



SZENT ISTVÁN EGYETEM

**Parlagterületeken kialakuló másodlagos szárazgyepek cönológiai és
vegetációdinamikai vizsgálata a Nyugat-Cserhátban**

DOKTORI (PH.D.) ÉRTEKEZÉS TÉZISEI

HÁZI JUDIT

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
- társ konzulens:** Dr. Bartha Sándor
habilitált c. egyetemi tanár, Ph.D., osztályvezető
MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
A társ konzulens jóváhagyása

A munka előzményei, kitűzött célok

Magyarországot geomorfológiai, természetföldrajzi adottságai különösen alkalmassá teszik a mezőgazdasági művelésre. Hazánk nagy része tipikus agrártáj, ezen belül pedig a művelésbe vont terület jelentős részén gyümölcsstermesztés vagy szőlő művelés is folyik. A művelt területek összetételére, területi arányaira a gazdasági-társadalmi változások vagy természeti katasztrófák jelentős hatással is lehetnek, mind a megművelt területek, mind a felhagyott, parlag területek arányát megváltoztatva (Beck 2005). Emellett hazánkra is jellemző, hogy újabb területek kerülnek ki a művelés alól. Ezeken a területeken, parlagokon, felhagyott szőlők helyén másodlagos szukcesszió indulhat meg, amelynek eredményeképpen kedvező esetben fajgazdag, természetvédelmi szempontból értékes, az eredeti növénytársulásokhoz hasonló fajösszetételű és szerkezetű növényközösségek alakulhatnak ki (Baráth 1963). Így az emberi tájhasználat párhuzamosan olyan vegetációdinamikai változások történhetnek, amelyeknek a vizsgálati eredményei nemcsak ökológiai, hanem természetvédelmi szempontból is fontosak lehetnek. Az újjászerveződő vegetáció egységek, társulások belső dinamikájának feltárási munkáinak az eredményei pedig segíthetnek a természetközeli gyepek állapotának megőrzésében, illetve javításában.

Mivel a mezőgazdálkodás számára a lösz területek kiemelt célpontok voltak, mert a rajtuk kialakult csernozjomtalajok termőképessége kiemelkedő, kevés esély maradt az eredeti vegetációjuk nagy kiterjedésű foltjainak a megőrzésére. Ezeknek a legjobb talajú területeknek a feltörését már a korai időkben, a későneolitikumban megkezdte az ember, és így mára szinte teljesen művelés alá kerültek. Régebben a magángazdák birtokai közötti sávokban még megtalálhatóak voltak a lösznövényzet maradványai, viszont a tsz-ek bevezetésével ezek is eltűntek. A még ezek után is megmaradt apró, fel nem szántott gyeptöredékek, mezsgyék, árokpartok keskeny sávjai sokszor másodlagos gyeppé alakulnak, erősen degradálódhatnak is.

Nem véletlen, hogy ezek gyepek és gyeptöredékek természetvédelmi értéke kimagasló, ezek a különleges élőhelyek egyben értékes reliktum- és endemikus növényfajok őrzői is. Ezért ezen gyepek, gyepfoltok, állománytöredékek védelme, megőrzése, kezelése fontos természetvédelmi feladat. A gyepeket veszélyeztető tényezők a fragmentálódás, művelésmódokban, művelési ágakban bekövetkezett változások, túlhasználat, melioráció, túllegeltetés, vonalas létesítmények, hulladéklerakás, bányászat, gépjárművek (motorozás, quad), a gyepek feltörése, erdő, szőlő és gyümölcsös telepítése vagy a területek elárasztása az élőhely teljes elpusztítását jelentheti. Ezen folyamatok során a megmaradó foltok egymástól el is szigetelődhetnek, aminek következtében a génáramlás lehetősége megszűnhet és az állomány génkészlete leromolhat.

A hazai gyepeink, köztük a löszgyepek fenntartásához, de kialakításához is az emberi beavatkozásnak nagy szerepe volt, mivel a legtöbb állomány már nem az eredeti, elsődleges előfordulási helyein található meg. A jelen gyepterületeink kialakulásában már a mezőgazdaságnak és az ember tájtalalkító munkáinak is nagy szerepe volt és fennmaradásukhoz pontosan ezért is szükséges fenntartó kezelés.

A fenntartásukhoz a rendszeres és mértékkel végzett kaszálás és legeltetés járulhat hozzá. A kaszálás elmaradása esetén gyomosodás, cserjésedés, erdősülés indul be. A kaszálás mellett ezért a folyamatot cserjeirtással is egybe kell kötni. A kaszálás a cserjeirtás mellett egyes invazív fajok elszaporodását is megakadályozhatja. A megfelelő állatlétszámmal végzett legeltetés pedig elősegítheti azt a folyamatos és kismértékű zavarást, amely szükséges a fátlan állapot és a fajdiverzitás fennmaradásához.

A természetes gyepek leromlásával és eltűnésével párhuzamosan a botanikusok figyelme egyre inkább a regenerációs folyamatok felé fordul. Ezért is választottam én is vizsgálatom tárgyául egy olyan területet, ahol ezek a folyamatok tanulmányozhatók. A felhagyott szőlők helyén kialakuló gyepek kiváló lehetőséget biztosítanak a regenerációs folyamatok vizsgálatára, a másodlagos szukcesszió nyomon követésére. A mezőgazdasági művelés, szántóföldi kultúrák vagy szőlők, gyümölcsösök létrehozása egy nagyléptékű beavatkozás a természeti rendszerekbe. Ilyenkor már nemcsak egy lokális sebgyógyulási folyamatról beszélünk, hanem nagy kiterjedésű szabad

felszíneken indul újra a szukcessziós folyamat, és az eredmények is kiterjeszthetők. A vizsgálati területeknél fontos még az is, hogy löszön található felhagyott szőlők helyén lévő másodlagos gyepek, amelyek nem csak a másodlagos szukcessziós vizsgálatoknak, hanem egyben a lösz területek visszagyepesedési folyamatainak is kiváló vizsgálati lehetőségei.

Célkitűzések:

1. Céлом volt feltárni, hogy milyen a vizsgálati területeken a felhagyott szőlők fajösszetétele? Melyek a domináns növényfajok? A fajösszetétel és a fajok dominancia viszonyai változnak-e a vizsgálati időszak alatt?
2. Hogyan befolyásolja egy belső inváziós faj, a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) a gyepek szerkezetét?
3. Hatásos kezelési módszer-e a rendszeres kaszálás a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) visszaszorítására a vizsgált másodlagos, középidős parlagok regenerációja során?
4. Hány évig kell kaszálni, hogy a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios*) borítása (szignifikánsan) lecsökkenjen?
5. Milyen hatással volt a rendszeres kaszálás a gyepek mátrixát adó fajaira? Hogyan befolyásolta a felhagyott szőlők vegetációjának fejlődését a vizsgált agrártájban?
6. Milyen hatással volt a kaszálás a gyepek diverzitására?
7. Cél volt, annak a vizsgálat is, hogy a mennyire lesz hasonló a vizsgált terület a területhez közel, 2 km-en belül található eredeti rozsnokos szálkaperjerét (*Euphorbia pannonicae-Brachypodium pinnati* Horváth 2010) és száraz lösz-sztepp (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964), amelyet a regenerációs szukcesszió célállapotának tekinthetünk.
8. Az aktív természetvédelmi kezelés és a spontán szukcesszió milyen kölcsönhatásban volt a vizsgált időszak alatt?

