

Szent István Egyetem
Állatorvos-tudományi Doktori Iskola

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

PhD értekezés

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
témabizottság tagja

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

.....
Kemencei Zita

Tartalomjegyzék

TARTALOMJEGYZÉK	3
RÖVIDÍTÉSEK ÉS MAGYARÁZATOK	4
ÖSSZEFOGLALÁS	5
SUMMARY	7
1. BEVEZETÉS	9
1.1. MIKROÉLŐHELYEK ÉS KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSA AZ ÉLŐ ÉS HOLT CSIGAKÖZÖSSÉGEK MENNYISÉGI VISZONYAIRA	11
1.1.1. <i>Mikroélőhelyek hatása a Gastropoda közösségek diverzitására és abundancia viszonyaira</i>	11
1.1.2. <i>Közösségi vizsgálatok holt héjak diverzitása és abundanciája alapján</i>	13
1.2. ÉLŐHELYÉRTÉKELÉS	16
1.2.1. <i>Az Országos Erdőrezervátum-hálózat</i>	16
1.2.2. <i>Diverzitási indexek és az élőlény csoportokon alapuló élőhely értékelési módszerek</i>	17
1.3 CÉLKITŰZÉS ÉS VIZSGÁLT KÉRDÉSEK	18
2. ANYAG ÉS MÓDSZER	22
2.1. MIKROÉLŐHELYEK ÉS KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSA AZ ÉLŐ ÉS HOLT CSIGAKÖZÖSSÉGEK MENNYISÉGI VISZONYAIRA	22
2.1.1. <i>Vizsgálati terület</i>	22
2.1.2. <i>Mintavételi módszer és a vizsgált mikroélőhelyek</i>	24
2.1.3. <i>Labormunka és nomenklátúra</i>	27
2.1.4. <i>Adatelemzés</i>	28
2.2. ÉLŐHELYÉRTÉKELÉS	31
2.2.1. <i>Vizsgálati területek</i>	31
2.2.2. <i>Mintavétel</i>	33
2.2.3. <i>Adatelemzés</i>	33
2.2.4. <i>Elemzésekben használt egyezsámok</i>	34
3. EREDMÉNYEK	35
3.1. MIKROÉLŐHELYEK ÉS KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSA AZ ÉLŐ ÉS HOLT CSIGAKÖZÖSSÉGEK MENNYISÉGI VISZONYAIRA	35
3.1.1 <i>Héjfelhalmozódás hatása a mikroélőhelyek vizsgálataira</i>	35
3.1.2 <i>Fajok élőhelypreferenciája</i>	38
3.1.3 <i>Faj- és egyedszámok megoszlása az egyes mikroélőhelyeken</i>	40
3.2. ÉLŐHELYÉRTÉKELÉS	43
3.2.1. <i>Ritkasági érték a geográfiai elterjedés függvényében</i>	43
3.2.2. <i>Módszertani eredmények</i>	46
4. MEGBESZÉLÉS, KÖVETKEZTETÉSEK	47
4.1. MIKROÉLŐHELYEK ÉS KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK HATÁSA AZ ÉLŐ ÉS HOLT CSIGAKÖZÖSSÉGEK MENNYISÉGI VISZONYAIRA	47
4.1.1 <i>Héjfelhalmozódás hatása a mikroélőhelyek vizsgálataira</i>	47
4.1.2. <i>Mikroélőhelyek hatása csigaközösségek fajgazdagságára és abundanciájára</i>	49
4.2. ÉLŐHELY MINŐSÍTÉS ERDŐREZERVÁTUMOK PÉLDÁJÁN BEMUTATVA	52
ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	55
IRODALOM	58
IDÉZETT JOGSZABÁLYOK	75
A DOKTORI KUTATÁS EREDMÉNYEINEK KÖZLÉSEI	76
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	80
FÜGGELÉK – TÁBLÁZATOK	81

Rövidítések és magyarázatok

L	avar mikroélőhely (litter)
T	élő fa mikroélőhely (live tree)
D	holtfa mikroélőhely (dead wood)
R	szikla mikroélőhely (rock)
AIC	Akaike információs kritériuma
df	szabadsági fok
ER	Erdőrezervátum
MRI	Mollusca Ritkasági Index
UTM	Mercator-féle Univerzális Transzverzális vetület (Universal Transversal Mercator)
ANPI	Aggteleki Nemzeti Park
DDNPI	Duna-Dráva Nemzeti Park
rész minta	egy mintavételi pontból, egy mintavételi módszerrel gyűjtött minta
minta	egy mintavételi pontból gyűjtött anyag, beleértve mindkét mintavételi módszerrel gyűjtött rész mintát
üres (rész)minta	minden olyan (rész)minta, amely nem tartalmazott egyedeket

Összefoglalás

Az európai szárazföldi csiga (Gastropoda) fauna fajainak elterjedése földrajzi léptéken jól dokumentált, a fajok előfordulása és kapcsolata a környezeti elemekkel nagyrészt élőhelyi szinten ismert, míg az egyes fajok mikroélőhelyi igényeinek ismerete alulkutatott terület.

A korábbi vizsgálatok, amelyek célja a szárazföldi csigák mikro-léptékű ökológiai igényeinek felmérése volt, főleg kis területek alapos vizsgálatával vagy valamilyen kiemelt struktúrális elem (pl. holtfa) és környezete összehasonlításával foglalkoztak.

Kutatásunk első részének célja volt, egy komplex mikro-skálájú elemzésben vizsgálni a környezeti tényezők hatását a csigák fajgazdagságára és abundanciájára, amelyben megfelelő mintanagysággal és kiegyensúlyozott mintavételi elrendezésből származó adatok segítségével, négy mikroélőhely típust (avar, élőfa, holtfa, szikla) tanulmányoztunk topográfiai tényezőket is figyelembe véve az Alsó-hegy (Gömör-Tornai Karszt, Aggtelek Nemzeti Park törzsterület) 16 töbrében. Ez a komplex adatsor lehetővé tette, hogy együttesen elemezzük, az egyes fajok élőhelyi igényeit, egyúttal vizsgáljuk az alkalmazott mintavételi módszerek (avaros talaj minta gyűjtés és egyeléses mintavételi módszer) szelektivitásának az ökológiai vizsgálatok eredményeire gyakorolt hatását.

Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy a két módszer legnagyobb különbsége az általuk hatékonyan vizsgálható puhatestűek test- és héjméretében mutatkozik meg. Jelen kutatás során pedig újabb, az ökológiai vizsgálatok eredményeit jelentősen befolyásoló eltéréseket találtunk az egyes mintavételi módszerek között. A mintákban talált törött héjak aránya szignifikánsan magasabb volt az avarmintákban, mint az egyeléses módszer mintáiban, illetve a különböző taxonómiai csoportok között is találtunk különbségeket. 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). Ugyanakkor a szintén viszonylag vastag és erős héjjal rendelkező Clausiliidae csoportban nem tudtunk jelentős héjfelhalmozódást kimutatni. Ennek magyarázata lehet, hogy a fajcsoport az intenzív mikrobiológiai (lebontó) folyamatokkal jellemezhető holtfa mikroélőhelyhez kötődik. Ezzel összhangban volt az egyes mikroélőhelyeken talált holt héjak arányának elemzése, miszerint a héjfelhalmozódás mértéke a holtfánál volt a legkisebb és a szikla élőhely esetén a legnagyobb mértékű. Tehát a héjfelhalmozódásban megfigyelt faj- és méretbeli különbségek a mikroélőhely preferenciára is visszavezethetők. Az ökológiai vizsgálatok során 39 faj mikroélőhelyi kötődését vizsgáltuk többváltozós modellek segítségével. A mikroélőhelyi kötődés mintázata erős beágyazottságról (nestedness) tanúskodott a vizsgált mikroélőhelyek között. A közösség fajösszetétele az optimális feltételeket biztosító holtfa és szikla mikroélőhelynél jól jósolhatónak bizonyult, szemben a kevésbé kedvező környezeti feltételeket nyújtó avar és élőfa

mikrohabitatokkal.

A fajgazdagságra a mikroélőhelyek, a topográfiai tényezők és a lokális nedvességi viszonyok gyakorolták a legnagyobb hatást, ami a holtfához és a sziklához kötődő specialista fajok magas számában is megmutatkozott. A topográfiai adottságok miatt szárazabb térszíneken az avar és az élőfa mikroélőhelyek faj- és egyedszáma jelentősen visszaesett, az ugyanezen mikroélőhely típusok nedvesebb térszínekről származó mintáihoz képest, míg a holtfa és a szikla ezekben a szárazabb foltokban is megtartotta viszonylag magas fajgazdagságú és abundanciájú közösségeit. Bár a vizsgált mikroélőhelyek közül a holtfa és a szikla élőhelyek összeségében kedvezőbb élőhelynek bizonyultak és a regionális fajkészlet nagy hányadát hordozták, mégis voltak olyan fajok, amelyek túlélése nem biztosított e mikroélőhelyeken. Eredményeink alapján a gerinctelenek védelmét célzó természetvédelmi intézkedések tervezésekor törekedni kell, az élőhelyi heterogenitás és az egyes mikroélőhely foltok közti átjárhatóság biztosítására, mert az így kialakuló "mikrorefúgiumok" menedékül szolgálhatnak a kedvezőtlen klimatikus változásokkal szemben.

Második vizsgálatunkban a természetvédelem számára a gyakorlati alkalmazásban is jelentőséggel bíró, öt különböző élőhely-minősítő mutatóból álló értékelési rendszer alkalmazási lehetőségeit mutatjuk be, amely a helyi csiga-fauna tagjainak ritkaságán alapul. Vizsgálatunkat három hazai erdőrezervátum (ER) az Alsó-hegy (Aggtelek Nemzeti Park), a Haragistya-Lófej (Aggtelek Nemzeti Park) és a Ropoly (Duna-Dráva Nemzeti Park) területén végeztük. Az alkalmazott mutatók: a fajszám (a fajok ritkaságára nem érzékeny, robusztus mutató), a Shannon diverzitási index (lokális ritkaságra érzékeny), az egyes fajokhoz rendelt ritkasági index (Mollusca Ritkasági Index = MRI) átlaga, valamint ezen index relatív gyakorisággal és helyi ritkasággal súlyozott értéke. A helyi ritkaságot a mintákban vett jelenlétek alapján számoltuk, az országos ritkasági értékek pedig a hazai csigákra kidolgozott természetvédelmi értékelő rendszerből (MRI) származnak.

Eredményeink szerint az alkalmazott indexek többsége hasonló sorrendet állított fel a rezervátumok között, az Alsó-hegyet emelve ki első helyen, amely megegyezik az erdőrezervátumok kutatás szempontú besorolásának sorrendjével. Az MRI alapú és helyi ritkasággal súlyozott mutatók szerint a Haragistya-Lófej erdőrezervátum áll a második helyen, az ott élő mind regionálisan, mind helyileg ritka alpin-kárpáti fajok miatt. A helyi gyakorisággal súlyozott MRI-érték viszont a Ropoly esetén a legmagasabb (megelőzve az Alsó-hegy ER-t is), a regionálisan ritka, de ott tömegesen előforduló *Macrogastra plicatula* faj miatt. Ez a kivétel rávilágít eredményeink egyik fő mondandójára, a több szempontú értékelés fontosságára akár egy taxonon (itt Gastropoda) belül is. A különböző, egymást kiegészítő mutatók használata pontosabb képet ad az egyes élőhelyek faj-együtteseinek állapotáról, illetve –hosszú távú monitorozás esetén- annak változásairól.

Summary

The geographical distribution of the European gastropod fauna is well documented and provides a habitat-level representation of species occurrences and associations with habitat types and environmental factors. However, the study of microhabitat requirements is an underrepresented research area (Cameron 2013). Previous investigations regarding micro-scale ecological needs of land snails were mainly focused on the exhaustive study of smaller areas or focused on a single type of structural element (eg. dead wood).

Our first research goal was to examine the impact of environmental factors on snail species richness and abundance in a micro-scale analysis with well replicated natural experiment using a balanced sampling design. We studied four distinct microhabitat types (litter, live trees, dead wood, rock) in 16 dolinas of the Alsó-hegy (Gömör-Tornai Karst, Aggtelek National Park) considering also topographic factors. This complex dataset allowed simultaneous analysis of habitat requirements of individual species and investigation of the effect of biases of the applied sampling methods (time restricted direct search and soil plus litter sampling) on the results of ecological inferences. Former studies showed that the main difference of the above mentioned sampling methods derives from the body- and shell sizes of the molluscs effectively collected by the methods. In addition, our present study found further differences significantly affecting the results. The proportion of broken shells was significantly higher in the samples collected by soil plus litter sampling than by time-restricted direct search. The proportions of dead shells also varied according to their taxonomic group. Helicoids tended to accumulate more (i.e., disintegrate less) than other groups. This can be attributed to their relatively large, thick shells compared to zonitids or other smaller sized and thinner shelled taxa. In the case of Clausiliids, although their shells are also durable, we could not find significant shell accumulation. The reason might be that this species group is associated with the coarse woody debris, where intensive microbial (decaying) processes are taking place. In accordance with these findings, the analysis of the proportion of broken shells among microhabitats showed that the rate of shell accumulation was less in the case of dead wood and highest in the rock microhabitat. Thus the observed difference of shell accumulation rate in relation to shell size and taxa also might account for microhabitat preference.

We assessed microhabitat associations for 39 land snail species based on multimodel inference and generalised linear mixed models. Patterns of microhabitat associations were highly nested among microhabitat types with high number of specialist species in dead wood and in rock microhabitats. Species composition was highly predictable in these microhabitats as opposed to live tree and litter faunas. Species richness was affected by

microhabitat, topographic factors and local moisture conditions. Species richness in dead wood and rock microhabitats remained high irrespective of the topographic effects, as opposed to litter and live tree microhabitats, where richness decreased with drier microhabitat conditions due to topography. Although dead wood and rock microhabitats proved to be more favourable habitats and harbour larger part of the regional fauna, there were some species, for which these microhabitats were not suitable. Our results imply that consideration of topographic factors and microhabitat quality, as part of coarse filter conservation measures, could be beneficial to local land snail and other invertebrate populations in the face of changing climate and disturbance regimes.

In the second study, we assessed the performance of five different measures of habitat quality frequently used in practical nature conservation works. We used species richness (not sensitive to species rarity), Shannon's diversity index (sensitive to local scale rarity), mean rarity index (mean of regional rarity scores of species), and two indices that combine the local and regional commonness/rarity of a species (regional rarity scores weighted by relative frequency or by its reciprocal value). We surveyed land snails in three Hungarian forest reserves [Alsó-hegy, Haragistya–Lófej (both in the Aggtelek National Park) and Ropoly (Duna–Dráva National Park)]. Local rarity was based on the relative frequencies of species calculated from the sample counts. For regional rarity of species, we followed the conservation prioritization scheme developed for the Hungarian mollusc fauna. The three reserves were ranked similarly by all indices (Alsó-hegy ranked first) except one when regional rarity was weighted by local commonness (Ropoly > Alsó-hegy > Haragistya–Lófej). Range restricted (regionally rare) species tended to be locally rare, although not all the time. The regionally rare species *Macrogastera plicatula* proved to be one of the most abundant species in the Ropoly reserve. Our results generally reiterate the positive relationship between rarity measured at different spatial scales, but also provide example where this was not the case. These results suggest that habitat quality assessments should rely on different and complementary indices. Incongruences of multiple indices can help in identifying potentially idiosyncratic biotas.

1. Bevezetés

Az élőhelyek és élőlények előfordulási viszonyainak feltárása és e kapcsolat megértése az ökológia és a természetvédelmi biológia általános célja. Természetvédelmi szempontból az előfordulási viszonyok feltárása az élőhelyek folyamatos degradálódása miatt kulcsfontosságú, amellyel egyidőben egyre nő az élővilágra gyakorolt negatív hatás, amit elsősorban az emberi tevékenységek által kiváltott globális változások okoznak (MEA 2005). A természetes és természetközeli élőhelyek mindinkább rezervátumokba szorultak vissza (Margules és Pressey 2000). Ahhoz, hogy a jövőben kijelölendő rezervátumok, és a jelenlegi védett területeken folyó fenntartási kezelések megfeleljenek az ott oltalomra lelő fajok számára, fontos megismerni az egyes élőhelyek és azok elemeinek különböző léptéken betöltött szerepeit a hozzájuk kötődő fajok életében. Gerinctelen fajok esetében viszonylag egyszerű dolgunk van, mert ezen könnyen beazonosítható fajok többségének kutatása, a gerinctelen fajok nagy részéhez képest könnyebben kivitelezhető, így az eredmények alapján viszonylag egyszerűbben jelölhető ki a számukra megfelelő élőhely. Ezek az élőhelyek viszont más, kevésbé ismert és kutatott fajok, fajcsoportok is oltalmat kaphatnak. Például Dunk et al. (2006) egy észak-amerikai bagolyfaj, a *Strix occidentalis caurina* élőhelyén végzett kutatásai során kimutatta, hogy a terület számos szalamandrának és csigának is kedvező életteret nyújt. Tehát e bagolyfajhoz hasonló esernyőfajok védelmére tett erőfeszítések más fajok fennmaradását is elősegíthetik. Emellett az egyes fajok, élőhelyek és biológiai folyamatok védelme sokszor valamilyen növénytársulás védelmén keresztül valósul meg [pl az Európai Tanács 92/43/EGK (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről szóló irányelve]. Az ilyen durva megközelítés szintén hatékonyan alkalmazható az olyan nagy fajszámú taxonok esetében, amelyeket egyedi védettségen alapuló természetvédelmi intézkedésekkel nem vagy csak nehezen lehetne megőrizni (Noss 1987, Simonetti és Armesto 1991). E taxonok között többnyire a gerinctelenek különböző csoportjait találjuk, amelyek az egyes élőhelyek biodiverzitásának nagy részét adják (Clark és May 2002, Scheffers et al. 2012) és jellemző rájuk, hogy élőhelyeik finom skálájú változásaira is nagyon érzékenyen reagálnak (Arthropoda: Evans et al. 2003, Jabin et al. 2004, Diplopoda: Topp et al. 2006a, Coleoptera: Topp et al. 2006b, Oribatida: Siira-Pietikäinen et al. 2008, Isopoda: Topp et al. 2006a, Vilisics et al. 2011).

A szárazföldi csigák elterjedése az európai kontinensen jól dokumentált. Több monográfia is született a témában, akár a kontinens, akár egy-egy régió feldolgozásával. Welter-Schultes (2012) Portugáliától Törökország közepéig és a Moszkvai területig (Moskovskaya oblast) dolgozta fel a kontinens faunáját. Kerney et al. (1979) a kontinens

nyugati feléről közölt adatokat, míg például a finnországi faunáról 2014-ben készült el egy összefoglaló munka (Koivunen et al. 2014). A magyarországi faunát illetően is számos kutatás eredménye áll rendelkezésre. Az első rendszertani munka Sóos Lajos (1943) műve, amely a teljes Kárpát-medence faunáját feldolgozza, míg az újabb irodalmak között Fehér és Gubányi (2001), valamint Pintér és Suara (2004) közöl elterjedési adatokat az ország egész területére vonatkozóan.

A nagyszámú, európai faunát feldolgozó munkából kitűnik, hogy a kontinens faunájának alakulását jórészt a jégkorszakot a refúgiumokba visszahúzódott, vagy a délibb területeken túlélte fauna –mint forrás- összetétele határozza meg. Ennek megfelelően a fajgazdagság észak-déli irányban növekszik (Pokryszko és Cameron 2005).

