

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM  
Természettudományi és Informatikai Kar  
Környezettudomány Doktori Iskola  
Ökológiai Tanszék

DÉL-ALFÖLDI PÓKKÖZÖSSÉGEK SZERKEZETE

Doktori (PhD) értekezés

GALLÉ RÓBERT

Szeged, 2011

<b>1. Bevezetés</b>	<b>4</b>
1.1 Zsákmány-populációk hatása a pókközösségekre	5
1.2 Az élőhelyminőség hatása a pókközösségekre	5
1.3 Erdők pókközösségei	6
1.4 Gyepok pókközösségei	8
1.5 Növényzeti szegélyek hatása pókközösségekre	10
1.6 Tájléptékű változók hatása a pókközösségekre	11
1.7 Hullámterek pókfaunája	13
1.8 Homoki gyepok pókközösségei	14
<b>2. Célkitűzések</b>	<b>15</b>
<b>3. Alkalmazott módszerek és indoklásuk</b>	<b>17</b>
3.1 Gyűjtési módszer	17
3.2 Adatok értékelése	18
<b>4. A Barber-féle talajcsapdák használata pókfaunisztikai vizsgálatokban homoki gyepokon</b>	<b>24</b>
4.1. Mintavételi elrendezés	25
4.2 Adatok értékelése	25
4.3. Eredmények	25
<b>5. Pókközösségek növényzeti és mikrodomborzati heteromorfia indikációja bugacpusztaházi homoki gyepen</b>	<b>30</b>
5.1 Mintavételi elrendezés	30
5.2. Adatok értékelése	30
5.3. Eredmények	30
<b>6. Eltérő struktúrájú vegetációs foltok pókközösségei és határukon végbemenő folyamatok homoki gyepok esetén</b>	<b>34</b>
6.1 Mintavételi elrendezés	34
6.2. Adatok értékelése	36
6.3. Eredmények	36
<b>7. Pókközösségek vizsgálata természetes nyárerdő és borókás-nyaras szegélyeken</b>	<b>40</b>
7.1. Mintavételi elrendezés	40
7.2 Adatok értékelése	42
7.3. Eredmények	42
<b>8. A természetes fragmentáció hatása kiskunsági erdőssztyepp pókközösségeire</b>	<b>48</b>
8.1 Mintavételi elrendezés	48
8.2 Adatok értékelése	49
8.3 Eredmények	50

<b>9. Pókközösségek szerkezete Dél-Tisza menti erdőkben</b>	<b>53</b>
9.1. Mintavételi elrendezés	53
9.2. Adatok értékelése	55
9.3. Eredmények	55
<b>10. Pókközösségek szerkezete Dél-Tisza menti gyepeken</b>	<b>60</b>
10.1. Mintavételi elrendezés	60
10.2. Adatok értékelése	60
10.3 Eredmények	61
<b>11. Diskusszió</b>	<b>65</b>
11.1 A potenciális hatófaktorok és a neutrális teória	65
11.2. A talajcsapdás mintavétel hatékonysága	65
11.3. Habitat-heteromorfia és az élőhely minőségének hatása	66
11.4. Eltérő élőhely foltok határán végbemenő folyamatok	68
11.5. Az élőhelyfoltok méretének hatása	70
11.6. Tájléptékű paraméterek hatása	72
<b>12. Köszönetnyilvánítás</b>	<b>75</b>
<b>13. Irodalomjegyzék</b>	<b>76</b>
<b>14. Összefoglalás</b>	<b>100</b>
<b>15. Summary</b>	<b>103</b>

## 1. Bevezetés

A pókok szinte minden szárazföldi élőhelyen előfordulnak, olyan generalista ragadozók, melyek elsősorban testméretüknél kisebb vagy velük azonos méretű rovarokkal táplálkoznak (Wise 1993). Különböző élőhelyeken igen nagy egyedsűrűségű közösségeket alkotnak. Természetes gyepen Van Hook (1971) 56 egyedet, erdőben Moulder és Reichle (1972) 126 egyedet mutatott ki egy négyzetméteren. Legnagyobb számban a növényzettel sűrűn benőtt területeken élnek, de előfordulnak gyér növényzetű homokbuckákon, vízparti fővényeken is (Foelix 1996).

Kolonizációra a talajfelszíni mozgás mellett repítés segítségével is képesek, így sokkal jobb terjedési képességgel rendelkeznek, mint számos gerinctelen csoport. Ezáltal az élőhely változására viszonylag gyorsan reagál a közösségszerkezet (Oxbrough et al. 2006).

A pókfajok jelentős része pontosan meghatározható élőhely igényekkel rendelkezik, a közösségek szerkezete, fajösszetétele érzékenyen jelzi az élőhely minőségének, struktúrájának változását (Ysnel és Canard 2000, Heikkinen és MacMahon 2004). Dolgozatomban a pókfaj kifejezést faji minősítésű populáció értelemben használom. A pókok élőhelyen belüli mikrohabitat-választását számos biológiai kényszer határozza meg. Például megfelelő hálókészítő hely, táplálkozó hely vagy rejtekhely felkeresése. A mikrohabitatok közötti mozgás a felszínen vadászó pókok zsákmányolási stratégiájának része, de rendszeresen előfordul hálóépítők esetén is (Samu et al. 1996, 1999, 2003). A habitaton belüli nagyrészt a felszínen mozognak, a kockázata ennek általában alacsony, bizonyos esetekben azonban jelentős mortalitási faktor (Lubin et al. 1993). A mikrohabitatok pókfajai időben is változnak a pókok igényeinek, fejlődésének megfelelően. Például Bonte et al. (2000 a,b) vizsgálatai alapján a nyílt gyepek jellemző fajainak szükségük van avarral borított mikrohabitatra a fejlődésükhöz és a kedvezőtlen időszakok átvészeléséhez.

Mozaikos élőhelyeken az élőlények előfordulását számos faktor és valószínűleg a köztük fennálló kapcsolatok határozzák meg (Turner 2005). Legalább három különböző tényezőcsoport befolyásolja az ízeltlábúak elterjedését és az egyes élőhelyeken előforduló közösségek fajösszetételét, szerkezetét: (1) a populációk közötti kapcsolatok, (2) az élőhely minősége és (3) a táj struktúrája (például: Schmitz et al. 2000, With et al. 2002, Jeanneret et al. 2003a, 2003b).

## **1.1 Zsákmány-populációk hatása a pókközösségekre**

A pókok és a hozzájuk hasonlóan generalista ragadozó ízeltlábúak jelentős top-down hatást fejtenek ki a növényevő populációkra (Riechert és Lawrence 1997, Finke és Denno 2003, Cronin et al. 2004). Szárazföldi élőhelyeken a pókok hatását a zsákmány populációkra elsősorban egyszerű felépítésű habitatokban vizsgálták (Finke és Denno 2003, Schmidt et al. 2003, Finke és Denno 2004). Finke és Denno (2002) szerint az élőhelyek struktúrájának komplexitása befolyásolhatja a populációk közötti interakciókat. Az egyszerű struktúrájú élőhelyeken a ragadozók hatása a zsákmány populációkra gyengül, mert a ragadozók közt az intraguild predáció valószínűsége növekedik, míg élőhely komplexitásának, így a búvóhelyek számának növekedésével a ragadozók közti predációs interakciók száma csökken, és együttes hatásuk sokkal erősebb a zsákmány-populációra (Finke and Denno 2006). A pókközösségek növekvő fajszámával nő az intraguild predáció esélye, amely szintén megváltoztatja a pókok hatását a táplálkozási hálózatban (Wise és Chen 1999; Finke és Denno 2005). Az intraguild predáció elkerülése érdekében a szülők és utódok térbeli elkülönülése szükséges (Greenstone 1983). Ezek alapján feltételeztem a vizsgált élőhelyeken is a populációk közti interakciókat, így dolgozatomban pókközösségek szerepelnek.

## **1.2 Az élőhelyminőség hatása a pókközösségekre**

A populációk közötti interakciók mellett a pókközösségek összetételét az élőhelyre jellemző paraméterek jelentősen befolyásolják (Oxbrough et al. 2005). Elsősorban a habitat struktúrája határozza meg, hogy mely pókfajok populációi alkotják az ott élő közösséget. A pókok elterjedését specifikus biológiai kényszer vagy kényszerek csoportja határozza meg (Samu et al. 1999).

Entling et al. (2007) cikkükben Közép-Európában 70 típusú élőhely több mint 200 pókközösségét tekintették át. Vizsgálatuk során a talajnedvességet és az árnyékolást találták legfontosabb tényezőknek, mely a közösségek szerkezetét befolyásolják. A pókok és a vegetáció struktúrája közti szoros kapcsolatot számos vizsgálat bizonyította (Duffey 1968, Almquist, 1973, Samu et al. 1999, Uetz et al. 1999, Dennis et al. 1998, Batáry et al. 2008, Horváth et al. 2009). A direkt kapcsolat a pókok és a növényzet között azonban nem valószínű, a pókfajok populációi nem egy növényfaj jelenlététől függenek, hanem a vegetáció struktúrájától (Zschokke 1996). A növényi fajszámnak jelentős hatása van a

vegetáció architektúrájára, a növekvő fajszám diverz habitat struktúrát hoz létre, így növeli a pókközösségek fajszámát is (Zschokke 1996, Tews et al. 2004, Jeanneret et al. 2003b). Jeanneret et al. (2003a, 2003b, 2003c) vizsgálatai szerint a vegetáció alapján megállapított habitat-típus befolyásolja legerősebben a közösségek fajösszetételét, szerkezetét. Az eredmények általánosításánál figyelembe kell vennünk, hogy az élőhelyek osztályozásán múlik a hatásuk fontossága, továbbá azt is feltételezzük, hogy az egyes típusok egyenlően különböznek egymástól (Wagner és Edwards 2001).

A pókok vadászati stratégiája is befolyásolja az elterjedésüket (Dennis et al. 2001). A növényzeten vadászó karolópókok (pl. *Xysticus cristatus* (Clerck, 1757), *Ozyptila trux* (Blackwall, 1846)) egyedszáma nagyobb a foltos élőhelyeken. Az éjszakai vadászoknak (pl. *Agroeca proxima* (O. P.-Cambridge, 1871), *Trochosa terricola* Thorell, 1856) szüksége van nappali menedékre, olyan lakócsövekre, melyeket az avarban, fatörzsek alatt készítenek el (Marc et al. 1999), ilyen struktúrák hiányában (például: intenzíven művelt szántók esetén) ezek a fajok hiányoznak, vagy egyedszámuk igen alacsony (Cole et al. 2005).

Az élőhely strukturális tulajdonságai közül a legnagyobb különbség ott található a flórában és faunában, ahol a lombkorona záródik (Jukes et al. 2001, Oxbrough et al. 2005, 2006). Az erdők esetén a zárt lombkorona a talajszintet árnyékolja, a szél erejét is jelentősen csökkenti, így a gyepekhez képest kisebb hőmérséklet-ingadozású, magasabb talajnedvességű habitatot eredményez (McIver et al. 1992, Chen et al. 1993, Pearce et al. 2004). Már az alacsony fákból álló erdő (5 éves) is alkalmas arra, hogy erdőre jellemző kondíciókat alakítson ki: védelmet biztosít a szél ellen, így stabilizálja a mikroklímát (Oxbrough et al. 2006).

### **1.3 Erdők pókközösségei**

A különböző típusú erdők pókközösségiben jelentős különbségekre számíthatunk, mert ezek nagyon különböző struktúrájú és mikroklímájú élőhelyek (Pearce et al. 2004). A rendelkezésre álló zsákmány-populációk (például ugróvillások) denzitása befolyásolja a pókok egyedszámát. A pókok top-down hatással befolyásolják a lebontók populációit, így a lebontási folyamatokat és anyagforgalmat (Wise et al. 1999).

A mikrohabitat struktúrája fontos a pókközösségek szempontjából: az avar típusa és mélysége több úton befolyásolja (nedvességen, pH-n, a habitat strukturális komponensein és az ott élő zsákmány-populációkon keresztül) az egyes pók populációk táplálkozási,

menekülési lehetőségeit (Welke és Hope 2005). A habitat struktúrájára és klímájára az erdők fafaj-összetételének és diverzitásának hatása lehet, például az eltérő árnyékoláson, avarszerkezeten, az avar lebomlási dinamikáján keresztül (Schuldt et al. 2008). Uetz (1976, 1979) szerint az erdők pókközösségeit meghatározó legfontosabb tényező az avarvastagság. Számos faj az avarban él, az avar belső struktúráját használják a háló rögzítéséhez (Bultman és Uetz 1984, Wagner et al. 2003, Pearce és Venier 2006). Schuldt et al. (2008) nem találtak összefüggést a pókok fajszáma és a fafajok száma közt, hasonló fajösszetételt és dominancia-viszonyokat talált különböző elegyes és tiszta bükkösökben. Az ivarérett pókok nagy távolságokat tesznek meg, így hasonló fajösszetételt találhatunk nagyon eltérő, de egymáshoz közeli mintavételi helyeken. Az avar szerkezete nem mindig függ az erdő fafajaitól és korától, mert például a szél elhordhatja a lombhullató fák leveleit. A hasonló struktúrájú avaron hasonló közösségek élnek, függetlenül a lombkoronát alkotó fafajoktól (Ziesche és Roth 2008). Azonban Gartner és Cardon (2004) szerint az avarmélység a domináns fafajtól függ, mert azt az avar lebomlás sebessége határozza meg, amely fajonként eltérő. Az avar szerkezete az egyes csoportokra különbözően hat. A talaj felszínén lerohanással zsákmányoló farkaspókok (Lycosidae) sima felszínű, nyílt helyeken vadásznak, és az avart használhatják udvarlaskor, ezen dobolnak. Így ők a sekély, összenyomott avart kedvelik. A karolópókok (Thomisidae), kalitpókok (Clubionidae) és kövipókok (Gnaphosidae) kevésbé aktívan vadásznak, búvóhelyükön hosszan tartózkodnak, így gyakoribbak a komplexebb, mélyebb avaron (Pearce et al. 2004). Hálójukat a talajszinthez közel építő hálószővőknek (pl. vitorlaspókok, Linyphiidae) szükségük van az avar minél bonyolultabb háromdimenziós struktúrájára, hogy a hálót kifeshíthessék, így számukra csak a mély és komplex avar a megfelelő (Bultman és Uetz 1984, Ziesche és Roth 2008). Robinson (1981) szerint a törpepókok (Theridiidae) a strukturáltat választják, az ugrópókok (Salticidae) az egyszerűbbet. Bultman és Uetz (1982) mesterséges avar segítségével vizsgálta a pókok mikrohabitat-választását: a hálószővők az erősen strukturált mesterséges avart választották, a felszínen vadászók az egyszerűbb, de zsákmányban gazdagabb avart választották.

Az aljnövényzet diverzitása szintén hatással lehet a pókközösségekre, mert közvetlenül (növényzeti struktúra) vagy közvetve (mikroklíma) befolyásolják a habitat pókközösség szempontjából fontos paramétereit (Gunnarsson 1990, Schuldt et al. 2008). Az egyik legfontosabb a lágyszárú növényzet borítása, mert a lágyszárúak biztosítanak lehetőséget a hálószővő pókoknak a háló rögzítésére (Schuldt et al. 2008), továbbá a növényevő ízeltlábúak populációi magasabb denzitásúak a strukturálisan bonyolultabb

élőhelyeken (Harmon et al. 2003, Crist et al. 2006). Az aljnövényzet hatása nyáron és ősszel sokkal jelentősebb, mint tavasszal, mert a lágyszárú növényzet nyár végére, ősze fejlődik ki teljesen (Ziesche és Roth 2008).

A természetes erdőkben fajgazdag és ritka fajokat is tartalmazó specifikus, erdőtípusra jellemző fauna él. Számos vizsgálat eredménye bizonyítja, hogy az erdők pókközösségei a természetes zavarás és az erdészeti művelés hatására megváltoznak (Pearce et al. 2004, Oxbrough al 2005). Azonban az erdők esetén kevésbé befolyásolja az emberi használat a fajok számát és az egyedszámot, mert a beavatkozások hasonlóbbak a természetes zavaráshoz, mint az intenzív művelés alá vont gyepek esetén (Baldissera 2008, Prieto-Benítez és Méndez 2010). A lombkoronaszint változásának, felnyílásának hatására a talajszinten diverz mozaikos mikroklíma alakul ki, ami megváltoztatja az aljnövényzet alakulását, így a közösség összetétele is változik akár egy erdőtagon belül is (Ziesche és Roth 2008).

#### **1.4 Gyeppek pókközösségei**

A XX. század elején a természetes és természetközeli gyeppek Európában a legnagyobb fajszámú élőhelyek közt voltak. A század közepén a fauna diverzitása ezeken az élőhelyeken erősen visszaesett, ahogy a mezőgazdasági területek aránya és a művelés intenzitása növekedett (Kleijn és Sutherland 2003, Bengtsson et al. 2005, Schmidt és Tscharrntke 2005a).

A gyeppeken élő pókközösségek összetétele, denzitása érzékenyen jelzi a fűavar vastagságának (Kajak et al. 2000, Pétilion et al. 2008), a növényzet magasságának (Scheidler 1990, Pétilion et al. 2008), a talajnedvességnek (Kajak et al. 2000, Pétilion et al. 2008) változását. A gyeppek strukturált vegetációja több lehetőséget biztosít a háló kifeszítésére, így közvetve a növényfajok száma a gyeppek esetén is meghatározó lehet, mert a vegetáció növekvő fajszáma növeli a strukturáltságot. Az élőhely struktúrája erősebb hatással van a pókközösségekre, mint a növényi fajösszetétel, így lehetséges, hogy csökkenő növényi fajszám mellett is emelkedik a pókközösség diverzitása (Dennis et al. 2001). Cattin et al. (2003) szerint a vegetáció és a fűavar struktúrája legerősebben a hálószővők (Araneidae, Linyphiidae családok) fajösszetételét határozza meg. Számos nappali vadászó fajok az alacsony vegetációjú foltokhoz kötődnek (Dennis et al. 2001).

A pókok érzékenyen indikálják a mezőgazdasági művelés intenzitásának változását, inszekticidek használatát, kaszálást (Cattin et al. 2003), legeltetést (Bell et al. 2001, Dennis



et al. 2001, Warui et al. 2005). A legeltetés hatása annak intenzitásától függ (Batáry et al. 2008, Horváth et al. 2009). A vegetáció vertikális strukturáltsága növeli a pókközösségek fajszámát (Dennis et al. 2001, Harris et al. 2003). Az intenzív legeltetés okozhatja a növényzet fajösszetételének megváltozását, egyetlen zavarástűrő növényfaj dominanciáját, így közvetve a pókok diverzitására is hatással van (Pétillon et al. 2005 a,b). A különböző táplálkozási viselkedésű pókokra a vegetáció összetétele és a legeltetés intenzitása különbözően hat. A növényzeten mozgó pókok (pl. *Xysticus*) és kerekhálós hálószővő elsősorban a magasabb növényzetű helyeken élnek (Bell et al. 2001). A lerohanással zsákmányoló vadászok (pl. farkaspókok) és a melegkedvelő hálószővők (pl. *Erigone*) az alacsonyabb növényzetű helyeken fordulnak elő (Dennis et al. 2001).

Az erős legeltetés hatására a pókközösség szerkezete, összetétele megváltozik (Dennis 2001), a pókfajok jelentős része eltűnik (Thomas és Jepson 1997), az így kialakuló fajszegény közösség jelentős részben zavarástűrő, úgy nevezett r-stratégista fajokból áll (Gibson et al. 1992, Bell et al. 2001, Warui et al. 2005). Ezek a ruderalis, zavarástűrő pókok, mind rövid életű, gyors fejlődésű, jó diszperziós képességgel rendelkező fajok (Bonte et al. 2002). Az így kialakult leromlott, fajszegény közösség dominancia-viszonyaiban is jelentősen eltér a nem legeltetett gyepektől (Zulka et al. 1997). A legkisebb változásokat az élőhely felépítésében, amelyet például a legeltetés intenzitásának módosítása okoz, a ritka fajok populációi jelzik a legérzékenyebben (Oxbrough et al. 2007, Batáry et al. 2008). A legeltetés hiányában vastag fűavar alakul ki, ez búvóhelyül szolgál számos pókfaj számára (Rypstra et al. 1999, Dennis et al. 2001). A mérsékelt intenzitású legeltetés a vegetáció átlagos magasságának csökkenése mellett az élőhely strukturális diverzitását növeli, így a pókközösségek fajszámát is növeli (Johnson 1995, Pozzi et al. 1998, Horváth et al. 2009). Bonte et al. (2000b) szerint a legeltetett és nem-legeltetett területek határán a legmagasabb a pókok diverzitása.

A legelés közvetlen, vegetációra gyakorolt hatása mellett fontos a legelő állatok taposásának hatása az élőhely szerkezetének kialakításában (Dennis et al. 2001). A taposás csökkenti a talajfelszín egyenetlenségeit, a talaj szerkezetét, a talajvízáramlást és a növekvő erózió keresztül a talaj összetételét (Nash et al. 2003, Eldridge és Whitford 2009).

A kaszálás igen gyakran alkalmazott természetvédelmi és gazdasági célú gyepkezelési eljárás. Több vizsgálat eredménye szerint a kaszálásnak pozitív hatása van a florális diverzitásra (Buttler, 1992, Güsewell et al. 1998). Schwab et al. (2002) szerint kaszálás hatása a legerősebb a zárwatermők fajszámára és valószínűleg ezen keresztül a

pókokra és más ízeltlábúakra, így a zárvatermők fajszáma jelzi a kaszáló természetvédelmi értékét. A talajszinten mozgó pókokra kevésbé hat, mint a növényzeten mozgó ízeltlábúakra. Pozzi et al. (1998) kimutatták, hogy alacsony intenzitású kaszálás szükséges a száraz gyepek értékes pókfaunájának megóvásához. A pókok fajsámát legerősebben a növényzet denzitása határozta meg. A Linyphiidae család képviselőire a növényzet magassága hat, a Gnaphosidae családra a növényzet zártsága (talajszint megvilágítása; Schwab et al. 2002). Decler (1990) szerint nedves gyepeken a különböző pókfajokra a kaszálás eltérő hatással lehet, a ritka fajokra negatív hatást mutatott ki, míg a gyakori, habitat generalista fajokra pozitív hatással van. Cattin et al. (2003) nem mutatták ki a kaszálás negatív hatását a ritka pókokra. Vizsgálatuk eredményei szerint a Hahnidae és Clubionidae családok fajainak egyedszámát csökkenti a kaszálás, mert a magasabb növényzetet használják, és ritkán repítenek, így nehezen kolonizálnak. Kevés, kaszált területekhez kapcsolódó pókot találtak, például *Arctosa* fajok, ezek kedvelik a talajszintre jutó sok fényt.

### **1.5 Növényzeti szegélyek hatása pókközösségekre**

Két szárazföldi élőhely határán kialakuló szegélyzónában számos, igen jelentős változás megy végbe, mikroklímában, a vegetáció struktúrájában és a növények fajsámában (Zólyomi 1987, Burgess et al. 2001, Dutoit et al. 2007). A szegélyhatás befolyásolhatja a két habitat határán élő populációk egyedszámát (például Molnár et al. 2001, Máthé 2006), az egyedek életciklusát és viselkedését (Maelfait 1990), a populációk közötti interakciókat (Murcia 1995, Ferguson 2004) és a közösségek struktúráját (Burgess et al. 2001, Magura et al. 2002). A vizsgált közösségtől függ, hogy a folt belsejétől milyen távolságra mutatható ki jelentős változás a közösség fajösszetételében. Éles élőhely szegélyeken is kialakulhat széles átmeneti zóna számos ízeltlábú közösség esetén (Dangerfield et al. 2003). Bedford és Usher (1994) vizsgálata alapján a pókközösségek fajsámája növekedhet, ha a szegély széles, éles szegély estén viszont Martin és Major (2001) nem mutatták ki a fajsám növekedését a szegélyhez közel. Az éles szegélyek hatása az ízeltlábú közösségekre sokkal kevésbé ismert, mint a széles átmeneti zónáké (Kotze és Samways 2001).

## 1.6 Tájléptékű változók hatása a pókközösségekre

Az élőhely-paraméterek sokszor nem elegendőek a fajok előfordulási mintázatának és abundanciájának magyarázatára. Pontosabb képet kapunk, ha az élőhelyeket körülvevő táj hatását is vizsgáljuk, mely legalább egy vizsgált paramétert tekintve heterogén. E térbeli heterogenitás számszerűsítése fontos, hogy magyarázhassuk az ökológiai folyamatok és a térbeli mintázat közti kapcsolatot. A táj kompozíciója jelenti az egyes élőhely-típusok arányát, konfigurációja az egymáshoz viszonyított elhelyezkedését (Turner 2005). A kompozíció hatása elsődleges a konfigurációval szemben, a környező élőhelyek heterogenitása, diverzitása fontos (Duelli 1997). Ha tájléptékű diverzitást vizsgálunk, akkor a fajszám-élőhelyméret összefüggés az egyik legfontosabb ökológiai elmélet (Lawton 1999).

Miyashita et al. (1998) a habitat mérete és a pókközösségek fajszáma közt pozitív korrelációt, Hopkins és Webb (1984), Webb és Hopkins (1984) negatív kapcsolatot mutatott ki, mert a környező foltok populációi növekvő arányban bejutnak az élőhelyre (Usher et al. 1993), Pajunen et al. (1995), Bonte et al. (2002), Gibb és Hochuli (2002) nem talált összefüggést.

Pearce et al. (2005) vizsgálata szerint a kis foltokban alacsonyabb a fajszám és az egyedszám, mert a növekvő mérettel növekedik a mikrohabitatok száma/változatossága a folton belül. A nagyobb foltban több ritka, alacsony denzitású specialista faj fordul elő. A fajösszetétel az átlagos foltmérettől is függ. Kis foltok esetén a szegélyhatás is befolyásolja az összetételt, mert a nagy kerület-terület arány miatt a környező élőhelyek jellemző fajai is könnyen bejutnak a vizsgált foltba (Bonte et al. 2002).

A táj elemeinek idő és térbeli elhelyezkedése központi szerepet játszhat a fajdiverzitás meghatározásában (Jeanneret et al. 2003b, Clough 2005). A magasabb topográfiai diverzitású táj több fajnak ad otthont, a rendelkezésre álló habitatok nagy száma miatt (Kerr et al. 1998). A tájhasználat intenzitásának növekedése csökkenti a pókok fajszámát és abundanciáját (Prieto-Benítez és Méndez 2010, Urák et al. 2010). A populációk méretét és a közösségek szerkezetét a hasonló habitatok aránya határozza meg, a foltok térbeli helyzetének hatása csak akkor jelentős, ha a vizsgált populációk rossz terjedési képességgel rendelkeznek és a számukra megfelelő habitatok aránya alacsony (Flather és Bevers 2002 King és With 2002). A foltméret és a folt alakja például erős hatással van a habitat és szegély specialista fajokra, de jelentéktelen a generalista fajok esetén (Bender et al. 1998, Lövei 2006). A vizsgált foltokat körülvevő más típusú foltok

jellemzői szintén jelentős hatással lehetnek az egyes populációk túlélésére, foltok közötti vándorlására (Turner 2005). Az élőhelyet körülvevő mátrix minősége eltérő hatással lehet a különböző csoportokra. A habitat-specialista fajok szigetekként érzékelik a számukra megfelelő foltokat, és érzékenyen reagálnak a habitat méretére. A generalisták különböző sikerrel használhatják az egyes foltokat, de általában a számukra kevésbé alkalmas élőhelyek-foltokon is képesek túlélni hosszabb ideig (Horváth et al. 2009). Így a vizsgált habitatot körülvevő foltok diverzitásával növekedhet a populációk száma (Krauss et al. 2003), és az egyes populációk bonyolult metaközösségekbe szerveződnek (Schmidt et al. 2008). A vizsgált típustól eltérő habitatok aránya különböző hatással lehet az egyes populációk egyedszámára és a vizsgált folt fajsámára. Azon populációk egyedszáma, amelyek legjobban adaptálódtak a vizsgált élőhely típusához, csökken a vizsgált folt típus arányának csökkenésével, legerősebben 20-30%-os aránynál (Fahrig 2003). Nehéz általánosítani az egyes folt típusok térbeli elhelyezkedésének szerepét, mert minden faj életmenete és diszperziós képessége más (Burel és Baudry 1995, Jeanneret et al. 2003b). A Linyphiidae, Araneidae, Theridiidae családok képviselői elsősorban repítéssel terjednek, így a táj struktúrája máshogy hat rájuk, mint a talajfelszínen mozgókra (Halley et al. 1996, Thomas et al. 2003, Schmidt és Tschardtke 2005b). A habitat minősége elsősorban a talajon mozgó pókok fajsámát befolyásolja, a repítéssel terjedőket kevésbé, mert a repítést a pókok nem tudják irányítani, így a táj struktúrája sokkal erősebben befolyásolja ezeket a pókokat, mint a habitat minősége. Ezek alapján az egyszerűbb struktúrájú táj kevesebb fajnak ad otthont (Schmidt et al. 2005).

Az Alföld déli részén elsősorban mezőgazdasági és intenzív erdészeti művelés alatt álló területeket találunk, ebbe ékelődnek a kis területű természetes és természetközeli élőhelyek. A homokos talajú Kiskunság esetén elsősorban az erdősztyepp, a homokpusztagyepek és a mélyedésekben kialakuló szikesgyep foltok, míg a Tisza mentén őshonos fafajú ültetvények és kaszálóként, legelőként használt mentett oldali és hullámtéri gyep a természetvédelmi szempontból értékes élőhelyek.

A nagy arányban természetes élőhelyekből álló táj több faj előfordulását biztosítja, mint az egyszerű, főleg mezőgazdasági művelés alatt álló (Schmidt et al. 2005). A mezőgazdasági területek uralta tájban a természetes területek aránya és elhelyezkedése fontos szerepet játszik, mert ezek a területek, a szántók szegélye mellett áttelelő helyként, refugiumként és source-habitatként funkcionálhatnak a mezőgazdasági területeket kolonizáló populációknak (Lys és Nentwig 1994, Pfiffner és Luka 2000, Lemke és Poehling 2002, Jeanneret et al. 2003b, Clough et al. 2005, Schmidt et al. 2005, 2008,

Schweiger et al. 2005, Öberg és Ekbon 2006, Öberg et al. 2007). A mezőgazdasági területek pókközösségei kevés, jó diszperziós képességgel rendelkező fajból állnak (Luczak 1979, Samu et al. 1999), melyeknek több átfedő generációjuk van, ez a fenológiai flexibilitás lehetővé teszi, hogy a populáció mindig képes növekedni, ha a körülmények alkalmasak rá (Samu et al. 1999, Bolduc et al. 2005).

A mezőgazdasági táj jelentős része alkalmatlan a fajok többségének, így a természetes területek aránya és a táj heterogenitása központi szerepet játszik a táj fajkészletének kialakításában (Jeanneret et al. 2003b).

### **1.7 Hullámterek pókfaunája**

A folyóparti élőhelyeket jelentős lokális és regionális heterogenitás jellemzi (Ward et al. 2002). Ennek ellenére nem minden esetben találunk ezeken az élőhelyeken magasabb faji diverzitást, a fauna a folyó kiöntéseinek rendszeres zavaráshoz alkalmazkodott specialista fajokból áll össze (Sabo et al. 2005). Ezek közül számos igen ritka, csak a folyópartokon fordul elő (Andersen és Hanssen 2005; Sadler et al. 2004). A hullámtérben előforduló ízeltlábúak a mentett oldaliak közül nagyrészt azok, amelyek képesek túlélni az áradásokat (r-stratégista, opportunistá fajok). Adis és Junk (2002) szerint a fajszám a mentett (áradás nélküli) helyeken a legmagasabb és csökken a rendszeresen elárasztott területek felé. A hullámtéri erdők fajszáma magasabb, mint a hullámtéri gyepeké. Irodalmi adatok áttekintése alapján nem találtak kizárólag hullámtéri pókfajt, ezek a fajok előfordulnak más nedves élőhelyeken is, esetenként széles a földrajzi elterjedésük.

A folyók szabályozásának hatására a folyók dinamikája, így az eróziós és szedimentációs folyamatok jelentősen megváltoztak, a hullámterekben folyó erdészeti és mezőgazdasági tevékenység hatásával együttesen megváltoztatta a folyóparti élőhelyek jellemzőit (például a vegetáció struktúráját), ami hatással van az itt élő specialista fajok elterjedésére, a folyóparti fauna összetételére (Lambeets et al. 2009).

A mélyebben fekvő, gyakran elöntött területek vegetációja a lerakott üledék és hosszabb vízborítás miatt ritkább, ez hatással van a pókközösségek fajösszetételére, a hygrophil fajok a sűrűbb vegetációjú élőhelyeket kedvelik, mert itt a mikroklíma kiegyenlítettebb és nedvesebb (Lambeets et al. 2009).

A közösségek szerkezetét elsősorban a nedvesség, az elöntés gyakorisága és időtartama határozza meg. Bonn et al. (2002) vizsgálata alapján a vegetáció heterogenitása

szintén igen fontos hatással van a fajösszetételre (vizsgálatuk alapján fontosabb, mint az elöntés).

A folyók dinamikájának és a hullámtéri vegetáció összetételének és struktúrájának (például özönfajok megjelenése) változása több, folyópartokra jellemző pókfaj eltűnését eredményezi, helyüket agrobiont fajok foglalják el (Lambeets et al. 2009).

Az áradás alatt erős migráció figyelhető meg az ármentes területek felé, ez növeli a későbbi visszatelepülés esélyét. Függőleges vándorlás is megfigyelhető a hullámtéri pókoknál, a nagyobb testű pókok (pl. farkaspókok, *Pirata spp.*) felmásznak a fák törzsére, a vitorlaspókok repítéssel jutnak fel a lombkoronába. Futóbogarak és a farkaspókok bizonyos fajai az áradásoktól mentes területekre vándorolnak telelni, kevésbé mozgékony ízeltlábúak (például ugróvillások, bizonyos százlábúfajok) inaktív stádiumban vészelik át az áradásokat (Tajovský 1999, Adis és Junk 2002, Bonn et al. 2002).

