

Különböző mezőgazdasági hasznosítású gyepek ökológiai vizsgálata

Examination of different grassland management

Kiss Tímea¹

¹Környezettudományi Csoport/Kertészeti Tanszék, Kertészeti Főiskolai Kar/Kecskeméti Főiskola

Összefoglalás: A vizsgálatok a Kárpát-medence központi régiójában található Kiskunságban Tatárszentgyörgy melletti nedves fekvésű szarvasmarhalegelőn és Bugac mellett száraz gyepi legelőn történtek, ahol szarvasmarhával és juhval legeltetnek Tatárszentgyörgyön 2007, 2008, 2009 és 2010-, Bugacon 1997, 2005 és 2010. júniusban ökológiai indikátor értékek, gyepfenntartás, természetvédelem. A cönológiai felvételek három zónában készültek az állattartó telephez közel 0-50 m-re („A” zóna), az állattartó teleptől 50-150 m-re („B” zóna), az állattartó teleptől több, mint 150 m-re („C” zóna). Az ökológiai, környezeti tényezők elemzése a Borhidi (1995) relatív ökológiai értékszámok alapján készültek. Az életforma elemzést Pignatti (2005) életforma típusai alapján végeztük el. Az adatok statisztikai elemzéséhez az R program csomagot használtuk. A Shannon-féle diverzitási értékeket is kiszámoltuk.

Eredményeink alapján a többi felvételtől a száraz és a nedves gyepben is jól elkülönültek a karámhoz közeli „A” zóna kvadrátjai. A túllegeltetés és a jelentős taposás, a vegetációban itt a meglévő különbségeket elmosta, gyomokban és zavarástűrőkben gazdag vegetáció típust alakítva ki. Minden vizsgálati évben itt volt a legalacsonyabb a fajszám és legkisebb a

A nedves gyepben a kiskunsági homokterületen a jelen minta alapján a természetvédelmi értékeket is megőrző gyepösszetétel kialakulása a karámtól távolabb lévő, kisebb legeltetési nyomás mellett valósult meg.

A szárazabb térszínnek erőteljesebb legeltetési nyomást is elviselnek (ld. Bugac), a legeltetést a nedvesebb területeken (ld. Tatárszentgyörgy) viszont a fenntarthatóságot is figyelembe véve nagyobb körültekintéssel kell végezni.

Abstract: Investigations were carried out in wet – next to Tatárszentgyörgy, and dry grass pasture – next to Bugac, both located in Kiskunság, in the central region of Carpathian Basin. Recordings were taken every June of 2007, 2008, 2009 and 2010 from Tatárszentgyörgy – where cattle were grazed, and 1997, 2005 and 2010 from Bugac, where cattle and sheep were grazed. Coenological recordings were taken in three zones. The first zone ("A" zone) located 0-50 m near the stable, second zone ("B" zone) located 50-150 m from the stable, while the third zone ("C" zone) located farther then 150m from the stable. Analyses of ecological and environmental factors were based on Borhidi's relative ecological indicators. Life form analyses were performed by Pignatti life form types. For statistical evaluation, R software was applied. Shannon diversity.

Based on our results for both dry and wet grasslands, quadrates of "A" zone were well isolated from the rest of the zones. Overgrazing, which involves considerable trampling, vanishes differences among vegetations, thereby promotes weed and disturbance tolerant rich vegetation. The lowest species number and diversity could be found here.

According to the sample area, wet grasslands from the sandy areas of Kiskunság, preserve nature protection values and grass composition better moving away from stables, due to less grazing pressure.

Drier backgrounds tolerate stronger grazing pressure (Bugac), while in case of wetter areas (Tatárszentgyörgy) – considering sustainability – grazing should be carried out with caution.

