

# DEBRECENI EGYETEM

KERPELY KÁLMÁN NÖVÉNYTERMESZTÉSI ÉS KERTÉSZETI TUDOMÁNYOK

DOKTORI ISKOLA

*Doktori Iskola vezető:*

**Prof. Dr. Holb Imre**

egyetemi tanár, az MTA doktora

*Témavezető:*

**Dr. Csízi István Ph.D.**

Tudományos főmunkatárs

## DEGRADÁLÓDOTT SZIKES GYEPEK REKULTIVÁCIÓS LEHETŐSÉGEINEK ÉS ZSOMBÉKMEZŐ JELLEMZŐINEK FELTÁRÁSA KARCAG KÖRNYÉKÉN

*Készítette:*

**Varga Krisztina**

doktorjelölt

Debrecen

2023

**DEGRADÁLÓDOTT SZIKES GYEPEK REKULTIVÁCIÓS LEHETŐSÉGEINEK ÉS  
ZSOMBÉKMEZŐ JELLEMZŐINEK FELTÁRÁSA KARCAG KÖRNYÉKÉN**

**Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében  
a Növénytermesztési és kertészeti tudományok tudományágban**

Írta: **VARGA KRISZTINA** okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Kerpely Kálmán Növénytermesztési És Kertészeti  
Tudományok Doktori Iskolája (Növénytermesztési és kertészeti tudományok programja)  
keretében

Témavezető: Dr. Csízi István Ph.D.

Az értekezés bírálói:

Név	Fokozat	Aláírás
_____	_____	_____
_____	_____	_____

A bírálóbizottság:

Név	Fokozat	Aláírás
Elnök:		
_____	_____	_____
Tag:		
_____	_____	_____
Titkár:		
_____	_____	_____

Az értekezés védésének időpontja: \_\_\_\_\_

## Tartalomjegyzék

<b>1. BEVEZETÉS</b> .....	4
<b>2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	6
<b>2.1. Gyepgazdálkodási jellemzők nemzetközi viszonylatban</b> .....	6
<b>2.2. Gyepgazdálkodási jellemzők hazai viszonylatban</b> .....	8
<b>2.3. A gyepok szén-dioxid kibocsátása</b> .....	9
<b>2.4. Gyep degradációs folyamatok</b> .....	10
2.4.1. A túllegeltetett gyepok jellemzői .....	12
2.4.2. Az alulhasznosított gyepok jellemzői.....	14
2.4.3. A zombékosodás jellemzői.....	16
<b>2.5. Javaslatok a gyep rekultivációjára</b> .....	17
2.5.1. Gyepok felülvetése .....	18
2.5.1.1. A gyep töréses újratelepítése .....	19
2.5.2. Talajáthelyezés .....	20
2.5.3. Szénaráhordás .....	20
2.5.4. Gyepok öntözése .....	21
2.5.5. Gyepok gyomirtása .....	21
2.5.6. Gyepok trágyázása.....	22
2.5.7. Gyepok legeltetése .....	22
2.5.8. Gyepok kaszálása.....	23
2.5.9. Gyepok szakszerű ápolása .....	23
<b>3. ANYAG ÉS MÓDSZER</b> .....	25
<b>3.1. A kutatómunkának helyt adó terület ismertetése</b> .....	25
3.1.1. A helyszínek klimatikus adottságai .....	26
3.1.2. A helyszínek növény-és talajföldrajzi leírása.....	28
<b>3.2. A kísérletek, valamint a vizsgálat bemutatása</b> .....	31
3.2.1. Túllegeltetett gyep rekultivációs lehetőségeinek feltárása .....	31
3.2.1.1. A kísérlet ismertetése, vázrajza .....	31
3.2.1.2. A kísérlet során alkalmazott vizsgálati módszerek.....	33
3.2.2. Hasznosítási módok hatása alulhasznosított gyepen .....	37
3.2.2.1. A kísérlet ismertetése, vázrajza .....	37
3.2.2.2. A kísérlet során alkalmazott vizsgálati módszerek.....	39
3.2.3. Alulhasznosított, szolonyec jellegű zombékok morfológiai adatainak vizsgálata .....	42
3.2.3.1. A vizsgálat ismertetése, vázrajza.....	42
3.2.3.2. A vizsgálat során alkalmazott módszerek .....	43

<b>3.3. Az adatok kiértékelése</b> .....	43
<b>4. EREDMÉNYEK</b> .....	45
<b>4.1. Túllegeltetett gyep rekultivációs lehetőségeinek feltárása</b> .....	45
4.1.1. <i>A felületés eredményei</i> .....	45
4.1.2. <i>Cönológiai felvételezések eredményei</i> .....	45
4.1.2.1. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Barcsák-féle takarmányozási szempontból való besorolás alapján .....	46
4.1.2.2. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusokba való besorolás alapján.....	52
4.1.2.3. Degradációs fok alakulása a túllegeltetett területen végzett rekultiváció során .....	57
4.1.3. <i>Száranyag hozam mérésének eredményei</i> .....	58
4.1.4. <i>Nyersfű hozam mérésének eredményei</i> .....	59
<b>4.2. Hasznosítási módok hatása alulhasznosított gyepen</b> .....	60
4.2.1. <i>Cönológiai felvételezések eredményei</i> .....	60
4.2.1.1. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Barcsák-féle takarmányozási szempontból való besorolás alapján .....	61
4.2.1.2. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle vízigény szerinti besorolás alapján .....	66
4.2.1.3. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle nitrogénigény szerinti besorolás alapján .....	69
4.2.1.4. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok szerinti besorolás alapján.....	74
4.2.1.5. Degradációs fok alakulása különböző hasznosítási módok esetén.....	76
4.2.2. <i>Szén-dioxid-emisszió, talajnedvesség és talajhőmérséklet mérésének eredményei</i> .....	77
<b>4.3. Alulhasznosított, szolonyec jellegű zombékok tulajdonságainak vizsgálata</b> .....	86
4.3.1. <i>Területegységre vetített zombékszám</i> .....	86
4.3.2. <i>Zombékok morfológiai felvételezésének eredményei</i> .....	86
<b>5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK</b> .....	89
<b>6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK</b> .....	92
<b>7. GYAKORLATBAN ALKALMAZHATÓ EREDMÉNYEK</b> .....	93
<b>8. ÖSSZEFOGLALÁS (MAGYAR NYELVEN)</b> .....	94
<b>9. ÖSSZEFOGLALÁS (ANGOL NYELVEN)</b> .....	96
<b>10. IRODALOM</b> .....	98
<b>11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN</b> .....	115
<b>12. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b> .....	121
<b>13. NYILATKOZATOK</b> .....	122
<b>14. MELLÉKLETEK</b> .....	123

## 1. BEVEZETÉS

Az európai gyepek fontos biodiverzitási hot-spot-ok (Hönigová et al., 2012), számos ellátási, szabályozási és kulturális ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak (Dengler et al., 2014) és fontos takarmány-alapként szolgálnak az állattenyésztéshez (Bengtsson et al., 2019). Ezeket a fontos élőhelyeket számos tényező fenyegeti. A mezőgazdasági szempontból hasznosított gyepterületek nagy száma ellenére ezek közül sokat nem kezelnek megfelelően (Sartorello et al., 2020). Először is, a kihasználatlan területek aránya jelentős, különösen a hegyvidéki területeken, ahol a gazdálkodás hiánya fásodáshoz vezet (Valkó et al., 2018). Ez a tendencia Közép- és Kelet-Európa számos részén jellemző, és a magyar gyepek kb. 20%-ánál fordul elő (Tasi et al., 2014). Másodszor, a túlhasználat szintén jellemző jelenség, különösen a túl intenzív legeltetés szempontjából (Sartorello et al., 2020). Európában a tartós és az ideiglenes gyepterületek a mezőgazdasági területek 39%-át fedik le, mely egy erős alapot képez az állattenyésztési szektorban (De Vliegher et al., 2014). 1990 és 2019 között tudjuk nyomon követni **Európa** gyepterületének nagyságának változásait az *Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet (FAO)* statisztikai összeírásán keresztül, melyből megállapíthatjuk, hogy 1990-hez képest 2019-re nőtt a gyepek területe 1,09%-kal. **Magyarországon** a *Központi Statisztikai Hivatal (KSH)* agrár-statisztikai összeírása jóval régebbre, egészen 1853-ig nyúlik vissza, így nyomon követhetjük a hazánk gyepterületének változásait. A rendszerváltás előtt 1 209 900 hektár volt még a gyepek művelési ág területe, amely az évezred elejére közel 1 millióra lecsökkent, 2010-ben már csak 762 600 hektár volt a hasznosított gyepterületek kiterjedése. 2010-től a gyepek méretének növekedése figyelhető meg, 2022-ben 772 300 hektár hasznosított gyepterületet számlált a statisztikai összeírás. A gyepek művelési ág elvileg rendkívül nagy takarmánybázist jelenthetne, de mivel a legeltetésre alapozott kérődzőtartás jelentősége csökkent, a jövedelemtermelő képesség és tekintélyvesztésével szintén válságba került. Mindemellett a gyepek részaránya hazánkban folyamatosan csökken (Harcza et al., 2011). A gyepterületek csökkenése miatt a művelésből való kivonások (pl. beépítés) rovására is írható (Vinczeffy, 1993). A gyepegzálkodás sikerességére fokozottan hatnak az egyre szélsőségesebbé váló meteorológiai viszonyok is (Halász et al., 2018). Ebben szerepet tölt be az a tény, hogy a gyepek evotranszpirációs (vízfogyasztási) együtthatója igen magas. (Barcsák et al., 1978, Szemán, 2006A). Ugyanakkor a gyepek túlnyomórészt valamilyen természetvédelmi besorolás alá esnek (Molnár és Csízi, 2015). Mindemellett a magyarországi gyepek prognosztizálhatóan az extenzivitás útját követik. (Házi et al., 2012; Kiss és Penksza, 2018). Ennek következtében olyan agrotechnikai és hasznosítási technológiákat kell alkalmazni a

gyepgazdálkodási gyakorlatban melyek eredményeként jelentkező terméstopplett kompenzálja a tápanyag utánpótlást (Bajnok et al., 2011), s öntözés elhagyása miatt jelentkező termésesökkenést (Dér et al., 2003). A szakszerű gyepgazdálkodás technológiai elemei már a múlt század második felében ki lettek dolgozva (Barcsák-Kertész, 1986; Nagy, 1993), de a nagyüzemek felszámolásával és a pásztorrend nemzeti parkokba történő „visszaszorulásával” az agrárágazat marginális szegmensévé vált. A súlyos állatgondozó hiány miatt felerősödött a legelőkert építés a még hasznosított legelőkön. Az állattartó teleppel közvetlenül érintkező legelőkert, ahol az állatok „önkiszolgáló” rendszerben legelhetnek, óhatatlanul „elkényelmesíti” az állandó időzavarban lévő állattartót, aki nem hagyva regenerációs időt a gyepnek (távolabb kellene „láb alól” legeltetnie), prognosztizálhatóan túlterheli azt. Az értékes gyepalkotókat a legelő jószág kiszelektálja, a talaj erősen tömörödik, a fűhozam minimális lesz (Vinczeff, 1993). Paradox módon az állattartó teleptől távoli gyepeken viszont az alulhasznosítás veszélye áll fenn, ami az avarosodás miatt szintén a biodiverzitás csökkenéséhez vezet. A „lábon hagyott” gyepállomány avartúz, cserjésedés gócforrása lehet, ráadásul értéket hagyunk veszendőbe menni. Az ágazatot sújtó számos probléma közül, kutatómunkámban a túl-és az alullegetetés miatt degradálódott extenzív gyep növény szerkezet javítási és hozamnövelési lehetőségeinek a pontosításával kívánok foglalkozni, ezért a kutatási témámban a Karcagi Kutatóintézet kezelésében lévő, extenzíven hasznosított, közepes réti szolonyec talajon kialakult, természetközeli gyep területen olyan kísérleteket állítottam be, melyek eredményei modellként szolgálhatnak a hasonló területi adottságokkal rendelkező gyepgazdálkodók számára.

A fentiek figyelembevételével a következő célokat határoztam meg a kutatásommal kapcsolatban:

- Túllegeltetett, szolonyec talajadottságú ősgyep rekultivációs lehetőségeinek pontosítása és a növényállomány szerkezet fluktuációjának vizsgálata.
- Alulhasznosított szolonyec talajadottságú ősgyepen különböző használati módok hatásának vizsgálata, továbbá a szén-dioxid-emisszióknak és a talajnedvesség változásainak műszeres nyomon követése.
- A mikrorelief viszonyok és az alulhasznosítás következtében több, mint három évtized óta fejlődő zombékmező morfológiai adatainak pontosítása, adatbázis létrehozása.

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1. Gyepgazdálkodási jellemzők nemzetközi viszonylatban

A nyugat-európai országokban magas szintű iparosodás következett be a XIX. században (Pullin, 2009). Eközben Kelet-Európában fordulópont volt ez az időszak a gyepgazdálkodás történetében, mivel hatékonyabbá kellett tenni a gazdálkodást az egyre növekvő élelmiszerbiztonsági igények mellett (Hopkins és Holz, 2006). A természetes gyepek csökkenése túllegeltetést váltott ki, mivel a gyepet szántófölddé alakították át és a fennmaradó gyepet túlzott módon kihasználták, melynek következtében az európai gyepek biodiverzitásának csökkenését tapasztalták (Leah, 2016; Squires et al., 2018; Thomas et al., 2019). A közép-európai országokban (Csehország, Szlovákia, Magyarország, Románia) a kisüzemi gazdálkodási rendszerek eltörlése számos változást eredményezett a vidéki tájak működésében és szerkezetében egyaránt (Burger, 2006; Fischer et al., 2012). A legjelentősebb változás a gyepgazdálkodásban akkor következett be, mikor az állatállomány száma el kezdett ingadozni, aminek a következtében a legeltetési rendszer is változott (Huyghe et al., 2014; Varga et al., 2016). Ennek ellenére a legelők még mindig az egyik legnagyobb mezőgazdasági területet fedik le (Huyghe et al., 2014). Az észak-európai régióban (Finnország, Norvégia, Svédország, Dánia, Izland) a félig természetes gyepet legeltetésre használják, emellett nagy figyelmet fordítanak a biológiai sokféleség és a tájfajta megőrzésére (Helgadottir et al., 2014). Nagy-Britanniában éles határ alakult ki az ország dél-keleti szántóföldi és észak-nyugati állattenyésztésre specializálódott területei között. Hasonló folyamat játszódott le Franciaországban, Spanyolországban és Olaszországban is, ahol százezer hektár számra törték föl a gyepet (Nagy et al., 1997).

Európa szerte a gazdálkodás megváltozásának következtében a természetes gyepterületek szembetűnő területvesztésével szembesültek (Pärtel et al., 2005). Ritka élőhelyekké váltak a füves élőhelyek (Bradshaw, 1983; Öckinger et al., 2006; Vida et al., 2008), mivel a természetközeli füves területeket rendszeresen művelt gyepé alakították át (Wallis De Vries et al., 2002; Valkó et al., 2012) s így a természetes állapothoz közeli gyep területe jelentősen visszaesett (Critchley et al., 2003; Bullock et al., 2011). Több kutató (Hald és Vinther 2000, Poschlod és Wallis de Vries, 2002; Török et al., 2010) leírta, hogy a gyep jelentős csökkenését elsősorban az erdősítés okozza. Burel et al. (1998) valamint Schlöpfer et al. (1999) megállapították, hogy a megmaradt füves élőhelyek fajösszetétele megváltozott, mely több

kutató szerint a biodiverzitás csökkenését eredményezte (Hansson és Fogelfors, 2000; Tälle et al., 2016). A gyepek fennmaradását veszélyezteti a mezőgazdasági művelés (Van Dijk, 1991), a műtrágyák és vegyszerek földbe mosódása (Kahmen et al., 2002), a túlzott avarosodás (Pärtel et al., 2005), cserjésedés (Schmidt et al., 2008), és az erdősülés folyamata (Horváth, 2002; Illyés et al., 2007), a területek művelésének elhagyása (Habel et al., 2013), valamint az invazív fajok megjelenése (Zólyomi és Fekete, 1994; Gabbard és Fowler, 2006; Botta-Dukát, 2008; Pyšek et al., 2010).

A helytelen gyepgazdálkodás következtében a gyepek megőrzése kiemelt prioritást élvez Európa országainak természetvédelmi politikájában (Török et al., 2018A). A védett területeken a gyepgazdálkodás nagyon specifikus, amiben össze kell hangolni a mezőgazdaságot a természetvédelemmel (Balácsi, 2018). A gyepterületek sikeres biológiai sokféleségének megőrzése érdekében a természetvédelmi menedzserek és az állattenyésztők közötti együttműködésre van szükség (Pärtel et al., 2005). A környezet- és természetvédelemmel kapcsolatos szabályozás lehetősége megoszlik az európai országok között. Ez elsősorban abban nyilvánul meg, hogy csak irányelveket határoztak meg (Nagy et al., 1997), mint például a Natura 2000, ami olyan EU szintű ökohálózat, amelyet a biológiai sokféleség megőrzéséért hoztak létre. A jelentős extenzív gazdálkodási rendszereket leginkább érintő közösségi irányelvek: a madárvédelemről szóló (79/409/EGK), az élőhely védelmi (43/92/EGK) irányelvet foglalja magába (Béri et al., 2004). Fontos azonban hangsúlyozni, hogy mindkét irányelv az európai jelentőségű magterületek védelmét célozza meg, és nem kínál védelmet az azoknál jóval nagyobb kiterjedésű extenzív rendszerek számára.

A *CAP (Common Agricultural Politika - Közös Agrár Politika)* az EU legfontosabb politikája, ami meghatározó szerepet játszik az extenzív rendszerek fennmaradásában. Ezért Agrár-Környezetvédelmi Programokat hoztak létre például Dániában (*ESA - European Space Agency*), Írországbán (*REPS - Rural Environment Protection Scheme*), és Hollandiában (*RPA - Relation Paper Area*) (Nagy et al., 1997).

Nem csak törvények és irányelvek szabályozzák a gyepek védelmét, hanem közösségi segélyek is állnak rendelkezésre e területek védelmére és fenntartására például a LIFE-Nature programban. 1992 és 2006 között több mint 370 sikeresen befejezett projektet hajtottak végre gyepeken a LIFE program keretei között, mint például Németországban, Dániában, Belgiumban, Szlovéniában, Franciaországban, Olaszországban és Svédországban (Silva et al., 2008).

## 2.2. Gyepgazdálkodási jellemzők hazai viszonylatban

A hazai helyzetet tekintve, megállapítható, hogy a magyar parasztság a XX. század közepéig a jószágban látta a forgatható, mobilis vagyont, mindent megtett a minél nagyobb létszámú állatállomány tartására.

Takarmányértéke volt mindennek: az árkokban nőtt fűnek, az összes létező szántóföldi mellékterméknek, sőt az erdők és a nádasok fiatal növényzetének is (Molnár-Csízi, 2015). A kopárrá rágatott községi legelők releváns példái voltak e korszaknak (Dorner, 1923; Baskay-Tóth, 1962). A 80'-as évektől életszemléletváltás zajlott vidéken is. Kiürültek az istállók, a közlegelők, a termelészövetkezetek felszámolásai fokozott ütemben tüntették el a gyepet hasznosító állatállományt (Isselstein et al., 2005; Vinczeffy, 1993). A megbecsülését veszítő pásztorrend maradéka fokozatosan a Nemzeti Parkok területére szorult vissza. Az egyre gépesítettebb szántóföldi növénytermesztés térhódítása megállíthatatlannak tűnik.

A gyepel még legszorosabb kapcsolatban álló juhágazat hanyatlására konkrét példaként szeretnénk említeni, hogy a vizsgálataimnak helyt adó Karcag városában Bellon (1996) adatgyűjtése szerint 1868-ban olvasták először, városi szinten, „lyukra” a juhállományt. 83 ezer felnőtt juhot talált a kirendelt katonaság. A rendszerváltáskor a város címerállatából 34 ezer tépdeste a fűvet a határban. A város 43 ezer hektáros külterületéből a gyep ma is 6 ezer hektárt foglal el, de a juhlétszám nem éri el a háromezret (Magyar Juh-és Kecsketenyésztők Szövetsége, 2018). Húsmarhatartással próbálkozik néhány gazdálkodó, de a város gyepeinek kb. harmada parlagon hever.

Magyarországon Várallyay (2007) szerint a jobb talajadottságú területeken jelentéktelen a gyep szerepe, így nagy fitomassza hozam sem várható. Kun (1998) leírása szerint a gyepnek csak a 9%-a található csernozjom talajon. Szentes et al. (2007) közlik, hogy gyepeink igen gyenge termőképességűek.

A természetes élőhelyek nagy része erősen leromlott állapotban található, vagy már elpusztult, ezért az extenzív művelés alatt álló területek jelentőssé váltak számos faj állományainak fennmaradása szempontjából (Baldock et al., 1994), valamint számos veszélyeztetett társulást tartanak számon, mivel a gyepkehez kötődik a magas természeti értékeket képviselő állat és növényfajok közel harmada (Ángyán, 2003).

A magyarországi Natura 2000-es gyepterületek kiterjedése 143 173 hektár (Kárpáti, 2006). A Natura 2000-es gyepterületek használata esetén szigorú és speciális szabályokat hoztak legeltetés és kaszálás hasznosítás szempontjából. Legeltetés esetén csak meghatározott fajú állatokkal lehet legeltetni (pl. juh), mely területeket túllegeltetni tilos. Ezeken a területeken a tápanyag utánpótlás tilos, kizárólag az állatok által elhullajtott ürülékéből áll a gyepterületek tápanyag utánpótlása. Kaszálás esetén a gyepterület 5-10%-át kaszátlanul kell hagyni mivel a gépi kaszálás által megriasztott állatok itt tudnak elbújni, menedéket találni (Sallai et al., 2014). A kaszálás során kötelező a vadriasztó lánc használata, valamint az éjjeli kaszálás tilos (Béri et al., 2004).

