

Szent István Egyetem
Állatorvos-tudományi Doktori Iskola

Környezeti változók hatása szárazföldi csiga
(Gastropoda, Mollusca) populációkra és közösségekre

PhD értekezés tézisei

Kemencei Zita

2015

Témavezető és témabizottsági tagok:

.....
Dr. Hornung Erzsébet
| Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar
Biológiai Intézet



.....
Dr. Sólymos Péter
Alberta Biodiversity Monitoring Institute,
Department of Biological Sciences

Készült 8 példányban. Ez a n. sz. példány.

.....
Kemenicei Zita

1. Bevezetés és célkitűzés

Az élőhelyek és élőlények előfordulási viszonyainak feltárása és e kapcsolat megértése az ökológia és a természetvédelmi biológia általános célja. Természetvédelmi szempontból fontos megismerni az egyes élőhelyek és azok elemeinek különböző léptéken betöltött szerepeit a hozzájuk kötődő fajok életében. Ez az ismeret nagyobb (regionális) léptéken lehetővé teszi a lokális fajkészlet alapján elvégzett élőhely minősítést, így segítve a természetvédelmi szempontból jelentősebb élőhelyek megtalálását. Ugyanakkor kisebb léptéken az egyes fajok, fajcsoportok számára legfontosabb élőhelyi struktúrák megismerése biztosíthatja, hogy a természetvédelmi szempontból fontos és/vagy védett területeken folyó fenntartási kezelések megfeleljenek az ott oltalomra lelő fajok számára.

Nagyobb léptéken a szárazföldi csigák (Mollusca, Gastropoda) elterjedéséről és élőhely választásáról elsősorban a gyűjtések során felhalmozódott tapasztalati adatok állnak rendelkezésre (Kerney et al. 1983, Fehér és Gubányi 2001, Pintér és Suara 2004). Egyes területek fajkészletének felmérését célzó vizsgálatokba a kutatók gyakran felhasználják a holt héjak adatait is (Rundell és Cowie 2003, Emberton et al. 1996), mint az élőhelyi előfordulást jelző indikátorokat. Ugyan az élő egyedek adatain alapuló vizsgálatok eredményei megbízhatóbbak, az üres vagy holt héjak jelezhetik adott területen előfordulást (Thurman et al. 2008, Cameron és Pokryszko 2005), rejtett életmódú, kistermetű vagy inaktív fajok jelenlétét (Rundell és Cowie 2003), bevonásuk megoldást jelenthet az egyes fajok szezonális aktivitásából vagy ritkaságából fakadó problémák áthidalására és nagyobb skálán az élőhelyek összehasonlító vizsgálataiban is felhasználhatók (Pearce 2008). Bár nagyobb skálájú, az élőhelyek összehasonlítását célzó vizsgálatokban nem találtak szignifikáns különbséget a hasonló élőhelyeken tapasztalható héjfelhalmozódás mértékében (Rundell és Cowie 2003, Pearce 2008), kisebb skálájú vizsgálatokban a héjfelhalmozódás mértéke a különböző taxonok között eltérőnek bizonyult az egyes mikroélőhelyeken (Millar és Waite 1999, Pearce 2008, Černohorská et al. 2010).

Számos, a csigák előfordulását célzó kutatás igazolja, hogy az adott habitat egyes feltjainak mikroklímája (Baur és Baur, 1993, Sólymos és Nagy 1997), a talaj pH-ja és kalcium tartalma (Juříčková et al. 2008, Gärdenfors et al. 1995, Martin és Sommer 2004), a nedvesség és az élőhely struktúráját meghatározó elemek, mint pl. a sziklakibúvások (Nekola 1999, Nekola és Smith 1999), vagy a holtfa jelenléte (Kappes 2005, Kappes et al. 2006) hatással van a szárazföldi csigák egy adott élőhelyen megfigyelhető elterjedésére. Annak ellenére, hogy a csigák - akárcsak más gerinctelenek - élőhelyüket a geográfiai léptéken túl, jóval finomabb mikro-skálán választják, a mikroélőhelyek részletes vizsgálata csak az utóbbi években nyert egyre nagyobb teret (Kappes et al. 2006, Sólymos és Páll-

Gergely 2007, Sólymos et. al. 2009b). Emiatt még sok a megválaszolatlan kérdés a fajok elterjedése és a környezeti elemek, illetve növénytársulások összefüggéseivel kapcsolatban.

Miután az ember még a „természetközelinek” nevezhető erdők önszabályzó folyamataiba is folyamatosan beavatkozik, szükségszerűvé vált olyan erdőterületek kijelölése, ahol a természetes folyamatok zavartalanul lejátszódhatnak. Ezt a célt szolgálják az erőrezervátumok. A rezervátumok kijelölésével párhuzamosan megtörtént az erdőterületek kutatás-szemponturn hierarchikus besorolása (Standovár 2002, Horváth és Bölöni 2002) egységes módszerrel, az erdők faállomány-szerkezete, kialakulása és korábbi fejlődése alapján (Czajlik 2002). Az élőhelyek minőségének értékelésekor több faj tulajdonságait együttesen veszik figyelembe közösségi mutatók segítségével. A legegyszerűbb ilyen mutató a fajszám, ami nem érzékeny az előforduló fajok ritkaságára. Legtöbb esetben azt az élőhelyet tekintjük természetvédelmi szempontból értékesebbnek, ahol több ritka faj fordul elő. A fajszámot súlyozhatjuk a fajok regionális/országos ritkaságával. Ennek számszerűsítésére dolgozta ki Sólymos (2004) valamint Sólymos és Fehér (2005) a három komponensből álló Mollusca Ritkasági Indexet (MRI). A fajok ritkaságát/gyakoriságát azonban lokális skálán is mérhetjük. Ennek legegyszerűbb módja, ha olyan indexet választunk, ami figyelembe veszi a fajok helyi relatív gyakoriságát, ilyen pl. a Shannon diverzitás index. Ezen kívül megpróbálhatjuk a fajok lokális gyakoriságát/ritkaságát összekapcsolni a nagyobb léptékű, regionális, vagy országos gyakorisággal/ritkasággal. Ehhez használhatjuk a fajok lokális és regionális gyakorisága/ritkasága között fennálló, jól ismert pozitív összefüggést, amely szerint a lokálisan gyakori fajok, regionálisan is gyakoriak lesznek, mivel több egyednek nagyobb élettérre (élőhelyre) van szüksége (Gaston 1994). Az összefüggés ismeretében azt várjuk, hogy a nagyobb léptéken ritka fajok kisebb léptéken is ritkának mutatkoznak. Az általános várakozástól való eltérés szintén fontos jelzés lehet, ezért érdemes a ritkaságot az élőhely értékelésekor több térbeli léptéken is figyelembe venni. Ha egy faj pl. országosan ritka, helyileg viszont gyakori, az természetvédelmi szempontból előnyös, hiszen nagyobb az esély a faj lokális populációjának fennmaradására. Ellenben, ha egy országosan gyakori faj helyileg ritka, az természetvédelmi szempontból kevésbé lényeges. Természetvédelmi szempontból egyes területeket védelem alá vonhatunk magas biodiverzitásuk miatt, vagyis mert sok különböző faj számára nyújtanak élőhelyet. Más területek lehetnek fontosak, mert egy vagy néhány ritka fajt őriznek viszonylag magas egyedszámban.

A fajszám és diverzitási indexek alkalmazása elterjedt gyakorlat az élőhelyek értékelése során. Dévai és Miskolczi (1987) a nagyléptékű ritkaságot alkalmazták helyi értékelési módszer kidolgozására, Szabó (1994) pedig összekapcsolta a helyi gyakoriságot a regionális ritkasággal. Arra azonban nem ismerünk hazai példát, hogy a ritkaság különböző léptékű megnyilvánulásait egységes módszertan keretén belül alkalmazták volna.

Jelen dolgozatban közölt kutatásunk során módszertani szempontból vizsgáltuk a holt héjak ökológiai kutatások eredményeire gyakorolt hatását. Majd erdei közösségekben tanulmányoztuk a szárazföldi csigák mikroléptékű élőhelyválasztását, valamint az egyes mikroélőhelyek fajgazdagságának változását a környezeti változók függvényében. Továbbá szárazföldi csigák segítségével összevetettük különböző élőhelyminősítési mutatók eredményeit erdőrezervátumok példáján bemutatva. Munkánk során az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

A1) Eltér-e a holt héjak aránya a különböző mintavételi módszerek között?

A2) Eltér-e a holt héjak aránya a különböző taxonómiai csoportok között?

A3) Eltér-e a holt héjak aránya a különböző mikroélőhelyek között?

A4) Hogyan változik a Gastropoda fauna diverzitása és a fajok populációinak abundanciája a topográfiai tényezők hatására?

A5) Különbözik-e a Gastropoda fauna diverzitása és a fajok populációinak abundanciája az egyes mikroélőhely típusokban?

A6) Kimutatható-e kapcsolat az egyes mikroélőhely típusok és a bennük élő Gastropoda fajok között?

B1) Milyen összefüggés van az egyes erdőrezervátumok csiga faunájának előfordulási és abundancia viszonyai, illetve az egyes fajok MRI értéke között?

