SZENT ISTVÁN EGYETEM

Eltérő mezőgazdasági hasznosítású alföldi gyepek cönológiai, gyepgazdálkodási és természetvédelmi célú vizsgálata és értékelése

DOKTORI (PH.D.) ÉRTEKEZÉS

KISS TÍMEA

GÖDÖLLŐ
2012

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Tájökológia, természet- és tájvédelem

vezetője: Dr. Heltai György
egyetemi tanár, MTA Doktora, tanszékvezető
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar.
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
Kémia és Biokémia Tanszék

témavezető: Dr. Penksza Károly
habilitált egyetemi docens, PH.D., tanszékvezető
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar.
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

…… ……

Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés 5

2. Célkitűzés 7

3. Irodalmi áttekintés 9

3.1. A gyepterültekkel kapcsolatos természetvédelemi szabályozások 9

3.1.1. A természetvédelem történeti vonatkozásai 9

3.1.2. Az Európai Unió természetvédelmi törekvései 9

3.1.3. A hazai természetvédelem és a gyepek szerepe a természetvédelmi tevékenységekben . 10

3.2. Füves területek természetvédelme és a gazdálkodási összefüggései 11

3.4. Gyepminősítési és termésbecslési rendszerek 17

4. Anyag és módszer 19

4.1. A vizsgált területek, vegetáció típusok 19

4.2. Mintavételi területek 21

4.3. Cönológiai feltételezések 24

4.4. Biomassza vizsgálatok 25

4.5. Az adatok feldolgozása 25

5. Eredmények 27

5.1. Fajösszetétel, vegetációelemzés, fajdiverzitás 27

5.3. Biomassza vizsgálat eredményei 49

6. Új és újszerű tudományos eredmények 55

7. Következtetések, javaslatok 57

7.1. A fajösszetétel és a vegetáció összetétel alapján levont következtetések és javaslatok 57

7.3. Az ökológia, környezeti és természetvédelmi tényezők alapján levont következtetések és javaslatok 58

7.4. A gyepminősítési kategóriák szerint levont következtetések és javaslatok 59

8. ÖSSZEFOGLALÁS 61

9. SUMMARY 71

10. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS 81

11. MELLÉKLETEK 83

1. BEVEZETÉS

A legeltetéses állattenyésztés hazánkban nagy hagyományokra és eredményekre tekint vissza. Az extenzív állattartás végigkísérte történelmünket, sőt már a honfoglalás előtti időktől jellemezte a magyarokat. Az ősi paraszti gazdálkodás szerves részét is képviselte az állattartás. A honi tájakon a természeti tényezők együttes hatására főleg erdős legelők jöttek létre, a szélsőséges éghajlat és a változatos talajviszonyok, és főleg az ember átalakító munkája gyepterületeket eredményezett. A szabad legeltetéses állattenyésztés jogi szabályozása is korán, a 17. században megkezdődött. A 19. században már megjelennek a gyeptelepítésekre és gyepjavításokra vonatkozó rendeletek is, aminek hátterében az húzódott meg, hogy a magyar jószág keresett áru volt Nyugat-Európa piacain. (Herman 1909; Dorner 1928).

A legelők jelentőségének a hanyatlása már a 19. század elején megkezdődött — és a jelen pillanatig is tart — amit olyan tényezők is erősítték, mint a mezőgazdasági termékeket feldolgozó ipar szántó igénye, a pásztorokat sújtó rendelkezések vagy, hogy a régi pásztorok — a legelők tényleges urai, akik jól értettek az állatokhoz és a legelőkhöz - helyére került emberek nem megfelelő szaktudása (Vinczeffy 1993b, 1996, 2005; Viszló 2007). Azonban a gyepfelületek elég jelentős részét az utókor számára a legeltetés és a kaszálás mentette meg. Ennek az európai szemmel nézve is értékes, valamikor egybefüggő tájnak a megmentésében az egyetemes emberi kultúra számára a fentieken kívül a természetvédelemnek is jelentős szerepe volt. Amikor a hetvenes évek elején a természetvédelmi szakemberek az egész ország területére elkészítették a távlati természetvédelmi programot, kiderült, hogy az ország legértékesebb egyetemesnek minősülő, abszolút természeti értékének zöme az Alföldön található (Rakonczay 2001a).

A külterjes állattartásnak elsődleges szempontja volt a legelő minőségének hosszú távon való megőrzése mellett a legelő és az állatok minél gazdaságosabb hasznosítása, ami jelen időszakunkra a természetvédelmi szempontokat is igyekszik beépíteni — első sorban a természetközeli vagy természetes gyepekben — a gyepgazdálkodási rendszerekbe (Béri et al. 2004, Bodó 1997). Emellett viszont nem tekinthető figyelmen kívül, hogy a legelő, mint élettér hozzájárul a genetikai sokféleség fenntartásában (Bodó et al. 2006). Gyepeink olyan sajátosságokkal rendelkeznek, amelyek a biológiai sokféleség védelme szempontjából igen lényegesek: nagyobb a természetszerű növényzet aránya, nagyobb az élőhelyi sokféleség, fajgazdagabb növény és állatvilág alakul ki. Ezekhez pozitívan járulnak hozzá a hagyományos gazdálkodási módok (Figeczky 2004).

A legelő használatában pedig egyre nagyobb hangsúlyt kap az a szemlélet is, hogy a gyep gazdasági haszna mellett eredeti állapotát, fajösszetételét is megőrizzük, ezzel hosszú távon sokoldalú értékeit is fenntartsuk. Ezzel a szemlélettel alapvetően a hazai irodalomban haladunk végig szem előtt tartva a célt, a gyepterületeink értékeinek bemutatását, értékelését, sokrétű hasznát. A jelen munkában válogatás során és nem monografikus igénnyel idézzük a rendkívül gazdag hazai és nemzetközi irodalom témához fűződő közleményeit.

Elsősorban cönológiai felvétek eredményeivel és azok értékelésével próbáljuk bizonyítani a legeltetés intenzitásától függő vegetációbeli változásokat. Jelen munkában rámutatunk arra, hogy miként is lehet egyszerre megfelelni a természetvédelmi és gazdálkodási igényeknek is feltárva a két — sokszor ellentétes — érdek közötti érzékeny egyensúlyt. A gyepterületeken megtalálható növényfajok takarmányozástani szempontból is fontos információkkal szolgálnak. A legelőfű vagy az abból készült gyepszéna táplálóértéke nagymértékben függ a botanikai összetételtől, befolyásolja azt a hasznos vagy kevésbé hasznos fűfajok egymáshoz való aránya (Haraszti 1973; Barcsák és Kertész 1986).

A mintavételi területek az Alföldön találhatók, annak is azon a területein ahol a legeltetéses állattartásnak komoly hagyományai vannak. A kiválasztott gyepek további közös ismérve, hogy természetvédelmi területeken helyezkednek el, amelynek azért van jelentősége, mert gyepterületeink jelentős része természetvédelmi oltalom alatt áll.

Vinczeffy (2005) szavaival élve az emberek zöme elfelejtette a legelőt, de az állatok nem felejtették el sem a legelőt, sem a legelést.

2. CÉLKITŰZÉS

Az általam végzett legelő-vizsgálatokhoz kapcsolódóan előzetes hipotézisem az volt, hogy a területek állapota a legelő állatok folyamatos legelése miatt a vegetációban degradálódik. Jelentősen átalakítja ezzel a terület fajösszetételét, a fajszámban csökkenés is mutatkozik, illetve nőni fog a gyom jellegű fajok mennyisége is.

A vizsgálatok elsősorban arra irányultak, hogy történtek-e változások a vegetációban a vizsgált időszakban. Kérdés volt továbbá, hogy amennyiben megfigyelhetők változások, milyen irányban változik meg az eredeti vegetáció, a társulások fajösszetétele, és ezzel hogyan változnak a társulásokban a dominancia viszonyok és a domináns fajok.

Összességében választ kerestem arra, hogy:

- Milyen mértékben mutatható ki változás a legeltetett területek növényzetében tér- és időbeli összefüggésben?
- A száraz és az üde vegetáció fajösszetétele, dominancia viszonyai hasonlóan reagálnak-e a legeltetésre? A legeltetés homogenizálja-e a területeket, elfedi-e a különbségeket? A különböző intenzitású legeltetetés milyen módon járul hozzá a diverzitás megőrzéséhez?
- Vannak-e, (ha igen, hol, és milyen terhelés mellett) olyan területrészek, ahol a kezelés, legeltetés eleget tesz a természetvédelmi igényeknek?
- Hogyan változik a biomassza mennyisége és összetétele.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. A GYEPTERÜLTEKKEL KAPCSOLATOS TERMÉSZETVÉDELEMI SZABÁLYOZÁSOK

3.1.1. A természetvédelem történeti vonatkozásai

A modern értelemben vett természetvédelem alig több mint egy évszázados múltra tekint vissza, de a természet egyes elemeinek védelmére egészen korai példákat találunk. A korai jogszabályokban azonban a szabályozás tárgya nem a természetvédelem, hanem az ember számára hasznos élőhelyek megóvása vagy a természet javaihoz való hozzáférés (pl. erdő és vadászati törvényekkel való) biztosítása volt, amik elsődlegesen nem is foglalkoztak a gyepekkel jelentősen. A szabályozásnak ezt a formáját másodlagos szabályozásként lehet felfogni, ahol az elsődleges szabályozási cél elérése mellett, mintegy melléktermékként jelentek meg a természetvédelem újabb kori rendelkezéseinek csírái. A hasznossági elven alapuló szankcionálásra jó példa IV. (Bajor) Lajos egy, 1328-ból származó okirata, amelyben kimondja: súlyos bírság szabatik ki arra, aki cinegét – a rovarok buzgó vadászát – fog. Aki e törvényt megszegi, 60 schilling királyi adóval, egy szép hízott tyúkkal és 12 csirkével fizessen az elfogott cinegéért (Csepregi 1998).

Az államilag szervezett és garantált természetvédelem kezdetét általában 1872-re teszik, amikor az Amerikai Egyesült Államok Parlamentjének döntése alapján létrehozták a Yellowstone Nemzeti Parkot. Ezt követően vált a természetvédelem önálló szabályozási, majd törvényhozási tárgykörré. A világ első önálló természetvédelmi törvényét a Hesseni Nagyhercegség alkotta meg 1902-ben. Ez azt jelentette, hogy az új jogszabályok — elsődleges szabályozásként — már a védetté nyilvánított növény- és állatfajok, természeti területek oltalmát szolgálták, és ez napjainkra általánosan elterjedt a világon. Szinte nincs is olyan ország, amelynek magas szintű természetvédelmi jogszabálya ne lenne (Csepregi és Tardy 2003; Rakonczay 2009).

Keresztesi (1970) az alábbiakat közölte a Párizsi Nemzetközi Mezőgazdasági Kiállításon szerzett megfigyeléseiről. A klasszikus értelemben vett természetvédelemnek az európai kultúrtájakon mind kevesebb területe marad. A természetvédelem itt mindinkább természetfenntartássá alakul át, amely a védett tájban, területen emberi jelenlétet és gazdálkodást is feltételez. A természetfenntartás a falusi világ, a mező, az erdő és a vizek világának megőrzését, ápolását jelenti, és mint ilyen elsősorban a földművelők, erdészek és vízgazdák feladata. A természetet nálunk Európában az ember aktív közreműködése nélkül ma már nem lehet védeni: a természetes környezet, a természeti erőforrások, az állat- és növényvilág fenntartásában a mozgató elem az ember. Nem természetvédelem például egyes erdei vadfajoknak olyan óvása, amelynek folytán úgy elszaporodnak, hogy tönkreteszik természetes élőhelyüket, az erdőt megsemmisítik saját létalapjukat.

A gyepek jelentőségét a természetvédelem hazai kibontakozását követően hamar felismerték. Ezt a különböző területek védetté nyilvánításának folyamata, valamint az első két nemzeti parkunk (Hortobányi NP 1973, Kiskunsági NP 1975) megalakítása is fémjelez (Ángyán et al. 2003).

3.1.2. Az Európai Unió természetvédelmi törekvései

Az Európai Unióban a további rohamos természetpusztulás megállításának és a biológiai sokféleség megőrzésének legfontosabb eszköze a Natura 2000 hálózat, amelynek létrehozásáról és a védelmi intézkedések rendszeréről két irányelv rendelkezik (79/409/EGK tanácsi irányelv; 92/43/EGK tanácsi irányelv). A NATURA 2000 az Európai Közösség tagállamai által meghatározott, egységes szempontrendszer szerint javasolt és kijelölt, szükséges nagyságú és elhelyezkedésű, európai jelentőségű természeti területek ökológiai hálózata. Ebben az esetben a gyepek már nagyon nagy jelentőséget kaptak. Európai jelentőségűnek tekintendők e helyütt azok a fajok és élőhelyek, amelyek előfordulása az Európai Közösség területén ritka, kipusztulással veszélyeztetettek, illetőleg jellemzőek Európa természeti képére (Ángyán et al. 2003). A nemzeti

jogszabályok által korábban is védett területek mind a részei lettek az ökológiai hálózatnak. Az újonnan kijelölt területekkel együtt Magyarország területének közel 21%-át fedi le az új típusú védelem. Ezek közé tartoznak hagyományosan mezőgazdasági művelés alatt álló földek, legelők, de természetesen erdők is. A szabályozás célja a hasznosítás és a természetvédelem érdekeinek összehangolása (NATURA, Georgikon). Valamint az Európai Uniós rendeletek is kiemelik a legeltetés jelentőségét: miszerint a rendelkezés a kialakult legeltetési hagyományok fenntartására irányul, garantálva egyrészt a legelőfű egy minimális arányát a takarmányozásban, másrészt megőrizve a legelőkről származó fű különleges tulajdonságait, változatos természetes flórát fenntartva és az eredeti természeti környezetet átalakító hatásokat elkerülve (510/2006/EK tanácsi rendelet).

Jóváhagyott kiemelt jelentőségű természetmegőrzési NATURA 2000 területek: a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósági területéhez tartozó Felső-kiskunsági szikes puszta, Felső-kiskunsági turjánvidék (92/43/EGK tanácsi irányelv).

3.1.3. A hazai természetvédelem és a gyepek szerepe a természetvédelmi tevékenységekben

Magyarországon a természetvédelem fontossága akkor került a figyelem homlokterébe, amikor a természeti értékek tömeges pusztulása az iparilag fejlett államok után hazánkban is bekövetkezett. A természetvédelem fejlődése pedig az azt szabályozó jogszabályokhoz kötődik (Csepregi és Tardy 2003; Rakonczay 2009).

Hazánkban a természetvédelem szabályozásának kezdete az 1800-as évekre nyúlik vissza, amikor meghozták az első ilyen jellegű törvényeket.

Az intézményes természetvédelem kezdeteként az 1879-ben alkotott erdőtörvényt tekintik (Csepregi és Tardy 2003). Az első természetvédelmi előírásokat is tartalmazó törvény az 1935-ös erdőtörvény (Rakonczay 2009). Rakonczay (2001a) felosztása szerint az 1962-es évtől következett a megtorpanási szakasz. Mivel a természetvédelemről szóló 1961. évi törvényerejű rendelet, amely az 1935. évi, az erdőkről és természetvédelemről szóló törvényt hatálytalanította — 1962-ben lépett érvénybe, az újabb időszak kezdetének ezt az évet tekintjük. Erre a szakaszra legjellemzőbb, hogy a természetvédelem megszűnt a földművelésügyi minisztérium a dolog természetéből fakadó ellenérdekeltségű „gyámkodása”, valamint, hogy létrejött a tárcáktól független, önálló természetvédelmi főhatóság — az elszalasztott lehetőségek és a nagy csalódások évtizedének minősíthető.

A fejlődés az 1990-es években felgyorsult. Ennek során született meg a környezet általános védelméről szóló 1995. évi LIII. törvény, a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény (Csepregi és Tardy 2003; Rakonczay 2001a, 2009). Tehát Magyarországon a természetvédelmi szabályozást az 1996. évi LIII. törvény szabályozza. *Az Országgyűlés felismerve, hogy a természeti érték és természeti területek a nemzeti vagyon sajátos és pótolhatatlan részei, fenntartásuk, kezelésük, állapotuk javítása, a jelen és jövő nemzedékek számára való megőrzése, a természeti erőforrásokkal történő takarékos és ésszerű gazdálkodás biztosítása, a természeti örökség és a biológiai sokféleség oltalma, valamint az ember és természet közötti harmonikus kapcsolat — nemzetközi kötelezettségvállalásainkkal összhangban történő — kialakítása, mint az emberiség fennmaradásának alapvető feltétele, a természet hatékony védelmének létrehozását igényli.* (1996. évi LIII. törvény).

A törvény céljai között szerepel a természeti értékek, tájak, területek és a biológiai sokféleség megőrzése. Megfogalmazza, hogy ez minden természetes- és jogi személy valamint szervezet kötelessége.

A törvény az élőhelyek általános védelméről szóló szakaszában kiemeli, hogy *Gyepgazdálkodás elsősorban a gyeptípushoz igazodó legeltetéssel, kaszálással, valamint a vegyi anyagok mérsékelt, természetkímélő használatával történhet. Rendelkezik arról, hogy a természetvédelmi hatóság engedélye szükséges a gyep égetéséhez, feltöréséhez, felújításához, felülvetéséhez, öntözéséhez, legeltetéséhez, kaszálásához* (1996. évi LIII. törvény).

Gyepgazdálkodás elsősorban a gyeptípushoz igazodó legeltetéssel, kaszálással, valamint a vegyi anyagok mérsékelt, természetkímélő használatával történhet (Kelemen 2003).

3.2. FÜVES TERÜLETEK TERMÉSZETVÉDELME ÉS A GAZDÁLKODÁSI ÖSSZEFÜGGÉSEI

Ángyán et al. (2003) közlése szerint a mezőgazdaság Magyarországon az összterület 65,5%-ával közvetlenül érintkezve a kultúrtáj fő használója, a 3,6 millió ha-t meghaladó védett és érzékeny természeti területeknek viszont több mint fele mezőgazdasági művelés alatt áll. A természetvédelem alapvetően rá van, utalva a mezőgazdasággal való együttműködésre ebből adódik, hogy a két terület egymásrautaltsága elkerülhetetlenné teszi ezek összehangolását (Cipriotti 2005).

A mezőgazdálkodás hazánkban a század hatvanas évtizedéig csak kis mértékben okozott környezetkárosodást. Egészen a közeli múltig jelentős területeken alkalmaztak olyan hagyományos, illetve törvényileg szabályozott gazdálkodási módokat, amelyek változatos élőhelyi viszonyok fenntartását és fajgazdag élővilág megélhetését tették lehetővé, mint pl.: a sík- és dombvidéki füves pusztákon, mint extenzív használatú legelőtájakon, amelyek Közép-Európában egyedülálló tájképi értékeket, és sajátos összetételű, fajgazdag életközösségeket őriztek meg (Hortobágy, Kiskunság) (Molnár 2003).

Hazánkban többé-kevésbé természetes gyepfelületnek csak a rétek és legelők tekinthetők. Ismeretes azonban, hogy a rétek többsége, a legelőknek pedig szintén számottevő része másodlagos (Rakonczay 2001a). A kis lélekszámú aprófalvak elnéptelenedése, a kis magánbirtokon alapuló földművelés erőszakos felszámolása, a hagyományos takarmánybázisú állattartás visszaszorulása következtében rétgazdálkodásunk — az intenzív művelésű kultúrtáj öntözött-felülvetett, vegyszerezett gyepeitől eltekintve — gyakorlatilag megszűnt. Virággazdag hegyi- és dombvidéki rétjeink eltűnése, rohamos szegényedése biológiai sokféleségünk pusztulásának egyik legriasztóbb ténye (Ángyán et al. 2003, Figeczky 2004).

Az ember tevékenysége igen jelentősen hozzájárult hazánk jelenlegi növénytakarójának kialakulásához. A füves területek fennmaradásában a természeti tényezők mellett legmeghatározóbb szerepe az évszázadokon keresztül ott folyó gazdálkodásnak volt. A történelem folyamán számottevő változások következtek be, amelyek eleinte a gyepek kiterjedését, majd a későbbiekben területük csökkenését idézték elő. A jellegzetes hazai mozaikos tájszerkezet meghatározó elemei a füves élőhelyek, melyeket általában valamilyen módszerrel kezelni kell. Csak így előzhető meg ugyanis a társulások spontán fejlődése során bekövetkező átalakulásuk, és így őrizhető meg páratlan növény- és állatviláguk. Gyepeink olyan sajátosságokkal rendelkeznek, amelyek a biológiai sokféleség védelme szempontjából igen lényegesek:

- ezeken a területeken lényegesen nagyobb a természetszerű növényzet részaránya, mint az intenzív rendszerek esetében,
- a talaj alacsony tápanyagtartalma számos veszélyeztetett faj számára biztosít kedvező körülményeket, vagy a sekély termőréteg gyakran elősegíti a gyengébb versenyképességű, de a szélsőségesebb körülményeket jobban tűrő fajok fennmaradását,
- a hagyományos gazdálkodási módok mellett általában nagyobb az élőhelyi sokféleség, melyet az alkalmazott legeltetési, kaszálási módok is elősegítenek,
- a bonyolult folyamatok, változások eredményeképp fajgazdagabb növény- és állatvilág alakulhat ki (Figeczky 2004).

A gyep sajátos agroökoszisztéma. A szántóföldi növénykultúrákkal szemben egyik leglényegesebb sajátossága, hogy az agrárszakember egy sok fajból összetevődő növénytársulást, sőt ezen a növénytársuláson létrejövő állatközösséget, tehát egy különleges élőlényközösséget, ökológiai rendszert igyekszik fenntartani és a maga hasznára termelő tevékenységet folytatni rajta. Különösen érvényes ez a természetközeli állapotú ősgyepeinkre. Az ember termelő tevékenysége a világon mindenütt következményekkel járó durva beavatkozás az ökológiai rendszerekbe. Egyik ilyen — napjainkban egyre inkább felismert következmény — a beavatkozásokat nehezen elviselő fajok kipusztulása és ennek következtében a biodiverzitás csökkenése (Avasi et al. 1999). A vegyes

növényzetű gyep a legelőn kialakult állatok legtermészetszerűbb, legértékesebb takarmánya (Vinczeffy 1993a; Kota et al. 1991). A természetszerű takarmányozás mellett a friss levegő, a napsütés, a mozgás következtében jobb a termékenyülés, az ellenálló képesség, a szervezeti szilárdság (Dér et al. 1991, Béri 1992; Szovátay 1993).

A fajok száma gyeptípusonként 9-39 faj között változó, átlagosan 31 faj. A gyepeken előforduló növényfajok mintegy 30-40%-a különböző gyógyhatású anyagokat tartalmaz. Gyepeinken mintegy 200-240 gyógynövényfaj fordul elő (Vinczeffy 1992).

Homoki gyepeinket hagyományosan legeltetésre használták. A Duna–Tisza közén a homokbuckákon elsősorban juhot, a homokpusztákon szarvasmarhát legeltettek. Ez kedvez a mozaikos szerkezet kialakulásának, ami sok fajnak biztosít élőhelyet. Leginkább a művelés (elsősorban legeltetés) felhagyása és az ezt követő elgyomosodás, becserjésedés, majd beerdősülés veszélyezteti e társulásainkat. A nem őshonos fajokkal (akác, fekete fenyő) történő erdősítés támogatása sem kedvez homoki gyepeink fennmaradásának. Az agresszív, tájidegen fajok (selyemkóró, bálványfa, akác) visszaszorítása fontos feladat. Az intenzív csatornázás, vízelvezetés pedig a gyepek kiszáradásához vezet (Figeczky 2004).

A **természetes** és **természetközeli gyepek**, „ősgyepek” természetvédelmi értékének megőrzése nagy jelentőségű (Kárpáti 2001; Margóczi 2001), aminek megőrzése a nemzetközi törekvésekkel is megegyezik (Nagy et al. 2001; Dér et al. 2003; Várallyay 2007), egyre inkább az ökológia hátteret figyelembe vevő irányba fordulva (Szemán et al. 2001; 2003, Bölöni et al. 2008). E védett, illetve védendő területek kezelésében a legelő állatoknak egyre nagyobb szerep jut (Bodó 2005; Stefler és Vinczeffy 2001). Ezek a területek fajgazdagok, Vinczeffy (2005) szerint hazánk gyepeiben előforduló fajok száma 1300 körüli. Ebből körülbelül 300 étkezésre vagy fűszernek is alkalmas, 650 fölötti a mézelő taxonok száma (Vinczeffy 1993a, 1993b, 2005), valamint e növények egy része egyben védett is (Nagy 1996; Avasi et al. 1999). A gyepek kérdését fajgazdagságuk miatt körültekintően kell kezelni (Láng 1974,1992). Gyepterületeinken előforduló fajoknak mintegy 550 fajnak bizonyított gyógyhatása (Bernáth 2011; Bremness 1998; Dános 1992; Vinczeffy 1992, 1996). A gyógynövények iránti igény azért is fokozódik, mert gyakorlatilag nincsenek mellékhatásaik (Vinczeffy 1985, 1996, 2001, 2003, 2004, 2005). Alkalmazásuk a népi és a hivatalos gyógyászatban is elterjed (Tasi és Kripner 2003).

A **legeltetéses hasznosítás** az ökológia hátteret is biztosítja a gyepeknek, megmarad az adott talajtípusra jellemző biotóp, a gyep faji összetétele is értékesebbé válik (Mihók 1993). A természetközeli élőhelyek első sorban extenzív hasznosítás mellett maradtak fenn. A szikes puszták rövidfüvűségét és biodiverzitását a rövidfüvű területeken főleg juhokkal és lovakkal, míg a magasabb füvű, mezofilabb térszíneken szarvasmarhákkal lehet megvalósítani. A természetvédelemben a legeltetést eszközként kezelik, amivel megőrizhető az életközösségek fajösszetétele (Margóczi 2003).

A **juh** különösen válogatva, a növényeket mélyen leharapva legel. Az alacsony, rostos füvekből és bodorkákból álló gyepeket hasznosítják a legjobban. Ennek a legelési típusnak természetvédelmi szempontból nagy előnye, hogy hatására mozaikos növényzet alakul ki (Mihók 2005). A túl nagy egyedszámban tartott juhok a legelőn, a kevésbé kedvelt növényzetet is lelegelik, a növényeket mintegy 1 cm magasságig visszarágva a legelést rosszabbul tűrő fajok visszaszorulását idézik elő. A táplálékmegoszlás egy cserjés homoki gyep esetében például 86% lágy szárú, 6% nyársarj és 8% egyéb növényből tevődött össze (Kelemen, 2003). A védett, rövid füves (apró csenkeszek) gyepek csak juhokkal legeltethetők (Szemán, 2006).

Az általuk legkedveltebb fűfajok a *Bromus inermis*, a *Dactylis glomerata*, míg a nem kedvelt fajok közé tartozik a *Festuca arundinacea* és a *Festuca pseudovina* (Szemán et al. 2004). 30% körüli mennyiségben fogyasztanak feltételes gyomokat (Tasi et al. 2004).

A juhlegelőkön elszaporodhatnak a magasabb vagy fás szárú növények, mivel azokat az állatok elkerülik. Ezért a juhok a felhagyott legelők helyreállítására nem alkalmasak. A durvább növényzet visszaszorítására célszerű vegyes legelőközösséget létrehozni. A juh elszórja trágyáját a legelőn, más állatfaj nem szívesen legel utána. A juhok fejtik ki a legkisebb taposási nyomást a talajra. A laza szerkezetű talajokon célszerű kis testű fajtákat tartani, amilyen például a rackajuh,

amely gyakran a kitenyésztett merinói testtömegének csupán a felét teszi ki. A juhok nem alkalmasak a nedves gyepek legelésére, elsősorban a májmétellyel szembeni érzékenységük miatt. Alkalmazásuk mellett szól, hogy az összes alkalmazható háziállatfajta közül a legkönnyebben kezelhetőek. Hegyvidéki területeken hegyi fajták, pl. az erdélyi racka vagy a cigája kis testű változata alkalmazható.

A szakaszos legeltetés következtében az anyajuhok kondíciója szignifikánsan jobb volt, mint a pásztoroló legeltetés esetében. Emellett a szakaszos legeltetésnél kedvezőbb volt a legelőterület botanikai összetétele, 25-30%-kal nagyobb terméshozamot regisztráltak, valamint lényegesen kisebb volt a taposási veszteség (Bedő és Póti 1999; Póti és Bedő 1993, 1994; Póti el al. 2007, Póti et al. 2007). A juhoknál jelentős szerepe van a legeltetésnek (Szemán 2006, Bedő és Póti 1999). Mucsi (1993) szerint a juhok normális termelésének a jó legelő és a folyamatos legelés az alapja.

A **szarvasmarha** a puhább dús levélzetű, aljfüvekben gazdagabb, mérsékelten magas állományú legelőt kedveli, de elfogyasztja a durvább, rostosabb növényeket is, kevésbé válogat mint a juh. Virágzás után már nem nagyon kedveli a legelőfüvet (MIHÓK 2005). Legeléskor nyelvével körbefogja a növényzetet, majd letépi a csomót, ezért a rövid füvű területeken nem képes táplálkozni. Legelés közben egyenletesen eloszlik a területen, ezért a legelőt egyenletesebben használja, mint a juh. A szarvasmarha általában magasabb (kb. 30 cm-es) füvet igényel, mint a juh. Legelési szokásai miatt alkalmasabb a nedvesebb, magasabb füvű területek legeltetésére és a gyep struktúrájának fellazítására (Kelemen 2003). A *tejelő marhák* a könnyen legelhető, fajokban gazdag gyepek finomabb szálú füveit kedvelik. A természetközeli ősgyepeken, extenzív és ökológiai gyeptermesztés mellett egyaránt nagy fajdiverzitású természetes legelő takarmányt állíthatunk elő és hasznosíthatunk a tejelő állománnyal (Szemán 2006).

Béri (1989) igazolja, hogy a legeltetés megfelelő körülmények között intenzív tejtermelésnél is tudja fedezni az állatok takarmány szükségletét. A marha a puha talajú legelőt zsombékossá teszi, melyhez nagy tömege és, az is hozzájárul, hogy az előtte járó csapájába lép bele, így tovább mélyíti azokat, így nedves talajfelszínen egyenetlenségek alakulnak ki (Czeglédi et al. 2002).

A szarvasmarha taposása jóval jelentékenyebb a kisebb testű fajokénál, de mivel kevesebb állat tartható egy területen, csökken a madárfészkek vagy a ritka növények stb. széttaposásának veszélye. Laza talajon (pl. homokbuckák) viszont nem legeltethető, mivel jelentős eróziót okoz. A szarvasmarha legelés közben tetszőleges helyen szórja el a trágyáját, de az ún. gulyafolt környékén nem legel, így megnövekedett tápanyagtartalmú, magasabb füvű kis területek keletkeznek.

A **ló** az egyik legszelektívebben legelő állat. Bizonyos területeket túllegelnek, más területek növényzetéhez pedig hozzá sem nyúlnak. Fokozott taposásuk miatt gyomosíthatják a területet. A ló a rostosabb alacsonyabb szálfüveket szereti jobban, ezért az öregebb füvet is lelegeli, mint a marha (Mihók 2005). Hajlamosak egyes területeket túllegelni, míg másokat szinte érintetlenül hagynak (Kelemen 2003). A ló mélyen legel és ez rontja a sarjadzó képességét, megnöveli a regenerációs idejét a gyepnek. Fontos a gyepek szakaszolása és a terület váltása évenként, mert a folyamatos legelő használat a lovaknál legelő untságot okoz, ami más állatok legeltetésénél nem jellemző (Szemán 2006). Legeltetésükre a nagy kiterjedésű, komplex területek vagy a viszonylag kis növénytani értékű gyepek a legmegfelelőbbek. A lovak által kifejtett taposási nyomás általában a szarvasmarha és a juhok közötti mértékű, de ez nagyban függ a fajtától. A domboldalak legeltetésére a lovak a legalkalmasabbak (Kelemen 2003).

Az **extenzív gazdálkodású gyepterületeinken** fajgazdag gyepekkel lehet biztosítani az egész éves talajfedettséget (Barcsák és Kertész 1986; Szemán 1994). Ez a tevékenység csak külterjes hasznosítás mellett tartható fenn, de itt is be kell tartani a technológiai fegyelmet (Tasi és Szél 1996). A természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő gazdálkodás újszerű gyepgazdálkodási rendszerek kifejlesztését (Stefler és Vinczeffy 2001), és konkrét védett területekhez kapcsolódó legeltetési módszerek kidolgozása indokolják (Béri et al. 2004). Az utóbbi években egyre jobban elterjedt a már meglévő természetes gyepterületek legeltetéses hasznosítása. Ezzel együtt kidolgozásra kerültek különböző gyepjavítási eljárások, ilyen például a gödöllői gyepgazdálkodási módszer is (Barcsák et al. 1978; Kelemen 1997). A módszer figyelembe veszi a

Földművelődési Minisztérium a 218/1963. FM. számú rendeletében javasolja felmérés után az állami támogatás rendszerének megalkotását és bevezetését (Barcsák et al. 1978). Az 1996-os LIII. Törvény szerint a természetközeli gyepek természeti területként kezelendők, fenntartásuk és hasznosításuk legeltetéssel, kaszálással és csak kis mennyiségű vegyszer használata mellett lehetséges. Azért is szükséges a környezetbarát agrárgazdaság megvalósítása, mert lehetővé teszi a mind ezek mellett környezetkímélő, energiatakarékos, hulladékszegény technológiák alkalmazását, hazánk kiváló adottságait és kitűnő szakembereink tudását kihasználva az átlagnál jobb minőségű termékek előállítását. Az érzékeny természeti területeken (ÉTT) továbbá alkalmazhatók az integrált természetvédelmi, tájvédelmi, talajvédelmi és vízvédelmi zonális célprogramok (Ángyán et al. 2003, Barczi et al. 2006) is.

A **gyepek fajgazdagsága** és a legelő állatok közötti összefüggésre fontosságára a kutatók már a múlt század elején felhívták a figyelmet (Károly 1905; Réti 1911; Rázsó 1906). A fajgazdag gyepen nevelkedett állatok legtermészetesebb és legértékesebb takarmánya a legelőfű és a gyepszéna. A legelőt a legelő állat képes természetes állapotában karbantartani, és hogy a jószág így jut természetes gyógyhatású anyagokhoz. Ezt a nézetet többen is osztják (Kota et al.1991; Vinczeffy 1993a). Számos szerző (Dér et al. 1991; Béri 1992, Szovátay 1993) kiemeli még a legeltetés kedvező biológiai hatásait. A legelő élettere az állatnak, szelektíven legeli, patájával tapossa, ürülékével táplálóanyagot juttat vissza (Béri et al. 2004). A napsütés, a friss levegő, a megfelelő mozgás következtében jobb a termékenyülés, az ellenálló képesség, a szervezeti szilárdság (Makray et al. 1996; Mihók és Nagy 1991; Mihók 1993, Mucsi 1993, 2001; Ócsag 1992; Sás 1999a, 1999b; Szabó 1993a, 1993b; Szendrei 1999; Világosi és Szabó 1999; Vinczeffy 2006). Hazánkban a gyepek mennyisége jelentős, 1,06 millió hektár (Kárpáti 2007), ami az ország területének, több mint 11%-a. Jelentőségét az is mutatja, hogy ez a művelt területek körülbelül 20%-át adja. A széna hozamuk viszont igen alacsony (Janovszky 1998), de ennek sem aknázzák ki a gazdálkodók a felét sem (Kukovics és Jávor 1997; Janovszky 1998). A gyepek intenzívvé vagy intenzívebbé tétele viszont magával vonja a fajszám csökkenését (Nagy 1991; Szemán 1999), ami a természetvédelmi értékük jelentős csökkenést jelentené. A természetvédelmi területeken ezért ez nem is alkalmazható, melyet a 49/2001. (IV.3.) Kormányrendelet is kimond. Alacsony termőképességük ellenére, Magyarországon csak mintegy 300—350 ezer ha gyep megőrzése indokolt természetvédelmi hasznosítású gyepként (Janovszky 1998; Dér és Marton 2001). E területeken a hasznosítás gyeptípushoz igazodó természetkímélő legeltetéssel és kaszálással történhet (Láng 1992, 1997). Ezen élőhelyek esetében kiemelten fontos a teljes biológiai értékű gyep, mely lehetséges hozamának csak 60-70%-át adja, ellentétben a fajokban elszegényedett intenzív hasznosítású gyepekkel (Vinczeffy 1992).

A **rétek** és **legelők** (természetvédelmi és gyepgazdálkodási) értéke nagymértékben függ botanikai összetételétől, melyet a hasznos, a káros és az egyéb fajok egymáshoz viszonyított aránya határoz meg (Bajnok et al. 2000; Barcsák és Kertész 1986; Barcsák 2004; Barcsák et al. 1978; Haraszti 1973, Kota et al. 1993; Vinczeffy 1993a, 1998). A feltételes gyomok szerepével többen is foglalkoztak (Buchgraber 1997; Szemán 2002), és számos szerző hangsúlyozta a gyepek fajösszetétele pontos ismeretének fontosságát is (Szemán 1990, 1991, 1994, 1995, 1997, 2003a; Tasi 2002, 2003). A különböző hasznosítási módok, melyek nagymértékben hatnak a gyepek összetételére fontos, gazdasági és természetvédelmi kérdéskört alkotnak. Elsők között Klapp (1955, 1956) foglalkozott a témával. Vizsgálatai alapján megállapította, hogy a kaszáláskor a pázsitfüvek: pillangósok: egyéb kétszikűek borítási aránya 48%:9%:43%, míg a legeltetés eredményeként 69%:15%:22% alakul. Steinshamn et al. (2001) is igazolta, hogy az egyoldalú legeltetés következtében nőtt a *Trifolium repens* borítási aránya. A legelő-kaszáló használat előnyeire már a hatvanas években Gruber (1962) is rávilágított, majd Nagy (1993) kihangsúlyozza, hogy a legeltetés és kaszálás váltogatásával egyensúlyt lehet teremteni a legelő és a kaszáló típusú fajok között, melynek a gyomszabályozásban is szerepe van (Szemán és Tasi 1983). Tóth et al. (2003) a legeltetés fajszámcsökkentő hatásáról ír, Orr (1980), Pettit et al. (1995), Renzhong és Ripley (1997) Dwayne és Mertens (1995) egyéb példákkal számolnak be hasonló eredményekről. Megállapítják ezen kívül a pillangós virágúak részesedésének csökkenését a legeltetés hatására, úgy, mint Steiner

és Grabe (1986), Stockdale (1986), Purgar et al. (2008) vagy Makedos és Papanastasis (1996). Több szerző megállapítása szerint a kétszikűek szintén csökkenést mutattak (Penksza et al. 1998, 2007a, 2007b; Molnár 1992; Süle et al. 2006). Közlik továbbá a pázsitfüvek arányának növekedését is. Az egyes fűfajok legelési kedveltségét a faj legelésével eltöltött idő alapján megbízhatóan lehet rangsorolni (Szemán et al. 2004). A fűfélék különösen az első növedék legeltetési ideje alatt gyorsan elvénülnek, a pillangósvirágúak lassabban. Ezzel magyarázható, Tasi (2006) megfigyelései szerint is, hogy a szarvasmarhák a füvek elvénülésének megfelelően egyre nagyobb arányban legelnek pillangósvirágúakat.

Az egyes pázsitfű fajok **legelési kedveltségét** a faj legelésével eltöltött idő alapján megbízhatóan lehet rangsorolni (Barcsák et al. 2003; Szemán et al. 2004; Benyovszky et al. 1995, 1996, 1998, 1999, 2007). Arra vonatkozóan, hogy a legeltetett állatoknak milyen fajokat kedvelnek Tasi és Barcsák (2000, 2005), Szombati és Tasi (2007) végzett jelentős részletes vizsgálatokat. A legkedveltebb a *Phleum pratense* vezérnövényű keverék volt, majd a *Lotus corniculatus,* a *Lolium perenne* és a *Bromus inermis* sorrend alakult ki. Ez azt mutatja, hogy a vegyes növényzet ízlik az állatoknak legjobban az első növedék különböző fejlődési fázisaiban. Fenofázistól függetlenül nem kedvelték a legelő jószágok a *Poa pratensis,* a *Festuca arundinacea,* a *Festuca rubra* és a *Phalaris arundinacea* fajt. A kedvelt fajok esetében kiemelhető tulajdonságok a növények rosttartalma, az általános emészthetőség és a fehérje-rost arány, amelyek szoros összefüggést mutatnak az illető fajok kedveltségével. Barcsák et al. (2003) a gyepnövények ízletességének és oldható cukortartalmának összefüggésen vizsgálatakor 12 gyepből álló kísérlet, hetenként 6 időpontban a legízletesebb a *Phleum pratense,* a *Lotus corniculatus* és a *Lolium perenne, Bromus inermis*. A legrosszabb ízű a *Festuca arundinacea, Phalaris arundinacea, Festuca rubra, Poa pratensis*. Az utolsó 2 faj meglepő, mivel mindkettőt elterjedten használják legeltetésre. *Trifolium repens* május elején még nem kedvelt, de a szárazanyag növekedéssel egyre ízletesebbé vált. A *Dactylis glomerata* május elején igen kedvelt, majd a rosttartalom növekedéssel csökkent az ízletessége, júniusban a leginkább nem kedvelt lett, amit Küchbauch és Voitéländer (1979) és Labuda és Kováč (1966) is megerősít. A nádas csenkesz és a réti perje cukortartalma igen magas, de mégsem eszik szívesen, ami a morfológiából is adódhat. A cukortartalom befolyásolja az ízletességet, de nem egyedülálló módon. Tasi és Barcsák (2001) vizsgálta néhány gyepnövény fejlődési fázisa és takarmányminőségének változása közötti összefüggést is, mely során lineáris összefüggés mutatható ki mind a 12 faj esetében a növénymagasság, valamint az általános emészthetőség és az öregedés között. Tasi és Barcsák (2001) áttekintő cikke szerint a legelő állatok a keverék növényállományokat legelték legszívesebben, amit telepített gyepekben végeztek, illetve a juhok esetében szabad tartásban. A juhoknál nyelőcsőfisztula és mikroszövettani vizsgálatok segítettek a legelőn élő növényfajok kedveltségének megállapításában (Mátrai 1984; Barcsák et al. 1989; Szabó I. 1979). A juhok 35% körüli mennyiségben fogyasztottak nem pillangósvirágú kétszikű növényeket (feltételes gyomokat) is. Tasi és Barcsák (2001) igazolta, hogy bizonyos tápanyagok mennyisége és az adott növényfaj kedveltsége közötti összefüggést. Legtöbbször a szerves anyagok emészthetősége és a nyersrost tartalom gyakorolt erős befolyást a növényfajok kedveltségére. Vinczeffy (1971) a gyepnövények magprodukció kutatásokat is végzett. Megállapította, hogy a szúrós gyomok gátolhatják a hasznosítást. *Cardus acanthoides, Cardus nutans, Cirsium arvense, Cirsium brachycephalum, Cirsium canum, Cirsium vulgera, Eryngum campestre, Ononis spinosa, Xanthium spinosum* jellemzése magtermés szempontjából: bolygatott területen 200-1500%-kal több magot, termést is termelhetnek, az iringó normál esetben 4-5000 bogáncs, aszat 1000-3000 db, tövises iglice 850 mag, szerbtövis 100 db mag. A fenológia vizsgálatok jelentőségét számos egyéb vizsgálat is megerősíti. A levélzet növekedése folyamatos, de intenzitása változó (Robson et al. 1988; Holmes 1989). A nem hasznosított levelek elöregszenek, így az állatok már nem tudják hasznosítani. Az elhalt szervek helyett új fiatal levelek képződnek (Robson et al. 1989; Parson és Williems 1989; Nelson és Moser 1995). A füvek tavasszal vegetatív szerveiket növesztik, majd az első növedék vége felé gyarapodásuk generatív irányba vált át, mely a magszár fejlesztésével kezdődik és a magéréssel zárul. E folyamat során csökken az értékes takarmányt adó levélzet

aránya a termésben, mivel levelek hajtásonkénti összhossza április-június időszakban előbb emelkedést, majd csökkenést mutat (Nagy 2007a, 2007b). Az aránylag kis levéltömeg miatt az első szakaszban a növekedés üteme lassú. A termés bár jó minőségű, de mennyisége kevés és az ekkor végzett legeltetésnek több káros hatása is van. A második szakaszra a bugahányásig, gyors növekedés jellemző, amely főleg a nagy asszimilációs felületnek köszönhető. A harmadik harmadban a növekedés lelassul, mert a növények főleg a generatív hajtások fejlesztésére fordítják az energiájukat. A magérlelés utáni hasznosítás rosszabb takarmányminőséget és lassabb regenerációt eredményez.

A **fenológiai** és **morfológiai** változások beltartalmi változásokat vonnak maguk után (Gill et al. 1989; Dwayne és Mertens 1995), amelyek a gyeptakarmány minőségének romlásához vezetnek, melynek oka a kémiai összetevők arányának eltolódása és az emészthetőség csökkenése. A magszár és a levélhüvely emészthetősége egyre romlik, alatta marad a levéllemez kiegyenlítettebb feltárhatóságának. E folyamatok az első növedék idején zajlanak le a leggyorsabban, mivel ekkor a legkedvezőbbek a meteorológiai feltételek (Vinczeffy 1993b). Tasi és Barcsák (2000, 2001), Tasi et al. (2004) és Tasi (2007) a növény elvénülése a növénymagasság, a nyersrost-, a fehérje tartalom, a fehérje-rost arány és a szerves anyagok emészthetősége között lineáris összefüggést talált. A nyersfehérje tartalom folyamatosan csökken, míg a nettó- és az életfenntartó energia tartalom csak május közepéig csökken jelentős mértékben. A jó emészthetőség a növekedés kezdeti szakaszára jellemző, ekkor a gyep magassága megegyezik az optimális legelőmagassággal. A növedékenként csökkenő fehérje tartalmat kompenzálhatja a pillangósok jelenléte, amelyek a második kaszálásra nagy mennyiségben jelenhetnek meg. Az emészthetőség szoros pozitív összefüggésben van a takarmány fehérjetartalmával. A jó emészthetőség gyorsítja az emésztési folyamatokat így a takarmány gyorsabban halad át az emésztőrendszeren, ami több takarmány felvételét és jobb termelést eredményezhet. A pázsitfüvek közül a kutatási eredmények alapján is kiemelkedő helyet foglal el a *Festuca arundinacea.* Hazánkban a gyepre alapozott állattartás két fő korlátja a nyári szárazság (Nagy et al. 1996), és a mérsékelt égövi összehasonlításban viszonylag rövid legeltetési idény (Rath és Peel 2005), bár pl. Nagy és Vinczeffy (1993) az esetleges decemberi legeltetést is elképzelhetőnek tartják. A *Festuca arundinacea* még ősszel is és a korai fagyok után is zöld marad, így még a téli legeltetésre is jó legelőt ad (Sleper és Bruckner 1995; Tharmaraj et al. 2005). A *Festuca arundinacea* alkalmas késő őszi, kora téli legeltetésre is, ami az olcsó tartási mód idejének megnyújtásával javíthatja pl. a húsmarha és juhtartás eredményességét (Nagy 2005a, 2005b.)

Précsényi (1975), Antal és Juhász (2008) a növényzet **biomassza** termelését vizsgálták. Précsényi (1975) magyarországi legelők egyik jellemző társulást elemezte, a *Potentillo-Festucetum pseudovinae,* mely a *Festucetum sulcatae* leromlásaként alakult ki. A közlemény 15 magyarországi rét-legelőt (9 száraz legelő, 2 szikes pusztai legelő, illetve rét, 3 mocsárrét és 1 kaszálórét) talajszint alatti és feletti növényi részei arányának változását ismerteti. Az arány minden társulásban meghaladta az egyet, vagyis a gyökérzet súlya minden esetben nagyobb volt, mint a talajszint feletti részeké. A szikes gyepek műtrágyázási kísérletével számos kutató foglalkozott. Antal és Juhász (2008) legelők gyepprodukcióját vizsgálták a legelési idénynek megfelelően a területet több jól elkülöníthető termőhelyekre bontva. Szoros összefüggést állapítottak meg a terület termőhelyi adottságai a legelés és a gyeptömeg között. A kaszálás hatását első sorban nedves élőhelyek fenntartásában vizsgálták (Deák és Tóthmérész 2007; Török et al. 2007; Aradi et al. 2007; Vona et al. 2008), mely vizsgálatok eredményeként a fű nemű növények csökkenése mellett a fajszámnövekedés igazolható volt.

Kelemen (1997) szerint a füves élőhelyek természetvédelmi osztályozásának kidolgozását követően, az egyes élőhely-típusokra kimunkált területkezelési szakmai irányelvek érvényesítése a mezőgazdálkodás és a természetvédelem együttműködésének egyik „vizsgafeladata” lesz.

A természetvédelmi hasznosítású gyepeken Láng (1997) szerint a gyepgazdálkodás a gyeptípusokhoz igazodó legeltetéssel, kaszálással és természetkímélő hasznosítással történhet.

Általánosságban kijelenthető, hogy a legelők természetvédelmi szempontú használatát elsősorban a növényzet összetételéhez, szerkezetéhez és magasságához kell igazítani. Sajnos, a mezőgazdasági gyakorlat napjainkban jobbára csak az utóbbit tekinti céljának, de a

természetvédelmi értékek megóvása több szempont figyelembevételét igényli, mint az egyoldalú, termelésközpontú mezőgazdasági művelés. Hosszú távon azonban a gazdálkodónak és a természetvédőnek egyaránt érdeke, hogy elkerülje a túllegeltetést, de az alullegeltetést is (Ángyán et al. 2003). A száraz és a nedves gyepek nagy részének fenntartása csak valamilyen kezelés mellett őrizhető meg. A megfelelő kezelési módot extenzív gazdálkodási formák, – alapvetően a legeltetés és a kaszálás – jelentik, ezen belül is rendkívül fontos az ésszerű és jól átgondolt terhelés alkalmazása (vö. Catorci et al. 2006, 2007a, 2007b, 2009, 2011; Stampfli és Zeiter 1999; Ilmarinen 2009; Willems 1983; Török et al. 2009, 2010, Tóth et al. 2003; Bakker et al. 1996; Noble és Gitay 1996; Roberts 1996; Campbell et al. 1999; Kleyer 1999; Pausas 1999). A gyepgazdálkodás témakörében a legeltetéshez kapcsolódóan alapvető fontossággal bír a túllegeltetés kérdésének vizsgálata. Számos munka foglakozik a túllegeltetéssel, azonban ezek meglehetősen különböző szempontból közelítik meg a témát. Az Egyesült Királyságbeli szabályozás veszi figyelembe magát a vegetációt, miszerint a túllegeltetés olyan területen észlelhető, amelyen az állatállomány olyan számban van jelen, hogy jelentős mértékben, negatívan befolyásolja a vegetáció növekedését, minőségét vagy fajösszetételét (Statutory Instrument 1996). Wilson és MacLoad (1991) alapján: figyelembe véve az állati tényezőt, túllegeltetettnek azok a területek mondhatók, amelyeken a növényevők legelésének következtében a vegetáció megváltozik és az állati termékmennyiség csökken.

