (ANDRZEJEWSKI & WROCLAVEK 1961, CHEŁKOWSKA 1969, ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA *et al.* 1981). Különösen kedveli a sűrű vegetációjú nyílt területeket, azonban expanszív fajként, nagy sűrűséggel jelenik meg erdőkben, erdőszegélyekben, erdősávokban (SZACKI & LIRO 1991, HORVÁTH & TRÓCSÁNYI 1998). Alkalmas modellállatnak bizonyult a szétterjedési dinamika tanulmányozásához, amit a nemzetközi esettanulmányok mellett (LIRO & SZACKI 1987, GLIWICZ 1981, SZACKI & LIRO 1991) korábbi saját kutatásaink is alátámasztottak (HORVÁTH *et al.* 1996, HORVÁTH & KALMÁR 2001, HORVÁTH *et al.* 2010).

A fenti irodalmi áttekintés alapján arra tudunk következtetni, hogy a jelen tanulmányban vizsgált kisemlős fajok makro-, illetve mikrohabitat használata nagyban függ attól, hogy milyen földrajzi környezetben, milyen vertikális zónára jellemző élőhelytípusban, továbbá milyen mértékben fragmentált környezetben és milyen térléptékű skálán vizsgáljuk térbeli szegregációjukat.

3. Célkitűzések

Az általunk vizsgált erdőrezervátum területén alkalmazott felújító lékvágásos erdőgazdálkodási módszer az erdei élőhelyek fragmentációját okozza, melynek következtében megnő ezen élőhelyek heterogenitása (PARDINI 2004, PARDINI *et al.* 2005). A kisemlősök közösségei hatékonyan képesek indikálni a környezetükben bekövetkező változásokat, mivel egyedszámuk a különböző környezeti hatások függvényében rendkívül gyorsan változik gyors demográfiai változás, rövid turnover jellemzi őket (PEARCE & VENIER 2005). A fragmentáció hatására bekövetkező heterogenitás-növekedés eredménye lehet a kisemlősök megváltozó élőhely-használata, illetve -asszociációja. Ennek megfelelően a következő kérdéseket tettük fel:

- Makrohabitat léptékben a két különböző habitat típus mellett a két érintett évszak vagy a hónapok bizonyulnak-e jobb prediktornak?
- A mért növényzeti változók mennyire befolyásolják a fajok térbeli szegregációját mikrohabitat léptékben?
- Ha mérhető a mikroélőhely asszociáltság, akkor ez mennyiben más a két markánsan elkülönülő erdőfoltban, vagyis az erdőbelsőben és a mesterséges lékekben?

A kérdéseknek megfelelően a következő célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

- Az erdőrezervátum pufferterületén felújító lékvágásos erdőgazdálkodás eredményeként megjelenő lékek és a zárt erdőfoltok, illetve e két élőhelytípusban elhelyezett különböző mintavételi kvadrátok adatai alapján, többváltozós variancia-analízissel (MANOVA) végezzünk makrohabitat szintű elemzést.
- A makroélőhely szintű vizsgálatok során mind a négy faj esetén két MANOVA modell felállításával elemezzük a térbeli elkülönülést, vizsgálva az elkülönített makro-élőhelyek (erdő-lék), az időbeli különbségek (hónap vagy szezon), illetve mindkét modell esetén a két magyarázó változó interakciójának hatását.
- A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körüli, 5×5 méteres botanikai kvadrátban felmért 15 változó alapján értékeljük.
- A mikrohabitat léptékű elemzést két statisztikai módszer alapján, egyrészt diszkriminancia analízis, másrészt ordinációs eljárás alkalmazásával vizsgáljuk, összehasonlítva a két módszerrel kapott eredményeket.

4. Anyag és módszer

4.1. Az erdőrezervátumi terület általános florisztikai jellemzői

Vizsgálataink helyszíne a Bükkhát Erdőrezervátum pufferterülete, amely Dél-Dunántúlon, a Dráva-menti síkságon terül el. Az összesen 452 ha területű erdőrezervátum a Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóságán belül a Mecseki Erdészeti ZRt. kezelése alá tartozik. A magterület 52 ha, a védőzóna 400 ha nagyságú (1. ábra).

A Bükkhát erdőrezervátum a Dráva-mente egyik legnagyobb összefüggő erdőtömbjének része. Állományait síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyesek (*Fraxino pannonicae – Carpinetum*), a mélyebb részeken tölgy-kőris-szil ligeterdők (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) alkotják, folyamatos átmenetet képezve. A magterületeket legalább 2002 óta semmiféle bolygatás nem érte, így ezeken megindult a természetes előregedés, holtfa- és lékképződés. A védőzónában idősebb állományok találhatók. A Mecseki Erdészeti ZRt. a 2002-től kezdve felújító lékvágásokat végez a védőzónához tartozó erdőrészletekben, melynek során különböző alakú és méretű területeken lékeket vágnak az állományba, majd ezeket kocsányos tölgygel beültetik. Jelen kutatásba bevont lékek és kontroll területek a védőzóna területén és a hozzá kapcsolódó erdőrészletekben, síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyes állományokban találhatók.

4.2 Mintavételi területek elhelyezkedése és jellemzése

A kisemlősök felméréséhez a Bükkhát Erdőrezervátum területén hét mintakvadrátot jelöltünk ki: négyet a felújító lékvágásos erdőgazdálkodás eredményeként megjelenő négy különböző lékben, hármat pedig három különböző zárt erdőfoltban (1. ábra).

L1 mintakvadrát: Az erdőrezervátum védőzónájában található, 2011-ben nyitott lékben és a hozzá kapcsolódó erdőszegélyben elhelyezett kvadrát, területe 0,25 ha. Északi széle mentén és délnyugati sarkában nagyobb borítású cserjés foltok találhatóak. Ezekben a foltokban a léknyitás hatására megjelenő többletfény miatt a cserjeszintet jellemzően 2,5 méternél magasabb cserjék (veresgyűrű som - *Cornus sanguinea*, egybibés galagonya - *Crataegus monogyna*) 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 kvadrát déli és keleti szegélyei az erdőbe nyúlnak, itt a lombkoronaszint záródása meghaladja a 70 %-ot, az avarborítás 60-90 % közötti. A lombkorona kétszintes, a felső szintben a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) dominál (jellemző mellmagassági átmérő D130: 35 cm), az alsó szintet gyertyán (*Carpinus betulus*) és mezei szil (*Ulmus minor*) alkotja (D130: 10 cm).. A kvadrát déli és keleti szegélyben vadszeder és (*Rubus fruticosus*) a hamvas szeder (*Rubus caesius*) egységes, zárt állományt képez, borítása meghaladja a 80 %-ot. A lékbelsőben és a lékbelső jellegű területen a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható, ennek köszönhető a kis mennyiségű fekvő holtfa is. A gyepszint borítása a legtöbb területen 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), melyek magas aljnövényzetet képeznek. Több gyom (egynyári seprence - *Stenactis annua*, nagy csalán - *Urtica dioica*) és invazív faj (magas aranyvessző - *Solidago gigantea*) is megjelenik a lék belső területén, továbbá egyes nedvességkedvelő fajok is (pl.: csomós szittyó - *Juncus conglomeratus*). A kvadrát nyugati szegélye is lékbelső jellegűnek mondható, melynek oka, hogy a szegély mentén nem erdő, hanem erdészeti út húzódik.

L2 mintakvadrát: Az erdőrezervátum védőzónájában található lék és a hozzá kapcsolódó erdőszegély. A léket 2011-ben nyitották, területe 0,12 ha. Északi szélé mentén és a kvadrát keleti felében erdő jellegű szegély húzódik, ahol a lombkoronaszint záródása magas, 70 % feletti, az avarborítás majdnem mindenhol eléri a 87 %-ot. A lombkorona kétszintes, a felső szintet a kocsányos tölgy és a magyar kőris alkotja (D130: 30-35 cm), az alsó szintben gyertyán, magyar kőris, mezei juhar és mezei szil található (D130: 10-15 cm). A szegélyben a cserjeszint borítása alacsony (20 % alatti), a gyepszint változatos borítású. A cserjeszint jellemző fajai a mezei juhar, veresgyűrű som, gyertyán és az egybibés galagonya. A lékbelső hasonló az L1 kvadrátban leírt lékbelsőhöz: a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható, a gyepszint borítása magas, 80-100 % közötti. Jellemző fajai az egynyári és évelő lágyszárúak, továbbá több gyomfaj is megjelenik. Mivel a kvadrát nyugati szegélye mellett erdészeti út húzódik, ez a terület lékbelső jellegűnek tekinthető.

L3 mintakvadrát: Az erdőrezervátum védőzónájában található lék és a hozzá kapcsolódó erdőszegély. A léket 2011-ben nyitották, területe 0,3 ha. Északi szélén és északkeleti sarkában magas cserjeszint borítású, az L1 kvadrátban leírtakhoz hasonló szegély található. Déli és keleti oldalán erdő jellegű szegély húzódik. Itt a lombkoronaszint kétszintes, záródása magas, 60 % feletti, a felső szintben a kocsányos tölgy dominál (D130: 35 cm), az alsó szintet gyertyán és mezei juhar alkotja (D130: 10 cm). Az avarborítás 80 % feletti. A lékbelső ebben a kvadrátban is hasonló az eddigiekben leírtakhoz, magas gyepszint-borítású, zömében lágyszárúakkal benépesített, a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható. A kvadrát nyugati szegélye mellett futó erdészeti út miatt ez a terület lékbelső jellegűnek tekinthető.

L4 mintakvadrát: Az erdőrezervátum területén, a védőzóna határán található lék és a hozzá kapcsolódó erdőszegély. A léket 2013-ben nyitották, területe 0,45 ha. A lékbelső területén a lombkoronaszint és a cserjeszint teljes hiánya tapasztalható, a gyepszint borítása közel 100%-os. Jellemző fajai az egynyári és évelő lágyszárúak, melyek magas aljnövényzetet képeznek. A lékben nagy tömegben jelenik meg a békaszittyó, mely a lék elvizesedésére utal.

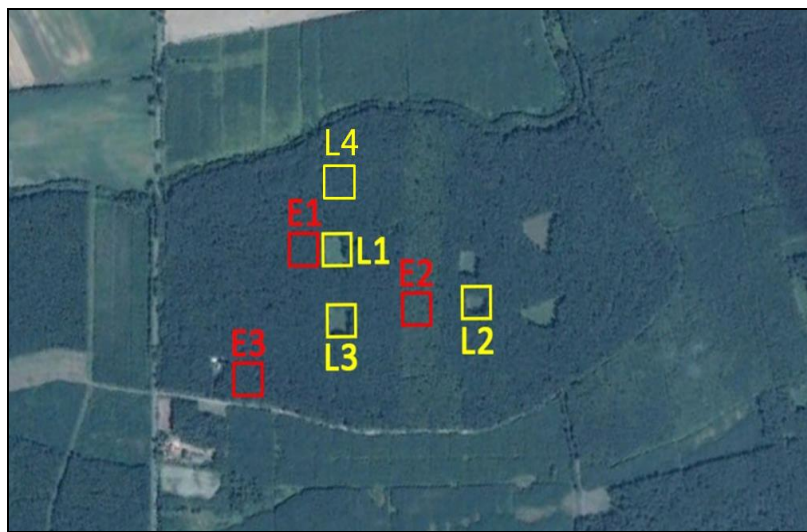
A léket erdősávok határolják, melyekben a lombkoronaszint zártság meghaladja a 60 %-ot. A lombkorona kétszintes, a felső szintben a kocsányos tölgy dominál (D130: 35 cm), az alsó szintet gyertyán és mezei juhar alkotja (D130: 10 cm). A léket körülvevő szegélyben a cserjeszint borítása változó, magassága 2 méter feletti, jellemző fajai a mezei juhar, veresgyűrű som, gyertyán és az egybibés galagonya. A gyepszint a léket körülvevő területen változatos borítású (20-60 %). A kvadrát nyugati széle mellett erdészeti út húzódik.