### **1.8 Homoki gyepok pókközösségei**

Homokdűnéken kialakuló nyílt gyepok pókközösségeit igen részletesen az Északi-tenger mentén húzódó parti dűnéken vizsgálták. Bonte et al. (2002, 2003a, 2004) és Gajdos és Toft (2002) eredményei szerint a pókközösségek összetételét legerősebben a szabad homokfelszín aránya és a homok dinamikája befolyásolja. Bonte et al. (2002) szerint száraz gyepeken a xerotherm habitat specialista fajok száma összefüggésben van a folt nagyságával. A kapcsolat oka valószínűleg az, hogy nagyobb foltok esetén több mikrohabitat-típus áll rendelkezésre. Whitehouse (2002) ugyanezt találta semi-arid bozótosok pókközösségei esetén.

A feldarabolódott és izolált nyílt homoki gyepfoltokról a homokdűnék jellemző fajai hiányozhatnak a kevésbé hatékony diszperziós képességük miatt (Bonte et al. 2004). Főleg mezőgazdasági területekre jellemző vitorlaspók fajok (például *Erigone dentipalis* (Wider, 1834), *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1863)) jelenlétének oka a kisméretű homoki gyepfoltokon valószínűleg a folyamatos repítéses kolonizáció eredménye a *source* habitatok, ebben az esetben szántóföldek irányából.

A fajkészlet-különbözőség és bizonyos habitat specialista fajok hiányának oka a habitatok kialakulásának eltérő ideje is lehet (Bonte et al. 2003b). A korábbi zavarások megváltoztathatják a homoki élőhelyek közösségeinek fajszerkezetét, összetételét. Az izolált és fiatal élőhelyek esetén számos fajnak nem volt elegendő ideje a sikeres kolonizációra.

## 2. Célkitűzések

Dolgozatom elsődleges célja az Alföld néhány jellegzetes kiskunsági és Tisza-menti természetközeli élőhelyén a pókok habitat- és tájszintű szünbiológiai jelenségeinek minél pontosabb leírása, jellemzése. Vizsgálataim során kísérletet tettem e jelenségek okainak feltárására is.

(1) Alkalmazható-e a Barber-féle talajcsapda pókok faunisztikai vizsgálatára, fajszám becslésére, közösségek összehasonlítására mozaikos homoki gyepeken?

Számos vizsgált kimutatta, hogy a talajcsapdás mintavétel a talajfelszínen mozgó ízeltlábúak aktivitás-denzitásról szolgáltat adatokat, így a talajfelszínen keveset mozgó, például növényzeten élő hálószővő pókokat alacsonyabb hatékonysággal gyűjti, mint talajfelszínen vadászó pókokat (Greenslade 1964, Adis 1979, Oxbrough et al. 2006). Ez alapján azt feltételeztem, hogy kizárólag talajcsapdás módszerrel a teljes fajlista összeállításoz igen nagy mintavételi ráfordítás szükséges, a talaj felszínén mozgó fajok száma azonban becsülhető.

(2) Kimutatható-e heteromorf homoki gyepek mozaikosságának hatása az ott élő pókközösségekre? Hogyan befolyásolja a mikrodomborzat és az élőhely struktúrája a homokbuckás kiskunsági gyepek és a Tisza-menti élőhelyek pókközösségeit?

A közösség összetételének és fajszámának a különböző térszíneken megjelenő vegetáció foltoknak megfelelő mozaikosságát vártam (Kerr et al. 1998), elsősorban a talajnedvesség (Pearce és Veiner 2006) és a növényzet struktúrája és összetétele lehet meghatározó (Jeanneret et al. 2003a, Schuldt et al. 2008, Horváth et al. 2009). A vegetáció faji összetétele és fajszáma feltételezhetően az élőhely szerkezetének, mikroklímájának kialakításán keresztül hat (Schuldt et al. 2008). Erdők esetén az avarborítás és az árnyékolás hatását feltételeztem. (Uetz 1976, 1979, Entling et al. 2007)

(3) Miként befolyásolják a pókközösségek szerkezetét a habitat struktúrájában megfigyelhető változások erdőszegélyeken, különböző gyepfoltok határán?

Entling et al. (2007) áttekintő cikke szerint az erdők és gyepek pókközösségei jelentősen eltérnek egymástól így az erdő szegélyén a közösség fajösszetételének jelentős változását feltételeztem, Martin és Major (2001) tanulmánya alapján a vizsgáltakhoz

hasonló éles erdőszegélyek esetén a fajszám feltehetően nem növekszik. Gyepfoltok határán szintén éles vegetációs szegély pókközösségét vizsgáltuk, ebben az esetben sem vártam széles szegélyzóna és elkülönülő szegélyközösség kialakulását.

(4) Hogyan hat az élőhelyfoltok mérete a pókközösségekre? Mekkora a legkisebb élőhely folt-méter, mely hatása jelentős közösség összetételére?

Korábbi vizsgáltok alapján a pókközösségek fajszáma nem minden esetben áll szoros kapcsolatban az élőhelyfolt méretével, mivel az élőhely specialista fajok számára gyakorolt negatív hatást ellensúlyozza a környező élőhelyekről érkező generalista fajok száma (Miyashita et al. 1998, Cook et al. 2002, Bonte et al. 2002, Lövei et al. 2006), így azt vártam, hogy a közösség fajösszetételét befolyásolja jelentősen a habitat mérete (Pearce és Venier 2006).

(5) Az élőhelyeket jellemző paraméterek és a vizsgált élőhelyet körülvevő táji környék hatása az ott élő pókközösségekre: Mely paraméterek határozzák meg a közösségek fajszámát, összetételét Tisza menti élőhely-komplexekben?

A növényzet magasságának és denzitásának növekedésével a pókközösség fajszámának növekedését vártam (például: Hatley és MacMachon 1980, Greenstone 1984), a rendszeres elöntés valószínűleg nem befolyásolja a fajszámot, csak a közösség fajösszetételét, Lambeets et al. (2009) szerint a hullámtéri pókközösségek fajszáma nem tér el a mentett oldaliakétól, diverzitási mintázatukban és összetételükben azonban különböznek, több hullámtereken élő pókfaj más élőhelyeken rendkívül ritka (Aakra 2000).

Számos korábbi tanulmány kimutatta a vizsgált élőhelyet körülvevő táj összetételének hatását a pókközösségekre (pl. Batáry et al. 2008, Schmidt et al. 2008).

A vizsgált élőhelytől eltérő típusú természetközeli élőhelyek arányának (például erdők vizsgálata esetén környező gyepek arányának) növekedésével a fajok számának növekedését feltételeztem, mert generalista és más típusú élőhelyekre jellemző specialista fajok is megjelenhetnek (Öberg et al. 2007). A sziget-biogeográfia alapelve alapján vizsgált habitatallal megegyező típusú természetközeli élőhelyek arányának növekedésével szintén a fajok számának növekedését feltételeztem, mert e szerint nagyobb és kevésbé izolált élőhelyeken több élőhely-specialista faj fordul elő (például MacArthur és Wilson 1963, Lövei et al. 2006). A fentiek alapján a táj paramétereinek változása a fajok száma mellett a közösség faji összetételét is jelentősen befolyásolja.



### 3. Alkalmazott módszerek és indoklásuk

#### 3.1 Gyűjtési módszer

A Barber-féle talajcspadás mintavétel a legelterjedtebb és az egyik legrégebben használt módszer epigéikus ízeltlábúak gyűjtésére (Barber 1931, Pekár 2002). Elsősorban térbeli és időbeli különbségek kimutatására használják a populációk méretében és közösségek összetételében (Melbourne 1999). Emellett használható napi aktivitás vagy jelölés-visszafogás vizsgálatokhoz (Blumberg és Crossley 1988, Kiss és Samu 2000). Alacsony költségigényű, hatékony módszer melynek segítségével nagy mennyiségű talajfelszínen mozgó gerinctelen gyűjthető (Clark és Blom 1992, Braun et al. 2009). A talajcspadázás igen kiegyensúlyozott és átfogó képet nyújt a talajfelszíni pókközösségekről (Samu és Sárospataki 1995, Kádár és Samu 2006, Urák és Samu 2008).

A talajcspadák gyűjtési hatékonysága függ adott faj denzitásától, aktivitásától és viselkedésétől az így gyűjtött adatok nem tekinthetőek pontosnak, a begyűjtött fajok listája a legtöbb esetben nem teljes, a csapda populációnként eltérő hatékonysággal gyűjt, inkább a közösséget alkotó fajok aktivitási mintázatát jellemzi (Oxbrough et al. 2006). Már a 1960-as, 1970-es években kimutatták a módszer pontatlanságát a populációk denzitásának becslésében (Kaszab 1962, Greenslade 1964, Turnbull 1973, Luff 1975, Adis 1979). Számos hiba ellenére alkalmazható a módszer, ha a populációk denzitása és a közösség összetétele közti relatív különbségek kimutatására használjuk (Melbourne 1999). Feltételeznünk kell azonban, hogy a csapdák gyűjtési pontatlansága azonos az összes mintavételi helyen, időpontban. Az élőhely struktúrájának populációnként eltérő hatása van az ízeltlábúak begyűjtésére. Ez a hatás azonban csak akkor jelentős, ha a vegetáció rendkívül sűrű (Melbourne 1999). A csapdák közti távolság is jelentősen csökkentheti a csapdák hatékonyságát, ha azokat egymástól egy méternél kisebb távolságra helyezik el egymástól (Ward et al. 2001).

Számos különböző anyagot használnak a csapdába esett ízeltlábúak elpusztítására, tartósítására (Southwood és Henderson 2000). Például telített sóoldatot (Gallé és Urák 2002, 2006, Itämies et al. 2009), különböző koncentrációjú formaldehid oldatot (Nentwig 1982), etilén glikolt (Uetz és Unziker 1976, Braun et al. 2009), etanol oldatot (Pyatt et al. 1999). A gyors elpusztítás igen fontos, mert jelentősen csökkenti az egyedek menekülési esélyét (Topping 1993).

Schmidt et al. (2006), Jud és Schmidt-Entling (2008) szerint a különböző ölóanyagokkal (hígított és tömény etilén-glikol, propilén-glikol, formalin és víz) töltött csapdák gyűjtési hatékonysága nem különbözik. Curtis (1980) azonban kimutatta, hogy az ölóanyag minősége befolyásolhatja a csapda hatékonyságát. Formalinnal töltött csapdák több pókot gyűjtöttek, mint a víz és detergens keverékével töltött. A 2%-os formalin-oldat és a víz közötti elsődleges különbség, hogy a formalin jobban megőrzi az egyedeket (Jud és Schmidt-Entling 2008), de merevvé, nehezen határozhatóvá teszi azokat (Kádár és Samu 2008). A pókok legjobban akkor határozhatóak, ha azokat hígított etilén-glikollal töltött csapdával gyűjtötték. Schmidt et al. (2006) vizsgálata alapján egy hétnél tovább működő csapdák esetén etilén-glikolt érdemes használni, mert a víz nem konzervál megfelelően, az alkohol pedig elpárolog. Ezek alapján 65 milliméter átmérőjű műanyag poharakat használtam, melyeket hígított etilén-glikollal félig töltöttem.

A csapdák pontos elrendezését az egyes vizsgálatok leírása esetén ismertetem.

### **3.2 Adatok értékelése**

Olyan esetekben, ha magas diverzitású csoportot vizsgálunk (például: ízeltlábúak) a begyűjtött egyedek számának növekedésével a feljegyzett fajok száma is növekszik (Bunge és Fitzpatric 1993). A fajszám jellemzésére becslést adhatunk, ha a teljes fajkészlet csak igen nagy mintavételi ráfordítással gyűjthető be. Gotelli és Colwell (2001) különbséget tett egyed alapú (meghatározott számú egyed azonosítunk) és minta alapú (minden egyed meghatározunk adott számú mintában) mintavételi protokollok közt, e megközelítések segítségével különböző módszerek állnak rendelkezésünkre (Gotelli és Colwell 2001, Longino et al. 2002, Magurran 2004). A faj-abundancia eloszlás vizsgálata mellett a különböző fajtelítődési görbék rajzolása és valószínűleg a leghatékonyabb nem paraméteres becslők számítása nyújt lehetőséget a fajszám becslésére (Colwell és Coddington 1994, Chazdon et al. 1998, Brose et al. 2003).

A megfelelő faj-abundancia eloszlás illesztése általában igen nehéz, melyet tovább nehezít a függővonal jelenléte (Magurran 2004).

A rarefaction diverzitás számítási logikájával megegyezően számíthatjuk az egyedek ismételt mintavételén alapuló fajtelítődési görbét és a mintalapú fajtelítődési görbét, melyek segítségével becsülhetjük, hogy a mintavétel kielégítő volt-e (Heck et al. 1975), és a közösségek diverzitását hasonlíthatjuk össze (Tóthmérész 1998). A két típusú

görbe összehasonlítása a populációk diszpergáltságáról nyújt információt, a foltosság mérésére használható (Colwell és Coddington 1994).

A gyakori fajok bármely mintában szerepelhetnek, így a közösség fajszámáról csak kevés információt szolgáltatnak (Chao et al. 2000), ezért a nem paraméteres becslők a ritka fajok számának felhasználásával adnak becslést a mintában nem szereplő fajok számára. Közülük a leggyakrabban használt, legtöbbet vizsgált becslőket számoltam ki. A Chao 1 becslő a mintában egyetlen egyeddel szereplő (szingletonok) fajok és a két egyeddel szereplő (dupletonok) fajok számának függvénye (Chao 1984, Colwell és Coddington 1994). A becslő értéke jóval meghaladja a begyűjtött fajok számát, ha a szingletonok aránya a mintában magas, és addig nő, amíg minden fajból legalább két egyedet begyűjtünk (Coddington et al. 1996). Jelenlét-hiány adatok alapján számítható a Chao 2 becslő (Chazdon et al. 1998). A becslő nagyon hasonlít a Chao 1-re, de ebben az esetben a szingletonok és dupletonok helyett az egy mintában szereplő (unikális) és a két mintában szereplő fajok száma alapján ad becslést a közösség fajszámára. A Chao 1 és 2 becslők minimumbecslést adnak, feltételezik a minták homogenitását (Magurran 2004). Az ACE becslő az egy és tíz egyed közti abundanciájú fajok alapján, az ICE az egy és tíz közötti mintában szereplő fajok alapján becsli a fajok számát (Chao et al. 2005). Az elsőrendű és másodrendű Jackknife becslők (Jackknife 1 és 2) az egyetlen mintában szereplő (Jackknife 1) és az egy és két mintában szereplő (Jackknife 2) fajok száma és a minták száma alapján becsül (Magurran 2004).

A becslők teljesítményének összehasonlítására a becslők torzítását, precizitását és pontosságát használhatjuk. A torzítás (bias) megmutatja, hogy az ismételt becslések átlaga mennyire tér el a fajszám valódi értékétől. A precizitás (precision) az ismételt becslések varianciájával jellemezhető, ennek számításához nem szükséges a fajszám pontos ismerete. A pontosság (accuracy) a becslés és a valódi érték távolságát jellemzi (West 1999), a becslők teljesítményének jellemzése legtöbb esetben a torzítási és a precizitási indexek alapján történik (Walter és Moore, 2005).

Walter és Moore (2005) áttekintő cikkében számos korábbi vizsgálat alapján megállapította, hogy a fajszám leggyengébb teljesítményű becslője a megfigyelt vagy begyűjtött fajok száma, a legjobban teljesítők a Chao és a Jackknife becslők. Javaslatuk szerint minél több becslő egyidejű vizsgálata alapján választható ki a vizsgálatnak legjobban megfelelő becslési módszer.

Ha az összes fajt begyűjtöttük, a becslők különböző mintanagyságokra kiszámított értékeit a mintanagyság függvényében ábrázolva meghatározható az a mintanagyság, amely elegendő a közösség fajszámának pontos becsléséhez (Magurran 2004).

Chao et al. (2009) kidolgozott módszere segítségével becsülhető, hogy mekkora további mintavételi ráfordítás szükséges a fajszám meghatározott részének (akár 100%-ának) begyűjtéséhez.

A pókközösségek diverzitásának jellemzésére a legegyszerűbb diverzitási mérőszám a begyűjtött fajok száma (Magurran 2004). A habitat szerkezete hatással lehet a pókok mozgására, így a pók begyűjtésének valószínűségére, a csapdák gyűjtési hatékonyságára (Uetz és Unzicker 1976, Topping 1993, Melbourne 1999). Ezért a fajszám mellett, az egymástól jelentősen eltérő struktúrájú élőhelyeken gyűjtött egyedszám nagy változatossága miatt, rarefaction diverzitást (Moskát, 1988) számítottam, mivel magas fajszámú csoportok esetén a begyűjtött egyedszám növekedésével növekszik a detektált fajok száma is (Gotelli és Colwell 2001). A rarefaction diverzitás az egyedek ismételt random mintavételén alapszik, minden ismételt mintavétel után feljegyezzük a fajok számát, ennek átlaga adja az indexet (Heck et al. 1975, Gotelli és Colwell 2001). A módszert először Sandres (1968) használta tengeri bentikus minták összehasonlítására, magyar nyelven Moskát (1988) áttekintő cikke után ismert. Tóthmérész (1997) fajtelítődési diverzitás vagy ES(m) diverzitás elnevezést javasolt. A legkisebb gyűjtött egyedszámhoz rendelhető fajszámot becsültem (Pearce et al. 2004).

Lineáris modellek segítségével kerestem kapcsolatot a folytonos diverzitási mérőszám (rarefaction diverzitás) és az élőhelyi jellemzők, táji paraméterek között.

A lineáris modellek feltételeinek teljesülését az R program regressziós diagnosztikája segítségével teszteltem. A hibatag szórásának állandóságát a szórás-becsült érték ábra segítségével, a reziduumok normalitását  $Q-Q$  ábra felhasználásával vizsgáltam. A torzító pontokat standardizált reziduum-hatóerő ábra segítségével, a Cook-féle  $D$ -statisztika (Cook's distance) számításával azonosítottam.

A magyarázó változók közti kapcsolatot a variancia infláció faktor (VIF, variance inflating factor, Stine 1995) számításával vizsgáltam a faraway csomag segítségével (Faraway 2009). Ha VIF érték több változó esetén magas (10-nél magasabb), az kollinearitást jelez, a magyarázó változók erősen korreláltak (Reiczigel et al. 2008). Kollinearitás esetén azokat a változókat hagytam ki, melyek nem okoztak jelentős változást a modell magyarázó erejében, és melyek nélkül az eredmények értelmezhetőek, mivel

ilyen esetben a magyarázó változók hatását nem lehet szétválasztani (Reiczigel et al. 2008).

A modellszelekciót az Akaike-kritérium (Akaike's information criterion, AIC) alapján végeztem. A paraméterek számának növekedésével a modell magyarázó ereje is növekszik, az AIC érték segítségével kiválaszthatjuk a legkevesebb paraméter felhasználása mellett a legnagyobb magyarázó erejű modellt. Minél kisebb a modell AIC értéke annál nagyobb a modell magyarázó ereje (Sakamoto et al. 1986).

A végső modell magyarázó erejét variancia analízis segítségével teszteltem. Az egyes magyarázó változók hatását külön-külön  $t$ -próbákkal vizsgáltam (Crawley 2007).

Abban az esetben, ha beágyazásos mintavételt (Podani 1997) végeztünk, a függőváltozó és a magyarázó változók közt a kapcsolatot kevert lineáris modell segítségével vizsgáltam (Venables és Ripley 2002, Crawley 2007). Ez esetben a végső modell magyarázó erejét variancia analízis segítségével hasonlítottam össze a csak random hatásokat tartalmazó (fix hatások nélküli) modellel (Crawley 2007). A számításokhoz az R programmal, az nlme csomaggal végeztem (Pinheiro et al. 2007).

Diszkrét függőváltozók esetén (count data, például: fajsám, egyedszám) általánosított lineáris modelleket (GLM) használtam, Poisson eloszlás alkalmazásával (Taboada et al. 2006, O'Hara 2009, Elek et al. 2010), ellentétben az előzőekben tárgyalt modellekkel a függő változó ez esetben nem normális eloszlású hanem Poisson eloszlást követ, feltételeztem tehát hogy a változó átlaga és a varianciája egyenlő egymással (Moksony 2006). Az általánosított lineáris modelleket log-link függvény alkalmazásával használtam, tehát nem a függő változó átlagának, hanem annak természetes alapú logaritmusának változását írtam le a magyarázó változók lineáris függvényeként. Ha az Akaike-kritérium alapján végzett modellszelekció után a végső modellben a függő változó eloszlása túlszóródást (overdispersion, Hornung et al. 2009, Sólymos et al. 2009) mutatott, tehát a variancia meghaladta az átlagot, akkor a modell illesztését „quasi-likelihood“ módszerrel végeztük (Crawley 2007, Ver Hoef és Boveng 2007). A modellek felírásához a MASS csomagot használtam (Venables és Ripley 2002).

A regressziós fa modellek (univariate regression tree, URT, De'ath 2002) segítségével betekintést nyerhetünk az adatok struktúrájába, a változók közti kapcsolatokba. A módszer abban az esetben használható hatékonyan, ha a lineáris regresszió függő változójára valóban ható magyarázó változókat sok lehetséges hatású változó közül kell kiválasztani (Crawley 2007). A regressziós fák számításához a Tree csomagot használtam (Ripley 2009).

Különböző diverzitási indexek választása befolyásolhatja a vizsgált közösségek diverzitásának sorrendjét. Ennek elkerülésére nyújt megoldást a diverzitás-rendezés. Rényi-féle diverzitás-rendezeit használtam, mert különböző mintanagyságok és eltérő vizsgálati elrendezések esetén is megbízható eredményt ad (Tóthmérész 1995). A skála-paraméter ( $\alpha$ ) változtatása során különböző indexeket kapunk. Ha a skála-paraméter értéke alacsony, akkor az index a ritka, ha magas, a gyakori fajokra érzékeny. Az indexeket a skála-paraméter függvényében ábrázolva kapjuk meg a vizsgált közösség diverzitási profilját, mely lehetőséget biztosít különböző közösségek diverzitásának összehasonlítására. Ha a görbék metszik egymást, akkor a közösségek diverzitásuk alapján nem rangsorolhatóak. A Rényi-féle diverzitás-rendezeit indexei közt találunk közismert, számos vizsgálatban használt indexet is,  $\alpha=0$  esetben az index értéke egyenlő a fajsám logaritmusával,  $\alpha \rightarrow 1$  esetben a Shannon indexszel,  $\alpha=2$  esetén a Simpson indexszel (Tóthmérész 1995, Magura és Tóthmérész 1998, Tóthmérész 1998). A diverzitási rendzeit a BiodiversityR csomag segítségével végeztem (Kindt 2008).

A gradiens mentén végbemenő fajcserélődés kimutatására az egymást követő mintavételi egységek közt Wilson-Schmid  $\beta$  diverzitási indexet és Chao módosított Jaccard hasonlósági indexét számítottam. Az első index számításakor a változás számszerűsítését az egymást követő mintavételi egységeken végighaladva a megjelenő és eltűnő fajok számát alapján végezzük (Tóthmérész 1998, Southwood és Henderson 2000). A szintén jelenlét-hiány adatokból számítottam a Jaccard hasonlósági indexet, mely valószínűleg alábecsüli a két közösség közti hasonlóságot abban az esetben ha a közösségekben magas a ritka fajok aránya. A Chao módosított Jaccard hasonlósági indexe kevésbé pontatlan, mert a területen élő, de be nem gyűjtött fajok becsült száma is szerepel a számításokban (Chao 2005). A számításokat az EstimateS 8.0 program segítségével végeztem (Colwell 2004).

Közösségek összehasonlításához permutációs MANOVA-t használtam (nonparametric MANOVA, McArdle and Anderson 2001, Anderson 2001). Az analízist a Bray-Curtis távolságfüggvény alkalmazásával végeztem, melyet a minták természetes csoportosulásának kimutatására használnak (Kotze és Samways 2001, Pearce et al., 2004). A számításokhoz az R programot a Vegan csomaggal használtam (Oksanen 2009).

Nem kötött ordinációk (unconstrained ordinations, Podani 1997) során először a fő kompozíciós variációt derítjük fel, később ezt kapcsolhatjuk a mintavételi egységek vizsgált paramétereinek variációjával. Nem-merikus többdimenziós skálázást (NMDS, Podani 1997), használtam, hogy megjelenítsem az adatok struktúráját, mivel több szerző

ezt az eljárást találta a legrobosztusabbnak (Minchin 1987, Oksanen 2009). A számítás során csak a távolságértékek sorrendjét vesszük figyelembe. Az előre meghatározott számú dimenzióban úgy jelenítjük meg a pontokat, hogy az elrendezésük a legjobban tükrözze a távolságok eredeti sorrendjét (Podani 1997, Legendre és Legendre 1998). A pontokat véletlenszerűen elhelyezzük az ordinációs térben, ezután elrendezésüket addig finomítjuk, amíg további javulást nem érhetünk el. A számítások során 20 ilyen véletlen iterációt végeztem, mivel számos lokális minimum létezhet a globális minimum mellett (Legendre és Legendre 1998), melynek kiválasztását a stressz érték alapján végeztem (Oksanen 2009).

Kötött ordinációk (constrained ordinations) esetén a kompozíciós variáció csak azon részét jelenítjük meg, mely magyarázható a mintavételi egységek vizsgált jellemzői alapján. A kötött ordinációk nem szimmetrikusak, az élőhelyet leíró változókat tekintjük függetlennek, a vizsgált közösséget jellemző változók a függő változók, így hasonlítanak a többváltozós lineáris modellekhez (Legendre és Legendre 1998, Oksanen 2009).

Kanonikus korrespondencia analízist (CCA) használtam a habitat-paraméterek és táji változók hatásának kimutatására a pókközösségek összetételére. Az analízis előtt az aktivitás-denzitás adatok logaritmus transzformációját [ $\log_2(\text{aktivitás-denzitás} + 1)$ ] végeztem el, ezzel csökkentettem a domináns fajok hatását és növeltem a normalitást (Pétillon et al. 2008). Az öt vagy annál alacsonyabb egyedszámú fajokat kizártam a vizsgálatból.

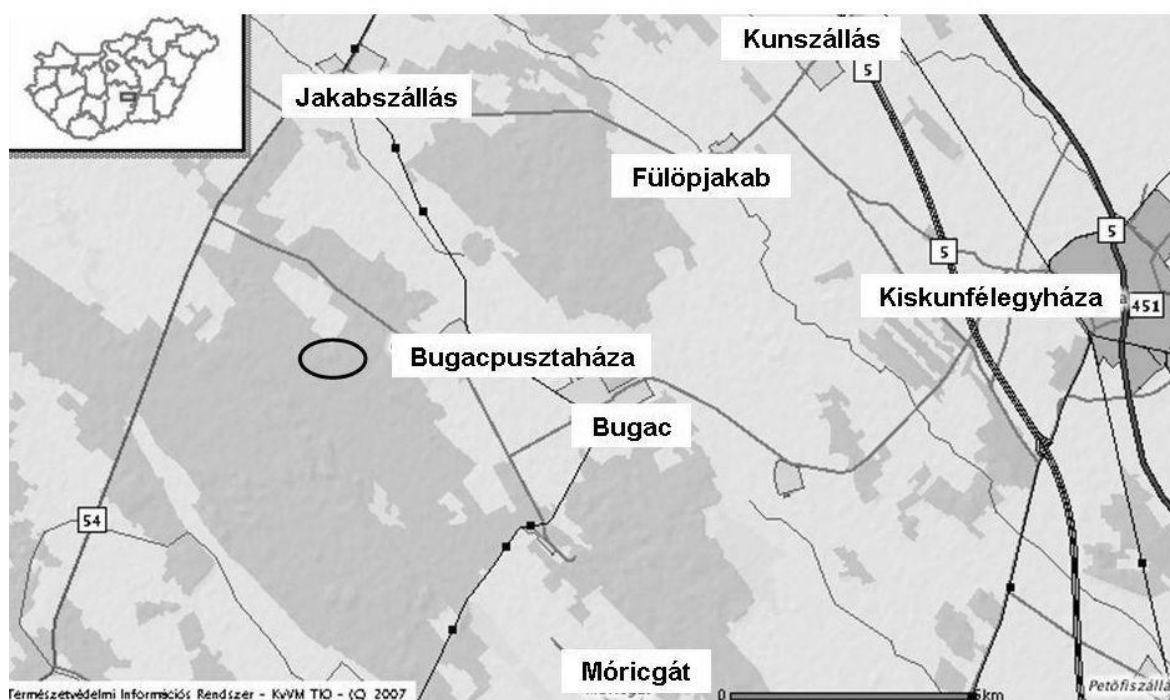
A CCA esetén egyes háttér változók hatását tesztelhetjük permutációs tesztek segítségével. Ha a megfigyelt mintavételi egységek vizsgált paraméterei által magyarázott inertia szinte mindig alacsonyabb, mint a véletlen permutációk után illesztett modellek esetén, akkor a változó hatása szignifikáns (Oksanen 2009).

Különálló CCA-t számítottam minden változó esetén (marginális hatás, Muff et al. 2009), így kiszűrve azokat, melyen nem magyaráznak jelentős variációt (Jeanneret et al. 1999, Aviron et al. 2005). A változók, melyek hatása szignifikáns ( $p < 0.01$ , Monte-Carlo permutációs teszt) szerepeltek a következő CCA-ban, így kiszámítottam az egyes változók kondicionális hatását, melyet szintén Monte-Carlo permutáció tesztrel vizsgáltam (Muff et al. 2009).

Az ordinációk számítását a MASS (Venables és Ripley 2002) és a Vegan (Oksanen 2009) csomagokkal, az R program (R Development Core Team 2009) felhasználásával végeztem.

#### 4. A Barber-féle talajcsapdák használata pókfaunisztikai vizsgálatokban homoki gyepeken

A Kiskunság évi csapadék-mennyisége 550-600 milliméter, az átlaghőmérséklet 10-11°C (Török *et al.* 2003). A régió gyepterületein a kaszálás mellett a legelés a legjellemzőbb tájhasználati típus. A száraz gyepeken ennek hatására homogén szerkezetű, botanikai összetételét tekintve fajszegény degradált legelők alakulnak ki (Körmöczi *et al.* 2009). A Bugaci puszta 2.4 hektáros területén (4.1. ábra) a legeltetés felhagyása után (1976) a szekunder szukcessziós folyamatok során mozaikos vegetáció alakult ki (Gallé *et al.* 2009).



4.1. ábra A bugaci mintavételi terület térképe

A puszta ezt a részét enyhén tagolt domborzat jellemzi, a buckahátak és a kelet-nyugati irányú buckaközök közt az átlagos szintkülönbség 1.5-2 méter körül van. A szárazabb, szélsőségesebb mikroklímájú buckatetőkön nyílt homokpusztai gyeget (*Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó 1929), a buckaközök mélyebb fekvésű területein kékperjés-serevényfüzes buckaközi rétet (*Molinio - Salicetum rosmarinifiliae* Magyar ex Soó 1933), körülöttük, a laposabb fekvésű, átmeneti területeken, pimpós-soványcsenkeszes gyeget (*Potentillo arenariae - Festucetum pseudovinae* *Potentillo arenariae-Festucetum*



*pseudovinae*. Soó (1938) 1940) találunk (Körmöczi 1983, Kanizsai et al. 2009, Körmöczi et al. 2009). A legeltetés felhagyása és a vizsgálat kezdete közt eltelt 30 év során a területen néhány borókabokorból álló csoportok és valószínűleg a közeli nyárerdő hatására néhány tíz négyzetméter kiterjedésű erdőfoltok alakultak ki.

#### **4.1. Mintavételi elrendezés**

A Bugacpusztaházához közel fekvő vizsgálati területen összesen 22 mintavételi helyet jelöltünk ki, mindegyiken öt talajcsapdát helyeztünk el. A csapdák közti távolság két méter volt. A csapdákat 2007-ben március 27-től december 6-ig kéthetente ürítettük.

#### **4.2 Adatok értékelése**

A talajcsapdák gyűjtési hatékonyságának vizsgálatok az egyetlen és két egyeddel (szingletonok és dupletonok) továbbá az egy és a két mintában szereplő fajok számát (1000 véletlen futtatás eredményének átlaga) ábrázoltam egyre növekvő csapdaszám függvényében. A fajszám pontos becsléséhez szükséges minimális mintavételi ráfordítás meghatározására a hat igen gyakran használt nem paraméteres fajszám becslő értékét számítottam (Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2, ACE és ICE), ezeket szintén az egyre növekvő mintavételi ráfordítás függvényében ábrázoltam és hasonlítottam a minta alapú és az egyed alapú fajtelítődési görbével. Ebben az esetben is a becslők és a fajtelítődési görbék egyes értékei 1000 random futtatás eredményének átlagai.

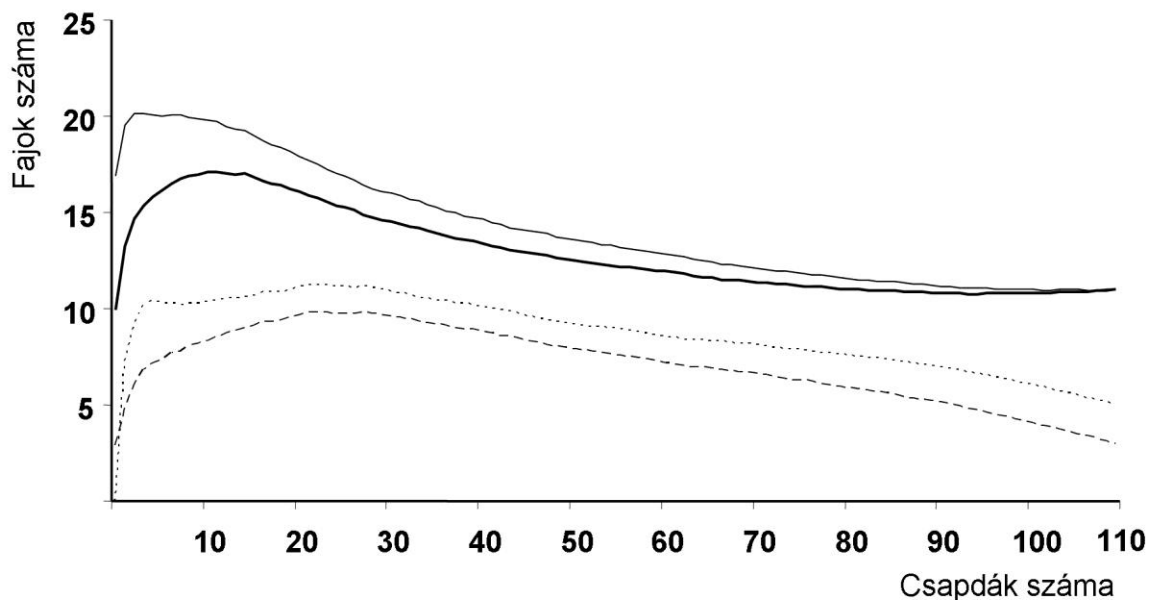
A mintákban szereplő pókok faj- és egyedszámát ábrázoltam az egyes mintavételi időszakokban, a pókközösség összetételének szezonális változását az egymást követő mintavételi időszakok közt számított Chao módosított Jaccard hasonlósági index segítségével jellemeztem.

