



**Az Aggteleki Nemzeti Park egyenesszárnyú (Orthoptera):
fauna, együttesek, természetvédelem**

Doktori (PhD) értekezés

Nagy Antal

Debreceni Egyetem
Természettudományi és Technológiai Kar
Debrecen, 2008.

Témavezetők:

Dr. Rác István András

és

Prof. Dr. Varga Zoltán

Debreceni Egyetem Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

Családomnak

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
1.1. Témafelvetés	3
1.2. Célkitűzések	5
2. A terület általános jellemzése.....	8
2.1. Földrajzi helyzet.....	8
2.2. Élővilág	9
3. Az Orthoptera fauna kutatása és védelme (i)	12
3.1. Bevezetés.....	12
3.2. Anyag és módszerek.....	14
3.2.1. Faunisztikai adatok és feldolgozásuk.....	14
3.2.2. A fauna kutatottságának meghatározása	18
3.2.3. Területválasztás és természetvédelmi felelősség	18
3.3. Eredmények.....	21
3.3.1. A fauna összetétele.....	21
3.3.2. A fauna kutatottsága.....	24
3.3.3. Területválasztás	25
3.3.4. Természetvédelmi felelősség	28
3.4. Értékelés	31
4. Az együttesek vizsgálatának módszerei (ii)	35
4.1. Bevezetés.....	35
4.2. Anyag és módszerek.....	36
4.2.1. Mintaterületek és mintavételi módszerek.....	36
4.2.2. Adatelemzés	38
4.3. Eredmények.....	41
4.4. Értékelés	44
5. Az együttesek összetétele és időbeli dinamikája (iii).....	48
5.1. Bevezetés.....	48

5.2. Anyag és módszerek.....	49
5.2.1. Mintaterületek és mintavételi módszerek.....	49
5.2.2. Adatelemzés	52
5.3. Eredmények.....	55
5.3.1. Az együttesek összetétele.....	55
5.3.2. Az együttesek időbeli dinamikája	62
5.4. Értékelés	66
6. Élőhely-szigetek Orthoptera faunája (iv)	73
6.1. Bevezetés.....	73
6.2. Anyag és módszerek.....	75
6.2.1. Mintaterületek és adatok	75
6.2.2. Adatelemzés	79
6.3. Eredmények.....	81
6.4. Értékelés	82
7. Összegzés	86
7.1. Fauna, együttesek és vizsgálatuk módszerei	86
7.2. Természetvédelmi alkalmazások.....	91
8. Summary	94
8.1. Fauna, assemblages and methods.....	94
8.2. Conservation applications	98
9. Köszönetnyilvánítás	101
10. Irodalom	102
10.1. Felhasznált irodalom	102
10.2. A dolgozat témájában született publikációk.....	114
Függelékek	

1. Bevezetés

1.1. Témafelvetés

Az Aggteleki Nemzeti Park és környékének sajátos biogeográfiai helyzete, topográfiai viszonyai és történeti adottságai egyaránt hozzájárultak a terület unikális élővilágának kialakulásához. A többnyire erdősült vidék legjellegzetesebb nyílt élőhelyei az edafikus okok miatt erdősületlen területek primer gyepei (pl: sziklagyepek, sztyepprétek) és az évszázados extenzív művelés során kialakult kaszálórétek, legelők, valamint a szőlők és gyümölcsösök aljnövényzetének szekunder gyepei. Az extenzív művelési formák az elmúlt évtizedek gazdasági, társadalmi változásai során hátrébe szorultak. A művelés elmaradása a gyepek szerkezetének változását, az élőhelyek feldarabolódását, végső esetben eltűnését eredményezte, ami Európa szerte komoly természetvédelmi problémát jelent (Bakker & Berendse 1999, Halada, 1999).

Fajszámuk és tömegességük révén a gyepek egyik legfontosabb herbivor csoportját, az egyenesszárnyúak (*Orthoptera*) jelentik (Andersen *et al.* 2001). Érzékenyséjük, kezelhetően magas fajszámuk, valamint könnyű határozhatóságuk és gyűjthetőségük révén méltán váltak a legkülönbébb tárgyú ökológiai, populációbiológiai, vagy éppen produkcióbiológiai vizsgálatok alanyaivá, valamint az élőhely szerkezet változásának széles körben alkalmazott indikátoraivá (Rácz 1975, 1993, Andersen *et al.* 2001, Szövényi 2002).

A megmaradt nagy fajgazdagságú gyepek, melyeket a legnagyobb természeti értékkel bíró gyeptípusok között tartanak számon (Bignal & McCracken 1996, Balmer & Erhardt 2000), legtöbb esetben csak aktív természetvédelmi beavatkozás révén őrizhetők meg. Fontos azonban, hogy a

kezelések tervezése, a biológiai sokféleség feltárása, értékelése, a biológiai monitoring és a természetvédelmi prioritások meghatározása egyaránt a fajok elterjedésének és a közösségek összetételének, valamint dinamikájának pontos adatain alapuljon (Colwell & Coddington 1994).

Az Aggteleki Nemzeti Park egyenesszárný faunájának országos szinten is kiemelkedő kutatottsága (Rácz 1998a, Nagy *et al.* 1999, Nagy & Rácz 2007) ellenére mindmáig találunk kutatatlan és gyengén kutatott területeket, illetve pontatlan, vagy megerősítésre váró adatokat. A fontosabb Orthoptera együttesek jellemzésére és dinamikájuk leírására egy tizenkét éves folyamatos (1994-2005) adatsor alapján nyílt lehetőség.

Megfelelő mennyiségű és minőségű elterjedési adat alapján a faj- és területvédelem, illetve a kezelések hatékonysága egyaránt növelhető, ami a rendelkezésre álló források korlátozott volta miatt elengedhetetlen. A hatékonyság növelésének egyik módja a területek rangsorolása és kiemelt jelentőségű területek (*hotspot*) kijelölése (Reid 1998). A másik lehetőség a fajok rangsorolása a kapcsolódó természetvédelmi felelősség mértékének megadása révén (Dunn *et al.* 1999, Sólmos *et al.* 2006).

A biodiverzitás becsléséhez és monitorozásához ideális esetben hibátlan abszolút fajsám és abundancia adatok szükségesek. A gyakorlatban – praktikus okokból – a legtöbb esetben abundancia indexeket (befogott, hallott, vagy látott egyedek száma) használunk, melyek alkalmazása feltételezi a fajok azonos észlelhetőségét és, adott terület minden fajának észlelését (Yoccoz *et al.* 2001). A valóságban azonban számos tényező hat a mintavétel pontosságára. A hiba csökkentése és megfelelő mintavételi stratégia kialakítása érdekében a módszerek szelektivitásának és hatékonyságának ismerete nélkülözhetetlen (Nagy *et al.* 2007).

A művelés felhagyását követő élőhely-feldarabolódás a gyepfoltok méretének és ezzel együtt a foltok fajgazdagságának csökkenését

eredményezi. Az élőhely szigetek fajszáma és területe közti összefüggés (SAR: *species-area relationship*) régóta ismert. A jelenség hátterének magyarázatára és matematikai leírására számos elmélet és modell született. (Összefoglalásukat lásd Connor & McCoy (1979) és Tjørve (2003) munkáiban.). A bevezetett matematikai modellek többek között a területvesztés fajgazdagságra gyakorolt hatásának, a közösség fenntartásához szükséges legkisebb terület méretének, illetve nagyobb területek fajszámának megadására egyaránt felhasználhatók (Kilburn 1966, Lomolino 2000, Lomolino & Weiser 2001). Általánosan elfogadott, hogy a kis szigetek fajszámát a területtől független hatások (katasztrófák, zavarás, élőhelyi sokféleség stb.) alakítják (kis-sziget hatás: *SIE: small island effect*; Lomolino 2000, Panista *et al.* 2006). Bár a jelenséggel már Preston (1962) és McArthur & Wilson (1967) is foglalkozott jelentőségét sokáig alábecsülték, feltételezve, hogy az csak a szigetek elenyészően kis részére van hatással. A *SIE* mérettartományának megadásra a töréspont regresszió (Lomolino & Weiser 2001) és a path analízis (Triantis *et al.* 2006) ad lehetőséget. Az eddig elvégzett vizsgálatok alapján a *SIE* a szigetek nagyobb részét érinti, mint azt korábban vélték. A *SIE*-t figyelembe véve, az elterjedt faj-terület modelleket csak a közepes és nagy szigetekre alkalmazva, pontosabb a gyakorlatban jobban hasznosítható eredményeket kapunk (Lomolino & Weiser 2001).

1.2. Célkitűzések

A dolgozatban az Aggteleki Nemzeti Parkban 1998-2005. között végzett orthopterológiai vizsgálataim, egyenesszárnyú fajok és élőhelyeik védelme szempontjából legfontosabb, a gyakorlati természetvédelmi munkát közvetlenül is segítő eredményeit mutatom be.

A terület rövid általános bemutatása után elsőként az egyenesszárnyú fauna kritikai áttekintését végzem el saját gyűjtéseim és irodalmi adatok alapján. A revideált adatok birtokában meghatározom az Orthoptera fauna kutatásának és a fajok védelmének prioritásait (i). Ezt követően az orthopterológiai mintavételek során leggyakrabban alkalmazott módszerek hatékonyságát és szelektivitását, valamint a gyepruktúra ezekre gyakorolt hatását elemzem (ii). A terület jellemző Orthoptera együtteseit a jósvafői Szőlő-hegyen és a középső plató fennsíkján, 1994-2005. között végzett felmérések lapján értékelem, tekintettel az együttesek összetételére és időbeli dinamikájára (iii). A terület korábban nagy kiterjedésű hegyi kaszálói, a művelés felhagyását követően a szekunder szukcesszió és kaszálást nagyrészt felváltó erdőgazdálkodás során feldarabolódtak, a kialakult élőhely szigetek mérete folyamatosan csökken. A fragmentálódó élőhely foltok fajszáma a fajszám-terület összefüggésnek (SAR: *species-area relationship*) megfelelően folyamatosan csökken. A kis szigetek fajszámát azonban nem a szigetméret, hanem sokkal inkább véletlen tényezők határozzák meg (kis-sziget hatás – SIE). A faj-terület összefüggés törvényszerűségeit és a kis-sziget hatás jelentőségét a középső plató fennsíkján, harminchárom élőhely sziget egyenesszárnyú együttesének adatai alapján mutatom be (iv).

A dolgozat fejezetinek felépítése az előző bekezdésben római számokkal jelzett szerkezetet követi. A részletes célkitűzéseket a fejezetek elején külön-külön *Bevezetés* című alfejezet tartalmazza, amit rendre *Anyag és módszerek*, *Eredmények* és *Értékelés* alfejezetek követnek. Az eredmények egységes összefoglalását a 7. fejezet tartalmazza.

A terület Orthoptera faunájának több évtizedes kutatása során, melybe 1998-ban kapcsolódtam be, nagy mennyiségű adat gyűlt össze, ami számos, jelen dolgozatban nem érintett kérdés vizsgálatára ad lehetőséget. Természetesen egyetlen dolgozatnak sem lehet célja minden kérdés

tisztázása. Az itt bemutatottak, egy ma és reményeink szerint a jövőben is zajló kutatássorozat, 1994-ben kezdődött szakaszának összegzését jelentik, a gyakorlati természetvédelem által közvetlenül is használható eredmények kiemelésével.

2. A terület általános jellemzése

2.1. Földrajzi helyzet

Az Aggteleki Nemzeti Park hazánk északkeleti részén az Aggteleki-Rudabányai-hegység középtájon fekszik. Területe az Aggteleki-karsztot (Aggteleki-hegység és Alsó-hegy), és a Rudabánya-Szalonnai-hegység egyes területeit (Salonnai-hegység, Rudabányai-hegység) foglalja magába (Marosi & Somogyi 1990).

Az Aggteli-karszt a nagyobb részt Szlovákia területén fekvő Gömör-Tornai karsztvidék déli alacsonyabb része. A Salonnai- és a Rudabányai-hegység ettől dél-délkeletre elterülő alacsonyabb kiemelkedésű sasbérc vonulatok. A tengerszint feletti magasság alapján a terület alacsony középhegységi, dombvidéki jellegű. A fennsíkok egybefüggő tömbjei és a közékük bevágódott szurdokjellegű völgyek (pl.: Ménes-, Jósva-, Lófej-völgy) az átlagtól való jelentős eltérést mutatnak. A hegységek fő tömegét harmadkori mészkő és dolomit alkotja. Az Aggteleki-karszt déli lesüllyedt része (fedett karszt) kavicstakaróval fedett, mely a kiemelkedett fennsíkokról az ott jellemző fosszilis talajjal, a *terra rossa*-val együtt nagyrészt lepusztult. A terület gazdag és egyedülálló geológiai és barlangtani értékei a Világörökség részét képezik.

Bacsó (1953) besorolása szerint a terület az Északi-középhegység többi tagjával együtt az ország mezo- és mikroklímákban leggazdagabb körzetéhez tartozik. Az évi középhőmérséklet 7,0-7,5 °C, a tenyészidőszak átlaghőmérséklete 15,5 °C körüli. Az évi átlagos csapadékmennyiség 700 mm, amiből mintegy 420 mm hull a tenyészidőszakban (Marosi & Somogyi 1990). A közép-európai-kontinentális csapadékjárási típus aránya országosan itt a legnagyobb, több mint 25 % (Borhidi 1981). A nagyszámú mezo-, és

mikroklímazug a klíma általános megítélését nagyban megnehezíti, kialakulásukat a domborzat változatossága teszi lehetővé. A kontinentális klímahatás és a Kárpátok közelsége a fennsíkok mezoklimáját erőteljesen hegyvidéki formálja, míg az esőárnyékolt kismedence jellegű területek (pl. Nagy-oldaltól délre eső alacsony fennsíki jellegű terület, vagy a Teresztenyei-fennsík) és szélesebb völgyek éghajlata mezoklimatikusan a dombvidéki erdősztyepp klíma felé tolódik el (Varga 1995a).

2.2. Élővilág

Az Aggteleki Nemzeti Park területe a *Pannonicum*-on belül a *Matricum* (Északi-középhegység) flóraidék *Tornense* flórajárásába tartozik. Klímazonálisan erdősztyepp jellegű terület, nagyobb részben a gyertyános-tölgyesek kisebb részben a cseres tölgyesek régiójába esik. Utóbbi tipikus állományai leginkább az Aggtelektől délre elterülő fedett karszton találhatók. Jellegzetesek az északi oldalak extrazonális bükkösei, a déli oldalakon pedig melegkedvelő tölgyeseket és sziklagyepekkel, sztyeppfoltokkal mozaikoló cseres tölgyes bokorerdőket találunk. A terület erdei- és feketefenyő telepítéseit zömmel az 1960-as években hozták létre. Edafikus erdőtlen, vagy kevésbé záródott erdőtakarójú területeket csak a sziklás letöréseken tételezhetünk fel. A patakkísérő társulások közül az égeresek, magaskórósok, mocsár- és láprétek jellemzőek, melyek ma már csak kis kiterjedésben vannak jelen.

Különösen a karsztos fennsíkokon nagy kiterjedésben találkozhatunk egyes másodlagos, illetve féltermészetes társulás típusokkal, melyek nagy részét korábban kaszálóként hasznosították, míg másik részük jellegzetes parlagföld-szukcesszió révén alakult ki. A típus legjellegzetesebb gyepei a fennsíkok félszáraz gyepei és sztyeppprétjei. Ezek fontosabb csoportjai a

következők: a) töbörvállak sudár-rozsnokos mérsékelt szász gyepei (*Brometum erecti*), b) a területen dominánsnak mondható üde tollas-szálkaperjés félszász *Polygalo majori-Brachypodium pinnati* gyepek, c) rövidfűvű erodált talajú leginkább töbörperemekre jellemző *Poa badensis-Caricetum montanae*, d) magasfűvű töbörálgó rét melynek társulástani helyzete nehezen meghatározható. Jellemző fajai a *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis stolonifera*, *Dactylis glomerata*, *Molinia caerulea* és a *Calamagrostis arundinacea*. A gyepeket mogyorócsérjés-sajmeggyes (*Coryletum* és *Trifolio-Geranium*) szegélyek és homogén *Brachypodium pinnatum* gyepek mozaikja határolja (Varga 1995a, Sipos & Varga 1998a, 1998b, Varga *et al.* 2000).

A fennsíkok sziklagyepei és szász sztyepprétei olyan primer társulások melyek nem erdőirtás, hanem a beerdősülést gátló edafikus tényezők hatására alakultak ki. Legszebb állományokkal a Verő-tetőn, az Alsó-hegyen, a Nagy-oldalon és az Esztramoson találkozhatunk. Az alacsonyabb fennsíki szintek legjellegzetesebb típusai a szálkaperjés és árvalányhajas sztyepprétek, melyeket a Tohonya- és Lófej-völgy oldalai, valamint a Jósavő és Szinpetri Szőlő-hegyeken, illetve a Teresztenyei-fennsíkon figyelhetünk meg.

Az Aggteleki Nemzeti Park területén egyszerre számos állatföldrajzi régió hatása érvényesül, melyek közül elsőként a kárpáti hatás emelhető ki. A kárpáti, a boreo-montán, a xero-montán, a ponto-pannon, a mediterrán és számos endemikus faj együttes jelenlétét több állatcsoport esetén (*Orthoptera*, *Mollusca*, *Coleoptera*: *Carabidae*, *Lepidoptera*: *Noctuidae*, *Trichoptera* stb.) kimutatták (Varga 1995a, 1995b, 1999).

A különböző karsztos üregek és barlangok, valamint földalatti vízfolyások tovább növelik az élőhelyi sokféleséget. A terület barlangjaiból számos endemikus faj – például a *Duvalius gebhardti*, a *Duvalius hungaricus*

(*Coleoptera: Carabidae*), a *Mesoniscus graniger* (*Isopoda*), a *Niphargus aggtelekiensis* (*Amphipoda*) és az *Eukoenenia austriaca vagvoelgyii* (*Palpigradi*) került leírásra (Varga & Rácz 1996, Varga 1995a, 1999).

3. Az Orthoptera fauna kutatása és védelme (i)

3.1. Bevezetés

A fajok elterjedésének és a közösségek összetételének vizsgálata a biológiai sokféleség értékelése, a biológiai monitoring és a természetvédelmi kezelések szempontjából egyaránt fontos feladat (Colwell & Coddington 1994). A fajok elterjedési adatait tartalmazó különböző léptékű adatbázisok a későbbi elemzések, így például biogeográfiai elemzés, vagy természetvédelmi prioritások meghatározásakor egyaránt jól felhasználhatók (Gaston & David 1994, Sólymos & Fehér 2005, Sólymos *et al.* 2006). Utóbbi, az anyagi és humán erőforrások szűkössége miatt globális, európai, EU és regionális szinten egyaránt elengedhetetlen feladat. A hatékonyság növelésének egyik módja a fajgazdagság, a szűk elterjedésű, vagy veszélyeztetett fajok száma alapján kiemelt jelentőségű területek, úgynevezett forró pontok (*hotspot*-ok) kijelölése (Reid 1998). Ez az eljárás a módszeres természetvédelmi tervezés (*Systematic conservation planning*) során, különösen nagyobb térbeli léptékben egyre elterjedtebb (Margules & Pressey 2000). A *hotspot*-ok védett területek kijelölésére és felülvizsgálatára egyaránt felhasználhatók (pl. Sarakinos *et al.* 2001, Thiollay 2002). A hatékonyság növelésének másik elterjedt eszköze a fajokhoz tartozó területi felelősség meghatározása (Dunn *et al.* 1999, Sólymos *et al.* 2006).

Az elterjedési adatbázisok használhatóságát az egyes élőlénycsoport sajátosságai mellett leginkább az adatok minősége határozza meg. Az adatbázisok, az adatpontok és a kutatottság egyenetlen térbeli eloszlása miatt, rendszerint torzítottak. A torzító hatások utólagos korrekcióval, vagy az adatstruktúra javításával (pl. célzott mintavételek) csökkenthetők (Gaston & Rodrigues 2003, Reddy & Dávalos 2003). Az, hogy a természetvédelmi tervezés során a gerinctelenek, fajszámuk és jelentőségük ellenére, háttérbe

szorulnak, rendszerint épp az adatok hiányának, és nem megfelelő minőségének tulajdonítható (Myers *et al.* 2000).

A hazánk területét lefedő 1052 10 x 10 km-es UTM cella (Dévai & Miskolczi 1987) 35,8 %-ából (378 db) rendelkezünk Orthoptera elterjedési adatokkal. Az adatok eloszlása egyenetlen, a Dunántúli- és az Északi-középhegység kutatottsága (68,8 % és 54,8 %) a többi nagytájét messze meghaladja (Nagy & Rácz 2007). Az egy cellára eső adatpontok száma alapján legkutatottabbnak az Aggteleki Nemzeti Park területére eső DU67-es cella bizonyult. Az országos szinten kiemelkedő kutatottság ellenére, a karsztvidék feltártsága jelentős térbeli eltéréseket mutat. Kutatatlan, illetve csak régi, megbízhatatlan, vagy megerősítésre váró adatokkal bíró területeket egyaránt találunk. Az Orthoptera faunáról eddig közölt munkák főleg összegző jellegűek, az adatok revíziójával nem foglalkoznak (Nagy *et al.* 1999, Rácz *et al.* 2003).

Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera faunájának kritikai áttekintését és a lelőhelyek fajlistáinak megadását publikált, rendelkezésemre bocsátott publikálatlan és saját gyűjtési adatok alapján végeztem el. Meghatároztam a feltáratlan és gyengén kutatott területek körét. A már kutatott területek adatai alapján becsültem a fauna feltártságát és a lelőhelyeket kutatottságuk alapján rangsoroltam. A fajok védelmének élőhelyi prioritásait területválasztó módszerek segítségével határoztam meg. A terület forró pontjainak kijelöléséhez a lelőhelyeket fajszaám, ritkasággal súlyozott fajszaám és ritka fajok száma alapján rangsoroltam. Az előforduló országosan ritka és a védett fajok esetén meghatároztam a helyi természetvédelem részéről felmerülő természetvédelmi felelősség mértékét. Az eredmények alapján ajánlásokat fogalmaztam meg a fauna jövőbeli kutatásával, valamint az élőhelyek és a fajok védelmével kapcsolatban.

3.2. Anyag és módszerek

3.2.1. Faunisztikai adatok és feldolgozásuk

Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera faunájának kutatása három szakaszra osztható (3.1. táblázat). Elsőként Nagy Barnabás és Varga Zoltán kutattak a területen, akiket Rácz István követett az első 1980-ig tartó szakaszban (Rácz *et al.* 2003). A legkorábbi, 1958-ból származó adatok gyűjteményi példányokon alapulnak (Rácz 1992). Ebből az időszakból jegyzőkönyvek (Nagy B.), gyűjteményi adatok (DE Evolúciós Állattani Tanszék), valamint Rácz (1992), Parragh (1983) és Garay (2002) publikációiban fellelhető adatok állnak rendelkezésre. A második szakasz rendszeresebb, már többnyire kvantitatív mintavételei Parragh Dénes és Mező Hedvig, illetve témavezetőik Varga Zoltán és Rácz István nevéhez köthetők. Munkájuk során a középső plató együtteseit (Parragh 1983, 1987) és a *Psophus stridulus* populációit vizsgálták (Mező 1991, 1992). Az időszakból munkáikon kívül gyűjteményi adatok, terepi jegyzőkönyvek (Nagy B.) és Garay (1995) közleményei szolgáltatnak adatokat. A kutatások, máig tartó harmadik szakasza 1994-ben, Orci Kirill Márk mintavétel-sorozatával indult meg, ami a Nagy-oldal mögötti és a Haragistya-fennsíkot, illetve a jósvafői Szőlő-hegyet érintette. A vizsgálatokba 1998-ban kapcsolódtam be, és 2000-től magam végeztem azokat (Orci 1997a, 1997b, Rácz *et al.* 2003, Nagy *et al.* 2003, 2005b). A rendszeres mintavételek mellett a mikroklíma és Orthoptera-együttesek viszonyát (Nagy & Sóllymos 2002), valamint védett fajok elterjedését vizsgáló (Nagy *et al.* 2005a, Rácz *et al.* 2007) és mintavételi módszerek tesztelését célzó (Nagy *et al.* 2007) kutatásokat folytattam. A vizsgálataimmal párhuzamosan folyó metapopuláció (Jordán 2003, Jordán *et al.* 2003), illetve genetikai és enzimpolimorfizmus (Pecsenye *et al.* 2003a, 2003b) vizsgálatok további faunisztikai adatokat szolgáltatottak. A fentiek

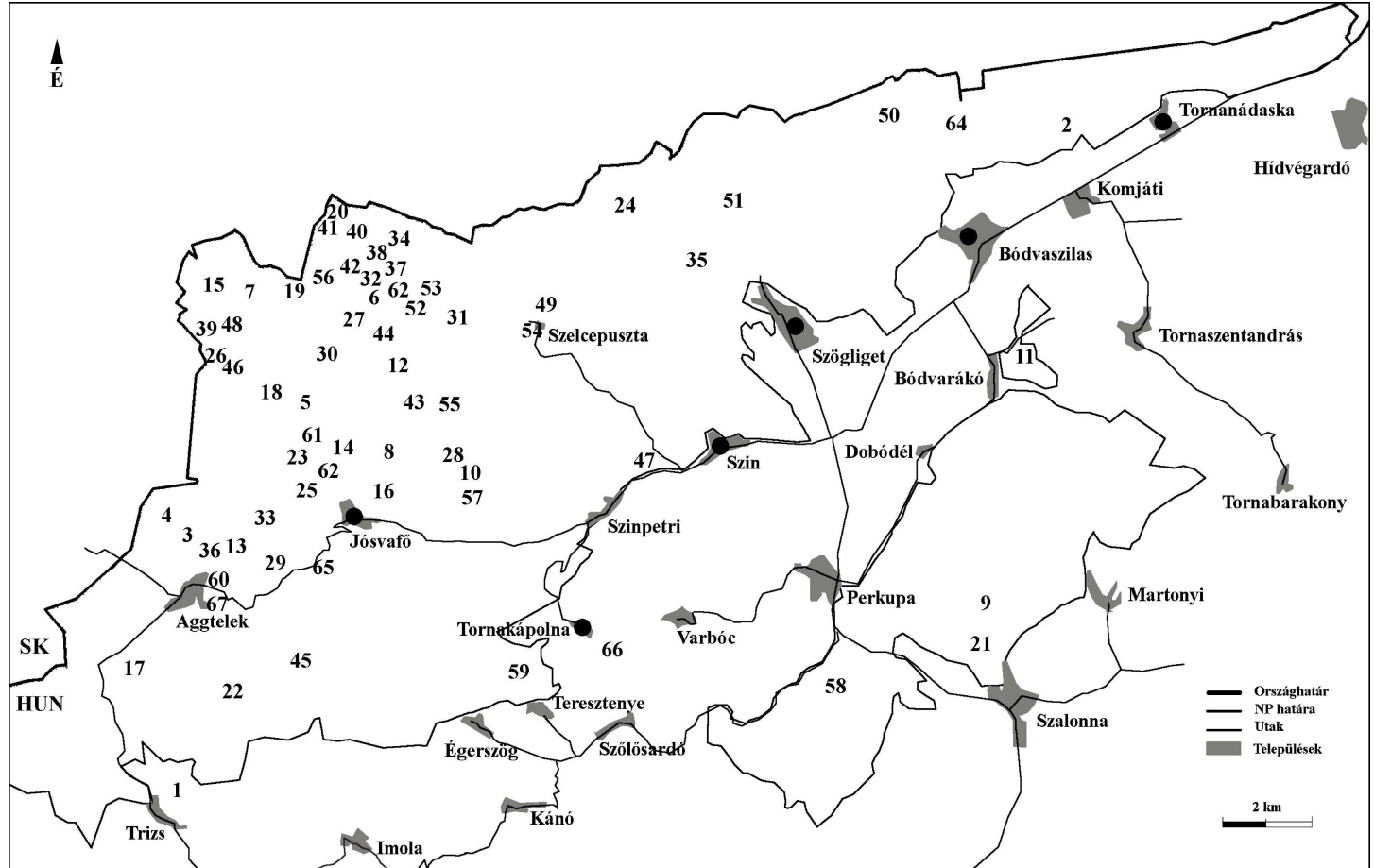
túl saját publikálatlan, valamint Varga *et al.* (2000) munkájában fellelt elterjedési adatokat használtam fel. Bauer *et al.* (2002), Nagy (2002) és Rácz *et al.* (2007) védett fajok kapcsán foglalkozik a terület faunájával. Az Orthoptera faunáról Nagy *et al.* (1999) az 1980-2001 közt folyt kutatásokról pedig Rácz *et al.* (2003) közölt áttekintést.

3.1. táblázat Az Aggteleki-karszt Orthoptera faunájának kutatói a vizsgálatok ideje és szakaszai szerint. 1. szakasz: 1958-1980., 2. szakasz: 1980-1993., 3. szakasz: 1994-.

Kutatók		A kutatás szakaszai		
		1	2	3
Dr. Varga Zoltán	1958-	+	+	+
Dr. Nagy Barnabás	1963-	+	+	+
Dr. Rácz István	1975-	+	+	+
Parragh Dénes	1981-1985.		+	
Mező Hedvig	1987-1993.		+	
Garay Adrienn	1993-		+	+
Dr. Orci Kirill Márk	1994-			+
Nagy Antal	1998-			+

A lelőhelyek és a karszt egészének aktualizált Orthoptera fajlistáját a források kritikai értékelése révén állítottam össze. Elsőként a lelőhelyek pontos azonosítását végeztem el. Azonosítottam a több néven szereplő területeket (pl. Határszöglet-töbör – 20. kői töbör) és összesítettem az egy terület különböző pontjairól származó, azonos típusú élőhelyhez köthető adatokat (pl. Dénes-töbör, Kettős-töbör egységesen „töbrök a Mihály-lázától délre”). Az adatok rendezését terepi tapasztalataim, különböző kiadású térképek, eredeti gyűjtőnaplók és a felvételeket végző kutatók útmutatásai alapján végeztem.

Az adatok rendezését követően 67 jól azonosítható egyenesszárnýú lelőhelyet különböztettem meg. Ezen túl további hat, közelebbi lelőhely megadása nélküli, csak településnévvel jelölt lokaitásról találtam adatokat (3.1. ábra, 1. függelék). A későbbi elemzésekben az említett 67 lelőhely adatait használtam fel.



3.1. ábra Az Aggteleki Nemzeti Park 2005-ig kutatott Orthoptera lelőhelyei ($n = 67$). A területek nevét a számozásnak megfelelően az 1. függelék tartalmazza. ●: települések melyekhez csak településnévvel jelölt elterjedési adatok kapcsolódnak.

A területek fajlistáit az adatok korát figyelembe véve határoztam meg. A fajok adott területen vett aktuális jelenlétének meghatározásakor a kutatások első és második szakaszából származó adatokat egységesen „régi”, míg a harmadik szakaszból származókat „aktuális” adatnak tekintettem. Megfelelő adatok birtokában a fajok tovább kategorizálhatók eltűnő (+,-), megerősítést igénylő (+, 0), megjelenő (-,+) és újonnan kimutatott (0,+) fajok csoportjaira. A feni kategóriák vizsgálata lehetőséget adna az egyes lelőhelyek és a nemzeti park faunájában bekövetkezett változások vizsgálatára. Azonban jelen esetben a módszerek és a gyűjtésintenzitás eltérései miatt az adatok minősége, ilyen irányú elemzést nem tett lehetővé. A kétségesnek ítélt adatokat az egyes területek esetén külön-külön megvizsgáltam és szükség esetén revideáltam. Az adatok revíziójáról, lehetőség szerint, a vizsgálatokat végző, vagy az adatot közlő kutatókkal történt konzultáció után döntöttem.

A csak korábban (első és második szakaszban) kutatott területek esetén kizárólag régi adatok állnak rendelkezésre, így a fajok jelenléte rendre megerősítést igényel. A csak újonnan vizsgált területek adatai rendre aktuálisnak tekinthetők. A korábban és újonnan is vizsgált területek fajai közül azok jelenléte, amelyek újabban nem kerültek, elő megerősítést igényel, míg az újonnan is kimutatott fajok jelenléte biztosnak ítéltető.

A karszt egészének aktualizált Orthoptera fajlistája az aktuális adattal rendelkező (legalább egy vizsgált területen aktuális adattal rendelkező) és megerősítést igénylő (csak régi adattal rendelkező) fajokat tartalmazza. A nevezéktanban és a magyar nevek tekintetében Nagy (2003) munkáját követtem.

A fajok relatív helyi gyakoriságait (x_{ih} = i -edik faj helyi gyakorisága) az ismert elterjedési területek száma és az összes vizsgált terület (67) számának hányadosaként adtam meg.

3.2.2. A fauna kutatottságának meghatározása

A vizsgált lelőhelyek faunájának feltártságát a tapasztalt fajszám (S_{obs}) becsült maximális fajszámhoz (S_{max}) viszonyított százalékos arányával adtam meg. A maximális fajszámot a kutatott területek (67) fajtelítési görbéjének paraméterei alapján becsültem ($S_{max}=a/b$). A görbe paramétereit a területek 100 random összevonása után a Clench-egyenlet (Soberón & Llorente 1993): $S(n)=an/(1+bn)$ alapján határoztam meg, ahol S a fajszám, n a területek száma, a és b pedig az adatokból számított konstansok.

A lelőhelyeket kutatottságuk (gyűjtésintenzitás) alapján rangsoroltam, amit az adatpontok számával fejeztem ki, figyelembe véve az összevont mintaterületek és az időbeli ismétlések számát (pl.: „töbrök a Mihály lázától délre”: Dénes-töbör 12 év + „Kettős-töbör” 1 év, kutatottság: 13). Mivel az éven belüli ismétlések és az egy mintaterülethez tartozó mintavételi pontok száma nem minden esetben ismert, a kutatottság meghatározásakor ezeket nem vettem figyelembe. A nemzeti park kutatatlan és gyengén kutatott területeit az adatpontok eloszlása alapján jelöltem ki. A kutatás prioritásainak meghatározásakor a területek kutatottsága mellett, a megerősítést igénylő adatokat vettem figyelembe.

3.2.3. Területválasztás és természetvédelmi felelősség

Az Aggteleki Nemzeti Park egyenesszárnnyúinak védelme szempontjából kiemelt jelentőségű területeket (*hotspot*) egyszerű rangsorolással és a komplementer területek módszerével azonosítottam (Williams *et al.* 1996). A területválasztás során rangsorváltóként a fajszámot (S), a ritkasággal súlyozott fajszámot (SR), és a ritka fajok számát (SQ) használtam. A területek fajszámát (S) az adatok revíziója során, az aktuális és megerősítést igénylő fajok együttes számával adtam meg. A területek fajszáma (S) és kutatottsága

erős pozitív korrelációt mutatott (Spearman-féle rang korreláció $r = 0,777$, $p < 0,001$). A gyűjtésintenzitás hatását kiküszöbölő fajszámbecslési módszerek (Soberón & Llorente 1993, Colwell & Coddington 1994) csak a fajgazdagság korrekciójára képesek a faji minőség megadására nem, így a területválasztó módszereket csak korlátozott mértékben segíthetik. Az elemzés során a területek azonos kutatottságát feltételeztem, ami torzíthatja az eredményeket. A ritkasággal súlyozott (SR) fajszám esetén (kontinuus ritkaság; Gaston 1994) a súlyozást a fajok országos gyakoriságából ($x_{io} = i$ -edik faj országos gyakorisága) képzett ritkaságával (R_o) végeztem: $R_o = 1 - x_{io}$, ahol x_{io} adott faj által foglalt hazai 10 x 10 km-es UTM cellák összes hazai kutatott cellához viszonyított aránya (2. függelék; Nagy & Rácz 2007). R_o értéke maximális, ha adott faj csak egy UTM cellában fordul elő és nulla, ha minden vizsgált UTM cellában megtalálható. A területek diszkontinuus ritkaságát az országosan ritka fajok számával (SQ) jellemeztem. A ritka fajok körét az országos ritkaság (R_o) alapján, a Nagy & Rácz (2007) által megadottól eltérően, a ritkaság kvartilis definícióját alkalmazva határoztam meg (Gaston 1994). A használt változók közt szignifikáns pozitív korrelációt találtam (Spearman-féle rang korreláció; S-SR: $r = 0,967$, $p < 0,001$, S-SQ: $r = 0,795$, $p < 0,001$, SR-SQ: $r = 0,654$, $p < 0,001$). Az egyszerű rangsor esetén a területek legmagasabb pontszámú 5 %-át (4 terület), valamint a komplementer területek alapján a fauna lefedéséhez minimálisan szükséges területek számának megfelelő számú területet (8 terület = 12 %) emeltem ki. A komplementer területek módszere minimális számú területegység kiválasztásával törekszik a legnagyobb fajgazdagság megőrzésére (Church *et al.* 1996, Justus & Sarkar 2002). Az elemzést manuálisan végzett komplementer területválasztások sorozatával végeztem. A rangsorváltozó alapján legmagasabb értékkel jellemzett terület kiválasztása után annak fajait eltávolítottam, majd a maradék fajokra a rangsorváltozó értékét

újrászámoltam. A folyamatot az összes faj eltávolításáig végeztem. A rangsorolás során előfordul, hogy két, vagy több terület azonos értékkel rendelkezik és kiválasztásuk azonos eredményre vezet. Az ilyen komplementer cellák közti kapcsoltságot (*ties*), másodlagos változó használatával oldottam fel, mely során az összes leírt faj (*S*) alapján előbbre rangsorolt területet választottam ki. Az így elvégzett redundancia ellenőrzés (Csuti *et al.* 1997) révén az alkalmazott algoritmusok megbízhatóbb eredményt hoznak (Moore *et al.* 2003). Az elemzés során mindkét módszer, változónként egy-egy területhalmazt eredményezett. A forró pontok kijelölését ezek összevetésével végeztem el.