Előzetes hipotézisem az volt, hogy a kaszálás hatására a fajszám és a gyepek diverzitása is egyértelműen nőni fog.

Anyag és módszer

A vizsgálati terület elhelyezkedése

Vizsgálati területem az Északi-középhegységben, a Cserhát-hegység nyugati részén található, Kosdi-dombvidék, illetve a csövéri rögcsoporttól délre eső terület megnevezéssel szerepel Marosi és Somogyi (1991) munkájában.

A területet változó vastagságú lösztakaró borítja, mely a jégkorszakok idején keletkezett, amiből a párhuzamosan futó telérek emelkednek ki, amilyen a 190 méter tengerszint feletti magassággal jellemezhető Bükkös-hegy, és a 202 méteres Somló-hegy is.

Vizsgálati területeimet ezen a két hegyen jelöltem ki. A Somló-hegy észak-keleti lejtőjén 7 hektár, a Bükkös-hegy északi kitérségű lejtőjén 3,3 hektáros terület és a nyugati kitérségű lejtőn 15 hektár gyepterület Középponti koordinátáik a következők:

Somló-hegy: 47° 47' 43,09" É, 19° 14' 23,37" K

Bükkös-hegy Északi rét: 47° 45' 58,87" É, 19° 12' 51,57" K

Bükkös-hegy Nyugati lejtő: 47° 45' 38,23" É, 19° 12' 47,53" K

Közigazgatási szempontból Vác, Vácduka, Rád és Penc településekhez, növényföldrajzi szempontból a Nyugat-Cserhát a Börzsönnyel és a Gödöllői-dombsággal együtt a pannóniai flóratartomány (*Pannonicum*) Magyar Középhegység (*Matricum*) flóravidékének Nógrádi (*Neogradense*) flórajáráshoz tartozik. Egy része, a Naszály viszont a Dunazug-hegységgel együtt a *Visegradense* flórajárást alkotja.

A tájtörténeti elemzés és a vegetációtérképezés

A tájtörténeti elemzéseket az irodalmi források és a I-III. Katonai felvételezés térképei alapján végeztem. A területről rendelkezésemre álló 1951, 1965, 1980, 2005, 2009-ben készült légifotókat is felhasználtam.

A vegetációtérképek elkészítéséhez két különböző módszert alkalmaztam. Az első térkép készítésekor, 1997-ben Seregélyes Tibor módszerét követtem és a térképet kézzel rajzoltam meg. 2009-ben a Somló-hegyen és a Bükkös-hegyen készített térképek digitalizáltam.

Első lépésként megfelelő térképeket és légifotókat szereztem be. A vácdukai Bükkös-hegyről 1: 5 000 léptékű légifotó állt rendelkezésemre, amely 1992 júliusában készültek. Egy ilyen felbontású légifotón már jól látszanak a vegetációs határok, és ez általában elegendő a vaktérkép készítéséhez. Az EOTR térképek 1 : 10 000 léptékben álltak rendelkezésemre. Megfelelő nagyítás után átvilágító asztalon összemásoltam a két anyagot, mivel kölcsönösen kiegészítik egymást. A térképnek pontosak az arányai (ortografikus), ellenben a légifotó a szélek felé egyre jobban torzít (sztereografikus). A térképről utak, kerítések, vadászlesek, magassági pontok és szintvonalak rajzolhatók át, míg a légifotón többnyire jól látszanak a vegetációs egységek határai. Fontos tájékozódási pontok a nagyfeszültségű távvezetékek oszlopai, melyek nagyban megkönnyítik a helymeghatározást, és a légifotó térképhez való illesztését is segítik. Az így elkészített vaktérképre vittem fel a vegetációs egységeket. Az így elkészített papírtérképet később scanner segítségével digitalizáltam és illesztőpontok segítségével MAPINFO programmal georeferáltam.

A 2009-es vegetációtérképhez Arc View 3.1. programmal készítettem el a vaktérképet és a terepi bejárás után szintén ezzel a programmal töltöttem fel a vegetációs foltok adataival.

A területről rendelkezésemre álló légifotók alapján megállapítottam, hogy a Bükkös-hegy Északi rét területét legalább 47 éve nem művelik, ezért a 45-50 éves parlagok csoportjába soroltam. A Bükkös-hegy Nyugati lejtő területén legalább 32 éve nem folyik gazdálkodás, igaz ugyan, hogy az 1965-ös légifotón már összefüggő gyepként látszik a terület, de az 1980-as években diófákat telepítettek, amely jelentős bolygatással járt, a terület korát tehát ez is meghatározta. Így a 30-35 éves parlagok csoportjába soroltam. A Somló-hegy hasonló korú, a 30-35 éves parlagok csoportjába tartozik.

Cönológiai adatgyűjtés a kaszált és a kontroll mintaterületeken

A kaszálási eljárás során valamennyi mintaterületen rétegzett random mintavételezést végeztünk. A cserje és a fehér akác (*Robinia pseudacacia*) dominálta foltokat kihagytuk, valamint azokat a foltokat is, ahol a vizsgálat kezdetekor a *C. epigeios* borítása nem érte el a 60% -ot. A fennmaradó, *C. epigeios* dominálta foltok (60% vagy annál nagyobb *C. epigeios* borítás) nagyon kiterjedtek voltak a vizsgálat kezdetén. Az egyes *C. epigeios* dominálta foltok átmérője mindig több volt, mint 25 méter. A Bükkös-hegy északi és nyugati területén és a Somló-hegyen 8 pár 3×3 méteres állandó kvadrátot (vagyis 8 db 3×6 méteres kvadrátot) jelöltünk ki.

A kvadrátokat random helyeztük el a split-plot módszer szerint. A módszer lényege, hogy a kaszált és kontroll kvadrátok mindig váltakozva vannak, aszerint hogy melyik oldalát kaszáljuk (pl. az 1-esnek a jobb oldali alnégyzete a kaszált, a 2-esnek a bal oldali stb.). A minimális távolság a páros négyzetek között 26 méter, a maximális 50 m volt. A terepi kísérleteket 2001 és 2011 között végeztük, évi kétszeri kaszálással júniusban és szeptemberben.

Mindkét kezelési típust – kaszált és kontroll – évente kétszer felvételeztük, a központi 2×2 méteres kvadrátban vizuális borítási becsléssel, %-ban kifejezve, módosítva Braun-Blanquet módszerét (Braun-Blanquet 1964). Az egyes felvételek helyét GPS készülék segítségével rögzítettük.

A fajlistákban és a cönológiai felvételekben szereplő fajok nevezéktana Simon (2000), a cönotaxonoké Borhidi és Sánta (1998) művét követi. Az irodalmi áttekintésben a fajok magyar és latin nevét is felsoroltam, a többi fejezetben csak a tudományos nevet alkalmaztam.

A cönológiai felvételezést követően a szegélyhatást elkerülve a központi 2×2 m²-es területen sövényvágó ollóval vágtam le a gyepet, a területre potenciálisan jellemző legelő állat, a juhlegelést imitálva 4 cm-es tarlót hagyva. A vágás után a növényi részeket kézi gereblyével összegyűjtöttem és lehordtam a területről.

A kvadrátokat mind a három mintaterületen két csoportba soroltam, egy tetőhelyzeti felső és egy hegylábi csoportba.

Adatfeldolgozás

A terepen rögzített adatok közül jelen dolgozatban a tavaszi értékeket és a tavaszi őszi értékeket összevonva vettem alapul.