Magyarországon 1999-ben alkották meg a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Programot a 2253/1999 (X.7.) sz. kormányrendeletben, amely magába foglalja a gyepgazdálkodási célprogramot, és kitér a szikes legelőkre és legeltetési rendszerekre, a következőket tartalmazza: a gyepterületeink helyzetének javítását, a környezetbarát hasznosítási módokat, valamint a veszélyben lévő fajok védelmét. Jelenleg Magyarországon az AKG-ban részt vevő gazdálkodókra keret előírások vonatkoznak az *Extenzív gyepgazdálkodási célprogramban (FVM 61/2009 X. 13.) legeltetés esetén*, pl. évi egyszeri kaszálás, vagy szakaszos legeltetés, s minden olyan beavatkozás tilos, pl. öntözés, ami növelné a hozamokat.

Hazánkban számos területen végeztek öko visszagyepesítési programokat (Lengyel et al., 2007) szikes területeken (Malomházán, Angyalföldön, Szelencésen, Pentezugban, Zámon, Német-szigeten, Mátán és a vókonyai pusztákon – Nagy et al., 2008), valamint a Hortobágyi Nemzeti Park területén található Egyek-Pusztakőcson (Deák et al., 2008; Valkó et al., 2015).

### **2.3. A gyeppek szén-dioxid kibocsátása**

A gyeppek különböző ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtanak az ember számára, mint pl. óriási jelentőségük van a klíma szabályozásában, ugyanis részt vesznek a szén ciklus alakításában (Nagy, 2008). Mivel értekezésemben a szén-dioxid-emisszióval kapcsolatos méréseket terveztem, indokoltnak tartottam a témához kapcsolódó szakirodalom vázlatos áttekintését.

A világon a füves területek a globális szénkészlet 34%-át tárolják (Campbell, 1996). A gyeppek művelése, és urbanizációja, valamint a gyeppek elsivatagodása és az állatok legeltetése befolyásolja a széndioxid-emissziót. A biomassza égetése során a szavannák 40%-ban járulnak

hozzá a szén-dioxid kibocsátásához (White et al., 2000). Balogh et al. (2012) szerint szárazság idején a növények több szén-dioxidot bocsátanak ki, mely növeli a légkör szén-dioxid-koncentrációját. A hazai gyepek nettó szén-dioxid megkötése évente  $0,1 \text{ Mt CO}_2\text{eqv.}\text{év}^{-1}$  (Kis-Kovács et al., 2018).

Noha több kutató (Kovács és Szöllösi, 2008; Zsembeli et al., 2015; Birkás, 2017) vizsgálta a mezőgazdasági talajok szén-dioxid kibocsátását száraz kontinentális klímán, mely során azt tapasztalták, hogy a fitomasszával borított területen nagyobb a szén-dioxid kibocsátás. Ezáltal a tendencia alapján feltételezhető, hogy a kezelés nélküli az avaros gyepeken eltérő lehet a szén-dioxid kibocsátás. Hunt et al. (2002) szerint kevés a vizsgálat a gyepek szén-dioxid kibocsátásáról. Kovács et al. (2013) szolonyec talajú gyepeken vizsgálták a talaj szén-dioxid kibocsátását, mely során azt tapasztalták, hogy a szén-dioxid-emisszió szorosan összefügg a talajnedvességgel.

Továbbá több külföldi kutató is megerősítette, hogy a szén-dioxid kibocsátás a talajnedvességen kívül számos dologgal összefügg (Hénault et al., 2019), mint például a talaj hőmérsékletével, tápelem ellátottságával, valamint a pH-értékével (Oertel et al., 2016; Wu et al., 2020).

#### ***2.4. Gyep degradációs folyamatok***

Számos kutató megállapította (Muller et al. 1998; Harris, 2010; Lu et al., 2017), hogy a gyepek leromlása világszerte problémához vezet (Kessler és Laban, 1994; Carrick és Krüger 2009; Wu et al., 2014). Papanastasis (2009) szerint a gyepek a legjobban leromlott területek. Liu et al. (2019) megállapították, hogy a gyepek 40%-a degradálódott. Li (1997) megfogalmazta, hogy a gyep degradációját a gyep minőségének, termelékenységének, gazdasági potenciáljának, szolgáltatási funkciójának, biológiai sokféleségnek vagy komplexitásának leromlását jelenti (Li et al., 2013). Ezzel a kijelentéssel más kutatók is egyet értenek (Feng et al., 2009; Lin et al., 2015). A gyep degradációja általában a növényi társulás összetételének megváltozása kíséri (Jauffret és Lavoirel 2003; Wang et al., 2006; Xie és Sha, 2012). A gyepterületek helytelen kezelése következtében a gyomnövények felszaporodása tapasztalható (Nagy és Vargyas, 1988), melyek legeltetéssel nem hasznosíthatók (Barcsák, 1989). Ubrizsy (1962) szerint a gyepeink 35%-a el van gyomosodva a helytelen hasznosítás

következtében. A degradálódott, hézagos területek szintén a gyomok felszaporodásának kedvez (Rusch, 1993). Ezáltal gyepeink jellegtelené válnak, károsítják a felszaporodott gyomok az értékes gyepalkotókat, továbbá rontják a gyep minőség, -és takarmányértékét (Barcsák, 1978). Vetter (2005); Fernandez-Gimenez és Le Febre (2006) szerint a gyep leromlásának fő mozgatórugója a gyep privatizációja által megváltozott legeltetési rendszer. A gyep leromlása komplex dinamikus folyamatokat foglal magába: elsivatagosodás, talajtömörödés, fakitermelés, erózió (Kovdaa, 1976; Li et al., 2006). Liu (2006) megállapítása szerint a gyep leromlásának további tipikus jellemzői a növényi lefedettség csökkenése, homokosodás, illetve a sósdás. Továbbá csökken a növényzet a különböző felhasználási célokra (takarmánytermelés), megnövekszik a mérgező fajok aránya, valamint csökken a gyökérszóna vízmegtartó képessége (Zhang és Liu, 2003; Cui és Graf, 2009; Ma, 2018). Liu és Diamond (2005), valamint Gang et al. (2014) szerint a gyep leromlását az éghajlatváltozás (csapadék mennyiségének és a hőmérséklet változása) és az emberi tevékenység (pl. túllegeltetés és alulhasznosítás) okozza.

Nemcsak a világ minden táját, hanem Magyarországot is sújtja a gyep leromlása, ezért új meghatározások jelentek meg a gyepgazdálkodási tudományban, melyet Szemán (2006B) fogalmazott meg. A gyep művelési állapota szerint megkülönböztetünk termő gyepet, felhagyott gyepet, parlag gyepet, illetve degradált gyepet. A **termő gyep** olyan növényállomány szerkezettel rendelkezik, ami alkalmassá teszi minden irányú gyepgazdálkodási hasznosításra (Szemán, 2006A; 2006B). A **felhagyott/parlag gyepként** határozható meg az a gyep, melynek gazdasági művelését abbahagyták. Az értékes gyepalkotó növények visszaszorulnak (Magyar, 2009; Szemán, 2006A; 2006B; 2008). növényállomány szerkezetére viszont a folyamatos leromlás a jellemző, a terület folyamatosan a zárószukcesszió állapota felé halad (erdősödés). A felhagyás nemcsak fajcsökkenéssel jár (Mitchley és Xofis, 2005), hanem a vegetáció jellegtelenebbé válhat (Enyedi et al., 2008). **Degradált gyepnek** azt a gyepállapotot tartják, ahol még van ugyan hasznosítás, de az szakszerűtlen, így a leromlás elkerülhetetlen (Szente et al., 1998), emiatt az értékes gyepalkotók aránya egyre csökken, vagy hiányzik (Magyar, 2009), ezért az értéktelen fajok dominálnak (Stefler et al., 2000).

#### 2.4.1. A túllegeltetett gyeppek jellemzői

A **legelő túlterhelés** az egyik legősibb gond a pásztornépek körében, amely népvándorlások, pusztító háborúk sorát eredményezte az idők során (Éber, 1996). A túllegeltetés a világ minden táján problémát okoz szerte a világon. Európában (Gill 1990), Ázsiában (Kamp et al., 2016; Shahriary et al. 2021), Afrikában (Mace, 1991; Siyabulela et al., 2020), az Egyesült Államokban (Herbel, 1979; McNaughton, 1979), Dél-Amerikában (Gaitán et al., 2018), Ausztráliában és Új-Zélandon (Coomes et al., 2003) is. A legelő állatok tápanyag-bevitel (Kovácsné Koncz et al., 2020), taposás és legeltetés révén befolyásolják a legelők növényfaj összetételét (Canals & Sebastià, 2000; Mor-Mussery et al., 2020). A túlzott terhelés okozta taposás borítatlan foltokat eredményez Bullock et al. (1994) szerint, amik olyan mikrohabitatként funkcionálhatnak, ahol a növények elfekvő magvai csírázásnak indulhatnak, tehát ezek a borítatlan foltok véletlenszerű mozaikszerkezet kialakulását idézhetik elő (Deák et al., 2017). A legelő nem megfelelő állatsűrűséggel való kezelése idővel megváltoztathatja a vegetáció összetételét, melyet Montalvo et al. (1993) továbbá Milchunas et al. (1998) állapított meg. Grime (1973), valamint Hobbs és Huenneke (1992) megállapították, hogy a túllegeltetés magában foglalja a kedvelt lágyszárú növények borításának csökkenését, amely növeli a talajeróziót (Rodrigo-Comino et al., 2020) és a biológiai sokféleséget (Courtois et al., 2004; Evans, 2005; Thornes, 2007; Schoenbach et al., 2011).

Az állat által kedvelt, gyakran látogatott területeken, mint például a pihenőhelyeknél, illetve az itató környékén nagyobb kiterjedésű csupasz területek alakulnak ki (Evans, 1977; Mackay és Tallis, 1996). Huber et al. (1995) szintén a legelő helyi degradációjának erősödésére hívják fel a figyelmet. A hodályok és az állások környékén általában nem tudjuk elkerülni a túlzott taposást, mivel a hodályból való legeltetés növeli a túllegelt terület méretét, míg a legelő további részei rendszeresen legelés nélkül maradnak. Molnár és Csízi (2015) szerint a delezőhelyek a hodály környékére kerülnek, a talajfelszín csupasz lesz. A túllegeltetés nem csak a növényekre fejt ki a hatását, hanem a talajra is. A túllegeltetés a nagyfokú taposás által csökkenti annak porozitását, csökkenti a csapadék beszivárgásának hatékonyságát, így nedvességvesztés (Fanning, 1994; Erickson, 2005) valamint tápanyaghiány (Zhao et al., 2007) léphet fel. Climo és Richardson (1984) arra a következtetésre jutottak, mely szerint csapadékos időszakban a felszín közelében a gyakori taposás az eredeti talajszerkezetet lerombolja. Molinillo (1993) a túlzott állatlétszámban tapasztalta az argentin Andok általa vizsgált régióiban a nagyfokú erózió okát. Lasanta et al. (2001) a túlzott állati terhelést tették felelőssé az Ibériai-hegység la riojai

részén a hegyoldalak termő talajrétegének súlyos eróziójáért. A romániai gazdálkodók 16 millió kiskérődzőt tartanak, Horváth-Kovács (2019) vizsgálata szerint az ottani gyepek 90 %-a túl van legeltetve (FAOSTAT, 2018).

Napjainkban a gyepek alulhasznosítása nagyobb gond a magyar gyepeken (Szabó et al., 2010; Erdős et al., 2013; 2014A; 2014B; Molnár és Csízi, 2015; Bajor et al., 2016), de a gyepeink kopárrá rágatása ma is jelen van. A túllegeltetés jelentkezhethet takarmányhiányból eredő téli legeltetésből, mely gyepekre kifejtett káros hatásáról Princz (2017) közöl szatmári helyzetképet. Lengyel (2016) pedig a kopárrá rágatás speciális pozitív szerepéről, az úgynevezett célzott túllegeltetésről számol be, ahol a cél az elburjánzott évelő növények, s magról csírázó gyomok kimerítése, azáltal, hogy azelőtt térnek vissza az állatok egy területre mielőtt annak növényzete teljesen regenerálódna. Már nemcsak az anyaállománytól külön tartandó növendék állomány számára készül legelőkert (Csízi és Díaz, 2018), hanem cél az egész állomány felügyelet nélküli legeltetésének megoldása. Elvileg lennének szabályok, pl. természetvédelmi szempontból kizárólag a fajszegény, parlag eredetű gyepeken javasolható legelőkert építése (Molnár-Csízi, 2015), akik szerint váltani kellene a hasznosítási módokat, időnként kaszáló hasznosítás alkalmazása válik szükségessé. Nagy (2001) szerint a legoptimálisabb növényállomány szerkezetet a kaszálás és a legeltetés időnkénti változtatásával érhetjük el. Csízi (2003) kísérletei során megállapította, hogy egyoldalú legeltetéses hasznosításnál az úgynevezett feltétlen (szúrós, mérgező) gyomok, míg egyoldalú kaszálásos hasznosításnál az ún. feltételes gyomok térnyerése tapasztalható. Mindenekelőtt regenerációs időt kellene biztosítani a gyeppállománynak (Barcsák és Kertész, 1986). Juhlegeltetés esetén az optimális regenerációs idő, amikor a fűnövedék újból eléri a 10-15cm-es legeltethető magasságot (Vinczeffly, 1993). Főleg öntözött gyepeknél javasolható módszer a szakaszoló legeltetés, vagy a rotációs szakaszos legeltetés. A harmadik lehetőség pedig extenzív gyepeknél, az ún. láb alóli legeltetés (Béri, 2011). Ennek ellenére a gyakorlat az, hogy nap, nap után ugyanazt a területet járják az állatok, a gondozó hiánya, illetve kényelme miatt, míg a távoli legelőrészek avarosodnak (Vinczeffly, 1993). A helytelen hasznosítás következményeként túlhasznosítás esetén az állatok által kevésbé kedvelt, illetve elkerült növényfajok felszaporodhatnak és elfoglalhatják az állat által kedvelt és így kipusztított gyeppalkotók helyét, mint pl. a *Hordeum murinum* (Szente et al., 1998). A regenerációs idő nélküli állatterhelés esetén a gyeppnemez kifoltosodik, és az állat által nem kedvelt gyomfajok nagy egyedszámban jelenhetnek meg (Czóbel et al., 2012).

Margóczy (2003) tanulmánya során viszont azt tapasztalta, hogy adott vegetáció megőrzéséhez szükség lehet nem hasznosított, valamint hasznosított gyepterületre, a természetes magpergés miatt. Az Agrár-Környezetvédelmi Programban a gyepeken vállalható 5-15% közötti részarányban hasznosítatlanul hagyott gyepek, mely területet minden évben máshol kell kijelölni. A probléma akkor kezdődik, ha hosszú évekre parlagon marad ugyanaz a terület. A gyakorlatban úgy próbálják orvosolni ezt a problémát, hogy az itatóhelyről itatóhelyre hajtanak, így az állattartó épületektől távolabbi gyepterületeken is elkerülhető az avarosodás (Molnár és Csízi, 2015). Noha úgy tűnik, hogy reneszánszát éli a pásztor hagyományőrzés, valójában ez napjainkban többnyire már folklórelem, s nem az állatállomány melletti 365 napos helytállást jelenti (Molnár, 2017). A profitorientált állattenyésztésben alternatív megoldást kellett találni a „jószágért élő pásztor” pótlására. A megoldás kézenfekvő: legelőkerteket kell építeni az élőlátás hatékonyság érdekében, ahol az állatok szabadon legelhetnek, őrzés nélkül, kitörésbiztosan. A legelőkert többnyire egy fix kerítésből áll, mellyel rendszerint a legelőt körbe kerítik. A legelőkert általában akácoszlopból és falécekből vagy drótkerítésből áll, mivel a villany karám kerítés könnyen elszakadhat (Béri, 2011). Ráadásul a legelőkerteket elsősorban az állattartó telep szomszédságában rendezik be a még kényelmesebb ki- és behajtás érdekében, őrzés nélkül, kitörésmentesen. Egyre terjednek hazánkban is a fix kerítéssel rendelkező legelőkertek, ahol szinte predesztinált a nap nap utáni legelőterhelés miatt a gyepek fajszegényedése s hozam csökkenése, sőt új jelenségként az endoparaziták felszaporodása (Monori et al., 2018; Tóth et al., 2018). A kerítetlen, teleptől távoli helyeken pedig az alulhasznosított gyepek uralkodnak.

#### *2.4.2. Az alulhasznosított gyepek jellemzői*

Tasi et al. (2014) a CORINE 50 felszínborítási adatok alapján arra következtettek, hogy országos szinten a gyepek kb. 20%-a **hasznosítatlan**, sőt Vincze (2008) szerint az észak-magyarországi régióban súlyosabb a helyzet, a hasznosítatlan gyepek aránya pl. 2005-ben 47,1% volt.

Szakszerűtlen hasznosítás esetén léphet fel degradáció, amikor a gyepek növényállományának gazdaságilag értékes alkotói visszaszorulnak (Stefler et al., 2000). A helytelen hasznosítás következményeként a gyepek alulhasznosításakor a szukcessziós folyamatok előre mozdulása veszélyezteti az eddig meglévő értékesebb gyeppalotó fajok létét és fenntartását (Penksza,

2015; 2016; Pápay, 2016). Barcsák et al. (1978) szerint a nem hasznosított gyepek növényi összetétele kedvezőtlen irányba változik, melynek következtében a természetes szukcesszió folyamatai fellendülnek. Williems és Bik (1998), illetve Török et al. (2007) megállapítása alapján az európai hegyvidéki gyepek esetében is probléma az alulhasznosítás. Stefler et al. (2000) továbbá Halász (2018) is megerősítik, hogy nem kizárólag a gyepek túlterhelése, hanem a nem hasznosítás is a gyepek leromlásához vezet. Vinczeffly (1993) megállapítása szerint a szakszerűtlen gyephasználat következtében „gyomtengerré” válhatnak a gyepes területek. Isselstein et al. (2005) arra a következtetésre jutott, hogy megfelelő kezelés hiányában a területen az értékes fajok eltűnnek, és ezzel egy időben kompetítor fajok előretörése fenyegeti a természetes gyep fennmaradását.

A kaszálás elmaradása miatt a réteken megindul az elnadásodás (Szabó et al., 2010), a száraz területeken pedig a fás szárú növények térhódítása kezdődik meg (Bajor et al., 2016; Szentes et al., 2011). A cserjésedéssel csökken a gyepek a fajgazdasága Erdős et al. (2013; 2014A; 2014B) megállapítása szerint. Szentes et al. (2012) szerint a gyepeken való bokrosodással csökken a talajborítottság, ami a talaj túlzott felmelegedéséhez vezet, s elősegíti a degradációs folyamatokat. Perevolotsky és Seligman (1998) közli, hogy az alulhasznosítás „zöld sivatag”, vagyis „green desert” állapothoz közelít, amikor a terület áthatolatlan bozótossá válik, csökken a terület fajgazdasága, valamint megnő a mediterrán és a száraz vidékeken a bozottűz kialakulásának veszélye vízhiány következtében. Bakker és Berendse (1999) szintén megállapította, hogy a hagyományos gyepkezelés megszűnése következtében az alulhasznosított területeken jelentősen megnő a gyúlékony fűavarr mennyisége (Ryser et al., 1995), ami szintén növeli a gyeptüzek kialakulásának esélyét Brockway et al., (2006), valamint Ónodi et al. (2008) szerint. Deák et al. (2014B, 2014C) a magyarországi gyeptüzekkel kapcsolatban készítettek összefoglaló tanulmányt. Da Ronch et al. (2002) ÉK-olaszországi vizsgálataik során megállapították, hogy ha felhagyunk a hasznosítással, a növény fajszám negyedére lecsökkent. Tóth et al. (2002) megállapították, hogy az agyagos talajadottságú ősgyepen a zéró hasznosításhoz képest a legeltetési hasznosítás sokkal kedvezőbb fajszámot eredményezett.

Nagy (2001) szerint hasznosítás nélkül az elvénülő anyaszéna nemezt képez, ami akadályozza a gyepalkotók életfeltételeit és visszatartja a fényigényes fajokat, pl. a herefélét. Ugyanakkor terjednek a gazdaságilag értéktelen növények, mint például a tarackbúza (*Elymus repens*), s a magasabb termetű gyomok magot tudnak érlelni pl. vadmurok (*Daucus carota*), mezei katáng (*Cichorium intybus*). Ráadásul a fészkelő székicsér (*Glareola pratincola*), a

mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) állománya visszaszorul az alulhasznosított gyepeken (Molnár és Csízi, 2015). A növényvilág sokféleségének csökkenése (Bartha et al., 2014) maga után vonja az állatvilág elszegényesedését is (Barcsák et al., 1978), továbbá elszaporodnak az invazív fajok, amely a természetes állapot darabokra hullását okozza (Ferrer és Broca, 1999).

Baskay-Tóth (1962) közli, hogy őseink találtak megoldást az avaros gyepekre, ugyanis tavasszal itt kezdték a legeltetést, hogy a zsenge tavaszi fűnövedék ne okozzon hasmenést az állatoknak. A kaszálóként használt avaros gyepet tél végén ún. „gyorstűzzel” leégették, és általában jó kaszálót nyertek.