A fajokhoz tartozó területi felelősséget, Sólymos *et al.* (2006) hazai puhatestűeken végzett vizsgálataihoz hasonlóan, három térbeli léptéken – globális, európai szintű, és országos – határoztam meg. A fajok közül azokkal kapcsolatban merül fel nagyobb mértékű globális felelősség, melyek kizárólag, vagy súlypontosan a vizsgált területen fordulnak elő. Nagymértékű európai, illetve EU szintű felelősség az Európában ritka, illetve kis areájú fajokhoz kapcsolódik. A felelősség mértéke annál nagyobb minél inkább adott ország, vagy közigazgatási egység területére esnek egy faj előfordulásai. A globális és európai szintű felelősséget a fajok globális és európai állományainak hazai állományhoz viszonyított mérete alapján, leíró módon határoztam meg. A fajok globális és európai elterjedése esetén Harz (1957), Heller *et al.* (1998) és Rácz (1998a) munkáit, a hazai elterjedést tekintve Rácz (1998) adatbázisának bővített változatát (Nagy & Rácz 2007) vettem alapul. Az országos felelősség megadásakor a fajokat az alapján rangsoroltam, hogy mekkora azok vizsgált területen belüli állományának országos állományhoz viszonyított aránya. Az értékelésbe a védett és fokozottan védett fajokat (11 faj) (KÖM 2001) – melyek tartalmazzák az EU Faj- és Élőhelyvédelmi Irányelvének 2003 óta hatályos függelékében

szereplő úgynevezett Annex-es (Európa tanács 1992) fajok körét –, valamint a hazai faunában ritka fajokat vontam be. Az országosan ritka fajok körét (12 faj) – a ritka fajok számának (SQ) meghatározásánál már ismertetett módon – az országos ritkaság (R_o) alapján (Nagy & Rácz 2007), a ritkaság kvartilis definícióját alkalmazva határoztam meg (Gaston 1994). Az említett két kategória összesen 17 fajt tartalmazott (3.6. táblázat). Az országos felelősség értékelésekor a globális és európai szintű felelősséget nem vettem figyelembe.

3.3. Eredmények

3.3.1. A fauna összetétele

Az adatgyűjtés során 79 egyenesszárnýú faj (41 *Ensifera* = 34 *Tettigonioidea* + 7 *Grylloidea*, 38 *Caelifera* = 3 *Tetrigoidea* + 35 *Acridoidea*) Aggteleki Nemzeti parki előfordulásáról találtam adatokat (2. függelék). Az *Isophya camptoxypha* (korábban *Isophya brevipennis* (Heller *et al.* 2004) előfordulási adatát (Parragh 1983) a forrásként megjelölt Rácz I. és Varga Z. nem erősítették meg, míg a *Stenobothrus fischeri* nem megfelelő élőhelyről (Lófej-völgy) származó adata (Parragh 1983) feltehetően a *Stenobothrus nigromaculatus* félrehatározásán alapul. Mivel az említett fajok csak egy-egy adattal rendelkeztek a területről, azokat a revízió során töröltem a fajlistából. További négy faj esetén az adatok revíziója az elterjedési kép pontosítását eredményezte (3.2. táblázat). Az *Isophya stysi* előfordulása, annak ellenére vitatott, hogy jelenlétét számos forrás említi a területen (Rácz *et al.* 1996, Orci 1997a, 1997b, Nagy *et al.* 1999, Varga *et al.* 2000).

Orci (2002) munkája alapján a *Chorthippus albomarginatus*, mint *Chorthippus oschei*, míg Galvagni & Fontana (1996) eredményeit követve a *Pseudopodisma fieberi*, mint *Pseudopodisma nagy*i került be a fajlistába.

3.2. táblázat Az adatok vizsgálata során revideált Orthoptera elterjedési adatok az Aggteleki Nemzeti Parkban. Félkövér: a revideált adat alapján fajlistából törölt fajok.

Faj	Lelőhely	Forrás
<i>Isophya camptoxypha</i> *	töbrök a Mihály-lázától délre	Parragh 1983
<i>Poecilimon fussi</i>	Luzsok	Nagy <i>et al.</i> 1999
<i>Pholidoptera transsylvanica</i>	Haragistya	Nagy <i>et al.</i> 1999
<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	Lőfej-völgy	Nagy <i>et al.</i> 1999
<i>Stenobothrus fischeri</i>	Lőfej-völgy	Parragh 1983
<i>Stenobothrus eurasius</i>	Ocsisnya-tetői-töbör	Orci 1997a, 1997b
	Szilicei-kaszáló	Nagy <i>et al.</i> 1999
	Csiszár-nyitás	Varga <i>et al.</i> 2000
	töbrök a Mihály-lázától délre	Varga <i>et al.</i> 2000
		Orci 1997a, 1997b

* Az forrásban eredetileg *Isophya brevipennis*

A revízió után az Aggteleki Nemzeti Park aktualizált fajlistája 77 Orthoptera fajt számlál (2. függelék). Hét faj a *Leptophyes punctatissima*, a *Poecilimon intermedius*, a *Conocephalus dorsalis*, a *Tettigonia caudata*, a *Mecostethus parapleurus*, a *Stetophyma grossum* és a *Myrmeleotettix maculatus* 1999-es adatai (Nagy *et al.* 1999) a közlés anyagát képező eredeti gyűjtőnaplók alapján a kutatások korábbi szakaszaiból származnak, így koruk miatt megerősítésre szorulnak. Az *Acheta domestica*¹ és a *Polysarcus denticauda* csak helységnévvel jelölt adatokkal rendelkezik (2. függelék).

A foglalt mintaterületek száma alapján (x_{ih} helyi gyakoriság) a fauna leggyakoribb fajai csökkenő sorrendben az *Euthystira brachyptera*, a *Stenobothrus lineatus*, a *Leptophyes albovittata*, a *Metrioptera bicolor*, a *Chorthippus parallelus* és a *Stenobothrus crassipes*.

Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera faunájában összesen huszonkét faunatípus fajai vannak jelen (2. függelék). A legtöbb fajjal az angarai (21 faj), a ponto-kaszpi (11 faj), a ponto-mediterrán (10 faj) és a szibériai-policentrikus (8 faj) típus képviselteti magát. A faunatípusok négy

¹ Az synantrop *Acheta domestica* hazánkban csak épületekben fordul elő. Szabadföldi előfordulása mindeddig nem ismert, ezért csak helységnévvel jelölt adatok állnak rendelkezésünkre.

nagyobb csoportba sorolhatók: 1. déli faunaelemek (afrikai, ponto-kaszpi, ponto-kaszpi-turkesztáni, ponto-pannon, ponto-, holo- és extra-mediterrán, extra-mediterrán-montán, észak-mediterrán-policentrikus, mediterrán), 2. szibériai faunaelemek (angarai, mandzsúriai, szibériai, szibériai-policentrikus, euro-szibériai, nyugat-szibériai), 3. balkán-dácikus fajok (balkán-dácikus, balkán-moesiai, balkán-illír, dácikus), 4. policentrikus fajok (európai policentrikus, policentrikus) (3.3. táblázat).

A faunát a szibériai faunakör fajainak túlsúlya jellemzi. Az ide tartozó faunatípusok, fajszámok alapján vett részesedése átlagosan 57,0 % (3.3. táblázat). A legnagyobb részesedésüket a patak völgyek hűvös mikroklimájú élőhelyein (pl. Ménes-völgy (Aggtelek): 68 %), a Fedett-karszton (pl. Kardos-völgy: 68,2 %, Nagy-völgy: 100,0 %) és a fennsík hűvösebb töbreiben (pl. Mogyorós-bérci-töbör: 72,0 %) tapasztaltam.

A déli faunaelemek aránya a fajszámok alapján átlagosan 32,0 % (3.3. táblázat). Az arány a déli lejtők xerotherm élőhelyein adódott magasabbnak (pl. Galya-tető: 66,7 %, karsztkutató: 58,8 %, Ördögszántás (Aggtelek): 50,0 %, Szád-vár: 42,9 %, Szőlő-hegy: 39,2 %).

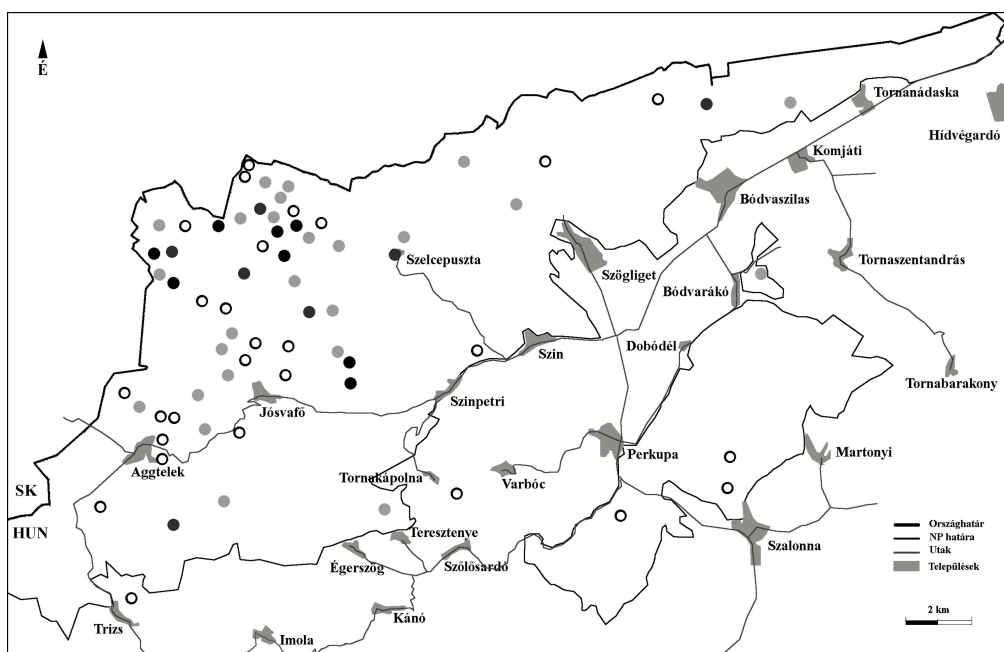
A balkáni-dácikus elemek aránya a fajszámok alapján átlagosan 8,2 % volt (3.3. táblázat). Az érték a középső plató fennsíki területein (pl. Százholdastól északra: 21,7 %, Ló-kosár: 17,14 %, Szilicei-kaszálók: 15,2 %) adódott magasabbnak.

3.3. táblázat Az Aggteleki Nemzeti Park egyenesszárnnyúinak (75 faj) faunatípusonkénti megoszlása az összesített fajlista, valamint a vizsgált élőhelyek ($n = 67$) fajlistái alapján számított gyakoriságok alapján.

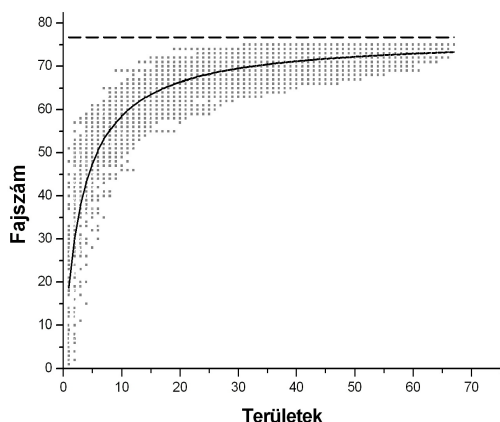
Faunakör	Faunatípusok száma	Fajok száma	Gyakoriság [%] ($\pm$ SD)
déli faunaelemek	10	30	32,0 ($\pm$ 15,5)
szibériai faunaelemek	6	34	57,0 ($\pm$ 18,8)
balkáni és dácikus faunaelemek	4	7	8,2 ($\pm$ 8,0)
policentrikus faunaelemek	2	4	2,9 ($\pm$ 12,4)
összesen	22	75	

3.3.2. A fauna kutatottsága

A lelőhelyek közel harmada (21) csak egy gyűjtési adattal jellemezhető és mindössze hét lelőhely rendelkezik tíznél több gyűjtési adattal (3.2. ábra). A legtöbb mintaterületet a kutatások 1994. óta tartó harmadik szakasza érintett, míg a lelőhelyek csaknem fele (33) a vizsgálatok több szakaszában is kutatott volt (1. függelék). A lelőhelyek térbeli eloszlása és kutatottsága alapján a nemzeti park legkutatottabb részei a jósvafői Szőlő-hegy, a Nagy-oldal és a mögötte elterülő fennsík, valamint a Haragistya-fennsík (1. függelék, 3.2. ábra). A vizsgált lelőhelyek becsült maximális fajszáma (S_{max}) 76,67 (3.3. ábra). A tapasztalt összesített és a becsült maximális fajsám alapján, a vizsgált területek faunájának feltártsága 97,8 %-os.



3.2. ábra Az Aggteleki Nemzeti Parkban és szűk környezetében 2005-ig vizsgált Orthoptera lelőhelyek ($n = 67$) elhelyezkedése és kutatottsága. ○: egy adat, ●: 2-4 adat, ●: 5-10 adat, ●: >10 adat. A pontos értékeket az 1. függelék tartalmazza.



3.3. ábra Fajtelítési összefüggés az Aggteleki Nemzeti Park 67 Orthoptera lelőhelyén 100 random összevonás alapján (pontfelhő). A folytonos vonal a Clench-egyenlet alapján számított hiperbola, a szaggatott vonal a becslült maximális fajszámot ($S_{max}=76,67$) jelöli.

A nemzeti park legkevésbé kutatott részei az Alsó-hegy, az Aggtelektől délre eső Fedett-karszt, a Teresztenyei-fennsík, valamint a Szin és Szinpetri környéki területek. A Szalonnai-karszt és a Rudabányai-hegység Orthoptera faunája egy-két adatottól eltekintve szinte teljesen kutatatlan (3.2. ábra).

3.3.3. Területválasztás

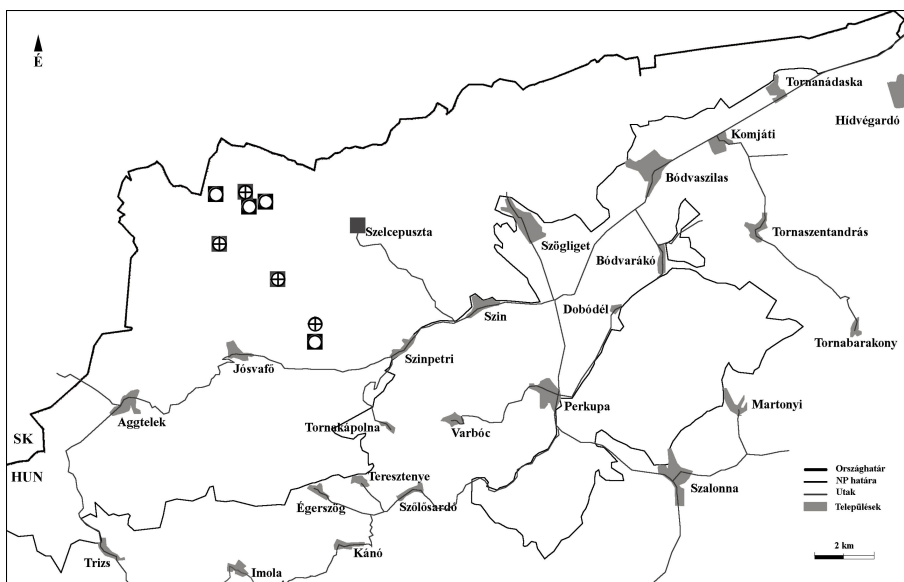
A terület forró pontjait egyszerű rangsort és komplementer területek módszerét alkalmazva határoztam meg. A két módszer mindhárom használt rangsorváltozó esetén eltérő eredményt hozott. Az egyszerű rangsorolással kiválasztott 5 és 12 %-hoz tartozó területek – a rangsorváltozótól függetlenül – nem tartalmazták a fauna minden fajtát. A fajszámon (S) és a ritkasággal súlyozott fajszámon (SR) alapuló rangsor csak az utolsóként (8.) kiválasztott területek esetén tért el (3.5. táblázat). A faj-terület rekordok száma, négy és nyolc terület esetén egyaránt magasabb volt, mint a ritka fajok számán (SQ) alapuló egyszerű rangsornál (3.4. táblázat).

3.4. táblázat A területválasztás eredménye az alkalmazott módszerek és rangsorváltozók szerint. Az eredmények abszolút értékben értendők, zárójelben a teljes értékhez (*n*) viszonyított százalékos érték látható. S: fajszám, SR: ritkasággal súlyozott fajszám, SQ: országosan ritka fajok száma.

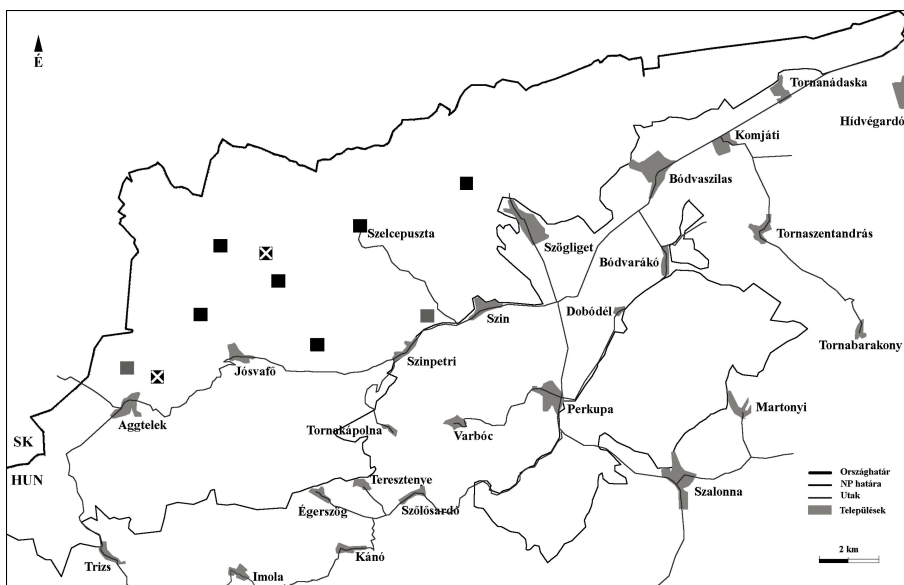
	Egyszerű rangsor						Komplementer területek		
	S		SR		SQ		S	SR	SQ
Kiválasztott területek száma (<i>n</i> = 67)	4 (5)	8 (12)	4 (5)	8 (12)	4 (5)	8 (12)	8 (11,9)	8 (11,9)	10 (14,9)
Redundáns területek száma	-	-	-	-	-	-	2 (20,0)	2 (20,0)	40 (80,0)
Bizonytalan fajokon alapuló területek száma	-	-	-	-	-	-	2 (25,0)	2 (25,0)	3 (33,3)
Képviselt fajok száma (<i>n</i> = 75)	59 (78,7)	65 (86,7)	59 (78,7)	64 (85,3)	50 (66,7)	62 (82,7)	75 (100)	75 (100)	75 (100)
Képviselt ritka fajok száma (<i>n</i> = 12)	8 (66,7)	10 (83,3)	8 (66,7)	10 (83,3)	8 (66,7)	9 (75,0)	12 (100)	12 (100)	12 (100)
Képviselt védett fajok száma (<i>n</i> = 11)	9 (81,8)	11 (100)	9 (81,8)	11 (100)	6 (54,5)	10 (90,9)	11 (100)	11 (100)	11 (100)
Képviselt faj-terület rekordok száma (<i>n</i> = 1393)	190 (13,6)	355 (25,5)	190 (13,6)	355 (25,5)	157 (11,3)	339 (24,3)	255 (18,3)	255 (18,3)	340 (24,4)

3.5. táblázat A területválasztás során kiválasztott területek az alkalmazott módszerek és rangsorváltozók szerint. * megerősítést igénylő fajok alapján kiválasztott területek, S: fajszám, SR: ritkasággal súlyozott fajszám, SQ: országosan ritka fajok száma.

	Rangsorváltozó		
	S	SR	SQ
Egyszerű rangsor	5 %	Szőlő-hegy (Jósvafő) t. a Mihály-lázától délre	Szőlő-hegy (Jósvafő) t. a Mihály-lázától délre
		Szilicei-kaszálók	Szilicei-kaszálók
		Csiszár-nyitás	Csiszár-nyitás
	12 %	Luzsok	Luzsok
Komplementer területek		Lófej-völgy	Nagy-oldal
		Nagy-oldal	Lófej-völgy
		Erdészeti-kaszáló	Szelcepuszta
		Szőlő-hegy (Jósvafő)	Szőlő-hegy (Jósvafő)
		Ménés-völgy (Szögl.)	Ménés-völgy (Szögl.)
		Karsztkutató	Karsztkutató
		Szelcepuszta	Szelcepuszta
		Nagy-oldal	Nagy-oldal
		Lófej-völgy	Baradla-tető *
		Baradla-tető *	Bérc-tető *
		Bérc-tető *	Lófej-völgy
			Szilicei-kaszáló
			Karsztkutató
			Lófej-völgy
			Nagy-oldal
			Baradla-tető *
			Szőlő-hegy (Jósvafő)
			t. a Mihály-lázától délre
			Erdészeti-kaszáló
			Ménés-völgy (Szögl.) *
			Bérc-tető *



3.4. ábra Az egyszerű rangsorolással végzett területválasztás eredménye. Fajszám (S) alapján – körök: üres 5 %-os, áthúzott 12 %-os küszöbérték esetén. Ritkasággal súlyozott fajszám (SR) alapján – négyzetek: fekete 5 %-os, szürke 12 %-os küszöbérték esetén.



3.5. ábra A komplementer területek módszerével kiválasztott területek elhelyezkedése (fekete négyzetek) fajszám (S) és ritkasággal súlyozott fajszám (SR) használata esetén. Szürke négyzet: megerősítést igénylő faj alapján kiválasztott területek, Áthúzott négyzet: redundáns területek.

Négy kiválasztott terület esetén öt védett, illetve országosan ritka faj (*Leptophyes punctatissima*, *Poecilimon intermedius*, *Tettigonia caudata*, *Eumodicogryllus bordigalensis*, *Omocestus viridulus*) nem volt jelen (3.4. táblázat). 12 %-os küszöböt alkalmazva minden védett faj jelen volt és csak a ritka *Leptophyes punctatissima* és *Eumodicogryllus bordigalensis* hiányzott a kiválasztott területekről (3.4. táblázat).

Az országosan ritka fajok száma (SQ) alapján készült rangsor esetén a fauna reprezentáltsága, valamint a védett és ritka fajok reprezentáltsága mindkét küszöbérték esetén alacsonyabb volt, mint a két másik rangsorváltozó esetén (3.4. táblázat). Az egyszerű rangsorral kiválasztott területek a Nagy-oldal mögötti fennsíkon csoportosultak (3.5. táblázat, 3.4. ábra). A komplementer területek esetén a fajszám (S) és a ritkasággal súlyozott fajszám (SR) alkalmazása újból azonos eredményt hozott. A fauna teljes reprezentáltságához kiválasztott területek száma (8) és a redundáns cellák száma (2) egyaránt alacsonyabb volt, mint a ritka fajok számán (SQ) alapuló rangsort alkalmazva (3.4. táblázat). A Baradla-tető (Aggtelek) és a Bérc-tető (Szin) kijelölése megerősítést igénylő fajok (*Leptophyes punctatissima*, *Myrmeleotettix maculatus*) alapján történt. A jósvafői Szőlő-hegy, a Nagy-oldal és a Lófej-völgy az egyszerű rangsorhoz hasonlóan itt is kiválasztásra került (3.5. táblázat). A kiválasztott területek az egyszerű rangsorhoz képest egyenletesebb térbeli eloszlást mutattak (3.5. ábra).

3.3.4. Természetvédelmi felelősség

Az Aggteleki Nemzeti Park aktualizált Orthoptera fajlistája 12 védett és 11 országosan ritka fajt tartalmaz. A két kategória összesen 17 fajt foglal magába. A fajokhoz kapcsolódó globális, európai és országos szintű természetvédelmi felelősségről a 3.6. táblázat ad összefoglalást.

3.6. táblázat Az Aggteleki Nemzeti Park védett és országosan ritka Orthoptera fajaihoz tartozó globális és európai szintű természetvédelmi felelősség, valamint a helyi állomány országoshoz viszonyított aránya (10 x 10 km-es UTM adatok alapján, Nagy & Rácz 2007), a fajok védettségi státusza, elterjedési típusa (Rácz 1998a) és európai elterjedése (foglalt európai régiók számában megadva, +: Európán kívül is elterjedt, Heller *et al.* 1998). *: országosan ritka, v: védett, V: szigorúan védett, II, IV: ANNEX II. és IV. listán szereplő, as: ázsiai, am: kisázsiai, c: közép, car: kárpáti, e: kelet, eu: európai, n: észak, si: szibériai, w: nyugat, GLOB: globális szintű felelősség, EUR: európai szintű felelősség.

	Védelmi státusz	Elterjedés	Európai elterj.	Helyi áll. aránya (%)	Felelősség
<i>Omocestus viridulus</i>	*	eu-si	12+	66,7	
<i>Leptophyes discoidalis</i>	v/*	c-e-eu	3	60,0	EUR
<i>Poecilimon intermedius</i>	v/*	e-eu, w-as	5+	50,0	
<i>Barbitistes constrictus</i>	*	c-e-eu	5	40,0	
<i>Stauroderus scalaris</i>	*	eu-si	9+	40,0	
<i>Pholidoptera transsylvanica</i>	v/II/IV/*	n-e-car	2	33,3	GLOB
<i>Pseudopodisma nagyí</i>	*	c-e-eu	1	33,3	GLOB
<i>Isophya stysi</i>	V/II/IV/*	n-e-car	2	20,0	GLOB
<i>Tettigonia caudata</i>	v	c-e-eu	7+	16,7	
<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	V/II/IV/*	c-se-eu	3+	16,7	EUR
<i>Poecilimon füssi</i>	v/*	s-e-eu	3	16,7	EUR
<i>Stenobothrus eurasius</i>	v/II/IV/N	c-eu, w-as	6+	15,4	EUR
<i>Leptophyes punctatissima</i>	*	eu	7	14,3	
<i>Arcyptera fusca</i>	v	eu-si	7+	12,5	
<i>Polysarcus denticauda</i>	v	c-se-eu	5+	9,1	
<i>Gampsocleis glabra</i>	v	eu-am	8+	6,9	
<i>Saga pedo</i>	v/IV	eu-si-am	9+	4,8	EUR

A fajok közül azokkal kapcsolatban merül fel nagyobb mértékű globális szintű felelősség, melyek kizárólag, vagy súlypontosan a vizsgált területen fordulnak elő. Magyarországon az egyenesszárnyúak között többnyire a dácikus és balkáni faunaelemek sorolhatók ebbe a kategóriába. Az Aggteleki Nemzeti Parkban ezek közül leginkább az északkelet-kárpáti fajok fordulnak elő. Ilyenek a kárpáti endemikus *Isophya stysi* és *Pholidoptera transsylvanica* is, melyeknek hazánk északkeleti részén peremhelyzetű populációi találhatók. Az említett fajok a hazai és nemzetközi védelmi listákon egyaránt szerepelnek (3.6. táblázat). Az 1996-ban, galyatetői (Mátra) populáció alapján leírt *Pseudopodisma nagyí* (Galvagni &

Fontana 1996) kapcsolata a *Pseudopodisma fieberivel* és a *Pseudopodisma transilvanicaval* az elterjedést és a taxonómiai helyzetet tekintve egyaránt tisztázatlan. A hazai faunában ritka, szűk elterjedésű faj jelenleg nem élvez törvényi védeltséget.

Nagymértékű európai, illetve EU szintű felelősség az Európában ritka, illetve kis areájú fajokhoz kapcsolódik. Ilyenek a globális felelősséget is hordozó kárpáti endemizmusok és ide tartoznak a szűkebb elterjedésű közép-, dél-kelet, illetve közép-kelet európai fajaink, például a védett *Leptophyes discoidalis*, *Poecilimon fussi*, *Polysarcus denticauda*, valamint a hazai faunában ritka *Barbitistes constrictus*. Másrészt ide sorolhatók az Európában ritka, illetve ritkuló állományú úgynevezett Annex-es fajok (Európa Tanács 1992), a *Saga pedo*, a *Paracaloptenus caloptenoides* és a *Stenobothrus eurasius* is. A védett *Tettigonia caudata* állományait a területhasználat változása – a mezőgazdaság intenzifikációja, illetve a területek felhagyása – veszélyezteti (Kenyeres & Bauer 2001) (3.6. táblázat).

A helyi természetvédelemnek (Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság) azokkal a fajokkal kapcsolatban van nagyobb mértékű országos felelőssége, melyek hazai állományának jelentős része a nemzeti park területén él. Ez alapján legnagyobb felelősség az országosan ritka *Omocestus viridulus*, valamint a védett *Leptophyes discoidalis* és *Poecilimon intermedius* kapcsán merül fel. Ezek ismert hazai előfordulásainak több mint fele, míg a ritka *Barbitistes constrictus*, *Stauroderus scalaris* és *Pseudopodisma nagy*i előfordulásainak több mint negyede esik a nemzeti park területére. A nemzeti park a védett fajok közül országos szinten jelentős állománnyal a *Pholidoptera transsylvanica* az *Isophya stysi*, a *Poecilimon fussi*, a *Tettigonia caudata*, a *Paracaloptenus caloptenoides* és a *Stenobothrus eurasius* esetén rendelkezik (3.6. táblázat).

3.4. Értékelés

Az Aggteleki Nemzeti Park esetén a hazai Orthoptera fauna (124 faj - Rácz 1998a); 120 faj - Nagy 2003) több mint feléről, pontosan 77 fajról rendelkezünk elterjedési adatokkal. Figyelembe véve, hogy a Bükk jóval nagyobb területéről 75 (Rácz 1998c), a Bakonyból 68 (Rácz 1979), míg a Zemplénből 62 (Nagy *et al.* 1998) faj adatai ismertek a fauna igen fajgazdagnak mondható. A nagy fajszám természetesen az országos szinten kiemelkedő kutatottsággal is összefüggésbe hozható (Nagy & Rácz 2007). Hét faj jelenléte elterjedési adataik kora miatt megerősítést igényel (2. függelék). A jelenlét igazolásához a Ménes-völgy (Szögliget), a Bérc-tető (Szelcepuszta), a Baradla-tető (Aggtelek), a Galya-tető (Aggtelek) és a Nagy-oldal (Jósvafő) vizsgálatát kell elvégezni. A vizsgálat eredményétől függően az elvégzett elemzések eredményei módosulhatnak.

A vizsgált lelőhelyek fajszáma sokszor igen nagy (1. függelék) egy-egy viszonylag kis területen a hazai fauna több mint harmada előfordulhat (pl.: jósvafői Szőlő-hegy: 51 faj). A kutatottság és a fajszám közt erős pozitív kapcsolat mutatkozott. A fajlista egészét tekintve a már vizsgált lelőhelyek – az elvégzett becslés alapján – csaknem teljesen (97,8 %) feltártak. A már vizsgált lelőhelyek további kutatása a fajok elterjedésének pontosabb ismeretét, a rendszeres mintaterületek további vizsgálata pedig, a hosszú távú monitorozást szolgálhatja. A faunakutatás jövőbeli prioritásait azonban a bizonytalan adatok igazolása és a gyengén, illetve nem kutatott területek vizsgálata adja. A nemzeti park orthopterológiai szempontból legkevésbé kutatott területei a Szalonnai-karszt, a Rudabányai-hegység, az Esztramos, a Teresztenyei-fennsík, a Jósza-völgytől délre eső területek, Szin és Szinpetri környéke, a Szelcepuszától keletre eső területek és az Alsó-hegy. A későbbiekben a felsorolt területek vizsgálatának mindenképp prioritást kell élveznie.

A faunában legnagyobb számban a szibériai faunatípusok fajai képviseltetik magukat. Átlagos arányuk 57,0 %, ami országos viszonylatban is nagynak mondható. Ugyanez az arány például a Bükkben 48 % (Rácz 1998c). A faunakör fajai a karsztvidék minden részén elterjedtek, sőt a legtöbb területen a domináns fajok is ezek közül kerülnek ki (pl. fennsíki mezofil gyepek és a Fedett-kaszt élőhelyei). A mediterrán fajok aránya viszonylag alacsony (átlag 32 %). A típus fajainak előfordulása leginkább a töbörperemek és déli lejtők xerotherm élőhelyeihez kötött. Arányuk itt elérheti, sőt meg is haladhatja az 50 %-ot. Ilyen élőhelyek például a Nagy-oldal, a jósvafői Szőlő-hegy, vagy a Szád-vár meredek déli lejtője. A déli faunaelemek között számos biogeográfiai szempontból érdekes, ritka faj is megtalálható, így például a *Saga pedo*, a *Poecilimon fussi*, vagy a *Pterolepis germanica*. A terület legjellegzetesebb fajai, a 8,0 %-os részesedéssel bíró balkáni és dácikus fajok csoportjából kerülnek ki. Ide tartozik a hazai faunában ritka *Pholidoptera transsylvanica*, a xeromontán *Paracaloptenus caloptenoides*, valamint a *Leptophyes discoidalis* és az *Isophya stysi* is, bár utóbbi jelenléte az újabb közlések ellenére is megerősítést igényel.

A terület egyenesszárnýú fajainak és élőhelyeinek védelme, az anyagi és humán erőforrások szűkössége miatt csak a védelem prioritásainak kijelölésével valósítható meg, aminek pontos elterjedési adatokon kell alapulni. A prioritások megadására a különböző rangsorváltozók (pl.: fajszám - *S*, ritkasággal súlyozott fajszám - *SR*, ritka fajok száma - *SQ*) alapján végzett területválasztó eljárások (egyszerű rangsor és komplementer területek módszere; Reid 1998, Margules & Pressey 2000) és a fajokhoz tartozó természetvédelmi felelősség mértékének magadása (Dunn *et al.* 1999, Sóllymos *et al.* 2006) ad lehetőséget. A területválasztás során használt rangsorváltozók erős korrelációt mutattak. Ennek következtében a fajszám (*S*) és a ritkasággal súlyozott fajszám (*SR*) az egyszerű rangsorolás során

csaknem megegyező, a komplementer területek módszere esetén pedig, azonos eredményt hozott. Az eredmények alapján az egyenesszárnýúak védelme szempontjából legkiemelkedőbb jelentőségűnek a Középső-plató és a jósvafői Szőlő-hegy jó állapotú többségében természetvédelmi kezelés alatt álló másodlagos gyepai (hegyi kaszálórétak és külterjes gyümölcsösök) tekinthetők. A fajszám (S) és a ritka fajok száma (SQ) közt, Sólýmos & Fehér (2005) hazai puhatestűeken végzett vizsgálataihoz hasonlóan kisebb mértékű korrelációt találtam, ami jelzi, hogy a ritka fajok előfordulása, egyenesszárnýúak esetén sem feltétlenül jó prediktora a fajgazdagságnak. Ez alapján egyáltalán nem biztos, hogy a ritka fajokra alapozott természetvédelmi törekvések minden esetben megfelelő eredményt hoznak.