A túllegeltetés más és más jelentéssel bír a gazdálkodók és a botanikai szempontokat is figyelembe vevők számára. A túllegeltetés, mint fogalom, a gyepgazdálkodó szempontjából a legelő állateltartóképességét, az egységnyi területen fajonként/fajtánként eltartható állatok számát és adott időszakban előállítandó szükséges termék mennyiségét jelenti. Az optimális állateltartóképesség az az érték, amely a leggazdaságosabb szinten szabályozza a legelő állatok számát (Cowlishaw 1969). A túllegeltetés értelmezhető a pillanatnyi állatlétszám mennyiségi indikátoraként is, de az időbeli/időintervallumot meghatározó dimenziója/szerepe jelentősebb (Pratt 2002). Brizuela és Cid (1993) szerint a túllegeltetés első jelei a növényzet összetételében a pillangósok/hüvelyesek arányának csökkenése, valamint az egyéb kétszikű faj és a kopárosodó foltok arányának növekedése. A túllegeltetéshez hasonlóan a legeltetés hiányának szintén negatív hatásai vannak a kontinentális éghajlaton kialakult/kialakított legelőkre, például előidézi a gyom- és cserjefajok térbeli elterjedését (Jávor et al. 1999). Longhi et al. (1999) által végzett kísérlet során a fajszám magasabb volt a legelés elől kerítéssel elzárt területeken, mint a domborzatilag védett helyen található területeken.

3.4. GYEPMINŐSÍTÉSI ÉS TERMÉSBECSLÉSI RENDSZEREK

Annak megállapítására, hogy egy gyep adott időszakban hány számosállatot képes eltartani, meg kell állapítanunk annak takarmányozási értékét. Ezt az értéket a gyeptermés mennyisége és minősége határozza meg. A gyep termőképessége és takarmányminősége között pozitív lineáris összefüggés áll fenn (Voisin 1968). Mind két tényező javulása együtt jár a mezőgazdasági érték növekedéséhez. A gyep területi teljesítménye attól függ, hogy mennyire tudja hasznosítani a rendelkezésre álló horizontális és vertikális teret, vagyis a termelési zónát. A felszín kihasználásának egyik mértéke a borítottság (Grant 1981).

A gyepek, illetve a fajok takarmányozási értékének meghatározására számos módszert dolgoztak ki. A termésbecslések egyik típusa a fajösszetételen, a borítottságon és a gyepmagasság mérésén alapul. Hazánkban Balázs (1943, 1949, 1960) módszerei terjedtek el. Németországban Klapp és munkatársai (1953) dolgoztak ki hasonló rendszert. De a gyepek ítékelésére Vinczeffy (1963) is közöl módszert, szintén a botanika összetétel alapján.

A legelők zöldtermésének megállapítása, nehezebb a rétekhez viszonyítva, mivel a legelő állat a fűtermést sarjadzás közben is szívesen fogyasztja. Így nagyon nehéz a lelegelt termés mennyiségi és minőségi ellenőrzése.

A gyeptermés becslésének közvetett és közvetlen módjai vannak (Frame 1981, 1992). A termésbecslések egyik típusa a fajösszetételen, a borítottságon, elektromos kapacitáson, vizuális becslésen és a gyepmagasság mérésén alapul. Más technikákat is kipróbáltak, mint például a gázcserén alapuló vagy radioizotópos technikákat vagy a spektrális analízist, de ezek nem terjedtek el széles körben (Frame 1981, 1992). Nagy (2003, 2005) a mezőgazdasági érték meghatározására új módszer bevezetését javasolta, mely képes számszerűen kifejezni a mezőgazdasági értéket, mely a gyepalkotó fajok agronómiai jellemzőiből vezethető le.

A **nyíráspróbán** alapuló módszerek során a gyep tényleges produkciójának mérésén alapul (Antal és Huzsvai 2007) módszere. Ilyenkor rendszerint néhány m^2-t lekaszálnak, vagy nyírnak. A nyiradékot összegyűjtik és zölden megmérik. A területegységről kapott termés mennyiségéből következethetnek a legelő termésére. A fűminta gyepalkotók szerinti szétválogatásával következtetetnek a gyep minőségére is. A módszer előnye, hogy közvetlenül és nagy pontossággal adja meg a gyep termésének nagyságát. Hátrányai (eltérő tarlómagasság, nagy kézimunkaigény, eszközigény, kevés mintaszám, a behajló füvek miatt pontatlan mintázás, stb.) azonban nehézkessé teszik alkalmazásukat (Nagy és Pető 2001). Fejlettebb változata a parcella kombájnos mérés, mely a vágást és a mérést is elvégzi (Dér 1995). A következő módszereket alkalmazzák elterjedten:

- A Balázs-féle kvadrát módszerek.
- A spektrális analízis.
- A Vinczeffy- féle módszer.
- A Nagy-féle mezőgazdasági érték.
- A D-e-Meter gyep modul értékelési rendszere.

Jelen munkában az adatok értékelése során a *Klapp féle módszert* alkalmaztam, ezért részleteiben ezt ismertetem az alábbiakban. A gyepben előforduló fontosabb növényfajok takarmányozási értékének meghatározására Klapp és munkatársai (1953) 10 fokozatú skálát hoztak létre, amelyben a legértékesebb fajok 8-as értékszámot kaptak, az értéktelenek, vagy az állatok által nem legeltek 0-át, a mérgezők -1-et. **A növényfajok besorolása a következő szempontok alapján történt:**

- fehérje- és ásványianyag-tartalom kémiai vizsgálatok alapján
- haszonállatok általi ízletesség és kedveltség
- értékes növényi részek aránya (levél, szár, virág, termés)
- a teljesértékűség (mint takarmány) időtartama
- a faj hasznosíthatósága és betakaríthatósága
- károsító- és mérgező tulajdonság
- megengedhető aránya a növényállományban (pl. mérgező növényeknél)

Ha az értéktelen és mérgező fajok nagy arányban voltak jelen a növényállományban, akkor ennek megfelelően az állomány összértéke csökken. Ennek számszerűsítése érdekében Klapp et al. (1953) a következőket vették figyelembe:

1. Mérgező növények takarmányértéke 3%-os borításig -1; 3-10% között -2; 10% fölötti borítás esetén -3.
2. Az olyan kétszikű fajok értékszámát, melyek a szénát szennyezik 10%- nál nagyobb borítottság esetén 1-2 értékkel csökkentjük.
3. Külön értékelés vonatkozik a takarmány értékét nagyon rontó fűfélékre és gyomokra.

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. A VIZSGÁLT TERÜLETEK, VEGETÁCIÓ TÍPUSOK

Homoki gyepek. A Duna a jelenlegi medrét a pleisztocénban alakította ki. A nyugat felé való eltolódási folyamat alatt nagymennyiségű meszes homokot rakott le a Duna-Tisza közti Hátságon. Két jellegzetes tájelem alakult ki: a homokbucka-vonulatok és a sík homok puszták. Ezeknek a területeknek nagy részét az emberi beavatkozás alapvetően megváltoztatta és tönkretette, de a Kiskunsági Nemzeti Park fontos részeket őriz még belőlük. A homoki gyepek a térség legtöbb bennszülött növény- és gerinctelen állatfajának nyújtanak otthont.

1. ábra. Homoki gyep Kunbaracs területén

Nedves rétek. A nedves rétek, melyek egykoron nagy kiterjedésűek voltak, napjainkra nagyon visszaszorultak. Ezek igen fajgazdag területek, melyek kialakulása földrajzi egységenként más és más. Közös jellemzőjük a jó vízellátottság.

A Duna-Tisza közi tájon belül található puszta alapvető jellemzője a meszes-szódás, ún. „szoloncsák-szikes” talaj, felszínhez közeli vízzáró réteggel, mely kisebb vízállások, tocsogók kialakulásához biztosít kedvező feltételeket. A Kiskun pusztán mindvégig megmaradt és ma is uralkodó a szilaj állattartás, a külterjes állattenyésztés. Az Apajpusztai Állami Gazdaság ménese, juhnyája és a birkatenyésztésből élő termelőszövetkezetek nyájai is kiváló törzsanyagot képviselnek, világhírnévre tettek szert biológiai és genetikai tulajdonságaikkal. Továbbra fenn kell tartani a pusztai állattartást, annak minden, múltban kialakult, értékes hagyományaival, a pásztoremberek jellegzetes életformájával, a pásztorkodás szerves tartozékaival (gémeskutak, szárnyékok, karámok, aklok, pulik, komondorok stb.) (Tóth 1975).

Bugac – Bugacpuszta. A Duna-Tisza közi Hátság közepén terül el a nemzeti park legnagyobb területe (Rakonczay 2001b). Boros (1952) szerint a táj legnagyobb részét nyílt homoki gyepek, borókásfoltok, és néhány fa foglalják el.

A meredek buckaoldalak és buckatetők legszárazabb és tápanyagban legszegényebb növénytakarója itt is a nyílt homokpusztagyep (Rakonczay 2001b).

Első virágzó növények között a ritka *Pulsatilla nigrans* (fekete kökörcsint), melynek bókoló virágaival ritkán találkozhatunk a Duna-Tisza közén. Feltűnő a tömegesen virító sárga *Potentilla arenaria* (homoki pimpó), a *Minaurtia verna* (tavaszi kőhúr) apró fehér, és a *Viola kitabeliana* (törpe árvácska) tarka virága már jobban elbújik. Májustól teljesedik ki a buckák növényvilágának színpompája.

Az *Alkanna tinctoria* (báránypirosító) és *Fumana procumbens* (naprózsa) mellett nem ritka a sárga virágú *Sedum hillebrandtii* (homoki varjúháj), az *Onosma arenaria* (homoki vértő), az *Iris humilis arenaria* (homoki nőszirom), és a *Helichrysum arenarium* (szalmagyopár). A puszta talajának növényzete teljesen elüt a buckákétól, sokkal zártabb, mint a buckás területeké. Gyakori a *Filipendula vulgaris* (koloncos legyezőfű), a *Phleum pratense* (mezei komócsin) és a *Briza media* (rezgőpázsit). A bugaci puszta képéhez évszázadok óta hozzá tatoznak az ősi magyar háziállatok: a racka juhok, a szürke marhák és a magyar félvér lovak. (Rakonczay, 2001b; Molnár, 2003; KNP).

2. ábra. Karámok Bugacon

Peszéradacsi-rétek — Kunbaracs, Tatárszentgyörgy. A természetvédelmi tevékenységek a területen 1965-ben kezdődtek, amikor természetvédelmi oltalmat kapott a 27 ha kiterjedésű Kunadacsi-turjános, amely később beolvadt a nagyobb védett területbe.

A kunbaracsi és tatárszentgyörgyi terület a Kiskunsági Nemzeti Park Peszéradacsi területéhez tartozik. A terület kiemelkedő értékei ellenére teljes terjedelmében csak igen későn – 1993-ban – kapott jogi védelmet, mint tájvédelmi körzet (Rakonczay 2001b; KNP).

A nemzeti park e mozaikja a Duna menti síkság és Hátság határán fekszik. A terület fajgazdagságát – a korábbi használatok, így például a legeltetés, égetés, aratás mellett – a vízellátottságuk határozza meg.

3. ábra. Tatárszentgyörgyi legelő

A mintegy nyolcvanhektáros terület a rekettyefüzes, keményfás ligeterdőkkel tarkított láprétek, valamint a homokbuckás, homoki gyepes élőhelyek átmeneti zónája, így a mélyebb fekvésű, kiszáradó láprétekre jellemző orchideák és a nyílt homoki gyepek növényfajai itt egymás mellett fordulnak elő.

Kunbaracs külterületének nagy része a Duna-Tisza közi turjánvidéken fekszik, amelynek legértékesebb összefüggő részei ma nemzeti parki területek. A kisebb kiterjedésű, viszonylag érintetlen térségeket a helyi önkormányzat alapos felméréseket követően nyilvánította védetté. A kékperje (*Molinia*) és az árvalányhaj fajok (*Stipa* ssp.) tömeges megjelenése is mutatja, hogy a terület kiszáradó kékperjés láprétté és sztyeppréttté alakul át. A lágyszárúak közül az orchideák érdemelnek említést, valamint az elmúlt évek botanikai kutatásainak eredményeként előkerült *Antheriucum liliago* (fürtös homokliliom).

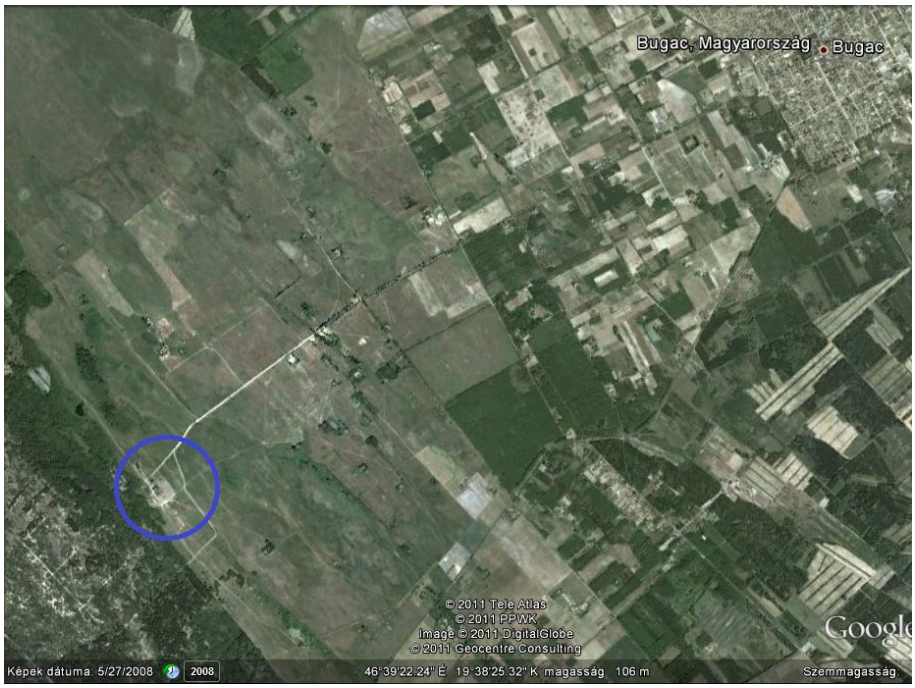
A Duna-Tisza közének legkiterjedtebb és fajokban leggazdagabb orchideásai a nemzeti parki törzsterülethez tartozó Peszéradacsi-réteken találhatóak, amiben nincs semmi meglepő, hiszen a Duna menti síkság és a homokhátság határán elhelyezkedő turjánvidéket mindig is gazdag növényvilág jellemezte. A kunbaracsi rezgőpázsitos védett gyep átmenetet képez a kiszáradó és az üde láprétek között. Legjellegzetesebb tavaszi növényei az orchideák, amelyeknek hazánkban több mint ötven faja ismert. Közülük ezen a területen a *Gymnadenia conopsea* (szúnyoglábú bibircsvirág), az *Ophrys sphegodes* (pókbangó) és az *Anacamptis pyramidalis* (vitézvirág) a leggyakoribb. A védett terület fenntartását biztosítja, hogy a kaszálás csak az orchideák magjának elszóródása után engedélyezett.

Az ex lege védett területek, amelyek a NATURA 2000 hálózat részei is: Baracsi-kaszálók, Hajó-lapos (KNP).

4.2. MINTAVÉTELI TERÜLETEK

A mintavételi területek a Pannon biogeográfiai régióban a Duna-Tisza köze középtáj területén találhatók (Marosi és Somogyi 1992). A bugaci terület egy száraz gyepi rész, a tatárszentgyörgyi pedig egy nedves gyepi terület. Az összehasonlításkor alapvetően e két típust vetettem össze. Vizsgálatokat folytattam egy harmadik, Kunbaracs közelében található területen is, amely egy átmenet a száraz és a nedves gyepi terület között A három mintaterületet a Kiskunsági Nemzeti Park törzsterületén található. Az első egy homokon kialakult száraz gyepi legelő, amely Bugac településtől dél-nyugatra fekszik; a másik egy nedvesebb gyep, amely Tatárszentgyörgytől dél-nyugatra helyezkedik el. A harmadik terület Kunbaracs településtől nyugati irányban található meg és magában hordozza az előző kettő jellemzőit **(4-7. ábra)**.

4. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése



5. ábra. A bugaci mintaterület elhelyezkedése *(forrás: Google Earth)*

6. ábra. A tatárszentgyörgyi mintaterület elhelyezkedése *(forrás: Google Earth)*

7. ábra. A kunbaracsi mintaterület elhelyezkedése *(forrás: Google Earth)*

A bugaci száraz gyep homoki legelőn (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó 1938, 1940), magasabb térszínen található. 1990 óta folytatnak rajta legeltetést. 2000-ig szabad legeltetést alkalmaztak, majd 2000 után szakaszoltatást végeznek. A területen szarvasmarha és juh legel. A gyep terhelése 0,4 ha/számos állat.

A tatárszentgyörgyi mintaterület mélyebben fekvő, a *Deschampsenion caespitosae* asszociációcsoportba sorolható (Borhidi 2003) mocsárrét (*Agrostio-Deschampsenion caespitosae* Ujvárosi 1947) társulással. A mintaterületen helyenként szikesedés is megfigyelhető, illetve kiszáradó lápréti vegetáció fragmentek is (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae)* (Magyar ex Soó

1933) megjelennek. A területet csak szarvasmarhával legeltetik, de a gyep terhelése megegyezik az előzővel: 0,4 ha/számos állat.

A kunbaracsi legelő a bugaci területhez hasonlóan egy kiemelkedő homokvonulaton helyezkedik el. A területen lovak és juhok legelnek. A terület terhelése valamivel alacsonyabb, mint az előző két esetben: a legeltetéses terhelés 0,5 ha/számos állat

4.3. CÖNOLÓGIAI FELTÉTELEZÉSEK

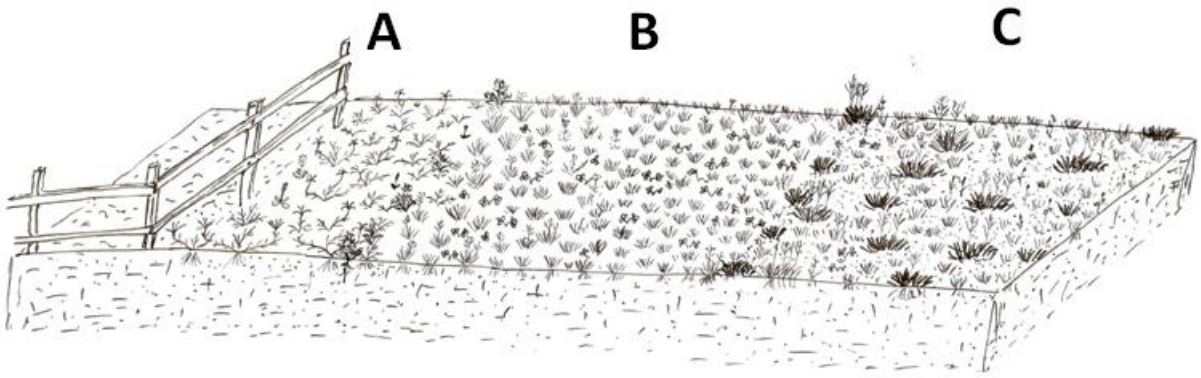
A bugaci felvételeket 1997, 2005 és 2010 júniusában készítettem. A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi cönológiai felvételeket 2007, 2008, 2009 és 2010 júniusában. A felvételezéshez Braun-Blanquet (1964) módszerét követtem, 2×2 m-es kvadrátokat alkalmaztam; melynek során a borítási értéket minden fajhoz százalékban kifejezve adtam meg. Ugyanakkor minden szint borítási értékét külön vettem fel, így adódhatott helyenként több mint 100%-os összborítás is. A fajnevek Simon (2000) nómenklatúráját követtem.

A legeltetési nyomás változásának nyomon követésére, a karámtól távolodva három szakaszra, zónára (területi sáv) osztottam a növényzetet **(8. ábra)**.

„A” zóna: 0–50 m, a legnagyobb mértékű zavarás és taposás figyelhető meg

„B” zóna: 50–150 m között szakaszon közepes zavarás érvényesül

„C” zóna: 150 m-nél távolabb a zavarás elhanyagolható mértékű.



8. ábra. A mintavételi területek elhelyezkedése (A: 0-50 m, B: 50-150 m, C: 150 m-)

A táblázatokon és a grafikonokon használt rövidítések a következők: ha csak az egyes területek „A”, „B” vagy „C” régióit hasonlítom össze, akkor évszámot nem használok. Abban az esetben, ha az 5 felvétel átlagát vizsgálom, mind a települést, mind a zónát, mind pedig az évszámot feltüntetem (pl. BA97, ahol B: a település [Bugac]; A: az istállótól 0-50 m-re lévő távolság; 97: az évszám: 1997) Mindezen túl, ha az egyes cönológia felvételt is jelölöm, akkor az évszám után 1-5-ig terjedő szám is szerepel.

Mindhárom zónában 10–10 kvadrátot vettem fel. Az eredmények bemutatásánál alkalmazom ezeket a megjelöléseket.

4.4. BIOMASSZA VIZSGÁLATOK

A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi területek esetén biomassza vizsgálatokat is végeztem Tasi (2008) szóbeli útmutatásai alapján. A cönológiai felvételezéssel párhuzamosan a 3. cönológiai felvétel északi sarkától kiindulva egy 2×2 m^2-es területen sövényvágó ollóval vágtam le a gyepet, a szürkemarha legelésének hatását modellezve, 7 cm-es tarlót hagyva. A középső 1×1 m^2-es részből vettem mintát. A nyiradékot szétválogattam a következő kategóriák szerint:

1. a legeltetés szempontjából fontos pázsitfüvek,
2. a legeltetés szempontjából fontos pillangósok,
3. egyéb pázsitfüvek, savanyúfüvek és egyszikűek,
4. a legeltetés szempontjából közömbös kétszikűek,
5. mérgező növények,
6. szúrós növények.

A nyiradékokat szárítás után Dyras KSCL-300 típusú, gramm pontosságú mérleggel mértem le.

A cönológiai felvételek átlagát és a kapott nyiradék – tömegadatokat együttesen foglaltam táblázatba. Az egyes gyepalkotók borítási értékeit a növényzet teljes borítás %-ában is kiszámoltam és ezt az egyes gyepalkotók tömegének az arányával osztottam el. Ekkor a borítási átlagértékek és nyírásminták szárazanyag tömeg hányadosát kaptam meg. Ha ez az érték 1, vagy ehhez közeli, akkor a borítási részesedés és a tömeg aránya hasonló. Tehát a megbecsült %-os borítás közel azonos tömeget is jelent a biomasszából. Ha az érték 1-nél kisebb, akkor a megbecsült borítás mögött az egyes gyepalkotó a gyep biomasszájából nagyobb arányban részesedik. Ha az érték nagyobb 1-nél, akkor a megbecsült borítás mögött az egyes gyepalkotó a gyep biomasszájából kisebb arányban részesedik.

A gyepminősítéshez a Klapp-féle (Kalpp et al. 1954) besorolási rendszert alkalmaztam.

4.5. AZ ADATOK FELDOLGOZÁSA

A cönológiai adatok feldolgozásakor a fajszámok megadása és a diverzitás kiszámítása alkalmával a teljes táblázatot használtam. Azon fajokat, amelyek csak ritkán fordultak elő és borítási értékük is 1% alatt volt, elhagytam a klasszifikációs és ordinációs elemzések alkalmával, ekkor csak a diagnosztikai fajokat vizsgáltam. Az első táblázat összeállításakor csak a diagnosztikai fajokat alkalmaztam, a csoportosítást Borhidi (1995) szociális magatartási típusai és Simon (2000) természetvédelmi kategóriái alapján végeztem el.

A bioindikátor értékek közül a relatív vízigény (WB), relatív nitrogénigény (NB) és a relatív hőmérsékleti igény (TB) alapján értékeltem az adatokat (Borhidi 1995). A szociális magatartásformák alapján elvégzett értékelést Borhidi (1995) alapján, a természetvédelmi kategóriák megoszlását Simon (2000) szerint végeztem. Az életformákat Simon (2000) munkáját alapul véve Pignatti (2005) kategóriáival egészítettem ki.

A statisztikai elemzések során normális eloszlású modelleket állítottam fel, melyekben függő változóként szerepelt a fajszám illetve az egyedszám (növényeknél borítási érték), magyarázó változóként pedig az SHDI érték és a transzektek széli vagy belső helyzetét jelző transzekt-pozíció érték. Random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását.

Kiszámoltam az egyes területekre jellemző átlagos összborítást, átlagos fajszám és Shannon-diverzitás értékét (Pilou 1975). A legeltetési intenzitás hatásának lemérésére ezeket páronként hasonlítottam össze többszörös varianciaanalízissel (ANOVA). Post hoc tesztként a Tukey HSD eljárást alkalmaztam, amely korrigált p értéket ad, így a Bonferroni korrekció elvégzése szükségtelenné válik.

Az egyes felvételek Shannon–divrezitásának kiszámolása után az egyes területek átlagát vettem, ezeket hasonlítottam össze a növekvő zavarás mellett mindkét területen. Az átlagos

diverzitásértékek kiszámolásán túl többletinformációt jelent az egyes típusok diverzitás profiljának megrajzolása. Ezt a Rényi-diverzitással tettem meg (Tóthmérész 1995).

A mintaterületek jellegéből fakadóan a legtöbb esetben csak a tatárszentgyörgyi és a bugaci felvételek adatait elemeztem, hogy az egyértelműen nedves és száraz gyep értékelését tudjam kihangsúlyozni.

5. EREDMÉNYEK

5.1. FAJÖSSZETÉTEL, VEGETÁCIÓELEMZÉS, FAJDIVERZITÁS

A fajok a bugaci és tatárszentgyörgyi területenkénti és zónánkénti, kezelési típusonkénti megoszlását mutatja az *1. táblázat*. Az „A”, a karámhoz közeli zóna felvételeinek fajai közül 3 volt gyom, amelyek csak itt fordultak elő. Azon fajok közül, amelyek általánosan minden területen, és ezen belül is az „A”, a „B” vagy a „C” zónában is megtalálhatók, csak egy, Simon (2000) szerint a természetes vegetációra jellemező faj volt jelen, az *Achillea asplenifolia*, ugyanakkor Borhidi (1995) ezt zavarástűrőnek tekinti. A zónáktól és vizsgálati helyszínektől függetlenül előforduló fajok közül tíz volt gyom. A többi faj, ami 47%-ot jelent pedig zavarástűrő.

A csak Bugacon és csak Tatárszentgyörgyön előforduló fajok közül a fajok hovatartozását illetően az arány megfordul. A gyom fajok mennyisége lecsökken vagy mint Tatárszentgyörgyön, meg sem jelennek. Bugacon is mindössze egy gyom faj a *Carduus nutans* fordult elő. Bugacon a zavarástűrők közül is csak 2 fajt jegyeztem fel, Tatárszentgyörgyön pedig e kategóriába sorolható faj nem volt. Bugacon pionír fajok is előfordulnak a felvételekeben (pl. *Bromus squarrosus, Anthemis ruthenica*).

Azon fajok, melyek mindkét vizsgálati helyszínen előfordultak, jelentős arányban (20-25 %) voltak jelen *(1. táblázat),* azonban ez az előfordulási érték kisebb, mint az egyes területeken jellemző fajok előfordulása. Ez utóbbi csoport a természetes gyepek fajait és a zavartabb területek taxonjait is magába foglalja. A közös fajok közül a természetes gyepek alkotóelemei (K, E, C, G) a tatárszentgyörgyi mintaterületen mutattak nagyobb borítási értékeket.

1. táblázat: A bugaci és tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek diagnosztikai fajainak megoszlása (GY: gyomok, RC: ruderalis kompetítorok, K: kompetítorok, DT: zavarástűrők, C: kompetítorok, G: generalisták, TP=NP: természetes pionír)

	BA	± SD	BB	± SD	BC	± SD	TA	± SD	TB	± SD	TC	± SD
Csak az A zónában előforduló fajok												
GY (RC)												
Amaranthus retroflexus	**1**	±1.00	0,1	±0.25	0	±0.00	**0,4**	±0.67	0	±0.00	0	±0.00
Poa humilis	**0,3**	±0.68	0	±0.00	0	±0.00	**4,5**	±2.32	0	±0.00	0	±0.00
Polygonum aviculare	**0,9**	±1.33	0	±0.00	0	±0.00	**3,9**	±2.17	0	±0.00	0	±0.00
Veronica arvensis	**0,3**	±0.70	0	±0.00	0	±0.00	**0,1**	±0.22	0	±0.00	0	±0.00
Az A, B és C zónában is megtalálható fajok												
K (DT)												
Achillea asplenifolia	0.07	±0.25	2,3	±2.56	1,33	±1.67	0	±0.00	2,1	±1.02	1,5	±1.46
GY (RC)						±1.67						
Elymus repens	2,2	±2.70	2,9	±2.01	6,4	±1.67	0	±0.00	0,35	±0.67	0,9	±1.66
Ambrosia artemisiifolia	0,8	±1.14	0,1	±0.25	0	±0.00	0,45	±0.88	0	±0.00	0	±0.00
Capsella bursa-pastoris	0,87	±0.74	0	±0.00	0,13	±0.51	0,4	±0.88	0	±0.00	0	±0.00
Conyza canadensis	1,13	±0.99	0	±0.00	0,07	±0.25	0,35	±0.67	0	±0.00	0	±0.00
Eryngium campestre	0,93	±1.53	1,7	±3.34	0,2	±0.77	4,35	±2.88	0	±0.00	0	±0.00
Euphorbia cyparissias	0	±0.00	0,1	±0.51	0,8	±2.14	0,4	±0.99	0	±0.00	0	±0.00
Medicago lupulina	1,27	±1.43	2,6	±1.59	1,87	±2.06	0	±0.00	0,65	±0.75	0	±0.00

Siline alba subsp. longolia	0,67	±1.67	0	±0.05	0,33	±1.67	0,65	±0.88	0	±0.00	0	±0.00
Ononis spinosa	0,13	±0.35	4,5	±3.70	4,33	±3.59	1,2	±1.23	2	±1.29	2,1	±1,80
Taraxacum officinale	0,93	±1.09	0,8	±0.86	0,27	±0.59	0,2	±0.89	0,25	±0.63	0	±0.00
TZ (DT)												
Achillea collina	2,8	±3.72	5,7	±3.11	2,93	±1.94	2,05	±2.01	2,3	±0.92	0,6	±0,10
Bromus mollis	2,87	±3.13	0,9	±1.22	0,2	±0.41	3,2	±2.56	0	±0.00	0	±0.00
Bromus tectorum	0,87	±1.18	0	±0.00	1,07	±1.83	0,1	±0.44	0	±0.00	0	±0.00
Centaurea pannonica	0,13	±0.35	0,3	±0.49	0,13	±0.52	0,4	±0.82	***4,7***	±3.13	2,6	±2.28
Cynodon dactylon	***27***	±10.91	6,5	±5.43	5,2	±2.85	***45***	±18.06	4,95	±3,39	2,8	±1.40
Festuca pseudovina	1,13	±1.06	***13***	±6.81	***4,5***	±3.48	0	±0.00	0,3	±0.73	1,9	±1.65
Lolium perenne	***9,2***	±10.15	***5,7***	±12.56	1,13	±0.74	***6,7***	±6.11	0	±0.00	0	±0.00
Plantago lanceolata	2,2	±1.56	3,9	±2.81	2,07	±1.09	0,9	±1.02	0,45	±0,82	0,9	±0,71
Poa angustifolia	0,93	±1.27	2,9	±1.03	8,27	±4.74	6	±5.11	0,65	±1,18	3,7	±2,36
Trifolium repens	1,2	±2.62	4,4	±2.35	1,27	±1.03	1,85	±2.34	0,15	±0,67	0	±0.00
TZ, GY (DT)												
Potentilla reptans	**0,1**	±0.35	**0,3**	±0.70	**1,7**	±1.58	0	±0.00	**0,9**	±0.58	**2**	±0.51
Trifolium pratense	**0,3**	±0.70	**1,5**	±1.50	**1,3**	±1.62	**0,3**	±0.78	**0,2**	±0.48	**0**	±0.44
Csak Bugacon előforduló fajok												
K, E (C, G)												
Astragalus cicer	**0,1**	±0.51	**1,7**	±1.75	**0,1**	±0.35	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Astragalus onobrychis	0	±0.00	0	±0.00	**0,5**	±0.83	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Carex stenophylla	**1,5**	±3.87	**1,6**	±1.68	**0,7**	±0.96	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Coronilla varia	0	±0.00	0,3	±1.29	0,73	±1.33	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Potentilla arenaria	0	±0.00	**1,7**	±0.00	0,8	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Salvia pratensis	0	±0.00	**0,3**	±1.29	**1,2**	±2.83	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Thymus pannonicus	0	±0.00	**1,5**	±3.99	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
TP, NP												
Bromus squarrosus	0	±0.00	0	±0.00	**1,1**	±3.13	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Trifolium campestre	0,67	1,11	**2,6**	±2.13	0,67	±0.97	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
TZ (DT)												
Medicago falcata	**0,3**	±0.59	**1,3**	±1.43	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Veronica prostrata	0	±0.00	**0,4**	±0.50	**0,5**	±0.51	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
K, TP (NP, G)												
Anthemis ruthenica	**0,2**	±0.41	**0,6**	±0.63	**0,3**	±0.59	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Medicago minima	**0,5**	±0.83	**1,3**	±1.22	**0,6**	±0.50	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Poa bulbosa	0	±0.00	**0,9**	±1.53	**0,7**	±0.70	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Potentilla argentea	0	±0.00	**0,2**	±0.77	**0,7**	±0.97	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00

Veronica chamaedrys	0	±0.00	**0,7**	±0.97	**0,9**	±0.63	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
TP, NP												
Arenaria serpyllifolia	**1,4**	±1.68	**1,1**	±1.50	**0,3**	±0.70	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
GY (RC)												
Carduus nutans	**0,2**	±0.77	**0,5**	±1.35	**1,1**	±1.22	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Csak Tatárszentgyörgyön előforduló fajok												
K, E (C, G)												
Carex distans	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**2**	±1.93	**2**	±2.02
Carex flacca	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**1,9**	±1.59	**4**	±3.62
Carex panicea	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,4**	±0.87	0	±0.00
Centaurium erythraea	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,7**	±0.67	**0**	±0.67
Crataegus monogyna	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,2**	±0.69	**1**	±0.68
Genista tinctoria	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,1**	±0.44	**1**	±0.82
Linum austriacum	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0**	±0.52
Lotus tenuis	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**1,5**	±0.68	**1**	±0.44
Mentha aquatica	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,6**	±0.88	**0**	±0.87
Molinia coerulea	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,4**	±0.88	**1**	±2.44
Odontites rubra	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**1**	±0.56	0,8	±0.61
Plantago maritima	0	±0.00	0,1	±0.25	0	±0.00	0	±0.00	**1,5**	±1.35	2	±1.29
K (S)												
Polygala amarella	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**0,8**	±0.71	**1**	±0.71
Közös fajok Bugac és Tatárszentgyörgy B és C zónájában												
K, E (C, G)												
Agrostis stolonifera	0	±0.00	**0,5**	±1.55	0	±0.00	0	±0.00	**8,2**	±4.79	**7**	±5.59
Botriochloa ischaemum	0	±0.00	**0,3**	±1.29	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**1**	±1.14
Chrysopogon gryllus	0	±0.00	**0,9**	±1.84	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**2**	±2.94
Deschampsia cespitosa	0	±0.00	**0,4**	±1.54	**1,3**	±2.02	0	±0.00	**7,3**	±4.72	**10**	±11.60
Galium verum	0	±0.00	**2,6**	±2.52	**7,3**	±4.70	0	±0.00	**2,5**	±0.94	**2**	±1.06
Serratula tinctoria	0	±0.00	**0,4**	±1.54	**2,9**	±2.79	0	±0.00	***6,8***	±3.17	**4**	±1.98
Tetragonolobus maritimus	0	±0.00	**0,4**	±0.73	**0,4**	±0.82	0	±0.00	**1,8**	±1.15	**2**	±1.68
GY (TC)												
Inula britannica	0	±0.00	**0,1**	±0.35	0	±0.00	0	±0.00	**0,6**	±0.82	**0**	±0.73
Ranunculus acris	0	±0.00	**0,1**	±0.25	0	±0.00	0	±0.00	**1,1**	±0.97	**0**	±0.30
Senecio erucifolius	0	±0.00	0	±0.00	**0,3**	0,72	0	±0.00	**1,2**	±0.95	**1**	±0.59
Trifolium fragiferum	**0,3**	0,07	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	**1,6**	±1.57	0	±0.00
TP (NP)												
Cerastium semidecandrum	0		0		**1,5**	±1.88	0	±0.00	0	±0.00	**0**	±1.46
TZ, GY (DT)												

Bolboschoenus maritimus	0	±0.00	**0,5**	±1.18	0	±0.00	0	±0.00	**0,6**	±1.27	**1**	±1.46
Dactylis glomerata	0	±0.00	**2,4**	±2.47	**3,3**	±2.46	**0,3**	±0.80	**1,5**	±1.19	**4**	±3.34
Festuca arundinacea	0	±0.00	**2,3**	±3.08	**2,9**	±2.26	0	±0.00	***12***	±6.86	***8***	±6.66
Leontodon hispidus	0	±0.00	0	±0.00	**0,1**	±0.35	0	±0.00	**0,8**	±0.76	**0**	±0.67

A *2. táblázat* együttesen mutatja a három helyszín zónáit, ekkor az átmeneti kunbaracsi zónák is szerepelnek.

Azoknál a fajoknál, amelyek csak az „A” zónákban fordultak elő a tatárszentgyörgyi terület mutatja a legnagyobb borítási értékeket. A mindhárom területen előforduló fajok többsége gyomnövény, illetve ruderális kompetítor. Valamint ezeken a területeken a természetes zavarástűrők is jelentős számban mutatkoznak. Ebből a kategóriából került ki az a két faj is, amely mindhárom területen előfordult az összes kategóriában: *Cynodon dactylon* és a *Festuca psedovina*. Bugacon és Kunbaracson, mindhárom kategóriában jellemzőek a gyomnövények, de Tatárszentgyörgyön kisebb a gyom fajok borítása.

Csak az egyes zónákban előforduló fajokat tekintve látszik, hogy a kunbaracsi terület a legfajszegényebb. Az összehasonlításokban a természetes gyepek alkotóelemei a tatárszentgyörgyi és kunbaracsi terület esetében hoztak hasonló eredményeket. A két-két terület összehasonlításában a tatárszentgyörgyi és kunbaracsi terület fajai egyeznek meg leginkább valamint a tatárszentgyörgyi és bugaci területek fajai a legkevésbé.

A gyomfajokat tekintve a Kunbaracs és Tatárszentgyörgy összehasonlításban nincs közös faj, és Bugac és Kunbaracs adatit összevetve is csak a *Carduus nutans* található meg mindkét területen. Védett növény csak a kunbaracsi területen volt található: *Koeleria javorkae*.

2. táblázat: A bugaci, tatárszentgyörgyi és kunbaracsi cönológiai felvételek diagnosztikai fajainak megoszlása (GY: gyomok, RC: ruderalis kompetítorok, K: kompetítorok, DT: zavarástűrők, C: kompetítorok, G: generalisták, TP=NP: természetes pionír)

	BA	BB	BC	TA	TB	TC	KA	KB	KC
Csak az A zónában előforduló fajok (GY, W)									
Amaranthus retroflexus	**1,00**	0,07	0,00	**0,35**	0,00	0,00	**0,55**	0,00	0,00
Poa humilis	**0,33**	0,00	0,00	**4,50**	0,00	0,00	**0,45**	0,00	0,00
Polygonum aviculare	**0,93**	0,00	0,00	**3,90**	0,00	0,00	**0,55**	0,00	0,00
Az A, B és C zónában is megtalálható fajok									
K, E (C, G)									
Achillea asplenifolia	0,07	1,20	1,33	0,00	2,10	1,50	0,00	0,00	0,65
Agrostis stolonifera	0,00	0,53	0,00	0,00	8,20	7,35	0,00	0,00	0,35
GY (RC)									
Elymus repens	2,20	2,93	6,40	0,00	0,35	0,85	7,55	0,50	0,15
Melandrium album	0,67	0,00	0,33	0,65	0,00	0,00	0,55	0,00	0,00
Medicago lupulina	1,27	2,60	1,87	0,00	0,65	0,00	0,50	1,30	0,50
Ononis spinosa	0,13	4,47	4,33	1,20	2,00	2,10	0,55	3,15	2,95
Taraxacum officinale	0,93	0,80	0,27	0,20	0,25	0,00	0,60	1,25	0,35
Ambrosia artemisiifolia	0,80	0,07	0,00	0,45	0,00	0,00	1,10	0,30	0,00
Capsella bursa-pastoris	0,87	0,00	0,13	0,40	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00
Eryngium campestre	0,93	1,73	0,20	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Conyza canadensis	1,13	0,00	0,07	0,35	0,00	0,00	0,70	0,30	0,25
Euphorbia cyparissias	0,00	0,13	0,80	0,40	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00
TP, NP									
Arenaria serpyllifolia	1,40	1,13	0,27	0,00	0,00	0,00	0,95	0,75	0,30
TZ (DT)									
Achillea collina	2,80	5,67	2,93	2,05	2,30	0,60	3,55	1,80	0,65
Cynodon dactylon	***27,40***	6,53	5,20	***44,75***	4,95	2,75	***13,15***	***13,40***	0,35

Bromus tectorum	0,87	0,00	1,07	0,10	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00
Bromus mollis	2,87	0,93	0,20	3,20	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00
Plantago lanceolata	2,20	3,93	2,07	0,90	0,45	0,90	0,85	3,40	1,70
Poa angustifolia	0,93	2,93	8,27	6,00	0,65	3,65	11,90	1,90	0,50
Trifolium repens	1,20	4,40	1,27	1,85	0,15	0,00	0,55	0,60	0,00
Lolium perenne	9,20	5,73	1,13	6,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Festuca pseudovina	1,13	***13,07***	***4,47***	0,00	0,30	1,90	1,00	***21,75***	***10,40***
Centaurea pannonica	0,13	0,33	0,13	0,40	***4,65***	2,60	0,00	0,60	0,00
Csak Bugacon előforduló fajok									
K, E (C, G)									
Astragalus cicer	**0,13**	**1,73**	**0,13**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Astragalus onobrychis	0,00	0,00	**0,53**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Carex stenophylla	**1,47**	**1,60**	**0,73**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Salvia pratensis	0,00	**0,33**	**1,20**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Thymus pannonicus	0,00	**1,53**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TP, NP									
Bromus squarrosus	0,00	0,00	**1,07**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Trifolium campestre	0,67	**2,60**	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TZ (DT)									
Medicago falcata	**0,27**	**1,27**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Veronica prostrata	0,00	**0,40**	**0,47**	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Csak Tatárszentgyörgyön előforduló fajok									
K, E (C, G)									
Carex distans	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,95**	**1,75**	0,00	0,00	0,00
Carex panicea	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,35**	0,00	0,00	0,00	0,00
Genista tinctoria	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,10**	**0,60**	0,00	0,00	0,00
Odontites rubra	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,00**	0,80	0,00	0,00	0,00
Mentha aquatica	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,60**	**0,35**	0,00	0,00	0,00
Centaurium erythraea	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,65**	**0,35**	0,00	0,00	0,00
Közös fajok Bugac és Tatárszentgyörgy B és C zónájában									
K, E (C, G)									
Deschampsia cespitosa	0,00	**0,40**	**1,33**	0,00	**7,25**	**9,70**	0,00	0,00	0,00
GY (TC)									
Inula britannica	0,00	**0,13**	0,00	0,00	**0,60**	**0,30**	0,00	0,00	0,00
Senecio erucifolius	0,00	0,00	**0,33**	0,00	**1,20**	**0,60**	0,00	0,00	0,00
Ranunculus acris	0,00	**0,07**	0,00	0,00	**1,10**	**0,10**	0,00	0,00	0,00
Trifolium fragiferum	**0,27**	0,00	0,00	0,00	**1,55**	0,00	0,00	0,00	0,00
TP (NP)									
Cerastium semidecandrum	0,00	0,00	**1,53**	0,00	0,00	**0,20**	0,00	0,00	0,00
Csak Kunbaracson előforduló fajok									
V (Su)									
Koeleria javorkae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,55**
K, E (C, G)									
Briza media	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,05**	**0,30**
Phragmites australis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,95**
TZ (C)									
Prunus spinosa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,10**	**1,10**	**0,15**
Közös fajok Bugac és Kunbaracs B és C zónájában									
K, E (C, G)									
Artemisia santonicum	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,60	0,00
Coronilla varia	0,00	0,33	0,73	0,00	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00
K, TP (NP, G)									
Anthemis ruthenica	**0,20**	**0,60**	**0,27**	0,00	0,00	0,00	**0,25**	0,00	0,00
Medicago minima	**0,47**	**1,27**	**0,60**	0,00	0,00	0,00	**0,25**	0,00	0,00
Veronica chamaedrys	0,00	**0,67**	**0,87**	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,35**	0,00

Poa bulbosa	0,00	**0,93**	**0,73**	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00
Potentilla argentea	0,00	**0,20**	**0,67**	0,00	0,00	0,00	**0,20**	0,00	0,00
TP, NP									
Bromus hordaceus	**0,00**	**1,13**	**2,33**	0,00	0,00	0,00	**0,20**	0,00	0,00
GY (RC)									
Carduus nutans	0,20	0,47	1,07	0,00	0,00	0,00	**7,35**	0,20	0,10
Közös fajok Tatárszentgyörgy és Kunbaracs B és C zónájában									
K, E (C, G)									
Crataegus monogyna	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,20**	**0,50**	0,00	0,00	**2,90**
Molinia coerulea	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,40**	**0,75**	0,00	**1,50**	**1,00**
Linum austriacum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**0,20**	0,00	0,00	**0,35**
Carex flacca	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,85**	**4,25**	0,00	0,00	**0,40**
Lotus tenuis	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,45**	**1,10**	0,00	**0,05**	**0,15**
Plantago maritima	0,00	0,07	0,00	0,00	**1,45**	2,00	0,00	0,00	**0,05**
Tetragonolobus maritimus	0,00	0,40	0,40	0,00	**1,80**	**1,90**	0,00	**0,35**	**0,55**
Gyakori fajok a B és C zónákban									
K, E (C, G)									
Botriochloa ischaemum	0,00	0,33	0,00	0,00	0,00	0,60	0,00	0,00	0,25
Galium verum	0,00	2,60	7,33	0,00	2,50	2,25	0,00	2,10	1,70
Chrysopogon gryllus	0,00	0,87	0,00	0,00	0,00	2,15	0,00	0,10	**32,30**
Serratula tinctoria	0,00	0,40	2,87	0,00	**6,75**	3,85	0,00	0,25	0,00
TZ, GY (DT)									
Bolboschoenus maritimus	0,00	0,53	0,00	0,00	0,55	0,85	0,00	0,00	0,75
Dactylis glomerata	0,00	2,40	3,27	0,30	1,50	4,00	8,70	2,40	2,80
Festuca arundinacea	0,00	2,27	2,87	0,00	**12,15**	**7,70**	0,30	1,70	0,80
Potentilla reptans	0,13	0,27	1,67	0,00	0,85	1,50	0,00	0,80	0,40
Trifolium pratense	0,27	1,53	1,27	0,25	0,15	0,10	0,05	0,15	0,05
Veronica arvensis	0,27	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	2,70	0,50	0,00
Leontodon hispidus	0,00	0,00	0,13	0,00	0,80	0,35	0,00	0,00	0,25
Esetleges fajok a B és C zónákban									
K (S)									
Polygala amarella	0,00	0,00	0,00	0,00	0,75	0,90	0,00	0,00	0,50

Az **1. mellékletben** közölt ábrán mindhárom terület adatai előfordulnak. A tatárszentgyörgyi nedves felvételek egy csoportba rendeződnek, de köztük a kunbaracsi felvételek egy része is beékelődik.

Sokkal világosabb a kép, ha az egyértelműen száraz valamint nedves területet vetjük össze. A bugaci és tatárszentgyörgyi mintaterület felvételeit a diagnosztikai fajok alkalmazásával mutatja a **2. melléklet.** A karámhoz közeli „A” zónák (területi sávok) cönológiai felvételei jól leválnak. Egységes csoportot képeznek a tatárszentgyörgyi felvételek is. Ebből a képből a tatárszentgyörgyi „C” zóna 2007-es felvételei különülnek el és az „A” területi sáv cönológiai felvételi közé egységes csoportként ékelődnek be. A bugaci felvételek közül az 1997-ben készült „B” területi sávok felvételei kerülnek az „A”, karámközeli kvadrátok értékei közé.

A bugaci terület két utas ANOVA történő ábrázolásán **(3. melléklet)** nem válnak el egyértelműen a karámhoz közeli („A”) cönológiai felvételek. Az „A” terület cönológiai felvételei keverednek a „B” 1997-es felvételekkel, melyek egységes csoportként ékelődnek be. A „B” és a „C” zónák mintanégyzetei is keverednek egymással.

A tatárszentgyörgyi felvételeket elemezve a két utas klastering **(4. melléklet)** határozottan elkülöníti a karámhoz közeli „A” zónák cönológiai felvételeit. A „B” területi sávok felvételei is egy tömbben jelennek meg. A „C” csoportba tartozó kvadrátok cönológiai felvételi kettéválva alkotnak egységeket. A 2007-ben készült felvételek az „A” és a „B” tömb közé egységes csoportként ékelődnek be.