Az 1500 óta dokumentáltan kihalt összes állatfaj 42%-át a puhatestű fajok teszik ki, amelyek 99%-a kontinentális (legtöbbjük szigetlakó vagy édesvízi) faj volt (Lydeard et al. 2004). Sajnos a puhatestűek helyzete ma sem kedvezőbb. Az IUCN 2011-ben értékelte az Európai édesvízi és szárazföldi puhatestűek természetvédelmi helyzetét, és arra az eredményre jutott, hogy az édesvízi fajok 44%-a, illetve minden ötödik (20%) szárazföldi puhatestű veszélyeztetett (Cuttelod et al. 2011). Mivel a szárazföldi csigákról nagy általánosságban elmondható, hogy korlátozott terjedési képességgel rendelkeznek (Wirth et al. 1999, Edworthy et al. 2012), így az egyes fajok hosszú távú fennmaradása csak a számukra legmegfelelőbb élőhelyek megőrzésével biztosítható.

Nagyobb léptéken a csigák 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). Az olyan földrajzi léptékű kutatások, amelyekben vizsgálták a szárazföldi csigák előfordulását leginkább befolyásoló tényezőket, a talaj szerkezet és pH (Nekola és Smith 1999, Ondina et al. 2004, Nekola 2005), a nedvesség (Arad et al. 1989, Hermida et al. 1994), a tengerszint feletti magasság (Cameron és Greenwood 1992, Albano 2014), a klimatikus viszonyok (Hermida et al. 1994), a topográfiai viszonyok (elsősorban mészkő, vagy más könnyen erodálódó mészben gazdag szikla kibúvások jelenléte) (Cameron és Greenwood 1992, Nekola 1999, 2005), illetve a vegetáció (Ondina és Mato 2001) hatását emelték ki, mint meghatározó tényezőket. Ugyanakkor, akárcsak más gerinctelenekre, a szárazföldi csigákra is igaz, hogy élőhelyüket a geográfiai léptéken túl, jóval finomabb mikro-skálán választják. A mikroélőhelyek részletes vizsgálata az utóbbi években nyert egyre nagyobb teret (Kappes et al. 2006, Sólymos és Páll-Gergely 2007, Sólymos et al. 2009a), de még sok a megválaszolatlan kérdés a fajok elterjedése és a környezeti elemek, illetve növénytársulások összefüggéseivel kapcsolatban.

A kisebb léptékű vizsgálatok eredményei hozzájárulhatnak az egyes fajok, fajcsoportok számára legkedvezőbb élőhelyek hatékonyabb kiválasztásához. Nagyobb léptéken pedig

az egyes élőhelyeken előforduló élőlények alapján elvégzett élőhely minősítés segítheti a természetvédelmi szempontból jelentősebb habitatok megtalálását, ami hozzájárulhat a természetvédelem számára rendelkezésére álló korlátozott erőforrások lehető leghatékonyabb kihasználásához (Sólymos és Fehér 2007). Természetvédelmi szempontból egyes területeket védelem alá vonhatunk a 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. Így a fajok előfordulási viszonyainak ismerete alapja lehet olyan objektív értékelési rendszerek kidolgozásának (Dévai és Miskolczi 1987), amelyek a pillanatnyi állapotfelmérésen túl alkalmasak a változások követésére, illetve segítségükkel a különböző területek jól összehasonlíthatóak, és eredményeik a nem szakemberek számára is iránymutatóak (Dévai és Miskolczi 1987, Margules és Pressey 2000) a prioritások meghatározásában (Sólymos et al. 2007a).

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 adatai alapján összevetettük különböző élőhelyminősítési mutatók eredményeit erdőrezervátumok példáján bemutatva.

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

1.1.1. Mikroélőhelyek hatása a Gastropoda közösségek diverzitására és abundancia viszonyaira

Számos kutatás mutatja, hogy a szárazföldi csigák egy adott élőhelyen megfigyelhető elterjedésére hatással van az adott habitat egyes foltjainak 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 (Kappes 2005, Kappes et al. 2006) jelenléte. Több kutatás a talaj kalcium tartalmát, pH-ját és nedvességét (Kappes et al. 2006, Martin és Sommer 2004, Müller et al. 2005) emeli ki az élőhelyet jellemző abiotikus tényezők közül, amelyek leginkább befolyásolják az adott élőhely fajgazdagságát és egyedszámát. Csigák számára a kalcium elemi fontosságú ásványi anyag, ami amellet, hogy a héj alkotóeleme (Valovirta 1968; Wärebörn 1969; Hotopp 2002), fontos szerepet játszik a fiziológiai folyamatokban, mint

például szervezetük sav-bázis egyensúlyának fenntartásában, és a szaporodásban (Robertson 1941). Martin és Sommer (2004) részletesen vizsgálta a talaj kalcium tartalma, nedvessége, pH-ja és a lokális Gastropoda fauna diverzitása és abundanciája közötti összefüggéseket. Vizsgálatuk több korábbi tanulmány eredményeit erősíti meg, miszerint a talaj kalcium tartalma szorosan összefügg a talaj savasságával, illetve a magasabb nedvesség tartalomhoz és pH értékhez magasabb Gastropoda diverzitás és abundancia társul (Valovirta 1968, Wäreborn 1969, Schilthuizen et al. 2003, Martin és Sommer 2004).

Az erdei gerinctelenek számára a talaj felszínén az avar a legnagyobb kiterjedésű élőhely, amely mátrixként köti össze az erdő egyéb strukturális alkotó elemeit. Az avarvastagság változatossága visszatükröződhet a csigák denzitásában, azaz területegységenkénti egyedszámában. A vastag, laza avarréteg a táplálék mennyiségen és a viszonylag stabil mikroklimatikus viszonyokon keresztül megfelelő élőhely lehet számukra (Locasciulli és Boag 1987; Millar és Waite 1999). Millar és Waite (1999) eredményei szerint a legalább 2 cm vastag avarnak pozitív hatása van a csigák abundancia viszonyaira, míg a vékony avarréteg csak csapadékos időszakokban képes a túlélést biztosítani (Müller et al. 2005). Ugyanakkor az idősebb erdő állományokban, az idő előrehaladtával kialakuló stabil mikroklima kedvezően hathat az avarlakó (generalista) fajok túlélésére és elősegítheti a specialista fajokat új élőhelyfoltok kolonizációjában, ám ez a folyamat több évszázadot is felölelhet (Falkner 1991, Strätz 2001, Utschick és Summerer 2004).

Erdei közösségekben a holtfa az egyik legtöbbet vizsgált alkotó elem, mert mennyisége jól mutatja az erdő természetességét (Müller et al. 2005, Juutinen et al. 2006), számos taxon kötődik hozzá egész életében vagy egy-egy fejlődési szakaszában (pl. kisemlősök: Ecke et al. 2001; rovarok: Jonsell et al. 2001; Maser et al. 1979; Nordén et al. 2004; Siitonen et al. 2001), a mikroorganizmusok és gombák által mediált dinamikus lebontási folyamatoknak köszönhetően (Boddy 2001) fontos tápanyag forrás, és hatással van a környező talaj tulajdonságaira (pl. a holtfához közel magasabb a talaj kalcium tartalma, Müller et al. 2005, Kappes et al. 2006). Emellett a nagyméretű és közepesen korhadt törzsek jó víztartó képessége is pozitívan hat a szárazföldi csigák fajgazdagságára és abundanciájára (Müller et al. 2005, Kappes et al. 2006, 2007). Fontos szerepei ellenére az erdőkezelés során a holtfát gyakran eltávolítják (Debeljak 2006), mert erdőgazdálkodási szempontból nem hasznosítható, ezenkívül régóta úgy tekintik, mint kártevők szaporodási gócait (Maser et al. 1979). E gyakorlat miatt sok korhadó fához kötődő faj veszélyeztetetté vált (Similä et al. 2003).

A sziklák és sziklakibúvások, mint élőhelyek, mind geográfiai, mind mikroélőhelyi léptéken pozitív hatással vannak a csigák fajgazdagságára és egyedszámára (Nekola 1999, Nekola és Smith 1999). Földrajzi léptéken mérve a sziklák szigetszerű élőhelyek

(Clements 2008), amelyeken számos endemizmus alakulhat ki (Tweedie 1961, Schilthuisen et al. 2002). Mikroélőhelyi szinten, különösen a magas mésztartalmú és könnyen erodálódó kőzetek alkotta sziklafelszínek kedveznek a csigáknak (Johannessen és Solhoy 2001), biztosítva az ideális pH viszonyokat a talajban (Nekola és Smith 1999), míg a sziklafal repedései menedéket nyújthatnak a kiszáradás (Cook 2001) és a predáció ellen (Yanes et al. 1991).

Ezek a környezeti alkotó elemek könnyen azonosíthatóak, így költséghatékony élőhely minőségi indikátorok lehetnek, ha meghatározzuk a mennyiségi kapcsolatot a csigafajok előfordulása és abundanciája, illetve ezen elemek között.

Bár a kapcsolat megléte régóta ismert, a hozzá kapcsolódó abundancia vizsgálatok még váratnak magukra (Menez 2007, Cameron 2013). A legtöbb következtetés nagyobb skálán végzett kutatások terepi tapasztalatain alapul, míg a mikro-skálájú tanulmányok csak néhány élőhelyi tényezőt vizsgáltak egyszerre. Vizsgálatunkhoz hasonló elemzést, amely bemutatja az erdei csiga fauna diverzitásának és abundancia viszonyainak változását több különböző típusú mikroélőhely feltében, a topográfiai tényezők hatását is figyelembevéve, nem ismerünk.

1.1.2. Közösségi vizsgálatok holt héjak diverzitása és abundanciája alapján

Pusztulása után néhány csiga héja fossziliaként több ezer vagy akár millió évig is fennmaradhat (Bobrowsky 1984; Barrientos 2000), azonban a legtöbb héj sokkal rövidebb idő, néhány hónap vagy év alatt eltűnik (Pearce 2008, Černohorská et al. 2010) az élőhelyről. Arról, hogy az erdei avarban mennyi ideig maradhatnak meg a csigahéjak, keveset tudunk, pedig több vizsgálatban is próbálták megbecsülni a lebomlási ráta mértékét (Cadée 1999, Pearce 2008, Menez 2002), ami a standard gyűjtési módszereket alkalmazó ökológusok számára fontos kérdés (Menez 2002). Bár az élő egyedek adatain alapuló vizsgálatok eredményei megbízhatóbbak, az üres vagy holt héjak jelezhetik adott területen az előfordulást (Thurman et al. 2008, Cameron és Pokryszko 2005) és a rejtett életmódú vagy inaktív fajok jelenlétét (Rundell és Cowie 2003). A vizsgálatokba történő bevonásuk megoldást jelenthet az egyes fajok szezonális aktivitásából vagy ritkaságából fakadó problémák áthidalására és nagyobb skálán az élőhelyek összehasonlító vizsgálatában is felhasználhatók (Pearce 2008). Emiatt egyes területek fajkészletének felmérését célzó vizsgálatokba gyakran vonják be a holt héjakat is (Rundell és Cowie 2003, Emberton et al. 1996, Emberton 1997), mint az adott faj élőhelyi előfordulását jelző indikátort. Ezek kizárása szignifikánsan alacsonyabb fajszámot eredményez, míg az üres héjak figyelembevétele segít a közösség legkritikább és legkisebb méretű fajait is bevonni az egyes vizsgálatokba (Rundell és Cowie 2003). Ugyanakkor annak az esélye is

növekszik, hogy a területről már kipusztult vagy ott véletlenül megjelenő "vendég" fajokat is bevonjunk a vizsgálatba (Albano 2014). Ennek veszélye különösen nagy az ásványi anyagokban gazdag élőhelyeken, ahol a héjak lebomlási rátája lényegesen lassabb lehet, mint a mineráliákban szegény habitatokban (lásd 1.1.2.1 fejezet). Ha a holt héjak az abundancia vizsgálatokban is szerepelnek, az élő populációk mérete könnyen túlbecsülhető, ráadásul e becslés tovább torzulhat a robusztus héjú fajok irányába, a különböző méretű héjak eltérő lebomlási rátája miatt (Pearce 2008). Albano (2014) részletesen vizsgálta az élő és holt héj együttesek egymásnak való megfeleltethetőségét, különbséget téve a frissnek látszó és már erősen degradálódott héjak között. E kutatás során arra jutott, hogy a friss üres héjak jobban tükrözik az élő együttesek abundancia viszonyait, mint a degradálódott héjak.

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). Bizonyos mikroélőhelyeken az egyedek búvóhelyre lelhetnek a környezeti elemekben (pl. a sziklafal repedéseiben) vagy azok alatt (pl. avar). Ezen egyedek héja kevésbé van kitéve a környezeti hatásoknak (Albano 2014). Ebből következően az ilyen mikroélőhelyet kedvelő fajok esetében a héjfelhalmozódás mértéke szignifikánsan nagyobb lehet, mint más élőhelyek, illetve taxonok esetén (Menez 2002).

1.1.2.1 A csigahéjak lebomlására ható tényezők

Az egyes fajok héjainak lebomlási sebességéről kevés egzakt kutatási eredményt találunk, ám ezek többsége három nagy csoportra bontja a héjak lebomlását befolyásoló tényezőket; 1) fizikai hatások (törés, inszoláció), 2) bioerózió, és végül 3) a kémiai lebomlás. E tényezők közül a fizikai behatások csoportja a legkevésbé magyarázatra szoruló, bár erre is történtek vizsgálatok. Boschi és Baur (2007) vizsgálta a legeltetés intenzitásának hatását a különböző héjméretű szárazföldi csigákra. Eredményeik szerint az intenzívebb legeltetés nagyobb hatást fejt ki a nagyobb héjméretű fajokra, mivel a legeltetés hatására tömörödő talajban a nagyobb héjjal rendelkező taxonok nehezebben találnak menedéket a taposás elől, míg a kisebb héjú fajok a talaj kisebb hézagaiban is védettek. Menez (2002) kutatása során nyolc különböző héj méretű és héjmorfológiájú, mediterrán elterjedésű faj esetében vizsgálta az inszoláció hatását a csigahéjak bomlási sebességére. Azt tapasztalta, hogy a napsugárzásnak kitett héjak gyorsabban veszítik el legkülső (periosztrákum) rétegüket és ugyanannyi idő alatt nagyobb tömegvesztést szenvednek.

szervednek el, mint az ugyanezen idő alatt árnyékban tartott kontroll héjak. A különböző héjméretnek is jelentős hatása volt a lebomlási sebességre, mivel a nagyobb héjú fajok, mint például a *Cornu aspersus* és az *Otala lactea* héja lassabban degradálódott, mint a kisebb héjak. A bioerózió azokhoz az organizmusokhoz (pl. madarak, más csigák, illetve mikroorganizmusok) kötődik, amelyek számára az elpusztult csigák héja kalciumforrásként szolgál, ezért fogyasztják azt (Cadée 1999, von Proschwitz 2002, Müller et al. 2005). A bioerózió jelentősen gyorsíthatja a héjak környezetből való eltűnését. Cadée (1999) vizsgálatai szerint a bioerózióknak kitett héjak kevesebb, mint 1 év alatt lebomlanak, míg Pearce (2008) terepi kísérleteiből kizárta a nagyméretű fogyasztók hatását, így becslései szerint a csigahéjak átlagos lebomlási ideje nagyjából 10 év. E fogyasztók aktivitására a környezetben elérhető tápanyagok és ásványianyagok biztosításán keresztül az abiotikus tényezőknek is hatása van. A kémiai hatások között a hőmérséklet és a nedvesség mellett, a környezet, vagyis a talaj vagy az avar savassága lehet meghatározó (Evans 1972, Claassen 1998, Reitz és Wing 1999, Millar és Waite 1999). Claassen (1998), valamint Reitz és Wing (1999) szerint a környezet (talaj vagy avar) alacsony pH-ja gyorsítja a lebomlást, akárcsak a magasabb hőmérséklet, míg a magas kalcium tartalmú talajok lassítják a degradáció sebességét (Claassen 1998, Schilthuizen és Rutjes 2001). Akárcsak a fizikai hatásoknál, a kémiai hatásoknál is meghatározó lehet az adott faj héjának robusztussága (felület- és tömeg aránya). A kémiai tényezők nagyobb hatást fejtenek ki a kisebb és vékonyabb héjak lebomlására (Evans 1972), mint a robusztusabb héjak esetén, amelyeknek kisebb a felület-tömeg arányuk és lassabban bomlanak le (Pearce 2008). Általános nézet volt, hogy a héjat kívülről burkoló periosztrákum rétegnek jelentős hatása van a talaj vagy az avar savaival és más lebontókkal szembeni védelemben (Solem 1974, Menez 2002). Ugyanakkor ez a réteg sok csigafajnál már az állat életében elkezd lekopni, idősebb példányoknál pedig nagy foltokban hiányozhat (Domokos 1995), így a víz és korrózió elleni védelemben funkciója másodlagos lehet (Hunt és Oates 1978). Mindezek alapján elmondható, hogy a holt héjak degradációja egy soktényezős folyamat eredménye, így a különböző fajok héjának lebomlási rátája különbözhet, mind a fajok testmérete, mind az élőhelyi adottságok függvényében.

1.2. Élőhelyértékelés

1.2.1. Az Országos Erdőrezervátum-hálózat

A hazánkban valamikor őshonos mérsékeltövi erdők mára nagyrészt eltűntek, vagy átalakultak a több évszázados hasznosítás és művelés miatt (Temesi 2002, Mázsa és Horváth www.obki.hu/kutatas/kutnom/erp50.rtf). Miután az ember még a „természetközelinek” nevezhető erdők önszabályzó folyamataiba is folyamatosan beavatkozik, szükségszerűvé vált olyan erdőterületek kijelölése, ahol a természetes folyamatok zavartalanul lejátszódhatnak. Az európai erdőrezervátumok létrejöttéhez képest hazánkban mintegy harminc éves késéssel, 1994-ben kezdték meg hasonló rezervátum hálózat kijelölését. Az erdők rezervátummá nyilvánítása két ütemben történt. Az első ütemben, 2000-ben 49 erdőt (köztük az általunk vizsgált három rezervátumot), majd a második ütemben, további 14 területet nyilvánítottak erdőrezervátummá. Így a teljes hálózat jelenleg 63 tagot számlál (Mázsa 2002). Az egyes erdőrezervátumok jellemzően két részből állnak: egy külső védőzónából, és egy belső magterületből. A védőzónák területén természetközeli erdőgazdálkodás folytatható (Temesi 2001), míg a magterületek a legszigorúbb törvényi védelem alatt állnak, azokon az engedélyezett kutatások kivételével, nem történhet semmilyen emberi beavatkozás a hosszú távú erdődinamikai folyamatok érvényesülése érdekében.

A rezervátumok kijelölésével párhuzamosan megtörtént az erdőterületek kutatás-szempontrú hierarchikus besorolása (Standovár 2002, Horváth és Bölöni 2002) egységes módszerrel, az erdők faállomány-szerkezete, kialakulása és korábbi fejlődése alapján (Czajlik 2002).