Az egyszerű rangsor és a komplementer területek módszerével kiválasztott területek térbeli eloszlása eltérő volt, ám mindkét esetben a fajszám (S) és a ritkasággal súlyozott fajszám (SR) bizonyult a jobban alkalmazható rangsorváltozónak (3.4. táblázat). Az egyszerű rangsor esetén a kiválasztott forró pontok kis területen összpontosultak, míg a komplementer területek esetén egyenletesebb térbeli eloszlást tapasztaltam (3.4. és 3.5. ábra). A kiválasztott területek többsége a nemzeti park szigorúan védett „A” zónájában, illetve a MAB (*Man and Biosphere*) rezervátum területén található, így azok védelmi helyzete megnyugtató. Mivel többnyire emberi tevékenység során létrejött élőhelyekről (hegyi kaszálók, extenzív gyümölcsösök) van szó, a területek kezelése és a kezelések hatásának monitorozása elengedhetetlen feladat.

Az Aggteleki Nemzeti Park területén előforduló 17 védett, illetve ritka faj közül nyolc esetén emelhető ki nagyobb mértékű globális, vagy európai szintű természetvédelmi felelősség. Az országosan ritka (Nagy & Rácz 2007), szűk elterjedésű *Pseudopodisma nagyí* jelentős állománnyal rendelkezik a területen. A faj – mellyel kapcsolatban megállapítható a helyi

természetvédelem globális szintű felelőssége – jelenleg nem védett és bár állományai védett területen találhatók, védetté nyilvánítása és monitorozása egyaránt indokolt. A faj szélesebb körű vizsgálata a taxonómiai helyzet és az elterjedés tisztázása érdekében egyaránt szükségeszerű, mivel kapcsolata a *Pseudopodisma transilvanicaval* és a *P. fieberivel* vitatott.

A globális szintű felelősséget hordozó *Isophya stysi* jelenlétéről megoszlanak a vélemények. A faj Szlovák-karsztra és a Nagy-oldal mögötti fennsíkra (Orci 1997a, 1997b, Nagy *et al.* 1999, Varga *et al.* 2000) vonatkozó adatai bizonyítást igényelnek. A faj és rokonsági körének határozása, a Heller *et al.* (2004) által közölt határozó kulcsok alapján a korábbinál pontosabban elvégezhető. A *Pholidoptera transsylvanica*, *Paracaloptenus caloptenoides* és *Stenobothrus eurasius* szintén magasabb szintű felelősséggel jellemezhető. Állományaik, az NBmR keretében monitorozottak. A védett, helyi és országos szinten egyaránt ritka, dácikus *Leptophyes discoidalis* és a pontopannon *Poecilimon fussi* monitorozása egyaránt indokolt.

A területválasztás és a természetvédelmi felelősség értékelésének fent bemutatott eredményei egyaránt a használt adatbázis állapotának megfelelő pillanatnyi képet tükrözik. A terület további, jól megtervezett kutatása a természetvédelmi prioritások pontosabb kijelölését fogja lehetővé tenni. Az egyenesszárnyúak gyakran speciális élőhelyi igényeik következtében adott élőhely típusra jellemző sajátos szerkezetű együtteseket alakítanak ki (Nagy 1944, Rácz 1998a, 1998b, 2001, Varga *et al.* 2000, Szövényi 2002), így a területválasztás eredményei a finomabb léptékű élőhelyi adatok gyűjtésével az élőhely típusok szintjén is tovább pontosíthatók. A megadott prioritások, a gyakorlati szakemberek számára az egyenesszárnyúak és az élőhelyek védelmével kapcsolatos döntések meghozatalakor és a jövőbeli kutatások tervezésekor egyaránt hasznosíthatók, továbbá alapját képezhetik a későbbi elemzéseknek is.

4. Az együttesek vizsgálatának módszerei (ii)

4.1. Bevezetés

A fajok elterjedésének és a közösségek összetételének vizsgálata a biológiai sokféleség értékelésének, monitorozásának és a természetvédelmi tevékenységnek egyaránt fontos eleme (Colwell & Coddington 1994). A biodiverzitás becsléséhez és a biológiai monitoringhoz ideális esetben a közösségek kvalitatív és kvantitatív összetételére vonatkozó hibátlan adatok szükségesek. Az egyes fajok populációméretének becslésére szolgáló módszerek (pl. jelzés-visszafogás) alkalmazása a közösség minden fajára kivitelezhetetlen, illetve túl költséges, ezért a legtöbb vizsgálatban abundancia indexeket (fogott, látott, vagy hallott egyedek száma) alkalmazunk. Az indexek relatív gyakoriságként való alkalmazása feltételezi, hogy a fajok és egyedeik észlelhetősége azonos, illetve, hogy minden adott területen előforduló faj bekerül a mintába (Yoccoz *et al.* 2001). Az adatgyűjtés során a fenti feltételek a módszerek hibájából sérülnek. A hiba csökkentése érdekében a módszerek szelektivitásának, hatékonyságának, és alkalmazhatósági korlátainak ismerete, illetve a mintavételi stratégiák folyamatos fejlesztése egyaránt nélkülözhetetlen (Nagy *et al.* 2007).

Az egyenesszárnnyúak gyűjtésére legtöbbször fűhálózást, vizuális vagy akusztikus észlelést, illetve különféle csapdákat alkalmaznak (Ausden 1996, Gardiner *et al.* 2005). Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera faunájának kutatása során számos módszer alkalmazásra került. A legtöbbször használt módszereket – fűhálózás, transzekt menti számlálás (egyelés), tálcsapdázás – az adatok összevethetőségének vizsgálata és a mintavételi stratégiák fejlesztése céljából hasonlítottam össze. Vizsgáltam a mintavételi módszerek szelektivitását, hatékonyságát és a gyepruktúra ezekre gyakorolt hatását. Mivel a módszerek alkalmazhatóságának korlátai többnyire ismertek

(Southwood 1978, Gardiner *et al.* 2005.) a gyepstruktúra finom skálán mért hatását teszteltem. Eredményeim alapján a módszerek optimális használatával és kombinálásuk lehetőségeivel kapcsolatos ajánlásokat fogalmaztam meg.

4.2. Anyag és módszerek

4.2.1. Mintaterületek és mintavételi módszerek

A három mintavételi módszer (fűháló, egyelés, tálcsapda) vizsgálatát a Nagyoldal mögötti fennsík és a jósvafői Szőlő-hegy összesen tizenkét mintaterületén végeztem. Minden területen két-két 25 x 25 m-es kvadrátot jelöltem ki, egymástól 10-15 m távolságra. Az egyik kvadrátban elsőként egyelést majd két nap múlva fűhálózást végeztem. A második kvadrátban 10 napon át tálcsapdát működtettem. A mintavételek során minden területen mindhárom módszert alkalmaztam vigyázva, hogy azok ne zavarják egymást. A mintavevő személyéből fakadó hiba kiküszöbölése érdekében a mintavételt minden esetben magam végeztem. A mintavételekre 2004. augusztus 4-14. között került sor.

A legtöbbször jelenlét-hiány adatok gyűjtésére használt egyelést, amit gyakran fűhálózással egyidejűleg is alkalmaznak (Rácz & Varga 1985, Krüss & Tschardtke 2002, Batáry *et al.* 2007), minden területen 30 percen át végeztem. Az átvizsgált párhuzamos transzektek távolsága legalább 2 m szélessége 1,5 m volt. A transzektek hossza a vegetáció és az egyenesszárnyúak denzitásától függően változott. A megfigyelt egyedeket két perces egységekben jegyeztem fel.

Az egyenesszárnyúak gyűjtésére leginkább elterjedt, kvantitatív és kvalitatív adatok gyűjtésére egyaránt használt, módszer a fűhálózás (Southwood 1978, Evans *et al.* 1983, Dunwiddie 1991, Cigliano *et al.* 2000,

Gardiner *et al.* 2005). A fűhálózás a mintavételi idő, vagy a csapásszám rögzítésével standardizálható. Utóbbi esetben legelterjedtebb a mintánkénti 200 csapás alkalmazása. Jelen vizsgálatban ennél többet, mintánként 300 hálócsapást végeztem, 40 cm átmérőjű hálót használva. A hálót 25 csapásonként ürítettem. A fajok napi aktivitását figyelembe véve az egyelést és a fűhálózást minden esetben 9:00-12:00, illetve 14:00-17:00 óra között végeztem.

A tálcscapdázás az Orthoptera együttesek mintavételezésének egyik kevésbé elterjedt módszere (Gardiner *et al.* 2005). Kisebb méretű talajcsapdákat gyakran alkalmaznak talajfelszínen mozgó csoportok, például tücskök (Rebek *et al.* 1995, Sperberg *et al.* 2003), illetve több taxon fajainak egyidejű gyűjtésekor (pl.: Poulin & Lefebvre 1997). Előfordul, hogy ezeket (7-8 cm átmérőjű 11-12 cm mély; Landsberg *et al.* 1997, Clayton 2002) kvantitatív adatgyűjtésre is felhasználják, ám jelenlét-hiány megállapítására inkább alkalmasak (Bieringer & Zulka 2003). Az egyenesszárnnyú fajok többsége nagyobb átmérőjű mélyebb csapdákkal gyűjthető eredményesen (Dueli *et al.* 1999, Rácz *et al.* 2003). A vizsgálat során 20 cm átmérőjű, 20 cm mély, barna műanyag csapdákat használtam, melyeket a tíznapos gyűjtési periódus alatt kétnaponta ürítettem. Az érintetlenül hagyott növényzet közé talajszintig beásott csapdák, a talajon és a növényzeten mozgó fajok egyedeinek gyűjtésére egyaránt alkalmasak. A csapdákból ölfolyadéként etilén-glikol (25 V/V%), detergens, formaldehid (5 V/V%) és víz elegyét használtam.

A befogott és megfigyelt egyedek határozását Harz (1957, 1969, 1975) határozó bélyegei alapján terepen végeztem.

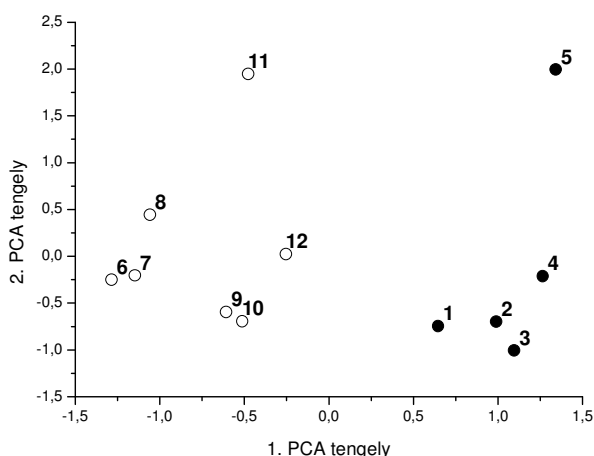
4.2.2. Adatelemzés

Az elemzések során a Rácz (1998a, 2001) által megadott elsődleges életforma kategóriákat használtam. Az átmeneti típusokat a kis esetszámok miatt nem alkalmaztam. Az átmeneti kategóriába sorolt fajokat a rájuk jellemzőbb elsődleges csoportba soroltam (3. függelék).

A mintaterületek növényzetét az alj- és szálfü-szint átlagos magasságával és borításával jellemeztem. A gyepszintek magasságát a mintavételi kvadrátban végzett tíz random mérés átlagával, a borítást terepen becsült értékkel adtam meg (4.1. táblázat). A vegetációszerkezet paramétereivel végzett főkomponens analízis (PCA) során a mintaterületek két diszkrét csoportba különültek. A rövidfűvű csoportba a 6-12., míg a másik tömött magas gyepekkel jellemezhetőbe az 1-5. területek kerültek (4.1. ábra). A gyeptestrúktúra mintavételi módszerek szelektivitására és hatékonyságára gyakorolt hatásának vizsgálatokor a jelzett csoportokat használtam.

4.1. táblázat A vegetációszerkezet paramétere (alj- és szálfü-szint tíz random mérésből számított átlagos magassága és a gyepszintek terepen becsült százalékos borítása), valamint az egyenesszárnyúak összesített fajsza (S_{total}) és összesített egyedszáma (N_{total}) a vizsgált mintaterületeken (1-12).

Területek	Átlagmagasság $\pm$ SD (cm)		Borítás (%)		S_{total}	N_{total}
	aljfü	szálfü	aljfü	szálfü		
1	32,8 $\pm$ 4,2	75,8 $\pm$ 17,5	95	1	16	234
2	33,4 $\pm$ 3,7	82,4 $\pm$ 11,2	85	12	20	342
3	34,5 $\pm$ 4,4	84,5 $\pm$ 10,4	85	10	20	381
4	34,4 $\pm$ 6,1	79,9 $\pm$ 9,3	95	15	17	521
5	30,1 $\pm$ 5,2	72,2 $\pm$ 9,4	95	40	14	357
6	18,6 $\pm$ 3,8	68,9 $\pm$ 14,2	60	2	20	262
7	26,1 $\pm$ 4,9	59,5 $\pm$ 10,9	55	5	19	229
8	19,2 $\pm$ 2,9	63 $\pm$ 15,5	80	1	18	258
9	29,5 $\pm$ 3,9	65,1 $\pm$ 13,5	60	5	13	217
10	30,7 $\pm$ 3,3	65,5 $\pm$ 11,5	60	5	20	255
11	23,7 $\pm$ 5,3	51,8 $\pm$ 13,7	95	15	18	638
12	25,8 $\pm$ 4,6	70,9 $\pm$ 8,1	70	12	19	257



4.1. ábra A mintaterületek csoportosítása a vegetációszerkezet paramétereivel (ld. 4.1. táblázat) végzett főkomponens analízis (PCA) alapján. ○: rövidfűvű csoport, ●: magasfűvű csoport. A számok a mintaterületek számát jelölik (ld. 4.1. táblázat).

Az azonos módszerrel felvételezett minták abundancia rang struktúrájának csoporton belüli összevetését Kendall-féle konkordancia segítségével végeztem. A csoportok közti (módszerek közti) összehasonlítást kétcsoportos konkordancia analízissel (*two group concordance*) hajtottam végre (Schucany & Frawley 1973).

A módszerek hatékonyságát az egyes módszerekkel kapott fajtelítési görbék alapján hasonlítottam össze. A görbék paramétereit a Clench egyenlettel határoztam meg (Soberón & Llorente 1993): $S(n) = an/(1+bn)$, ahol S a fajszám, n a mintaegységek száma, a és b pedig az adatokból számított konstansok. A görbék szerkesztésekor az azonos skálázás és összevethetőség érdekében – Willott (2001) munkáját követve – a mintavételi ráfordítást nem a minták egységeiben (csapáásszám, időegység), hanem egyedszámban (N) fejeztem ki. Az egységek sorrendjét nem randomizáltam, mivel azok időrendben követték egymást. A hatékonyság vizsgálatát a tapasztalt fajszám (S_{obs}), becsült maximális fajszám ($S_{max} = a/b$; Soberón & Llorente 1993), a legkisebb tapasztalt egyedszámhoz (33 egyed) tartozó becsült fajszám (S_{N33}) és a minimális tapasztalt fajszám (5 faj) megfogásához

szükséges becsült egyedszám (N_{S5}) alapján logaritmikusan transzformált változókkal végeztem. A gyeptípus és a módszerek említett változókra gyakorolt hatását általános lineáris modell (*generalized linear model* – GLM) segítségével elemeztem.

A szelektivitás vizsgálatát a módszerekhez köthető „unikális” fajok száma (S_{diff} , csak adott módszerrel gyűjtött) és az életforma típusok eloszlása alapján végeztem. Mivel a változók a logaritmikus transzformációt követően sem mutattak normál eloszlást (Shapiro-Wilk test, $p < 0,05$), így nemparametrikus kétutas-varianciaanalízist (Zar 1984) használtam, ahol a differenciális fajok száma (S_{diff}) és az életforma típusok, mint függő változók a módszerek és a gyeptípusok pedig faktorként szerepeltek. Az azonos ismétlésszám érdekében ($n = 5$) két átmeneti PCA értékkel jellemezett rövidfűvű mintaterületet (11. és 12.; ld. 4.1. ábra) kizártam az elemzésből. Mivel az azonos területen eltérő módszerrel vett minták nem függetlenek, ezeket ismétlésnek tekintettem. Ezért Friedman-féle nem parametrikus ismétléses variancia elemzést végeztem a kétféle gyeptípusra külön-külön (abban az esetben, ha a gyeptípus $\times$ módszer interakció nem volt szignifikáns). Páronkénti összehasonlításokhoz ismétléses Wilcoxon-féle előjeltesztet használtam.

Ezt követően a módszerspecifikus jelenlétek (csak adott módszerrel gyűjtött „unikális” fajok) és hiányok (csak adott módszerrel nem gyűjtött fajok), illetve az életforma típusok kapcsolatát vizsgáltam multinominális logisztikus regresszió (*multinomial logistic regression*) segítségével. A fajok módszerspecifikus jelenlétei és hiányai, mint függő változók külön-külön kerültek be az elemzésbe. A referencia kategória a csapdázás volt, míg az életforma típusok faktorként szerepeltek a modellben. A fajok egyenetlen minták közti eloszlása miatt a faji minőség (független változó) nem került be a modellbe.

4.3. Eredmények

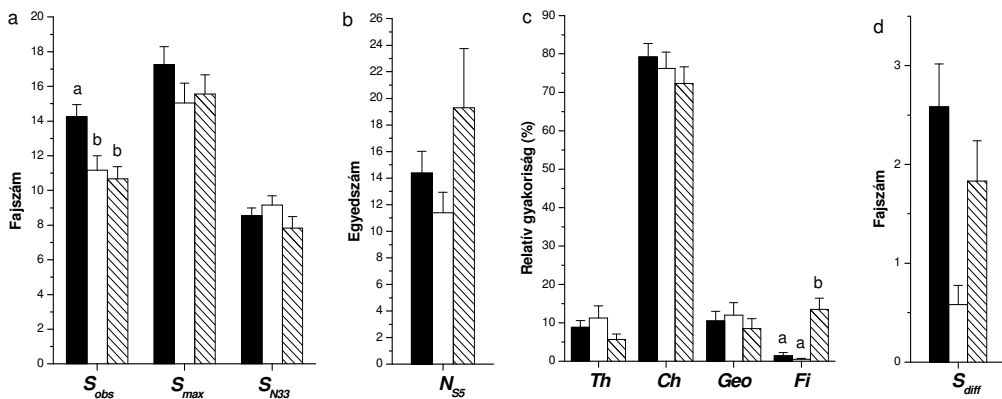
A vizsgálat során tizenkét mintaterületen összesen 40 faj (16 *Ensifera*: 14 *Tettigonioidea*, 2 *Grylloidea* és 24 *Caelifera*) 3949 egyedét regisztráltam. A vizsgált együttesek leggyakoribb fajai a *Chorthippus parallelus*, a *Pholidoptera fallax*, az *Euthystira brachyptera*, a *Metrioptera bicolor* és a *Chorthippus apricarius* voltak. Hét faj csak egyeléssel, míg egy-egy faj kizárólag tálcsapdázással, illetve fűhálózással került elő (3. függelék). Az azonos gyeptípusból vett minták abundancia rang struktúrája szoros egyezést mutatott (rövidfűvű $df = 39$: $W_{\text{egyelés}} = 0,536$, $W_{\text{fűháló}} = 0,510$, $W_{\text{csapda}} = 0,559$; magasfűvű $df = 39$: $W_{\text{egyelés}} = 0,548$, $W_{\text{fűháló}} = 0,498$, $W_{\text{csapda}} = 0,492$; $p < 0,001$ minden csoportban). A csoportok közti összevetés során legkisebb egyezést a fűháló-tálcsapda párosítás adta (rövidfűvű: $W = 0,247$, magasfűvű: $W = 0,178$), amit az egyelés-tálcsapda párosítás (rövidfűvű: $W = 0,298$, magasfűvű: $W = 0,267$) követett. Legnagyobb egyezést a fűháló-egyelés összevetésekor tapasztaltam (rövidfűvű: $W = 0,311$, magasfűvű: $W = 0,297$).

4.2. táblázat A módszer és a gyeptípus fajsámsra, szelektivitásra és hatékonyságra gyakorolt hatása a tizenkét vizsgált területen, általános lineáris modell (GLM) alapján.

A variáció forrása		S_{obs}	S_{max}	S_{N33}	N_{S5}
Csoporton belüli					
Módszer ($df = 2$)	F	6,334	1,466	3,121	3,963
	p	0,007	0,255	0,066	0,035
Módszer $\times$ Gyeptípus ($df = 2$)	F	0,192	0,460	0,421	1,391
	p	0,827	0,638	0,662	0,272
Csoportok között					
Kölcsönhatás ($df = 1$)	F	3224,881	4398,958	1594,529	686,214
	p	0,000	0,000	0,000	0,000
Gyeptípus ($df = 1$)	F	0,074	0,094	0,605	0,285
	p	0,792	0,766	0,455	0,605

Függő változók: S_{obs} : gyűjtött fajok száma, S_{max} : becsült maximális fajsám, S_{N33} : minimális gyűjtött egyedszámhoz (33) tartozó becsült fajsám, N_{S5} : minimális gyűjtött fajsámhoz (5) tartozó becsült egyedszám.

Az egyeléssel gyűjtött fajok száma (S_{obs}) szignifikánsan magasabb volt, mint a másik két módszer esetén (4.2. táblázat, $p < 0,05$, *Bonferroni korrekció*; 4.2.a ábra). A becsült maximális fajszámok (S_{max}) eltérése nem volt jelentős (4.2. táblázat, 4.2.a ábra). A legkisebb tapasztalt egyedszámhoz tartozó becsült fajszámok átlaga (S_{N33}) a fűhálózás esetén adódott a legmagasabbnak (4.2.a ábra), a módszer hatása marginálisan szignifikáns ($p < 0,1$) volt (4.2. táblázat). A legkisebb fogott fajszámhoz tartozó becsült egyedszám értékek (N_{S5}) a módszerek közt jelentős eltérést mutattak (4.2. táblázat). A fogott egyedszámban kifejezett hatékonyság a fűhálózás-egyelés-csapdázás sorrendben csökkent. A csapdázás és a fűhálózás közti különbség marginálisan szignifikáns volt ($p < 0,1$, *Bonferroni korrekció*; 4.2.b ábra). A gyeptípusnak és a két faktor interakciójának egyik párosítás esetén sem volt jelentős hatása a független változókra (4.2. táblázat).



4.2. ábra A fajgazdagság és hatékonyság (a, b), valamint a szelektivitás (c, d) elemzésére használt változók átlaga a tizenkét vizsgált mintaterületen, módszerenként (fekete: egyelés, fehér: fűháló, vonalkázott: tálcspda). S_{obs} : adott módszerrel fogott fajok száma, S_{max} : becsült maximális fajszám, S_{N33} : legkisebb fogott egyedszámhoz tartozó becsült fajszám, N_{S5} : legkisebb tapasztalt fajszámhoz tartozó becsült egyedszám, Th : thamnobiont, Ch : chortobiont, Geo : geobiont, Fi : fissurobiont életforma típus, S_{diff} : csak adott módszerrel gyűjtött „unikális” fajok száma. A változók a skálák alapján csoportosítottak. A kisbetűk a szignifikáns eltéréseket mutatják ($p < 0,05$) a páronkénti összevetések alapján.

4.3. táblázat A módszer és a gyeptípus hatása az „unikális” fajok (S_{diff}) számára és az életforma típusok^a eloszlására a vizsgálatba vont tíz mintaterületen (5+5), kétutas nemparametrikus variancia-analízis alapján.

		S_{diff}		Életforma típusok aránya			
			<i>Th</i>	<i>Ch</i>	<i>Geo</i>	<i>Fi</i>	
Total MS		77,5	77,5	77,5	77,5	77,5	
Módszer ($df=2$)	SS	817,4	45,1	84,2	60,2	1376,6	
	<i>H</i>	10,55**	0,58ns	1,09ns	0,78ns	17,76***	
gyeptípus ($df=1$)	SS	132,3	19,2	340,0	381,6	64,5	
	<i>H</i>	1,71ns	0,25ns	4,39*	4,92*	0,83ns	
Interakció ($df=2$)	SS	46,6	18,1	101,7	77,3	15,3	
	<i>H</i>	0,60ns	0,23ns	1,31ns	1,00ns	0,20ns	

^a *Th*: thamnobiont, *Ch*: chortobiont, *Geo*: geobiont, *Fi*: fissurobiont SS: a rangok négyzetösszege, ns: nem szignifikáns, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$.

4.4.táblázat A módszerek életformák szerinti szelektivitása multinominális logisztikus regresszió alapján.

		Életforma típus							
		Chortobiont		Fissurobiont		Geobiont		Thamnobiont	
		Count	Beta	Count	Beta	Count	Beta	Count	Beta
<i>Jelenlét</i>									
egyelés	13	0,26ns	–	-20,15na	7	1,95+	11	0,61ns	
fűháló	4	-0,92ns	–	-20,15na	1	0,00ns	2	-1,10ns	
tálcsapda	10	ref,	5	ref,	1	ref,	6	ref,	
<i>Hiány</i>									
egyelés	7	-1,15**	1	19,08***	–	-19,82na	2	-2,20**	
fűháló	10	-0,79*	4	20,47na	3	-0,29ns	6	-1,10*	
tálcsapda	22	ref,	–	ref,	4	ref,	18	ref,	

* A fajok módszerspecifikus jelenlétei és hiányai, mint függő változók külön-külön kerültek be az elemzésbe. A referencia kategória a csapdázás volt, míg az életforma típusok faktorként szerepeltek a modellben. ref.: referencia kategória, na: a szignifikancia a variancia hiánya, vagy a kis mintaszám miatt nem állapítható meg, ns: nem szignifikáns, +: $p < 0,1$, *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$.

Az „unikális” fajok számában (S_{diff}) jelentős eltéréseket tapasztaltam (4.3. táblázat). A módszer hatása a magasfűvű típusban szignifikánsnak adódott (*Friedman teszt*, $\chi^2 = 6,0$, $df = 2$, $n = 5$, $p < 0,05$) és S_{diff} értéke a fűhálózás-tálcsapdázás-egyelés irányban növekedett. A rövidfűvű típusban azonos tendencia mellett kevésbé jelentős eltérést tapasztaltam (*Friedman teszt*, $\chi^2 = 4,73$, $df = 2$, $n = 7$, $p < 0,1$) (4.2.d ábra).

A csapdázás során a fissurobiontok aránya a rövid-^a és magasfüvű^b élőhelyeken egyaránt jóval magasabb volt, mint a másik két módszer esetén (Friedman teszt: ^a $\chi^2 = 12,0$, $df = 2$, $n = 7$, $p < 0,01$, ^b $\chi^2 = 9,294$, $df = 2$, $n = 5$, $p < 0,01$; páronkénti összehasonlítás: ^a $p < 0,05$, ^b $p < 0,01$ Bonferroni korrekció) (4.2.c ábra). Az egyes módszerek a thamno-, chorto- és geobiont fajokra hasonló érzékenységet mutattak és a gyeptípus-módszer interakció hatása szintén nem volt kimutatható (4.3. táblázat). A magasfüvű élőhelyeken a chortobiontok gyakorisága nagyobb a geobiontoké kisebb volt.

A módszerpecifikus jelenlétek alapján az egyelés a geobiontokra érzékenyebb ($\chi^2 = 30,52$, $df = 8$, $p < 0,001$). A módszerspecifikus hiányok esetén a kapcsolat szintén szignifikáns volt ($\chi^2 = 37,07$, $df = 8$, $p < 0,001$). A fissurobiontok nagy valószínűséggel hiányoztak, míg a chorto- és thamnobiontok nagy valószínűséggel nem hiányoztak a fűhálós és egyeléses mintákból (4.4. táblázat).

4.4. Értékelés

A rovarok fajszerámának, denzitásának és populációméretének becslésére használt mintavételi módszerek fejlesztése (pl.: Falkenbury & Verner 1970, Wrubeski & Rosenberg 1984, Sperberg *et al.* 2003) és összehasonlítása (pl.: Morgan *et al.* 1963, Evans *et al.* 1983, Sparrow *et al.* 1994) kapcsán számos tanulmány született. Az orthopterológiában legáltalánosabban használt módszerekről Gardiner *et al.* (2005) közöl összefoglalást 112 publikáció adatait felhasználva. Munkájuk a standardizált módszerek fejlesztésének szükségességére hívja fel a figyelmet, melyek jól összehasonlítható adatokat szolgáltatnak mind a fajszerám, mind a gyakorisági eloszlások tekintetében. Munkám során három, az Aggteleki Nemzeti Park egyenesszeráryúinak kutatása során is általánosan alkalmazott módszer, a fűhálózás, az egyelés és

a tálcspadázás összehasonlítását végeztem el. Vizsgálataimat a módszerek hatékonyságának és szelektivitásának vizsgálatára fókuszáltam, tekintettel a gyepruktúra ezekre gyakorolt hatásának, finom léptékű elemzésére. A vizsgálatba, a más hasonló elemzések során méltatlanul mellőzött tojócsövesekhez (*Ensifera*) tartozó szöcskék (*Tettigonioidea*) és tücskök (*Grylloidea*) fajait is bevontam.

A módszerek közül legteljesebb fajlistát az egyelés szolgáltatta, mivel a ritka fajokra a fűhálónál és a tálcspadánál egyaránt érzékenyebbnak bizonyult. A ritka fajok ebben az esetben nem csak a kis abundanciájú, hanem a speciális sajátságok (rejtőzködés, az átlagtól eltérő napi aktivitás stb.) miatt nehezen gyűjthető fajokat is magukba foglalják. Ilyen például a *Tettigonia viridissima*, ami nappal többnyire magasabb cserjéken tartózkodik. A begyűjtött egyedek számával kifejezett ráfordítás alapján a fűhálózás tekinthető leghatékonyabbnak. Bár a talajcsapdázás a hatékonyság összes vizsgált mutatója alapján a legkevésbé alkalmas és legmunkaigényesebb módszernek bizonyult, több, főleg talajon mozgó csoport (pl. *Myriapoda*, *Opiliones*, *Orthoptera*, *Coleoptera*: *Carabidae*, *Silphidae* stb.) együttes gyűjtésekor jól alkalmazható módszernek tűnik. A tálcspada további előnye a könnyű standardizálhatóság (Murkin *et al.* 1996), ami a torzítatlan adatok gyűjtésének egyik alapvető feltétele (Dueli *et al.* 1999). A tálcspadás minták thamo-, chorto- és geobiontok gyakorisági eloszlása hasonló volt, az abundancia rang struktúra pedig, pozitívan korrelált a másik két módszerrel vett mintákkal. Ez alapján a vizsgálatban használt nagyméretű ($\varnothing = 20$ cm) csapdák kvantitatív adatgyűjtésre is alkalmasnak tekinthetők. A csapdák szelektivitása és hatékonysága az átmérővel és a mélységgel változhat. Az esetleges összefüggés tisztázása további vizsgálatot igényel.

A szelektivitást tekintve az egyelés a ritka fajokra mutatott nagy érzékenységet, míg a tálcspada a fissurobiont életforma fajainak

abundanciáját becsli felül. Utóbbi kétségtelenül a fissurobiontok talajfelszínhez kötött aktivitásával magyarázható. A specifikus hiányok vizsgálata közvetett bizonyítékot szolgáltatott arra, hogy az egyelés és a fűhálózás a fissurobiontokra kevésbé, míg a chorto- és thamnobiontokra inkább érzékeny, mint a tálcsapdázás. Az egyelés és hálózás hasonló szelektivitása alapján lehetőség nyílik a módszerek együttes (egymást kiegészítő) használatára a minták összevethetőségének megtartása mellett. A tálcsapda ellentétes szelektivitása révén a másik két módszerrel kombinálva ellensúlyozhatja azok szelektivitását.

A módszerek alkalmazhatósági korlátai eltérők (Southwood 1978). Az általunk vizsgált finom léptékben a vegetációstruktúra hatékonyságra és szelektivitásra gyakorolt hatása nem volt kimutatható. A széles körben alkalmazható egyelés bármely másik módszerrel történő együttes használata növeli azok alkalmazhatósági körét. Ennek megfelelően a fűhálóval nehezen vizsgálható nagyon zárt, vagy éppen extrémén nyílt kopár élőhelyeken a két módszer kombinációja lehetőséget ad a megfelelő minőségű kvantitatív adatok gyűjtésére.

Eredményeim alapján egyik vizsgált módszer sem tekinthető kizárólagosan megfelelőnek az egyenesszárnnyúak vizsgálatára. Vizsgálataink céljának, erőforrásainknak és az adatszükségletnek megfelelően kell a módszerek közül választanunk, illetve szelektivitásuk és hatékonyságuk ismeretében kombinálni azokat, a legoptimálisabb metodika kialakítása érdekében. A szelektivitás és hatékonyság mutatóit, valamint a hátrányokat és előnyöket összegezve az egyelés és fűhálózás kombinációja rendelkezik a legtöbb előnnyel. A két módszer együttes alkalmazását a kvantitatív adatgyűjtésben, a minták abundancia rang struktúrájának erős pozitív korrelációja is támogatta. A két módszer kombinálása révén egy széles körben alkalmazható, a ritka fajokra érzékeny, viszonylag kis terepi és

laboratóriumi munkaigényű, nagy hatékonyságú, jelenlét-hiány és kvantitatív adatok gyűjtésére egyaránt alkalmas módszert kapunk.

5. Az együttesek összetétele és időbeli dinamikája (iii)

5.1. Bevezetés

A szárazföldi életközösségek jellemzését általában fitocönológiai alapon végezzük. Bár zoocönológiai rendszerek kidolgozására is voltak kísérletek (Balogh 1953, Szelényi 1956, Bakonyi 2003), ezek csak korlátozott érvényű eredményekre vezettek. Ennek oka, hogy a szárazföldi élőhelyeken nem találunk struktúra meghatározó „*edifikátor*” állatcsoportot, illetve az egyes fajok az élőhely heterogenitását nagyon eltérő léptékben képezik le. További különbség, hogy míg a növénytársulások paraméterei viszonylag egyszerűen, például standardizált vizuális becsléssel (pl. a Zürich-Montpellier-i iskola módszere, vö: Jakucs & Précsényi 1981) megállapíthatók, addig az állatközösségek vizsgálatára nagyon különböző, rendszerint speciális szakmai felkészültséget igénylő módszerek állnak rendelkezésre. Ennek ellenére egyre többen hangsúlyozzák a különböző állatcsoportok – különös tekintettel az ízeltlábúak – faj-együtteseinek jelentőségét a biodiverzitás-monitorozás, az élőhely-állapotfelmérés és a természetvédelmi kezelések tervezése kapcsán egyaránt (Kremen *et al.* 1993, Weaver, 1994).