#### **4.3. Eredmények**

A vizsgálat során 8486 egyedet gyűjtöttünk, melyek közül 4078 pók volt ivarérett, ezek 90 fajba tartoztak.

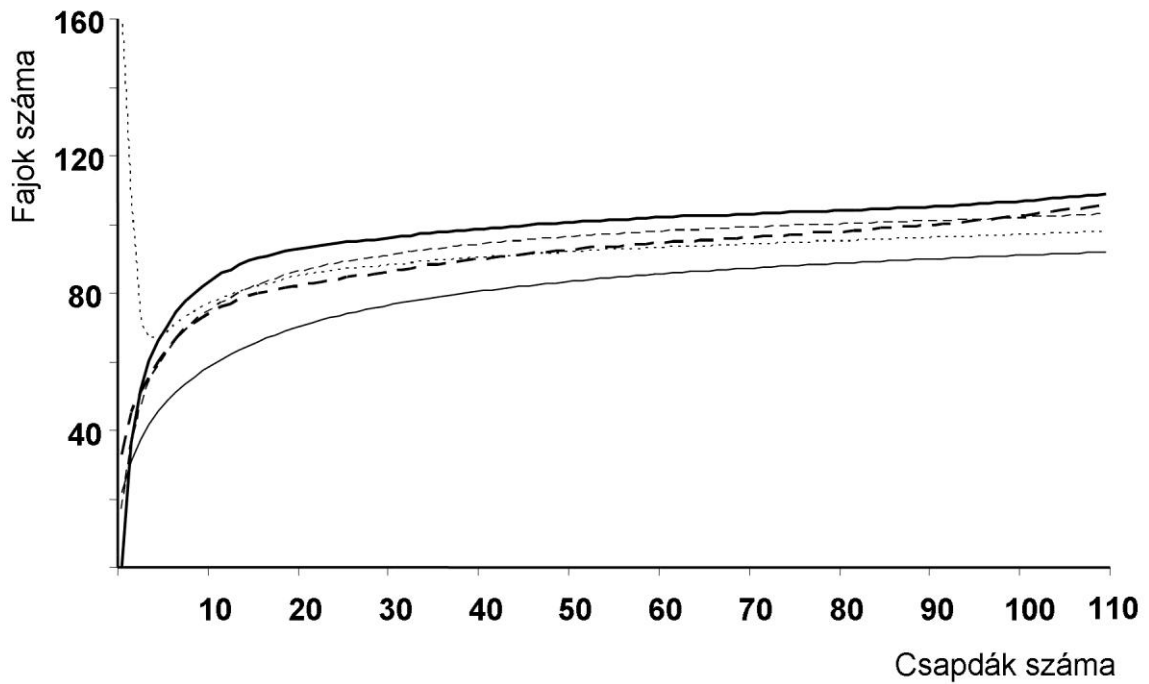
A két csapdában és a gyűjtött anyagban két egyeddel szereplő fajok számának csökkenése megfigyelhető 30 csapdánál nagyobb mintavételi ráfordítás esetén, de 110

csapda esetén is három olyan fajt találtam, melyek két egyeddel szerepelnek és ötöt, melyek két mintában (4.2. ábra).

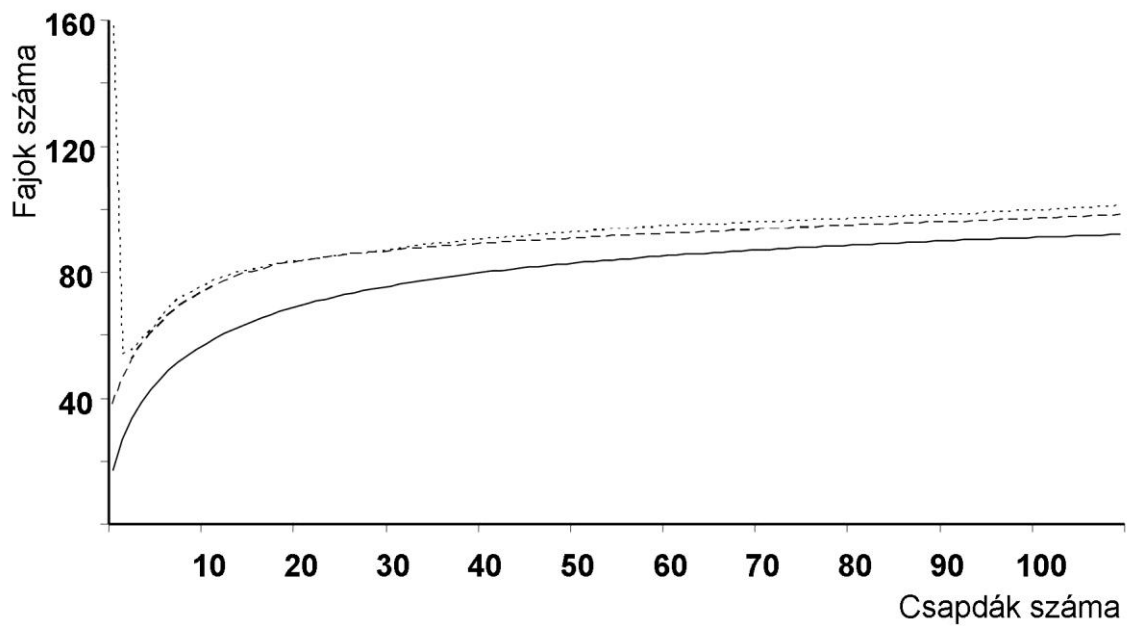


4.2. ábra A ritka fajok száma a mintavételi ráfordítás függvényében (1000 véletlen futtatás eredményének átlaga). Folytonos vonallal az egyetlen egyeddel szereplő fajok számát, vastag vonallal az egy mintában szereplő fajok számát, pontozott vonallal a két egyeddel szereplőket, szaggatott vonallal a két mintában szereplőket jelöltem.

A szingletonok és az egyetlen mintában gyűjtött fajok száma kisebb mintavételi ráfordítás esetén is csökken, de 110 csapdában is mindkét kategóriában 11 faj szerepel (nem gyűjtöttünk olyan fajt, melynek egynél több egyede pontosan egyetlen csapda anyagából került elő). Tehát feltételezhetően számos olyan faj fordul elő a vizsgálati területen, melyet a mintavétel során nem sikerült gyűjtenünk. Ezt támasztják alá a nem paraméteres becslők értékei is, melyek a valós fajszámot 98 és 108 közé teszik (Chao 1=105.75; Chao 2=100.08; Jackknife 1=102.8; Jackknife2=108.84; ACE=98.04; ICE=97.96). Növekvő mintavételi ráfordítás esetén a becslők értékei telítődési görbét rajzolnak ki, de az értékük még 100 és 110 csapda közt is növekedik (4.3. ábra). Ez alapján nagyobb mintavételi ráfordítás esetén a becslők értéke is valószínűleg tovább nő.



(a)



(b)

4.3.ábra A becslők változása és fajtelitődési görbék változása a mintavételi ráfordítás függvényében (1000 véletlen futtatás eredményének átlaga). (a) Az alacsony egyedszámú fajok száma alapján számított becslők. Vastag vonallal a Jackknife 2 becslő értékeinek átlagait, szaggatott vonallal a Jackknife 1, vastag szaggatott vonallal a Chao 1, pontozott

vonallal az ICE becsülő értékeinek átlagait, folytonos vonallal a rarefaction diverzitási görbét jeleztem. (b) A jelenlét-hiány adatok alapján számított becslők értékei. Pontozott vonallal jelöltem a Chao 2 becslőt, szaggatott vonallal az ACE becslőt és folytonos vonallal a fajtelitődési görbét.

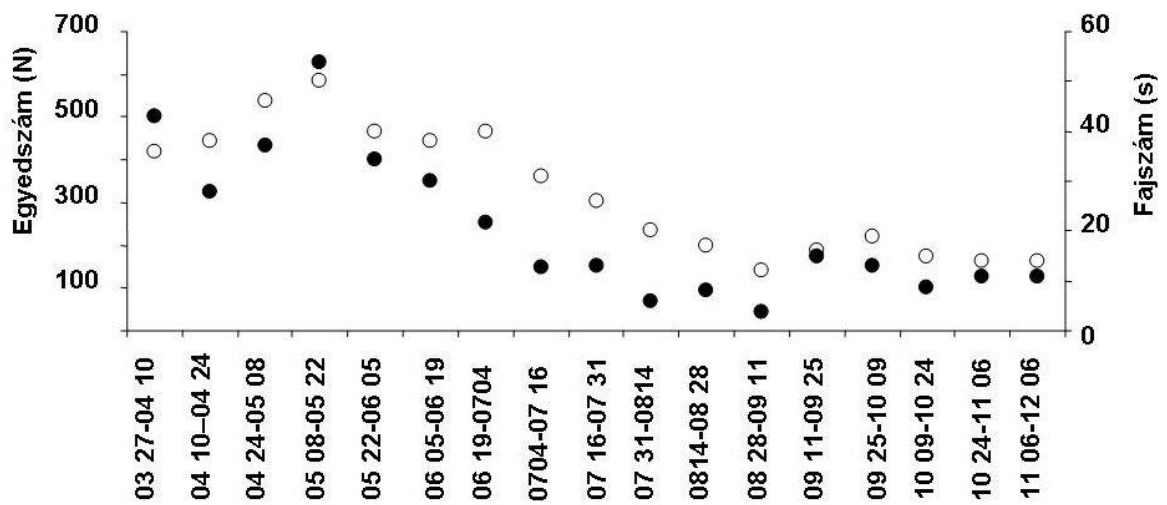
Ennek eldöntésére Chao et al. (2009) módszerének segítségével kiszámítottam a becsülő értékeiből rajzolt görbék aszimptotáját. A Chao 1 becsülő esetén 112.16, a Chao 2 esetén ez az érték 103.99. Ez alapján a teljes fajlista összeállításához jelentős további mintavételre lett volna szükség további 41088 egyed vagy 599 csapda anyagát kellene feldolgozni. Ilyen kiterjedt mintavételre nem nyílt lehetőségem.

A különböző becslők értékei alapján a teljes fajkészlet 82-93%-át gyűjtöttem és határoztam meg. Brose és Martinez (2004) és Brose et al. (2003) szerint a becslők teljesítménye függ attól is, hogy a fauna mekkora hányadát ismerjük. Javaslatuk alapján 73-86% közt a Jackknife1, 86-96% közt az ICE becsülő értéke közelíti legjobban a valós fajszámot.

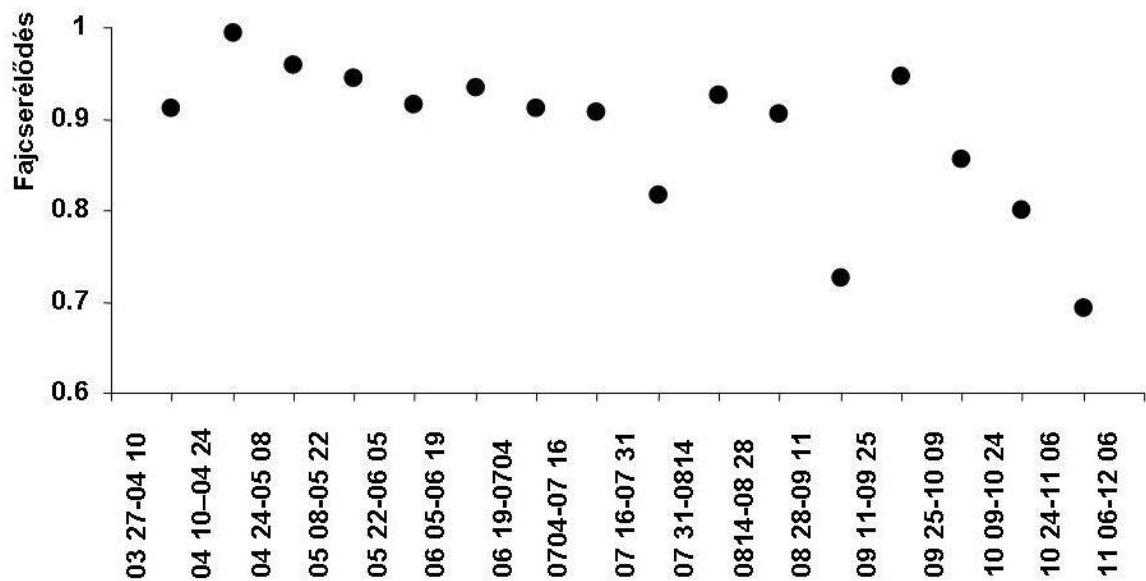
A csapdákkal alacsony egyedszámban gyűjtött fajok növényzetben mozgó (pl. *Oxyopes heterophthalmus* Latreille, 1804 és az ugrópók fajok jelentős része) vagy hálószővő (pl. *Agelena gracilens* C.L. Koch, 1841) pókok. Erdőkre jellemző fajok néhány egyedét is gyűjtöttük (pl. *Diplostyla concolor* (Wider, 1834), *Nerienne radiata* (Walckenaer, 1841), *Pardosa alacris* (C.L. Koch, 1833), *Walckenaeria obtusa* Blackwall, 1836).

2002 és 2006 közt jelen dolgozat tárgyát nem képező vizsgálatok során erről a területről további 7810 pókot gyűjtöttem talajcsapdás mintavétellel, melyek közül a 3127 ivarérett pók összesen 70 fajba tartozott, melyek közül a *Titanoeca psammophila* Wunderlich, 1993 ez első magyarországi előfordulási adata (Gallé és Fehér 2006). Ezek közül 19 fajt nem gyűjtöttünk 2007-ben.

Azonos mintavételi ráfordítással a legmagasabb fajszámot tavasszal májusban mutattuk ki, ugyanebben az időszakban gyűjtöttük a legtöbb ivarérett egyedet is (4.4. ábra).



4.4. ábra Az egyes mintavételi időszakokban gyűjtött egyedek és fajok száma. Az üres körök a begyűjtött fajok számát, a teli körök az ivarérett egyedek számát jelölik.



4.5. ábra Az egyes mintavételi időszakok adatai közt számított Chao módosított Jaccard index értékei.

Az egyes időszakok közt a becsült fajcserelődési ráta a mintavétel kezdetétől szeptemberig közel azonos a Chao módosított Jaccard index értékei szerint (4.5. ábra). Ezek alapján tavasztól őszig a begyűjtött ivarérett egyedek és fajok számának csökkenése mellett a közösség összetétele is változik.

## **5. Pókközösségek növényzeti és mikrodomborzati heteromorfia indikációja bugacpusztaházi homoki gyepen**

### **5.1 Mintavételi elrendezés**

A számításokat a 4.1. fejezetben ismertetett mintavétel adatain végeztem. A csapdák közelében 1x1 méteres kvadrátokban becsültük a növényzet borítását 15, 30 és 50 cm magasságban és teljes borítását. Becsültük a zuzmók és mohák borítását, a növényzet magasságát és megmértük a csapdák közelében vett talajminták relatív víztartalmát. Műholdfelvételeken becsültem a mintavételi helyek és a legközelebbi erdő távolságát. Teodolit segítségével mértem az egyes mintavételi helyek relatív magasságát.

### **5.2. Adatok értékelése**

A pókközösségek fajszámát és rarefaction diverzitását befolyásoló paramétereket lineáris modellek segítségével kerestem.

A közösségek szerkezetét jelentősen befolyásoló tényezők azonosítására kanonikus korrespondencia elemzés alkalmaztam. A szignifikáns hatású változókat passzívan fektettem az NMDS ordináció eredményére. Ennek segítségével vizsgáltam, hogy a különböző térszíneken elhelyezett csapdacsoportok adatai milyen hasonlósági viszonyban álltak egymással.

### **5.3. Eredmények**

A begyűjtött fajok számát és a rarefaction diverzitást csak a talajnedvesség és a növényzet magassága befolyásolta jelentőse (5.1. Táblázat).

A kanonikus korrespondencia elemzések eredményei alapján a talajnedvesség és a lágyszárú vegetáció borítása mellett az erdőtől mért legkisebb távolság hatása jelentős (5.1. Táblázat). Ha a vizsgálatból kivontam az erdőtől legtávolabb található, a habitat struktúráját tekintve jelentősen eltérő, intenzíven legeltetett mintavételi helyeket, az erdő távolságának hatása elhanyagolható ( $\chi^2 = 0.066$ ,  $F = 0.958$ ,  $p = 0.499$ ).

5.1. Táblázat A pókközösségek fajszámát és rarefaction diverzitását befolyásoló változók lineáris modellek alapján (fajszám:  $R^2= 0.512$ ,  $F_{2,19}=10$ ,  $p=0.001$ ; rarefaction diverzitás:  $R^2=0.461$ ,  $F_{2,19}=8.109$ ,  $p=0.002$ )

	Fajszám			Rarefaction diverzitás		
	B	t	<i>p</i>	B	T	<i>P</i>
Talajnedvesség (%)	1.952	2.625	0.016	-2.408	0.784	0.006
Lágyszárú vegetáció teljes borítása	-	-	-	-	-	-
Lágyszárú vegetáció borítása (15 cm)	-	-	-	-	-	-
Lágyszárú vegetáció borítása (30 cm)	-	-	-	-	-	-
Lágyszárú vegetáció borítása (50 cm)	-	-	-	-	-	-
Lágyszárú vegetáció magassága	0.4852	2.574	0.018	0.687	3.461	0.002
Zuzmó és moha borítás	-	-	-	-	-	-
Relatív magasság	-	-	-	-	-	-

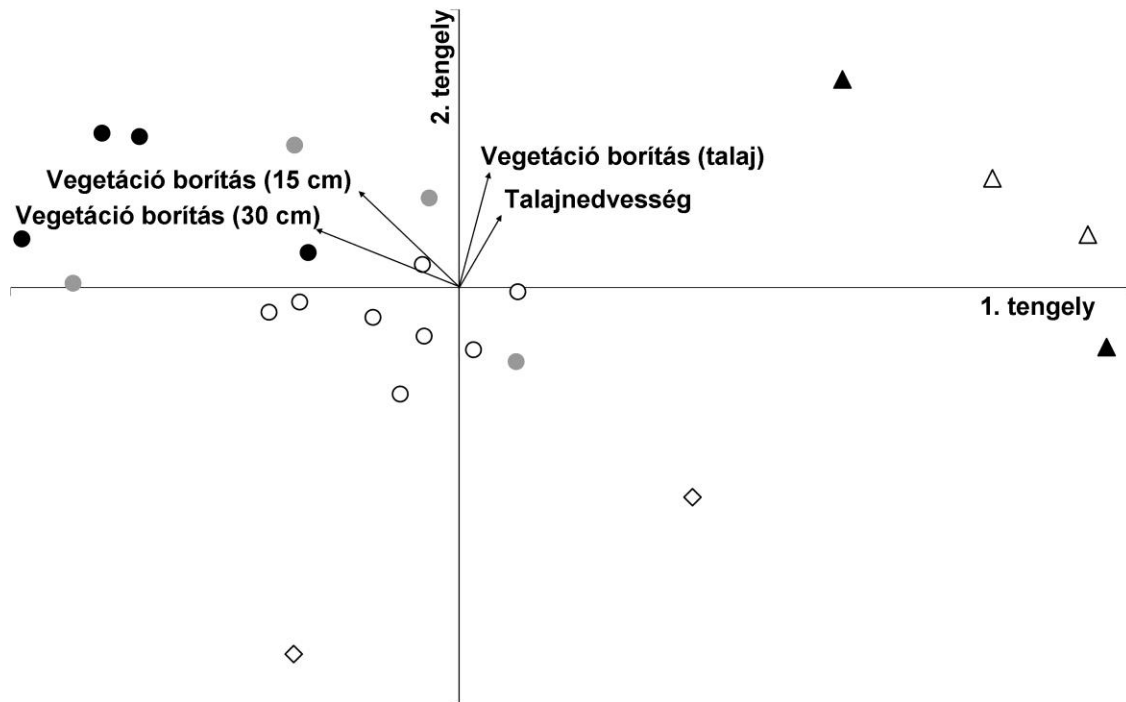
Az NMDS eredménye szerint a pókfajok elterjedése, a közösség térbeli szerkezete mozaikos, a jelenleg is intenzív legeltetés alatt álló területen elhelyezett csapdacsoport adatai elkülönülnek a többi mintavételi helytől (5.1. ábra).

5.2. Táblázat A bugaci heteromorf gyepek közösségein végzett korrespondencia elemzések eredménye (végső modell:  $\chi^2 = 0.691$ ,  $F = 3.422$ ,  $p < 0.001$ )

	Marginális hatás			Kondicionális hatás		
	$\chi^2$	F	p	$\chi^2$	F	P
Talajnedvesség (%)	0.113	3.457	<0.001	0.057	2.142	0.005
Lágyszárú vegetáció teljes borítása	0.095	2.837	0.002	0.062	2.322	0.002
Lágyszárú vegetáció borítása (15 cm)	0.085	2.495	0.008	0.049	1.826	0.020
Lágyszárú vegetáció borítása (30 cm)	0.091	2.695	0.004	0.054	2.014	0.010
Lágyszárú vegetáció borítása (50 cm)	0.073	2.115	0.022	-	-	-
Lágyszárú vegetáció magassága	0.080	2.336	0.012	-	-	-
Zuzmó és moha borítás	0.042	1.180	0.293	-	-	-
Relatív magasság	0.060	1.718	0.059	-	-	-
Távolság a legközelebbi erdőtől	0.308	4.963	<0.001	-	-	-

A legelőn elsősorban zavarástűrő, generalista fajokat gyűjtöttünk, mint *Araeoncus humilis* (Blackwall, 1841), *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1830, *Pardosa agrestis* (Westring, 1862), *Xerolycosa miniata* (C.L. Koch, 1834), *Xysticus kochi* Thorell, 1872. A további két elkülönülő mintavételi hely 16-os és 18-as jelű eltér a többi csapdacsoport adataitól. Ennek oka, hogy a 18-as jelűn az 1990-es évek első feléig a terület locsolásával mesterségesen növelték a talajnedvességet, így a vegetáció fajösszetétele megváltozott.





5.1. ábra A bugaci gyepon elhelyezett csapdacsoportok adatain végzett NMDS ordináció eredménye (stressz=17.811). A nyílt homoki gyepeken kijelölt mintavételi pontokat üres körrel, a zárt homoki gyepeken szürke körrel, a buckaközi gyepeken fekete körrel, a legelt buckaháton üres háromszöggel, a legelt buckaközben fekete háromszöggel, a zavart foltokon rombuszsal jelöltem.

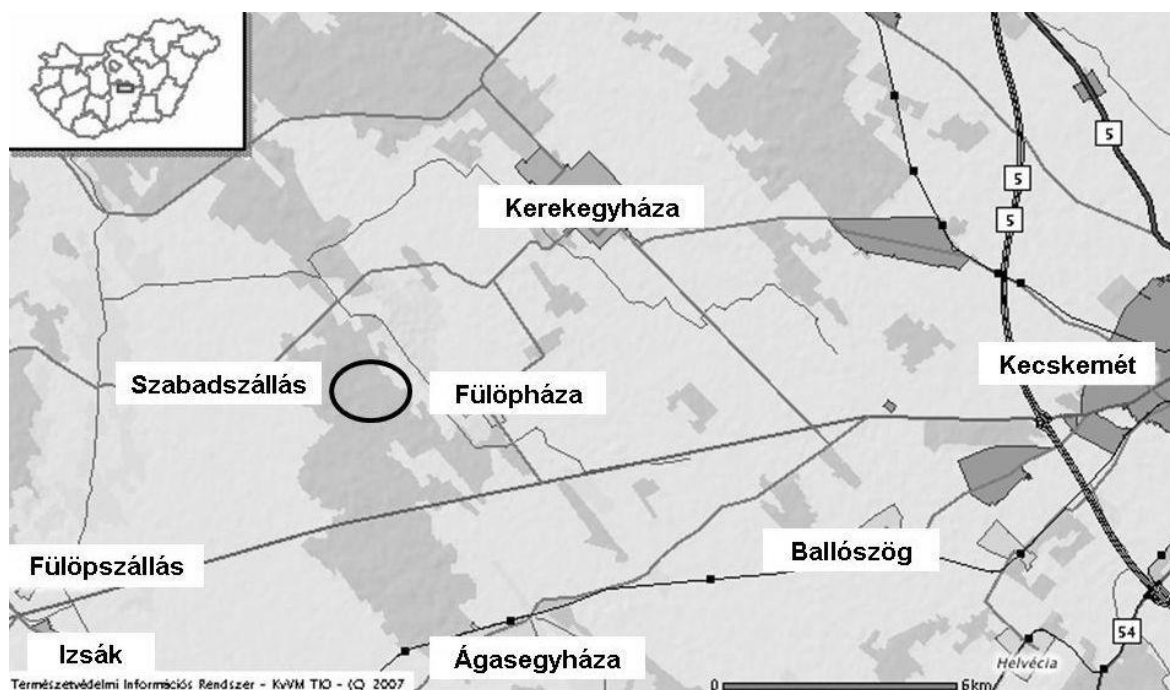
A 16-os jelű helyen ebben az időszakban (1990-es évek eleje) a talaj felső rétegének eltávolítását végezték. A két beavatkozás a növényzet struktúráját hasonlóan változtatta meg, nyílt, fajszegény vegetáció alakult ki. Ezeken a területeken száraz nyílt gyepekre jellemző fajokat gyűjtöttünk, például *Gnaphosa mongolica* Simon, 1895, *Alopecosa psammophila* Buchar, 2001, *Zelotes segrex* (Simon, 1878). Erdők, erdőszegélyek pókfajai fordultak elő a serevényfüzes (*Salix repens subsp. rosmarinifolia*) buckaközökben (*Ceratinella brevis* (Wider, 1834), *Arctosa lutetiana* (Simon, 1876), *T. terricola*).

## 6. Eltérő struktúrájú vegetációs foltok pókközösségei és határukon végbemenő folyamatok homoki gyepek esetén

A kiskunsági természetközeli gyepek mélyedéseiben kialakuló sokszor szikesedő mocsár- és láprétek mellett a magasabb térszíneken száraz, esetenként félsivatagi jellemezőkkel rendelkező homoki gyepeket találunk (Bíró *et al.* 2007). Merkens (2000) szerint elsősorban a lágyszárú vegetáció kompozíciója és a mohák, zuzmók borítása befolyásolják a száraz gyepek pókközösségeit.

### 6.1 Mintavételi elrendezés

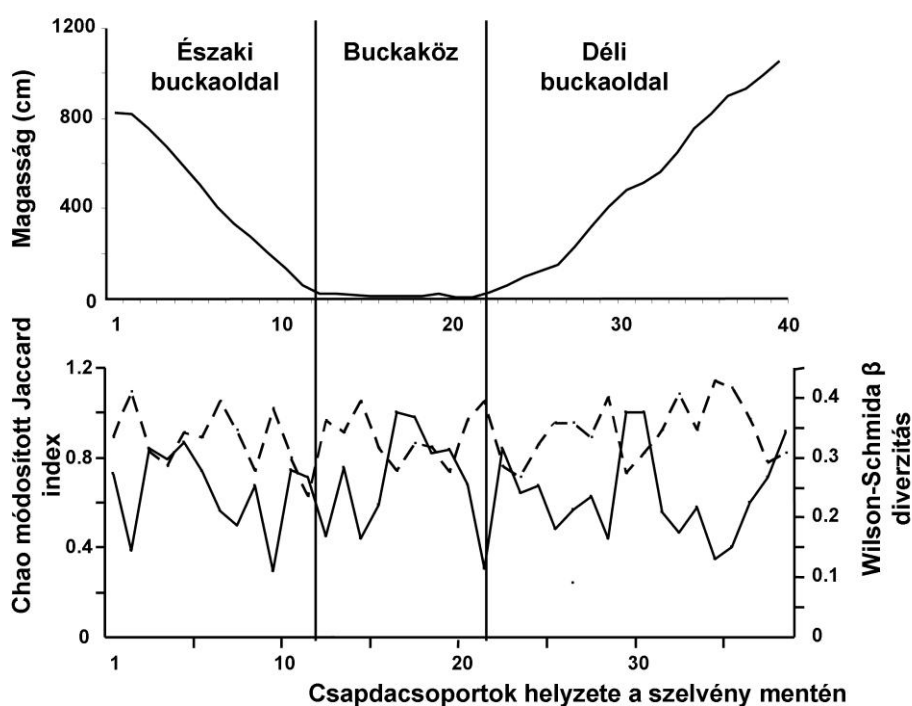
Két buckaoldal és a köztük található buckaköz közösségei közti átmentet vizsgáltuk az Fülöpháza közelében elhelyezkedő természetközeli gyepon (6.1. ábra). A déli kitettséű buckaoldalon a domináns lágyszárú növényfajok a magyar csenkesz (*Festuca vaginata*) mellett a naprózsa (*Fumana procumbens*) és a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthenica*) voltak. A buckaköz jellemző lágyszárúi a siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*), a fényes sás (*Carex liparicarpos*) voltak, az északi kitettséű oldalon a magyar csenkesz és a homoki árvalányhaj zártabb állományait találtuk.



6.1. ábra A fülöpházi vizsgálati terület térképe

A csapdák helyének relatív magasságát teodolit segítségével határoztuk meg. A mintavételi hely domborzati profilját a 6.2. ábra mutatja. A két szomszédos buckatető közt négy, a buckaközön keresztül futó, szelvényt jelöltünk ki. Minden szelvény 40 talajcsapdából állt, így összesen 160 csapda működött egyszerre. Az egymást követő csapdák közti távolság három méter volt. A szelvények azonos pozíciójában elhelyezett csapdák adatait az értékelésük előtt összevontam (csapdacsoportok).

A mintavételt 2006-ban négy alkalommal (árpilis, június, augusztus és szeptember) ismételtük meg, a csapdák minden alkalommal két hétig működtek. Minden talajcsapda közelében 50x50 centiméteres kvadrátokban feljegyeztük a vegetáció borítását és a növényfajok számát. A csapdák közelében vett talajminták relatív nedvességet laboratóriumban megmértük.



6.2. árba A fülöpházi szelvény domborzati profilja és az egymást követő csapdacsoportok hasonlósági értékei. A szaggatott vonal a Wilson-Schmida  $\beta$  diverzitást, a folytonos vonal a Chao módosított Jaccard index értékét, a függőleges egyenes az első fák helyét jelzi. A görbék ellentétes lefutásának oka, hogy a Wilson-Schmida index különbözőség, a módosított Jaccard index hasonlóság kimutatására alkalmas.

## 6.2. Adatok értékelése

A két buckaoldal és a buckaköz közösségei közti különbséget permutációs MANOVA segítségével vizsgáltam, diverzitásukat Rényi-féle diverzitás rendezés számításával hasonlítottam össze.

A közösségek átmeneti zónájának meghatározására és szélességének jellemzésére az egymást követő mintavételi egységek közt Wilson-Schmida  $\beta$  diverzitási indexet és Chao módosított Jaccard hasonlósági indexét számítottam.

Többszörös lineáris regresszió segítségével becsültem a vegetáció, a lejtők kitettségének, a talajnedvesség és a relatív magasság hatását a gyűjtött fajok számára és a pókok abundanciájára.

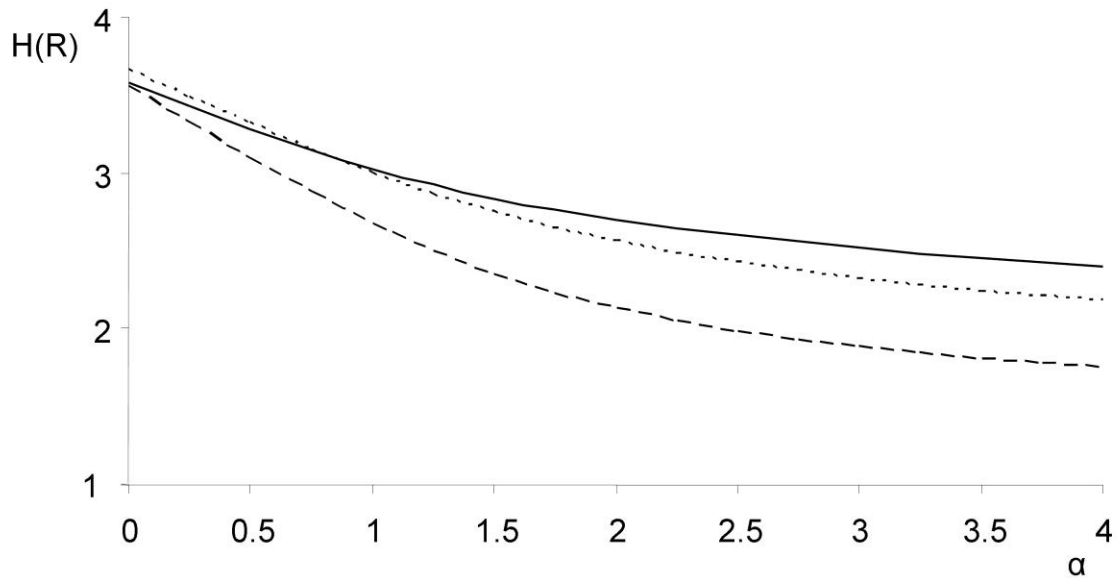
NMDS ordináció segítségével vizsgáltam a csapdacsoportok adatai közti különbségeket. A mintavételi helyeken mért élőhely-paraméterek hatását CCA segítségével becsültem. A szignifikáns hatású változókat a NMDS ordinációra utólag illesztettem.