B2) Hogyan változik az egyes erdőrezervátumok természetvédelmileg értékelhető rangsora az eltérő érzékenységű élőhely minősítő indexek alapján?

2. Anyag és módszer

2.1. Mikroélőhelyek és környezeti változók hatása az élő és holt csigaközösségek mennyiségi viszonyaira

Mintáinkat 2007. augusztus 16-18. között gyűjtöttük a Gömör-Tornai karszthoz tartozó Alsó-hegy fennsíkján (Aggteleki Nemzeti Park) található 16 töbréből (a töbrök részletes adatait ld. Vilisics et al. 2008). A legtöbb töbrében a jellemző növénytársulás a hársas törmelékeltő erdő (*Mercuriali-Tilietum*), helyenként gyertyános-kocsánytalan tölgyesekkel (*Carici pilosae-Carpinetum*), bükkösökkel (*Melittio-Fagetum*) és szurdokerdővel (*Phyllitidi-Aceretum*) váltakozva. A mintavételben szereplő egyes dolinák területe 0,5-2 ha, mélysége 10-30 méter. Négy mikroélőhely típust (avar, élőfa, holtfa és szikla) választottunk ki vizsgálatainkhoz. Az avar mikroélőhely esetében egy észak-déli transzekt mentén gyűjtöttünk mintát hét mintavételi pontból (a külső peremről, a belső szélről, a töbör oldalról mindkét kitettségekben és a töbör aljáról) töbrönként, míg a másik három mikroélőhely esetében töbrönként 3-3 random mintavételi pontot választottunk. A mintavételi pontokban a mintavétel előtt rögzítettük a kitettséget, a mélységi szintet (töbrbéli elhelyezkedést: töbör szél, oldal vagy alj), az avar vastagságát (cm), és az avar nedvességét. A mintavétel során két, egymást kiegészítő mintavételi módszert alkalmaztunk (Cameron és Pokryszko 2005; Sólmos et al. 2007a): a talajos avarminta gyűjtést (ami a kis héjméretű csigákra érzékeny; továbbiakban avarminta), és a kézi egyelést (amivel a nagyobb héjméretű, szabad szemmel is jól látható állatok gyűjthetők hatékonyan; továbbiakban egyelés). Minden egyes mintavételi pontban 1 liter talajos avarmintát gyűjtöttünk. Az élő fa (T), a holtfa (D) és a szikla (R) esetében a mintát a vizsgált mikroélőhely közvetlen közeléből és magáról a mintázott struktúráról vettük, míg az avar (L), mint mikroélőhely esetén ügyeltünk arra, hogy a mintavételi pont legalább 2 méteres távolságban legyen minden más vizsgált mikroélőhelytől. Az egyeléses mintavétel időtartama 5 perc volt, amit az avar mikroélőhely esetén az avarmintavétel helye körüli 1 méter sugarú körben végeztünk, élő fa, holtfa és szikla esetén a mintázott struktúráról nem távolabb, mint 25 cm. A mintavételi elrendezés töbrönként 16 mintát eredményezett, így összesen 256 mintánk lett mind a kézi egyelés, mind az avargyűjtés során. Amennyiben egy mintavételpontból származó minta nem tartalmazott egyedeket azokat a későbbi elemzések során „üres minta” néven tüntettük fel. Határozás közben rögzítettük az egyedek létállapotát (Domokos 1995), mindkét mintavételi módszerrel gyűjtött állatok esetében.

Az adatalemzéseket az R statisztikai programmal végeztük (R Development Core Team 2012). A statisztikai elemzésekben a lineáris modellek elkészítéséhez az lme4 csomagot, a kevert hatás (mixed effect) modellekhez az lme4 csomag glmer funkcióját

(Bates et al. 2012), míg az intraspecifikus aggregáció vizsgálatához a vegan csomag (Oksanen 2012) dispindmorisita funkcióját használtuk.

Mivel már a minták feldolgozásának kezdetén tapasztaltuk, hogy a különböző mikroélőhely típusokból származó mintákban a csigák mennyiségi aránya, méret és állapot tekintetében rendszerint különbözik, ezért az első, a héjfelhalmozódás mértékének megállapítását célzó elemzést az első két teljesen feldolgozott töbör mintáival végeztük el. Az elemzésben használt 64 mintát a gyűjtési módszerek és a mikroélőhelyek szerint csoportosítottuk, 8 mintatípust létrehozva. A fajokat család szintű taxonómiai csoportokba soroltuk (Clausiliidae, Helicoidea, Zonitidae s. lat. [ide sorolva az Oxychilidae, Pristilomatidae és Daubardiidae családokat] stb.), majd méret alapján két kategóriába osztottuk (az adult héj legnagyobb mérete nagyobb vagy kisebb, mint 5 mm). Logisztikus regresszió (binomiális GLM) segítségével vizsgáltuk, hogyan függ a mintákban talált törött héjak aránya a gyűjtési módszertől, a mikroélőhely típustól, a taxonómiai csoporttól és az adult héjmérettől.

A 39 faj mikroélőhelyhez való kötődésének vizsgálatához először a mikroélőhely típusokból bináris csoportosítással rétegeket képeztünk, oly módon, hogy a rétegeken belüli kontraszt minimális, míg a rétegek közötti kontraszt maximális legyen. Majd Poisson általánosított kevert hatás modellt (GLMM) alkalmaztunk logaritmikus link függvénnyel. Egy, a két mintavételi módszert megkülönböztető fix hatás bevezetésével (0= avarminta, 1= egyelés), mind az avarminták, mind az egyelés fogásadatait használtuk egyidejűleg, de nem összevonva. A két mintavételi módszerrel egyazon helyen gyűjtött minták függetlenségét random hatás bevezetésével biztosítottuk. A tengelymetszet mellett a "módszer" változót és a random hatást tartalmazó kevert modellt használtuk nullmodellként (rövidítve LTDR, ami a magas abundancia rétegbe eső mikroélőhely típusokra utal, jelen esetben ez mind a négy mikroélőhely típus). A magas és alacsony abundanciájú, a mikroélőhely típusokat különböző összetételben tartalmazó rétegek leírására bináris változókat vezettünk be, így a nullmodell mellett 14 különböző kombinációt kaptunk a magas abundancia réteg ábrázolására. Ezeket a bináris változókat használtuk az összes lehetséges modell illesztéséhez és az Akaike információs kritérium (AIC) értékeken alapuló modell súlyok kiszámításához. A legmagasabb súlyú modell támogatta legjobban az adott faj mikroélőhely preferenciáját. További fix hatásokat használtunk a környezeti változatosság vizsgálatához a rétegen belül (avar nedvesség, avar vastagság, kitétség és mélységi szint). A modell-támogatottság koncentráltóságának számszerűsítésére a modell súlyokból, mint valószínűségi értékből, kiszámoltuk a Simpson indexet (Burnham és Anderson 2002) mind a 15 réteg-modell figyelembe vételével.

A fajgazdagság és a környezeti változók közötti összefüggések felderítésére lineáris modellt alkalmaztunk. A fajgazdagság értékeit az összes faj jelenlét/hiány adataiból

számoltuk, a két mintavételi módszer egyedszámait együttesen figyelembe véve, majd $\log(x+1)$ transzformáltuk, hogy az általános lineáris modell feltételei teljesüljenek.

A modellben független változóként szerepelt a kitétség (0=északi és sík, 1=déli, 0,5=keleti és nyugati), a mélységi szint (hozzárendelt kategóriák, 0=alj, 1=közép, 2=töbrök belső és külső széle), az avar nedvesség (ordinális skála, 1-3), az avar vastagság (cm) és a mikroélőhely, mint kategoriális változó. A teljes modellben szerepelt az összes változó, mint főhatás és az összes másodrendű kölcsönhatás a változók között. A legjobban illeszkedő modellt az egyenkénti váltakozó beléptetés-kihagyás modellszelekciós eljárással (backward stepwise model selection) választottuk ki az Akaike-kritérium (AIC) értékek alapján.

A magas és alacsony abundancia rétegekben mutatott aggregáltsági mintázat összehasonlításához Morisita aggregációs indexet számoltunk. A Morisita index Poisson eloszlást feltételez, az index várható értéke random eloszlás esetén 1, aggregált eloszlásnál ennél magasabb. Az egyeléből vagy avarmintákból származó adatok közül azt vettük figyelembe az adott fajnál, amelyikben magasabb összesített egyedszámot találtunk. Azokra a fajokra tudtuk kiszámolni az index értékét, amelyeknek egyedszáma az alacsony abundancia rétegben is legalább 10 volt.

A közösségi összetétel vizsgálata során az egyes mintavételi pontokból származó avar és egyeléses mintapárok adataiból Jaccard -féle hasonlósági indexet számoltunk (Podani 2000), úgy, hogy csak a nem üres mintákat tartalmazó párokat vettük figyelembe ($n=244$). A hasonlóságot leíró statisztikai adatokat (medián, interkvartilis terjedelem, kiugró értékek) ábráztuk mind a mikroélőhely típusokon belül, mind azok között, hogy következtetni tudjunk a fajok átlagos kicserélődésére (turnover) a mikroélőhelyeken belül és azok között. Bemetszett boxplot segítségével vizsgáltuk a hasonlósági értékek mediánjainak csoportok közti különbségét (Chambers et al. 1983).