Hazai viszonylatban számos kutatás folyt a füves élőhelyek Orthoptera együtteseinek vizsgálatára (Nagy 1944, Nagy & Nagy 2000, Rácz 2001, 2002, Szövényi 2002, Rácz *et al.* 2003 stb.). Az intenzív vizsgálatok révén rendelkezésre álló, folyamatosan növekvő mennyiségű adat mára az élőhelyek széles spektrumán lehetővé teszi a jellemző faj-együttesek kvantitatív alapon történő meghatározását, valamint a típusok karakter fajainak kijelölését (Nagy & Rácz 2004, Nagy *et al.* 2007). A természetes, illetve természetközeli együttesek összetételének, dinamikájának és elterjedésének ismerete az élőhelyek védelmének tervezéséhez és természetességük megítéléséhez, valamint az indikátor fajok és együttesek

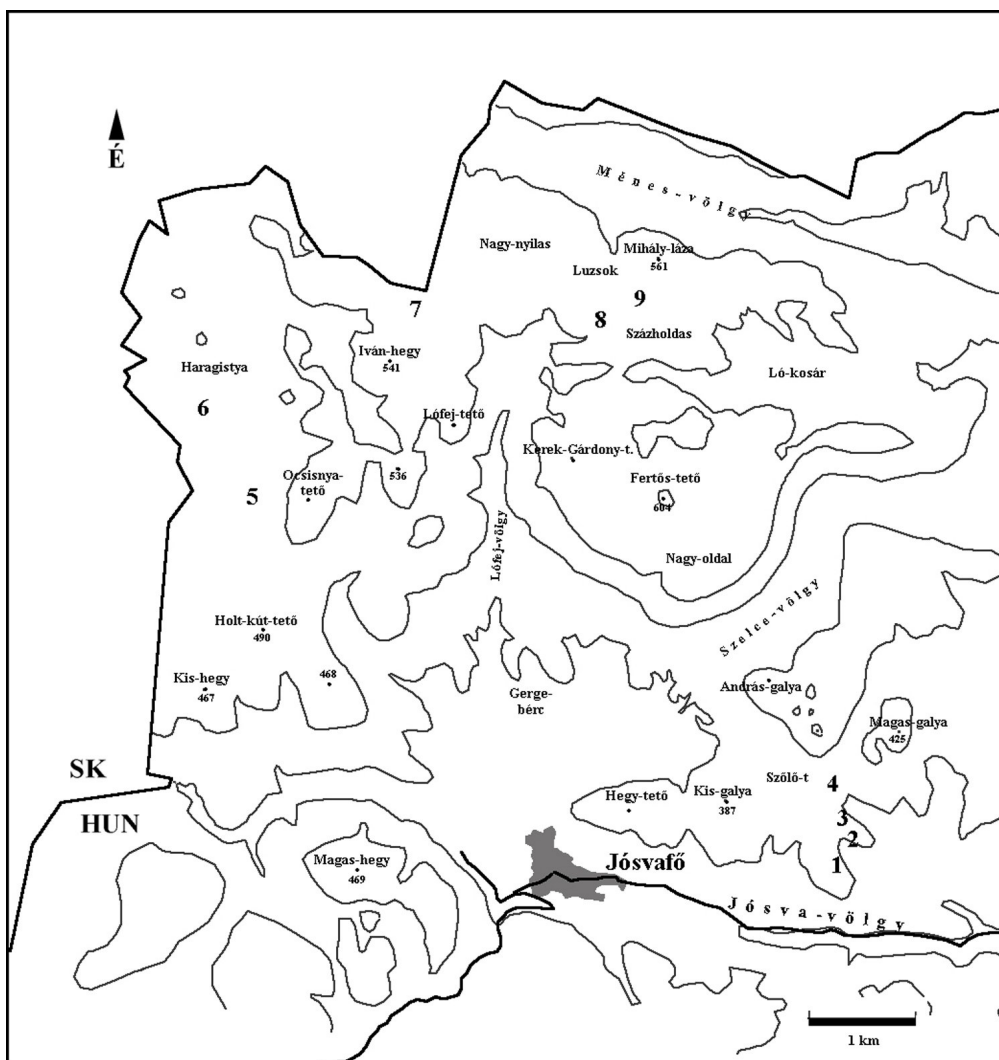
kijelöléséhez a biológiai monitoring során egyaránt alapot szolgáltat (Kremen *et al.* 1993, Báldi & Kisbenedek 1997, Szövényi 2002).

Az Aggteleki Nemzeti Park jellegzetes gyepes élőhelyeinek természetes, illetve természetközeli állapotú Orthoptera együttesit 1998-2005. között, egy 1994-ben megindult vizsgálatsorozatba bekapcsolódva vizsgáltam. Az együttesek összetételét és dinamikáját a tizenkét éves folyamatos megfigyelés adatai alapján elemeztem. Az együttesek, illetve együttes típusok jellemzésekor a fajösszetételt, a dominancia rang struktúrát, valamint az életforma- és faunatípusok eloszlását egyaránt figyelembe vettem. A típusok kvantitatív karakter (indikátor) fajait IndVal elemzéssel határoztam meg. Az együttesek időbeli dinamikáját a domináns fajok és az életforma típusok gyakoriság-változásaival és a dominancia-rangsorok állandóságával jellemeztem, valamint kísérletet tettem a változások és az esetleges különbségek okainak feltárására is.

5.2. Anyag és módszerek

5.2.1. Mintaterületek és mintavételi módszerek

Az Aggteleki Nemzeti Park jellegzetes gyepes élőhelyeinek Orthoptera együtteseit a jósvafői Szőlő-hegyen, illetve a Nagy-oldal mögötti és a Haragistya-fennsíkon vizsgáltam. Az Orci Kirill Márk által 1994-ben elkezdett (Orci 1997a, 1997b) vizsgálatokba 1998-ban kapcsolódtam be. Összesen 16 olyan mintavételi egységet (Orthoptera együttesek) (5.1. ábra, 5.1. táblázat) vizsgáltam, melyek az 1994-2005. közti tizenkét éves időszakban legalább hét évben kutattak voltak.



5.1. ábra Az Aggteleki Nemzeti Park jellegzetes Orthoptera együtteseinek hosszútávú vizsgálatába bevont mintaterületek hozzávetőleges elhelyezkedése. Jósvalói Szőlő-hegy: 1.: SzhA, 2.: SzhK, 3.: SzhF, 4.: E; 5. Ocsisnya-tetői-töbör (3 mintaegység): Op, Ol, Ob; Mogyorósbérci-töbör (3 mintaegység): M1, M2, M3; 7. Húszaskői-töbör (2 mintaegység): 20tA, 20tF; 8. Csiszár-nyitás (Szt), 9. töbör a Mihály-lázától délre (3 mintaegység): Dny, Dlakv, Dtdp. A mintaegységek leírását az 5.1. táblázat tartalmazza.

5.1. táblázat Az Aggteleki-karszt Orthoptera együtteseinek hosszútávú vizsgálatába bevont mintaterületek kódja, a vizsgált évek száma (mintaszám: n ; $n_{össz} = 154$), növényzeti típusa és rövid leírása. A területek neve mellett zárójelben szereplő számok az 5.1. ábrán használt számozást mutatják.

Terület	Minta	n	Gyeptípus	Leírás	
jósvafői	SzhA	12	<i>Cirsio-Brachypodion</i>	egykor kaszált, xerotherm, déli kitettségű lejtő, cserjés szegélyekkel	
Szőlő-hegy (1-4)	SzhK	12	<i>Pulsatilo-Fest. rupicolae stipetosum</i>	enyhe DK-i kitettségű xerotherm kaszáló, bokorcsoportokkal	
	SzhF	10	<i>Cirsio-Brachypodion</i>	enyhe déli kitettségű, xerotherm kaszáló, bokros szegéllyel	
	E	12	<i>Hypochoerio-Brachypodietum</i>	enyhe DK-i kitettségű kaszáló, a Szőlő-hegy magasabb régiójában	
Ocsisnya- tetői töbör (5)	Op	8	<i>Poo badensis-Caricetum montanae</i>	É-i töbörperem	Nagy kiterjedésű, fátlan töbör a Haragistya-fennsíkon. A töböráljban ~ 25 éves telepített fenyves, ami a töböráljat és az É-i töbörlejtő alsó részét árnyékolja.
	Ol	8	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>	É-i töböroldal	
	Ob	8	<i>Polygalo-Brachypodietum</i> (töbörálji)	töbörálj	
Mogyorós- bérci-töbör (6)	M1	10	<i>Polygalo-Brachypodietum</i> (töbörálji)	töbörálj	Erdővel körülzárt, kiterjedéséhez mérten kis mélységű töbör a Haragistya-fennsíkon. A D-i kitettségű töbörlejtő és töbörperem erdősült. A töbörálj egy részét vadföld foglalja el.
	M2	11	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>	K-i töböroldal	
	M3	8	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>	Ny-i töbörperem	
Húszaskői- töbör (7)	20tA	7	<i>Polygalo-Brachypodietum</i> (töbörálji)	töbörálj	Közepes kiterjedésű, meredek lejtőjű, fátlan, erdővel teljesen körülzárt töbör a 20. határkőnél.
	20tF	7	<i>Poo badensis-Caricetum montanae</i>	É-i töbörperem	
Csiszár- nyítás (8)	Szt	12	<i>Pulsatilo-Fest. rupicolae stipetosum</i>	Enyhe D-i kitettségű, xerotherm lejtő pereme a Nagy-oldal mögötti fennsíkon	
töbör a Mihály- lázától délre (9)	Dny	12	<i>Poo badensis-Caricetum montanae</i>	K-i töbörperem	Nagy kiterjedésű, fátlan, erdővel csak részben határolt töbör, a Nagy-oldal mögötti fennsíkon.
	Dlakv	10	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>	K-i töböroldal	
	Dtdp	7	<i>Polygalo-Brachypodietum</i>	DK-i töböroldal	

A mintaterületeken egyeléssel kiegészített fűhálós és részben tálcspadás mintavételek folytak. A jobb összevethetőség érdekében (ld. 4. fejezet) elemzéseimet az egyeléssel kiegészített fűhálós mintákon végeztem. A tálcspadázás eredményeit a fauna értékelésekor (ld. 3. fejezet) használtam fel. Az alkalmazott mintavételi módszerek részletes leírását a 4.2.1. fejezet tartalmazza. A mintavételekre minden évben július-augusztus fordulóján került sor. A gyűjtött anyag határozása Harz (1957, 1969, 1975) határozó kulcsai alapján, nagyrészt terepen történt. A begyűjtött példányok 75 V/V %-os etanolban tartósítva laborban lettek meghatározva, majd a DE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszékén kerültek elhelyezésre.

Az 1994-2005. között felvett 154 mintából 50 faj (23 Ensifera, 27 Caelifera), 16815 egyede került elő (4. függelék).

5.2.2. Adatelemzés

A vizsgált együttesek kvantitatív összetételét főkoordináta- (PCoA) és cluster-analízis segítségével hasonlítottam össze, ahol Bray-Curtis távolságot alkalmaztam (Podani 1997a). A cluster analízis során a hierarchikus osztályozás egyik legáltalánosabban alkalmazott módszerét, a Ward-Orlóci-féle eltérésnégyzetösszeg-növekedést minimalizáló összevonást (MISSQ) használtam (Podani 1997a). Az együttesek összevetését az évenkénti és a mintaegységenként összesített adatok alapján egyaránt elvégeztem. Az elemzést a fajok relatív gyakorisági értékeit felhasználva SynTax 2000 (Podani 1997b) programcsomaggal végeztem. Az Orthoptera együttesekben a csak egy-egy mintában felbukkanó ritka fajok száma általában magas. Ezek torzító hatásának csökkentésére, a kevesebb, mint nyolc (5 %) mintában előforduló fajokat a többváltozós elemzésből kizártam. Az adatok szűrését követően a többváltozós elemzésekben 39 faj 16788 egyede szerepelt (4. függelék).

A többváltozós módszerekkel elkülönített együtttestípusok jellemzésére fajszámot (S), diverzitást (Shannon-index, H ; Tóthmérész 1997, Bartha *et al.* 2007), a fauna- és életformatípusok eloszlását, valamint a dominancia rangsorokat használtam. Az együttes-típusok fajszámát (S) és diverzitását (H) az egyes mintaegységek összesített fajszámainak, illetve a mintaegységenként összevont adatokból számolt diverzitási értékek átlagával, a teljes adatsort figyelembe véve határoztam meg. Az életforma- és faunatípusok esetén csak a fő életforma típusokat (thamno-, chorto-, geo- és fissurobiont; Rácz 2001) vettem figyelembe. Az átmeneti chorto-thamno- és geo-chortobiont típusok fajait a thamno-, illetve geobiont (*sensu lato*) kategóriákba soroltam. A faunatípusokat szibériai (angarai, szibériai, szibériai-policentrikus), mediterrán (ponto- és extra-mediterrán), balkáni-dácikus (balkáni-illír, dácikus, balkáni-dácikus), ponto-kaszpi és egyéb (afrikai, policentrikus, ponto-kaszpi-turkesztáni, ponto-pannon) kategóriákba vontam össze. Az életforma- és faunatípus besorolást Rácz (1998a) és Nagy *et al.* (1999) kategóriái szerint végeztem. Az egyes típusok részesedését szintén a mintaegységek összevont egyedszám adatai alapján számítottam. A csoportok dominancia rangsorát az összesített egyedszám adatok alapján készítettem el. A csoportok fajszámát (S), diverzitását (H) és életformatípus megoszlását Kruskal-Wallis-féle H -próbával vettem össze. A csoportok közötti összehasonlításokat Mann-Whitney féle U -teszttel végeztem (SPSS 11.0; Barta *et al.* 2000, Reiczigel *et al.* 2007).

Az együttesek indikátor (kvantitatív karakter) fajait IndVal módszerrel, az azonos nevű programcsomagot használva (Dufrêne & Legendre 1997) határoztam meg. Az eljárás a cluster analízissel kapott hierarchiából (mintaegységenként összesített és válogatott adatok alapján) kiindulva, a csoportonként vett relatív gyakoriságot (specifikusság), a csoporton belüli konstanciával (fidelitás) kombinálva adja meg a fajok

indikátor (IV) értékét [0-100]. Az IV érték akkor maximális, ha adott faj a vizsgált csoport minden mintájában jelen van, és a hierarchia szint többi csoportjából hiányzik. Mivel a fajok IV értéke a többi fajétól független, könnyen eldönthető, hogy szimmetrikus, vagy aszimmetrikus indikátorról van e szó (McGeoch & Chown 1998). Előbbi fajok előfordulása, azon túl, hogy hozzájárul a csoport specifikusságához jól prediktálható ($IV > 55 \%$), míg utóbbiak jelenléte nem jelezhető előre a csoport minden elemében, de hozzájárulnak annak specifikusságához ($IV < 55 \%$). A program a fajok IV értékét a hierarchia minden szintjére kiszámítja, és végül a maximális értéket tekintjük adott faj indikátor értékének. Az IV értékek szignifikanciáját randomizációs eljárással (1000 ismételés) határoztam meg.

Az együttesek időbeli változásait az egyes évek adatsorainak külön-külön vett többváltozós elemzésével, a domináns fajok gyakoriság-változásával és a dominancia rangsorok állandóságával (prediktálhatósággal), valamint az életformatípusok részesedésének változásával jellemeztem. A domináns fajok gyakoriság- és az életformatípusok arányváltozásait grafikusan, az együttesek dominancia rangsorának állandóságát Kendall-féle konkordancia (W) segítségével elemeztem (Zar 1984, Joern & Pruess 1986, Podani 1997a). Az együttesek domináns fajainak ($d > 5 \%$) rangsorához tartozó konkordancia értékeket (W_{dom}) külön is meghatároztam. Az egyes csoportok W és W_{dom} értékeit Kruskal-Wallis-féle H -próbával vetettem össze. A csoportok közötti összehasonlításokat Mann-Whitney U -teszttel végeztem (SPSS 11.0; Zar 1984, Barta *et al.* 2000, Reiczigel *et al.* 2007). A teljes rangsorok és a domináns fajok rangsorának állandósága (W , W_{dom}), valamint a fajszám (S) és diverzitás (H) közti kapcsolatot korreláció analízissel vizsgáltam (Barta *et al.* 2000, Reiczigel *et al.* 2007). A makroklima jellemzésére az évi és a vegetációs periódus (március-október) átlaghőmérsékletét, valamint csapadékának és napfénytartamának összegét

használtam². A klíma és az együttesek jellemző paraméterei (domináns fajok gyakorisága, életformatípusok aránya) közti kapcsolatot korreláció analízissel vizsgáltam (Barta *et al.* 2000, Reiczigel *et al.* 2007).

5.3. Eredmények

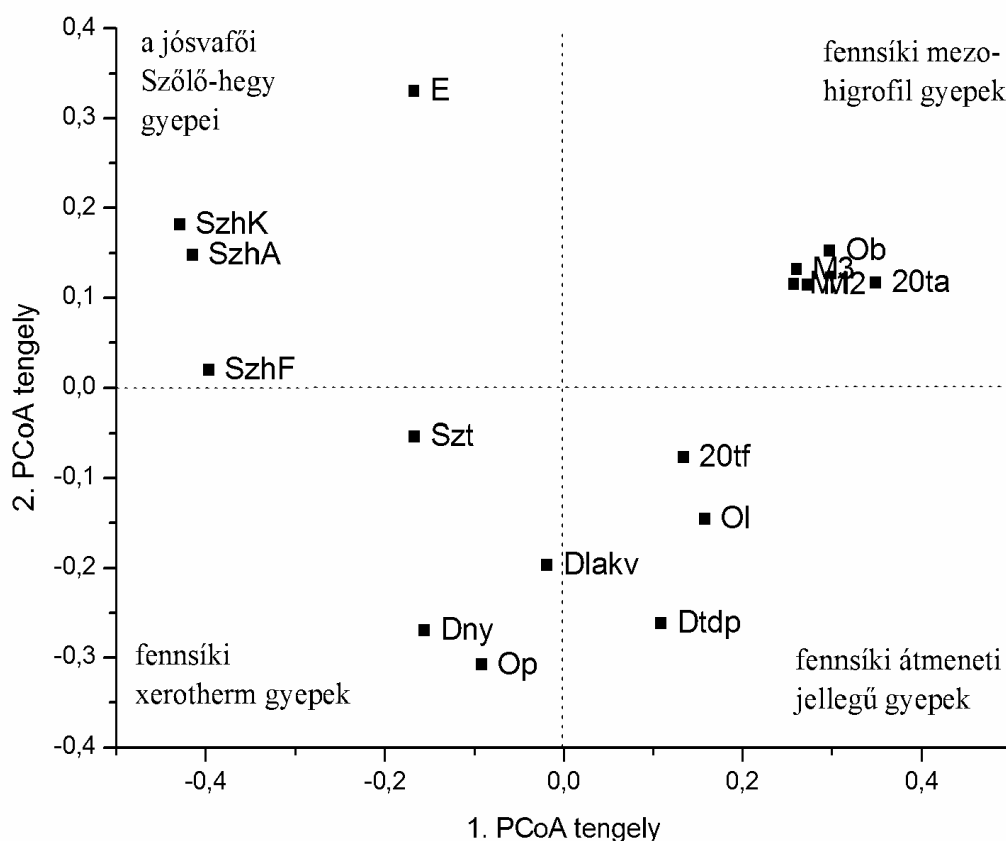
5.3.1. Az együttesek összetétele

Az Aggteleki Nemzeti Park jellegzetes gyepes élőhelyeinek egyenesszárnýú együtteseit egy tizenkét éves mintavétel-sorozat adatai (16 mintaegység, 154 minta, 50 faj, 16815 egyed; ld. 4. függelék) alapján elemeztem. Az összevont adatsorokon végzett főkoordináta-analízis (PCoA) során az együtteseket reprezentáló pontok egy patkó (félkörív) mentén rendeződtek. A patkó egyik végén a jósvafői Szőlő-hegy xerofil gyepeinek (pl. *Hypochoerio-Brachypodietum*) együttese helyezkedtek el, amiket a fennsík déli kitettségű lejtőinek és déli kitettségű töbörperemeinek (*Poo badensis-Caricetum montanae*) együttese követnek. Ez a két csoport jól elkülönül a fennsík inkább mezo-higrofil, illetve átmeneti jelleget mutató gyepeinek (*Polygalo-Brachypodietum*) együtteseitől, melyek a patkó ívének másik felén foglaltak helyet (5.2. ábra). A csoportok leírt elkülönülését a cluster analízis is megerősítette (5.3. ábra).

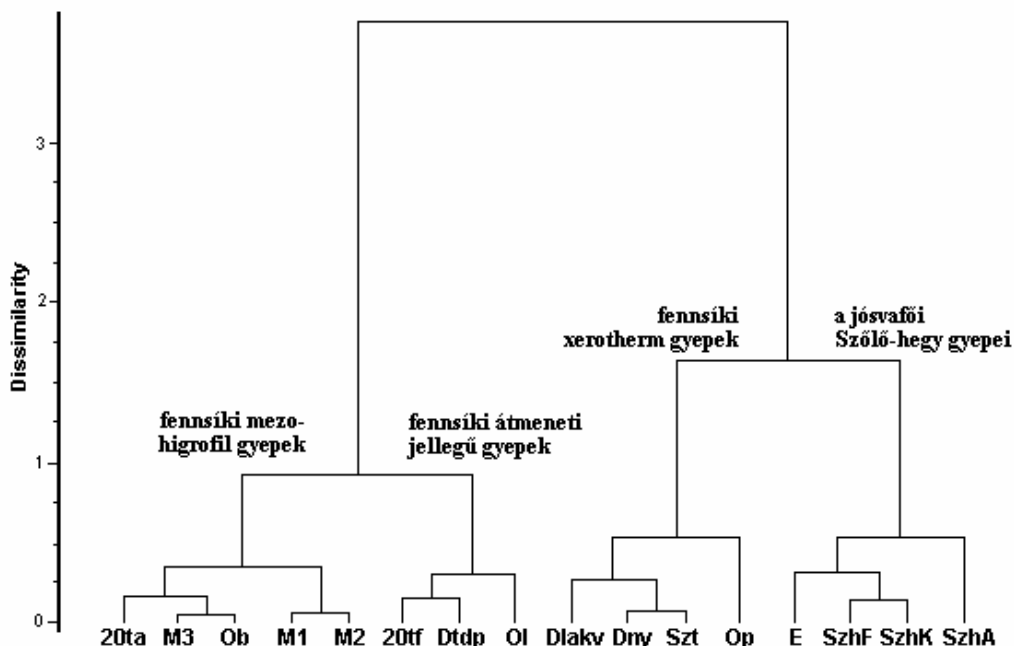
A csoportok fajszám (S), diverzitás (H), az életforma- és faunatípus eloszlások, valamint a dominancia rangsorok tekintetében egyaránt eltérést mutattak. Az *Euthystira brachyptera* összesített részesedése a fennsík átmeneti (43,92 %) és mezo-higrofil (61,40 %) gyepeiben kimagasló volt, amit a *Chorthippus parallelus* közel 10 %-os dominanciája követett (5.2. táblázat, 4. függelék). A domináns fajok ($d > 5\%$) száma mindkét esetben öt

² Az 1994-2004 közti időszak OMSZ által mért adatai. Az OMSZ az adatok felhasználásához igen, de azok bármi nemű közétételéhez (grafikon, táblázat stb.) nem járult hozzá.

alatt maradt. Az átmeneti jellegű élőhelyeken, a fennsíki xerotherm gyepek együtteseinek dominancia rangsorát vezető *Stenobothrus crassipes* (30,25 %) a negyedik helyen jelent meg. Utóbbi faj részesedése a Szőlő-hegyen is közel 20 %-nak adódott. A xerotherm csoportokban a domináns fajok száma öt, illetve hét volt, ami egyaránt nagyobb az üdébb fennsíki állományokban tapasztaltnál (5.2. táblázat, 4. függelék). Az egyes típusok dominancia rangsorainak lefutásában nem tapasztaltam lényeges eltérést (5.4. ábra).



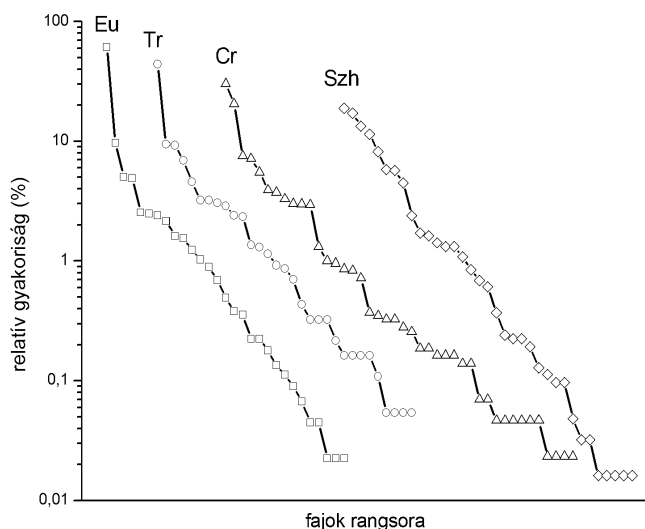
5.2. ábra Az Aggteleki Nemzeti Park vizsgált élőhelyeinek ($n = 16$) főkoordináta-analízise (PCoA, Bray-Curtis, inf. tart: 67,4 %) az Orthoptera együttesek összevont (1994-2005) adatai alapján.



5.3. ábra Az Aggteleki Nemzeti Park vizsgált gyepek élőhelyeinek ($n = 16$) cluster-analízise az Orthoptera együttesek összevont (1994-2005) adatai alapján (Bray-Curtis, MISSQ).

5.2. táblázat Az Aggteleki Nemzeti Park jellemző gyepek élőhelyein élő egyenesszárnyú együttesek ($n = 16$) többváltozós analízissel elkülönített csoportjainak domináns fajai és százalékos relatív gyakoriságuk ($d > 5 \%$) az 1994-2005. közti felmérések összesített adatai alapján.

Fennsíki mezo-higrofil gyepek együttesei (euthystira-típus, Eu)		A fennsík átmeneti jellegű együttesei (átmeneti típus, Tr)	
<i>Euthystira brachyptera</i>	61,40	<i>Euthystira brachyptera</i>	43,92
<i>Chorthippus parallelus</i>	9,66	<i>Chorthippus parallelus</i>	9,45
<i>Leptophyes albobittata</i>	5,04	<i>Metrioptera brachyptera</i>	9,23
		<i>Stenobothrus crassipes</i>	6,89
Fennsíki xerotherm gyepek együttesei (crassipes-típus, Cr)		A jósvafői Szőlő-hegy gyepeinek együttesei (Szh)	
<i>Stenobothrus crassipes</i>	30,25	<i>Stenobothrus crassipes</i>	18,85
<i>Euthystira brachyptera</i>	20,51	<i>Euthystira brachyptera</i>	17,21
<i>Chorthippus parallelus</i>	7,50	<i>Pholidoptera fallax</i>	13,31
<i>Metrioptera bicolor</i>	7,15	<i>Calliptamus italicus</i>	11,50
<i>Stenobothrus lineatus</i>	5,50	<i>Leptophyes albobittata</i>	8,20
		<i>Metrioptera bicolor</i>	5,79
		<i>Stenobothrus lineatus</i>	5,69



5.4. ábra A többváltozós analízissel elkülönített együttestípusok dominancia profiljai 1994-2005 közti összevont adatok alapján. Eu: euthystira-típusú együttesek, Tr: átmeneti jellegű együttesek, Cr: crassipes-típusú együttesek, Szh: a jósvafői Szőlő-hegy xerofil együttesei.

A fentiek és a korábbi eredmények (Orci 1997a, 1997b, Rácz *et al.* 2003) alapján a fennsíki mezo-higrofil gyepek együttesei euthystira- (Eu), míg a fennsíki xerotherm élőhelyek együttesei crassipes-típusúnak (Cr) tekinthetők. Azok az együttesek, amelyekben a két faj kodomináns volt átmeneti típusba (Tr) sorolhatók. Bár a szőlő-hegyi együttesekben a dominancia rangsor eleje hasonló volt a crassipes-típusúéhoz, a fajösszetétel eltérései indokolták a Szőlő-hegy együttesének (Szh) különválasztását.

A szőlő-hegyi és a crassipes-típusú együttesek összesített és átlagos fajszáma (S), illetve diverzitása (H) egyaránt nagyobb volt, mint az euthystira- és átmeneti típusúaké (*Kruskal-Wallis-próba*: S : $\chi^2 = 11,643$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,009$; H : $\chi^2 = 13,085$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,004$). Az együttesek átlagos fajszáma $25,6 (\pm 4,2)$ volt (5.3. táblázat).

Az együttesek egészére a chortobiont fajok túlsúlya volt jellemző (83,5 %). A nyílt élőhelyeket kedvelő geobiontok részesedése a xerotherm

típusok felé emelkedett és az euthystira-típusú együttesekben szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a xerotherm gyepek együtteseiben (Cr, Szh) (*Kruskal-Wallis-próba*: $\chi^2 = 9,387$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,025$; 5.3. táblázat). A gyeplakó chortobiontok aránya ezzel ellentétes grádiens-t mutatott, míg a magaskórósokat és cserjéseket lakó thamnobiontok részesedése a Szőlő-hegyen volt a legnagyobb (*Kruskal-Wallis-próba*: $\chi^2 = 10,923$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,012$; 5.3. táblázat).

5.3. táblázat Az Aggteleki Nemzeti Park jellemző Orthoptera együtteseinek többváltozós analízise során kapott csoportok (együttestípusok) összesített és átlagos ($\pm$ szórás) fajszáma (S), diverzitása (Shannon-index, H), védett fajainak száma, valamint az életforma- és faunatípusok részesedése az egyes csoportokban és összesítve. Az értékek mellett látható betűk a szignifikáns eltéréseket jelölik Mann-Whitney-féle U -teszt alapján. Eu: euthystira-típusú együttesek, Tr: átmenti jellegű együttesek, Cr: crassipes-típusú együttesek, Szh: a jósvafői Szőlő-hegy xerofil együttese; Tha: thamnobiont, Ch: chortobiont, Geo: geobiont, Fis: fissurobiont.

	Eu	Tr	Cr	Szh	össz
össz. fajsz. (védett)	29 (0)	31 (3)	41 (4)	40 (2)	50 (5)
fajszám (S)	21,8 $\pm$ 1,8 ^a	22,0 $\pm$ 1,7 ^a	29,5 $\pm$ 2,8 ^b	29,3 $\pm$ 0,5 ^b	25,6 $\pm$ 4,1
div. (H)	1,957 $\pm$ 0,348 ^a	2,570 $\pm$ 0,181 ^b	2,807 $\pm$ 0,083 ^{bc}	2,912 $\pm$ 0,004 ^c	2,575 $\pm$ 0,589
Életformatípusok ¹					
Tha	8,7 $\pm$ 3,5 ^a	4,7 $\pm$ 3,2 ^a	3,4 $\pm$ 1,2 ^a	21,5 $\pm$ 5,0 ^b	9,8 $\pm$ 8,1
Cho	90,0 $\pm$ 4,0 ^a	90,8 $\pm$ 5,4 ^a	89,7 $\pm$ 7,2 ^a	63,6 $\pm$ 13,6 ^b	83,5 $\pm$ 24,4
Geo	1,3 $\pm$ 0,9 ^a	4,4 $\pm$ 3,1 ^{ab}	6,6 $\pm$ 7,3 ^b	14,7 $\pm$ 8,9 ^b	6,6 $\pm$ 7,4
Fis	0	0,1 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2
Faunatípusok ²					
Szibériai	86,6 $\pm$ 4,2 ^a	76,8 $\pm$ 5,6 ^b	63,8 $\pm$ 13,6 ^{bc}	52,3 $\pm$ 11,8 ^c	70,5 $\pm$ 16,3
Mediterrán	6,9 $\pm$ 2,8 ^a	13,3 $\pm$ 6,7 ^{ab}	30,3 $\pm$ 14,1 ^{bc}	41,0 $\pm$ 12,2 ^c	22,5 $\pm$ 16,8
Ponto-kaszpi	4,2 $\pm$ 1,3 ^a	2,2 $\pm$ 0,7 ^{ab}	1,4 $\pm$ 0,9 ^b	4,0 $\pm$ 1,8 ^a	3,1 $\pm$ 1,7
Dácikus, balkáni	2,3 $\pm$ 0,6 ^a	7,6 $\pm$ 6,4 ^a	4,2 $\pm$ 2,6 ^a	0,2 $\pm$ 0,2 ^b	3,2 $\pm$ 3,7
Egyéb	0,0 ^a	0,1 $\pm$ 0,2 ^{ab}	0,3 $\pm$ 0,2 ^b	2,5 $\pm$ 1,4 ^c	0,7 $\pm$ 1,2

¹Geobiont: geo- és geo-chortobiont, Thamnobiont: thamno- és thamno-chortobiont;

²Szibériai: angari, szibériai, szibériai-policentrikus; Mediterrán: ponto- és extra-mediterrán, Egyéb: afrikai, policentrikus, ponto-kaszpi-turkesztáni, ponto-pannon fajok.

A faunatípusok esetén a szibériai faunakör elemeinek túlsúlya volt megfigyelhető (70,5 %). A mediterrán fajok részesedése, az egyes típusok közt jelentős eltérést mutatva, a xerotherm élőhelyek felé fokozatosan emelkedett (6,9 → 41,0 %; *Kruskal-Wallis-próba*: $\chi^2 = 11,488$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,009$; 5.3. táblázat). A szibériai fajok arányának alakulása ezzel ellentétes képet mutatott (*Kruskal-Wallis-próba*: $\chi^2 = 12,081$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,007$; 5.3. táblázat). A biogeográfiai szempontból értékes balkáni és dácikus fajok részesedése a fennsík átmeneti gyepeiben volt a legmagasabb (7,6 %) és a fennsík egészen nagyobbban adódott, mint a Szőlő-hegy gyepeiben (*Kruskal-Wallis-próba*: $\chi^2 = 9,364$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,025$; 5.3. táblázat).

Az együttestípusok kvantitatív karakter fajainak kijelölésekor csak a 25-nél nagyobb indikátor értékkel (IV) bíró fajokat vettem figyelembe. A módszer négy *Acridoidea* és egy *Tettigonioidea* fajt talált az együttesekre általánosan jellemzőnek, melyek kivétel nélkül üde gyepekre jellemző euriök fajok (5.4. táblázat). A humidabb fennsíki gyepek (Eu + Tr) esetén öt, a xerotherm élőhelyek együttese (Cr + Szh) esetén négy közös karakter fajt azonosítottam. Az üdőbb gyepekben egy kivétellel mezo, illetve higrofil szöcskék (pl. *Metrioptera brachyptera*, *M. roeselii*), míg a xerotherm típusokban fele-fele arányban szöcske és sáska fajok kerültek kijelölésre.

Az alsóbb hierarchia szinteken a száraz, meleg élőhelyek együttese (Cr + Szh) több karakter fajjal voltak jellemezhetők, mint a mezo-higrofil és átmeneti típusok (5.4. táblázat). Az euthystira-típusban a higrofil *Chrysochraon dispar* és a hegyvidékeinken általánosan elterjedt thamnobiont *Tettigonia cantans* érte el a legmagasabb indikátor értéket. A fennsíki átmeneti együttesekben (Tr) a Balkán-félsziget hegyvidékeire jellemző, nálunk peremhelyzetű feldarabolódott elterjedést mutató *Paracaloptenus caloptenoides* jelenléte emelhető ki.

5.4. táblázat A cluster-analízissal elkülönített együttestípusok és az egyes hierarchia szintek (5.3. ábra) kvantitatív karakter fajai ($IV > 25$) és IV értékük, IndVal elemzés alapján. A fajok hierarchia szintekhez (illetve típusokhoz) való viszonyát a szürke kitöltés jelöli. A számok az adott csoportban tapasztalt egyedszámokat, illetve a faj által foglalt minták számát mutatják. Eu: euthystira-típusú együttesek, Tr: átmeneti típusú együttesek, Cr: crassipes-típusú együttesek, Szh: a jósvafői Szőlő-hegy xerofil együttese.