## 6.3. Eredmények

A vizsgálat során 58 fajba tartozó 1447 pókot gyűjtöttünk, ebből 626 egyed bizonyult fiatalnak.

Több olyan pókfajt gyűjtöttünk, melyek elterjedése a szelvény mentén korlátozott volt. Az *Yllenus horvathi* Chyzer, 1891 és a *Sitticus zimmermanni* (Simon, 1877) ugrópókfajokat elsősorban a déli kitettségű oldalon gyűjtöttük. A *Xysticus ninnii* Thorell, 1872 karolópókfaj egyedei a két buckaoldali, az *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757) farkaspókfaj egyedei kizárólag a buckaközéből származó mintákban fordultak elő.

A többváltozós varianciaanalízis eredménye alapján a buckaköz és a buckaoldalak pókközösségei közt szignifikáns különbséget találtam ( $F= 3.609$ ,  $p<0.001$ ). A Rényi-féle diverzitás rendezés alapján déli kitettségű buckaoldal közössége alacsonyabb diverzitású, mint a másik két mintavételi hely közösségeinél, melyek nem sorolhatóak diverzitásuk alapján, mivel a profiljaik metszik egymást (6.3.ábra.)



6.3. ábra A fülöpházi szelvény mentén pókközösségek Rényi-féle diverzitás-rendezése. A pontozott vonal a déli kitettségű buckaoldal, a szaggatott vonal az északi kitettségű oldal, a folytonos vonal a buckaköz közösségét jelzi.

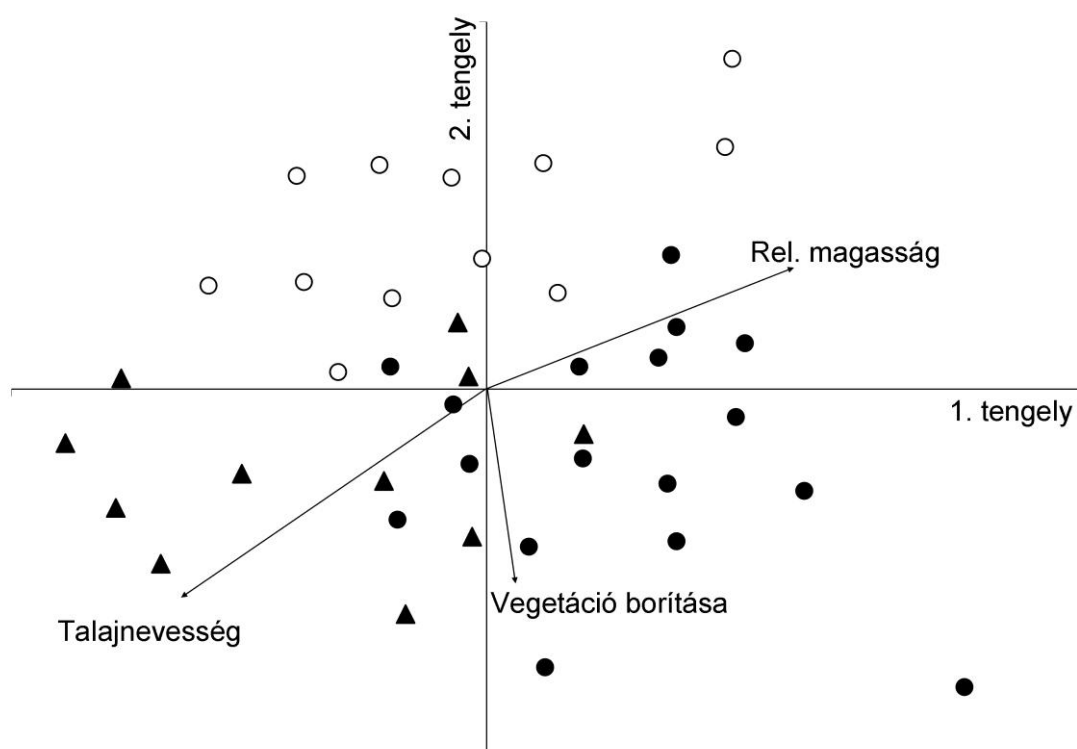
Wilson-Schmida  $\beta$  diverzitási index és Chao módosított Jaccard hasonlósági indexe folytonos átmenetet jelez a mintavételi helyek közt (6.2. ábra).

A fajok számát a vizsgált paraméterek közül kizárólag a lejtők kitettsége, az egyedek számát emellett a lágyszárú vegetáció borítása is jelentősen befolyásolta (6.1. Táblázat).

Az NMDS ordináció szerint a déli és északi kitettségű buckaoldali mintavételi helyek elkülönülnek, az ordinációs térben egymáshoz közel található mintavételi helyek a két lejtő alján helyezkedtek el (6.4. ábra). A közösségek szerkezetét a kitettség mellett a talajnedvesség és a lágyszárú vegetáció borítása befolyásolták (6.2. Táblázat).

6.1. Táblázat. Többszörös lineáris regresszió alapján a pókfajok számát és a begyűjtött egyedek számát meghatározó paraméterek (Fajszám:  $R^2 = 0.424$ ,  $F_{2,32} = 11.8$ ,  $p < 0.001$ ; egyedszám:  $R^2 = 0.339$ ,  $F_{2,32} = 5.309$ ,  $p < 0.004$ ).

	Fajszám			Egyedek száma		
	$\beta$	t	p	$\beta$	t	P
Talajnedvesség	-	-	-	-	-	-
Relatív magasság	-	-	-	-	-	-
Zuzmók, mohák borítása	-	-	-	-	-	-
Lágyszárú veg. borítása	-	-	-	0.101	1.753	0.089
Lágyszárú veg. fajszáma	-	-	-	-	-	-
Déli kitettségű lejtő	-0.2	-0.191	0.849	-2.155	-0.68	0.501
Északi kitettségű lejtő	-3.875	0.942	<0.001	-8.794	-2264	0.003



6.4. ábra A fülöpházi szelvény mentén elhelyezett csapdacsoportok adatain végzett NMDS ordináció eredménye. A teli körök az északi kitettségű buckaoldal, az üres körök a déli kitettségű buckaoldal, a háromszögek a buckaköz csapdacsoportjait jelzik.

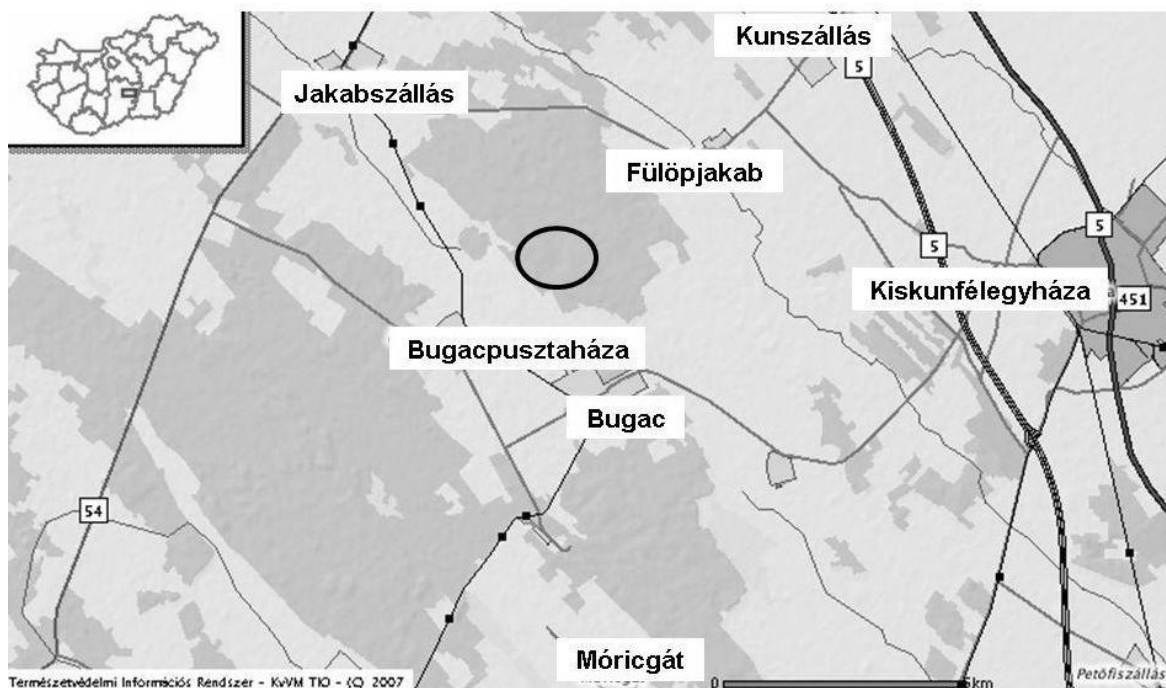
6.2. Táblázat. A CCA alapján a pókközösség összetételét, szerkezetét meghatározó paraméterek. A végső modellben a relatív magasság mellett a lágyszárúak borítása és a talajnedvesség szerepelnek ( $\chi^2= 0.341$ ,  $F= 2.498$ ,  $p<0.001$ )

	Marginális hatás			Kondicionális hatás		
	$\chi^2$	F	<i>p</i>	$\chi^2$	F	<i>P</i>
Relatív magasság	0.153	3.100	< 0.001	0.005	1.256	0.210
Lágyszárú vegetáció borítása	0.091	1.771	0.033	0.008	1.986	0.005
Zuzmók, mohák borítása	0.007	1.419	0.14	-	-	-
Lágyszárú növényzet fajszáma	0.053	1.070	0.417	-	-	-
Talajnedvesség	0.196	3.100	< 0.001	0.009	2.135	0.003

## 7. Pókközösségek vizsgálata természetes nyárerdő és borókás-nyaras szegélyeken

A kiskunsági erdőssztyepp jellemző alkotói a fehér nyárból és borókából álló erdőfoltok és homoki gyepek mozaikja. A nagyobb méretű erdőfoltok és az ezeket körülvevő nyílt homoki gyepek lehetőséget kínálnak a természetes úton kialakuló erdőszegélyek vizsgálatára. Az ilyen éles szegélyeken végbemenő közösségszerkezeti változások kevésbé ismertek, mit a széles átmeneti zónával rendelkező erdőszéli ízellábú közösségek változása (Kotze és Samways 2001).

Vizsgálatainkat Bugacpusztaháza falu közelében elhelyezkedő Kisasszonyerdőben végeztük (7.1. ábra). A területen kisebb kiterjedésű, mozaikos erdőssztyepp foltokat és intenzív erdészeti művelés alatt álló fenyő- és akácültetvényeket találunk.



7.1. ábra A Bugacpusztaháza-Kisasszonyerdő mintavételi terület térképe

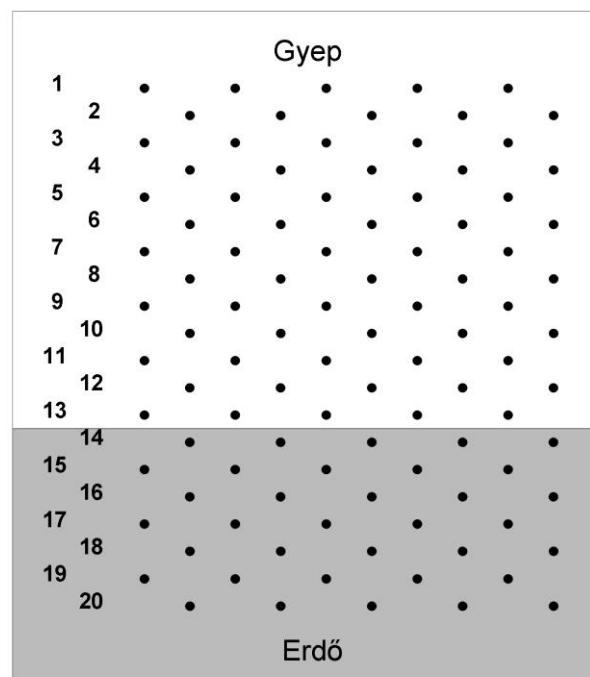
### 7.1. Mintavételi elrendezés

Két erdőszegély pókközösségeit vizsgáltuk: (1) Borókás-nyílt homoki gyepek és (2) egyes borókás-nyaras-nyílt homoki gyepek átmenetét. Mindkét mintavételi helyen 10 párhuzamos szelvényt jelöltünk ki, melyek a nyílt homoki gyepről a szegélyen át az



erdőfolt belseje felé futottak. Minden szelvény 10 talajcsapdából állt, így összesen a két mintavételi helyen 200 csapda működött. A csapdák közötti távolság legalább két méter volt. A szegélyre merőleges finomabb felbontás érdekében minden második csapdasort 1 méterrel eltoltunk, így összesen 20 darab, a szegélytől azonos távolságra elhelyezkedő csapdacsoportot kaptunk, ezek adatait az értékelés előtt összevontuk (7.2. ábra).

A csapdák összesen 8, közelítőleg két-hetes időszakban működtek 2004-ben és 2005-ben április, május, július és szeptember hónapokban, mivel a csapdák egy mintavételi időszakban csak két működnek, valószínűleg csapdák közötti kis távolság lényegesen nem befolyásolta a hatékonyságukat (Muff, 2006).



7.2. ábra. A csapdák elrendezése az erdőszegélyeken. Az azonos számmal jelölt sorok adatait az elemzés előtt összevontam.

A vegetáció jellemzésére a csapdák mellett 1x1 méteres kvadrátokban feljegyeztük a szabad talajfelszín, az avar, zuzmók és mohák, az egyszikű és kétszikű növényzet borítását.

## 7.2 Adatok értékelése

Az erdők és gyepék közösségei közti eltéréseket permutációs MANOVA segítségével kerestem. A mintavételi helyek diverzitásának összehasonlítására Rényi-féle diverzitásrendezést használtam.

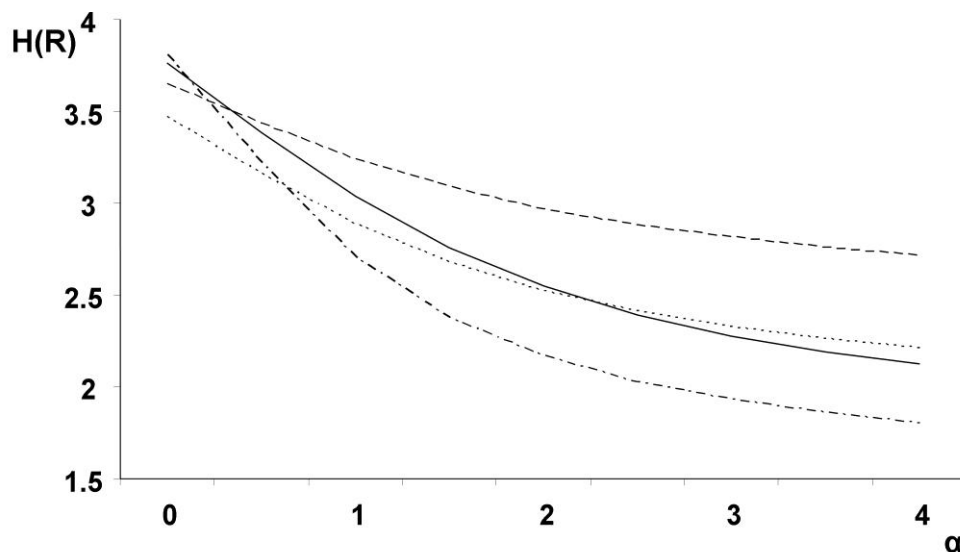
A szegélyre merőleges irányú közösségszerkezeti változások kimutatására az egymást követő mintavételi egységek közt Wilson-Schmida  $\beta$  diverzitási indexet és Chao módosított Jaccard hasonlósági indexét számítottam. A domináns fajok (melyek aránya elérte az 5 százalékot az anyagban) egyedszám-változását lineáris regresszióval vizsgáltam a szelvények mentén.

NMDS ordináció segítségével kerestem a két mintavételi helyen elhelyezett csapdacsoportok adatai közti különbségeket. A vegetáció-paraméterek hatását CCA segítségével becsültem.

## 7.3. Eredmények

A vizsgálat során 1380 fiatal pókot és 62 faj 1752 ivarérett egyedét gyűjtöttük. A permutációs MANOVA alapján jelentős eltérést találtam a gyepék és erdők közösségei közt (a borókás-nyílt homoki gyep szegély estén:  $F=5.332$ ,  $p<0.001$ ; és a borókás-nyaras-nyílt homoki gyep átmenetet:  $F=2.795$ ,  $p<0.001$ ).

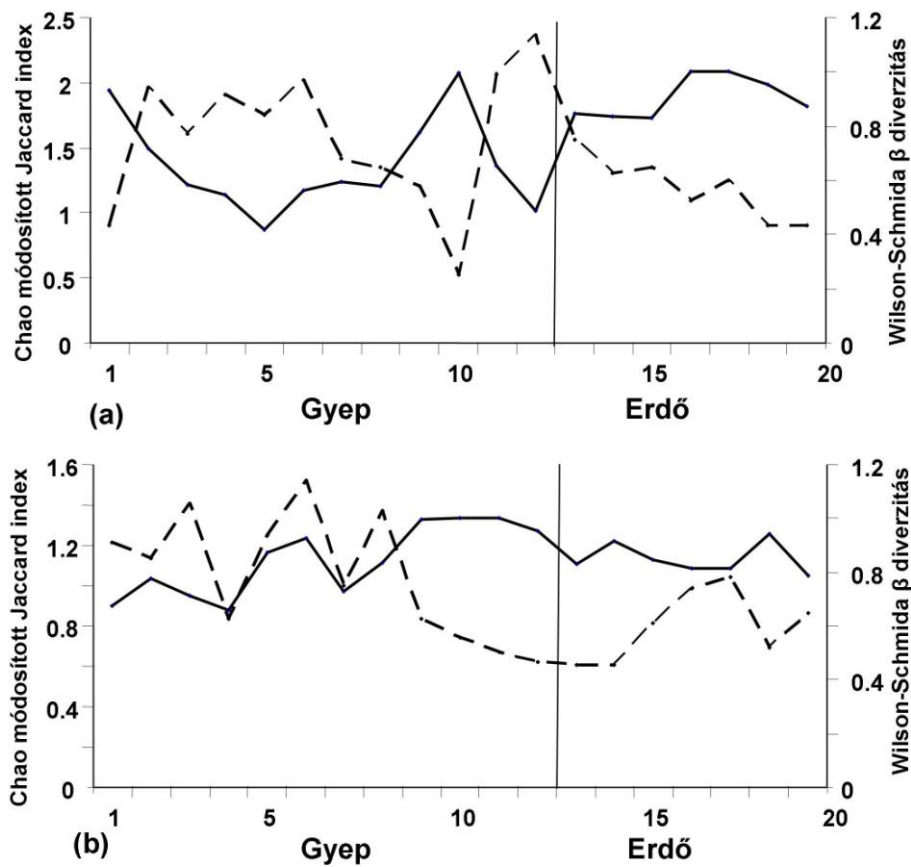
Az első mintavételi hely esetén a gyepi közösség Rényi-féle diverzitási profilja az erdei közösség felett fut, így a gyep diverzitása magasabb, a második mintavételi hely esetén a profilok metszik egymást alacsony skálaparaméter értéknél ( $\alpha<0.5$ ), a gyakori fajokra érzékeny indexek számításakor a gyep profilja az erdei közösség profilja felett fut (7.3. ábra).



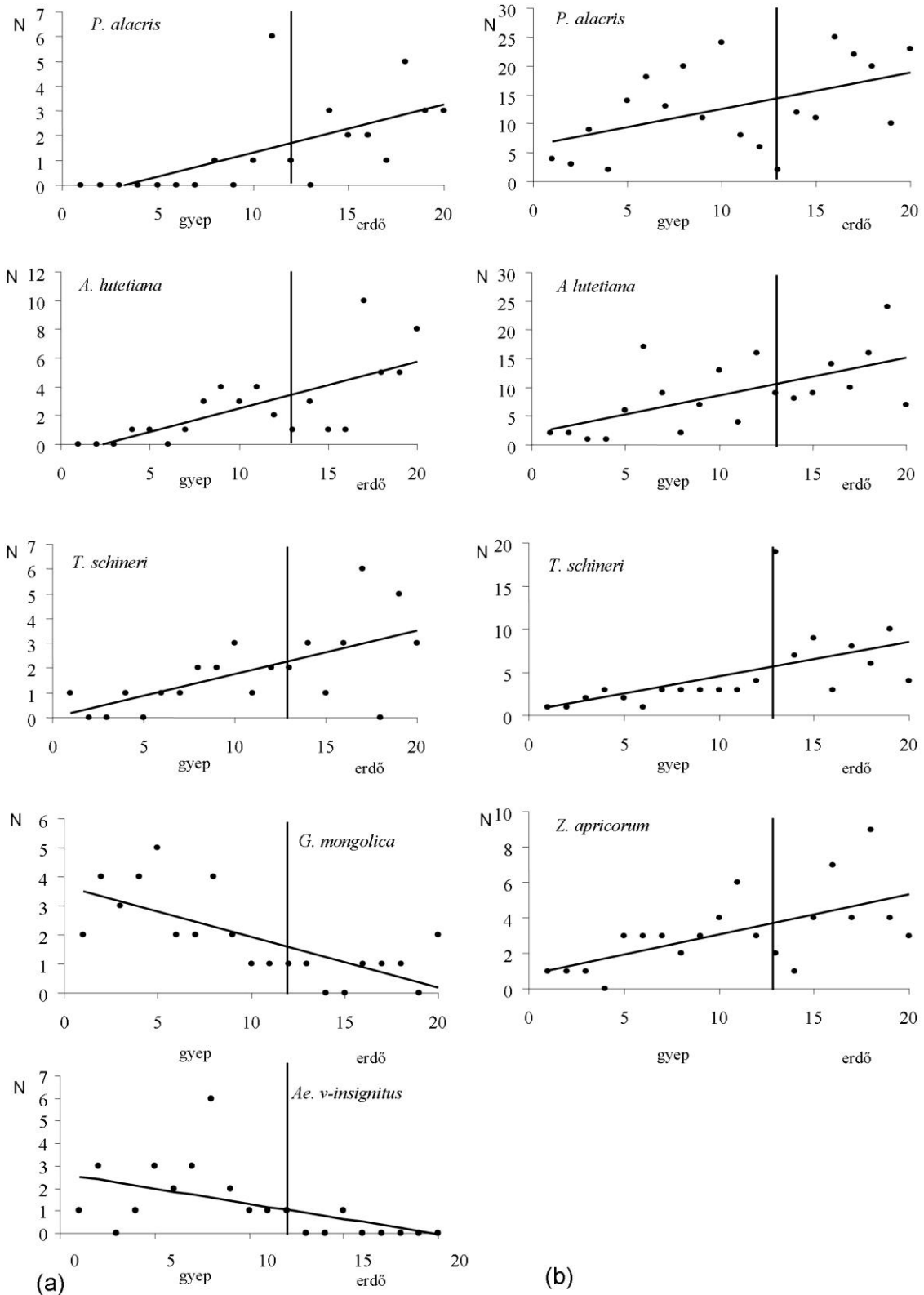
7.3. ábra A két mintavételi hely közösségeinek Rényi-féle diverzitás rendezése. A szaggatott vonal az első mintavételi helyen a gyepet, a pontozott vonal az erdőt, a folytonos vonal a második mintavételi helyen a gyepet és a pontozott és szaggatott vonal az erdő jelöli. A borókás-nyaras-nyílt homoki gyep szegélyen a gyep és az erdő profilja alacsony skálaparaméter-érték esetén metszi egymást, mindkét terület esetén a gyepék diverzitása magasabb.

A borókás szegély esetén a módosított Jaccard hasonlósági index és a Wilson-Schmidta  $\beta$  diverzitási index legmagasabb értékeit az első borókabokrok törzsétől néhány méterre a gyepen találjuk, a borókás-nyaras és a nyílt homoki gyep közösségei közt folyamatos átmenetet mutatott két számított index (7.4. ábra).

A borókás-nyílt homoki gyep átmenet esetén szignifikáns lineáris kapcsolatot találtam az *A. lutetiana* ( $\beta= 0.328$ ,  $t= 4.274$ ,  $p<0.001$ ); ( $\beta= 0.328$ ,  $t= 4.274$ ,  $p<0.001$ ); a *Titanoeca schineri* (L. Koch, 1872) ( $\beta= 0.175$ ,  $t= 0.050$ ,  $p=0.002$ ); *G. mongolica* ( $\beta= -0.173$ ,  $t= 0.041$ ,  $p<0.001$ ), *P. alacris* ( $\beta= 0.195$ ,  $t= 3.595$ ,  $p=0.002$ ) és a *Aelurillus v-insignitus* (Clerck, 1757) ( $\beta= -0.134$ ,  $t= -2.536$ ,  $p=0.020$ ) fajok és a csapdacsoportok helyzete közt (ábra). A borókás-nyaras-nyílt homoki gyep szelvényen a *P. alacris* ( $\beta= 0.627$ ,  $t= -2.372$ ,  $p= 0.029$ ), az *A. lutetiana* ( $\beta= 0.656$ ,  $t= 3.348$ ,  $p= 0.003$ ), a *T. schineri* ( $\beta= 0.397$ ,  $t= 2.806$ ,  $p= 0.011$ ) és a *Zelotes apricorum* (L.Koch, 1876) ( $\beta= 0.227$ ,  $t= 3.293$ ,  $p= 0.004$ ) esetén találtam szignifikáns összefüggést (7.5. ábra).



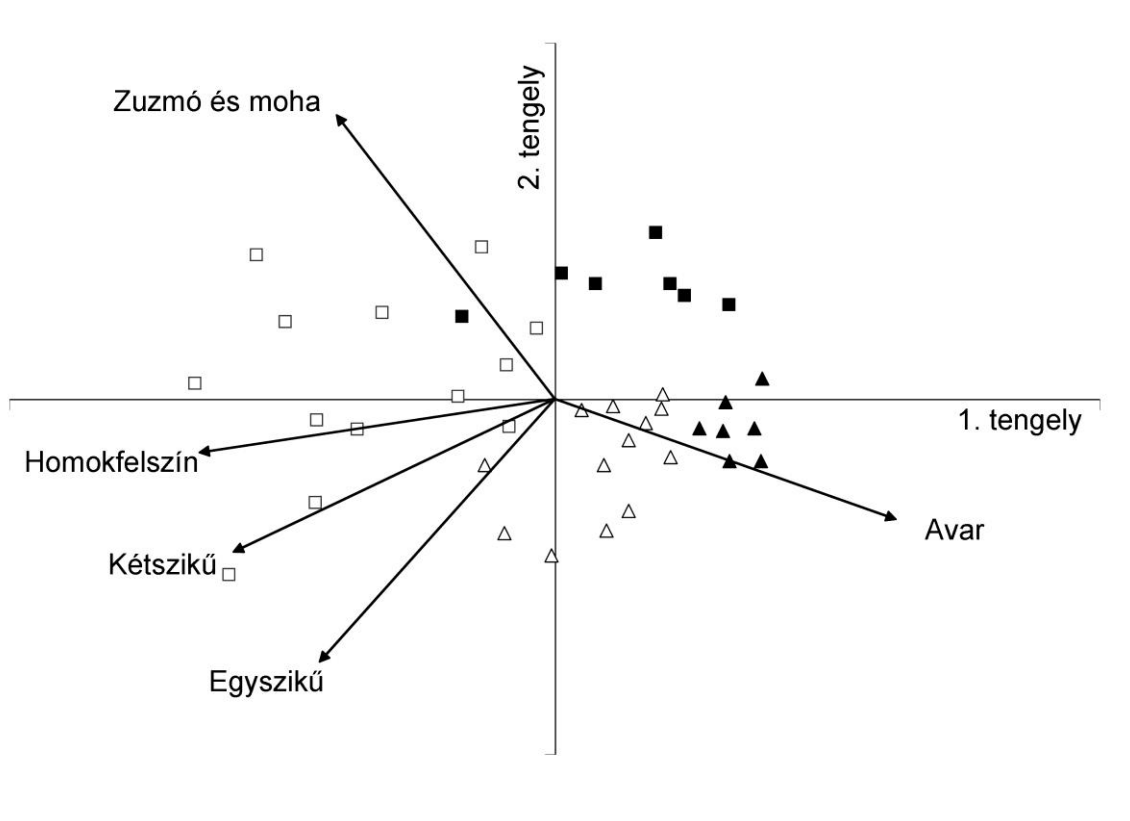
7.4. ábra (a) borókás-nyílt homoki gyep és (b) borókás-nyaras-nyílt homoki gyep szegélyeken elhelyezett, egymást követő csapdacsoportok hasonlósági értékei. A szaggatott vonal a Wilson-Schmid  $\beta$  diverzitást, a folytonos vonal a Chao módosított Jaccard index értékét, a függőleges egyenes az első fák helyét jelzi. A görbék ellentétes lefutásának oka, a Wilson-Schmid index az egymást követő mintavételi egységek különbözőségeit, a módosított Jaccard index hasonlóságát jellemzi.



7.5. ábra (a) borókás-nyílt homoki gyep és (b) borókás-nyaras-nyílt homoki gyep szelvények mentén szignifikáns lineáris kapcsolatot mutató domináns fajok egyedszáma és a csapadecsoport helyzete közötti kapcsolat.

A Kanonikus korrespondencia elemzés eredménye szerint a pókközösségek szerkezetét az összes vizsgált paraméter jelentősen befolyásolta (7.1. Táblázat).

Az NMDS alapján az erdők és gyepek egymástól jelentősen el térnek, a két mintavételi területen az azonos élőhelyen elhelyezett csapdacsoportok nem egymástól nem különülnek el (7.6. ábra).



7.6. ábra A bugacpusztaházi erdőszegélyeken elhelyezett csapdacsoportok adatain végzett NMDS eredménye (stressz=20.9). Az üres szimbólumok a gyepeket a telik az erdőket jelzik, négyzetekkel az első mintavételi hely csapdacsoportjait, háromszögekkel a másodikat jelöltem.

7.1. Táblázat A erdőszegélyek közösségein végzett CCA eredménye. Az összes vizsgált paraméter szerepel a végső modellben ( $\chi^2= 0.260$ ,  $F= 4.063$ ,  $p<0.001$ )

		Marginális hatás			Kondicionális hatás		
		$\chi^2$	F	<i>p</i>	$X^2$	F	<i>P</i>
Avarborítás		0.108	6.999	<0.001	0.028	2.209	0.003
Egyszikű borítása	vegetáció	0.075	4.578	<0.001	0.034	2.674	<0.001
Kétszikű borítása	vegetáció	0.128	8.597	<0.001	0.029	2.288	0.003
Zuzmó borítása	és moha	0.073	4.463	<0.001	0.022	1.757	0.025
Homokfelszín		0.139	9.466	<0.001	0.034	2.650	<0.001

## 8. A természetes fragmentáció hatása kiskunsági erdőssztyepp pókközösségeire

Az erdőssztyepp egy különálló zóna a zárt erdők és a sztepprétek zónája közt. A kiskunsági érintetlen erdőssztyepp vegetáció jelenleg igen kisméretű, izolált foltokon található meg. A 6.1 fejezetben ismertetett vizsgálati hely közelében fekvő területen (Fülöpháza közelében, 6.1.ábra) változó mértékben zárt lombkoronával rendelkező erdőfoltok és nyílt gyepek mozaikját találjuk. Mivel az egyes foltok vegetációja jelentősen eltér, a terület igen gazdag növényfajokban (Fekete et al. 1999, 2002). A változatos méretű, de hasonló növényzeti struktúrájú erdőfoltok lehetőséget biztosítanak a pókközösségek szerkezetére és az élőhely foltok mérete közti kapcsolat vizsgálatára.

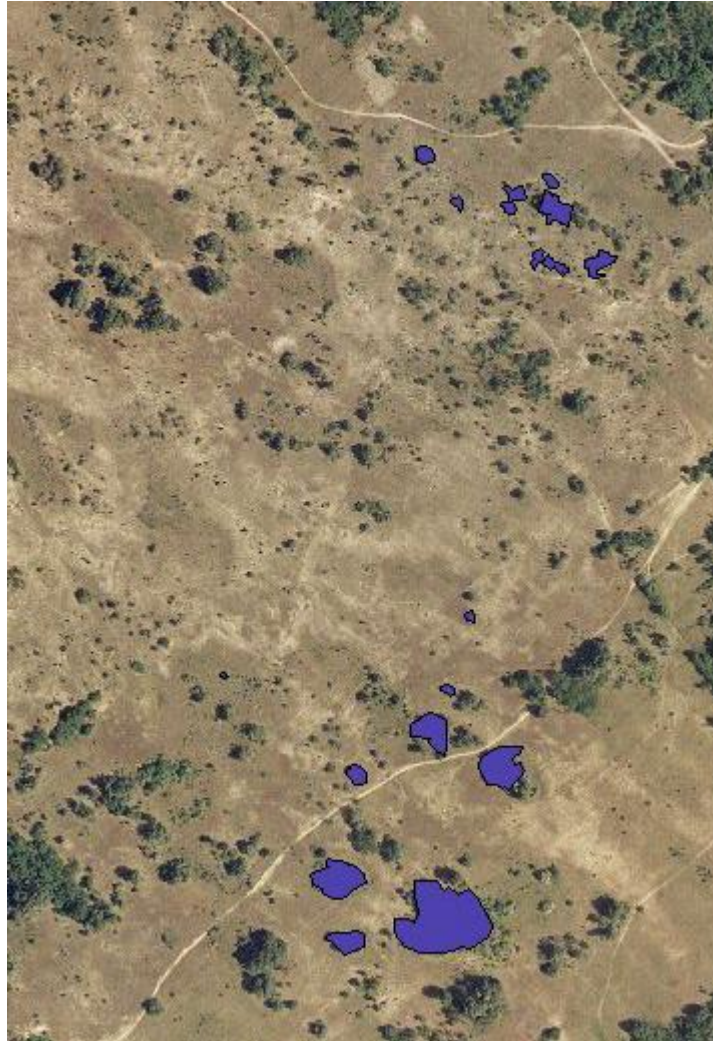
### 8.1 Mintavételi elrendezés

Vizsgálatunk során 14 nyárerdő foltban (~90-1500 m<sup>2</sup>), egy nagyobb méretű erdőben (~5000 m<sup>2</sup>) és az erdőfoltok közti nyílt homoki gyepon helyeztünk el talajcsapdákat (8.1. ábra).