Kiszámítottam a kvadrátonkénti teljes borítást, a *C. epigeios* abszolút borítását, relatív borítását, amikor a *C. epigeios* borítást osztottuk a teljes borítással, valamint meghatároztuk a szubordinált fajok abszolút és relatív részeseését.

Meghatároztuk a kvadrátonkénti fajszámot és a Shannon-diverzitást (Pielou 1975).

A kaszálás hatását ismétléses variancia analízissel (ANOVA) mértük fel. Először a többutas ANOVA-val ellenőriztük, van-e szignifikáns különbség, azután az egyutas ANOVA-val (one-way ANOVA), végeztük el, mert ehhez lehet hozzákapcsolni a Tukey HSD post hoc tesztet, amely megmutatja az évek és a kezelések egymáshoz való viszonyát. Az egyes évek és kezelések páronkénti összehasonlítását a Tukey HSD post hoc teszttel végeztük el. Ennek eredményeként korrigált p-értéket kaptunk, amelyet a program automatikusan módosított az összehasonlítások számának megfelelően, így a Bonferroni korrekciót is tartalmazza, további korrekcióra nincs szükség. A számításokat az R statisztikai programmal végeztük el (R Development Core Team 2009).

Eredmények

A vizsgálati terület tájtörténete

A terület történetét a Duna közelsége határozta meg, emiatt már az őskor óta lakott, nagy újkőkori, rézkori, honfoglalás- és Árpád-kori telepet találtak. A Bükkös-hegy tetején bronzkori földvár romjait találták meg, illetve a Somló-hegy aljában is találtak hasonló korú leleteket (Torma 1991). A szőlőművelés alakulásáról és a felhagyásokról részletesebb leírás csak a Naszály-hegyről készült. A kiterjedt szőlőművelés a török időktől kezdve jellemző volt a hegyre és a környező dombokra, a bortermelés sok évszázadon át nyújtott biztos megélhetést a váci polgároknak. A háborús időszakok nem kedveztek a szőlőművelésnek, ilyenkor sok területet visszahódíthatott az eredeti vegetáció, de a napos domboldalakat hamarosan újra művelésbe fogták. A történelem folyamán több felhagyási hullám is volt, de a legjellemzőbbek a filoxéravész és a téeszésítés időszaka. Ma a szőlőket már alig művelik, helyükön szép löszgyepek regenerálódtak.

Az Első Katonai Felmérésen, már 1785-ben is szőlőt jelöl a térkép a Bükkös-hegy nyugati oldalára. A Somló-hegy ekkor még erdős volt.

A Második Katonai felmérés Vác környékén 1842-ben készült, ekkor mindkét hegyen szőlő és gyümölcsös volt, a patakot végig fasorok kísérték. A Somló-hegynek Körtvélyes, illetve Szarka-hegy nevét is megtaláljuk a térképeken, a Bükkös-hegyet már akkor is ezen a néven jelezték.

A Harmadik Katonai felmérés során a kép jelentősen nem változott. A szemben lévő Kis-hegy, a faluhoz közelebb eső Bok-hegy, a Menyecske-hegy, a Szank-hegy (ezek mind Penc határában vannak) tele volt szőlőkkel. A térségben 1882-ben bekövetkezett filoxéravészt követően a szőlőművelés visszaszorult. Ekkor – a homoktalajok kivételével – kizárólag Amerikából származó ún. direkt termő fajtákat alkalmaztak, amelyek valóban rezisztensek. Ugyanakkor megmaradtak a korábban használt fajták is, de ettől kezdve amerikai alanyszőlőn telepítették. Az 1940-es években meginduló téeszésítés miatti szerkezetátalakítás, összevonás is átformálta a szőlőhegyeket. Sok helyen ekkor kezdtek málnát telepíteni a szőlők helyére, bár ez az 1950-es térképen még nem látszik, mert a szőlő-gyümölcsös jelölés még a régi kiterjedést mutatja. A Somló-hegyen jórészt megmaradt a szőlő, de már nem összefüggő borításként, hanem kisebb parcellákra szakadozva. 1957-ben a hegy középső, felsőbb harmadában már voltak olyan területek, ahol kialakulhatott gyeper, 1965-re ehhez újabb parcellák csatlakoztak, míg 1980-ra mindenhol eltűnt a művelés nyoma. Legtovább azonban a hegylábi területeket használták, bár nem állandóan, de néhány helyet kaszáltak is, emiatt megfigyelhető egy markáns különbség a hegy teteje és alja között.

A vegetációtérképezés eredményei

A Somló-hegy vegetációja

A Somló-hegy vegetációjára jellemző, hogy észak-nyugati kitétségű, a lejtőszög kb. 14 fok. A terület egy része cserjésedik a következő fajokkal: *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Crateagus monogyna*, *Rubus caesius*, *Clematis vitalba*, *Genista tinctoria*. A többi részen gyeptalálható a középídős parlagokra jellemző pázsitfűvek dominanciájával. A leggyakoribb állományalkotó pázsitfűfajok: *Calamagrostis epigeios*, *Brachypodium pinnatum*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca rupicola*, *Stipa tirsia*.

A legnagyobb borítást elérő (legabundánsabb) kétszikű fajok: *Dorycnium herbaceum*, *Inula ensifolia*, *Fragaria viridis*, *Securigeria varia*, *Centaurea spinosa*, *Leontodon hispidus*. Az egyik leggyakoribb, minden kvadrátban jelen lévő faj az *Agrimonia eupatoria* volt.

A területhez közel, 2 km-en belül található eredeti rozsnokos szálkaperjerét (*Euphorbia pannonicae-Brachypodium pinnati* Horváth 2010) és száraz lősz-sztyepp (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964), amelyet a regenerációs szukcesszió célállapotának tekinthetünk.

A Bükkös-hegy vegetációja

Az északi kitétségű északi rét területen az állandósult egységek a vizsgálati időtartam alatt nem, vagy alig változtak. Ezek az *Arrhenatherum elatius* önálló foltja, a *C. epigeios* tiszta állománya, ehhez néha társult *Arrhenatherum elatius* vagy *Cytisus austriacus*.

A *C. epigeios* egy alkalommal szorult csak vissza, kevert *Festuca rupicola* típus váltotta fel. Viszont az *Inula ensifolia* és *Festuca rupicola* gyakran alakul át *C. epigeios* dominálta típusá. Az egyensúly a nedvesséigényes fajok felé tolódott el, több lett a *Cytisus austriacus*, *Dorycnium herbaceum* és a *Brachypodium pinnatum*.

A nyugati kitétségű lejtőn állandósult egységnek bizonyult a *Bothriochloa ischaemum* típus, amely ritkán cserélődik ki *Prunus spinosa*-val vagy *Dorycnium herbaceum* váltja fel.

Itt is igaz, hogy a *C. epigeios* és a *Bromus erectus* az *Inula ensifolia* és *Festuca rupicola* uralta foltokat képes átalakítani, ugyanakkor egy kvadrát esetében megfigyeltem, hogy a *Festuca rupicola* leváltotta a *C. epigeios*-t.

Cönológiai eredmények

A cönológiai felvételek feldolgozása során a kaszált és kontroll kvadrátok fajonkénti összborítását sorba rendezve megkaptuk az adott kezelési típusra és helyre jellemző dominancia fajsorrendet.