E1 mintakvadrát: Az erdőrezervátum védőzónájában található kontroll terület. A lombkoronaszint záródásának mértéke változó (50-70 %). A lombkorona kétszintes, a felső szintben a kocsányos tölgy dominál (D130: 35 cm), az alsó szintet gyertyán és mezei szil alkotja (D130: 15 cm). A cserjeszint borítása változó, a kvadrát nyugati, délnyugati felében találhatóak 60 % feletti borítással rendelkező foltok, melyekben a cserjék magassága 2,5-3 méter. Domináns fajai a veresgyűrű som, mellette előfordul gyertyán, mezei juhar és egybibés galagonya is. A gyepszint borítása a kvadrát teljes területén 80 % feletti. A gyepszint jellemző lágyszárú fajai az erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*), erdei sás, a kerek repkény, a veresgyűrű som és szeder fajok. A vadszedér és a hamvas szeder borítása magas, a kvadrát középső, északi és nyugati zónájában összefüggő, magas gyepszintet képez. Az kvadrátban az átlagos fekvő holtfa borítás 2,05 %. A keleti széle mellett erdészeti út húzódik.

E2 mintakvadrát: Az erdőrezervátum védőzónája mellett található kontroll terület. A lombkoronaszint záródása 75 % feletti, a lombkorona kétszintes, a felső szintet a magyar kőris és kocsányos tölgy alkotja (D130: 35 cm), az alsó szintben gyertyán, magyar kőris, mezei juhar és mezei szil található (D130: 20 cm). A cserjeszint borítása (40-80 %) és magassága változó. Domináns faja a gyertyán, mellette előfordul veresgyűrű som, mezei juhar, mezei szil és egybibés galagonya. A gyepszint borítása a kvadrát területén egyenletes, 30-50 % körüli értéket mutat. A gyepszint jellemző lágyszárú fajai az erdei szálkaperje, erdei sás, borostyán (*Hedera helix*), a gyertyán és a mezei juhar újulata. Az avarborítás mindenhol meghaladja a 87 %-ot. Az átlagos fekvő holtfa borítás 0,48 %. A kvadrát északi szegélye mellett erdészeti út húzódik.

E3 mintakvadrát: Az erdőrezervátum védőzónájának közelében található kontroll terület. A lombkoronaszint záródásának mértéke változó (50-70 %). A lombkorona kétszintes, a felső szintet a kocsányos tölgy és magyar kőris alkotja (D130: 35 cm), melyben szálsként idősebb akácok (*Robinia pseudoacacia*) vegyülnek. Az alsó lombkoronaszintben gyertyán, mezei juhar, akác, mezei szil a jellemző (D130: 10 cm). A kvadrát teljes területén gazdag cserjeszint figyelhető meg, melynek borítása 30-50 % közötti, de előfordulnak 70 % feletti borítású foltok is. A cserjeszint domináns fajai a veresgyűrű som és a gyertyán, előfordul még

az egybibés galagonya, a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a mezei juhar. A kvadrát déli felén egy nagyobb kiterjedésű magas cserjés (2-3,5 m) folt található, az északkeleti és északnyugati sarokban alacsony cserjeszintű (0,5-1,3 m) foltot találunk, köztük közepes cserjemagassággal (1,3-2,5 m) jellemezhető folt van. A kvadrát gyepszintje gazdag, 70 % feletti borítással rendelkezik. Jellemző fajai az erdei ebír (*Dactylis poligama*), az erdei szálkaperje, az olocsán csillaghúr (*Stellaria holostea*) és a szeder fajok. Az avarborítás mindenhol meghaladja a 87 %-ot. Az átlagos fekvő holtfa borítás 0,49 %. A kvadrát déli szegélye mentén erdészeti út található.



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

4.3. Csapdázási metodika

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2014-ben júliustól októberig, 5 éjszakás periódusokban havonta gyűjtöttük az adatokat. A csapdákat reggelente ellenőriztük. A csapdázások során a fogás-jelölés-visszafogás (CMR) módszert alkalmaztuk.

Elevenfogó dobozcsapdáinkat (méretük: 75×95×180 mm) 7 × 7 -es csapdahálóban, 7 különböző vegetációstruktúrájú élőhelyfoltban (erdőben vagy lékben) helyeztük el. A csapdapontok közti távolság mindenhol 12 m volt.

Csalétekként növényi olajjal kevert gabona magvakat és szalonnát használtunk. A csalizás módszere mind a négy hónapban megegyezett. Az állatok egyedi jelöléséhez az ujjpercek tetoválását alkalmaztuk. A csapdázások során feljegyeztük az állat nemét

(nőstényeknél graviditást, laktálást is feltüntetve), korát, tömegét, csapdaszámát és egyéni kódját.

4.4 Botanikai mintavételezés

A kiválasztott mintavételi helyeken a botanikai változók felméréséhez 7×7 -es elrendezésű négyzet alakú rácsháló került kijelölésre. A botanikusok az így kapott 49 mintanégyzetben végezték a felvételezést. A 12×12 m-es botanikai kvadrátokat úgy jelöltük ki, hogy ezek közepén helyezkedtek el a csapdapontok. A növényzeti felvételezés során a botanikusok tehát minden csapdapont környezetében elvégezték a változók felmérését az elhelyezett botanikai kvadrátokban. Az ábrán a négyzetek sarkában látható számok a botanikai kvadrátok sorszámát, a karikákban látható számok (1-től 49-ig sorban számozva) a kisemlős mintavételi pontokat jelölik. Az botanikai kvadrátok ábrája (2. ábra/Függelék) és a botanikai változók részletes leírása (1. táblázat/Függelék) a függelékben találhatóak.

4.5 Adatfeldolgozás módszerei

4.5.1 A fajok makroélőhely asszociáltságának vizsgálata

A makroélőhely szintű kutatások során először többváltozós varianciaanalízissel (MANOVA) vizsgáltuk a térbeli elkülönülést. Mind a négy faj esetén két modellt állítottunk fel, melyekbe beépítettük a habitat és az időbeli különbségek együttes hatását. Alapvetően a vizsgált erdőbelső és a lélek szerepét vizsgáltuk, ahol a két élőhelytípus mellett magyarázó változóként vagy a havi vagy a szezonális különbségeket vettük figyelembe. Mind a négy faj esetében a magyarázó változók következő kombinációi szerint két MANOVA modell segítségével vizsgáltuk a makrohabitat asszociáltságot: $Y_{\text{faj}} = \text{Intercept} + \text{habitat} + \text{szezon} + \text{habitat} \times \text{szezon}$, és $Y_{\text{faj}} = \text{Intercept} + \text{habitat} + \text{hónap} + \text{habitat} \times \text{hónap}$. Az általános MANOVA teszt alapján minden modell vonatkozásában értékeltük, hogy az egyes magyarázó változók és azok együttes hatása egyaránt érvényesül-e a vizsgálatba bevont minden független változó, esetünkben a vizsgált négy faj abundancia értékeire. Az általános MANOVA tesztnél az F-érték mellett a Pillai értéket is megadtuk, mivel ez a csoportok közötti variancia elemzésében a legrobustusabb teszt a MANOVA null-hipotézisének (H_0) a vizsgálatához, miszerint a csoport centroidok megegyeznek (SCHEINER & GUREVITCH 2001). Mindkét modell esetén megadtuk a teljes modell korrigált determinációs együtthatóját (R^2), ami megadja, hogy a modellbe bevitt változók a függő változók, vagyis esetünkben a fajok

abundancia értékeinek összvarianciáját milyen mértékben magyarázzák, azaz a modellek magyarázó erejét fejezi ki. Ezután minden modellnél egyváltozós varianciaanalízissel (ANOVA) külön-külön, az egyes fajokra vonatkozóan vizsgáltuk az egyes prediktor változók és azok együttes hatását. Az ANOVA post hoc elemzésében a csoportok adatainak páronkénti összehasonlításához Scheffé-tesztet alkalmaztunk (DAY & QUINN 1989). A MANOVA számításokhoz a Statistica 8.0 programcsomagot használtuk (STATSOFT INC. 2008).

4.5.2 A fajok mikroélőhely asszociáltságának vizsgálata

Az két vizsgált habitat típus elkülönülésének alátámasztására és a különböző kisémlősfajok és mikroélőhely változók közti kapcsolat értékelésére elsőként diszkriminancia analízist (DFA) használtunk. Nem metrikus független változókkal (15 botanikai változó) és metrikus függő változókkal (csapdapontok, fajok) dolgoztunk. A diszkriminancia analízis alkalmas az alacsony mérési szintű függő változó magas mérési szintű független változók segítségével történő magyarázására, amihez IBM SPSS Statistics 20 programot használtunk (IBM CORP. RELEASED 2011).

Az eredmények értékelésénél figyelembe vettük a sajátérték (Eigenvalues) táblázatból kiolvasható variancia értékeket, melyek megmutatják, hogy az egyes függvények a magyarázott különbségek hány százalékát adják (minél kevesebb függvény magyaráz, annál jobb az eredmény). Továbbá figyelembe vettük a kanonikus korreláció eredményeit, amely a változók és a diszkriminancia függvény között megadja a többszörös korreláció értékét. Az eredmények közlésénél ennek négyzetét adtuk meg, ami azt mutatja, hogy az adott függvény hány százalékban magyarázza a csoportváltozók varianciáját.

Ahhoz, hogy meghatározzuk, illetve leírjuk a diszkrimináló hatást, értelmeztük a struktúra mátrix (Strucure Matrix) és a standardizált kanonikus diszkriminancia függvény koefficiens (Standardized Canonical Discriminant Function Coefficients = SDFC) táblázatának eredményeit. A struktúra mátrix a változók relatív fontosságát mutatja a korrelációk abszolút értékének függvényében. Értékei megadják a diszrkimináló függvények és a magyarázó változók közötti korrelációt. Az SDFC értékei a változók fontosságán túl a kapcsolat irányát is megadják az egyes függvényeken (β együtthatók). (A mért változók szórásától való függés kiküszöbölése érdekében a kanonikus diszkriminancia függvény koefficiens standardizált értékeit adtuk meg.)

A mintakvadrátok adatai, illetve az ezekben felmért 15 botanikai változó alapján a lékekben és a zárt erdőfoltokban található csapdapontokat diszkriminancia analízis

segítségével osztályoztuk, vizsgálva a két markánsan elkülönülő habitat típus (triviálisnak tűnő) elkülönülését. Ebben az esetben függő vagy csoportosító változóként a két elkülönített élőhelyhez (zárt erdő, mesterséges lék) tartozó csapdapontokat, független változóként pedig a mért 15 botanikai változót használtuk. Az analízis során az összes csapdához tartozó botanikai adatot felhasználtuk.