A gyepon a leggyakoribb növényfajok a magyar csenkesz (*Festuca vaginata*), a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthénica*) és a pusztai kutyatej (*Euphorbia seguieriana*) voltak. Az egyes mintavételi helyeken 5 és 15 közötti talajcsapda működött az erdőfolt méretének megfelelően (5. melléklet). A csapdákat a szegélytől lehető legtávolabb helyeztük el úgy, hogy közöttük a legkisebb távolság négy méter volt. Ezek 2006-ban négy alkalommal legalább két-két hétig működtek (április 25-május 10, május 30-június 21, augusztus 02-24, szeptember 30-október 13).

Minden vizsgált erdőfoltban 1x1 méteres kvadrátokban becsültük az avar, a lágyszárú növényzet, mohák és zuzmók borítását. Az erdei élőhelyek struktúrája hasonló, a talajfelszín döntően avar (91.33±9.58%) borította. Az élőhely méretének jellemzésére a lombkorona méretét a GIS ArcView szoftver segítségével légifotókon mértem. Az erdőfoltok alakját az alakzati index (shape index) segítségével jellemeztem. Az index értéke kör alakú foltok esetén 1 és növekedik a körtől eltérő alakú foltoknál (Magura et al. 2001, Magura és Köbölöcz, 2007). Az egyes foltok izolációját a 100 méteres sugarú körön belüli erdőfoltok kiterjedésével jellemeztem (inverz izoláció).





8.1.ábra. A vizsgált fülöpéri erdőfoltok elhelyezkedése légifotón

## 8.2 Adatok értékelése

Az egyes mintavételi helyeken végzett eltérő mintavételi ráfordítás miatt az adatok standardizáltam (egyedszám/csapda és fajsúly/csapda).

Lineáris regresszió számításával becsültem a tájékológiai változók hatását a pókokra.

Az eltérő méretű erdőfoltok és a homoki gyepek diverzitását Rényi-féle diverzitás rendezés segítségével hasonlítottam össze.

Az erdőfoltok pókösszegek különbözőségét NMDS ordinációval vizsgáltam, kanonikus korrespondencia elemzéssel azonosítottam a közösségek szerkezetét befolyásoló változókat.

### 8.3 Eredmények

A vizsgálat során 1092 egyedét gyűjtöttünk, melyek közül 59 fajba tartozó 881 volt ivarérett.

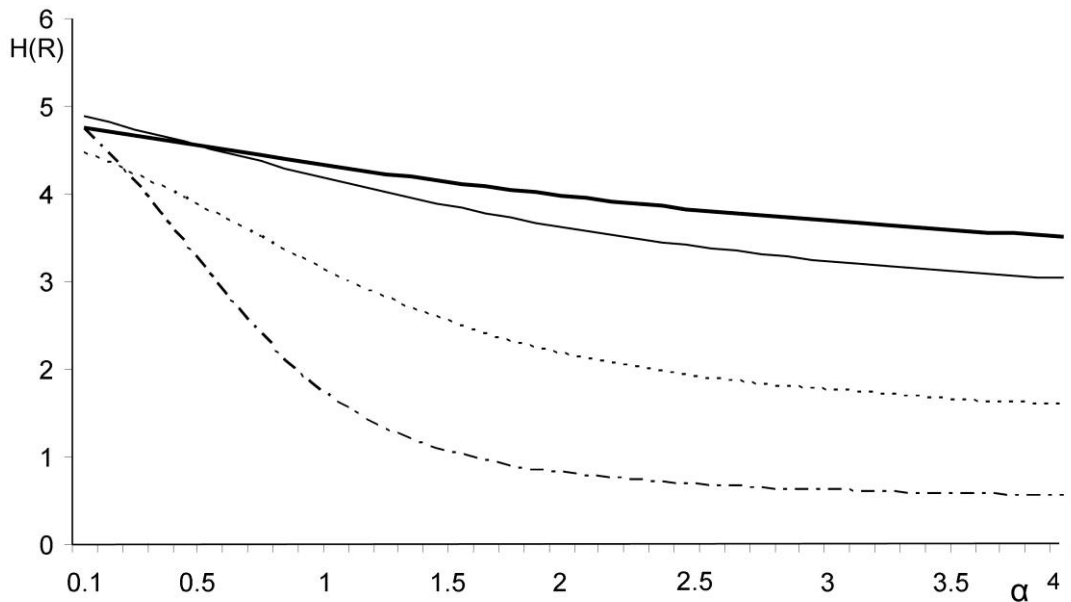
A standardizált fajszám adatokkal végzett lineáris regressziós alapján nem találtam olyan változót, amely hatása szignifikánsnak bizonyult. A rarefaction diverzitást a folt mérete befolyásolta jelentősen (8.1. Táblázat).

8.1. Táblázat lineáris regressziók eredményei. A három modell közül csak rarefaction diverzitást és a *P. alacris* egyedszámát magyarázó szignifikáns (Fajszám:  $R^2=0.057$ ,  $F_{3,11}=0.223$ ,  $p<0.878$ ; rarefaction diverzitás:  $R^2=0.426$ ,  $F_{3,11}=2.729$ ,  $p<0.094$ ; *P. alacris* egyedszám:  $R^2=0.993$ ,  $F_{3,11}=556.2$ ,  $p<0.001$ ).

	Fajszám		
	B	t	p
Alaki index	0.719	-0.640	0.535
Inverz izoláció	-3.458e-05	-0.522	0.612
Folt mérete	-4.042e-05	-0.306	0.765
Rarefaction diverzitás			
	B	t	p
Alakzati index	0.6346	0.724	0.4841
Inverz izoláció	1.073e-04	1.330	0.2105
Folt mérete	-4.284e-04	-2.662	0.0221
<i>P. alacris</i> egyedszám			
	B	t	p
Alakzati index	-0.8520	-1.787	0.101
Inverz izoláció	-6.853e-05	-1.562	0.147
Folt mérete	3.528e-03	40.316	<0.001

Az erdőkre jellemző habitat specialista *P. alacris* fakaspók faj 494 egyét gyűjtöttük. A regressziószámítást a faj standardizált egyedszám/csapda adataival is elvégeztem. Az erdőfoltok méretének jelentős hatását mutattam ki a gyűjtött *P. alacris* egyedszámára (8.1. táblázat).

Rényi-féle diverzitás rendezés szerint a gyepek diverzitási profilja fut legfelül, ezt követik az egyre növekvő erdőfoltok profiljai (8.2. ábra).



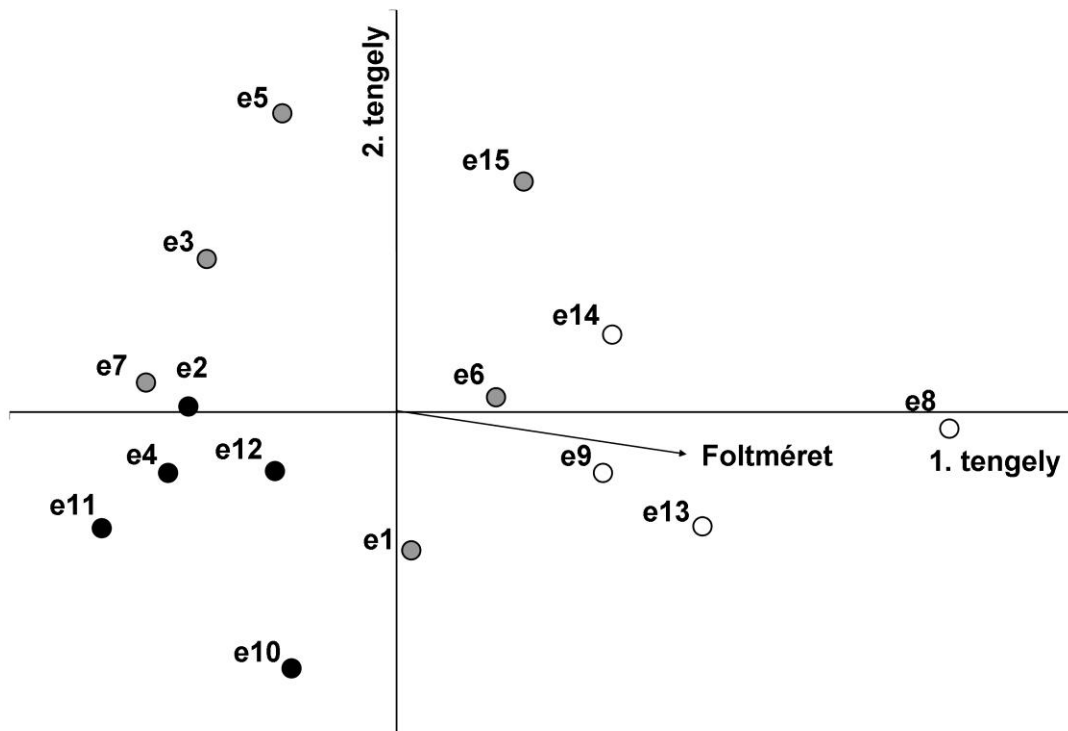
8.2. ábra A fülöpházi erdőfoltokon élő pókközösségek Rényi-féle diverzitás-rendezése. A vastag vonal a kontrol gyepet, a vékony a kisméretű erdőket (88-166m<sup>2</sup>), a pontozott vonal a közepes méretű foltokat (265-725m<sup>2</sup>), a szaggatott vonal a nagyméretű erdőket jelöli (1025-5000m<sup>2</sup>).

CCA eredménye szerint a vizsgált változók közül egyedül az erdőfoltok méretének hatása volt szignifikáns (8.2. Táblázat).

Az NMDS ordináció alapján az eltérő méretű foltok pókközösségei különböznek (8.3. ábra).

8.2. Táblázat A fülöpházi erdőfoltok közösségein végzett CCA eredménye.

	Marginális hatás			Kondicionális hatás		
	$X^2$	F	<i>P</i>	$\chi^2$	F	<i>P</i>
Alakzati index	0.114	0.960	0.55			
Inverz izoláció	0.184	1.625	0.213			
Folt mérete	0.312	3.015	0.015	0.312	3.015	0.015



8.3.ábra A fülöpházi erdőfoltok pókközösségein végzett NMDS ordináció eredménye (stressz=18.31). A kódokat a 3. mellékletnek megfelelően alkalmaztam. Fekete körök a kisméretű erdőfoltokat (88-166m<sup>2</sup>), szürke körök a közepes méretű foltokat (265-725m<sup>2</sup>), fehér körök a nagyméretű erdőket jelölik (1025-5000m<sup>2</sup>).

## 9. Pókközösségek szerkezete Dél-Tisza menti erdőkben

A folyószabályozás alapvetően megváltoztatta a folyómenti tájak szerkezetét. Az eredeti árteret az árvízvédelmi töltések két részre osztották, a folyóhoz közeli rendszeresen elárasztott hullámtérre és az ármentesített mentett oldali területekre.

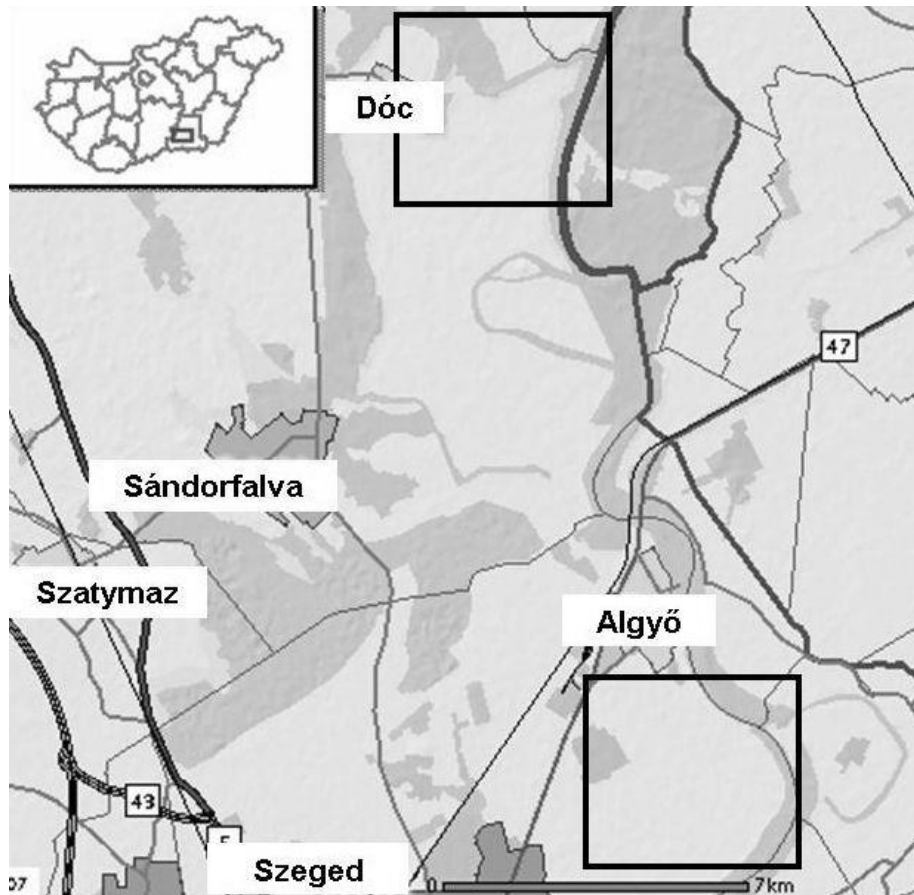
A szabályozás így fokozta a Tisza-mentének déli szakaszán az élőhelyek tájleptékű mozaikosságát. A nagytáblás mezőgazdasági művelés alatt álló területek közé természetközeli és degradált gyepek, valamint telepített erdők ékelődnek.

Az erdészeti tevékenység és a hullámtéri területek rendszeres elöntése miatt igen sok, eltérő típusú erdőt találunk a Tisza alföldi szakaszán. Az erdőket jelentős részben tájidegen fafajok (például hibridnyarak, a hullámtéri erdőkben gyalogakác, zöldjuhar, amerikai kőris) kisebb területeken honos fajok (tölgy, fűz) nagyrészt ültetett állományai alkotják. Teljesen természetes állapotú élőhelyeket a Tisza-mentén jelenleg nem találunk (Makra 2005, Makra és Zalatnai 2006).

### 9.1. Mintavételi elrendezés

Gerinctelenek gyűjtését két habitat-komplexben végeztük a Tisza Csongrád megyei szakasza mentén. A déli vizsgálati terület, Vesszős, Szegedtől északra nyolc kilométerre fekszik, itt a mentett hullámtéren igen kevés erdőt találunk, míg az északit Dóc falu közigazgatási határában jelöltük ki, 40 kilométerre Szegedtől, itt nagyobb kiterjedésű erdők terülnek el a mentett oldalon is (9.1. ábra). Vizsgálatainkat a déli élőhely-komplexben mentett oldali nyár erdőben, nyár-tölgy elegyes erdőben, hullámtéri tölgyesben és nyárerdőben végeztük, míg az északiban mentett oldali nyarasban, nyárerdő szegélyéhez közel, tölgyesben, hullámtéri nyarasban és füzesben gyűjtöttünk.

Talajfelszínen mozgó pókok gyűjtését talajcsapdás módszerrel végeztük. Minden mintavételi helyen három csoportban öt-öt csapdát telepítettünk. A csapdacsoporton (mintavételi pont) belül a csapdák között 5 méter, az egyes csoportok közt átlagosan 150 méter távolságot tartottunk. Így összesen 135 csapda működött 2007-ben négy alkalommal két hétig (május, július, augusztus, szeptember).



9.1. ábra. A Tisza-menti mintavételi helyek térképe

Minden mintavételi helyen feljegyeztük az aljnövényzet és a fás szárú növényzet fajszámát, minden csapda közelében 1x1 méteres kvadrátban megbecsültük a szabad talajfelszín, az avar, a lágyszárú növényzet borítását a talajszinten, valamint 10 és 40 centiméter magasságban. A talajcsapda közelében a talaj felső 5 centiméteréből mintát vettünk, ennek relatív víztartalmát a laboratóriumban megmértük.

A táj összetételének jellemzését műholdfotók felhasználásával végeztük, minden vizsgálati terület körül 250 méter sugarú körben meghatároztuk a szántók, gyepek és erdők arányát. A méréseket a GIS Arc-view szoftver segítségével hajtottuk végre.

## 9.2. Adatok értékelése

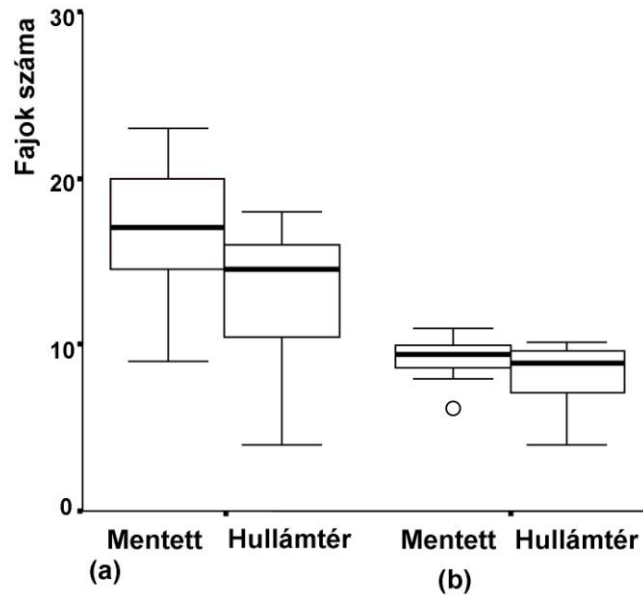
Egyutas ANOVA-t használtam a hullámtéri és mentett oldali mintavételi helyek fajszámának összehasonlítására. A közösségek szerkezeti különbségének kimutatására permutációs MANOVA-t számítottam. A pókközösségek fajszámára és rarefaction diverzitására feltételezhetően ható magyarázó változókat regressziós fák segítségével azonosítottam. Hatásukat kevert lineáris modell segítségével becsültem, ahol az élőhely-komplex és az erdőfolt kódja véletlen hatás voltak, fix hatásként szerepeltek a táji és élőhely-paraméterek. A közösség szerkezetét magyarázó változókat kanonikus korrespondencia analízist segítségével kerestem.

NMDS ordinációs módszer használtam a közösségek kompozíciós variációjának feltárására, a korrespondencia analízissel meghatározott szignifikáns magyarázó változókat az NMDS ordinációs diagramra utólag, passzívan illesztettem.

## 9.3. Eredmények

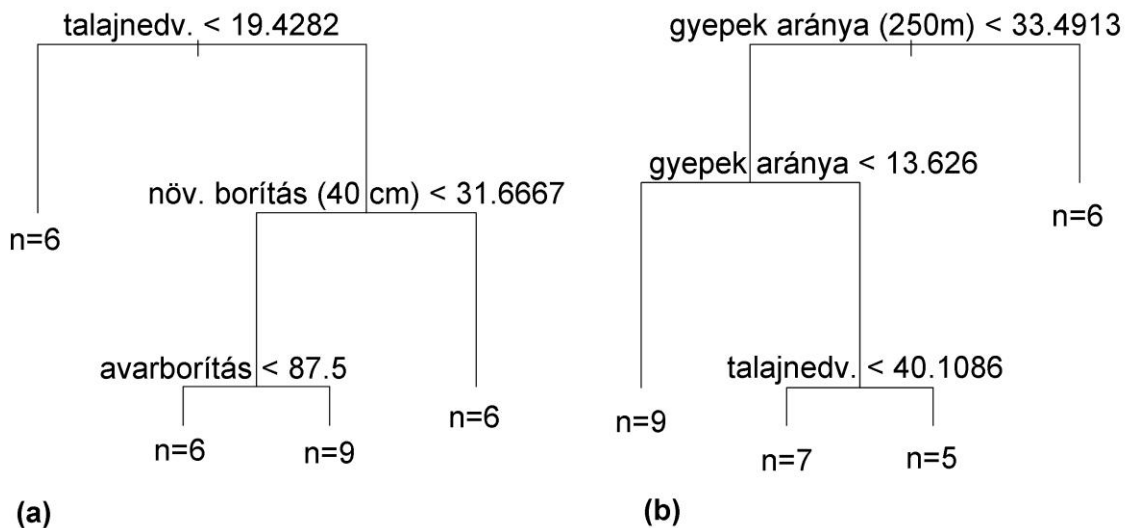
A vizsgálat során 84 faj 3105 egyedét gyűjtöttünk, melyek közül 1695 volt ivarérett. A leggyakoribb fajok közül az *Ozyptila praticola* (C.L. Koch, 1837), a *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802) és a *T. terricola* különböző erdőkben, erdőszéleken igen gyakoriak (Buchar és Ruzicka 2002). Az szántóföldeken igen gyakori *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850) vitorlás pók faj összesen begyűjtött 106 ivarérett egyedéből 96-ot a hullámtéri mintavételi helyeken gyűjtöttük, ennek oka feltételezhetően a szántók hatása a rendszeresen zavart hullámtéri pókközösségekre. Nem találtunk szignifikáns különbséget a mentett oldali és hullámtéri erdők pók fajszáma ( $F_{18,6}=5.815$ ,  $p=0.052$ ) és rarefaction diverzitása között ( $F_{18,6}=2.140$ ,  $p=0.193$ ) (9.2. ábra).

A permutációs MANOVA alapján a közösségek összetétele jelentősen eltért ( $F_{25,1}=16.023$ ,  $p<0.001$ ).



9.2. ábra mentett és hullámtéri mintavételi helyeken gyűjtött fajok száma (a) és a minták rarefaction diverzitása (b)

A regressziós fa modellek alapján a pókok fajsámát a talajnedvesség, a nedves erdőkben a magas növényzet és az avar borítása befolyásolja. A rarefaction diverzitásra hatással van a 250 méteren belüli gyepek aránya és a talajnedvesség (9.3 ábra).



9.3. ábra A pókközösségek (a) fajsámát és (b) rarefaction diverzitását befolyásoló paraméterek regressziós fa modellek alapján.



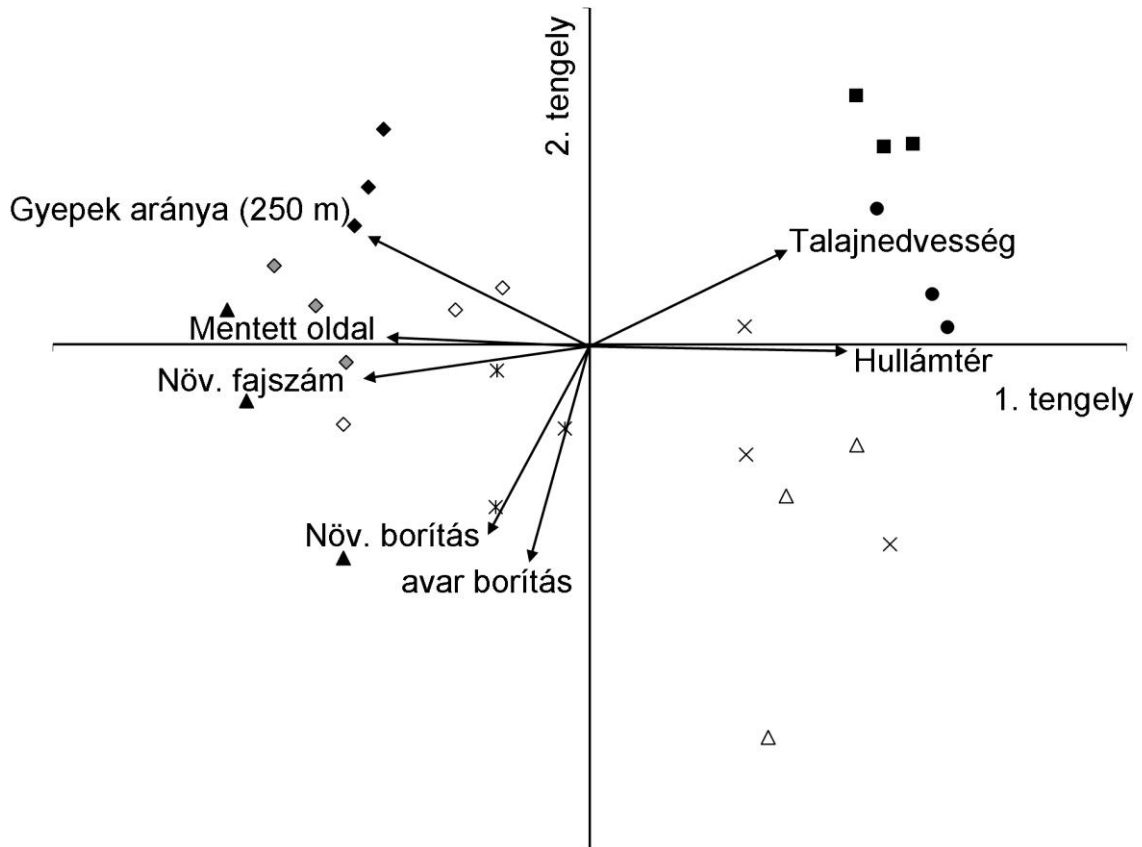
A szignifikáns kevert lineáris modell (AIC: 152.381,  $p=0.002$ ) eredménye szerint a pók fajszerkezetét talajnedvesség ( $t=-4.150$ ,  $p<0.001$ ) és az avar mennyisége ( $t=-3.144$ ,  $p=0.006$ ) befolyásolta szignifikánsan. A 40 centiméter magas növényzet borítása nincs jelentős hatással a fajszerkezetre ( $t=0.561$ ,  $p=0.582$ ). A rarefaction diverzitás esetén a modell nem szignifikáns (teljes modell: AIC: 109.734,  $p=0.394$ ; talajnedvesség:  $t=-0.820$ ,  $p=0.423$ ; gyepek aránya  $t=0.890$ ,  $p=0.407$ )

A kanonikus korrespondencia elemzés eredménye szerint a közösség szerkezetét az élőhely-paraméterek közül talajnedvesség, az áradások, az avarborítás, a vegetáció borítása és a növényi fajszerkezet, a táj jellemzői közül a gyepek és az erdő aránya határozta meg (9.1. Táblázat).

Az NMDS ordináció megerősítette a permutációs MANOVA eredményét, a legerősebb elkülönülés a mentett oldali és a hullámtéri erdők között figyelhető meg (9.4. ábra).

9.1. Táblázat A Dél Tisza-menti erdők közösségein végzett kanonikus korrespondencia analízisek eredményei. A végső modellben számos habitat és táji paraméter szerepel ( $\chi^2=1.249$ ,  $F=3.265$ ,  $p<0.001$ )

	Marginális hatás			Kondicionális hatás		
	$\chi^2$	F	<i>p</i>	$\chi^2$	F	<i>p</i>
Talajnedesség	0.319	4.062	<0.001	0.088	1.626	0.021
Áradás	0.513	7.235	<0.001	0.085	1.557	0.025
Avarborítás	0.250	3.072	0.0014	0.112	2.061	<0.001
Lágyszárú vegetáció borítása (talajszint)	0.309	3.915	<0.001	0.098	1.809	0.0068
Lágyszárú vegetáció borítása (10cm)	0.134	1.562	0.076	-	-	-
Lágyszárú vegetáció borítása (40cm)	0.1367	1.588	0.082	-	-	-
Lágyszárú növényzet magassága	0.126	1.466	0.108	-	-	-
Lombkorona záródása	0.132	1.542	0.095	-	-	-
Lágyszárú növényzet fajszáma	0.228	2.775	0.006	0.120	2.197	0.0014
Gyepék aránya (250 méteren belül %)	0.3426	4.403	<0.001	0.094	1.728	0.0106
Erdők aránya (250 méteren belül %)	0.164	1.932	0.0312	0.0660	1.207	0.140
Szántók aránya (250 méteren belül %)	0.1727	2.041	0.0246	-	-	-



9.2 ábra Az NMDS ordináció eredménye. A nyilak a CCA alapján szignifikáns háttérváltozókat jelölik. ◊ Vesszős, mentett nyárerdő, ✱ Vesszős, mentett nyár-tölgy, Δ Vesszős, hullámtéri tölgyes, × Hullámtéri puhafás, ◆ Dóc, mentett nyaras, ◇ Dóc, nyaras szegély, ▲ Dóc, mentett oldali tölgyes, ■ Dóc, hullámtéri füzes, ● Dóc, hullámtéri nyaras

## **10. Pókközösségek szerkezete Dél-Tisza menti gyepeken**

A gyepek területe az Alföldön harmadára csökkent az elmúlt évszázad során. Az így megmaradt kisebb és erősebben izolált gyepeken kevesebb élőhely-specialista faj él, mint a nagy és kevésbé izolálton (Horváth et al. 2009). A fennmaradt folyó-menti a gyepek pókközösségeit a táj szerkezetén felül valószínűleg a hullámtéri élőhelyek rendszeres elöntése (Lambeets et al. 2008a,b), az egyes gyepek használata és az ebből következő vegetációstruktúra-változás is befolyásolja, például: kaszálás (Cattin et al. 2003), legeltetés (Dennis et al. 2001, Warui et al. 2005).

### **10.1. Mintavételi elrendezés**

A pókok gyűjtését az előző fejezetben ismertetett élőhely-komplexekben azonos mintavételi elrendezés segítségével végeztük. A déli élőhely-komplexben (Vesszős) hullámtéri gyepek, hullámtéri töltésoldal, mentett töltésoldal, mentett oldali gyepek, degradált gyepek, és mentett oldali szikes pókközösségeit vizsgáltuk. Az északi élőhely esetén (Dóc) mentett gyepek, mentett degradált gyepek, mentett oldali szikesen és hullámtéri gyepek vettünk mintát. A vizsgált 10 élőhelyen összesen 150 csapda működött az erdők vizsgálatával azonos időpontban és elrendezéssel.

Az egyes mintavételi helyeken feljegyeztük a növényzet fajszámát, a csapdák közelében 1x1 méteres kvadrátban megbecsültük a szabad talajfelszín és a lágyszárú növényzet borítását talajszinten, 10 és 40 centiméter magasságban. A csapdák közelében vett talajminták relatív víztartalmát megmértük.

Műholdfelvételek segítségével határoztuk meg a táj összetételét 9.1 fejezetben ismertetett módszerrel megegyezően.

### **10.2. Adatok értékelése**

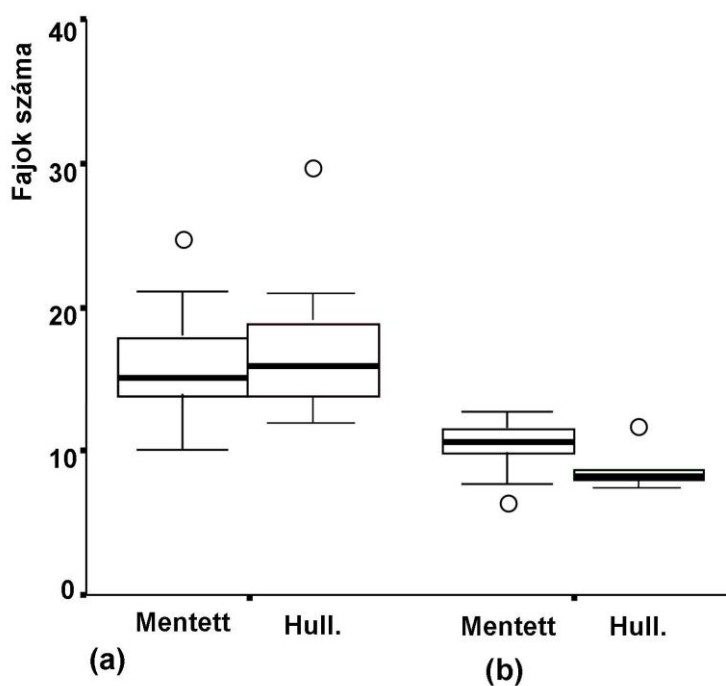
Hullámtéri és mentett oldali mintavételi helyek fajszámának és diverzitásának összehasonlítására egyutas ANOVÁ-t, a közösségszerkezet eltéréseinek kimutatására permutációs MANOVA-t használtam. Az egyes élőhelyeken gyűjtött fajok számát és a rarefaction diverzitást befolyásoló változókat regressziós fa modell segítségével azonosítottam, hatásukat kevert lineáris modellek segítségével vizsgáltam.

CCA segítségével határoztam meg a közösség szerkezetét befolyásoló változókat, melyeket az NMDS ordinációs diagramra utólag illesztettem.

### 10.3 Eredmények

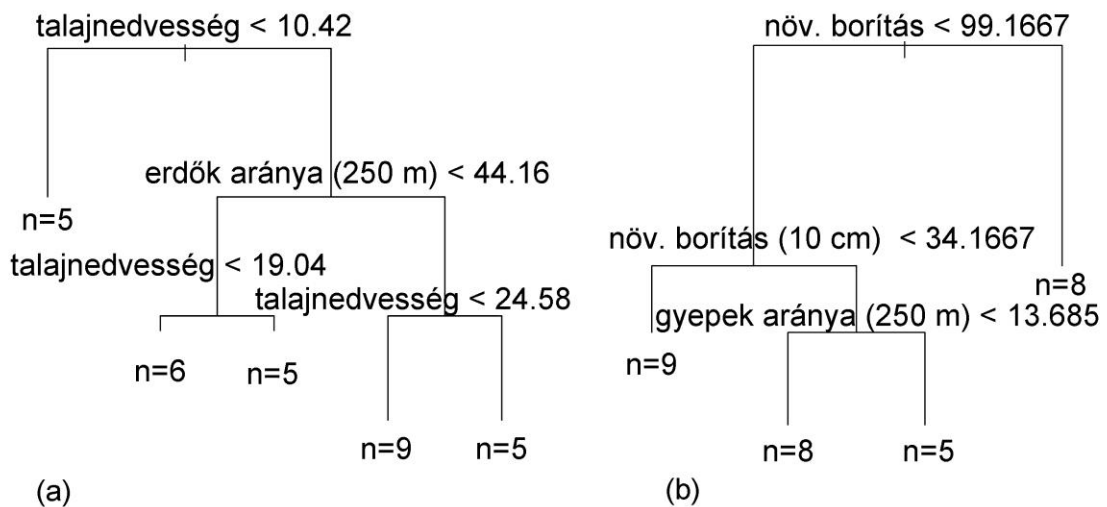
A begyűjtött 3382 egyed közül 1869 egyed volt ivarérett, melyek 17 család 97 fajába tartoztak.