Kulcsszavak: indikátor értékek, ökológiai értékek, gyepgazdálkodás, természetvédelem, gyep összetétel

Keywords: indicator value, ecological values, grassland maintain, nature conservation, sward composition

1. Bevezetés

A legeltetési 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 újabb gyepterületeket eredményezett. A szabad legeltetési állattenyésztés jogi szabályozása is korán, már a 17. században megkezdődött. A 19. században pedig már megjelennek a gyeptelepítésekre és gyepjavításokra vonatkozó rendeletek is, aminek háttérében az húzódt meg, hogy a magyar jószág keresett áru volt Nyugat-Európa piacain (Herman 1909; Dorner 1928).

A legelők jelentőségének a hanyatlása viszont már a 19. század elején megkezdődött – és a jelen pillanatig is tart – amit olyan tényezők is erősítettek, 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 1993, 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 fentiekén 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; Barcsák és Kertész 1986). 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, amihez a hagyományos gazdálkodási módok pozitívan járulnak hozzá (Figezky 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 (Szemán 2001, 2003, 2005a, 2005b, 2006).

A cönológiai felvételek eredményeivel és azok értékelésével adunk adatokat a legeltetés intenzitásától függő vegetációbeli változásokhoz, rámutatva 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 gypszena 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 található, 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.

2. Anyag és módszer

Mintavételi területek:

A mintavételi területek a Pannon biogeográfiai régióban a Duna-Tisza köze középtáj területén található (Marosi és Somogyi 1992). A bugaci terület egy száraz fekvésű gyepi rész, a tatárszentgyörgyi pedig egy nedves fekvésű gyep terület. Az összehasonlításkor alapvetően e két típust elemeztem részletesebben. Vizsgálatokat folytattam egy harmadik, Kunbaracs közelében található területen is, amely egy átmenet a száraz és a nedves gyepi terület között található. 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 homoki legelő (*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 számos állat/ha.

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 számos állat/ha.

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

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, de a borítási értékeket minden fajhoz százalékban kifejezve adtam meg. Ugyanakkor minden szint borítási értékét külön vettem fel. A fajnevek Simon (2000) nomenklatúráját követik.

A legeltetési nyomás, gyephasználat intenzitás, változásának nyomon követésére, a karámtól távolodva három szakaszra, zónára (területi sáv) osztottam 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 tovább a zavarás elhanyagolható mértékű.

Biomassza vizsgálatok.

A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi területek esetén biomassza vizsgálatokat is végeztem Tasi (ex verbis) útmutatásai alapján. A cönológiai felvételezéssel párhuzamosan a

3. cönológiai felvétel északi sarkától kiindulva egy 2×2 m²-es területen sövényvágó ollóval vágtam le a gyepet, a szürke marha legelésének hatását modellezve, 7 cm-es tarlót hagyva. A középső 1×1 m²-es részből vettem mintát. A nyiradékot szétválogattam a következő kategóriák szerint:

- a legeltetés szempontjából fontos pázsitfűvek,
- a legeltetés szempontjából fontos pillangósok,
- egyéb pázsitfűvek, savanyúfűvek és egyszikűek,
- a legeltetésszempontjából közömbös kétszikűek,
- mérgező növények,
- szűrős növények.

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

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 transzszektek széli vagy belső helyzetét jelző transzszekt-pozíció érték. Random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását.

Kiszámoltam az egyes területekre jellemző átlagos összborítást, átlagos fajszámot és Shannon-diverzitás értékét (Pielou 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).

3. Eredmények

Fajösszetétel, vegetációelemzés, fajdiverzitás

A fajok a bugaci és tatárszentgyörgyi területenkénti és zónánkénti, kezelési típusonkénti megoszlása szerint 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 jellemző 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 hovatarozását 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 pedig nem volt. Bugacon pionír fajok is előfordulnak a felvételekben (pl. *Bromus squarrosus*, *Anthemis ruthenica*).

Azon fajok, melyek mindkét vizsgálati helyszínen előfordultak, jelentős arányban (20-25%) voltak jelen, 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.