A területeket négy hierarchikus kategóriába sorolták a felállított kritériumok alapján. Az első kategóriába a „megőrzésre alkalmas” területek kerültek (5 erdőrezervátum). Ide tartoznak a zavart, leromlott állapotú, vagy invazív fajok által veszélyeztetett erdők. A második kategóriába az „eseménykövetésre alkalmas” erdőket sorolták (29 erdőrezervátum, köztük az általunk is vizsgált Haragistya-Lófej), többségben homogén faállomány-szerkezetű, egykor kezelt gazdasági erdők tartoznak ide, jelentős fenyő- vagy tájidegen fafaj eleggyel. Ebben a kategóriában kritérium, hogy az erdőfoltok nem lehetnek izoláltak. A harmadik kategóriába a „hosszú távú vizsgálatra alkalmas” területek kerültek (18 erdőrezervátum, pl. a munkánkban is szereplő Ropoly). Ide tartoznak azok a területek, amelyek még őrzik az egykori kezelések nyomait, ám magas biológiai változatosságuk miatt természetvédelmi értékük kiemelkedő. Az ide sorolt erdőknek három kritériumnak kellett megfelelniük: 1) viszonylag nagy foltok, amelyek 2) nem izoláltak, és 3) legalább a domináns fafaj(ok)ban természetes összetételű a faállományuk. A negyedik, legmagasabb kategóriába a „célorientált kutatásra alkalmas” területek közé

(11 erdőrezervátum, köztük az általunk is kutatott Alsó-hegy), olyan erdők tartoznak, amelyek közel természetes állapotúak és változatos faállomány-szerkezetük valamint élőviláguk miatt a természetvédelem számára különleges értéket képviselnek (Horváth és Bölöni 2002). Ezek a kategóriák egymással átjárhatók, oly módon, hogy az erdőrezervátumok állapotának változásával, javulásával, lehetőség van a rezervátumok átsorolására, amit a tízévenként végrehajtandó egységes állapotfelmérés biztosít (Horváth és Bölöni 2002).

1.2.2. Diverzitási indexek és az élőlény csoportokon alapuló élőhely értékelési módszerek

Az élőhelyek minőségének értékelésekor több faj tulajdonságait együttesen vesszük figyelembe közösségi mutatók segítségével. A legegyszerűbb ilyen mutató a fajszám, ami nem érzékeny az előforduló fajok ritkaságára. Legtöbb esetben azonban 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 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.

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.

1.3 Célkitűzés és vizsgált kérdések

Jelen dolgozat első részének (A) 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 véve, két, egymást kiegészítő mintavételi módszer (avaros talajminta gyűjtés és egyelées mintavételi módszer) segítségével.

A legtöbb csiga elpusztulása után egy viszonylag jól meghatározható héjat hagy hátra. Adott területen a holt héjak faj összetételéből következtetni lehet az ott élő közösség fajösszetételére (Thurman et al. 2008, Cameron és Pokryszko 2005, Rundell és Cowie 2003), ami megkönnyítheti a rejtett életmódú, ritka, inaktív vagy épp kis testméretű fajok vizsgálatát és alkalmas lehet élőhelyek közötti összehasonlítások végzésére is (Pearce 2008). Ugyanakkor a holt héjak bevonása az ökológiai vizsgálatokba több ökológiai és módszertani kérdést is felvet a különböző gyűjtési módszerek szelektivitásával, illetve a holt héjak lebomlási rátájának az egyes taxon csoportok vagy mikroélőhelyek közötti esetleges különbségével kapcsolatban. A jelen munkában kísérletet tettünk ezek megválaszolására.

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

Sólymos et al. (2007b) publikációja szerint az egyeléeses időgyűjtés és az avaros talajminta gyűjtés módszerek számos tekintetben különböznek, így az általuk hatékonyan gyűjthető csigák héjméretében is. Az egyeléeses időgyűjtés a nagyobb, míg az avaros talajmintagyűjtés a kisebb héjméretű fajokra érzékeny. Pearce (2008) munkája szerint a holt héjak bevonása a vizsgálatokba elsősorban a kis héjméretű csigák esetében könnyíti meg az összehasonlítások elvégzését. A fentiek alapján feltételeztük, hogy a kis héjméretű fajokra érzékeny avaros talajminta módszerrel gyűjtött minták több törött héjat fognak tartalmazni, mint az egyeléeses időgyűjtés mintái.

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

A holt héjak lebomlását számos hatás befolyásolhatja. Ezen hatások közül az inszoláció és a kémiai hatások esetén mutattak ki kapcsolatot a holt héjak lebomlásának időtartama és a héj mérete között. Mind Menez (2002) az inszolációs

kísérletei során, mind Evans (1972) és Pearce (2008) a kémiai hatásokat vizsgáló kutatásaikban, azt tapasztalták, hogy a robusztusabb héjak, amelyeknek kisebb a felület-tömeg arányuk, lassabban bomlanak le, mint a kisebb és vékonyabb, de nagyobb felület-tömeg arányú héjak. Mindezek alapján feltételezésünk szerint a nagyobb héjméretű taxonok holt héjai nagyobb számban lesznek fellelhetőek a mintákban. Vizsgálatunknak ebben a részében ugyanazt az eredményt várjuk mind az azonos taxonómiai csoportba tartozó, de eltérő héjméretű fajok között, mind pedig a különböző taxonómiai csoportok eltérő héjméretű fajai között.

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

Számos cikk született az egy-egy élőhelyen belül eltérő mikrokörnyezeti feltételeket teremtő struktúrák különbségeiről (Kappes et al. 2006, 2007). Erdei közösségekben a legtöbb publikáció a holtfa, mint mikroélőhely kutatásával foglalkozott. Ezen kutatások egy része (Boddy 2001) a korhadó fa lebomlását előidéző mikrobiális folyamatok vizsgálatát tűzte ki célul, amelyek szerint a holtfa anyagai dinamikus folyamatok során jutnak vissza környezetbe, miközben az egykori fadarabok eltűnnek. Amennyiben feltételezzük, hogy a lebontási folyamatok az ott elpusztuló csigák héjára is hatással vannak, akkor vizsgálatunk várható eredménye, hogy az ezen a mikroélőhelyen uralkodó viszonyok nem kedveznek az üres héjak felhalmozódásának.

Annak ellenére, hogy a szárazföldi gerinctelenek, köztük a csigák is, a környezetben nagyon kis foltokban találják meg a számukra fontos élőhelyi feltételeket, az ennek feltárását célzó kis léptékű vizsgálatok csak az utóbbi időben nyertek teret. A korábbi vizsgálatok, amelyek célja a szárazföldi csigák mikro-léptékű ökológiai igényeinek felmérése volt, főleg kis területek alapos vizsgálatával, vagy valamilyen kiemelt struktúrális elem (pl. holtfa) és környezete összehasonlításával foglalkoztak. Kutatásunk ezen részében a mikro-léptékű élőhelyválasztás azonosítása volt a célunk.

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

A dolgozatban bemutatott munkához hasonló kutatást végeztek szárazföldi ászkákon (Vilisics et al. 2011) és edényes növényeken (Bátori et al. 2014), amelyek helyszínéül szintén az Alsó-hegy töbrei szolgáltak. Ezek a vizsgálatok azt mutatták, hogy a töböralj számos hűvös és nedves klímát kedvelő faj számára nyújt menedéket, míg a töbör perem részeit a melegebb és szárazabb klímát kedvelő fajok népesítették be. Mivel számos kutatás hangsúlyozza a nedvesség pozitív hatását a csigák diverzitására és abundanciájára ezért feltételeztük, hogy a szárazföldi csigák esetén

is hasonló mintázatot, a töbör aljtól a peremek felé csökkenő diverzitás és abundancia értékeket tapasztalunk.

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

Az eddig elvégzett mikroélőhely szintű vizsgálatok azt mutatták, hogy az adott habitatban megfigyelhető szárazföldi csigák élőhelyen belüli elterjedésére és abundancia viszonyaira hatással vannak az adott élőhely struktúráját meghatározó elemek, mint pl. sziklakibúvások vagy a holtfa jelenléte. Kappes et al. (2006) kutatásai során kimutatta, hogy a holtfához térben közel szignifikánsan magasabb a csigák faj- és egyedszáma, mint a holtfától távolabb található avarban, illetve a holtfa közelében szárazabb élőhelyen is megjelenhetnek nedvesség kedvelő fajok. Míg más kutatások során (Johannessen és Solhoy 2001, Nekola és Smith 1999, Cook 2001) a sziklák esetében figyeltek meg hasonló jelenséget. Ez alapján vizsgálatunkban azt vártuk, hogy mind a holtfa, mind a szikla fajgazdagsága és egyedsűrűsége eltérjen az avar mikroélőhelyétől.

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

A csigák elterjedéséről és élőhely választásáról, elsősorban a nagyobb, élőhely léptékű gyűjtések során felhalmozódott tapasztalati adatok állnak rendelkezésre. A gyakorlott gyűjtők e terepi tapasztalatok alapján vizsgálják át az adott élőhelyek egyes foltjait a kívánt faj után kutatva. A vizsgálatok során célunk volt statisztikai modellekkel alátámasztani ezeket a tapasztalati adatokat.

Kutatásunk második (B) részében a gyakorlati természetvédelmi alkalmazás lehetőségét szem előtt tartva, 5 élőhelyminősítési mutató eredményét vetettük össze szárazföldi csigák alapján, három erdőrezervátum példáján bemutatva.

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

Gaston (1994) alaptételét szem előtt tartva, miszerint a lokálisan gyakori fajok regionálisan is gyakoriak lesznek, feltételeztük, hogy az adott erdőrezervátumban gyakorinak bizonyuló fajok regionális elterjedési területe nagyobb, míg a MRI értéke alacsonyabb lesz, mint a rezervátumban ritkának talált fajok elterjedési területe és MRI értéke.

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

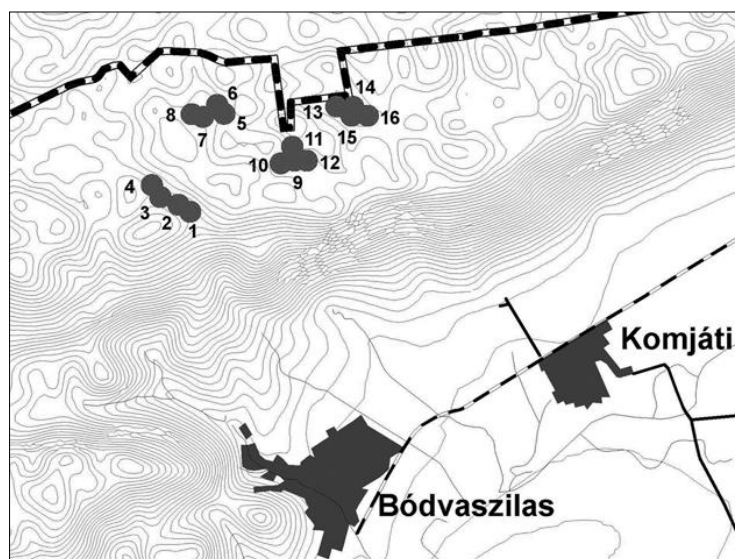
Az erdőrezervátumok kijelölésekor elvégzett kutatásszempotú besorolás egyben az egyes rezervátumok természetességi állapotára is igyekszik rámutatni (Horváth és Bölöni 2002). Ez alapján a legmagasabb kategóriába sorolt természetközeli erdő esetén magasabb diverzitást várunk, mint az alacsonyabb kategóriákba sorolt zavartabb erdőkben. A többi három, a ritkaságot figyelembe vevő index esetén nagyjából hasonló élőhely rangsorolást feltételeztünk, hiszen a ritka fajok legtöbbje léptéktől függetlenül ritka (Sólymos és Fehér 2007). Ezzel szemben a regionálisan ritka, de lokálisan gyakori fajok előfordulása esetén azt vártuk, hogy az egyedszámmal súlyozott MRI átlag fogja a legmagasabb értéket eredményezni.

2. Anyag és módszer

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

2.1.1. Vizsgálati terület

A mintákat 2007. augusztus 16-18. között gyűjtöttük a Gömör-Tornai karszthoz tartozó Alsó-hegy fennsíkján (Aggteleki Nemzeti Park, lásd 1. ábra) található 16 töbről. A terület az Aggteleki Nemzeti Park törzsterületéhez tartozó országos jelentőségű védett terület, illetve az Európai Tanács 92/43/EGK (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről szóló irányelve szerint kijelölt, kiemelt jelentőségű különleges természetmegőrzési terület [275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet]. Az Alsó-hegy alapkőzete a földtörténeti középkor triász időszakában képződött mészkő (Wettersteini formáció) (Kovács et al. 1988), amelyen az idők folyamán sokféle felszíni struktúra alakulhatott ki. Jelen vizsgálat helyszínéül a változatos mikroélőhelyek kialakulását lehetővé tevő töbröket vagy más néven dolinákat választottuk. A töbrök a karsztvidék jellegzetes formái, többnyire tál alakú mélyedések (2. ábra). E karsztformák kialakulásában a talaj alatt végbemenő, a kőzet oldásával és omlásával zajló folyamatok játszzák a döntő szerepet (Cramer 1941, Ford és Williams 1989). Az így létrejött alaknak köszönhetően a töbrök oldalai eltérő mennyiségű napsugárzást kapnak, aminek következtében a különböző klímájú oldalakon változatos mikroélőhelyek alakulhatnak ki (Bárány-Kevei 1998). A vizsgált 16 dolina talaja azok alján és oldalán barna erdőtalaj, míg a töbrök peremrészén és azokon kívül rendzina. A talaj pH közel semleges (6-7,5) (Tanács és Barta 2006).



1. ábra: A vizsgált 16 töbör elhelyezkedése az Aggteleki Karszton (Vilisics et al. 2008, Sólymos et al. 2009b)

A legtöbb töbrőben a jellemző növénytársulás a hársas törmeléklejtő erdő (*Mercuriali-Tilietum*), helyenként gyertyános-kocsánytalan tölgyesekkel (*Carici pilosae-Carpinetum*), bükkösökkel (*Melittio-Fagetum*) és szurdokerdővel (*Phyllitidi-Aceretum*) váltakozva. A legfontosabb állományalkotó fafajok a közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*), a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), a nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*) és a bükk (*Fagus sylvatica*). A mintavételben szereplő egyes dolinák területe 0,5-2 ha, mélysége 10-30 méter (a töbrök részletes adatait a Függelék I. táblázat tartalmazza, ill. ld. még Vilisics et al. 2008).



2. ábra: A vizsgálatunkban szereplő egyik töbrő az Alsó-hegyen (ANP). A töbrők a kasztvidékek jellegzetes formái, többnyire tál alakú mélyedések, amelyeket az Alsó-hegy területén erdő borít.

2.1.2. Mintavételi módszer és a vizsgált mikroélőhelyek

Kutatásunk ezen részében négy mikroélőhely típust (avar, élőfa, holtfa és szikla) választottunk ki vizsgálatra:

AVAR (L): változékony, száraz, egyes fafajok (pl. hárs, kőris) lehullott levelei magas Ca-citrát tartalmúak, ami kedvezően hat a csigák fajgazdagságára (Wäreborn 1970) (3/a. ábra).

ÉLŐFA (T): változékony, száraz, törzse az esővizet a talajra vezeti, a körülötte felhalmozódó avar szintén direkt kalcium forrásként szolgálhat (Wäreborn 1970), élettartama a fafajtól és az erdőkezeléstől függően változhat, természetes erdőkben kb. 150 év, míg kezelt erdőkben 80-100 év (Bartha 2004) (3/b. ábra).

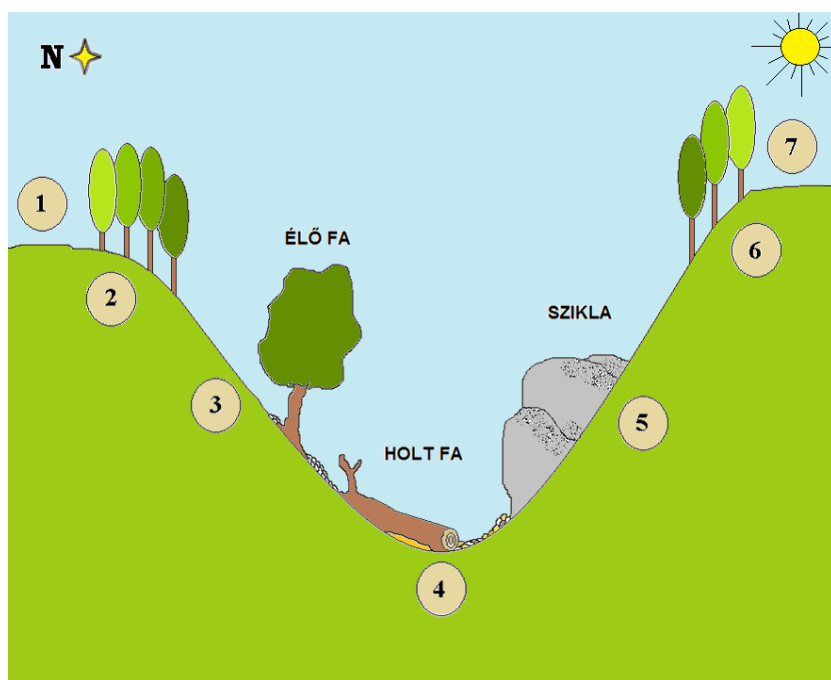
HOLTFA (D): táplálék forrás és búvóhely (Boddy 2001), emellett a közepesen korhadt fa jó víztartó képessége miatt kedvező körülményeket nyújt (Kappes et al. 2006, 2007), élettartama az élő fáéval nagyjából megegyező, de annál dinamikusabban változó (Maser et al. 1979, Holeksa et al. 2008; Lombardi et al. 2008; Rock et al. 2008) (3/c. ábra).

SZIKLA (R): alig változó élőhelyek, amelyek búvóhelyül és közvetlen kalcium forrásként szolgálnak karszt vidékeken (Johannessen és Solhoy 2001) (3/d. ábra).



3. ábra: A vizsgálatban szereplő mikroélőhelyek: **a)** avar (L); **b)** élőfa (T); **c)** holtfa (D); **d)** szikla (R).

Az avar mikroélőhely esetében egy észak-déli transzekt mentén gyűjtöttünk mintát hét mintavételi pontból (a külső peremről, a belső szélről, a töbör oldalról mindkét kitétségből és a töbör aljáról; lásd 4. ábra) többröngként, míg a másik három mikroélőhely esetében többröngként 3-3 random mintavételi pontot választottunk. A kitétséget és a mélységi szintet (töbörbeli elhelyezkedést: töbör szél, oldal vagy alj) ezen minták esetében is rögzítettük.



4. ábra: Az egyes töbrökben vizsgált mikroélőhelyek és az észak-déli avar -transzekt menti mintavételi pontok (1 = töbrön kívüli mintavételi pont az északi oldalon; 2= belső perem az északi oldalon; 3= töbör oldal az északi oldalon; 4= töbör alj; 5= töbör oldal a déli oldalon, 6= belső perem a déli oldalon; 7= töbrön kívüli mintavételi pont a déli oldalon).

Továbbá feljegyeztük minden mintavétel előtt a mintavételi pontban az avar vastagságát (cm), és az avar nedvességet. Az avar nedvesség meghatározására egy három elemű empirikus skálát alkalmaztunk:

- 1.) **száraz:** a levelek mechanikus hatásra könnyen törnek, nem hűvös tapintásúak
- 2.) **üde:** a levelek hűvös tapintásúak, de nem csillognak a nedvességtől,
- 3.) **nedves:** a levelek csillognak a nedvességtől, de víz nem csavarható ki belőlük.

A szikla mikroélőhely esetén feljegyeztük a geomorfológiai részeket (fal, omladék, karr), élő fa esetén rögzítettük az átmérőt (cm) és megjegyzésként szerepeltettük, ha a törzs elágazott vagy elérhető magasságig odvas volt (1. táblázat).

Holtfa esetén a fa hosszúságát (m), átmérőjét (cm) és korhadási fokát rögzítettük (1. táblázat). A korhadtság fokának meghatározása az alábbi öt elemből álló skála alapján történt (Christensen et al. 2003):

- 1.) alig, vagy egyáltalán nem korhadt törzs; a kéreg teljes egészében a fán található,
- 2.) a kéreg részben, vagy teljesen levált a fáról,
- 3.) kéreg már nincs a törzsön, a korhadt fa ujjal könnyen benyomható, a nagyobb törzsek cikkekre estek szét,
- 4.) az erősen korhadt állapotú faanyag kézzel szétmorzsolható,
- 5.) porhanyós faanyag, az egykori rönk helyét csak fadarabok jelzik.