#### 2.4.3. A zombékosodás jellemzői

Az alulhasznosítás egyik hátránya, hogy a vízállásos területeken, többnyire az év nagy részében a tájra jellemző zombékosodás alakulhat ki, ezáltal degradálódik a terület. Micheli et al. (2015), valamint Járdi et al. (2017) kiemelik, hogy a szolonyec szikesek elégtelen vízáteresztő képessége feltűnő felszínformációk kialakulásához vezethet. Komarek (2007), továbbá Horváth és Komarek (2016) azt hangsúlyozzák, hogy a hasznosítás formájának a változása is szerepet játszhat ebben. Ezt Török et al. (2018) is megerősítik. A XIX. században, Kerner (1858) és Pokorny (1862) részletesen foglalkozott a vízrendezések előtti felszínformációkkal, akik azt a következtetést vonták le, hogy „a zombék alföldi rónaságunk saját képződménye”. Borbás (1881; 1885) úgy fogalmazott, hogy a zombék „lapályos réteken hellyel-közzel feldomborodó hant”.

Hazánkban először, a Magyar Tudományos Akadémia megbízásából Örley (1881) írt tanulmányt a hazai földigiliszta fauna felmérése kapcsán, melyben a mocsár vagy zombékgiliszta (*Allolobophora dubiosa*) is helyet kapott. Szüts (1909, 1913) már 19 gilisztafaj és varietas leírását és elterjedési adatait közölte, köztük a zombékgiliszta hazai areáját is. Napjainkban Csuzdi (2007) is közölt adatokat az *Allolobophora* nemzetségről.

A zombékgiliszta „építő” tevékenysége, a talaj rendkívüli magas agyagtartalma, továbbá az uralkodó *Agrostio stoloniferae - Alopecuretum pratensis* (ecsetpázsitos sziki rét) asszociáció eredményeképpen létrejött zombékosok különböznek a tőzeges területeken kialakultaktól (Fáy, 1936; Hortobágyi és Simon, 2000, Molnár és Csízi, 2015; Deák 2014A; 2019). Ezek a

területeken pedig a magas növésű, egyébként jól kaszálható szálfüvek dominálnak, mint például az *Alopecurus sp.*, a *Beckmannia sp.*, valamint az *Agrostis sp.* (Molnár, 2011).

Máté et al. (2014) szerint a zombékos foltokkal rendelkező rétek növelik a finomléptékű talajtani és vízrajzi sokféleséget. Molnár (2012) hortobágyi adatgyűjtése során, megerősítette a HNP világörökség kezelési tervét (HNP, 2014), ahol formakincsnek tekintik a zombékmezőket. Napjainkban a zombékosok többsége védett, Natura 2000, valamint AKG szabályozás alá esik. A zombékmező megítélése a mai napig kettős mércével történik. Természetesen ezek a zombékosok a természetvédők szerint értékesek, a gazdálkodók viszont pusztítandóknak tekintik, melyet Pánti (2017) állapított meg vizsgálata során. Keveiné (1998) és Kun (1998) megállapították, hogy géptörés nélkül nem lehet sem „szárazítani”, sem kaszálni ezeket a területeket, valamint az állatok sem legelik szívesen (Molnár, 2007; 2012), mert az ecsetpázsit szára a „pipaszurkáló” igen „szúrja a szemét”, a pásztorok szerint. A pásztorok elbeszélései alapján ezeket a területeket aszály esetén „koppanásig” lehet legeltetni a nyári aszály idején, mint ínségtakarmány forrást (Molnár, 2014). Ezen okból Baskay (1962) leírása szerint télen, ún. szél alá „gyors” tűzzel leégették a nádasok és a zombékosok területét. Ma már égetési tilalom van érvényben. Vinczeffy (1993) szerint bivaly legeltetésével lehetséges a zombékmező hasznosítása. A zombékmező elterjedhet a még hasznosított gyepék felé. (Pánti, 2017). Molnár és Csízi (2015) javasolja, hogy a zombékok terjedésének megakadályozására a zombékmező körül kaszálása jelenthet egyfajta megoldást. Bölöni et al. (2008) szerint a zombékmező vízrendezését tiltani kell, mert egyfajta „szivacsként” viselkedik, s ennek aszályos időszakban szintén nagy jelentősége lehet.

Fekete et al. (1997), továbbá Bölöni et al. (2011) a szikes rétek közé sorolták ezeket a zombékos területeket (Á-NÉR, F2 kategória). A tözeges zombékos területek kiterjedése Magyarországon 750 hektár, ebből a Tiszántúlon körülbelül 190 hektár zombékos kiterjedésű terület található (Bölöni et al., 2011). A zombékgiliszta alkotta zombékmezők kiterjedéséről nem találtam szakirodalmi adatot.

## **2.5. Javaslatok a gyep rekultivációjára**

A gyep degradációjának térbeli-időbeli változékonyságának pontos meghatározásában és a gyep helyreállításában fontos a kiváltó tényezők azonosítása (Li et al., 2012; He et al., 2015), valamint azok a kulcsfontosságú problémák, amelyeket meg kell oldani a megfelelő ökológiai

helyreállítási intézkedések érdekében (Gang et al., 2014; Zhan et al., 2017). Kelemen et al. (2010; 2016); Valkó et al. (2010) szerint napjainkban felértékelődött a gyepék rehabilitációja, mivel a gyenge adottságú szántók egy része parlaggá vált (Cramer et al., 2008; Komoly et al., 2012). Ezek a területek kiváló lehetőséget adnak az egykori gyepterületek visszaállítására (Török et al., 2011A; Uj et al., 2013), javítására (Török et al., 2010; 2011B; 2012; Valkó et al., 2016A).

A leromlott gyep növényi állományát különböző módokon (gyepjavítás, gyepfelújítás, gyeptelepítés, újratelepítés) tudjuk rendbe hozni. **Gyepjavításról** akkor van szó, ha a meglevő degradálódott gyepen a növényállományszerkezet változását új növényfajok, telepítése nélkül érjük el. A rekultiváció az elgyomosodott, leromlott gyepék termőképességének, hasznosíthatóságának felújítását jelenti. A gyep kedvezőtlen fajösszetételű növényzetét újratelepítéssel hozhatjuk helyre. **Gyeptelepítés**kor a nem gyephasznosítású területen létesítünk gyepet. **Újratelepítés**ről akkor beszélünk, ha az eredeti gyepársulás növényzetét teljesen megszüntetjük és új növényállományt hozunk létre (Nagy, 1993).

### *2.5.1. Gyepék felülvetése*

A túlhasznosítás következtében kopárosodott gyepék helyrehozásának egyik legegyszerűbb módszere, ha a „**szekunder spontán szukcesszióra**” támaszkodunk, mely akkor sikeres, ha a gyepi fajok lokális magkészlete biztosított (Ruprecht, 2006; Mészáros, 2016). Ezt a folyamatot Deák és Kapocsi (2010) következtetése szerint elősegíthetjük szárzúzással, kaszálással (Kelemen et al., 2014). Ennek ellenére, ha mindössze a spontán természetes folyamatokra támaszkodunk a gyepesítés során, akkor gyakran lassú vagy sikertelen a folyamat a megfelelő magkészlet hiánya miatt Tóth és Hüse (2014) szerint. Az addigi fokozott agrárművelés hozadéka a helyi természetes magkészlet mennyisége Bissel et al (2005) szerint. Bakker et al. (1997) megerősítik, hogy ezen felül a flóraállomány sokszínűsége is mérséklődik, ezért az ilyen helyzetekben kerül szóba a különböző magkeverékek használata (Hölzel és Otte, 2003; Deák et al., 2008). A magkeverék összeállítása történhet előre összeállított vetőmagkeverékkel, vagy természetből összegyűjtött magokkal. Utóbbi hátránya, hogy a fűfajok propagulumjainak betakarítása nagyon sokrétű, mivel az eltérő érési idejük okán nem tudjuk egyszerre begyűjteni (Vida et al., 2008). Továbbá különbséget kell tenni az ún. „kevés fajú fajösszetételű” (Pywell et al., 2002; Lepš et al., 2007; Török et al., 2010; Valkó et al., 2010) és „sok fajú fajösszetételű”

magkeverék összeállítások között (Pywell et al., 2002). Előnye, mivel sok társulás alkotó fajt tudunk egyszerre telepíteni, amely következtében rövid idő alatt fagazdag gyep alakulhat ki (Jongepierová et al., 2007).

A gyep **felülvetésének** lényege, hogy a meglévő gyepállományba kiirtás nélkül ültetünk új növényeket, legegyszerűbben ún. „felülszórással” (Nagy, 1993; Szemán, 2003A; 2006A; 2006B; 2008). A felülvetés szerepe Van der Putten et al. (2000) szerint a begyepesedési folyamat élénkítésében, Walker et al (2004), valamint Zeiter et al. (2006) szerint a már meglévő gyeppek flórabővítésében jelentkezik. A felülvetéssel javítható a gyep növényállomány szerkezete, továbbá a gyep diverzitásának növelése. A felülvetéssel olyan növényeket telepíthetünk a gyepbe, melyek borítása alacsony (Vinczeff, 1993).

A gyepfelújítás egyik típusa a „**direkt vetés**”, melyhez direktvetőgépet használnak, mely során a meglévő gyepnemezbe veti el a fűmagot. Ezzel az eljárással megváltoztatják a gyep gyom-; illetve haszonnövény arányát, nem semmisítik meg az értékes növényeket (Nagy, 1993; Szemán, 2003A; 2006A; 2006B; 2008). A vetés minőségét ronthatja a meglévő gyepvegetáció, ezért az eljárás sikeressége csak alig vagy gyenge növényborítású területen lehetséges (Vinczeff, 1993). Az eljárás a gyep törés nélküli felújítását teszi lehetővé.

A gyepfeltörés nélküli felújítás gyakran sikertelen, ezért a műveletet kiegészítik **vegyszeres kezelésekkel**. A módszer lényege, hogy a régi növényzetet kiirtva a teljes területen vagy sávokban végzett sekély talajművelés által kialakított magágyba történik a vetés (Nagy és Vargyas, 1988). A módszer hátránya, hogy ki kell várnunk a gyomirtás hatási idejét.

#### 2.5.1.1. A gyep töréses újratelepítése

A gyep felújításának további módja a „**gyep töréses újratelepítése**”, amikor likvidáljuk a gyepterület növényzetét talajművelő géppark segítségével (szántással), majd vagy nyáruton, vagy rövid szántóföldi növénytermesztés után újra telepítjük (Nagy, 1993; Szemán, 2003A; 2006A; 2006B; 2008). A nyáruton történő telepítés sikeresebb öntözetlen körülmények között (Nagy és Vargyas, 1988).

A magyarországi leromlott gyeppek felújítására létrehozott debreceni gyepgazdálkodási kerettechnológia az „**altalaj lazításos felülvetés**”, melynek folyamata a következő lépésekből áll: először a meglévő gyep maradványait takarítsuk le kaszálással vagy szárzúzással, ezután

váltakozó irányú tárcsázással és gyűrűshengerezéssel műveljük „feketére” a talajt. Simítózás, műtrágyaszórás, majd altalajlazítás. Újra tárcsázás + gyűrűshengerezés. Fűmagkeverék vetése, majd a magágy lezárása gyűrűshengerrel (Nagy, 1993).

### 2.5.2. Talajáthelyezés

A következő két módszer a talaj áthelyezését helyezi a középpontba. **„Feltalaj áthelyezésekör”** a felső talajréteg 5-10 cm-ét helyezik át a gyepesítendő területre (Aldrich, 2002; Smith et al., 2003), mivel korábbi vizsgálatokból kiderült, hogy talaj magbankjának legnagyobb hányada a feltalaj felső 10-20 cm-ében található. Hátránya, hogy a referencia terület sérül.

A másik mód az, hogy **„gyeptéglát”** visznek át a célterületre, melyet könnyen regenerálódó, fajszegény terület esetén használnak (Vida et al., 2008). Mindkét áthelyezési eljárás prioritása, hogy a kialakult talajfauna is átkerül a célterületre. Hátránya, hogy mindkét módszer károsítja az őshonos gyepterületeket, ezért nem javasolják az alkalmazását. Hátránya, hogy a referencia terület sérül.

A fenti módszerek kiegészítéseként **„növényegyedek beültetését”** alkalmazhatjuk. Olyan növényfajokat ültetnek be, melyek ritkábbak, vagy a szukcesszió későbbi szakaszában jelennek meg. Ez a módszer költséges és rendkívül munkaigényes, valamint azt is figyelembe kell vennünk, hogy a beültetendő célfaj korábban jelen volt-e a területen (Walker et al., 2004).

### 2.5.3. Szénaráhordás

A „szénaráhordás” viszonylag gyakran alkalmazott eljárás a gyepterületek fenntartására és létrehozására. Az optimális kaszálás idejét nehéz meghatározni, mivel oda kell figyelni, hogy magérés után a mag ne peregjen a kaszálás során. Fontos azonban megjegyezni, hogy ez a lekaszált széna alkalmas takarmányozásra is (Deák és Kapocsi, 2010). Lényege, hogy a lekaszált fitomasszát négyzetméterenként 5-10 cm vastagságban, 1-2 kg mennyiségben terítik szét. A szénaráhordásos módszernek számos előnye van. A talajfelszínre ráhordott anyag egyenletes mikroklímát biztosít, védi a talajfelszínt a kiszáradástól, ami a csírázást segíti (Vida et al., 2008), illetve megakadályozza a gyomosodást (Bazzaz, 1979). Olcsó és széles körben

alkalmazható. Hátránya, hogy nehezen becsülhető meg a széna fajösszetétele. A talajfelszínre rétegzett anyag megszabja a későbbiekben létrejövő növényzetet, tehát kiváló minőségű, fajgazdag gyeptermésből ajánlott beszerezni a szénát hozzá. Gyengébb minőségű széna ránhordása esetén kisebb fajgazdagságú gyep alakul ki (Hölzel és Otte, 2003).

#### *2.5.4. Gyepök öntözése*

A hazai szárazságra hajló éghajlatunkon kiemelkedő jelentőségű lehet az öntözés szerepe a gyep művelési ág esetén is (Nagy és Vargyas, 1988). A gyep nagy vízigényű növénykultúra, 1 kg szárazanyag előállításához 700 liter vízre van szükség (Barcsák et al., 1978). A tél végi, kora tavaszi aszály, mely előfordulása egyre gyakoribb, nemcsak a szénahozamot sodorja veszélybe, hanem csökkentheti a takarmányozási szempontból értékesebb gyepalkotók növényállomány szerkezetben betöltött szerepét, elsősorban telepített gyepknél (Vinczeffy (1993).

#### *2.5.5. Gyepök gyomirtása*

A gyepeken a szakszerűtlen gazdálkodás következményét, a növényállomány szerkezet kedvezőtlen irányú alakulását, nagymértékű degradálódását, a gyomok mértéktelen felszaporodása is jelentheti (Baskay-Tóth, 1962). Ubrizsy (1962) megállapítása szerint a hazai legelők 70%-a, túlterhelőségükből adódoan, a 60-s évek elején, el volt gyomosodva. Nagy és Vargyas (1988) vizsgálataik alapján megállapították, hogy az aprócsenkeszes társulások magbankjában nagy mennyiségű gyomfaj szaporítóképlete található. Ha gyomirtás mellett dönt a gazdálkodó, a gyomirtási módot meghatározza a gyepes termőhely ökológiai besorolása. Ahol környezetvédelmi keretek közé van szorítva a mozgástér, a mechanikai gyomirtásban lehet gondolkozni, pl. a bogáncs bokrok magérésük előtti irtásában állandó legelőterületen (Molnár és Csízi, 2015). A vegyszeres gyomirtásra akkor kényszerülhet a gyep használója, ha a nehezen irtható gyomfajoktól kell megszabadítani a területet (Barcsák et al., 1978). Napjainkban a kemikáliák használata természetesen csak környezetvédelmi oltalom alatt nem álló helyeken lehetséges.

### 2.5.6. Gyepék trágyázása

A gyepék trágyázásának is szerepe lehet a gyepársulások növény szerkezetének javításában, a gyep talajok túlnyomó többségére jellemző tápanyag szegénység miatt (Vinczeffy, 1993). Műtrágyázás során Szemán (2006B) megállapította a felhasználható tápanyag mennyiség arányát: „N: P: K=1:0,4:0,4”. Vinczeffy (1974) egy tonna széna előállításához száraz gyepen 45 kg/t széna nitrogént, 9 kg/t széna foszfort, valamint 18 kg/t széna káliumot javasol. Barcsák és Prieger (1976) 100kg zöldfü terméstöblet előállításához 1 kg nitrogént, 0,38 kg foszfort, 0,45 kg káliumot tanácsol hektáronként. Az előbb említett irányszámok sarokpontjai voltak a szakszerű, a gyep termőképességét fenntartó technológiáknak. Az ökotérségeken, ha engedélyezik, a helyben keletkezett szerves trágya alkalmazása lehetne a megoldás. A 82/2002. (IX. 4.) FVM-KvVM együttes rendelet meghatározza a kijuttatható nitrogén hatóanyag-tartalom mennyiségét (170 kg N/ha/év). Szilárd trágyázás, valamint hígtrágyázás típusokra osztható a szerves trágyázás. Szemán (2006B) szerint ugyanakkor a szilárd szerves trágya felhasználása a hazai gyepekre nem jellemző. A hígtrágya, abban az esetben, ha a közelben rendelkezésre áll, használata alkalmas lehet, melynek tápanyag tartalmát „N: 1,2 kg/m<sup>3</sup> P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>: 0,4 kg/m<sup>3</sup>, K<sub>2</sub>O: 2,3 kg/m<sup>3</sup>” arányával határozták meg. Gazdaságossági szempontból 20 t/ha szilárd szerves trágya adag kijuttatását javasolják a magyar gyepekre (Csízi és Monori 2007; 2008; 2009), mellyel hatékonyan növelhető a szikes gyepék feltalajának növények részére átadható tápanyagtartalma. Kovács et al. (2013) túlérett juhtrágyával végzett tápanyag visszapótlási vizsgálataikban a pillangós növények felszaporodását tapasztalták.

### 2.5.7. Gyepék legeltetése

A legeltetés, mint gyephasznosítási mód nemcsak előidézheti szakszerűtlen használat esetén a gyep degradációt, hanem akár vissza is fordíthatja, odafigyeléssel végezve. A növényevők legeltetése a vegetáció térbeli mintázatában és szerkezetében (Meers et al., 2008), illetve a gyep sokszínűségében jelentős változásokat okozhatnak (Pykälä et al., 2005). Legeltetés során az állatok a növényfajok közötti válogatásuk, rágásuk, tiprásuk, valamint az ürülékhatás miatt megváltoztathatják a gyepársulás növényállományának összetételét, valamint a fitomassza hozamát is (Vinczeffy, 1993; Béri et al., 2004). Mivel a legelő állatok fajtól függően válogatva legelnek, így segítik elő a növényállomány mozaikszerű felépítését (Kozák, 2011; Máté et al., 2014). Az elavárosodott egyenlőtlen felszíni formációkkal tagolt (zsombék, juhásypadka stb.)

gyepeken, ahol a gépi munkák nem megvalósíthatók, jelentősen segíthet a legeltetés. „A fertőket koppanásig kell legeltetni” tartja a pásztormondás. Jones et al. (2000) szerint az optimális pillangós virágú gyepalkotó és pázsitfű arány kialakításában a legeltetés megtervezésének is szerepe van. Bullock és Pakeman (1996) tanulmányukban összegzik, hogy a legeltetés kedvez a fajokban gazdag flóra kialakulásának (Molnár, 1992), az adott időben emelkedik a pázsitfűvek borítási aránya. A legeltetés különböző intenzitása, a zéró legeltetéstől a túllegeltetésig bizonyos gyepalkotók borítási arányát alapvetően megváltoztatja (Schuman et al., 1999). A legeltetés elhagyása csökkentheti a diverzitást Szombati és Tasi (2007) szerint.

#### 2.5.8. Gyeppek kaszálása

A gyepfelújítások másik oldala, mikor az alulhasznosítás miatt degradálódott gyepen kell megszüntetni a hasznosítást akadályozó felhalmozódott fitomasszát. A felhagyott gyeppek helyreállításában a kaszálás visszaállítása a legtriviálisabb megoldás (Nagy, 1993; Szemán, 2003A; 2006A; 2006B; 2008; Stampfli és Zeiter, 1999; Deák és Tóthmérész, 2007). A fitomassza elhordását számos esetben alkalmazzák gyepesítési beavatkozások kiegészítéseként a diverzitás visszaállítása és megőrzése mellett, hogy a gyepesítés kezdeti fázisában megjelenő gyomokat visszaszorítsák (Török et al., 2008; 2011C). A kaszálás lassítja a cserjésedést, illetve beerdősülést (Huhta et al., 2001).

#### 2.5.9. Gyeppek szakszerű ápolása

A gyep megfelelő ápolásával kedvezőbbé tehető a gyep talaj vízháztartási, valamint levegő viszonyai, s ezáltal segíthetjük a növényállomány kedvező összetételének fenntartását. (Szabó, 1973).

A gyeppek **fogasolása** révén el lehet egyengetni a vakondtúrásokat, melyeken társulásidegen, pl. ruderalis gyomok jelenhetnek meg, növelve az asszociáció degradációs fokát. rontva a gyep takarmányértékét. A fogasolásnak szerepe lehet a gyep elszáradt növényrészeinek az eltávolításában. A gyep fogasolását a vegetációs időszakon kívül végezzük el (Barcsák et al, 1978).