A bugaci és tatárszentgyörgyi cönológiai felvételeket tartalmazó klasszifikációs értékelést mutatja az **5. melléklet**. A klasszifikációs eredmények alapján a karámközeli „A” csoport

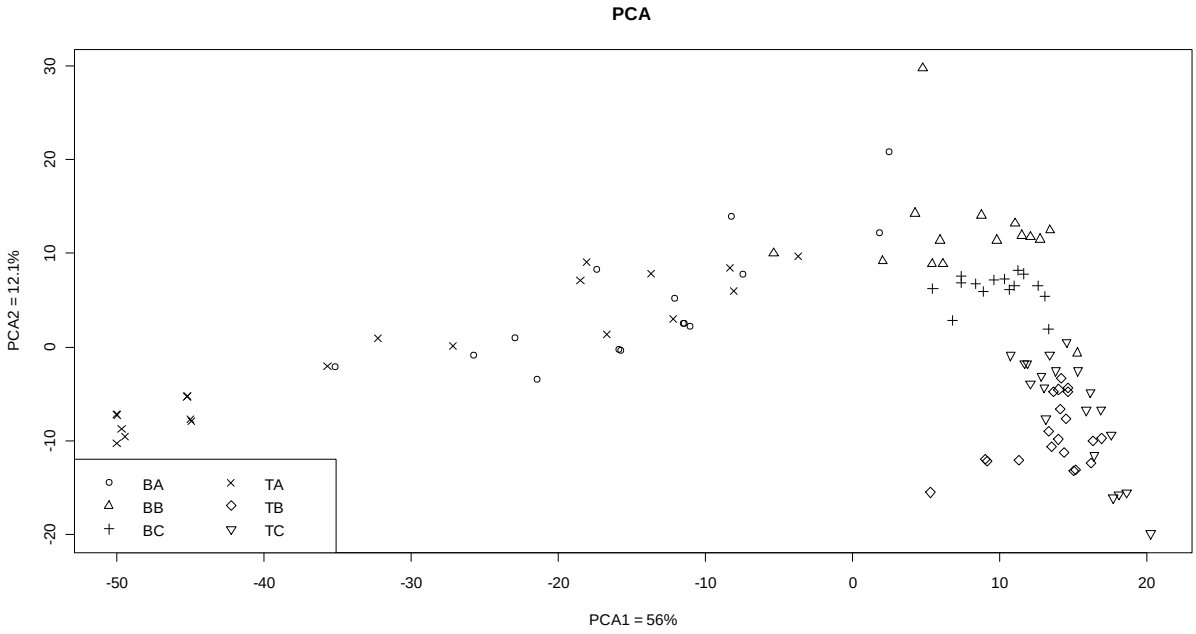
felvételeinek nagy része már 0,8 különbözőségi szinten elkülönül. A többi „A” zónához tartozó felvételek is nagy különbözőségi szinten válnak el. A dendogram szerint 0,42 körüli különbözőségi szinten két nagy csoport különíthető el. Ebből a kisebb halmaz elsősorban a bugaci „B” zónák felvételeit tartalmazza, a nagyobb csoport a bugaci és a tatárszentgyörgyi „B” „C” területi sávok kvadrátjait foglalja magába.

A **6. melléklet** a bugaci cönológiai felvételek klasszifikációs értékelését mutatja. A karámközeli, „A” felvételek már 0,6-0,6 különbözőségi szinten elkülönülnek. Az „A” csoport közé ebben az esetben is beékelődnek az 1997-es „B” zónák felvételei. A dendrogram 0,3-as különbözőségi szintjén a „B” zóna 2005 és 2010-es év felvételeit egy csoportba rendezi. A „C” területi sávok kvadrátjai egy halmazba tömörülnek.

A **7. melléklet** a tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek klasszifikációs értékelését mutatja. A dendogram 0,8-as különbözőségi szintjén két csoport különül el. Az „A” zónák felvételei egységes tömböt alkot; a „B” zóna felvételei egységesen a középső tömbben találhatók. Leolvasható továbbá két – egy 2009-es és két 2008-as – „C” zónába tartozó felvétel. A „C” terület felvételei két csoportba szerveződnek. A 2007-es felvételek egységes tömbbe különülnek el.

A **8. melléklet** a kunbaracsi felvételek értékelése látható. A csoportok nem különülnek el teljesen egyértelműen. A „B” zóna felvételei és a „C” zóna kvadrátjai keverednek. Érdekes, hogy az „A” zóna mintanégyzetei sem válnak el nagy különbözőségi szinten, he nem szintén beékelődnek a „B” és „C” zóna felvételei közé.

A **9. ábra** a tatárszentgyörgyi és bugaci cönológiai felvételek PCA analízisét mutatja. Az eredmények megerősítik a klasszifikáció eredményeit. Az „A” zónák felvételei hosszan elnyúlva alkotnak egy adathalmazt, amelyek elkülönülnek a „B” és „C” területi sávok kvadrátjaitól. A bugaci felvételek közül a „B” zóna mintanégyzetei kerültek legközelebb az „A” zóna kvadrátjaihoz. A „C” zónák felvételeinek nagy része élesen két csoportba szerveződik. Teljesen egységesen és elkülönülve a 2007-es felvételek találhatók meg. A tatárszentgyörgyi és a bugaci területek „B” és „C” zónák felvételei elválnak egymástól.



9. ábra. A bugaci és a tatárszentgyörgyi területek cönológiai adatainak PCA-ordinációja a kvadrátok átlagos százalékos borítás adatai alapján

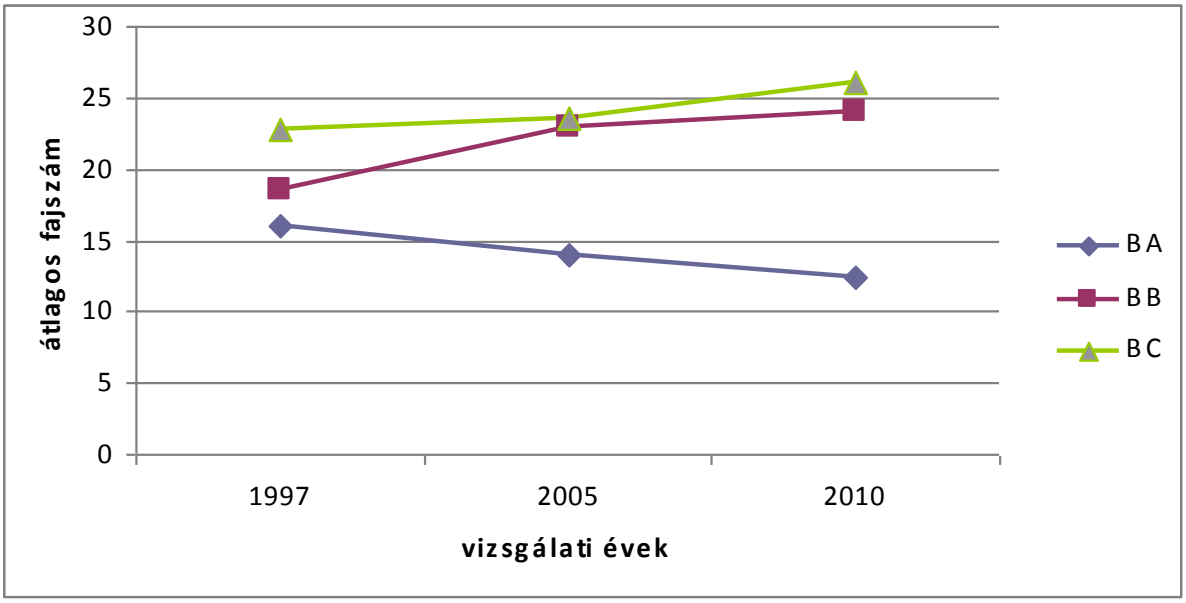
A bugaci és tatárszentgyörgyi területek fajszámainak alakulását mutatja a **3-4. táblázat** és a **10-11. ábra**. A legnagyobb teljes előforduló faj szám a bugaci „B” zónában volt, de a bugaci „C” zóna is nagyobb fajszámmal rendelkezett a tatárszentgyörgyi „C” területi sáv felvételihez képest.

Bugacon az éves bontás alapján a teljes fajszám esetében folyamatos csökkenés látható, a „C” zóna pedig fajszám növekedés mutatkozik. Az átlagos fajszám alakulása kvadrátonként **(10. ábra)** viszont más tendenciát mutat. A „C” sávban fajszám kiegyenlítés látható. A „B” zónában a legnagyobb összfajszám ellenére az átlagos fajszám alapján kisebb értékek jellemzőek, mely értékek a vizsgálati időszakban emelkedést mutatnak.

3. táblázat: A bugaci cönológia felvételek teljes fajkészlete a vizsgált években, a „B” és „C” területek fajszámai éves bontásban.

	1997-2010
Bugac A	35
Bugac B	50
Bugac C	47

	1997	**2005**	**2010**
Bugac B	38	36	31
Bugac C	37	41	38

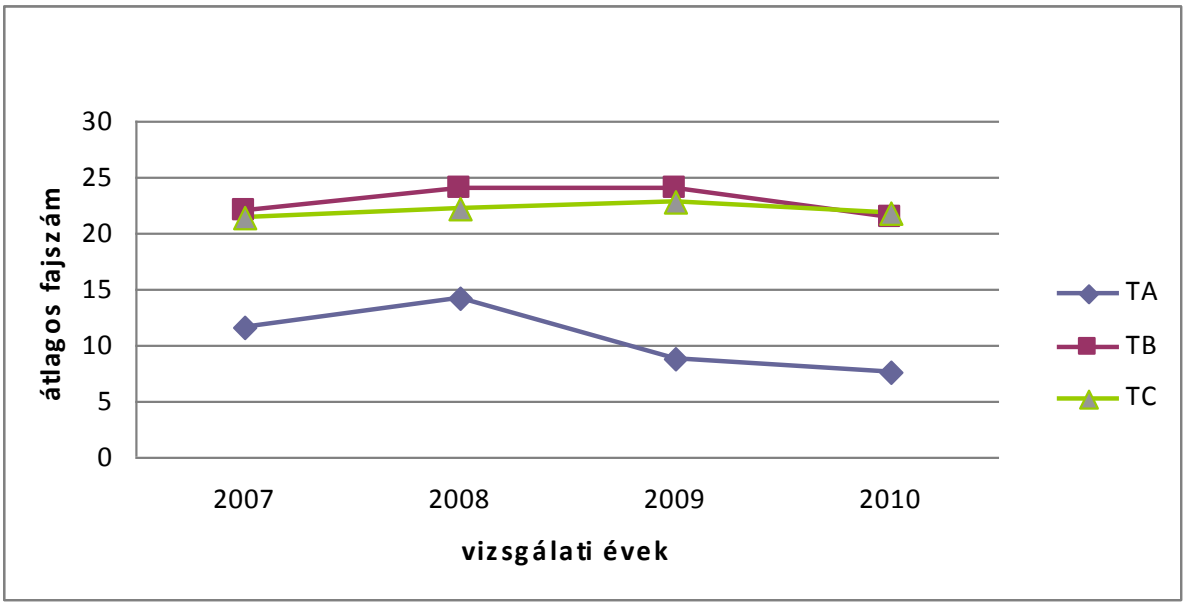


10. ábra. A bugaci cönológiai eredmények átlagos fajszáma a vizsgált időszakban

4. táblázat: A tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek teljes fajkészlete a vizsgált években, a „B” és „C” területek fajszámai éves bontásban

	2007-2010
Tatárszentgyörgy A	23
Tatárszentgyörgy B	39
Tatárszentgyörgy C	38

	2007	**2008**	**2009**	**2010**
Tatárszentgyörgy B	28	32	30	30
Tatárszentgyörgy C	28	27	32	38



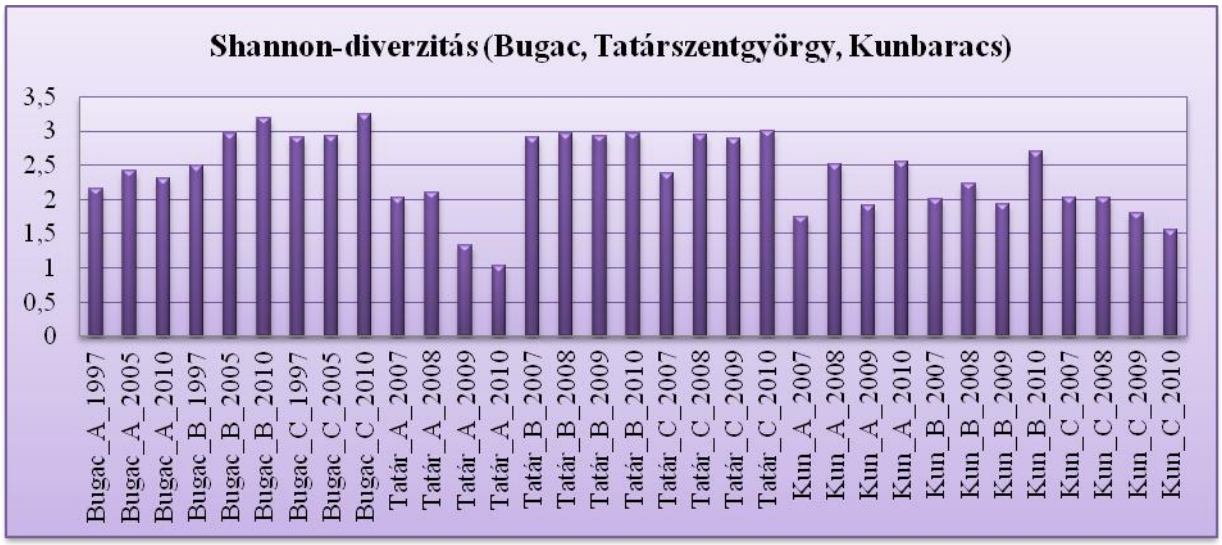
11. ábra. A bugaci cönológiai eredményeinek átlagos fajszáma a vizsgált időszakban

A Shannon –diverzitás értékeit kiszámolva a következő állapítható meg **(12. ábra)**:

Bugacnál a karámhoz közelebb található „A” zónában minden évben kisebb a diverzitás, mint a távolabbi területeken. A következő „B” és „C” zónákban rendre magasabb. Mindhárom (ABC) területi sávban megfigyelhető, hogy az 1997-es év a legalacsonyabb divrezitású, a 2005-ös és 2010 es évek magasabb diverzitás értékkel szerepelnek.

A tatárszentgyörgyi területen a karámhoz közeli „A” zónában az első két évben 2007-2008-ban viszonylag magas a diverzitás. A 2009 és 2010-es években hirtelen lecsökken. A középső „B” területeken a vizsgált négy év alatt a diverzitás szinte állandó, a legtávolabbi „C” zónában kezdetben közepes, majd a következő három évben magas lesz.

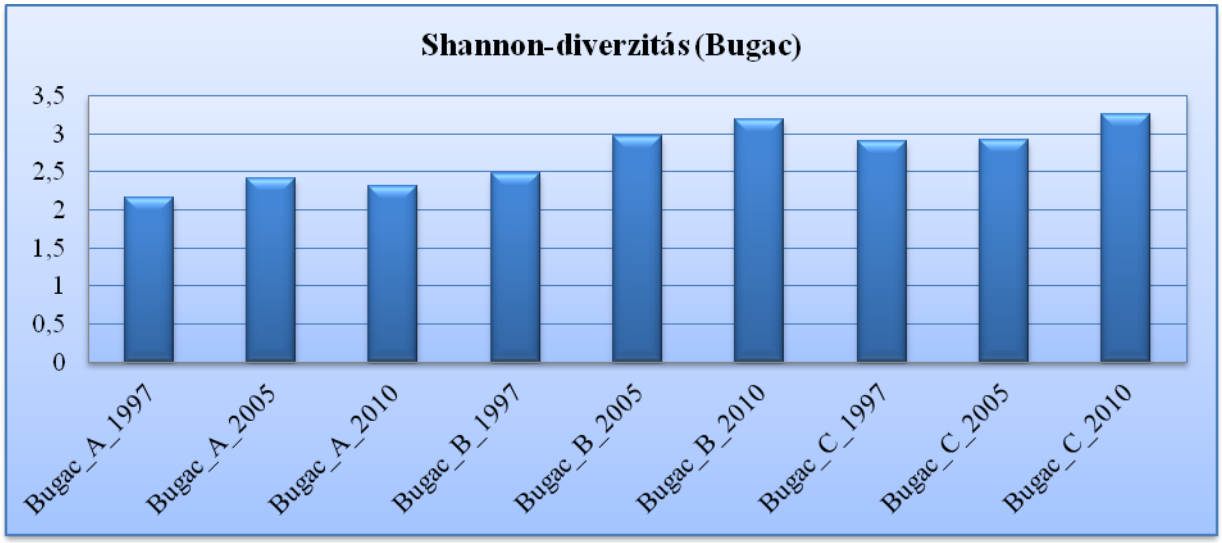
Kunbaracson az „A” zóna mintanégyzeteinek a diverzitása évenként nagyon ingadozó. A középső „B” zónában az ingadozás mértéke kisebb, csak az utolsó 2010-es év kiugróan magas. A „C” zónában időben csökkenő tendenciát mutat.



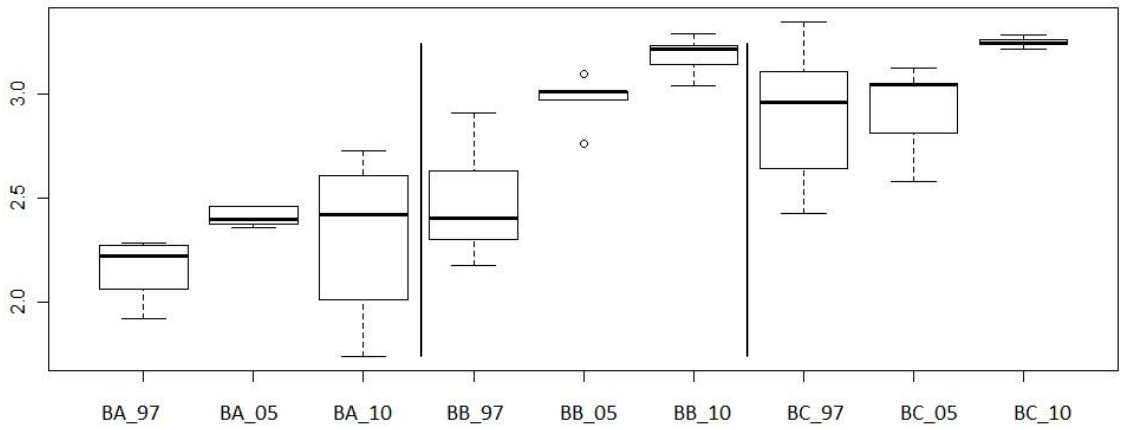
12. ábra. Shannon diverzitás értékei

A bugaci terülten diverzitás a karámhoz közeli „A” zónában jelentősen nem változott a vizsgált időszakban, az egyes években 2,15; 2,41 és 2,30 volt. A diverzitási érték az istállótól távolodva nőtt a vizsgált időszakban, ez mind a 50-150 m-es „B” területi sáv kvadrátjaira, ahol az értékek 2,48, 2,97 és 3,18 voltak, mind a legtávolabbi „C” zónában jellemző volt (2,89 2,92 és 3,25).

Hasonló következtetésre jutunk a fajszámok alakulásának vizsgálatával. A nagymértékű zavarásnak kitett „A” zónában a legkisebb fajszám. A „B” és a „C” területi sávban a fajszám nagyobb és az idővel is nő **(13. ábra)**.



A



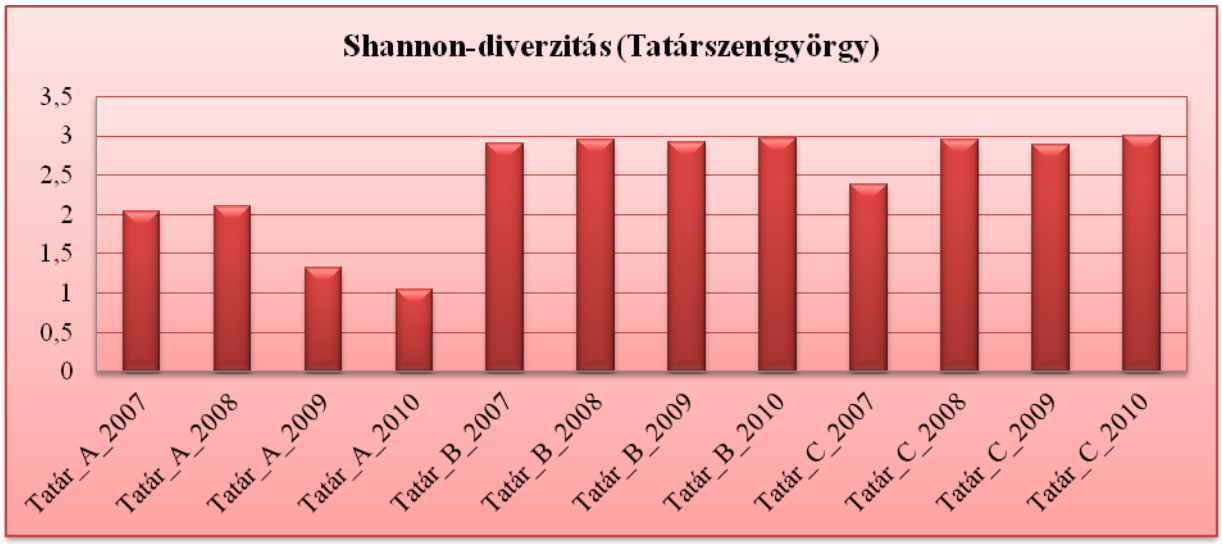
B

13. ábra. A bugaci mintaterületek (A, B, C) diverzitási értékei (A: az átlag értékek, B: egyutas ANOVA eredmények)

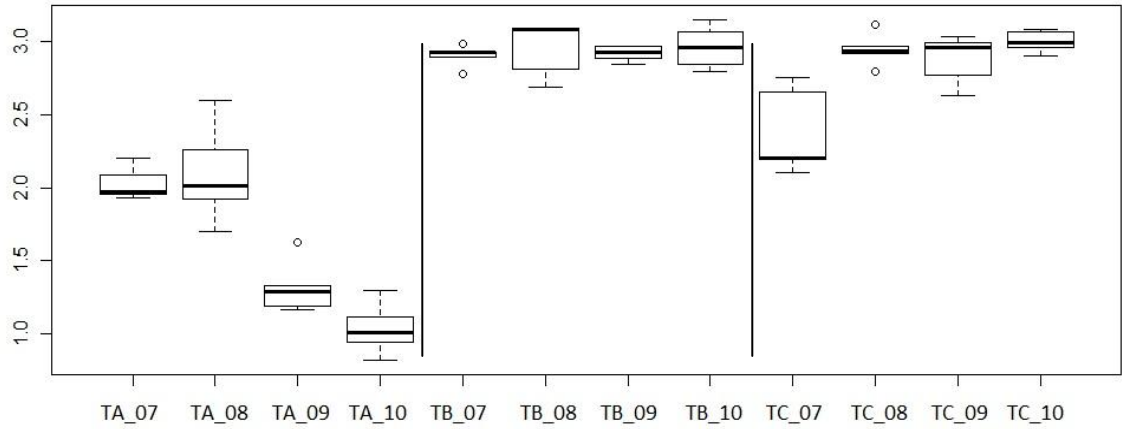
Tatárszentgyörgyi felvételek esetében is elmondható, hogy a vizsgálati évek átlagát tekintve a diverzitás a karámhoz közeli „A” zónában a legalacsonyabb (1,62), míg a távolabbi „B” és „C” területi sávok magas diverzitási értékkel rendelkeznek (2,93 és 2,80):

Érdekes jelenség, hogy a karámhoz közeli „A” zónában az első két évben, 2007-2008-ban viszonylag magas a diverzitás (2,03 és 2,10). A 2009 és 2010 es években hirtelen lecsökken (1,32 és

1,03). A középső „B” zónában a vizsgált 4 év alatt a diverzitás szinte állandó. A legtávolabbi „C” területi sávban kezdetben közepes, majd a következő 3 évben magas volt **(14. ábra).**



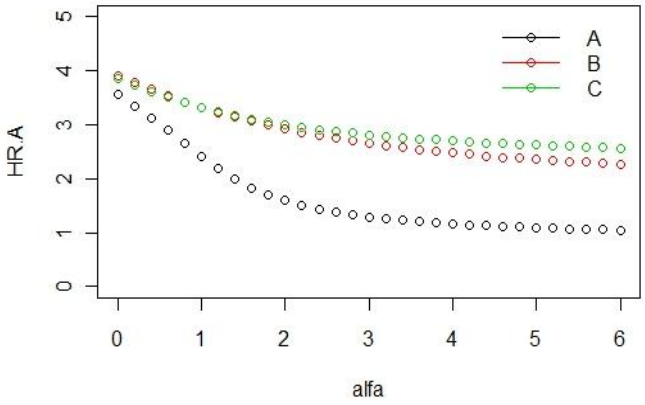
A



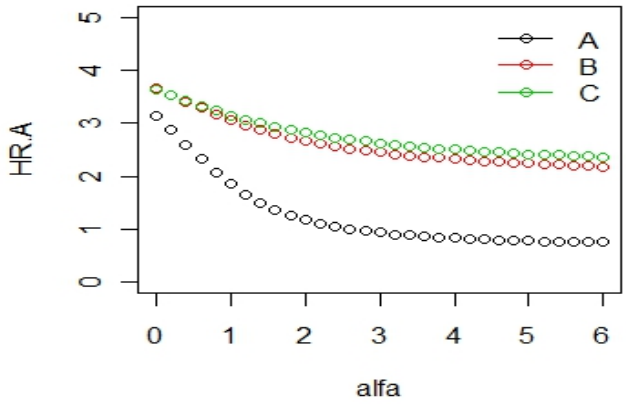
B

14. ábra. A tatárszentgyörgyi mintaterületek (A, B, C) diverzitási értékei (A: az átlag értékek, B: egyutas ANOVA eredmények)

Rényi diverzitás. A bugaci területen a három zavarási típus jól elkülönül a Rényi-diverzitási profil segítségével **(15. ábra)**. A leginkább zavart „A” zóna görbéje rendelkezik végig a legalacsonyabb diverzitási értékekkel, a „B” és „C” területi sávok görbéje kezdetben együtt halad, diverzitásuk azonos, később a nagyobb alfa értékeknél szétválik, a „C” zóna, legkevésbé zavart terület, diverzitása lesz a legmagasabb **(16. ábra)**. Ebben a vizsgálatban az egyes éveket összevontam és csak a helyek és területek közötti különbségeket értékeltem.

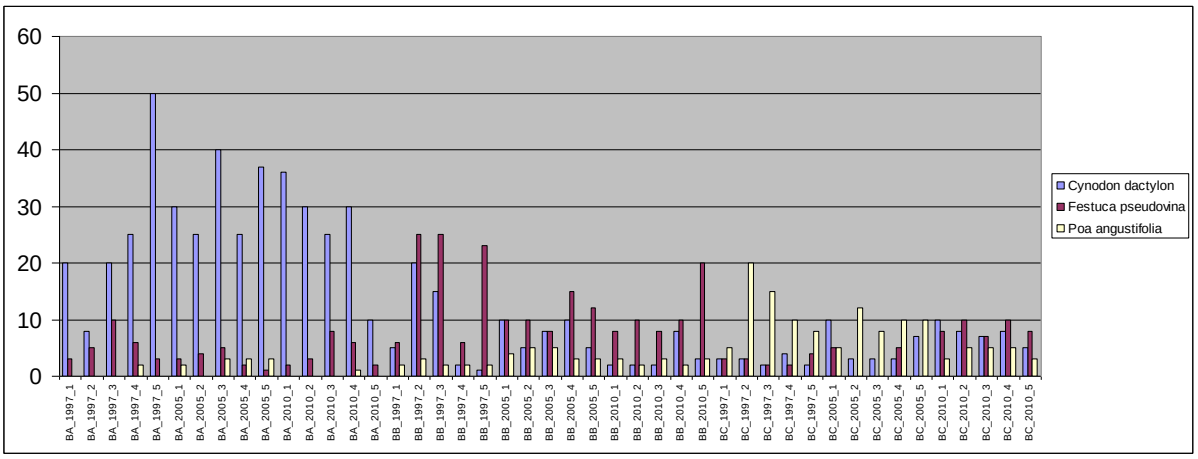


15. ábra. A bugaci terület Rényi-diverzitási profilja. A-leginkább zavart, B-közepesen zavart, C-, karámtól legtávolabbi természetközeli rész



16. ábra. A tatárszentgyörgyi terület Rényi-diverzitási profilja. A-leginkább zavart, B-közepesen zavart, C-, karámtól legtávolabbi természetközeli rész

A cönológiai felvételekben előforduló fontos és meghatározó pázsitfüvek közül a **17. ábra** a *Cynodon dactylon*, *Festuca pseudovina* és a *Poa angustifolia* előfordulását mutatja a bugaci szárazgyepben. A *Cynodon dactylon* mindvégig megtalálható, de maximumát az „A” túllegeltetett sávban éri el. A faj a 1997-es „B” területi sávok felvételek közül a 2. és a 3. felvételben is magas, közel 20%-os borítással volt jelen. A *Festuca pseudovina* a „B” zóna felvételeiben fordult elő nagy borítási értékekkel, de a területen mindenhol megtalálható. A *Poa angustifolia* legjelentősebb előfordulása az 1997-es „C” terület kvadrátjaiban volt, majd 2005-re 10% körüli értékre csökkent.



17. ábra. A bugaci mintaterületek (A,B,C) domináns pázsitfű fajainak %-os előfordulása

A domináns fajok megoszlása:

A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi felvételekben is a *Cynodon dactylon* volt az uralkodó pázsitfű a karám körüli „A” mintaterületen. Kunbaracson 2010-ben nagy borítási értékekkel jelentkezett a „B” zóna felvételeiben is **(9. melléklet).**

A bugaci és a tatárszentgyörgyi „A” területre jellemző nagy borítási értékű pázsitfű faj még a *Lolium perenne* is **(10. melléklet).** A taxon Bugacon szintén az 1997-es „B” felvételekben jelent még meg nagyobb borítási értékekkel.

A *Festuca arundinacea* legnagyobb borítási értékeit a tatárszentgyörgyi „B” zónákban éri el **(11. melléklet).** A bugaci felvételek közül mindössze az 1997-es felvételek „B” területi sáv kvadrátjaiból kettőben található meg. A kunbaracsi területen 2007 és 2009-ben az „A” zónák kavadrátjaiban ért el magasabb borítási értékeket. 2010-ben pedig a „B” zónában is megjelent.

A kunbaracsi és a tatárszentgyörgyi területek „B” zónájában nagy borítási értékekkel jegyeztük fel a *Festuca pseudovina*-t. A bugaci előfordulása ebben a zónában nem jelentős **(12. melléklet).**

A *Poa angustifolia* jellemzően nagy borítási értékekkel a kunbaracsi terület karám közeli kvadrátjaiban jelenik meg **(13. melléklet).** A másik két területen, mind időben, mind térben eltérő esetekben mutatkozik, de csak kisebb mennyiségben.

Az *Ononis spinosa* minden vizsgált területek különböző zónájában megtalálható. Kiugró borítási értékeket csak Bugacon mutatott 1997-ben és 2005-ben **(14. melléklet)**.

Az *Elymus repens* a tatárszentgyörgyi területen csak kis borítási %-okkal jelent meg 2009-ben. Bugacon jelentős borítási értékkel minden zónában előfordult. Kunbaracson 2007-ben a karámhoz közeli kvadrátokban jegyeztük fel **(15. melléklet).**

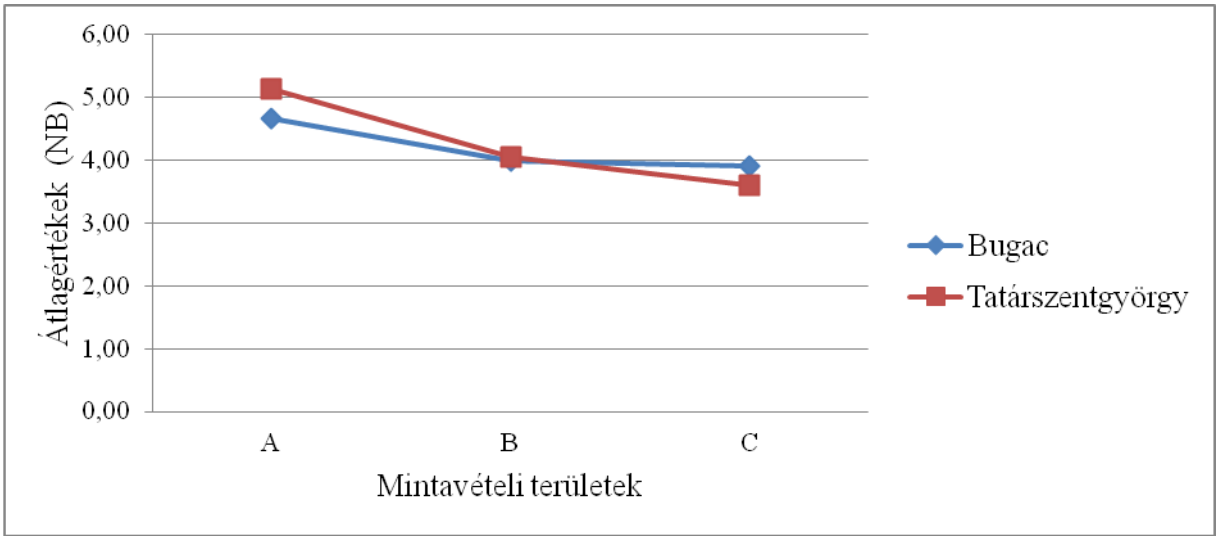
A *Dactylis glomerata* is egy olyan faj, amely közel azonos értékkel folyamatosan jelen van mindhárom terület minden zónájában **(16. melléklet).**

Jellemzően a tatárszentgyörgyi terület „A” kategóriáiban jelenik meg jelentősebb borítási értékekkel a *Trifolium repens* **(17. melléklet)**. Kunbaracson csak egy évben és akkor is csak egy „B” zóna kvadrátjában fordult elő.

A tipikus szárazgyepi fajok közül az *Achillea collina* borítási értékeit ábrázolva **(18. melléklet)** jól látható, hogy a bugaci területen gyakori; több területen és kvadrátban nagyobb borítási értéket is elér. A kunbaracsi területen 2008-ban a karámhoz közeli területen mutatott nagy borítási értékeket.

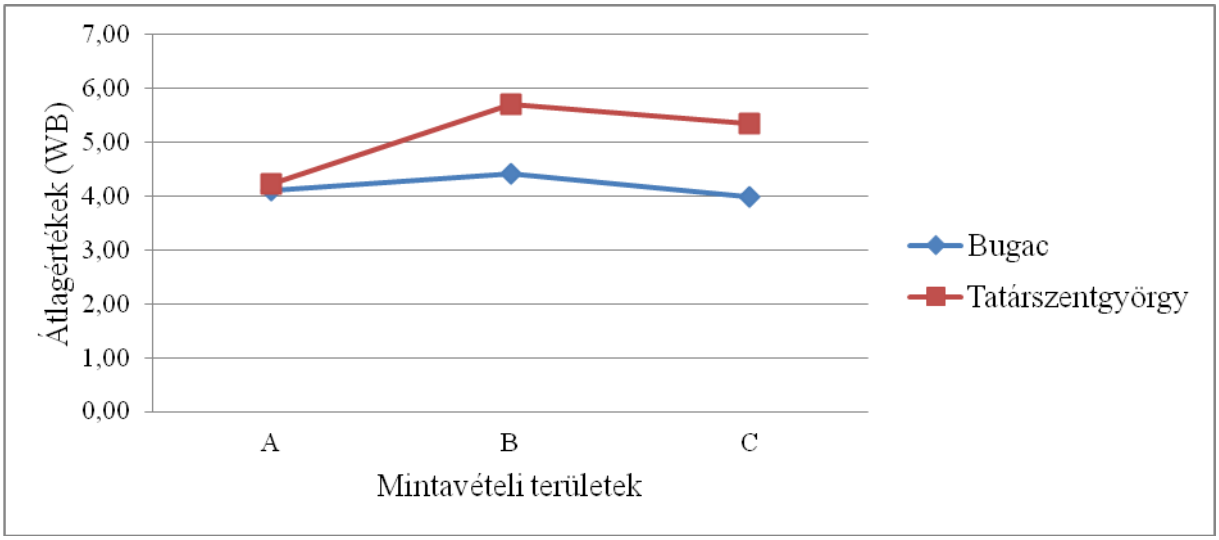
5.2. AZ ÖKOLÓGIAI, KÖRNYEZETI TÉNYEZŐK SZERINTI ELEMZÉS

A Borhidi-féle relatív értékszámokat alapul véve a következőket állapíthatjuk meg: A szárazabb bugaci területen a karámtól távolodva csökken a fajok nitrogénigényét mutató mérőszám NB átlaga, pontosabban a karámhoz közelebbi taposott, trágyázott részen a nitrogénkedvelő fajok szaporodnak fel **(18. ábra).** Az 5 kvadrát fajlistáját alapul véve az átlagos nitrogénigény a karámtól távolodva 4,66, 4,00 és 3,91, csökkenő tendenciát mutat.



18. ábra. A fajok relatív nitrogénigény szerinti átlagértékei a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

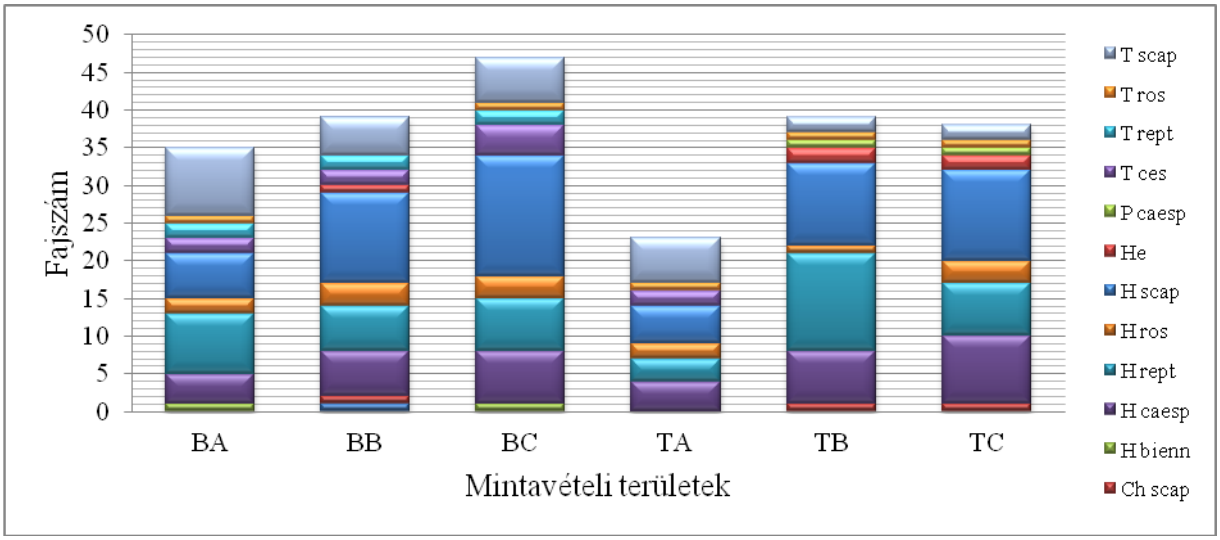
A fajok relatív vízigényét mutató átlagértékek alapján mindkét mintaterület legnedvesebb részének a „B” zónák adódnak. Jól kirajzolódik, hogy a karámkörüli területek értékei megegyeznek, de attól távolodva Bugacon száraz termőhelyet jeleznek a fajok, Tatárszentgyörgyön pedig a nedves területek fajai dominálnak. A vízigény átlagértékei egyértelműen a bugaci területeket jelzik szárazabbnak **(19. ábra).**



19. ábra. A fajok relatív vízigény szerinti átlagértékek a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

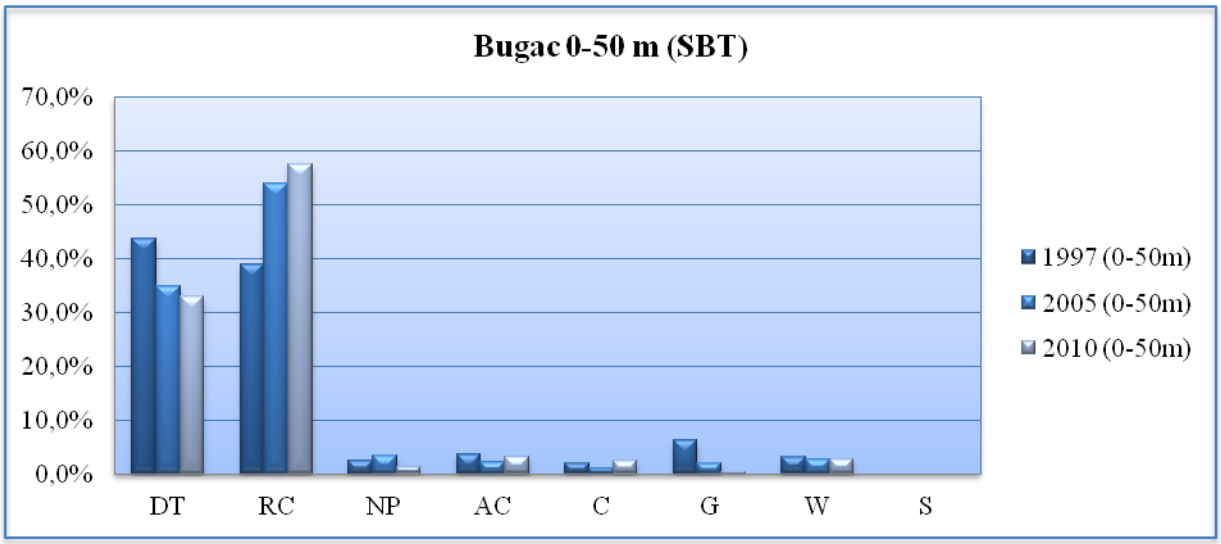
Az életformák szerinti megoszláskor jelentős változások láthatók **(20. ábra)** az egyes területkategóriák kvadrátjaiban. Az „A” mintaterületeken arányaikban és fajszámban is az egyéves felemelkedő szárú fajok (T scap) fajok mennyisége jelentős, mindkét területen a legnagyobb (9,

illetve 8 faj). Emellett a kúszó évelő (H rept) fajok aránya is nagy. Az évelő gyepes fajok (H caesp) mennyisége a karámtól távolodva nő. Az évelő felemelkedő hajtású (H scap) fajokkal együtt a legnagyobb fajszámot adják. A tatárszentgyörgyi „B” területen jelentős még az évelő kúszó fajok (H rept) mennyisége (13 faj).

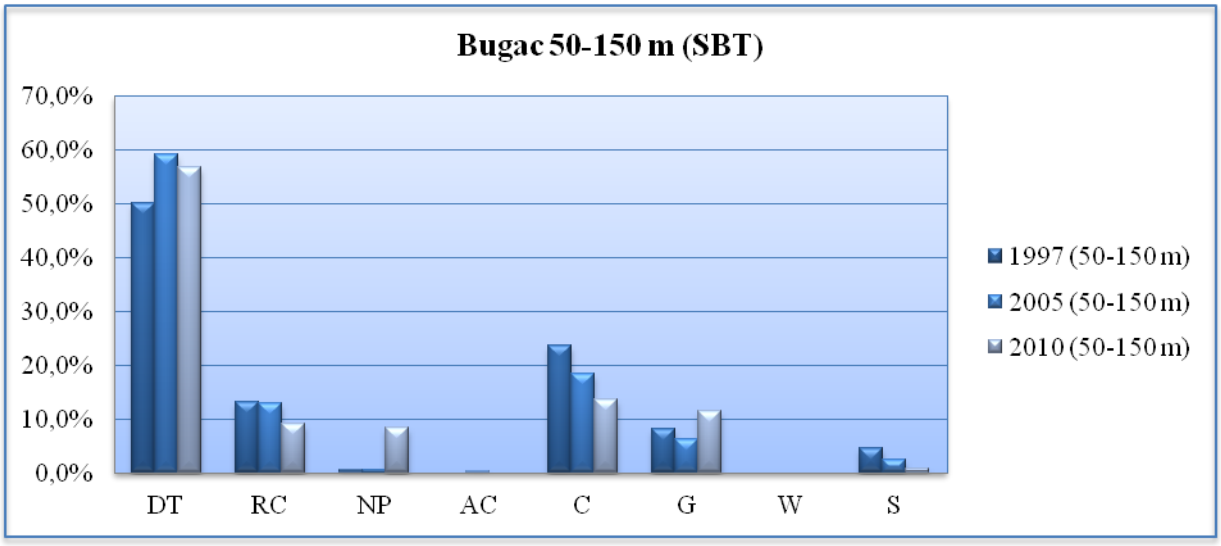


20. ábra. A fajok életformák szerinti megoszlása a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

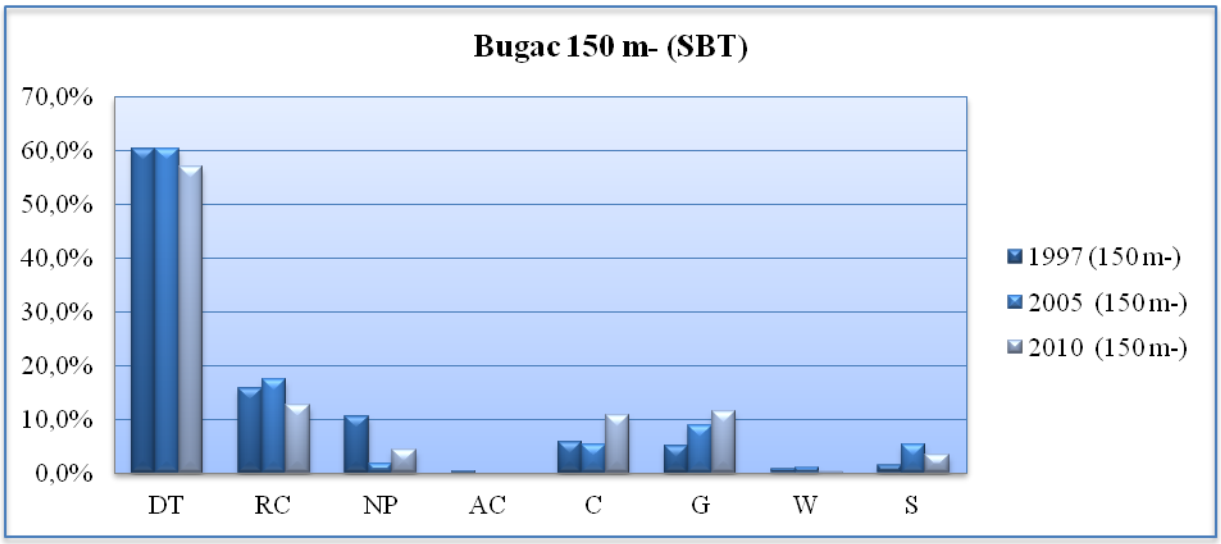
A fajok szociális magatartási formák szerinti alakulása Bugacon. A természetes zavarástűrők (DT) és a ruderális kompetítorok (RC) aránya a legnagyobb az állattartó telep közelében **(21-23. ábra).** A természetes pionírok (NP), az agresszív kompetítorok (AC), a kompetítorok (C) és a gyomnövények (W) aránya nem változott jelentősen a vizsgált három év alatt. A generalisták (G) száma csökkent a vizsgált évek alatt. A ruderális kompetítorok (RC) jelenléte már alacsonyabb a következő terület kategóriában, azonban a természetes zavarástűrők változatlanul nagy arányban vannak jelen. Itt már nagyobb fajszámmal jelentkeznek a kompetítorok (C) és a generalisták (G), valamint a specialisták (S) is. A harmadik („C”) területkategória megoszlásai közel azonosak, annyi eltéréssel, hogy itt ismét megjelennek a gyomnövények (W), amelyek az 50–150 m-es távolságban nem voltak megtalálhatóak.