Ebből az első tíz faj alapul véve megállapítható, hogy Somló-hegyen a kísérlet kezdetekor a *C. epigeios* volt a domináns faj 67% és 69%-al a kontroll és a kaszált kvadrátokban is. 2011-re ez az érték jelentősen lecsökkent, a kaszált kvadrátokban csupán 5%-al volt jelen a faj, míg kezelés nélkül, csak a másodlagos szukcesszió előrehalásának következtében 35% lett. Mind a kaszált, mind a kontroll parcellákban a domináns szerepet a lokális célfaj, a *Brachypodium pinnatum* vette át, szinte függetlenül a kezeléstől.

A Bükkös-hegy Északi rét területén a *C. epigeios* kezdetben 62%-al és 63%-al volt jelen. A második legfontosabb faj a *Festuca rupicola* volt 9 és 11%-os borítással. 2011-ben a kaszált kvadrátokban az első helyre került, 51%-os borítással, míg a kontroll kvadrátokban nem változott lényegesen a borítása, 12% maradt. Ugyanakkor a *C. epigeios* a kaszált kvadrátokban a harmadik helyre került 6%-os borítással, míg a kontroll kvadrátokban megmaradt a legnagyobb borítású fajnak 33%-al. A kaszálás hatására megerősödtek olyan erdősztyepp fajok, mint a *Teucrium chamaedrys* és a *Centaurea sadleriana*.

A Bükkös-hegy Nyugati lejtő területén a kezdeti magas *C. epigeios* borítás (71% és 72%) a kontroll kvadrátokban tíz év elteltével minimális csökkenést mutatott csak 71%-ról 62%-ra. A kaszált kvadrátokban jelentősebb változás történt, a borítás 8%-ra esett vissza ezzel a korábban domináns faj a 3. helyre került. Itt is megfigyelhető a *Festuca rupicola* nagymértékű térhódítása, a

relatív borítása a kezdeti 4%-ról 54%-ra nőtt. Ugyanakkor megfigyelhető a *Brachypodium pinnatum* és a *Bothriochloa ischaemum* borításbeli növekedése.

***Calamagrostis epigeios* borítási értékeinek változás**

A **Somló-hegy** területén a *C. epigeios* borítási adatai a következőképpen változnak a kaszált és kontroll kvadrátokban. Kezdetben a kaszált és a kontroll kvadrátokban in nagyon hasonló volt a borítás. A kiindulási feltételek azonosak voltak, $p=0,998$. A következő két évben nem tapasztaltam szignifikáns különbséget. A 2004-es évben, a kísérlet kezdete után 3 évvel jelent meg az első szignifikáns különbség a kaszált és kontroll kvadrátok között, $p=0,002$ (ez ** jelöléssel szerepel az ábrán). A következő évben, 2005-ben valamelyest csökkent ez a nagymértékű különbség, azonban még így is jelentős: $p=0,013$.

2006-ban érte el a vizsgálati időszak legnagyobb különbségét, ekkor $p=0,00035$ volt. A 2007-es évben a különbség csökkent ugyan, de szignifikáns maradt. A 2008-as évben a szignifikáns különbség megszűnt, $p=0,27$ értékkel azt tapasztaltuk, hogy a kaszált és kontroll kvadrátok ismét hasonlítani kezdtek egymásra. 2008 és 2010 között szignifikáns különbség nem mutatható ki a kaszált és kontroll kvadrátok között. A 2011-es évben ismét megjelenik a különbség a két kezelési típus között, $p=0,027$ értékkel.

A kontroll kvadrátok erőteljes megváltozása a kezdeti 2001-es értékhez képest először 2008-ban tapasztalható. Az ezt megelőző években a *C. epigeios* borítása szinte állandónak tekinthető. 2008-tól kezdve egészen a vizsgálat végéig megmarad a kontroll kvadrátok szignifikáns különbsége a kiindulási állapothoz viszonyítva.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező *C. epigeios* borítás változás az első évben nem hozott jelentős változást. Az egyszeri beavatkozás nem merítette ki jelentősen a *C. epigeios* töveket. 2003-ban viszont már szignifikáns különbség $p=0,02$ tapasztalható a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgálat során végig megfigyelhető.

A **Bükkös-hegy Északi réten** a *C. epigeios* viselkedése nagyon hasonlít a somló-hegyi felvételekhez, noha ebben az esetben a *Festuca rupicola* a domináns faj, amely képes lecsérélni.

Kezdetben a kaszált és a kontroll kvadrát típus nagyon hasonló volt, a kiindulási feltételek azonosak voltak, $p=0,999$. A következő két évben, az adatok nem mutattak szignifikáns különbséget. A 2004-es évben, a kísérlet kezdete után 3 évvel volt kimutatható az első szignifikáns különbség a kaszált és kontroll kvadrátok között, $p=0,0000687$ (ez *** jelöléssel szerepel az ábrán). A következő évben valamelyest csökkent ez a nagymértékű különbség, azonban még így is jelentős, $p=0,0027$. 2006-ban ismét szignifikáns volt a különbség, ekkor $p=0,0000393$ volt. A 2007-es évben a szignifikáns különbség fennmaradt, de a különbözőség mértéke jelentősen csökkent, $p=0,038$. 2008 és 2010 között szignifikáns különbség nem mutatható ki a kaszált és kontroll kvadrátok között. A 2011-es évben ismét megjelenik a különbség a két kezelési típus között, $p=0,029$ értékkel.

A kontroll kvadrátok erőteljes megváltozása a kezdeti 2001-es értékhez képest először 2007-ben tapasztalható. Az ezt megelőző években a *C. epigeios* borítása ezekben a kvadrátokban is lecsökkent, borítása szinte állandónak tekinthető. 2007-től kezdve egészen a vizsgálat végéig megmarad a kontroll kvadrátok szignifikáns különbsége a kiindulási állapothoz.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező *C. epigeios* borításának változása az első évben nem hozott jelentős változást. 2003-ban viszont már szignifikáns különbség $p=0,000893$ tapasztalható a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgálat során végig megfigyelhető.

A **Bükkös-hegy Északi rét** területén a fajszám adatokat összehasonlítva szignifikáns különbséget a kaszált és kontroll kvadrátok között csak a vizsgálat utolsó évében, 2011-ben találtam, $p=0,0021911$, tehát 10 évvel a kísérlet kezdete után lett kimutatható különbség a fajszámok között.

A kontroll kvadrátok adatai szignifikáns változása a kezdeti 2001-es értékhez képest először 2010-ben tapasztalható, $p=0,0131961$, majd 2011-ben $p=0,0055243$.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező fajszám változás az első években nem hozott jelentős változást. 2006-ban viszont már szignifikáns különbség $p=0,0035$ tapasztalható a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgálat során végig megfigyelhető.

A **Bükkös-Nyugati lejtő** területén a *C. epigeios* borítási adatai a következőképpen változnak a kaszált és kontroll kvadrátokban.

Kezdetben a kontroll és a kaszált kvadráttípus nagyon hasonló volt, a kiindulási feltételek azonosak voltak, $p=0,999$. A következő évben nem tapasztaltam szignifikáns különbséget. A 2003-as évben, a kísérlet kezdete után 2 évvel jelent meg az első szignifikáns különbség a kaszált és kontroll kvadrátok között, $p=0,0019$ (ez ** jelöléssel szerepel az ábrán). A következő évben tovább nőtt a különbség, $p=0,00084$ és a vizsgálat végéig megmaradt ez a szignifikáns különbség a kaszált és a kontroll kvadrátok között.