1. táblázat: A mintagyűjtés során az egyes mikroélelhelyeken rögzített környezeti háttérváltozók. Az elemzés során csak azokat a változókat vizsgáltuk, amelyeket mind a négy mikroélelhely típusban rögzíteni tudtunk. Ezeket + -al jelöltük. Az elemzésben nem vizsgált változók jelölésére 0 jelet alkalmaztunk, illetve nem vizsgáltuk élő fa és a szikla esetén a morfológiai változókat sem.

Mikroélelhely	Változók							Morfológia
	Kitettség	Mélységi szint	Avar vastagság	Avar nedvesség	Átmérő	Hosszúság	Korhadási fok	
Avar	+	+	+	+				
Élő fa	+	+	+	+	0			Elágazás/ Odvasság
Holtfa	+	+	+	+	0	0	0	
Szikla	+	+	+	+				Geomorfológia

A mintavétel során két egymást kiegészítő mintavételi módszert alkalmaztunk (Cameron és Pokryszko 2005; Sólymos et al. 2007b): 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), annak érdekében, hogy a vizsgált terület Gastropoda faunájának lehető legnagyobb részét vonhassuk be a vizsgálatba. 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 mikroélelhely közvetlen közeléből és magáról a mintázott struktúráról vettük, míg az avar (L), mint mikroélelhely mintázásánál ügyeltünk, hogy a mintavételi pont legalább 2 méteres távolságban legyen minden más vizsgált mikroélelhelytől. Az egyeléses mintavétel időtartama 5 perc volt, amit az avar mikroélelhely esetén az avarmintavétel helye körüli 1 méter sugarú körben végeztünk, élő fa, holtfa és szikla esetén a mintázott struktúrától 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.

2.1.3. Labormunka és nomenklatúra

A labormunkát a Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Karán, a Biológiai Intézet ökológia laborjában végeztük. Az egyelésből származó mintákat a gyűjtést követő két héten belül meghatároztuk. Az avarmintákat első lépésben egy 5 mm lyukátmérőjű rostán átrostáltuk, hogy a nagyobb méretű szikla- és növényi törmeléket elválasszuk a finomabb frakciótól. A rostán fennmaradó nagyméretű héjakat kézzel, szabad szemmel válogattuk ki a törmelék közül. A rostán átesett anyagot egy 0,5 mm lyukátmérőjű szitán mosással tisztítottuk meg. A csigahéjakat nagyítós lámpa segítségével, kézzel válogattuk ki a kiszáritott mintákból. Amennyiben egy mintavételi pontból 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 egyeléssel gyűjtött minták esetében négy állapotot különböztettünk meg (élő juvenilis, élő adult, friss héj, törött héj), míg az avar minták esetében a nagy mennyiségű minta feldolgozásához szükséges idő, illetve a feldolgozási módszer sajátosságaiból adódóan, a mintavételkor még élő egyedek héja és a friss héj a válogatáskor és határozáskor már nem volt megkülönböztethető, ezért ezeket összevontan a „friss héj” csoportba soroltuk. Ebből következően a „friss” csoportba azokat a héjakat soroltuk, amelyeken a periosztrákum nem vagy csak nagyon kis mértékben sérült, a színek és felszíni mintázatok jól kivehetőek voltak, és a héj megőrizte átlátszóságát (Domokos 1995). Azokat a kifehéredett és törött héjakat, amelyek elvesztették periosztrákumukat, színeik és felszíni mintázatuk nehezen észlelhető volt és a héj opálossá vagy átlátszatlanná vált, a „törött” csoportba soroltuk.

A fajszintű besoroláshoz Kerney et al. (1983) valamint Nordsieck (2007) munkáit használtuk. A fajnevek használatakor a Fauna Europea 2.5 verzióját követtük (Bank 2012).

2.1.4. Adatelemzés

Az adatelemzéseket az R statisztikai programmal végeztük (R Development Core Team 2012). Az alapadatokat a „mefa” programcsomagok (Sólymos 2008, Sólymos 2009c) segítségével kezeltük. A statisztikai elemzésekben a lineáris modellek elkészítéséhez az lme 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.

2.1.4.1 Elemzésekben használt egyedszámok

A terepi mintavétel során 39 faj 19238 egyedét gyűjtöttük össze. Az egyeléses időgyűjtés módszerével 33 faj 3437 egyedét találtuk meg. Ezek közül 2956 (adult= 606; juvenilis= 182; friss= 624; törött= 1544) egyedet tudunk faj szinten meghatározni. A maradék 481 egyed, faji szinten nem meghatározható, a Clausiliidae családba sorolható juvenilis vagy törött példány volt. Az avaros talajminták feldolgozásakor 39 faj 15801 egyede került elő, ebből 11547 példányt (adult= 7; juvenilis= 4; friss= 5028; törött= 6508) sikerült faj szinten meghatározni. 4254 egyed esetében csak a magasabb, család szintű taxonómiai kategóriákat (Clausiliidae, Helicidae, stb.) tudtuk megadni.

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 elemzést, amelyben a héjfelhalmozódás mértékét vizsgáltuk (2.1.4.2. pont), az első két teljesen feldolgozott töbör mintáival végeztük el (részletes fogási adatokat lásd: 2. táblázat). Ezen módszertani eredmények miatt a mikroélőhelyhez való kötődés (2.1.4.3), a fajgazdagság (2.1.4.4), az intraspecifikus aggregáció (2.1.4.5) és a közösség összetétel (2.1.4.6) elemzésekor a holt héjakat nem vettük figyelembe (Sólymos et al. 2009d). Így végül 39 faj 6449 egyede szerepelt a további elemzésekben. Az ezekhez felhasznált fajok részletes fogás és egyedszám adatait a Függelék II. táblázat tartalmazza.

2.1.4.2. Héjfelhalmozódás

Az elemzésben használt 64 mintát a gyűjtési módszerek és a mikroélőhelyek szerint csoportosítottuk, összesen 8 mintatípust létrehozva (részletes fogás adatokat lásd: 2. táblázat). A fajokat család szintű taxonómiai csoportokba soroltuk (Clausiliidae, Helicoidea, Zonitidae s. lat. [ide sorolva az Oxychilidae, Pristilomatidae és Daudebardiidae 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.

2.1.4.3. Mikroélőhelyhez való kötődés

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 logaritmusos link függvénnyel. Egy, a két mintavételi módszert megkülönböztető fix hatás bevezetésével (0= avarminta, 1= egyelés), mind az avarminták, mind az egyelés fogás adatait 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 (LTR, TDR, LDR, LTD, LD, TD, DR, TR, LR, LT, D, L, T, R). 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, kitettség és mélységi szint). A modell-támogatottság koncentráltóságának számszerűsítésére, a modell súlyokból (Burnham és Anderson 2002), mint valószínűségi értékből kiszámoltuk a Simpson indexet, mind a 15 réteg-modell figyelembe vételével. Ez az érték annak az aszimptotikus valószínűsége, hogy a vizsgálat megismétlése után ismét ugyanaz a modell

lesz a legtámogatottabb. Vagyis képet kaphatunk az adott fajra becsült mikroélőhely preferencia megbízhatóságáról.

2.1.4.4. *Fajgazdagság*

A fajgazdagság és a környezeti változók közötti összefüggések felderítésére lineáris modellt alkalmaztunk. A fajgazdagság, mint válaszváltozó 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.

2.1.4.5. *Intraspecifikus aggregáció*

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

2.1.4.6. *Közösségi összetétel*

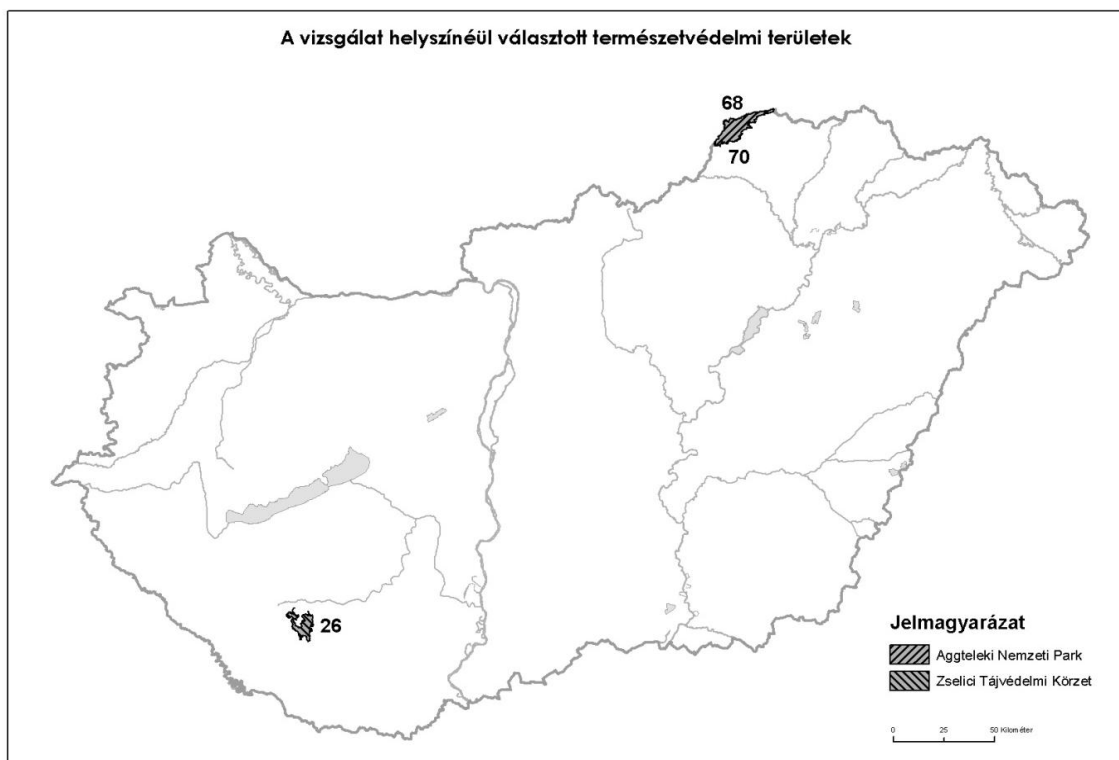
Az egyes mintavételi pontból származó avar és egyeléses mintapárok adataiból Jaccard - féle hasonlósági indexet számoltunk (Podani 2000), úgy, hogy csak a nem üres mintákat tartalmazó párokat vettük figyelembe (n=244). A hasonlóságot leíró statisztikai adatokat (medián, interkvartilis terjedelem, kiugró értékek) ábráztuk mind a mikroélőhely típusokon belül (L, T, D, R), mind azok között (L-T, L-D, L-R, T-D, T-R, D-R), 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

2.2.1. Vizsgálati területek

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) (5. ábra). Mindhárom terület 2000-ben került az erdőrezervátum hálózat tagjai közé (Mázsa 2002). Kutatásszempontrú besorolásuk sorrendje: Alsó-hegy > Ropoly > Haragistya-Lófej.

Alapkőzetüket tekintve az Alsó-hegy és a Haragistya–Lófej erdőrezervátumokra a földtörténeti középkor triász időszakában képződött mészkő (Wettersteini formáció) jellemző (Tanács et al. 2007), míg a Ropoly területére a pannon-tengeri üledékre rakódott lösz, helyenként meszes konglomerátumokkal (Z. Horváth 2006).



5. ábra: A vizsgálatban szereplő három erdőrezervátum az erdőrezervátum program során használt azonosítóikkal feltüntetve (Bartha és Esztó 2002): 26= Ropolyi-erdő erdőrezervátum, 68= Alsó-hegy Erdőrezervátum, 70= Haragistya-lófej erdőrezervátum.

Alaptérképek forrása: Földművelésügyi Minisztérium, Természetmegőrzési Főosztály

Az **Alsó-hegy erdőrezervátumban** a növényzetet mozaikos faállomány jellemzi: zömmel gyertyános-kocsánytalan tölgyes, de előfordulnak bükkösök és más erdészeti növénytársulások is. „Célorientált kutatásra alkalmas”^[1] természetközeli erdő (6. ábra). Magterülete: 112,8 ha, védőzónája: 116,5 ha; összesen: 229,3 ha (Horváth és Bölöni 2002, Bartha és Esztó 2002).



6. ábra: az Alsó-hegy erdőrezervátum

A **Haragistya–Lófej erdőrezervátum** fajösszetétele változatos, helyenként tájidegen fenyvesek ékelődnek az őshonos állományok közé. „Eseménykövetésre alkalmas”^[1], a korábbi erdőgazdasági kezelés nyomait magán viselő, homogén faállomány szerkezetű erdő. Magterülete: 259,9 ha, védőzónája: 352,3 ha; összesen: 612,2 ha (Horváth és Bölöni 2002, Bartha és Esztó 2002).

A **Ropoly erdőrezervátum** területét ezüsthársas-bükkösök és illír gyertyános-tölgyesek uralják. „Hosszú távú vizsgálat sorozatra alkalmas”^[1], egykor kezelt, ám változatos élővilágú erdő (7. ábra). Magterülete: 58,2 ha, védőzónája: 173,7 ha; összesen: 231,9 ha (Horváth és Bölöni 2002, Bartha és Esztó 2002).

[1] Erdőrezervátum projekt besorolás



7. ábra: A Ropoly erdőrezervátum

2.2.2. Mintavétel

Mindhárom erdőrezervátum magterületén egyeléeses időgyűjtést alkalmaztunk (Sólymos et al. 2007b). 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. Így összesen 270 mintát gyűjtöttünk a három erdőrezervátumból. A minták feldolgozását a 2.1.3 "Labormunka és nomenklatura" című pontban leírt módon végeztük. A védett fajokat a 2001/13 (V.9.) KöM rendelet alapján tüntettük fel. Elemzéseink során mind az élő egyedeket, mind az üres héjakat felhasználtuk (mivel korábbi, élőhely léptékű vizsgálatok nem mutattak ki jelentős különbséget a héjfelhalmozódás mértékében [Rundell és Cowie 2003, Pearce 2008]). Ugyanakkor – mivel az egyeléeses időgyűjtés módszer a nagytestű fajokra érzékeny (Sólymos et al. 2007b) – értékelésünket az 5 milliméternél nagyobb héjméretű csigákra korlátoztuk. Kiegészítésként avar- és talajmintákat gyűjtöttünk a kis héjméretű fajok vizsgálatára.

2.2.3. Adatelemzés

Elemzéseink során öt különböző élőhely-minősítő mutató alkalmazási lehetőségeit vizsgáltuk az egyes erdőrezervátumok csigafaunája alapján. 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, amely egy három komponensből [globális elterjedési terület nagysága + (elfoglalt UTM-cellák arányán alapuló) országos gyakoriság + korrekciós tényező] álló additív index (Sólymos 2004). Ennek értéke 10 és 2 között változhat szárazföldi csigák esetében, amelyek közül a legritkább kvartilis definíció alapján ritkának tekinthetők azon fajok, amelyek ritkasági értéke 10 és 7 között van. Mivel jelen kutatás nem terjedt ki Magyarország teljes területére, az általunk vizsgált fajok MRI értéke 2 és 7 között változott. Az egyszerűség kedvéért a fajokat a MRI alapján 3 kategóriába osztottuk: „ritkák” azok a fajok, amelyek 7 vagy 6 pontot értek el (Sólymos 2004, Sólymos és Fehér 2005); 5 vagy 4 pontot kaptak a „közepesen gyakori” fajok; a 3 vagy 2 ponttal rendelkezőket pedig „gyakorinak” tekintettük.

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 szintén három nagyobb kategóriába soroltuk: 1) egész Európában vagy annál nagyobb területen elterjedtek, 2) közép-európai, és 3) alpin–

kárpáti elterjedésűek (Bertrand 2006, Sólmos 2004) (7. táblázat). Az egyes erdőrezervátumok faunáját a Jaccard-féle index segítségével hasonlítottuk össze.

2.2.4. Elemzésekben használt egyeszámok

Az egyeléses időgyűjtés módszerével összesen 878 egyedet gyűjtöttünk. Ezek közül 193 darab faji szinten meghatározhatatlan, juvenilis vagy törött egyed volt, ezeket a későbbi elemzésekből kihagytuk. A vizsgálatban így 10 Gastropoda család 24 fajának 685 egyedét határoztuk meg és ezek adatait értékeltük. A három területen együttesen a hazai Gastropoda fajkészlet 15,3 %-át találtuk meg. 11 faj 206 egyede került elő a Haragistya–Lófej erdőrezervátumból, 15 faj 236 egyedét fogtuk meg az Alsó-hegy és 16 faj 243 egyedét a Ropoly erdőrezervátumokban. Gyűjtési módszerünk korlátai miatt, az elemzésekből kihagytunk az 5 milliméternél kisebb adult héjmérettel rendelkező fajokat (*Carychium tridentatum*, *Daudebardia rufa*, *Punctum pygmaeum*). Ezért a későbbiek során 21 faj 611 egyedének adatait használtuk (Alsó-hegy 14 faj, 235 egyed; Haragistya–Lófej: 10 faj, 205 egyed; Ropoly 13 faj, 171 egyed) (ld. 7. táblázat).

3. Eredmények

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

3.1.1 Héjfelhalmozódás hatása a mikroélőhelyek vizsgálatára

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 magasabb volt bennük az 5 mm-nél kisebb mérettartományba eső héjak száma (1159), mint az időgyűjtéssel gyűjtött mintákban (törött héjak száma: 198; kisméretű héjak száma: 22). A vizsgált mikroélőhelyek közül a legtöbb törött héjat (370) a szikla mikrohabitatban találtuk, majd az avar (358) és az élőfa (157) következett csökkenő sorrendben, míg a holtfa estében került elő a legkevesebb (118) törött héj (2. táblázat).

2. táblázat: A mintákban talált összes héjak száma (friss + törött) a gyűjtési módszer, a mikroélőhely és a kifejlett állat héjmérete szerint csoportosítva. Zárójelben tüntettük fel a héjak arányát (%) az adott típushoz tartozó mintákban.

Módszer és mikroélőhely	Kifejlett méret	
	Nagy (>5mm)	Kicsi (<5 mm)
Egyelés		
Avar	33 + 28 (50,8 + 43,1)	3 + 1 (4,6 + 1,5)
Élő fa	18 + 16 (48,6 + 43,2)	2 + 1 (5,4 + 2,7)
Holtfa	51 + 14 (67,1 + 18,4)	11 + 0 (14,5 + 0,0)
Szikla	49 + 136 (25,9 + 72,0)	2 + 2 (1,1 + 1,1)
Avarminta		
Avar	52 + 62 (8,7 + 10,3)	219 + 267 (36,5 + 44,5)
Élő fa	63 + 56 (22,7 + 20,2)	74 + 84 (26,7 + 30,3)
Holtfa	26 + 29 (11,7 + 13,1)	92 + 75 (41,4 + 33,8)
Szikla	108 + 98 (19,6 + 17,8)	211 + 134 (38,3 + 24,3)

A törött héjak arányát az egyes mintákban jelentősen befolyásolta a gyűjtési módszer, a mikroélőhely és a kettő interakciója (null deviancia: 88,9; df (szabadsági fok)= 61; reziduális deviancia= 55,8; df=54; AIC:287,4; 3. táblázat). A törött héjak aránya, a darabszámokhoz hasonlóan, a szikla mikroélőhelynél volt a legmagasabb, míg a holtfánál a legalacsonyabb. A mintavételi módszereket összehasonlítva azt tapasztaltuk, hogy az avarminta nagyobb arányban tartalmazott törött héjakat, mint az egyeléses mintavételi módszerrel gyűjtött minták. A mintavételi módszer és a mikroélőhely interakcióját vizsgálva azonban azt tapasztaltuk, hogy a szikla mikroélőhely esetében az egyelésből származó minták nagyobb arányban tartalmaztak törött héjakat, mint az avarminták. Az avar, mint mikroélőhely és az élő fa esetében a mintavételi módszer és a mikroélőhely típusa között nem volt jelentős interakció.