2.2. Élőhelyértékelés

Gyűjtőmunkánkat három erdőrezervátum területén végeztük: az Alsó-hegy (Aggteleki Nemzeti Park, törzsterület), a Haragistya–Lófej (Aggteleki Nemzeti Park, törzsterület) és a Ropoly (Duna–Dráva Nemzeti Park, Zselici tájvédelmi körzet) erdőrezervátumokban (ER). Kutatásszempontról besorolásuk sorrendje: Alsó-hegy („Célorientált kutatásra alkalmas”) > Ropoly („Hosszú távú vizsgálatsorozatra alkalmas”) > Haragistya-Lófej („Eseménykövetésre alkalmas”) (Standovár 2002, Horváth és Bölöni 2002). Mindhárom erdőrezervátum magterületén egyeléses időgyűjtést alkalmaztunk. Ennek időtartama 8 perc volt mintánként (kb. 50x50 cm-es területen). Magterületenként 3–3 nagyjából 1 hektár méretű területet vizsgáltunk és hektáronként 30 mintát vettünk. Elemzéseink során mind az élő egyedeket, mind az üres héjakat felhasználtuk (Rundell és Cowie 2003, Pearce 2008). Ugyanakkor – mivel az egyeléses időgyűjtés módszer a nagytestű fajokra érzékeny (Sólymos et al. 2007a)

– értékelésünket az 5 milliméternél nagyobb héjméretű fajokra korlátoztuk. Így 21 szárazföldi csigafaj 611 egyedének adatait használtuk fel a vizsgálatok során (Alsó-hegy 14 faj, 235 egyed; Haragistya–Lófej: 10 faj, 205 egyed; Ropoly 13 faj, 171 egyed). Öt különböző élőhely-minősítő mutató alkalmazási lehetőségeit vizsgáltuk. Az élőhelyek összehasonlító értékeléséhez az adott élőhelyen előfordult fajok számát, mint ritkaságra érzéketlen mutatót, a Shannon-diverzitást, mint lokális ritkaságra érzékeny mutatót használtuk. A fajok helyi gyakoriságát/ritkaságát az erdőrezervátumok összesített fogás adatai alapján számszerűsítettük. A fajok regionális/országos ritkaságának megítélésére a Mollusca Ritkasági Indexet használtuk (Sólymos 2004). Kiszámoltuk a MRI értékek átlagát, mint a regionális ritkaságot figyelembe vevő mutatót. A lokális és regionális ritkaságot súlyozott átlag segítségével kapcsoltuk össze: kiszámítottuk a lokális egyedszámmal (N) és a lokális ritkasággal (1/N) súlyozott MRI átlagot. Az egyes fajok elterjedését három nagyobb kategóriába soroltuk: 1) egész Európában vagy annál nagyobb területen elterjedtek, 2) közép-európai, és 3) alpin–kárpáti elterjedésűek (Bertrand 2006). Az egyes erdőrezervátumok faunáját a Jaccard-féle index segítségével hasonlítottuk össze.

3. Eredmények

3.1. Mikroélőhelyek és környezeti változók hatása az élő és holt csigaközösségek mennyiségi viszonyaira

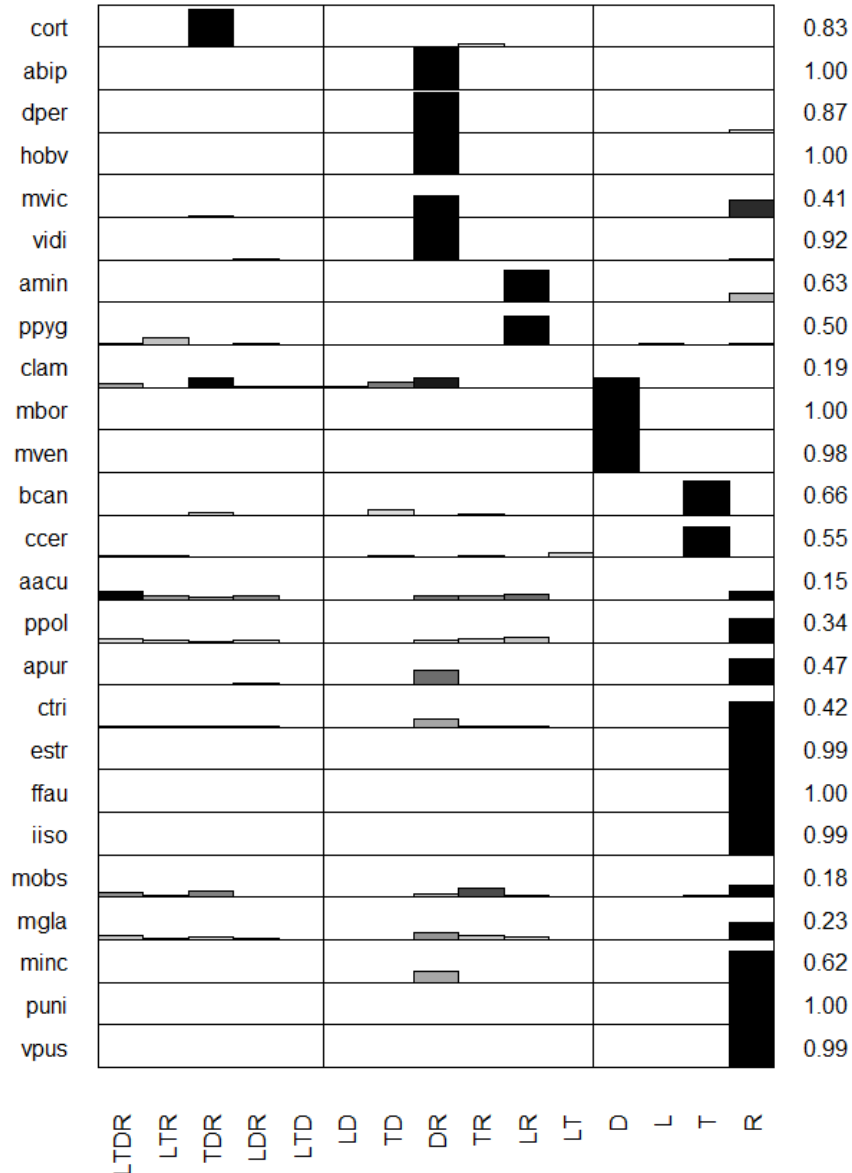
A héjfelhalmozódás vizsgálata során a két mintavételi módszerrel gyűjtött minták között különbséget tapasztaltunk mind a mintákban talált törött héjak, mind a kis- és nagy héjméretű taxonok arányában. Az avarminták több törött héjat tartalmaztak (805), illetve nagyobb volt bennük az 5 mm-nél kisebb mérettartományba eső héjak száma (1159), mint az időgyűjtéssel gyűjtött mintákban (törött héj: 198; kisméretű héj: 22). A vizsgált mikroélőhelyek közül a legtöbb törött héjat (370) a szikla mikrohabitatban találtuk, míg a holtfánál került elő a legkevesebb (118). A törött héjak aránya szintén a szikla mikroélőhelynél volt a legnagyobb, míg a holtfánál a legkisebb. A mintavételi módszerek összehasonlításának eredménye szerint az avarminta nagyobb arányban tartalmazott törött héjakat, mint az egyeléses mintavételi módszer mintái. A mintavételi módszer és a mikroélőhely interakcióját vizsgálva azonban azt tapasztaltuk, hogy a szikla mikroélőhely esetében az egyelésből származó minták tartalmaztak nagyobb arányban törött héjakat. Az avar, mint mikroélőhely és az élő fa esetében a mintavételi módszer és a mikroélőhely típusa között nem volt jelentős interakció.

A törött héjak aránya szignifikánsan eltért az egyes taxonómiai csoportok és a testméret kategóriák között is. A nagy testméretű fajok törött héjait nagyobb arányban találtuk meg, közülük is kiemelkedtek a Helicidae család tagjai. De különbséget találtunk a

Zonitidae s. lat. család kisebb (*Daudebardia*, *Vitrea*) és nagyobb (*Oxychilus*, *Aegopinella*) testméretű fajai között is, amennyiben az előbbi csoport törött héjait kisebb arányban mutattuk ki mintáinkból.

A vizsgálatunkban szereplő 39 faj közül, 14 faj esetében nem találtunk elegendő egyedszámot (legalább 20 egyedet az összes mintában) a mikroélőhely preferencia megállapításához. A modell csak a *Cochlodina orthostomat* mutatta olyan generalista fajnak, amelynek nincs kifejezett élőhely preferenciája. A további elemzések során a modell súlyok további két faj, az *Acanthinula aculeata* és a *Cochlodina laminata* generalisták közé sorolását támogatta. E két faj alacsony Simpson indexe a modell által becsült eredmények bizonytalanságát mutatja. Hét faj kötődött két mikroélőhelyhez, ezek közül az *Aegopinella minor* és *Punctum pygmaeum* az avar és a szikla mikroélőhelyeken, míg öt faj (*Alinda biplicata*, *Discus perspectivus*, *Helicodonta obvoluta*, *Monachoides vicinus* és *Vitrea diaphana*) a holtfa és a szikla esetén érte el a legmagasabb egyedszámot. Az elemzések során 17 olyan fajt találtunk, amelyek csupán egy mikroélőhelyhez kötődő, specialista fajok. Döntő többségük, 12 faj a szikla mikroélőhelyen mutatott magasabb egyedszámot. Két fajt találtunk, amelyek az élő fát preferálták. Ezek a *Bulgarica cana* és a *Cochlodina cerata*. Szintén két faj, a *Macrogastrea borealis bielzi* és a *Macrogastrea ventricosa* a holtfától került elő a legnagyobb egyedszámmal. Nem találtunk olyan fajt, amely jelentős kötődést mutatott volna az avar mikroélőhelyhez (1. ábra).