A variancia-analízis alapján a nem találtunk különbséget a hullámtéri és mentett oldali mintavételi helyek fajszáma közt (10.1. ábra,  $F_{1,28}=1.113$ ,  $p=0.3$ ), ezzel szemben rarefaction diverzitás ( $F_{1,28}= 6.014$ ,  $p= 0.020$ ) és a közösség szerkezete eltért (MANOVA,  $F_{1,28}=4.6915$ ,  $p<0.001$ ).



10.1. ábra mentett és hullámtéri mintavételi helyeken gyűjtött fajok száma és a minták rarefaction diverzitása. Az ábra (a) részén a fajszám, a (b) részén a rarefaction diverzitás szerepel.

A regressziós fa modellek alapján (10.2. ábra) a fajszám esetén a talajnedvesség hatása a legfontosabb. Az alacsonyabb talajnedvességű mintavételi pont fajszámát a 250 méteren belüli erdők aránya befolyásolja legerősebben. A rarefaction diverzitást a növényzet borítása mellett a 250 méteren belüli gyepek aránya befolyásolja.



10.2. ábra A pókközösségek (a) fajszámát és (b) rarefaction diverzitását befolyásoló paraméterek regressziós fa modellek alapján.

A regresszió fa modellekben szereplő változók hatását kevert lineáris modell segítségével vizsgáltam. A modellek magyarázó ereje a fajszám esetén szignifikáns (fajszám: AIC: 172.23;  $p=0.005$ ) rarefaction diverzitás esetén kapcsolat nem szignifikáns (AIC: 116.37,  $p=0.386$ ).

A kevert lineáris modell alapján a pókok fajszámára a talajnedvesség növekedése szignifikáns ( $t=3.226$ ,  $p=0.004$ ) pozitív hatású és a 250 méteres körön belüli erdő arányának negatív hatása marginálisan szignifikáns ( $t=-2.313$ ,  $p=0.053$ ). A rarefaction diverzitás esetén nem találtam szignifikáns háttérváltozót (borítás:  $t=-0.771$ ,  $p=0.450$ , gyepek aránya:  $t=0.885$ ,  $p=0.405$ ).

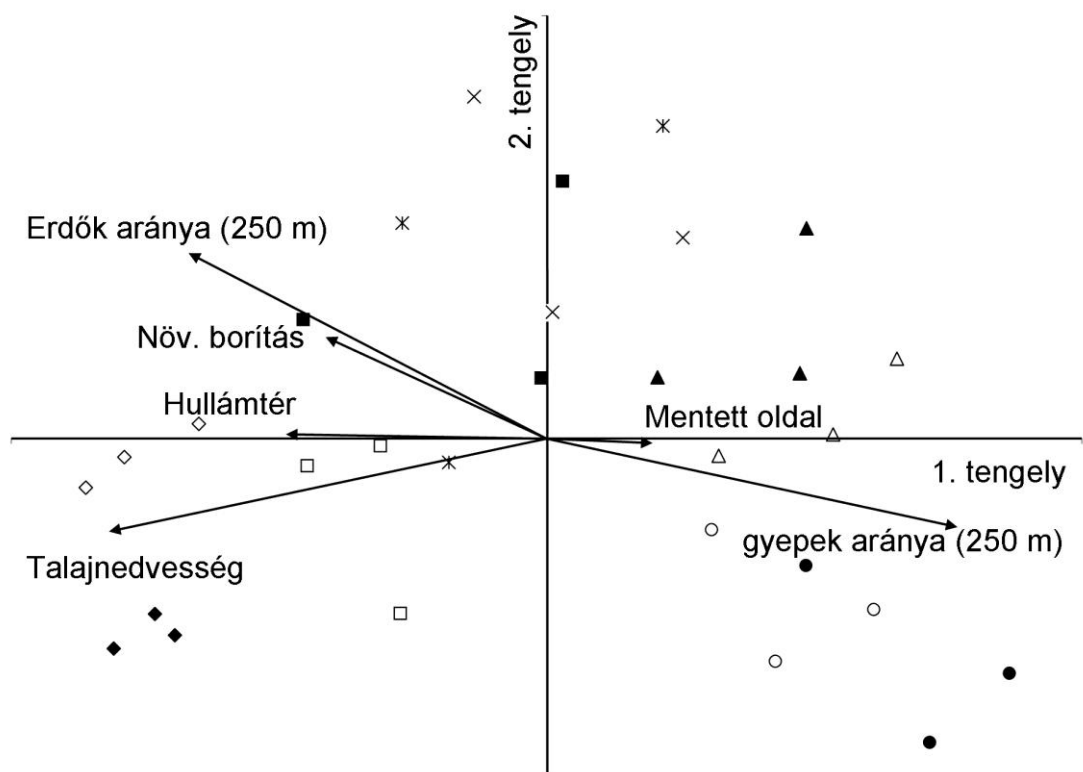
A pókok fajszámának esetében szerepel a végső modellben a 250 méteres körön belüli erdő aránya. A jelenség okának feltárására a gyűjtött fajokat élőhely-preferenciájuk alapján gyepspecialista, erdei és habitat-generalista fajokra osztottam Buchar and Ruzicka (2002) és Dudás et al. (2001) munkája alapján. A generalista fajok nem érzékelik a gyepfoltokat élőhely-szigetként, a gyepek közti mátrixban is előfordulnak, az erdei fajok csak véletlenül bejutott turista fajokként szerepelnek a gyepek faunájában. A kevert lineáris modellek segítségével negatív kapcsolatot találtam a gyepi specialista fajok száma és az erdő aránya közt ( $F_{1,7}=6,642$ ,  $p=0.036$ ), míg az erdei fajok száma növekedett az erdő arányának növekedésével ( $F_{1,7}=7.968$ ,  $p=0.002$ ).

A kanonikus korrespondencia analízisek eredményei alapján számos tájleptékű és élőhely-paraméter hatása jelentős a pókközösségek szerkezetének kialakításában (10.1. táblázat)

Az NMDS ordinációs térben a két habitat-komplex szikesein és hullámtéri gyepein elhelyezett csapdacsoportok és adatai rendeződtek össze (.ábra).

10.1. Táblázat A Dél Tisza-menti gyepék közösségein végzett kanonikus korrespondencia analízisek eredményei (végső modell:  $\chi^2 = 1.116$ ,  $F=2.969$ ,  $p<0.001$ ).

	Marginális hatás			Kondicionális hatás		
	$\chi^2$	F	<i>p</i>	$\chi^2$	F	<i>P</i>
Talajnedvesség	0.484	5.560	<0.001	0.214	2.856	<0.001
Áradás	0.409	4.562	<0.001	0.132	1.755	0.016
Növényi fajszám	0.176	1.798	0.053			
Vegetáció borítása	0.181	1.855	0.041	0.118	1.571	0.038
250 méteren belüli gyepék aránya	0.370	4.067	<0.001	0.126	1.682	0.022
250 méteren belüli erdők aránya	0.386	4.260	<0.001	0.197	2.627	<0.001
250 méteren belüli szántók aránya	1.160	1.625	0.092			



10.3 ábra Az NMDS ordináció eredménye. A nyilak a CCA alapján szignifikáns háttérváltozókat jelölik. ◇Vesszős, hullámtéri gyepek, ×Vesszős hullámtéri töltésoldal, ✱Vesszős, mentett töltésoldal, □Vesszős, mentett oldali gyepek, ΔVesszős, degradált gyepek, ○Vesszős, mentett oldali szikes, ■Dóc, mentett gyepek, ▲Dóc, mentett degradált gyepek, ●Dóc, mentett oldali szikes gyepek, ◆Dóc, hullámtéri gyepek.



## **11. Diszkusszió**

### **11.1 A potenciális hatófaktorok és a neutrális teória**

Dolgozatom eredményei alapján a pókközösségek fajszámát, összetételét élőhelytől függően különböző paraméterek befolyásolják, a vizsgált élőhely struktúrája mellett a környező foltok hatása is jelentős lehet a vizsgált habitat közösségére.

Mallis és Hurd (2005) vizsgálata szerint a pókközösségek szerkezetét sztochasztikus folyamatok határozzák meg, a habitat paramétereinek hatása nem jelentős. Eredményeiket a neutrális teória alapján magyarázzák (Hubbell 2001, Entling et al. 2007). Következtetéseiket 10 hektáros területen vizsgált hat mintavételi hely adatai alapján vonták le. Bonsall és Hastings (2004) szerint a sztochasztikus folyamatok fontossága csökken a növekvő vizsgálati területtel. Vizsgálatukban Mallis és Hurd (2005) 50 faj 382 ivarérett egyedét gyűjtötték, így a fajok jelentős részének csak egy vagy két egyede került a mintákba, a tapasztalt mintázat oka lehet a fajszám és a közösségszerkezet hibás becslése az alacsony mintanagyság alapján.

### **11.2. A talajcsapdás mintavétel hatékonysága**

A talajcsapdás gyűjtés valószínűleg a leghatékonyabb és legkönnyebben kivitelezhető mintavételi módszer heterogén homoki gyepeken, melynek segítségével nem csak a pókfauna összetételéről kaphatunk képet, hanem a közösségek szünfenobiológiai jellemzésére is alkalmasak. Ennek oka, hogy más hatékony gyűjtési módszerek kivitelezése nehézkes vagy a módszer sajátosságai miatt az eredmény a talajcsapdás gyűjtésnél erősebben torzított (Southwood és Henderson 2000). Például a fűhálós mintavétel hatékonyságát jelentősen befolyásolja az időjárás és a vegetáció magassága, struktúrája, elsősorban a harminc centiméternél magasabb növényzetű zárt gyepeken használható (Southwood és Henderson 2000), hasonlóan a rovarszívóhoz, mely használatát nyílt homoki gyepeken nehezíti a nagymennyiségű felszívott homok. Így ezek az eljárások, az egyelő gyűjtés mellett a talajcsapdás gyűjtés kiegészítéseként a vizsgált területen előforduló fajok teljesebb listájának összeállításakor alkalmazhatók sikerrel.

A bugaci gyepon végzett talajcsapdás mintavétel adataiból számított becslések alapján, a gyepon élő pókfajok 7-18%-a nem került a mintáinkba. A korábbi évek gyűjtései során valóban több olyan faj fordul elő a mintavételi területen, melyeket a 2007-es

vizsgálat során nem mutattam ki. Ezek a fajok, hasonlóan a 2007-ben gyűjtött ritka fajok jelentős részéhez, hálósövények (pl. *Araneus diadematus* Clerck, 1757, *Argiope lobata* (Pallas 1772), növényzeten mozgók (*Thomisus onustus* Walckenaer, 1806 *Misumena vatia* (Clerck 1757)) vagy elsősorban erdőben élő fajok (pl. *Diplocephalus picinus* (Blackwall 1841), *Z. apricorum*, mely fajok számos egyedét gyűjtöttem 2002-ben a vizsgálati terület közelében található erdőben).

Azonos mintavételi ráfordítás mellett a tavaszi időszakban gyűjthető a legtöbb faj, azonban az év során tapasztalt magas fajcserélődési ráta alapján a pókközösségek összetétele és a populációk denzitása évszakonként változik, így az év során többször ismételt mintavétel szükséges, hogy a különböző populációk fő aktivitási periódusát lefedjük (Pekár 2002).

### **11.3. Habitat-heteromorfia és az élőhely minőségének hatása**

Az élőhely architektúrája, komplexitása a habitat fizikai struktúrája jelentősen befolyásolja az ott élő pókközösségek szerkezetét (Pearce et al. 2004, 2005). Tehát az élőhely típusa meghatározza az ott élő közösségek fajösszetételét (Jeanneret et al. 2003b). Jelen dolgozat eredményeihez hasonlóan számos korábbi vizsgálat bizonyította a vegetáció fajszámának, struktúrájának hatását a pókközösségekre (Robinson 1981, Raizer és Amaral 2001, Bonte et al. 2002, Asteraki et al. 2004).

Az erdőkben végzett vizsgálat eredményi szerint a pókközösségek fajszámát a talajnedvesség és az avarborítás befolyásolta jelentősen, míg a közösségek szerkezetére ezeken felül a rendszeres áradások, a lágyszárú vegetáció fajszáma, és a talajszintű borítása hatottak. A lineáris modell eredményével megegyezően Uetz (1976, 1979) szerint az avar vastagsága és mennyisége összefüggésben áll a fajszámmal, az avar vastagsága a legfontosabb paraméter, mely az erdő pókközösségeinek összetételét meghatározza. Schuldt et al. (2008) szintén kimutatta az avar szerkezetének, lebomlási dinamikájának (melyeket elsősorban a domináns fafaj határoz meg, Gartner et al. 2004) hatását a közösségek szerkezetére. Az avar több úton befolyásolja a pókok táplálkozási, menekülési lehetőségeit (Welke és Hope 2005), például bizonyos fajok esetén lehetőséget biztosít a pókháló rögzítéséhez (Bultman és Uetz 1984, Wagner et al. 2003, Pearce és Venier 2006). Így hasonló típusú avaron hasonló összetételű közösségek élnek, függetlenül az erdőt alkotó fafajoktól (Ziesche és Roth 2008).

Az aljnövényzet fajszáma szintén hatással van a pókközösségekre, ennek oka lehet, hogy a növényzeti struktúrán át vagy mikroklíma megváltoztatásán keresztül befolyásolják a habitat pókközösség szempontjából fontos paramétereit (Schuldt et al. 2008). Ezek alapján a habitat struktúra és a mikroklíma hatása általában egymástól nehezen elválasztható (Uetz 1979).

A lombkorona borításának, a talajszintre jutó fény mennyiségének közvetlen hatását nem mutattam ki, a lombkorona azonban a talajszinten mozaikos mikroklímát hoz létre, befolyásolja az erdő hőmérsékletét, légnedvességét és a talaj nedvességtartalmát (McIver et al. 1992, Pearce et al. 2004), így a természetes erdőkben a fák koronája jelentős hatással van az aljnövényzet kialakulására (Ziesche és Roth 2008).

Bell et al. (1999) és Bonn et al. (2002) vizsgálataihoz hasonlóan a Tisza mentén is kimutatható a vízellátottság (áradások és talajnedvesség) hatása a pókokra. Az NMDS ordinációk alapján a Tisza menti erdők és gyepek esetén is jelentős eltérést találtunk a hullámtéri és mentett oldali élőhelyek faunája közt, a talajnedvesség hatása mindkét esetben szignifikáns (CCA alapján). Sabo et al. (2005) áttekintő cikkében szintén jelentős különbséget talált a hullámtéri és mentett oldali élőhelyek pókközösségeinek fajszáma és összetétele közt. A pókok rendkívül érzékenyek az áradásokra, a közösség diverzitását az áradások frekvenciája mellett a vízborítás hossza is befolyásolja (Uetz 1976, Paetzold et al. 2008). Gravesen (2000) és Lambeets et al. (2006) szerint nedves gyepeken a vízborítás és a vegetáció hatásának kombinációja határozza meg az ott élő pókok fajösszetételét. A rendszeresen elöntött élőhelyek esetén a közösségek szerkezetét az egyes fajok terjedési képességei is jelentősen befolyásolják (Lambeets et al. 2009). Rothenbücher and Schaefer (2006) két alkalmazkodási típust különít el hullámtéri ízeltlábúaknál: az áradások utáni rendszeres rekolonizáció és a hosszúidejű vízborítás tolerálása. A legtöbb pókfaj juvenilis vagy kifejlett stádiumban telel (Pekár 1999), ezek az egyedfejlődési állapotok a szárazföldi ízeltlábúak esetén kevésbé ellenállóak a vízborításnak, így nehezen vészelhetik át a téli, esetenként akár több hetes, áradásokat. Így feltételezhetően a magasabb növényzet biztosíthat menedéket, azonban Rothenbücher és Schaefer (2006) kimutatták, hogy a hullámtéri fauna javarészt a csökkenő vízszintet követve vándorol a hullámtéri élőhelyekre. A talajszinten mozgó fauna esetén ezek alapján igen fontos a mentett oldali természetközeli élőhelyek jelenléte és kapcsolata a hullámtériekkel, mert ezek valószínűleg igen fontos áttelelő helyek (Bonte et al. 2003b, Lambeets et al. 2008b).

A Tisza menti gyepek adatainak végzett NMDS ordináció alapján a hullámtéri gyepek mellett szikesek pókfaunája is jelentősen eltér a többi vizsgált gyepétől. A szikes gyep

faunája specializált, fajkészletében több pók is szerepel, melyeket kizárólag vagy legnagyobb számban ezen élőhelyeken gyűjtöttünk (például *Hogna radiata* (Latreille, 1819), *Gnaphosa rufula* (L. Koch, 1866)). A Tisza mentén található kisebb szikes gyepfoltok igen sérülékenyek, kis változás a talajvíz-szintben vagy az élőhely használatban eredményezheti a fauna és a flóra teljes eltűnését (Zulka et al. 1997).

A pókok más ízeltlábúakhoz képest érzékenyen reagálnak a mikrohabitatok közti különbségekre (Foelix 1996). A heteromorf bugaci gyepen végzett vizsgálat alapján az 1,5-2 méteres legnagyobb szintkülönbségű területen kialakuló heterogén vegetációnak megfelelően a pókközösség fajösszetétele is változik. Koponen (2002a,b) finnországi tőzegmohalápok vizsgálata során a gyűjtött fajok többsége esetén nem talált a mikrohabitat-preferenciáik között eltérést, kimutatott azonban zsombékokhoz és mélyedésekhez kötődő fajokat is. A strukturális heterogenitás indirekt úton is befolyásolja a pókokat, mert hatással van a zsákmány populációk denzitására is. Harmon et al. (2003), Crist et al. (2006) szerint a növényevő ízeltlábú populációk magasabb denzitásúak a strukturálisan bonyolultabb, heterogén élőhelyeken. Vizsgálatom eredményéhez hasonlóan Whitehouse et al. (2002) szemi-arid régióban néhány négyzetméteres területen található növényzeti foltokban végzett mintavétel alapján fajkészletükben jelentősen eltérő pókközösségeket talált.

Az alföldi gyepek legeltetése jelentősen befolyásolja azok pókfaunáját (Dennis et al. 2001, Warui et al. 2005). Míg a mérsékelt intenzitású legeltetés a vegetáció strukturális diverzitását növeli, így növelve a pókközösségek fajszámát (Pozzi et al. 1998, Horváth et al. 2009), az intenzív használat természeti értéke szempontjából leromlott, fajszegény közösséget eredményez, amely dominancia-viszonyaiban is jelentősen eltér a nem legeltetett gyepekétől (Gibson et al. 1992, Thomas és Jepson 1997, Zulka et al. 1997, Bell et al. 2001, Warui et al. 2005). A legeltetett területeken kijelölt mintavételi helyeken gyűjtött pókok közt nagy arányban találtam zavarástűrő generalista fajokat, a közösség összetétele jelentősen eltért a legelés alól elzárt területétől.

#### **11.4. Eltérő élőhely foltok határán végbemenő folyamatok**

Az erdőszegélyeken élő pókközösségek adatain végzett NMDS és a számított hasonlósági indexek eredményeivel megegyezően Martin és Major (2002) is a szegély két oldalán található homogén közösségekről számol be, vizsgálatuk szerint a közösség összetétele jelentősen nem változik a szegélytől számított távolsággal. Weeks és Holtzer

(2000) rövidfűvű sztyeppen szintén eltérést talált a cserjések és a gyepek pókkozosségei közt. Az erdőszegélyek két oldalán található eltérő faji összetételű és szerkezetű vegetáció jelentős különbséget eredményezhet a pókkozosségek összetételében is (Asteraki et al. 2004), a lágyszárú növényzet gyepeken tapasztalt magasabb strukturális diverzitása mellett valószínűleg a fitofág zsákmányállatok térbeli eloszlása (megnövekedett abundanciája) is befolyásolja az egyes fajok elterjedési mintázatát, a közösség szerkezetét (Bolger et al. 2000). Több szerző kapcsolatot talált növényevő ízeltlábúak (például egyenesszárnyúak, levéltetvek, kabócák), és a pókok egyedszáma közt (Cronin et al. 2004, Birkhofer et al. 2008, Sanders et al. 2004). Az NMDS eredménye szerint a két vizsgált erdő és a gyepek pókkozossége is eltérő, az erdők esetén ennek oka lehet, a talajszint eltérő árnyékolása mellett, hogy a lágyszárú vegetáció a borókásban rendkívül ritka és az avar szerkezetű is eltérő, mely paraméterek befolyásolják a pókkozosségeket (Gallé et al. 2007, Torma et al. 2009, Gallé és Torma 2009, Pearce et al. 2005, Finch 2005, Entling et al. 2007). Mindkét gyepek nyílt homokpusztai gyepek, de a vegetáció fajösszetétele így a szerkezetük is különbözött. A mohák és zuzmók mellett (*Cladonia magyarica*, *C. foliacea* és *C. rangifera*, *Tortula ruralis*), melyek mindkét mintavételi helyen előfordultak, az első mintavételi helyen a homoki árvalányhaj (*Stipa borysthena*), gumós perje (*Poa bulbosa*) és a deres fényperje (*Koeleria glauca*) voltak a domináns növényfajok a második mintavételi helyen a magyar csenkesz (*Festuca vaginata*) és a báránypirosító (*Alkanna tinctoria*) borítása volt jelentős. A második mintavételi helyen, a gyepeken is nagyobb számban gyűjtöttünk erdei specialista pókokat (pl. *P. alacris*, *Z. apricorum*). Az elterjedési mintázat eltolódásának oka lehet, a magasabb nyárfák jelenléte az erdőben, melyek a gyepek szegélyéhez közel eső néhány méteres sávját árnyékolják, így befolyásolva ezen a területen a légnedvességet, hőmérsékletet és a talaj nedvességtartalmát. Ezek a tényezők erősen befolyásolják a közösség szerkezetét (Pearce et al. 2004, Entling et al. 2007, Ziesche és Roth, 2007). Több korábbi vizsgált során kimutattak különálló ízeltlábú szegélyközösségeket, melyek az erdőtől és a gyeptől is jelentősen különböznek (Magura és Tóthmérész 1997, 1998, Jennings et al. 1988, Horváth et al. 2002, Pearce et al. 2005, és Larrivé et al. 2008), a jelenség oka az erdőszegélyen található sűrű bokorsáv, mely hiányzott a vizsgált két szegélyen. Általában az ízeltlábúak esetén a növényzeti szegélynél szélesebb átmeneti sávot találunk, mely a bokorsávok jelenléte miatt akár több tíz méter is lehet (Larrivé et al. 2008). Éles növényzeti szegélyek esetén az ízeltlábúak átmeneti zónája is keskenyebb, a szegélyhatás csak ezen a néhány méteres sávon mutatható ki (Harper et al. 2005, Larrivé

et al. 2008), ilyen esetben Larrivéé et al. (2008), Taboada et al. (2004) sem mutatott ki magasabb fajszámot vagy abundanciát a szegélyeken.

A Fülöpházán kijelölt szelvény mentén az NMDS ordináció alapján részben átfedő de a többváltozós variancia-elemzés szerint szignifikánsan elérő gyepeket találtunk. Az elsősorban a déli kitettségű lejtőn előforduló ugrópókfajok (*Y. horvathi* és *S. zimmermanni*) kizárólag laza homokos talajú területeken élnek (Buchar and Ruzicka 2002, Prószyński 2007). A két lejtőn gyűjtött *X. ninnii* karólópókfaj száraz, nyílt vegetációjú gyepeken fordul elő, míg a kizárólag a buckaközben gyűjtött *A. pulverulenta* farkaspókfaj nedvesebb és részben árnyékos élőhelyeket kedvel (Buchar és Ruzicka 2002).

Az eltérő gyepfoltok szegélyén folyamatos átmenet tapasztaltunk, a foltok határán a buckaoldalak nyílt homoki gyepeire és a buckaköz zárt, magasabb növényzetű gypére jellemző pókfajokat egyaránt gyűjtöttük (Gallé et al. 2010). Több korábbi vizsgálat kimutatta, hogy hasonló éles növényzeti szegélyeken az ízeltlábúak esetén folyamatos átmenet, széles átmeneti zóna figyelhető meg (Kajak és Oleszczuk 2004, Lövei et al. 2006, Kajak 2007). Kisméretű foltok finomléptékű vizsgálata során a pókok napszakos vándorlása is jelentős hatással lehet a tapasztalt mintázatra (Bonte et al. 2000b, Bonte and Maelfait 2001).

### **11.5. Az élőhelyfoltok méretének hatása**

Ha szárazföldi közösségeket vizsgálunk az eredmények sokszor nem támasztják alá a klasszikus sziget-biogeográfia teóriát (Cook et al. 2002, Lövei et al. 2006).

Hopkins és Webb (1984), Webb és Hopkins (1984) negatív kapcsolatot talált a habitat mérete és a fajszám közt, számos szerző vizsgálata alapján nincs köztük összefüggés (Pajunen et al. 1995, Bolger et al. 2000, Bonte et al. 2002, Gibb és Hochuli 2002, Pearce et al. 2005), Miyashita et al. (1998) pozitív korrelációt mutatott ki, Finch et al. (2008) tájszinten és regionális szinten is szignifikáns összefüggést találtak a vizsgált terület mérete és a fajszám között.

Bonte et al. (2002) szerint száraz gyepeken a xerotherm habitat specialista fajok száma összefüggésben van a folt nagyságával. Whitehouse (2002) szemi-arid bozótosok pókközösségei esetén szintén kapcsolatot talált a habitat mérete és a specialista fajszám közt. A kapcsolat valószínű oka, hogy nagyobb foltok esetén több mikrohabitat-típus áll rendelkezésre, tehát a terület mérete valószínűleg nem közvetlenül hat a fajszámra, hanem más tényezőkön keresztül, feltételezhetően az élőhely heterogenitásán, az eltérő típusú

mikrohabitatok megjelenésén át (MacArthur és Wilson 1963, Hart és Horwitz 1991, Rosenzweig 1995, Báldi 1998).

A fülöpházi erdőfoltok pókközösségein végzett vizsgálat esetén a begyűjtött fajok száma és a terület mérete közt nem találtam kapcsolatot, az erdőfoltok rarefaction diverzitása és mérete közt marginálisan szignifikáns negatív összefüggést találtam. Johnson et al. (2010) a fülöpházi erdőfoltokkal azonos térléptékű (32-5000 m<sup>2</sup>) vizsgálatuk során pozitív összefüggést tapasztaltak pókok denzitása és a foltméretet közt, függetlenül a foltok szukcessziós állapotától. Larrivéé et al. (2008) szerint az erdei fauna kialakulásához, és megőrzéséhez legalább 100 méteres erdőfoltokra van szükség, 50 méteres távolságon már nem mutatható ki az erdőszegély hatása, ilyen távolságra nem jutnak a gyepi specialista fajok.

Az egyes élőhelyfoltok közti „mátrix” kevésbé veszélyes az elsősorban az élőhely-szigetekre jellemző fajok számára, mint a valódi szigetek esetén, itt hosszabb ideig túlélhetnek, és valószínűleg nagyobb távolságokat tehetnek meg (As 1999). A fülöpházi vizsgálat során is gyűjtöttünk erdei fajokat a nyílt homoki gyepen (pl. *P. alacris*), és az élőhely-szigetek közti „mátrix” jellemző fajait is megfigyeltük, gyűjtöttük elsősorban a kisebb méretű foltok vizsgálatakor (Gallé 2008). Így a nagyobb foltok fajszáma nem mindig magasabb, mint a kisebbeké, annak ellenére, hogy az erdei fajok száma és aránya a kis foltokban csökkenhet, mert a folt nem képes eltartani egy életképes populációt (Pearce és Venier 2006) vagy a nagy kerület-terület arány miatt a generalista és a környező élőhelyek jellemző fajai is könnyen bejutnak a vizsgált foltba (Cook et al. 2002, De Bakker et al. 2002). A szegély arányának további növekedésével a folt egészén a szegélyekre jellemző körülmények jelennek meg (Pearce és Venier 2006), a kisebb fragmentumokban eltűnnek a specialista fajok, helyüket generalisták veszik át (As 1999, Herrmann et al. 2010). Bolger et al. (2000) azonban nem talált szignifikánsan magasabb hasonlósági értékeket a kisebb foltok és a szegély között, mint a nagyobb foltok és a szegélyük közt, vizsgálatuk alapján arra következtettek, hogy a kisméretű foltok pókközösségi eltérnek a nemcsak a nagy foltok, hanem a szegélyek közösségeitől is.

Ozanne et al. (2000) szerint a nagyobb foltok esetén az erdei specialista fajokba tartozó egyedek száma magasabb, így nagyobb foltokat kevésbé befolyásolja a szegélyhatás, és a sztochasztikus kihalások.

A kiskunsági erdőfoltok vizsgálatakor még a nagyobb foltokban is számos generalista és gyepekre jellemző pókfajt gyűjtöttünk (pl. *A. psammophila*, *M. rurestris*, *Y. horvathi*). Az erdőfoltok fajszáma növekedhet a foltméret csökkenésével, mert a

generalista és a gyepekre jellemző fajok nagyobb számban fordulnak elő a kisebb foltban (Usher et al. 1993). Bolger et al. (2000) a pókközösségek magasabb  $\alpha$  diverzitását mutatta ki kisebb erdőfoltokban, mint a nagyokban. Eredményeim szerint ez a diverzitási mintázat a foltot körülvevő élőhelyekről bejutó generalista fajok nagyobb száma miatt áll elő.

A pókok repítéssel és a talajfelszíni mozgással számos gerinctelen csoporthoz viszonyítva jó terjedési képességűek (Weyman 1993, Halley et al. 1996). Így az egyes erdőfoltok közti távolság, sokszor csak néhány tíz méter, nem jelent a pókok számára leküzdhetetlen akadályt, közöttük valószínűleg az egyedek rendszeres vándorlása zajlik le. Az élőhely-foltok távolsága mellett a közöttük található „mátrix” minősége is jelentős hatással lehet a habitat-specialista fajok vándorlására, melyek a foltok méretére is sokkal érzékenyebben reagálnak, mint a generalista fajok.

A fajok habitat-generalista/habitat-specialista tagolása sokszor nem jelent megfelelően pontos felosztást, a fajok elterjedési mintázatának pontos magyarázatához több információ szükséges pókok élőhely-választási preferenciájáról. A fülöpházi vizsgálat esetén a foltok viszonylag kis mérete és a nyílt lombkorona lehetővé teszi számos gyepekre jellemző faj megjelenését az erdőben (De Bakker et al. 2002).

A pókok érzékenyek a fragmentációra, az élőhely méretének változására (Miyashita et al. 1998, Marc et al. 1999, Bonte et al. 2002). Az eltérő méterű erdőfoltok faunája közt kimutatott különbségek alátámasztják korábbi vizsgálatok eredményeit, melyek szerint a foltméret hatása a talajfaunára akkor jelentős, ha a folt megfelelően kisméretű (<5 ha; Pajunen et al. 1995, Pearce et al. 2005).

## **11.6. Tájléptékű paraméterek hatása**

A Tisza menti habitat-komplexekben végzett vizsgálatok eredményi alapján a tájléptékű változók jelentősen befolyásolják a pókközösségek szerkezetét, diverzitását (Gallé et al. 2011). Az elmúlt évtizedek során egyre több vizsgálat foglalkozott a táji környezet pókközösségekre gyakorolt hatásával, melyek alapján több eltérő, akár egymásnak ellentmondó eredmény és elmélet született. Jeanneret et al. (2003c) vizsgálata szerint táj-heterogenitás hatása nem jelentős. Burel és Baudry (1995) és Opatovsky et al. (2010) sem találtak összefüggést a pókközösségek és a táj paraméterei között. Ennek ellenére a tájat felépítő élőhelyek sokféleségének, egymáshoz viszonyított elhelyezkedésének valószínűleg fontos szerepe van az ott élő ízeltlábú közösségek fajszámának, összetételének meghatározásában (Jeanneret et al. 2003b). Schmidt et al.



(2005) szerint a táj szerkezete befolyásolta a pókközösségek fajszerkezetét a vizsgált élőhely minőségétől függetlenül. A habitat és táji változók hatása csoportonként eltérő, mert bizonyos pókfajok repítenek, így nagy távolságok megtételére képesek, gyorsan elérnek minden élőhelyet, ezután a habitat paraméterek határozzák meg az adott fajok elterjedési mintázatát (Jeanneret et al. 2003b). Ezzel ellentétben Öberg et al. (2007) szántóföldek vizsgálata során azt mutatta ki, hogy a szántók szegélyén a farkaspókok egyedszáma magasabb, a vitorlás pókoké nem, ebből arra következtettek, hogy a farkaspókokat a habitat minősége, a vitorlaspókokat a táj szerkezete befolyásolja. A kevésbé jó diszperziós képességekkel rendelkező fajok esetén a közeli foltok játszanak szerepet az elterjedési mintázat kialakításában, míg az azonos habitat affinitású, de jó terjedési képességű fajoknál a szélesebb táj hatása a meghatározó (Topping 1993, Schmidt és Tscharrntke 2005b, Drapela et al. 2008).