Ezenkívül a teljes mintaterületre vonatkoztatva vizsgáltuk meg a fajok mikroélőhely asszociáltságát, majd a két élőhelytípus (erdő és lék) vonatkozásában is külön-külön elvégeztük az analízist, hogy finomabb térleptékben, részletesebb eredményt kapjunk a fajok élőhely preferenciájáról illetve szegregációjáról. Ebben az esetben függő változóként a 3 vizsgált fajt (sárganyakú erdeiegér, pirók erdeiegér, vöröshátú erdei pocok és mezei pocok) adtuk meg. Az adatok bevitele során az egyes fajok esetében külön csoportokba osztottuk az eltérő számú állatot fogó csapdákat (pl.: 0, 1, 2, 3... sárganyakú erdeiegér példányt fogó csapdák száma) a teljes mintaterületen és az elkülönülő habitat típusokon belül is. Független változóként a különböző számú állatot fogó csapdákhöz tartozó 15 változó átlagolt értékeit vettük figyelembe. A diszkriminancia analízis elvégzéséhez a 0 fogásszámú csapdákat nem használtuk fel, mivel ezek a területek nem bizonyítottan jellemzőek az adott fajra, a több egyedet fogó csapdákhöz tartozó botanikai adatokat pedig súlyoztuk (mivel pl. a 8 egyedet/faj/év fogó csapdák 8-szor jellemzőbbek az adott fajra, mint az 1 egyedet fogók).

4.5.3 A mért botanikai változók fajokra gyakorolt hatásának vizsgálata ordinációs technikával

A megfelelő ordinációs eljárás kiválasztása előtt detrendent kanonikus korrespondencia analízissel (DCCA) teszteltük az ordinációban megjelenő latens környezeti változó jellemző gradiens hossz mértékét, mely azt méri, hogy a fajok adatai mennyiben adnak lineáris vagy unimodális választ az ordinációs tengely mentén. Ha ez az érték nagyobb 4-nél, akkor unimodális modellen alapuló ordinációs módszer alkalmazható, mint pl. a kanonikus korrespondencia analízis (CCA), amely ma a legelfogadottabb a környezeti tényezők közösségsszervező hatásainak vizsgálatában (lásd pl. BUTET *et al.* 2006). Ha a gradiens hossz értéke kisebb 4-nél, akkor lineáris modelleken alapuló ordináció alkalmazható (pl. főkomponens analízis - PCA, redundancia analízis - RDA) (CAJO & SMILAUER 2002). Adataink elemzése során a gradiens hossz értékei kisebbek voltak 4-nél (1. tengely: 1.317, 2. tengely: 0.919), így lineáris modellen alapuló becslést, redundancia analízist (RDA) alkalmaztunk (RAO 1964). Ez a módszer azért alkalmas számunkra, mert a fajok és a

környezeti változók esetén az ordinációs tengelyek csak a környezeti változókra utalnak, így a komponensek a lehető legjobban értelmezik a környezeti változókat (PODANI 1997). A teljes ordinációs procedúrát mind a teljes mintaterület (erdők és lékek együtt) adataira, illetve külön a lékekre és külön az erdőkre vonatkozó adatokkal is elvégeztük. Az elemzések során a fajok egyedszám és a környezeti változók (esetünkben a 15 botanikai változó) abszolút értékeivel végeztük el a számításokat. Az ordinációs elemzéshez a CANOCO 4.5 szoftvert használtuk (CAJO & SMILAUER 2002). A 15 botanikai változó közül Monte Carlo permutációs teszttel, automatikus szelekciót alkalmazva választottuk ki a legalkalmasabb változót és így az összvariancia érték legnagyobb százalékát lefedő változókat vontuk be az elemzésbe. Az RDA lefuttatását követően végül globális permutációs teszttel vizsgáltuk meg az ordinációba bevitt változókat, ami a környezeti változók és a fajok közötti kapcsolat szignifikanciáját teszteli.

5. Eredmények

5.1 A makrohabitat vizsgálat eredményei

A 2014-es mintavételi évben a makro- és mikrohabitat asszociáltság vizsgálatba bevont négy kisémlős faj vonatkozásában összesen 2123 fogásunk volt. Az eudomináns sárganyakú erdeiegér fogásainak összege 1077 volt, melyből közel azonos arányú fogásunk volt a lékekben (534) és az erdőben (543). A pírók erdeiegér fogásainak száma 587 volt, melyből az erdőben 197, míg a lékekben 390 befogást regisztráltunk. A két vizsgált pocokfaj az egereknél kisebb mennyiségben jelent meg a területeken. Az erdei pocok esetén 260, míg a mezei pocok vonatkozásában 199 volt a teljes területre összesített fogásszám. Az előző tipikus erdőlakó pocokfajt 159 alkalommal fogtuk be az erdőben és 101 befogást regisztráltunk a lékekben. Ezzel szemben a mezei pocok fogásszáma (192) lényegesen nagyobb volt a lékekben, míg az erdei mintakvadrátokban mindössze 7 alkalommal került befogásra. Mivel 2014-ben három erdei és négy lékben kijelölt mintakvadrát működött, a fogásszámok erdők és lékek összehasonlításában történő statisztikai értékeléséhez a 100 csapdaéjszakára standardizált fogásszám értékeket használtuk fel, ennek alapján a négy faj közül egyedül a mezei pocok értékeinek megoszlása különbözött szignifikánsan, amely faj a lékekben került elő nagyobb mennyiségben ($\chi^2 = 4.23$, $P < 0.05$). A másik három faj vonatkozásában a standardizált fogásszám értékek az erdő és lék középértékéhez viszonyítva nem különböztek ($\chi^2 = 0.63 - 1.004$, *n.s.*).

A makrohabitat szintű vizsgálatoknál többváltozós variancia-analízissel (MANOVA) két modell felállításával vizsgáltuk a négy faj térbeli elkülönülését. Az alábbiakban a MANOVA eredményeit a már korábban említett két modell alapján mutatjuk be, modellenként tárgyalva az egyes fajokra vonatkozó hatásvizsgálat (egyváltozós ANOVA), illetve az adott modell paraméterbecslésének eredményeit.

Az első modellben a két habitat típus (erdőbelső, lék) és a szezonális különbségek (nyár, ősz) szerepeltek magyarázó változóként. A MANOVA többváltozós tesztje azt mutatta, hogy mind a négy faj abundancia értékére egyaránt szignifikáns hatása van e két magyarázó változónak és ezek együttes hatásának. A vizsgált négy faj abundancia értékeinek megoszlására a változók közül a két különböző habitatnak volt a legnagyobb hatása, míg a legkisebb szignifikancia szinten, de szignifikáns hatást mutatott a két magyarázó változó interakciója is (2. táblázat).

2. táblázat: A négy fajra, mint függő változóra vonatkozó többváltozós teszt (MANOVA) eredményei az első modell alapján (Afl, Aag, Mgl, Mar ~ Int + habitat + szezon + habitat × szezon)

	Pillai-érték	F	Effect df	P
Intercept	0.92	354.92	4	<0.001
habitat	0.36	17.96	4	<0.001
szezon	0.18	7.04	4	<0.001
habitat × szezon	0.09	3.05	4	<0.05

Az első modell összességében a sárganyakú erdeieger abundanciájának variációját 10.9 %-ban magyarázta ($F = 6.57$, d.f. = 3, $P < 0.001$). Az egyváltozós ANOVA alapján kapott értékek azt mutatták, hogy szignifikáns a habitat és a szezonális különbségek külön-külön értelmezett hatása, azonban a két magyarázó változó interakciójának nincs jelentősége a sárganyakú erdeieger abundanciájának változásában (3. táblázat/Függelék). Mind a habitat, mind a szezon szignifikáns hatása annak eredménye, hogy a sárganyakú erdeieger szignifikánsan nagyobb egyedszámban fordult elő az erdőben, mint a lékben (Scheffé teszt: $P < 0.01$) és szignifikánsan nagyobb egyedszámmal volt jelen nyáron, mint ősszel (Scheffé teszt: $P < 0.01$). A becsült meredekség értékek is alátámasztják a lék és az erdő jelentőségét. A legnagyobb szignifikáns meredekséget az intercept esetén kaptuk, amely a lék és a nyár hatását tartalmazza. Továbbá a habitat és a szezon esetén is szignifikáns meredekség értéket kaptunk, ami magyarázza, hogy az erdő és a nyári időszak szignifikánsan pozitív hatással volt a sárganyakú erdeieger létszámváltozására (3. táblázat/Függelék). Az első ANOVA modell a pírók erdeieger teljes variációjának 25.75 %-át magyarázta ($F = 16.71$, d.f. = 3, $P < 0.001$),

ami jól mutatja, hogy ennek a modellnek a faj demográfiai különbségeit tekintve nagyobb magyarázó ereje volt, mint az előbbi eudomináns faj esetében. A pirók erdeiegérnél is mind a habitatnak, mind a szezonnak, továbbá a két változó együttes hatásának is szignifikáns jelentősége volt (4. táblázat/Függelék). A legnagyobb magyarázó ereje az időtényezőnek volt. Ezt az eredményt a nagyobb arányú lékhasználat és a magasabb őszi denzitás határozta meg, vagyis a faj abundancia értéke szignifikánsan magasabb volt a lékben, mint az erdőben (Scheffé teszt: $P < 0.01$), illetve ősszel, mint nyáron (Scheffé teszt: $P < 0.001$). Az átlagbecsléshez (lék, nyár) képest az erdő és a nyár szignifikánsan negatívan befolyásolta a pirók erdeiegér tömegességét, míg a két utóbbi prediktor változó együttes hatásaként becsült szignifikáns pozitív iránytangensű meredekség érték a kumulatív hatások közötti szignifikáns pozitív lineáris összefüggést bizonyította (4. táblázat/Függelék). Az erdei pocok vonatkozásában a habitat és szezon magyarázó változókat tartalmazó modell a faj abundancia értékének összvarianciáját, hasonlóan a sárganyakú erdeiegérhez 10.9 %-ban magyarázta ($F = 6.55$, d.f. = 3, $P < 0.001$). Ennél a fajnál csak az élőhelytípusnak volt magyarázó hatása, az F statisztika sem a szezon, sem a két változó interakciója esetén nem adott szignifikáns eredményt (5. táblázat/Függelék). Ezek az eredmények a post hoc tesztek alapján egyértelműek, mivel az erdei pocok egyedszáma szignifikánsan magasabb volt az erdőben, mint a lékben (Scheffé teszt: $P < 0.001$), ugyanakkor a két évszak összehasonlításában nem volt statisztikailag értékelhető különbség az abundancia megoszlásában (Scheffé teszt: $P = 0.24$). Az erdei pocok esetén az átlagbecsléshez viszonyítva az erdős területek szignifikánsan pozitívan befolyásolták a faj egyedszámát, míg a nyárnak és az erdő $\times$ nyár interakciónak nem volt jelentősége az abundancia megoszlásában, mivel e két esetben becsült meredekség értékek nem különböztek szignifikánsan a regresszióvizsgálat nullhipotézisében megfogalmazott 0 meredekséghez viszonyítva (5. táblázat/Függelék). Elsősorban a lékekben kolonizáló mezei pocok abundanciájának varianciáját az első modell összességében 27.68 %-ban magyarázta ($F = 18.35$, d.f. = 3, $P < 0.001$). Ez a modell ennél a fajnál volt a legnagyobb magyarázó erejű. Ennél a fajnál is azt az eredményt kaptuk, hogy a két magyarázó változó közül csak a habitatnak van szignifikáns hatása, míg a szezonális különbség és a két prediktor változó együttes hatásának nincs jelentősége a mezei pocok mennyiségi változásaira (6. táblázat/Függelék). A habitat jelentőségét mutatja a post hoc teszt eredménye, mivel a mezei pocok a lékben szignifikánsan nagyobb mennyiségben volt jelen, mint az erdőben (Scheffé teszt: $P < 0.001$). Azonban a két évszak összehasonlításában a faj abundanciája között nem volt szignifikáns különbség (Scheffé teszt: $P = 0.97$). A becsült meredekségi érték az átlagbecslés és az erdő esetén volt szignifikáns. Az erdős területek szignifikánsan negatívan

befolyásolták a mezei pocok tömegességét, ami mutatta, hogy a faj elsősorban a lékeket preferálta, az erdőgazdálkodási művelés hatására kialakuló lékekben, mint nyílt területeken kolonizálódott, illetve ezeket a foltokat használta (6. táblázat/Függelék).