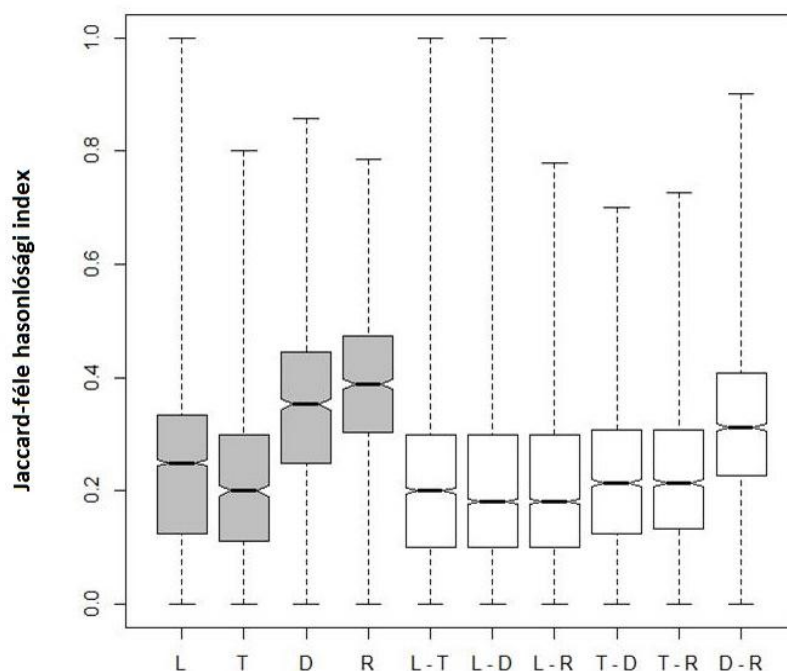
A Morisita index értékét 19 faj estén tudtuk kiszámolni az alacsony és magas abundancia rétegekben. A két, avar- és szikla mikroélőhelyet kedvelő faj (*Aegopinella minor* és *Punctum pygmaeum*) esetén az index értékei hasonlóak voltak a két rétegben, míg a többi faj Morisita indexe átlagosan 3,93-szor magasabb volt az alacsony abundancia rétegben, mint a magas abundancia rétegben.



1. ábra: 25 csigafaj mikroélelőhelyi kötődése a kevert hatás modell modell súlyai alapján. Azt a 14 fajt, amelyeknek az összegyedszáma nem érte el a 20 egyedet, kihagytuk az ábrázolásból. Sorokba rendezve található az egyes fajok, míg az oszlopok a mikroélelőhelyi kötődést, mint magas abundancia réteget mutatják (mikroélelőhely típus kombinációk: L=avar, T=élő fa, D=holtfa, R=szikla). Az egyes cellák oszlopai és a színezése a modell súlyokat mutatja, a magasabb és sötétebb oszlopok a részmodell erősebb támogatottságát jelzik. A panel jobb oldalán a modell megbízhatóságát mutató Simpson együtthatót tüntettük fel, ennek értéke annál nagyobb, minél megbízhatóbb(ak) a részmodell(ek).

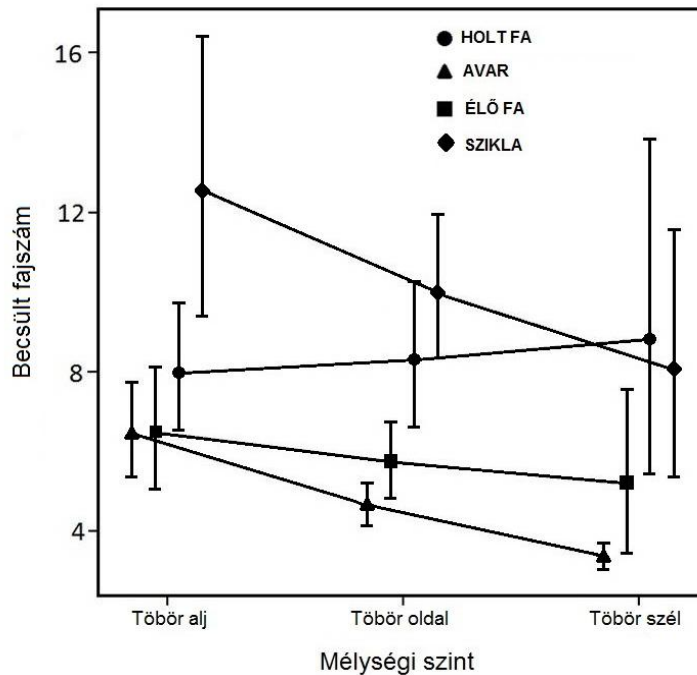
cort = *Cochlodina orthostoma*, *abip*= *Alinda biplicata*, *dper*= *Discus perspectivus*, *hobv*= *Helicodonta obvoluta*, *mvic*= *Monachoides vicinus*, *vidi*= *Vitrea diaphana*, *amin*= *Aegopinella minor*, *ppyg*= *Punctum pygmaeum*, *clam*= *Cochlodina laminata*, *mbor*= *Macrogastra borealis*, *mven*= *Macrogastra ventricosa*, *bcan*= *Bulgarica cana*, *ccer*= *Cochlodina cerata*, *aacu*= *Acanthinula aculeata*, *ppol*= *Platyla polita*, *apur*= *Aegopinella pura*, *ctri*= *Carychium tridentatum*, *estr*= *Euomphalia strigella*, *ffau*= *Faustina faustina*, *iiso*= *Isognomostoma isognomostomos*, *mobs*= *Merdigera obscura*, *mgla*= *Morlina glabra striaria*, *minc*= *Monachoides incarnata*, *puni*= *Petasina unidentata*, *vpus*= *Vertigo pusilla*

Az egyes mikroélőhelyekhez tartozó mintavételi pontok hasonlóságát vizsgálva, a Jaccard-féle index mediánja az élő fa mikroélőhelyen mutatta a legkisebb értéket (0,20), ennél valamivel magasabb volt az avar mikroélőhelyen (0,25), illetve legmagasabb a holtfa (0,35) és a szikla (0,39) mikroélőhelyeken. A mikroélőhelyek közötti vizsgálat során a hasonlósági index medián értéke az avar-holtfa (0,18) és az avar-szikla (0,18) mikroélőhely párok esetén volt a legkisebb. A legmagasabb értéket (0,31) a holtfa-szikla párosnál kaptuk. A medián értékek a csoportokban és azok között nagymértékben különböztek, amit a boxplotok nem átfedő bemetszései mutatnak meg (2. ábra). A kvantilisek hasonló mintázatot tükröznek, míg a mikroélőhely típusok közötti összehasonlításban az interkvartilis terjedelem átfedése figyelhető meg.



2. ábra: Jaccard-féle hasonlósági index az egyes mikroélőhelyeken (L= avar, T= élő fa, D= holtfa, R= szikla) belüli (szürke boxplotok) illetve azok közötti (fehér boxplotok) mintapárok összehasonlítása alapján (minták száma=244). A nem átfedő bemetszések mutatják, hogy a két boxplot mediánjai (középvonalai) különböznek. A dobozok az interkvartilis terjedelmet, míg a talpak a kiugró értékeket mutatják.

A vizsgálatunkban szereplő csigák fajgazdagságára a mikroélőhely típusa, a mélységi szint és az avarnedvesség gyakorolta a legnagyobb hatást. Mivel az avarvastagság a mikroélőhely típusokkal korrelált, míg a kitértség az avarnedvességgel ezek a változók nem voltak részei a legjobb modellnek. A mélységi szint és a mikroélőhely típusok között erős kölcsönhatás volt, ami azt mutatja, hogy a különböző mikroélőhelyek fajgazdagságára különböző mértékben hat a töbörbeli elhelyezkedés. A holtfa mikroélőhelyen a mélységi zónától függetlenül magas fajszámot mutattunk ki, míg a másik három mikroélőhelyen a fajgazdagság a töbör aljától a töbör széléig folyamatosan csökkent (3. ábra). Ez a csökkenés az avar mikroélőhely esetében jelentős.



3. ábra: A fajszámok alakulása a töbrökben, a mikroélelőhely típus és a mélységi szint függvényében a más változókkal korrigált általános lineáris modell alapján. A talpak a 95%-os konfidencia intervallumokat jelölik. Ha a talpak nem fednek át egymással az eltérés szignifikáns.