A Tisza-menti vizsgálati területhez hasonló intenzív művelésű szántók uralta táj kialakulásával a táj szerkezete jelentősen egyszerűsödik, így csökkenhet az ott élő fajok száma (Benton et al. 2003, Donald 2004, Tscharrntke et al. 2005). A természetközeli területek aránya és elhelyezkedése jelentősen befolyásolja a szántókon élő pókfajok számát, mert ezek source-habitatként, funkcionálnak (Lys és Nentwig 1994, Pfiffner és Luka 2000, Sunderland és Samu 2000, Jeanneret et al. 2003b, Isaia et al. 2006). A mezőgazdasági területeken élő pókok a természetközeli élőhelyeken telelnek át és tavasszal, nyáron kolonizálnak (Marc et al. 1999, Lemke és Poehling 2002, Schmidt és Tscharrntke 2005a, Öberg és Ekbon 2006, Drapela et al. 2008, Schmidt-Entling és Döbeli 2009).

Rand et al. (2006) és Opatovsky et al. (2010) kimutatták agrobiont fajok jelenlétét és terjedését természetes élőhelyeken, ezek alapján a szántók hatása is jelentős lehet a természetes élőhelyekre. Vizsgálataim során sem a fajszerkezetet, sem a közösségek összetételét nem befolyásolta a szántók aránya, de természetközeli élőhelyeken is gyűjtöttünk generalista és agrobiont pókfajokat. Az *O. apicatus* vitorlaspókfaj egyedeit jelentős részben a zavart hullámtéri mintavételi helyeken gyűjtöttük, az összes ivarérett 276 egyedből egyetlen egyed sem került elő mentett oldali gyepekről és mindössze tíz egyedet gyűjtöttünk mentett oldali erdőkben. A hullámtéri élőhelyekre jellemző áradások okozta rendszeres zavarás hasonló a szántóföldi művelés hatásához. Az ilyen zavart élőhelyeken a pókközösségek összetételét az egyes fajok zavarástűrőse határozza meg (Bonte et al. 2006, Lambeets et al. 2008a). Jelenlétük oka a hullámtéri mintavételi helyek feltehetőleg folyamatos kolonizációja, az *O. apicatus* esetén - mely az agrobiont

vitórláspók fajokra jellemző repítés segítségével kiváló diszperziós képességű - valószínűleg a közeli mezőgazdasági területekről (Duffey 1998, Bonte et al. 2004).

A Tisza-menti gyepék vizsgálata során Gardiner et al. (2010) és Drapela et al. (2008) eredményeivel összhangban a kanonikus korrespondencia analízis és a kevert lineáris modellek alapján az erdők hatása a közösség összetételére és szerkezetére is jelentős. Egy erdei specialista farkaspókfaj és egy vitórláspókfaj egyedeit (*P. alacris* és *D. concolor*) gyűjtöttük elsősorban olyan mentett oldali gyepeken, amelyeket körül az erdők aránya magasabb (>38%). Kajak (2007) szerint az erdők aránya mellett az erdő kora, természetessége és struktúrája is befolyásolja a környező élőhelyek faunáját.

Az erdők arányának növekedésével a gyűjtött fajok száma csökkent. Ezzel szemben Öberg et al. (2007) szerint a vizsgált élőhelyet körülvevő erdők arányának növekedésével nő a farkaspókok fajszáma, mert az erdők source-habitatként szerepelhetnek, jelentősen befolyásolva a környező élőhelyek pókfaunáját. Drapela et al. (2008) szintén magasabb fajsámot mutatott ki az erdők arányának növekedésével, azonban jelen vizsgálat eredményével megegyezően a specialista - Drapela et al. (2008) tanulmánya esetén agrobiont - fajokat az erdők aránya negatívan befolyásolta, néhány nem-szántóföldi (erdei specialista) faj kóborló egyedei felelősek a növekvő fajsámért. A Tisza-menti pókok esetén a specialista fajok számára illesztett végzett kevert lineáris modellek alapján erdei fajok száma növekedett az erdők arányának növekedésével. E mellett a szignifikáns negatív kapcsolat a gyepeken gyűjtött gyepi specialista fajok száma és az erdők aránya közt együttesen alakította ki az erdő arányának marginálisan szignifikáns hatását. Több szerző hangsúlyozza a környező élőhelyfoltok hatását az egyes fajok terjedési képességeire, így a vizsgált folt izoláltságára. Ennek alapján a gyepi fajok és az erdők közti negatív kapcsolat feltételezhető oka, hogy az izoláltabb élőhelyfoltokon a habitat specialista fajok száma alacsonyabb (például: Lövei et al. 2006).

A gyepék esetén nem találtunk szignifikáns kapcsolatot a fajok száma és a mintavételi helyet körülvevő gyepék aránya közt, ennek oka lehet, hogy a gyűjtött fajok jelentős része képes hosszabb ideig túlélni a nagyrészt szántókból álló mátrixban, és így egymástól távol eső foltokat is elérhetnek (Horváth et al. 2009).

Az erdők esetén a pókközösségek összetételét szintén a természetközeli élőhelyek, a környező erdők és gyepék, aránya határozta meg. Usher et al. (1993) vizsgálata szerint az erdők mérete befolyásolja az ott élő pókközösség összetételét, mert a kisebb erdőkben nagyobb eséllyel fordulnak elő a környező gyepekről a foltba jutó gyepi specialista és generalista pókfajok, melyek az erdőben előforduló fajok számát is növelik.

## 12. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm Torma Attilának és Bozsó Miklósnak a terepi munkában és a feldolgozásban nyújtott segítségüket. Gallé Lászlónak, Péntes Zsoltnak és Körmöczi Lászlónak köszönöm az adatok értékelésében és a dolgozat elkészítésében nyújtott segítségüket, ötleteiket. Köszönöm Csorba Tündének, Nagy Károlynak, Törzsök Józsefnek, Németh Csabának, Almási Lászlónak, az Ökológiai Tanszék összes segítőkész munkatársának és szakdolgozójának a terepi munkában és a válogatásban nyújtott segítségüket. A munkám és a dolgozat elkészültét jelentősen előremozdította Markó Bálint, Urák István, Szalontai Ármin, köszönöm segítségüket.

### 13. Irodalomjegyzék

- Aakra, K. 2000: The riparian spider fauna (Araneae) of the river Gaula, Central Norway: implications for conservation efforts. In: Toft, S., Scharff, N. (szerk): *European Arachnology 2000* pp. 243-252
- Adis J., Junk, W.J. 2002: Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshwater Biology* 47: 711-731.
- Adis, J. 1979: Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger* 202, 177–184.
- Almquist, S. 1973. Spider associations in coastal sand dunes. *Oikos* 24:444–257.
- Andersen, J., Hanssen, O., 2005: Riparian beetles, a unique, but vulnerable element in the fauna of Fennoscandia. *Biodiversity and Conservation* 14: 3497–3524.
- Anderson, M.J. 2001: A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- As, S. 1999: Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology* Available at: 3, 1. <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art1>.
- Asteraki, E.J., Hart, B.J., Ings, T.C., Manley, W.J. 2004: Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture Ecosystems and Environment* 102: 219–231.
- Aviron S., Burel F., Baudry J., Schermann N. 2005: Carabid assemblages in agricultural landscapes: impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 108: 205–217
- Báldi, A. 1998: A fajszám terület összefüggés modelljeinek és elméleteinek áttekintése. *Ornis Hungarica* 8 (Suppl.1): 41-48.
- Baldissera, R., Ganade, G., Brescovit, A.D., Hartz, S.M., 2008: Landscape mosaic of Araucaria forest and forest monocultures influencing understory spider assemblages in southern Brazil. *Austral Ecology* 33: 45–54.
- Barber, H.S. 1931: Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46:259–266.
- Batáry P., Báldi A., Samu F., Szűts T., Erdős S.: 2008: Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? *Biological Conservation* 141: 2062–2070.

- Bedford, S.E., Usher, M.B. 1994: Distribution of arthropod species across the margin of farm woodlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 48: 295–305.
- Bell, D., Petts, G.E., Sadler, J.P. 1999: The distribution of spiders in the wooded riparian zone of three rivers in Western Europe. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 141-158.
- Bell, J.R., Wheeler, C.P., Cullen, W.R., 2001: The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255: 377–387.
- Bender, D.J., Contreras, T.A, Fahrig, L. 1998: Habitat loss and population decline: a metaanalysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517–33
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C., 2005: The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261–269.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends of Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Birkhofer, K., Wise, D.H., Scheu, S. 2008: Subsidy from the detrital food web, but not microhabitat complexity, affects the role of generalist predators in an aboveground herbivore food web. *Oikos* 117: 494-500.
- Bíró M., Révész A., Molnár Zs., Horváth F. 2007: Regional habitat pattern of the Danube-Tisza interfluvium in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 49: 267–303
- Blumberg, A.Y., Crossley, D.A. 1988: Diurnal activity of soil-surface arthropods in agroecosystems: design for an inexpensive time-sorting pitfall trap. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 20: 159–164.
- Bolduc, E., Buddle, C.M., Bostanian, N.J., Vincent, C. 2005: Ground-Dwelling Spider Fauna (Araneae) of Two Vineyards in Southern Quebec. *Environmental Entomology* 34: 635-645.
- Bolger D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A., Case, T.J. 2000: Arthropoda in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. *Ecological Applications* 10: 1230-1248.
- Bonn, A, Hagen, K, Wohlgemuth-von Reiche, D. 2002: The significance of flood regimes for carabid beetle and spider communities in riparian habitats—a comparison of three major rivers in Germany. *River Research and Applications* 18:43–64

- Bonsall, M.B., Hastings, A. 2004: Demographic and environmental stochasticity in predator–prey metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 73: 1043–1055.
- Bonte, D., Hoffmann, M., Maelfait, J.-P. 2000a: Seasonal and diurnal migration patterns of the spider fauna of coastal grey dunes. *Ekologia (Bratislava)* 19/4suppl.:5–16.
- Bonte, D., Maelfait, J.-P., Hoffmann, M. 2000b: The impact of intensive cattle grazing on the spider communities Araneae in a mesophytic dune grassland. *Journal of Coastal Conservation* 6: 135–144.
- Bonte, D., Maelfait, J.-P. 2001: life history habitat use and dispersal of a dune wolf spider (*Pardosa monticola* (Clerck, 1757) Lycosidae, Araneae). *Belgian Journal of Zoology* 131: 145–157.
- Bonte, D., Baert, L., Maelfait, J.-P., 2002: Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *Journal of Arachnology* 30: 331–343.
- Bonte, D., Criel, P., Van Thournout, I., Maelfait J.-P. 2003a: Regional and local variation of spider assemblages (Araneae) from coastal grey dunes along the North Sea. *Journal of Biogeography* 30: 901–911.
- Bonte, D., Lens, L., Maelfait, J.-P., Hoffmann, M., Kuijken, E. 2003b: Patch quality and connectivity influence spatial dynamics in a dune wolfspider. *Oecologia* 135:227–233
- Bonte, D., Baert, L., Lens, L., Maelfait, J.-P. 2004: Effects of aerial dispersal, habitat specialisation, and landscape structure on spider distribution across fragmented grey dunes. *Ecography* 27: 343-349.
- Bonte, D., Lens, L., Maelfait, J.-P. 2006: Sand dynamics in coastal dune landscapes constrain diversity and life-history characteristics of spiders. *Journal of Applied Ecology* 43: 735–747.
- Braun, M., Simon, E., Fábán, I., Tóthmérész, B 2009: The effects of ethylene glycol and ethanol on the body mass and elemental composition of insects collected with pitfall traps. *Chemosphere* 77: 1447–1452.
- Brose, U., Martinez, N.D. and Williams, R.J. 2003: Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. *Ecology* 84: 2364-2377.
- Brose, U., Martinez, N.D. 2004: Estimating the richness of species with variable mobility. *Oikos* 105: 292-300.

- Buchar, J., Ruzicka, V. 2002: *Catalogue of Spiders of the Czech Republic*. Peres Publishers: Praha, Czech Republic. pp.:1-349.
- Bultman, T.L., Uetz, G.W. 1982: Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia* 55:34–41.
- Bultman, T.L., Uetz, G.W., 1984: Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *The American Midland Naturalist* 111: 165–172.
- Bunge, J., Fitzpatrick, M. 1993: Estimating the number of species: a review. *Journal of the American Statistical Association* 88:364-373.
- Burel, F., Baudry, J. 1995: Species biodiversity in changing agriculture landscapes: A case study in the Pays d’Auge, France. *Agriculture Ecosystems and Environment* 55: 193–200.
- Burgess, V.J., Kelly, D., Robertson, A.W., Ladley, J.J. 2001: Positive effects of forest edges on plant reproduction: literature review and a case study of bee visitation to flowers of *Peraxilla tetrapetala* (Loranthaceae). *Plant Ecology* 153:347–359.
- Buttler, A., 1992: Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. *Vegetatio* 103: 113–124.
- Cardoso, P., Scharff, N., Gaspar, C., Henriques, S.S., Carvalho, R., Castro, P.H., Schmidt, J.B., Silva, I., Szűts, T., De Castro, A., Crespo, L.C. 2008: Rapid biodiversity assessment of spiders (Araneae) using semi-quantitative sampling: a case study in a Mediterranean forest. *Insect Conservation and Diversity* 1:71–84.
- Cattin, M.-F., Blandenier, G., Banasek-Richter, C., Bersier, L.-F., 2003: The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* 113:179–188.
- Chao, A. 1984: Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11:265-270.
- Chao, A., Chazdon, R. L., Colwell, R. K., Shen, T.-J. 2005: A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8:148–159.
- Chao, A., Colwell, R.K., Lin, C-W., Gotelli, N.J. 2009: Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology* 90:1125-1133.
- Chao, A., Hwang, W-H, Chen, Y-C., and Kuo C-Y. 2000: Estimating the number of shared species in two communities. *Statistica Sinica* 10:227-246.

- Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Denslow, J.S., Guariguata, M.R. 1998: Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. In: Dallmeier, F., Comiskey, J.(szerk.): *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modelling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Parthenon Publishing, Paris, France pp:285–309.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A. 1993: Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63: 219–237.
- Clark, W.H., Blom, P.E. 1992: An efficient and inexpensive pitfall trap system. *Entomological News* 103:55–59.
- Clough, Y., Kruess, A., Kleijn, D., Tscharrntke, T. 2005: Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal of Biogeography* 32:2007–2014.
- Coddington, J.A., Young L.H., Coyle, F.A. 1996: Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology* 24:111–128.
- Cole, J.A., McCracken, D.I., Dowine, I.S., Dennis, P., Foster, G.N., Waterhousa, T., Murphy, K.J., Griffin, A.L., Kennedy, M.P. 2005: Comparing the effects of farming practices on ground beetle (Coleoptera: Carabidae) and spider (Araneae) assemblages of Scottish farmland. *Biodiversity and Conservation* 14: 441–460.
- Colwell, R.K., Coddington, J.A. 1994: Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*. 345:101–118.
- Colwell, R.K. 2004: EstimateS, Version 8.0: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide). Freeware for Windows and Mac OS. Available at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- Cook, W.M, Lane, K.T, Foster, B.L, Holt, R.D. 2002: Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecological Letters* 5:619–623.
- Crawley, M.J. 2007: *The R Book*. John Wiley: New York pp: 627-685.
- Crist, T.O., Pradhan-Devare, S.V., Summerville, K.S. 2006: Spatial variation in insect community and species responses to habitat loss and plant community composition. *Oecologia* 147:510–521.
- Cronin, J.T., Haynes, K.J, Dilleuth, F. 2004: Spider effects on planthopper mortality, dispersal, and spatial population dynamics, *Ecology* 85: 2134–2143.



- Curtis, D.J. 1980: Pitfalls in spider community studies (Arachnida, Araneae). *Journal of Arachnology* 8: 271–280.
- Dangerfield, J.M., Pik, A.J., Britton, D., Holmes, A., Gillings, M., Oliver, I., Briscoe, D., Beattie, A.J. 2003: Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* 28: 227–236.
- De'ath, G. 2002: Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* 83: 1105-1117.
- De Bakker, D., Maelfait, J.-P., Desender, K., Hendrickx, F., DeVos, B. 2002: Regional variation in spider diversity of Flemish forest stands. In: Toft, S., Scharff, N. (szerk.): *European arachnology 2000*. Aarhus University, Aarhus, Denmark pp: 177–182.
- Decler, K., 1990. Experimental cutting of reedmarsh vegetation and its influence on the spider (Araneae) fauna in the Blankaart naturereserve, Belgium. *Biological Conservation* 52: 161–185.
- Dennis, P., Young, M.R., Bentley, C., 2001: The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture Ecosystem and Environment* 86: 39–57.
- Dennis, P., Young, M.R., Gordon, I.L., 1998: Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23: 253–264.
- Donald, P.F., 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology* 18, 17–37.
- Drapela, T., Moser, D., Zaller, J.G., Frank, T. 2008: Spider assemblages in winter oilseed rape affected by landscape and site factors. *Ecography* 31: 254–262.
- Dudás Gy, Kálmán D, Varga J. 2001. Data of spider fauna of South-Heves. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 25: 69-78.
- Duelli, P. 1997: Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture Ecosystems and Environment* 62: 81–91.
- Duffey, E. 1968: An ecological analysis of the spider fauna of sand dunes. *Journal of Animal Ecology* 37:641–674.
- Duffey, E. 1998: Aerial dispersal in spiders. In: Selden, P.A. (szerk.): *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*. Edinburgh, pp. 187-191.

- Dutoit, T., Buisson, E., Gerbaud, E., Roche, P., Tatoni, T. 2007: The status of transitions between cultivated fields and their boundaries: ecotones, ecoclines or edge effects? *Acta Oecologica* 31: 127-136
- Eldridge, D.J., Whitford, W.G. 2009: Soil disturbance by native animals along grazing gradients in an arid grassland. *Journal of Arid Environments* 73: 1144–1148.
- Elek, Z., Dauffy-Richard, E., Gosselin, F. 2010: Carabid species responses to hybrid poplar plantations in floodplains in France. *Forest Ecology and Management* 260: 1446–1455.
- Entling, W., Schmidt, M.H., Bacher, S., Brandl, R., Nentwig, W. 2007: Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. *Global Ecology and Biogeography* 16:440-448.
- Fahrig, L. 2003: Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487–515.
- Faraway J. 2009: faraway: Functions and datasets for books by Julian Faraway. R package version 1.0.4. Available at: <http://www.maths.bath.ac.uk/~jjf23/>
- Fekete G., Kun A., Molnár Zs., 1999: Chronológiai grádiensek a Duna-Tisza közti erdei flórában. *Kitaibelia* 4: 343-346.
- Fekete G., Molnár Zs., Kun A., Botta-Dukát Z. 2002: On the structure of the Pannonian forest steppe: grasslands on sand. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 48(Suppl.): 137-150.
- Ferguson, S. H. 2004: Influence of edge on predator–prey distribution and abundance. *Acta Oecologica* 25:111–117.
- Finch, O.D. 2005: Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae). *Forest Ecology and Management* 204: 21–34.
- Finch, O.D., Blick, T. Schuldt, A. 2008: Macroecological patterns of spider species richness across Europe. *Biodiversity and Conservation* 17:2849–2868.
- Finke, D.L., Denno, R.F. 2002: Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: Implications for prey suppression, *Ecology* 83: 643–652.
- Finke, D.L., Denno, R.F. 2003: Intra-guild predation relaxes natural enemy impacts on herbivore populations, *Ecological Entomology* 28: 67–73.
- Finke, D.L., Denno, R.F. 2004: Predator diversity dampens trophic cascades, *Nature* 429: 407–410.

- Finke D.L., Denno R.F. 2005: Predator diversity and the functioning of ecosystems: the role of intraguild predation in dampening trophic cascades. *Ecology Letters* 8:1299–1306.
- Finke, D.L., Denno, R.F. 2006: Intraguild predation diminished in complex-structured vegetation: implications for prey suppression. *Ecology* 83: 643-652.
- Flather, C.H., Bevers, M. 2002: Patchy reaction diffusion and population abundance: the relative importance of habitat amount and arrangement. *American Naturalist* 159:40–56
- Foelix, R.F. 1996: *Biology of spiders*. Oxford University Press pp: 1-330.
- Gajdos, P., Toft, S. 2002: Distinctiveness of the epigeic spider communities from dune habitats on the Danish North Sea coast. In: Toft, S., Scharff, N. (szerk): *European Arachnology 2000* Aarhus University Press, Aarhus, Denmark. pp.: 223–228.
- Gallé, L., Györfy, Gy, Hornung, E., Körmöczi, L. 2009: A Bugac Project rövid története. In Gallé, L. (szerk.): *Entomológia: kutatás, szemléletformázás, ismeretterjesztés*. Szeged, pp: 38-55.
- Gallé, R., Fehér, B. 2006: Edge effect on spider assemblages *Tiscia*, 35: 37-40.
- Gallé, R., Urák, I. 2006: Faunistical data on spiders (Arachnida: Araneae) of the Lacul Dracului bog complex with new data for the Romanian fauna. *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* 12:29-32.
- Gallé, R., Urák, I. 2002: Faunistical data on the spiders (Arachnida: Araneae) of Nemeria Mountain's bog complex with two species new for the Romanian fauna. *Entomologica romanica* 7, 85-88.
- Gallé, R., Torma, A., Körmöczi, L. 2007: Epigeic invertebrate assemblages (Araneae, Heteroptera) of natural forest edges. *Proceedings of the 8th Central European Workshop on Soil Zoology*, Ceske Budejovice. 47-53
- Gallé, R. 2008: The effect of a naturally fragmented landscape on the spider assemblages. *North-Western Journal of Zoology*. 4: 61-71.
- Gallé, R., Torma, A. 2009: Epigeic spider (Araneae) assemblages of natural forest edges in the Kiskunság (Hungary). *Community Ecology*, 10: 146-151
- Gallé, R., Torma, A., Körmöczi, L. 2010: Small scale effect of habitat heterogeneity on invertebrate assemblages in Hungarian sandy grasslands *Polish Journal of Ecology*, 58: 333-346.

- Gallé, R., Veszteg, N., Somogyi, T. 2011: Environmental conditions affecting spiders at the lower reach of the River Tisza in Hungary. *Entomologica Fennica*. accepted manuscript
- Gardiner, M.M., Landis, D.A., Gratton, C., Schmidt, N., O'Neal, M., Mueller E., Chacon J., Heimpel, G.E. 2010: Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields. *Biological Control* 55:11-19.
- Gartner, T.B., Cardon, Z.G. 2004: Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104: 230-246.
- Gibb, H., Hochuli, D.F., 2002: Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91–100.
- Gibson, C.W.D., Hambler, C., Brown, V.K., 1992: Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* 29:132–142.
- Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001: Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Greenslade, P.J.M. 1964: Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology* 33: 301–310.
- Greenstone, M.H. 1983: Site specificity and site tenacity in a wolf spider: a serological dietary analysis. *Oecologia* 56:79–83.
- Gunnarsson, B., 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *Journal of Animal Ecology* 59, 743–752.
- Güsewell, S., Buttler, A., Klötzli, F., 1998: Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. *Journal of Vegetation Science* 9:861–872.
- Halley, J.M., Thomas, C.F.G., Jepson, P.C., 1996: A model for the spatial dynamics of linyphiid spiders in farmland. *Journal of Applied Ecology* 33:471–492.
- Harmon, J.P., Hladilek, E.E., Hinton, J.L., Stodola, T.J., Andow, D.J., 2003: Herbivore response to vegetational diversity: spatial interaction of resources and natural enemies. *Population Ecology* 45, 75–81.
- Harris, R., York, A., Beattie, A.J., 2003: Impacts of grazing and burning on spider assemblages in dry eucalypt forests of north-eastern New South Wales, Australia. *Austral Ecology* 28: 526–538.

- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J.Q., Brosnoff, K.D. Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., et al., 2005: Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768–782.
- Hart D.D., Horwitz, R.J. 1991: Habitat diversity and the species-area relationship: alternative models and tests. In McCoy, E., Bell, G. (szerk.): *Habitat structure*. Chapman and Hall, London, UK. pp 47–68.
- Hatley, C., MacMahon, J. 1980: Spider community organization : seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9: 632-639.
- Heck, K.L, van Belle, G., Simberloff, D.1975: Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* 52: 1459-1461.
- Heikkinen, M.W., MacMahon, J.A. 2004: Assemblages of spiders on models of semi-arid shrubs. *Journal of Arachnology* 32: 313–323.
- Herrmann, J.D., Bailey, D., Hofer, G., Herzog, F., Schmidt-Entling, M.H. 2010: Spiders associated with the meadow and tree canopies of orchards respond differently to habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 25:1375-1384.
- Holt, R.D., Robinson, G.R., Gaines, M.S. 1995: Vegetation dynamics in an experimentally fragmented landscape. *Ecology*, 76: 1610–1624.
- Hopkins, P.J., Webb, N.R., 1984: The composition of the beetle and spider faunas on fragmented heathlands. *Journal of Applied Ecology* 21: 935–946.
- Hornung, E., Vilisics, F., Sólymos P. 2009: Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 381-395.
- Horváth,R., T. Magura, T., Péter, G., Tóthmérész, B. 2002: Edge effect on weevils and spiders. *Web Ecology* 3: 43–47.
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, Cs., Tóthmérész, B. 2009: Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 16–22
- Hubbell, S.P. 2001: *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ. pp: 1-448.
- Isaia, M., Bona, F., Badino, G., 2006: Influence of landscape diversity and agricultural practices on spider assemblage in Italian vineyards of Langa Astigiana (Northwest Italy). *Environmental Entomology* 35: 297–307.

- Itämies, J., Leinonen, R., Pentinsaari, M., Virnes, P. 2009: Wolf spiders (Araneae, Lycosidae) on the parched slopes of Rokua, in central Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 85:28–32.
- Jeanneret P., Schüpbach B., Lips A., Harding J., Steiger J., Waldburger, M., Bigler, F., Fried, P.M. 1999: Biodiversity patterns in cultivated landscapes: modelling and mapping with GIS and multivariate statistics. In: Maudsley M.J., Marshall E.J.P (szerk.): *Heterogeneity in Landscape Ecology*. IALE Publications, UK, pp. 85–94.
- Jeanneret, Ph., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Herzog, F. and Walter, Th. 2003a: The Swiss agri-environmental programme and its effects on selected biodiversity indicators. *Journal for Nature Conservation* 11: 213-220
- Jeanneret, Ph., Schüpbach, B., Pfiffner, L., Walter, T. 2003b: Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 253–263.
- Jennings, D.T., Houseweart, M.W., Dondale, C.D., Redner, J.H., 1988: Spiders (Araneae) associated with strip-clearcut and dense spruce-fir forests of Maine. *Journal of Arachnology* 16: 55–70.
- Johnson, S. 1995: Spider communities in the canopies of annually burned and long-term unburned *Spartina pectinata* wetlands. *Environmental Entomology* 24:832–834.
- Johnson, J.B., Hagen, R.H, Martinko, E.A. 2010: Effect of Succession and Habitat Area on Wandering Spider (Araneae) Abundance in an Experimental Landscape. *Journal of the Kansas Entomological Society* 83:141-153.
- Jud, P., Schmidt-Entling, M., 2008: Fluid type, dilution, and bitter agent influence spider preservation in pitfall traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 129: 356–359.
- Jukes, M.R., Peace, A.J., Ferris, R., 2001: Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain: the influence of site, ground vegetation and stand structure. *Forest Ecology Management* 148: 271–286.
- Kádár, F., Samu, F. 2006: A duplaedényes talajcsapdák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42: 305-312
- Kajak, A., Oleszczuk, M. 2004: Effect of shelterbelts on adjoining cultivated fields: patrolling intensity. of carabid beetles (Carabidae) and spiders (Araneae). *Polish Journal of Ecology* 52: 155-172.
- Kajak, A. 2007: Effects of forested stripes on spider assemblages in adjacent cereal fields: dispersal activity of spiders. *Polish Journal of Ecology* 55: 691–704.

- Kajak, A, Kupryjonwicz, J, Petrov, P 2000: Long term changes in spider (Araneae) communities in natural and drained fen in the Biebrza river vally. *Ekológia (Bratislava)* 19, Suppl. 4: 55-64.
- Kanizsai, O., Dürögő, H., Szőnyi, G., Gallé, L. 2009: Hangyaközösségek hosszútávú dinamizmusa a bugaci pusztán. In Gallé, L. (szerk.): *Entomológia: kutatás, szemléletformázás, ismeretterjesztés*. Szeged, pp: 179-191.
- Kaszab, Z. 1962: Bogarak – Coleoptera. In Móczár, L. (szerk.): *Az állatok gyűjtése*. Gondolat Kiadó, Budapest. pp: 139-189
- Kemény, G., Penksza, K., Nagy, Z. 2001: Coenological data on temperate semidesert sandy grasslands in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 43: 333-348.
- Kerr, JT, Vincent R, Currie DJ 1998: Lepidopteran richness patterns in North America. *Ecoscience* 5: 448–453.
- Kindt, R. 2008: The BiodiversityR Package. R package ver. 1.2. Available at: URL <http://cran.r-project.org/>.
- King, A.W, With, K.A. 2002: Dispersal success on spatially structured landscapes: When do spatial pattern and dispersal behaviour really matter? *Ecological Modelling* 147: 23–39
- Kiss, B., Samu, F. 2000: Evaluation of population densities of the common wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae: Lycosidae) in Hungarian alfalfa fields using mark-recapture. *European Journal of Entomology* 97: 191–195.
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003: How effective are European agrienvironment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.
- Koponen, S. 2002a: Microhabitats of ground-living spiders in peat bog. In: Samu, F., Szinetár, Cs. (szerk.): *European Arachnology 2002*. Szombathely 157-161.
- Koponen, S. 2002b: Ground-living spiders in bogs in northern Europe. *Journal of Arachnology* 30:262–267.
- Körmöczi, L. 1983: Correlations between the zonation of sandy grasslands and the physico-chemical condition of their soil in Bugac. *Acta Biologica Szegediensis* 29: 117-127.
- Körmöczi, L., Margóczy, K., Zalatnai, M. 2009: Kiskunsági növényzet hosszú távú állományszerkezet-változása. In Gallé, L. (szerk.): *Entomológia: kutatás, szemléletformázás, ismeretterjesztés*. Szeged, pp: 91-107.

- Kotze, D.J., Samways, M.J. 2001: No general edge effect for invertebrates at Afromontane forest/grassland ecotones. *Biodiversity and conservation* 10: 443-466.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschardt, T. 2003: How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography* 30: 889-900.
- Lambeets, K., Vandegehuchte, M., Maelfait, J.-P., Bonte, D. 2008a: Understanding the impact of flooding on trait-displacements and shifts in assemblage structure of predatory arthropods on river banks. *Journal of Animal Ecology* 77: 1162–1174.
- Lambeets, K., Hendrickx, F., Vanacker, S., Van Looy, K., Maelfait, J.-P., Bonte, D. 2008b: Assemblage structure and conservation value of spiders and carabid beetles from restored lowland river banks. *Biodiversity and Conservation* 17: 3133–3148
- Lambeets, K., Vandegehuchte, M.L., Maelfait, J.-P., Bonte, D. 2009: Integrating environmental conditions and functional lifehistory traits for riparian arthropod conservation planning. *Biological Conservation* 146: 625-637.
- Larivière, M., Pierre Drapeau, Fahrig, L. 2008: Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. *Forest Ecology and Management* 255: 1434–1445.
- Lawton, J.H. 1999: Are there general laws in ecology? *Oikos* 84:177–192.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998: *Numerical Ecology*. Second edition. Elsevier Science B.V. Amsterdam pp: 1-832.
- Lemke, A., Poehling, H.-M., 2002: Sown weed strips in cereal fields: overwintering site and “source” habitat for *Oedothorax apicatus* (Blackwall) and *Erigone atra* (Blackwall) (Araneae:Erigonidae). *Agriculture, Ecosystem and Environment* 90: 67–80.
- Longino, J.T., Colwell, R.K., Coddington, J.A. 2002: The ant fauna of a tropical rainforest: estimating species richness three different ways. *Ecology* 83: 689-702.
- Lövei, G.L., Magura, T., Tóthmérész, B., Ködölöcz, V. 2006: The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography* 15: 283–289.
- Lubin, Y., Ellner, S., Kotzman, M. 1993: Web relocation and habitat selection in a desert widow spider. *Ecology* 74:1915–1928.
- Luczak, J. 1979: Spiders in agrocoenoses. *Polish Ecological Studies* 5:151–200.
- Luff, M.L. 1975: Some features influencing the efficiency of pitfall traps. *Oecologia* 19: 347-357.



- Lys, J-A., Nentwig, W. 1994: Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphilinidae and Araneae by strip-management in a cereal field. *Pedobiologia* 38: 238–242.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1963: *The theory of island biogeography*. Princetown University Press, Princetown.
- Maelfait, J-P., De Keer, R. 1990: The border zone of an intensively grazed pasture as a corridor for spiders (Araneae). *Biological Conservation* 54:223-238.
- Magura, T., Tóthmérész, B. 1997: Testing edge effect on carabid assemblages in an oak-hornbeam forest. *Acta Zoolgica Academiae Scientiarum Hungaricae* 43: 303-312.
- Magura, T., Tóthmérész, B. 1998: Edge effect on carabids in an oak-hornbeam forest at Aggtelek National Park (Hungary). *Acta phytopathologica et Entomologica Hungarica* 33: 379-387.
- Magura, T., Tóthmérész, B., Ködöböcz, V. 2001: Effects of habitat fragmentation on carabids in forest patches. *Journal of Biogeography* 28: 129-138.
- Magura, T., Köbölöcz, V. 2007: Carabid assemblages in fragmented sandy grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119: 396–400
- Magura, T., Tóthmérész, B., Bordán, Zs. 2002: Carabids in an oak-hornbeam forest: testing the edge effect hypothesis. *Acta Biologica Debrecina* 24:55-72.
- Magurran AE. 2004: *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Cornwall, United Kingdom.
- Makra, O. 2005: Checklist of the associations of the Hungarian section of Tisza basin. *Tiscia* 35: 9-16
- Makra, O., Zalatnai, M. 2006: Vegetation types of mosaic-complexes in the Middle-Tisza region. *Tiscia* 35: 73-84
- Mallis, R.E., Hurd, L.E. 2005: Diversity among grounddwelling spider assemblages: habitat generalists and specialists. *Journal of Arachnology* 33: 101–109.
- Marc, P., Canard, A., Ysnel, F., 1999: Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture Ecosystem and Environment* 74: 229–273.
- Martin, T.J., Major, R.E. 2001: Changes in wolf spider (Araneae) assemblages across woodland pasture boundaries in the central wheat-belt of New South Wales, Australia. *Australian Ecology* 26: 264–274.
- Máthé, I. 2006: Forest edge and carabid diversity on a Carpathian beech forest. *Community Ecology* 7: 90-97.