3. táblázat: A logisztikus regresszió koefficiensei a mikroélőhely típus, a gyűjtési módszer és a mintákban talált törött héjak arányának vizsgálata során. A konstans magába foglalja a holtfa, mint mikroélőhely és az egyelés, mint módszer változókat.

Kovariáns	Becslés	Std. hiba	p-érték
Konstans	-1,6917	0,2908	<0,001
Mikroélőhely			
Avar	0,8846	0,3667	<0,05
Élő fa	0,914	0,4128	<0,05
Szikla	1,3772	0,3116	<0,001
Módszer			
Avarminta	0,9334	0,3142	<0,01
Avar mikroélőhely x Avarminta	-0,7272	0,3915	0,063
Élő fa x Avarminta	-0,8381	0,4419	0,058
Szikla x Avarminta	-1,4839	0,3426	<0,001

A törött héjak aránya szignifikánsan eltért az egyes taxonómiai csoportok és a testméret kategóriák között is (null deviancia: 26,8; df= 30; reziduális deviancia = 14,2; df=25; AIC:134,9; 4. táblázat). 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 tudtuk kimutatni mintáinkból.

4. táblázat: A logisztikus regresszió koefficiensei a taxonómiai csoport, az adult héjméret és a mintákban talált törött héjak arányának vizsgálata során. A konstans magába foglalja az 5 miliméternél nagyobb héjméretű fajokat és az „egyéb” taxonómiai csoportot.

Kovariáns	Becslés	Std. Hiba	p-érték
Konstans	-0,9454	0,1509	<0,001
Család			
Clausiliidae	0,2886	0,2233	0,196
Helicoidea	0,4715	0,1765	<0,01
Zonitidae s. lat.	0,2292	0,1852	0,216
Méret			
Kis méret	0,2406	0,1602	0,133
Zonitidae s. lat. x méret: kicsi	-0,5343	0,2529	<0,05

3.1.2 Fajok élőhelypreferenciája

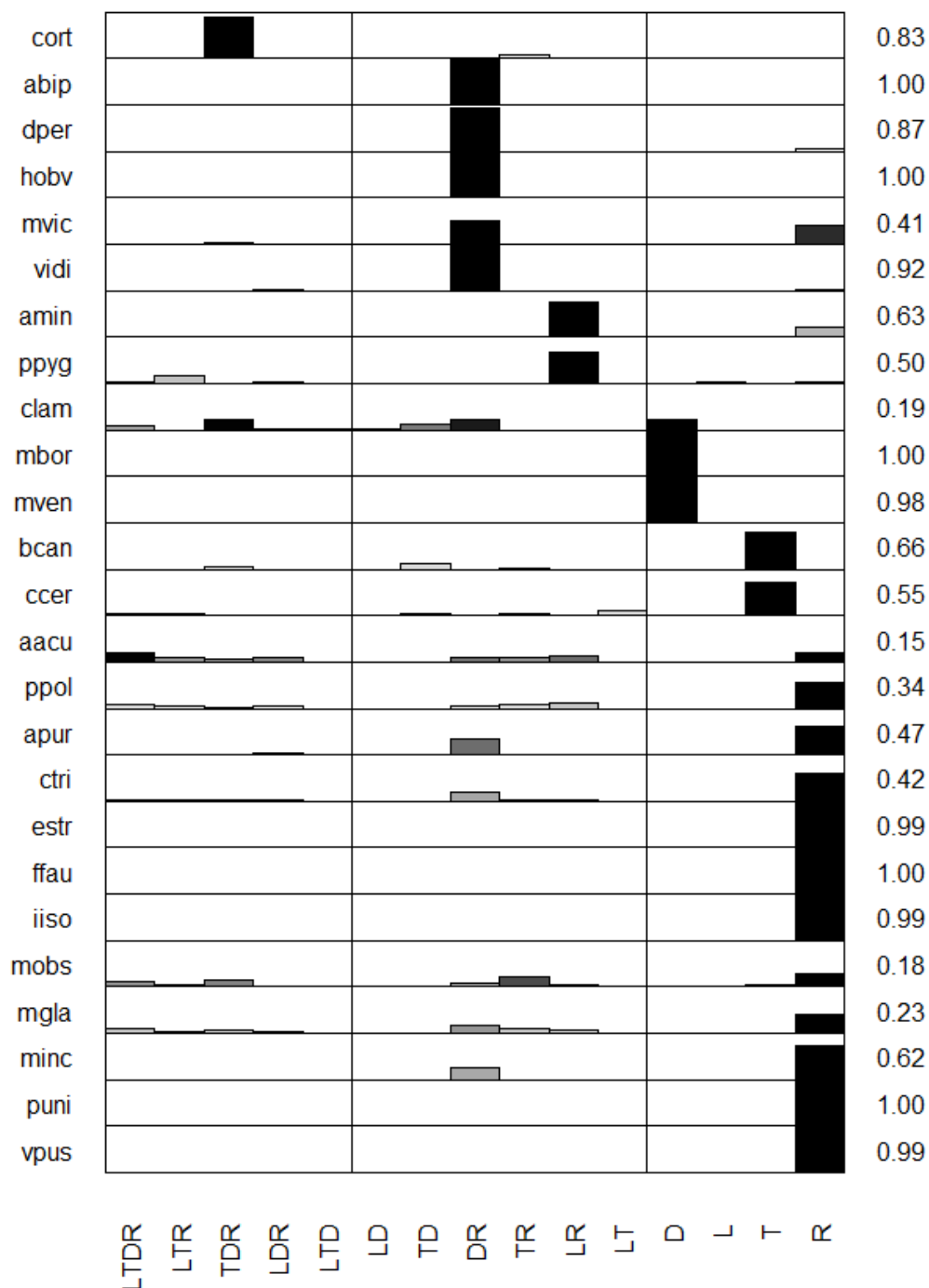
3.1.2.1. Mikroélőhelyhez való kötődés

A vizsgálatunkban szereplő 39 faj közül, 14 faj esetében nem találtunk elegendő egyedszámot (azaz legalább 20 egyedet az összes mintában) a mikroélőhely preferencia megállapításához (a fogott egyedek számát a Függelék II. táblázat tartalmazza). A fogásadatok alapján ezek a ritka fajok, egy kivétellel, mind a szikla mikroélőhelyről kerültek elő nagyobb egyedszámban. Az egyetlen kivétel a *Vitrea crystallina*, amelynek három fogott egyede az avar mikroélőhelyről került elő.

A modell csak a *Cochlodina orthostomat* mutatta olyan generalista fajnak, amelynek nincs kifejezett élőhely preferenciája, bár ez a faj is alacsonyabb egyedszámmal volt jelen az avar mikroélőhelyen. 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 holtfánál és a sziklánál mutatta a legnagyobb 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 taxon, a *Macrogaster borealis bielzi* és a *Macrogaster ventricosa* a holtfa mikroélőhelyről került elő a legnagyobb egyedszámban. Nem találtunk olyan fajt, amely jelentős kötődést mutatott volna az avar mikroélőhelyhez (8. ábra).



8. ábra: 25 csigafaj mikroélőhelyi kötődése a kevert hatás modell modell súlyai alapján. Azt a 14 faj, amelyeknek az összegyedszáma nem érte el a 20 egyedet, kihagytuk az ábrázolásból. Sorokba rendezve található az egyes fajok (fajnevek rövidítésének magyarázatát lásd: Függelék II. táblázat), míg az oszlopok a mikroélőhelyi kötődést, mint magas abundancia réteget mutatják (mikroélőhely 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).

3.1.3 Faj- és egyedszámok megoszlása az egyes mikroélőhelyeken

3.1.3.1. Intraspecifikus aggregáció

A Morisita index értékét 19 faj esetén 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 (5. táblázat).

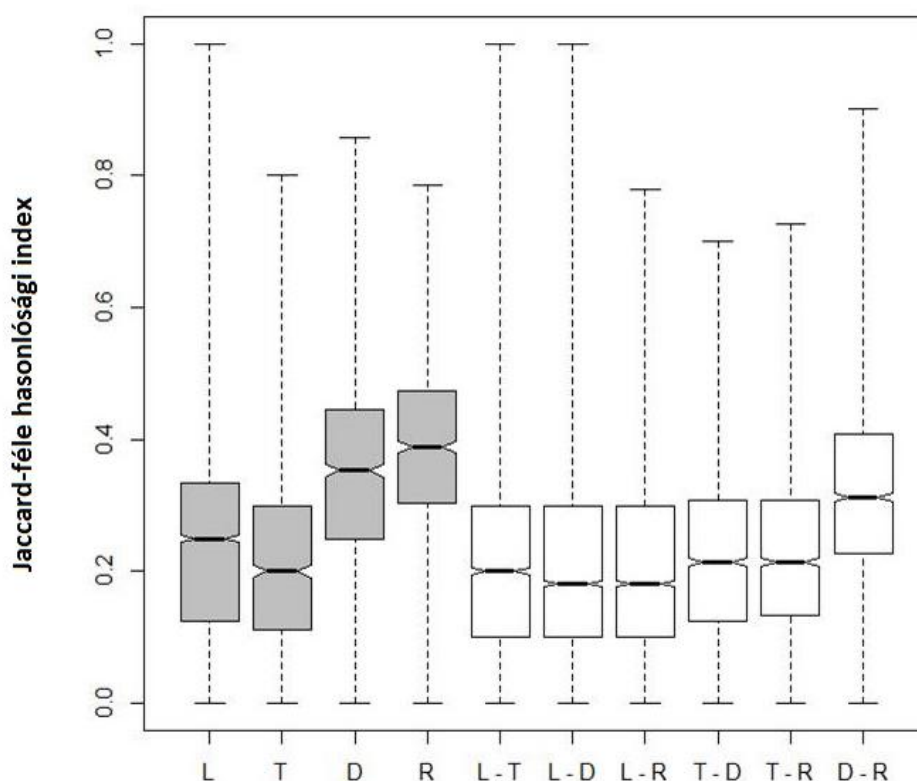
5. táblázat: A magas és alacsony abundancia rétegekben mutatott aggregációs mintázat összehasonlításához használt Morisita aggregációs index értékei fajonként a 8. ábrán ábrázolt mikroélőhelyi kötődés alapján. Csak azokat a fajokat tüntettük fel, amelyek mindkét abundancia rétegben legalább 10 egyeddel képviseltettek. Aláhúzással jelöltük azt a két fajt, amelyeknél az aggregációs indexek értékei között nem volt jelentős különbség. (L= avar, T= élő fa, D= holtfa, R= szikla)

Fajnév	Mikroélőhelyi kötődés	Abundancia réteg	
		Alacsony	Magas
<i>Alinda biplicata</i>	DR	4.82	1.90
<i>Discus perspectivus</i>	DR	4.49	3.25
<i>Monachoides vicinus</i>	DR	2.32	1.47
<i>Vitrea diaphana</i>	DR	5.60	2.38
<u><i>Aegopinella minor</i></u>	<u>LR</u>	<u>1.89</u>	<u>2.04</u>
<u><i>Punctum pygmaeum</i></u>	<u>LR</u>	<u>3.13</u>	<u>3.31</u>
<i>Bulgarica cana</i>	T	7.43	4.24
<i>Cochlodina cerata</i>	T	7.43	2.67
<i>Cochlodina laminata</i>	D	5.76	3.58
<i>Macrogaster borealis bielzi</i>	D	59.43	3.08
<i>Acanthinula aculeata</i>	R	4.45	4.18
<i>Platyla polita</i>	R	19.81	3.69
<i>Aegopinella pura</i>	R	3.57	2.99
<i>Carychium tridentatum</i>	R	14.73	3.76
<i>Euomphalia strigella</i>	R	3.35	2.33
<i>Faustina faustina</i>	R	12.63	1.25
<i>Merdigera obscura</i>	R	19.81	3.20
<i>Monachoides incarnatus</i>	R	2.56	1.12
<i>Petasina unidentata</i>	R	4.13	2.01

3.1.3.2. Közösségi összetétel

Az egyes mikroélőhelyek, illetve mintavételi pontok faunisztikai különbözőségét Jaccard-féle hasonlósági indexszel vizsgáltuk. 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, de az avar-élő fa (0,20), élő fa-holtfa (0,21) és az élő fa-szikla (0,21) párosoknál sem volt számottevően magasabb. 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 (9. ábra). A kvantilisek hasonló mintázatot tükröznek, míg a mikroélőhely típusok közötti összehasonlításban az interkvartilis terjedelem átfedése figyelhető meg.



9. 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.

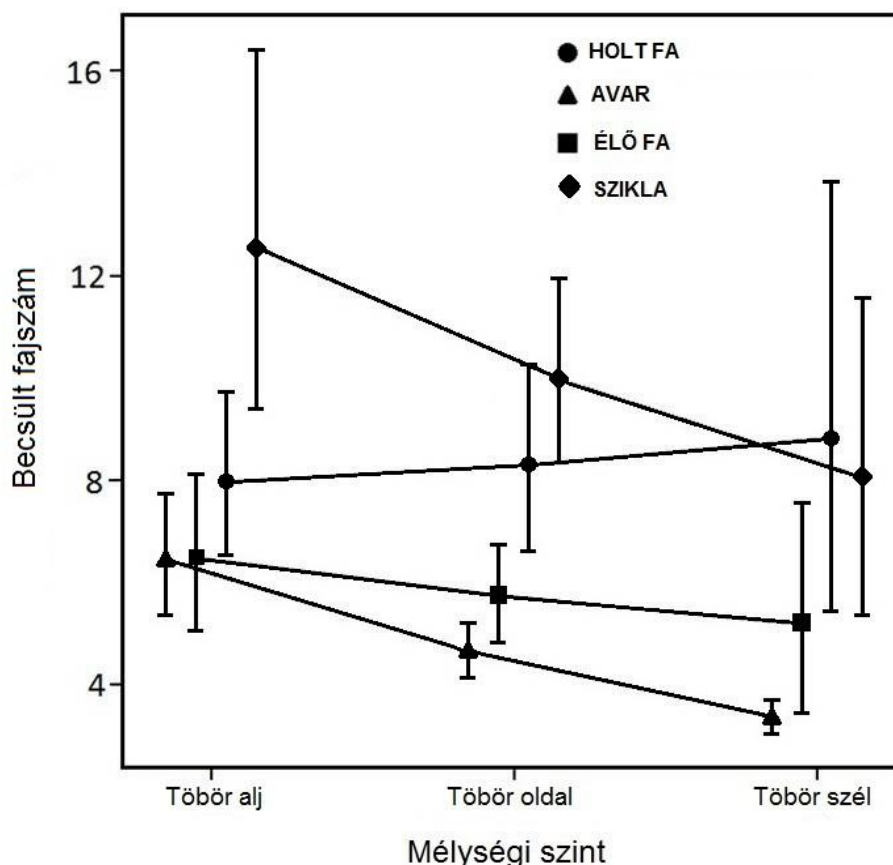
A dobozok az interkvartilis terjedelmet, míg a talpak a kiugró értékeket mutatják.

3.1.3.3. Fajgazdagság

Eredményeink alapján a vizsgálatunkban szereplő csigák fajgazdagságára a mikroélőhely típusa, a mélységi szint és az avarnedvesség gyakorolta a legnagyobb hatást (6. táblázat). Az avarvastagság és a kitétség nem volt része a legjobb modellnek. Az avarvastagság a mikroélőhely típusal korrelált (vastagabb avar a holtfák és a sziklák tövében), míg a kitétség az avarnedvességgel. Az avarnedvesség finomabb skálájú változatossága miatt jobb magyarázó változónak bizonyult (6. táblázat). 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 (10. ábra). Ez a csökkenés az avar mikroélőhely esetében jelentős, amit a 10. ábrán bemutatott 95%-os konfidencia intervallumok nem átfedő talpai is jeleznek. A másik három mikroélőhely grafikonján a talpak nagymértékben átfednek, tehát a különbségek nem szignifikánsak.

6. táblázat. A mikroélőhely léptékű fajgazdagság determinánsai az általános lineáris modell eredményei alapján. Az avar- és egyelées minták adatai együttesen figyelembe véve, $\log(\text{fajszám}+1)$ transzformálva. Reziduális standard hiba: 0,497, df: 247, korrigált $R^2 = 0.52$ (F-statisztika: 35.54, df: 8 és 247, $p < 0.001$). D= holtfa, ez volt a referencia kategória a mikroélőhely típusok esetén.

	Becslés	SE	t-érték	p-érték
Konstans (D)	1.867	0.135	13.87	<0.001
Mikroélőhely				
Avar	-0.214	0.133	-1.61	0.108
Élő fa	-0.207	0.152	-1.36	0.175
Szikla	0.448	0.166	2.69	<0.01
Mélységi szint	0.040	0.145	0.28	0.780
Avar nedvesség	0.203	0.066	3.06	<0.01
Szint x Mikrohabitat: Avar	-0.363	0.152	-2.39	<0.05
Szint x Mikrohabitat: Élő fa	-0.158	0.201	-0.79	0.432
Szint x Mikrohabitat: Szikla	-0.262	0.204	-1.28	0.200



10. ábra: A fajszámok alakulása a töbrökben, a mikroélőhely 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

3.2.1. Ritkasági érték a geográfiai elterjedés függvényében

Az elemzésben részt vevő fajok közül öt 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 három 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. Mindhárom közepesen gyakori (MRI: 4–5 pont). Az Alsó-hegy és a Haragistya-Lófej erdőrezervátumban is előforduló három faj közül egy holarktikus, gyakori faj (*Euconulus*

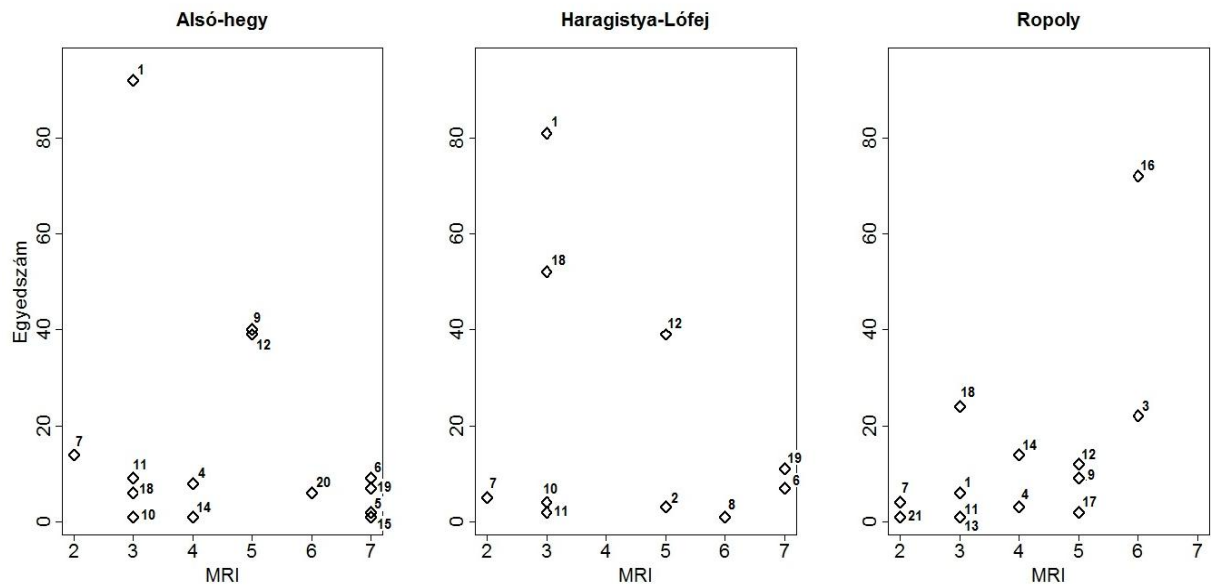
fulvus, MRI=3), és két faj (*Cochlodina cerata*, *Monachoides vicinus*; MRI=7) ritka, védett, alpin-kárpáti elterjedésű. Tizenegy olyan fajt gyűjtöttünk, amelyeket csak egy-egy erdőrezervátum területén sikerült megfognunk.