3.2. Élőhelyértékelés

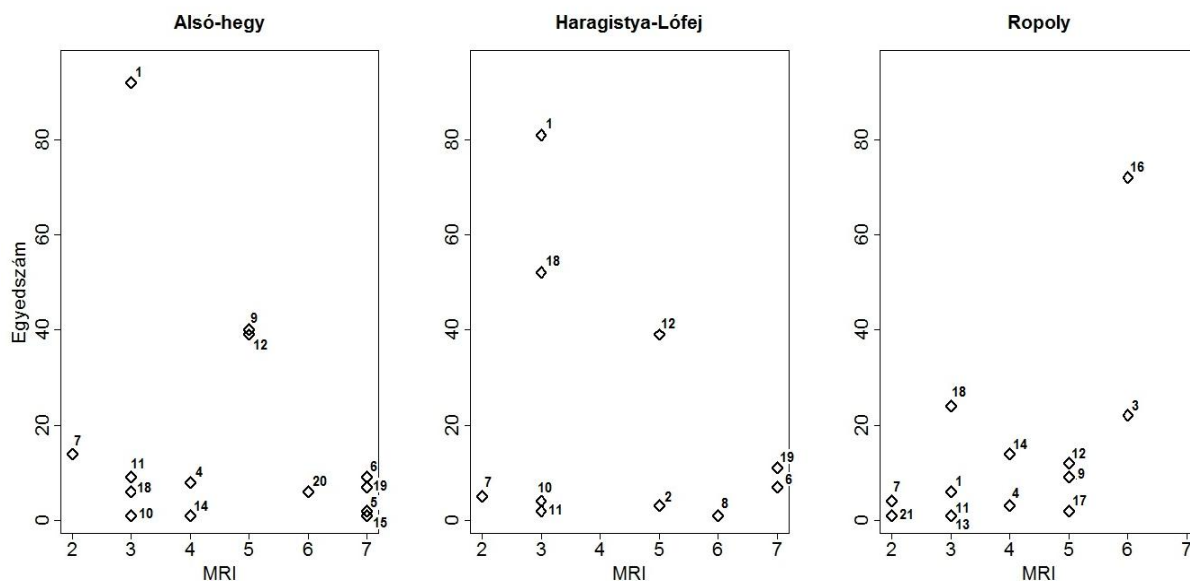
Az elemzésben részt vevő fajok közül 5 faj (*Cochlodina laminata*, *Aegopinella minor*, *Euomphalia strigella*, *Monachoides incarnatus*, *Helicodonta obvoluta*) mindhárom erdőrezervátumban jelen volt. Ezek mindegyike európai elterjedésű, gyakori és közepesen gyakori faj (MRI: 2–5 pont). Hat faj volt, amit két erdőrezervátumból sikerült kimutatni. Három faj került elő az Alsó-hegy – Haragistya-Lófej erdőrezervátumokból és 3 faj az Alsó-hegy – Ropoly erdőrezervátumokból. Olyan fajt nem találtunk, amely csak a Haragistya-Lófej - Ropoly erdőrezervátumokban fordult elő. A csak az Alsó-hegy és Ropoly erdőrezervátumból előkerülő három faj közül kettő közép-európai (*Alinda biplicata*, *Laciniaria plicata*), míg egy faj (*Discus perspectivus*) alpin-kárpáti elterjedésű, közepesen gyakori (MRI: 4–5 pont) faj. Az Alsó-hegy és a Haragistya-Lófej erdőrezervátumban is előforduló három faj közül egy holarktikus, gyakori faj (*Euconulus fulvus*, MRI=3), kettő pedig (*Cochlodina cerata*, *Monachoides vicinus*; MRI=7) ritka, védett, alpin–kárpáti elterjedésű. 11 olyan fajt gyűjtöttünk, amelyeket csak egy-egy erdőrezervátum területén sikerült kimutatnunk.

1. táblázat. Az egyes erdőrezervátumokban talált fajok, azok ritkasági indexei (MRI) és egyedszáma (N), illetve rezervátumonkénti élőhelyminőségi mutatók. (V: védett)

elterjedés	Fajok	MRI	Alsó-hegy	Haragistya-Lófej	Ropoly	
alpin-kárpáti	<i>Cochlodina cerata</i> (Rossmäsler, 1836)	7 (V)	9	7		
	<i>Macrogastra borealis</i> (O. Boettger, 1880)	7	1			
	<i>Monachoides vicinus</i> (Rossmäsler, 1842)	7 (V)	7	11		
	<i>Petasina unidentata</i> (Draparnaud, 1805)	6 (V)	6			
	<i>Discus perspectivus</i> (Megerle von Mühlfeld, 1816)	5	40		9	
közép-európai	<i>Bulgarica cana</i> (Held, 1836)	7	2			
	<i>Cochlodina orthostoma</i> (Menke, 1830)	6 (V)		1		
	<i>Aegopinella ressmanni</i> (Westerlund, 1883)	6			22	
	<i>Macrogastra plicatula</i> (Draparnaud, 1801)	6			72	
	<i>Helicodonta obvoluta</i> (O. F. Müller, 1774)	5	39	39	12	
	<i>Macrogastra ventricosa</i> (Draparnaud, 1801)	5			2	
	<i>Alinda biplicata</i> (Montagu, 1803)	4	8		3	
	<i>Laciniaria plicata</i> (Draparnaud, 1801)	4	1		14	
	<i>Aegopinella minor</i> (Stabile, 1864)	3	92	81	6	
	<i>Helix pomatia</i> Linnaeus, 1758	3 (V)			1	
	<i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. Müller, 1774)	3	6	52	24	
	európai	<i>Aegopinella pura</i> (Alder, 1830)	5		3	
		<i>Euconulus fulvus</i> (O. F. Müller, 1774)	3	1	4	
<i>Euomphalia strigella</i> (Draparnaud, 1801)		3	9	2	1	
<i>Cochlodina laminata</i> (Montagu, 1803)		2	14	5	4	
<i>Zonitoides nitidus</i> (O. F. Müller, 1774)		2			1	
Összes egyedszám				235	205	171
Fajszám			14	10	13	
Shannon diverzitás			1,90	1,60	1,87	
MRI átlag			4,71	4,40	3,92	
Lokális gyakorisággal (N) súlyozott MRI átlag			4,05	3,75	4,99	
Lokális ritkasággal (1/N) súlyozott MRI átlag			4,95	4,73	3,16	

Az Alsó-hegyen három ritka (két alpin-kárpáti: a védett *Petasina unidentata*, és a *Macrogastra borealis*, valamint egy közép európai: *Bulgarica cana*; MRI: 6–7) fajt tudtunk kimutatni. A csak a Haragistya–Lófej erdőrezervátumban megtalált két faj közül egy holarktikus, közepesen gyakori (*Aegopinella pura*) és egy ritka, közép-európai elterjedésű faj (*Cochlodina orthostoma*). A kizárólag a Ropoly ER-ban gyűjtött 5 faj közül egy holarktikus, gyakori faj (*Zonitoides nitidus*) és négy közép-európai elterjedésű. Az utóbbiak közül két faj ritka (*Aegopinella ressmanni*, *Macrogastra plicatula*; MRI: 6), egy közepesen gyakori (*Macrogastra ventricosa*) és egy gyakori faj (*Helix pomatia*) (4.ábra).

Az erdőrezervátumok hasonlóságát értékelve (Jaccard-index), úgy tapasztaltuk, hogy az Alsó-hegy és a Haragistya–Lófej erdőrezervátum faunája állt egymáshoz legközelebb (0,5), míg a Ropoly faunája mindkettőtől különbözött (Alsó-hegy – Ropoly: 0,421; Haragistya – Ropoly: 0,278).



4. ábra. A fajok egyedszáma a ritkasági indexei szerint az egyes erdőrezervátumokban.

1: *Aegopinella minor*; 2: *A. pura*; 3: *A. ressmanni*; 4: *Alinda biplicata*; 5: *Bulgarica cana*; 6: *Cochlodina cerata*; 7: *C. laminata*; 8: *C. orthostoma*; 9: *Discus perspectivus*; 10: *Euconulus fulvus*; 11: *Euomphalia strigella*; 12: *Helicodonta obvolvata*; 13: *Helix pomatia*; 14: *Laciniaria plicata*; 15: *Macrogastra borealis*; 16: *M. plicatula*; 17: *M. ventricosa*; 18: *Monachoides incarnata*; 19: *M. vicinus*; 20: *Petasina unidentata*; 21: *Zonitoides nitidus*.