A kontroll kvadrátok a kezdeti 2001-es értékhez képest mindvégig megőrizték nagyfokú hasonlóságukat, szignifikáns különbséget a vizsgálat egész ideje alatt nem tapasztaltunk.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező *C. epigeios* borítás változás az első évben nem hozott jelentős változást. Az egyszeri beavatkozás nem merítette ki jelentősen a *C. epigeios* töveket. 2003-ban viszont már szignifikáns különbség $p=0,0000236$ tapasztalható a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgálat során végig megfigyelhető.

Fajszám alakulás a Somló-hegy kontroll és kaszált kvadrátjaiban

A **Somló-hegy** területén a fajszám adatokat összehasonlítva szignifikáns különbséget a kaszált és kontroll kvadrátok között 2006-ban találtam, $p=0,0353748$, tehát öt évvel a kísérlet kezdete után lett az első kimutatható különbség a fajszámok között. A különbség 2009-ben és 2010-ben megszűnik, de 2011-ben ismét volt kimutatható szignifikáns különbség. A kontroll kvadrátok szignifikáns változása a kezdeti 2001-es értékhez képest először 2009-ben tapasztalható, $p=0,01035$, majd 2010-ben és 2011-ben is.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező fajszám változás az első években nem hozott jelentős változást. 2006-ban viszont már szignifikáns különbség $p=0,0000302$ tapasztalható a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgálat során végig megfigyelhető.

A **Bükkös-hegy Északi rét** területén a fajszám adatokat összehasonlítva szignifikáns különbséget a kaszált és kontroll kvadrátok között csak a vizsgálat utolsó évében, 2011-ben találtunk, $p=0,0021911$, tehát 10 évvel a kísérlet kezdete után lett kimutatható különbség a fajszámok között.

A kontroll kvadrátok szignifikáns változása a kezdeti 2001-es értékhez képest először 2010-ben tapasztalható, $p=0,0131961$, majd 2011-ben $p=0,0055243$.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező fajszám változás az első években nem hozott jelentős változást. 2006-ban viszont már szignifikáns különbséget $p=0,0035$ lehetett kimutatni a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgált évek során végig megmarad.

A **Bükkös-hegy Nyugati lejtő** területén a fajszám adatokat összehasonlítva szignifikáns különbséget a kaszált és kontroll kvadrátok között csak a vizsgálat utolsó évében, 2011-ben találtunk, $p=0,00726$, tehát 10 évvel a kísérlet kezdete után lett kimutatható különbség a fajszámok között.

A kontroll kvadrátok szignifikáns változása a kezdeti 2001-es értékhez képest először 2009-ben tapasztalható, $p=0,000328$, majd 2011-ben $p=0,00592$.

A kaszált kvadrátok esetében a kezelés hatására bekövetkező fajszám változás az első években nem hozott jelentős változást. 2006-ban viszont már szignifikáns különbség $p=0,0396042$ tapasztalható a kiindulási állapothoz képest. Ez a különbség a vizsgálat során végig megfigyelhető.

A 1. táblázat összefoglaló adatokat tartalmaz arra vonatkozóan, hogy a kiindulási állapothoz képest mikor, hány év elteltével mutat a *C. epigeios* szignifikáns változást és a kaszált és kontroll kvadrátok között hány év múlva jelentkezik szignifikáns eltérés. A kaszált mintanegyzetekben a borításban 2 év után jelentkezett eltérés, a fajszám növekedésében 5 év elteltével mutatható ki

szignifikáns különbség. A diverzitás növekedésében a kaszált kvadrátokban a három mintaterületen eltérő eredmények adódtak, 2, 4 vagy 9 év. A kontroll kvadrátokban 6 vagy 7 év múlva mutatható ki eltérés a *C. epigeios* borításában, illetve a Bükkös-hegy Nyugati réten nem mutatható ki eltérés. A fajszám eltérésben 8-9 év után mutatható ki eltérés. A diverzitás növekedésében is tapasztaltam különbséget 3, 8 vagy 9 év elteltével.

A kaszált és kontroll kvadrátok között a *C. epigeios* borításában 2-3 év után már különbség adódott. A fajszám növekedésében 5, illetve 10 év elteltével mutattam ki különbséget. A diverzitásban nem adódott különbség.

KEZELÉS	2001-hez képest szignifikáns változás megjelenés			Kaszált-kontroll kvadrátok közötti szignifikáns különbség		
	Calamagrostis epigeios borításban(év)	Fajszám növekedésben (év)	Diverzitás növekedésben (év)	Calamagrostis epigeios borításban (év)	Fajszám növekedésben (év)	Diverzitás növekedésben (év)
SOM KASZ.	2	5	4	3	5	0
SOM KONT.	7	8	8			
BÉ KASZ.	2	5	9	3	10	0
BÉ KONT.	6	9	9			
BNY KASZ.	2	5	2	2	10	0
BNY KONT.	0	8	3			

1. táblázat A kontroll és kaszált kvadrátok közötti szignifikáns eltérések megjelenésének összefoglaló adatai (SOM: Somló-hegy, KASZ: kaszált, KONT: kontroll, BÉ: Bükkös-hegy Északi lejtő, BNY: Bükkös-hegy Nyugati rét)

Új tudományos eredmények

1. Elkészítettem a Bükkös- hegy és a Somló- hegy vegetáció-térképét. A vegetáció változását 1997 és 2009 között is elemeztem.
2. Kimutattam, hogy a több éven keresztül végzett évi kétszeri kaszálás hatékonyan szorította vissza az agresszívan terjedő *Calamagrostis epigeios*-t. A kaszálás jó módszer a visszaszorítására.
3. Igazoltam, hogy a kaszálás növeli a fajszámot és a diverzitást.
4. A kaszálás hatására bekövetkező változások időben elhúzódva történnek, a *Calamagrostis epigeios* borításcsökkenése 2 éves késéssel, a fajszám növekedés 5 évvel, a diverzitás növekedés 2-4-9 területenként különböző évvel a kísérlet megkezdése után jelentkezik.
5. Kimutattam a kezelés nélkül, spontán történő *Calamagrostis epigeios* visszaszorulást, amelyre kevés példát láttunk a szakirodalomban és a gyakorlatban.
6. Adatokat szolgáltatam a másodlagos szukcesszió időléptékéhez, a *Calamagrostis epigeios* visszaszorulás 6-7 év múlva, a fajszám növekedése tekintetében 8-9 év a várakozási idő.
7. A hazai és nemzetközi szakirodalomban kevés utalást találunk egy évtizedet meghaladó, állandó kvadrátokkal végzett megfigyelésről és kezelésről. Hasonlóan kevés adattal rendelkezünk, egy veszélyes invádornak tartott faj kaszálással történő sikeres visszaszorításáról.

Következtetések javaslatok

Kísérleteim azt mutatják, hogy az évi kétszeri kaszálás hatékonyan csökkentette a *C. epigeios* borítását. Jóllehet ez a szignifikáns változás időben elhúzódva mutatkozott meg a 3. évtől kezdve. Hasonló jelenségről számol be Lehmann és Rebelle (2002) bár eltérő társulásban, és élőhelyen. Ők is azt tapasztalták, hogy a kaszálás megkezdése és a *C. epigeios* válaszreakciója között legalább 2 év telik el. Ennek az elhúzódó reakciónak egyik magyarázata lehet a rizómában történő tápanyagraktározás, amelyre több szerző is felhívja a figyelmet (Klimes és Klimesova 2002, Fiala et al. 2003, Kavanova és Gloser 2005).