Fajok	IV		Eu	Tr	Cr	Szh
<i>Chrysoschraon dispar</i>	60,94	**	111/29	3/3	2/2	1/1
<i>Tettigonia cantans</i>	43,05	**	46/24	3/3	6/6	0/0
<i>Metrioptera brachyptera</i>	73,98	**	218/39	170/22	129/34	0/0
<i>Isophya ktraussii</i>	61,90	**	107/36	44/15	36/19	14/10
<i>Metrioptera roeselii</i>	57,91	**	113/34	16/6	7/4	1/1
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	38,53	**	72/22	24/8	15/11	8/7
<i>Chorthippus apricarius</i>	27,67	**	31/15	6/4	1/1	1/1
<i>Paracaloptenus caloptenoides</i>	28,53	**	0/0	21/8	11/8	0/0
<i>Euthystira brachyptera</i>	96,75	NS	2739/44	809/22	881/41	1070/42
<i>Leptophyes albobittata</i>	71,43	NS	225/37	43/14	43/19	510/40
<i>Chorthippus parallelus</i>	69,48	NS	431/41	174/19	322/38	23/9
<i>Stenobothrus lineatus</i>	68,83	NS	96/21	59/13	236/30	354/42
<i>Psophus stridulus</i>	59,09	NS	55/24	56/16	128/27	82/24
<i>Stauroderus scalaris</i>	55,64	**	0/0	6/3	141/24	0/0
<i>Tetrix bipunctata</i>	52,28	**	10/8	25/9	168/30	43/22
<i>Pseudopodisma nagyii</i>	51,36	**	0/0	59/7	126/28	0/0
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	25,65	**	8/6	1/1	41/13	3/3
<i>Stenobothrus crassipes</i>	90,45	**	22/13	127/19	1299/42	1172/44
<i>Metrioptera bicolor</i>	81,74	**	17/11	53/16	307/37	360/45
<i>Decticus verrucivorus</i>	45,09	**	2/2	6/5	31/18	67/26
<i>Gomphocerippus rufus</i>	32,45	**	4/3	13/8	37/15	82/19
<i>Calliptamus italicus</i>	84,72	**	1/1	1/1	16/5	715/40
<i>Phaneroptera falcata</i>	74,28	**	40/15	4/3	8/6	279/39
<i>Pholidoptera fallax</i>	71,36	**	69/20	84/16	160/29	828/44
<i>Poecilimon fussi</i>	69,57	**	0/0	0/0	0/0	149/32
<i>Chorthippus biguttulus</i>	54,87	**	3/2	0/0	1/1	106/26
<i>Oecanthus pellucens</i>	45,65	**	0/0	0/0	0/0	88/21
<i>Platycleis albopunctata</i>	43,41	**	0/0	0/0	14/6	101/23
<i>Pachytachys gracilis</i>	28,76	**	1/1	1/1	6/3	38/16
Mintaság			44	22	42	46

NS: nem szignifikáns, **: szignifikáns karakter faj, 1000 randomizáció alapján.

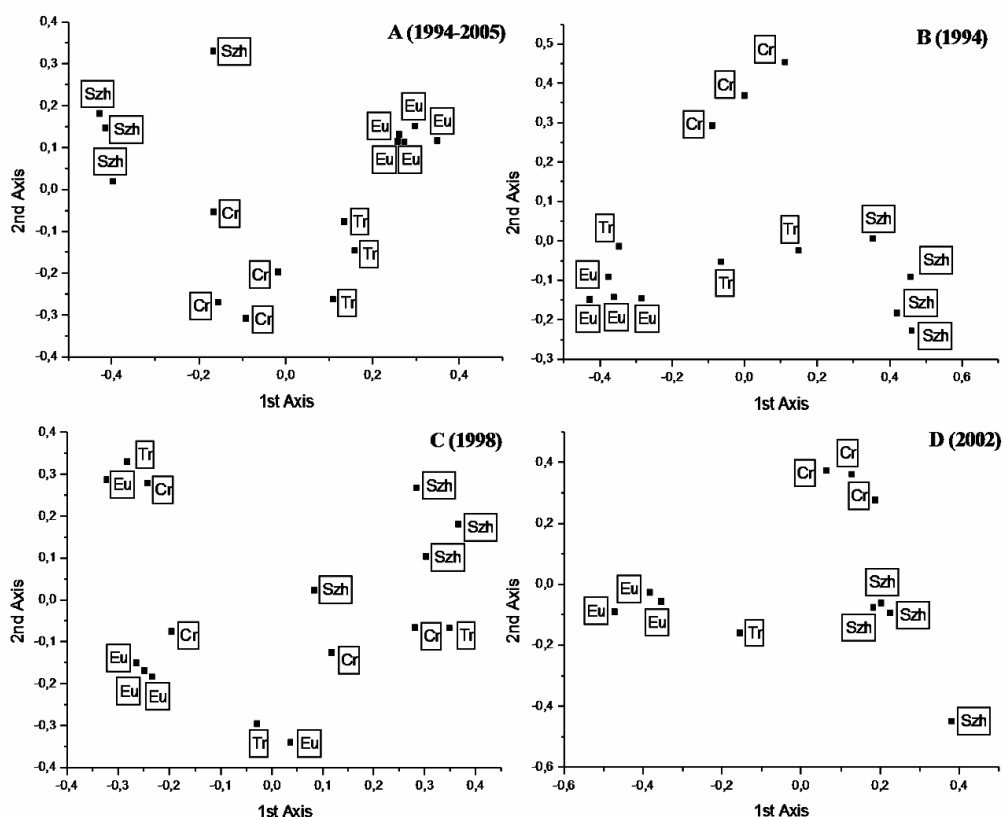
A crassipes-típusú együttesekben (Cr) a *Stauroderus scalaris*, a *Tetrix bipunctata* és a *Pseudopodisma nagyii* indikátor értéke volt legnagyobb. A jósvafői Szőlő-hegy együtteseire a geobiont (geo-chortobiont) fajok túlsúlya volt jellemző (5.3. táblázat). Itt a kifejezetten xerofil *Calliptamus italicus* és

Platypleis albopunctata, valamint a faunában mediterrán színezőelemként megjelenő *Poecilimon fussi* és *Pachytrachys gracilis* karakter értéke volt legmagasabb. Utóbbiak mellett a meleg száraz cserjésekre és magaskórósokra jellemző volt még a *Phaneroptera falcata*, az *Oecanthus pellucens* és a *Pholidoptera fallax* jelenléte is (5.4. táblázat).

5.3.2. Az együttesek időbeli dinamikája

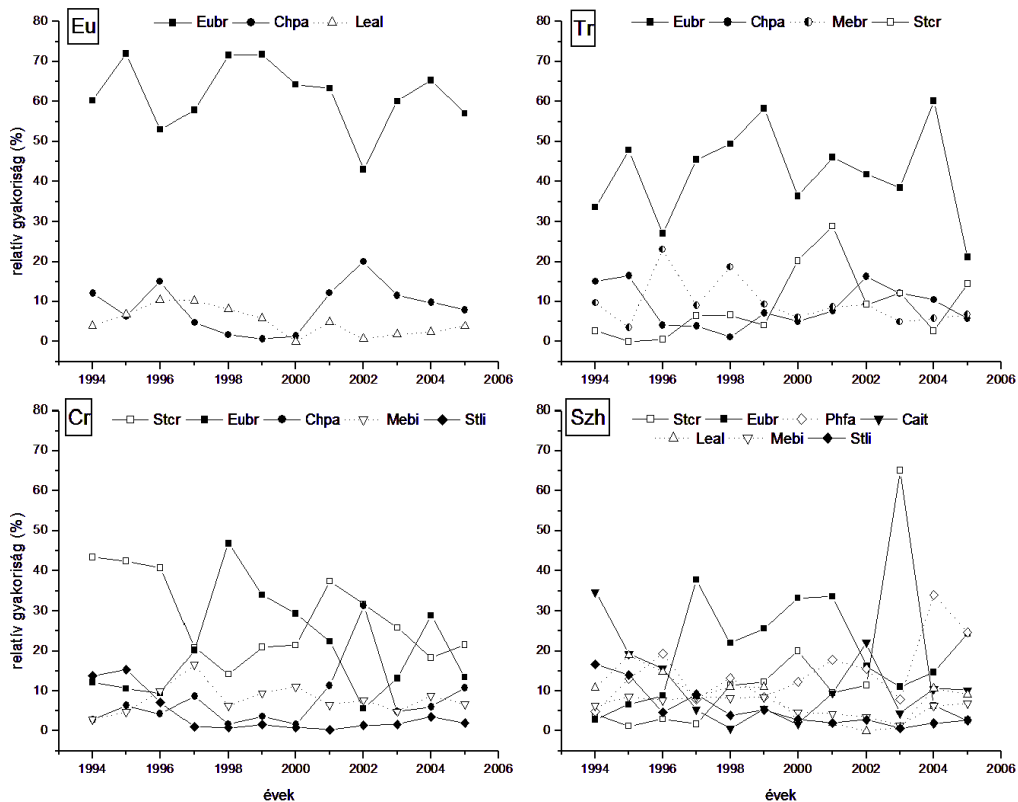
Orci (1997a, 1997b) az 1994-1996 közti adatsorok évenkénti vizsgálata során mindhárom év esetén a tizenkét éves összesített adatsor elemzésekor tapasztalt csoportosításhoz (5.5.a ábra) hasonló eredményt kapott (5.5.b ábra). Az együttesek az előző fejezetben leírt euthystira-, crassipes-, átmeneti, és szőlő-hegyi típusokba sorolódtak. A csoportok 1994-1996-ban többnyire állandónak bizonyultak, az euthystira-, crassipes- és szőlő-hegyi típusok között nem történt átrendeződés. Az első elemzéseket követő években (1997-) a kezdetben megfigyelt csoportok felbomlottak (5.5.c ábra), majd az együttesek 2001-2002-ben fokozatosan visszarendeződtek az 1994-1996-os és az összevont (1994-2005) adatok alapján kapott csoportokba (5.5.d ábra).

A fent leírt ciklus az egyes típusok domináns ($d > 5\%$) fajainak gyakoriság-változásában is jól nyomon követhető volt. Az euthystira-típusú együttesekben a névadó faj a teljes vizsgált időszakban megőrizte vezető szerepét (5.6. ábra). Relatív gyakorisága minden évben meghaladta a 40 %-ot és gyakoriság-változása a második leggyakoribb *Chorthippus parallelus*-éval ellentétes trendet követett. Az átmeneti típusú együttesekben az *Euthystira brachyptera* szintén végig vezette a rangsort, ám 1996-ban a *Metrioptera brachyptera*, majd később, 2000. után több alkalommal a *Stenobothrus crassipes* ért el csaknem azonos részesedést.



5.5. ábra Az Aggteleki Nemzeti Park jellegzetes gyepes élőhelyeinek ($n = 16$) főkoordináta analízise (PCoA) (Bray–Curtis, MOSSQ) Orthoptera együttesek alapján. A: 1994-2005 közti összevont adatok alapján, B: 1994-es adatok alapján, C: 1998-as adatok alapján, D: 2002-es adatok alapján. Eu: euthystira-típusú együttesek, Tr: átmeneti típusú együttesek, Cr: crassipes-típusú együttesek, Szh: a jósvafői Szőlő-hegy xerofil együttesei.

A xerotherm együttestípusokban a domináns fajok relatív gyakoriságának dinamikája sokkal változatosabb képet mutatott. A crassipes-típusú együttesekben, a kezdetben (1994-1996) domináns *Stenobothrus crassipes* és az *Euthystira brachyptera* többször váltották egymást a rangsor élén. A rangsor elején lezajló csere kezdetben három éves ciklust mutatott, ám 2004-2005-ben ennél jóval gyorsabb változást figyelhetem meg. Ebben a típusban alkalmanként még a *Stenobothrus crassipes*hez hasonló dinamikát mutató *Chorthippus parallelus* ért el nagyobb részesedést.

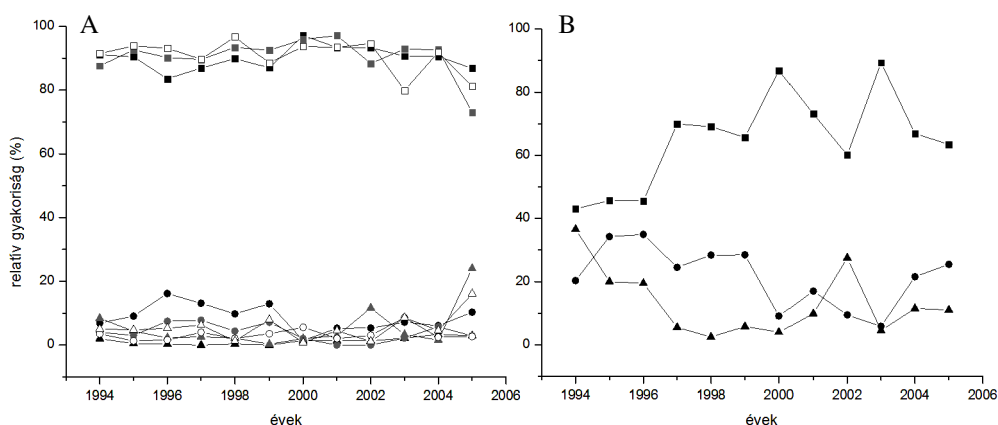


5.6. ábra A négy együttestípus domináns fajainak ($d > 5\%$) gyakoriság-változása az 1994-2005. közti időszak összevont adatai alapján (ld. 5.2. táblázat). Eu: euthystira-típusú együttesek, Tr: átmeneti típusú együttesek, Cr: crassipes-típusú együttesek, Szh: a jósavfői Szőlő-hegy xerofil együttesei. Cait: *Calliptamus italicus*, Chpa: *Chorthippus parallelus*, Eubr: *Euthystira brachyptera*, Leal: *Leptophyes albobittata*, Mebi: *Metrioptera bicolor*, Mebr: *Metrioptera brachyptera*, Phfa: *Pholidoptera fallax*, Stcr: *Stenobothrus crassipes*, Stli: *Stenobothrus lineatus*.

A legbonyolultabb képet a szőlő-hegyi együtteseknél tapasztaltam. A rangsor elejét legtöbb alkalommal, a vizsgált élőhelyekre és a karszt egészére általánosan jellemző, *Euthystira brachyptera* és a geobiont *Calliptamus italicus* foglalta el. Rajtuk kívül a *Pholidoptera fallax* és egy alkalommal a *Stenobothrus crassipes* jelent meg domináns fajként a területen. A többi típussal ellentétben a domináns fajok közt gyakran egy-egy szöcske

(*Tettigoniodea*) is magas részesedéssel jelent meg. A domináns fajok gyakoriságainak változása minden együttestípusban az 1996-1997. és a 2000-2002. közti időszakban volt a legjelentősebb.

Az életforma típusok arányának változásában, a domináns fajok gyakoriságánál tapasztalt dinamika nem volt kimutatható. Mindhárom fennsíki típusban a chortobiont fajok folyamatosan magas részesedését tapasztaltam (5.7.a ábra). A szőlő-hegyi típusban a thamno-, chorto- és geobiontok, aránya 1994-1996-ban kiegyenlített volt, majd kisebb-nagyobb ingadozásokkal a chortobiontok csaknem folyamatosan magas részesedése vált uralkodóvá. A legjelentősebb változásokat ebben az esetben is az 1997-1998 és a 2000-2002 közti időszakban figyeltem meg (5.7. ábra).



5.7. ábra Az életforma-típusok arányának alakulása a többváltozós módszerekkel elkülönített együttes-típusokban (A: fekete: euthystira-típus, szürke: átmeneti típus, üres jel: crassipeses-típus; B: szőlő-hegyi típus) az 1994-2005. közti időszakban. A legtöbb helyen hiányzó fissurobiontok arányát az ábra egyszerűsítés miatt nem mutatja. Kör: thamnobiont, négyzet: chortobiont, háromszög: geobiont.

Az együttestípusok dominancia rangsorának állandóságát (prediktálhatóságát) mutató Kendall-féle konkordancia értékek (W) 0,549-0,619 között változva nem mutattak jelentős különbségeket. Az egyes típusokon belüli eltérések az átmeneti és a szőlő-hegyi együttesekben nagyobbak adódtak,

mint a humidabb fennsíki gyepek együtteseinek esetén (5.5 táblázat). A domináns fajok rangsorát tekintve azonban a csoportok között jelentős eltéréseket tapasztaltam (*Kruskal-Wallis-próba*: $\chi^2 = 12,081$, $n = 16$, $df = 3$, $p = 0,007$). A rangsor elejének állandósága az euthystira-típusú együttesekben volt legnagyobb és a xerotherm típusok irányába fokozatosan csökkent (5.5. táblázat).

5.5. táblázat A vizsgált együttesek dominancia rangsoraira (W) és a domináns fajok ($d > 5\%$) rangsorára (W_{dom}) számolt Kendall-féle konkordancia értékek együttes-típusonként vett átlagai ($\pm$ SD) az 1994-2005 között végzett felmérések alapján. Az értékek mellett látható betűk a szignifikáns eltéréseket jelölik Mann-Whitney U -teszt alapján.

	Euthystira-típus Eu	Átmeneti-típus Tr	Crassipes-típus Cr	Szőlő-hegyi típus Szh
W_{dom}	0,711 $\pm$ 0,088 ^a	0,451 $\pm$ 0,089 ^b	0,400 $\pm$ 0,229 ^b	0,218 $\pm$ 0,227 ^b
W	0,549 $\pm$ 0,057	0,579 $\pm$ 0,108	0,619 $\pm$ 0,054	0,594 $\pm$ 0,444

A domináns fajok rangsorának állandósága a csoportok fajszerével (S) gyenge, míg diverzitásával (H) erősebb szignifikáns negatív kapcsolatot mutatott (*Pearson-féle korreláció*: S : $r = -0,430$, $p = 0,097$; H : $r = -0,685$, $p = 0,003$). A teljes rangsorok prediktabilitása esetén hasonló kapcsolat nem volt kimutatható. A makroklíma (évi és a vegetációs periódus átlaghőmérséklete, az évi és a vegetációs periódus csapadék- és hőösszege) és az együttesek dinamikájának mutatói (domináns fajok relatív gyakorisága, életforma típusok részesedése) között nem volt kimutatható közvetlen kapcsolat.

5.4. Értékelés

Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera együtteseinek rendszeres évenkénti vizsgálata 1994-ben indult el. Az 1994-2005. közötti időszakban a vizsgált 16 élőhelyen gyűjtött 154 fűhálós mintából 50 faj (23 Ensifera, 27 Caelifera) 16815 egyede került meghatározásra. Ez a fajszer tekintetében a Nemzeti

Park faunájának 64,9 %-a (ld. 3.3.1. A fauna összetétele c. fejezet), míg a hazai faunának közel fele (~ 41 %; Rácz 1998: 124 faj, Nagy 2003: 120 faj). Ez tekintve a mintaterületek összes kiterjedését igen nagynak mondható és önmagában is jelzi a vizsgált élőhelyek jelentős természeti értékét.

Az 1994-1996. közti adatsorokon végzett vizsgálatok (Orci 1997a, 1997b, Rácz *et al.* 2003) eredményeit a tizenkét éves (1994-2005) adatsor elemzése részben megerősítette, részben pontosította. A vizsgált együttesek az összesített adatok alapján a korábban is megadotthoz hasonlóan euthystira-, átmeneti-, crassipes- és szőlő-hegyi típusokra különíthetők. A fennsík mezo-higrofil és átmenti jellegű (*Polygalo-Brachypodietum*) gyepeiben élő együttesek (euthystira- és átmeneti-típusok) hasonlósága nagyobb és élesen elkülönültek a fennsík (crassipes-típus) (*Poo badensis-Caricetum montanae*, *Pulsatilo-Festucetum rupicolae stipetosum*) és a jósvafői szőlő-hegy gyepeinek (szőlő-hegyi típus) (*Hypochoerio-Brachypodietum*, *Cirsio-Brachypodion*) együtteseitől. A területeket reprezentáló pontok az ordináció során egy félkörív (patkó) mentén helyezkedtek el, ami a környezeti tényezők (gyepborítás és magasság, nedvesség, hőmérséklet) graduális változására utal (Podani 1997a). Annak ellenére, hogy az egyenesszárnnyúak inkább gypszerkezeti típusokhoz, mint fitocönózisokhoz köthetők (Kemp *et al.* 1990, Quinn *et al.* 1991) a *Hypochoerio-Brachypodietum*nak besorolt kollin és a *Polygalo-Brachypodietum*nak tekintett fennsíki gyepek együtteseik között jelentős eltérést tapasztaltam. Másrészt a fennsíki *Polygalo-Brachypodietum* állományok, egyenesszárnnyú együtteseik alapján két csoportba sorolódtak, ami egy a gyepek szélesebb skáláján végzett, több magyarországi régióra kiterjedő elemzés során is megfigyelhető volt (Nagy & Rácz 2004, Nagy *et al.* 2007).

A vizsgált együttesek dominancia profiljainak lefutásában nem találtam lényeges különbséget. A domináns ($d > 5\%$) és szubdomináns fajok

száma a nyílt élőhelyek felé emelkedett. A zártabb növényzetű élőhelyekre inkább jellemző volt egy-egy euriök faj (*Euthystira brachyptera*, *Chorthippus parallelus*) kiugróan magas aránya. Ezeken a többnyire töbörálji élőhelyeken az augusztustól rendszeressé váló éjszakai fagyok miatt, kevés faj képes nagyobb egyedsűrűség elérésére.

Az egyes típusok azonban fajszám és diverzitás tekintetében egyaránt jelentős eltérést mutattak. A fajszám, a diverzitás és a védett fajok száma alapján a nyílt (Szh, Cr) és átmeneti típusú együttesek a fennsík euthystira-típusú együtteseinél nagyobb természeti értéket képviselnek. Előbbiek közt, természetvédelmi értéküket tekintve a vizsgált jellemzők alapján nem lehet egyértelmű rangsort felállítani. Legfajgazdagabbnak a fennsík crassipes-típusú mezo-xerofil együttese bizonyultak. A legnagyobb számban itt előforduló védett fajok közül a dácikus *Pholidoptera transsylvanica*, és a balkáni *Paracaloptenus caloptenoides* mindenképp kiemelendő. Utóbbi faj vizsgált állományai a faj legészakibb elterjedését jelentik.

A fauna mediterrán színezőelemeinek aránya a szőlő-hegyi típusban (41 %), míg a balkáni-dácikus fajok részesedése a fennsík átmeneti gyepeinek együtteseiben (7,6 %) volt legnagyobb. Utóbbi típus átlagos aránya 3,26 % a középhegység más tagjaival összehasonlítva is magasnak mondható (Rácz & Varga 1985, Nagy *et al.* 1998, Rácz 1998c, Nagy & Nagy 2000)

Az Orthoptera együttesek fajösszetételük, és fajaik tömegességi viszonyai mellett, az életforma típusok eloszlásával is jól jellemezhetők (Rácz & Varga 1996, Varga 1997, Rácz 1998a, 2001). Az életforma típusok részesedése az itt vizsgált típusokban is jelentős eltérést mutatott. A geo-(talajon mozgó) és thamnobiont (zárt magas növényzetben élő) fajok aránya egyaránt a szőlő-hegyi típusban volt legnagyobb. Ez jól tükrözi az élőhely nagyfokú változatosságát, melyben a meleg cserjés szegélyek és facsoportok,

magaskórós és kopár foltokkal alkotnak mozaikot. A fennsíki töböráljak *Brachypodium pinnatum* uralta mezo-higrofil gyepeiben a területen általánosan elterjedt többnyire mezofil chorto- és thamnobiont fajok (pl. *Isophya kraussii*, *Metrioptera brachyptera*, *M. roeselii*, *Euthystira brachyptera*, *Chorthippus parallelus*) jelenléte szinte kizárólagos volt.

A karakter fajok kijelölése során általánosan jellemzőnek bizonyult fajok (*Euthystira brachyptera*, *Leptophyes albobittata*, *Chorthippus parallelus*, *Stenobothrus lineatus* és *Psophus stridulus*) a hazai és a helyi faunában széles körben elterjedt, gyakori (Nagy & Rácz 2007, ld. 3.3.1. fejezet) fajok közül kerültek ki. A humidabb fennsíki élőhelyek jellemző fajai a temperált mikroklimájú dús növényzetet kedvelő szöcskék voltak (*Metrioptera brachyptera*, *M. roeselii*, *Isophya kraussii*). Az egyetlen erre a csoportra jellemző sáska a *Chorthippus apricarius* indikátor értéke ($IV = 27,67$) alapján csak aszimmetrikus karakter fajnak tekinthető. Az öt közös karakter faj mellett az euthystira-típusú együttesekhez két, az átmeneti típusúakhoz egy (*Paracaloptenus caloptenoides*) saját karakter fajt sikerült hozzárendelni, ami a típusok élőhelyeinek viszonylagos egyöntetűségét mutatja. Utóbbi csoportban a kijelölt ál-olasz sáska mellett egy másik, állatföldrajzi és természetvédelmi szempontból szintén értékes faj a *Pholidoptera transsylvanica* jelenléte is kiemelhető. Ez a hazai faunában ritka, kárpáti endemikus szöcske (Nagy 2002, Nagy & Rácz 2007) igen jól rejtőzködik. Az egyedek csak alkalmanként hagyják el a számukra legalkalmasabb cserjés szegélyeket, így az itt alkalmazott módszerekkel nehezen gyűjthetők. Emiatt a területen egyébként jelentős állománnyal rendelkező faj az elemzett fűhálós mintákból többnyire hiányzott.

Legnagyobb számban a szőlő-hegyi élőhelyekhez tudtam karakterfajokat rendelni. Itt a geo-chorthobiont *Calliptamus italicus* és száraz meleg élőhelyekhez köthető szöcskefajok (*Phaneroptera falcata*,

Pholidoptera fallax) voltak jellemzők. Utóbbiak egy szélesebb körű országos összehasonlításban a mezofil gyepek és zárt homogén gyepek kategóriájának közös jelzőfajaiként szerepeltek (Nagy & Rácz 2004, Nagy *et al.* 2007). A tapasztalt eltérés jól mutatja a karszt sajátos klimatológiai (erős kontinentális hatás) és biogeográfiai helyzetét. A szintén magas indikátor értékkel bíró *Poecilimon fussi*, *Platycleis albopunctata*, *Pachytrachys gracilis*, *Oecanthus pellucens* és *Chorthippus biguttulus* azonban egyértelműen mutatják a típus élőhelyeinek száraz meleg jellegét. A szintén itt előforduló kifejezetten geobiont *Oedipoda caerulescens* és *Oedaleus decorus* kis egyedszámaik miatt maradtak ki az elemzésből. A Szőlő-hegy és a fennsíki xerotherm gyepek (crassipes-típus) legnagyobb indikátor értékkel jellemezhető közös faja a *Stenobothrus crassipes* lett, ami a többváltozós elemzések eredményét támogatva igazolja az Orci (1997a, 1997b) által bevezetett megjelölés jogosságát. A szintén mindkét xerotherm típusban előforduló (Cr: Csiszárnyítás – St; Szh: Erdészeti-kaszáló – E) mediterrán *Saga pedo* a kis egyedszámok és a nehéz észlelhetőség miatt 25-nél kisebb indikátor értéket ért el.

A fent bemutatott főbb csoportok (euthystira-, crassipes-, szőlő-hegyi) között az 1994-1996 közti időszak elemzésekor Orci (1997a, 1997b) nem tapasztalt átrendeződést, azokat többnyire állandónak találta. A tizenkét éves adatsor elemzése azonban sokkal árnyaltabb képet mutatott. Az évenkénti adatok többváltozós elemzésekor a csoportok felbomlása (1997-2000), majd újraszerveződése (2001-2002) volt kimutatható. A leírt ciklus az együttesek domináns fajainak gyakoriság-változásain is nyomon követhető. Az euthystira- és átmeneti-típusú együttesekben a domináns fajok részesedése csak kis mértékben változott a vizsgált periódus alatt, ami a rangsorok Kendall-féle konkordancia értékkel kifejezett viszonylagos állandóságában is megnyilvánult. A xerotherm típusokban (crassipes- és szőlő-hegyi) a

változások jóval erőteljesebbek voltak. Itt a domináns fajok rangsorára kapott konkordancia értékek jelenősen alacsonyabbnak adódtak, mint a másik két típus esetén. A legnagyobb változások minden esetben az 1996-1997 és 2000-2002 közti időszakban történtek.

A domináns fajok rangsorának állandósága az egyes csoportokban a fajszámmal gyenge, míg a diverzitással erősebb szignifikáns negatív összefüggést mutatott. Ez alapján a fennsíki *crassipes*-típusú és a szőlő-hegyi együttesek magas fajszáma inkább a közepes zavarási hipotézissel (Connell 1978) magyarázható, mint az együttesek nagyobb fokú szervezettségével. Orci *et al.* (2000) az 1994-1998 közti hat éves időszak adatait vizsgálva hasonló következtetésre jutott. A vizsgált gyepekben mind a fennsík, mind a Szőlő-hegy esetén az egyetlen „zavarást” a fenntartó kaszálás jelenti, melynek hatása típustól függetlenül jelen van. Ez alapján a „zavarást” ebben az esetben az élőhelyek évről-évre bekövetkező eltérő intenzitású változásai jelenthetik. A Szőlő-hegyen a mezoklíma változatossága és a termőhelyi adottságok (kitettség, talajtakaró vastagsága, víztartó képessége, lejtőszög) egyaránt az élőhelyek nagyobb időbeli változékonyságát erősítik, ami a vegetációszerkezet sokszor gyors, radikális változását vonja maga után (pl. hirtelen kiszáradás). A fennsík viszonylag kiegyenlített mezoklimatikus viszonyai közt, a mezo- és makroklimatikus hatásokat csak kis mértékben temperáló, változékonyságú szerkezetű élőhelyek, a meredek déli kitettségű lejtőkön és töbrperemeken jöhetnek létre. Mivel az egyenesszárnyúak, más gyeplakó ízeltlábúakhoz hasonlóan, leginkább a növényzet szerkezetére és mikroklímájára érzékenyek (Kremen *et al.* 1993, Nagy & Sólymos 2000), együtteseik kompozicionális viszonyai híven tükrözik az élőhelyi adottságokat és a vegetációszerkezet változásait. A tapasztalt mintázatok alapján a vizsgált gyepek szerkezetváltozásait legjobban az egyes típusok

domináns fajainak gyakoriság-változásai jelzik. A fajszám, a fajösszetétel és az életforma-típusok eloszlása kevésbé hatékony indikátornak bizonyult.

Bár a makroklíma Orthoptera fajok és együttesek hosszútávú dinamikájára gyakorolt hatása bizonyított (Joern & Gaines 1990, Köhler *et al.* 1999) a kapcsolat az általam vizsgált adatsoron nem volt kimutatható. Ennek egyik lehetséges oka a karsztfelszín formagazdagságában keresendő, ami nagyszámú mikro és mezoklíma zug (kitettségi és növényzeti mikroklíma; Nagy & Sóllymos 2000) kialakulását eredményezi. Ilyenek például az extrém meleg déli kitettségű töbörperemek, a nyáron is fagyos töböralkak, illetve meredek sziklás lejtők, amelyek egyaránt erősíthetik, illetve tompíthatják a makroklimatikus változások hatásait.

6. Élőhely-szigetek Orthoptera faunája (iv)

6.1. Bevezetés

Az Aggteleki Nemzeti Park jellegzetes élőhelytípusát jelentő extenzív művelésű gyepeket (hegyi kaszálók, legelők) a legnagyobb természeti értékkel bíró gyeptípusok között tartják számon (Bignal & McCracken 1996, Balmer & Erhardt 2000). Az elmúlt évtizedekben az extenzív művelés gazdasági jelentősége csökkent. A területeket intenzív művelés, vagy erdőgazdálkodás alá vonták, illetve felhagyták. A felhagyást követően a gyepek fajgazdagsága a gyepszerkezet átalakulása, a kiterjedés csökkenése és a fragmentálódás következtében csökken. A ritka fajokra különösen veszélyes folyamatok Európa szerte súlyos természetvédelmi problémát okoznak (Erhardt 1985, Bakker & Bertendse 1999, Balmer & Erhardt 2000). A máig megmaradt gyepek megóvása rendszerint csak természetvédelmi kezelés révén valósítható meg. A jelentősebb élőlénycsoportok elterjedésének ismerete az élőhelyek védelme és kezelése szempontjából egyaránt szükségzerű.

A valódi és az élőhely-szigetek fajgazdagsága és területe közti pozitív összefüggés (*SAR – species area relationship*) régóta ismert és kutatott természeti mintázat. A jelenség magyarázatai közül három elmélet ért el széles körű elfogadottságot. Az „*area-per se*” hipotézis (Preston 1962, McArthur & Wilson 1967) a terület, míg az élőhelyi sokféleség hipotézise (*habitat diversity hypothesis*, Williams 1964) az élőhely típusok számának szerepét emeli ki. A fajok random eloszlását feltételező „egyszerű mintavétel” elmélete (*passive sampling* vagy *random placement theory*), pedig nem biológiai folyamatokkal, hanem a mintavétel sajátosságai alapján magyarázza a tapasztalt mintázatokat. A tesztek során egyik magyarázat sem bizonyult kizárólagosnak. A tapasztalatok szerint az egyes hatások

hozzájárulása a fajszám alakulásához esetről-esetre változik (Connor & McCoy 1979, Ricklefs & Lovette 1999). Bár a háttérmechanizmus feltárásának több lehetősége ismert, a módszerek többnyire kvantitatív adatokat igényelnek, így számos adatsor esetén nem alkalmazhatók (Báldi & Kisbenedek 1999).

A SAR leírására számos matematikai modellt vezettek be (Tjørve 2003), melyek közül leginkább a log-log (Arrhenius 1921) és a semi-log (Gleason 1922) lineáris modellek terjedtek el. Az élőhelyi diverzitás hatását figyelembe vevő modellek közül a Triantis *et al.* 2003 által bevezetett *choros*-modell az area és az élőhelyi diverzitás együttes hatásával számol, amit log-log lineáris modellbe helyettesít be. A természetvédelemben a modelleket, a területvesztés okozta fajszám-csökkenés előrejelzésére, nagyobb területek fajszámának becslésére, a közösség fennmaradásához szükséges minimális terület meghatározására, valamint korlátozott méretű és fragmentált élőhelyek védelmének tervezése során használják (Kilburn 1966, Brooks *et al.* 1997, 1999, Lomolino 2000).

Az általános felfogás szerint a faj-terület összefüggés (SAR) szigmoid, ami jól mutatja a kis szigetek átlagtól eltérő viselkedését. A kis szigetek fajszámát a területtől sokszor független tényezők, például katasztrófák, zavarás, élőhelyi sokféleség, vagy faj interakciók alakítják. A jelenséggel, amit legtöbbször kis-sziget hatásként emlegetnek (*SIE – small island effect*; Lomolino 2000, Panista *et al.* 2006) már Preston (1962) és McArthur & Wilson (1964) is foglalkozott. Azonban feltételezve, hogy a hatás csak néhány kisebb szigeten érvényes jelentőségét kezdetben alábecsülték. Ezzel szemben az újabb adatok arra utalnak, hogy a jelenség mérettartománya szélesebb és tekintve a szigetek méreteloszlását, azok vártnál jóval nagyobb hányadát érintheti.

A *SIE* mérettartományának felső határa a vizsgált élőlénycsoport és a szigetek sajátságainak (pl. izoláltság) függvényében változik, kimutatására a töréspont regresszió (Lomolino & Weiser 2001) és a path analízis (Triantis *et al.* 2006) nyújt lehetőséget. A módszerek tesztelése és a *SIE* jelentőségének vizsgálata a taxonok és a szigetek széles körén egyaránt fontos feladat, mivel a *SIE*-t figyelembe véve – a faj-terület modelleket a küszöbértéknél nagyobb szigetekre alkalmazva – pontosabb becsléseket végezhetünk (Lomolino & Weiser 2001).

A faj-terület összefüggés vizsgálatát az Aggteleki-karszt hegyi kaszálórét foltjainak Orthoptera együtteseinek végeztem. Vizsgáltam, hogy a területen és az élőhelyi diverzitáson túl, milyen más tényezők (foltok kerülete, kutatottság) játszanak szerepet az Orthoptera együttesek fajszerkezetének alakításában. Meghatároztam, hogy az általánosan elterjedt lineáris modellek (*log-log* [$\lg S/\lg A$], *semi-log* [$S/\lg A$]) közül, melyik írja le jobban az élőhelyfoltok egyenesszárnnyú fajszerkezetének és mérete közötti összefüggést. Az élőhely-diverzitás fajszerkezetre gyakorolt hatását a terület és az élőhely-diverzitás hatását kombináló *choros*-modell és a hagyományos lineáris modellek összehasonlításával vizsgáltam. A kis-sziget hatás (*SIE*) jelenlétét és mérettartományának határát töréspont regresszió és path elemzés segítségével kíséreltem meg kimutatni.