21. ábra. A fajok szociális magatartási formái szerinti megoszlása Bugacon 1997 és 2010 között (0–50 m)

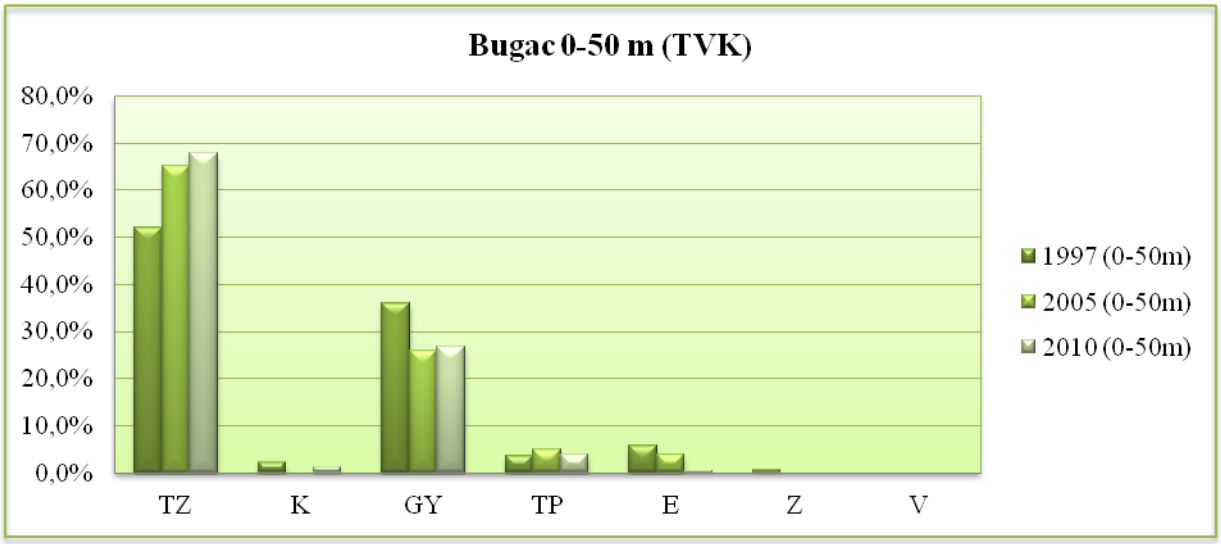


22. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Bugacon 1997 és 2010 között (50–150 m)

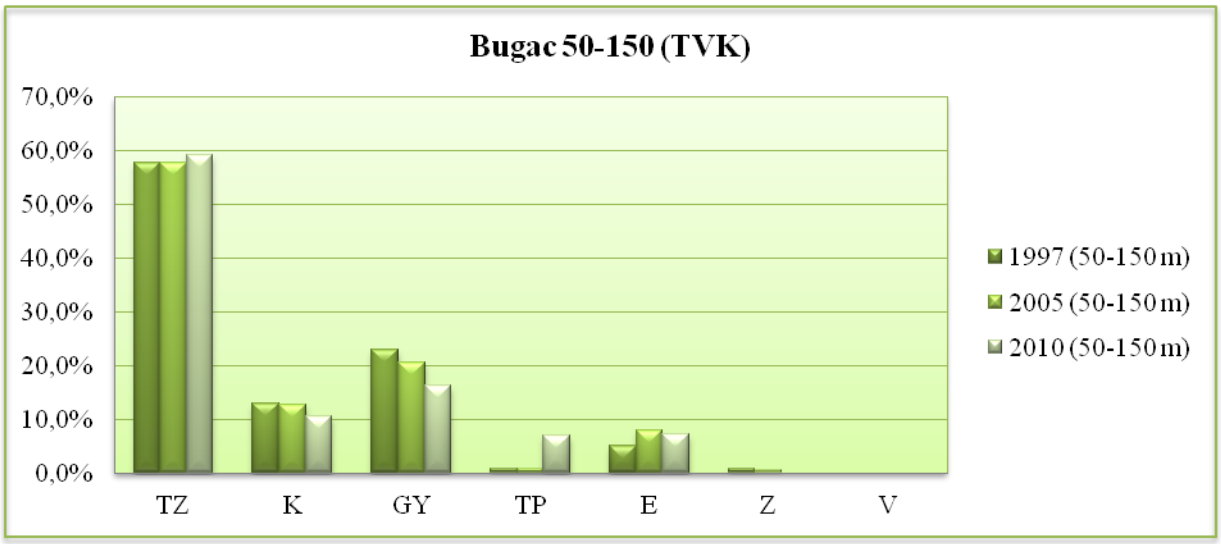


23. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Bugacon 1997 és 2010 között (150 m–)

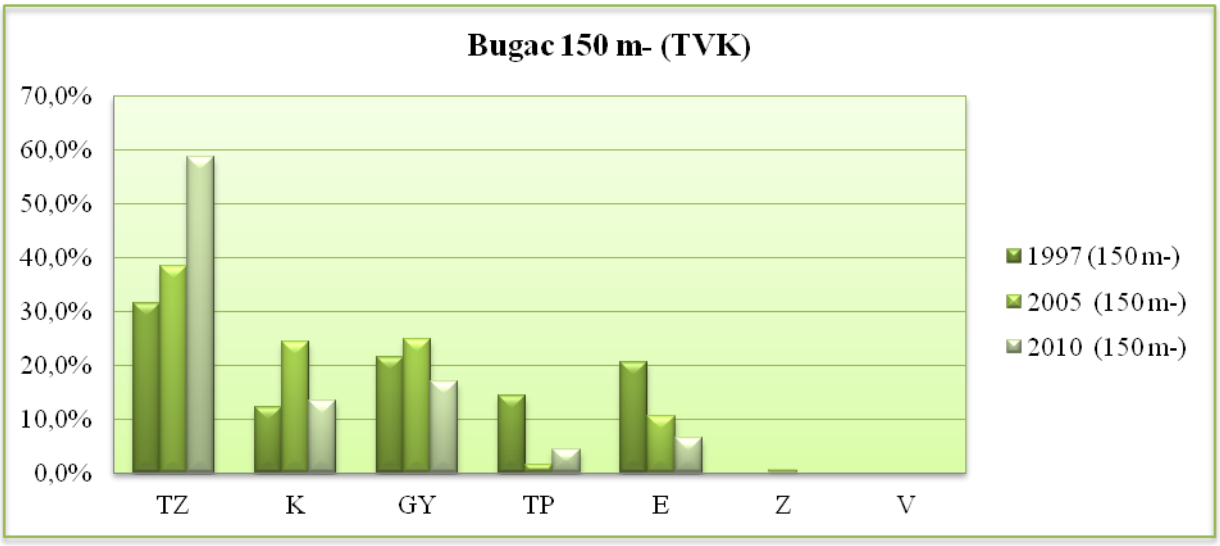
A bugaci eredmények, a fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása alapján. Azok a fajok, amelyek eltűrik a zavarást (TZ) 50%-os arányban voltak jelen a 0—50 m-es területkategóriában, azonban a 2010-es évre arányuk 70%-ra nőtt. A gyomnövények aránya 40% körül alakult, amelynek a csökkenése figyelhető meg. A természetes állapotokra utaló fajok csak minimális mennyiségben voltak jelen a karám közelében mind a három vizsgálati évben. A középső területkategóriában a természetes zavarástűrők (TZ) voltak jelen legnagyobb mennyiségben. A gyomnövények (GY) 20% körüli, a társulás alkotó fajok (E), a kísérő fajok (K) és a természetes pionírok (TP) hasonló arányokban jelentek meg. A legtávolabbi kategóriában már a természetes állapotokra uraló fajok vannak jelen legnagyobb arányban, azonban védett (V) növényfaj egyik vizsgálati évben sem volt található a bugaci területen **(24-26 ábra)**.



24. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Bugacon 1997 és 2010 között (0–50 m)



25. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Bugacon 1997 és 2010 között (50–150 m)

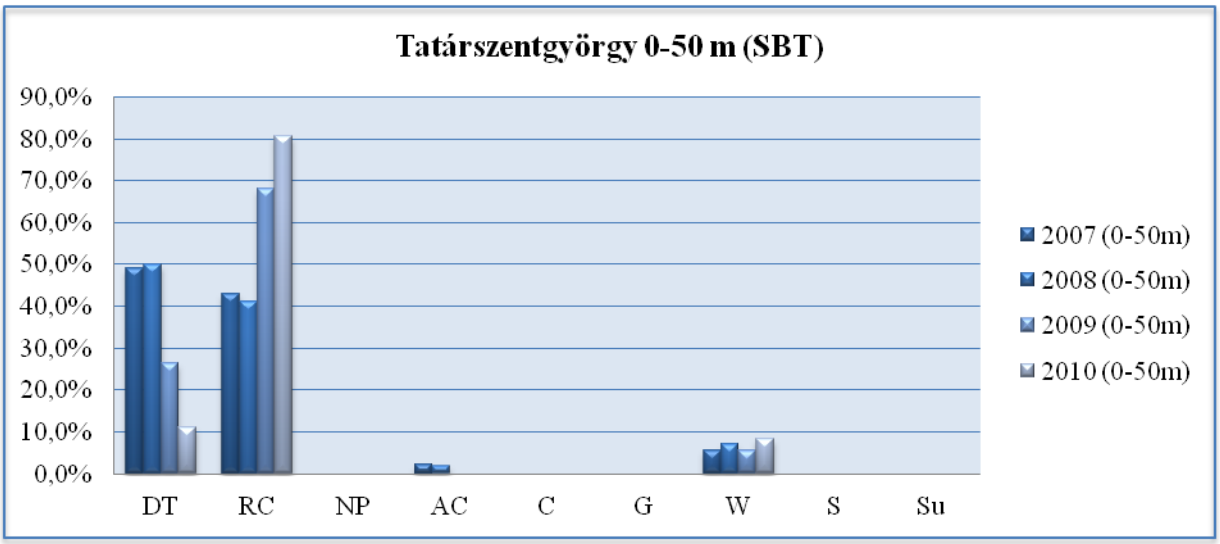


26. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Bugacon 1997 és 2010 között (150 m–)

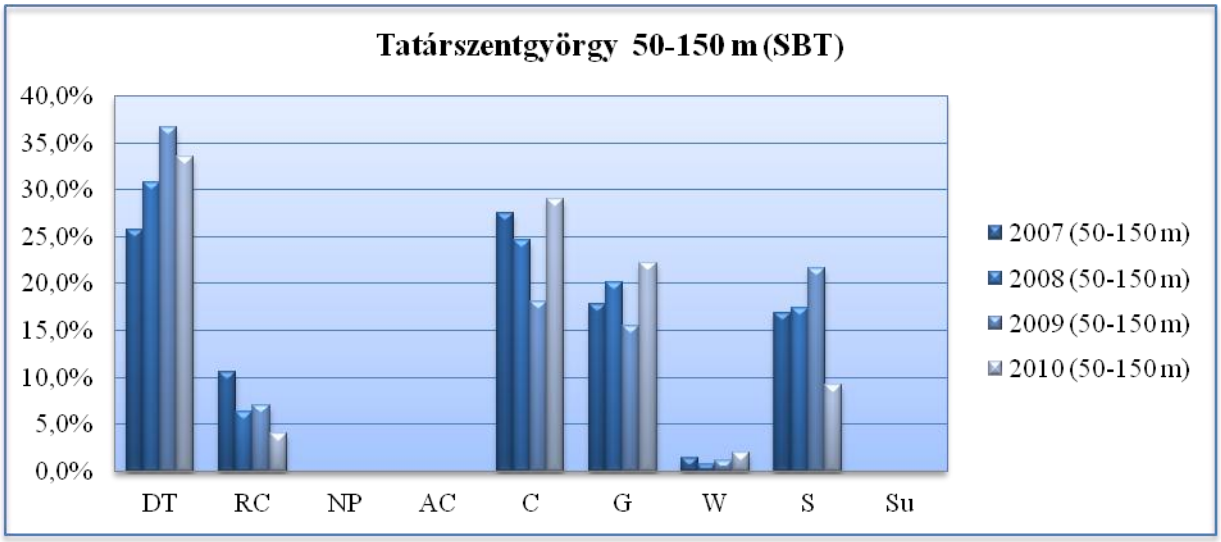
A fajok szociális magatartási formák szerinti alakulása Tatárszentgyörgyön. A tatárszentgyörgyi „A”, karám melletti területeken a természetes zavarástűrők (DT) és a ruderális kompetítorok (RC) vannak jelen legnagyobb arányban. Az előbbiek aránya csökkent, amíg az utóbbiaké növekedett a vizsgált évek alatt. A gyomnövények jelenléte alacsony az adott terület kategóriában.

A második területkategóriában „B” zónában változatlanul nagy arányban jelentek meg a természetes zavarástűrők (DT), azonban itt a ruderális kompetítorok (RC) helyett a stressztűrők közül a generalisták (G) és a specialisták (S), valamint a ruderális fajok közül a kompetítorok (C) jelenléte a meghatározó. A kompetítorok (C) és a generalisták (G) aránya 2009-re csökkkent, viszont 2010-ben újra megnőtt.

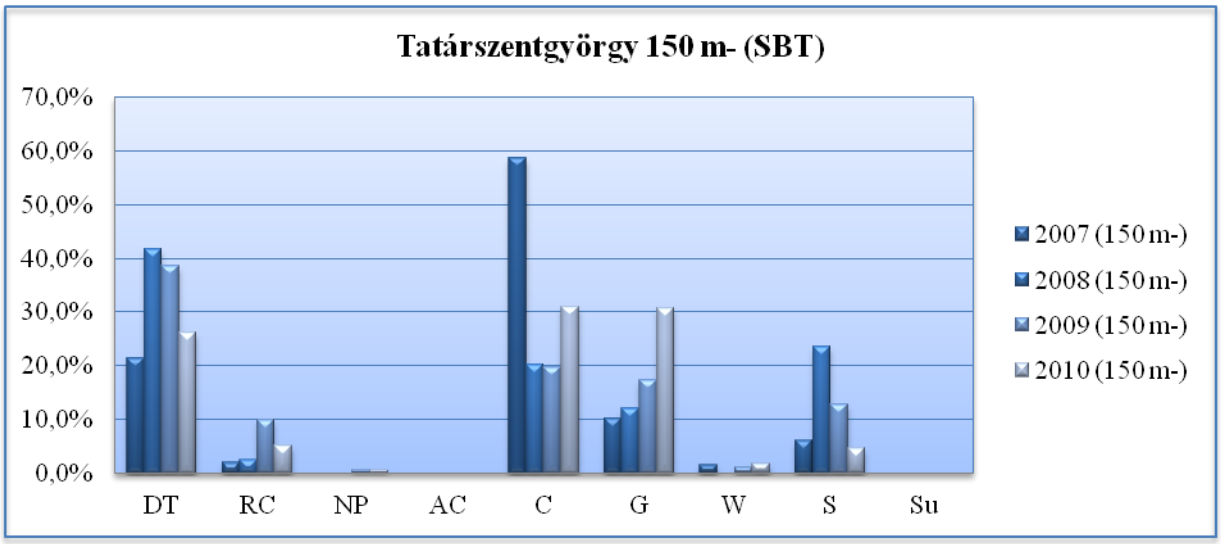
A karámtól legmesszebb lévő, „C” felvételekben az előző („B”) zóna felvételeihez hasonlóan alakulnak a szociális magatartási típusokhoz tartozó fajok mennyiségi viszonyai. A 2007-es évben a kompetítorok (C) aránya meghaladja a természetes zavarástűrőkét (DT), ami azonban a többi évre már nem jellemző **(27-29. ábra).** A competirok (C), generalista (G) és specialista (S) fajok meghatározóak.



27. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Tatárszentgyörgyön 2007 és 2010 között (0–50 m)



28. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Tatárszentgyörgyön 2007 és 2010 között (50–150 m)

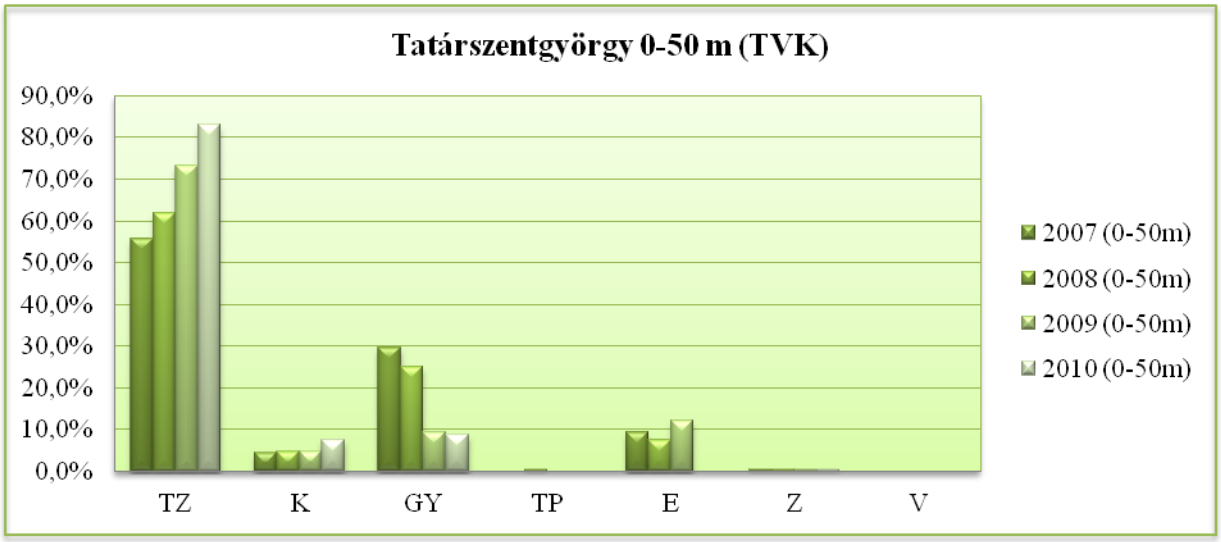


29. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Tatárszentgyörgyön 2007 és 2010 között (150 m–)

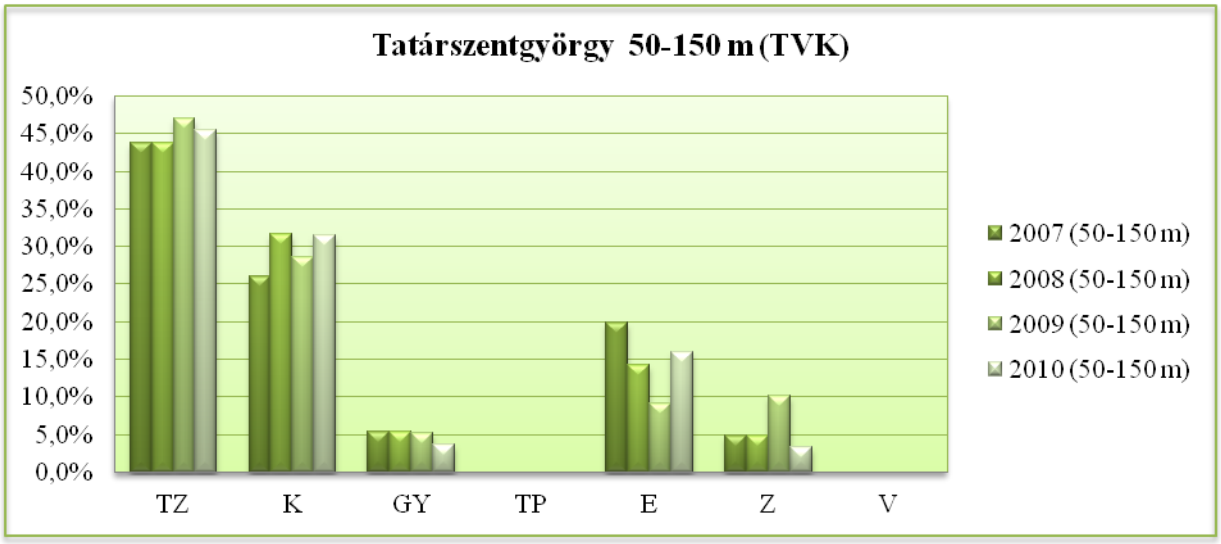
A tatárszentgyörgyi eredmények, a fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása alapján. A fajok aránya a természetvédelmi értékkategóriák alapján hasonlóan alakult a szociális magatartási formák sezrinti megoszlással. A karámhoz közel („A” zóna) itt is a természetes zavarástűrők (TZ) fordulnak elő a legnagyobb mennyiségben. A gyomnövények aránya 2007-ben még megközelítette a 30%-ot, addig 2010-re arányuk már 9% alá csökkent. Megjelennek még a természetesállapotokra utaló kísérő- (K) és társulásalkotó (E) fajok is, melyek mennyisége a vizsgált időszakban emelkedést mutat.

A „B” zónában már jelentősebb mennyiségben figyelhetjük meg a kísérő (K), valamint a társulásalkotó (E) fajokat. A zavarástűrő fajok aránya több, mint 30%-kal kevesebb az előző kategóriához képest. Alacsonyabb részesedést mutatnak a gyomnövények (GY), azonban néhány %-kal megnőtt a zavarástűrők aránya.

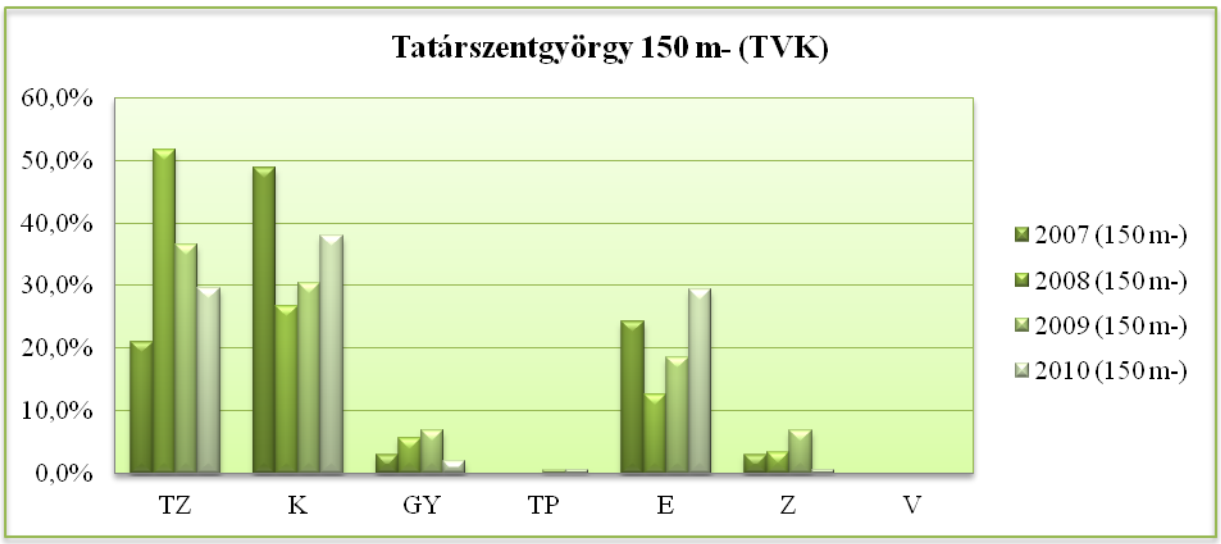
A legtávolabbi zónában („C”) a természetes zavarástűrők (TZ) 2008-ban voltak jelen legnagyobb arányban a kísérő (K) fajok pedig 2007-ben. A gyomnövények és a zavarástűrők már csak kisarányban jelennek meg. A társulásalkotók 2010-re elérték a 30%-ot **(30-32. ábra).**



30. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Tatárszentgyörgyön 2007 és 2010 között (0–50 m)

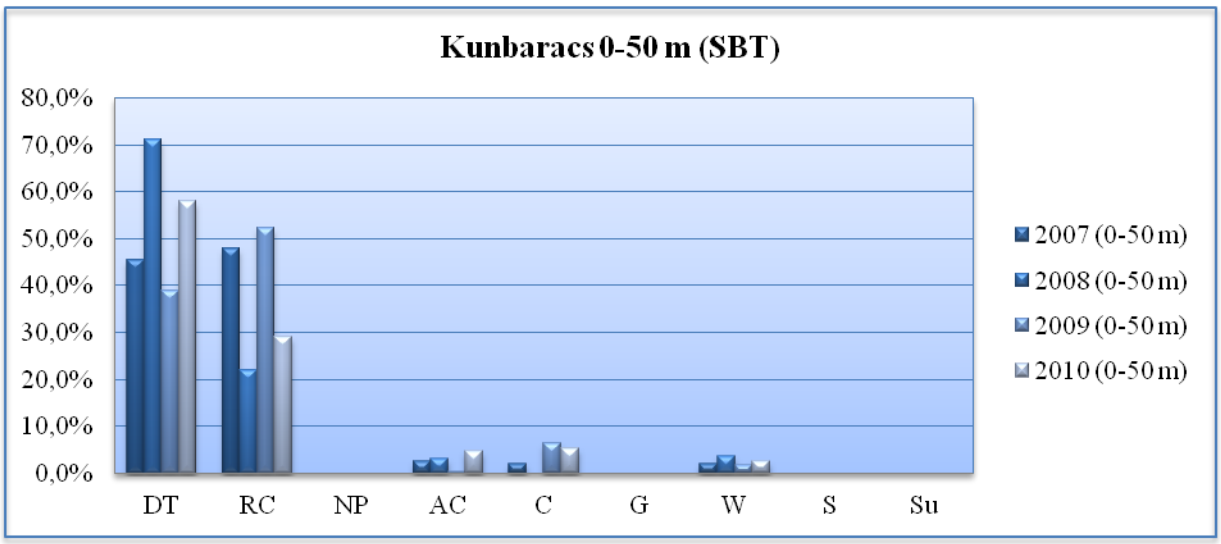


31. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Tatárszentgyörgyön 2007 és 2010 között (50–150 m)

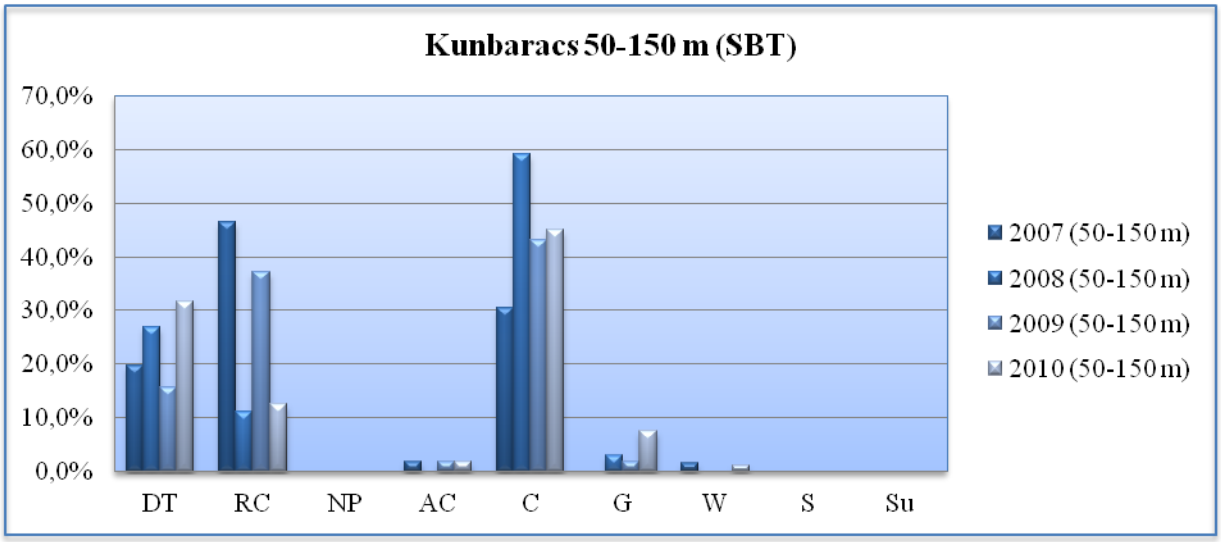


32. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Tatárszentgyörgyön 2007 és 2010 között (150 m–)

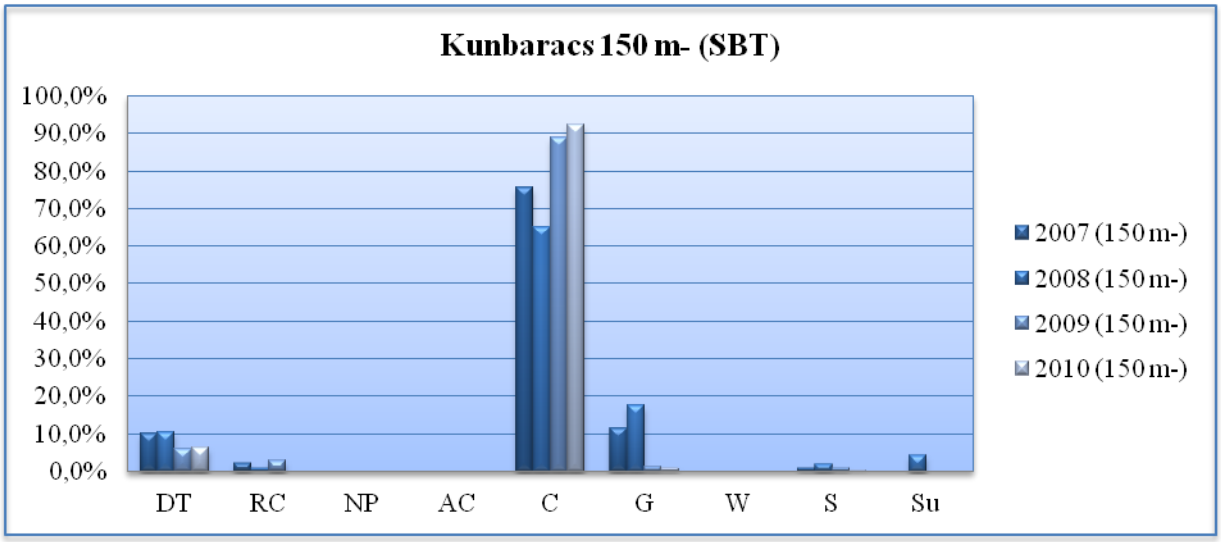
A fajok szociális magatartási formák szerinti megoszlása Kunbaracson. Az előző területek eredményeihez hasonlóan alakultak a kunbaracsi terület esetében is a szociális magatartási formák. A karám melletti területen a természetes zavarástűrők (DT) és ruderális kompetítorok (RC) jelennek meg nagy arányban. A két kategória arányai évente felváltva növekednek, illetve csökkenek. Ez az ingadozás annak tudható be, hogy a 2007-es és 2009-es évben szarvasmarhák is legeltek az első két területkategóriában. Jelen vannak még a gyom- (W) agresszív kompetítor (AC) és kompetítor (C) fajok is. Az 50–150 m-es terület kategóriában mind a négy vizsgálati évben kimagasló a kompetítorok (C) aránya. Összességében még ebben a csoportban is a zavarást tűrő fajok jelenléte a kimagasló, amely a területen rendszeresen ki- és behajtott állatok taposásának eredménye. A legtávolabbi kategóriában még mindig a kompetítorok (C) aránya kiemelkedő, azonban a természetes zavarástűrők (DT) és ruderális kompetítorok (RC) jelenléte minimális **(33-35. ábra).**



33. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Kunbaracson 2007 és 2010 között (0–50 m)

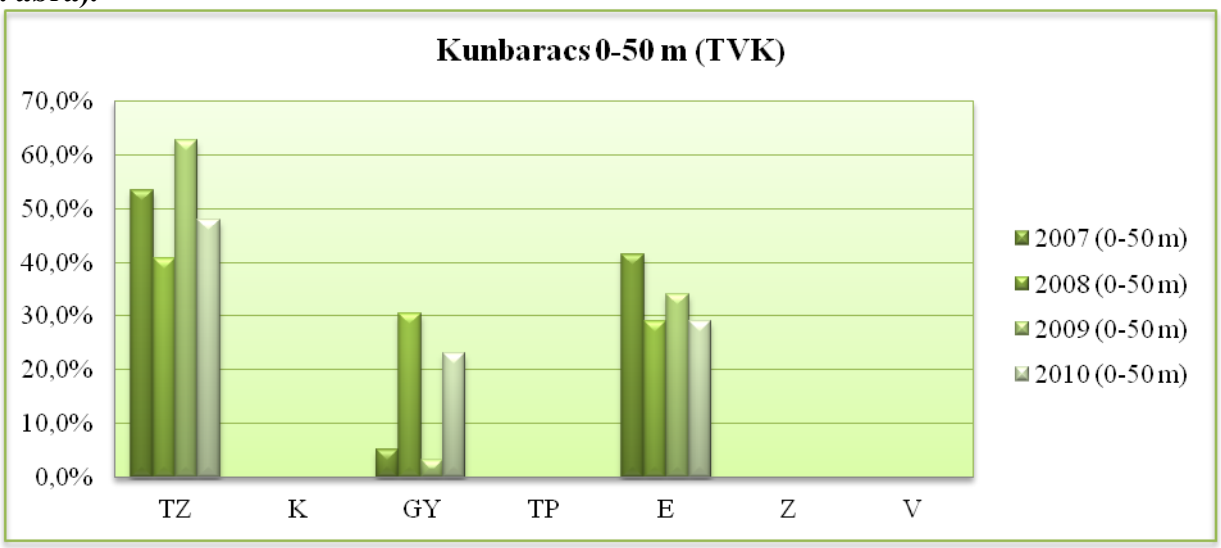


34. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Kunbaracson 2007 és 2010 között (50–150 m)

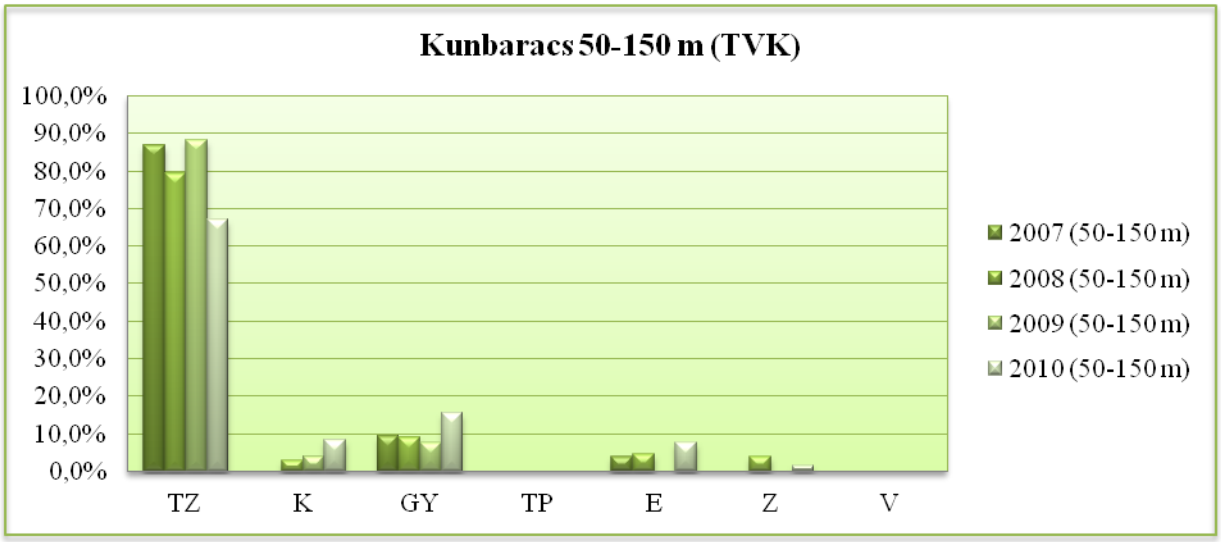


35. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartási formák szerint Kunbaracson 2007 és 2010 között (150 m–)

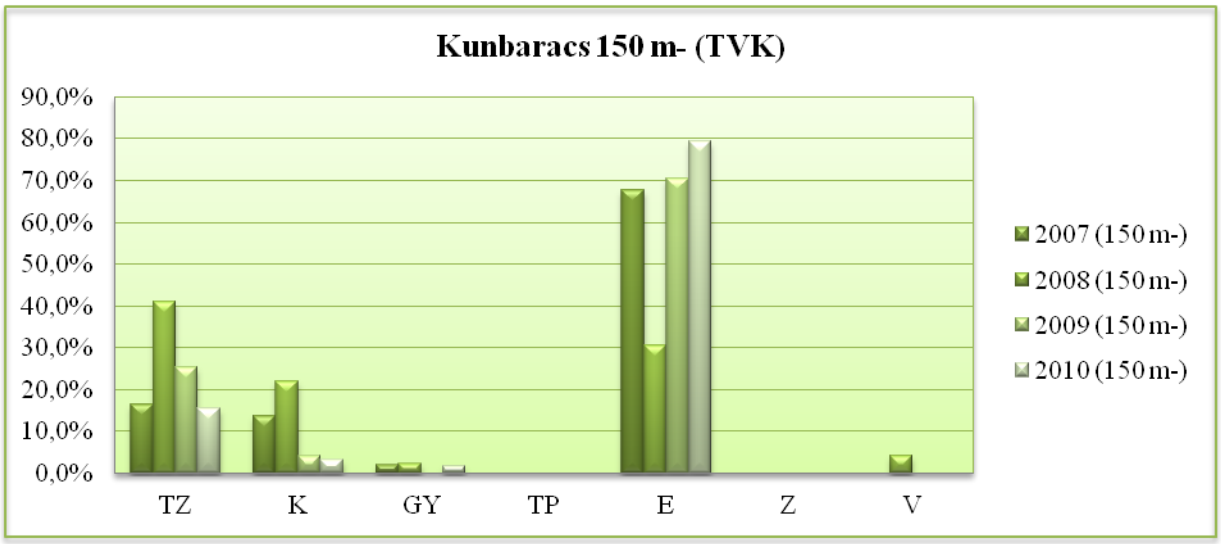
A kunbaracsi eredmények, a fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása alapján. A természetvédelmi értékkategóriák vonatkozásában is a természetes zavarástűrők (TZ) jelennek meg legnayobb arányban. Mellettük még kimagasló a társulásalkotó (E) fajok száma is. A gyomnövények évenként ingadozó megoszlása a már fentebb említett legeltetésbeli változásnak köszönhető. A középső területkategória csak annyiban mutat eltérést, hogy itt már csak a természetes zavarástűrők (TZ) jelennek meg kimagasló arányban. A harmadik (150 m-nél távolabbi) kategóriában csökken a zavarástűrő fajok aránya, a társulásalkotó (E) növények a 2008-as év kivételével 60% felett vannak jelen. 2008-ban elszórtan megjelentek a *Koeleria javorkae* egyedei amely a természetvédelmi értékkategóriák közül a védett fajok csoportjába tartoznak **(36-38. ábra).**



36. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Kunbaracson 2007 és 2010 között (0–50 m)



37. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Kunbaracson 2007 és 2010 között (50–150 m)



38. ábra. A fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása Kunbaracson 2007 és 2010 között (150 m–)

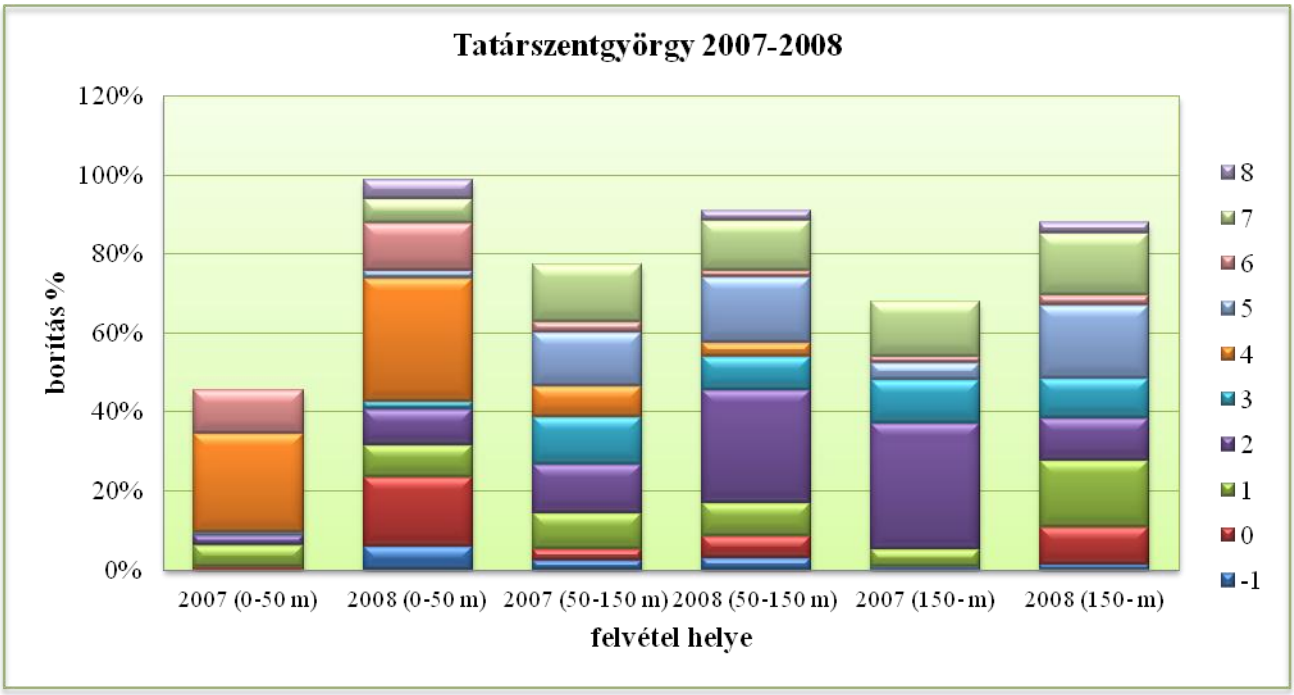
5.3. BIOMASSZA VIZSGÁLAT EREDMÉNYEI

A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi területek esetében a 2007-es és 2008-as adatokat felhasználva a Klapp-féle gyepminősítés alapján a tatárszentgyörgyi legelőn az elsődleges pázsitfüvek aránya a karámtól távolodva nő, emellett a harmadlagos pázsitfüvek mennyisége csökken. A területen a pillangósok mennyisége nem jelentős. A közömbös egyszikűek, amik első sorban a *Carex* fajokból adódnak, jelentős mennyiségben fordulnak elő a karámtól távolodva. 2008-ban készült felvételekben mennyiségük még markánsabb, ami a csapadékosabb évnek is köszönhető. A gyep fajösszetétele takarmányozástani szempontból a karámhoz közel gyengébb **(39-40. ábra),** itt a takarmányozástani szempontból vizsgált fajösszetétel alapján a kevésbé értékes fajok aránya jelentős.

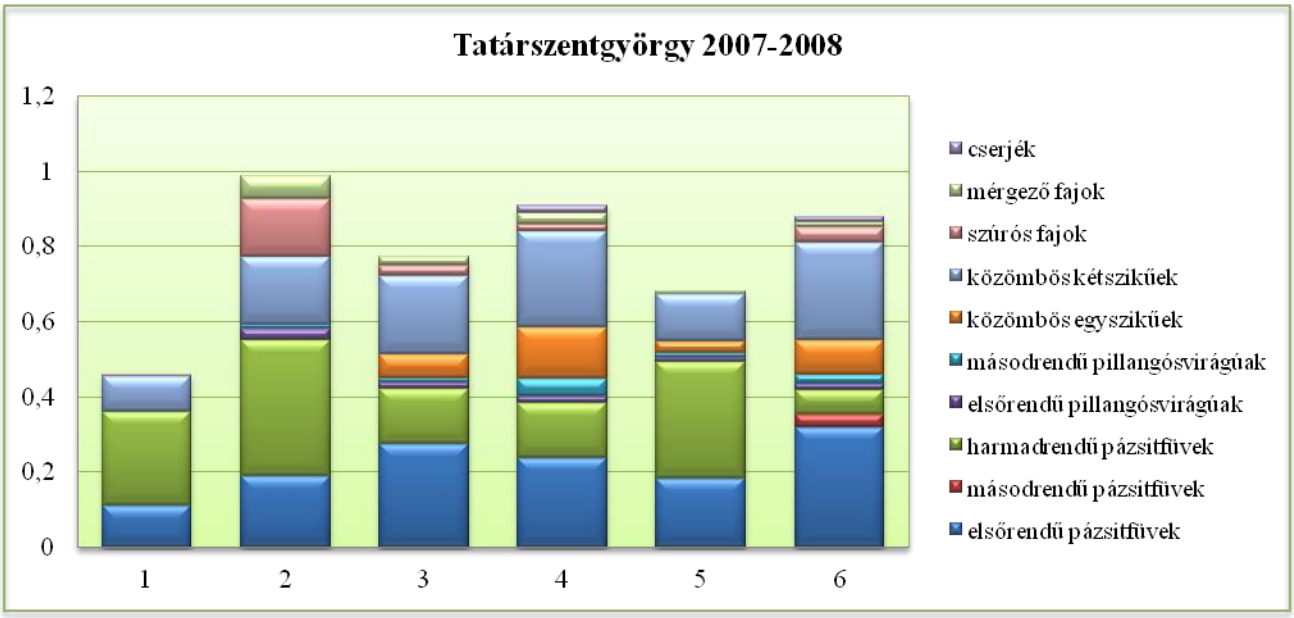
A kunbaracsi legelőn a gyep fajösszetétele takarmányozástani szempontból a karámhoz közel értékesnek tűnik **(41-42. ábra),** ami az *Elymus repens* és a *Festuca arundinacea* nagy borításából adódik. A 2008-as évben, ezen túl a karámban lévő kiugróan nagy borítási érték abból adódott,

hogy az állatokat nem hajtották ki a területre, így a gyep képes volt regenerálódni. A takarmányozástani szempontból vizsgált fajösszetétel alapján a kevésbé értékes fajok aránya jelentős. A gyepalkotók alapján történő megoszlás szerint a karámhoz közeli felvételekben a fent említett pázsitfű fajok nagy borítási értékei miatt az elsőrendű pázsitfű fajok aránya kiemelkedő. A karámtól távolodva megjelennek a másodrendű pázsitfüvek is. A harmadrendű pázsitfű fajok minden felvételi helyen előfordulnak, de a legnagyobb arányát a 2007-ben a karámtól 50-150 m távolságban mutatták. Az elsőrendű pillangósok hiányoztak a karám közeléből („A" zóna), a karámtól távolodva („B" és „C" zóna) mindenhol nagy arányban jelentek meg, ami a területek túllegeltetésére utal.

Klapp-féle takarmányértékek alakulása a gyepgazdálkodási csoportok megoszlását tükrözi. A karám közeli területeken adódtak a legnagyobb értékek, majd az 50-150 m távolságban lévő gyepek takarmányértékei következnek és a legkisebb értékek a távolabbi területeké. A vizsgált 2 év alatt a csapadékosabb 2008-as év a nyári időszak gyepösszetételében, borítási értékének növekedésében is látványosan megmutatkozik.

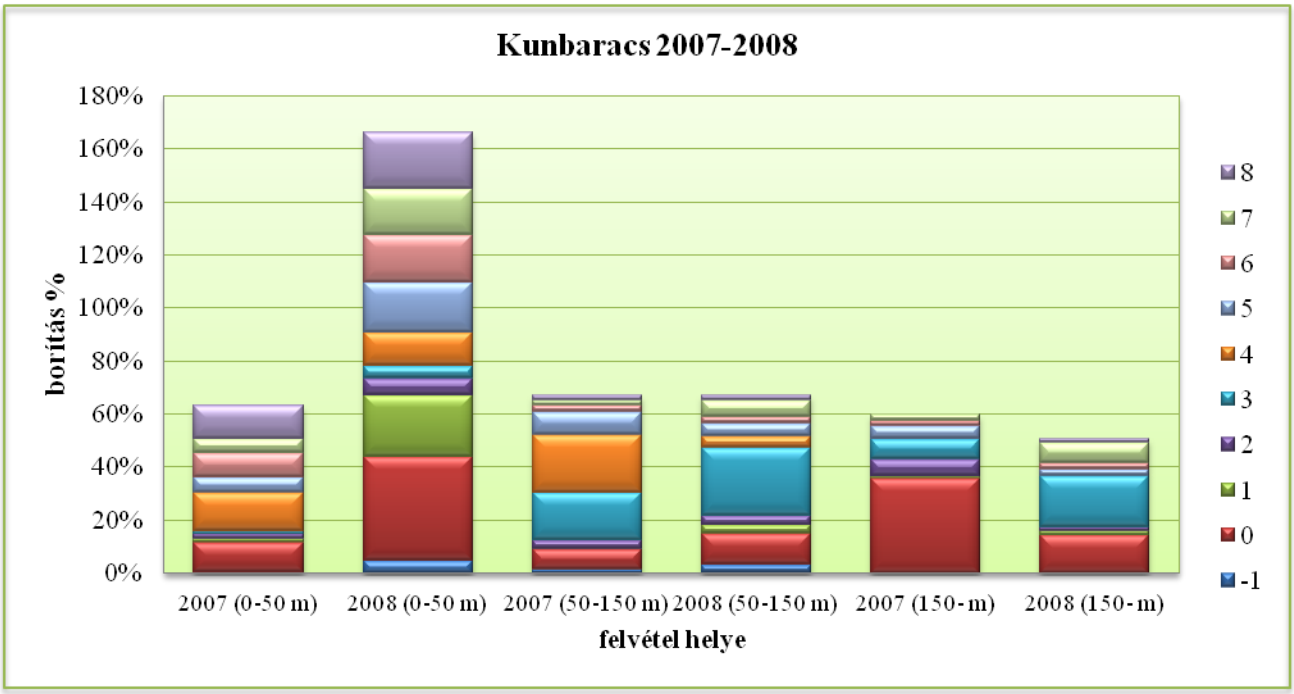


39. ábra. A fajok alakulása a Klapp-féle gyepértékelési kategóriák alapján. Tatárszentgyörgy (2007–2008)

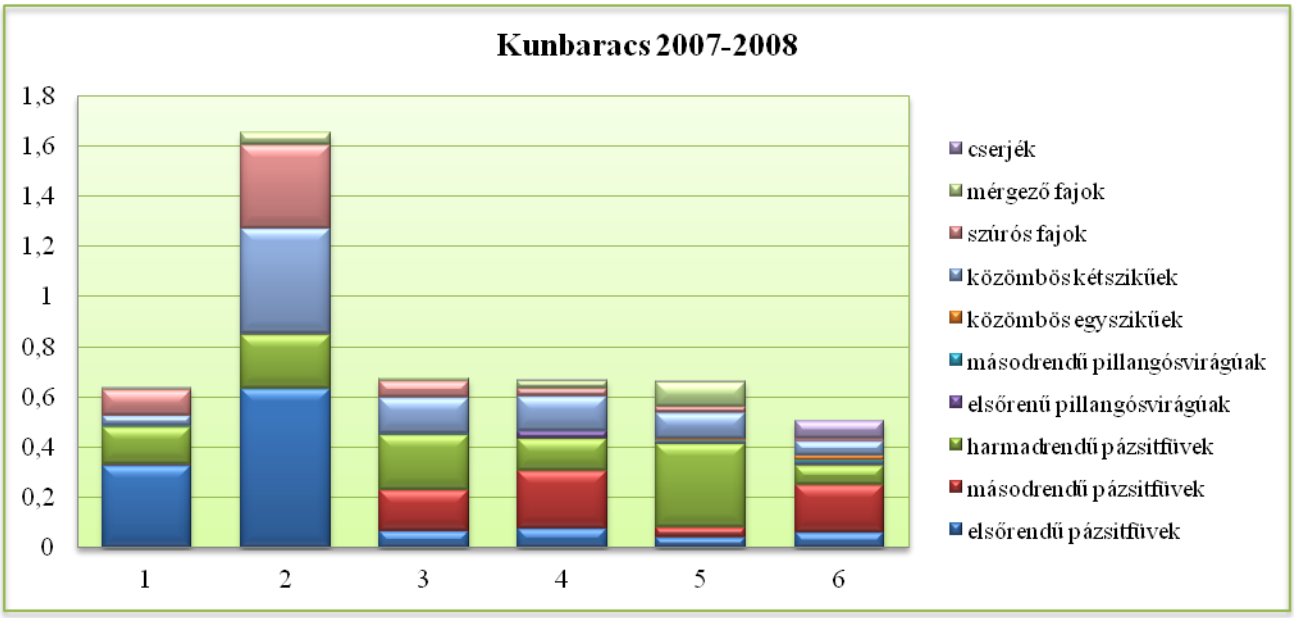


Kategória és idő: 1: 0–50 m 2007; 2: 0–50 m 2008; 3: 50–150 m 2007; 4: 50–150 m 2008; 5: 150– m 2007; 5: 150– m 2008

40. ábra. Gyepösszetétel. Tatárszentgyörgy (2007–2008)



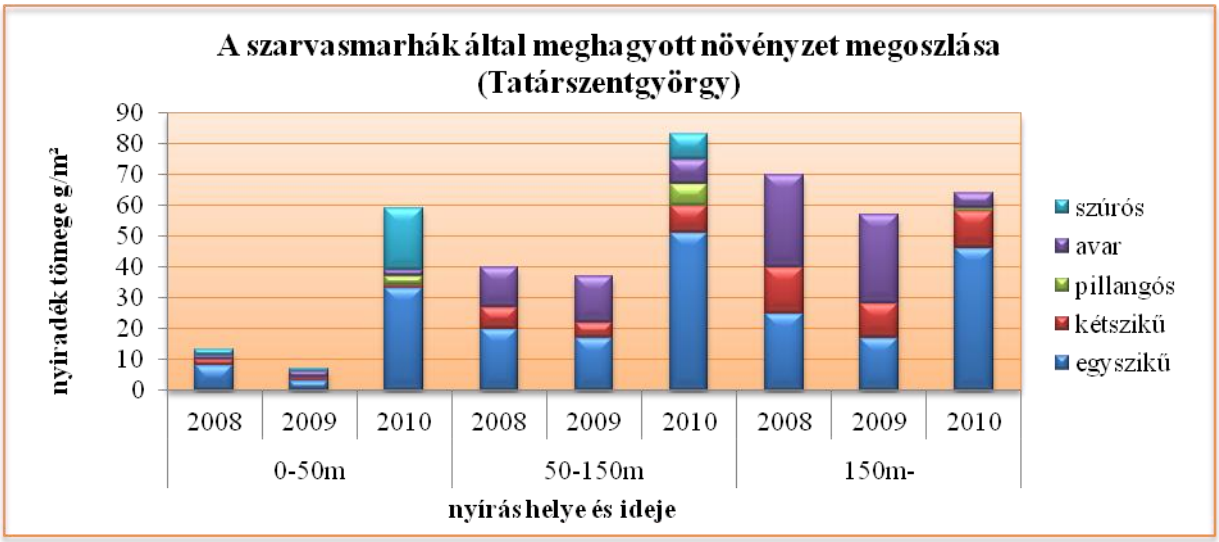
41. ábra. A fajok alakulása a Klapp-féle gyepértékelési kategóriák alapján . Kunbaracs (2007–2008)



Kategória és idő: 1: 0–50 m 2007; 2: 0–50 m 2008; 3: 50–150 m 2007; 4: 50–150 m 2008; 5: 150– m 2007; 5: 150– m 2008

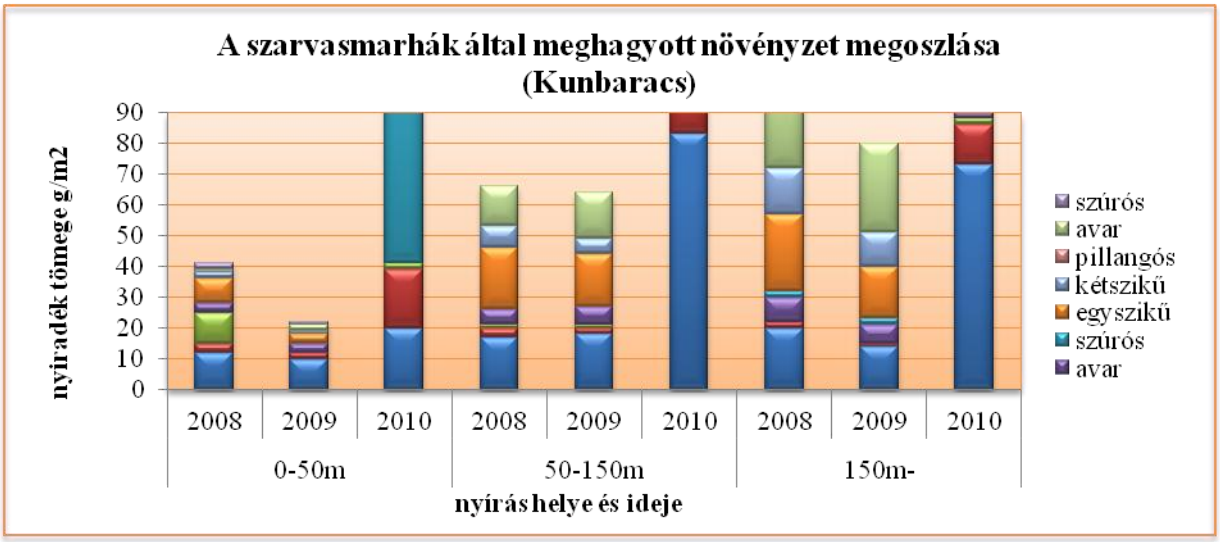
42. ábra. Gyepösszetétel. Kunbaracs (2007–2008)

A nyíráspróba erdményeit mutatja a **43-44. ábra**.