7. táblázat. Az egyes erdőrezervátumokban talált fajok, azok ritkasági indexei (MRI) és egyedszáma (N), illetve rezervátumonkénti élőhelyminőségi mutatók. (V: védett, a védett fajok a 2001/13 (V.9.) KöM rendelet alapján feltüntetve)

elterjedés	Fajok	MRI	Alsó-hegy	Haragistya-Lófej	Ropoly
alpin-kárpáti	<i>Cochlodina cerata</i> (Rossmäslér, 1836)	7 (V)	9	7	
	<i>Macrogaster borealis</i> (O. Boettger, 1880)	7	1		
	<i>Monachoides vicinus</i> (Rossmäslér, 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>Macrogaster plicatula</i> (Draparnaud, 1801)	6			72
	<i>Helicodonta obvoluta</i> (O. F. Müller, 1774)	5	39	39	12
	<i>Macrogaster 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 fajt tudunk kimutatni (két alpin-kárpáti: a védett *Petasina unidentata*, és a *Macrogaster borealis*, valamint egy közép európai: *Bulgarica cana*; MRI: 6–7). 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*) (11. ábra).



11. ábra. A fajok egyedszáma a ritkasági indexeik 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 obvoluta*; 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 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).

3.2.2. Módszertani eredmények

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 ($S= 10$; $H'= 1,60$) (7. táblázat). Ezután minden csigafajhoz hozzárendeltük a fajhoz tartozó Mollusca Ritkasági Indexet (11. ábra), 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 (7. 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 (7. táblázat).

4. Megbeszélés, következtetések

Földrajzi léptéken mérve az európai Gastropoda fauna fajainak elterjedése jól dokumentált (Kerney et al. 1983, Welter-Schultes 2012), ám a fajok előfordulását és kapcsolatát a környezeti elemekkel nagyrészt élőhelyi szinten vizsgálja, míg a mikroélőhelyi igények megismerése alulkutatott terület (Cameron 2013). Korábbi mikroskálájú vizsgálatok főleg kis területek alapos vizsgálatával (pl. Schilthuizen et al. 2002) vagy a holtfához közeli és attól távolabb eső mintavételi páros összehasonlításával foglalkoztak (pl. Kappes et al. 2006).

Jelen vizsgálat célja egy átfogó elemzés, amelyben jól ismételt és kiegyensúlyozott mintavételi elrendezésből származó adatok segítségével, négy mikroélőhely típust tanulmányoztunk topográfiai tényezőket is figyelembe véve. 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.

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

4.1.1 Héjfelhalmozódás hatása a mikroélőhelyek vizsgálataira

A holt héjak bevonása az ökológiai vizsgálatokba számos előnnyel járhat (Thurman et al. 2008, Cameron és Pokryszko 2005, Rundell és Cowie 2003), amit hasonló élőhelyek összehasonlításakor ki is használnak (Pearce 2008). Ugyanakkor a kisebb skálájú vizsgálatok során a héjfelhalmozódás mértékében tapasztalt eltérések a különböző taxonok, mintavételi módszerek és mikroélőhelyek között (Millar és Waite 1999, Pearce 2008, Černohorská et al. 2010) számos módszertani kérdést vetnek fel. Eredményeink megerősítették, hogy az avaros talajminta gyűjtés és az egyeléses módszer által elérhető eredmények között jelentős eltérés mutatkozhat. A két módszer legnagyobb különbsége az általuk hatékonyan vizsgálható puhatestűek test- és héjméretében rejlik (Cameron és Pokryszko 2005; Sólmos et al. 2007b), de az avarmintákban szignifikánsan több törött héjat találtunk, mint az egyeléses módszerrel gyűjtött mintákban.

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 taxonok (pl. Zonitidae s. lat.) héja. 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 fajok egy része a repedésekbe húzódva, kövek alatti menedékekben éli az életét, így az állatok elpusztulása után héjaik is 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 héjfelhalmozódásban megfigyelt faj- és méretbeli különbségek a mikroélőhely preferenciára is visszavezethetők. De az eredmények összefüggésbe hozhatók -az adott mikroélőhelyen lezajló folyamatok mellett- az adott struktúra élettartamával és kiterjedésével. A holtfa nagyjából 110 év alatt bomlik le teljesen (Holeksa et al. 2008; Lombardi et al. 2008; Rock et al. 2008), míg a szikla majdnem állandó élőhely és kiterjedése is meghaladja más mikroélőhelyek méretét.

A héj degradációja egy soktényezős folyamat eredménye. A lebomlás sebessége számtalan tényezőtől függhet, amelyek között éppúgy megtalálhatóak a környezeti hatások, mint az állat élőhelypreferenciája vagy a héj felület-tömeg aránya. Ezek a hatások mind eredményezhetnek eltérést a különböző mikroélőhelyek mintáiban jelen lévő holt héjak arányában.

Kétségtelen tény, hogy a holt héjak jelezhetik egy-egy faj előfordulását vagy tükrözhetik a közösségek mennyiségi viszonyait egy élőhelyen belül (Thurman et al. 2008), illetve hasonló élőhelyek közötti összehasonlításhoz is megfelelő indikátorok lehetnek (Rundell és Cowie 2003). Ugyanakkor eredményeink azt jelzik, hogy mikro-skálán végzett kutatások esetén a tényleges elemzések elvégzése előtt 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, ez által az eredmények összehasonlíthatóbbak lesznek. A mintavételi módszer, a mikroélőhely és a taxonómiai besorolás komplex kapcsolat rendszere miatt megfontolandó a költséghatékonyabb, így több ismétléssel végezhető egyeléses módszer alkalmazása az avarmintázással szemben. Az egyelésből származó élő egyedek a legtöbb faj esetén könnyen meghatározhatók akár a terepen is, így a számbavételük után (és a szükséges bizonyító példányok konzerválásán túl) szabadon engedhetők, ami természetvédelmi szempontból kedvező, különösen oltalom alatt álló területen vagy ritka/védett fajok esetében. A mikroélőhelyeken egyeléssel gyűjtött minták mellett a teljes élőhelyet átfogó avaros talajminta gyűjtés ajánlható a kisméretű fajok vizsgálatára. Ezzel

a kiegészítő módszerrel a kisméretű fajok kivonhatók az egyeléses módszerre alapozott vizsgálatból. Ezáltal növelhető az eredmények összehasonlíthatósága mikroélőhelyi léptéken, de mégis a legteljesebb képet kaphatjuk az adott terület közösségét alkotó fajok számáról és egyúttal a legrészletesebb mikro-skálájú abundancia viszonyokat is vizsgálhatjuk. Ugyanakkor fontos a feltett kérdés(ek) alapján megválasztani az alkalmazott módszer(ek)e)t.

4.1.2. Mikroélőhelyek hatása csigaközösségek fajgazdagságára és abundanciájára

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 mikrohabitat egyformán alkalmas élőhelynek bizonyult volna. Még a modellünk által generalistának ítélt fajok (*Cochlodina orthostoma*, *Acanthinula aculeata*, *Cochlodina laminata*) is alacsonyabb egyedszámot értek el az avar mikroélőhelyen. Ez az eredmény némiképp eltért várakozásainktól. Terepi tapasztalatok és irodalmi adatok alapján olyan fajok generalisták közé sorolását vártuk, amelyek széles tűrőképességgel rendelkeznek (pl. *Aegopinella minor* és *Punctum pygmaeum*). Welter-Schultes (2012) szerint az *Aegopinella minor* a meleg, száraz, esetenként nyílt élőhelyeket kedveli, erdőben nem gyakori, de szívesen fordul elő karsztfelszíneken. Ehhez a leíráshoz jól illeszkedik vizsgálatunk eredménye miszerint az *Aegopinella minor* a viszonylag száraz avarhoz és a karszt felszíni sziklaképződményeihez kötődik. A *Punctum pygmaeum* széles tűrőképességgel rendelkező gyakori faj (Welter-Schultes 2012), így ha pillantást vetünk a fogási adatokra (Függelék II. táblázat) nem meglepő, hogy mind a négy mikroélőhelyen magas a gyűjtött egyedek száma. Ugyanakkor az avar és a szikla mikroélőhelyeken a fogott egyedek száma közel duplája az élő- vagy holtfa közelében talált egyedszámoknak. Ez az eredmény finomíthatja a faj ökológiájáról eddig rendelkezésre álló ismereteinket. (Bár a statisztikai módszerek eredményekre gyakorolt hatását is figyelembe kell venni.) Az avar mikroélőhely faunájához nagymértékben hasonlító közösséget találtunk az élő fák körül, ám mind a fajszám, mind az abundancia magasabbnak bizonyult ez utóbbi folttípusban. Ennek oka az élő fához köthető vegetáció (mohák és zúzmók) és a törzsön lecsurgó víz hatásában kereshető. Az élő fához, mint mikroélőhelyhez két faj, a *Bulgarica cana* és a *Cochlodina cerata* kötődött. Az irodalom mindkét faj esetében megjegyzi, hogy szívesen másznak fel és tartózkodnak a fák törzsén. Az egy mikroélőhelyhez kötődő specialisták közül a legtöbb faj (köztük a védett *Isoptomostoma isoptomostomos* és a *Petasina unidentata*) a szikla, két faj (*Macrogastra*

borealis bielzi és a *Macrogastra ventricosa*) pedig a holtfa mikroélőhelyen mutatta a legmagasabb abundancia értéket. De a nem csak egy mikroélőhelyen előforduló fajok (pl. a szintén védett *Monachoides vicinus*) is ebben a két mikroélőhely típusban érték el a legmagasabb egyedszámokat. Ezen fajok többségét nedvesség kedvelő („higrofil”) fajokként tartja számon a szakirodalom (Kerney et al. 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 tapasztaltuk, hogy a holtfa és a szikla mikroélőhelyek megőrzik Gastropoda faunájuk jelentős részét a töbrök magasabb térszínein is, ahol a mikroklimatikus viszonyok már nem annyira kedvezőek a puhatestűek számára. Ennek egyik példája lehet, hogy míg Welter-Schultes (2012) a *Discus perspectivus* fajt nedvességkedvelő avarlakó fajokként írja le, addig a vizsgálatunk alapját képező modell szerint a faj a holtfához és a sziklához kötődik. Ezzel ellentétben az avar mint mikroélőhely csak rövid, átmeneti időszakokban tud hasonlóan kedvező mikroklimájú környezetet nyújtani a specialista („higrofil”) csigák számára. Ezek a mikroélőhelyek a nagyobb esőzések időszakában segíthetik új foltok kolonizációját (Müller et al. 2005), míg máskor gátolják 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. Jövőbeli vizsgálatra érdemes kérdés, hogy ez a jelenség kapcsolatba hozható-e valamiféle denzitás függés vagy interspecifikus kompetíció kialakulásával (Cameron 2013). Cook (2001) több példát is felsorol az egy helyen élő fajok esetén tapasztalható részleges niche megosztásra, ami a táplálék preferencia vagy az aktivitás különbségeiben jelenhet meg. Bár kutatásunknak nem volt célja a közel rokon fajúak (pl. *Aegopinella* és *Monachoides*) egymáshoz viszonyított mikroélőhely preferenciájában jelentkező eltérés vizsgálata, az elemzések során rendre különbség mutatkozott a fajok által választott mikroélőhely foltokban. Ez a jelenség újabb kérdéseket vet fel a mikroélőhely szintű élőhelyválasztás kutatásában.

Az egyes mikroélőhelyek térbeli eloszlása és elérhetősége hatással lehet a közösségek populáció dinamikájára is. A jó minőségű élőhelyfoltok (szikla és holtfa) a térben egyenetlenül, sokszor egymástól távol helyezkednek el, így kevésbé elérhetők. 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 búvóhelyeknek 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. Hasonló a lokális nedvességi viszonyokkal összefüggő mintázatot publikáltak Vilisics et al. (2011), valamint Sólymos et al. (2009b) szárazföldi ászkák, illetve Batori et al. (2014) edényes növények vizsgálata kapcsán. A topográfiai tényezők "mikrorefúgiumokat" képezhetnek (Dobrowski 2011), amelyek menedékül szolgálhatnak a kedvezőtlen klimatikus változásokkal szemben. A mikrorefúgiumok jelentőségét paleo-ökológiai vizsgálatok is alátámasztják (pl. Sümegi és Hertelendi 1998). Várhatóan a jelenleg zajló klimatikus változásokkal szemben is a hasonló refúgiumok vagy a kedvező körülményeket biztosító mikroélőhelyek nyújthatnak lokális menedéket az egyes gerinctelen populációk számára (Parmesan 2006).

A holtfa mennyiségét az erdőkben az erdészeti kezelő szabályozza, így a fenntartható erdőkezelési gyakorlatok alkalmazásával nagymértékben hozzájárulhat a talajlakó gerinctelen fauna megőrzéséhez és fenntartásához, az élőlények számára fontos erdei alkotó elemek, a fafaj összetétel vagy a folyamatos erdőborítással biztosított megfelelő mikroklíma fenntartásával (Aussenac 2000). 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), eképpen hozzájárulva a természetes ökoszisztéma és az erdődinamikai folyamatok fenntartásához elengedhetetlen lokális faunaelemek megőrzéséhez.

4.2. Élőhely minősítés erdőrezervátumok példáján bemutatva

A különböző természeti értékeket oltalmazó rezervátumok kijelölése régmúltra tekint vissza az emberiség történelmében (Margules és Pressey 2000). E kijelöléseknek számos oka lehetett, mint a különböző ökoszisztéma szolgáltatások (pl. tiszta víz) biztosítása vagy valamilyen látványos természeti képződmény környékén létrehozott szent ligetek, szent helyek, amelyeknek rekreációs és szakrális jelentőségük volt. Napjainkban mindinkább a biodiverzitás és az ökológiai folyamatok védelme a cél, amihez elengedhetetlenül szükséges a jól megtervezett rezervátumok hálózata (Margules és Pressey 2000). Az egyes területek természetvédelmi értékének felméréséhez alapvető fontosságú egy többszemponútú, objektív értékelési rendszer kidolgozása (Dévai és Miskolczi 1987).

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.

Hazánkban -a meztelencsigákat nem számítva- 148 szárazföldi csigafaj jelenlétét mutatták ki (Pintér és Suara 2004, Uherkovich és Varga 2005). E fajok között megközelítőleg 50-60 olyan erdőlakó faj található, amelyek potenciálisan előfordulhatnak a vizsgálatunk helyszínéül szolgáló régiókban és az általunk alkalmazott módszerrel hatékonyan gyűjthetők (kb. 50 az Aggteleki karszt és kb. 40 a Zselic területén). Ez alapján az erdőrezervátumokban talált fajok száma mindhárom esetben közepesnek mondható (Farkas 2005, 2008, Uherkovich és Varga 2005), ami részben az alkalmazott mintavételi módszerre [az egyeléses időgyűjtéssel a viszonylag nagy testméretű fajok gyűjthetők hatékonyan (Cameron és Pokryszko 2005; Sólymos et al. 2007b)], részben a mintavételek helyszíneire, illetve a mintavételi elrendezésre (pl. a sziklafelszínhez kötődő fajok nem kerültek a vizsgálati anyagba) vezethető vissza. Mind a korábbi kutatások, mind az általunk az előző fejezetben (4.1.2. Mikroélőhelyek hatása csigaközösségek fajgazdagságára és abundanciájára) tárgyalt mikroélőhelyi skálán végzett vizsgálatok azt mutatták, hogy a szárazföldicsigák az élőhelyeiken belül erősen aggregált mintázatot mutatnak, ami kihat a mintavételi eredményekre is. Itt fontos megemlítenünk azt is, hogy a fajok ritkaságának megállapítása ugyanezen mintavételi módszerekkel végzett vizsgálatokon alapulnak, ezért e módszerek korlátai miatt előfordulhat, hogy egyes fajok ritkábbnak vagy gyakoribbnak tűnnek a faj tényleges gyakoriságánál (Sólymos és Fehér 2007).

A vizsgálat során azt tapasztaltuk, hogy az egyes rezervátumok (állat)földrajzi 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. A mindhárom erdőrezervátumban (*Cochlodina laminata*, *Aegopinella minor*, *Euomphalia strigellata*, *Monachoides incarnatus*), vagy mindkét régióban egymástól távoli két erdőrezervátumban (*Alinda biplicata*, *Laciniaria plicata*) előforduló fajok tágabb elterjedési területtel (és alacsonyabb MRI-el) rendelkeznek, mint azon fajok többsége, amelyek csak egy régióban fordulnak elő (*Cochlodina cerata*, *Macrogastra borealis*, *Monachoides vicinus*, *Petasina unidentata*, illetve *Aegopinella ressmanni*). 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*, *Macrogastra borealis*, *Monachoides vicinus* és *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 fajszámot, mind a diverzitást tekintve elmarad az állatföldrajzilag és térbelileg hozzá közelálló Alsó-hegy rezervátum jellemzőitől. A fajszám 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, ugyanakkor alacsony egyedszámmal rendelkező, alpin-kárpáti fajok (*Cochlodina cerata*, *Macrogastra borealis*, *Monachoides vicinus* és *Petasina unidentata*) miatt, mind az Alsó-hegy, mind a Haragistya-Lófej rezervátum magas pontszámot kapott, szemben a Ropoly alacsonyabb értékével. Ez esetben a vizsgált index alakulását a relatíve nagy számú, alacsony egyedszámú, de magas MRI értékű fajok befolyásolják erőteljesen. Míg ha az indexet a helyi gyakorisággal súlyoztuk, a Ropoly ért el nagyobb értéket, a regionálisan ritka, de ott mégis tömegesnek mondható két faj, a *Macrogastra*

plicatula és az *Aegopinella ressmanni* 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) mintázatain 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, mind az ezen módszerekkel hatékonyan gyűjthető héjak mérete, mind a mintákban talált holt héjak tekintetében. **Az egyes módszerek mintáiban a 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 törött holt héjat.
- 2) Bár ismert jelenség, hogy különböző mikroélőhelyeken eltérő mértékben halmozódhatnak fel a csigahéjak, korábban nem történt kis léptékű összehasonlító vizsgálat erdei mikroélőhelyeken. 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. A legtöbb holt héjat a szikla mikroélőhely mintáiban találtuk, a legkevesebb a holtfa mikroélőhelyről került elő. 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 alapján a legtöbb faj egy vagy két meghatározott mikroélőhelyhez kötődik.** A legtöbb specialista fajt a szikla mikroélőhelyen találtuk (12 faj). A *Macrogaster borealis bielzi* és a *Macrogaster 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*), ám ezek is alacsonyabb egyedszámot értek el az avar mikroélőhelyen. Olyan fajt, ami szignifikánsan kötődött volna az avar mikroélőhelyhez, nem tudtunk kimutatni.
- 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.** A holtfa és a szikla faunája jobban hasonlít egymásra, mint a másik két mikroélőhely faunájára. Az azonos mikroélőhely típus különböző foltjai közötti variancia az avar és az élő fa mikroélőhelyek esetén adódott legnagyobbak.
- 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. A holtfa és a szikla mikroélőhelyeken a mélységi zónától függetlenül magas fajszámot találtunk, míg az avar és az élő fa fajgazdagsága a töbör aljtól a töbör szélég folyamatosan csökkent.