A gyepek szellőztetésére **késes hengert** is javasolható. Az eszköz segítségével javíthatjuk a talaj vízháztartását, továbbá akár magágyat készíthetünk elő a gyepek felülvetéséhez (Szabó, 1973).

Az **altalaj lazító** használatával mélyebb talajrétegek szintjén is javíthatjuk a gyepterület talajának vízháztartását, továbbá a talaj levegőztetését (Barcsák et al., 1978).

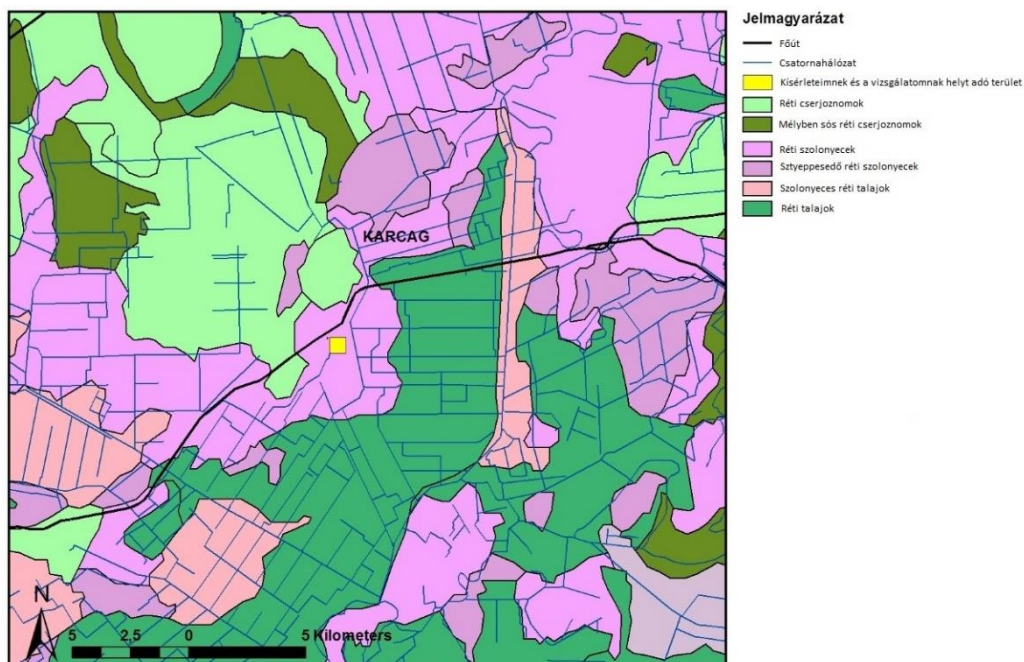
A zombékok egyengetését késes **rétgyaluval** végezték, míg lehetett. Ma természetvédelmi szempontból kifejezetten tiltott a használata (Molnár és Csízi, 2015).

A felhalmozódott fitomassza megsemmisítésére a legősibb módszer az **elégetés**. A tüzek világszerte mintegy 80% -a minden évben gyepterületen fordul elő, ami a gyepterület növénydinamikájában drasztikus folyamatot eredményez (Leys et al., 2018). Az égetést rendszeresen alkalmazták hazánkban is a legelők javítására (Deák et al., 2012; 2014B), mivel az égetés hatására megnőtt a legelőkön a növények biodiverzitása (Valkó et al., 2016B). A természetes füves területeken időnként a megvastagodott avar random módon is, pl. villámcsapás által meggyulladhat és számottevő nagyságú gyepterületek éghetnek le (Kozák, 2011). A szándékos gyújtogatással vagy emberi figyelmetlenségből keletkező tüzek kardinális kiterjedésű gyepterületeket érintenek, ami komoly, egészségügyi, természetvédelmi vagyoni védelmi problémákat jelent Kelet- és Dél-Európában (Young et al., 2004; Deák et al., 2012). Magyarországon csak korlátozott égetést szabad végrehajtani, melyet több rendelet is szabályoz: 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről; 306/2010. (XII. 23.) Korm. rendelet a levegő védelméről; továbbá az 50/2008. (IV. 24.) FVM rendelet „A Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot” előírásairól. Bár napjainkban az égetés megítélése nem egyértelmű, fontos szerepe lehetne egyes elhanyagolt, alulhasznosított területek megújulásában (Molnár és Csízi, 2015).

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1. A kutatómunkának helyt adó terület ismertetése

Dövényi (2010) meghatározása szerint Karcag a Közép-Tisza-vidéken, a Szolnok-Túri kistáj keleti részén fekszik, melynek földrajzi koordinátái: É 47°23' K 20°56'. A területet erős kontinentális klíma jellemzi. Jellemző a szikes szolonyec talajára a nátriumsók felhalmozódása. A környéken a legjellegzetesebb vegetáció típus a szikes (Hortobágyi és Simon, 2000). Dövényi (2010) kifejti, hogy a tájegységben előforduló talajtípusok közül a legjelentősebb a szikes talajok részaránya (30%), melyből 9%-ot foglal el a réti szolonyec, 8%-ot a sztyeppesedő réti szolonyec és 13%-ot a szolonyec rétitalaj. Kísérleteim is ilyen típusú talajokon lettek beállítva. A Karcag környéki területeket jól jellemzi a talaj mozaikossága (Kovács et al., 2013; 1. ábra). Az évi középhőmérséklet 10,2-10,4 °C között változik, a napsütéses órák száma 1970 és 2020 óra. Az évi csapadékösszeg 490-510 mm között ingadozik, vagyis Dövényi (2010) szerint ezért az ország egyik legszárazabb vidéke ez a terület.



1. ábra Karcag és térségének talajtípusai (Forrás: saját szerkesztés Kovács et al., 2013 alapján)

### 3.1.1. A helyszínek klimatikus adottságai

A vizsgálatomban az évjáratok jellegének jellemzéséhez a DE AKIT KKI (továbbiakban Karcagi Kutatóintézet) Meteorológiai Mérőállomás hőmérsékleti és csapadékadatait alkalmaztam, melyeket a 1-2. táblázatban ismertetek.

**1. táblázat:** A vizsgált időszakban (2017-2020) mért csapadékmennyiség (Karcag)

Csapadékmennyiség (mm)	2017	2018	2019	2020
I	24,80	28,10	31,20	19,80
II	23,90	66,50	6,20	40,20
III	21,30	79,70	8,80	34,40
IV	45,70	13,70	47,30	9,80
V	30,30	44,90	116,70	17,80
VI	42,90	55,00	65,50	118,40
VII	57,40	57,30	59,50	139,30
VIII	32,20	72,20	14,60	73,30
IX	96,10	23,50	40,60	31,70
X	32,70	13,40	8,40	111,20
XI	39,10	52,70	72,20	13,80
XII	81,00	50,80	34,10	38,80
Éves	<b>527,50</b>	<b>557,80</b>	<b>505,10</b>	<b>648,50</b>

**2. táblázat:** A vizsgált időszakban (2017-2020) mért átlaghőmérsékleti adatok (Karcag)

Átlaghőmérséklet (°C)	2017	2018	2019	2020
I	-6,90	2,20	-1,00	-1,30
II	2,10	0,20	3,70	4,70
III	8,80	3,20	9,00	6,60
IV	10,60	16,10	12,90	11,50
V	17,00	19,80	14,60	14,50
VI	21,70	21,20	23,10	20,30
VII	22,30	22,50	21,80	21,50
VIII	23,40	24,00	23,80	23,00
IX	16,10	18,30	17,20	18,40
X	11,20	13,70	12,90	12,10
XI	5,50	7,10	9,10	5,00
XII	2,40	0,80	3,10	3,80
Éves	<b>11,20</b>	<b>12,50</b>	<b>13,30</b>	<b>11,70</b>

Az 1. táblázatból megállapítható, hogy a 2019 volt a legcsapadék szegényebb év, sőt az átlaghőmérséklet is magasabb volt, mint a többi évjáraté. 2020 volt a legcsapadékosabb (648,50

mm) év. Ebben az évben mértem a kísérleti időszakban a legcsapadékosabb hónapot is (május: 139,30 mm).

Vinczeffy (1993) kutatómunkái nyomán meghatározta az évek jellegét, megállapította, hogy a klímaindex optimuma 0,200-0,250 mm/°C (0,05 mm/°C –sivatagi, 0,075 mm/°C –félsivatagi, 0,1 mm/°C –aszályos, 0,125 mm/°C –száraz, 0,15 mm/°C –kissé száraz, 0,175 mm/°C –közepes, 0,2 mm/°C –üde, 0,225 mm/°C –optimális, 0,25 mm/°C –kissé esős, 0,3 mm/°C –esős, 0,3 mm/°C fölött –nagyon esős). A hónapok szerinti klímaindexet az ő számításai alapján végeztem el, majd az általa megadott kategóriákba soroltam be a hónapok jellegét (*Melléklet 13. táblázat*). Az alábbi képlet segítségével határoztam meg a hónapok klímaindexét:

$$\text{Klímaindex (mm/°C)} = \frac{\text{Havi csapadékösszeg (mm)}}{(\text{Havi átlaghőmérséklet (°C)} \times \text{Hónap napjainak száma})}$$

A kísérleti időszak alatti éves klímaindex eredményeit a 3. táblázat mutatja:

**3. táblázat:** Az éves klímaindex értéke és jellegei 2017-2020 között (Karcag)

Év	Évi átlaghőmérséklet (°C)	Évi csapadékösszeg (mm)	Klímaindex (mm/°C)	Az év jellege
<b>2017</b>	11,20	527,50	0,129	Száraz
<b>2018</b>	12,50	557,80	0,122	Száraz
<b>2019</b>	13,30	505,10	0,104	Aszályos
<b>2020</b>	11,70	648,50	0,152	Kissé száraz

A havi klímaindex kiszámítása alapján pontosabb képet kaptam a kísérleti évek jellegéről, melyben azt tapasztaltam, hogy a kísérleti évek nagyon változatos havi klímaindexet mutattak.

### 3.1.2. A helyszínek növény-és talajföldrajzi leírása

Két különböző kísérletet és egy vizsgálatot állítottam be a termőhelyi viszonyokat jól reprezentálható helyszínen, a Karcagi Kutatóintézet gyepterületén: egy túllegeltetett területen, egy alulhasznosított területen és egy zsombékos területen. A területekre vonatkozó meteorológiai adatokat az 1.-és 2. táblázat tartalmazza. A területek tengerszint feletti magassága 82-83 m között mérhető. Mindhárom kísérlet területének talajtípusa réti szolonyec talaj.

A vizsgált kísérleti területek és a vizsgálat a Pannóniai flóratartományba, az Alföld flóraidékének a Tiszántúli flórajárásába tartoznak. (Hortobágyi és Simon, 2000). A túllegeltetett gyepek kísérlet a cickafarkos-füves szikes puszta (*Achilleo-Festuceteum pseudovinae*) és az ürmös-füves szikes puszta (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*) átmeneti gyepek asszociációba, míg alulhasznosított gyepek kísérlet és a zsombék vizsgálat az ecsetpázsitos sziki rét (*Agrosti-Alopecuretum pratensis*) gyepek asszociációba sorolható. A vizsgált területek a Natura 2000 hálózathoz tartoznak (ŠeffEROVÁ StanOVÁ et al., 2008, BÉRI et al., 2011), valamint a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Programban is több turnusban részt vettek.

A túllegeltetett, valamint alulhasznosított gyepek kísérlet területéről általános talajmintát vettem 0-10 cm-es mélységben (2017. május 31.). Mivel csak természetes úton kialakult ún. ösgyepeken végeztem a kutatómunkámat, ráadásul sekély termőrétegű szolonyec talajokon, VinczeFFY (1993) szerint az ilyen termőhelyeken a gyepek gyökérzet túlnyomó része a talaj felső 10 cm-ben található, ezért vettem csak ebből a rétegből talajmintákat. A Karcagi Kutatóintézet akkreditált laboratóriumában végezték el a bővített talajvizsgálatokat a leadott mintáimból. A 2017-es vizsgálat során egy általános talajmintát (Mintaátvételi átvételi bizonylat szám: T-83/17; T-25/18). A bővített talajvizsgálat során 14 tulajdonságot vizsgáltak, melyet a 4. táblázat foglal össze. A talajvizsgálati eredményeket Szakál et al. (2006) talajminőség laboratóriumi vizsgálati eredmények osztályozásának leírása alapján értelmeztem. A zsombékok felső, illetve alsó részéből talajmintákat vettem 10 cm-es mélységben (1 felsőrész zsombék (A) + 1 alsórész zsombék (B)), mivel a zsombék alsó részéről szinte eltűnt az „A” szint az erózió hatására, a zsombék felső részén pedig kifejezett humuszosodást tapasztaltam, valamint buja növényzetet. A talajmintavétel időpontja azért esett a tél végére (2019. február 19.), mivel a téli csapadékok ekkor szüntek meg, továbbá a növényzet nem indult el a zsombékokon, amik akadályozták volna a talajmintavételt. A talajvizsgálati eredményeket Szakál et al. (2006) talajminőség

laboratóriumi vizsgálati eredmények osztályozásának leírása alapján értelmeztem, mivel nem találtam az irodalomban sztenderdeket (mintaátvételi bizonylat szám: T-16/19). A kutatómunkám megkezdése előtti időszakból, a vizsgált helyszínekről talajvizsgálati eredmények nem álltak rendelkezésemre.

**4. táblázat:** A Debreceni Egyetem, Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság Karcagi Kutatóintézetben végzett talajvizsgálat tulajdonságai szabványszám alapján

Megnevezés	Vizsgálati eljárás	Mérőműszer	Kiterjesztett mérési bizonytalanság
pH-érték (KCl)	MSZ-08-0206:1978 2.1. szakasz	WTW inoLab Gysz.:00420018	± 5%
Arany-féle kötöttségi szám	MSZ-08-0205:1978 5.1. szakasz		± 10%
Vízben oldható összes sótartalom	MSZ-08-0206:1978 2.4. szakasz	WTW inoLab Gysz.:03350002	± 10%
Szénsavas mész	MSZ-08-0206:1978 2.2. szakasz		± 10%
Humusz-tartalom	MSZ-08-0210:1977 2.2. szakasz		± 10 %
(nitrát+nitrit) -N (1 mol/dm <sup>3</sup> KCl-oldható)	LABTK 12a:2004	Zeiss Spekol 1100 Gy.sz.:0308	± 5%
Foszfor-pentoxid (AL-oldható)	MSZ 20135:1999 5.4.2 szakasz	Zeiss Spekol 1100 Gy.sz.:0308	± 10%
Kálium-oxid (AL-oldható)	MSZ 20135:1999 5.3 szakasz	Varian SpectrAA10 Gy.sz.:811-12-36	± 10%
Nátrium (AL-oldható)	MSZ 20135:1999 5.3 szakasz	Varian SpectrAA10 Gy.sz.:811-12-36	± 10%
Magnézium (1 mol/dm <sup>3</sup> KCl-oldható)	MSZ 20135:1999 5.2. szakasz	Varian SpectrAA10 Gy.sz.:811-12-36	± 10%
Szulfát-kén (1 mol/dm <sup>3</sup> KCl-oldható)	LABTK18:2010	Zeiss Spekol 1100 Gy.sz.:0308	± 5%
Cink (KCl-EDTA oldható)	MSZ 20135:1999 5.2. szakasz	Varian SpectrAA220FS Gy.sz. EC 02075801	± 10%
Réz (KCl-EDTA oldható)	MSZ 20135:1999, 4.2.3, 5.2. szakasz	Varian SpectrAA220FS Gy.sz. EC 02075801	± 10%
Mangán (KCl-EDTA oldható)	MSZ 20135:1999 5.2. szakasz	Varian SpectrAA220FS Gy.sz. EC 02075801	± 10%

A kísérlet beállításakor a gyökérszónából vett (0-10 cm-es mélységben) általános talajminta eredményeit a 5. táblázat tartalmazza:

**5. táblázat:** A kísérletek általános talajvizsgálati eredményei (Karcag, 2017)

	<b>Túllegeltetett gyepkísérlet</b>	<b>Alulhasznosított gyepkísérlet</b>	<b>Zsombék felső rész</b>	<b>Zsombék alsó rész</b>
<b>pH-érték</b>	5,10	4,61	4,40	4,60
<b>Arany-féle kötöttségi szám</b>	43,00	56,08	72,00	46,90
<b>Vízben oldható összes sótartalom (m/m%)</b>	0,02	0,03	0,02	0,02
<b>Szénsavas mész (m/m%)</b>	0,05	0,05	0,05	0,05
<b>Humusz (m/m%)</b>	3,80	5,74	6,80	2,60
<b>(nitrát+nitrit) -N (mg/kg)</b>	3,00	2,90	5,50	2,30
<b>Foszfor-pentoxid (mg/kg)</b>	46,00	202,17	200,00	149,00
<b>Kálium-oxid (mg/kg)</b>	253,00	577,00	611,10	546,60
<b>Nátrium (mg/kg)</b>	656,00	233,17	448,80	324,30
<b>Magnézium (mg/kg)</b>	416,00	538,92	524,30	532,00
<b>Szulfát-kén (mg/kg)</b>	8,90	21,75	32,40	7,90
<b>Cink (mg/kg)</b>	2,60	5,96	6,50	3,20
<b>Réz (mg/kg)</b>	10,00	11,00	11,30	12,80
<b>Mangán (mg/kg)</b>	280,00	215,50	211,00	502,00

A túllegeltetett gyepkísérlet talajvizsgálati eredmények elemzésekor megállapítottam, hogy a kémhatás értéke miatt a savanyú talajok közé tartoznak. Az Arany-féle kötöttség azt mutatja, hogy ezek a talajok agyagos vályog talajok közé sorolhatók. A vízben oldható összes sótartalmuk kicsi, míg a szénsavas mésztartalmuk rendkívül alacsony. A humusztartalom alapján az igen jó kategóriába tudjuk sorolni. A foszfor-pentoxid -és káliumtartalom szint alapján a gyenge és közepes sávokba tartoznak. A rendkívül magas nátrium szint szikesedést jelez. A magnézium-és a cinktartalom jónak mondható. A talaj réz-és mangántartalma kielégítő.

Az alulhasznosított gyepkísérlet talajvizsgálati eredmények elemzésekor megállapítottam, hogy a kémhatás értéke miatt a savanyú talajok közé tartoznak. Az Arany-féle kötöttség azt mutatja, hogy ezek a talajok agyagos talajok közé sorolhatók. A vízben oldható összes sótartalmuk kicsi, míg a szénsavas mésztartalmuk rendkívül alacsony. A humusztartalom alapján az igen jó kategóriába tudjuk sorolni. A foszfor-pentoxid -és káliumtartalom szint

alapján az igen jó sávokba tartoznak. A rendkívül magas nátrium szint szikesevést jelez. A magnézium-és a cinktartalom jónak mondható. A talaj réz-és mangántartalma kielégítő.

A zombékos vizsgálat felső részéből vett talajvizsgálati eredmények elemzésekor megállapítottam, hogy a kémhatás értéke miatt az erősen savanyú talajok közé tartoznak. Az Arany-féle kötöttség azt mutatja, hogy ezek a talajok a nehéz agyagos talajok közé sorolhatók. A vízben oldható összes sótartalmuk kicsi, míg a szénsavas mésztartalmuk rendkívül alacsony. A humusztartalom alapján az igen jó kategóriába tudjuk sorolni. A foszfor-pentoxid -és káliumtartalom szint alapján az igen jó sávokba tartoznak. A rendkívül magas nátrium szint szikesevést jelez. A magnézium-és a cinktartalom jónak mondható. A talaj réz-és mangántartalma kielégítő.

A zombékos vizsgálat alsó részéből vett talajvizsgálati eredmények elemzésekor megállapítottam, hogy a kémhatás értéke miatt a savanyú talajok közé tartoznak. Az Arany-féle kötöttség azt mutatja, hogy ezek a talajok az agyagos vályog talajok közé sorolhatók. A vízben oldható összes sótartalmuk kicsi, míg a szénsavas mésztartalmuk rendkívül alacsony. A humusztartalom alapján a közepes kategóriába tudjuk sorolni. A foszfor-pentoxid -és káliumtartalom szint alapján az igen jó sávokba tartoznak. A rendkívül magas nátrium szint szikesevést jelez. A magnézium-és a cinktartalom jónak mondható. A talaj réz-és mangántartalma kielégítő.