- McArdle, B.H., Anderson, M.J. 2001: Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, **82**: 290–297.
- McIver, J.D., Parsons, G.L., Moldenke, A.R. 1992: Litter spider succession after clear cutting in a western coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research* **22**: 984–992.
- Melbourne, B.A. 1999: Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. *Australian Journal of Ecology* **24**: 228–239.
- Merkens, S. 2000: Epigeic spider communities in inland dunes in the lowlands of Northern Germany. In: Toft, S. Scharff, N. (szerk.): *European Arachnology 2000* pp. 215–222.
- Minchin, P.R. 1987: An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* **69**: 89–107.
- Miyashita, T., Shinkai, A., Chida, T., 1998: The effects of forest fragmentation on web spider communities in urban areas. *Biological Conservation* **86**: 357–364.
- Molnár, Zs., Sipos, F., Vidéki R., Bíró M., Iványosi Szabó, A. 2003: *Dry sand vegetation of the Kiskunság*. TermészetBÚVÁR Kiadó, Budapest. pp. 1-159.
- Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B., Elek, Z. 2001: Ground beetles (Carabidae) and edge effecting oak-hornbeam forest and grassland transects. *European Journal of Soil Biology* **37**:297-300.
- Moskát, C. 1988: Diverzitás és rarefaction. *Aquila* **95**: 97–104.
- Moksony, F. 2006: A Poisson-regresszió alkalmazása a szociológiai és demográfiai kutatásban. *Demográfia* **49**: 366-383.
- Moulder, B.C., Riechle, D.E. 1972: Significance of spider predation in the energy dynamics of forestfloor arthropod communities. *Ecological Monographs* **42**:473-498.
- Muff P., Kropf C., Frick H., Nentwig, W, Schmidt-Entling, M. 2009: Co-existence of divergent communities at natural boundaries: spider (Arachnida: Araneae) diversity across an alpine timberline. *Insect Conservation and Diversity* **2**: 36–44.
- Muff, P. 2006: Do differences in distance between pitfall traps influence the capture rates of ground-dwelling spiders (Arachnida: Araneae)? Universität Bern, 9 pp.
- Murcia, C. 1995: Edge effect in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**:58-62.
- Nash, M.S., Jackson, E., Whitford, W.G., 2003: Soil microtopography on grazing gradients in Chihuahuan Desert grasslands. *Journal of Arid Environments* **55**: 181–192.

- Nentwig, W. 1982: Epigeic spiders, their potential prey and competitors: relationship between size and frequency. *Oecologia* 55: 130–136.
- Öberg, S., Ekbom, B., Bommarco, R., 2007: Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 211–219.
- Öberg, S., Ekbom, B. 2006: Recolonisation and distribution of spiders and carabids in cereal fields after spring sowing. *Annals of Applied Biology*.149: 203–211.
- O’Hara, R. 2009: How to make models add up – a primer on GLMMs. *Annales Zoologici Fennici* 46: 124-137.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O’Hara B., Simpson GL., Sólymos P., Stevens MHN., Wagner H. 2009: vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-4. Available at: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Opatovsky, I., Plüss, T., Schmidt-Entling, M.H., Gavish-Regev, E., Lubin, Y. 2010: Are spider assemblages in fragmented, semi-desert habitat affected by increasing cover of agricultural crops? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 233-237.
- Oxbrough A.G., Gittings T., O’Halloran J., Giller P.S., Kelly T.C. 2006: The initial effects of afforestation on the ground-dwelling spider fauna of Irish peatlands and grasslands. *Forest Ecology and Management* 237: 478-491.
- Oxbrough, A.G., Gittings, T., O’Halloran, J., Giller, P.A., Smith, G.F., 2005: Structural indicator of spider communities across the forest plantation cycle. *Forest Ecology and Management* 212: 171–183.
- Oxbrough, A.G., Gittings, T., O’Halloran, J., Giller, P.S., Kelly, T.C., 2007: Biodiversity of the ground-dwelling spider fauna of afforestation habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120: 433–441.
- Ozanne, C.M.P., Speight, M.R., Hambler, C., Evans, H.F., 2000. Isolated trees and forest patches: patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *Forest Ecology and Management* 137, 53–63.
- Paetzold, A., Yoshimura, C., Tockner, K. 2008: Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology* 45: 894-903.
- Pajunen, T., Haila, Y., Halme, E., Niemela, J., Punttila, P., 1995: Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography* 18: 62–72.

- Pearce, J.L., Venier, L.A. 2006: The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6: 780–793
- Pearce, J.L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J., McKenney, D., 2004: Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation* 13: 1305–1334.
- Pearce, J.L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J., McKenney, D., 2005: Habitat islands, forest edge and spring-active invertebrate assemblages. *Biodiversity and Conservation* 14, 2949–2969.
- Pekár, S. 1999: Some observations on overwintering of spiders (Araneae) in two contrasting orchards in the Czech Republic. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 73: 205–210.
- Pekár, S. 2002: Differential effects of formaldehyde concentration and detergent on the catching efficiency of surface active arthropods by pitfall traps. *Pedobiologia* 46: 539–547
- Pétillon, J., Georges, A., Canarda, A., Lefeuvrec, J.C., Bakkerd, J.P., Ysnel, F. 2008: Influence of abiotic factors on spider and ground beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic and Applied Ecology* 9: 743–751.
- Pétillon, J., Ysnel, F., Canard, A., Lefeuvre, J.C. 2005a: Impact of an invasive plant (*Elymus athericus*) on the conservation value of tidal salt marshes in western France and implications for management: responses of spider populations. *Biological Conservation* 126: 103–117.
- Pétillon, J., Ysnel, F., Canard, A., Lefeuvre, J.C. 2005b: Are salt marsh invasions by the grass *Elymus athericus* a threat for two dominant halophilic wolf spiders? *The Journal of Arachnology* 33: 236–242.
- Pfiffner, L., Luka, H. 2000: Overwintering of Arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture Ecosystems and Environment* 78: 215–222.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D, 2007: nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3, 1–86. Available at: <http://cran.r-project.org/web/packages/nlme/index.html>
- Podani, J. 1997: *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest. pp: 211-279

- Pozzi, S., Gonthier, Y., Hanggi, A. 1998: Evaluation of dry grassland management on the Swiss occidental plateau using spider communities (Arachnida: Araneae). *Revue Suisse de Zoologie* 105: 465–485.
- Prieto-Benítez, S., Méndez, M. 2010: Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biological Conservation* In press.
- Prószyński, J. 2007: A monograph of Salticidae (Araneae) of the World. Available at: <http://www.miiz.waw.pl/salticid/main.htm>.
- Pyatt, F.A., Amos, D., Grattan, J.P., Pyatt, A.J., Terrel-Nield, C.E., 1999: Invertebrates of ancient heavy metal spoil and smelting tip sites in Southern Jordan: their distribution and use as bioindicators of metalliferous pollution derived from ancient sources. *Journal of Arid Environment* 52: 53–62.
- R Development Core Team 2009: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: URL <http://www.R-project.org>.
- Rand, T.A., Tylianakis, J.M., Tscharrntke, T., 2006: Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters* 9: 603–614.
- Raizer, J., Amaral, M.E.C. 2001: Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? *The Journal of Arachnology* 29:227-237.
- Reiczigel, J., Harnos, A., Solymosi, N. 2007: *Biostatistika nem statisztikusoknak*. Pars KFT, Nagykovácsi. pp: 1-425.
- Riechert, S.E., Lawrence, K. 1997: Test for predation effects of single versus multiple species of generalist predators: Spiders and their insect prey. *Entomological Experimental Applications* 84: 147–155.
- Ripley, B. 2009: tree: Classification and regression trees. R package version 1.0-27. Available at: URL <http://CRAN.R-project.org/package=tree>
- Robinson, J.V. 1981: The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. *Ecology*, 62:73–80.
- Rosenzweig, M.L.: 1995: *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge. pp: 1-385
- Rypstra, A.L., Carter, P.E., Balfour, R.A., Marshall, S.D., 1999: Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *Journal of Arachnology* 27: 371–377.

- Sabo, J.L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J., Welter, J., 2005: Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86: 56–62.
- Sadler, J.P., Bell, D., Fowles, A., 2004: The hydroecological controls and conservation value of beetles on exposed riverine sediments in England and Wales. *Biological Conservation* 118: 41–56.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., Kitagawa G. 1986: *Akaike Information Criterion Statistics*. D. Reidel Publishing Company.
- Samu, F., Sunderland, K.D., Szinetár, Cs. 1999. Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *Journal of Arachnology* 27: 325–332.
- Samu, F., Sárospataki, M. 1995: Design and use of a hand-hold suction sampler and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. *Folia Entomologica Hungarica* 56: 195–203.
- Samu, F., Sunderland, K.D., Topping, C.J., Fenlon., J.S. 1996: A spider population in flux: selection and abandonment of artificial web-sites and the importance of intraspecific interactions in *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) in wheat. *Oecologia*, 106: 228–239.
- Samu, F., Sziranyi, A., Kiss, B. 2003: Foraging in agricultural fields: local ‘sit-and-move’ strategy scales up to risk-averse habitat use in a wolf spider. *Animal Behaviour* 66: 939-947.
- Sandres, H.L. 1968: Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102: 243-282
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991: Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.
- Sanders, D., Nickel, H., Grützner, T., Platner, C. 2008: Habitat structure mediates top-down effects of spiders and ants on herbivores. *Basic and Applied Ecology* 9:152-160.
- Scheidler, M., 1990: Influence of habitat structure and vegetation architecture on spiders. *Zoologischer Anzeiger* 225: 333– 340.
- Schmidt, M.H., Clough, Y., Schulz, W., Westphalen, A., Tschardtke, T., 2006: Capture efficiency and preservation attributes of different fluids in pitfall traps. *Journal of Arachnology* 34: 159–162.

- Schmidt, M.H., Lauer, A., Purtauf, T., Thies, C., Schaefer, M., Tschardtke, T. 2003: Relative importance of predators and parasitoids for cereal aphid control. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences* 270: 1905–1909.
- Schmidt, M.H., Tschardtke, T., 2005a. The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agriculture Ecosystems and Environment* 105, 235–242.
- Schmidt, M.H., Tschardtke, T., 2005b: Landscape context of sheet web spider (Araneae: Linyphiidae) abundance in cereal fields. *J. Biogeogr.* 32, 467–473.
- Schmidt, M.H., Roschewitz, I., Thies, C., Tschardtke, T., 2005: Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42: 281–287.
- Schmidt, M.H., Thies, C., Nentwig, W., Tschardtke, T., 2008: Contrasting responses of arable spiders to the landscape matrix at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 35: 157–166.
- Schmidt-Entling, M.H., Döbeli, J. 2009: Sown wildflower areas to enhance spiders in arable fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133: 19–22
- Schmitz, O.J., Hamback, P.A., Beckerman A.P. 2000: Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *American Naturalist* 155:141–53
- Schuldt, A., Fahrenholz, N., Brauns M., Migge-Kleian, S., Platner, C., Schaefer, M. 2008: Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation* 17: 1267-1287.
- Schwab, A., Dubois, D., Fried, P.M, Edwards, P.J. 2002: Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 197–209
- Schweiger, O., Malfait, J.P., Van Wingerden, W., Hendrickx, F., Billeter, R., Speelmans, M., Augenstein, I., Aukema, B., Aviron, S., Bailey, D., Bukacek, R., Burel, F., Diekötter, T., Dirksen, J., Frenzel, M., Herzog, F., Liira, J., Roubalova, M., Bugter, R., 2005: Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 42: 1129–1139.
- Shanas, U., Galyun, Y.A., Alshamli, M., Cnaani, J., Guscio, D., Khoury, F., Mittler, S., Nassar, K., Shapira, I., Simon D., Sultan, H., Topel, E., Ziv, Y. 2011: Landscape

- and a political border determine desert arthropods distribution. *Journal of Arid Environments* 75: 284-289.
- Sólymos, P., Vilisics, F., Kemencei, Z., Páll-Gergely, B., Farkas, R, Nagy, A., Kisfali, M., Hornung, E. 2009: Globális változás, lokális túlélés: kitettség és nedvességi grádiens hatása avarlakó gerinctelenekre aggteleki töbrök alapján. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 396-411.
- Southwood, T.R.E., Henderson, P.A., 2000: *Ecological Methods, third edition* Blackwell Publishing, Oxford. pp: 462-507.
- Stine R.A. 1995: Graphical interpretation of variance inflation factors. *Journal of the American Statistical Association* 49: 53–56
- Sunderland, K. D., Samu, F. 2000: Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologica Experimentalis et Applicata* 95:1–13.
- Taboada A., Kotze, D.J., Salgado, J.M. 2004: Carabid beetle occurrence at the edges of oak and beech forests in NW Spain. *European Journal of Entomology* 101: 555–563.
- Taboada, A., Kotze, D.J, Tárega, R., Salgado, J. 2006: Traditional forest management: Do carabid beetles respond to human-created vegetation structures in an oak mosaic landscape? *Forest Ecology and Management* 237: 436–449.
- Tajovský, K. 1999: Impact of inundations on terrestrial arthropod assemblages in southern Moravian floodplain forests, Czech Republic. *Ekológia (Bratislava)* 18(Suppl.:1) 177-187.
- Tews J, Brose U, Grimm V 2004: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- Thomas, C.F.G., Brain, P., Jepson, P.C. 2003: Aerial activity of linyphiid spiders: modelling dispersal distances from meteorology and behaviour. *Journal of Applied Ecology* 40: 912–927.
- Thomas, C.F.G., Jepson, P.C., 1997: Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. *Entomologica Experimentalis et Applicata* 84: 59–69.
- Topping, C. J. 1993: Behavioural responses of three linyphiid spiders to pitfall traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 68: 287–293.



- Torma, A., Bozsó, M., Gallé, R. 2009: Határok és átmenetek hatása az ízeltlábú együttesek mintázatára a Kiskunság természetközeli élőhelyein. In Gallé, L. (szerk.): *Entomológia: kutatás, szemléletformálás, ismeretterjesztés*. SZTE, Szeged, 136-155.
- Török, K., Halassy, M., Szabó, R. 2003: Restoration strategy for endemic grasslands in a low productive region of Hungary In: Allsopp (szerk.): *Proceedings of the VIIIth International Rangelands Congress* pp. 1132-1138.
- Tóthmérész 1998: Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. In: Fekete, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia, Budapest pp. 145-160.
- Tóthmérész, B. 1993: DivOrd 1.50: A Program for diversity ordering. *Tiscia* 27:33-44.
- Tóthmérész, B. 1995: Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.
- Tóthmérész, B. 1997: *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest. pp: 1-98
- Tscharntke, T., Klein, AM., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874.
- Turnbull, A. L. 1973: Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology* 18: 305–348.
- Turner, M.G. 2005: Landscape Ecology: What Is the State of the Science? *Annual Reviews in Ecology Evolution and Systematics* 36: 319–44.
- Uetz, G. W., Unzicker, J. D. 1976: Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *Journal of Arachnology* 3: 101–111.
- Uetz, G.W. 1976: Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. *Oecologia* 22: 373–385.
- Uetz, G.W. 1979: The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia* 40: 29–42.
- Uetz, G.W., Halaj, J., Cady, A.B., 1999: Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology* 27: 270–280.
- Urák, I., Samu, F. 2008: Contribution to the spider fauna of the Mohoš peat bog from Transylvania, with some new data for Romania. *North-Western Journal of Zoology* 4: 50-60.
- Urák, I., Hartel, T., Balogh, A. 2010: The influence of Carpathian landscape scale on spider communities. *Archives of Biological Sciences, Belgrade* 62: 1231-1237.

- Usher, M., Field, J.P., Bedford, S.E., 1993: Biogeography and diversity of ground-dwelling arthropods in farm woodlands. *Biodiversity Letters* 1: 54–62.
- Van Hook, R.I.J. 1971: Energy and nutrient dynamics of spider and orthopteran populations in a grassland ecosystem. *Ecological Monographs* 41:1-26.
- Venables, W. N., Ripley, B. D. 2002: *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*. Springer, New York.
- Ver Hoef, J.M., Boveng, P.L., 2007: Quasi-poisson vs. negative binomial regression: how should we model overdispersed count data? *Ecology* 88: 2766–2772.
- Wagner, H.H., Edwards, P.J. 2001: Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to species richness at a landscape scale. *Landscape Ecology* 16: 121–131.
- Walter, B.A., Moore, L.J. 2005: The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography* 28: 815-829.
- Ward, D.F., New, T.R., Yen, A.L. 2001: Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. *Journal of Insect Conservation* 5: 47–53
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, D.B., Claret, C., 2002: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517–539.
- Warui, C.M., Villet, M.H., Young, T.P., Jocqué, R., 2005: Influence of grazing by large mammals on the spider community of a Kenyan savanna biome. *Journal of Arachnology* 33: 269–279.
- Webb, N.R., Hopkins, P.J., 1984: Invertebrate diversity on fragmented Calluna heathland. *Journal Applied Ecology* 21: 921–933.
- Weeks, R.D., Holtzer, T.O. 2000: Habitat and Season in Structuring Ground-Dwelling Spider (Araneae) Communities in a Shortgrass Steppe Ecosystem. *Environmental Entomology* 29: 1164-1172.
- Welke, M.E., Hope, G.D., 2005: Influences of stand composition and age on forest floor processes and chemistry in pure and mixed stands of Douglas-fir and paper birch in interior British Columbia. *Forest Ecology and Management* 219: 29– 42.
- West, M. J. 1999: Stereological methods for estimating the total number of neurons and synapses: issues of precision and bias. *Trends in Neuroscience* 22: 51-61.
- Weyman, G.S., 1993: A review of the possible causative factors and significance of ballooning in spiders. *Ethology, Ecology and Evolution* 5: 279–291

- Whitehouse, M.E.A., Stochat, E., Shachak, M. and Lubin, Y. 2002: The influence of scale and patchiness on spider diversity in a semi-arid environment. *Ecography* 25: 395–404.
- Wise, D.H., Snyder, W.E., Tuntibunpakul, P., Halaj, J. 1999: Spiders in decomposition food webs of agroecosystems: theory and evidence. *Journal of Arachnology* 27:363–370.
- Wise, D.H., Chen, B. 1999: Impact of intraguild predators on survival of a forest-floor wolf spider. *Oecologia* 121: 129–137
- Wise, D.H. 1993: *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press. pp: 1-328.
- With, K.A., Pavuk, D.M., Worchuck, J.L., Oates, R.K., Fisher, J.L. 2002: Threshold effects of landscape structure on biological control in agroecosystems. *Ecological Applications* 12:52–65.
- Ysnel, F., Canard, A. 2000: Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *Journal of Arachnology* 28: 107–114.
- Ziesche, T.M, Roth, M. 2008: Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* 255: 738–752.
- Zólyomi, B. 1987: Coenotone, ecotone and their role of preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33:3-18.
- Zschokke, S. 1996: Early stages of web construction. *Rev. Suisse Zool.*, hor série: 709–720.
- Zulka, K., Milasowszky, N., Lethmayer, C. 1997: Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park 'Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). *Biodiversity and Conservation* 6: 75-88.

## 14. Összefoglalás

Nagy fajszámuk és abundanciájuk teszi a generalista ragadozó pókok közösségeiket alkalmassá szünbiológiai vizsgálatokra. A pókfajok jelentős része pontosan meghatározható élőhelyi igényekkel rendelkezik, a közösségek szerkezete, fajösszetétele érzékenyen jelzi az élőhely minőségének változását. Több vizsgálat bizonyította az élőhelyi jellemzők és a vizsgálat habitatot körülvevő táj hatását a pókokra és más ízeltlábúakra is, de nehéz általános következtetéseket levonni a habitat strukturális paramétereinek és a táji környékének szerepéről, mert minden faj életmenete és diszperziós képessége különböző.

Dolgozatom célja a Dél-Alföld jellegzetes tájelemeit jól reprezentáló élőhelyeken a pókközösségek szünbiológiai jelenségeinek leírása és a közösség fajszámát, összetételét befolyásoló faktorok kimutatása. A dolgozat célja, hogy (1) kimutassam a Barber-féle talajcsapda alkalmazhatóságát arachofaunisztikai vizsgálatokban (2) meghatározzam a heteromorf homoki gyepek mozaikosságának hatása az ott élő pókközösségekre (3) leírjam a habitat struktúrájában megfigyelhető változások hatását erdőszegélyeken és különböző gyepfoltok határán? (4) megbecsüljem az élőhelyfoltok méretének hatását a pókközösségekre (5) kimutassam az élőhelyeket jellemző paraméterek és a vizsgált élőhelyet körülvevő táji környék hatása az ott élő pókközösségekre.

**(1) Talajcsapdák használhatósága faunisztikai vizsgálatokra homoki gyepeken**  
Bugacpusztaháza közelében heteromorf homoki gyepen gyűjtöttünk pókokat 110 talajcsapda segítségével, melyet 22 mintavételi ponton helyeztünk el. A csapdák 2007-ben márciustól decemberig működtek. A vizsgálat során 92 faj 8486 egyedét gyűjtöttük, mely a nem-paraméteres becslők alapján a fajkészlet 82-93 százaléka. Korábban, 2002 és 2006 közt ugyanerről a területről további 7810 pókot gyűjtöttünk, melyek 70 fajba tartoztak, közülük 20 faj egyedei 2007-ben nem kerültek a mintákba. A ritka (alacsony denzitású) fajok többsége növényzeten vadászó vagy hálószővő pók volt. Becsültem a minimális mintavételi ráfordítást, mely segítségével a teljes fajkészlet begyűjthető. A Chao 1 és Chao 2 becslők telítődése alapján további 41088 egyed gyűjtésére vagy 599 csapda kihelyezésére lenne szükség az össze faj kimutatásához. Az eredmények alapján bár hatalmas mintavételi ráfordításra van szükség a teljes fauna kimutatásához kizárólag talajcsapdák segítségével, de a módszer alkalmazható különböző élőhelyek

pókközösségeinek összehasonlítására, mert lehetőséget biztosít a talajfelszínen mozgó domináns és így a közösségekben meghatározó szerepet játszó fajpopulációk kimutatására.

**(2) A habitat-heteromorfia hatása a pókokra homoki gyepeken.** A (1) fejezetben ismertetett vizsgálat adatai lehetőséget biztosítottak az élőhelyi foltozottság és egyes habitat paraméterek hatásának kimutatására. A lineáris modellek alapján a pókközösségek fajszámát a talajnedvesség és a vegetáció magassága határozza meg. A kanonikus korrespondencia analízis (CCA) alapján a talajnedvesség mellett a vegetáció borításának a pókközösségek összetételére gyakorolt szignifikáns hatását is kimutattam. A mohák és zuzmók borítása és közvetlenül a szintkülönbség nem befolyásolta a pókközösségek összetételét. A mozaikos bugaci gyepeken végzett vizsgálat alapján tehát a talajnedvesség és az 1.5-2 méteres legnagyobb szintkülönbség alapján kialakuló heterogén vegetációnak megfelelően a pókközösség fajösszetétele is változik. A buckaközökben kialakuló strukturáisan komplex élőhelyek több búvóhelyet és hálórögzítési helyet biztosítanak a pókok számára így befolyásolja a közösség összetételét. A területen végzett korábbi vizsgálatok eredményeiből tudjuk, hogy strukturális heterogenitás a zsákmány-populációk denzitására is hatással van, így közvetve is hat a pókközösségekre.

**(3) Pókközösségek változása erdőszegélyeken és különböző gyepfoltok határán.** A természetes erdőszegélyek pókközösségeit Bugacpusztaháza közelében vizsgáltuk, egy borókás-nyílt homoki gyepe és egy elegyes borókás-nyaras-nyílt homoki gyepe átmenetén. A gyepi és erdei közösség összetétele jelentősen eltért. A gyepek pókközösségeinek fajszáma, és a Rényi-féle diverzitás rendezés alapján, diverzitása is nagyobb. A borókás-nyaras-nyílt homoki gyepe szegély esetén erdei specialista fajokat gyűjtöttünk a gyepeken is, a jelenség oka feltételezhetően, hogy a magas nyárfák széles sávot árnyékolnak a gyepeken. A CCA alapján a moha, zuzmó és a lágyszárú vegetáció strukturája jelentősen befolyásolta a pókközösségeket.

Fülöpháza mellett két szomszédos buckaoldalon és a közöttük található buckaközön keresztül húzódó transzekt mentén vizsgáltam a pókközösségek összetételét. A nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) alapján a buckaköz mellett a két lejtő pókközössége is eltért egymástól, valószínűleg az északi kitettséggel rendelkező oldal sűrűbb és diverzebb vegetációja miatt, mely feltehetően a két buckaoldalt érő különböző erősségű napsugárzás és a talaj eltérő víztartalma miatt alakult ki. A CCA alapján a pókközösségek szerkezetét a talajnedvesség, a relatív magasság és a vegetáció borítása határozta meg.

**(4) Az élőhely méretének hatása a pókközösségekre.** A kiskunsági természetes erdősztyepp vegetáció jelenleg egyre csökkenő méretű, izolált foltokon található meg.

Jellemző megjelenési formája a Fülöpháza közelében található változó mértékben zárt lombkoronájú erdőfoltok, nyílt és buckaközi zárt gyepek mozaikja. A változatos méretű, de hasonló növényzeti struktúrájú erdőfoltok lehetőséget biztosítanak a pókközösségek szerkezetére és az élőhely foltok mérete közti kapcsolat vizsgálatára. 15 nyárerdő foltban és köztük a nyílt homoki gyepon helyeztünk el talajcsapdákat. Az MNDS és a Rényi-féle diverzitás rendezés három erdei közösséget különített el: (1) nyílt homoki gyepek és a kisméretű erdőfoltok (88-410 m<sup>2</sup>), melyek a homoki gyepekhez hasonlóan nagy diverzitásúak és még nincs erdőkre jellemző pókközösségük; (2) közepes méretűek (420-720 m<sup>2</sup>) és (3) nagy (1025-5000 m<sup>2</sup>) foltok, melyek diverzitása a legalacsonyabb, de pókpopulációik elsősorban erdei fajokat képviselnek. A regressziószámítás alapján az a foltméret és a fajpopulációk teljes száma között nincs összefüggés, de szignifikáns kapcsolatot találtam az erdei specialista fajokat képviselő populációk egyedszáma és a foltok mérete között.

**5. Az élőhelyi és a tájleptékű paraméterek hatása a pókközösségekre.** Pókok talajcsapdás gyűjtését két habitat-komplexben végeztünk a Tisza dél-alföldi szakasza mentén. A déli vizsgálati terület, Vesszős, Szegedtől északra nyolc kilométerre fekszik, itt a mentett (töltésen kívüli, ármentesített) ártéren igen kevés erdőt és gyepeket találunk. Az északi tájat Dóc falu közigazgatási határában jelöltük ki, 40 kilométerre Szegedtől, itt nagyobb kiterjedésű természetközeli területek találhatók a mentett oldalon is. A két habitat-komplexben összesen 10 erdőt és 10 gyepeket vizsgáltam.

A lineáris modellek, az NMDS és a CCA eredményei szerint a gyepi pókközösségek fajszámát és szerkezetét a talajnedvesség, a vegetáció borítása, a rendszeres áradások és a környező erdők aránya befolyásolta jelentősen. Negatív kapcsolatot találtam a gyepi specialista fajokat képviselő populációk száma és a vizsgált gyepek körülvéő erdők aránya között, és pozitív összefüggést a gyepeken gyűjtött erdei specialista fajokat képviselő populációk száma és az erdők kiterjedése között. Az erdők esetén a habitaton belüli feltételek közül a talajnedvesség és az avarborítás hatása jelentős, tájleptékű változók közül a környező erdők és gyepek aránya határozza meg a pókközösség fajszámát, összetételét. Az ordinációk alapján erdők és gyepek esetén is jelentősen eltérnek a különböző típusú élőhelyek. Eredményeink alapján a hullámtéri fauna megóvása mellett a mentett oldali élőhelyek sokféleségének fenntartása is szükséges a táj teljes ízeltlábú fajkészletének megőrzéséhez.

## 15. Summary

Spiders are suitable objects ecological studies, as they are one of the most predominant predatory groups in many terrestrial habitats. Although they are polyphagous predators, the majority of the spider species has well defined habitat requirements, therefore, the species composition of the assemblages is a sensitive indicator of changes in habitat quality and landscape composition. Although numerous authors have demonstrated the significance of the habitat structure and landscape features on spider and other invertebrate assemblages, it is difficult to generalize the effect of these variables, as various taxa react differently to the habitat and landscape features, since species ecology and dispersal abilities are different for every organism.

The aim of this dissertation is to contribute the knowledge of spider assemblages and their regulator conditions of some characteristic habitats of the Hungarian Great Plain. The aims of the present dissertation were to (1) test the applicability of pitfall traps for faunistical survey, (2) identify the effect of habitat heteromorphy on the spider assemblages at the sand dunes of Kiskunság Region, (3) asses the effect of the edges of different habitats or habitat patches (forest edges and the edges of grassland patches) on the spider assemblages, (4) determining how the habitat size influences the spider assemblages, (5) to identify the habitat and landscape parameters which have significant effect on the species richness and composition of spider assemblages.

**(1) Pitfall traps in faunistical surveys at dry grasslands.** The spider fauna was sampled using 110 pitfall traps in a grassland near Bugacpusztaháza village. The traps were arranged in 22 sampling plots and were open from March to December 2007. A total of 8486 individuals belonging to 92 species were collected. According to the non-parametric estimators, 82-93% of the total species pool was collected. Between 2002 and 2006, 7810 individuals were collected using pitfall traps at the same grassland, representing 70 species, 20 of which were not collected in 2007. The majority of the species with low abundance were vegetation dwelling or web building spiders. I estimated the minimum sampling effort to detect all the species of the estimated asymptotic species richness. On the basis of Chao 1 and Chao 2 estimators, further 41088 collected individuals or 599 pitfall traps are needed in order to gain a complete faunistical inventory. Although a great sampling effort is needed to collect all the spider species of the habitat using exclusively

pitfall traps, this method offers the opportunity to compare the assemblages of different habitats, as it collects the dominant ground dwelling species of the spider assemblages.

**(2) The effect of habitat heteromorphy in the sandy grasslands on the spider assemblages.** The data from the studies described in the section (1) provide an opportunity to investigate the role of the measured habitat variables and habitat patchiness in the structuring of spider assemblages. According to the linear models, the species richness of spiders was influenced by the soil moisture and vegetation height. The canonical correspondence analysis (CCA) revealed the significant effect of the soil moisture and coverage of the vegetation also on the composition of spider assemblages. The coverage of the mosses and lichens and elevation did not influence the spider assemblages. However spiders were influenced by vegetation emerged according to the 1.5-2 meters difference of elevation and soil moisture of the sandy grassland. Structurally complex habitats may provide more potential shelter and sites for web building, thus influences the composition of spider assemblages.

**(3) Spider assemblages at forest edges and at the edges of grassland patches.** The spider assemblages of two forest edges were studied in the Kiskunság region (dense juniper shrub – open grassland and poplar and juniper forest – open grassland). Considerable differences were observed between the spider assemblages of the grasslands and that of the forest. Both the observed species richness and the species diversity by Rényi's diversity ordering were higher for the grasslands than for the forests. At the poplar and juniper forest edge, a higher number of forest specialist species penetrated into the grassland. Presumably this was due to the shading effect of the nearby poplar trees. CCA revealed a strong influence of the cover of the mosses, lichens and herbaceous vegetation structure on the spider assemblages.

Two adjacent sand dunes and the dune valley between them were sampled with pitfall traps along a transect. The non-metric multidimensional scaling (NMDS) revealed different spider assemblages on the two slopes, possibly due to the more dense and diverse vegetation on the north facing slope, which is presumably brought about by the different insolation and moisture conditions of the slopes. The results of the canonical correspondence analysis emphasized the importance of the total coverage of vegetation, the elevation and the soil moisture on the distribution of spider species.

**(4) The effect of habitat size on spiders.** As a part of the Kiskunság forest-steppe region is a network of poplar forest fragments surrounded by open grasslands, it offers an opportunity to study the ecological effects of natural fragmentation on invertebrates. The



spider assemblages of 15 forest patches and the grassland matrix between them were sampled using pitfall traps. The NMDS and the Rényi's diversity ordering revealed three distinct groups of forest assemblages: (1) small patches (88-166m<sup>2</sup>) with high species diversity, similar to the surrounding grassland, (2) medium sized patches (265-725m<sup>2</sup>) and (3) large forests (1025-5000m<sup>2</sup>) with the lowest diversity. The only significant relationship was observed between the frequency of forest specialist species and the fragment size.

**(5) The effect of the habitat quality and landscape parameters on the spiders.** Two habitat complexes of the lower Tisza-valley were selected for sampling spider assemblages. The southern habitat complex is situated near Szeged, where the landscape mainly consists of arable fields with small patches of grasslands, forest plantations. The Dóc habitat complex lies 40 km north of Szeged in a structurally more complex landscape. 10 grasslands and 10 forests were sampled in the two habitat complexes, respectively. At each site three lines of traps were placed, each line consisted of five traps.

According to the linear models, the NMDS and CCA ordinations the soil moisture, vegetation cover, regular flooding events and the relative area of neighboring forests played major roles in shaping of the species richness and composition of grassland spiders assemblages. A negative correlation was found between the number of grassland specialist species and the proportion of the forests, and the number of forest species increased significantly with the neighboring forest area. In case of the studied forests the soil moisture and the coverage of the leaf litter were the influential parameters at the habitat scale. At the landscape scale the area of neighboring forests and grasslands were the influential parameters. The results of the present study emphasize the importance of the effect of both habitat and landscape properties on spider assemblages.