A második modellben a két habitat típus, illetve a hónapok (július, augusztus, szeptember és október) szerepeltek magyarázó változóként. A MANOVA teszt eredményei megmutatták, hogy mind a habitatnak, mind a hónapnak, illetve ezek együttes hatásainak is szignifikáns jelentősége volt a négy faj abundancia értékeire. A fajok tömegességére a legnagyobb hatása ennél a modellnél is a két különböző élőhelytípusnak volt, míg a habitat és hónap interakciója volt a legkevésbé befolyásoló tényező (7. táblázat).

7. táblázat: A négy fajra, mint függő változóra vonatkozó többváltozós teszt (MANOVA) eredményei a második modell alapján (Afl, Aag, Mgl, Mar ~ Int + habitat + hónap + habitat × hónap)

Változók	Pillai-érték	F	Effect df	P
Intercept	0.92	348.40	4	<0.001
habitat	0.40	21.00	4	<0.001
hónap	0.33	3.96	4	<0.001
habitat × hónap	0.16	1.80	4	<0.05

A második modell a sárganyakú erdeiegér abundanciájának varianciáját 15.79 %-ban magyarázta ($F = 4.64$, d.f. = 7, $P < 0.001$). Az egyváltozós ANOVA eredményei azt mutatták, hogy szignifikáns a habitat és a havi különbségek külön-külön értelmezett hatása, azonban a két magyarázó változó interakciójának nincs jelentősége a sárganyakú erdeiegér tömegességének változásában (8. táblázat/Függelék). Mind a habitat, mind a hónap meghatározó hatása annak eredménye, hogy a sárganyakú erdeiegér szignifikánsan nagyobb egyedszámban fordult elő az erdőben, mint a lékben (Scheffé teszt: $P < 0.01$) és szignifikánsan nagyobb egyedszámmal volt jelen júliusban, mint a két őszi hónapban (Scheffé teszt: $P < 0.05$). A paraméterbecslés értékei is alátámasztják a lék és az erdő jelentőségét. A legnagyobb szignifikáns meredekséget az átlagbecslés (intercept) esetén kaptuk, amely a lék és az október hatását tartalmazza. Továbbá a habitat és július hónap esetén is szignifikáns meredekség értéket kaptunk, ami magyarázza, hogy az erdő és a nyári időszak szignifikánsan pozitív hatással volt a sárganyakú erdeiegér létszámváltozására. A többi hónap, illetve az erdő és lékek együttes hatásai a becsült regressziós meredekséget tekintve nem adtak szignifikáns eredményt (8. táblázat/Függelék). A második ANOVA modell a pírók erdeiegér teljes varianciájának 28 %-át magyarázta ($F = 8.67$, d.f. = 7, $P < 0.001$), ami hasonlóan az első modellhez azt mutatta, hogy ennek a modellnek a pírók erdeiegér demográfiai különbségeit tekintve nagyobb magyarázó ereje volt, mint a sárganyakú erdeiegér esetében. A lékekben

nagyobb abundanciával megjelenő pirok erdeiegérnél mind a habitatnak, mind a hónapnak, továbbá a két változó együttes hatásának is szignifikáns jelentősége volt (9. táblázat/Függelék), azonban ennél a fajnál legnagyobb magyarázó ereje az időtényezőnek volt. A pirok erdeiegérnél ezt az eredményt a nagyobb arányú lékhasználat és a magasabb őszi denzitás határozta meg, vagyis a faj abundancia értéke szignifikánsan magasabb volt a lékben, mint az erdőben (Scheffé teszt: $P < 0.01$), illetve júliushoz viszonyítva szeptemberben és októberben is (Scheffé teszt: $P < 0.001$). Az októberi hónapban augusztushoz képest is szignifikánsan magasabb tömegességi érték jellemezte a fajt (Scheffé teszt: $P < 0.05$). Az átlagbecsléshez (lék, október) képest az erdő és a július szignifikánsan negatív, míg a szeptember pozitív hatással volt a pirok erdeiegér tömegességére. Az erdő és az augusztus együttes hatása ugyancsak szignifikánsan pozitív meredekségi értéket becsült, míg az erdő és a szeptember együttes hatása negatívan befolyásolt a faj abundancia értékét (9. táblázat/Függelék). Az erdei pocok abundancia értékének összvarianciáját a második modell 12.39 %-ban magyarázta ($F = 3.75$, d.f. = 7, $P < 0.001$). Ennél a fajnál csak az élőhelytípusnak volt szignifikáns hatása, a hónap, és a két változó interakciója esetén viszont nem kaptunk statisztikailag értékelhető eredményt (10. táblázat/Függelék). Ennek értelmezését segítik a post hoc tesztek, melyek szerint az erdei pocok egyedszáma szignifikánsan magasabb volt az erdőben, mint a lékben (Scheffé teszt: $P < 0.001$), ugyanakkor a négy hónap összehasonlításában nem volt statisztikailag értékelhető különbség az abundancia megoszlásában (Scheffé teszt: $P = 0.17 - 0.99$). Az erdei pocok esetén az intercepthez (lék és október) viszonyítva az erdős területek szignifikánsan pozitívan befolyásolták a faj egyedszámát, míg az augusztus negatív iránytangensű meredekségi értéket adott. A júliusnak, a szeptembernek, valamint az erdő és a hónapok (július, augusztus és szeptember) interakcióinak nem volt jelentősége az abundancia megoszlásában, mivel e két esetben becsült meredekség értékekhez tartozó t-próbastatisztika nem adott szignifikáns eredményt (10. táblázat/Függelék). A mezei pocok abundanciájának varianciáját a második modell összességében 32.22 %-ban magyarázta ($F = 10.24$, d.f. = 7, $P < 0.001$). Ez a modell is ennél a fajnál volt a legnagyobb magyarázó erejű. A mezei pocok mennyiségi változásaira a két magyarázó változó közül csak a habitatnak van szignifikáns hatása, míg a hónap és a két magyarázó változó együttes hatása statisztikailag nem értékelhető (11. táblázat/Függelék). A habitat jelentőségét mutatja a post hoc teszt eredménye, mivel a mezei pocok a lékben szignifikánsan nagyobb mennyiségben volt jelen, mint az erdőben (Scheffé teszt: $P < 0.001$). Azonban a négy hónap összehasonlításában a faj abundanciája között nem volt szignifikáns különbség (Scheffé teszt: $P = 0.7-0.88$). A becsült meredekségi érték az átlagbecslés, az erdő

és a két nyári hónap esetén volt szignifikáns. Az erdős területek szignifikánsan negatívan befolyásolták a mezei pocok tömegességét, ami mutatta, hogy a faj elsősorban a lékeket preferálta (11. táblázat/Függelék). A hónapok esetében a július negatív, míg az augusztus pozitív hatással volt a mezei pocok létszámváltozására.

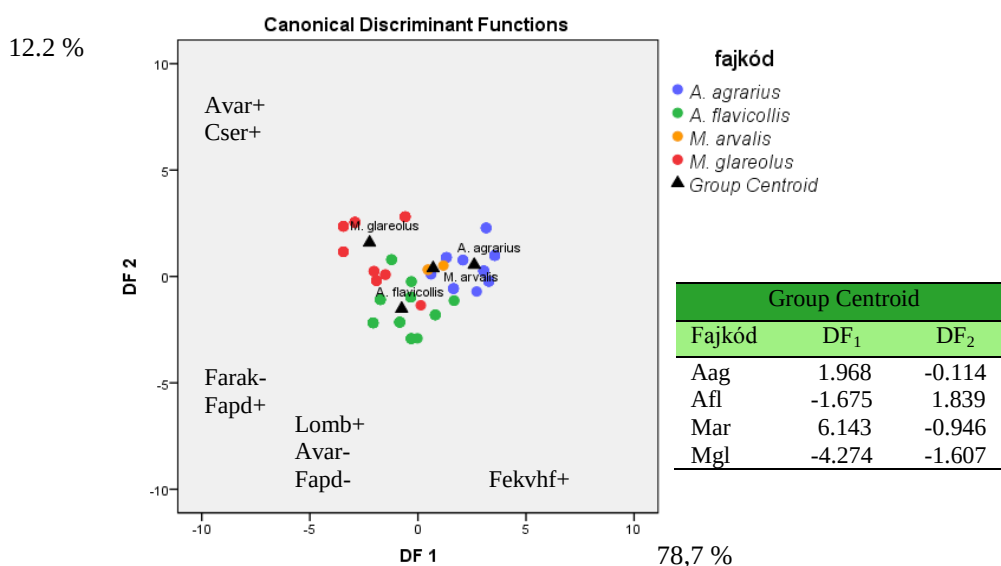
A két modell összehasonlítása alapján elmondható, hogy a kisebb időléptékben való vizsgálat (hónapok) minden egyes faj esetében az abundancia varianciáját nagyobb százalékban tudta magyarázni, mint az első modell, amely a két érintett évszakot tartalmazta magyarázó változóként. A két modell közötti különbség azt mutatja, hogy a létszámváltozásban a finomabb időléptéknek nagyobb jelentősége van, ami nem pusztán időléptékben, hanem a terület használat, illetve a térbeli szegregáció értelmezésében is meghatározóbb tényezőnek bizonyult, mint a két érintett évszak elkülönítése.