43. ábra. A legelés során meghagyott növények megoszlása Tatárszentgyörgyön (2008–2010)

A tatárszentgyörgyi nyírási eredményeknél az első két vizsgálati évben a pillangósok nem voltak jelen mérhető mennyiségben. Azonban az avar mennyisége kiemelkedő volt leginkább a harmadik terület kategóriában. Ez annak tudható be, hogy az előző években kevésbé intenzív legeltetés zajlott a területen ennek következtében az öregedő levelek nagyobb hányada vált avarrá.



44. ábra. A legelés során meghagyott növények megoszlása Kunbaracson (2008–2010)

A kunbaracsi terület esetében az első két évben közel azonos eredményeket kaptunk. 2010-ben azonban a késői kihajtás következtében a legeltetés hiányából adódóan az első terület kategóriában jelentősen felszaporodtak a gyomok és szúrós növények, amelyeket a később kihajtott szarvasmarhák meghagytak.

6. ÚJ ÉS ÚJSZERŰ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Florisztikai eredmények

1.1. Elkészítettem a területek fajlistáját. A védett növények mellett feljegyeztem a jellemző gyom és a megjelenő invazív fajokat is. Védett faj volt Tatárszentgyörgyön a gyíkpohár (*Blackstonia acuminate),* Kunbaracson a Jávorka fényperje (*Koeleria javorkae).*

1.2. Indikátorként alkalmazható fajegyüttest határoztam meg. Az erős taposás hatására megjelennek a zavarást tűrők csoportjának fajai: *Cynodon dactylon, Lolium perenne, Poa humilis, Polygonum aviculare.*

2. A vegetáció vizsgálat eredményei

2.1. Három legelőn, ezen belül is száraz és nedves területeken kimutattam, hogy a legeltetésnek hosszú távon eltérő hatásai vannak a vegetáció összetételére és a gyepterületek fajgazdagságára. Az intenzív taposási nyomás hatására a gyepterületek fajgazdagsága csökkent. A nedves és száraz területek fajgazdagságát tekintve eltérő tendenciát mutattam ki. A száraz terület fajgazdagabb volt, még a jellemzően csapadékszegényebb években is, amikor minden gyep esetében csökkent a fajszám.

2.2. Megállapítottam, hogy a zavarást tűrő domináns fajok a legelőkön a borítási értékeit tekintve a vizsgált társulások mind a taposási, legelési és klimatikus viszonyok hatására stabilak. A kísérő- és társulás alkotó fajok borítási értékei azonban érzékenyen reagálnak a legelés és taposás intenzitásának növekedésére, valamint az adott évben jellemző időjárási körülményekre – ezen belül is a csapadék megoszlásra.

2.3. Bugacon az azonos legeltetési nyomás hosszú távú vizsgálata során kimutatható, hogy 1997 óta a terület természetességi állapota a karám, illetve a karámhoz közeli területeken tovább romlik. A vegetációkban az agresszív tájidegen növényfajok is megjelentek. A karámtól távolodva a társulások fokozatosan átmennek a természetes vegetációba azonban csekélyebb mértékben, de itt is megfigyelhető a degradáció növekedése a vizsgált időszakban. A fajösszetétel is megváltozott: a zavarást jobban tűrő fajok borítási értékei növekedtek meg, a természetes állapotokat jelző fajok száma viszont csökkent.

2.4. Pignatti-féle életformákat először alkalmaztam hazai legelők vizsgálatára és elemzésére és egyben azt is sikerült kimutatni, hogy jó indikátor érték a legeltetés elemzésére. Az „A”, intenzíven legeltette és taposott területeken vannak csoportok, amelyek jelző értékűek, az egyéves (T scap) és a kúszó évelő (H rept) fajok mennyisége szaporodik fel.

3. Gyepgazdálkodási eredmények

3.1. A gyepek takarmányozástani értékeit tekintve megállapítottam, hogy a nedves területeken a taposási intenzitás csökkenésével megnövekszik – a takarmányozási szempontból értékesebb – elsőrendű pázsitfüvek mennyisége és ezzel fordított arányban csökken a harmadrendű pázsitfüvek jelenléte. A csapadékosabb években a gyepgazdálkodási szempontból közömbös pázsitfűfajok aránya emelkedett meg jelentősebb mértékben. Az elsőrendű pillangósok hiányoztak a karám közeléből, a karámtól távolodva mindenhol nagy arányban jelentek meg, ami ezeknek a távolabbi területeknek is a túllegeltetésére utal. A száraz területeken a terhelés csökkenésével növekszik a takarmányozási szempontból értékes fajok aránya.

3.2. A legeltetési típus váltás hatását a növényzetben is kimutattam, aminek természetvédelmi szempontból is van jelentősége. Az összterület gyepgazdálkodási és természetvédelmi szempontból is értékesebbé vált.

Újszerű tudományos eredmények

1. A kapott eredményeket felhasználva és a legeltetés intenzitásának csökkentésével a vizsgált területek nem csak a gazdasági, hanem a természetvédelmi igényeket is kielégíthetik.

2. Egyes Duna-Tisza közi mintaterületeken a nedves gyepek sérülékenyebbek, mind a legeltetési nyomásra, mind a klimatikus hatásokra. A száraz gyepek kevésbé sérülékenyek, az erősebb legeltetési nyomást is elviselik. Így Mindkét típusú területen a gyepek, kezelésére, jelen esetben legeltetésre szükség van, a gyepek természetvédelmi és gyepgazdálkodási értékek fenntartásáért, de ezt kontrolált körülmények között kell végezni.

7. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

7.1. A FAJÖSSZETÉTEL ÉS A VEGETÁCIÓ ÖSSZETÉTEL ALAPJÁN LEVONT KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Arra az előzetes hipotézisre, hogy a területek állapota a legelő állatok folyamatos legelése miatt a vegetációban degradálódik-e, a válasz az, hogy a karámhoz közeli zóna („A") elsősorban gyom fajokban gazdag, ami az erős túllegeltetés és a jelentős taposás következménye (Wilson és MacLoad 1991). Ez leginkább a bugaci és tatárszentgyörgyi területekre igaz, ahol nincs felhajtóút és ezen a zónán keresztül történik a kihajtás is. A pázsitfű fajok közül a *Poa humilis* is csak itt, a túllegeltetett és taposott területeken fordul elő. Ez a faj, — hasonlóan több pannon túllegeltetett térszínhez (Szentes et al. 2007, 2009a, 2009b; Penksza et al. 2009) — a túllegeltetés indikátorfajaként is figyelembe vehető, ugyanakkor ruderális területeken szintén jellemző (Penksza és Böcker 1999/2000). Indikátor voltát a jelen vizsgálati sor is megerősíti. A *Poa humilis* mellett ezekben a zónákban még következő fajok fordultak elő, egyben, mint a taposás és az intenzív legeltetési indikátor csoport tagjai: *Cynodon dactylon, Lolium perenne, Polygonum aviculare*.

A legelés jelentősen átalakítja-e a terület fajösszetételét, a fajszámban csökkenés is mutatkozik, illetve nőni fog a gyom jellegű fajok mennyiségére a válasz az, hogy a cönológiai felvételekben az általánosan előforduló fajok — melyek kb. a diagnosztikai fajok negyedét jelentik — gyomok vagy zavarástűrők, ami egyértelműen zavart területek növényzetét mutatja (Simon 1988) szintén csak az „A" zónában jelentősek. A távolabbi, „B" és „C" zónákban főleg a bugaci száraz gyepben, homoki legelőn és a tatárszentgyörgyi nedves térszínen a természetes vegetáció a jellemző. Ezek a fajok nem csak megtalálhatók, hanem fajszámban és borítási értékben is kiemelkedőek. Az általánosan előforduló fajokon kívül a gyomok és a zavart területek fajainak aránya kicsi. A legeltetés a területek fajösszetételét az előzetes hipotézissel szemben jelentősen nem alakította át, mindenhol a vegetáció összetétele meghatározó és visszafordíthatatlan módon nem változott meg, csakis a karámközeli területi sávokban. Számos munkával párhuzamosan megerősítette a vizsgálat, hogy a legeltetés a legelő fajösszetételére és fajszámára kedvezően hat (Catorci et al. 2009, 2011; Tóth et al. 2003; Noy-Meir et al. 1989, Fernández-Alès et al. 1993, Hadar et al. 1999).

A területek domináns fajai voltak: *Dactylis glomerata, Cynodon dactylon, Festuca arundinacea, Festuca pseudovina, Poa angustifolia, Elymus repens, Trifolium repens, Achillea collina.* Ezek a fajok a vizsgálati időszakokban a borítási értékeit is tekintve stabilak maradtak. A változásokat a kísérő- és társulás alkotó fajok borítási értékei mutatták első sorban, érzékenyen reagálva a legelés és taposás intenzitásának növekedésére, valamint az adott évben jellemző időjárási körülményekre – ezen belül is a csapadék megoszlásra.

A bugaci mintaterület felvételei látszólag ellentmondanak ennek, mert a „B" zónában a fajszám a vizsgálati időszak alatt folyamatosan csökkent. Ennek magyarázata, hogy a területen a 2001-es évben a szabad legeltetésről áttértek a szakaszoltatásra. A korábbi nagyobb fajszám a gyomfajok magasabb arányú jelenlétéből is adódott, ami annak köszönhető, hogy a szabadon legeltetett állatok elsősorban a számukra ízletes fajokat legelték le, a meghagyott növények pedig magot érlelve tovább tudtak szaporodni és elterjedni, amit Szemán (2003, 2006 ezt majd átküldöm) munkái is megerősítenek. Ezen túl a 2000-ig tartó szabad legeltetés során ezen a területen is gyakran tartózkodtak az állatok, erősebb volt a taposás és jelentős volt a túllegeltetés, aminek következtében a természetes vegetációállományok helyenként felszakadoztak és a gyomok mennyisége megnőtt, több közléshez hasonlóan (Szentes et al. 2007, 2009a, 2009b, Penksza et al. 2009). Az összfajszám nagy volt, azonban az átlagos fajszám, illetve az egyes kvadrátok fajszáma nem volt magas. Ez abból adódott, hogy az egyes kvadrátok nagyon különböztek egymástól, a vegetációegység stabilitása gyenge, a kisebb konstanciájú fajok aránya pedig nagy volt a mintanégyzetekben (Whittaker 1965, 1975; Adler és Lauenroth 2000; Peco et al. 2006). A bugaci terület magasabb fajszám-értékei a terület száraz jellegének is köszönhetőek, a nedvesebb vegetáció

egységekben a fajszám az alföldi régióban is rendszerint alacsonyabb (Borhidi 2003; Herczeg et al. 2006, Kiss et al. 2006, Penksza et al. 2009).

A bugaci „C” zónában a vártnál azonban kisebb volt a fajszám, ugyanis 1997-ben gyakorlatilag felhagyott területnek minősült. Ez megerősíti több olyan dolgozat eredményét, amelyek szerint felhagyott területeken a fajszám csökken (Smith és Rushton 1994). Számos kutatás szerint a megfelelő legeltetés kedvez a növényi fajgazdagságnak (Huston 1994; Proulx és Mazumder 1998; Pykälä et al. 2004). Losvik (1999) szerint a növényi fajgazdagság csökken a kaszálás és a legeltetés felhagyásával, amelyet alátámaszt Smith és Rushton (1994) is, akik szerint a fajok gazdagsága csökken és a fajok diverzitása is alacsonyabb az alullegeltetett területeken a legeltetett területekkel szemben. Jelen vizsgálatom is ezt a megállapítást erősíti meg. A pázsitfüvek mennyisége a legeltetés során megnőtt (McNaughton és Chapin 1985), ami jól követhető a különböző zónákban, azonban a domináns fajok tekintetében jelentős eltérések adódtak. Mindkét mintaterületen az „A” zónában a zavarást jól tűrő *Cynodon dactylon* borítása volt jelentős. Mindkét mintaterület „B” zónájában, de különösen a bugaci száraz gyepben a zavarást is szintén jól tűrő *Festuca pseudovina* volt domináns. A *Festuca arundinacea, Molinia coerulea,* mely fajok a nedves területek jellemző fajai, a tatárszentgyörgyi felvételekben mutattak nagy borítási értékeket. E fajok a tatárszentgyörgyi „B” zónában a legeltetési nyomás következtében jelentek meg nagyobb arányban, ezzel szintén igazolva, hogy a legeltetés a pázsitfüvek mennyiségét megnöveli (McNaughton és Chapin 1985; Catorci et al. 2011).

7.2. A DIVERZITÁSI ÉRTÉKEK ALAPJÁN LEVONT KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A bugaci és kunbaracsi területeken a diverzitási értékek az istállótól távolodva nőttek a vizsgált időszakban, ez mind az 50-150 m-es „B” zóna területére, mind a legtávolabbi „C” zónára is jellemző volt. A kunbaracsi területen a karámtól távolodva a legtávolabbi kategóriában — ahol az állatok a pásztoroló legeltetés következtében csak ritkán tartózkodnak — megfigyelhetők a regenerálódási folyamatok. A zavarás mérséklődésével előtérbe kerülnek a természetes regenerációs folyamatok, a szukcesszió során nő a közösség komplexitása (Virágh és Bartha 1996; Pykälä et al. 2005, Tóthmérész 1995). Hasonló következtetésre jutunk a fajszámok alakulásának vizsgálatával. Nagymértékű zavarás esetén („A” zóna) a sztochasztikus folyamatok kerülnek előtérbe, kisebb a rendezettség és kevésbé megjósolható a fajszámok alakulása, illetve a mért adatok erősen szórnak (Házi et al. 2011; Luoto et al. 2003; Tóthmérész 1995). A másik két, távolabbi zónában a fajszám változása pozitív korrelációt mutat az idővel, vagyis időben monoton nő, várakozásainknak megfelelően. Noha a fajszám nem teljesen megbízható ismérve egy társulásnak, azonban a tapasztalt diverzitási adatokkal összevetve a két mérőszám kölcsönösen kiegészíti egymást, megbízhatóságuk növekszik (Virágh és Bartha 1996; Pykälä et al. 2005, Luoto et al. 2003, Házi et al. 2011).

A Rényi-féle diverzitási profilok mindkét területen hasonló tendenciát mutatnak, ezzel megerősítik, hogy a legeltetés a Nagy-Alföld területén a pannon száraz és nedves gyepben is hasonló hatást fejt ki. Az értékek a szárazabb területeken magasabbak voltak, ami azt erősíti meg, hogy a száraz területek az intenzív legeltetés hatására is megőrzik fajgazdagságukat, vagyis inkább alkalmasak legeltetésre. Az „A” zónával szemben alacsony legeltetési nyomás valóban diverzitás növekedéshez vezet, ami az irodalmi adatokkal is összhangban van (Bakker 1989, Nösberger et al. 1998; Kampmann et al. 2007; Tóthmérész 1995).

7.3. AZ ÖKOLÓGIA, KÖRNYEZETI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI TÉNYEZŐK ALAPJÁN LEVONT KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A relatív ökológiai értékek alapján a karámhoz közeli területek „A” zónáira jellemző, hogy az előforduló fajok nagy nitrogénigényűek, melynek oka az állatok taposása és trágyázása (Penksza et al. 2009a, 2009b). A „B” és a „C” zónában az alacsonyabb legeltetési intenzitás (kisebb mértékű taposás, trágyázás) kisebb nitrogén (Penksza et al. 2009a, 2009b) igényű fajok megjelenését

eredményezte. A fajok relatív vízigénye (WB) alapján mindkét mintaterületen a „B” zóna adódott a legnedvesebbnek. A tatárszentgyörgyi „B” zónában a nedves területek fajai dominálnak, ami a magas vízigényű *Carex* fajok csak itteni előfordulásának köszönhető (Simon 2000; Borhidi 1995). A fajok relatív hőigénye (TB) alapján jól kirajzolódik, hogy a bugaci terület szárazgyepi vegetációval rendelkezik, és minden zónában melegebb éghajlati területekre jellemző fajokból áll. A legnagyobb eltérés a „B” zónában látható, ami a tatárszentgyörgyi nedvesebb, és ez által hűvösebb területek fajait (pl. *Carex* ssp., *Mentha aquatica, Molinia coerulea*) is tartalmazza.

Az életformák szerinti megoszláskor jelentős eltérések tapasztalhatók az egyes területkategóriák kvadrátjaiban. Az “A” zónákban az egyéves (T scap) fajok mellett mind borítási százalékban, mind fajszámban jelentős a kúszó évelő (H rept) fajok mennyisége, mely fajok az intenzív legeltetés és taposás hatására felszaporodnak (Catorci et al. 2011, Gatti et al. 2007). Az intenzíven taposott „A” zónában a terhelés hatására a másik két zónához viszonyítva az egyéves és a tőlevél rózsás fajokra vonatkozóan nem volt tapasztalható jelentősen nagyobb borítási érték, mely eredmény az irodalmi közlésekkel ellentétet mutat (Kahmen és Poschlod 2008, Catorci et al. 2011). Az évelő gyepes fajok (H caesp) mennyisége viszont az irodalmi közléseknek megfelelően (Gatti et al. 2007; Sebastià et al. 2008) a karámtól távolodva, a legeltetésnek, de a taposásnak már kevésbé kitett zónákban nő. A tatárszentgyörgyi „B” területen jelentős még az évelő tarackos fajok (H rept) mennyisége is, ami az intenzív legeltetési hatást mutatja (ld. Gatti et al. 2007; Sebastià et al. 2008). A magas arány annak is köszönhető, hogy a tarackokat az állatok felvágják a taposás során ezzel hozzájárulva a szaporodásukhoz.

Tehát arra kérdésre, hogy vannak-e, (ha igen, hol, és milyen terhelés mellett) olyan területrészek, ahol a kezelés, legeltetés eleget tesz a természetvédelmi igényeknek, a jelen vizsgálat választ ad. Az „A” zónák természetvédelmi értékelés során átalakított, gyomokban és zavarástűrőkben gazdag térszínt mutatnak, hasonlóan más pannon legelők karámközeli területeihez (Penksza et al. 2009a, 2009b). A szárazabb gyepben (Bugac) az erőteljesebb legeltetés a karámhoz közeli „B” zónában természetvédelmi szempontból is értékesebb vegetáció kialakulásához vezetett. A „C” zónának a természetvédelmi- és diverzitás értéke is nőtt a vizsgált időszakban, azonban a természetvédelmi értékelés alapján még mindig elmarad a „B” zónától. Ennek oka, hogy a gazdálkodás megváltozott. A szabad legeltetést szakaszos legeltetés váltotta fel, ezzel a legeltetési nyomás a „B” és a „C” területeken egyenletesebbé vált. A nedves tatárszentgyörgyi gyepben a jelen minta alapján a természetvédelmi értékeket is megőrző gyepösszetétel kialakulása a karámtól távolabb lévő („C” kategória), kisebb legeltetési nyomás mellett valósult meg.

7.4. A GYEPMINŐSÍTÉSI KATEGÓRIÁK SZERINT LEVONT KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A Klapp-féle gyepminősítés alapján megállapítható, hogy a nedvesebb tatárszentgyörgyi gyepterületen az elsődleges pázsitfüvek aránya a karámtól távolodva nő, azonban a harmadlagos pázsitfüvek mennyisége csökken. A pillangósok jelenléte nem jelentős ezen a területen. Azok közül az egyszikűek közül, amelyek a takarmányozás szempontjából közömbösnek tekinthetőek — első sorban a *Carex* fajok *(Carex distans, Carex flacca, Carex panicea, Carex stenophylla)* — képviseltetik magukat nagyobb arányban. 2008-ban mennyiségük még jelentősebb, ami a csapadékosabb évnek is köszönhető. A gyep fajösszetétele a karámhoz közel gyengébb, itt a takarmányozástani szempontból vizsgált fajösszetétel alapján a kevésbé értékes fajok aránya jelentős. A tatárszentgyörgyi területen hiányzik a felhajtó út, amely segítene abban, hogy a karámhoz közeli területek taposási terhelése csökkenjen, ezáltal itt is fel tudnának szaporodni a gyepgazdálkodási szempontból értékes pázsitfűfajok.

A szárazabb gyepterületen Kunbaracs esetében a fajösszetétel takarmányozástani szempontból a karámhoz közel tűnik értékesebbnek, ami az *Elymus repens* és a *Festuca arundinacea* nagy borításából adódik. Azonban az ízletességi vizsgálatok irodalmi adatai szerint a *Festuca arundinacea* kevésbé kedvelt faj, amely indokolhatja a nagyobb arányú jelenlétét. A 2008-

as évben az állatokat nem hajtották ki a karám közeli területre, amely kimagasló borítási értékeket adott a takarmányozási szempontból értékes fajok esetében. Azonban ezen a területen mégis túlnyomó többségben a kevésbé értékes fajok aránya jelentős. A karámtól távolodva megjelennek a másodrendű pázsitfüvek is. A harmadrendű pázsitfű fajok minden felvételi helyen előfordulnak.

A Klapp-féle takarmányértékek alakulása a gyepgazdálkodási csoportok megoszlását tükrözi. A karám közeli területeken adódtak a legnagyobb értékek, majd az 50-150 m távolságban lévő gyepek takarmányértékei következnek és a legkisebb értékek a távolabbi területeké. A vizsgált két év alatt a csapadékosabb 2008-as év a nyári időszak a gyepösszetételében, és a vegetáció borítási értékének növekedésében is látványosan megmutatkozik.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Hazánkban a legeltetéses állattenyésztés nagy hagyományokra és eredményekre tekint vissza. Már a honfoglalás előtti időktől jellemezte a magyarokat az extenzív állattartás és folyamatosan végigkísérte történelmünket. Az állattartás az ősi paraszti gazdálkodás szerves részét is képviselte. Elsősorban a természeti tényezők együttes hatására erdős legelők jöttek létre, majd a szélsőséges éghajlat és a változatos talajviszonyok, és főleg az ember átalakító munkája gyepterületeket eredményezett. A fentieknek köszönhetően a szabad legeltetéses állattenyésztés jogi szabályozása is korán, már a 17. században megkezdődött. A magyar jószág keresett áru volt Nyugat-Európa piacain, ezért a gyepterületek felhasználására vonatkozó szabályozások jelentek meg a 19. században, amelyek a gyeptelepítésekre és gyepjavításokra vonatkozó rendeletek voltak (Herman 1909; Dorner 1928). Ezt az időszakot követően a legelők jelentőségének a hanyatlása már a 19. század elején megkezdődött. Ez a folyamat a jelen pillanatig is tart – amit olyan tényezők is erősítték, mint a mezőgazdasági termékeket feldolgozó ipar szántó igénye, a pásztorokat sújtó rendelkezések vagy, hogy a régi pásztorok (a legelők tényleges urai, akik jól értettek az állatokhoz és a legelőkhöz) helyére került emberek nem megfelelő szaktudása (Vinczeffy 1993b, 1996, 2005; Viszló 2007). A hanyatlási folyamat ellenére a gyepfelületek jelentős részét az utókor számára a legeltetés és a kaszálás mentette meg. Nem lehet elhanyagolni a fentieken kívül a természetvédelem szerepét sem ennek az európai szemmel nézve is értékes, valamikor egybefüggő tájnak a megmentésében az egyetemes emberi kultúra számára. Amikor a hetvenes évek elején a természetvédelmi szakemberek az egész ország területére elkészítették a távlati természetvédelmi programot, kiderült, hogy az ország legértékesebb egyetemesnek minősülő, abszolút természeti értékének zöme az Alföldön található (Rakonczay 2001a).

Elsődleges szempont volt a legelő minőségének hosszú távon való megőrzése mellett a legelő és az állatok minél gazdaságosabb hasznosítása, ami jelen időszakunkra a természetvédelmi szempontokat is igyekszik beépíteni a gyepgazdálkodási rendszerekbe (Béri et al. 2004, Bodó 1997). Az sem hagyható figyelmen kívül, hogy a legelő, mint élettér hozzájárul a genetikai sokféleség fenntartásához (Bodó et al. 2006). Figeczky (2004) leírása szerint gyepeink olyan sajátosságokkal rendelkeznek, amelyek a biológiai sokféleség védelme szempontjából igen lényegesek: nagyobb a természetszerű növényzet aránya, nagyobb az élőhelyi sokféleség, fajgazdagabb növény és állatvilág alakul ki.

Pozitív változásnak tekinthető, hogy egyre nagyobb hangsúlyt kap az a szemlélet is, hogy a gyep gazdasági haszna mellett eredeti állapotát, fajösszetételét is megőrizzük, ezzel hosszú távon sokoldalú értékeit is fenntartsuk. Ezzel a szemlélettel a hazai irodalmat áttekintve haladunk végig szem előtt tartva a célt, a gyepterületeink értékeinek bemutatását, értékelését, sokrétű hasznát. A jelen munkában a rendkívül gazdag hazai és nemzetközi irodalom témához fűződő közleményeit és munkákat válogatás során és nem monografikus igénnyel idézem.

A legeltetés intenzitásától függő vegetációbeli változásokat elsősorban cönológiai felvétek eredményeivel és azok értékelésével próbálom bizonyítani. Jelen munkában rámutatok arra, hogy miként is lehet egyszerre megfelelni a természetvédelmi és gazdálkodási igényeknek is feltárva a két – sokszor ellentétes - érdek közötti érzékeny egyensúlyt. A gyepterületeken megtalálható növényfajok takarmányozástani szempontból is fontos információkkal szolgálnak. A legelőfű vagy az abból készült gyepszéna táplálóértéke nagymértékben függ a botanikai összetételtől, befolyásolja azt a hasznos vagy kevésbé hasznos fűfajok egymáshoz való aránya (Haraszti 1973; Barcsák et al. 1986).

A vizsgálatokat az Alföld azon területein végeztem, ahol a legeltetéses állattartásnak komoly hagyományai vannak. Továbbá a kiválasztott gyepek természetvédelmi területeken helyezkednek el, amelynek azért van jelentősége, mert gyepterületeink jelentős része természetvédelmi oltalom alatt áll.

Az előzetes hipotézisem az volt, hogy a területek állapota a legelő állatok folyamatos legelése miatt a vegetációban degradálódik. Jelentősen átalakítja ezzel a terület fajösszetételét, és ennek következtében nőni fog a gyom jellegű fajok mennyisége is.

Az elvégzett munka a következő célkitűzéseken alapul: a vizsgálatok elsősorban arra irányultak, hogy történtek-e változások a vegetációban a vizsgált időszakban. Az esetleges változások hatására, milyen irányban változik meg az eredeti vegetáció, a társulások fajösszetétele, és ezzel hogyan alakulnak a társulásokban a dominancia viszonyok és a domináns fajok. További kérdése volt, hogy a legeltetés homogenizálja-e a területeket, elfedi-e a különbségeket? Valamint a kezelés – legeltetés – eleget tesz-e a természetvédelmi igényeknek.

Mikor a természeti értékek tömeges pusztulása az iparilag fejlett államok után hazánkban is bekövetkezett Magyarországon is a figyelem homlokterébe került a természetvédelem fontossága. A természetvédelem fejlődése pedig az azt szabályozó jogszabályokhoz kötődik (Ángyán 2003; Rakonczay 2009). Az intézményes természetvédelem kezdeteként az 1879-ben alkotott erdőtörvényt tekintik (Ángyán 2003). Az első természetvédelmi előírásokat is tartalmazó törvény az 1935-ös erdőtörvény (Rakonczay 2009). Majd megjelent a környezet általános védelméről szóló 1995. évi LIII. törvény és a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény. A törvény céljai között szerepel a természeti értékek, tájak, területek és a biológiai sokféleség megőrzése. Megfogalmazza, hogy ez minden természetes- és jogi személy valamint szervezet kötelessége.

A mezőgazdálkodás hazánkban a század hatvanas évtizedéig csak kis mértékben okozott környezetkárosodást. Egészen a közeli múltig jelentős területeken alkalmaztak olyan hagyományos, illetve törvényileg szabályozott gazdálkodási módokat, amelyek változatos élőhelyi viszonyok fenntartását és fajgazdag élővilág megélhetését tették lehetővé, mint pl.: a sík- és dombvidéki füves pusztákon, mint extenzív használatú legelőtájakon, amelyek Közép-Európában egyedülálló tájképi értékeket, és sajátos összetételű, fajgazdag életközösségeket őriztek meg (Hortobágy, Kiskunság) (Vidéki 2005). Hazánkban többé-kevésbé természetes gyepfelületnek csak a rétek és legelők tekinthetők.

Gyepeink olyan sajátosságokkal rendelkeznek, amelyek a biológiai sokféleség védelme szempontjából igen lényegesek:

Ezeken a területeken lényegesen nagyobb a természetszerű növényzet részaránya, mint az intenzív rendszerek esetében.

A talaj alacsony tápanyagtartalma számos veszélyeztetett faj számára biztosít kedvező körülményeket, vagy a sekély termőréteg gyakran elősegíti a gyengébb versenyképességű, de a szélsőségesebb körülményeket jobban tűrő fajok fennmaradását,

A hagyományos gazdálkodási módok mellett általában nagyobb az élőhelyi sokféleség, melyet az alkalmazott legeltetési, kaszálási módok is elősegítenek,

A bonyolult folyamatok, változások eredményeképp fajgazdagabb növény- és állatvilág alakulhat ki (Figeczky 2004).

A gyep sajátos agroökoszisztéma. A szántóföldi növénykultúrákkal szemben egyik leglényegesebb sajátossága, hogy az agrárszakember egy sok fajból összetevődő növénytársulást, sőt ezen a növénytársuláson létrejövő állatközösséget, tehát egy különleges élőlényközösséget, ökológiai rendszert igyekszik fenntartani és a maga hasznára termelő tevékenységet folytatni rajta. Különösen érvényes ez a természet közeli állapotú ősgyepeinkre.

Homoki gyepeinket hagyományosan legeltetésre használták. A Duna–Tisza közén, a homokbuckákon elsősorban juhot, a homokpusztákon szarvasmarhát legeltettek. Ez kedvez a mozaikos szerkezet kialakulásának, ami sok fajnak biztosít élőhelyet. Leginkább a művelés (elsősorban legeltetés) felhagyása és az ezt követő elgyomosodás, becserjésedés, majd beerdősülés veszélyezteti e társulásainkat.

A természetes és természetközeli gyepek, „ősgyepek” természetvédelmi értékének megőrzése nagy jelentőségű (Kárpáti 2001, Margóczi 2001), aminek megőrzése a nemzetközi törekvésekkel is megegyezik (Nagy et al. 2001, Dér et al. 2003, Várallyay 2007). E védett, illetve védendő területek kezelésében a legelő állatoknak egyre nagyobb szerep jut (Bodó 2005; Stefler – Vinczeffy 2001). A legeltetéses hasznosítás az ökológia hátteret is biztosítja a gyepeknek, megmarad az adott

talajtípusra jellemző biotóp, a gyep faji összetétele is értékesebbé válik (Mihók 1993, 1997a). A természetközeli élőhelyek első sorban extenzív hasznosítás mellett maradtak fenn. A szikes puszták rövidfüvűségét és biodiverzitását a rövidfüvű területeken főleg juhokkal és lovakkal, míg a magasabb füvű, mezofilabb térszíneken szarvasmarhákkal lehet megvalósítani. A természetvédelemben a legeltetést eszközként kezelik, amivel megőrizhető az életközösségek fajösszetétele (Margóczi 2003; Lapis et al. 2003).

Az extenzív gazdálkodású gyepterületeinken fajgazdag gyepekkel lehet biztosítani az egész éves talajfedettséget (Barcsák és Kertész 1990, Szemán 1994). Ez a tevékenység csak külterjes hasznosítás mellett tartható fenn, de itt is be kell tartani a technológiai fegyelmet (Tasi és Szél 1996). A természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő gazdálkodás újszerű gyepgazdálkodási rendszerek kifejlesztését (Stefler és Vinczeffy 2001), és konkrét védett területekhez kapcsolódó legeltetési módszerek kidolgozása indokolják (Béri et al. 2004). Az utóbbi években egyre jobban elterjedt a már meglévő természetes gyepterületek legeltetéses hasznosítása. Ezzel együtt kidolgozásra kerültek különböző gyepjavítási eljárások, ilyen például a gödöllői gyepgazdálkodási módszer is (Barcsák et al. 1978, Kelemen 1997).

A gyepek fajgazdagsága és a legelő állatok közötti összefüggésre fontosságára a kutatók már a múlt század elején felhívták a figyelmet (Károly 1905; Réti 1911; Rázsó 1906). A fajgazdag gyepen nevelkedett állatok legtermészetesebb és legértékesebb takarmánya a legelőfű és a gyepszéna. Drezner (1927) megállapítása sem lett időt múlt, hogy a legelőt a legelő állat képes természetes állapotában karbantartani, és hogy a jószág így jut természetes gyógyhatású anyagokhoz. Ezt a nézetet napjainkban is többen osztják (Kota et al. 1991; Vinczeffy 1993a). Számos szerző (Dér et al. 1991; Béri 1992; Szovátay 1993) kiemeli még a legeltetés kedvező biológiai hatásait. A legelő élettere az állatnak, szelektíven legeli, patájával tapossa, ürülékével táplálóanyagot juttat vissza (Béri et al. 2004). A napsütés, a friss levegő, a megfelelő mozgás következtében jobb a megtermékenyülés, az ellenálló képesség, a szervezeti szilárdság.

A rétek és legelők (természetvédelmi és gyepgazdálkodási) értéke nagymértékben függ botanikai összetételétől, melyet a hasznos, a káros és az egyéb fajok egymáshoz viszonyított aránya határoz meg (Bajnok et al. 2000, Barcsák és Kertész 1986, Barcsák 2004, Barcsák et al. 1978, Haraszti 1973, Kota et al. 1993, Vinczeffy 1993a, 1998). A feltételes gyomok szerepével többen is foglalkoztak (Buchgraber 1997, Szemán 2002), és számos szerző hangsúlyozta a gyepek fajösszetétele pontos ismeretének fontosságát is (Szemán 1990, 1991, 1994, 1995, 1997, 2003a, Tasi 2002, 2003). A különböző hasznosítási módok, melyek nagymértékben hatnak a gyepek összetételére fontos, gazdasági és természetvédelmi kérdéskört alkotnak. Elsők között Klapp (1955, 1956) foglalkozott a témával. Vizsgálatai alapján megállapította, hogy a kaszáláskor a pázsitfüvek: pillangósok: egyéb kétszikűek borítási aránya 48%: 9%: 43%, míg a legeltetés eredményeként 69%: 15%: 22% alakul.

A legelő-kaszáló használat előnyeire már a hatvanas években Gruber (1962) is rávilágított, majd Nagy (1993) kihangsúlyozza, hogy a legeltetés és kaszálás váltogatásával egyensúlyt lehet teremteni a legelő és a kaszáló típusú fajok között, melynek a gyomszabályozásban is szerepe van (Szemán és Tasi 1983). Tóth et al. (2003) a legeltetés fajszámcsökkentő hatásáról ír, Orr (1980), Pettit et al. (1995), Renzhong és Ripley (1997) Dwayne és Mertens (1995) egyéb példákkal számolnak be hasonló eredményekről. Megállapítják ezen kívül a pillangós virágúak részesedésének csökkenését a legeltetés hatására, úgy, mint Steiner és Grabe (1986), Stockdale (1986), Purgar et al. (2008) vagy Makedos és Papanastasis (1996). Több szerző megállapítása szerint a kétszikűek szintén csökkenést mutattak (Penksza et al. 1998, 2007a, 2007b, Molnár 1992, Süle et al. 2006). Közlik továbbá a pázsitfüvek arányának növekedését is. Az egyes fűfajok legelési kedveltségét a faj legelésével eltöltött idő alapján megbízhatóan lehet rangsorolni (Szemán et al. 2004). A fűfélék különösen az első növedék legeltetési ideje alatt gyorsan elvénülnek, a pillangósvirágúak lassabban. Ezzel magyarázható, Tasi (2006) megfigyelései szerint is, hogy a szarvasmarhák a füvek elvénülésének megfelelően egyre nagyobb arányban legelnek pillangósvirágúakat.

Az egyes pázsitfű fajok legelési kedveltségét a faj legelésével eltöltött idő alapján megbízhatóan lehet rangsorolni (Barcsák et al. 2003, Szemán et al. 2004, Benyovszky et al. 1995, 1996, 1998, 1999, 2007). Arra vonatkozóan, hogy a legeltetett állatoknak milyen fajokat kedvelnek Tasi és Barcsák (2000, 2005), Szombati és Tasi (2007) végzett jelentős részletes vizsgálatokat.

A fenológiai és morfológiai változások beltartalmi változásokat vonnak maguk után (Gill et al. 1989, Dwayne és Mertens 1995), amelyek a gyeptakarmány minőségének romlásához vezetnek, melynek oka a kémiai összetevők arányának eltolódása és az emészthetőség csökkenése. A magszár és a levélhüvely emészthetősége egyre romlik, alatta marad a levéllemez kiegyenlítettebb feltárhatóságának. E folyamatok az első növedék idején zajlanak le a leggyorsabban, mivel ekkor a legkedvezőbbek a meteorológiai feltételek (Vinczeffy 1993b). Tasi és Barcsák (2000, 2001), Tasi et al. (2004) és Tasi (2007) a növény elvénülése a növénymagasság, a nyersrost-, a fehérje tartalom, a fehérje-rost arány és a szerves anyagok emészthetősége között lineáris összefüggést talált. A nyersfehérje tartalom folyamatosan csökken, míg a nettó- és az életfenntartó energia tartalom csak május közepéig csökken jelentős mértékben. A jó emészthetőség a növekedés kezdeti szakaszára jellemző, ekkor a gyep magassága megegyezik az optimális legelőmagassággal. A növedékenként csökkenő fehérje tartalmat kompenzálhatja a pillangósok jelenléte, amelyek a második kaszálásra nagy mennyiségben jelenhetnek meg. Az emészthetőség szoros pozitív összefüggésben van a takarmány fehérjetartalmával. A jó emészthetőség gyorsítja az emésztési folyamatokat így a takarmány gyorsabban halad át az emésztőrendszeren, ami több takarmány felvételét és jobb termelést eredményezhet. A pázsitfüvek közül a kutatási eredmények alapján is kiemelkedő helyet foglal el a *Festuca arundinacea*. Hazánkban a gyepre alapozott állattartás két fő korlátja a nyári szárazság (Nagy et al. 1996), és a mérsékelt égövi összehasonlításban viszonylag rövid legeltetési idény (Rath és Peel 2005), bár pl. Nagy és Vinczeffy (1993) az esetleges decemberi legeltetést is elképzelhetőnek tartják.

Általánosságban kijelenthető, hogy a legelők természetvédelmi szempontú használatát elsősorban a növényzet összetételéhez, szerkezetéhez és magasságához kell igazítani. Sajnos, a mezőgazdasági gyakorlat napjainkban jobbára csak az utóbbit tekinti céljának, de a természetvédelmi értékek megóvása több szempont figyelembevételét igényli, mint az egyoldalú, termelésközpontú mezőgazdasági művelés. Hosszú távon azonban a gazdálkodónak és a természetvédőnek egyaránt érdeke, hogy elkerülje a túllegeltetést, de az alullegeltetést is (Ángyán 2003). A száraz és a nedves gyepek nagy részének fenntartása csak valamilyen kezelés mellett őrizhető meg. A megfelelő kezelési módot extenzív gazdálkodási formák, – alapvetően a legeltetés és a kaszálás – jelentik, ezen belül is rendkívül fontos az ésszerű és jól átgondolt terhelés alkalmazása (vö. Catorci et al. 2006, 2007a, 2007b, 2009, 2011, Stampfli és Zeiter 1999, Ilmarinen 2009, Willems 1983, Török et al. 2009, 2010, Tóth et al. 2003, Bakker et al. 1996, Noble and Gitay 1996, Roberts 1996, Campbell et al. 1999, Kleyer 1999, Pausas 1999). A gyepgazdálkodás témakörében a legeltetéshez kapcsolódóan alapvető fontossággal bír a túllegeltetés kérdésének vizsgálata. Számos munka foglakozik a túllegeltetéssel, azonban ezek meglehetősen különböző szempontból közelítik meg a témát. Az Egyesült Királyságbeli szabályozás veszi figyelembe magát a vegetációt, miszerint a túllegeltetés olyan területen észlelhető, amelyen az állatállomány olyan számban van jelen, hogy jelentős mértékben, negatívan befolyásolja a vegetáció növekedését, minőségét vagy fajösszetételét (Statutory Instrument 1996). Wilson és MacLoad (1991) alapján: figyelembe véve az állati tényezőt, túllegeltetettnek azok a területek mondhatók, amelyeken a növényevők legelésének következtében a vegetáció megváltozik és az állati termékmennyiség csökken.

A túllegeltetés más és más jelentéssel bír a gazdálkodók és a botanikai szempontokat is figyelembe vevők számára. A túllegeltetés, mint fogalom, a gyepgazdálkodó szempontjából a legelő állateltartó-képességét, az egységnyi területen fajonként/fajtánként eltartható állatok számát és adott időszakban előállítandó szükséges termék mennyiségét jelenti. Az optimális állateltartó-képesség az az érték, amely a leggazdaságosabb szinten szabályozza a legelő állatok számát (Cowlishaw 1969). A túllegeltetés értelmezhető a pillanatnyi állatlétszám mennyiségi indikátoraként is, de az időbeli/időintervallumot meghatározó dimenziója/szerepe jelentősebb (Pratt 2002). Brizuela és Cid

(1993) szerint a túllegeltetés első jelei a növényzet összetételében a pillangósok/hüvelyesek arányának csökkenése, valamint az egyéb kétszikű faj és a kopárosodó foltok arányának növekedése. A túllegeltetéshez hasonlóan a legeltetés hiányának szintén negatív hatásai vannak a kontinentális éghajlaton kialakult/kialakított legelőkre, például előidézi a gyom- és cserjefajok térbeli elterjedését (Jávor et al. 1999). Longhi et al. (1999) által végzett kísérlet során a fajszám magasabb volt a legelés elől kerítéssel elzárt területeken, mint a domborzatilag védett helyen található területeken.

A Duna - Tisza közén a változatos homoki tájegységben a geomorfológiához igazodva, valamint a szikes talaj megjelenésével párhuzamosan mozaikos megjelenésű nagy kiterjedésű gyepek találhatók. A gyepterületek nagysága a korábbiakhoz képest folyamatosan csökkenő tendenciát mutat, amit sokan az állatlétszám csökkenésével magyaráznak. Emellett Magyarországon az országos jelentőségű védett területek nagy részét a különböző gyeptípusok teszik ki, tehát a gyepeknek nem csak a gyepgazdálkodási szerepük nagy, hanem a természetes vegetáció megőrzőjeként is fontosak. A gyepekhez kötődik a Pannon régióban a védett növény- és állatfajok mintegy egyharmada, emellett számos veszélyeztetett társulást is rejtenek. Megfelelő természetvédelmi célú kezelésük rendkívül fontos, mivel gazdasági hasznosításuk mellett diverzitásuk megőrzése is feladat. Bugac – Bugacpuszta: A Duna-Tisza közi Hátság közepén terül el a nemzeti park legnagyobb területe (Rakonczay 2001b). Boros (1952) szerint a táj legnagyobb részét nyílt homoki gyepek, borókásfoltok, és néhány fa foglalják el.

A meredek buckaoldalak és buckatetők legszárazabb és tápanyagban legszegényebb növénytakarója itt is a nyílt homokpusztagyep (Rakonczay 2001b).

Peszéradacsi-rétek — Kunbaracs, Tatárszentgyörgy. A természetvédelmi tevékenységek a területen 1965-ben kezdődtek, amikor természetvédelmi oltalmat kapott a 27 ha kiterjedésű Kunadacsi-turjános, amely később beolvadt a nagyobb védett területbe.

A kunbaracsi és tatárszentgyörgyi terület a Kiskunsági Nemzeti Park Peszéradacsi területéhez tartozik. A terület kiemelkedő értékei ellenére teljes terjedelmében csak igen későn – 1993-ban – kapott jogi védelmet, mint tájvédelmi körzet (Rakonczay 2001b, knp.hu). Kunbaracs külterületének nagy része a Duna-Tisza közi turjánvidéken fekszik, amelynek legértékesebb összefüggő részei ma nemzeti parki területek. A kisebb kiterjedésű, viszonylag érintetlen térségeket a helyi önkormányzat alapos felméréseket követően nyilvánította védetté. A kékperje (Molinia) és az árvalányhaj fajok (Stipa ssp.) tömeges megjelenése is mutatja, hogy a terület kiszáradó kékperjés lápréttés sztyepprétté alakul át. A lágyszárúak közül az orchideák érdemelnek említést, valamint az elmúlt évek botanikai kutatásainak eredményeként előkerült Antheriucum liliago (fürtös homokliliom).

Annak megállapítására, hogy egy gyep adott időszakban hány számosállatot képes eltartani, meg kell állapítanunk annak takarmányozási értékét. Ezt az értéket a gyeptermés mennyisége és minősége határozza meg. A gyep termőképessége és takarmányminősége között pozitív lineáris összefüggés áll fenn (Voisin 1968). Mind két tényező javulása együtt jár a mezőgazdasági érték növeléséhez. A gyep területi teljesítménye attól függ, hogy mennyire tudja hasznosítani a rendelkezésre álló horizontális és vertikális teret, vagyis a termelési zónát. A felszín kihasználásának egyik mértéke a borítottság (Grant 1981).

A gyepek, illetve a fajok takarmányozási értékének meghatározására számos módszert dolgoztak ki. A termésbecslések egyik típusa a fajösszetételen, a borítottságon és a gyepmagasság mérésén alapul. Hazánkban Balázs (1943, 1949, 1960) módszerei terjedtek el. Németországban Klapp et al. (1953) dolgoztak ki hasonló rendszert. De a gyepek étékelésére Vinczeffy (1963) is közöl módszert, szintén a botanika összetétel alapján.

A legelők zöldtermésének megállapítása, nehezebb a rétekhez viszonyítva, mivel a legelő állat a fűtermést sarjadzás közben is szívesen fogyasztja. Így nagyon nehéz a lelegelt termés mennyiségi és minőségi ellenőrzése.

A gyeptermés becslésének közvetett és közvetlen módjai vannak (Frame 1981, 1992). A termésbecslések egyik típusa a fajösszetételen, a borítottságon, elektromos kapacitáson, vizuális becslésen és a gyepmagasság mérésén alapul. Más technikákat is kipróbáltak, mint például a

gázcserén alapuló vagy radioizotópos technikákat vagy a spektrális analízist, de ezek nem terjedtek l széles körben (Frame 1981, 1992). Hazánkban Balázs (1949, 1960) módszerei terjedtek el. Németországban Klapp et al. (1953) dolgoztak ki hasonló rendszert. De a gyepek ételkelésére Vinczeffy (1963) is közöl módszert, szintén a botanika összetétel alapján. Nagy (2003, 2005) a mezőgazdasági érték meghatározására új módszer bevezetését javasolta, mely képes számszerűen kifejezni a mezőgazdasági értéket, mely a gyepalkotó fajok agronómiai jellemzőiből vezethető le.

Az adatok értékelése során a Klapp féle módszert alkalmaztam. A gyepben előforduló fontosabb növényfajok takarmányozási értékének meghatározására Klapp és munkatársai (1953) 10 fokozatú skálát hoztak létre, amelyben a legértékesebb fajok 8-as értékszámot kaptak, az értéktelenek, vagy az állatok által nem legeltek 0-át, a mérgezők -1-et.

A mintavételi területek a Pannon biogeográfiai régióban a Duna-Tisza köze középtáj területén találhatók (Marosi és Somogyi 1992). A bugaci terület egy száraz gyepi rész, a tatárszentgyörgyi pedig egy nedves gyepi terület. Az összehasonlításkor alapvetően e két típust vetettem össze. Vizsgálatokat folytattam egy harmadik, Kunbaracs közelében található területen is, amely egy átmenet a száraz és a nedves gyepi terület között. A három mintaterületet a Kiskunsági Nemzeti Park törzsterületén található. Az első egy homokon kialakult száraz gyepi legelő, amely Bugac településtől dél-nyugatra fekszik; a másik egy nedvesebb gyep, amely Tatárszentgyörgytől dél-nyugatra helyezkedik el. A harmadik terület Kunbaracs településtől nyugati irányban található meg és magában hordozza az előző kettő jellemzőit.