- 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, mint durva felbontású becslések, 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 Alsó-hegy és Haragistya-Lófej erdőrezervátumokat előrébb sorolja a Ropoly erdőrezervátumnál, ahol az alpin-kárpáti elemek zömét szélesebb elterjedésű, közép-európai fajok váltják fel. A helyi gyakorisággal súlyozott index értékei alapján azonban a Ropoly kapott prioritást az ott nagy egyedszámban előforduló regionálisan ritka *Macrogastra plicatula* faj miatt.

Irodalom

- Albano P. G.: **Comparison between death and living land mollusk assemblages in six forested habitats in northern Italy.** *Palaios*, 29: 338-347, 2014
- Arad Z., Goldenberg S., Heller J.: **Resistance to desiccation and distribution patterns in the land snail *Sphincterochila*.** *Journal of Zoology*, 218: 353–364, 1989
- Aussenac G.: **Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture.** *Annals of Forest Science*, 57: 287–301, 2000
- Bank R. A.: Mollusca: Gastropoda. Fauna Europea version 2.5 (23 July 2012).
<http://www.faunaeur.org> , 2012
- Bárány-Kevei I.: **Connection between morphology and ecological factors of karstdolines (Aggtelek hills, Hungary).** *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria*, 3(4): 115-119, 1998
- Barrientos Z.: **Population dynamics and spatial distribution of the terrestrial snail *Ovachlamys fulgens* (Stylommatophora: helicarionidae) in a tropical environment.** *Revista de Biología Tropical*, 48: 71–87, 2000
- Bartha D., Esztó P.: **Az erdőrezervátumok bemutatása az országos erdőállomány-adattár alapján.** . In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.) A hazai erdőrezervátum-kutatás. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 60–82, 2002
- Bartha D.: **Magyarország fa- és cserjefajai.** Mezőgazda Kiadó, Budapest, 2004
- Bates D., Maechler M., Bolker B.: **lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes.** R package version 0.999999-0. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>, 2012

- Bátori Z., Farkas T., Erdős L., Tölgyesi Cs., Körmöczi L., Vojtkó A.: **A comparison of the vegetation of forested and non-forested solution dolines in Hungary: a preliminary study.** *Biologia* 69: 1339-1348, 2014
- Baur B., Baur A.: **Climatic warming due to thermal radiation from an urban area as possible cause for the local extinction of a land snail.** *Journal of Applied Ecology* 30: 333–340, 1993
- Bertrand A. (ed.), Kerney M. P., Cameron R. A. D.: **Guide des escargots et limaces d'Europe.** Delachaux et Niestlé SA, Paris, 2006
- Bobrowsky P. T.: **The history and science of gastropods in archaeology.** *American Antiquity*, 49: 77–93, 1984
- Boddy L.: **Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris.** *Ecological Bulletins*, 49: 43-56, 2001
- Boschi C., Baur B.: **Effects of management intensity on land snails in Swiss nutrient-poor pastures.** *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120: 243–249, 2007
- Burnham K. P., Anderson D. R.: **Model selection and Multimodel Inference. A Practical Information – Theoretic Approach.** Springer, 2002
- Cadée C. G.: **Bioerosion of shells by terrestrial gastropods.** *Lethaia* 32: 253-260, 1999
- Cameron R. A. D.: **The diversity of land molluscs—Questions unanswered and questions unasked.** *American Malacological Bulletin*, 31(1): 169-180, 2013

- Cameron R. A. D., Greenwood J. J. D.: **Some montane and forest molluscan faunas from eastern Scotland: effects of altitude, disturbance and isolation.** *Proceedings of the International Malacological Congress*, 10(2): 437-442, 1992
- Cameron R. A. D., Pokryszko B. M.: **Estimating the species richness and composition of land mollusc communities: Problems, consequences and practical advice.** *Journal of Conchology*, 38: 529–548, 2005
- Černohorská N. H., Horsák M., Cameron R. A. D.: **Land snail species richness and abundance at small scales: the effects of distinguishing between live individuals and empty shells.** *Journal of Conchology*, 40: 233-241, 2010
- Chambers J. M., Cleveland W. S., Kleiner B., Tukey P. A.: **Graphical Methods for Data Analysis.** Wadsworth és Brooks/Cole, 1983
- Christensen M., Hahn K., Mountford E. P., Wijdeven S., Manning D. B., Standovár T., Ódor P., Rozenberger D.: **Study on dead wood in European beech forest reserves.** *Nat-Man Working Report*, 9., 2003
- Claassen C.: **Shells.** Cambridge Manuals in Archaeology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 1998
- Clark J. A., May R. M.: **Taxonomic bias in conservation research.** *Science, New Series*, 297: 191-192, 2002
- Clements R., Ng P. K. L., Lub X. X., Ambuc S., Schilthuisend M., Bradshaw C. J. A.: **Using biogeographical patterns of endemic land snails to improve conservation planning for limestone karsts.** *Biological Conservation*, 141: 2751-2764, 2008

- Cook A.: **Behavioural Ecology: on doing the right thing, in the right place at the right time.** In: Baker G. M. (szerk): *The biology of terrestrial molluscs.* CABI Publishing U. K., pp 447-488, 2001
- Cramer H.: **Die systematic der Karstdolinen.** *Neues Jahrbuch fur Mineralogie, Geologie und Palaontologie*, 85: 293–382, 1941
- Cuttelod A., Seddon M, Neubert E.: **European Red List of non-marine Molluscs.** Publication Office of the European Union, Luxemburg, 2011
- Czajlik P.: **Erdőrezervátumok besorolása kutatási érték szerint.** In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.): *A hazai erdőrezervátum-kutatás.* TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 132–135, 2002
- Debeljak, M.: **Coarse woody debris in virgin and managed forest.** *Ecological Indicators*, 6: 733-742, 2006
- Dévai Gy., Miskolczi M.: **Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján.** *Acta Biologica Debrecina*, 20: 33–54, 1987
- Dobrowski S. Z.: **A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate.** *Global Change Biology*, 17: 1022–1035, 2011
- Domokos T.: **A Gastropodák létállapotáról, a létállapotok osztályozása a fenomenológia szintjén** [On the existence of gastropods and the classification of existence on the level of phenomenology]. *Malacological Newsletter*, 14: 79–82, 1995
- Dunk J. R., Zielinski W. J., Wells H. H. Jr.: **Evaluating reserves for species richness and representation in northern California.** *Diversity and Distributions*, 12: 434–442, 2006

- Ecke F., Löfgren O., Hörnfeldt B., Eklund U., Ericsson P., Sörlin D.: **Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors.** *Ecological Bulletins* 49: 165–171, 2001
- Edworthy A.B., Steensma K.M.M., Zandberg H.M., Lilley P.L.: **Dispersal, home-range size, and habitat use of an endangered land snail, the Oregon forestsnail (*Allogona townsendiana*).** *Canadian Journal of Zoology*, 90(7): 875-884, 2012
- Emberton K.C., Pearce T.A., Randalana R.: **Quantitatively sampling land-snail species richness in Madagascan rainforests.** *Malacologia*, 38: 203-212, 1996
- Emberton K. C.: **Diversities and distributions of 80 land-snail species in southeastern-most Madagascan rainforests, with a report that lowlands are richer than highlands in endemic and rare species.** *Biodiversity and Conservation*, 6: 1137-1154, 1997
- Evans J. G.: **Land Snails in Archaeology.** Seminar Press, London, 1972
- Evans A. M., Clinton P. W., Allenc R. B., Frampton C. M.: **The influence of logs on the spatial distribution of litter-dwelling invertebrates and forest floor processes in New Zealand forests.** *Forest Ecology and Management*, 184: 251–262, 2003
- Falkner G.: **Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere).** In: Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, München 97: 61–112, 1991
- Farkas R.: **Adatok az Aggteleki-karszt, a Cserehát és a Putnoki-dombság Mollusca faunájához I.** *Malakológiai Tájékoztató*, 23: 177-202, 2005
- Farkas R.: **Adatok az Aggteleki-karszt, a Cserehát és a Putnoki-dombság Mollusca faunájához II.** *Malakológiai Tájékoztató*, 26: 43-80, 2008

- Fehér Z., Gubányi A.: **A magyarországi puhatestűek elterjedése - Az MTM Puhatestű-gyűjteményének katalógusa.** Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 2001
- Ford D. C., Williams P. W.: *Karst Geomorphology and Hydrology.* Unwin Hyman, London, 1989
- Gärdenfors U., Waldén H. W., Wäreborn I.: **Effect of soil acidification on forest land snails.** *Ecological Bulletins*, 44: 259–270, 1995
- Gaston K. J.: **Rarity.** *Population and Community Biology Series* 13, Springer, 220 pp., 1994
- Haufler J.B., Mehl C. A., Roloff G.J.: **Using a coarse-filter approach with species assessment for ecosystem management.** *Wildlife Society Bulletin*, 24: 200-208, 1996
- Hermida J., Outeiro A., Rodríguez T.: **Biogeography of terrestrial gastropods of north west Spain.** *Journal of Biogeography*, 21: 207–217, 1994
- Holeksa J., Zielonka T., Żywiec M.: **Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland.** *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 415-428, 2008
- Horváth F., Bölöni J.: **Az erdőrezervátumok kutatásszemponitú besorolása és rövid jellemzése 1999-ben.** In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.) *A hazai erdőrezervátum-kutatás.* TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 276–287, 2002
- Hotopp K. P.: **Land snails and soil calcium in central Appalachian Mountain Forests.** *Sotheastern Naturalist*, 1: 27–44, 2002

- Hunt S., Oates K.: **Fine structure and molecular organization of the periostracum in a gastropod mollusc *Buccinum undatum* L. and its relation to similar structural protein systems in other invertebrates.** *Philosophical Transactions of the Royal Society of London (B, Biological Sciences)* 283: 417-459, 1978
- Jabin M, Mohr D., Kappes H., Topp W.: **Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak–beech forest.** *Forest Ecology and Management*, 194: 61–69, 2004
- Johannessen L. E., Solhoy T.: **Effects of experimentally increased calcium levels in the litter on terrestrial snail populations.** *Pedobiologia*, 45: 234-242, 2001
- Jonsell M., Nordlander G., Ehnström B.: **Substrate associations of insects breeding in fruiting bodies of wood-decaying fungi.** *Ecological Bulletins* 49: 173–194, 2001
- Jönsson M. T., Edman M., Jonsson B. G.: **Colonization and extinction patterns of wood-decaying fungi in a boreal old-growth *Picea abies* forest.** *Journal of Ecology*, 96: 1065-1075, 2008
- Juříčková L., Horsák M., Cameron R., Hylandere K., Míkovcová A., Hlaváč J. C., Rohovec J.: **Land snail distribution patterns within a site: The role of different calcium sources.** *European Journal of Soil Biology*, 44: 172 – 179, 2008
- Juutinen A., Mönkönen M., Sippola A. L.: **Cost-Efficiency of Decaying Wood as a Surrogate for Overall Species Richness in Boreal Forests.** *Conservation Biology*, 20: 74-84, 2006
- Kappes H.: **Influence of coarse woody debris on the gastropod community (Mollusca: Gastropoda) in a managed calcareous beech forest in Western Europe.** *Journal of Molluscan Studies*, 71: 85-91, 2005

- Kappes H., Topp W., Zach P., Kulfan J.: **Coarse woody debris, soil properties, and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different climates.** *European Journal of Soil Biology*, 42: 139–146, 2006
- Kappes H., Catalano C., Topp W.: **Coarse woody debris ameliorates chemical and biotic soil parameters of acidified broad-leaved forests.** *Applied Soil Ecology*, 36: 190-198, 2007
- Kerney M., Cameron R. A. D.: **A Field Guide to the Land Snails of Britain and North-West Europe.** Collins Field Guide, 1979
- Kerney M. P., Cameron R. A. D., Jungbluth J. H.: **Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas.** Paul Parey, Hamburg, Berlin, 1983
- Koivunen, A.; Malinen, P.; Ormio, H.; Terhivuo, J.; Valovirta, I.: **Suomen kotilot ja etanat: Opas maanilviäisten maailmaan [Terrestrial Snails and Slugs of Finland].** Hyönteistarvike Tibiale Oy, Helsinki, 2014
- Kovács S., Less G., Piros O., Roth L.: **Triassic formations of the Aggtelek-Rudabánya Mountains.** *Magyar Állami Földtani Intézet Évi Jelentése*, 1986: 19–43, 1988
- Locasciulli O., Boag D. A.: **Microdistribution of terrestrial snails (Stylommatophorma) in forest litter.** *Canadian Field-Naturalist*, 101: 76–81, 1987
- Lombardi F., Cherubini P., Lassere B., Tognetti R., Marchetti M.: **Tree rings used to assess time since death of deadwood of different decay classes in beech and silver fir forests in the central Appennines (Molise, Italy).** *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 821-833, 2008

- Lydeard C., Cowie R. H., Ponder W. F., Bogan A. E., Bouchet P., Clark S. A., Cummings K. S., Frest T. J., Gargominy O., Herbert D. G., Hersler R., Perez K. E., Roth B., Seddon M., Strong E. E., Thompson F. G.: **The global decline of nonmarine mollusks.** *BioScience*, 54: 321-330, 2004
- Margules C. R., és Pressey R. L.: **Systematic conservation planning.** *Nature*, 405: 243-253, 2000
- Martin K., Sommer M.: **Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems.** *Journal of Biogeography*, 31: 531–545, 2004
- Maser C., Anderson R. G., Cromack K., Williams J. T., Martin R. E.: **Dead and down woody material.** In: Thomas J. W. (szerk.): *Wildlife habitats in managed forests*, 553. The Blue Mountains of Oregon and Washington USDA Forest Service, Washington, pp 78–95, 1979
- Mázsa K.: **Az erdőrezervátum program koordinálása és jogi keretei.** In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.): *A hazai erdőrezervátum-kutatás. TermészetBÚVÁR Alapítvány* Kiadó, Budapest, pp. 45–55, 2002
- Mázsa K., Horváth F.: **Az erdőrezervátum-kutatási program**
www.obki.hu/kutatas/kutnom/erp50.rtf - utolsó megtekintés: 2015. március 3.
- MEA: Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-Being. Our human planet – Summary for Decision-Makers.** Island Press, Washington D.C. pp.109, 2005
- Menez A.: **The degradation of land snail shells during the annual dry period in a Mediterranean climate.** *Iberus*, 20: 73-79, 2002

- Menez A.: **A new approach to studying and sampling land molluscs: Habitat structure and the effects of scale on land molluscs.** *Journal of Conchology*, 39: 321-327, 2007
- Millar A.J., Waite S.: **Molluscs in coppice woodland.** *Journal of Conchology*, 36: 25-48, 1999
- Müller J., Strätz C. Hothorn T.: **Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris.** *European Journal of Forest Research*, 124: 233-242, 2005
- Nekola J. C.: **Terrestrial gastropod richness of carbonate cliff and associated habitats in the great lakes region of North America.** *Malacologia*, 41: 231-252, 1999
- Nekola J. C.: **Geographic variation in richness and shell size of eastern North American land snail communities.** *Records of the Western Australian Museum*, 68: 39–51, 2005
- Nekola J. C., Smith T. M.: **Terrestrial gastropod richness patterns in Wisconsin carbonate cliff communities.** *Malacologia*, 41: 253-269, 1999
- Nordén B., Ryberg M., Götmark F., Olausson B.: **Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of woodinhabiting fungi in temperate broadleaf forests.** *Biological Conservation*, 117: 1–10, 2004
- Nordsieck H.: ***Balea* Gray 1824 and *Alinda* H. and A. Adams 1855 are separated as genera (Gastropoda: Stylommatophora: Clausiliidae).** *Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft*, 77/78: 27–30, 2007

- Noss R. F.: **From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy. (USA).** *Biological Conservation*, 41: 11–37, 1987
- Noss R. F.: **Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach.** *Conservation Biology*, 4: 355–364, 1990
- Oksanen J., Blanchet F. G., Kindt R., Legendre P., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Sólymos P., Stevens M. H. H., Wagner H. **vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-5.** 2012. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ondina P., Hermida J., Outeiro A., Mato S.: **Relationships between terrestrial gastropod distribution and soil properties in Galicia (NW Spain).** *Applied Soil Ecology*, 26: 1–9, 2004
- Ondina P., Mato S.: **Influence of vegetation type on the constitution of terrestrial gastropod communities in Northwest Spain.** *Veliger*, 44: 8–19, 2001
- Parmesan C.: **Ecological and evolutionary responses to recent climate change.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669, 2006
- Pearce T. A.: **When a snail dies in the forest, how long will the shell persist? Effect of dissolution and micro-bioerosion.** *American Malacological Bulletin*, 26: 111-117. 2008
- Pintér L., Suara R.: **A magyarországi puhatestűek katalógusa – Hazai malakológusok gyűjtései alapján.** Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 2004
- Podani J.: **Introduction to the exploration of multivariate biological data.** Backhuys Publishers, Leiden, 2000

- Pokryszko B. M., Cameron R. A. D.: **Geographical variation in the composition and richness of forest snail faunas in northern Europe.** *Records of the Western Australian Museum*, 68: 115–132, 2005
- Proschwitz T. von: **Tierknochen als Kalkquelle für landlebende Mollusken.** In: Falkner M., Groh L., Speight M. C. D. (szerk.) *Collectanea Malacologica — Festschrift für Gerhard Falkner S.* 519–524, Conchbooks, Hackenheim, 2002
- R Development Core Team: **R: A language and environment for statistical computing.** *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. 2009. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reitz E. J., Wing E. S.: **Zooarchaeology.** Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 1999
- Robertson J. D.: **The function and metabolism of calcium in the invertebrata.** *Biological Reviews*, 16: 106–133, 1941
- Rock J., Badeck F.-W., Harmon M. E.: **Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources.** *European Journal of Forest Research*, 127: 301-313, 2008
- Rundell R. J., Cowie R. H.: **Preservation of species diversity and abundances in Pacific island land snail death assemblages.** *Journal of Conchology*, 38: 155-170, 2003
- Scheffers B. R., Joppa L. N., Pimm S. L., Laurance W. F.: **What we know and don't know about Earth's missing biodiversity.** *Trends in Ecology and Evolution*, 27: 501-510, 2012

- Schilthuizen M., Rutjes H. A.: **Land snail diversity in a square kilometre of tropical rainforest in Sabah, Malaysian Borneo.** *Journal of Molluscan Studies* 67: 417-423, 2001
- Schilthuizen M., Teräväinen M.I.F., Faezamoltha N., Tawith K., Ibrahim H., Chea S. M., Chuan C. P., Daim L. J., Jubaidi A., Madjapuni M. J., Sabeki M., Mokhtar A.: **Microsnails at microscales in Borneo: distributions of Prosobranchia versus Pulmonata.** *Journal of Molluscan Studies*, 68: 255-258, 2002
- Schilthuizen M., Chai H. N., Kimsen T. E., Vermeulen J. J.: **Abundance and diversity of land snails (Mollusca: Gastropoda) on limestone hills in Borneo.** *Raffles Bulletin of Zoology*, 51: 35–42, 2003
- Siira-Pietikäinen A., Penttinen R., Huhta V.: **Oribatid mites (Acari: Oribatida) in boreal forest floor and decaying wood.** *Pedobiologia*, 52: 111—118, 2008
- Siitonen J., Penttilä R., Kotiranta H.: **Coarse woody debris, polyporus fungi and saproxylic insects in an old-growth spruce forest in Vodlozero National Park, Russian Karelia.** *Ecological Bulletins*, 49: 231–242, 2001
- Similä M., Kouki J., Martikainen, P.: **Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters.** *Forest Ecology and Management*, 174: 365-381, 2003
- Simonetti J. A., Armesto J. J.: **Conservation of temperate ecosystem in Chile: Coarse versus fine-filter approach.** *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 615-626, 1991
- Solem G. A.: **The Shell Makers, Introducing Mollusks.** John Wiley and Sons, New York, 1974
- Sólymos P., Nagy A.: **The recent mollusc fauna of the Szársomlyó (S Hungary): spatial pattern and microclimate.** *Malakológiai Tájékoztató*, 16: 35-42, 1997