5.2 A mikroélőhely asszociáltság eredményei

5.2.1 A fajok mikroélőhely asszociáltsága a teljes mintaterületet tekintve

Számításaink során a mért botanikai változók függvényében elsőként a teljes mintaterületre vonatkozóan vizsgáltuk meg a fajok térbeli elkülönülését. A diszkriminancia analízis (DFA) alapján mind a 15 környezeti változó meghatározó volt a fajok szegregációjában. A magyarázott különbségek 100 %-át három tengely ábrázolta (DF_1 : 78.7 %; DF_2 : 12.2 % DF_3 : 9.1%). Mivel a harmadik tengely jelentősége elhanyagolható, a fajok eloszlását jobb átláthatóság érdekében első két tengely segítségével ábrázoltuk. A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF_1 : $\chi^2 = 799.816$, $P = 0.000$; DF_2 : $\chi^2 = 335.592$, $P = 0.000$ DF_3 : $\chi^2 = 151.376$, $P = 0.000$) alapján a négy faj szignifikánsan elkülönült egymástól. Többszörös korreláció volt a magyarázó változók és a diszkriminancia függvények között (DF_1 : $R = 0.956$; DF_2 : $R = 0.788$; DF_3 : $R = 0.742$), ez alapján a csoportosító változók varianciáját DF_1 91.4 %-ban, DF_2 62.1 %-ban, míg a DF_3 55,1 %-ban magyarázta. A teljes mintaterületet vizsgálva a 4 kisémlősfaj ugyan elkülönült egymástól a vizsgált botanikai változók alapján, de ez az elkülönülés nem volt olyan kifejezett, mint a később részletesen elemzett két markánsan különböző élőhelytípuson belüli szegregáció (3. ábra). A fajok group centroid elkülönülése mellett azonban az is jó eredménynek tekinthető, hogy a négy közül három fajhoz tartozó mintavételi pontok átfedése minimális, egyedül az inkább lékeket használó pirók erdeiegér és a mezei pocok mintavételi pontjai fednek át a szórási diagramon, amit az utóbbi faj makrohabitat szintű elemzésénél is kiemelt abszolút lékhasználat magyaráz. A teljes területre vonatkozóan azt az eredményt kaptuk, hogy a fajok elkülönülését leginkább

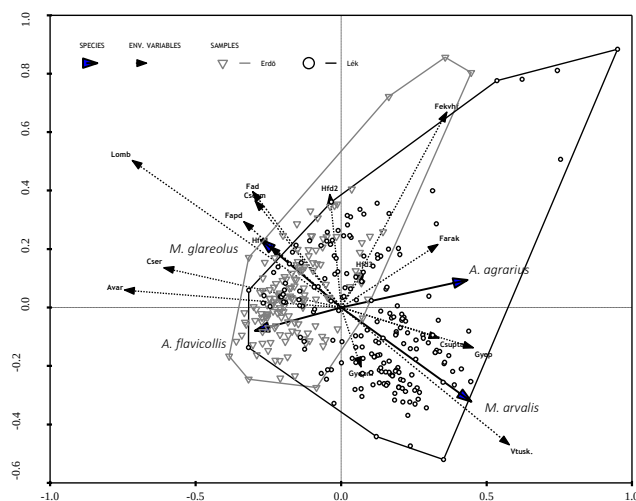
befolyásoló tényezők a fekvő holtfa borítás, lombkoronaszint, a cserjeszint, az avar és a holtfa borítása, a fák példányszáma és a farakások jelenléte. Ezek közül a legmagasabb SDFC értékkel a lombkoronaszint és az avar borítás rendelkezett (12. táblázat/Függelék).



3. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a teljes mintaterület alapján

A sárganyakú erdeieger az első tengely mentén a függvény 0 értékéhez közel helyezkedik el, ami azt mutatja, hogy az első tengely skálája mentén értelmezhető botanikai változók a teljes terület vonatkozásában nem voltak meghatározók a faj elkülönülésében. A második tengely mentén a faj a szórásdiagramon már távolabb helyezkedik el a 0 értéktől, ahol a függvény negatív értékei mentén a farakások jelenlétének és a fa példányszámnak volt jelentősége. Ez mutatja, hogy bár a faj az eudominanciája miatt mindkét területet használta, azonban jobban kötődött a zárt erdőt alapvetően meghatározó fa példányszámhoz, mint más változókhoz. Ezt támasztja alá az is, hogy a faj group centroid értéke az első tengely mentén annak negatív tartományába esik, amely skála negatív tartományában a lombkoronaszint borításának volt pozitív hatása. A pirók erdeieger a magas fekvő holtfa borítású területeket kedvelte. A vöröshátú erdeipocok inkább a magas lombkoronaszint borítású területeken fordult elő nagyobb arányban, ahol az avar borítás és a fa példányszám alacsony értékei mellett a cserjeszint nagyobb borításának voltak diszkrimináló szerepe. A legkevésbé elkülönülő mezei pocok a két Apodemus faj átfedésében jelent meg, a group centroidja mindkét tengelyt tekintve közel helyezkedik el a 0 értékhez. A diszkriminancia analízis alapján a négy kisemlősfaj szegregációja tehát a teljes mintaterületet vizsgálva nem volt kifejezett, ami feltételezhetően annak köszönhető, hogy az elemzésben mind az erdőfoltok, mind a lécek csapdapontjainak adatai egyaránt szerepeltek.

A továbbiakban ordinációs eljárással vizsgáltuk meg a botanikai változók és a fajok térbeli eloszlása közötti összefüggést. A detrendent kanonikus korreszpondencia analízis (DCCA) alapján az RDA bizonyult megfelelő ordinációs eljárásnak, amely azonban jobban szemléltette a térbeli elkülönülést, illetve az egyes botanikai változók térbeli szegregációjában betöltött magyarázó szerepét. Az RDA elemzés eredményeként kapott triplot diagramon, amely ábrán a két különböző habitat típusba tartozó mintavételi pontokat is lehatároltuk, szemléletesen látszik a magyarázó változók, illetve a fajok szegregációja (4. ábra). A teljes mintaterület ordinációjában az RDA az összvariancia 100 %-át magyarázta, melyből az első két tengely összesen 89.8 %-ot mutatott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból a teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével). A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól, amelyben az első tengelynek volt a legnagyobb szerepe (első tengely: $F = 51.884$, $P < 0.01$; a négy tengely együtt: $F = 4.774$, $P < 0.01$). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: avar borítás ($F = 28.46$, $P < 0.01$), fekvő holtfa borítás ($F = 10.59$, $P < 0.01$), lombkoronaszint borítás ($F = 9.41$, $P < 0.01$), cserjeszint borítás ($F = 3.56$, $P < 0.05$), holtfa hosszúság (2. kategória) ($F = 2.93$, $P < 0.05$), vágott tuskók mennyisége ($F = 2.58$, $P < 0.05$). Kizárólag az előbb felsorolt magyarázó változók figyelembe vételével az RDA az összvariancia 100 %-át, ebből az első két tengely 93.6 %-ot magyarázott.



4. ábra: A fajok térbeli szegregációja a teljes mintaterületen az RDA eredményei alapján

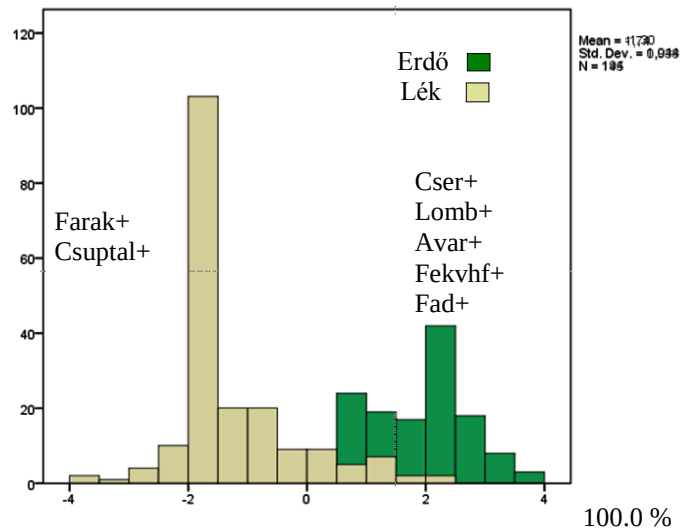
A vöröshátú erdei pocok tömegessége a magas lombkoronaszint borítással korrelált, amely megerősítette a teljes terület vizsgálatánál kapott diszkriminancia analízis eredményét. A mezei pocok egyértelműen a lékek területét részesítette előnyben, amit jól mutat a faj

vágott tuskókhoz való kötődése, amely a mesterséges lécek egyik legfontosabb vegetáció strukturális jellemzője. A pirók erdeiegér szintén a léces területeket kedvelte, bár a szórásdiagram alapján egyik botanikai változó sem illeszkedik szorosan a faj elkülönülését ábrázoló vektorhoz. A diagramon azonban látható, hogy a pirók erdeiegér elkülönülése kimondottan annak a területnek az irányba mutat, ahol a léceket reprezentáló mintapontok elkülönülnek az erdős területeket képviselő csapdapontoktól. A sárganyakú erdeiegér vektora viszont abba a tartományba mutat, ahol a két különböző habitat típust reprezentáló mintapontok teljesen átfednek. Ez az eredmény azt mutatja, hogy a faj az eudominancia miatt mindkét területet hasonló mértékben használta, viszont ebben az esetben sem látjuk, hogy a faj mennyiségével szorosan korrelálna-e valamelyik változó. Tulajdonképpen ezt az eredményt kaptuk a diszkriminancia analízisnél, de az RDA triplot diagram szemléletesebben mutatja a sárganyakú erdeiegér hasonló lék és zárt erdő használatát (4. ábra).

5.2.2 A két vizsgált élőhelytípus elkülönülésének tesztelése

Miután a teljes mintaterületre nézve megvizsgáltuk a fajok térbeli szegregációját, diszkriminancia analízis segítségével teszteltük, hogy az erdőgazdálkodás következtében kialakuló két különböző élőhelytípus (zárt erdő, mesterséges lék) elkülönülését alátámasztják-e a mért botanikai változók. A vizsgálatnál természetesen azt várjuk, hogy a lécekben hiányzó cserje és lombkoronaszint miatt a két csoportba tartozó mintavételi pontok markánsan elkülönülnek, mutatva a vegetáció fent említett strukturális különbségét. A diszkriminancia analízis ehhez az elemzéshez 8 változót használt fel, melynek eredménye szerint egy kanonikus diszkriminancia függvény, azaz egy tengely adta meg a magyarázott különbségek teljes hányadát (DF_1 : 100.0 %). A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF_1 : $\chi^2 = 393.852$, $P = 0.000$;) alapján a két élőhelytípus szignifikánsan elkülönült egymástól. Többszörös korrelációt mutattunk ki a magyarázó változók és a diszkriminancia függvény között (DF_1 : $R = 0.833$), így DF_1 69.4 %-ban magyarázta a csoportosító változók varianciáját. A két habitat típus határozottan elkülönült egymástól (5. ábra). A tengely (DF_1) alapján látható, hogy az erdőben a lombkoronaszint, a cserjeszint, az avar és a fekvő holtfa borítása, valamint az átlagos fatörzs átmérő vett fel nagyobb értékeket. Ezzel szemben a csupasz talajborítás és a farakások száma a lécekben volt magasabb (5. ábra).

Az elemzés igazolta a várt eredményt: a két élőhelytípus határozottan elkülönült, ami indokolta, hogy a fajok mikroélőhely asszociáltságának vizsgálatát a teljes területen túl a két markánsan elkülönülő habitat vonatkozásában is külön-külön elvégezzük.