A rendszeres kaszálásnak köszönhetően a *C. epigeios* jelentős biomassza-veszteséget szenved (Klimesova et al. 2008), amit a jelen vizsgálataim is megerősítenek. Ugyanakkor a tápanyag raktározó szervei csak több év múlva merülnek ki. A *C. epigeios* egy jól ismert korai szukcessziós faj (Prach 1987, Bartha 1992, Bartha et al. 2010, Baasch et al. 2010b), emiatt azt várnánk, hogy legalább 30 évig folyamatos lesz a jelenléte a területen, és jelentős tápanyagkészleteket halmoz fel. Eredményeink azt sugallják, hogy az évi kétszeri kaszálás elegendő lehet a rizóma kimerítéséhez és az egyedek tápanyagforgalmi mérlege negatív lesz.

Sok tanulmány arra a megállapításra jutott, hogy a kaszálás növeli a felhagyott területek fajgazdagságát (Bobbink et al. 1987, Bobbink és Willems 1991, Fenner és Palmer 1998, Deák és Tóthmérész 2007). Jelen munkában a kaszálás szintén növelte a fajszámot és a diverzitást a vizsgált másodlagos gyepekben. Ez a válaszreakció lassú volt a fajszámot illetően, csak a kaszálás megkezdése után 5 évvel mutatkozott szignifikáns különbség, a diverzitás növekedése is csak 8 évvel később volt tapasztalható. A *C. epigeios* magas termetű, széles levéllemezrel rendelkező pázsitfű, emiatt a vegetációs periódus után is jelentős mennyiségű holt biomasszát képes raktározni a föld felett, lábon álló fűtömeggként, illetve a talajfelszínen felhalmozódott avarként. Ennek következtében erős gátló hatást gyakorol a többi fajra nézve.

Egy részletes vizsgálat kimutatta, hogy a mikroléptékben tapasztalt fajkicserélődési ráta sűrű *C. epigeios* állományban lecsökkentette a lokális fajok bevándorlási sebességét, míg a lokális kihalások sebessége hasonló maradt a szomszédos *Festuca rupicola* dominálta gyepekéhez (Somodi et al. 2008). Feltételezhető, hogy a *C. epigeios* diverzításra gyakorolt negatív hatása a többi faj megtelepedésének gátlásával alakul ki. A kaszálás csökkentette a *C. epigeios* borítását és ezzel együtt a felhalmozódó avar mennyiséget is. Ezt a hatást a jelen vizsgálatom is megerősítette. Úgy is mondhatjuk, hogy a kaszálás "kikapcsolta" a megtelepedési gátként ható tényezőt, ezzel együtt "szukcessziós ablakot" nyitott ki a gyepekben a kolonizáló fajok számára (Johnstone 1986, Bartha et al. 2003). Eredményeim azt mutatják, hogy az új fajok belépését megakadályozó tényező eltávolítása után még legalább 3 évre van szükség a szignifikáns fajszám emelkedéshez.

Ez az eredmény összhangban van más tanulmányok megállapításával, ahol a restaurációs kezelés után a vegetáció szerkezetét illetően szintén elhúzódó válaszreakcióról számoltak be (Stampfli és Zeiter 1999, Hellström et al. 2006). Az esetek többségében ennek a jelenségnek a propagulumlimitáció lehet az oka. Jelen esetben a helyi fajkészlet viszonylag nagy, a potenciálisan megtelepedő fajok már jelen vannak a gyepekben, és a *C. epigeios* foltok viszonylagos közelségében találhatóak. Ennek ellenére a kaszált kvadrátokba való belépéshez több évre van szükség. A biodiverzitás növekedésének lassú üteme, amelyet jelen esetben is megfigyelhetem, csak alátámasztja a finomléptékű vizsgálatok szükségességét a vegetációdinamikai irányultságainak feltárásában (Bartha et al. 2004).

Jelen vizsgálatom során azt tapasztaltuk, hogy az első szignifikáns különbség a kaszált és kontroll kvadrátok között a kísérlet kezdetétől számított 7-8 év múlva jelentkezik csak. Egy ennél rövidebb időbeli lefutású kísérlet azt a konklúziót mutatná fel, hogy a kaszálás nem hatékony módja a gyeprekonstrukciónak. Éppen ezért a restaurációs jellegű beavatkozásokat érdemes úgy tervezni, hogy legalább 8-10 év álljon rendelkezésre, annak érdekében, hogy valós és megbízható eredményt kapjunk a vegetáció viselkedését illetően.

További előnye az állandó kvadrátokkal végzett hosszú távú megfigyeléseknek, hogy lehetővé teszik a restaurációs kezelés és a spontán szukcesszió egyidejű tanulmányozását, valamint ezek kölcsönhatását is.

A korábbi tanulmányok főként a *C. epigeios* terjedéséről számolnak be (Aiken et al. 1989, ten Harkel és van der Meulen 1995, Rebele és Lehmann 2001, Sedláková és Fiala 2001, Holub 2002, Házi és Bartha 2002, Luoto et al. 2003, Stranská 2004, Somodi et al. 2008), fordított jelenségről, a visszaszorulásról viszont nem.

Kísérletemben a *C. epigeios* borításának szignifikáns csökkenését tapasztaltunk kontroll kvadrátokban is. A kaszált kvadrátokban a csökkenés 2 év múlva következett be, a kontroll kvadrátokban viszont jóval később, 7 év múlva.

A nagyobb térléptékű parlagfelmérés és felhagyott szőlők felmérése során azt tapasztaltam, hogy a *C. epigeios* főként fiatal parlagokon jelenik meg, de hiányzik vagy kevésbé gyakori az idősebb gyepekben (Bartha et al. 2010), ami más munkákkal is összhangban van (pl. Szirmai 2008), illetve a vizsgálatok során a talajtani adatokkal is magyarázható.

Ez az eredmény azzal magyarázható, hogy a *C. epigeios* spontán módon is visszaszorul a másodlagos szukcesszió során. Ugyanakkor ez az eredmény megerősíti a tér-idő helyettesítéses módszer szerint kapott eredményeket is (Pickett 1989), miszerint minden területnek egyedi története van. Ennek ellentmondani látszik az a tény, hogy a vegetáció fejlődését nagyon hasonló, általános jelenségek befolyásolják, mint a kaszálás és legeltetés felhagyása, amely az utóbbi száz évben igen gyakorivá vált (Poschlod és Wallis de Vries 2002, Lindborg 2006). Ezzel párhuzamosan megfigyelhető az eutrofizáció, a tápanyagok felhalmozódása is (Dalton és Brand-Hardy 2003). Ebben a megváltozott környezetben a *C. epigeios* előnyös szerephez juthat gyors megtelepedése és alkalmazkodóképessége révén. Összefoglalásként megállapíthatjuk, hogy ez a kérdés még mindig sok vitára ad okot, mivel a *C. epigeios* változó táji környezetben betöltött szerepéről, jelenlegi és várható viselkedéséről kevés ismeret áll rendelkezésünkre.