Az élőhely minősítési mutatók vizsgálatokor első lépésben a két általánosan használt közösségi paraméterrel, a fajszámmal (S) és a Shannon-féle diverzitási index-el (H') jellemeztük az együtteseket. Az Alsó-hegy és a Ropoly csigafaunájának értékei hasonlóan bizonyultak (S= 14 ill. 13; H'=1,90 ill. 1,87, sorrendben), míg a Haragistya-Lófej erdőrezervátum mutatta a legalacsonyabb értékeket (S= 10; H'= 1,60). Ezután minden csigafajhoz hozzárendeltük a fajhoz tartozó Mollusca ritkasági indexet, amely mind a fajok globális elterjedését, mind pedig országos gyakoriságukat figyelembe veszi, és meghatároztuk ezen index erdőrezervátumonkénti átlagát a fajszám segítségével. Így az Alsó-hegy (4,71) > Haragistya-Lófej (4,40) > Ropoly (3,92) irányban csökkenő értéksorrendet kaptunk (1. táblázat). Ennek magyarázata, hogy mind az Alsó-hegyen, mind a Haragistya-Lófej ER-ban több, magas MRI-el rendelkező faj fordul elő. Ugyanerre az eredményre jutottunk a MRI helyi ritkasággal (1/N) történő súlyozásakor. A kapott értékek az Alsó-hegy (4,95) > Haragistya-Lófej (4,73) > Ropoly (3,16) irányban csökkennek. Azonban, amikor a MRI-t a lokális abundanciával súlyoztuk, a sorrend megváltozott: Ropoly (4,99) > Alsó-hegy (4,05) > Haragistya-Lófej (3,75), ami a Ropolyban előforduló két regionálisan ritka (MRI=6) fajnak köszönhető, amik lokálisan gyakorinak bizonyultak (1. táblázat).

4. Megbeszélés, következtetések

Jelen dolgozat első részének célja egy komplex mikro-skálájú elemzésben vizsgálni a környezeti tényezők hatását erdei csiga együttesek fajgazdagságára és abundanciájára, amelyben négy mikroélőhely típust (avar, élőfa, holtfa, szikla), tanulmányoztunk topográfiai tényezőket is figyelembe két, egymást kiegészítő mintavételi módszer (avaros talajminta gyűjtés és egylétes mintavételi módszer) segítségével. Ez a komplex adatsor lehetővé tette, hogy együttesen elemezzük a környezeti tényezők hatását a csigák fajgazdagságára és abundanciájára, illetve vizsgáljuk a mintavételi módszerekből fakadó esetleges módszertani különbségek hatását. Míg egy második vizsgálatban a csigák ritkasága alapján végeztük el élőhelyeik természetvédelmi szempontú értékelését.

Eredményeink megerősítették, hogy az avaros talajminta gyűjtés és az egylétes módszer legnagyobb különbsége az általuk hatékonyan vizsgálható puhatestűek test- és héjméretében rejlik (Cameron és Pokryszko 2005; Sólomos et al. 2007a), de az avarmintákban szignifikánsan több törött héjat találtunk, mint az egylétes módszer mintáiban. A törött héjak aránya eltért a különböző taxonómiai csoportokban is a testméret függvényében (Menez 2002). A legtöbb törött héj a Helicoidea öregcsalád tagjaitól származott, amelyeknek nagy és vastag héja lassabban bomlik le, mint más vékonyabb és kisebb héjméretű taxonoké (pl. Zonitidae s. lat.). Ennek fényében érdekes, hogy a Clausiliidae család tagjai között, bár viszonylag vastag és erős héjjal rendelkeznek, nem tudtunk jelentős héjfelhalmozódást kimutatni. E jelenség oka lehet, hogy legtöbb fajuk a holtfa mikroélőhelyhez kötődik, amit intenzív mikrobiológiai folyamatok (Jönsson et al. 2008) jellemeznek, amelyek hatására a csigahéjak is gyorsan lebomlanak. Ezzel ellentétes folyamatok játszódhatnak le a szikla mikroélőhelyeken, ahol a repedésekbe húzódva vagy kövek alatti menedékekben élő fajok héja az állatok elpusztulása után védve lesznek a fizikai és kémiai hatások egy részétől és lassabban degradálódnak (Thurman et al. 2008). Mindezekkel összhangban volt az egyes mikroélőhelyeken talált holt héjak arányának elemzése, miszerint a héjfelhalmozódás mértéke a holtfánál volt a legkisebb és a sziklánál a legnagyobb mértékű. Tehát a csigahéjak degradációja egy soktényezős folyamat eredménye. A lebomlás sebessége számtalan tényezőtől függhet, amelyek között éppúgy megtalálhatóak a környezeti hatások, mint az élő állat élőhelypreferenciája vagy a héj felület-tömeg aránya. Ezek a hatások mind eredményezhetnek eltérést a különböző mikroélőhelyek mintáiban jelen lévő holt héjak arányában. Bár a holt héjak a hasonló élőhelyek közötti összehasonlításhoz megfelelő indikátorok lehetnek (Rundell és Cowie 2003), eredményeink azt jelzik, hogy mikro-skálán végzett kutatások esetén szükséges a héjfelhalmozódás mértékének vizsgálata. Ha a mikroélőhelyek között jelentős eltérés mutatkozik az élő és holt

héjak arányában, indokolt csak az élő egyedek bevonása a vizsgálatba, kiküszöbölendő a torzító hatások egy részét, így az eredmények összehasonlíthatóbbak lesznek.

Az ökológiai vizsgálatok során 39 faj mikroélőhelyi kötődését vizsgáltuk többváltozós modellek segítségével. Az általunk vizsgált négy mikroélőhely a mikroklimatikus viszonyok széles skáláját jeleníti meg, ami visszatükröződik a mikroélőhelyi kötődés mintázatának erős beágyazottságában. Vizsgálatunk során nem találtunk olyan fajt, amelynek mind a négy mikroélőhely egyformán alkalmas élőhelynek bizonyult volna, mert még a modellünk által generalistának ítélt fajok (*Cochlodina orthostoma*, *Acanthinula aculeata*, *Cochlodina laminata*) is alacsonyabb egyedszámot értek el az avar mikroélőhelyen. Az egy mikroélőhelyhez kötődő specialisták közül a legtöbb faj a szikla, valamivel kevesebb faj pedig a holtfa mikroélőhelyen mutatta a legmagasabb abundancia értéket, de a nem csak egy mikroélőhelyen előforduló fajok is ebben a két mikroélőhely típusban érték el legnagyobb egyedszámukat. Ezen fajok többségét nedvesség kedvelő („higrofil”) fajoként tartja számon a szakirodalom (Kerney és mtsai 1983, Welter-Schultes 2012). Ezek az eredmények jól összevethetőek korábbi kutatások eredményeivel miszerint a magas mésztartalmú sziklakibúvások növelik a csigák fajgazdagságát (Nekola 1999), míg kisebb skálán a holtfa biztosít megfelelő mikroklimatikus viszonyokat a csigafajok számára (Kappes et al. 2006). Ehhez hasonlóan jelen vizsgálatban is azt tapasztaltuk, hogy a holtfa és a szikla mikroélőhelyek megőrzik Gastropoda faunájuk jelentős részét a töbrök magasabb mélységi szintjein is, ahol a mikroklimatikus viszonyok már nem annyira kedvezőek a puhatestűek számára. Ezzel ellentétben az avar mint mikroélőhely csak rövid átmeneti időszakokban képes hasonlóan kedvező mikroklímájú környezetet nyújtani a specialista („higrofil”) csigák számára, tehát ez a mikroélőhely a nagyobb esőzések időszakában, segítheti új foltok kolonizációját (Müller et al. 2005), míg máskor gátolja a fajok terjedését.

A Morisita aggregációs index tanúsága szerint a mikrokörnyezeti tényezők nagymértékben befolyásolják a lokális csigafauna egyedsűrűségét. A kedvező mikroélőhely foltokban az egyedsűrűség nagymértékű változatosságot, míg a kedvezőtlen körülményeket nyújtó (szuboptimális) foltokban egyenletesen alacsony értéket mutatott. A kedvező élőhelyeken (magas abundancia rétegben; holtfa és szikla) a közösségi összetétel megjósolhatósága megbízhatóbb volt, az együttélő fajok magas száma miatt, mint a könnyebben elérhető, de kedvezőtlenebb élőhelyeken (alacsony abundancia réteg; avar és élő fa).

Ez egyfajta tömeghatásként értelmezhető, vagyis a kedvező, de egymástól távol és egyenetlenül elhelyezkedő, ezáltal kevésbé elérhető élőhelyek várhatóan telítettebbek, mind a faj- mind az egyedszámot vizsgálva. Az egyes mikroélőhelyek térbeli eloszlása és elérhetősége szintén hatással lehet a közösségek populáció dinamikájára. A jó minőségű élőhelyfoltok (szikla és holtfa) a térben egyenetlenül, sokszor egymástól távol helyezkednek

el. Ráadásul a holtfa viszonylag kis kiterjedésű, saját mikrobiális és fungális szukcessziós dinamikával rendelkező erdei elem, amelynek élettartama ugyan magasan meghaladja a csigák generációs idejét, az itt lezajló lebomlási folyamatok mégis hatással lehetnek a csigák kolonizációs-extinkciós dinamikájára is, oly módon, ami jelen kutatásban nem volt kimutatható. A mikroélőhelyi kötődés erős beágyazottságot mutató mintázata arra enged következtetni, hogy a szikla és a holtfa a helyi csiga közösségek forrás populációinak otthont adó mikroélőhelyek, amik az optimális feltételeket kínáló bűvőhelyeknek és a nedvességnek, illetve a szikla mikroélőhely esetén a hosszú távú állandóságnak köszönhetően a lokális populációk fennmaradásában kulcsszerepet játszhatnak. Ugyanakkor még a stabil és a legtöbb faj számára kedvező körülményeket biztosító szikla mikroélőhely sem képes minden faj számára biztosítani a túléléshez optimális környezetet.