6.2. Anyag és módszerek

6.2.1. Mintaterületek és adatok

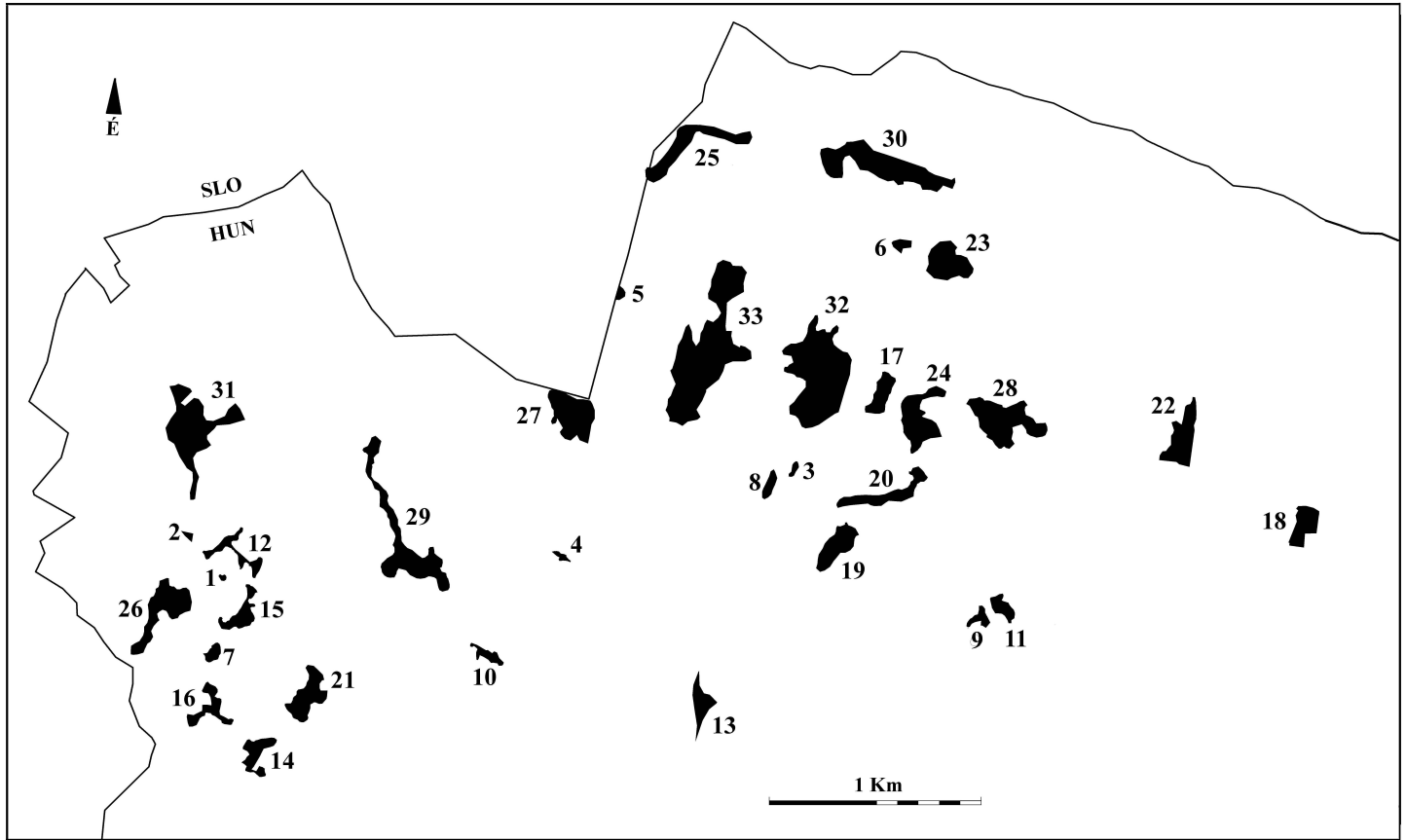
A faj-terület összefüggés (*SAR*) és a kis-sziget hatás (*SIE*) vizsgálatát az Aggteleki-karszt ma nagyrészt erdőszűrt fennsíki területén az országhatár és Szelcepuszta között elhelyezkedő harminchárom hegyi kaszálórét foltján végeztem (6.1. ábra). A foltok a fennsík egykor összefüggő hegyi-

kaszáloinak (Nagy 2003) megmaradt, részben természetvédelmi kezelés alatt álló területei voltak. Az egyes foltokat különböző korú természetes és telepített erdők választják el egymástól, melyek a legtöbb itt előforduló egyenesszárnnyú számára jelentős terjedési akadályt jelentenek.

A vizsgálatba 2000-2006. között végzett mintavételek adatait vontam be. A foltok Orthoptera fajszerát (S) a területenként minimum három alkalommal ismételt egyeléssel kiegészített fűhálós mintavételek alapján határoztam meg. Az egyes foltokon vizsgált mintaterületek (transzektek) száma a foltok mérettől függően változott (6.1. táblázat). A mintavételek a foltok minden élőhelytípusára kiterjedtek.

Munkám során a terület (A), a kerület (P), az élőhelyi sokféleség (HD) és a gyűjtésintenzitás (ráfordítás) fajszerára gyakorolt hatását vizsgáltam. A foltméretet (A) és a kerületet (P) a terepbejárások során ellenőrzött digitalizált légifotók és térképek alapján ImageJ 1.31v³ program segítségével határoztam meg. A gyűjtésintenzitást a területen vizsgált mintahelyek (transzektek) számával adtam meg. Az élőhelyi sokféleség (HD) az élőhely típusok számával került megadásra, ahol Triantis *et al.* (2005), eredményei alapján nem a növénytársulásokot, hanem a vizsgált állatcsoport szempontjából lényegesnek ítélte, tíz élőhelytípust vettem alapul (6.2. táblázat). A típusok területek közti eloszlását a 6.1. táblázat mutatja.

³ A program részletes leírása és letöltés a <http://rsb.info.nih.gov/ij/> címen érhető el.



6.1. ábra A fajszám-terület (*SAR*) összefüggés és a kis-sziget hatás (*SIE*) vizsgálatába bevont harminchárom kaszálórét folt elhelyezkedése az Aggteleki-karszton. A foltok adatait a 6.1. táblázat tartalmazza. A területek számozása a foltok méret szerinti növekvő sorrendjét követi.

6.1. táblázat A fajszám-terület összefüggés (*SAR*) és a kis-sziget hatás (*SIE*) vizsgálatába bevont hegyi kaszálórét foltokon vizsgált mintaterületek (transzektek) száma (*Tr*), a foltok mérete (*A*), kerülete (*P*), fajszáma (*S*), élőhely-diverzitása (*HD*) és az élőhelytípusok területek közti eloszlása. A területszámok megegyeznek a 6.1. ábrán alkalmazott számozással.

Folt*	<i>Tr</i> [db]	<i>A</i> [ha]	<i>P</i> [m]	<i>S</i>	Élőhelytípusok**										<i>HD</i>
					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
1	1	0,08	120	11	+		+				+				3
2	1	0,13	170	15	+		+			+					3
3	1	0,18	200	12		+	+			+	+				4
4	1	0,19	240	13	+	+	+		+	+					5
5	1	0,2	190	13	+	+	+			+	+				5
6	1	0,39	280	14			+		+		+				3
7	1	0,46	300	27	+		+		+		+				4
8	1	0,52	350	16		+	+			+	+				4
9	1	0,53	410	22	+	+					+		+		4
10	2	0,6	500	14		+	+			+	+				4
11	2	0,83	440	19	+	+					+		+		4
12	4	1,3	1130	23	+	+	+		+	+	+				6
13	2	1,35	780	17		+	+				+				3
14	3	1,41	800	25	+		+		+		+		+		5
15	3	1,42	820	24	+		+	+		+	+		+		6
16	3	1,43	960	22	+		+		+	+	+		+		6
17	2	1,44	590	18		+	+		+		+				4
18	3	1,75	640	29	+	+	+		+	+	+		+		7
19	4	2,17	710	24	+	+	+		+	+	+		+		7
20	3	2,2	1150	27	+	+			+		+	+			5
21	4	2,46	860	23	+	+	+	+	+	+	+		+		8
22	3	2,79	950	23	+	+	+	+	+	+	+				7
23	2	2,86	720	14	+		+		+		+				4
24	3	3,36	1120	23	+	+	+		+		+		+		6
25	3	3,36	1420	16		+	+		+		+				4
26	3	3,49	1220	25	+	+	+	+			+				5
27	3	3,67	930	27	+	+	+		+	+	+		+		7
28	4	4,71	1260	34	+	+	+		+	+	+		+		7
29	3	5,49	2350	19		+	+		+	+	+				5
30	2	6,25	1970	20		+	+			+	+			+	5
31	5	6,37	1770	26	+	+	+		+		+		+		6
32	4	10,18	1770	31	+	+	+		+		+		+		6
33	3	12,85	2560	36	+	+	+		+		+				5

* A foltok területe alapján növekvő sorrendben. ** Részletesen lásd a 6.2. táblázatban.

6.2. táblázat A fajszám-terület összefüggés vizsgálatába bevont harminchárom mintaterület egyenesszárnnyúak előfordulása szempontjából lényegesnek ítélt élőhelytípusainak rövid leírása. A számozás megegyezik a 6.1. táblázatban használt számozással.

Kód	Élőhelytípus	Leírás
1	töbörperemek	töbörperemek <i>Poo badensis</i> - <i>Caricetum montanae</i> gyepei
2	töböroldal	töbörlejtők és tisztások jól benapozott részeinek változatos szerkezetű, jól záródott gyepei (<i>Polygalo majori</i> - <i>Brachypodium pinnati</i>)
3	gyepes szegély	homogén <i>Brachypodium pinnatum</i> gyepek a tisztások árnyékolt részein és szegélyein
4	vadföldek	a tisztásokon létesített, alkalmanként bevetett, többnyire gyomosodott vadföldek (<i>Agropyron</i>)
5	sík felszínen	leginkább kitettség nélküli felszíneken megjelenő gyepek a szálfűszintben <i>Bromus erectus</i> dominanciával
6	töböráljak	a töböráljakon megjelenő tömött szerkezetű, magasfűvű töbörálji rét
7	cserjés szegély	a tisztások szegélyei cserjékkel, a gyepszintben <i>Festuca rubra</i> és <i>Brachypodium pinnatum</i>
8	árvalányhajás gyepek	<i>Pulsatillo</i> - <i>Festucetum stipetosum</i>
9	kopár kőzetfelszínnek	sziklák, utak, töbrök meredek peremei
10	magaskórósok	források környékén megjelenő, magas zárt növényzetű élőhelyek

6.2.2. Adatelemzés

A gyepfoltokat jellemző változók (terület - *A*, élőhely diverzitás - *HD*, kerület - *P*, gyűjtésintenzitás - *Tr*) fajszámra gyakorolt hatását általánosított lineáris modell (GLM) segítségével vizsgáltam.

A fajszám-terület összefüggés (SAR) leírására használt lineáris modellek közül (log-log, semi-log), Connor & McCoy (1979) munkája alapján, a kapcsolatot legjobban leíró formulaként a magasabb r^2 értéket mutató modellt fogadtam el. Az r^2 értékek 5 %-nál kisebb eltérése esetén a log-log és a semi-log modellt egyaránt elfogadtam.

Az élőhely-diverzitás hatását *choros*-modell-t (Triantis *et al.* 2003) alkalmazva teszteltem. A modell feltételezi, hogy a terület és az élőhelyi sokféleség hatása összegződve, együttesen nagyobb mértékben hat a fajszámra, mint a terület magában. A modellben szereplő *choros* (*K*) értékét a

terület (A) és az élőhelyek számának (HD) szorzata adja: $K = A * HD$. Az így kapott változót az elfogadott lineáris modellbe helyettesítve a nagyobb magyarázó erővel bíró modellt (magasabb r^2) fogadjuk el. Az élőhelyi sokféleséget a terület növénytakarásainak számával, és a vizsgált élőlénycsoport fajainak élőhelyi igényét figyelembe vevő kategóriákat alkalmazva egyaránt megadhatjuk. Triantis *et al.* 2005 csigákon végzett vizsgálata során az utóbbi kategóriák bizonyultak jobban alkalmazhatónak.

A kis-sziget hatás (SIE) kimutatását először töréspont regresszióval kíséreltem meg az alábbi egyenlet alapján (Lomolino & Wieser 2001):

$$Y = b_0 + b_1 \left[(\log_{10}(A) - T_1) * (\log_{10}(A) \geq T_1) \right],$$

ahol Y = fajszám (S ; log-log modell), illetve a fajszám logaritmus (log₁₀(S); semi-log modell), A = folt területe m²-ben és T_1 = a kis-sziget hatás felső határa (log₁₀(A); m²). Ha a szigetméret kisebb, mint T_1 , akkor a független változó értéke nulla, és a fajszám a mérettől (A) független állandó (b_0). Az ennél nagyobb szigeteken a független változó értéke log₁₀(A) és T_1 különbségével egyenlő. Az elemzésben 101 regressziót végeztem mindkét modell (log-log és semi-log) esetén úgy, hogy T_1 értékét 0,1-10,0 közti intervallumban 0,1-es lépésekben növeltem. A SIE felső határát (T_1) a legnagyobb r^2 érték jelöli ki. A számolást a Mark V. Lomolino által rendelkezésemre bocsátott Excell file és macro segítségével (Lomolino & Wieser 2001) végeztem.

A kis-sziget hatás kimutatását path-elemzéssel is megkíséreltem (Triantis *et al.* 2006.). A módszert, mint több egymással kapcsolatban lévő változó hatásának elemzésére szolgáló hatékony eljárást tartják számon (Barta *et al.* 2000). Az itt alkalmazott *a priori* modell feltételezi, hogy a terület közvetlenül és az élőhely-diverzitáson keresztül közvetve is hat a fajszámra, míg az élőhely diverzitás hatása csak közvetlenül nyilvánul meg (Triantis *et al.* 2006.).

6.3. Eredmények

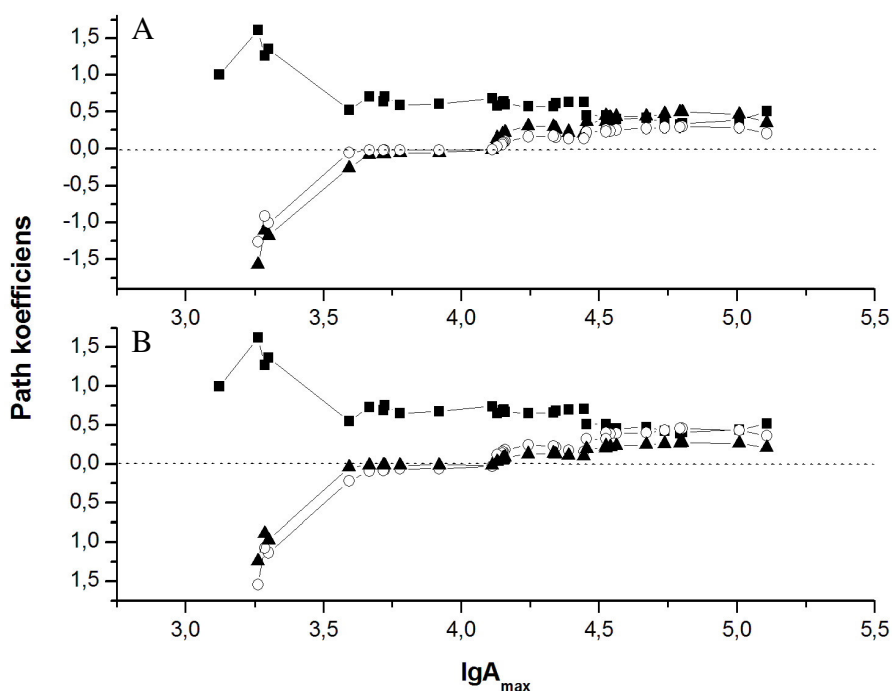
A vizsgált változók közül csak a terület (A) és az élőhelyi sokféleség (HD) élőhelyfoltok fajszámára gyakorolt hatása volt igazolható. A kerület (P), és a gyűjtésintenzitás (Tr) fajszámra gyakorolt hatása nem volt kimutatható.

A fajszám-terület összefüggést leíró log-log és semi-log lineáris modellek illeszkedése hasonlóan adódott. Az r^2 értékek eltérése 5 %-on belüli volt (log-log: $r^2 = 0,5381$; semi-log $r^2 = 0,5002$ $p < 0,01$), így mindkét modell elfogadható. A görbe meredeksége (z) log-log-modell esetén $z = 0,1781$ -nek adódott.

A *choros*-modell mind log-log, mind semi-log modell esetén jobb illeszkedést mutatott, mint a hagyományos faj-terület (SAR) modellek. A két vizsgált modell közül ebben az esetben is a *power-function* (log-log) modell illeszkedése volt jobb, de a különbség itt is kicsinek adódott. Log-log esetben $r^2 = 0,6259$, $p < 0,01$, míg semi-log modell esetén $r^2 = 0,5816$, $p < 0,01$.

A kis-sziget hatás (SIE) jelenlétét töréspont regresszióval mindkét lineáris modell esetén megvizsgáltam. A log-log modellt alkalmazva $T_1 = 2,9$ ($\log_{10}(A)$), azaz egyik vizsgált élőhelyszigeten sem mutatható ki kis-sziget hatás. A semi-log modell esetén $T_1 = 3$, azaz mindössze egy sziget tekinthető kis szigetnek a módszer alapján.

A path elemzést, a modellválasztás eredménye alapján, Triantis *et al.* 2006 munkájától eltérően mindkét lineáris modell esetén elvégeztem. A path együtthatók értékeinek változását a 6.2. ábra mutatja. Az area közvetlen hatása sem a log-log, sem a semi-log modell esetén nem csökkent nulla alá. Ez alapján, a vizsgált élőhely szigeteken nincs jelen path elemzéssel kimutatható kis-sziget hatás.



6.2. ábra Az area (A) és az élőhely diverzitás (HD) Orthoptera fajszáma (S) gyakorolt közvetlen és közvetett hatása path elemzés alapján, az Aggteleki-karszt fennsíki élőhely foltjain ($n = 33$). A: semi-log, B: log-log modell alapján. ■: az area közvetlen hatása (A-S), ▲: az élőhely diverzitás közvetlen hatása (HD-S), ○: az area élőhely diverzitáson keresztül kifejtett hatása (A-HD-S).

6.4. Értékelés

A teresztris élőhely szigetek fajsámát a valódi szigeteknél ismert tényezőkön túl (terület, élőhely-diverzitás, a sziget kora, izoláltság és zavarás), a szigethatárok élessége és a szigeteket hordozó mátrix heterogenitása is befolyásolja. Mindemellet legnagyobb mértékben, ebben az esetben is az élőhely-diverzitás és a terület hat pozitívan a fajsámra (Forman & Gordon 1986). Az általam vizsgált élőhelyszigetekben is ennek a két

tényezőnek a hatása bizonyult szignifikánsnak, míg a szigetek kerülete és kutatótsága nem volt kimutatható hatással a fajszámra.

A fajszám-terület összefüggés (SAR) általánosan elfogadott és alkalmazott lineáris modelljeinek (log-log és semi-log modellek) illeszkedése nem mutatott lényegi eltérést. Connor & McCoy (1979) több mint száz adatsor vizsgálata során számos esetben, míg Báldi & Kisbenedek (1999) a Budai-hegység lejtősztyepp foltjainak egyenesszárnú együtteseinek esetén tapasztalta a két modell együttes megfelelését. A faj-terület görbe (log-log) meredekségét (z) számos tényező befolyásolhatja, értékét matematikai és biológiai szempontból egyaránt megkísérelték interpretálni (Connor & McCoy 1979). McArthur & Wilson 1967 az izoláltság hatását emeli ki és z értékére valódi szigetek esetén 0,2-0,4, míg kevésbé izolált terestrisz szigetek esetén 0,12-0,19 közti intervallumot határoz meg. A karszt Orthoptera együttesei kapott érték ($z = 0,1781$) a vizsgált élőhelyszigetek kis fokú izoláltságára utal és a McArthur & Wilson (1967) által megadott intervallum helytállóságát bizonyítja.

A fajszám-terület összefüggés elméleti magyarázatára leginkább elfogadott modellek, az *area per se* és a *habitat diversity* elméletek egyike sem bizonyult kizárólagosnak. Az eddigi tesztek a két hatás együttes jelenlétét igazolták, melyek egymáshoz viszonyított jelentősége esetről-esetre változik (Connor & McCoy 1979, Ricklefs & Lovette 1999). A két változó együttes hatását figyelembe vevő modellek közül a Triantis *et al.* (2003) által bevezetett *choros*-modell a legújabb és egyben legegyszerűbb. A vizsgált gyepfoltok együtteseinek esetén a *choros*-modell a hagyományos faj-terület modelleknél jobb illeszkedést mutatott, ami az élőhelyi diverzitás együttesek fajszámára gyakorolt jelentős pozitív hatását mutatja a vizsgált élőhelyfoltok esetén. A fennsíkon végzett fenntartó kezelések (kaszálas) nem csak a foltok méretének fenntartása, hanem a szekunder szukcesszió

gátlása révén a nagyobb élőhelyi diverzitás fenntartásán keresztül is segíti az egyenesszárnýú fajok populációinak hosszú távú fennmaradását.

A kis-sziget hatás (*SIE*) a szigetek korábban feltételezettnél jóval nagyobb részét érinti. Lomolino & Wieser (2001) 102 adatsort vizsgáltak töréspont regresszióval és mindössze 11 esetben nem tudták kimutatni a hatás jelenlétét. Tapasztalataik szerint a kis-sziget hatás mérettartományának határa (T_I) a szigetek izoláltságától és a vizsgált taxon sajátosságaitól egyaránt függ. A kevésbé izolált szigetek T_I értéke kisebb. A vizsgált taxonok közül az ízeltlábúak (bogarak, lepkék) közepes T_I értéket mutattak, ami a kis forrásigény és nagy terjedőképeség kombinációjának eredménye lehet. Feltételezhetően ezek a tényezők döntően közrejátszottak abban, hogy a vizsgált fennsíki élőhelyfoltok egyenesszárnýú együtteseiben, a Lomolino & Wieser (2001) által használt töréspont regresszióval nem sikerült jelentős kis-sziget hatást kimutatni. A log-log modell esetén egy sziget sem, míg a semi-log modell esetén mindössze egy sziget bizonyult kis szigetnek. A kis-sziget hatás (*SIE*) vizsgálatára használt másik módszer a Triantis *et al.* (2006) által bevezetett path elemzés, a kis szigetek mérettartományának határát a legtöbb vizsgált esetben a töréspont regresszióval nagyobbra becsüli. A módszerrel, az itt vizsgált szigetekeken (foltokon) sem sikerült kimutatni kis-sziget hatást, annak ellenére, hogy a korábban végzett vizsgálatokkal ellentétben (Triantis *et al.* 2006) az elemzést nem csak log-log, hanem semi-log modellt alkalmazva is elvégeztem.

A fogott Orthoptera fajok többsége röpképtelen, illetve nagyobb vándorlásokra, gradációkra való hajlamuk nem ismert. A foltok közti vándorlásra egyedül a szegélyeket lakó (*Pholidoptera transsylvanica*, *P. griseoptera*, *Metrioptera brachyptera*, *M. bicolor*) és a jobb mozgékonyaságú thamnobiont fajok (*Tettigonia cantans*, *Phaneroptera falcata*) esetén lehet számítani. Ez alapján a kis-sziget hatás jelenlétének

hiánya egyrészt a szigetek kisfokú izoláltságával, másrészt fiatal korával magyarázható. A terület nyugati részén (Haragistya-fennsík), a légifotók tanulsága szerint, még az 1950-es években is a kaszálók összefüggő hálózata volt jellemző, és a szigeteket izolációjuk óta nem érték, jelentős stochastikus események (katasztrófák), amik a fajgazdagság drasztikus csökkenését eredményezték volna. A területen az erdő- és rétgazdálkodás váltása több alkalommal is lezajlott az elmúlt 200 évben, amiről a különböző korú honvédségi felmérések adatai tanúskodnak (Nagy 2003). A területhasználat változásai az élőhelyek sajátos dinamikáját hozták létre, mely során a gyeplakó fajok visszaszorulásukat követően újra szétterjedhettek a fennsík területén. A természetvédelem által jelenleg stabilizált állapot egyik veszélye épp az, hogy a szigetek „tartósított” izolációja révén a véletlen folyamatok hatása felerősödik és a szigetek faunája – különös tekintettel a kisebb szigetekre – folyamatosan elszegényedik. A megmaradó nagyobb foltok pedig, részben a szintén megnövekedett izoláció miatt, nem feltétlenül lesznek képesek a terület jellemző együtteseinek fenntartására. A fajegyüttesek megóvása szempontjából a természetvédelem elsődleges feladata nem a jelenlegi állapot teljes mértékű konzerválása, hanem a foltok összeköttetéseinek fenntartása és a már leszakadt foltok hálózatba való visszaintegrálása. A foltok összeköttetéseinek fontosságát Nagy (2002) és Jordán *et al.* (2003) a *Pholidoptera transsylvanica* kapcsán külön is kiemelték.

7. Összegzés

7.1. Fauna, együttesek és vizsgálatuk módszerei

A fajok elterjedésének és a közösségek összetételének ismerete a gyakorlati és elméleti természetvédelem során egyaránt nélkülözhetetlen (Colwell & Coddington 1994). Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera faunájáról összegyűjtött adatok 79 faj elterjedéséről számolnak be. Az *Isophya camptoxypha* és a *Stenobothrus fischeri* elterjedésének revíziója után a fajlista 77 Orthoptera fajt (41 *Ensifera*, 38 *Caelifera*) tartalmaz, ami a hazai fauna 64 %-a (Nagy 2003). A sajátos biogeográfiai helyzet következtében, a viszonylag kis területen nagyszámú faunaelem együttes jelenléte figyelhető meg (Varga 1995). A szibériai fajok túlsúlya (57 %) erős kontinentális hatást mutat. A mediterrán fajok (pl. *Saga pedo*, *Poecilimon fussi*) aránya a xerotherm lejtőkön a legmagasabb, ahol az 50 %-ot is elérheti. A területre leginkább jellemző dácikus és balkáni fajok, mint a *Pholidoptera transsylvanica*, *Paracaloptenus caloptenoides*, *Leptophyes discoidalis* és *Isophya stysi* a fennsíkok gyepeinek lakói (i).

Hét faj elterjedése az adatok kora miatt bizonytalan. Jelenlétük igazolása a Ménes-völgy (Szögliget), a Bérc-, Baradla- és Galya-tető, valamint a Nagy-oldal részletes vizsgálatát igényli. A vizsgált 67 lelőhely becsült kutatottsága 97,8 %. Ezeknek az élőhelyeknek a további vizsgálata várhatóan nem gyarapítja a fajlistát. Egyes területek kiugróan magas fajszáma (pl. jósvafői Szőlő-hegy: 51 faj) a kedvező élőhelyi adottságok mellett a kutatottság egyenetlen térbeli eloszlásának tulajdonítható. A nemzeti park legintenzívebben vizsgált részei a Jósvafőtől északra eső fennsík és a jósvafői Szőlő-hegy. Legkevésbé a Szalonnai-karszt, a Rudabányai-hegység, az Esztramos, a Jósua-völgytől délre és a

Szelcepusztától keletre eső területek, Szin és Szinpetri környéke, valamint az Alsó-hegy kutatók. A faunakutatás prioritásait a megerősítést igénylő adatok felülvizsgálata és a gyengén, illetve az egyáltalán nem kutatott területek köre jelöli ki (i).

Az egyenesszárnyúak mintavételezésére számos módszert ismerünk (Gardiner *et al.* 2005). A nemzeti park faunájának vizsgálatokor legtöbbször fűhálózást, egyelést és tálcsapdázást alkalmaztak. A módszerek hatékonyságát, szelektivitását és a gyepszerkezet ezekre gyakorolt hatását a mintavételi hibák csökkentése és a metodika fejlesztése céljából elemeztem. A gyűjtött fajok száma alapján az egyelés, a ráfordítás alapján a fűhálózás bizonyult a leghatékonyabbnak. A könnyen standardizálható csapdázás, több főleg talajon mozgó taxon együttes gyűjtésekor bizonyulhat hatékonynak (Murkin *et al.* 1996). Eredményeim szerint az általam használt nagyméretű ($\varnothing = 20$ cm) csapdák kvantitatív adatgyűjtésre is alkalmasak. Az egyelés a ritka, míg a tálcsapda a fissurobiont fajokra bizonyult szelektívnek. Az egyelés és fűhálózás chorto-, illetve thamnobiontokkal szembeni érzékenységét közvetett módon igazoltam. Utóbbi két módszer hasonló szelektivitása, a minták összevethetőségének megtartása mellett, teszi lehetővé azok együttes alkalmazását. A tálcsapda ellentétes szelektivitása együttes alkalmazás esetén ellensúlyozza azok szelektivitását. A vizsgált finom skálán a vegetációstruktúra hatása nem volt kimutatható.

Eredményeim alapján a vizsgált módszerek egyike sem tekinthető kizárólagosan megfelelőnek, így az adatszükséglet és az erőforrások ismeretében kell közülük választanunk, vagy kell kombinálnunk azokat. Összegezve az egyelés-fűhálózás kombinációját találtam legelőnyösebbnek, ami révén egy széles körben alkalmazható, ritka fajokra érzékeny, aránylag kis terepi és laboratóriumi munkaigényű, nagy hatékonyságú, jelenlét-hiány és kvantitatív adatok gyűjtésére egyaránt alkalmas eljárást kapunk. A

leírtakat figyelembe véve az együttesek vizsgálatakor a jól összevethető, egyelű és fűháló mintákat vettem figyelembe (ii).

A különböző növényasszociációk szerkezetüknek megfelelő faj-kombinációjú Orthoptera együttesekkel feleltethetők meg, melyek az élőhelyszerkezet változásainak érzékeny indikátorai lehetnek. Az Aggteleki Nemzeti Park fajgazdag másodlagos gyepeinek együtteseit tizenkét éves mintavétel-sorozat adatai alapján elemeztem. A vizsgált együttesek összetételük alapján négy csoportra oszthatók. A fennsík mezo-higrofil és átmeneti jellegű gyepeinek együttesei jól elkülönültek a fennsík és a jósvafői Szőlő-hegy xerotherm gyepeinek együtteseitől. A fennsíki együtteseket a domináns fajok alapján euthystira- (mezo-higrofil), átmeneti- és crassipes-típusúnak (xerotherm) tekinthetjük, míg a szőlő-hegy együtteseit a sajátos fajösszetétel miatt külön kategóriába kell sorolnunk. A típusok hasonló elkülönítése már a korábbi elemzések során felmerült (Orci 1997a, 1997b). A xerotherm crassipes- és szőlő-hegyi típusokban a fajszám, a diverzitás (Shannon-index), a thamo- és geobiont fajok, illetve a mediterrán színezőelemek aránya egyaránt magasabb volt, mint a humidabb gyepek együtteseiben. A terület jellemző balkáni és dácikus fajainak aránya az átmeneti típus esetén volt legmagasabb (iii).

Az együttes típusok karakter fajait IndVal módszerrel (Dufrêne & Legendre 1997) határoztam meg. Az együttesekre általánosan jellemző fajok a hazai fauna gyakori euriók fajai közül kerültek ki. A fennsík zártabb gyepeire a mezo-higrofil szöcskék (pl. *Tettigonia cantans*, *Metrioptera brachyptera*, *M. roeselii*), míg a xerotherm együttesekre a choro- és geobiont sáskák (*Stenobothrus crassipes*, *Calliptamus italicus*), illetve a xerofil szegélyek szöcskéi (*Metrioptera bicolor*, *Phaneroptera falcata*, *Pholidoptera fallax* stb.) voltak jellemzők. A humidabb élőhelyek egyöntetűségét a típusok kisszámú saját indikátor faja is igazolja (iii).

A nemzeti park Orthoptera fajainak elterjedésében, elmúlt évtizedek során lezajlott változások vizsgálatát az alkalmazott mintavételi módszerek és a gyűjtésintenzitás időbeli különbségei nem tették lehetővé (i). A leírt együttesek biológiai monitoringban való felhasználásához azonban szükséges azok természetes dinamikájának ismerete, amit az együttesek leírásakor is használt adatsor alapján elemeztem. A főbb együttestípusok (euthystira-, crassipes-, szőlő-hegyi típus) az 1994-1996. közti adatok alapján állandónak mutatkoztak (Orci 1997a, 1997b), ám az 1997-2005. közti időszakban azok felbomlását (1997-2000), majd újraszerveződését (2001-2002) figyeltem meg. A ciklikus változások a típusok domináns fajainak gyakoriságváltozásában is megmutakoztak. Az euthystira- és átmeneti-típusú együttesekben a domináns fajok rangsora sokkal állandóbbnak bizonyult, mint a crassipes- és szőlő-hegyi típusokban. A legnagyobb változások minden típusban az 1996-1997. és 2000-2002. közti időszakban mutatkoztak. A domináns fajok rangsorának állandósága a típusok fajszámával és diverzitásával negatív kapcsolatot mutatott, ami leginkább a közepes zavarási hipotézissel (Conell, 1978) magyarázható. A vizsgált élőhelyeken a fenntartó kezelés (kaszálás) jelenti az egyetlen „zavarást”. Utóbbi típustól függetlenül jelen van, így az abundancia rang struktúra állandóságának különbsége az élőhelyek eltérő intenzitású éves változásaival magyarázható. A Szőlő-hegy mezoklimájának változékonysága és a termőhelyi adottságok (pl. kitettség, talajtípus és vastagsága stb.) egyaránt az élőhelyek változékonyságát erősítik. A fennsík temperáltabb mezoklimatikus viszonyai közt, ilyen változékonyszerkezetű élőhelyek, a töbörperemeken és a meredek déli lejtőkön találhatók. A vizsgált együttesek dinamikája az élőhelyek változékonyságával összhangban alakult, ami az együttesek és az élőhely szerkezete közti szoros összefüggést mutatja.

A gyepszerkezet változásait legjobban a típusok domináns fajainak gyakoriság-változásai mutatták, míg a fajszám, a fajösszetétel és az életforma-típusok eloszlása a változások jelzésében kevésbé hatékony változónak bizonyultak. A formagazdag karsztfelszínen nagyszámú mikro- és mezoklíma zug alakul ki, melyek a makroklíma együttesek kompozíciójára gyakorolt hatását elfedik, így az a vizsgált változók esetén nem volt kimutatható (iii).

A területen is jelentős nagy fajgazdagságú másodlagos gyepek, a legnagyobb természeti értékkel bíró típusok között szerepelnek (Bignal & McCracken 1996, Balmer & Erhardt 2000). Az elmúlt évtizedekben Európa szerte a gyepek fragmentálódása és a megmaradt foltok fajgazdagságának csökkenése volt megfigyelhető. A foltok fajszámát meghatározó tényezőket a Középső-plató élőhelyszigeteinek Orthoptera együtteseinek esetén vizsgáltam. A vizsgált szigeteken a terület (A) és élőhelyi diverzitás (HD) fajszámra gyakorolt hatása egyaránt jelentősnek bizonyult, míg a szigetek kerületének és kutatottságának hatása nem volt kimutatható. A fajszám-terület összefüggés (SAR) két általánosan elfogadott lineáris modellje (log-log, semi-log) egyaránt jó illeszkedést mutatott. Log-log modell esetén a faj-terület görbe meredeksége ($z = 0,1781$) megfelelt a McArthur & Wilson (1967) által, teresztris szigetekre megadott intervallumnak, ami az élőhelyszigetek kisfokú izoláltságát mutatja. A terület és az élőhelyi diverzitás hatását együttesen figyelembe vevő *choros*-modell (Triantis *et al.* 2003) hagyományos modelleknél jobb illeszkedése, az élőhelyi diverzitás fajszámra gyakorolt jelentős pozitív hatására utal.