Az időjárási tényezők, különösen a csapadék fontos szerepet játszik a regenerációs folyamatokban (Bartha et al. 2008). Noha a vizsgálati területen nagy csapadékingadozást tapasztaltam, mégis a 2001-es és 2009-es évek csapadékatlaga közel azonos volt, így ebben a két évben tapasztalt, a növényzetben bekövetkező szukcessziós folyamatok háttérben más tényezőket kell keresni. A 2010-es évben, amikor a csapadék mennyisége kiemelkedő volt a kaszált kvadrátokban is a pázsitfűvekkel szemben egy pillangós faj, a *Dorycnium herbaceum* lett a domináns.

A split-plot kísérleti elrendezés elvileg lehetővé teszi a fajok vándorlását, kolonizációját a kaszált négyzetből a kontrollok felé. Ennek a lehetséges műterméknek a kizárására mintát vettünk a kaszált és kontroll négyzeteket elválasztó puffer zóna területéről. Megállapítottuk, hogy a puffer zóna növényzete jóval inkább hasonlított a kontroll kvadrát fajszegény gyepejéhez, mint a fajokban gazdagabb, kaszált területhez. Tehát a kontroll kvadrátokban tapasztalható spontán *C. epigeios* csökkenés oka egyéb tényezőkben keresendő.

Vizsgálataim alapján az mondható, hogy a *C. epigeios* képes spontán visszaszorulni a másodlagos szukcesszió során. A pontos mechanizmus feltárásához azonban még további vizsgálatok szükségesek. A kontroll kvadrátokban, ahol a *C. epigeios* magától is visszaszorult a vizsgálati időszak alatt, a fajszám és a diverzitás csak évekkel később emelkedett. Ez részben megmagyarázható a folyamatok időigényes voltával és az általánosságban tapasztalható késleltetett mechanizmussal, amelyet a *C. epigeios* borításváltozása kapcsán már tapasztaltunk.

Noha a kaszálás hatékony módszernek bizonyult az agresszív pázsitfű fajok és kétszikűek visszaszorítására, negatív hatása is lehet egyéb magas termetű és széles levelű fajokra nézve, amelyek szintén az értékes gyepek közösség részei (Fenner és Palmer 1998, Bartha 2007).

További hátrányai a kaszálásnak, hogy költséges és nehéz megszervezni. Emiatt hosszú távú kezelésnél érdemes egyéb lehetőségeket, restaurációs kezelési módszereket is figyelembe venni. A körültekintően végzett égetés egy ilyen lehetséges alternatíva lehet, azonban számos tanulmány szerint éppen a problémás faj a *C. epigeios* felszaporodásához vezet (Hille és Goldammer 2007, Marozas et al. 2007).

Számos szerzővel egyetértve (Dostalek és Frantik 2008) ezért azt javasoljuk, hogy viszonylag hosszú ideig, mintegy 8 évig tartó kaszálási periódus után a területet legeltetéssel kellene hasznosítani, illetve kezelni.

A szakemberek nagy része a *C. epigeios*-t veszélyes inváziós fajként tartja számon, jelen vizsgálatok alapján viszont azt lehet mondani, hogy ez nem feltétlenül van így.

A regenerációs folyamatok kezdetén a *C. epigeios* szerepe inkább pozitív, mivel erős gyökérzete révén hatékonyan tudja megakadályozni a talajeróziót. A későbbiek során fellépnek negatív hatások is, azonban éppen jelen tanulmányunk mutat rá, hogy ezek nem állandósulnak.

Visszatérve a bevezetésben feltett kérdésre megállapítható, hogy a rendszeres kaszálás hatékony kezelési módszernek bizonyult a másodlagos szárazgyepekben tapasztalható *C. epigeios* terjedésének megakadályozására. A több éven keresztül fenntartott évi kétszeri kaszálás csökkentette a *C. epigeios* borítását és növelte a biodiverzitást. Emellett előzetes várakozásaimtól eltérően a kontroll kvadrátokban is csökkent a *C. epigeios* borítása.

Eredményeim azt mutatják, hogy a *C. epigeios* képes spontán visszaszorulásra a másodlagos gyepekben. Emiatt hosszabb időskálán nézve a spontán szukcesszió kedvező alapot jelenthet az aktív természetvédelmi beavatkozásokhoz is megerősítve Prach et al. (2001) megállapítását.

A 27-29. ábra a három mintaterület kaszált és kontroll kvadrátjainak a vizsgált 11 évben az első 10 leggyakoribb fajtát mutatja. Mind a három ábrán egyértelműen a *C. epideios* a domináns a kontroll kvadrátokban. A Somló-hegyi mintanégyzetekben csak 2008-ban, 2010 és 2011-ben vált uralkodóvá a *Brachypodium pinnatum*. A Bükkös-hegy Északi rét kvadrátjaiban két évben (2008-2009) a *Dorycnium herbaceum* előzte meg a *C. epigeios*-t (28. ábra). A Bükkös-hegy Nyugati lejtő kvadrátjaiban a vizsgált teljes időszakban a *C. epigeios* volt a domináns faj a kontroll mintanégyzetekben.

A kaszált kvadrátokban a Somló-hegyi mintanégyzetekben a *Brachypodium pinnatum* vált dominánssá, a Bükkös-hegy kvadrátjaiban a *Festuca rupicola* lett az uralkodó pázsitfű faj.

A leggyakoribb fajok kategóriában a *Dorycnium herbaceum* került még. A Somló-hegyen és a Bükkös-hegyi északi és nyugati kitétséggű kvadrátjaiban is a 2010-es évben vált leggyakoribb fajjává.

A nem metrikus multidimenzionális skálázás ábráján látszik, hogy kezdetben hasonlóak voltak, majd divergáltak nem alkotnak csoportokat, a kaszált kvadrátok ezzel szemben 1-2 kvadráttól eltekintve csoportokat képeznek.

A **Bükkös-hegy Északi rét** területén a vizsgálat időtartama alatt a kontroll és kaszált kvadrátok között a Shannon-diverzitás alapján nem mutatkozott szignifikáns különbség.

A kezdeti 2001-es értékkel összehasonlítva a kontroll kvadrátok éves diverzitási adatait 2010-ben volt az első és egyetlen szignifikáns különbség $p=0,0004062$, amely 2011-es ismét eltűnik és a minta diverzitása hasonló lesz a kiindulási értékhez. A kaszált kvadrátokban szintén 2010-ben jelenik meg az első szignifikáns különbség $p=0,0413769$, amely a következő évben is megmarad, sőt növekszik $p=0,0082576$.

A 31. ábrán láthatjuk, hogy a 2004-es évtől kezdve a piros színnel jelölt kaszált kvadrátok diverzitása alacsonyabb lett, mint a kontrolloké. Ez ellentmond a nullhipotézisemnek, miszerint a kaszálás hatására a diverzitás növekszik.

A tapasztalt ellentmondás feloldására kiszámítottuk az egyes kvadrátokra az egyenletességet. Ezeket átlagoltuk és a kontroll –kaszált párokat hasonlítottuk össze évenként. Ezzel a módszerrel is azt az eredményt kaptuk, hogy 2004-től kezdve a kontroll kvadrátokban nagyobb a Shannon-diverzitás, mint a kaszált kvadrátokban.

Ismét elvégezve a varianciaanalízist és a páronkénti összehasonlítást, azt az eredményt kaptuk, hogy a hegylábi régióban elhelyezkedő kvadrátokban, noha kezdetben nőtt a kaszált kvadrátok Shannon-diverzitása, 2004-től kezdve megint csak a diverzitás csökkenését tapasztaltam.