A bugaci száraz gyep homoki legelőn (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó 1938, 1940), magasabb térszínen található. 1990 óta folytatnak rajta legeltetést. 2000-ig szabad legeltetést alkalmaztak, majd 2000 után szakaszoltatást végeznek. A területen szarvasmarha és juh legel. A gyep terhelése 0,4 ha/számos állat.

A tatárszentgyörgyi mintaterület mélyebben fekvő, a *Deschampsenion caespitosae* asszociációcsoportba sorolható (Borhidi 2003) mocsárrét (*Agrostio-Deschampsenion caespitosae* Ujvárosi 1947) társulással. A mintaterületen helyenként szikesedés is megfigyelhető, illetve kiszáradó lápréti vegetáció fragmentek is (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* Magyar ex Soó 1933) megjelennek. A területet csak szarvasmarhával legeltetik, de a gyep terhelése megegyezik az előzővel: 0,4 ha/számos állat.

A kunbaracsi legelő a bugaci területhez hasonlóan egy kiemelkedő homokvonulaton helyezkedik el. A területen lovak és juhok legelnek. A terület terhelése valamivel alacsonyabb, mint az előző két esetben: a legeltetéses terhelés 0,5 ha/számos állat

Cönológiai feltételezések. A bugaci felvételeket 1997, 2005 és 2010 júniusában készítettük. A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi cönológiai felvételeket 2007, 2008, 2009 és 2010 júniusában. A felvételezéshez Braun-Blanquet (1964) módszerét követtük, 2×2 m-es kvadrátokat alkalmaztunk; melynek során a borítási értéket minden fajhoz százalékban kifejezve adtuk meg. Ugyanakkor minden szint borítási értékét külön vettük fel, így adódhatott helyenként több mint 100%-os összborítás is. A fajnevek Simon (2000) nómenklatúráját követik.

A legeltetési nyomás változásának nyomon követésére, a karámtól távolodva három szakaszra osztottuk a növényzetet.

„A” zóna: 0–50 m, a legnagyobb mértékű zavarás és taposás figyelhető meg

„B” zóna: 50–150 m között szakaszon közepes zavarás érvényesül

„C” zóna: 150 m-nél távolabb a zavarás elhanyagolható mértékű.

Biomassza vizsgálatok. A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi területek esetén biomassza vizsgálatokat is végeztünk Tasi (2008) szóbeli útmutatásai alapján. A cönológiai felvételezéssel párhuzamosan a 3. cönológiai felvétel északi sarkától kiindulva egy 2×2 m2-es területen sövényvágó ollóval vágtuk le a gyepet, a szürke marha legelésének hatását modellezve, 7 cm-es tarlót hagyva. A középső 1×1 m2-es részből vettük mintát. A nyiradékot szétválogattuk a következő kategóriák szerint:

- a legeltetés szempontjából fontos pázsitfüvek
- a legeltetés szempontjából fontos pillangósok
- egyéb pázsitfüvek, savanyúfüvek és egyszikűek

- a legeltetésszempontjából közömbös kétszikűek
- mérgező növények
- szúrós növények

A nyiradékokat szárítás után Dyras KSCL-300 típusú, gramm pontosságú mérleggel mértük le.

A cönológiai felvételek átlagát és a kapott nyiradék – tömegadatokat együttesen foglaltuk táblázatba. Az egyes gyepalkotók borítási értékeit a növényzet teljes borítás %-ában is kiszámoltuk és ezt az egyes gyepalkotók tömegének az arányával osztottuk el. Ekkor a borítási átlagértékek és nyírásminták szárazanyag tömeg hányadosát kaptuk meg. Ha ez az érték 1, vagy ehhez közeli, akkor a borítási részesedés és a tömeg aránya hasonló. Tehát a megbecsült %-os borítás közel azonos tömeget is jelent a biomasszából. Ha az érték 1-nél kisebb, akkor a megbecsült borítás mögött az egyes gyepalkotó a gyep biomasszájából nagyobb arányban részesedik. Ha az érték nagyobb 1-nél, akkor a megbecsült borítás mögött az egyes gyepalkotó a gyep biomasszájából kisebb arányban részesedik.

Az adatok feldolgozása. A cönológiai adatok feldolgozásakor a fajszámok megadása és a diverzitás kiszámítása alkalmával a teljes táblázatot használtuk. Azon fajokat, amelyek csak ritkán fordultak elő és borítási értékük is 1% alatt volt, elhagytuk a klasszifikációs és ordinációs elemzések alkalmával, ekkor csak a diagnosztikai fajokat vizsgáltuk. Az első táblázat összeállításakor csak a diagnosztikai fajokat alkalmaztuk, a csoportosítást Borhidi (1995) szociális magatartási típusai és Simon (2000) természetvédelmi kategóriái alapján végeztük el.

A bioindikátor értékek közül a relatív vízigény (WB), relatív nitrogénigény (NB) és a relatív hőmérsékleti igény (TB) alapján értékeltem az adatokat (Borhidi 1995). A szociális magatartásformák alapján elvégzett értékelést Borhidi (1995) alapján, a természetvédelmi kategóriák megoszlását Simon (2000) szerint végeztem. Az életformákat Simon (2000) munkáját alapul véve Pignatti (2005) kategóriáival egészítettem ki.

A statisztikai elemzések során normális eloszlású modelleket állítottam fel, melyekben függő változóként szerepelt a fajszám illetve az egyedszám (növényeknél borítási érték), magyarázó változóként pedig az SHDI érték és a transzektek széli vagy belső helyzetét jelző transzekt-pozíció érték. Random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását.

Kiszámoltam az egyes területekre jellemző átlagos összborítást, átlagos fajszám és Shannon-diverzitás értékét (Pilou 1975). A legeltetési intenzitás hatásának lemérésére ezeket páronként hasonlítottam össze többszörös varianciaanalízissel (ANOVA). Post hoc tesztként a Tukey HSD eljárást alkalmaztam, amely korrigált p értéket ad, így a Bonferroni korrekció elvégzése szükségtelenné válik.

Az egyes felvételek Shannon–diverzitásának kiszámolása után az egyes területek átlagát vettem, ezeket hasonlítottam össze a növekvő zavarás mellett mindkét területen. Az átlagos diverzitásértékek kiszámolásán túl többletinformációt jelent az egyes típusok diverzitás profiljának megrajzolása. Ezt a Rényi-diverzitással tettem meg (Tóthmérész 1995).

A mintaterületek jellegéből fakadóan a legtöbb esetben csak a tatárszentgyörgyi és a bugaci felvételek adatait elemeztem, hogy az egyértelműen nedves és száraz gyep értékelését tudjam kihangsúlyozni.

A fajok területenkénti és kezelési típusonkénti megoszlása a következőket mutatja: azoknál a fajoknál, amelyek csak az „A” kategóriában fordultak elő a tatárszentgyörgyi terület mutatja a legnagyobb borítási értékeket. A mindhárom területen előforduló fajok többsége gyomnövény illetve ruderális kompetítor.

Csak az egyes területeken előforduló fajokat tekintve látszik, hogy a kunbaracsi terület a legfajszegényebb. Az összehasonlításokban a természetes gyepek alkotóelemei a tatárszentgyörgyi és kunbaracsi terület esetében hoztak hasonló eredményeket.

A bugaci, tatárszentgyörgyi és kunbaracsi cönológia felvételek diagnosztikai fajok alapján történő két utas klastering eredményeinél sokkal világosabb a kép, ha az egyértelműen száraz valamint nedves területet vetjük össze. A karámhoz közeli „A” területek cönológiai felvételei jól

leválnak. Egységes csoportot képeznek a tatárszentgyörgyi felvételek is. Ebből a képből a tatárszentgyörgyi „C” terület 2007-es felvételei különülnek el és az „A” terület cönológiai felvételi közé egységes csoportként ékelődnek be.

A tatárszentgyörgyi és bugaci cönológiai felvételek PCA analízisének eredménye megerősíti a klasszifikáció eredményeit. Az „A” területek felvételei hosszan elnyúlva alkotnak egy adathalmazt, amelyek elkülönülnek a „B” és „C” területek kvadrátjaitól. A bugaci felvételek közül a „B” területek mintanégyzetei kerültek legközelebb az „A” területekhez.

A Shannon –diverzitás értékeit kiszámolva a következő állapítható meg: Bugacnál a karámhoz közelebb található „A” területeken minden évben kisebb a diverzitás, mint a távolabbi területeken. A következő „B” és „C” területeken rendre magasabb.

A tatárszentgyörgyi területen a karámhoz közeli „A” területen az első két évben 2007-2008-ban viszonylag magas a diverzitás. A 2009 és 2010-es években hirtelen lecsökken. A középső „B” területeken a vizsgált négy év alatt a diverzitás szinte állandó, a legtávolabbi „C” területen kezdetben közepes, majd a következő három évben magas lesz a diverzitás.

Kunbaracson az „A” területen a diverzitás évenként nagyon ingadozó. A középső „B” területeken az ingadozás mértéke kisebb, csak az utolsó 2010-es év kiugróan magas. A „C” területeken időben csökkenő tendenciát mutat a diverzitás.

A bugaci területen a három zavarási típus jól elkülönül a Rényi-diverzitási profil segítségével. A leginkább zavart „A” terület görbéje rendelkezik végig a legalacsonyabb diverzitási értékekkel, a „B” és „C” területek görbéje kezdetben együtt halad, diverzitásuk azonos, később a nagyobb alfa értékeknél szétválik, a „C” jelű legkevésbé zavart terület diverzitása lesz a legmagasabb.

Az életformák szerinti megoszláskor jelentős változások láthatók az egyes területkategóriák kvadrátjaiban. Az „A” mintaterületeken arányaikban és fajszámban is az egyéves felemelkedő szárú (T scap) fajok mennyisége jelentős, mindkét területen a legnagyobb (9, illetve 8 faj). Emellett a kúszó évelő (H rept) fajok aránya is nagy. Az évelő gyepes fajok (H caesp) mennyisége a karámtól távolodva nő. Az évelő felemelkedő hajtású (H scap) fajokkal együtt a legnagyobb fajszámot adják. A tatárszentgyörgyi „B” területen jelentős még az évelő kúszó fajok (H rept) mennyisége (13 faj).

Bugacon a szociális magatartási formák alakulása szerint a természetes zavarástűrők (DT) és a ruderális kompetítorok (RC) aránya a legnagyobb az állattartó telep közelében. A természetes pionírok (NP), az agresszív kompetítorok (AC), a kompetítorok (C) és a gyomnövények (W) aránya nem változott jelentősen a vizsgált három év alatt.

A bugaci eredmények természetvédelmi értékkategóriák szerinti elemzése. Azok a fajok, amelyek eltűrik a zavarást (TZ) 50%-os arányban voltak jelen a 0-50 m-es területkategóriában, azonban a 2010-es évre arányuk 70%-ra nőtt. A gyomnövények aránya 40% körül alakult, amelynek a csökkenése figyelhető meg. A természetes állapotokra utaló fajok csak minimális mennyiségben voltak jelen a karám közelében mind a három vizsgálati évben.

A tatárszentgyörgyi „A”, karám melletti területeken a természetes zavarástűrők (DT) és a ruderális kompetítorok (RC) vannak jelen legnagyobb arányban.

A második területkategóriában „B” változatlanul nagy arányban jelentek meg a természetes zavarástűrők (DT), azonban itt a ruderális kompetítorok (RC) helyett a stressztűrők közül a generalisták (G) és a specialisták (S), valamint a ruderális fajok közül a kompetítorok (C) jelenléte a meghatározó. Tatárszentgyörgyön a fajok aránya a természetvédelmi értékkategóriák alapján hasonlóan alakult a szociális magatartási formák szerinti megoszlással.

Kunbaracson az előző területek eredményeihez hasonlóan alakultak a kunbaracsi terület esetében is a szociális magatartási formák. A karám melletti területen a természetes zavarástűrők (DT) és ruderális kompetítorok (RC) jelennek meg nagy arányban. A természetvédelmi értékkategóriák vonatkozásában is a természetes zavarástűrők (TZ) jelennek meg legnagyobb arányban. Mellettük még kimagasló a társulásalkotó (E) fajok száma is.

A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi területek esetében a 2007-es és 2008-as adatokat felhasználva a Klapp-féle gyepminősítés alapján a tatárszentgyörgyi legelőn az elsődleges pázsitfüvek aránya a karámtól távolodva nő, emellett a harmadlagos pázsitfüvek mennyisége csökken. A területen a pillangósok mennyisége nem jelentős. A közömbös egyszikűek, amik első

sorban a Carex fajokból adódnak, jelentős mennyiségben fordulnak elő a karámtól távolodva. 2008-ban készült felvételekben mennyiségük még markánsabb, ami a csapadékosabb évnek is köszönhető. A gyep fajösszetétele takarmányozástani szempontból a karámhoz közel gyengébb, itt a takarmányozástani szempontból vizsgált fajösszetétel alapján a kevésbé értékes fajok aránya jelentős.

A karámhoz közeli zóna („A”) elsősorban gyom fajokban gazdag, ami az erős túllegeltetés és a jelentős taposás következménye (Wilson és MacLoad 1991). Ez leginkább a bugaci és tatárszentgyörgyi területekre igaz, ahol nincs felhajtóút és ezen a zónán keresztül történik a kihajtás. A pázsitfű fajok közül a *Poa humilis* is csak itt, a túllegeltetett és taposott területeken fordul elő. Ez a faj, - hasonlóan több pannon túllegeltetett térszínhez (Szentes et al. 2007, 2009a, 2009b, Penksza et al. 2009) - a túllegeltetés indikátorfajaként is figyelembe vehető, ugyanakkor ruderális területeken szintén jellemző (Penksza és Böcker 1999/2000).

Számos munkával párhuzamosan megerősítette a vizsgálat, hogy a legeltetés a legelő fajösszetételére és fajszámára kedvezően hat (Catorci et al. 2009, 2011, Tóth et al. 2003, Noy-Meir et al. 1989, Fernández-Alès et al. 1993, Hadar et al. 1999).

A bugaci és kunbaracsi területen a diverzitási értékek az istállótól távolodva nőttek a vizsgált időszakban, ez mind az 50-150 m-es „B” zóna területére, mind a legtávolabbi „C” zónára jellemző volt. A kunbaracsi területen a karámtól távolodva a legtávolabbi kategóriában, ahol az álatok a pásztoroló legeltetés következtében csak ritkán tartózkodnak megfigyelhetők a regenerálódási folyamatok. A zavarás mérséklődésével előtérbe kerülhetnek a természetes regenerációs folyamatok, a szukcesszió során nő a közösség komplexitása (Virágh & Bartha 1996; Pykälä et al. 2005, Tóthmérész 1995). Hasonló következtetésre jutunk a fajszámok alakulásának vizsgálatával. Nagymértékű zavarás esetén („A” zóna) a sztochasztikus folyamatok kerülnek előtérbe, kisebb a rendezettség és kevésbé megjósolható a fajszámok alakulása, illetve a mért adatok erősen szórnak (Házi et al. 2011, Luoto et al. 2003, Tóthmérész 1995).

A relatív ökológiai értékek alapján a karámhoz közeli területek „A” zónáira jellemező, hogy az előforduló fajok nagy nitrogénigényűek, melynek oka az állatok taposása és trágyázása (Penksza et al. 2009a, 2009b). A „B” és a „C” zónában az alacsonyabb legeltetési intenzitás (kisebb mértékű taposás, trágyázás) kisebb nitrogén (Penksza et al. 2009a, 2009b) igényű fajok megjelenését eredményezte.

Az életformák szerinti megoszláskor jelentős eltérések is tapasztalhatók az egyes területkategóriák kvadrátjaiban. Az “A” mintaterületeken az egyéves (T scap) fajok mellett mind százalékban, mind fajszámban jelentős a kúszó évelő (H rept) fajok mennyisége, mely fajok az intenzív legeltetés hatására felszaporodnak (ld. Catorci et al. 2011, Gatti et al. 2007).

A Klapp-féle gyepminősítés alapján megállapítható, hogy a nedvesebb tatárszentgyörgyi gyepterületen az elsődleges pázsitfüvek aránya a karámtól távolodva nő, azonban a harmadlagos pázsitfüvek mennyisége csökken.

A szárazabb gyepterületen Kunbaracs esetében a fajösszetétel takarmányozástani szempontból a karámhoz közel tűnik értékesebbnek, ami az *Elymus repens* és a *Festuca arundinacea* nagy borításából adódik.

9. SUMMARY

Characteristic vegetation types have evolved in Pannon biogeographic region situated in the Great Hungarian Plain's area. Human activity is responsible for the preservation of many of these habitats and associations. At the diverse sandy region in Danube - Tisza region large extent mosaic like grasslands can be found parallel with the appearance of saline soil and these are adjusted to geomorphology. More than 9% of the territory of Hungary (approximately 1.0042 million hectares) belongs to grassland cultivation (Kárpáti and Takács, 2008) which comprises 6.5% of the country's agricultural land. The size of grassland area follows a steady downward trend, which can be explained by the decrease of the number of livestock. In addition, different types of grass represent the largest part of nature sanctuaries, so grasslands not only have major role in grassland management but also are important in preserving the natural vegetation. In the Pannonian region one third of the protected plant and animal species are grassland related, besides a number of vulnerable associations are also presented there. The appropriate conservationist handling is essential, since both their economic utilization and diversity preservation are common tasks.

The significant proportion of dry and wet grasslands can only be preserved with the adequate maintenance. The appropriate handling options are the extensive husbanding forms – mainly grazing and mowing – in addition, a reasonable and well thought-out load application is very important (Catorci et al. 2006, 2007a, 2007b, 2009, 2011; Stampfli and Zeiter 1999; Ilmarinen 2009; Willems 1983; Török et al. 2009, 2010; Tóth et al. 2003; Bakker et al. 1996; Noble and Gitay 1996; Roberts 1996; Campbell et al. 1999; Kleyer 1999; Pausas 1999).

As part of grassland management, in connection to grazing, examining over-grazing has an essential importance. A number of articles deal with over-grazing, however, their approach to the subject is quite diverse.

Regulation in the UK takes the vegetation into consideration that over-grazing can be observed in case of areas where livestock is presented in such numbers that it effects vegetation growth, quality or species composition significantly and negatively (Statutory Instrument 1996). According Wilson and MacLoad (1991), considering the livestock factor, areas are over-grazed if because of herbivores grazing the vegetation changes and the amount of animal products reduces. Overgrazing has different meanings in the aspects of farmers and botanists. Over-grazing, as a concept – in terms of grassland management – indicates the grazing animal carrying capacity, the maximum number of tenable species/varieties per area unit, and the number of livestock kept for a period in order to produce needed product. An optimum stocking rate is the value, which regulate the number of grazing animals at the most economical rate (Cowlishaw 1969). Over-grazing can be interpreted as an indicator of the actual number of livestock, but its time/interval defining dimension/role is more important (Pratt 2002). According to Brizuela and Cid (1993) the first signs of over-grazing on the composition of vegetation are the decrease in the proportion of legumes/pulses as well as the increase in the proportion of other dicot species and baring spots.

Lack of grazing also has negative effect on evolved pasture at continental climate, which for instance induces spatial spread of weed and shrub species (Jávor et al. 1999). In an experiment, carried out by Longhi et al. (1999), the number of species was higher in case of fence enclosed isolated area than areas sheltered by hills. Moreover, the number of species correlated with plant height, which is used as an indicator of grazing intensity. Nevertheless, results indicate that both fenced and grazed areas had the same number of species, but their species composition differed (Paulsamy et al. 1987). As a result, the intensive- and especially over-grazing environment leads a relatively low number of delicious species to decline, while favours the proven less tasty nonproliferation plant species to thrive. According to Fuls (1992), the long-term spot overgrazing leads to significant degradation, which can result in even 90% decrease in coverage.

In the highly degraded plots, plant coverage fell below 1% and the low-level succession and pioneer plant composition were dominant. Anderson and Radford (1994) monitored grazing

efficiency for eight years. If the grazing pressure reduced from 0.4 to 5.6-2.3 ha pasture (in both cases one sheep were grazed), the average plant vegetation coverage increased from 49% to 91.7% in parallel. Communities sensitively respond to the specific grazing pressure similarly to vintage effects (Aiken 1990). Herbivores are able to positively influence the diversity of grasslands (B. Peco et al. 2006), although some studies prove the existence of opposite processes (Ritchie and Olff 1998). Reportedly, grazing of large herbivores has its impact on primary production (Noy-Meir et al. 1989) and spatial heterogeneity (Adler and Lauenroth 2000; Peco et al. 2006) of associations; influences vegetation structure (Sala 1988), species composition (Kahmen et al. 2002; Moog et al. 2002) and species diversity (Virágh and Bartha 1996; Pykälä 2003; Pykälä et al. 2005). Grazing manners are indicated in vegetation and types of grazing appear in production (Naveh and Whittaker 1979; Milchunas et al. 1988).

The grazing-induced changes depend on the type of vegetation, such as upon disturbance different species may react differently (Lavoro et al. 1998). Abandonment of grazing – on fields, which well adapted to grazing – has its significant effect on vegetation, in many cases, abandonment could be interpreted as disturbance (Sala et al. 1996). The review of studies on the effect of grazing clearly discloses that grazing as a form of field management has its great importance in maintaining diversity of grassland species and processes of landscape (Luoto et al. 2003).

Our pre-grazing hypothesis during the investigation was that grazing livestock are the most determination state of field. Their presence due to continuous grazing led to degradation of the vegetation thereby significantly transformed species composition this area, which increased the amount of weed species.

Investigations were directed primarily on the changes in vegetation. It was further questioned if changes can be observed, in which direction change the original vegetation, composition of association, dominance relations and dominant species.

Overall, we were looking for answers:

- To what extent can detect the changes in the grazing areas of vegetation in context of space and time?
- Are the species composition of dry and fresh vegetation and dominance relations react similarly to grazing? Is grazing homogenize the grazing areas or mask the differences? The different intensity of grazing how contributes to the preservation of diversity?
- Are there any (if so, where and with what load) parts of the areas where the management, conservation grazing meet the needs?

Sampling fields

The sampling areas were located in the Pannonian biogeographical region between Danube and Tisza rivers (Marosi and Somogyi 1990). From Kiskunság National Park area two sample areas were selected, one dry and one wet grassland. Dry grassland, which formed on sand located west of Bugac, while the more humid grassland located west of Tatárszentgyörgy.

The Bugac dry sandy grassland pasture (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó 1938, 1940), located at a higher altitude, is engaged in grazing since 1990. Free grazing was applied until 2000 section making has been applied. Cattles and sheep graze the area and the grassland load is 0.4 ha/livestock.

Sample plot Tatárszentgyörgy is situated lower and can be classified into the *Deschampsenion caespitosae* association class (Borhidi 2003) with marshes associations (*Agrostio-Deschampsenion caespitosae* Ujvárosi 1947). Salinity can be observed in some places as well as wet meadow vegetation fragments (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* Magyar ex Soó, 1933). The area is only grazed by cattle, while the grassland load is similar to the previous one: 0.4 ha/livestock.

Data collection

The plant cover records were prepared in June of 2007, 2008, 2009 and 2010 in case of Tatárszentgyörgy, while in June of 1997, 2005 and 2010 in case of Bugac. For recording the Braun-

Blanquet (1964) method was followed, in which 2x2 m quadrates were used; whereby the percentage of coverage was rendered to each species. However, coverage values of each level were recorded separately, thus in some cases more than 100% total coverage occurred in some places. Names of species follow the nomenclature of Simon (2000). To monitor changes in grazing pressure, three plant sections were established based on distance from the cattle-pen:

- Zone A: 0-50 m (the greatest degree of disturbance and trampling can be observed here)
- Zone B: 50-150 m (moderate disturbance prevails)
- Zone C: farther than 150 m (interference is negligible)

The following abbreviations were used in case of tables and graphs: if only some of the "A", "B" or "C" zones were compared of the areas, then numbers of years were not used. In case if five average year's records were examined, both town, zone and year were indicated (e.g.: BA97, where "B" represents the settlement (Bugac), "A" represents the distance (0-50m from the stable) while "97" represents the year 1997). If the plant covers for each recording are indicated, then numbers from 1 to 5 is indicated after the year. In all three zones 5-5 quadrates were recorded.

Data processing

The entire table was used to calculate diversity and species richness determination during processing of coenological data. Species that were rare with coverage value less than 1% were omitted from classification and ordination analyses, since then only the diagnostic species were studied. For compilations in the first table only diagnostic species were used. Clustering was based on Borhidi (1995) social types and Simon (2000) nature conservation categories.

From bioindicator values relative water demand (WB), relative nitrogen requirement (NB) and relative temperature requirement (TB) were evaluated based on the data (Borhidi 1995). Social behavior assessment was carried out according to Borhidi (1995), while distribution of categories of conservation was based on Simon (2000). Life forms based on Simon (2000) were implemented by Pignatti (2005) categories.

During statistical analyses normally distributed models were set up, in which the number of species and individuals were included (cover value in case of plants) as dependent variables. As explanatory variables SHDI values and transect position values were applied indicating marginal or internal position of transects. Farmer and field effects were taken into account as random factors.

Statistical methods

Two way clustering is a graphical way of displaying measured values by using colours that represent numerical values. Lower values tend towards green, while higher values tend towards red tones. Re-arranged rows and columns of the table grouped together represent similarity of dendrograms on the two axes. For the clusters Euclidian distance measure were applied as ordinary distance between two points.

For each area, total coverage, species richness and the Shannon-diversity (Pielou 1975) was calculated. The effects of different grazing intensities were tested using repeated – measure analyses of variance (ANOVA). For post-hoc test the Tukey Honestly Significant Difference (HSD) with corrections (adjusted p-values for the multiple tests) was used. Data were analyzed by the R-statistical program (RDevelopment Core Team 2009).

After calculating the Shannon-diversities for each recording, the average of areas were taken and compared in both areas beside the increasing disturbance. Beyond calculating average diversity values additional information can be obtained from drawing diversity profiles to each type. This was carried out by Rényi-diversity (Tóthmérész 1995).

Species composition, diversity and vegetation analysis

Three weed species were reported only in "A" record. Among species general in all areas – both in "A", "B" and "C" zones – only one characteristic vegetation species were presented: *Achillea asplenifolia* (Simon 2000). This species is considered a disturbance tolerant species

according Borhidi (1995). From species occurring in lands regardless of land category, 10 species were weeds. In addition, only disturbance tolerant species were presented with high rate: 47%.

Among species that only occur either in Bugac or in Tatárszentgyörgy, the affiliation rate was reversed. The amount of weeds reduced or completely disappeared, like in case of Tatárszentgyörgy. In case of Bugac, only one weed species occurred, *Carduus nutans*. Among disturbance tolerant species we recorded only two species in Bugac, while no such was recorded in Tatárszentgyörgy. In Bugac, pioneer species also occurred in recordings (e.g., *Bromus squarrosus*, *Anthemis ruthenica*).

Species that occurred in both areas were presented in a significant proportion (20-25%), however, their incidence was lower than that of typical species in some areas. Latter includes natural grassland species and taxons from disturbed areas. From the common species, natural grasslands elements (K, E, C, G) showed higher coverage values in case of Tatárszentgyörgy.

Records from Tatárszentgyörgy are unitary. From those, “C” areas in 2007 stand apart and and as a single group lodge into “A” zone. In case of Bugac, recordings from “B” (in 1997) wedge into the values of “A”, the closest quadrates to the stables.

From the two-way ANOVA analysis of coenological records from Bugac, values from “A” plots were not separated from each other. These recordings are mixed with recordings from “B” from 1997. Sample plots of “B” and “C” overlap as well.

In case of Tatárszentgyörgy, the two-way clustering firmly separated plots of “A” zone. In addition, recordings from “B” zone also appeared in a block. Coenological recordings of “C” zone became divided, while recordings from 2007 formed an intact group enclosed between “A” and “B” zones.

According to the results from the classification, most recordings from the “A” zone separated even at 0.8 differential level, while other recordings from “A” zone also separated, at high levels. Around 0.42 differential level, two major groups could be distinguished. From those, the small set contained primarly “B” recordings from Bugac, while the larger group contained “B” and “C” quadrates from Bugac and Tatárszentgyörgy.

Recordings in case of field “A” separated at 0.6 differential level. “B” recordings from 1997 were enclosed into “A”, just like in the previous section. At 0.3 different level, recording of “B” from 2005 and 2010 are sorted into a common group. Quadrates of “C” zones are concentrated into one group.

Dendogram at 0.8 differential level separated two distinct groups. Group “A” zone formed an integrated block, recordings from group “B” zone were found in the middle block. “C” zone formed two large groups. Recordings from 2007 separate into a single block.

PCA analysis of recordings from Tatárszentgyörgy. Results confirm the classification results. Recordings of “A” field formed a long-shot data set, distinct from quadrates of “B” and “C”. In case of Bugac, squares from “B” zone were the closest to “A” areas. This included three “C” recordings, one quadrate from 2009 and two from 2008. The remaining “C” zone was organized sharply into two groups. Recordings from 2007 were uniformly and completely separated. Recordings of “B” and “C” zones from Tatárszentgyörgy and Bugac separated.

The maximum total number of species occurred in case of Bugac “B”, while Bugac “C” zone also had a greater number of species then Tatárszentgyörgy “C”. Annual breakdown of the total number of species showed a continuous decline in case of Bugac, while increment could be observed in case of “C” zone. The evolution of average number of species in case of quadrates indicated another trend. Number of species in case of “C” zone was balanced, while in case of “B” zone lower values were typical due to the average number of species, despite the highest number of species can be found here. Values increased during examination.

According to the Shannon diversity the following was determined:

Every examined year, in zone “A” zone nearest the stable, the diversity was smaller then in fields farther from stable (total year average: 2.291). This value was higher in case of “B” and “C” zone (2.881 and 3.025 respectively). It could be noticed that in all three regions (“A”, “B” and “C” zones) the lowest diversity was in 1997, while diversity in 2005 and 2010 was higher.

In Bugac, the diversity did not change significantly in case of “A” zone, it was 2.15, 2.41 and 2.30, respectively. Value of diversity increased moving away from the stable, both in case of “B” zone – it was 2.48, 2.97 and 3.18, and in case of “C” zone – it was 2.89, 2.92 and 3.25.

Similar conclusions were reached by examining the evolution of the number of species. The smallest number of species was measured in case of “A” field, where high degree of disturbance was exposed. In case of “B” and “C” area, the number of species was higher and increased with time.

Diversity values of recordings from Tatárszentgyörgy clearly indicate the “A” zone had the lowest (1.62), while areas located farther from the stable (“B” and ”C” zones) had higher diversity values (2.93 and 2.80) during the examined years.

Interestingly in case of “A” zone, a relatively high diversity (2.03 and 2.10) was observed in the first two years (2007 and 2008), which values sharply decreased by 2009 and 2010 (1.32 and 1.03). In the “B” zone, diversity was almost constant during the examined 4 years, while in case of “C” zone it was initially moderate, then in the following 3 years it was high.

Using Rényi-diversity profile, three distinct types of disturbance clearly separated in case of Bugac. The most disturbed area is “A” zone that also has the lowest diversity values. The curve of fields “B” and “C” zones initially changed together with the same diversity, then later divided at alpha values and diversity of “C” zone – previously less disturbed area – became the highest. In this study, measurements from each year were combined and only the differences between sites and fields were evaluated.

In case of Bugac dry grassland, among important and dominant grasses *Cynodon dactylon*, *Festuca pseudovina* and *Poa angustifolia* occurred, as indicated in *Cynodon dactylon* was found all along, however it reached its maximum in the overgrazed field “A”. Among recordings from field “B” zone in 1997, it was also prevalent in recordings 2 and 3, where its coverage was nearly 20%. *Festuca pseudovina* occurred in “B” zone with large coverage values, however, it was common everywhere. The most significant occurrence of *Poa angustifolia* was in quadrates of field “C” zone in 1997, however, it dropped to 10% by 2005.

In recordings from Tatárszentgyörgy *Cynodon dactylon* was also the dominant grass in case of “A” zone. *Lolium perenne* was also presented at a large proportion in case of “A” zone. In Bugac, it also had higher coverage values in “B” zone from 1997.

The highest coverage values for *Festuca arundinacea* were measured in case of. Coverage values for the typical dry grassland species *Achillea collina* clearly showed high prevalence in Bugac.

Analysis of ecological and environmental factors

Based on relative values of Borhidi the followings were concluded:

Averages of nitrogen demand (NB) of species reduced moving away from the stable in case of the drier area of Bugac, while nitrogen-loving species multiplied better when located closer to the stable, fertilized and trampled area. Based on 5-quadrates’ species list, the average nitrogen need showed a decreasing trend moving away from the stable (4.66, 4.00 and 3.91).

Based on the averages of relative water demand (WB) of species, the wettest fields were in the “B” region quadrates in both cases. It is well defined, that areas around the stable had the same values but moving away from it clearly showed that dry habitat species in case of Bugac, while wet habitat species in case of Tatárszentgyörgy became dominant. Average values of heat demand (TB) clearly indicated that Bugac area was warmer and drier. each quadrates of area category. In the “A” sample areas, both in proportion and in the number of species the one-year stems emerging species (T scap) were significant; their amount was the largest in both areas (9 and 8 species). In addition, repent perennial species (H rept) had a large proportion as well. The amount of perennial grass species (H caesp) increased moving away from the stable and together with the amount of perennial emerging-driven (H space wrap) species, they possessed the largest species number. At the “B”

zone in Tatárszentgyörgy, the volume of perennial creeping species (H rept) was also significant (13 species).

Analysis based on conservation value categories

Assessment based on social behavior types of Borhidi the natural disturbance tolerants (DT) and ruderal competitor (RC) species had the largest proportion near the animal husbandry sites ("A" zone). In the same fields, natural pioneers (NP), agressive competitors (AC), competitors (C) and weeds (W) proportion had not changed significantly, however, presence of generalists (G) decreased in the examined three years.

The presence of ruderal competitors (RC) was lower in the following region categories ("B" zone), however, DT had an unchanged proportion. Competitors (C), generalists (G) and specialists (S) were presented in greater species numbers. Distribution of the third field category ("C" zone) was nearly identical, except that weeds (W) appeared again, which were not presented in 50-150 m distance from the stable ("B" zone).

Assessment based on natural protection categories of Simon, disturbance tolerant species (TZ) were presented in 50% in the 0-50 m distance category, however their presence increased to 70% in 2010.

Proportion of weeds was initially around 40%, then their presence decreased. Species that suggested natural conditions were presented in minimal quantities near the stable in all three examined years. TZ species attended in middle field category ("B" zone) in the largest quanity.

Proportion of W species evolved around 20%, together with dominant species (E), accompanying species (K) and natural pioneers (TP). In the farthest category ("C" zone), the proportion of species referring to natural conditions was the largest, however, protected species (V) were not presented in Bugac either year. According to Borhidi values, in the category "A" zone of Tatárszentgyörgy, DT and RC species were presented in the largest proportion. While proportion of the former decreased, the latter increased during the examined years. Presence of weeds was low in the same place.

In case of "B" zone, DT species were presented in a large proportion, however, instead of stress tolerant RC, the presence of G, S and C species was common. Both the proportion of C and G decreased until 2009, then increased in 2010. Recordings from "C" zone indicate that quantities based on social behaviour types developed similarly to the "B" zone. The proportion of C exceed the volume of DT in 2007, however, this condition was not characteristic for measurements of other years. Determinative species were C, G and S species. Classification of natural protection categories developed similarly to social behavior characterization. In the "A" zone, TZ species occurred in the largest quantities. Proportion of weeds was nerly 30%, however, their ratio decreased below 9% by 2010. Associate (K) and dominant (E) species appeared in the examined period, which refers to the natural state. The volume of those was more significant in case of "B" region. The proportion of TZ species were 30%, smaller then the proportion in the "A" zone, while weeds showed lower shares. TZ species were presented in the largest proportion in 2008, while K species in 2007. Weeds and disturbance tolerant species appeared in smaller ratio. Dominant species reached 30% by 2010.

Based on species composition and vegetation composition

Stable close "A" zones were rich in weed species, which occurred because of strong over-grazing and significant trampling (Wilson and MacLoad 1991). From graminea species, only *Poa humilis* appeared on this kind of areas. This race – and similarly on other Pannonian over-grazed areas (Szentes et al. 2007, 2009a, 2009b; Penksza et al. 2009) – is an indicator of over-grazing, however, a characteristic species of ruderal fields as well (Penksza and Böcker 1999/2000). General occurring species in the coenological recordings – one fourth of diagnostic species – were weeds or disturbance tolerant species, which clearly implies interference of the fields (Simon 1988). However, specific and natural species of the arid grassland of Bugac, sandy grassland and wet ground of Tatárszentgyörgy are presented, and their presence is dominant in number of species and coverage. Besides commonly occurring species, ratio of both weeds and disturbance tolerant species

were small. Grazing did not modify race composition significantly – against the preliminary hipothesis – as composition of vegetation did not change dominantly and irreversibly. Several publications confirmed that grazing has its positive effects on both species composition and the number of species (Noy-Meir et al. 1989; Fernández-Alès et al. 1993; Hadar et al. 1999; Tóth et al. 2003; Fischer and Wipf 2002; Catorci et al. 2009, 2011).

Recordings from Bugac sample area are seemingly contradictory, since a number of species continuously decreased during the examined time in case of ”B” zone. The reason could be that there was a change in grazing type (from free to switch grazing) in 2001. Previously, higher species number could occur, because of higher ratio of weeds. Free grazing was applied until 2000, and until that time the natural vegetation declined and the volume of weeds increased due to greater trampling and over-grazing. This was confirmed by several authors (Szentes et al. 2007, 2009a, 2009b; Penksza et al. 2009).

The total number of species was high, however, the average number of species and species number of quadrates were low. This resulted from that each quadrates were greatly different; the stability of vegetation was weak, and the ratio of smaller constancy species was high in the examined area (Whittaker 1965, 1975; Adler and Lauenroth 2000; Peco et al. 2006). Higher species number occurred because of the arid character of the area in case of Bugac, since these values were usually smaller in wetter regions of Great Hungarian Plain (Borhidi 2003; Herczeg et al. 2006; Kiss et al. 2006; Penksza et al. 2009). In case of Bugac, the species number was low in “C” zone – practically it was an abandoned area in 1997. This confirmed the results of several other publications, in which a decrease of species number was reported in case of abandoned fields (Smith and Rushton 1994). According to several publications, appropriate grazing favors species enrichment (Huston 1994; Proulx and Mazumder 1998; Pykälä et al. 2005). According to Losvik (1999), species enrichment is attenuated by the discontinuation of grazing and mowing. This was confirmed by Smith and Rushton (1994) too, since according to them, plant species richness and species diversity is lower in ungrazed areas than in grazed areas. Our study confirms this as well.

The volume of grasses increased during grazing (McNaughton and Chapin 1985). This was easily tracked down in different zones, however, a remarkable variance was measured in case of dominant species. Coverage of disturbance tolerant *Cynodon dactylon* was notable in the “A” zone, while the also disturbance tolerant *Festuca pseudovina* was notable in case of "B" zone in both of the areas. Other disturbance tolerant species, *Festuca arundinacea* and *Molinia coerulea*, specific to wet areas, showed high coverage values in Tatárszentgyörgy. These appeared in higher rate in the “B” zone of Tatárszentgyörgy, as an effect of grazing pressure. It is also demonstrating that grazing increases quantity of grasses (McNaughton and Chapin 1985; Catorci et al. 2011).

Based on diversity values

Diversity values increased away from the stable and this was specific in both cases (“B” and “C” zones). This indicated that with moderation of disturbance might natural regeneration processes come into view and succession complexity of association increase (Tóthmérész 1995; Virágh and Bartha 1996; Barbaro et al. 2001; Pykälä et al. 2005). Similar conclusion could be reached by examining the developement of species numbers. In case of major disturbance (“A” zone), stochastic processes come into view, sortedness becomes smaller and the evolution of species number becomes less predictable, however, measured data scattered heavily (Tóthmérész 1995; Luoto et al. 2003; Házi et al. 2011). Change in species number shows positive correlation with time in the other two farther zones so it is increasing monotonically in time, similarly to our expectations. Although the number is not a completely reliable criterion of the association, comparing the observed diversities of the two metrics shows a complementary and reliabile increase (Virágh and Bartha 1996; Luoto et al. 2003; Pykälä et al. 2005; Házi et al. 2011).

Diversity profiles of Rényi showed similar tendencies in both cases thus confirmed that grazing exhibits similar effects in both wet and dry Pannonian grasslands. These values were higher in case of drier areas, which confirmed that due to intensive grazing, drier areas preserve species

richness, thereby more appropriate for grazing. In the “A” zone, the low management pressure led to an increase in diversity and this is consistent with literature data (Bakker 1989; Tóthmérész 1995; Nösberger et al. 1998; Kampmann et al. 2007).

Based on ecology and environmental factors

According to the relative ecology values, species occurring in the “A” zone were high nitrogen demanding species, which is caused by trampling and manuring by livestock (Penksza et al. 2009a, 2009b). In both “B” and “C” zones, grazing intensities were smaller – smaller level of trampling and manuring – thus it resulted in the appearance of smaller nitrogen demanding species (Penksza et al. 2009a, 2009b).

According to the relative water need (WB), “B” zone was the wettest in both of the sample areas. In the “B” zone of Tatárszentgyörgy, species from wet areas dominated, represented by the high water demand Carex species (Borhidi 1995; Simon 2000).

According to relative heat demand of species (TB), Bugac area had dry grassland vegetation features, since each zones consisted of species that are typical in warmer climate areas. The largest difference was in the case of “B” zone that contained species from wetter (Tatárszentgyörgy) areas, which were species of cooler areas (*Carex ssp., Mentha aquatica, Molinia coerulea*).

According to life form distributions, there are significant differences between quadrates of area categories. Besides annuals (T scap), creeping perennials (H rept) were significant both in number of species and percentage. These proliferated because of intensive grazing (Gatti et al. 2007; Catorci et al. 2011). In “A” zone, the annual and rosulate form species there was no significantly higher coverage value compared to the other two zones. This is conflicting previous studies (Kahmen and Poschlod 2008; Catorci et al. 2011). The amount of annual grassland species (H caesp) showed similarity with previous studies (Gatti et al. 2007; Sebastià et al. 2008), since their amount increased moving away from the yard in grazing exposed zones. Perennial reptan (H rept) species amount was significant in “A” zone of Tatárszentgyörgy as well, which showed the effects of intensive grazing (Gatti et al. 2007; Sebastià et al. 2008).

Evaluation based on nature protection value categories

In the conservation evaluation, “A” zones showed richness in weed and disturbance tolerant species, similarly to stable close areas of Pannonian grasslands (Penksza et al. 2009a, 2009b). In drier grasslands (Bugac), from the aspect of natural protection criteria, stronger grazing led to a more valuable vegetation in the “B” zone. Nature protection and diversity values increased in “C” zones as well, however, these values were below the values of “B” zones. Its reason could be the change in management, since free grazing was converted to switch grazing, thereby the grazing pressure became uneven in both “B” and “C” zones. According to the data, preservative grass composition developement can occur father from yard with smaller grazing pressure.

In the examined dry (Bugac) and wet (Tatárszentgyörgy) vegetations, species composition totally changed in “A” zones due to intensive trampling and grazing and degraded into a characterless areas. The other two zones of vegetation were not homogenised due to grazing. Specific species of arid and wet areas remained and preserved their significant coverage. Diagnostic species showed that vegetation of the two different areas reacted to grazing in a different way. While the Bugac area was capable of tolerating higher pressure independently from the distance, until in “B” zone of Tatárszentgyörgy a significant change could be observed in the volume of disturbance indicator species because of grazing.

Environmental background well expressed by relative ecological. Based on this, the ratio of degradation indicator species was high as far as 50 m from the stable in both examined places. However, in case of farther areas – more than 50 m from the stable –, the ratio of species referring to natural conditions was great. In recordings close to the yard (0-50 m), only weeds (W) and disturbance tolerant (DT) species were presented. 50-150 m distance from the yard, natural vegetation forming generalist and competitors remained, and according to this, this particular distance is suitable enough to sustaine grass composition for long-term.

With the decrease of grazing intensity, the examined fields would fit to natural protection claims. Compliance for natural protection claims can be realised in “B” zone in case of dry grassland – and “C” zone – in case of wet grassland. Grazing, as environmental protection treatment, has an important role in preservation of biodiversity, however, can-not be applied generally and universally for wet and dry grasslands or for fields close together. In conclusion, a rather careful planning and accuracy is necessary.

10. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Penksza Károlynak a kutatásaim során nyújtott fáradhatatlan támogatásáért, valamint a disszertáció elkészítéséhez adott segítségéért.

Köszönettel tartozom Házi Juditnak, Szentes Szilárdnak, Wichmann Barnabásnak, az adatok statisztikai feldolgozásában nyújtott nélkülözhetetlen segítségéért valamint a kutatásokban való közreműködéséért és a közös publikációk összeállításában való együttműködéséért.

Köszönöm munkahelyemnek, a Kecskeméti Főiskola Kertészeti Főiskolai Karának és munkatársaimnak a tanulmányaimhoz nyújtott támogató segítségét.

És nem utolsó sorban köszönöm családtagjaimnak, hogy elősegítették és elviselték a tudományos életre fordított időmet és munkámat.

11. MELLÉKLETEK

M 1. Irodalomjegyzék

M 2. A cönológiai felvételek diagnosztikai fajok alapján történő két utas klastering eredményei

A bugaci, tatárszentgyörgyi és kunbaracsi cönológiai felvételek diagnosztikai fajok alapján történő két utas klastering eredményei (1. melléklet)

A bugaci és tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek diagnosztikai fajok alapján történő két utas klastering eredményei (2. melléklet)

A bugaci cönológiai felvételek diagnosztikai fajok alapján történő két utas klastering eredményei (3. melléklet)

A tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek diagnosztikai fajok alapján történő két utas klastering eredményei (4. melléklet)

M 3. A cönológiai eredmények klasszifikációja

A bugaci és tatárszentgyörgyi területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja (5. melléklet)

A bugaci területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja (6. melléklet)

A tatárszentgyörgyi területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja (7. melléklet)

A kunbaracsi területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja (8. melléklet)

M 4. A domináns fajok %-os előfordulása a vizsgált területeken

A *Cynodon dactylon* %-os előfordulása a vizsgált területeken (9. melléklet)

A *Lolium perenne* %-os előfordulása a vizsgált területeken (10. melléklet)

A *Festuca arundinacea* %-os előfordulása a vizsgált területeken (11. melléklet)

A *Festuca pseudovina* %-os előfordulása a vizsgált területeken (12. melléklet)

A *Poa angustifolia* %-os előfordulása a vizsgált területeken (13. melléklet)

Az *Ononis spinosa* %-os előfordulása a vizsgált területeken (14. melléklet)

Az *Agropyron repens* %-os előfordulása a vizsgált területeken (15. melléklet)

A *Dactylis glomerata* %-os előfordulása a vizsgált területeken (16. melléklet)

A *Trifolium repens* %-os előfordulása a vizsgált területeken (17. melléklet)

Az *Achillea collina* %-os előfordulása a vizsgált területeken (18. melléklet)

M 1. IRODALOMJEGYZÉK

74/409/EGK a vadon élő madarak védelméről szóló tanácsi irányelv. http://eur-lex.europa.eu (2011. 11. 28.)

92/43/EGK a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről szóló tanácsi irányelv. http://eur-lex.europa.eu (2011. 11. 28.)

510/2006/EK rendelete a mezőgazdasági termékek és élelmiszerek földrajzi jelzéseinek és eredetmegjelöléseinek oltalmáról. http://eur-lex.europa.eu (2011. 11. 28.)

1996. évi LIII. Törvény a természet védelméről. http://net.jogtar.hu/ (2011. 11. 20.)

Adler, P.B., Lauenroth, W. K. (2000): Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. – Applied Vegetation Science 3: 213-222.

Aiken, G.E. (1990): Plant and animal responses to a complex grass-legume mixture under different grazing intensities. – Dissertation Abstracts International 51(3): 1045.

Anderson, P., Radford, E. (1994): Changes in vegetation following reduction in grazing pressure on the National Trust's Kinder Estate, Peak District, Derbyshire, England. – Biological Conservation 69: 55-63.

Ángyán J. (szerk.) (2003): Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 625 p.

Avasi Z., Mészáros A., Csatordai L. (1999): Gyepek diverzitásának és takarmányozási értékének összefüggései. Tiszántúli Mezőgazdasági Tudományos Napok kiadványa, Debrecen, pp. 165-172.

Bajnok M., Rostás M., Tasi J. (2000): Néhány legelő és rét növényzetének értékelése a takarmányozás szempontjából. Állattenyésztés és takarmányozás, Herceghalom, 49 (3) 247-256. p.

Bakker, J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Bakker, J. P., Olff, H., Willems, J.H., Zobel, M. (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? – J. Veg. Sci. 7: 147-156.

Bakker, J. P., Londo, G. (1998): Grazing for conservation management in historical perspective. In: Wallis De Vries, M.F., Bakker, J.P., van Wieren, S. E. (eds.) Grazing and conservation management. pp. 23-54. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Barbaro, T., Dutoit, T., Cozic, P. (2001): A six-year restoration of biodiversity by shrub-clearing and grazing in calcerous grasslands of the French Prealps. – Biodiversity and Conservation 10: 119-135.

Barczi A, Bujáki G, Centeri Cs, Gyuricza Cs, Kriszt B, Puskás J, Szoboszlay S. (2006): A vidéki környezet és a táj védelmét biztosító gazdálkodás gyakorlata. Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó.

Barcsák Z. (2004): Biogep-gazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Barcsák Z., Baskay-Tóth B., Prieger K. (1978): Gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági kiadó, Budapest.

Barcsák Z., Kertész I. (1986): Gazdaságos gyeptermelés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 20-90.

Barcsák Z., Kispál T., Mezősi L. (1989): Nyelőcsőfisztula használata a juhok legelésének és válogatóképességének vizsgálatához. Állattenyésztés és takarmányozás. pp. 537-540.

Bedő S., Póti P. (1999): A legelő, mint takarmány szerepe a juhtenyésztésben. Állattenyésztés és Takarmányozás 48(6): 690-692.

Béri B. (1992): A legeltetés biológiai hatása. Természetes állattartás, Szolnok, pp. 295-303.

Béri B., Vajna T.-né., Czeglédi L. (2004): Védett természeti területek legeltetése. In: Nagy G., Lazányi J. (szerk) (2004): Gyepek az agrár- és vidékfejlesztési politokában. DE ATC AVK Vidékfejlesztési és tájhasznosítási Tanszék, Debrecen, pp. 50-58.

Bernáth J., Németh É. (2011): Gyógy- és fűszernövények gyűjtése, termesztése és felhasználása. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

Bodó I. (1997): A legeltetés jelentősége a géntartalékok fenntartásában. DGYN 14: 77-80.