### **3.2. A kísérletek, valamint a vizsgálat bemutatása**

#### *3.2.1. Túllegeltetett gyep rekultivációs lehetőségeinek feltárása*

##### 3.2.1.1. A kísérlet ismertetése, vázrajza

A kijelölt gyepterület a Karcagi Kutatóintézet használata alá tartozik, mely a 01712/1 helyrajzi számon található meg (2. ábra). A már 3 éve, 25 juh/ ha állatsűrűséggel erősen túllegeltetett terület (2014-ben készült el ezen a gyepen a fix legelőkert, s mivel közvetlenül a hodály mellett található, igen kihasznált kényszerűségből) kísérletem beállításához szükséges részéről, 2017 tavaszán kizártuk a juhok legeltetését, akáckarókra feszített vadhálóval, áttörésbiztosan. A kísérlet beállításához 9 parcellát jelöltem ki három ismétlésben, melyek 4×5

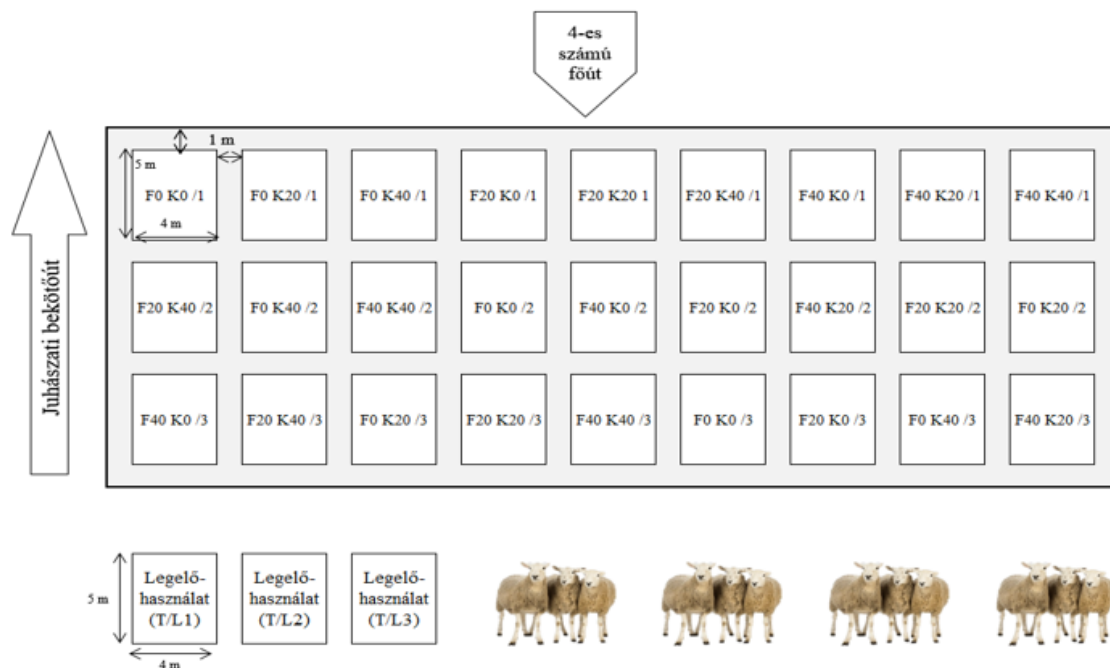
méteresek (20m<sup>2</sup>), közöttük 0,5 m-es közlekedő utakkal (3. ábra). A legelő állatok elől elkerített terület, valamint a továbbra is túllegeltetett terület azonos talajadottsági feltételekkel, azonos mikrodomborzati viszonyokkal, továbbá azonos növényállományszerkezettel rendelkeztek.

A kísérlet tavasszal lett beállítva, mivel keresztfélévben kezdtem meg a képzést (2017 február 1.), és az új képzési rendszer szigorú szabályai miatt már az első félév végén a kutatómunkám első eredményeit be kellett mutatni.

A kezelések megjelölésénél az F az angolperje fűmag felülszórását (0; 20; 40 kg/ha normával), a K a juhtrágya alapú Terrasol biokomposzttal (Engedély száma: 02.5/48/7/2008) végzett tápanyag visszapótlást (0; 20; 40 t/ha adagok) jelentik. A T/L1-3 jelölésű kezelések a juhok által továbbra is túllegeltetett (25 juh/ha) kezelés parcellái.



**2. ábra** A túllegeltetett gyepkísérlet látképe (Forrás: Saját fénykép)



**3. ábra** A túllegeltetett területen beállított kísérleti elrendezése 2017-2020 között (Karcag)  
(Saját szerkesztés)

### 3.2.1.2. A kísérlet során alkalmazott vizsgálati módszerek

A túllegelt terület parcelláit felülszórtam Karcagi angolperjével 0 kg/ha (0 g/parcella), 20 kg/ha (40 g/parcella), illetve 40 kg/ha (80 g/parcella) dózisban egy alkalommal a kísérlet legelején 2017. március 9-én. A felületvetési technológia a következő volt: a fűmagot szétszórtam a parcellákban, majd meggerblyéztem a területet, végül simahengerrel lezártam a biokomposzt kiszórása után. A parcellák kis mérete miatt nem volt lehetőségem gépi munkákra.

A *Karcagi angolperje* a Karcagi Kutatóintézet által 1967-ben nemesített fajta. Zárt állománya lassabban fejlődik, és később virágozik, mint a vadon előforduló angolperjék. Igen jól bokrosodik, a legeltetést, tiprást jól tűri, kaszálás után jól sarjad, sarjúja kiváló minőségű (Lazányi és Ábrahám, 2010). Örökölte a vadon élő *Lolium* fajok vitalitását, melyek erősen kötött, szikes jellegű, rossz vízgazdálkodású talajokon is megélnek (Fáy, 1936).

A túllegeltetett terület parcelláira 0 t/ha (0 kg/parcella), 20 t/ha (40 kg/parcella) illetve 40 t/ha (80 kg/parcella) dózisban juttattam ki egy alkalommal a kísérlet legelején 2017. március 9-én „Terrasol” márkájú, mélyalmos juhtrágyából készített bio besorolású komposztot, mely a

Debreceni Egyetem szabadalmát képezi. A komposztadagokat a Natura 2000-es gyepek 82/2002/IX 04-ei rendelet -FVM KvVM meghatározása szerint egyenletesen juttattam ki (maximum 170 kg/ha nitrogén hatóanyagot lehet kijuttatni). A törvényben meghatározott kijuttatott nitrogén hatóanyagot nem léptem túl: 84 kg/ha, valamint 168 kg/ha nitrogén hatóanyagot szórtam ki. A *Terrasol* komposzt természetes úton előállított, tápanyagokban gazdag termék, amelyet mélyalmos juhtrágyából (Karcag és környékéről származó mélyalmos trágya 96 m/m%), mádi zeolitből (2 m/m%), és nyersfoszfátból (2 m/m%) állítanak elő. A termék barna színű, aprómorzás szerkezetű, szagtalan, patogén baktériumoktól, gyommagvaktól mentes anyag (6. táblázat), engedély száma: 02.5/48/7/2008.

**6. táblázat:** A Terrasol komposzt ásványi anyag értékei

<b>Ásványi anyag-tartalom szárazanyag tartalomra vonatkoztatva</b>	
N (m/m%)	≥ 2,50
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (m/m%)	≥ 1,90
K <sub>2</sub> O (m/m%)	≥ 5,00
Ca (m/m%)	≥ 1,80
Mg (m/m%)	≥ 0,70
As (mg/kg)	≤ 10,00
Cd (mg/kg)	≤ 2,00
Co (mg/kg)	≤ 50,00
Cr (mg/kg)	≤ 100,00
Cu (mg/kg)	≤ 100,00
Hg (mg/kg)	≤ 1,00
Ni (mg/kg)	≤ 50,00
Pb (mg/kg)	≤ 100,00
Se (mg/kg)	≤ 5,00

A növényállomány cönológiai felvételezését a Balázs-féle kvadrát módszerrel végeztem (Balázs, 1949), ahol az adott növényfaj által lefedett gyepterület nagyságát a Balázs-féle dominanciaérték ( $D_B$ ) jelzi. A  $D_B$  értéket nem a hagyományos 2×2 méteres kvadrát nagyságára vonatkozóan, hanem az egész parcellára adtam meg. A parcellát képzeletben felosztottam 32 egységre, és a növények felvételezésekor meghatároztam, hogy a terület hány 32-ed részét

borítja az adott növényfaj. A nagyon kicsi borítási értéket elérő fajokat + jellel jelöltem ( $D_B=0.5$ ), mely 1,5625% borításnak felel meg. A Balázs-féle dominancia érték összege maximális összege 32 lehet ( $D_{Bmax}= 32$ ; 100%). A borítási értékek kiszámításához az alábbi képletet használtam:

$$\text{Borítási \%} = \frac{D_B \times 100}{D_{Bmax}}$$

A növénycönológiai felvételezések a következő időpontokban történtek: 2017. május 31.; 2018. május 23.; 2019. május 22. és 2020. május 21.

A növényfajok nevének besorolása Király (2009) alapján történt. Az értekezésben a növények tudományos nevét használtam.

A felvételezett növényfajok gazdasági besorolását Barcsák (2004) útmutatása alapján készítettem el. A növényfajokat a pázsitfűfélék, a pillangósok, a feltételes gyomok, feltétlen gyomok, illetve a fák-és cserjék csoportba soroltam, melyhez figyelembe vettem a juhok legelési szokásait is. A *Bromus hordeaceus* és a *Hordeum murinum* fajokat a feltétlen gyomok közé soroltam, mivel ezek a növényfajok gazdaságilag hasznosíthatatlanok (Almádi et al., 2013). Az *Aremisia absinthium* szintén a feltétlen gyomok közé került, mivel Benyovszky és Penksza (2004) szerint mérgező növény. A borítatlan területet is külön jeleztem, melynek felsorolását mindig az utolsó helyen tüntettem fel.

A cönológiai felvételezés után mindegyik növényfajt ökológiai állapotának megfelelően a Borhidi-féle (1993) Szociális Magatartási Típusok (SBT) kategóriákba soroltam: *Specialisták* (jelölése: S, értéke: +6): A termőterület változásait jelző karakterfajok. Hiányuk a termőhely diszturbációját, újbóli megjelenésük a termőhely rehabilitációját jelzik. *Kompetitorok* (jelölése: C, értéke: +5): Természetes növénytársulások domináns fajai, melyek a társulás stabilitását jelzik. *Generalisták* (jelölése: G, értéke: +4): Természetes növénytársulások széles ökológiai tűrésű fajai, melyek fontos szerepet játszanak a társulás stabilitásában és a diverzitás fenntartásában. *Természetes pionírok* (jelölése: NP, értéke: +3): Fontos szerepet töltenek be a társulás regenerációjában vagy rehabilitációjában. *Zavarástűrő növényfajok* (jelölése: DT, értéke: +2): Meginduló szekunder szukcesszió pionír elemei. *Természetes gyomfajok* (jelölése: W, értéke: +1): Tartós antropogén behatású terület növényei. *Meghonosodott idegen fajok* (jelölése: I, értéke: -1): Tájidegen flóraelemek, melyek azt mutatják, hogy a terület tartósan gazdasági célokra van/volt használva. *Jövevény fajok* (jelölése: A, értéke: -1): Táj-és flóra

idegen növények, mely az antropogén tevékenység következtében került be a flórába. *Ruderális kompetitorok* (jelölése: RC, értéke: -2): A természetes flóra típusképző vagy domináns gyomfajai, melyek képesek megváltoztatni a szukcesszió irányát. *Agresszív, tájidegen inváziós fajok* (jelölése: AC, értéke: -3): Táj-és flóraidegen növények, melyek képesek megváltoztatni a szukcesszió progresszív irányát, miközben tájidegen flórát hoznak létre és veszélyeztetik a társulások fennmaradását, illetve rehabilitációját.

A növénymagasság mérését hasznosítás előtt végeztem el parcellánként egy képzeletbeli átló mentén 3 ismétlésben. Minden parcellában megmértem mérőszalaggal a növények magasságát a talajfelszíntől, beleértve a virágzatot is. A kapott adatok átlagolásával megkaptam minden parcellában az aktuális fűnövedék magasságát.

A kísérletben a degradáció mértékének (degradációs fok – Df) megállapításához a Borhidi-féle SBT kategóriák alapján a degradációra utaló fajok és a természetességre utaló fajok borításának arányát vettem alapul, melyhez nem vettem figyelembe a borítatlan területek nagyságát. A természetességre utaló fajok a specialisták (S), kompetitorok (C), a generalisták (G), a természetes pionírok (NP) csoportjába tartoznak, míg a degradációra utaló fajok a zavarástűrő növények (DT), a természetes gyomfajok (W), a meghonosodott idegen fajok (I), a jövevény fajok (A), a ruderális kompetitorok (RC) és az agresszív tájidegen inváziós fajok (AC) csoportjába tartoznak. A degradációs fokot a következő képlet alapján számítottam ki:

$$\text{Degradációs fok (Df)} = \frac{\Sigma\text{DT} + \Sigma\text{W} + \Sigma\text{I} + \Sigma\text{A} + \Sigma\text{RC} + \Sigma\text{AC}}{\Sigma\text{S} + \Sigma\text{C} + \Sigma\text{G} + \Sigma\text{NP}}$$

A gyepkísérlet minden parcellájában levágtam fűkaszával a gyepet évente egy alkalommal a növények cönológiai felvételezése után a következő időpontokban: 2017. május 31.; 2018. május 23.; 2019. május 22. és 2020. május 21., melyből 250 g növényi mintát tartottam meg. Kiszáritás és darabolás után ezeket a mintákat a Karcagi Kutatóintézet akkreditált laboratóriumában vizsgálták meg szárazanyagtartalomra (MSZ-08-1783-1:1983), valamint nitrogéntartalomra (MSZ-08-1783-6:1983) (Mintaátvételi bizonylat szám: N-3/17; N-3/18; N1-/19; N1/20).

### 3.2.2. *Hasznosítási módok hatása alulhasznosított gyepon*

#### 3.2.2.1. A kísérlet ismertetése, vázrajza

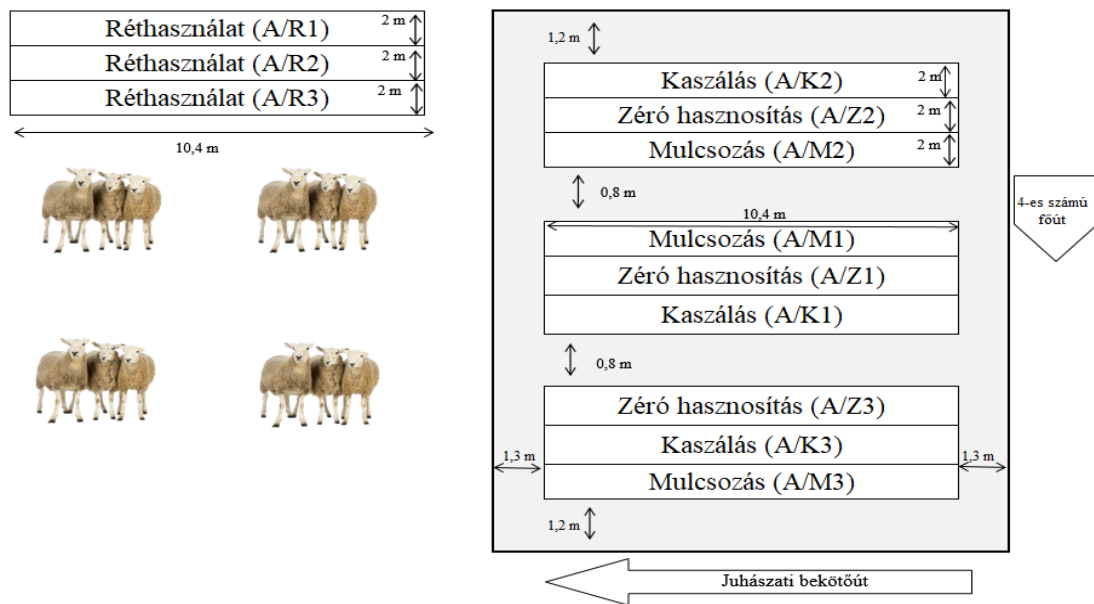
A Karcagi Kutatóintézet gyepterületén 2009-ben kísérlet beállítása történt (4. ábra), az alulhasznosított természetes gyepon végbemenő növény szerkezet változásának pontosítása céljából. A kísérlet azonos talajadottsági feltételekkel, mikrodomborzati viszonyokkal lett beállítva, ahol a kísérlet elején a terület azonos növényállomány szerkezettel rendelkezett. A terület fennmaradó részén évi egyszeri kaszálás, majd sarjűlegeltetés zajlik 500 egyedet számláló juhnyájjal ún. láb alóli pásztoroló legeltetési móddal, melyet 2009 óta folytatnak (réthasználat kezelés). Az Intézet gyepeiből 124 hektáron folyik réthasználat, tehát az állatsűrűség 4 juh/ ha. Természetesen a pásztoroló legeltetési módból adódóan, ahol a nyáj elterülve legel, ott a sarjú gyepnövedék borotválva van. A réthasználatú kezelés parcelláit csak egy kerítés választja el a többi kezeléstől. 1987-2009 között, a kísérlet beállítását megelőzően kaszálónak (évi egyszeri kaszálás) használta az Intézet a területet. 1987 előtti hasznosításról nincs adat, mivel egy helyi termelősövetkezeté volt a terület. A kutatómunkába 2017-ben kapcsolódtam be, a közölt eredmények 2017-2020 közötti időszakot ölelik fel (5. ábra). 2009-2017 között az asszisztencia elvégezte a kezeléseken szükséges beavatkozásokat, de adatfelvétel nem történt, így publikáció nem íródott.

A 2009-ben indított kísérletet 3 ismétlésben 4 kezelést állítottak be, ahol a parcella méret nettó 20,8 m<sup>2</sup> (10,4m×2m) volt:

- Zéró hasznosítású kezelés: a terület nincs hasznosítva (jelölése: A/Z);
- Mulcs kezelés: száruzás minden május 3. dekádjában. A lezúzott növényi maradvány a területen marad (jelölése: A/M);
- Kaszálás kezelés: május 3. dekádjában a fitomassza eltávolítása kaszálással (jelölése: A/K);
- Réthasználat kezelés: május 3. dekádjában fitomassza eltávolítása kaszálással, majd juhlegeltetés (4 juh/ha) augusztusban. (jelölése: A/R).



4. ábra Az alulhasznosított gyepkísérlet látképe (Forrás: Saját fénykép)



5. ábra Az alulhasznosított területen beállított kísérlet parcellái (Karcag, 2017-2020) (Saját szerkesztés)

### 3.2.2.2. A kísérlet során alkalmazott vizsgálati módszerek

A növények felvételezésére Balázs-féle kvadrát módszert alkalmaztam. A 2017. évi bekapcsolódásom előtt növénycönológiai felvételezés sajnos nem történt. A növények csoportosítására a Barcsák-féle csoportosítás szempontjából került sor, valamint a Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusokba soroltam a felvételezett növényeket. A degradációs fokot a Borhidi-féle SBT alapján számoltam ki.

A felvételezett növényeket továbbá vízigényük és nitrogénigényük alapján a szintén a Borhidi-féle WB (vízigény) és NB (nitrogénigény) ökológiai mutatók szerint (Borhidi, 1993) csoportosítottam.

*Vízigény szerinti csoportosítás (WB):* **1.** Erősen szárazságtűrő növények, **2.** Szárazságjelző növények, **3.** Szárazágtűrő növények, **4.** Féliszáraz termőhelyek növényei, **5.** Félüde termőhelyek növényei, **6.** Üde termőhelyek növényei, **7.** Nedvességjelző növények **8.** Rövid elárasztást is eltűrő növények. **9.** Talajvízjelző növények, **10.** Változó vízállású termőhelyek növényei, **11.** Vízben úszó gyökerező vagy lebegő vízi szervezetek, **12.** Alámerült vízínövények.

Az ökológiai mutató elemzésére a következő képletet használtam:

$$WB \% = \frac{\text{összborítás} (\%)}{\text{parcellák borítása} (\%)} \times 100\%$$

*Nitrogénigény szerinti csoportosítás (NB):* **1.** Steril szélsőségesen tápanyag szegény helyek növényei. **2.** Erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei. **3.** Mérsékelten oligotróf termőhelyek növényei. **4.** Szubmezotróf termőhelyek növényei. **5.** Mezotróf termőhelyek növényei. **6.** Mérsékelten tápanyaggazdag termőhelyek növényei. **7.** Tápanyagban gazdag termőhelyek növényei. **8.** Trágyázott talajok nitrogén-jelző növényei. **9.** Túltrágyázott hipertróf termőhelyek, romtalajok növényei.

Az ökológiai mutató elemzésére a következő képletet használtam:

$$NB \% = \frac{\text{összborítás} (\%)}{\text{parcellák borítása} (\%)} \times 100\%$$

A növénymagasság mérését itt is elvégeztem. A módszerek részletes leírása a 3.2.1.2. fejezetben találhatóak meg. A parcellák növénycönológiai felvételezése, valamint kezelése (kaszálása) a következő időpontokban történtek meg: 2017. május 31.; 2018. május 23.; 2019. május 22. és 2020. május 21.

A talaj szén-dioxid-kibocsátását a Karcagi Kutatóintézetben fejlesztett keretes módszerrel vizsgáltam (Kovács, 2014). A talaj szén-dioxid-emissziójának meghatározását, a talajnedvesség, valamint a talajhőmérséklet mérését 2017-ben és 2018-ban egy-egy reprezentatív alkalommal (2017. 06. 29. és 2018. 06. 06.), míg 2019-ben és 2020-ban, az addigi perspektivikus eredmények, s a mérőműszerekhez történő kedvezőbb hozzáférés miatt, kéthetente végeztem el (2019. 03. 28.-10. 01., valamint 2020. 04. 07.-10. 09.).

A szén-dioxid-koncentráció mérésére **Testo 535 típusú infravörös gázanalizátort** használtam (6. ábra). A mérés folyamata, hogy a kezdeti koncentráció megállapítása után a mérési területet lefedtem az erre a célra kialakított edénnyel, kivártam az inkubációs időt (30 perc), ezután megmértem a szén-dioxid-koncentrációt az edényekben. A szén-dioxid-emissziós értékek kiszámításához az alábbi összefüggést használtam:

$$F = d \times \frac{V}{A} \times \frac{(C1-C2)}{t} \times \frac{273}{(273+T)}$$

ahol:

- F= szén-dioxid-emisszió ( $\text{g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ )
- d= a szén-dioxid térfogattömege ( $1,96 \text{ kg} \times \text{m}^{-3}$ )
- V= a henger talajszint feletti térfogata ( $0,0040 \text{ m}^3$ )
- A= a mérési felület ( $0,0314 \text{ m}^2$ )
- C1= a kezdeti szén-dioxid-koncentráció ( $\text{m}^3 \times \text{m}^{-3}$ )
- C2= az inkubáció utáni szén-dioxid-koncentráció ( $\text{m}^3 \times \text{m}^{-3}$ )
- t= inkubációs idő (1800 s)
- T= a levegő hőmérséklete ( $^{\circ}\text{C}$ ).