Hipotézisünk az volt, hogy a szárazabb, hegytetői részeken eleve nagyobb volt a diverzitás és ezt az évi kétszeri kaszálással lecsökkentjük (3., 4., 6., 7. számú kvadrátok). Mivel a kaszálás hatása nagymértékben függ a társulástól, szárazgyepei körülmények között a túlzott kaszálás eljellegetleníti a gypet. Ugyanakkor a hegytetői régióban a kaszált kvadrátokban a diverzitás

kismértékben növekedett, majd 2005-től kezdve stagnált, azonos volt a két típusban, csak 2010-ben mutatott visszaesést.

A **Somló-hegy** területén a vizsgálat időtartama alatt a kontroll és kaszált kvadrátok Shannon-diverzitásában nem mutatott szignifikáns különbséget. A kezdeti 2001-es értékkel összehasonlítva a kontroll kvadrátok éves diverzitási adatait 2009-ben volt az első szignifikáns eltérés $p=0,0031$, és a kialakult különbség a vizsgálat végéig fennmaradt. A kaszált kvadrátoknál 2005-ben volt az első szignifikáns különbség és ez szintén állandósult a vizsgált időszak végéig.

2002-től kezdve valamennyi évben a kontroll kvadrátokhoz képest magasabb diverzitási érték adódott.

A hegylábi régió kvadrátjaiban (2., 6., 7., 8. számú kvadrátok) a kaszált és kontroll kvadrátok diverzitását összevetve a második évben magasabb értéket tapasztaltam a kaszált kvadrátokban, ez 2003-ban és 2004-ben kissé visszaesett, majd ismét növekedést mutatott.

A hegytetői régió kvadrátjaiban (1., 3., 4., 5. kvadrátok) a diverzitás változása a két kezelési típus között még szembetűnőbb, mint a hegylábi területeknél volt.

Ezen a területen sem tapasztaltam szignifikáns különbséget a kontroll és kaszált kvadrátok között. Ugyanakkor ezen a területen igazolni láttam előzetes feltevésemet, amely szerint a kaszálás hatására nő a diverzitás. A kontroll kvadrátokat 2001-hez viszonyítva már 2004-ben szignifikáns különbséget tapasztaltam, amely azonban a következő évre eltűnik. Csak 2007-ben jelenik meg ismét és attól kezdve állandósul. A kaszált kvadrátokban már 2003-ban megjelenik a szignifikáns különbség és ez szintén megmarad a vizsgálat egész ideje alatt.

A hegylábi és hegytetői minták elkülönítésekor a következőket tapasztaltam. A hegylábi mintákban (1., 2., 4., 5., 6. számú kvadrátok) a második vizsgálati évtől kezdve elkülönülnek és jelentősen magasabb diverzitási értéket mutatnak a kaszált kvadrátok, ez a különbség azonban nem szignifikáns. A hegytetői régióban (3., 7., 8. kvadrátok) a területen a kaszált kvadrátokban folyamatosan magasabb diverzitási értékeket tapasztaltam, mint a kontroll kvadrátokban, azonban a különbség egyik évben sem szignifikáns.

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Barcsák Z., Kertész I. (1986): *Gazdaságos gyeptermelés 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): *Gyepék az agrár- és vidékfejlesztési politikában*. 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.): *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.
- 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.
- Figeczky 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.
- Haraszi E. (1973): Az állat és a legelő. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Házi, J., Bartha S., Szentes Sz., Wichmann B., Penksza, K. (2011): Seminaturl grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystem* 145(3): 699-707.
- Herman O. (1909): A magyarok nagy ősfoglalkozása. 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 produkció havi változása badacsonytördemeci szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 319-328.
- Tóth Cs., Nagy G., Nyakas A. (2003): Legeltetett gyepék 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.
- Vinczeffly I. (1993): A gyep termése. In.: Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó. Budapest. pp.127-134.
- Vinczeffly I. (szerk.) (1996): Legelő- és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
- Vinczeffly I. (2005): Legeltesünk? *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. ProVértés Közalapítvány.

Az értekezés témaköréhez kapcsolódó publikációk

IF-os folyóiratcikkek

Kiss T., Lévai P., Ferencz Á., Szentes Sz., Hufnagel L., Nagy A., Balogh Á., Pintér O., Saláta D., Házi J., Tóth A., Wichmann B., Penksza K. (2011): Change of composition and diversity of species and grassland management between different grazing intensity - in Pannonian dry and wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research* 9 (3): 197-230. (**IF: 0,547**)

J. Házi, S. Bartha, S. Szentes, B. Wichmann and K. Penksza (2011): Seminatural grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary, *Plant Biosystems – An International Journal with all Aspects of Plant Biology*, 145:3, 699-707 (**IF: 0,829**)

Lektorált folyóiratcikk – magyar nyelvű

Penksza K., Szentes Sz., Loksa G., Házi J. (2010): A legeltetés hatása a gyepre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli- medencében. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 25-49.

Házi J., Nagy A. –Szentes Sz. – Tamás J. – Penksza K. (2009): Adatok a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth) cönológiai viszonyaihoz dél-tiszántúli gyepekben 1– *Tájökológiai Lapok* 7 (2): 375–386.

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

Szentes Sz., Tasi J., Házi J., Penksza K. (2009): A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai- és Káli-medencei lólegelőn a 2008. évi legeltetési idényben. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 65-73.

Pintér B., Házi J., Selmeczi Kovács Á. (2007): Újabb florisztikai adatok a Duna-mentére, Nagymarostól Dunakesziig, *Kitaibelia* **12** (1): 16-120.

Konferencia kiadványok - Magyar nyelvű (teljes)

Bardócziné Székely E., Nagy A., Házi J., Urbányi B., Penksza K. (2011) : Élőhely-változások árvíz után kialakult belvizes árterületeken az Ipoly példáján keresztül. VII. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium előadaskötet p. 153-157.(ISBN 978-963-87343-4-1)

Konferencia kiadványok - Idegen nyelvű (teljes)

Bartha S., Campetella, G., Ruprecht E., Kun A., Házi J., Horváth A., Virágh K., Molnár Zs. (2008): Will inter-annual variability in sand grassland communities increase with climate change? *Community Ecology* 9 (Suppl): 13-21.

Szentes Sz., Házi J., Bartha S., Sutyinszki Zs., Penksza K. (2010): Comparative researches on resilience of species composition and biomass productivity in pastures and hayfield of the Balaton Uplands, Hungary. *Növénytermelés*. 59(1) Suppl: 349-352.

Házi J., Bartha S., Szentes Sz., Malatinszky Á., Penksza K. (2010): Secondary dry grassland management by frequent mowing in the Western-Cserhát, Hungary. *Grassland in a changing world. Proceedings 23th General Meeting of the European Grassland Federation, Kiel, Grassland Science in Europe* 15: 696-698.

Penksza K., Szentes Sz., Házi J., Tasi J., Bartha S., Malatinszky Á. (2009): Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. *International Occasional Symposium European Grassland Federation. Brno Czech Republik* 7-9. September 2009. *Grassland Science in Europe* Vol. 15. p. 512-515. (ISBN 978-80-86908-15-1)

Sz. Szentes, J. Házi, J. Tasi, S. Bartha, Á. Malatinszky, K. Penksza (2009): Comparative researches and evaluations in natural grasslands on the Balaton Upland National Park, Hungary. 17 th *International Poster Day Transport of Water, Chemivals and Energy in the Soil-Plant-Atmosphere System, Bratislava, 12.11.2009*. pp. 594-605. (ISBN 978-80-89139-19-4.)