- Sólymos P.: **Magyarország szárazföldi Mollusca faunájának ritkaságon alapuló értékelése és alkalmazási lehetőségei.** *Természetvédelmi Közlemények*, 11: 349–358, 2004
- Sólymos P., Fehér Z.: **Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary.** *Conservation Biology*, 19: 1084–1094, 2005
- Sólymos P., Czentye I., Tutkovics B.: **A comparison of soil sampling and direct search in malacological field inventories.** In: Tajovský K., Schlaghamerský J., Pižl V. (szerk.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe II., Proceedings of the 8th Central European Workshop on Soil Zoology, České Budějovice, Czech Republic.* pp. 161–163, 2007b
- Sólymos P., Fehér Z.: **Magyarország puhatestűinek természetvédelmi célú osztályozása.** In: Forró L. (szerk): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása.* Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 329–338, 2007
- Sólymos P., Fehér Z., Varga A.: **A hazai puhatestűek (Mollusca) élőhely- és fajmegőrzési prioritásai.** *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 379–392, 2007a
- Sólymos P., Páll-Gergely B.: **Unusually rich land snail fauna in coniferous forest, Slătioara (Suceava, Romania).** *Tentacle*, 15: 6-7, 2007
- Sólymos P.: **mefa: an R package for handling and reporting count data.** *Community Ecology*, 9: 125-127, 2008
- 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: 389–393, 2009d

- Sólymos P., Farkas R., Kемencei Z., Páll-Gergely B., Vilisics F., Nagy A., Kisfali M.,
Hornung E.: **Micro-habitat scale survey of land snails in dolinas of the Alsó-
hegy, Aggtelek National Park, Hungary.** *Mollusca*, 27 (2): 167-171, 2009a
- Sólymos P., Vilisics F., Kемencei 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: 396-411, 2009b
- Sólymos P.: **Processing ecological data in R with the mefa package.** *Journal of
Statistical Software* 29 (8): 1–28. URL: <http://www.jstatsoft.org/v29/i08/>, 2009c
- Standovár T.: **Kutatási stratégia.** In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.): A hazai
erdőrezervátum- kutatás. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 88–
99, 2002
- Sóos L.: **A Kárpát-medence Mollusca faunája.** Magyar Tudományos Akadémia,
Budapest, 1943
- Strätz C.: **Die Molluskenfauna der Laubwälder im nordwestlichen Steigerwald.** In:
Bayreuther Forum Ökologie, Bayreuth, 90: 147–157, 2001
- Sümegei P., Hertelendi E.: **Reconstruction of microenvironmental changes in Kopasz
Hill loess area at Tokaj (Hungary) between 15.000-70.000 BP years.**
Radiocarbon, 40: 855-863, 1998
- Szabó S.: **Data to malacologic valuation of Hungarian waters.** *Malakológiai
tájékoztató*, 13: 51–53, 1994
- Tanács E., Barta K.: **Talajvizsgálatok a Haragistya-Lófej erdőrezervátum területén.**
Karsztfelődés, 11: 235-251, 2006

- Tanács E., Szmorad F., Bárány-Kevei I.: **A review of the forest management history and present state of the Haragistya karst plateau (Aggtelek karst, Hungary).** *Acta Carsologica*, 36(3): 441–451, 2007
- Temesi G.: **Az erdőrezervátumok fenntartásának általános irányelvei.** *Erdészeti Lapok* 84: 141–143, 2001
- Temesi G.: **A hazai erdőrezervátum-hálózat kijelölésének és fenntartásának természetvédelmi programja.** In: Horváth F., Borhidi A. (szerk.): A hazai erdőrezervátum- kutatás. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 27–38, 2002
- Thurman C. F., Shackleton L. P., Haskell D. G.: **Does the density of dead shells predict the density of living *Anguispira cumberlandiana* Lea 1840 (Gastropoda: Discidae)?** *American Midland Naturalist*, 159: 478-481, 2008
- Topp W., Kappes H., Kulfan J., Zach P.: **Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia).** *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 43–50, 2006a
- Topp W., Kappes H., Kulfan J., Zach P.: **Litter-dwelling beetles in primeval forests of Central Europe: does deadwood matter?** *Journal of Insect Conservation*, 10: 229–239, 2006b
- Tweedie M.: **On certain Mollusca of the Malayan limestone hills.** *Bulletin of the Raffles Museum*, 26: 49–65, 1961
- Uherkovich Á., Varga A.: **Vizsgálatok a Zselic puhatestű (Mollusca) faunáján.** *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*, 29: 43-63, 2005

- Utschick H., Summerer C.: **Vergleichende malakologische Untersuchungen in mittelschwäbischen Waldlebensräumen unterschiedlicher Naturnähe.**
Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau, 8: 379–428, 2004
- Valovirta I.: **Land molluscs in relation to acidity on hyperite hills in central Finland.**
Annales Zoologici Fennici, 5: 245–253, 1968
- Vilisics F., Nagy A., Sólymos P., Farkas R., Kemencei Z., Páll-Gergely B., Kisfali M.,
Hornung E.: **Data on the terrestrial Isopoda fauna of the Alsó-hegy, Aggtelek National Park, Hungary.** *Folia Faunistica Slovaca*, 13: 9–12, 2008
- Vilisics F., Sólymos P., Nagy A., Farkas R., Kemencei Z., Hornung E.: **Small scale gradient effects on isopods (Crustacea, Oniscidea) in karstic sink holes.**
Biologia Bratislava, 66: 499-505, 2011
- Wäreborn I.: **Land molluscs and their environments in an oligotrophic area in southern Sweden.** *Oikos*, 20: 461–479, 1969
- Wäreborn I.: **Environmental factors influencing the distribution of land molluscs of an oligotrophic area in southern Sweden.** *Oikos*, 21: 285-291, 1970
- Welter-Schultes F.: **European non-marine molluscs, a guide for species identification.** Planet Poster Edition, Göttingen, 2012
- Wirth T., Oggier P., Baur B.: **Effect of road width on dispersal and genetic population structure in the land snail *Helicella itala*.** *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 8: 23–29, 1999
- Yanes M., Suárez F., Manrique J.: **La cogujada montesina, *Galerida theklae*, como depredador del caracol *Otala lactea*: comportamiento alimenticio y selección de presa.** *Ardeola*, 38: 297–303, 1991

Z. Horváth J.: **Adatok somogyi tájak flórájához.** *Somogyi Múzeumok Közleményei,*
Természettudományi Sorozat, 17: 57–68, 2006

Idézett jogszabályok

13/2001. (V.9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

275/2004. (X. 8.) Korm. rendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről

Európai Tanács 92/43/EGK (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről szóló irányelve

A doktori kutatás eredményeinek közlései

Lektorált, impakt faktorral 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. *Communtty Ecology*, 15: 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 faktorral 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 gradiens**

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:

Témavezetőmnek 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. Huszenicza Gyula és Dr. Rusvai Miklós professzor uraknak, hogy lehetőséget biztosítottak a PhD tanulmányok elvégzésére.

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

Opponenseimnek, Dr. Fehér Zoltánnak és Dr. Gallé Róbertnek, hogy vállalták a dolgozatom bírálatát és értékes javaslataikkal, észrevételeikkel hozzájárultak annak jobbátételéhez.

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" és a helyesírási hibák javítását. Mezei Zoltán tanár úrnak, hogy segített e rögös 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.

Függelék – Táblázatok

I. Táblázat: A szárazföldi csiga közösségek kutatása során vizsgált 16 töbör adatai. A töbrök helyzetének koordinátái az Egységes Országos Vetületi rendszerben (EOV) megadva, a töbrök legmélyebb pontjának tengerszint feletti magassága, a perem tengerszint feletti magassága, a töbrök mélysége, a legnagyobb szélessége és a legkisebb szélessége, méterben megadva, illetve a töbrök alapterülete hektárban feltüntetve.

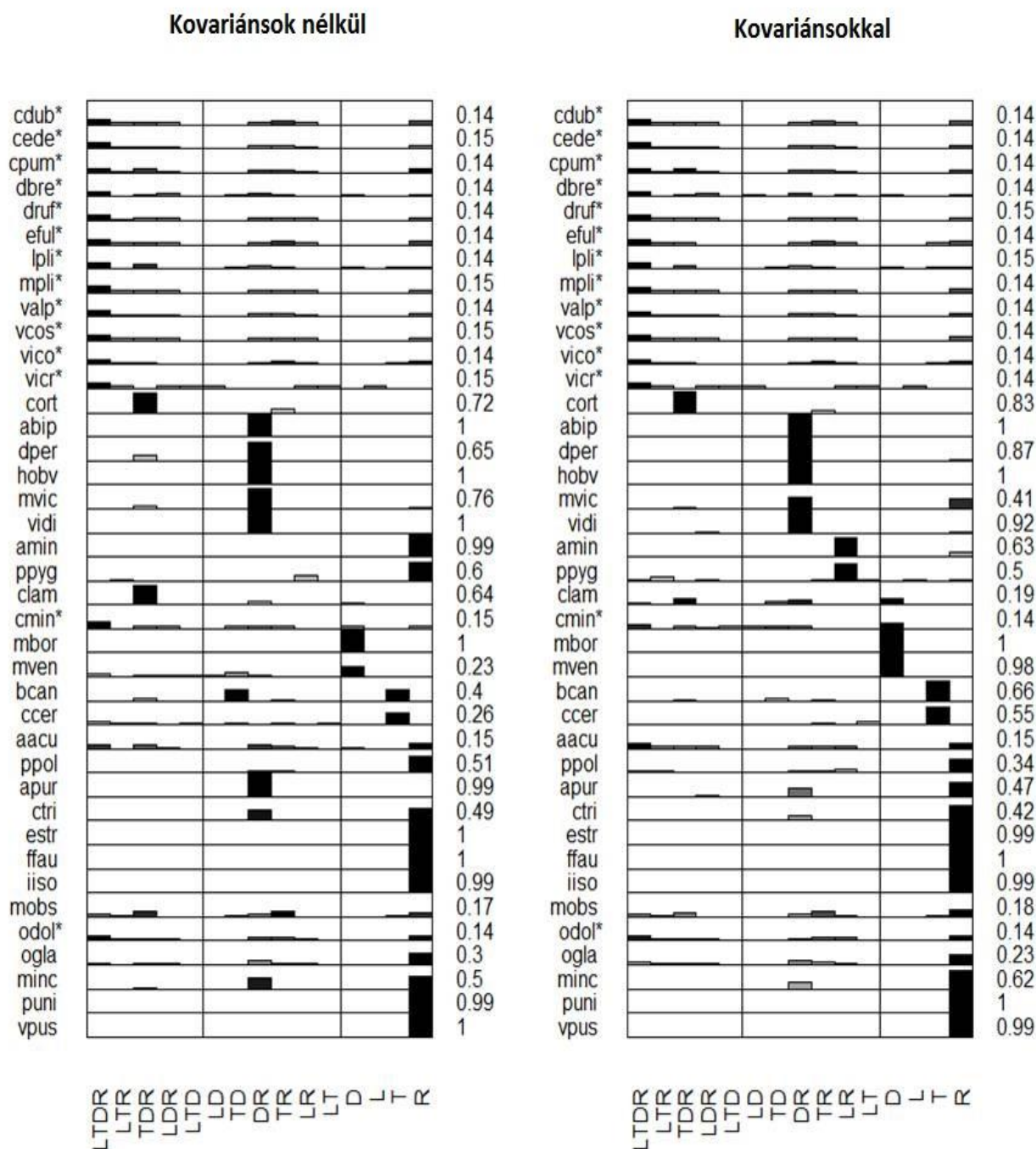
Töbör száma	Település	EOVX	EOVY	Legmélyebb pont	Perem magassága	Töbör mélysége	Töbör alapterülete (ha)	Legnagyobb szélesség	Legkisebb szélesség
1	Bódvaszilas	773216	358520	465	480	15	0,6381	115	70
2	Bódvaszilas	773116	358579	460	490	30	1,7815	192	120
3	Bódvaszilas	772964	358643	480	495	15	0,9051	124	90
4	Bódvaszilas	772891	358743	480	500	20	1,4491	145	125
5	Bódvaszilas	773505	359347	500	520	20	1,1717	133	108
6	Bódvaszilas	773445	359423	500	525	25	1,2632	138	115
7	Bódvaszilas	773325	359320	500	520	20	1,6853	158	140
8	Bódvaszilas	773228	359345	505	525	20	0,8532	120	92
9	Komjáti	774101	358952	505	525	20	0,5776	100	71
10	Bódvaszilas	773983	358927	500	520	20	2,2271	220	140
11	Komjáti	774079	359070	515	530	15	0,5341	98	71
12	Komjáti	774202	358950	500	525	25	2,5298	196	154
13	Komjáti	774455	359408	490	500	10	0,7248	100	90
14	Komjáti	774595	359407	485	500	15	1,0146	130	100
15	Komjáti	774583	359330	485	500	15	0,9348	121	85
16	Komjáti	774719	359332	480	500	20	1,7657	176	114

II. Táblázat: Az elemzésben vizsgált fajok összes egyedszáma gyűjtési módszerenként (avar minta + egyelés) külön feltüntetve (csak az élő egyedek adatait figyelembe véve). A fajokat mikroélőhelyenként csoportosítottuk, aszerint, hogy hol érték el a legmagasabb egyedszámot. Utolsó csoportba kerültek azon fajok, amelyek összegyedszáma nem érte el a 20 egyedet.

Tudományos név	Faj kód	Mikroélőhely			
		Avar	Élőfa	Holtfa	Szikla
Avar					
<i>Aegopinella minor</i> (Stabile, 1864)	amin	165 + 90	56 + 35	81 + 26	170 + 36
<i>Punctum pygmaeum</i> (Draparnaud, 1801)	ppyg	976 + 1	216 + 0	225 + 0	554 + 2
Élőfa					
<i>Bulgarica cana</i> (Held, 1836)	bcan	2 + 0	9 + 17	2 + 5	1 + 3
<i>Cochlodina cerata</i> (Rossmässler, 1836)	ccer	1 + 6	3 + 9	0 + 1	1 + 1
<i>Cochlodina orthostoma</i> (Menke, 1830)	cort	0 + 0	9 + 20	2 + 3	7 + 5
Holtfa					
<i>Helicodonta obvoluta</i> (O. F. Müller, 1774)	hobv	4 + 1	2 + 1	10 + 88	48 + 11
<i>Cochlodina laminata</i> (Montagu, 1803)	clam	4 + 7	1 + 12	2 + 32	8 + 7
<i>Macrogastra borealis bielzi</i> H. Nordsieck, 1993	mbor	0 + 0	0 + 5	0 + 76	1 + 2
<i>Macrogastra ventricosa</i> (Draparnaud, 1801)	mven	1 + 2	0 + 2	0 + 16	0 + 0
Szikla					
<i>Acanthinula aculeata</i> (O. F. Müller, 1774)	aacu	39 + 1	28 + 0	20 + 0	42 + 0
<i>Aegopinella pura</i> (Alder, 1830)	apur	103 + 16	29 + 8	95 + 2	216 + 1
<i>Alinda biplicata</i> (Montagu, 1803)	abip	7 + 16	7 + 15	16 + 64	43 + 92
<i>Carychium tridentatum</i> (Risso, 1826)	ctri	71 + 0	18 + 0	77 + 0	326 + 1
<i>Discus perspectivus</i> (Megerle von Mühlfeld, 1816)	dper	107 + 31	79 + 32	132 + 83	226 + 49
<i>Euomphalia strigella</i> (Draparnaud, 1801)	estr	13 + 8	10 + 3	7 + 3	49 + 9
<i>Faustina faustina</i> (Rossmässler, 1835)	ffau	0 + 10	2 + 10	0 + 19	32 + 53
<i>Isognomostoma isognomostomos</i> (Schröter, 1784)	iiso	2 + 2	3 + 0	0 + 2	10 + 16
<i>Merdigera obscura</i> (O. F. Müller, 1774)	mobs	0 + 1	4 + 1	3 + 0	10 + 2
<i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. Müller, 1774)	minc	8 + 13	6 + 3	7 + 13	17 + 25
<i>Monachoides vicinus</i> (Rossmässler, 1842)	mvic	13 + 17	12 + 7	9 + 23	22 + 26
<i>Morlina glabra striaria</i> (Westerlund, 1881)	mgla	0 + 0	0 + 0	1 + 0	20 + 13
<i>Petasina unidentata</i> (Draparnaud, 1805)	puni	21 + 26	24 + 4	14 + 11	54 + 37
<i>Platyla polita</i> (W. Hartmann, 1840)	ppol	4 + 0	1 + 0	2 + 0	26 + 0
<i>Vertigo pusilla</i> (O. F. Müller, 1774)	vpus	0 + 0	1 + 0	0 + 0	46 + 0
<i>Vitrea diaphana</i> (S. Studer, 1820)	vidi	40 + 20	15 + 12	72 + 46	127 + 12

Kis egyedszámú fajok

<i>Carychium minimum</i> (O. F. Müller, 1774)	cmin	0 + 0	0 + 0	0 + 1	3 + 0
<i>Clausilia dubia</i> (Draparnaud, 1805)	cdub	0 + 0	1 + 0	0 + 0	4 + 4
<i>Clausilia pumila</i> (C. Pfeiffer, 1828)	cpum	0 + 0	0 + 1	0 + 1	2 + 11
<i>Columella edentula</i> (Draparnaud, 1805)	cede	0 + 0	0 + 0	0 + 0	1 + 0
<i>Daudebardia brevipes</i> (Draparnaud, 1805)	dbre	2 + 0	0 + 0	4 + 0	6 + 1
<i>Daudebardia rufa</i> (Draparnaud, 1805)	druf	3 + 0	0 + 0	1 + 1	7 + 0
<i>Euconulus fulvus</i> (O. F. Müller, 1774)	eful	0 + 0	1 + 0	0 + 0	9 + 0
<i>Laciniaria plicata</i> (Draparnaud, 1801)	lpli	0 + 0	0 + 3	1 + 3	4 + 2
<i>Macrogastrea plicatula</i> (Draparnaud, 1801)	mpli	0 + 0	0 + 0	0 + 0	1 + 0
<i>Orcula dolium</i> (Draparnaud, 1801)	odol	0 + 0	0 + 0	0 + 0	14 + 1
<i>Vallonia costata</i> (O. F. Müller, 1774)	vcos	0 + 0	0 + 0	0 + 0	2 + 0
<i>Vertigo alpestris</i> (Alder, 1838)	valp	0 + 0	0 + 0	0 + 0	4 + 0
<i>Vitrea contracta</i> (Westerlund, 1871)	vico	2 + 0	2 + 0	0 + 0	14 + 0
<i>Vitrea crystallina</i> (O. F. Müller, 1774)	vicr	0 + 3	0 + 0	0 + 0	0 + 0



I. ábra: 39 csigafaj mikroélőhelyi kötődése a kevert hatás modell modell súlyai alapján. Sorokba rendezve található az egyes fajok (faj kódokat lásd: Függelék II. táblázat), míg az oszlopok a mikroélőhelyi kötődést, mint magas abundancia réteget mutatják (mikroélőhely 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).