**6. ábra Testo 535 infravörös gázanalizátor**, valamint a szén-dioxid-kibocsátás méréséhez használt keret (Forrás: Saját fénykép)

A talajnedvesség és talajhőmérséklet mérésekre **SMT-100** típusú műszert használtam (7. ábra), ami a talaj dielektromos vezetőképességét méri, ebből számolja a nedvességtartalmat, amit térfogatszázalékban fejez ki. A műszer az értékeket egy tizedesjegyig méri. Egy 0-10 cm-es réteg átlagos nedvességtartalmának mérésére használható. A nedvességméréssel egyidőben a réteg hőmérsékletét is méri, az eredmények egy kézi adatgyűjtő kijelzőjéről olvashatóak le.



**7. ábra SMT-100** műszer a talajhőmérséklet és talajnedvesség méréséhez (Forrás: Saját fénykép)

### 3.2.3. Alulhasznosított, szolonyec jellegű zombékók morfológiai adatainak vizsgálata

#### 3.2.3.1. A vizsgálat ismertetése, vázrajza

A vizsgálati terület a Karcagi Kutatóintézet kezelésében lévő „Papere” elnevezésű határreszen található (8. ábra). a vízállásos zombékmező már 1987 óta hasznosítatlan terület. Az Intézet 1987-ben vásárolta meg egy helyi termelősövetkezettől a területet, információk szerint a késes rétgyalu használata miatt nem volt ezen helyen zombékmező. Azóta több környezetvédelmi programban vett részt a terület, így a zombékmező zavartalanul fejlődhetett. A vizsgálandó területen kijelöltem véletlenszerűen, tíz ismétlésben 2×2 m-es kvadrátot, a területet jól reprezentáló helyen (9. ábra).



**8. ábra** A zombékos vizsgálat látképe (Forrás: Saját fénykép)



**9. ábra** Felvételezési kvadrátok a zombékos területen (Karcag, 2019-2020) (Forrás: internet alapján saját szerkesztés)

### 3.2.3.2. A vizsgálat során alkalmazott módszerek

Minden egyes a kvadráton belül rögzítettem a zombékok számát, és lemértem szabócentivel minden egyes zombéknak a magasságát és az övméretét. Mindezek mellett minden egyes kvadrát megszámlolt zombékjaira kivetítettem, hogy egy hektáron mennyi zombék található. A növénycönológiai felvételezésnek nem láttam értelmét, mivel egyetlen növény volt megtalálható a zombékok tetején, a réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*). A vizsgálatok 2019. február 19., valamint 2020. február 25-én történtek. A felvételezések időpontja azért esett a tél végére, mivel a téli csapadékok ekkor szűntek meg, továbbá a növényzet nem indult el a zombékokon, amik akadályozták volna a felvételezést.

### 3.3. Az adatok kiértékelése

A kísérletekben felvett adatok rögzítését és összesítését, valamint a kapott eredmények feldolgozását és értékelését a Microsoft® Office Excel programjával végeztem el. Az adatok

elemzéséhez egytényezős varianciaanalízist (ANOVA) használtam. A varianciaanalízis során megállapítható, hogy van-e jelentős különbség két csoport átlaga között. Fontos azonban megjegyezni, hogy a statisztikai elemzés nem mutatja meg, hogy hol van a különbség a két csoport átlaga között. A statisztikai értékeléshez a varianciaanalízis elemei közül („SS” a tényezők eltérésnégyzet-összege, „DF” a szabadságfok, „MS” a variancia, „F” a számított F-érték, „p-érték” a számított F-értékhez tartozó valószínűség, „F krit” a kritikus F-érték) a p-értéket használtam 5%-os szignifikancia szint mellett.

## 4. EREDMÉNYEK

### 4.1. Túllegeltetett gyep rekultivációs lehetőségeinek feltárása

#### 4.1.1. A felületés eredményei

A rekultiváció során a kísérleti terület F20-F40 kódot tartalmazó parcelláin a Karcagi angolperjével történő felületés sikertelen volt. Ezen igen stressztűrő fűfajta az erősen szikes, sekély termőrétegű talajadottságú, természetes gyepasszociáció gyepnemezében nem tudott élettért találni, melyet Balázs-féle cönológiai felvételezéssel szemléltetünk (*Melléklet 14. táblázat*). A felületés sikertelensége igazolja Vinczeffy (1993) megállapítását az ősgyepék növényfaj szerkezet stabilitásáról, miszerint ezen gyepársulások domináns fajai közé új fajt nehezen „engednek be”.

#### 4.1.2. Cönológiai felvételezések eredményei

A cönológiai felvételezéskor megállapítottam, hogy a kerítéssel elzárt, kaszáló hasznosításra váltott területen a vezérnövény a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*), míg a túllegeltetett területen az egérárpa (*Hordeum murinum*) előterörése volt jellemző.

Továbbá megállapítottam, hogy a réthasználatú terület volt növényfaj tekintetében a diverzebb, átlagosan 18 faj volt felvételezhető, míg a kaszálásra váltott területen átlagosan 13.

A cönológiai felvételezéskor megmértem a különböző kezelések parcelláinak átlagos növénymagasságát (*Melléklet 15. táblázat*), de az adatok elemzése során nem volt található statisztikailag igazolható különbség.

#### 4.1.2.1. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Barcsák-féle takarmányozási szempontból való besorolás alapján

A növényeket gazdasági szempontból 5 csoportba csoportosítottam: **pázsitfüvek** (*Alopecurus pratensis*, *Elymus repens*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia*), **pillangósok** (*Lotus corniculatus*, *Trifolium angulatum*), **feltételes gyomok** (*Achillea collina*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cardaria draba*, *Cerastium vulgare*, *Convulvulus arvensis*, *Crepis setosa*, *Daucus Carota*, *Erodium cicutarium*, *Galium aparine*, *Gypsophila muralis*, *Inula britannica*, *Plantago lanceolata*, *Podospermum canum*, *Portulaca oleracea*, *Potentilla argentea*, *Rumex obtusifolius*, *Silene alba*, *Sonchus arvensis*, *Taraxacum officinale*, *Tripleurospermum perforatum*, *Veronica persica*), **feltétlen gyomok** (*Artemisia absinthium*, *Bromus hordeaceus*, *Carduus acanthoides*, *Carduus nutans*, *Conium maculatum*, *Eryngium campestre*, *Hordeum murinum*), valamint **fák-és cserjék** (*Prunus domestica* subsp. *syriaca*).

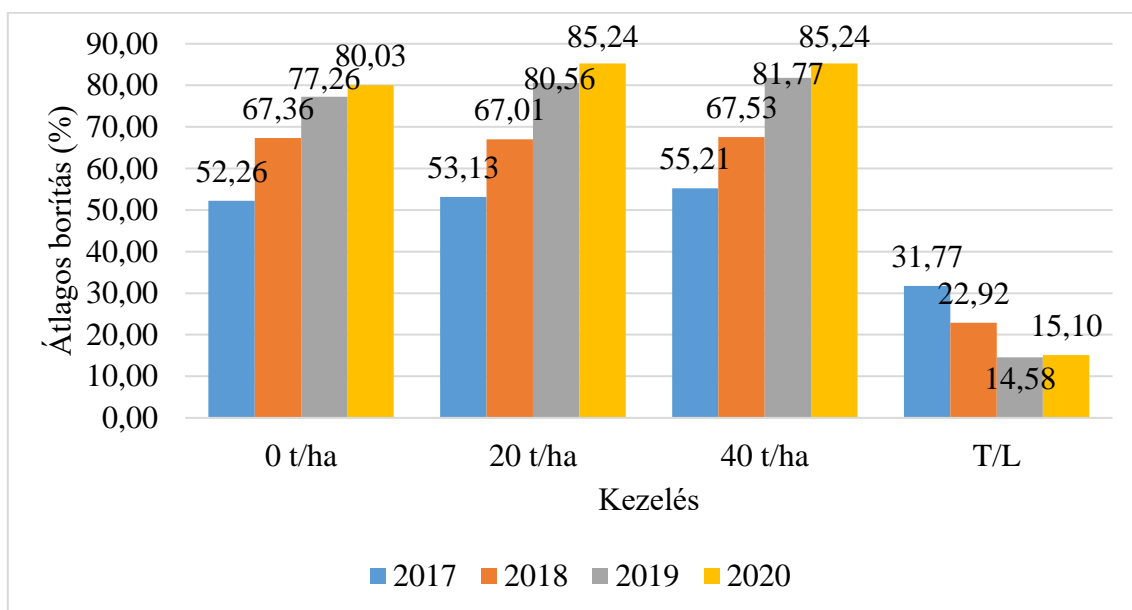
A 0 t/ha komposztot kapott parcellákon 2017–2020 között a **pázsitfüvek** borítása (10. ábra) átlagosan 53,75%-kal nőtt, míg a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban átlagosan 63,88%-kal, valamint a 40 t/ha kezelést kapott parcellákban átlagosan 57,25%-kal nőtt a pázsitfüvek borítása a kísérleti évek alatt.

A 0 t/ha komposztot kapott parcellák p-értéke  $1,105E^{-09}$ , a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellák  $1,990E^{-12}$ , valamint a 40 t/ha komposztot tartalmazó parcellák p-értéke  $1,182E^{-11}$ . Ezek a statisztikai értékek azt mutatják, hogy eredményeim szignifikánsak, vagyis statisztikailag igazolhatóan nőtt a pázsitfüvek borítása ezen a területen.

Eredményeimből megállapítható, hogy a legeltetéses használatból kizárt kezelések (F0K0/1-F40K40/3) minden ismétlésénél 2017-től 2020 évjárat felé haladva átlagosan nőtt a pázsitfüvek borítása, függetlenül attól, hogy mekkora mennyiségű komposztot szórtam ki a területre. A túllegeltetés megszűnése után egy évvel megjelent az *Elymus repens*, mely tarackos fajként „látens” állapotban vészelte át a túllegeltetéskor fennálló erős fajszelekciót.

Az is látható, hogy a továbbra is túllegeltetett kezelésnél átlagosan csökkent a pázsitfüvek borítása, 2020 már 14,06-17,19% volt ez az érték (10. ábra). Ezekben a parcellákban 2017-2020 között átlagosan 50,30%-kal csökkent a pázsitfüvek borítása. A varianciaanalízis a vizsgált időszakban szintén szignifikáns eredményt mutatott (p-érték: 0,011).

A kísérlet ideje alatt a legeltetésből kizárt kezeléseket összehasonlítva a pázsitfűvek borítása magasabb volt a komposztot kapott parcellák esetében. A statisztikai elemzés csak 2019-ben a 0 t/ha és 40 t/ha komposztot kapott parcellák (p-érték: 0,030), valamint 2020-ban a 0 t/ha és a 20 t/ha komposztot kapott parcellák (p-érték: 0,048) összehasonlítása során mutatott statisztikailag igazolható különbséget. Ugyanakkor a továbbra is túllegeltetett területen alacsonyabb volt a pázsitfűvek aránya, mint a legeltetésből kizárt területeken, mely a legelő állat szelekciójával magyarázható (0 t/ha p-érték:  $8,950E^{-05}$  – 2017; 0,002 – 2018;  $1,380E^{-06}$  – 2019;  $1,280E^{-08}$  – 2020. 20 t/ha p-érték: 0,011 – 2017; 0,0001 – 2018;  $4,270E^{-06}$  – 2019;  $1,100E^{-11}$  – 2020. 40 t/ha p-érték: 0,005 – 2017; 0,0001 – 2018;  $9,796E^{-06}$  – 2019;  $4,100E^{-10}$  – 2020). A komposztot kapott parcellákban a 40t/ha kezelésű parcellákban magasabb a pázsitfűvek borítása, mint a 20 t/ha komposztot kapott parcellák esetén, melynek elemzése során nem mutatott statisztikailag igazolható különbséget. A füvesedés a túllegeltetés felhagyása miatt történhetett.



**10. ábra** A túllegeltetett terület pázsitfűveinek átlagos borítása (%) 2017-2020 között

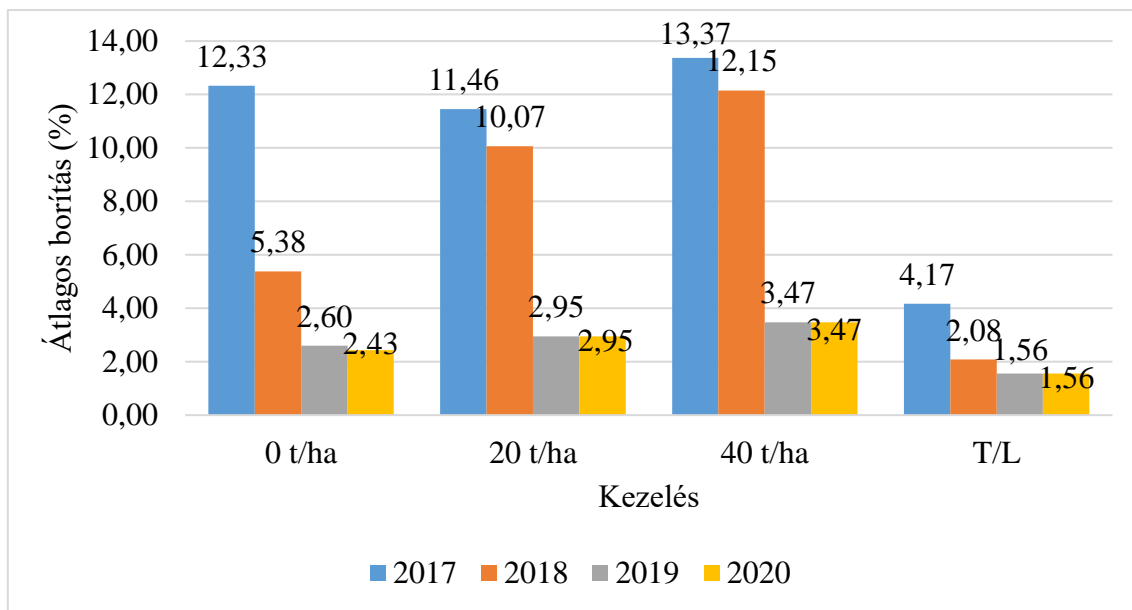
A 0 t/ha komposztot kapott parcellákon 2017–2020 között a **pillangós virágú gypalkotók** borítása átlagosan 71,37%-kal csökkent, míg a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban átlagosan 55,52%-kal, valamint a 40 t/ha kezelést kapott parcellákban átlagosan 57,33%-kal csökkent a pillangósok borítása.

A 0 t/ha komposztot kapott parcellák p-értéke  $8,842E^{-06}$ , a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellák 0,0004, valamint a 40 t /ha komposztot tartalmazó parcellák p-értéke 0,184. Ezek a statisztikai értékek azt mutatják, hogy a 0 t/ha, valamint a 20 t/ha komposztot kapott parcellák eredményei szignifikánsak, vagyis statisztikailag igazolhatóan csökkent a pillangósok borítása ezen a területen. Ugyanakkor a 40 t/ha komposztot kapott tartalmazó területeken nem találtam ilyen különbséget. A legeltetés megszüntetése 2017-ben megnövelte a pillangósok borítását.

Eredményeimből megállapítható, hogy a legeltetéses használatból kizárt kezelések (F0K0/1-F40K40/3) minden ismétlésénél, valamint a továbbra is túllegeltetett területen 2017-től 2020 évjárat felé haladva csökkent a pillangósok borítása, függetlenül attól, hogy mekkora mennyiségű komposztot szórtam ki a területre (*11. ábra*), bár 2018-ban volt vélhetően komposzt hatás.

A továbbra is legeltetett terület parcelláiban is 2017-2020 között átlagosan 66,67%-kal csökkent a pillangósok borítása. A jelenség magyarázata a 2018-2020 évek csapadékhányában keresendő. A varianciaanalízis a vizsgált időszakban nem mutatott szignifikáns eredményt (p-érték: 0,184).

A továbbra is túllegeltetett területet összehasonlítottam a kaszálásra váltott kezelésekkel. A kaszálásra váltott területeken magasabb lett a pillangósok borítási aránya, mint a továbbra is túllegeltetett területen, noha csökkenő tendenciát mutatnak. A 0 t/ha, valamint a 40 t/ha komposztot kapott kezeléseknél a statisztikai elemzés nem mutatott szignifikáns különbséget a kísérleti évek során, viszont a továbbra is túllegeltetett terület és a 20 t/ha komposztot kapott kezelés összehasonlítása során 2018-tól kezdve szignifikáns különbséget mutatott a statisztikai elemzés (2018 p-érték: 0,041; 2019 p-érték: 0,033; 2020 p-érték: 0,033). A kaszálásra váltott területeken a statisztikai elemzés 2018-ban a 0 t/ha és a 40 t/ha komposztot kapott területek összehasonlítása során mutatott statisztikai különbséget, tehát statisztikailag igazolhatóan 2018-ban a 40 t/ha komposztot kapott területeken megnőtt a pillangósok borítása a 0 t/ha komposztot kapott területekhez képest. A 0 t/ha valamint 20 t/ha komposztot kapott terület összehasonlításakor az elemzés nem mutatott ilyen különbséget. A kaszáló hasznosítási módra történő váltás miatt megszűnt az ürülékhatás, de ugyanakkor megszűnt a legelés általi növény szelekció is. Ez a gyökeres változás után beálló új gyeppálya szerkezet egyensúly kialakulásának kezdete tükröződik a mért eredményeimben.



**11. ábra** A túllegeltetett terület pillangósainak átlagos borítása (%) 2017-2020 között

A 0 t/ha komposztot kapott parcellákon 2017–2020 között a **feltételes gyomok** borítása átlagosan 10,76%-kal csökkent, míg a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban átlagosan 43,18%-kal, valamint a 40 t/ha kezelést kapott parcellákban átlagosan 37,73%-kal csökkent a feltételes gyomok borítása.

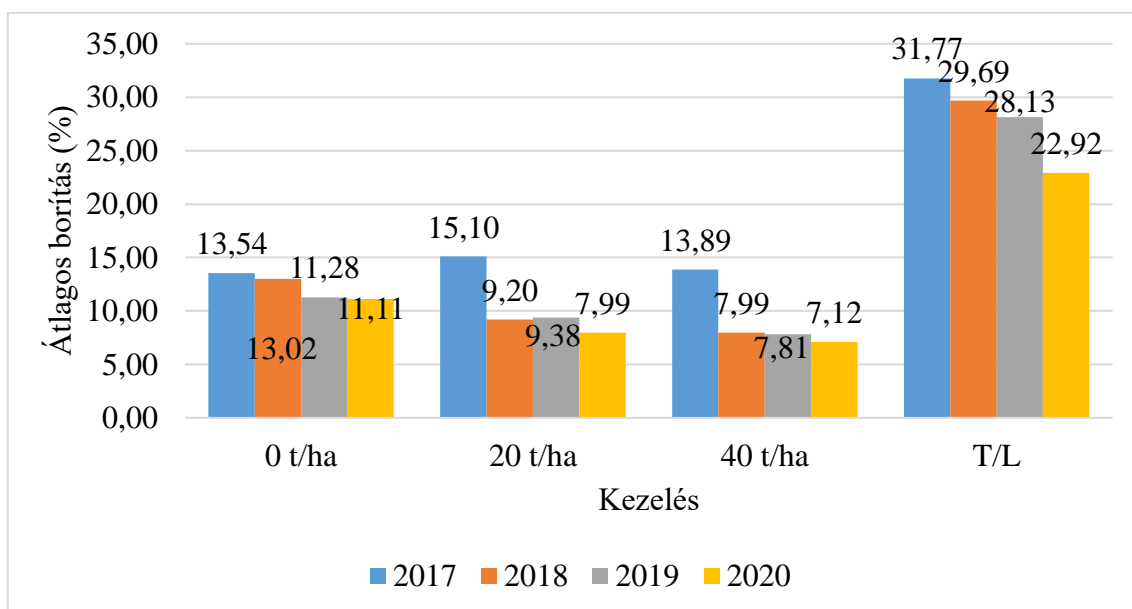
A 0 t/ha komposztot kapott parcellák p-értéke 0,590, a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellák p-értéke 0,0002, valamint a 40 t/ha komposztot tartalmazó parcellák p-értéke 0,0004. Ezek a statisztikai értékek azt mutatják, hogy a 20 t/ha, valamint a 40 t/ha komposztot kapott parcellák eredményei szignifikánsak, vagyis csökkent a feltételes gyomok borítása ezen a területen, ugyanakkor a 0 t/ha komposztot kapott területeken nem volt kimutatható ilyen különbség.

Eredményeimből megállapítható, hogy a legeltetési használatból kizárt kezelések (F0K0/1-F40K40/3) minden ismétlésénél, 2017-től 2020 évjárat felé haladva, csökkent a feltételes gyomok borítása, függetlenül attól, hogy mekkora mennyiségű komposztot szórtam ki a területre (12. ábra). Ennek okát az ezen időszakban növekedő pázsitfűfaj borításával indoklom, a feltételes gyomok rovására növelték életterüket.

A továbbra is legeltetett terület parcelláiban 2017-2020 között átlagosan 27,09%-kal csökkent a feltételes gyomok borítása. Ezen kezelésnél viszont az erőteljes vitalitású feltétlen

gyomok borításának növekedése jelenthetett konkurenciát. A varianciaanalízis a vizsgált időszakban nem mutatott szignifikáns eredményt (p-érték: 0,255).