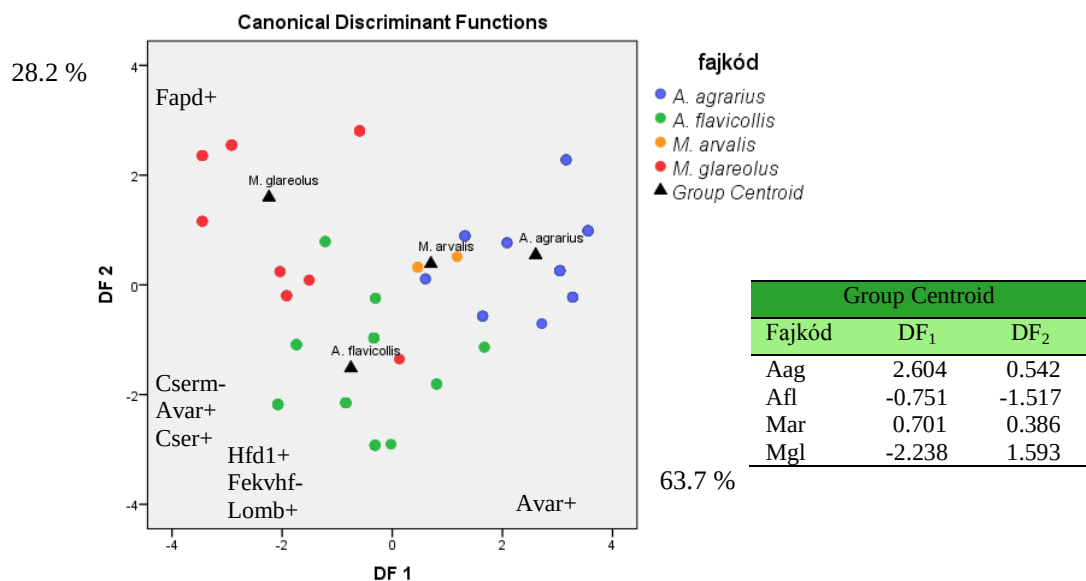


5. ábra: A 2 különböző élőhelyet elkülönítő botanikai változók átlagértékeinek megoszlása a variancia 100 %-át magyarázó diszkriminancia függvény (DF₁) mentén

5.2.3 A fajok mikroélőhely asszociáltsága a zárt erdőn belül

A habitatok elkülönülésének tesztelése után a két élőhelytípuson belül is megvizsgáltuk a fajonkénti mikroélőhely asszociáltságot. Vizsgálataink arra irányultak, hogy kisebb térléptékben, a lékekben illetve az erdőben eltérő-e a fajok térbeli szegregációjában szerepet játszó környezeti tényezők. Az erdő területén a DFA 14 botanikai változó hatását találta meghatározónak a fajok elkülönülésében. Három tengely adta a magyarázott különbségek 100 %-át (DF₁: 63.7 %; DF₂: 28.2 %; DF₃: 8.2 %), azonban az első két tengely 91.9 %-át adta, így elegendő az eredmények első két tengely által meghatározott, kétdimenziós szórás diagramon történő ábrázolása. A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF₁: $\chi^2 = 387.159$, $P = 0.000$; DF₂: $\chi^2 = 181.666$, $P = 0.000$; DF₃: $\chi^2 = 52.255$, $P = 0.000$) alapján a 4 faj szignifikánsan elkülönült egymástól. Többszörös korreláció volt a magyarázó változók és a diszkriminancia függvények között (DF₁: $R = 0.891$; DF₂: $R = 0.794$; DF₃: $R = 0.575$), így DF₁ 79.4 %-ban, DF₂, 63.0 %-ban, DF₃, 33.1 %-ban magyarázta a csoportosító változók varianciáját (6. ábra).

A szórásdiagram alapján az erdős területeken határozottan elkülönült a pirók erdeiegér, a sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok, a mezei pocok területhasználata azonban itt is átfedést mutatott, de ennél a fajnál meg kell jegyezni, hogy erdős területeken minimális fogásszámban mutattuk ki a jelenlétét. A pirók erdeiegér a magas avarborítású területeket preferálta.

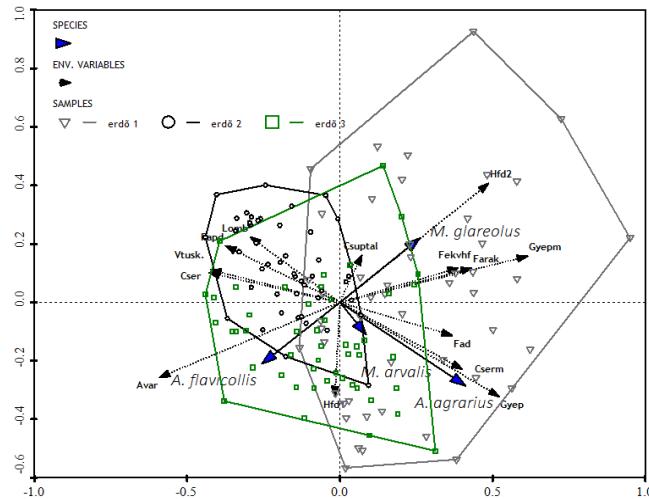


6. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a zárt erdő vizsgálata során

A sárganyakú erdeieger elterjedését ezen a területen leginkább a holtfa hosszúsága (3. kategória), a cserjeszint magasság és a fekvő holtfa alacsony, valamint a lombkoronaszint és az avar magas borítása befolyásolta pozitívan. A vöröshátú erdeipocok ebben az élőhelytípusban a magas fapéldányszámú területeken fordult elő nagyobb számban, ahol a fekvő holtfa mennyisége kevés volt (6. ábra). A fajok mikroélőhely szegregációját befolyásoló változókhoz tartozó SDFC értékeket és a korrelációk irányát ennél az elemzésnél is táblázatban foglaltuk össze (13. táblázat/Függelék).

Az erdős foltok esetében is elvégeztük az ordinációs vizsgálatot, ahol a DCCA alapján, ugyancsak az RDA bizonyult alkalmas módszernek. Az RDA elemzés eredményét a teljes modell alapján ebben az esetben is triplot diagramon ábrázoltuk, a fajok és a környezeti változók mellett lehatárolva az erdős területeket reprezentáló 3 mintavételi kvadrát csapdapontjait (7. ábra). A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) az erdők mintapontjainak ordinációjában az RDA az összvariancia 100 %-át magyarázta, melyből az első két tengely összesen 84.3 %-ot mutatott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól, amelyben az erdős területek esetén is az első tengelynek volt a legnagyobb szerepe (első tengely: $F = 14.178$, $P < 0.05$; a négy tengely együtt: $F = 2.089$, $P < 0.01$). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: gyepszint magasság ($F = 5.73$, $P < 0.01$), holtfa hosszúság (2. kategória) ($F =$

3.25, $P < 0.05$), gyepszint borítás ($F = 3.19$, $P < 0.05$). Kizárólag az előbb felsorolt magyarázó változók figyelembe vételével az RDA az összvariancia 100 %-át, ebből az első két tengely 95 %-ot magyarázott.



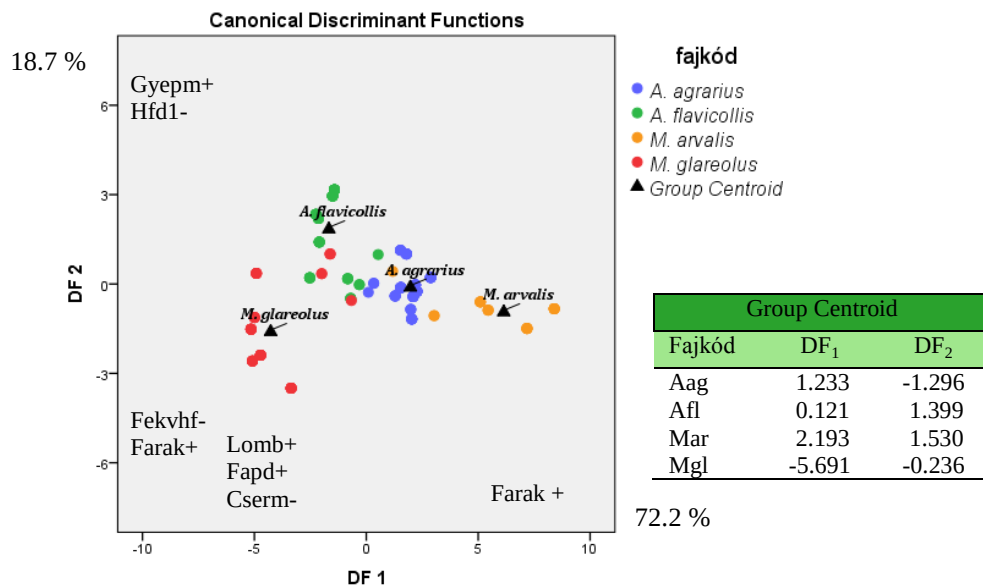
7. ábra: A fajok térbeli szegregációja az erdős területekre vonatkozóan az RDA eredményei alapján

A vöröshátú erdeipocok tömegessége a magas holtfa hosszúság értékekkel (2. kategória) korrelált, míg a pirók erdeieger erdős területeken belül szorosan kötődött a gyepszint borításhoz. A sárganyakú erdeiegernél hasonlóan a teljes területhez, az erdön belüli elemzésnél is azt tapasztaltuk, hogy egyik változó sem korrelál szorosan a faj tömegességével, ami ugyanúgy a magas abundancia értékeivel és az erdős mintaterületek hasonló mértékű használatával magyarázható. A triplot ábrán szemléletesen látható, hogy a két tipikusan erdőlakó faj, vagyis a erdei pocok és a sárganyakú erdeieger vektora teljesen ellentétes irányba mutat, ami utal a két faj erdön belüli szegregációjára. A mezei pocok erdőhasználatáról az RDA elemzés sem adott elegendő információt, mivel a faj ezen területen belüli fogásszáma nagyon alacsony volt, amit a vektor hossza is szemléltet (7. ábra).

5.2.3 A fajok mikroélőhely asszociáltsága a léken belül

A lékek területére vonatkozó vizsgálat során a DFA mind a 15 botanikai változó hatását meghatározónak találta a fajok elkülönülésében. A magyarázott különbségek 100 %-ának ábrázolásához a környezeti változók új lineáris kombinálása során 3 tengely jött létre (DF_1 : 72.2 %; DF_2 : 18.7 %; DF_3 : 9.1 %). A Wilks' Lambdához tartozó Chi-négyzet (DF_1 : $\chi^2 = 527.967$, $P = 0.000$; DF_2 : $\chi^2 = 231.797$, $P = 0.000$; DF_3 : $\chi^2 = 87.578$, $P = 0.000$) alapján a

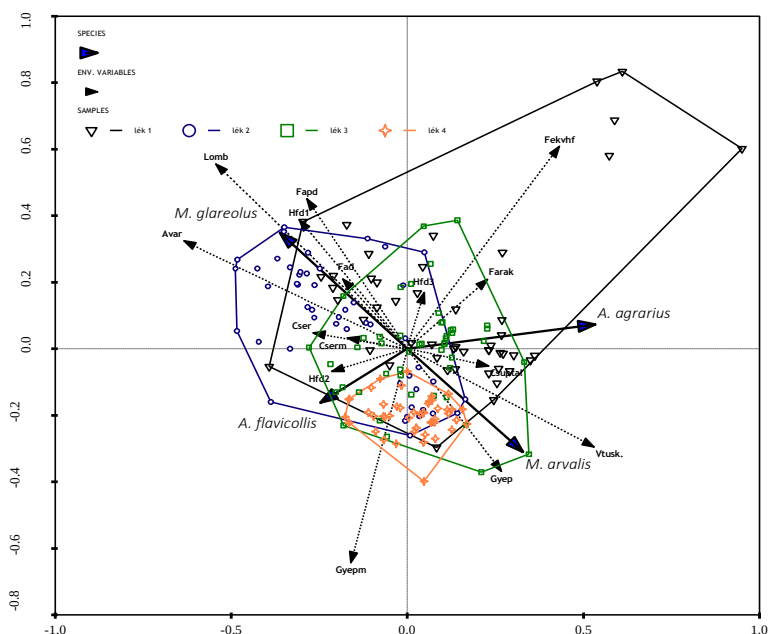
négy faj szignifikánsan elkülönült egymástól. A magyarázó változók és a diszkriminancia függvények közötti többszörös korreláció értékei: DF_1 : $R = 0.929$; DF_2 : $R = 0.788$; DF_3 : $R = 0.667$, így DF_1 86.3 %-ban, DF_2 62.1 %-ban, míg a DF_3 44.5 %-ban magyarázta a csoportosító változók variációját.