A töbör alj és az északra néző oldalak magasabb fajszáma az avarlakó gerinctelenek számára kedvezőbb helyi nedvességi viszonyokkal magyarázható (szárazföldi ászkák: Vilisics et al. 2011, Sólymos et al. 2009c, edényes növények Bátori et al. 2014). A topográfiai tényezők "mikrorefúgiumokat" képezhetnek (Dobrowski 2011), amelyek menedékül szolgálhatnak a kedvezőtlen klimatikus változásokkal szemben. Várhatóan a jelenleg zajló klimatikus változásokkal szemben is hasonló refúgiumok vagy a kedvező körülményeket biztosító mikroélőhelyek nyújthatnak lokális menedéket az egyes gerinctelen populációk számára (Parmesan 2006). A topográfiai heterogenitást és a mikroélőhelyek elérhetőségét is figyelembe vevő, az ökológiai folyamatokat táji léptéken is biztosító regionális élőhelyvédelemi stratégia nagyban hozzájárulhat a talajlakó gerinctelenek, különösen a szárazföldi csigák védelméhez és fennmaradásához (Noss 1990, Haufler et al. 1996), segítve a természetes ökoszisztéma és erdődinamikai folyamatok fenntartásához elengedhetetlen lokális faunaelemek megőrzését.

Dolgozatunk második részében közölt elemzésünk célja öt különböző élőhely-minősítő mutató alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata három hazai erdőrezervátum [Alsó-hegy, Haragistya-Lófej (ANP) és Ropoly (DDNP)] területén a rezervátumok Gastropoda faunájának segítségével. Az erdőrezervátumokban talált fajok száma mindhárom esetben közepesnek mondható (Farkas 2005, 2008, Uherkovich és Varga 2005), ami részben az alkalmazott mintavételi módszerre (Cameron és Pokryszko 2005; Sólymos et al. 2007a), részben a mintavételek helyszíneire, illetve a mintavételi elrendezésre (pl. a sziklafelszínekhez kötődő fajok nem kerültek a mintákba) vezethető vissza. A vizsgálat során azt tapasztaltuk, hogy az egyes rezervátumok állatföldrajzi távolsága és természetességi állapota gyakorolja a legnagyobb hatást az adott élőhely szárazföldi csiga faunájára, ami a ritka fajok előfordulásában, illetve tömegességében mutatkozik meg. Az erdőrezervátumok fajkészletének összevetése során azt tapasztaltuk, hogy egy-egy terület lokális fajkészletét nagyban befolyásolja a környező területek (regionális) fajkészlete, vagyis az egymáshoz

földrajzilag közelebb eső területek faunája hasonlóbb, illetve a mindhárom, vagy egymástól távoli két régióban előforduló fajok tágabb elterjedési területtel (és alacsonyabb MRI-el) rendelkeznek, mint azon fajok többsége, amelyek csak egy, vagy a két közeli erdőrezervátumban fordulnak elő. E hatások jól nyomon követhetők a vizsgálati területeink fajösszetételén. Az Északi-középhegységben elhelyezkedő Alsó-hegy és Haragistya-Lófej erdőrezervátumokban több alpin-kárpáti faunaelem (pl. *Cochlodina cerata*, *Petasina unidentata*) jelenik meg a Kárpátok közelsége miatt, míg a Dél-Dunántúlon, a magas hegységektől izolált Ropolyból ezek hiányoznak, illetve átadják helyüket olyan közép-európai fajoknak (pl. *Aegopinella ressmanni*), amelyek a másik két rezervátumban nem fordulnak elő. Mindez természetvédelmi szempontból azt látszik igazolni, hogy a vizsgált területek csigafaunái a természetes állapotokat tükrözik, és a különbségek inkább állatföldrajzi okokkal magyarázhatóak, semmint múltbéli, vagy jelenkori emberi tevékenység hatásaival. [Bár a Haragistya-Lófej rezervátum az egykori zavarások (intenzív erdészeti kezelés) miatt mind a fajsámozatot, mind a diverzitást tekintve elmarad az állatföldrajzilag és térbelileg hozzá közelálló Alsó-hegy rezervátum jellemzőitől.]

A fajsámoz és a Shannon diverzitási értékek, mint durva felbontású becslések, jól tükrözik az egyes rezervátumok korábbi, kutatási célú besorolásának sorrendjét (Alsó-hegy > Ropoly > Haragistya-Lófej; Horváth és Bölöni 2002). A ritkasági index különböző módon történő súlyozásával létrehozott precízebb mutatók ezt a képet finomították, amely eredmény összevethető Szabó (1994) vízi csigákon végzett kutatásával. Ha a regionális ritkaságot tükröző MRI-et súlyoztuk a helyi ritkasággal, hogy vizsgáljuk a fajok ritkaságának függését a térbeli skálától, a szűkebb elterjedési területtel, magas ritkasági indexszel és alacsony egyedszámmal rendelkező, alpin-kárpáti fajok miatt, mind az Alsó-hegy, mind a Haragistya-Lófej rezervátum magas pontszámot kapott, szemben a Ropoly alacsonyabb pontszámával. Míg ha az indexet a helyi gyakorisággal súlyoztuk, a Ropoly kapott nagyobb értéket, a regionálisan ritka, de a Ropolyban mégis tömegesnek mondható faj, a *Macrogastera plicatula* jelenléte következtében. A bemutatott példák jól illusztrálják, hogy több index használatakor az esetlegesen eltérő rangsorok alapján körültekintőbb döntés születhet az adott területen oltalom alatt álló értékek prioritásairól (egyetlen, tömegesen előforduló ritka faj, vagy sok ritka, de nem feltétlenül tömeges faj együttes védelme). Így az élőhely-minősítési feladatok végzése során, több élőlénycsoport azonos, a ritkaság különböző léptékű (regionális vs. lokális) mintázatainak alapuló módszerek használatával, és a fajösszetétel figyelembe vételével pontosabb képet alkothatunk az egyes élőhelyek természetvédelmi értékéről.

Új tudományos eredmények

- 1) Jelen vizsgálat kimutatta, hogy az általunk alkalmazott mintavételi módszerek (avaros talajminta és egyeléses gyűjtés) szelektivitása eltérő az ezen módszerekkel hatékonyan gyűjthető héjak mérete és a mintákban talált holt héjak tekintetében. **Az egyes módszerek mintáiban talált holt héjak aránya szignifikánsan eltért. Három mikroélőhely esetében, az avarminta lényegesen több holt héjat tartalmazott, mint az egyeléses minták,** míg a szikla mikroélőhelyen az egyeléses minták tartalmaztak több holt héjat.
- 2) Elemzésünk kimutatta, hogy **az általunk vizsgált négy mikroélőhely típusban gyűjtött minták között a bennük talált holt héjak mennyiségében jelentős eltérések vannak,** az egyes mikroélőhelyek adottságaitól és az ott zajló biológiai folyamatoktól függően. Ezen eredmények szerint a holt héjak felhalmozódása befolyásolhatja a kisléptékű ökológiai vizsgálatok eredményeit.
- 3) **A holt héjak taxonómiai besorolás alapján történő vizsgálata rámutatott, hogy az egyes taxonok héja eltérő mértékben halmozódhat fel, ami befolyásolhatja a közösség ökológiai vizsgálatok eredményeit.** Eredményeink szerint a Helicoidea öregcsalád tagjainak héja hajlamosabb a mikroélőhelyeken belüli felhalmozódásra, mint a Zonitidae vagy a Clausiliidae család tagjainak héjai.
- 4) **25 faj mikroélőhelyi kötődésének vizsgálata szerint a legtöbb faj egy vagy két meghatározott mikroélőhelyhez kötődik.** A legtöbb specialista fajt a szikla mikroélőhelyen találtuk (12 faj). (A *Macrogastra borealis bielzi* és a *Macrogastra ventricosa* fajok a holtfánál mutattak magasabb abundancia értéket, míg a *Bulgarica cana* és a *Cochlodina cerata* az élő fánál érték el legmagasabb egyedszám értéküket. Az *Aegopinella minor* és a *Punctum pygmaeum* az avar és a szikla mikroélőhelyeken mutatta a legnagyobb egyedszámot, míg az *Alinda biplicata*, a *Discus perspectivus*, a *Helicodonta obvoluta*, a *Monachoides vicinus* és a *Vitrea diaphana* a holtfához és a sziklához kötődött. Vizsgálatunk során csak néhány generalista fajt tudtunk kimutatni (*Cochlodina orthostoma*, *Acanthinula aculeata* és a *Cochlodina laminata*).
- 5) **Az intraspecifikus aggregáció vizsgálatának eredményei szerint a kedvező (magas abundanciájú) mikroélőhelyeken az egyedek eloszlása egyenletesebb, mint a kedvezőtlenebb (alacsonyabb abundanciájú) mikroélőhelyeken.**
- 6) **A mikroélőhelyek közötti, illetve az egy mikroélőhelyen belüli foltok hasonlóságát vizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a holtfa és a szikla kiegyensúlyozottabb mikroélőhelyek.**