A továbbra is túllegeltetett területet összehasonlítottam a kaszálásra váltott kezelésekkel. A további túllegeltetett területeken magasabb a feltételes gyomok borítási aránya, mint a kaszálásra váltott területen, ugyanakkor megállapítható, hogy a kísérletben mindenhol csökkenő tendenciát mutatnak. A továbbra is túllegeltetett területen statisztikailag igazolhatóan csökkent évről évre a feltétlen gyomok borítása (feltehetőleg pázsitfűvek és pillangósok híján előbbre kerültek a juhok legelései), úgyszintén a kerítésen belüli kezelésekben, valószínűsíthetően a pázsitfűvek borításának tényerése miatt (0 t/ha: 2017 p-érték: 0,0002; 2018 p-érték: 0,0008; 2019 p-érték: 0,0001; 2020 p-érték: 0,002. 20 t/ha: 2017 p-érték: 0,005; 2018 p-érték: 2,97E<sup>-05</sup>; 2019 p-érték: 1,12E<sup>-06</sup>; 2020 p-érték: 7,7E<sup>-07</sup>. 40 t/ha: 2017 p-érték: 0,0003; 2018 p-érték: 1,43E<sup>-05</sup>; 2019 p-érték: 5,31E<sup>-07</sup>; 2020 p-érték: 3,23E<sup>-06</sup>). A kerítéssel bekerített területen a kezelések összehasonlításakor azt tapasztaltam, hogy 2018-ban lehetett némi hatása a komposztnak, mivel a 0 t/ha és a 20 t/ha valamint a 0 t/ha és a 40 t/ha komposztot kapott területeken a statisztikai elemzés jelentős különbséget mutatott (20 t/ha p-érték: 0,020; 40 t/ha: p-érték: 0,003). A többi esetben a statisztikai elemzés nem mutatott különbséget.



**12. ábra** A túllegeltetett terület feltételes gyomfajainak átlagos borítása (%) 2017-2020 között

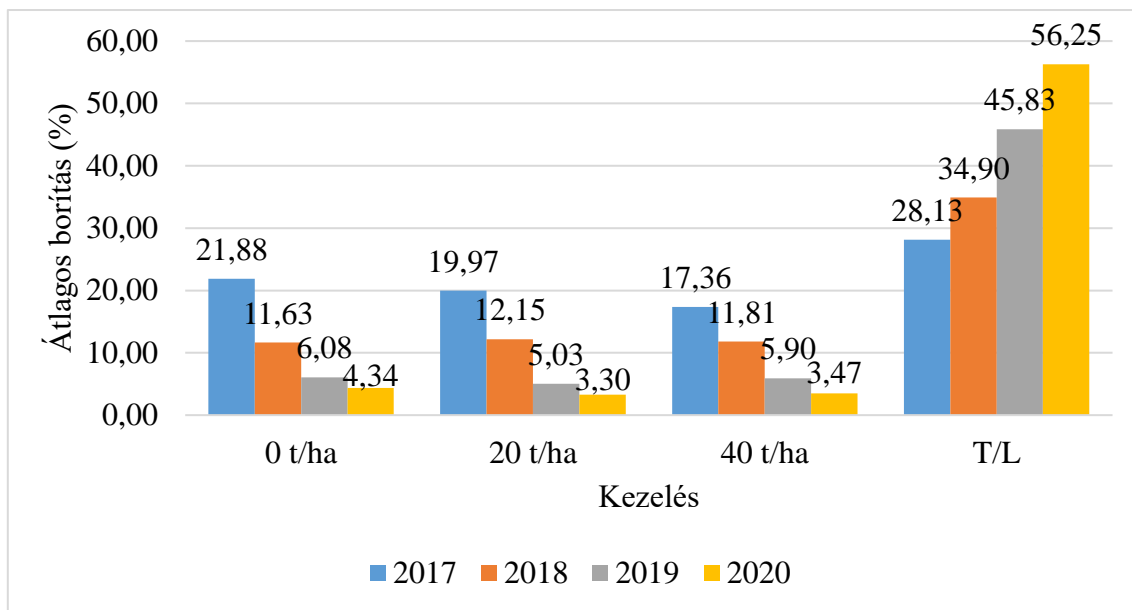
A 0 t/ha komposztot kapott parcellákon 2017–2020 között a **feltétlen gyomok** borítása átlagosan 79,50%-kal csökkent, míg a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban átlagosan 81,88%-kal, valamint a 40 t/ha kezelést kapott parcellákban átlagosan 78,89%-kal csökkent a feltétlen gyomok borítása.

A 0 t/ha komposztot kapott parcellák p-értéke  $2,745E^{-11}$ , A 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellák  $2,666E^{-12}$ , valamint a 40 t/ha komposztot tartalmazó parcellák p-értéke  $8,530E^{-07}$ . Ezek a statisztikai értékek azt mutatják, eredményeim szignifikánsak, vagyis statisztikailag igazolhatóan csökkent a feltétlen gyomok borítása ezen a területen.

Eredményeimből megállapítható, hogy a legeltetési használatból kizárt kezelések (F0K0/1-F40K40/3) minden ismétlésénél 2017-től 2020 évjárat felé haladva átlagosan csökkent a feltétlen gyomok borítása (különösen a *Hordeum murinum* s a *Bromus hordaeceus*), függetlenül attól, hogy mekkora mennyiségű komposztot szórtam ki a területre (13. ábra). Ennek magyarázata, hogy a gazdaságilag értékes pázsitfűfajok, a legeltetés szelektációjától mentesülve, jelentős biotóp visszafoglalást vittek véghez.

Ugyanakkor a továbbra is túllegeltetett területen 2017-2020 között átlagosan 107,60%-kal nőtt a feltétlen gyomok borítása. A vizsgált időszakban a varianciaanalízis szignifikáns eredményt mutatott (p-érték:  $3,574E^{-05}$ ).

A továbbra is túllegeltetett területet összehasonlítottam a kaszálásra váltott kezelésekkel. A további túllegeltetett területeken magasabb lett a feltétlen gyomok borítási aránya, mint a kaszálásra váltott területen. A túllegeltetett területen évről évre nőttek, statisztikailag igazolhatóan, a feltétlen gyomok borítása (ennek magyarázata, hogy a juhok elkerülték őket, szabadon terjedhettek), míg a kaszálásra váltott területeken csökkent, valószínűsíthetőleg az egyentarlóra vágás miatt, (0 t/ha: 2018 p-érték:  $8,81E^{-08}$ ; 2019 p-érték:  $1,06E^{-09}$ ; 2020 p-érték:  $1,8E^{-11}$ . 20 t/ha: 2017 p-érték: 0,037; 2018 p-érték:  $1,69E^{-08}$ ; 2019 p-érték:  $4,77E^{-10}$ ; 2020 p-érték:  $5E^{-12}$ . 40 t/ha: 2017 p-érték: 0,039; 2018 p-érték:  $2,62E^{-05}$ ; 2019 p-érték:  $3,84E^{-11}$ ; 2020 p-érték:  $9,86E^{-13}$ ). A továbbra is túllegeltetett és a kaszálásra váltott területek összehasonlításakor az első évben (2017-ben) nem volt statisztikailag kimutatható különbség a 0 t/ha területek esetében (p-érték: 0,124). A kerítésen belüli kezelések összehasonlításakor nem mutatott különbséget a statisztikai elemzés.



**13. ábra** A túllegeltetett terület feltétlen gyomfajainak átlagos borítása (%) 2017-2020 között

A fák-és cserjék csoportba tartozó, random megjelent, *Prunus domestica subsp. syriaca* 2019-re kiszorult a kaszálóhasználatra áttért területről, mely az évenként ismételt kaszálás megjelenésével magyarázható.

#### 4.1.2.2. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusokba való besorolás alapján

A növényeket ökológiai értékük alapján besoroltam a **Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok** csoportjaiba: **specialisták** (*Trifolium angulatum*), **természetes kompetitorok**, (*Alopecurus pratensis*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*) **generalisták** (*Poa pratensis subsp. angustifolia*, *Podospermum canum*), **természetes pionírok** (*Gypsophila muralis*), zavarástűrő növények (*Bromus hordeaceus*, *Carduus nutans*, *Eryngium campestre*, *Lotus corniculatus*, *Achillea collina*, *Cerastium vulgare*, *Daucus carota*, *Inula britannica*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla argentea*, *Rumex obtusifolius*), **természetes gyomfajok** (*Artemisia absinthium*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cardaria draba*, *Carduus acathoides*, *Crepis setosa*, *Erodium cicutarium*, *Galium aparine*, *Hordeum murinum*, *Portucala oleracea*, *Silene alba*, *Sonchus arvensis*, *Tripleuspermum perforatum*, *Veronica persica*), **meghonosodott idegen**

**fajok** (*Prunus domestica subsp. syriaca*), **ruđerális kompetitorok** (*Elymus repens*, *Conium maculatum*, *Convolvulus arvensis*, *Taraxacum officinale*).

A komposztot nem kapott parcellák **specialista** fajának (*Trifolium angulatum*) borítási értéke csökkent 2017-2018 között 48,80%-kal, 2018-2019 között 47,22%-kal, 2019-2020 között 5,56%-kal. A 20 t/ha komposztot kapott parcellák borítási értéke nőtt 2017-2018 között 41,29%-kal, valamint 2018-2019 között 72,22%-kal csökkent. A 40 t/ha komposztot kapott parcellák borítási értéke csökkent 2017-2018 között 77,78%-kal, 2018-2019 között 95,00%-kal, A továbbra is túllegeltetett területen a borítási értéke csökkent 2017-2018, valamint 2018-2019 között 33,33%-kal. 2019-2020 között a 20 t/ha és 40 t/ha komposztot kapott, valamint a továbbra is túllegeltetett területen nem változott a borítási érték az előző évekhez képest. Csak a 2018-2019 közötti évben az elemzés szignifikáns csökkenést mutatott a 0 t/ha (p-érték: 0,029), 20 t/ha (p-érték: 0,001), valamint a 40 t/ha (p-érték: 0,010) komposztot kapott területeken. A kezelések összehasonlítása során megállapítottam, hogy a 20 t/ha komposztot kapott területen nagyobb volt a *Trifolium angulatum* borítása, mint a továbbra is túllegeltetett területen, melyet varianciaanalízissel bizonyítottam. Az elemzés során csak 2018-ban mutatott a statisztikai elemzés jelentős különbséget (p-érték: 0,048).

A komposztot nem kapott parcellák **természetes kompetitorainak** borítási értékei nőttek 2017-2018 között 31,79%-kal, 2018-2019 között 12,29%-kal, 2019-2020 között 3,63%-kal. A 20 t/ha komposztot kapott parcellák borítási értékei nőttek 2017-2018 között 35,75%-kal, 2018-2019 között 15,26%-kal, illetve a 2019-2020 között 6,48%-kal. A 40 t/ha komposztot kapott parcellák borítási értékei szintén nőttek 2017-2018 között 23,05%-kal, 2018-2019 között 25,19%-kal, valamint 2019-2020 között 2,80%-kal. A továbbra is túllegeltetett területen a borítási értékei csökkent 2017-2018 között 31,10%-kal, valamint 2018-2019 között 21,24%-kal, 2019-2020 között a továbbra is túllegeltetett területen nem változott a borítási érték az előző évekhez képest. A 2017-2018 közötti évben a statisztikai elemzés szignifikáns különbséget mutatott a 0 t/ha (p-érték:  $1,19E^{-05}$ ), 20 t/ha (p-érték: 0,0003), valamint a 40 t/ha (p-érték: 0,004) komposztot kapott területeken, valamint a 2018-2019-es évek között A 0 t/ha (p-érték: 0,026), és a 40 t/ha (p-érték: 0,0005) komposztot kapott területeken. A statisztikai elemzés során megállapítottam, hogy a kerítéstől elzárt területen nagyobb volt a természetes kompetitorok borítása, mint a továbbra is túllegeltetett területen, melynek p-értékei a következő táblázatban található meg (7. táblázat). A kaszálásra váltott területen lévő kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt.

**7. táblázat:** A továbbra is túllegeltetett területen és a kaszálásra váltott területen felvételezett természetes kompetitorok borítás általi összehasonlítás eredményei a varianciaanalízis során (p-értékek) (Karcag, 2017-2020)

	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>0 t/ha és T/L</b>	5,00E <sup>-05</sup>	9,45E <sup>-08</sup>	5,51E <sup>-08</sup>	1,10E <sup>-09</sup>
<b>20 t/ha és T/L</b>	0,008	8,91E <sup>-07</sup>	9,55E <sup>-08</sup>	2,66E <sup>-09</sup>
<b>40 t/ha és T/L</b>	0,0004	1,15E <sup>-05</sup>	1,12E <sup>-08</sup>	2,11E <sup>-08</sup>

A **generalista fajok** borítása a 0 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban 2017-2018 között 53,70%-kal, valamint a 2018-2019 között 5,19%-kal nőtt, 2019-2020 között a borítása változatlan volt. A 20 t/ha komposztot kapott területeken 2,78%-kal csökkent 2017-2018 között, valamint 6,88%-kal szintén csökkent 2019-2020 között, 2018-2019 között nőtt a borítási értéke 34,44%-kal. A 40 t/ha komposztot tartalmazó parcellák borítása nőtt 2017-2018 között 3,04%-kal, 2018-2019 között 31,27%-kal, valamint 2019-2020 között 8,99%-kal. A továbbra is túllegeltetett területen a generalista fajok borítása csökkent 2017-2018 között 50,00%-kal, majd 2018-2019-között ismét csökkent 40,00%-kal, valamint a 2019-2020 évek között nem változott a borításuk. A 0 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban 2017-2018 között nőtt a generalista fajok borítása, melyet varianciaanalízissel igazoltam (p-érték: 0,042), a többi helyen nem mutatott különbséget a vizsgálat. A kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy 2017-ben a 0 t/ha kezelés generalista fajainak borítása nagyobb, mint a továbbra is túllegeltetett területen (p-érték: 0,029). Továbbá a varianciaanalízis során megállapítottam, hogy 2017-ben a 40 t/ha generalista fajainak borítása nagyobb, mint a 0 t/ha komposztot kapott területen (p-érték: 0,011).

A **természetes pionír fajok** (pl. *Ghypsophila muralis*, ősi kun nevén „karambél”, ezen tájegység reprezentatív növénye) borítása a komposztot nem kapott területen 2017-2018 között 5,56%-kal csökkent, valamint 2018-2019 között 11,11%-kal csökkent, illetve 2019-2020 között nem változott. A 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban 2017-2018, valamint 2019-2020 között nem változott a borítása, viszont a 2018-2019-es évek között 22,22%-kal csökkent. A 40 t/ha komposztot kapott területeken 2017-2018 között borítása nem változott, 2018-2019 között 33,33%-kal csökkent, majd 2019-re kiszelektálódott a 40 t/ha komposztot kapott területekről. A továbbra is túllegeltetett területen 2018-ra teljesen eltűnt. A területek vizsgálatakor az elemzés nem mutatott egyik esetben sem szignifikáns különbséget.

A **zavarástűrő növények** borítása a komposztot nem kapott parcellákban csökkent 2017-2018 között 35,29%-kal, valamint 2018-2019 között nőtt 6,67%-kal, illetve 2019-2020 között szintén nőtt 8,06%-kal. A 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellák borítása csökkent 2017-2018 között 42,78%-kal, 2018-2019 között 6,35%-kal, valamint 2019-2020 között 8,15%-kal. A 40 t/ha komposztot tartalmazó parcellák borítása szintén csökkent 2017-2018 között 45,8%-kal, 2018-2019 között 4,81%-kal, valamint 2019-2020 között 15,21%-kal. Ugyanakkor a továbbra is túllegeltetett területeken nőtt a zavarástűrőnövények borítása 2017-2018 között 4,99%-kal, 2018-2019 között 20,61%-kal, valamint 2019-2020 között 11,29%-kal. A legeltetésből kizárt területen az elemzés szignifikáns különbséget mutatott, vagyis ezen területen csökkent a zavarástűrő növények borítása (0 t/ha p-érték: 0,008, 20 t/ha p-érték: 0,001, 40 t/ha p-érték: 0,0002). A statisztikai elemzés során megállapítottam, hogy 2017-ben a kerítéstől elzárt területen nagyobb volt a természetes zavarástűrők borítása, mint a továbbra is túllegeltetett területen, viszont 2018-2020 között az ellenkezőjét tapasztaltam: a továbbra is túllegeltetett területen nagyobb volt a természetes zavarástűrő növények borítása, mint a kerítéstől elzárt területeken, melynek p-értékei a következő táblázatban található meg (8. táblázat). A kaszálásra váltott területen lévő kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt.

**8. táblázat:** A továbbra is túllegeltetett területen és a kaszálásra váltott területen felvételezett zavarástűrő növények borítás általi összehasonlítás eredményei a varianciaanalízis során (p-értékek) (Karcag, 2017-2020)

	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>0 t/ha és T/L</b>	0,0005	5,04E-05	1,39E-05	6,44E-05
<b>20 t/ha és T/L</b>	0,008	4,62E-06	1,80E-07	1,33E-06
<b>40 t/ha és T/L</b>	0,003	1,08E-06	5,11E-07	2,13E-06

A **természetes gyomfajok** borítása csökkent a 0 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban 2017-2018 között 35,29%-kal, 2018-2019 között 50,79%-kal, illetve 2019-2020 között 17,59%-kal. A 20 t/ha komposztot kapott parcellákban szintén csökkent a természetes gyomfajok borítása 2017-2018 között 31,51%-kal, 2018-2019 között 60,18%-kal, valamint 2019-2020 között 9,26%-kal. A 40 t/ha komposztot kapott parcellákban csökkent a borításuk 2017-2018 között 5,67%-kal, 2018-2019 között 49,28%-kal, valamint 2019-2020 között 22,59%-kal. Ugyanakkor a továbbra is túllegeltetett területen nőtt a természetes gyomfajok borítása 21,51%-

kal 2017-2018 között, 8,68%-kal 2018-2019 között, valamint 27,05%-kal 2019-2020 között. Szignifikáns eredményt mutatott a vizsgálat során 2017-2018 között a 0 t/ha (p-érték: 0,001), valamint a 20 t/ha (p-érték: 0,014) komposztot tartalmazó parcellákban, valamint 2018-2019 között a legeltetésből kizárt területeken (0 t/ha p-érték: 0,0003, 20 t/ha p-érték: 0,0002, 40 t/ha p-érték: 0,007). A statisztikai elemzés során megállapítottam, hogy 2017-2018 között a kerítéstől elzárt területen nagyobb volt a természetes gyomfajok borítása, mint a továbbra is túllegeltetett területen, viszont 2019-2020 között az ellenkezőjét tapasztaltam: a továbbra is túllegeltetett területen nagyobb volt a természetes gyomfajok borítása, mint a kerítéstől elzárt területeken, melynek p-értékei a következő táblázatban található meg (9. táblázat). A kaszálásra váltott területen lévő kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt.

**9. táblázat:** A továbbra is túllegeltetett területen és a kaszálásra váltott területen felvételezett természetes gyomfajok borítás általi összehasonlítás eredményei a varianciaanalízis során (p-értékek) (Karcag, 2017-2020)

	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>0 t/ha és T/L</b>	0,0005	5,04E-05	1,39E-05	6,44E-05
<b>20 t/ha és T/L</b>	0,008	4,62E-06	1,80E-07	1,33E-06
<b>40 t/ha és T/L</b>	0,003	1,08E-06	5,11E-07	2,13E-06

A komposztot nem tartalmazó parcellákban 2017-2018 között 20,37%-kal csökkent a **runderális kompetitorok** borítása, ugyanakkor 2018-2019 között (50,00%) és 2019-2020 között (11,11%) nőtt. A 20 t/ha komposztot kapott parcellákban 2017-2018 között csökkent 20,58%-kal, valamint 2018-2019 között 128,14%-kal, és 2019-2020 között 10,10%-kal nőtt a borításuk. A 40 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban nőtt a borításuk 2017-2018 között 1,85%kal, 2018-2019 között 14,81%-kal, valamint 2019-2020 között 11,11%-kal. A továbbra is túllegeltetett területen 2017-2018 között csökkent 50,00%-kal, valamint 2018-2019-ben nőtt a borításuk 6,67%-kal, és 2019-2020 között nem változott. A 0 t/ha és a 20 t/ha kezelések összehasonlításakor 2018-2020 között magasabb volt a 20 t/ha kezeléseknél a ruderális kompetitorok borítása, mint a komposztot nem tartalmazó parcellák esetében (2018 p-érték: 0,025; 2019 p-érték: 0,022; 2020 p-érték: 0,018).

A **meghonosodott idegen faj** (*Prunus domestica subsp. syriaca*) 2019-re kiszelektálódott a vizsgált területről.