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. 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 elemzésekor a karámhoz közeli („A”) cönológiai felvételek keverednek a „B” 1997-es felvételekkel, melyek egységes csoportként ékelődnek be. A „B” és a „C” zónák mintanézetei is keverednek egymással.

A tatárszentgyörgyi felvételeket elemezve a két utas klaszteranalízis szerint is 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 klasszifikáció eredményei alapján a karám közeli „A” csoport felvételeinek nagy része már 0,8 különbözőségi szinten elkülönül. A többi „A” zónához tartozó felvételek is nagy különbözőségi szinten válnak el. A dendrogram 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 PCA analízis eredményei 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 mintanegyzetek kerültek legközelebb az „A” zóna kvadrátjaihoz. A „C” zónák felvételeinek nagy része élesen két csoportba szerveződik. Teljesen egységesen és elkülönülve a 2007-es felvételek találhatóak meg. A tatárszentgyörgyi és a bugaci területek „B” és „C” zónák felvételei elválnak egymástól.

A bugaci és tatárszentgyörgyi területek fajszámainak alakulása: 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 felvételéhez 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 viszont más tendenciát mutat. A „C” sávban fajszám kiegyenlítés látható. A „B” zónában a legnagyobb össz fajszám ellenére az átlagos fajszám alapján kisebb értékek jellemzőek, mely értékek a vizsgálati időszakban emelkedést mutatnak.

A Shannon-diverzitás értékeit kiszámolva a következő állapítható meg, hogy 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 diverzitású, 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 mintanegyzetekének 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.

A bugaci területen 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.

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):

Rényi diverzitási profilok

A bugaci területen a három zavarási típus jól elkülönül a Rényi-diverzitási profil segítségével. 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. Ebben a vizsgálatban az egyes éveket összevontam és csak a helyek és területek közötti különbségeket értékeltem.

A cönológiai felvételekben előforduló fontos és meghatározó pázsitfűvek közül a *Cynodon dactylon*, *Festuca pseudovina* és a *Poa angustifolia* előfordulását mutatja a bugaci szárazgyepben. A *Cynodon dactylon* mindvégig megtalálható, de maximumát az „A” túllegettetett 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.

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. Az 5 kvadrát fajlistáját alapul véve az átlagos nitrogénigény a karámtól távolodva 4,66, 4,00 és 3,91, csökkenő tendenciát mutat.

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.

A fajok szociális magatartási formák szerinti alakulása Bugacon. A természetes zavarástűrők (DT) és a ruderalis 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 generalisták (G) száma csökkent a vizsgált évek alatt. A ruderalis 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.

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.

A fajok szociális magatartási formák szerinti alakulása Tatárszentgyörgyön. A tatárszentgyörgyi „A”, karám melletti területeken a természetes zavarástűrők (DT) és a ruderalis kompetítorok (RC) vannak jelen legnagyobb arányban. Az előbbieket 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 ruderalis kompetítorok (RC) helyett a stressztűrők közül a generalisták (G) és a specialisták (S), valamint a ruderalis fajok közül a kompetítorok (C) jelenléte a meghatározó. A kompetítorok (C) és a generalisták (G) aránya 2009-re csökkent, 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. A kompetítorok (C), generalista (G) és specialista (S) fajok meghatározóak.

A tatárszentgyörgyi eredmények, a fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti

megoszlása alapján. A fajok aránya a természetvédelmi értékkategóriák alapján hasonlóan alakult a szociális magatartási formák szerinti 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.

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 ruderalis kompetitorok (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 kompetitor (AC) és kompetitor (C) fajok is. Az 50–150 m-es terület kategóriában mind a négy vizsgálati évben kimagasló a kompetitorok (C) aránya. Összességében még ebben a csoportban is a zavarástűrő fajok jelenléte a kimagasló, amely a területen rendszeresen ki- és behajtott állatok taposásának eredménye. A legtávolabbi kategóriában még mindig a kompetitorok (C) aránya kiemelkedő, azonban a természetes zavarástűrők (DT) és ruderalis kompetitorok (RC) jelenléte minimális.