8. ábra: A 4 faj mintaegységeinek és group centroid értékeinek szórásdiagramja a két diszkriminancia függvény mentén a lékek vizsgálata során

A lékek területén mind a négy faj térbeli asszociációja jól értelmezhető volt (8. ábra). Itt az erdei pocok a lék-erdő szegélyben jelent meg, melyekre alacsony cserjeszint mellett jellemző volt a lombkoronaszint borítása, így a magas fa példányszám is. A mezei pocok azokat a területeket kedvelte inkább, ahol a farakások magas száma volt jellemző, amely változó a lékvágásos erdőművelés egyik fontos indikátora, azonban a nyílt területeken a mezei pocok számára ezek a farakások fontos búvóhelyet jelentenek. A sárganyakú erdeiegér elkülönülése a második tengely mentén volt kifejezettebb: a faj a gyepszint magasabb és a holtfa (1. kategória) alacsonyabb értékeihez kötődött, míg az első tengely mentén hasonlóan az erdei pocokhoz a fás lék-erdő szegély preferenciát emelte ki a diszkriminancia analízis. Mindkét tengelyt tekintve a pirók erdeiegér group centroidja helyezkedett el a 0 értékhez legközelebb. Ez arra utal, hogy a faj a lékek határai mentén lévő erdőszegélyeket és a lékek belső területeit egyaránt használta. A fajok elkülönülését befolyásoló változókhoz tartozó SDFC értékeket és a korrelációk irányát a lékek vonatkozásában is külön táblázatba foglaltuk (14. táblázat/Függelék).

A mesterséges lécek adatai alapján is elvégeztük az ordinációs vizsgálatot, ahol a DCCA alapján, ugyancsak az RDA bizonyult alkalmas módszernek. Az RDA elemzés eredményét a teljes modell alapján a lécek esetében is triplot diagramon ábrázoltuk, a fajok és a környezeti változók mellett lehatárolva a mesterséges területeket reprezentáló 4 mintavételi kvadrát csapdapontjait (9. ábra).



9. ábra: A fajok térbeli szegregációja a lécek területére vonatkozóan az RDA eredményei alapján

A teljes modell esetén (mind a szignifikáns, mind a nem szignifikáns változók figyelembe vételével) a lécek mintapontjainak ordinációjában az RDA az összvariancia 100 %-át magyarázta, melyből az első két tengely összesen 92.1 %-ot mutatott a fajok és a környezeti változók közötti kapcsolatból. A Monte Carlo permutációs teszt eredménye szerint a négy faj a teljes modell alapján is szignifikánsan elkülönült egymástól, amelyben az erdős területek esetén is az első tengelynek volt a legnagyobb szerepe (első tengely: $F = 40.087$, $P < 0.01$; a négy tengely együtt: $F = 3.748$, $P < 0.01$). A forward selection szerint a következő magyarázó változók voltak szignifikáns hatásúak a fajok elkülönülésére: avar borítás ($F = 16.34$, $P < 0.01$), fekvő holtfa borítás ($F = 12.85$, $P < 0.01$), vágott tuskó mennyisége ($F = 6.18$, $P < 0.01$), farakás ($F = 3.73$, $P < 0.05$), gypszint magasság ($F = 3.88$, $P < 0.01$). Kizárólag az előbb felsorolt magyarázó változók figyelembe vételével az RDA az összvariancia 100 %-át, ebből az első két tengely 96.7 %-ot magyarázott.

Az RDA elemzés is alátámasztotta, hogy az erdei pocok előfordulása lombkoronaszint arányával korrelált, mivel a lécekben működő mintakvadrátok több esetben érintették az erdő-lék szegélyt. Tehát a két különböző statisztikai módszer az erdei pocok vonatkozásában a lék-

erdő szegélyhez történő asszociáltságot, illetve a nyílt lékbelső területek elkerülését bizonyította. A pirók erdeiegér az RDA sem adott több információt, mint a diszkriminancia analízis, tehát az ordinációs eljárásba bevitt egyik szignifikáns változó sem korrelált szorosan a pirók erdeiegér mennyiségével, ami mutatta, hogy a faj mind a lékbelső, mind az erdőszegélyeket hasonló mértékben preferálta. A nagyobb arányú lékhasználat miatt jól elkülönült a két tipikus erdőlakó fajtól (erdei pocok, sárganyakú erdeiegér), ugyanakkor az elkülönülés a mezei pocokhoz képest is egyértelmű volt, mivel ez utóbbi faj inkább a lékbelső területeket használta.

6. Diszkusszió

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2014-ben elevenfogó csapdázással vizsgáltuk négy kisémlősfaj (sárganyakú erdeiegér, pirók erdeiegér, vöröshátú erdeipocok és a mezei pocok) különböző vegetációstruktúrájú élőhelytípusban megjelenő makro- és mikro-élőhely asszociáltságát. A kisémlősök közösségei hatékonyan képesek indikálni a környezetükben bekövetkező változásokat, mivel egyedszámuk a különböző környezeti hatások függvényében rendkívül gyorsan változik, gyors demográfiai változás, rövid turnover jellemzi őket (PEARCE & VENIER 2005). A kisémlősök alkalmasak a populáció és közösségi szintű folyamatok különböző térbeli skálákon történő vizsgálatára, mivel kis mozgáskörzettel rendelkeznek, rövid élettartamúak, és a felnőttkort elérve születési helyükről szétterjednek (MANNING & EDGE 2004).

A makrohabitat szintű vizsgálatoknál többváltozós variancia-analízissel (MANOVA) két modell felállításával vizsgáltuk a négy faj térbeli elkülönülését. A modellek magyarázó ereje minden esetben a mezei pocoknál volt a legmagasabb, mivel ez nyílt területekhez kötődő fajként kolonizált a mesterséges lékekben. Az eredmények azt sugallják, hogy az abszolút domináns sárganyakú erdeiegér nagy egyedszáma miatt minden területen előfordul, míg a három szubdomináns faj megtalálja azokat az élőhely foltokat, ahol el tudnak szegregálódni egymástól. A lékvágásos erdőgazdálkodás hatására kialakuló heterogenitás, a zárt erdőfoltok között megjelenő lékek nagyban segítették a pirók erdeiegér elkülönülését, míg a mezei pocok abszolút lékhasználó kisémlősfajként jelent meg a korábban zárt erdő belső területein. Tehát az erdőgazdálkodás hatására kialakuló élőhelyi heterogenitás makrohabitat szinten elősegítette a fajok közötti térbeli szegregációs mechanizmus kialakulását, ami biztosítja a fajok koegzisztenciáját.

A mikrohabitat szintű vizsgálatoknál teljes mintaterületen a négy kisemlősfaj ugyan szignifikánsan elkülönült egymástól a vizsgált botanikai változók alapján, de ez az elkülönülés nem volt olyan kifejezett, mint a két markánsan különböző élőhelytípuson belül kimutatott szegregáció esetén. Továbbá diszkriminancia analízis igazolta, hogy az erdőgazdálkodás következtében kialakuló két különböző élőhelytípus határozottan elkülönült, ami indokolta, hogy a fajok mikroélőhely asszociáltságának vizsgálatát a két elkülönülő habitat vonatkozásában külön-külön is elvégezzük.

Az diszkriminancia analízis alapján az erdős területeken határozottan elkülönült a pirók erdeiegér, a sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdeipocok, a mezei pocok területhasználata azonban itt is átfedést mutatott, de ennél a fajnál meg kell jegyezni, hogy erdős területeken minimális fogásszámban mutattuk ki a jelenlétét (az RDA elemzés sem adott elegendő információt). Az ordinációs vizsgálat során a sárganyakú erdeiegérnél, hasonlóan a teljes területhez, egyik változó sem korrelált szorosan a faj tömegességével, ami ugyanúgy a magas abundancia értékeivel és az erdős mintaterületek hasonló mértékű használatával magyarázható. A két tipikusan erdőlakó faj, vagyis az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegér erdőn belüli szegregációja az RDA elemzés alapján egyértelmű volt.

A lécek területén a négy faj térbeli asszociációja határozottabb különbséget mutatott. Itt az erdei pocok a lék-erdő szegélyben jelent meg. A mezei pocok azokat a területeket kedvelte inkább, ahol a farakások magas száma volt jellemző, a nyílt területeken a mezei pocok számára ezek a farakások fontos búvóhelyet jelentenek. A sárganyakú erdeiegér, hasonlóan az erdei pocokhoz, a fás lék-erdő szegélyt preferálta. A pirók erdeiegér a lécek határai mentén lévő erdőszegélyeket és a lécek belső területeit egyaránt használta. A nagyobb arányú lékhasználat miatt jól elkülönült a két tipikus erdőlakó fajtól (erdei pocok, sárganyakú erdeiegér), ugyanakkor az elkülönülés a mezei pocokhoz képest is egyértelmű volt, mivel ez utóbbi faj inkább a lékbelső területeket használta. A diszkriminancia analízis eredményeit az RDA elemzés is alátámasztotta.