A kis szigetek fajszámát a területtől független tényezők, katasztrófák, zavarás, az élőhelyi sokféleség, vagy faj-interakciók alakítják. A kis-sziget hatásnak (*SIE*, Lomolino 2000) nevezett jelenség mérettartományának határa töréspont regresszióval (Lomolino & Wieser 2001) és path-elemzéssel

(Triantis *et al.* 2006) mutatható ki. A fennsík élőhelyszigetein annak ellenére sem sikerült jelentős kis-sziget hatást kimutatnom, hogy a két elemzést mindkét lineáris modellel elvégeztem. A kis-sziget hatás hiánya a szigetek kisméretű izoláltságával és viszonylagos fiatalságával magyarázható. A szigetek izoláltságának stabilizálódása a fajszámok csökkenését és a jelenség mérettartományának emelkedését eredményezheti (iv).

7.2. Természetvédelmi alkalmazások

Az Aggteleki Nemzeti Park Orthoptera faunája a fajszám, valamint a védett (11) és országosan ritka fajok (12) száma alapján egyaránt jelentős természetvédelmi értéket képvisel. A faunisztikai adatok revíziója során a védett *Isophya brevipennis* (*camptoxypha*) töröltem a fajlistából, míg további négy védett faj esetén elterjedési adatokat revideáltam. A védett *Leptophyes punctatissima*, *Poecilimon intermedius* és *Tettigonia caudata* elterjedése adataik kora miatt megerősítést igényel (i).

Az összegyűjtött elterjedési adatok alapján a faj- és élőhelyvédelem prioritásai egyaránt kijelölhetők. A területi prioritásokat a lelőhelyek rangsorolásával (egyszerű rangsor, komplementer területek módszere) határoztam meg (Williams *et al.* 1996, Reid 1998, Margules & Pressey 2000). A fajszám (*S*) és a ritkasággal súlyozott fajszám (*SR*) a ritka fajok számánál (*SQ*) módszertől függetlenül hatékonyabb rangsorváltozónak bizonyult, ami jelzi, hogy a ritka fajokra alapozott természetvédelmi törekvések nem feltétlenül vezetnek megfelelő eredményre. Az egyenesszárnnyúak védelmében a Középső-plató és a jósvafői Szőlő-hegy fajgazdag másodlagos gyepei bizonyultak legjelentősebbnek. A hatékonyság növelésének másik eszköze a fajokhoz tartozó természetvédelmi felelősség magadása (Dunn *et al.* 1999, Sólomos *et al.* 2006). A terület védett és ritka

fajai közül háromhoz (*Pholidoptera transsylvanica*, *Pseudopodisma nagy*i, *Isophya stysi*) globális, további öthöz (*Leptophyes discoidalis*, *Poecilimon fussi*, *Saga pedo*, *Paracaloptenus caloptenoides*, *Stenobothrus eurasius*) európai szintű természetvédelmi felelősség kapcsolható. A legnagyobb országos szintű természetvédelmi felelősség az *Omocestus viridulus* kapcsán merült fel. A kiemelt fajok és élőhelyeik védelme, valamint állományaik monitorozása a helyi természetvédelem kiemelt feladata. (i).

Az egyenesszárnyúak az élőhelyszerkezet változásának érzékeny indikátorai (Andersen *et al.* 2001), ám a monitorozáshoz ideális esetben torzítatlan adatok szükségesek. Az adatminőség az alkalmazott módszerek szelektivitásának és hatékonyságának ismeretében javítható. Az Orthopterák gyűjtésére gyakran használt fűhálózás, egyelés és tálcspadázás (Gardiner *et al.* 2005) összevetése során egyik módszer sem bizonyult abszolút érvényűnek. A hatékonyság és szelektivitás mutatóit figyelembe véve a fűháló-egyelés kombinációja mutatja a legtöbb előnyös tulajdonságot. A faj és közösségi monitoring során is e két módszer együttes alkalmazása javasolható (Nagy *et al.* 2007) (ii).

A ritka és védett fajok száma, valamint a diverzitási értékek alapján, a legnagyobb természetvédelmi értéket a fennsíkok crassipes-típusú együtteseik képviselik, ami megerősíti a területválasztás eredményeit. A xerotherm típusok abundancia-rang struktúrájának kisebb állandósága az élőhelyek változékonyságával magyarázható. Az élőhelyszerkezet változásait legjobban a típusok domináns fajainak gyakoriság-változásai jelzik. A fajszám, a fajösszetétel és az életforma-típusok eloszlása kevésbé hatékony indikátornak bizonyult. (iii).

A fennsíki kaszálók felhagyása a gyepek fragmentálódását és szerkezetük átalakulását eredményezte. A területhasználat váltása a XVIII. század óta többször is lezajlott (Nagy 2003). A folyamat során a gyepek

visszaszorulásait követően azok fajai újra és újra szétterjedtek a fennsíkokon. A jelenlegi állapotok fenntartásának fő veszélye épp az élőhelyszigetek izolációjának „tartósítása”. A hosszú távú elszigetelődés a kis szigetek fajszámát döntően meghatározó, területtől független hatások (degradáció, katasztrófák, élőhely diverzitás stb.) erősödését, azaz a kis-sziget hatás (*SIE*) mérettartományának növekedését és egyben a fajgazdagság csökkenését eredményezi. A fajok és együttesek megóvása szempontjából a természetvédelem elsődleges feladata az élőhelyszigetek összeköttetéseinek fenntartása és az elszigetelődött foltok visszaintegrálása, aminek fontosságát Nagy (2002) és Jordán *et al.* (2003) a *Pholidoptera transsylvanica* metapopulációk kapcsán külön is hangsúlyozta (iv).

8. Summary

8.1. Fauna, assemblages and methods

The knowledge of species' distribution and community composition is essential for practical and theoretical conservation biology (Colwell & Coddington 1994). The occurrence of 79 orthopteran species is known from the Aggtelek National Park. This list reduces to 77 (41 *Ensifera*, 38 *Caelifera* species) after the revision of the occurrences of *Isophya camptoxypha* and *Stenobothrus fischeri*, which number is 64 % of the Hungarian Orthoptera fauna (Nagy 2003). Due to its exceptional biogeographic position, several faunal elements can co-occur in an area of relatively small extent (Varga 1995). The overwhelming number of Siberian elements (57 %) indicates strong continental influence. Proportion of Mediterranean elements (eg. *Saga pedo*, *Poecilimon fussi*) reach its maxima up to 50 % on xerothermic southern slopes. The most characteristic Dacian and Balkanic species, like *Pholidoptera transsylvanica*, *Paracaloptenus caloptenoides*, *Leptophyes discoidalis* and *Isophya stysi* are living in the grasslands of the plateaus (i).

Distributions of seven species were based on unreliable data, the conformation their occurrence needs survey of the Ménes-völgy (Szögliget), Bérc-, Baradla- and Galya-tető, and Nagy-oldal areas. Estimated exploration rate of the 67 locations were 97.8 %. Surveying the above areas will supposedly not contribute with new species to the list. Some instances with exceptionally high species richness (e.g. Szőlő-hegy near Jósavő with 51 species) can be due to favourable habitat characteristics and overcollecting. Most intensively surveyed areas of the national park are plateaus north to and Szőlő-hegy near Jósavő. Less intensively surveyed areas are Szalonnai-

karszt, Rudabányai-hegység, Esztramos, and areas south to Jósua-völgy and east to Szelcepuszta, surroundings of Szin and Szinpetri, and Alsó-hegy. Priorities of further faunistic research involve confirmation of dubious records and surveying undercollected areas (i).

Several methods are used for sampling orthopterans (Gardiner *et al.* 2005). In the national park survey, sweep-netting, hand collecting and dish trapping were used in most of the cases. I tested the effectiveness, selectivity and effects of grass structure in order to reduce biases and to improve sampling methodology. Based on number of collected species hand collecting, based on cost-effectiveness sweep netting was most efficient. Dish trapping is easy to standardise, and can be useful for collecting ground-active species (Murkin *et al.* 1996). Our results indicate that wide ($\varnothing = 20$ cm) traps can be used to collect quantitative samples. Hand collecting was selective for rare species, while dish trapping was selective towards fissurobionts. Hand collecting and sweep-netting was sensitive to chorto- and thamnobionts. This result can indicate that these two methods can be combined. The use of dish-trapping can balance selectivity. The effect of vegetation structure on the results was not significant on the small scale of the study.

None of these methods can be universal, and one has to choose among them or combine these according to the aims and budget of a given study. In summary, the combination of hand-collecting and sweep-netting was most useful, because it can be widely used, sensitive to rare species, it has low field and lab costs, highly effective, can be used for binary and quantitative data collecting. Thus for further analyses I used the combination of sweep-netting and hand collecting, because this gives the most comparable results (ii).

Plant associations can be characterised with Orthoptera assemblages due to their structure, and thus orthopterans can be used as indicators of

structural changes. I analyses Orthoptera assemblages of secondary grasslands in the Aggtelek National Park in a twelve-year study. Four assemblage groups were identified. The meso-hygrophilous and transitional grasslands of the plateau region are differ from the xerophilous grasslands of the plateau and the Szőlő-hegy. The plateau sites can be characterised as euthystira-type (meso-hygrophilous), transitional and crassipes-type (xerothermic) based on dominant species, while assemblages of the Szőlő-hegy form a distinct cluster of sites. This kind of characterisation was earlier proposed by Orci (1997a, 1997b). The crassipes-type and Szőlő-hegy type assemblages were species rich and dominated by thamno- and geobiont species and Mediterranean species than in the more humid sites. Balcanic and Dacian species were most abundant in transitional type assemblages (iii).

I identified characteristic species of these assemblages by IndVal method (Dufrêne & Legendre 1997). General species of different types were widely distributed generalists. In the dense grasslands hygrophyl grasshoppers (*Tettigonia cantans*, *Metrioptera brachyptera*, *M. roeselii*), while in xerothermic sites locusts (*Stenobothrus crassipes*, *Calliptamus italicus*) and thermophyl grasshoppers (*Metrioptera bicolor*, *Phaneroptera falcata*, *Pholidoptera fallax*) were characteristic. Uniformity of the more humid sites is proved by the smaller number of characteristic species (iii).

We can not identify trends in the changes of Orthoptera assemblages during the last decades due to heterogeneous sampling intensity and variable sampling protocol (i). But, for the application of the above detailed assemblage-types in biological monitoring, we have to know their natural dynamics. The assemblage types (euthystira, crassipes, Szőlő-hegy) were compositionally constant in the 1994-1996 period (Orczi 1997a, 1997b), but these were reorganised during the years 1997-2000, and later re-established between 2001-2002. This cyclic change was prominent in the changes in the

relative frequency of the dominant species. In the euthystira and transitional type assemblages the dominance ranks of the species were more constant, than that of in the crassipes and Szőlő-hegy types. Largest changes occurred in the period 1997-1998 and 2000-2002 for all assemblage types. The constancy of dominant species ranks were negatively correlated with the species richness and diversity of the assemblage types. This phenomenon can be explained by the intermediate disturbance hypothesis (Connell, 1978). In the studied sites, the mowing is the only “disturbance” that is used to sustain these grasslands. This was present irrespective of grassland type, thus changes in the abundance rank structure can be attributed to different year-to-year changes of these grasslands. Mesoclimatic variability of the Szőlő-hegy and its habitat features (i.e. aspect, soil type, soil depth) contribute to the acceleration of changes. The more balanced mesoclimate of the plateau region variable habitats can only be found at doline edges and steep southern slopes. Dynamics of the studied assemblages were parallel to the variability of habitats, underlying the strong association between habitat structure and species composition. Changes in habitat structure were reflected by changes in the frequency of the most abundant species, while species richness, composition and distribution of life forms were not very sensitive to these changes. The geologically complex karstic surface provides many micro- and mesoclimatic shelters that are able to mask macroclimatic effects on species composition (iii).

Species rich secondary grasslands have high natural value (Bignal & McCracken 1996, Balmer & Erhardt 2000). In recent decades, grassland fragmentation and decrease in richness was observed through Europe. I studied the richness and its determinants in the fragmented grasslands of the middle plateau. I studied the relationship between the area (*A*), habitat diversity (*HD*) and species richness, and both proved to be significantly

affecting richness. While the perimeter of the patches and survey intensity had no significant effect. The log-log and semi-log model of the species-area relationship (SAR) fitted well to the data. For the log-log model, slope ($z = 0,1781$) agreed well with the theoretical expectations of terrestrial habitat islands by McArthur & Wilson (1967), thus reflecting small isolation. The *choros* model incorporates both the effects of area and habitat diversity (Triantis *et al.* 2003). This model fit was highest indicating the strong effect of habitat diversity on species richness.

Species richness in small islands is influenced by catastrophic events, disturbance, habitat diversity and species-interactions. The upper threshold of this so called small island effect (SIE, Lomolino 2000) can be identified by breakpoint regression Lomolino & Wieser (2001) and path analysis (Triantis *et al.* 2006). I could not find small island effect for the Orthoptera data set. The lack of this effect can be due to the small isolation of these patches and the relatively young separation of them. Isolation may result in decreasing richness when stabilised in the future (iv).

8.2. Conservation applications

The Orthoptera fauna of the Aggtelek National Park is of outstanding value based on its richness, the number of protected species (11) and nationally rare species (12). As a result of the revision of the faunistic data, the protected species *Isophya brevipennis* (*camptoxypha*) was deleted from the species list, and I corrected occurrence data for other four species. The records of the protected species *Leptophyes punctatissima*, *Poecilimon intermedius* and *Tettigonia caudata* need further support (i).

Based on the revised data set, I prioritised species and areas. Areas were prioritised based on simple ranking and complementarity (Williams *et*

al. 1996, Reid 1998, Margules & Pressey 2000). The species richness (*S*) and rarity weighted species richness (*SR*) performed better than the number of rare species (*SQ*). Highest ranking areas included the rich secondary grasslands of the Középső-plató and the Szőlő-hegy near Jósvafő. I also determined responsibility scores for each species (Dunn *et al.* 1999, Sólymos *et al.* 2006). I identified global responsibility for three species (*Pholidoptera transsylvanica*, *Pseudopodisma nagyí*, *Isophya stysi*), European responsibility for five species (*Leptophyes discoidalis*, *Poecilimon fussi*, *Sagapedo*, *Paracaloptenus caloptenoides*, *Stenobothrus eurasius*). National scale responsibility was highest for the species *Omocestus viridulus*. Habitat protection and monitoring for these species is a priority for local protection agenda (i).

Orthopterans are sensitive indicators of changes in habitat structure (Andersen *et al.* 2001), but their monitoring ideally requires unbiased data. This depends on the selectivity and effectiveness of the applied methods. Most commonly used method is sweep-netting, hand-collecting and dish-trapping (Gardiner *et al.* 2005), but these are not necessarily comparable to each other. The combination of data from hand-collecting and sweep-netting is the most reliable. The use of these two methods in community monitoring is suggested (Nagy *et al.* 2007) (ii).

Highest natural value was found at the crassipes-type assemblages of the plateau region, and this is in accordance with the site selection results. Variability in the abundance rank structure of the xerothermic types is due to variability of habitat characteristics. This is best reflected by the frequency changes of the most dominant species. Species richness, diversity and distribution of life forms were less sensitive to these changes (iii).

The abandonment of the hayfields in the plateaus resulted in the fragmentation of these grasslands. Land use change has been taken place

several times during the last two centuries (Nagy 2003). The conservation of the current situation may conserve isolation as well. Isolation may cause decrease in richness in the long run through area independent effects (degradation, catastrophic events) in small patches (i.e. small island effect). Primary duty of nature protection is to maintain connectivity among these isolated grassland fragments. This was highlighted by Nagy (2002) and Jordán *et al.* (2003) for the cases of *Pholidoptera transsylvanica* metapopulations.

9. Köszönetnyilvánítás

Elsőként témavezetőimnek Rácz Istvánnak és Varga Zoltánnak mondok köszönetet a gondolatébresztő beszélgetésekért, a mindig segítő szándékú kritikákért és útmutatásokért, melyek végig kísérték eddigi munkámat. Orci Kirillnek az első minták határozásban és a terepi munkában nyújtott segítségével, valamint a rendelkezésemre bocsátott adatokért tartozom köszönettel. Sólymos Péter barátomnak a közösen végigdolgozott terepnapokért, az elemzésekben nyújtott nélkülözhetetlen segítségével és hasznos, néha kíméletlen kritikai észrevételeiért mondok köszönetet. A terepi munkában Artim Enikő, Csőke Kinga, Jancsek Edina, Kisfali Máté, Kozma Péter, Majoros Boglárka, Molnár Tivadar és Oláh Tamás voltak segítségemre, amit ezúton is köszönök. Az Aggteleki Nemzeti Parkot a kutatások engedélyezéséért és anyagi támogatásáért illeti köszönet.

Köszönöm családomnak, hogy munkámhoz mindvégig nyugodt légkört és stabil háterszágot biztosítottak.

10. Irodalom

10.1. Felhasznált irodalom

- Andersen, A. N., Ludwig, J. A., Mowe, L. M. & Rentz, D. C. F. (2001): Grasshopper biodiversity and bioindicators in Australian tropical savannas: Responses to disturbance in Kakadu National Park. *Austral Ecology* **26**: 213-222.
- Arrhenius, O. (1921): Species and area. *The Journal of Ecology* **9**(1): 95-99.
- Ausden, M. (1996): Invertebrates. In: Sutherland, W. J., ed.: *Ecological census techniques - a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge. 139-177 p.
- Bacsó, N. (1953): Magyarország éghajlata. *Országos Meteorológiai Intézet Hivatalos kiadványa XVII*: 211-213.
- Bakker, J. P. & Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* **14**: 63-68.
- Bakonyi, G. (2003): János Balogh the father of Hungarian Zoocenology. *Acta Zoologica Hungarica* **49**(2): 313-316.
- Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1997): Orthoptera assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture Ecosystem and Environment* **66**: 121-129.
- Báldi, A. & Kisbenedek, T. (1999): Orthopterans in small steppe patches: an investigation for the best-fit model of the species-area curve and evidence for their non-random distribution in the patches. *Acta Oecologica* **20**(2): 125-132.
- Balmer, O. & Erhardt, A. (2000): Consequences of succession on extensively grazed grassland for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* **14**(3): 746-757.
- Balogh, J. (1953): *A zoocönológia alapjai*. Budapest, Akadémiai Kiadó.
- Barta, Z., Karsai, I. & Székely, T. (2000): *Alapvető kutatástervezési, statisztikai és projektértékelési módszerek a szupraindividuális biológiában*. Debrecen, Kossuth Egyetemi Kiadó. 163 p.
- Bartha, S., Virágh, K., Botta-Dukán, Z., Kertész, M. & Oborni, B. (2007): A fajösszetétel: textúra, kotextúra. In: Pásztor, E. & Oborni, B., ed.: *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 245-261 p.
- Batáry, P., Orczi, K. M., Báldi, A., Kleijn, D., Kisbenedek, T. & Erdős, S. (2007): Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* **8**: 280-290.

- Bauer, N., Kenyeres, Z. & Rácz, I. (2002): A Saga pedo a Kárpát-medencében - áttekintés újabb adatokkal. *Limes* 2002 **1**: 23-34.
- Bieringer, G. & Zulka, P. K. (2003): Shading out species richness: edge effect of a pine plantation on the Orthoptera (Tettigoniidae, Acrididae) assemblage of an adjacent dry grassland. *Biodiversity and Conservation* **12**(7): 1481-1495.
- Signal, E. M. & McCracken, D. I. (1996): Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* **33**: 413-424.
- Borhidi, A. (1981): Az éghajlat. In: Hortobágyi, T. & Simon, T., ed./eds.: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest. 352-372 p.
- Brooks, T. M., Pimm, S. L. & Collar, N. J. (1997): Deforestation predicts the number of threatened birds in insular Southeast Asia. *Conservation Biology* **11**: 382-394.
- Brooks, T. M., Pimm, S. L. & Oyugi, J. O. (1999): Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragment. *Conservation Biology* **13**: 1-11.
- Church, R. L., Stoms, D. M. & Dawis, F. W. (1996): Reserve selection as a maximal covering location problem. *Biological Conservation* **76**: 105-112.
- Cigliano, M. M., Wysiecky, M. L. & Lange, C. E. (2000): Grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) species diversity in the Pampas, Argentina. *Diversity and Distribution* **6**(2): 81-91.
- Clayton, J. C. (2002): The effects of clearcutting and wildfire on grasshoppers and crickets (Orthoptera) in an intermountain forest ecosystem. *Journal of Orthoptera Research* **11**: 163-167.
- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **345**: 101-118.
- Conell, J. H. (1978): Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* **199**: 1302-1310.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* **113**(6): 791-833.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P. H., Pressey, R. L., Camm, J. D., Kershaw, M., Kiester, A. R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M. & Sahr, K. (1997): A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* **80**: 83-97.
- Dévai, G. & Miskolczi, M. (1987): Javaslat egy új környezetminősítő értékelési eljárásra a szitakötők hálótérképek szerinti előfordulási adatai alapján. *Acta Biologica Debrecina* **19**: 33-54.

- Duelli, P., Obrist, K. M. & Schmatz, D. R. (1999): Biodiversity evaluation in agricultural landscape: above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**: 33-64.
- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997): species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**(3): 345-366.
- Dunn, E. H., Hussell, D. J. & Welsh, D. A. (1999): Priority-setting tool applied to Canada's landbird based on concern and responsibility for species. *Conservation Biology* **13**: 1404-1415.
- Dunwiddie, P. W. (1991): Comparison of aboveground arthropods in burned, mowed and untreated sites in sandplain grassland on Nantucket Island. *Am. Mid. Nat.* **125**(2): 206-212.
- Erhardt, A. (1985): Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grassland. *Journal of Applied Ecology* **22**: 849-861.
- Európa Tanács, C. o. E. (1992): Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Brussels. p.
- Evans, E. V., Rogers, R. A. & Opfermann, D. J. (1983): Sampling grasshoppers (orthoptera: Acrididae) on burned and unburned tallgrass prairie: night trapping vs. sweeping. *Environmental Entomology* **12**: 1449-1454.
- Falkenbury, J. T. & Verner, J. (1970): A trapping technique for sampling insects in dense vegetation. *American Midland Naturalist* **83**(2): 627-629.
- Forman, R. T. T. & Gordon, M. (1986): *Landscape ecology*. New York, John Wiley and Sons. 619 p.
- Galvagni, A. & Fontana, P. (1996): Descrizione della *Pseudopodisma nagyi* specie nuova dell'Ungheria Nord-orientale (Insecta Orthoptera Catantopidae). *Atti dell'Accademia Roveretana degli Agiati, Atti anni accademici* **245**(7(5B)): 209-232.
- Garay, A. (1995): Adatok Magyarországi Orthoptera faunájához. *Folia Entomologica Hungarica* **56**: 231-234.
- Garay, A. (2002): A keleti pókszőcske, *Poecilimon intermedius* Fieber, 1853 (Ensifera: Tettigoniidae) előfordulása a Sajó-völgyben. *Folia Entomologica Hungarica* **63**: 190-191.
- Gardiner, T., Hill, J. & Chesmore, D. (2005): Review of the methods frequently used to estimate the abundance of Orthoptera in grassland ecosystems. *Journal of Insect Conservation* **9**: 151-173.
- Gaston, K. J. (1994): *Rarity*. London, Chapman and Hall. 205 p.
- Gaston, K. J. & David, R. (1994): Hotspots across Europe. *Biodiversity Letters* **2**: 108-116.

- Gaston, K. J. & Rodrigues, A. S. L. (2003): Reserve selection in regions with poor biological data. *Conservation Biology* **17**: 188-195.
- Gleason, H. A. (1922): On the relation between species and area. *Ecology* **3**(2): 158-162.
- Halada, L. (1999): Grasslands in the UNESCO-MAB Biosphere Reserve East Carpathians (Poland, Slovakia and Ukraine) influences of land use and management changes. EUROMAB-Symposium, Vienna-Gumpenstein, Austria. 75-78 p.
- Harz, K. (1957): *Die Geradflügler Mitteleuropas*. Jena, VEB Gustav Fischer Verlag. 494 p.
- Harz, K. (1969): *Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe*. The Hague, Dr. W. Junk N. V. 749 p.
- Harz, K. (1975): *Die Orthopteren Europas / The Orthoptera of Europe*. The Hague, Dr. W. Junk B. V. 939 p.
- Heller, K. G., Korsunovskaya, O., Ragge, D. R., Vedenina, V., Willemse, F., Zhantiev, R. D. & Frantsevich, L. (1998): Check-list of European Orthoptera. *Articulata Beiheft* **7**: 1-65.
- Heller, K. G., Orci, K. M., Grein, G. & Ingrisch, S. (2004): The Isophya species of Central and Western Europe (Orthoptera: Tettigonioidea: Phaneropteridae). *Tijdschrift voor Entomologie* **147**: 237-258.
- Jakucs, P. & Précsényi, I. (1981): Fitocönológia. In: Hortobágyi, T. & Simon, T., ed./eds.: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest. 192-224 p.
- Joern, A. & Gaines, S. B., ed./eds. (1990). *Population dynamics and regulation in grasshoppers*. Biology of grasshoppers. John Wiley and Sons, . 415-482 p.
- Joern, A. & Pruess, K. T. (1986): Temporal constancy in grasshopper assemblies (Orthoptera: Acrididae). *Ecological Entomology* **11**: 379-385.
- Jordán, F. (2003): Quantifying landscape connectivity: key patches and key corridors. In: Tiezzi, E., Brebbia, C. A. & Usó, J. L., ed./eds.: *Ecosystems and Sustainable Development*. WIT Press, Southampton, **IV**. 883-892 p.
- Jordán, F., Báldi, A., Orci, K. M., Rácz, I. & Varga, Z. (2003): Characterizing the importance of habitat patches and corridors in the maintenance of landscape connectivity of a Pholidoptera transsylvanica (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecology* **18**: 83-92.
- Justus, J. & Sarkar, S. (2002): The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *Journal of Biosciences* **27**: 421-435.
- Kemp, W. P., Harvey, S. J. & O'Neill, K. M. (1990): Patterns of vegetation and grasshopper community composition. *Oecologia* **83**: 299-308.

- Kenyeres, Z. & Bauer, N. (2001): A farkos lombzsöcske [*Tettigonia caudata* (Charpentier, 1845)] (Saltatoria: Tettigoniidae) előfordulása a Bakonyban. *Folia Entomologica Hungarica* **62**: 324-327.
- Kilburn, P. D. (1966): Analysis of the species-area relation. *Ecology* **47**(5): 831-843.
- Köhler, G., Perner, J. & Schumacher, J. (1999): grasshopper population dynamics and meteorological parameters - lessons from a case study. *Ecography* **22**: 205-212.
- KÖM (2001): 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. Budapest. p.
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F. & Sanjayan, M. A. (1993): Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology* **7**(4): 796-808.
- Kruess, A. & Tschamntke, T. (2002): Grazing intensity and diversity of grasshoppers, Butterflies, and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology* **16**(6): 1570-1580.
- Landsberg, J., James, C. D., Morton, S. R., Hobbs, T. J., Stol, J., Drew, A. & Tongway, H. (1997): The Effects of Artificial Sources of Water on Rangeland Biodiversity, <http://www.deh.gov.au/biodiversity/publications/technical/artificial-water/index.html>. Letöltés: 2006. november 12.
- Lomolino, M. V. (2000): Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography* **27**: 17-26.
- Lomolino, M. V. & Weiser, M. D. (2001): Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *Journal of Biogeography* **27**: 431-445.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000): Systematic conservation planning. *Nature* **405**: 243-253.
- Marosi, S. & Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájainak katasztere*. Budapest, Földrajztudományi Kutató Intézet. 870 p.
- McArthur, R. & Wilson, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press. p.
- McGeoch, M. A. & Chown, S. L. (1998): Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution* **13**(2): 46-47.
- Mező, H. (1991): Egyenesszárnyú (Orthoptera)-fajok populációvizsgálata az Aggteleki Bioszfére Rezervátumban. Evolúcióa Állattani és Humánbiológiai Tanszék. Debrecen, KLTE. Diplomamunka. 41 p.
- Mező, H. (1992): Populationdynamical studies of Orthoptera species in Aggtelek Biosphere Reserve. IVIEC, Marseille. p.

- Moore, J. L., Folkmann, M., Balmford, A., Brooks, T., Burgess, N., Rahbek, C., Williams, P. H. & Krarup, J. (2003): Heuristic and optimal solutions for set covering problems in conservation biology. *Ecography* **26**: 595-601.
- Morgan, N. C., Waddell, A. B. & Hall, W. B. (1963): A comparison of the catches of emerging aquatic insects in floating box and submerged funnel traps. *Journal of Animal Ecology* **32**(2): 203-219.
- Murkin, H. R., Wrubleski, D. A. & Reid, F. A. (1996): Sampling invertebrates in aquatic and terrestrial habitats. In: Bookhout, T. A., ed./eds.: *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland. 349-369 p.
- Myers, N., Mittermier, R. A., Mitternier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Nagy, A. & Nagy, B. (2000): Orthoptera fauna of the Villány Hills (South Hungary). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **10**: 147-156.
- Nagy, A., Orci, K. M. & Rácz, I. A. (2003): Hosszútávú orthopterológiai vizsgálatok az Aggteleki-karszton. VI. Magyar Ökológus Kongresszus, Gödöllő. 197 p.
- Nagy, A., Orci, K. M., Rácz, I. A. & Varga, Z., (2007). *Hazai gyeptípusok egyenesszárnýúí. In: Forró, L. ed.: A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*, Magyar Tarmészettudományi Múzeum, Budapest. 349-356 p.
- Nagy, A. & Rácz, I. A. (2004): Fontosabb hazai gyeptípusok Orthoptera-együtteseí. 2. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, Magyar Ökológusok Tudományos Egyesülete, Szeged. 63 p.
- Nagy, A. & Rácz, I. A. (2007): A hazai Orthoptera fauna 10 x 10 km-es UTM alapú adatbázisa. In: Kövics, G. & Dávid, I., ed./eds.: *12. Tiszántúli Növényvédelmi Fórum előadások - Proceedings*. Debreceni Egyetem, Debrecen. 189-198 p.
- Nagy, A., Rácz, I. A. & Kenyeres, Z. (2005a): A Pholidoptera transsylvanica (Fischer,1853), a Paracaloptenus caloptenoides (Brunner von Wattenwyl, 1861), az Odontopodisma rubripes Ramme, 1931 és a Stenobothrus eurasius Zubowski, 1898 faj szintű monitorozása 2005. Debrecen. NBmR jelentés.
- Nagy, A., Rácz, I. A. & Varga, Z. (2005b): Maculinea habitats in Hungary: Orthoptera assemblages. *Pensoft Series Faunistica* **53**: 16-21.
- Nagy, A. & Sólýmós, P. (2000): Relationship between Orthoptera assemblages and microclimate in different exposures of a dolina. *Articulata* **17**(1): 73-84.

- Nagy, A. & Sóllymos, P. (2002): Relationship between Orthoptera assemblages and microclimate in different exposures of a dolina. *Articulata* **17**(1): 73-84.
- Nagy, A., Sóllymos, P. & Rácz, I. A. (2007): A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies. *Entomologica Fennica* **18**: 149-159.
- Nagy, B. (1944): A Hortobágy sáska- és szöcskevilága I. *Acta Scientiarum Mathematicae et Naturae Kolozsvár* **26**: 3-61.
- Nagy, B. (2002): Védett és fokozottan védett egyenesszárnyú rovarfajok (Orthoptera) szerepe, jelentősége Magyarországon, fő tekintettel nemzeti parkjainkra és védett területeinkre. Budapest, MTA NKI Állattani Osztálya. 71 p.
- Nagy, B. (2003): A revised check-list of Orthoptera-species of Hungary supplemented by Hungarian names of grasshopper species. *Folia Entomologica Hungarica* **64**: 85-94.
- Nagy, B., Rácz, I. A. & Varga, Z. (1999): The Orthopteroid insect fauna of the Aggtelek Karst region (NE Hungary) referring to zoogeography and nature conservation. In: Mahunka, S., ed./eds.: *The fauna of the Aggtelek National Park*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 83-101 p.
- Nagy, B., Suslik, V. & Kristin, A. (1998): Distribution of Orthoptera species and structure of assemblages along Slanské-Zemplén Mountains Range (SE Slovakia - NE Hungary). *Folia Entomologica Hungarica* **59**: 17-27.
- Nagy, D. (2003): Tájérténeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. - a történelmi táj rekonstrukciója az ANP környezetében az I-III. Katonai Felmérések alapján (Research on historical land use in the Gömör-Tornakarszt I. - Reconstruction of former landscapes in the Aggtelek National Park on the basis of military surveys I-III.). In: Boldogh, S., ed./eds.: *Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban - Research in Aggtelek national Park and Biosphere Reserve*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Aggtelek, Hungary, **II**. 107-143 p.
- Orci, K. M. (1997a): Egyenesszárnyú (Orthoptera) együttesek összehasonlító vizsgálata az Aggteleki-karszt gyepeiben. Research, Conservation, Management Conference, Aggtelek, Hungary, Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság. 99-107 p.
- Orci, K. M. (1997b): Kvantitatív orthopterológiai vizsgálatok az Aggteleki-karszt gyepeiben. Debrecen, KLTE. Diplomamunka. 21 p.
- Orci, K. M. (2002): Orthoptera fajcsoportok bioakusztikai és morfológiai vizsgálata (On the bioacoustics and Morphology of some species-group of Orthoptera). Debrecen, Debreceni Egyetem. PhD értekezés. p.
- Orci, K. M., Rácz, I. A., Varga, Z. & Tóthmérész, B. (2000): Egyenesszárnyú-együttesek közösség szerkezet-dinamikája, egy

- esettanulmány. *Acta Biologica Debrecina, Oecologica Hungarica* **11**(1): 334.
- Panista, M., Tzanoudakis, D., Triantis, K. A. & Sfenthourakis, S. (2006): Patterns of species richness on very small islands: the plants of the Aegean archipelago. *Journal of Biogeography* **33**: 1223-1234.
- Parragh, D. (1983): Az Aggteleki Bioszféra rezervátum gyeptársulásainak Orthoptera-együttese. Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék. Debrecen, KLTE. Diplomamunka. 52 p.
- Parragh, D. (1987): Composition of Grasshopper (Orthoptera) communities in the Aggtelek Biosphere Reserve. *Acta Biologica Debrecina* **19**: 91-106.
- Pecsénye, K., Vadkerti, E. & Varga, Z. (2003): Pattern of genetic differentiation in two Isophya species (Orthoptera: Tettigonoidea) in north-east Hungary. *Journal of Insect Conservation* **7**: 207-213.
- Pecsénye, K., Vadkerti, E. & Varga, Z. (2003): Temporal and spatial pattern of genetic differentiation in *Isophya kraussi* (Orthoptera: Tettigonoidea). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungariae* **49**(3): 167-178.
- Podani, J. (1997a): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldolgozás rejtelmeibe*. Budapest, Scientia. 412 p.
- Podani, J. (1997b): SYNTAX 5.1.: A new version of PC and Macintosh computers. *Coenoses* **12**: 149-152.
- Poulin, B. & Lefebvre, G. (1997): Estimation of arthropod availability to birds: effect of trapping technique, prey distribution and bird diet. *J. Field Ornithol.* **68**(3): 426-442.
- Preston, F. W. (1962): The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology* **41**: 611-623.
- Quinn, M. A., Kepner, R. L., Walgenbach, D. D., Bohls, R. A. & Pooler, P. D. (1991): Habitat characteristics and grasshopper community dynamics on mixed-grass rangeland. *Canadian Entomologist* **123**: 89-105.
- Rácz, I. (1979): A Bakony-hegység egyenesszárnyú faunájának alapvetése. *Veszprém-megyei Múzeumi Közlemények* **14**: 95-114.
- Rácz, I. & Varga, Z. (1985): Adatok a Mecsek és a Villányi-hegység Orthoptera faunájának ismeretéhez. *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **29**: 29-35.
- Rácz, I., Varga, Z., Mező, H. & Parragh, D. (1996): Studies on the Orthoptera fauna of the Aggtelek Karst. Research, Conservation, Management Conference, Aggtelek, Hungary. 99-108 p.
- Rácz, I. A. (1975): Összehasonlító vizsgálatok északkelet-magyarországi homok-, lösz- és szikespusztai gyepek Orthopteráin. Evolúciós

- Állattani és Humánbiológia Tanszék. Debrecen, KLTE. Doktori disszertáció. 154 p.
- Rácz, I. A. (1992): Orthopteren des Ungarischen Naturwissenschaftlichen Museums, Budapest. I: Tettigonidae. *Folia Entomologica Hungarica* **53**: 155-163.
- Rácz, I. A. (1993): A Közép-dunai-faunakerület Orthoptera faunája. Biogeográfiai kapcsolatok, faunatípusok és közösség típusok. Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék. Debrecen, KLTE. Kandidátusi disszertáció. 142 p.
- Rácz, I. A. (1998a): Biogeographical survey of the Orthoptera Fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary): Fauna types and community types. *Articulata* **13**(1): 53-69.
- Rácz, I. A. (1998b): Life form spectra of Orthoptera fauna in alkaline grassland. *Tiscia* **31**: 35-39.
- Rácz, I. A. (1998c): Zoogeographical analysis of the Orthoptera fauna from the Bükk Mountains (N Hungary). *Folia Entomologica Hungarica* **59**: 5-16.
- Rácz, I. A. (2001): Egyenesszárnyú együttesek életforma-spektrumának változása a száraz és félszáraz gyepek struktúrájának függvényében / Change in the life form spectra of Orthoptera-communities regarding to the structure of dry and semi-dry grasslands in Hungary. *Állattani Közlemények* **86**: 29-56.
- Rácz, I. A. (2002): Phytocoenoses and their Orthoptera assemblages. *Acta Biologica Debrecina* **24**: 39-53.
- Rácz, I. A., Kisfali, M. & Nagy, A. (2007): A *Stenobothrus eurasius* Zubovskii, 1898 hazai elterjedésének vizsgálata. 3. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, MÖTE, Szeged. 51 p.
- Rácz, I. A., Nagy, A. & Orci, K. M. (2003): Orthoptera assemblages in different habitats of the Aggtelek karst (North-East Hungary). In: Boldogh, S., ed./eds.: *Kutatások az Aggteleki Nemzeti Parkban - Researches in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő, **II**. 55-76 p.
- Rácz, I. A. & Varga, Z. (1996): Life-form spectra of Orthoptera and bio-indication in grassland. Research, Conservation, Management Conference, Aggtelek, Hungary.
- Rebek, E. J., Young, D. K. & Hogg, D. B. (1995): Pitfall trap analysis of soil macroarthropods associated with the Wisconsin Integrated Cropping Systems Trial, 1994, University of Wisconsin-Madison. Report of the Wisconsin Integrated Cropping Systems Trial. 52-62 p.
- Reddy, S. & Dávalos, A. M. (2003): Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in africa. *Journal of Biogeography* **30**: 1719-1727.

- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2007): *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. Nagykovácsi, Hungary, pars Kft. 455 p.
- Reid, W. V. (1998): Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* **13**: 275-280.
- Ricklefs, R. E. & Lovette, I. J. (1999): The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Ecology* **68**: 1142-1160.
- Sarakinos, H., Nicholls, A. O., Tubert, A., Aggarwal, A., Margules, C. R. & Sarkar, S. (2001): Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation* **10**: 1419-1472.
- Schucany, W. R. & Frawley, W. H. (1973): A rank test for two group concordance. *Psychometrika* **38**: 249-258.
- Sipos, V. J. & Varga, Z. (1998a): Az Aggteleki-karszt félszáraz gyepeinek (Cirsio pannonicæ-Brachypodium pinnati) fitocönológiai jellemzése. *Kitaibelia* **3**(2): 347-348.
- Sipos, V. J. & Varga, Z. (1998b): Löszgyepek és félszáraz gyepek: kompozíció, struktúra, rovar-közösségek. *Kitaibelia* **3**(2): 331-334.
- Soberón, J. M. & Llorente, J. B. (1993): The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7**: 480-488.
- Sólymos, P. & Fehér, Z. (2005): Conservation prioritization using land snail distribution data in Hungary. *Conservation Biology* **19**: 1084-1094.
- Sólymos, P., Fehér, Z. & Varga, A. (2006): Mollusc conservation in Hungary: rarity, regionality, responsibility. *Tentacle* **14**: 13-14.
- Southwood, T. R. E. (1978): *Ecological methods with particular reference to the study of insect populations*. London, Chapman & Hall. 524 p.
- Sparrow, H. R., Sisk, T. D., Ehrlich, P. R. & Murphy, D. D. (1994): Techniques and guidelines for monitoring Neotropical Butterflies. *Conservation Biology* **8**(3): 800-809.
- Sperberg, C. F., Vieira, G. H. & Mendes, M. H. (2003): Aprimoramento da Amostragem de Grilos de Seapilheira (Orthoptera: Gryllidae) por armadilha / Improving litter cricket (Orthoptera: Gryllidae) sampling with pitfall traps. *Neotropical Entomology* **32**(4): 733-735.
- Szelényi, G. (1956): Zoocönózis vagy koexistencia? *Állattani Közlemények* **45**(3-4): 133-142.
- Szövényi, G. (2002): Qualification of grassland habitats based on their Orthoptera assemblages in the Kőszeg Mountains (W-Hungary). *Entomologica Experimentalis et Applicata* **104**: 159-163.
- Thiollay, J. M. (2002): Bird diversity and selection of protected areas in a large neotropical forest track. *Biodiversity and Conservation* **11**: 1377-1395.

- Tjørve, E. (2003): Shapes and functions of species-area curves: a review of possible models. *Journal of Biogeography* **30**: 827-835.
- Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. Budapest, Scientia Kiadó. 98 p.
- Triantis, K. A., Mylonas, M., Lika, M. & Vardinoyannis, K. (2003): A model for species-area-habitat relationship. *Journal of Biogeography* **30**: 19-27.
- Triantis, K. A., Mylonas, M., Weiser, M. D., Lika, K. & Vardinoyannis, K. (2005): Species richness, environmental heterogeneity and area: a case study based on land snails in Skyros archipelago (Aegean Sea, Greece). *Journal of Biogeography* **32**: 1727-1735.
- Triantis, K. A., Vardinoyannis, K., Tsolaki, E. P., Botsaris, I., Lika, K. & Mylonas, M. (2006): Re-approaching the small island effect. *Journal of Biogeography* **33**(914-923).
- Varga, J. & Rácz, I. A. (1996): *Állatföldrajz*. Eger, Eszterházy Károly Tanárképző Főiskola. 310 p.
- Varga, Z. (1995a): Kutatások az aggteleki bioszféra-rezervátimban. Debrecen, KLTE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék. Összefoglaló tanulmány a KLTE Evolúciós Állattani Tanszékének munkacsoportja által végzett kutatások alapján, 1981-1995. 47 p.
- Varga, Z. (1995b): Geographical patterns of biological diversity in the Palearctic region and the Carpathian Basin. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungariae* **41**(2): 71-92.
- Varga, Z. (1997): Trockenrasen im pannonischen Raum: Zusammenhang der physiognomischen Struktur und der floristischen Komposition mit den Insektenzönosen. *Phytocoenologia* **27**: 509-571.
- Varga, Z. (1999): Biogeographical outline of the invertebrate fauna of the Aggtelek Karst and surrounding areas. In: Mahunka, S., ed./eds.: *The fauna of the Aggtelek Nation Park*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 21-28 p.
- Varga, Z., Sipos, V. J., Orci, K. M. & Rácz, I. A. (2000): Félszáraz gyepek az Aggteleki-karszton: fitocönológiai viszonyok, egyenesszárnú rovar- és lepke-együttesek. In: Virág, K. & Kun, A., ed./eds.: *Vegetáció és dinamizmus*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. 195-238 p.
- Weaver, J. C. (1994): Indicator species and scale of observation. *Conservation Biology* **9**(4): 939-942.
- Williams, C. B. (1964): *Patterns in the balance of nature*. London, Academic Press. 326 p.
- Williams, P., Gibbons, D., Margules, C., Rebelo, A., Humpries, C. & Pressey, R. (1996): A comparison of richness hotspots, rarity hotspots,

- and complementary areas for conserving diversity of British birds. *Conservation Biology* **10**: 155-174.
- Willott, S. J. (2001): Species accumulation curves and the measure of sampling effort. *Journal of Applied Ecology* **38**(2): 484-486.
- Wrubleski, D. A. & Rosenberg, D. M. (1984): Overestimates of Chironomidae (Diptera) abundance from emergence traps with polystyrene floats. *American Midland Naturalist* **111**(1): 195-197.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. (2001): Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* **16**(8): 446-453.
- Zar, J. H. (1984): *Biostatistical Analysis*. New Jersey, Prentice Hall. p.

10.2. A dolgozat témájában született publikációk

Megjelent szakcikkek:

- Nagy, A., Orci, K. M., Rácz, I. A. & Varga Z. (2007): Hazai gyeptípusok egyenesszárnyúí. In: Forró, L. (szerk.): A Kárpát-medence faunájának kialakulása. MTM, Budapest. 349-356 p.
- Nagy, A. (2007): Egyenesszárnyúak (Orthoptera) védelmének élőhelyi és faji prioritásai az Aggteleki Nemzeti Parkban. *Állattani Közlemények* **92**(1): 53-65.
- Nagy, A., Sólymos, P. & Rácz, I. A. (2007): A test on the effectiveness and selectivity of three sampling methods frequently used in orthopterological field studies. *Entomologica Fennica* **18**: 149-159.
- Nagy, A., Rácz, I. A., Varga, Z. (2005): Maculinea habitats in Hungary: Orthoptera assemblages. (Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe. Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model). *Pensoft Series Faunistica* **53**: 16-21.
- Rácz, I., Nagy, A. & Orci, K.M. (2003): Orthoptera assemblages in different habitats of the Aggtelek Karst (NE Hungary). In Boldog, S. (szerk.): Researches in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve, *ANP Füzetek II.*: 55-76.
- Nagy, A. & Sólymos, P. (2002): Relationship between Orthoptera assemblages and microclimate in different exposures of a dolina. *Articulata* **17**(1):73-84.

Konferencia összefoglalók:

- Nagy, A., Orci, K. M., Rácz, I. A. & Varga, Z. (2008): Az Aggteleki-karszt Orthoptera faunájának kritikai áttekintése. In: Sólymos, P. (szerk.): KÖSZI 2008 „Életre keltett adatok” A 3. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium program és absztrakt kötete. MÖTE, Budapest. 21 p.
- Nagy, A., Rácz I. A. & Sólymos, P. (2007): Setting priorities for conservation of the Orthoptera species in the Aggtelek National Park (Northeast Hungary). In: Batáry, P. & Körösi, Á. (ed.): *Fauna Pannonica 2007. Symposium on Conservation and Genesis of the fauna of the Carpathian Basin – Abstracts*. Natural History Museum, Budapest. 48 p.
- Nagy, A., Sólymos, P. & Rácz, I. A. (2007): Hegyi kaszálórét foltok Orthoptera együtteseinek fajszerkezetét meghatározó tényezők és a kis sziget hatás vizsgálata. 3. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest. *Előadások és poszterek összefoglalói*: 42 p.

- Nagy, A., Sólymos, P. Rácz, I. A. (2006): A comparison of three sampling methods frequently used in orthopterological studies: effectiveness, selectivity and vegetation structure. 1st European Congress of Conservation Biology: Diversity for Europe, Eger. *Book of Abstracts*: 140 p.
- Nagy, A., Sólymos, P. Rácz, I. A. (2006): Az orthopterológiai vizsgálatokban használt mintavételi módszerek összehasonlítása: hatékonyság, szelektivitás és vegetáció szerkezet. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest. *Előadások és poszterek összefoglalói*: 152 p.
- Nagy A. & Rácz I. A. (2004): Orthoptera-assemblages in the Hungarian Habitats of Maculinea (Lepidoptera) species, The First Central European Symposium on Orthopteroid Insects, Bratislava. *Book of Abstracts*: 18 p.
- Nagy A., Orci K. M. & Rácz I. A. (2003): Hosszútávú orthopterológiai vizsgálatok az Aggteleki-karszton. VI. Magyar Ökológus Kongresszus, Gödöllő. *Előadások összefoglalói*: 197. p.
- Nagy A. & Sólymos P. (2000). A mikroklíma és az egyenesszárnyú együttesek kapcsolatának vizsgálata klimatikus grádiens index segítségével. *Eötvös Konferencia, Báró Eötvös József Collegium*, Budapest. *Előadások összefoglalói*: 42-43. p.
- Nagy A. & Sólymos P. (1999): Relationship among Orthoptera ensembles, microclimate and vegetation structure: the Temperature Gradient Index, V. Nemzetközi Környezetvédelmi Szakmai Diákkonferencia, Mezőtúr. *Előadások összefoglalói*: 64. p.
- Nagy A. & Sólymos P. (1999): A klíma és az állományszerkezet hatása Orthoptera-együttesek kompozicionális viszonyaira. XXIV. OTDK, Debrecen. *Előadások összefoglalói*: 169. p.

Függelék

1. függelék Az Aggteleki Nemzeti Park 2005-ig vizsgált Orthoptera lelőhelyei, a területek fajszáma, kutatottsága és kutatásának ideje, a vizsgálatok szakaszai szerint. A kutatottság a vizsgált évek és az összevont területek száma alapján került meghatározásra. A területek száma megegyezik a 3.1. ábrán használt számozással. A kutatás szakaszai: 1. szakasz: 1958-1980., 2. szakasz: 1980-1993., 3. szakasz: 1994- (ld. 3.1. táblázat).

Terület száma	Gyűjtőhely	Közigazgatási terület	Kut. szakaszai			Fajszám	Kutatottság
			1	2	3		
1	Akasztó-bérc	Trizs			+	12	1
2	Alsó-hegy	Komjáti		+	+	26	5
3	Baradla-tető	Aggtelek	+	+	+	21	4
4	Baradla-völgy	Aggtelek		+	+	13	2
5	Császár-tisztás	Jósvafő			+	12	1
6	Csiszár-nyitás (Sztipás)	Jósvafő			+	46	12
7	Dobostól-délnyugatra	Aggtelek			+	8	1
8	Ducsmány	Jósvafő			+	5	1
9	Dunna-tető	Szalonna			+	8	1
10	Erdészeti-kaszáló	Jósvafő			+	38	12
11	Esztramos	Bódvarákó		+	+	19	4
12	Fertős-tető	Jósvafő	+	+	+	23	3
13	Galya-tető	Aggtelek	+		+	3	2
14	Gerge-bérc	Jósvafő			+	12	1
15	Haragistya	Aggtelek	+	+	+	28	5
16	Hegy-tető	Jósvafő			+	9	1
17	Hollófészek-völgy	Aggtelek	+		+	6	2
18	Hosszú-völgy	Aggtelek			+	12	1
19	Húszaskői-töbör	Aggtelek		+	+	35	12
20	Huszonkettes-töbör	Aggtelek			+	1	2
21	Kalackó-tető	Szalonna			+	1	1
22	Kardos-völgy	Aggtelek			+	22	5
23	Karsztkutató	Jósvafő		+	+	17	2
24	Kecskés	Szögliget		+	+	18	3
25	Kecső-patak-völgye	Jósvafő			+	5	1
26	Kék-kő-völgy	Aggtelek			+	25	2
27	Kerek-Gárdony-tetőtől északra	Jósvafő			+	24	1
28	Kopasz-tető	Jósvafő			+	37	2
29	Közép-hegy	Aggtelek		+	+	5	3
30	Lófej-völgy	Jósvafő	+	+	+	42	9
31	Ló-kosár	Jósvafő		+	+	35	3
32	Luzsok	Jósvafő		+	+	44	3
33	Magas-hegy	Aggtelek	+	+	+	13	3
34	Ménes-völgy	Aggtelek		+	+	25	6
35	Ménes-völgy	Szögliget		+	+	27	4
36	Mész-völgy	Aggtelek			+	2	1
37	Mihály-láza	Aggtelek			+	32	1
38	Mihály-lázától északra	Aggtelek			+	18	2
39	Mogyorós-bérc	Aggtelek			+	25	12
40	Mogyorós-kúti-rétek	Aggtelek		+	+	20	3

1. függelék folytatása

Terület száma	Gyűjtőhely	Közigazgatási terület	Kut. szakaszai			Fajszám	Kutatottság
			1	2	3		
41	Mogyorós-kúttól nyugatra	Aggtelek			+	14	1
42	Nagy Nyilas	Aggtelek		+	+	32	7
43	Nagy-oldal	Jósvafő	+	+	+	41	8
44	Nagy-oldal mögött	Jósvafő			+	32	7
45	Nagy-völgy	Aggtelek		+	+	4	3
46	Ocsisnya-tetői-töbör	Aggtelek		+	+	32	13
47	Bérc-tető	Szin		+	+	10	2
48	Pásztor-völgy	Aggtelek			+	30	3
49	Patkós-völgy	Aggtelek		+	+	20	4
50	Szabó-pallag	Bódvaszilas		+	+	12	2
51	Szád-vár	Szögliget		+	+	7	2
52	Százholdas	Aggtelek		+	+	26	3
53	Százholdastól északra	Jósvafő			+	23	1
54	Szelcepuszta	Szin	+	+	+	38	7
55	Szelce-völgy	Jósvafő		+	+	34	3
56	Szilicei-kaszáló	Jósvafő		+	+	46	5
57	Szőlő-hegy	Jósvafő			+	51	39
58	Telekes-völgy	Perkupa			+	1	1
59	Tersztenyei-fennsík	Teresznye		+	+	24	5
60	Tó-hegy	Aggtelek			+	12	1
61	Tohonya-bérc	Jósvafő			+	26	3
62	Tohonya-völgy	Jósvafő			+	3	1
63	töbrök a Mihály-lázától délre	Jósvafő			+	47	12
64	Vecsem-bükk	Bódvaszilas	+	+	+	30	6
65	Vörös-tó	Aggtelek			+	4	1
66	Zabanyik-hegy	Tornakápolna			+	14	1
67	Zomboly	Aggtelek			+	6	1
		Bódvaszilas		+	+	1	2
		Jósvafő	+	+		55	9
		Szin		+	+	10	2
		Szögliget		+		9	2
		Tornakápolna		+	+	8	3
		Tornanádaska	+			1	1

2. függelék Az Aggteleki Nemzeti Park területéről 2005-ig leírt Orthoptera fajok jegyzéke. Az egyes fajok revízió utáni státusza (St; + biztos adattal rendelkező, *: csak helységnévvel jelölt elterjedés, ~: megerősítést igénylő, - faunalistából törölt), életforma- és fauna-típusa, a hazai faunában mért ritkasága (R_o ; aláhúzott: ritka fajok) (Rácz, 1998, Nagy & Rácz 2007 alapján), és védettségi státusza (KÖM 2001, Európa Tanács 1992). Ch: chortobiont, G: geobiont, Psa: psamnobiont, Th: thamnobiont; Af: afrikai, An: angari, Ba: balkáni, Ca: kaszpi, Da: dácikus, Eu: európai, Ex: extra, Ho: holo, Il: illír, M: montán, Man: mandzsúriai, Med: mediterrán, Moe: moesiai, N: észak, Pan: pannon, Pc: policentrikus, Po: ponto-, Si: szibériai, Tur: turkesztáni, W: nyugat.; v: védett, V: fokozottan védett, II: Annex II-ben szereplő, IV: Annex IV-ben szereplő.

	St	Életf. típus	Fauna- típus	[R_o]	Védettség
Ordo: Ensifera					
Superfamilia: Tettigonioidea					
Ephippiger ephippiger (Fiebig, 1784)	+	Th	Po-Med	0,849	
Conocephalus discolor Thunberg, 1815	+	Th	Si-Pc	0,602	
Conocephalus dorsalis (Latreille, 1804)	~	Th	Po-Ca	0,883	
Ruspolia nitidula (Scopoli, 1786)	+	Th	Af	0,878	
Meconema thalassinum (De Geer, 1773)	+	Th	Ex-Med	0,865	
Barbitistes constrictus Brunner von Wattenwyl, 1878	+	Th	Ba(Moe)	<u>0,987</u>	
Isophya camptoxypha (Fieber, 1853) ¹	-				
Isophya kraussii Brunner von Wattenwyl, 1878	+	Ch	Ba-II	0,936	
Isophya stysi Cejchan, 1957 ²	+	Ch	Da	<u>0,987</u>	V/II/IV
Leptophyes albiovittata (Kollar, 1833)	+	Th	Po-Med	0,708	
Leptophyes discoidalis (Fridvaldszky, 1867)	+	Th	Da	<u>0,987</u>	v
Leptophyes punctatissima (Bosc, 1792)	~	Th	Po-Ca	<u>0,981</u>	
Phaneroptera falcata (Poda, 1761)	+	Th	Si-Pc	0,708	
Phaneroptera nana Fieber, 1853	+	Th	Ho-Med	0,846	
Poecilimon fussi Brunner von Wattenwyl, 1878	+	Th	Po-Pan	<u>0,984</u>	v
Poecilimon intermedius (Fieber, 1853)	~	Th	W-Si	<u>0,995</u>	v
Polysarcus denticauda (Charpentier, 1825)	*	Ch	Po-Med	0,971	v
Saga pedo (Pallas, 1771)	+	Ch-Th	Po-Ca	0,944	v/IV
Decticus verrucivorus (Linnaeus, 1785)	+	Ch-Th	An	0,775	
Gampsocleis glabra (Herbst, 1786)	+	Th	Po-Ca	0,923	v
Metrioptera (Metrioptera) bicolor (Philippi, 1830)	+	Ch	An	0,74	
Metrioptera (Metrioptera) brachyptera (Linnaeus, 1761)	+	Ch	Si-Pc	0,979	
Metrioptera (Metrioptera) roeselii (Hagenbach, 1822)	+	Ch	Po-Ca	0,682	

2. függelék folytatása

	St	Életf. típus	Fauna- típus	[R _o]	Védettség
<i>Pachytrachys gracilis</i> (Brunner von Wattenwyl, 1861)	+	Th	Po-Med	0,918	
<i>Pholidoptera aptera</i> (Fabricius, 1793)	+	Th	Ex-Med-M	0,912	
<i>Pholidoptera fallax</i> (Fischer, 1853)	+	Ch	Po-Med	0,87	
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (De Geer, 1773)	+	Th	Po-Ca	0,782	
<i>Pholidoptera transsylvanica</i> (Fischer, 1853)	+	Th-Ch	Da	<u>0,989</u>	v/II/IV
<i>Platycleis affinis</i> Fieber, 1853	+	Ch-Th	Po-Ca	0,833	
<i>Platycleis albopunctata</i> (Goeze, 1778)	+	Ch-Th	Po-Ca	0,724	
<i>Pterolepis germanica</i> (Herrich-Schäffer, 1840)	+	Th	Po-Med	0,907	
<i>Tettigonia cantans</i> (Füssli, 1775)	+	Th	Si-Pc	0,95	
<i>Tettigonia caudata</i> (Charpentier, 1842)	~	Ch-Th	Po-Ca	0,968	v
<i>Tettigonia viridissima</i> Linnaeus, 1758	+	TH	Si-pc	0,737	
Superfamilia: Grylloidea					
<i>Acheta domesticus</i> Linnaeus, 1758	*	Fi	-	0,976	
<i>Eumodicogryllus bordigalensis</i> (Latreille, 1804)	+	Fi	Med	<u>0,992</u>	
<i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758	+	Fi	Af	0,846	
<i>Melanogryllus desertus</i> (Pallas, 1771)	+	Fi	Po-Med	0,95	
<i>Modicogryllus frontalis</i> (Fieber, 1844)	+	Fi	Po-Med	0,968	
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)	+	Ch-Th	Po-Med	0,846	
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (Linnaeus, 1758)	+	Fi	Eu-Pc	0,968	
Ordo: Caelifera					
Superfamilia: Tetrigoidea					
<i>Tetrix bipunctata</i> (Linnaeus, 1758)	+	Ch	Si-Pc	0,851	
<i>Tetrix subulata</i> (Linnaeus, 1758)	+	Ch	Eu-Pc	0,761	
<i>Tetrix tenuicornis</i> Sahlberg, 1893	+	Ch	Si-Pc	0,838	
Superfamilia: Acridoidea					
<i>Calliptamus italicus</i> (Linnaeus, 1758)	+	G-Ch	An	0,764	
<i>Paracaloptenus caloptenoides</i> (Brunner von Wattenwyl, 1861)	+	G	Ba(II)	<u>0,984</u>	V/II/IV
<i>Pseudopodisma nagyí</i> Galvagni et Fontana, 1996 ³	+	Ch	Ba-Da	<u>0,992</u>	
<i>Arcyptera fusca</i> (Pallas, 1773)	+	Ch-G	An	0,979	v
<i>Chorthippus apricarius</i> (Linnaeus, 1758)	+	Ch	An	0,862	
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linnaeus, 1758)	+	Ch	Po-Ca	0,568	
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)	+	Ch	An	0,427	
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	+	Ch	Si-Pc	0,493	
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)	+	Ch-G	An	0,626	
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825)	+	Ch	An	0,822	
<i>Chorthippus oschei</i> Helvesen, 1986 ⁴	+	Ch		0,655	
<i>Chorthippus paralellus</i> (Zetterstedt, 1821)	+	Ch	An	0,525	
<i>Chrysocraon dispar</i> (Germar, 1834)	+	Ch	An	0,82	

2. függelék folytatása

	St	Életf. típus	Fauna- típus	[R _o]	Védettség
Euchorthippus declivus (Brisout de Barneville, 1849)	+	Ch	N-Med-Pc	0,56	
Euchorthippus pulvinatus (Fischer de Waldheim, 1846)	+	Ch-G	Po-Ca-Tur	0,918	
Euthystira brachyptera (Ocskay, 1826)	+	Ch	An	0,836	
Gomphocerippus rufus (Linnaeus, 1758)	+	Ch	An	0,772	
Myrmeleotettix maculatus (Thunberg, 1815)	~	G-Ch	An	0,92	
Omocestus haemorrhoidalis (Charpentier, 1825)	+	Ch-G	An	0,674	
Omocestus petraeus (Brisout de Barneville, 1856)	+	Ch-G	An	0,825	
Omocestus rufipes (Zetterstedt, 1821)	+	Ch	An	0,61	
Omocestus viridulus (Linnaeus, 1758)	+	Ch	An	<u>0,992</u>	
Stauroderus scalaris (Fischer de Waldheim, 1846)	+	Ch	An	<u>0,987</u>	
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825)	+	Ch	Po-Med	0,745	
Stenobothrus eurasius Zubowskii, 1898	+	Ch-G	An	0,966	v/II/IV
Stenobothrus fischeri (Eversmann, 1848)	-	G-Ps-Ch	An		
Stenobothrus lineatus (Panzer, 1796)	+	Ch	An	0,721	
Stenobothrus nigromaculatus (Herrich-Schäffer, 1840)	+	Ch	An	0,806	
Stenobothrus stigmaticus (Rambur, 1838)	+	Ch	Po-Ca	0,859	
Aiolopus thalassinus (Fabricius, 1781)	+	G-Ch	Af	0,772	
Mecostethus parapleurus (Hagenbach, 1822)	~	Ch	Ma	0,889	
Oedaleus decorus (Germar, 1826)	+	G	Pc	0,873	
Oedipoda caerulea (Linnaeus, 1758)	+	G	Pc	0,684	
Psophos stridulus (Linnaeus, 1758)	+	G-Ch	An	0,958	
Stethophyma grossum (Linnaeus, 1758)	~	Ch	Ma	0,806	

¹ *Isophya brevippennis*-ként került leírásra. Heller *et al.* (2004) alapján revideálva.

² Jelenléte az újabban közölt adatok ellenére bizonytalan.

³ *Pseudopodisma fieberi*-ként került leírásra. Galvani & Fontana (1996) alapján revideálva.

⁴ *Chorthippus albomarginatus*-ként került leírásra. Orci (2002) alapján revideálva.

3. függelék A mintavételi módszerek tesztelése során vizsgált tizenkét mintaterületen gyűjtött egyenesszárnyú fajok életforma típusa (fő típusok) és átlagos abundancia rangja mintavételi módszerenként. A fajok sorrendje az abundancia rangok növekvő értékét követi.

Fajok	Mintavételi módszer			Életforma típus
	egyelés	fűháló	tálcsapda	
Chorthippus parallelus	3	1	1	ch
Pholidoptera fallax	1	2	3	ch
Euthystira brachyptera	2	3	6	ch
Metrioptera bicolor	4	5	5	ch
Chorthippus apricarius	7	8	4	ch
Stenobothrus crassipes	5	6	9	ch
Omocestus haemorrhoidalis	10	4	7	g (ch-g)
Calliptamus italicus	6	7	8	g (g-ch)
Leptophyes albovittata	8	9	16	th
Gryllus campestris	14	18,5	2	fi
Stenobothrus lineatus	12	13	11	ch
Phaneroptera falcate	9	11	23	th
Decticus verrucivorus	11	22,5	10	th (ch-th)
Stauroderus scalaris	16,5	18,5	12	ch
Poecilimon fuscus *	21,5	12	-	th
Chorthippus dorsatus	18,5	18,5	13,5	ch
Chorthippus brunneus	18,5	14,5	18	ch
Pachytachys gracilis	20	18,5	13,5	th
Psophodes stridulus	13	24	15	g (g-ch)
Chorthippus mollis **	-	-	18	g (ch-g)
Tetrix bipunctata	24	10	20,5	ch
Metrioptera brachyptera	16,5	22,5	20,5	ch
Pseudopodisma nagyi	15	18,5	28	ch
Gomphocerippus rufus	23	14,5	28	ch
Platycleis albopunctata*	26,5	-	18	th (ch-th)
Isophya kraussii	21,5	18,5	28	ch
Omocestus rufipes *	-	25,5	23	ch
Pholidoptera griseoaptera	25	25,5	23	th
Arcyptera fuscus *	26,5	28	-	g (ch-g)
Paracaloptenus caloptenoides **	-	28	-	g
Chrysocraon dispar	28	28	28	ch
Chorthippus biguttulus	33	28	28	ch
Saga pedo *	33	28	-	th (ch-th)
Tettigonia viridissima **	33	-	-	th
Ruspolia nitidula **	33	-	-	th
Mecostethus parapleurus **	33	-	-	ch
Omocestus petraeus **	33	-	-	g (ch-g)
Oedipoda coerulescens **	33	-	-	g
Oecanthus pellucens **	33	-	-	th (ch-th)
Chorthippus oschei **	33	-	-	ch

**: egy módszerre nézve unikális fajok, *: csak egy módszer esetén hiányzó fajok, ch: chortobiont, fi: fissurobiont, g: geobiont, th: thamnobiont életforma típus. Zárójelben a Rác (1998a) által megadott átmeneti életforma típusok szerepelnek.

4. függelék Az egyenesszárnyú fajok egyedszáma (*N*) és relatív gyakorisági százaléka (%) a sokváltozós analízissel elkülönített együttestípusokban, valamint a típusok összesített egyed- és fajszámai, az elemzésbe vont 16 minaegység 1994-2005 közt végzett vizsgálata alapján. A fajok sorrendje az összesített egyedszámok csökkenő sorrendjét követi. Eu: euthystira-típusú együttesek, Tr: átmenti jellegű együttesek, Cr: crassipes-típusú együttesek, Szh: a jósavfői Szőlő-hegy xerofil együttese, *: védett faj (részletesen ld. 1. függelék), *dőlt*: a többváltozós elemzésből kizárt, a minták kevesebb, mint 5 %-ból (8 minta) előkerült fajok (11 faj).

	Eu		Tr		Cr		Szh		össz	
	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%
Euthystira brachyptera	2739	61,40	809	43,92	881	20,52	1070	17,21	5499	32,70
Stenobothrus crassipes	22	0,49	127	6,89	1299	30,26	1172	18,85	2620	15,58
Pholidoptera fallax	69	1,55	84	4,56	160	3,73	828	13,31	1141	6,79
Chorthippus parallelus	431	9,66	174	9,45	322	7,50	23	0,37	950	5,65
Leptophyes albovittata	225	5,04	43	2,33	43	1,00	510	8,20	821	4,88
Stenobothrus lineatus	96	2,15	59	3,20	236	5,50	354	5,69	745	4,43
Metrioptera bicolor	17	0,38	53	2,88	307	7,15	360	5,79	737	4,38
Calliptamus italicus	1	0,02	1	0,05	16	0,37	715	11,50	733	4,36
Metrioptera brachyptera	218	4,89	170	9,23	129	3,00	0	0,00	517	3,07
Phaneroptera falcata	40	0,90	4	0,22	8	0,19	279	4,49	331	1,97
Psophus stridulus	55	1,23	56	3,04	128	2,98	82	1,32	321	1,91
Tetrix bipunctata	10	0,22	25	1,36	168	3,91	43	0,69	246	1,46
Isophya kraussii	107	2,40	44	2,39	36	0,84	14	0,23	201	1,20
Pseudopodisma nagyí	0	0,00	59	3,20	126	2,94	0	0,00	185	1,10
Poecilimon fussi *	0	0,00	0	0,00	0	0,00	149	2,40	149	0,89
Stauroderus scalaris	0	0,00	6	0,33	141	3,28	0	0,00	147	0,87
Metrioptera roeselii	113	2,53	16	0,87	7	0,16	1	0,02	137	0,81
Gomphocerippus rufus	4	0,09	13	0,71	37	0,86	82	1,32	136	0,81
Chorthippus brunneus	10	0,22	8	0,43	56	1,30	53	0,85	127	0,76
Pholidoptera griseoptera	72	1,61	24	1,30	14	0,33	8	0,13	118	0,70
Chrysochraon dispar	111	2,49	3	0,16	2	0,05	1	0,02	117	0,70
Platycleis albopunctata	0	0,00	0	0,00	14	0,33	101	1,62	115	0,68
Chorthippus biguttulus	3	0,07	0	0,00	1	0,02	106	1,70	110	0,65
Decticus verrucivorus	2	0,04	6	0,33	31	0,72	67	1,08	106	0,63
Oecanthus pellucens	0	0,00	0	0,00	0	0,00	88	1,42	88	0,52
Tettigonia cantans	46	1,03	3	0,16	6	0,14	0	0,00	55	0,33
Omocestus haemorrhoidalis	8	0,18	1	0,05	41	0,96	3	0,05	53	0,32
Chorthippus dorsatus	16	0,36	17	0,92	12	0,28	2	0,03	47	0,28
Pachytachis gracilis	1	0,02	1	0,05	6	0,14	38	0,61	46	0,27
Chorthippus apricarius	31	0,69	6	0,33	1	0,02	1	0,02	39	0,23
Paracaloptenus caloptenoides *	0	0,00	21	1,14	11	0,26	0	0,00	32	0,19
Gryllus campestris	0	0,00	3	0,16	15	0,35	12	0,19	30	0,18
Omocestus rufipes	5	0,11	0	0,00	2	0,05	15	0,24	22	0,13

4. függelék folytatása

	Eu		Tr		Cr		Szh		össz	
	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%	<i>N</i>	%
<i>Ephippiger ephippiger</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,05	14	0,23	16	0,10
<i>Stenobothrus nigromaculatus</i>	0	0,00	0	0,00	8	0,19	6	0,10	14	0,08
<i>Tettigonia viridissima</i>	6	0,13	0	0,00	2	0,05	2	0,03	10	0,06
<i>Arcyptera fusca</i> *	0	0,00	3	0,16	7	0,16	0	0,00	10	0,06
<i>Saga pedo</i> *	0	0,00	0	0,00	3	0,07	6	0,10	9	0,05
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	2	0,04	2	0,11	3	0,07	1	0,02	8	0,05
<i>Pterolepis germanica</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	7	0,11	7	0,04
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	0	0,00	0	0,00	7	0,16	0	0,00	7	0,04
<i>Pholidoptera</i>										
<i>transsylvanica</i> *	0	0,00	1	0,05	2	0,05	0	0,00	3	0,02
<i>Chorthippus mollis</i>	0	0,00	0	0,00	2	0,05	1	0,02	3	0,02
<i>Ruspolia nitidula</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,01
<i>Meconema thalassinum</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,01
<i>Pholidoptera aptera</i>	0	0,00	0	0,00	1	0,02	0	0,00	1	0,01
<i>Euchorthippus pulvinatus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,01
<i>Omocestus viridulus</i>	1	0,02	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,01
<i>Oedaleus decorus</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,01
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	0,02	1	0,01
Fajszám	29		31		41		40		50	
Egyedszám	4461		1842		4293		6219		16815	