Bodó I. (2005): Legeltetés a táj- és környezetvédelemben. In: Jávor A. (szerk.) 2005: Gyep-Állat-Vidék-Kitatás-Tudomány. Debreceni Egyetem, Debrecen, pp. 106-112

Bodó I., Takács E., Gyurmán A., Gera I. (2006): A genetikai variancia elszegényedését megakadályozó ritka allélek fenntartásának fontossága a magyar szürke fajtában. In: Mihók S. (szerk.:). Génmegőrzés DE ATC, pp. 108-114.

Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae 39: 97-181.

Borhidi A. (2003): Magyarország növénytárulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Boros Á. (1952): A Duna-Tisza köze növényföldrajza. Földrajzi értesítő, 1……..

Bölöni J., Molnár, Zs., Horváth, F., Illyés, E. (2008): Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. Acta Botanica Hungarica 50(Suppl.): 149-160.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie 3. Aufl. Wien, Springer-Verlag.

Bremness, L (1998): Fűszer- és gyógynövények (Határozó kézikönyvek). Panemex-Grafo.

Brizuela, M.A., Cid, M.S. (1993): Initial signs of overgrazing in a heterogeneous pasture under continuous grazing by sheep. – Revista Argentina de Produccion Animal. 13: 61-70.

Buchgraber K. (1997): Grundfutterqualität – die Voraussetzung einer leistungsgerechten Milchviehfütterung. Landkalender 1997. Leopold Stoecker Verlag, Graz. 113-118. p.

Campbell, B.D., Stafford Smith, D.M., Ash, A.J. (1999): A rule-based model for the functional analysis of vegetation change in Australasian grasslands – J. Veg. Sci. 10: 723-730.

Cosyns, E., Hoffmann, M. (2005): Horse dung germinable seed content in relation top lant species abundance, diet composition and seed characteristics. – Basic and Applied Ecology 6: 11-24.

Catorci, A., Gatti, R., Vitanzi, A. (2006): Relationship between phenology and above-ground phytomass in a grassland community in central Italy. In: Gafta, D., Akeroyd, J. R. (eds.): Nature conservation. pp. .....

Catorci, A., Cesaretti, S., Marchetti, P. (eds.) (2007a): Vocazionalità del territorio della Comunità Montana di Camerino per la produzione di biomasse solide agro-forestali ad uso energetico. L'uomo e l'ambiente 47. Tipografia Arte Lito, Camerino.

Catorci, A., Gatti, R., Ballelli, S. (2007b): Studio fitosociologico della vegetazione delle praterie montane dell'Appennino maceratese. – Braun-Blanquetia 42: 101–144.

Catorci, A., Cesaretti S., Gatti, R. (2009): Biodiversity conservation: geosynphytosociology as a tool of analysis and modelling of grassland systems. – Hacquetia 8(2): 129–146.

Catorci, A., Ottaviani, G., Ballelli, S., Cesaretti, S. (2011): Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. – Polish Journal Ecology (in press)…..

Cipriotti, P. A., Aguiar, M. (2005): Effects of grazing on patch structure in a semi-arid two-phase vegetation mosaic. – Journal of Vegetation Science 16: 57-66

Cowlishaw, S.J. (1969): The carrying capacity of pastures. – Journal of the British Grassland Society 24. 207-214.

Csepregi I. in: Kovács M., Kiss L. (1998): A természet- és tájvédelem jogi és igazgatási háttere. Természet- és tájvédelem, Egyetemi jegyzet, GATE-KTI Gödöllő.

Dános B. (1992): Gyógynövényismeret. Semmelweis Kiadó, Budapest.

Dér F., Babinszky M., Stefler J. (1991): Az állatok termelése a legelőn in Természetes állattartás, Hódmezővásárhely, pp. 83-91.

Dér F., Marton I. (2001): A gyepgazdálkodás kérdései. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 17. DE-ATC, Debrecen, pp. 269-274.

Dér F., Stefler J. (2003): A legeltetéses állattartás lehetőségei. Legeltetéses állattartást! DE ATC, Debrecen, pp. 207-214.

Dorner B. (1928): A rétek és legelők művelése és termésfokozása. Anthaneum Budapest.

Fernández-Alès, R., Laffarga, J.M., Ortega, F. (1993): Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance. – J. Veg. Sci. 4: 313-322.

Figeczky G. (2004): A legeltetéses állattartás szerepe és helyzete napjainkban. WWF-füzetek 24. Budapest.

Fischer, M., Wipf, S. (2002): Effect of low-intensity grazing on species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. – Biological Conservation 104: 1-11.

Fuls, E.R. (1992): Ecosystem modification created by patch-overgrazing in semi-arid grassland. J–ournal of Arid Environments. 23(1): 59-69.

Gatti, R., Galliano, A., Catorci, A. (2007): Valore pastorale delle praterie montane dell'Appennino maceratese (In: Le praterie montane dell'Appennino maceratese, Eds: A. Catorci, R. Gatti) – Braun-Blanquetia 42: 247-253.

Georgikon - http://www.georgikon.hu (2011. 11. 25.)

Gruber F. (1960): Rét és legelő. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 512. p.

Hadar, L., Noy-Meir, I., Perevolotsky, A. (1999): The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species. – J. Veg. Sci. 10: 673-683.

Haraszti E. (1973): Az állat és a legelő. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

Házi, J., Bartha S., Szentes Sz., Wichmann B., Penksza, K. (2011): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. Plant Biosystem 145(3): 699-707.

Herczeg, E., Malatinszky, Á., Kiss, T., Balogh, Á., Penksza, K. (2006): Biomonitoring studies on salty pastures and meadows in south–east Hungary. – Tájökológiai Lapok 4: 211–220.

Herman O. (1909): A magyarok nagy ősfoglalkozása. Előtanulmány, Hornyánszky Nyomda, Budapest.

Huston, M. A. (1994): Biological diversity. The coexistence of species in changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge.

Ilmarinen, K., Mikola, J. (2009): Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. – Acta Oecologica 35: 838-848.

Janovszky J. (1998): A gyepgazdálkodás helyzete, fejlesztésének lehetőségei. Mezőgazdasági Kutató-Fejlesztő Közhasznú Társaság különkiadványa, Szarvas.

Jávor, A., Molnár, Gy., Kukovics, S. (1999): Juhtartás összehangolása a legelővel. In: Nagy, G., Vinczeffy, I. (eds.) Agroökológia – Gyep – Vidékfejlesztés, Debrecen. pp.

Kahmen, S., Poschlod, P. Schreiber, K.F. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. – Biological Conservation 104: 319-328.

Kahmen, S., Poschlod, P. (2008): Effects of grassland management on plant functional trait composition. – Agric. Ecosyst. Environ. 128: 137-145.

Kampmann, D., Herzog, F., Jeanneret, Ph., Konold, W., Peter, M., Walter, T., Wildi, O., Lüscher, A. (2007): Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. – Journal for Nature Conservation 16(1): 12-25.

Károly R. (1905): Rét és legelőmívelés. Franklin Nyomda, Budapest.

Kárpáti L. (2001): A gyepek természetvédelmi jelentősége. In: Nagy G., Pető K., Vinczeffy I (szerk.) 2001: Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai: 57-60. p. Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum, Agrárgazdasági és Vidékfejlesztési Intézet. Debrecen, pp.

Kárpáti L. 2007: Természetvédelem és állattenyésztés. Magyar Juhászat 2007/11. V-VI. In: Magyar Mezőgazdaság 63: 48.

Kárpáti, L., Takács, G. (2008): A gyepek jelentősége a Natura 2000 programban. – Gyepgazdálkodási közlemények 6: 13-17.

Kelemen J. (szerk.) (1997): Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. Természetbúvár Alapítvány Kiadó Budapest.

Keresztesi B. (1970): Mezőgazdaság és természetvédelem. Az erdő 19(5): 203-208.
Kiss, T., Malatinszky, Á., Penksza, K. (2006): Comparative coenological axaminations on pastures of the Great Hungarian Plain I. (horse and cattle pasture near Hódmezővásárhely). – Tájökológiai Lapok 4: 339–346.
Klapp E. (1955): Fläheanschätzung oder Ertragsanteilschätzung auf Grünland? *Z. Ackt. Pflbau*, Berlin, 100. 26-30. p.
Klapp E. (1956): Wiesen und Wieden. Paul Parey, Berlin, 3. Aufl. 1–520.
Klapp E. (1961): Szenokoszü i pasztbiscsa, Moszkva.
Klapp E., Boeker P., Bohne B., Graf Bothmer H. J., Grieger F. J., Kmoch H. G., Mott N., Roos P. (1954): Die Gründlandvegetation des Eifelkreises Daun und ihre Beziehung zu den Bodengesellschaften. – Angew. Pflanzensoz. (Wien), Festschrift Aichinger 2: 1106–1144.
Kleyer, M. (1999): The distribution of plant functional types on gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. – J. Veg. Sci. 10: 697-708.
Kota M., Vinczeffy I., Kovács B., Győri Z. (1991): A gyep tápértéke. In Természetes állattartás, Hódmezővásárhely, pp. 63-68.
Kota M., Zsuposné Oláh Á., Vinczeffy I. (1993): A gyep néhány gyógynövényének takarmányértéke és mikrobiológiai minősítése. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, pp. 159-168.
Kramberger, B., Kaligarič, M. (2008): Semi-natural grasslands: The effects of cutting frequency on long-term changes of floristic composition. – Polish Journal of Ecology 56(1): 33-43.
Kukovics S., Jávor A. (1997): Juh nélkül nem megy. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, 87-90 p.
Láng I. (1974): A környezetvédelem nemzetközi és hazai vonatkozásai. Gödöllő.
Láng I. (1992): A gyep szerepe a változó mezőgazdaságban. Természetes Állattartás 2: 13-26.
Láng I. (1997): A gyep szerepe a biodiverzitás megőrzésében. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, pp. 133-137.
Lavorel, S., Touzard, B., Leberton, J.D., Clément, B. (1998): Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. – Acta Oecologia 19: 227-240.
Longhi, F., Pardini, A., Tullio, V.G., di Tullio, V.G., Eldridge, D., Freudenberger, D. (1999): Biodiversity and productivity modifications in the Dhofar rangelands (Southern Sultanate of Oman) due to overgrazing. People and rangelands: building the future. – Proceedings of the VI International Rangeland Congress Queensland, Australia. pp. 664-665.
Losvik, M. (1999): Plant species diversity ina n old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned meadows in southwest Norway. Nordic. – J. Bot. 19: 473-487.
Luoto, M., Pykälä, J., Kuussaari, M. (2003): Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. – Journal for Nature Conservation 11: 171-178.
Makray S., Dér F., Hancz Cs., Stefler J. (1996): Gyepen nevelt hidegvérű csikók hústermelésének mennyiségi és minőségi jellemzői. in Természetes állattartás, Kaposvár, pp. 5-8.
Margóczi K. (2001): A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása. — PhD értekezés, Szeged.
Margóczi K. (2003): A Bugaci puszta legeltetett és nem legeltetett részének összehasonlítása a vegetáció természetessége szempontjából. – Gyepgazdálkodási Közlemények 1: 22-24.
Marosi, S., Somogyi, S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere. I. MTA FKI, Budapest.
McNaughton, S.J., Chapin, F.S. (1985): Effects of phosphorus nutrition and defoliation on C4 graminoids from the Serengeti plains. – Ecology 66: 1671-1629.
Mihók S. (1993): A ló legeltetése. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, pp. 205-222.
Mihók S., Nagy G. (1991): A lúd legeltetése. in Természetes állattartás, Hódmezővásárhely, pp. 99-110.
Milchunas, D.G., Sala, O.E., Laurenroth W.K. (1988): A generalized model of grazing by large herbivores on grassland community structure. – The American Naturalis 132: 87-106.
Molnár Zs (szerk.) (2003): A Kiskunsági száraz homoki növényzete. TermészeztBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., Schreiber, K.F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – Appl. Veg. Sci. 5: 99-106.

Mucsi I. (1993): A legelő és a juh harmonikus együttélése. in Természetes állattartás, Debrecen, pp. 177-184.

Mucsi I. (2001): A gyep és az állati termékelőállítás kapcsolata napjainkban. In: Nagy G. (szerk.) 2003: Gyepgazdálkodás 2001: Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum Agrárgadasági és Vidékfejlesztési és Tájhasznosítási Tanszék. Debrecen, pp. 29-31.

Nagy G. (1991): A legelő állateltartó képességének növelése. Természetes állattartás, Hódmezővásárhely, pp. 47-55.

Nagy G. (1993): A gyepesítési módok alapjai. In: Legelő és gyepgazdálkodás. Szerk.: Vinczeffy I. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 162. p.

Nagy G. (1996): A gyep gyakoribb védett növényei, Természetes állattartás 5., Kaposvár, pp. 65-67.

Nagy G., Gyüre P., Mihók S. (2001): Reaction of geese to grassland-based diets. Organic Grassland Farming, Grassland Science in Europe. Vol. 6. Proc. International Occasional Symposium of EGF, Witzenhasusen, Germany 2001. pp. 107-109.

NATURA http://www.natura.2000.hu (2011. 11. 25.)

Naveh, Z., Whittaker, R.H. (1979): Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in Northern Israel and other mediterranean areas. – Vegetatio 41: 171-190.

Noble, I., Gitay, H. (1996): A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. – J. Veg. Sci. 7: 329-336.

Noy-Meir, I., Gutman, M., Kaplan, Y. (1989):. Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. – Journal of Ecology 77: 290-310.

Nösberger, J., Messerli, M., Carlen, Ch. (1998): Biodiversity in grassland. – Annales De Zootechnie 47: 383-393.

Ócsag I. (1992): A lófélék természetes tartása. in Természetes állattartás, Debrecen, pp. 57-62.

Olff, H. Ritchie, M. E. (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity. – Trends in Ecology and Evolution 13: 261-265.

Orr, D. M. (1980): Effects of sheep grazing Astrebla grassland in central western Queensland, Australia: 1. Effects of grazing pressure and livestock distribution. Australian Journal of Agricultural Research, 31. 4. 797-806.

Paulsamy, S., Sakshmanachary, A. S., Manian, S. (1987): Effects of overgrazing on the phytosociology of a tropical grassland ecosystem. – Indian Journal of Range Management 8(2): 103-107.

Pausas, J. G. (1999): Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. – J. Veg. Sci. 10: 717-722.

Peco, B., Sánchez, A. M., Azcárate, F.M. (2006): Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. – Agriculture, Ecosystems and Environment 113: 284-294.

Penksza, K., Böcker, R. (1999/2000): Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. – Bot. Közlem. 86–87: 89-93

Penksza, K., Szentes, Sz., Házi, J., Tasi, J., Bartha, S., Malatinszky, Á. (2009a): Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. – Grassland Science in Europe 15: 512-515.

Penksza, K., Tasi, J., Szabó, G., Zimmermann, Z., Szentes, Sz. (2009b):Természetvédelmi célú botanikai és takarmányozástani vizsgálatok adatai Káli-medencei juhlegelőhöz. – Gyepgazdálkodási Közlemények 7: 51-58.

Pettit, N. E., Forend, R. H., Ladd, P. G. (1995): Grazing in remnant woodland vegetation: Changes in species composition and life form group. Journal of Vegetation Science, 6. 1. 121-130.

Pignatti, S. (2005): Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. – Braun-Blanquetia 39: 1-97.

Pielou E.C. (1975): Ecological diversity. New York.

Póti P., Pajor F., Láczó E. (2007): Különböző legeltetési módok hatása a gyepnövényzetre és az anyajuhok kondíciójára. A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára – Gyepgazdálkodási ankét SZIE, Gödöllő, 193-196. p.

Pratt, D. (2002): Stop Overgrazing. Beef. Minneapolis.

Proulx, M., Mazumder, A. (1998): Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. – Ecology 79: 2581-2592.

Pykälä, J. (2003): Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. – Biodiversity and Conservation 12: 2211-2226.

Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Kontula, T. (2005): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. – Basic and Applied Ecology 6: 25-33.

Rakonczay Z. (2001a): Természetvédelem. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó Budapest.

Rakonczay Z. (2001b): A Kiskunságtól Bácsalmásig – A Kiskunság természeti értékei. Mezőgazda Kiadó Budapest.

Rakonczay Z. (2009): A természetvédelem története Magyarországon. Mezőgazda Kiadó.

Rázsó I. (1906): A rét és legelőmívelés kézikönyve. Nitsmann nyomdája, Győr. in: Vinczeffy: i.: Természetes gyepeink védelme. 11. Gyepgazdálkodási napok, Debrecen.

Renzhong, W., Ripley, E. A. (1997): Effects of grazing on a Leymus chinensis grassland on the Songnen plain of north-eastern China. Journal of Arid Environments, 36. 2. 307-318.

Réti J. (1911): A legjobb takarmányfüvek termesztéséről. Gámán nyomdája, Kolozsvár. in: Vinczeffy I.: Természetes gyepeink védelme. 11. Gyepgazdálkodási napok, Debrecen.

Roberts, D. W. (1996): Landscape vegetation modelling with vital attributes and fuzzy system theory. – Ecol. Model. 90: 175-184.

Sala, O. E. (1988): The effect of herbivory on vegetation structure. In: Werger, M. J. A., van der Aart, P.J.M., During, H.J., (eds.) Plant form and vegetation structure, SPB, The Hague.

Sala, O. E., Lauenroth, W. K., McNaughton, S. J., Rusch, G. Xinshi Zhang, A. (1996): Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In: Mooney, H. A., Cushman, J. H., Medina, E., Sala, O. E. (eds.): Functional roles of biodiversity: A global perspective, Wiley, Chichester.

Sás Gy. (1999a): A legeltetés haszna a tyúkfélék tartásában. in Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 187-190.

Sás Gy. (1999b): A víziszárnyasok és a legelő kapcsolata. in Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 191-194.

Sebastià, M. T., de Bello, F., Puig, L., Taull, M. (2008): Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. – Appl. Veg. Sci. 11: 215-222.

Simon T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. – Abstracta Botanica 12: 1-23.

Simon T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.

Smith, R. S., Rushton, S. P. (1994): The effect of grazing management on the vegetation of mesothropic (meadow) grassland in Northern England. – Journal of Applied Ecology 31: 13-24.

Stampfli, A., Zeiter, M. (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. – Journal of Vegetation Science 10: 151-164.

Statutory Instrument (1996): The Beef Special Premium Regulations 1996. No. 3241. Queen's Printer of Acts of Parliament, United Kingdom.

Stefler J., Vinczeffy I. (2001): Környezet- és természetvédelmi igényeket is szolgáló extenzív állattartási rendszerek létrehozása. In: Kovács F., Kovács J. és Banczerowski J-né (szerk.): Lehetőségek az agrártermelés környezetbarát fejlesztésében. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest, pp. 64-87.

Steiner, J. J.-Grabe, D. F. (1986): Sheep grazing effects on subterranean clover (Trifolium subterraneum) development and seed production in western Oregon (USA). Crop Science, 26. 2. 367-372.

Steinshamn, H., Gronmyr, F., Tveit, H. (2001): Seasonal changes in botanical composition of an organically managed pasture. International Occusional Symposium of the European Grassland Federation. Organic Grassland Farming. Witzenhausen. 6. 23. p.

Stockdale, C. R. (1986): Factors affecting the productivity of irrigated annual pastures: 2. Defoliation by dairy cows. Australian Journal of Experimental Agriculture, 26. 3. 305-314.

Szabó P. (1993a): A sertés legeltetése. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, pp. 239-246.

Szabó P. (1993b): Előnyök a sertés legeltetésében. in Természetes állattartás, Debrecen, pp. 185-190.

Szemán L. (1990): Domb- és hegyvidéki gyepek termőképességének javítási lehetőségei. Kandidátusi értekezés. Gödöllő.

Szemán L. (1994): A gyeptermesztés és a változó mezőgazdaság. A gyepgazdálkodás az állattartás szolgálatában. Debrecen, pp. 138-144.

Szemán L. (1995): Grassland yield and seedbed preparation. Bulletin of the University of Agricultural Sciences, Gödöllő, pp. 45-51.

Szemán L. (1997): Possibilities of Renovation on Hungarian Grasslands. XVIII. International Grassland Congress *Proceeding* Volume 2. Canada Saskatoon, pp. 83–84

Szemán L. (2002): Effect of seed mixture componenets on the diversity of grassland. In Durand, J. L., Emile, J. C., Huyaghe, C., Lemaire, G. (ed.): Multi-Funktion Grasslands. EGF. Grassland Science In Europe Volume 7. La Rochelle, France. pp. 848-849.

Szemán L. (2003): Gyeptermesztési ismeretek. Könyvrészlet. In. Radics, L. (szerk.): Szántóföldi növénytermesztés. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 252-258.

Szemán L. (2006): Gyepgazdálkodási alapismeretek. Egyetemi jegyzet, SZIE MKK Gödöllő.

Szemán L., Ángyán J., Vajnáné Madarassy A. Márkus F., Barcsák Z., Tasi J. (1999): A gyepgazdálkodás helyzete és az agrár-környezeti extenzifikációs programhoz illeszkedő EU-konform fejlesztése. Magyarország az ezredfordulón MTA kutatási program. "Zöld belépő" EU- csatlakozásunk környezeti szempontú vizsgálata Tanulmány 89. szám, Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem, Budapest.

Szemán L., Köles P., Gyulai G. (2001): Leromlott és parlag gyepek felújítási lehetőségei. Innováció, tudomány és a gyakorlat egysége az ezredforduló agráriumában. Konferencia Gödöllő, pp. 78-84.

Szendrei L. (1999): Az állat és a legelő kapcsolata. in Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 195-200.

Szentes Sz., Kenéz Á., Saláta D., Szabó M., Penksza K. (2007): Comparative researches and evaluations on grassland manegament and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. – Cereal Research Communications 35: 1161-1164.

Szentes, Sz., Wichmann, B., Házi, J., Tasi, J., Penksza, K. (2009a): Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. – Tájökológiai Lapok 7(2): 319-328.

Szentes, Sz., Tasi, J., Házi, J., Penksza, K. (2009b): A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai- és Káli-medencei lólegelőn a 2008. évi gyepgazdálkodási idényben. – Gyepgazdálkodási Közlemények 7: 65-72.

Szovátay Gy. (1993): A legeltetés hatása az állatok termelését és szaporodását befolyásoló életfolyamatokra. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, pp. 257-264.

Tasi J. (2002): Gyepek gyomnövényei és a gyomszabályozás lehetőségei. Egyetemi jegyzet az MKK Távoktatási Tagozat hallgatói részére. SZIE Gödöllő. 1-40. p.

Tasi J., Kripner V. (2003): Rákos-patak menti gyepek gyógynövényeinek jelentősége a hivatalos és a népi gyógyászatban. DGYN 18. Természetes Állattartás, Debrecen, pp. 84-87.

Tasi J., Szél Zs. (1996): Van-e létjogosultsága virágos réteknek és legelőknek a magyar gyepgazdálkodásban? Gödöllői Gyepgazdálkodási Tanácskozás, Gödöllő. pp. 34-39.

Tóth Cs., Nagy G., Nyakas A. (2003): Legeltetett gyepek értékelése a Hortobágyon. – Agrártudományi Közlemények 10: 50-55.

Tóth K. (1975): Második nemzeti parkunk, a „Kiskunsági Nemzeti Park" Az erdő 24(4): 147-152.

Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. – Journal of Vegetation Science 6: 283-290.

Török, P., Arany, I., Prommer, M., Valkó, O., Balogh, A., Vida, E., Tóthmérész, B., Matus, G. (2009): Vegetation and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. – Thaiszia 19(1): 67-78.

Török, P., Deák B., Vida E., Valkó O., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2010): Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. – Biological Conservation 143: 806-812.

Várallyay Gy. (2007): A gyepgazdálkodás szerepe az EU Talajvédelmi Stratégiájában. Gyepgazdálkodási közlemények 2007/5…….

Világosi J., Szabó P. (1999): Mocsaras területek mangalicával történő legeltetése. in Agroökológia-Gyep-Vidékfejlesztés, Debrecen, pp. 41-45.

Virágh K., Bartha S. (1996): The effect of current dynamical state of a loess steppe community on its responses to disturbances. – Tiscia 30: 3-13.

Wenzel G. (1887): Magyarország mezőgazdaságának története.

Whittaker, R. H. (1965): Dominant and diversity in land plant communities. – Science 147: 250-260.

Whittaker, R. H. (1975): Communities and Ecosystems. MAcmillen, New York.

Willems, J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. – Vegetatio 52: 171-180.

Wilson, A. D., MacLoad, N. D. (1991): Overgrazing: present or absent? – Journal of Range Management 44(5): 475-482.

Vinczeffy I. (1963): A gyepek minősítésének új módszere. Agrobotanikai Intézet, Tápiószele, pp. 201-253.

Vinczeffy I. (1971): Gyepgazdálkodási alapismeretek. Egyetemi jegyzet. DATE, Debrecen.

Vinczeffy I. (1985a): A gyep állat-eltartó képessége Akadémiai doktori értekezés. Debrecen.

Vinczeffy I. (1992): Adatok gyepeink gyógynövényeiről. in Természetes állattartás, Szolnok, pp. 161-178.

Vinczeffy I. (1993a): Természetes gyepeink védelme. in Legeltetéses állattartás, Debrecen, pp. 275-284.

Vinczeffy I. (1993b): A gyep termése. In.: Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp.127-134.

Vinczeffy I. (szerk.) (1996): Legelő- és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

Vinczeffy I. (1998): Lehetőségek a legeltetéses állattartásban. DATE Debrecen.

Vinczeffy I. (2001): A gyep és az állati termékelőállítás kapcsolata napjainkban. Gyepgazdálkodás 2001. Természetes állattartás 6. Debreceni gyepgazdálkodási napok 18: 29-33.

Vinczeffy I. (2003): Gyepgazdálkodásunk jellemzése. Gyepgazdálkodási Közlemények 1. DE ATC, Debrecen, pp. 4-12.

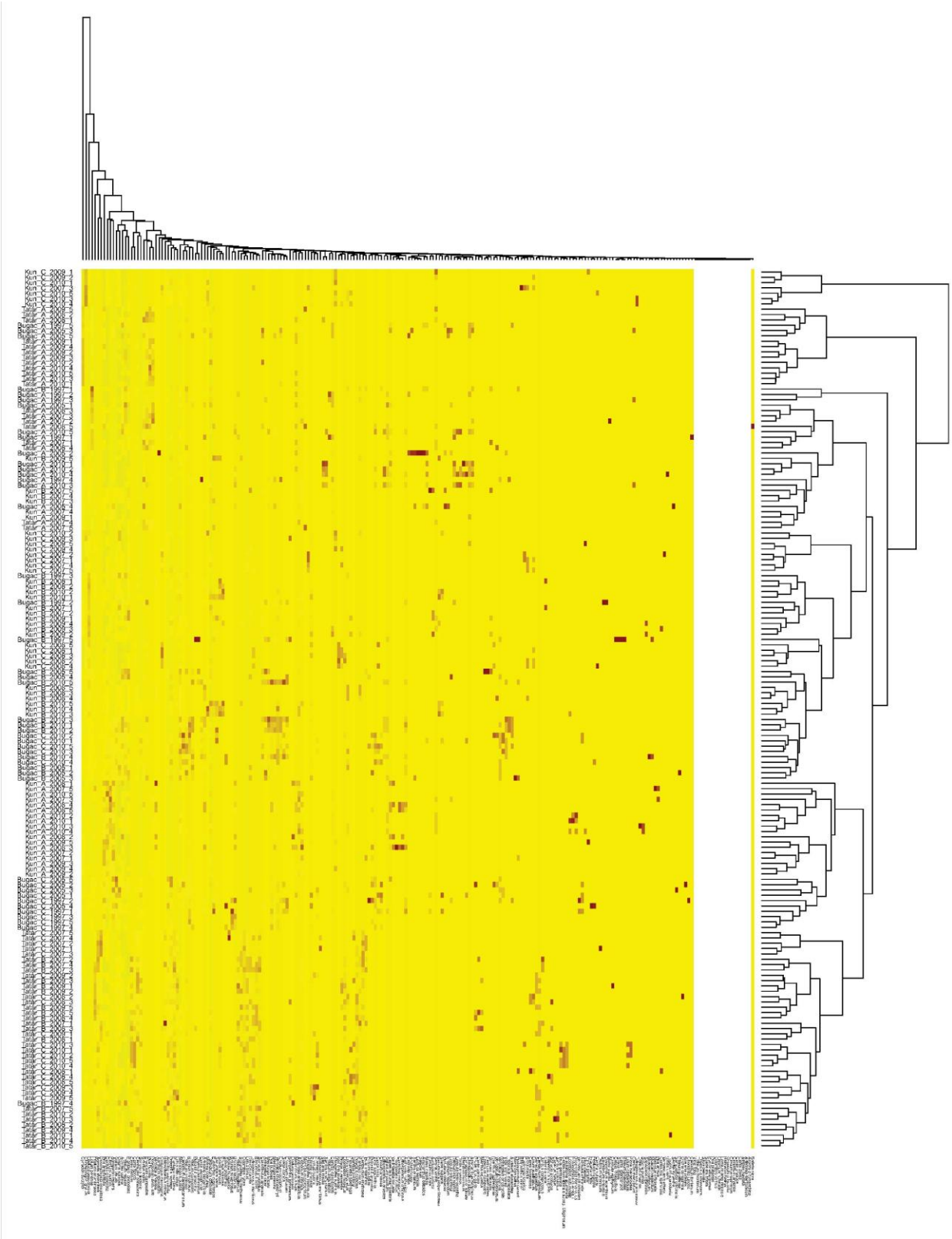
Vinczeffy I. (2004): Legelőink különleges értékei. Gyepgazdálkodási Közlemények 2: 5-25.

Vinczeffy I. (2005): Legeltessünk? Gyepgazdálkodási Közlemények 3: 36-40.

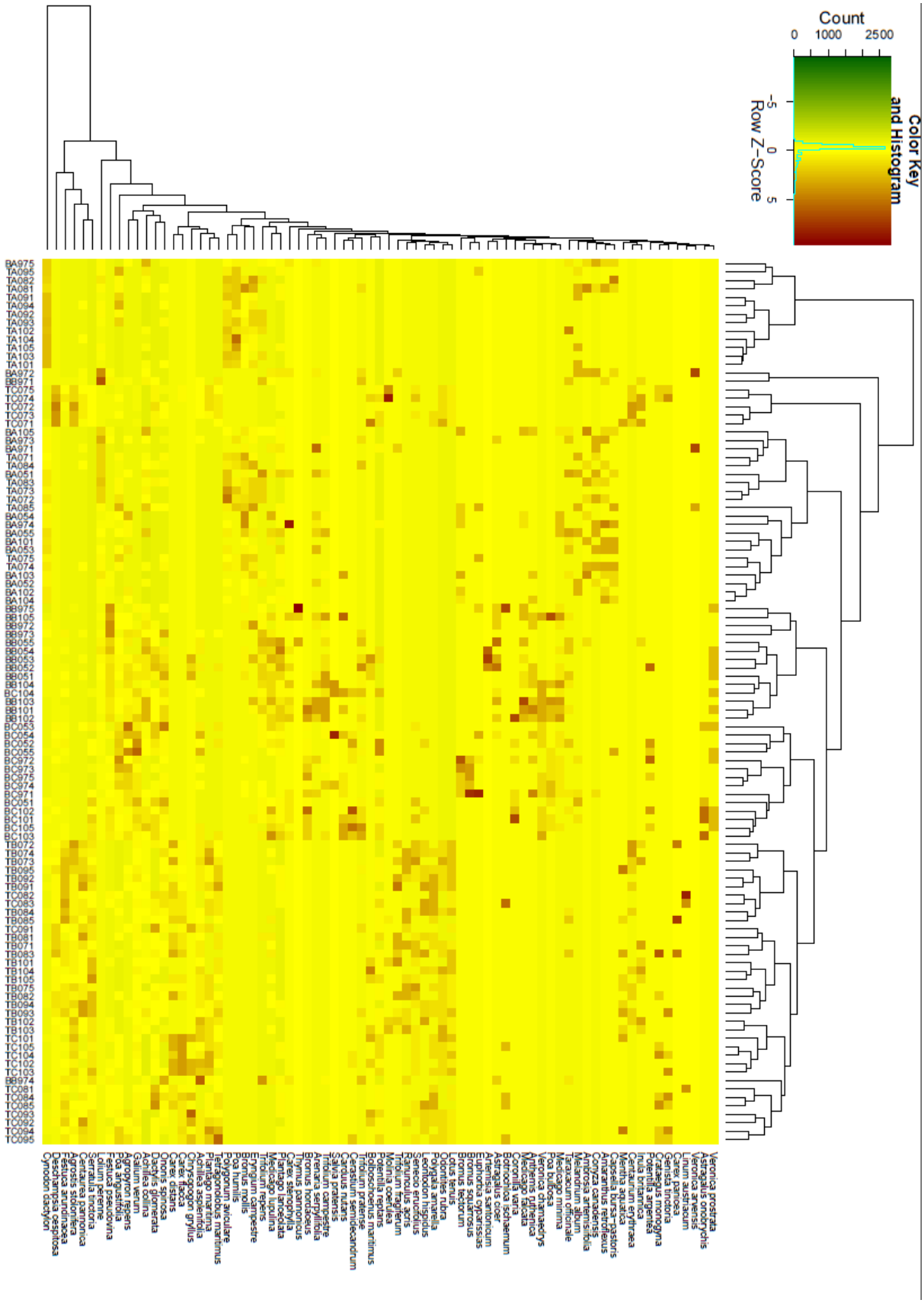
Vinczeffy I. (2006): A legelő értéke. Gyepgazdálkodási Közlemények 4: 129-137.

Viszló L. (2007): A természetkímélő kaszálás gyakorlata. ProVértes Közalpítvány.

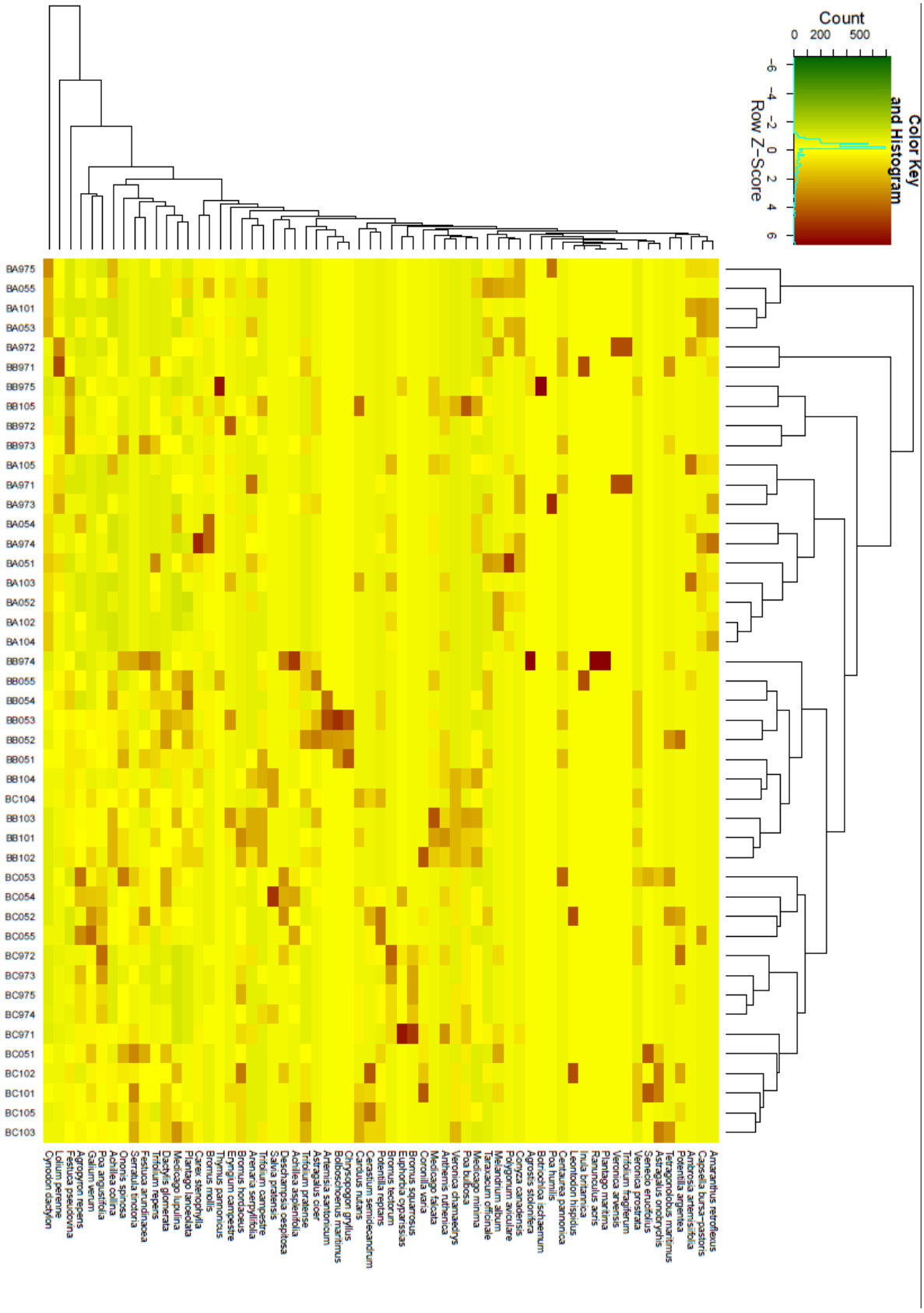
1 melléklet



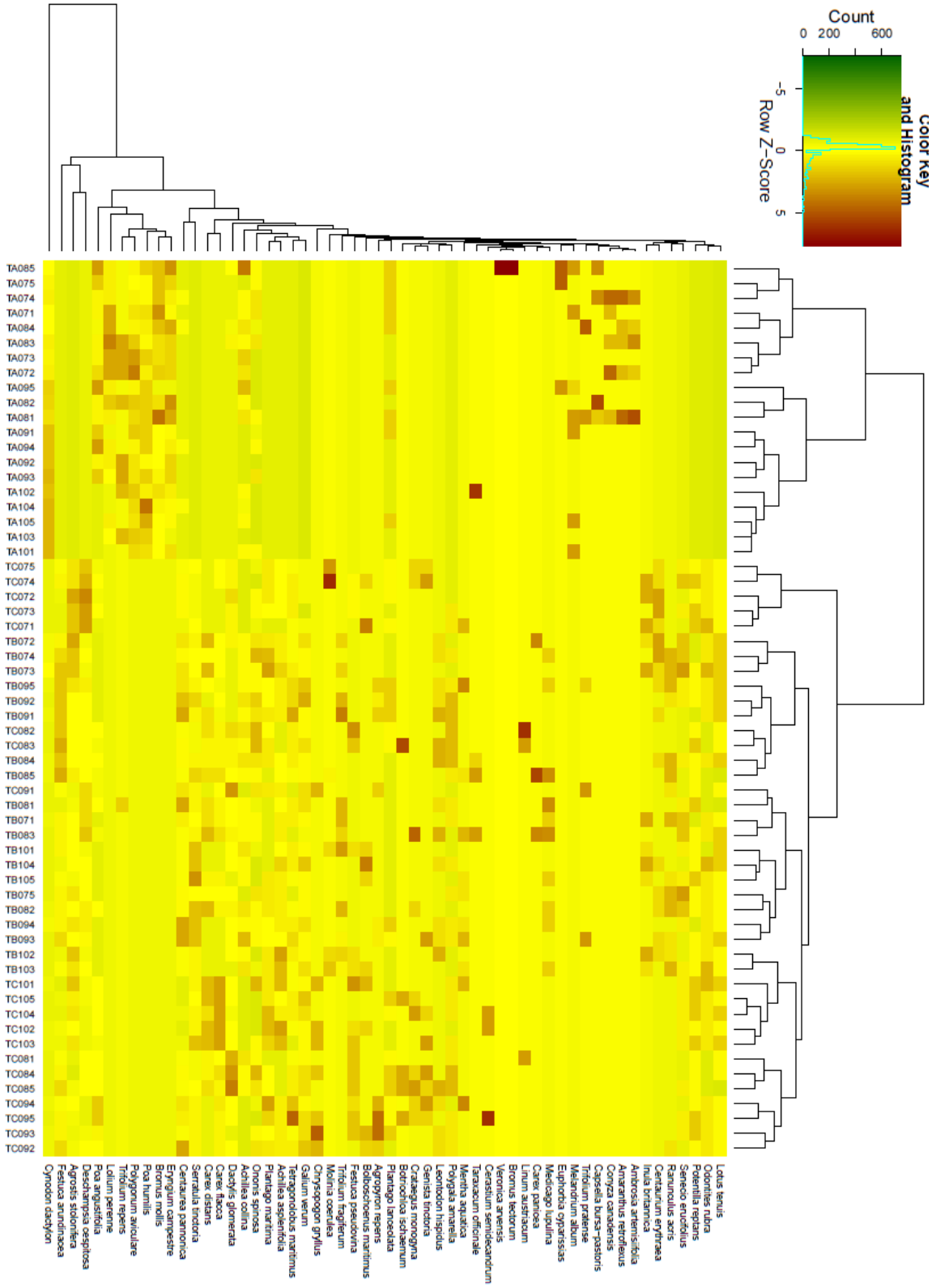
2. melléklet



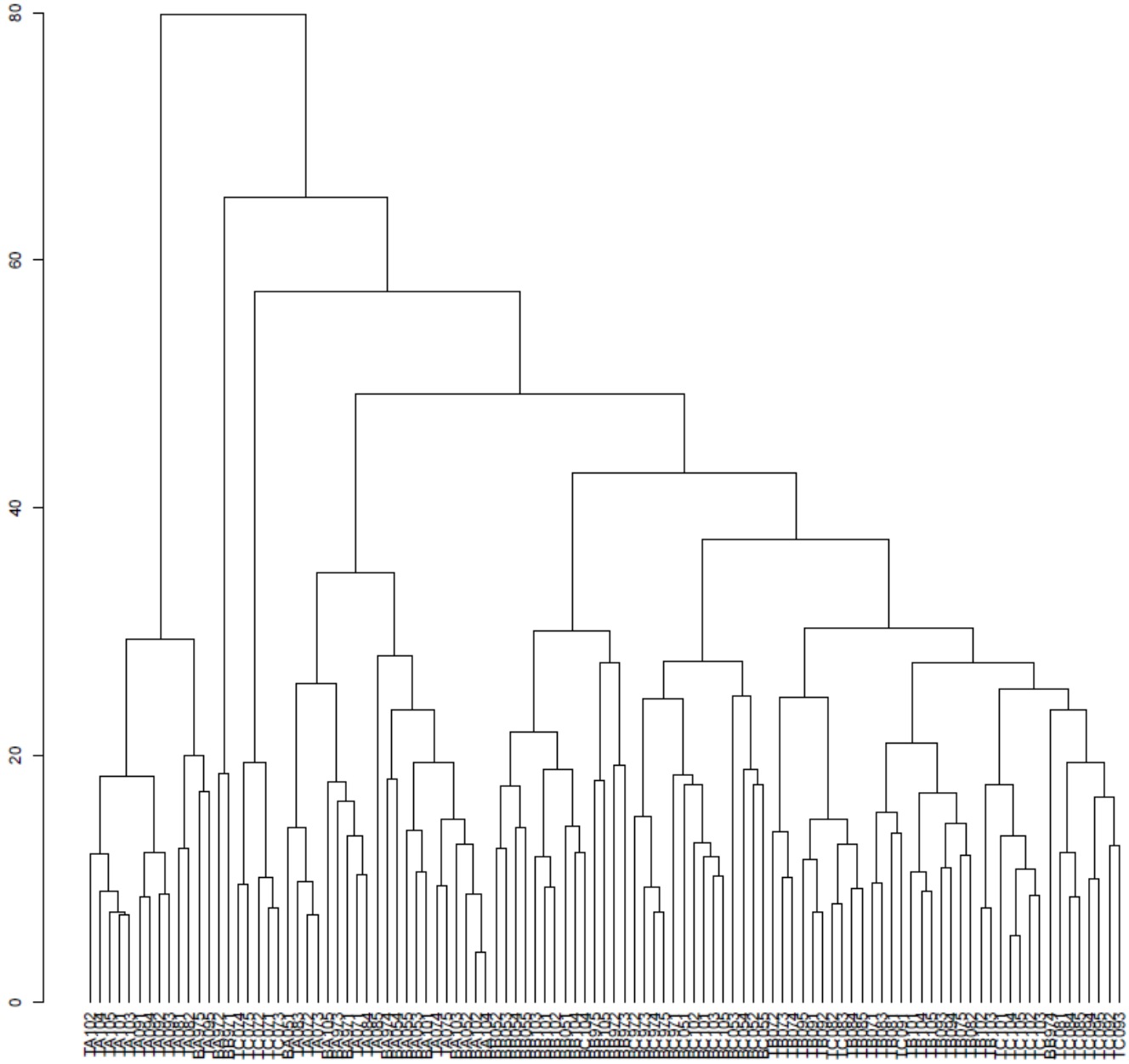
3. melléklet


Color Key
and Histogram
Count
0 200 500
Row Z-Score
-6 -4 -2 0 2 4 6
Amaranthus retroflexus
Capsella bursa-pastoris
Ambrosia artemisiifolia
Potentilla argentea
Tetragonolobus maritimus
Astragalus onobrychis
Senecio erucifolius
Veronica prostrata
Trifolium fragiferum
Veronica arvensis
Plantago maritima
Rumex maritimus
Inula britannica agrs
Leontodon hispidus
Centaurea pannonica
Poa humilis
Bothrochloa ischaemum
Agrostis stolonifera
Conyza canadensis
Polygonum aviculare
Melandrium album
Taraxacum officinale
Medicago minima
Poa bulbosa
Veronica chamaedrys
Anthemis ruthenica
Medicago falcata
Coronilla varia
Bromus squarrosus
Euphorbia cyparissias
Bromus lectorum
Potentilla reptans
Cerastium semidecandrum
Carduus nutans
Chrysopogon gryllus
Bolboschoenus maritimus
Artemisia santonicum
Astragalus cicer
Trifolium pratense
Achillea asplenifolia
Deschampsia cespitosa
Salvia pratensis
Trifolium campestre
Arrenaria serpyllifolia
Bromus hordaceus
Eryngium campestre
Thymus pannonicus
Bromus mollis
Carex stenophylla
Plantago lanceolata
Medicago lupulina
Dactylis glomerata
Trifolium repens
Festuca arundinacea
Serratula tinctoria
Ononis spinosa
Achillea collina
Poa angustifolia
Galium verum
Agropyron repens
Festuca pseudovina
Lolium perenne
Cynodon dactylon
BA975
BA055
BA101
BA053
BA972
BB971
BB975
BB105
BB972
BB973
BA105
BA971
BA973
BA054
BA974
BA051
BA103
BA052
BA102
BA104
BB974
BB055
BB054
BB053
BB052
BB051
BB104
BC104
BB103
BB101
BB102
BC053
BC054
BC052
BC055
BC972
BC973
BC975
BC974
BC971
BC051
BC102
BC101
BC105
BC103

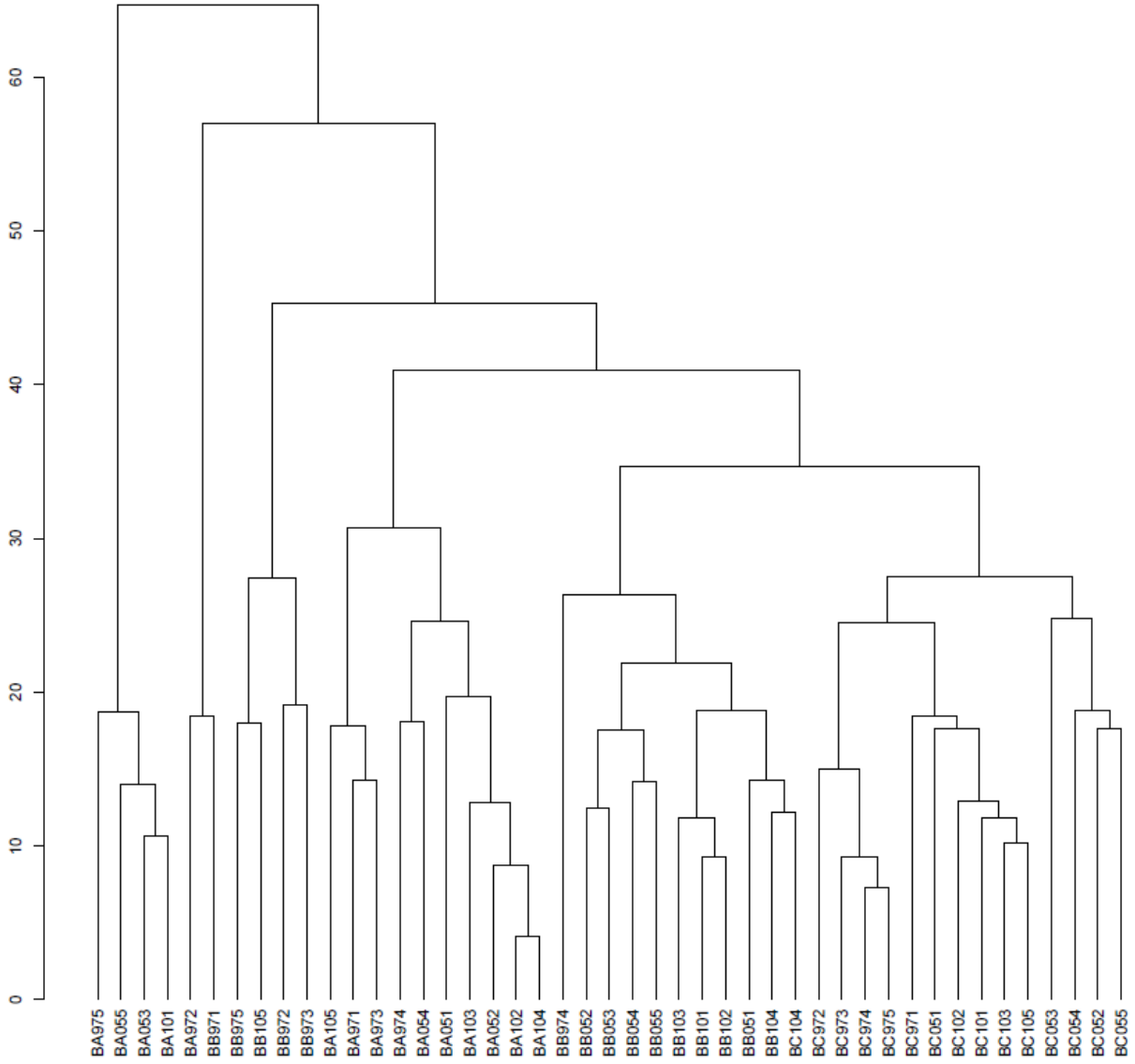
4. melléklet


Color Key
and Histogram
Count
0 200 600
Row Z-Score
-5 0 5
Lotus tenuis
Odontites rubra
Potentilla reptans
Senecio erucifolius
Ranunculus acris
Centaurium erythraea
Inula britannica
Ambrosia artemisiifolia
Amaranthus retroflexus
Conyza canadensis
Capsella bursa-pastoris
Trifolium pratense
Melandrium album
Euphorbia cyparissias
Medicago lupulina
Carex panicea
Linum austriacum
Bromus lectorum
Veronica arvensis
Cerastium semidecandrum
Taraxacum officinale
Mentha aquatica
Polygala amarella
Leontodon hispidus
Genista tinctoria
Crataegus monogyna
Botrychios ischaemum
Plantago lanceolata
Agropyron repens
Bolboschoenus maritimus
Festuca pseudovina
Trifolium fragiferum
Molinia coerulea
Onysopogon gryllus
Galium verum
Tetragonolobus maritimus
Achillea asplenifolia
Plantago maritima
Ononis spinosa
Achillea collina
Dactylis glomerata
Carex flacca
Carex distans
Serratula tinctoria
Centaurea pannonica
Eryngium campestre
Bromus mollis
Poa humilis
Polygonum aviculare
Trifolium repens
Lolium perenne
Poa angustifolia
Deschampsia cespitosa
Agrostis stolonifera
Festuca arundinacea
Cynodon dactylon
TA085
TA075
TA074
TA071
TA084
TA083
TA073
TA072
TA095
TA082
TA081
TA091
TA094
TA092
TA093
TA102
TA104
TA105
TA103
TA101
TC075
TC074
TC072
TC073
TC071
TB072
TB074
TB073
TB095
TB092
TB091
TC082
TC083
TB084
TB085
TC091
TB081
TB071
TB083
TB101
TB104
TB105
TB075
TB082
TB094
TB093
TB102
TB103
TC101
TC105
TC104
TC102
TC103
TC081
TC084
TC085
TC094
TC095
TC093
TC092