- 7) **A vizsgálatunkban szereplő csigák fajgazdagságára a mikroélőhely típusa, a mélységi szint és az avarnedvesség gyakorolta a legnagyobb hatást.** A mikroélőhely típusok és a mélységi szint között kimutatható interakció szerint a különböző mikroélőhelyek fajgazdagságára különböző mértékben hat a töbörbeli elhelyezkedés.
- 8) **A vizsgálat során kimutattuk, hogy az egyes rezervátumok állatföldrajzi távolsága és természetességi állapota gyakorolja a legnagyobb hatást az adott élőhely szárazföldi csiga faunájára, ami a ritka fajok előfordulásában, illetve tömegességében mutatkozik meg.** Az egymáshoz földrajzilag közelebb eső területek faunája hasonlóbb, illetve a mindhárom, vagy egymástól távoli két régióban előforduló fajok tágabb elterjedési területtel (és alacsonyabb MRI-el) rendelkeznek, mint azon fajok többsége, amelyek csak egy, vagy a két közeli erdőrezervátumban fordulnak elő.
- 9) **A fajszám, a Shannon diverzitási értékek és a ritkasági index különböző módon történő súlyozásával létrehozott mutatók, eltérő prioritási sorrendet állítottak fel az erdőrezervátumok között.** A Gastropoda fauna fajszáma és Shannon diverzitási értéke, jól követték a más természetvédelmi szempontok szerint felállított sorrendet (Alsó-hegy > Ropoly > Haragistya-Lófej). A regionális ritkaságot tükröző MRI helyi ritkasággal való súlyozása a szűk elterjedési területtel rendelkező ritka fajoknak kedvez, ezért az alpin-kárpáti faunaelemeket is magába foglaló erdőrezervátumokat sorolta előrébb. A helyi gyakorisággal súlyozott index értékei alapján azonban a Ropoly kapott prioritást az ott nagy egyedszámban előforduló regionálisan ritka *Macrogastra plicatula* és *Aegopinella ressmanni* fajok miatt.

A doktori kutatás eredményeinek közlései

Lektorált, impakt faktorraal bíró tudományos folyóiratban megjelent/elfogadott publikációk

Kemencei Z., Farkas R., Páll-Gergely B., Vilisics F., Nagy A., Hornung E., Sólymos P.

Microhabitat associations of land snails in forested dolinas: implications for coarse filter conservation. *Communty Ecology*, 15 (2): pp. 180-186, 2014

IF₂₀₁₃: 1,200

Sólymos P., **Kemencei Z.**, Páll-Gergely B., Farkas R., Vilisics F., Hornung E.: **Does shell accumulation matter in micro scale land snail surveys?** *Malacologia*, 51:(2) pp. 389-393, 2009

IF₂₀₀₉: 1.440

Lektorált, impakt faktorraal nem bíró tudományos folyóiratban megjelent/elfogadott publikációk

Kemencei Z., Hornung E., Vilisics F., Sólymos P.: **Élőhelyek természetvédelmi értékelése szárazföldi csigák segítségével erdőrezervátumok példáján bemutatva** – [Habitat quality assessment based on species rarity: case study of land snails in Hungarian forest reserves] *Állattani Közlemények* 96(1-2): 91-100, 2011

Sólymos P., Farkas F., **Kemencei Z.**, Páll-Gergely B., Vilisics F., Nagy A., Kisfali M., Hornung E.: **Micro-habitat scale survey of land snails in dolines of the Alsó-hegy, Aggtelek National Park, Hungary.** *Mollusca* 27:(2) pp. 167-171, 2009

Sólymos P., Vilisics F., **Kemencei Z.**, Páll-Gergely B., Farkas R., Nagy A., Kisfali M., Hornung E.: **Globális változás, lokális túlélés: kitettség és nedvességi grádiens hatása avarlakó gerinctelenekre.** – [Global change, local survival: effects of aspect and moisture on epigeic invertebrate communities] *Természetvédelmi Közlemények* 15: pp. 396-411, 2009

Adatsorok

Sólymos P., **Kemencei Z.**: **Methodological study data set of land snails from the Dolina**

2007 project. Dataverse Network Study, 2008

<http://thedata.harvard.edu/dvn/dv/psolymos>

Sólymos P., **Kemencei Z.**, Farkas R., Páll-Gergely B.: **Complete data set of land snails from the Dolina 2007 project collected by time restricted search.** Dataverse Network Study, 2009 <http://thedata.harvard.edu/dvn/dv/psolymos>

Konferencia prezentációk

Előadások absztrakttal:

Kemencei Z., Hornung E., Sólymos P., Vilisics F.: **Szárazföldi csigák ritkaságán alapuló minősítési módszerek tesztelése erdőrezervátumok példáján.** — 4. Szünzoológiai Szimpózium, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 2010. április 9.

Kemencei Z., Sólymos P., Farkas R., Páll-Gergely B., Vilisics F., Hornung E.: **Land snails on micro scales: interesting patterns and methodological challenges** — Molluscan Forum, London (Egyesült Királyság), 2008

Kemencei Z., Sólymos P., Páll-Gergely B., Farkas R., Vilisics F., Hornung E.: **Kulcs élőhelyek szerepe a környezeti szélsőségek mérséklésében: csigák fajgazdagsága az Aggteleki-karszt töbreiben** — 3. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium, Budapest, 2008. március 18–19.

Előadások absztrakt nélkül:

Kemencei Z., Hornung E., Sólymos P.: **Esettanulmány erdőrezervátumok molluscafaunájának természetvédelmi értékelésére.** — Magyar Biológiai Társaság Állattani Szakosztályának 980. előadóülése, 2009. december 2.

Kemencei Z., Sólymos P., Páll-Gergely B., Farkas R., Vilisics F., Hornung E.: **Szárazföldi csigák mikroskálán: kulcs élőhelyek és módszertani kihívások** — Magyar Malakológus találkozó, 2009. szeptember 19.

Poszterek

Kemencei Z., Hornung E., Sólymos P., Vilisics F.: **Habitat quality assessment based on species rarity: case study of land snails in Hungarian forest reserves.** — 24th International Congress for Conservation Biology (ICCB 2010), Edmonton, Kanada, 2010. július 3-7.

Kemencei Z., Sólymos P., Farkas R., Páll-Gergely B., Vilisics F., Hornung E.: **Key habitats on micro-scale: where rare species are common** — 2nd European Congress of Conservation Biology, Prága, Cseh Köztársaság: 2009. szeptember 1 – 5, összefoglaló kötet 183. old. 725.

Kemencei Z., Sólymos P., Páll-Gergely B., Farkas R., Vilisics F., Hornung E. (2009): **Öröm az ürömben: csigafajok élő egyedszámának modellezése üres csigahéjak figyelembe vételével** — 8. Magyar Ökológus Kongresszus Szeged 2009. augusztus 26-28. Poszterverseny díjazottja

Kemencei Z., Sólymos P., Farkas R., Páll-Gergely B., Vilisics F., Hornung E.: **Effects of shell accumulation in micro-scale land snail surveys** – 10th central European workshop on soil zoology, České Budějovice, Cseh Köztársaság: 2009. április 21-24.

Kemencei Z., Sólymos P., Farkas R., Páll-Gergely B., Vilisics F., Hornung E.: **Kulcs élőhelyek mikroskálán: ahol a ritka csiga fajok gyakoriak** — V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, 2008. november 6-9. Nyíregyháza "Molekuláktól a globális folyamatokig". Poszterverseny győztese.

Kemencei Z., Sólymos P., Farkas R., Páll-Gergely B., Vilisics F., Hornung E.: **Key habitat structures shelter land snail assemblages against unfavourable environmental** — EURECO - GFOE 2008 "Biodiversity in an Ecosystem Context" - Lipcse (Németország), 2008. szeptember 15.-19.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni:

Témavezetőimnek Dr. Hornung Erzsébetnek és Dr. Sólymos Péternek a doktori munka hosszú évein keresztül tartó végtelen türelmet és az általuk nyújtott szakmai tanácsokat és emberi segítséget.

Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Doktori Iskolájának, annak volt és jelenlegi vezetőinek Dr. Huszenyicza Gyulának és Dr. Rusvai Miklósnak, hogy lehetőséget biztosítottak a PhD tanulmányok elvégzésére.

Páll-Gergely Barnának, Farkas Rolandnak, Dr. Vilisics Ferencnek, Kisfali Máténak, Dr. Nagy Antalnak és Kulcsár Annának a terepi- és labormunkában nyújtott segítségükért.

A Nemzeti Környezetügyi Intézet és a Természetmegőrzési Főosztály (Földművelésügyi Minisztérium) valamennyi dolgozójának a segítséget és a támogatást.

Kapcsos Éva tanárnőnek, hogy képes volt a "gyémántot önmagával karcolni". Mezei Zoltán tanár úrnak, hogy segítette e rögzös út megtételének első pár lépésében.

Végül, de nem utolsó sorban Édesanyámnak, családomnak és barátaimnak a türelmet és a bátorítást.

A kutatás anyagi hététerét a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Doktori Iskola 17422. témaszámú PhD kerete biztosította.

A kutatáshoz szükséges engedélyek ügyiratszama: 10944–4/2009 az Alsó-hegy és Haragistya–Lófej erdőrezervátumok és 5410–4/2009 a Ropoly erdőrezervátum esetén.