Tanulmányunk eredményei szerint a sárganyakú erdeiegér a korábbi kutatásokkal ellentétben (YALDEN 1974; MONTGOMERY & GURNELL 1985, NIETHAMMER & KRAPP 1978, GURNELL 1985, MÁJSKY 1985) a magas cserjeszint borítású területeket elkerüli. Emellett a magas fapéldányszám, illetve lombkoronaszint borítás pozitívan befolyásolta a faj elterjedését. A faj eudominanciája miatt azonban egyik változó sem korrelált szorosan a faj tömegességével. A lécek elemzése során azt az eredményt kaptuk, hogy a faj a lékbelsővel szemben a fás lék-erdő szegélyt preferálta. Ezen eredményeink alátámasztották HILLE & MORTELLITI (2010) kutatásait is, melyekben azt mutatták ki, hogy a sárganyakú erdeiegér

erdőszélekhez kötődő kisemlős. A sárganyakú erdeiegér és a vöröshátú erdei pocok közti koegzisztencia vizsgálata során MIKLÓS & ŽIAK (2002) kimutatták, hogy az előbbi faj nagyobb arányban fordult elő sűrű aljnövényzetű, fiatal erdős, bokros, holtfával borított mikrohabitatokban. Ez ellent mondott jelen kutatásunk eredményeinek, mely szerint a faj az alacsony cserjeszint, valamint fekvő holtfa borítású területeket kedvelte. A vöröshátú erdei pocok a korábbi tanulmányokhoz hasonlóan a saját kutatásaink alapján is az olyan lombhullató erdők jellemző faja, ahol magas a cserjeszint borítás (NIETHAMMER & KRAPP 1978, GURNELL 1985, MAZURKIEWICZ 1986, 1994). MIKLÓS & ŽIAK (2002) az általunk is vizsgált fajok mikrohabitat szelekcióját tanulmányozva leírta, hogy az erdei pocok pozitívan kötődött a fekvő holtfa borításhoz, amit más tanulmányok is kiemeltek, mivel a holtfák bűvőhelyet jelentenek a faj számára (PUCEK 1983, MAZURKIEWICZ & RAJSKA-JURGIEL 1987). A lékekben, hasonlóan a sárganyakú erdeiegérhez, az erdei pocok is a lék-erdő szegélyben jelent meg, melyekre jellemző volt a lombkoronaszint magas borítása, így a magas fa példányszám is. Bár ez alapján mindkét faj tipikus erdőlakó, az erdős területek ordinációs vizsgálata alapján az erdei pocok és a sárganyakú erdeiegér vektora teljesen ellentétes irányú volt, ami a két faj erdőn belüli szegregációjára utal, melyben a legfontosabb diszkrimináló tényezőnek HILLE & MORTELLITI (2010) tanulmánya szerint a magas és alacsony lombkorona borítás, az erdőn belüli és kívüli magas cserjeszint borítás, valamint az erdőszegélytől mért távolság bizonyult. Eredményeink, hasonlóan GÁBOR és PAPP (2014) kutatásához azt mutatták, hogy a sárganyakú erdeiegér jobban kötődött az erdőszegélyekhez, mint az erdei pocok, amely faj ezzel szemben az erdőn belül a magas lomb- és cserjeszint borítást preferálta. Továbbá az erdeipocok képes a talajszint fölé is felkapaszkodni, hogy elmeneküljön a ragadozók elől (JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA 1990; Trebaticka *et al.* 2008), vagy a táplálék megszerzése érdekében, így egy harmadik dimenziót adva a környezet komplexitásához (HAUPT *et al.* 2010). Mindazonáltal GLIWICZ (1981) a kompetíciós viszony tanulmányozásakor a sárganyakú erdeiegér és az erdei pocok között leírta a vertikális szegregációt, amely során az erdei pocok inkább a földfelszín alatti refúgiumokat használja az arboreális szinttel szemben. NIETHAMMER & KRAPP (1978) a pirok erdeiegeret tipikus generalista, euryök fajnak írta le, amely különösen kedveli a sűrű vegetációjú nyílt területeket, azonban expanzív fajként, nagy sűrűséggel jelenik meg erdőkben, erdőszegélyekben, erdősávokban (SZACKI & LIRO 1991, HORVÁTH & TRÓCSÁNYI 1998). Ezeknek a kutatásoknak az eredményeit támasztottuk alá a saját vizsgálatunkban is, mely szerint a pirok erdeiegér az erdős területeken belül is megjelenik, ahol szorosan kötődött a gyepszint borításhoz, ugyanakkor a lékes területeken fordult elő nagyobb számban. A nagyobb arányú lékhasználat

miatt jól elkülönült a két tipikus erdőlakó fajtól (erdei pocok, sárganyakú erdeiegér), ugyanakkor az elkülönülés a mezei pocokhoz képest is egyértelmű volt, mivel ez utóbbi faj inkább a lékbelső területeket használta, míg a pirók erdeiegér mind a lékbelső, mind az erdőszegélyeket hasonló mértékben preferálta. A mezei pocok az elemzéseink során a legkevésbé elkülönülő faj volt, átfedést mutatott a másik három faj területhasználatával. A mezei pocok esetében azonban meg kell jegyezni, hogy minimális fogásszámban mutattuk ki a jelenlétét. Kisemlősök tölgyes erdőben végzett mikrohabitat választásának vizsgálatában MIKLÓS & ŽIAK (2002) tanulmánya is kimutatta, hogy a mezei pocok a fás borítás nélküli, nyílt területeket foglalja el. A faj jelen tanulmány eredményei alapján is egyértelműen a lékek területét részesítette előnyben, amit az ordinációs vizsgálat során jól mutat a fogásszámának a vágott tuskók számával kapott szoros korrelációja. Emellett azokat a területeket kedvelte inkább, ahol a farakások magas száma volt jellemző, amelyek a mezei pocok számára fontos búvóhelyet jelentenek.

A mikrohabitat szintű vizsgálatok közvetlen információt nyújtanak az egyes kisemlősfajok forráshasználatáról, így a köztük adódó különbségek felhasználhatók a közösségi struktúra elemzésére (POINDEXTER *et al.* 2012). Ugyanakkor MORRIS (1987) kutatásai alapján mérsékelt övi területen a makrohabitat szintű felmérések a kisemlősök denzitásának jobb indikátorai. Tehát az a következtetés vonható le, hogy mind a mikro-, mind a makrohabitat skálán történő vizsgálatok szükségesek a kisemlősök élőhely használatának vizsgálatában, mivel egymás eredményeit kiegészítve több információval szolgálnak a forráshasznosítás, a térbeli szegregáció és a közösségen belüli koegzisztencia megértéséhez.

Jelen tanulmányunk eredményei is alátámasztották a korábbi kutatások következtetéseit, miszerint a kisemlősök élőhely használatát mind makrohabitat, mind pedig mikrohabitat szinten is érdemes vizsgálni (MORRIS 1984, 1987, JORGENSEN & DEMARAIS 1999, KELT *et al.* 1994, 1999, COPETTO *et al.* 2006, OATWAY & MORRIS 2007, GÁBOR és PAPP 2014), mivel a vizsgált koegzisztens fajok az egyes nagyobb léptékű, szerkezetük alapján elkülönített élőhelytípusokon belül, illetve a teljes mintaterületen különböző botanikai változók eltérő értékei alapján szegregálódtak egymástól.

7. Összefoglalás

A Bükkhát Erdőrezervátum területén 2014-ben elevenfogó csapdázással vizsgáltuk a kisemlősök makro- és mikroélőhely szintű asszociáltságát, az itt alkalmazott felújító

lékvágásos erdőművelési módszer és ennek következtében kialakuló élőhelyfragmentációs hatás figyelembe vételével. A pufferzónában 2014-ben három zárt erdőfoltban és négy különböző lékben júliustól októberig, négy hónapon keresztül gyűjtött abundancia-adatokkal dolgoztunk.

A 2014-es adatok alapján 4 rágcsálófaj – sárganyakú erdeieger (*Apodemus flavicollis*), pirókerdeieger (*Apodemus agrarius*), vöröshátú erdeipocok (*Myodes glareolus*), valamint a mezei pocok (*Microtus arvalis*) – fogási adatait használtuk fel. A vizsgálatba bevont négy faj vonatkozásában összesen 2123 fogásunk volt. Az erdők és lékek összehasonlításában egyedül a mezei pocok értékeinek megoszlása különbözött szignifikánsan, amely faj a lékekben került elő nagyobb mennyiségben.

Az erdőrezervátum pufferterületén felújító lékvágásos erdőgazdálkodás eredményeként megjelenő lékek és a zárt erdőfoltok, illetve e két élőhelytípusban elhelyezett különböző mintavételi kvadrátok adatai alapján végeztük a makrohabitat szintű elemzést. A makroélőhely szintű vizsgálatokat többváltozós variancia-analízissel (MANOVA) végeztük, amely során mind a négy faj esetén két modell felállításával vizsgáltuk a térbeli elkülönülést. Mindkét modell esetén a többváltozós MANOVA teszt igazolta az elkülönített makroélőhelyek, az időbeli különbségek (hónap vagy szezon), illetve a két magyarázó változó interakciójának szignifikáns hatását. A két modell összehasonlításában mind a négy faj esetében a habitat és a hónap magyarázta a variancia legnagyobb százalékát, ami azt mutatta, hogy a fajok makroélőhely szintű használatának vizsgálatában a létszámváltozás nagyobb havi szintű variabilitásának köszönhetően a finomabb időléptéknek nagyobb jelentősége van, ami nem pusztán időléptékben, hanem a terület használat, illetve a térbeli szegregáció értelmezésében is meghatározóbb tényezőnek bizonyult, mint a két érintett évszak elkülönítése. A sárganyakú erdeieger és vöröshátú erdei pocok szignifikánsan nagyobb egyedszámban fordult elő az erdőben, mint a lékben. A pirók erdeieger és a mezei pocok abundancia értéke szignifikánsan magasabb volt a lékben, mint az erdőben. Az eredmények azt sugallják, hogy az abszolút domináns sárganyakú erdeieger nagy egyedszáma miatt minden területen előfordul, míg a három szubdomináns faj (a pirók erdeieger, az erdei pocok és a mezei pocok) megtalálja azokat az élőhely foltokat, ahol el tudnak szegregálódni egymástól. A lékvágásos erdőgazdálkodás hatására kialakuló heterogenitás, a zárt erdőfoltok között megjelenő lékek nagyban segítették a pirók erdeieger elkülönülését, míg a mezei pocok abszolút lékhasználó kisemlősfajként jelent meg a korábban zárt erdő belső területein. Tehát az erdőgazdálkodás hatására kialakuló élőhelyi heterogenitás makrohabitat szinten is

elősegítette a fajok közötti térbeli szegregációs mechanizmus kialakulását, ami biztosítja a fajok koegzisztenciáját.

A fajok mikrohabitat asszociáltságát a csapdapontok körüli botanikai kvadrátokban felmért 15 változó alapján többváltozós statisztikai módszerekkel (diszkriminancia analízis, ordinációs eljárások) vizsgáltuk, amely a vegetáció fiziognómiai struktúrájának több mért változója esetén bizonyította a fajok mikroélőhely szintű szegregációjában feltételezett jelentőségét.

A négy faj mikroélőhely asszociáltságát vizsgálva a diszkriminancia analízis teljes mintaterületre vonatkozó eredményei azt mutatták, hogy a fajok nem különültek el határozottan egymástól. Ezzel szemben az egyes élőhelytípusok (melyek különbözőségét a diszkriminancia analízis alátámasztotta) vizsgálata során azt az eredményt kaptuk, hogy a fajok szegregációja a legtöbb esetben jól kifejezett. A zárt erdőfoltokban egyedül a mezei pocok nem különült el egyértelműen a többi fajtól, míg lécek esetében egyik faj sem mutatott jelentős átfedést. Így a többváltozós statisztika segítségével kimutattuk, hogy a vegetáció struktúra függvényében a fajok térbeli szegregációja egy adott habitat típuson belül, kisebb térléptékben is megvalósul.

Eredményeink szerint az erdőgazdálkodás hatására kialakuló élőhelyi heterogenitás makrohabitat szinten is elősegítette a fajok közötti térbeli szegregációs mechanizmus kialakulását, ami biztosítja a fajok koegzisztenciáját. A többváltozós statisztika segítségével kimutattuk, hogy a vegetáció struktúra függvényében a fajok térbeli szegregációja egy adott habitat típuson belül, kisebb térléptékben is megvalósul. Így jelen tanulmányunk eredményei is alátámasztották a korábbi kutatások következtetéseit, miszerint a kisemlősök élőhely használatát mind makrohabitat, mind mikrohabitat szinten is érdemes vizsgálni.