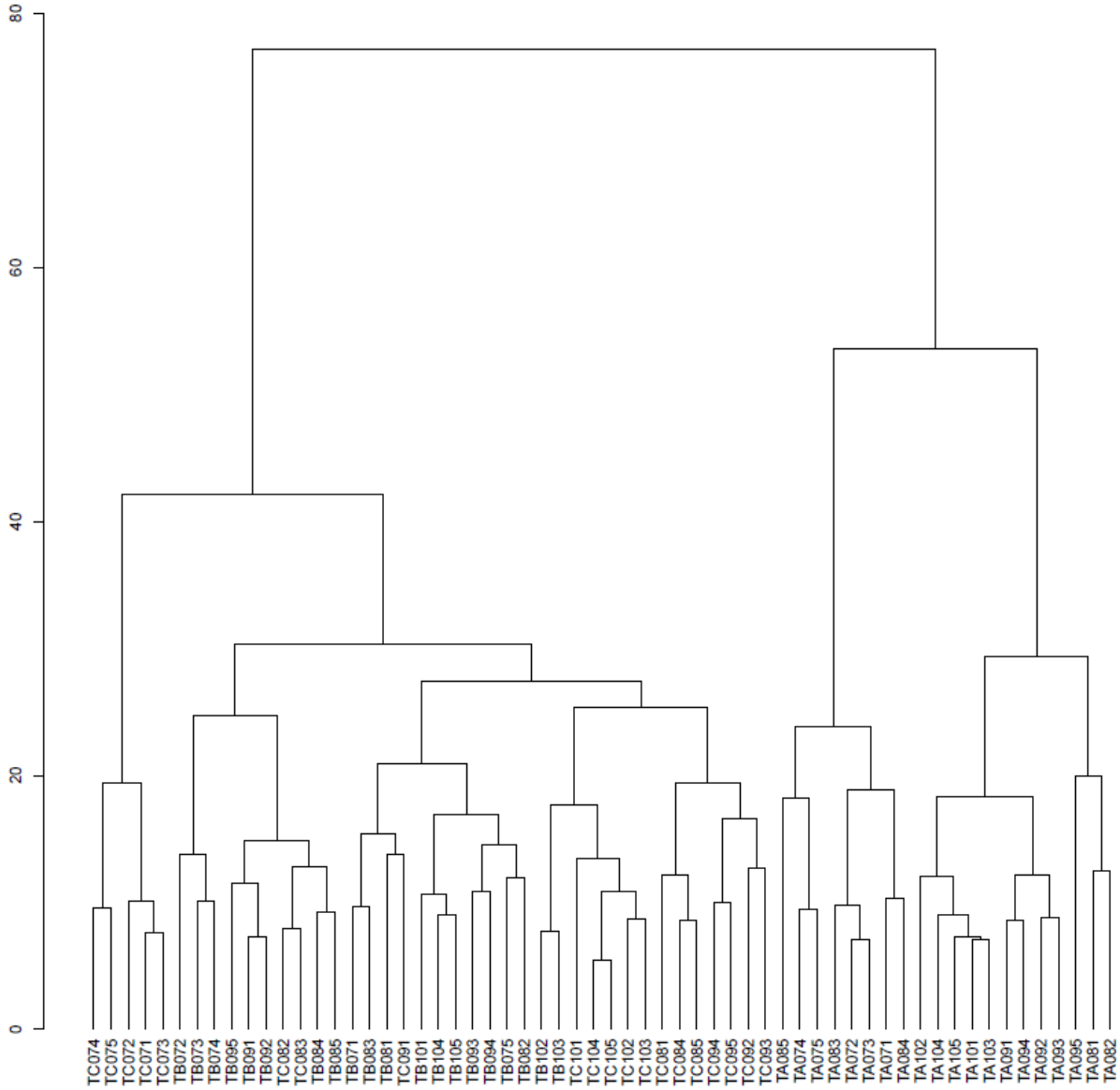
5. melléklet



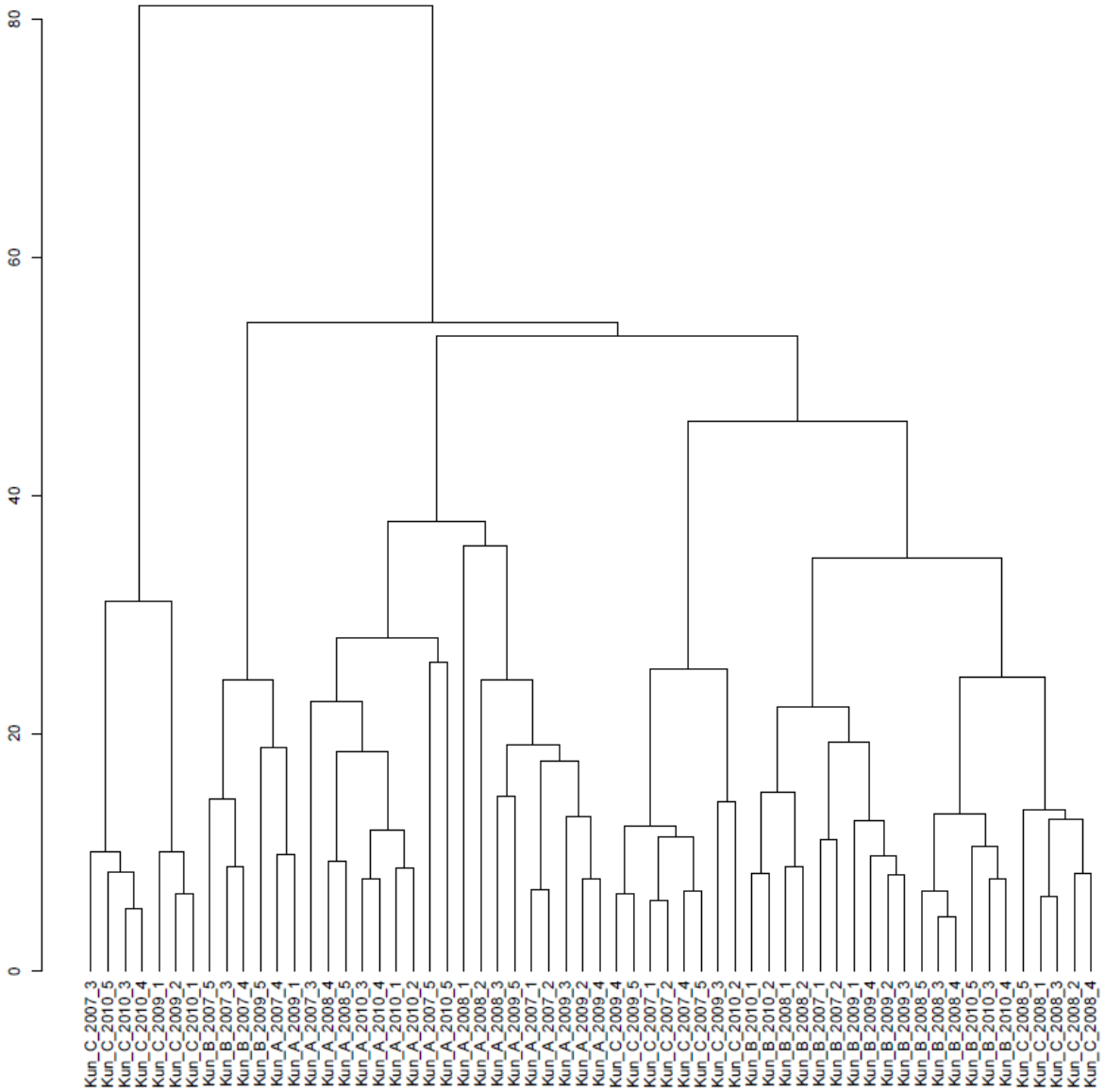
6. melléklet


0
10
20
30
40
50
60
BA975
BA055
BA053
BA101
BA972
BB971
BB975
BB105
BB972
BB973
BA105
BA971
BA973
BA974
BA054
BA051
BA103
BA052
BA102
BA104
BB974
BB052
BB053
BB054
BB055
BB103
BB101
BB102
BB051
BB104
BC104
BC972
BC973
BC974
BC975
BC971
BC051
BC102
BC101
BC103
BC105
BC053
BC054
BC052
BC055

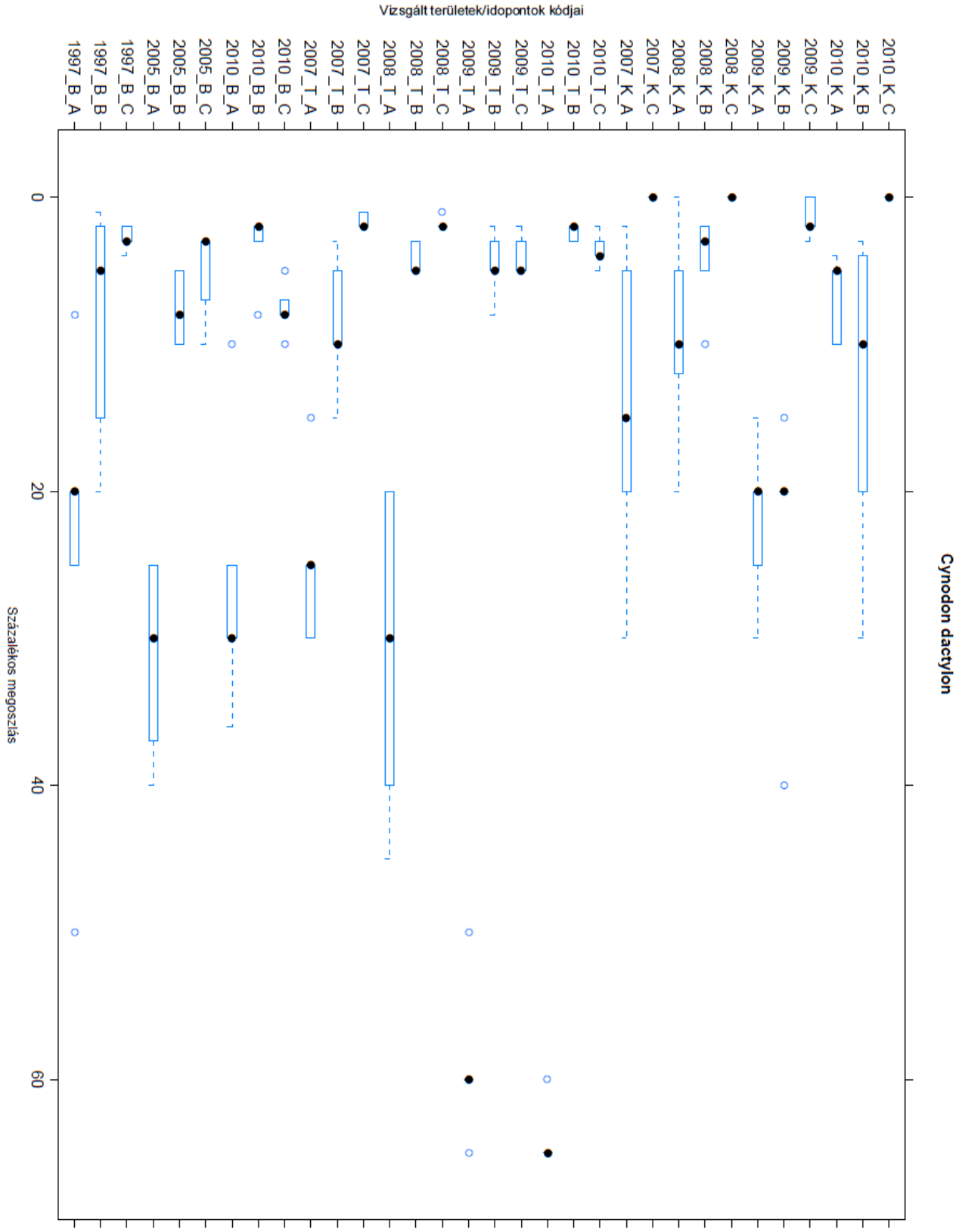
7. melléklet


80
60
40
20
0
TC074
TC075
TC072
TC071
TC073
TB072
TB073
TB074
TB095
TB091
TB092
TC082
TC083
TB084
TB085
TB071
TB083
TB081
TC091
TB101
TB104
TB105
TB093
TB094
TB075
TB082
TB102
TB103
TC101
TC104
TC105
TC102
TC103
TC081
TC084
TC085
TC094
TC095
TC092
TC083
TA085
TA074
TA075
TA083
TA072
TA073
TA071
TA084
TA102
TA104
TA105
TA101
TA103
TA091
TA094
TA092
TA093
TA095
TA081
TA082

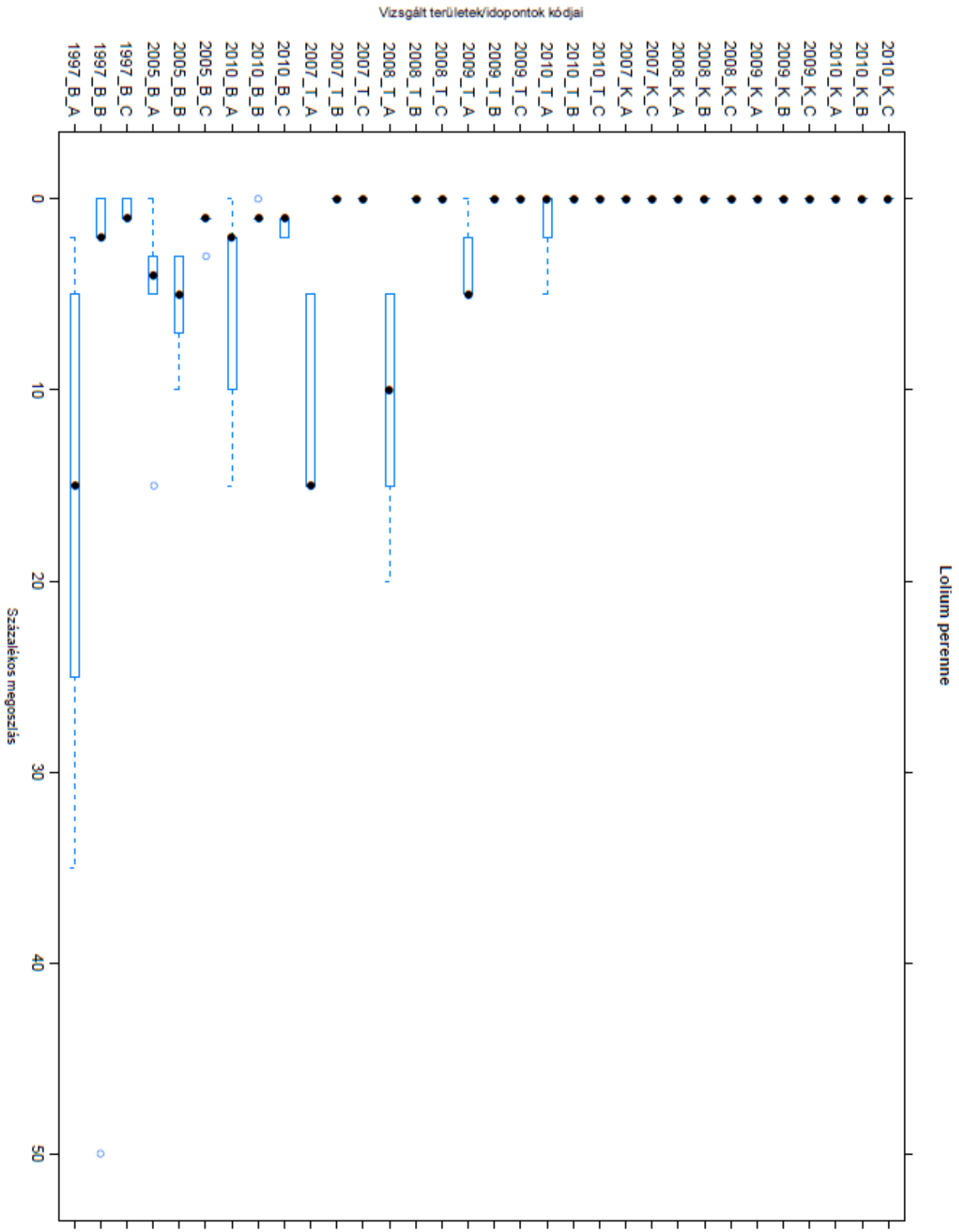
8. melléklet


0
20
40
60
80
Kun_C_2007_3
Kun_C_2010_5
Kun_C_2010_3
Kun_C_2010_4
Kun_C_2009_1
Kun_C_2009_2
Kun_C_2010_1
Kun_B_2007_5
Kun_B_2007_3
Kun_B_2007_4
Kun_B_2009_5
Kun_A_2007_4
Kun_A_2009_1
Kun_A_2007_3
Kun_A_2008_4
Kun_A_2008_5
Kun_A_2010_3
Kun_A_2010_4
Kun_A_2010_1
Kun_A_2010_2
Kun_A_2007_5
Kun_A_2010_5
Kun_A_2008_1
Kun_A_2008_2
Kun_A_2008_3
Kun_A_2009_5
Kun_A_2007_1
Kun_A_2007_2
Kun_A_2009_3
Kun_A_2009_2
Kun_A_2009_4
Kun_C_2009_4
Kun_C_2009_5
Kun_C_2007_1
Kun_C_2007_2
Kun_C_2007_4
Kun_C_2007_5
Kun_C_2009_3
Kun_C_2010_2
Kun_B_2010_1
Kun_B_2010_2
Kun_B_2008_1
Kun_B_2008_2
Kun_B_2007_1
Kun_B_2007_2
Kun_B_2009_1
Kun_B_2009_4
Kun_B_2009_2
Kun_B_2009_3
Kun_B_2008_5
Kun_B_2008_3
Kun_B_2008_4
Kun_B_2010_5
Kun_B_2010_3
Kun_B_2010_4
Kun_C_2008_5
Kun_C_2008_1
Kun_C_2008_3
Kun_C_2008_2
Kun_C_2008_4

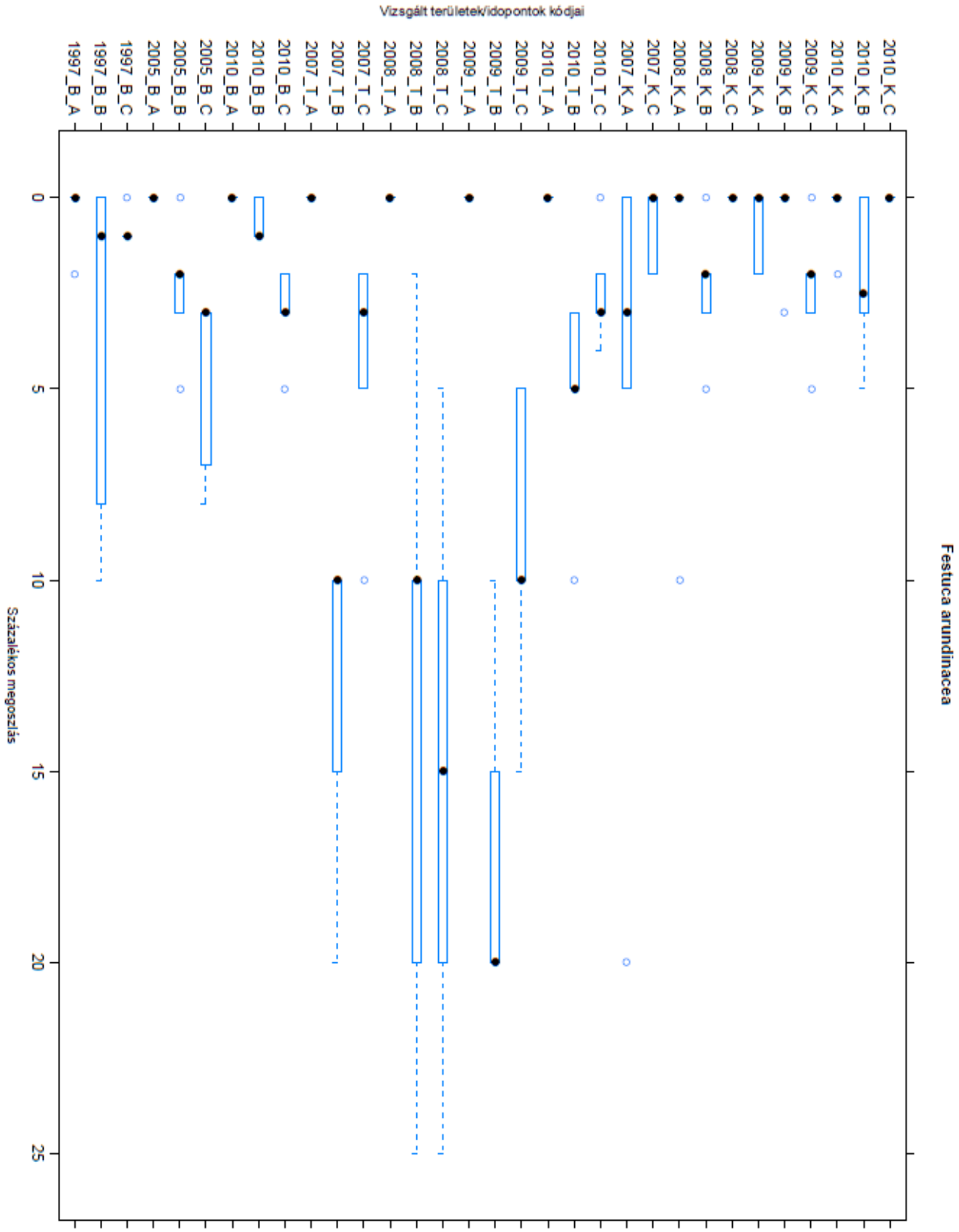
9. melléklet


Cynodon dactylon
Vizsgált területek/idopontok kódjai
2010_K_C
2010_K_B
2010_K_A
2009_K_C
2009_K_B
2009_K_A
2008_K_C
2008_K_B
2008_K_A
2007_K_C
2007_K_A
2010_T_C
2010_T_B
2010_T_A
2009_T_C
2009_T_B
2009_T_A
2008_T_C
2008_T_B
2008_T_A
2007_T_C
2007_T_B
2007_T_A
2010_B_C
2010_B_B
2010_B_A
2005_B_C
2005_B_B
2005_B_A
1997_B_C
1997_B_B
1997_B_A
0
20
40
60
Százalékos megosztás

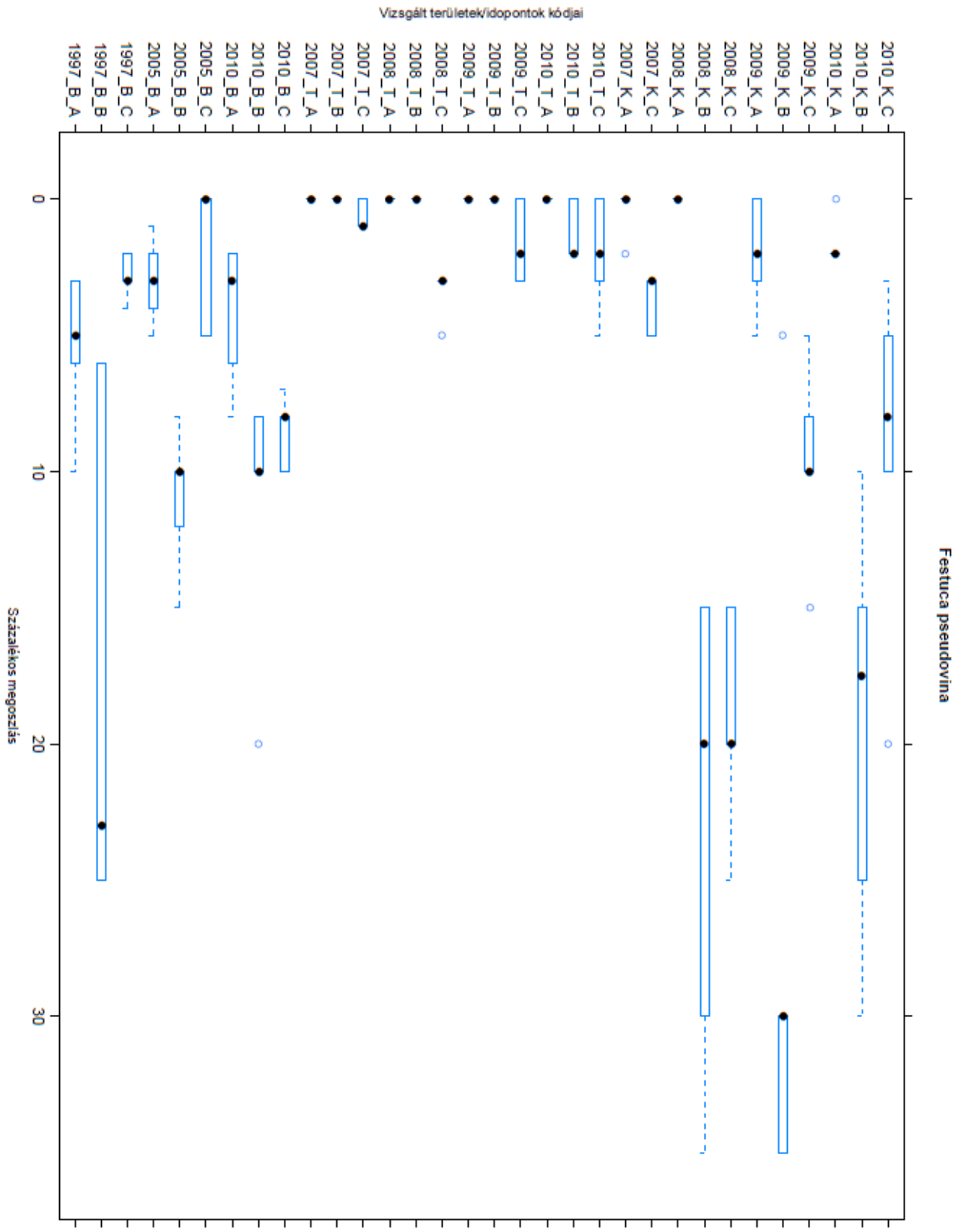
10. melléklet



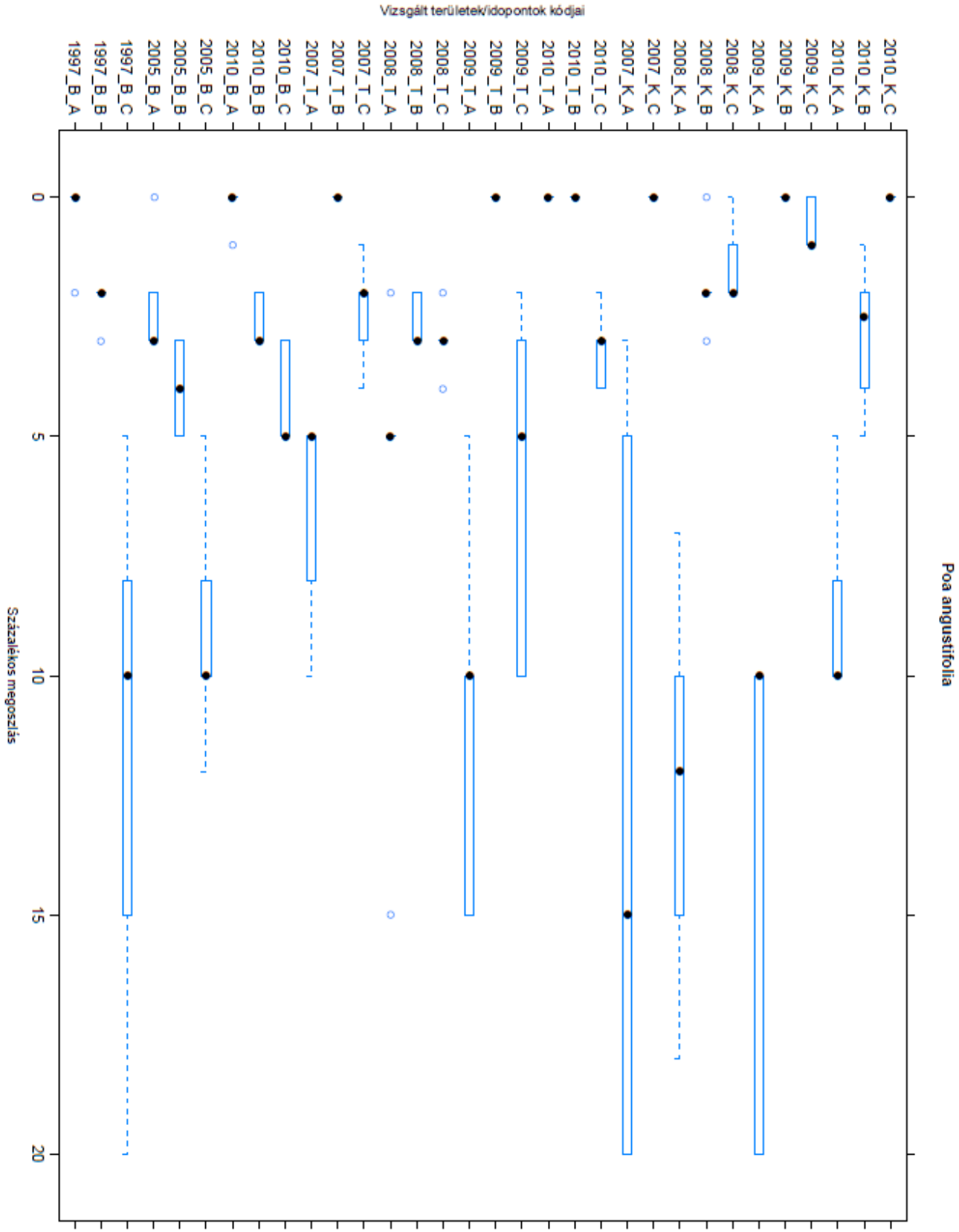
11. melléklet



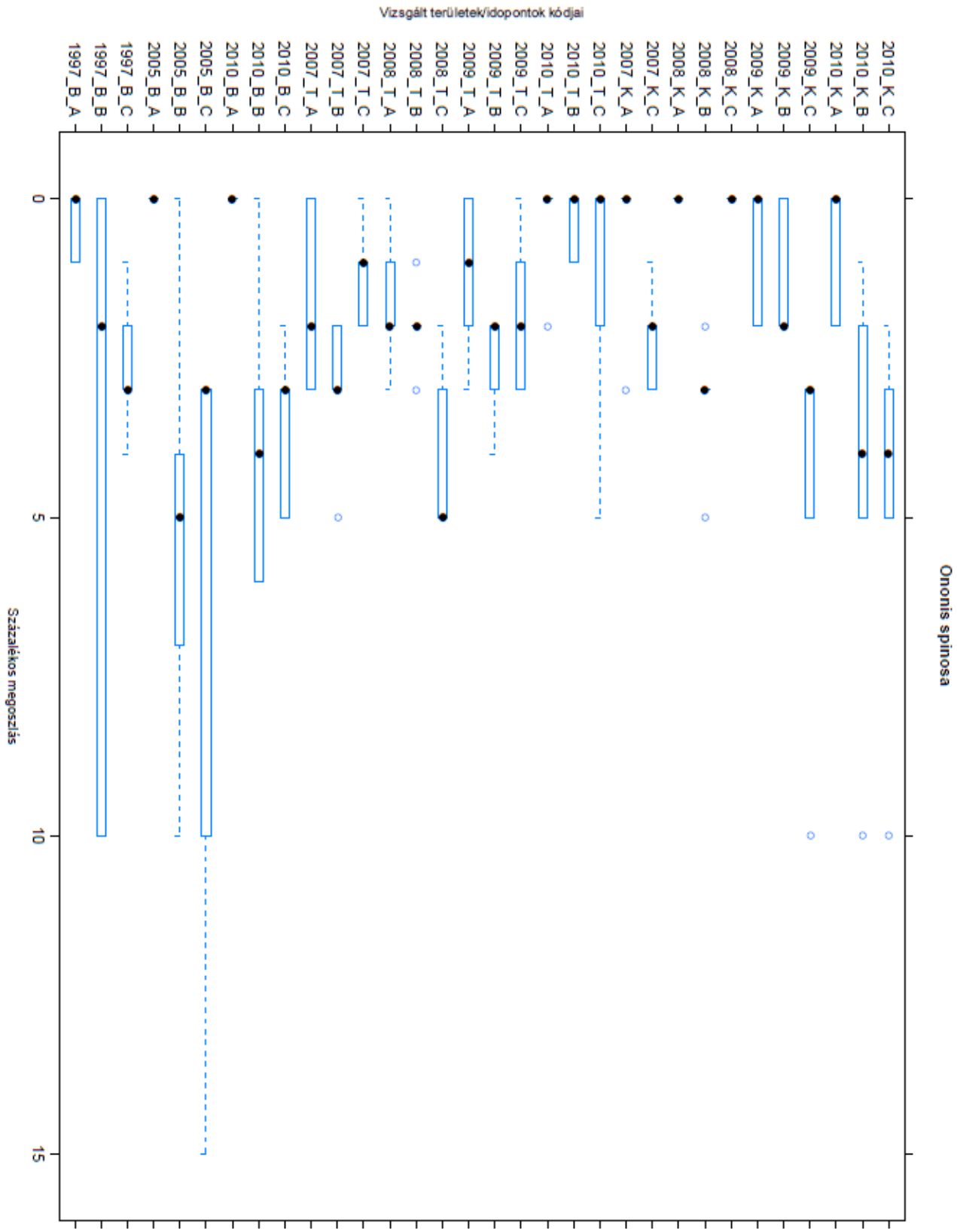
12. melléklet



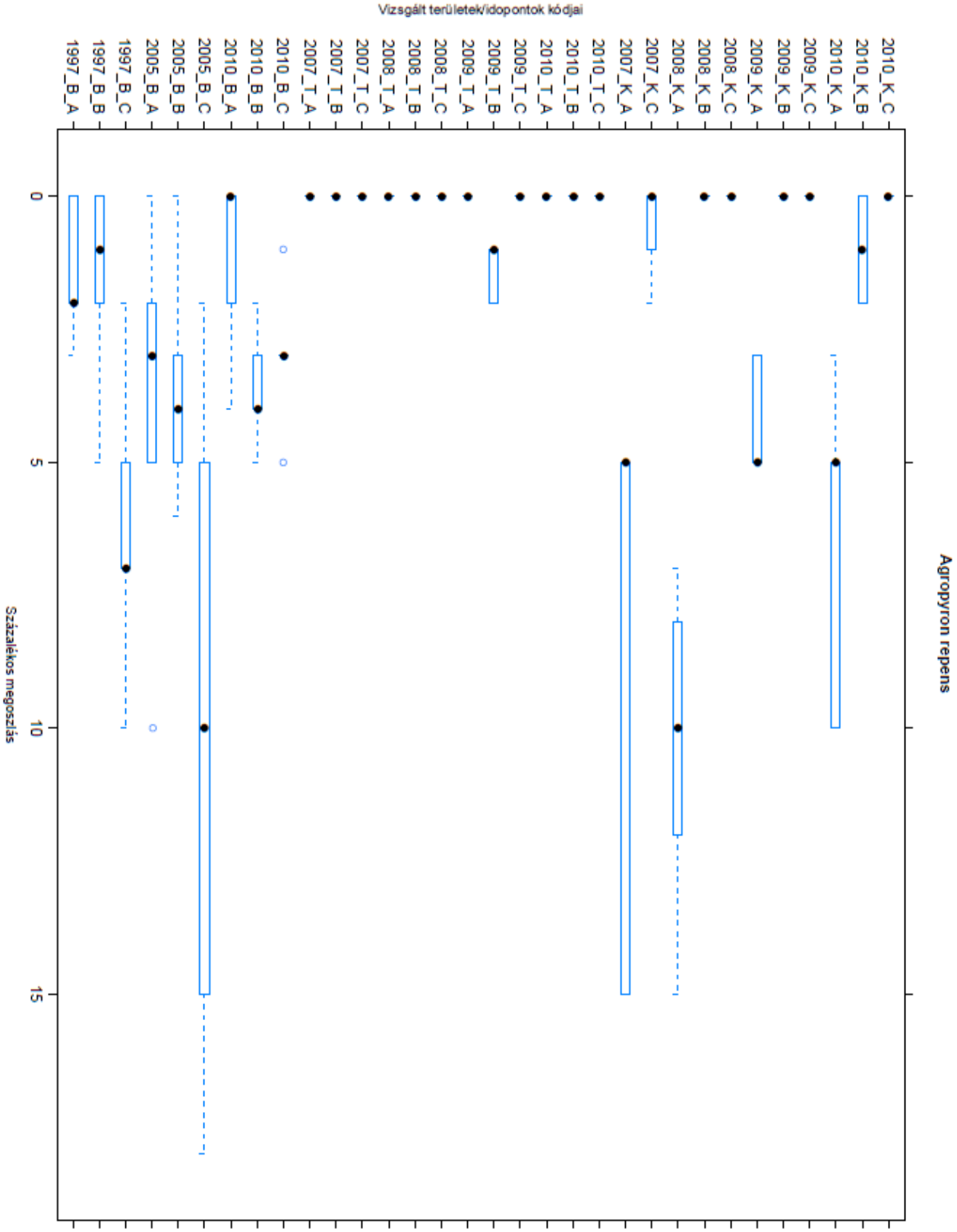
13. melléklet



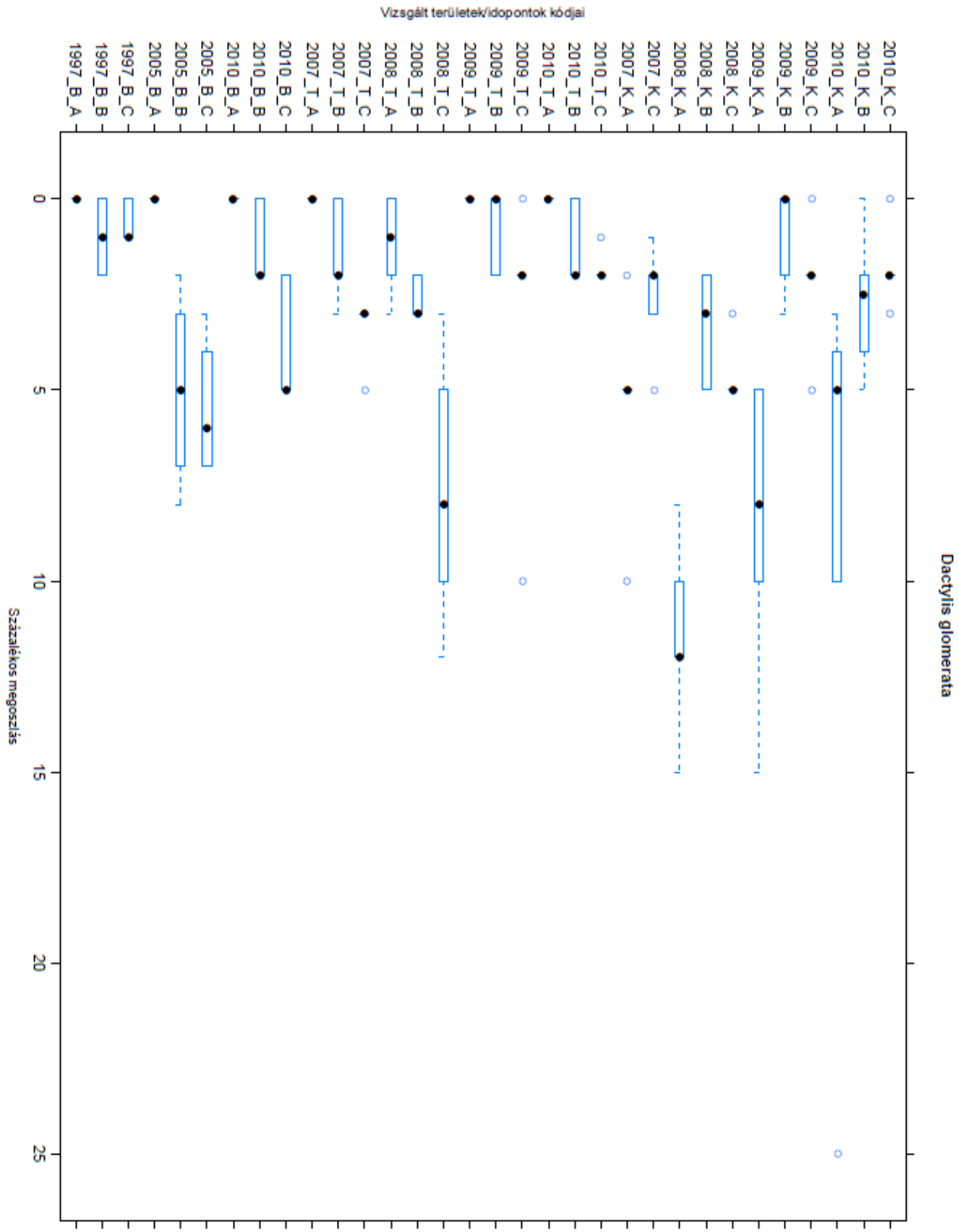
14. melléklet



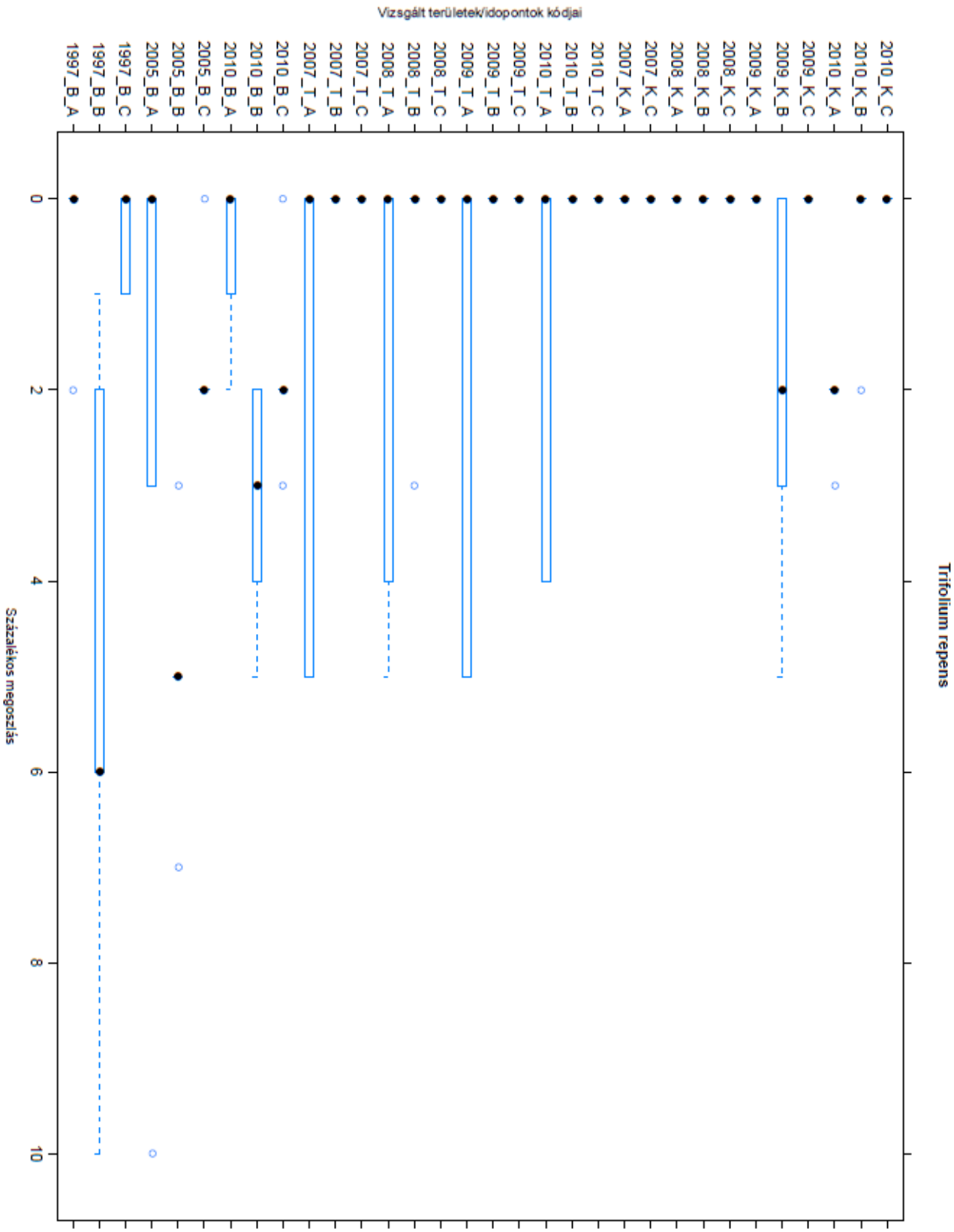
15. melléklet



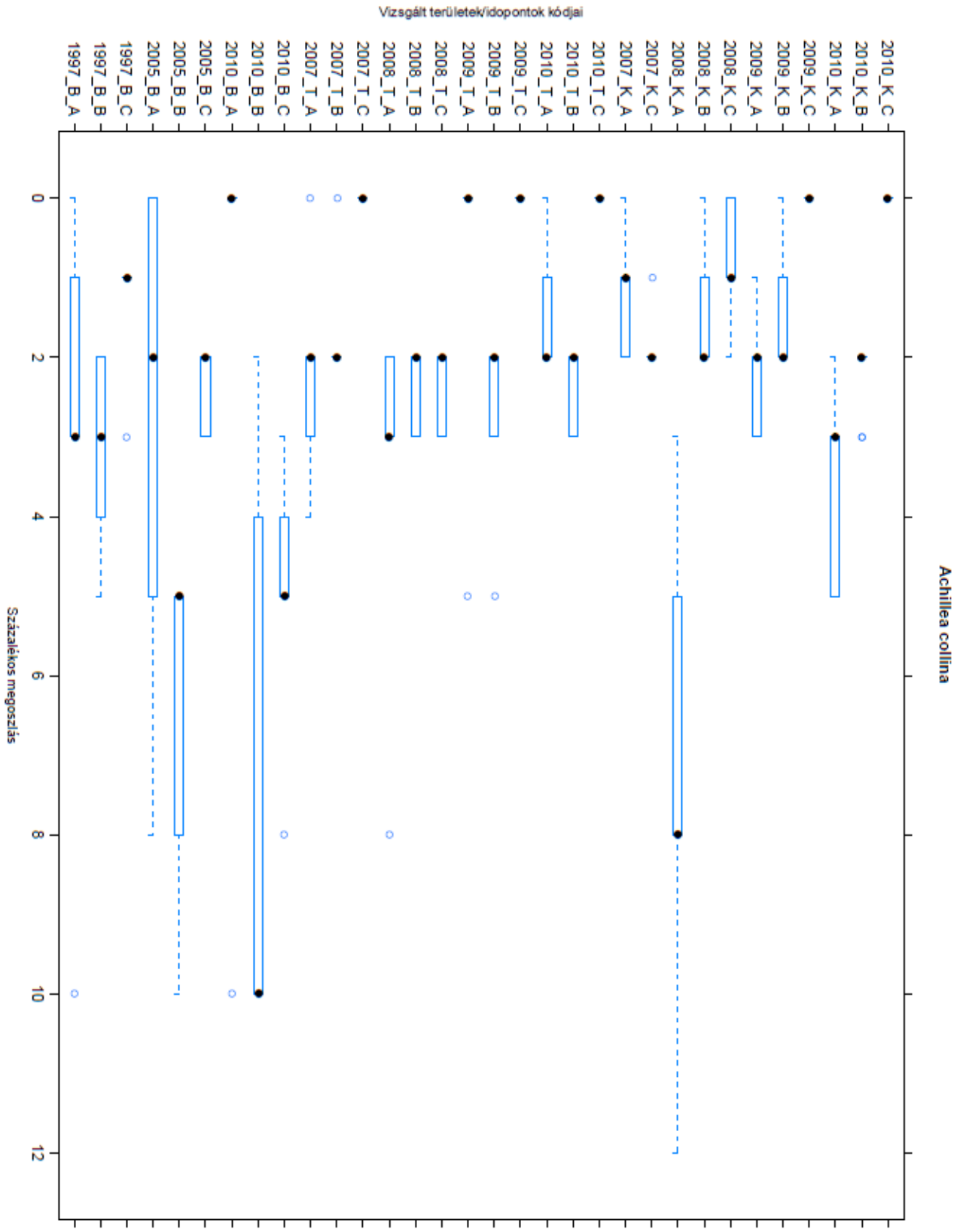
16. melléklet



17. melléklet



18. melléklet


Achillea collina
Vizsgált területek/idopontok kódjai
2010_K_C
2010_K_B
2010_K_A
2009_K_C
2009_K_B
2009_K_A
2008_K_C
2008_K_B
2008_K_A
2007_K_C
2007_K_A
2010_T_C
2010_T_B
2010_T_A
2009_T_C
2009_T_B
2009_T_A
2008_T_C
2008_T_B
2008_T_A
2007_T_C
2007_T_B
2007_T_A
2010_B_C
2010_B_B
2010_B_A
2005_B_C
2005_B_B
2005_B_A
1997_B_C
1997_B_B
1997_B_A
0
2
4
6
8
10
12
Százalékos megoszlás