A kunbaracsi eredmények, a fajok természetvédelmi értékkategóriák szerinti megoszlása alapján. A természetvédelmi értékkategóriák vonatkozásában is a természetes zavarástűrők (TZ) jelennek meg legnagyobb 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.

Biomassza vizsgálat eredményei

A tatárszentgyörgyi és kunbaracsi területek esetében a 2007-es és 2008-as adatokat felhasználva a Klapp-féle gyeptípusok alapján a tatárszentgyörgyi legelőn az elsődleges pázsitfűvek aránya a karámtól távolodva nő, emellett a harmadlagos pázsitfűvek 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 évnél is köszönhető. A gyeptípusok fajösszetétele takarmányozástani szempontból a karámhoz közel gyengébb, itt a takarmányozástani szempontból vizsgált fajösszetétel alapján a kevésbé értékes fajok aránya jelentős.

A kunbaracsi legelőn a gyeptípusok 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 gyeptípus 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 pázsitfűvek is. A harmadrendű pázsitfű fajok minden felvételi helyen előfordulnak, de a legnagyobb arányát a 2007-ben a karámtól 50-150 m távolságban („B” zóna) 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.

4. Következtetések

Arra az előzetes hipotézise, 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, hasonlóan Wilson és MacLoad (1991) megállapításával is. 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 (Szentés et al. 2007, 2009a, 2009b; Penksza et al. 2009a, 2009b) – 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 legeltetés indikátor csoport tagjai: *Cynodon dactylon*, *Lolium perenne*, *Polygonum aviculare*.

A legelés jelentősen átalakítja-e a terület fajösszetételét, a fajszámában 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 zavarástűrók, ami egyértelműen zavart területek növényzetét mutatja (Simon 1988) szintén csak az „A” zónában jelentősek. A távolabbi, „B” és „C” zónákban főleg a bugaci száraz fekvésű gyepekben, homoki legelőkön és a tatárszentgyörgyi nedves fekvésű térszínen a természetes vegetáció a jellemző. Ezek a fajok nem csak megtalálhatók, hanem fajszámában és borítási értékben is kiemelkedők. 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 (Catorci et al. 2009, 2012; Tóth et al. 2003; Noy-Meir et al. 1989, Fernández-Alès et al. 1993, Hadar et al. 1999) megerősítette a vizsgálat, hogy a legeltetés a legelő fajösszetételére és fajszámára kedvezően hat.

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 vizsgált években és időszakokban a borítási értékeik 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 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 karántól 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).

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 (vö. Penksza et al. 2009a, 2009b). A „B” és a „C” zónában az alacsonyabb legeltetési intenzitás (kisebb mértékű taposás, trágyázás) kisebb nitrogén 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 (Simon 2000; Borhidi 1995) csak itteni előfordulásának köszönhető. 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 hasonlóan Catorci et al. (2012) és Gatti et al. (2007) munkáihoz. Az intenzíven taposott „A” zónában a terhelés hatására a másik két zónához viszonyítva az egyéves és a tölevél rózsás fajokra vonatkozóan nem volt tapasztalható jelentősen nagyobb borítási érték, mely eredmény az irodalmi közlésekkel ellentétet mutat (Kahmen és Poschlod 2008, Catorci et al. 2012). Az évelő gyepes fajok (H caesp) mennyisége viszont az irodalmi közléseknek megfelelően (Gatti et al. 2007; Sebastia et al. 2008) a karántól 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 (vö. Gatti et al. 2007; Sebastia 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 térszint mutatnak, hasonlóan más pannonlegelők karámközeli területeihez (Penksza et al. 2009a, 2009b). A szárazabb gyepekben (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 fekvésű tatárszentgyörgyi gyepekben a jelen minta alapján a természetvédelmi értékeket is megőrző gyeppösztetél kialakulása a karámtól távolabb lévő („C” kategória), kisebb legeltetési nyomás mellett valósult meg.

A Klapp-féle takarmányértékek alakulása a gyepegzaldalkodási 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 gyeppösztetélben, és a vegetáció borítási értékének növekedésében is látványosan megmutatkozik.

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Barcsák Z., Kertész I. (1986): *Gazdaságos gyeptermeles és hasznosítás*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 20-90.
- 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.
- Bodó I. (1997): *A legeltetés jelentősége a géntartalékok fenntartásában*. DGYN 14: 77-80.
- 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.): *Génmegörzés 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.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie* 3. Aufl. Wien, Springer-Verlag.
- 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. (2012): *Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes*. *Polish Journal Ecology* (in press)
- 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.
- Figezky G. (2004): *A legeltetési állattartás szerepe és helyzete napjainkban*. WWF-füzetek 24. Budapest.
- Gatti, R., Galliano, A., Catorci, A. (2007): *Valore pastorale delle praterie montane*

- dell'Appennino maceratese. *Braun-Blanquetia* 42: 247-253.
- 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.
- Herman O. (1909): *A magyarok nagy ösfoglalkozása.* Előtanulmány, Hornyánszky Nyomda, Budapest.
- 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.
- 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.
- 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.
- Marosi, S., Somogyi, S. (1990): *Magyarország kistájainak katasztere.* I. MTA FKI, Budapest.
- Noy-Meir, I., Gutman, M., Kaplan, Y. (1989): Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290-310.
- 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.
- Pielou E.C. (1975): *Ecological diversity.* New York.
- Pignatti, S. (2005): Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 1-97.
- 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.
- 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.
- Szemán, L. (2001): Ökológiai Gyepgazdálkodás. In: Radics L. (szerk): *Ökológiai Gazdálkodás I.* Dinasztia Kiadó, Budapest, pp. 153-166.
- Szemán L. (2003): Gyeptermesztési ismeretek. In: Radics, L. (szerk.): *Szántóföldi növénytermesztés.* Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 252-258.

- Szemán L. (2005a): Rét és legelőgazdálkodás in: Glatz F., Bedő Z., (szerk.): A rendszerváltás kihatása a természeti környezetre, MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 67-93.
- Szemán L. (2005b): Az ökológiai alapú legeltetés és tartási módok, gyepgazdálkodás, in: Radics L., Seregi J. (szerk.): Ökológiai szemléletű állati termék-előállítás, Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, pp. 250-292.
- Szemán L. (2006): Gyepgazdálkodási alapismeretek. Egyetemi jegyzet, SZIE MKK Gödöllő.
- Szentes Sz., Kenéz Á., Saláta D., Szabó M., Penksza K. (2007): Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161-1164.
- 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.
- Szentes, Sz., Wichmann, B., Házi, J., Tasi, J., Penksza, K. (2009a): Vegetáció és gyep termelés havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 319-328.
- Tóth Cs., Nagy G., Nyakas A. (2003): Legeltetett gyep értékelése a Hortobágyon. *Agrártudományi Közlemények* 10: 50-55.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283-290.
- Vinczeff I. (1993): A gyep termése. In.: *Legelő és gyepgazdálkodás*. Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp.127-134.
- Vinczeff I. (szerk.) (1996): *Legelő- és gyepgazdálkodás*. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Vinczeff I. (2005): Legeltessünk? *Gyepgazdálkodási Közlemények* 3: 36-40.
- 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.
- Viszló L. (2007): A természetkímélő kaszálás gyakorlata. *ProVértes Közalapítvány*.

Szerzők

Kiss Tímea: Környezettudományi Csoport, Kertészeti Tanszék, Kertészeti Főiskolai Kar, Kecskeméti Főiskola. 6000 Kecskemét, Erdei F. tér 1-3., Magyarország. E-mail: kiss.timea@kfk.kefo.hu