#### 4.1.2.3. Degradációs fok alakulása a túllegeltetett területen végzett rekultiváció során

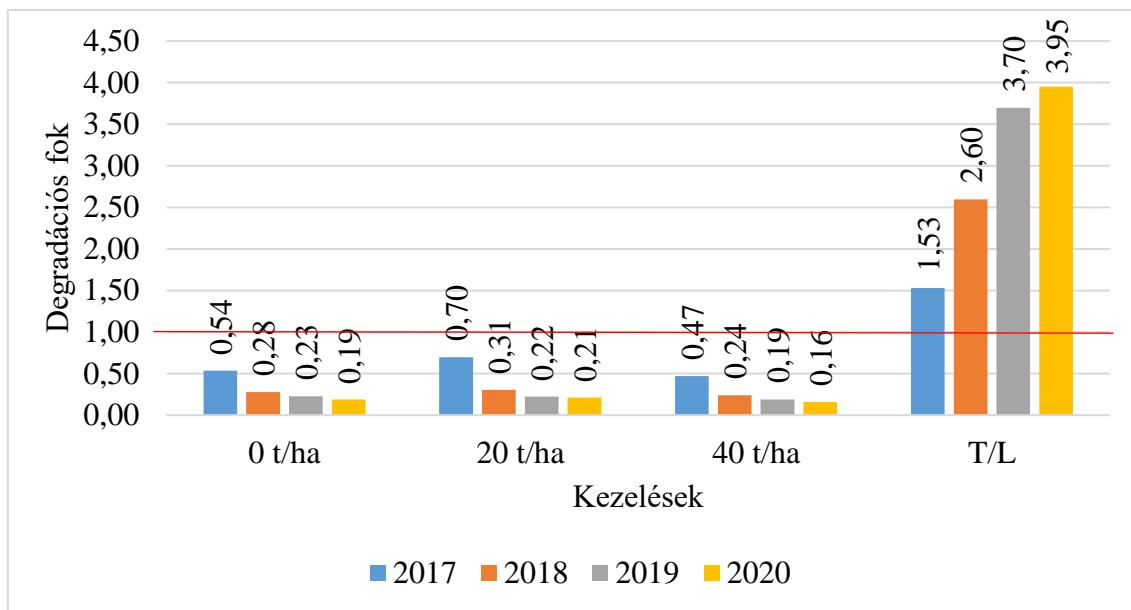
A degradációs fok kiszámítását a SBT alapján besorolt növények borítása alapján végeztem el.

A 0 t/ha komposztot kapott parcellákon 2017-2020 között a degradáció mértéke átlagosan 63,41%-kal csökkent, míg a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellákban átlagosan 57,34%-kal, valamint a 40 t/ha kezelést kapott parcellákban átlagosan 58,39%-kal csökkent a degradáció mértéke.

Varianciaanalízissel igazoltam, hogy a legeltetésről kaszálásra váltott területeken csökkent a degradáció mértéke a vizsgált időszakban. A 0 t/ha komposztot kapott parcellák p-értéke  $6,62E^{-10}$ , a 20 t/ha komposztot tartalmazó parcellák  $1,24E^{-07}$ , valamint a 40t /ha komposztot tartalmazó parcellák p-értéke  $7,02E^{-08}$ . Ezek a statisztikai értékek azt mutatják, hogy eredményeim szignifikánsak, vagyis csökkent a degradáció ezen a területen. Eredményeimből megállapítható, hogy a legeltetéses használatból kizárt kezelések (F0K0/1-F40K40/3) minden ismétlésénél 2017-től 2020 évjárat felé haladva statisztikailag igazolhatóan csökkent a degradáció mértéke, függetlenül attól, hogy mekkora mennyiségű komposztot szórtam ki a területre.

Az is látható, hogy ugyanakkor a továbbra is túllegeltetett kezelésnél folyamatosan nőtt a degradációs fok, 2020-ban már 3,43-5,00 Df-értéket ért el (14. ábra). Ezekben a parcellákban 2017-2020 között átlagosan 182,99%-kal nőtt a degradáció mértéke. A varianciaanalízis a vizsgált időszakban szintén szignifikáns eredményt mutatott (p-érték: 0,004).

Eredményeim szerint a legeltetésről az évi egyszeri kaszálásra való áttérés, vagyis a hasznosítási mód megváltoztatása segíthet a terület rekultivációjában. A kaszált (0 t/ha) valamint a túllegeltetett területek összehasonlítása esetén a kísérleti évek alatt szignifikáns különbség volt kimutatható (p-érték 2017: 0,0004; p-érték: 2018:  $5,58E^{-05}$ ; p-érték 2019:  $2,94E^{-07}$ ; p-érték: 2020:  $7,61E^{-08}$ ). A 20 t/ha, valamint 40 t/ha kezelésű parcellákat összehasonlítva a továbbra is túllegeltetett terület parcelláival hasonlóan szignifikáns különbséget mutatott a statisztikai elemzés. Az elkerített területen belül nem volt kimutatható különbség a kezelések között.



**14. ábra** A túllegeltetett gyepkísérlet degradációjának változása 2017-2020 között  
(Megjegyzés: A piros vonal a kritikus degradációs fokot mutatja (értéke 1,0).)

#### 4.1.3. Szárazanyag hozam mérésének eredményei

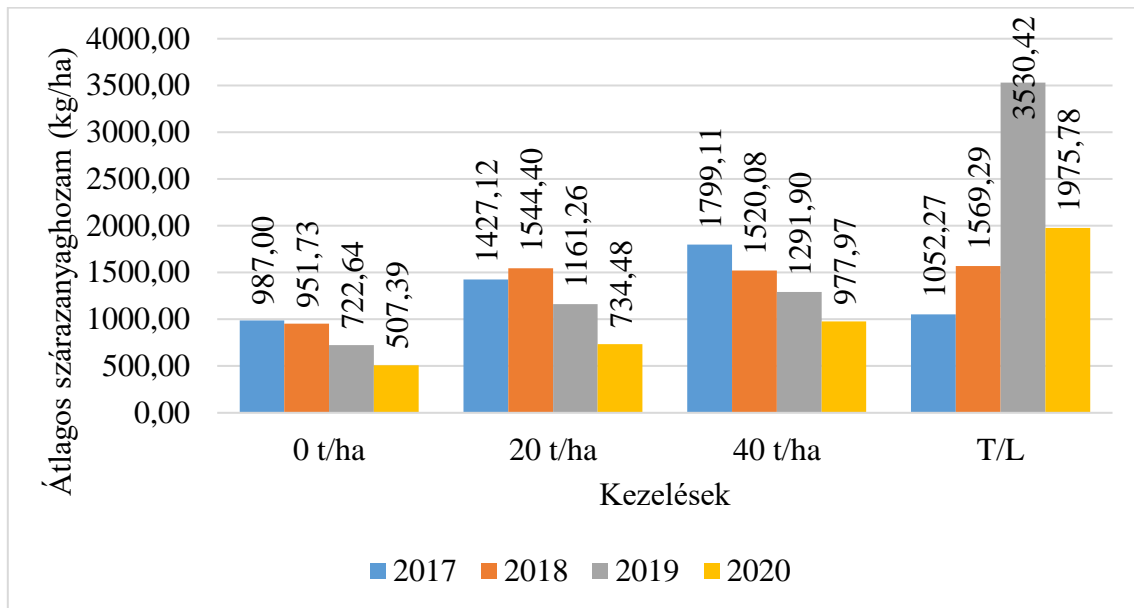
A szárazanyag tartalmat (m/m%) a Karcagi Kutatóintézet Központi Laboratóriumában vizsgálták meg, melynek eredményeit a *Melléklet 16. táblázatban* találhatunk meg, melyből kiszámoltam a szárazanyag hozamot (kg/ha).

A továbbra is túllegeltetett területen a szárazanyaghozam értékei magasabbak, mint a kaszálásra váltott területén vizsgált szárazanyag hozam, kivétel a 2017-s év, miszerint a 20 t/ha, valamint a 40 t/ha komposztot kapott parcellák nyersfehérje hozama magasabb volt (15. ábra). Az elemzések során a 2017-s évi eltérés szignifikánsan nem volt kimutatható (p-érték 20 t/ha: 0,950; p-érték: 40 t/ha: 0,909).

Az 0 t/ha, a 20 t/ha, valamint a 40 t/ha kezelésekben az átlagos szárazanyaghozama csökken évről évre, kivéve a 2018-as év 20 t/ha kezelésénél. A kezelések szárazanyaghozamának évről évre való csökkenését varianciaanalízissel bizonyítottam, melyek eredményei csak a 0 t/ha valamint a 20 t/ha kezeléseknél lettek szignifikánsak a 2019-2020-as évjáratban. (0 t/ha p-érték: 0,007; 20 t/ha p-érték: 0,026).

A hozameredmények értékelésénél mindenképp figyelembe kell venni a növényállomány összetételét. A továbbra is túllegeltetett területen a feltétlen, takarmányozásra alkalmatlan, de

nagy fitomasszájú gyomok nagyarányú borítási értékei, határozták meg a hozamértékeket, pl. bogáncsfélék.



**15. ábra** A túllegeltetett terület átlagos szárazanyaghozama (kg/ha) 2017-2020 között

#### 4.1.4. Nyersfehérje hozam mérésének eredményei

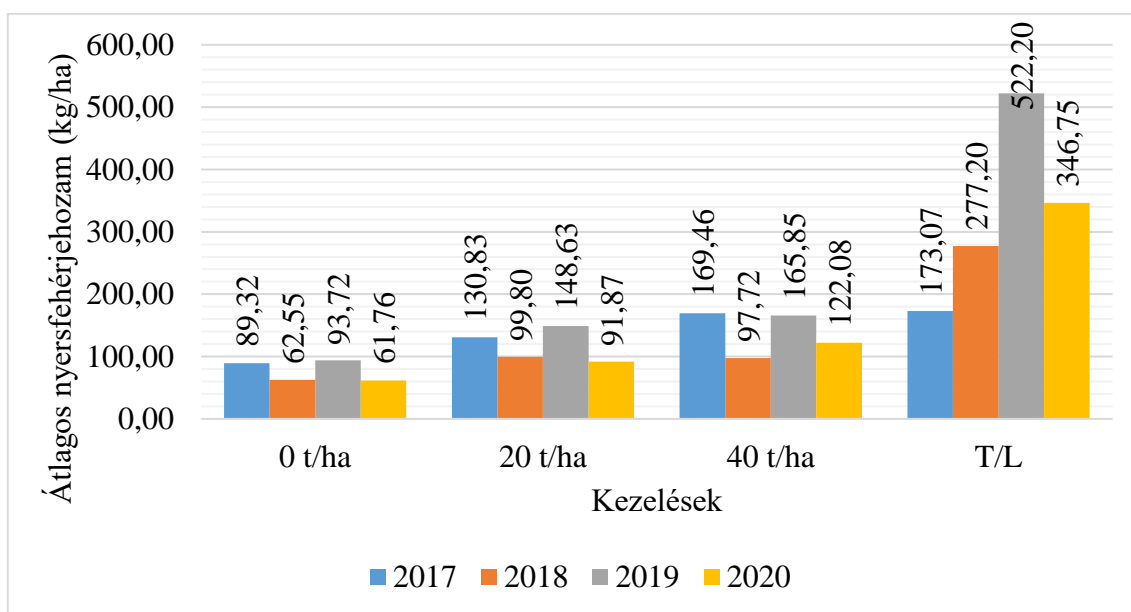
A kísérletben megvizsgált nyersfehérje tartalom eredmények (m/m%) a *Melléklet 17. táblázatában* tekinthetők meg, melyekből kiszámoltam a nyersfehérje hozamot (kg/ha).

Noha a növények nyersfehérje hozamát a szárazanyaghozam meghatározza, vizsgálatom érdekes tendenciát mutatott. A továbbra is túllegeltetett területen az értékek magasabbak, mint a kaszálásra váltott területén vizsgált nyersfehérje hozam. Varianciaanalízissel igazoltam, hogy a továbbra is túllegeltetett területen magasabb volt a nyersfehérje hozam, mint a 0 t/ha kezelésben található eredmények, a statisztikai elemzés során szignifikáns különbséget mutatott a vizsgálat (2017 p-érték: 0,001; 2018 p-érték:  $1,28E^{-05}$ ; 2019 p-érték:  $6,49E^{-07}$ ; 2020 p-érték:  $6,2E^{-10}$ ). A továbbra is túllegeltetett területet komposztot kapott parcellákkal összehasonlítva a 2017-es évben való eltérés statisztikailag nem volt igazolható (20 t/ha p-érték: 0,123; 40 t/ha p-érték: 0,920).

A kezelt területeken 2018-ban kisebb volt a nyersfehérjehozam, mint 2017-ben, míg 2019-ben nagyobb, mint 2018-ban, valamint 2020-ra ismét csökkent a nyersfehérjehozam. A továbbra is túllegeltetett területen 2018-ban és 2019-ben nagyobb, mint 2017-ben, valamint

2020-ra ismét csökkent a nyersfehérjehozam (16. ábra). Állításomat varianciaanalízissel igazoltam. Megállapítottam, hogy 2017-2018 között a 40 t/ha (p-érték: 0,006), 2018-2019 között a 0 t/ha (p-érték: 0,010), 40 t/ha (p-érték: 0,044), T/L (p-érték: 0,043), valamint 2019-2020-ban 0 t/ha (p-érték: 0,0009), 20 t/ha (p-érték: 0,015) kezelésekben találtam pozitív különbséget.

Az eredmények a továbbra is túllegeltetett parcellák feltétlen gyomtömegével magyarázhatók.



**16. ábra** A túllegeltetett terület átlagos nyersfehérje hozama (kg/ha) 2017-2020 között

## 4.2. Hasznosítási módok hatása alulhasznosított gyepen

### 4.2.1. Cönológiai felvételezések eredményei

A cönológiai felvételezések során megállapítottam, hogy a mulcsozott kezelésű területen (A/M) vezérnövény váltás történt 2019-ben. A réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) helyett a keskenylevelű réti perje (*Poa pratensis* subsp. *angustifolia*) lett a domináns fű faj. A zéró használatú területen (A/Z) *Rosa canina* jelent meg. A réthasznosítású területen (A/R) szintén vezérnövény váltás történt 2018-ban.

A réti ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) helyett a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*) borításának térnyerése figyelhető meg. Az *Alopecurus pratensis* a dominanciáját fenn tudta

tartani alulhasznosítás hatására is, mint tarackos szálfű, a kaszált, mulcsozott, és a hasznosítatlanul hagyott kísérleti parcellákban. Ezek a területeken csak a főnövedék van hasznosítva. A réthasznosítási kezelésnek helyt adó, a többi kezelést védő kerítésen kívüli gyeptársulást viszont kétszer van hasznosítva egy évben, a főnövedék májusi kaszálása után, augusztusban, sarjülegeltetés folyik a területen. Valószínűsíthetőleg az alacsony tarlómagasságra történő legeltetés, valamint taposási- és az ürülékhatás miatt az aljfüvek borítási részaránya növekszik, elsősorban a sovány csenkeszé (*Festuca pseudovina*).

Továbbá megállapítottam, hogy a réthasználatú terület a legdiverzebb, itt átlagosan 21 faj volt található a területen, míg a zéró hasznosítású területen találtam a legkevesebb növényfajt (6 db).

A növényfajok felvételezésekor rögzített borítatlan területeket. Az irodalmi források (Nagy, 2001; Szentes et al., 2012) borítatlan terület növekedést jeleznek a gyepek parlagoltatása esetén, kísérletemben statisztikailag kimutatható különbség nem volt az adatok elemzése során.

A Balázs-féle cönológia felvételezésekor lemértem a parcellák átlagos növénymagasságát (Melléklet 19. táblázat). Jól látható az *Alopecurus pratensis* és a *Poa pratensis* domináns jelenléte a legeltetésből kizárt területen, vagyis a zéró, a mulcs és a kaszáló használatú parcellákban, míg a sarjűnövedéket legeltetéssel hasznosított, rét használatú parcellákban a *Festuca pseudovina* legnagyobb borítása érvényesül.

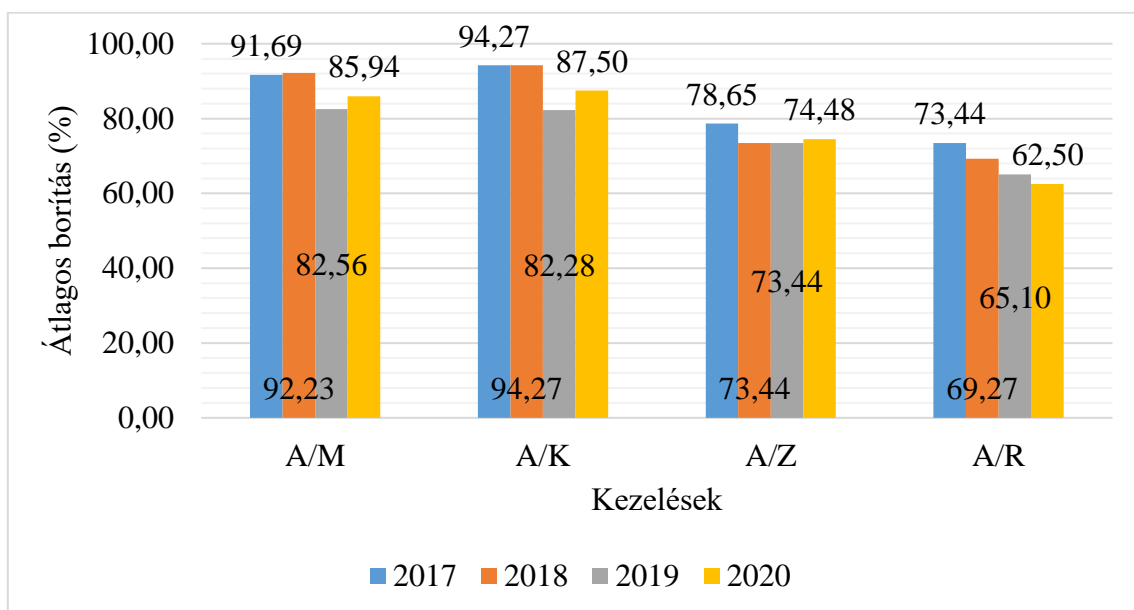
#### 4.2.1.1. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Barcsák-féle takarmányozási szempontból való besorolás alapján

A vizsgált gyeptársulásban felvételezett növényfajokat (Melléklet 18. táblázat), gazdasági szempontból 5 csoportba soroltam: pászitfüvek (*Alopecurus pratensis*, *Bromus pannonicus*, *Elymus repens*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia*), pillangósok (*Lathyrus tuberosus*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Plantago schwarzenbergiana*, *Trifolium repens*, *Trifolium resutum*, *Trifolium striatum*, *Vicia tetrasperma*), feltételes gyomok (*Achillea setacea*, *Cardaria draba*, *Cerastium vulgare*, *Convolvulus arvensis*, *Crepis setosa*, *Galium aparine*, *Gypsophila muralis*, *Inula britannica*, *Lepidium perfoliatum*, *Podospermum canum*, *Polygonum aviculare*, *Potentilla argentea*, *Ranunculus acris*, *Rumex obtusifolius*, *Silene alba*, *Taraxacum officinale*, *Veronica persica*),

feltétlen gyomok (*Bromus hordeaceus*, *Cirsium arvense*, *Eryngium campestre*, *Euphorbia cyparissias*, *Sonchus asper*), valamint fás szárúak (*Rosa canina*).

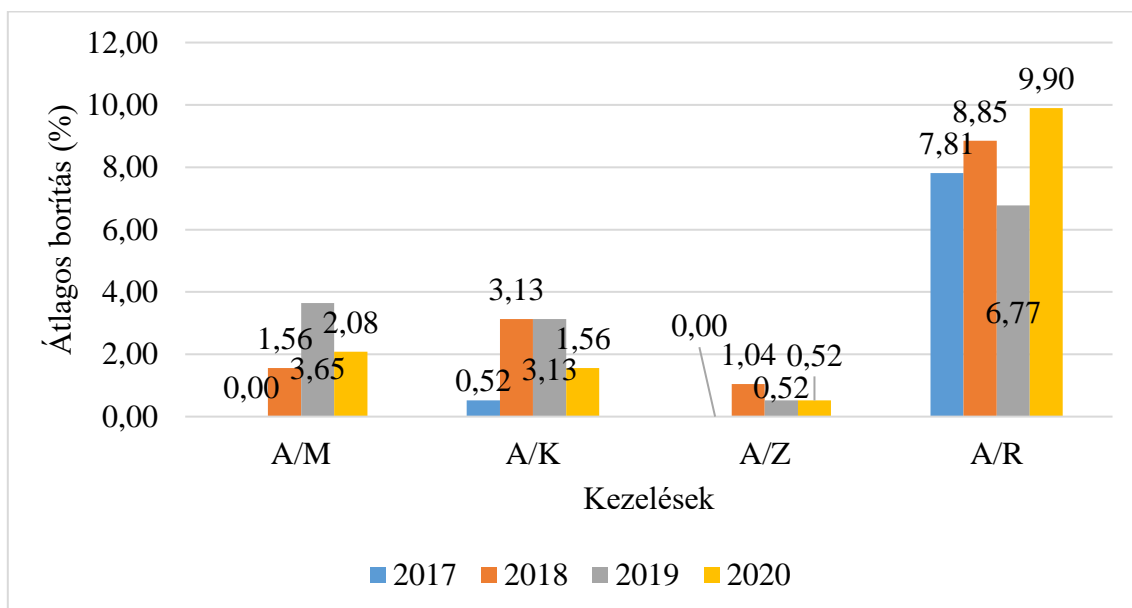
Mindegyik parcellában hasonló adatokat mértem fel a **pázsitfűvek** tekintetében (17. ábra), ezért a varianciaanalízis során nem lehetett különbséget kimutatni a pázsitfűvek összborítása tekintetében. A kezelések összehasonlításakor a réthasználaton felmért pázsitfűvek borítása kisebb volt, mint a kerítéssel elzárt, alulhasznosított területeken. A mulcsozott, valamint a réthasználatú területek összehasonlításakor a varianciaanalízis jelentős különbséget mutatott a kísérlet mindegyik évében (2017 p-érték: 0,016; 2018 p-érték: 0,010; 2019 p-érték: 0,027; 2020 p-érték: 0,011). Továbbá a kaszált, valamint a réthasználatú területek összehasonlításakor a statisztikai elemzés szintén jelentős különbséget mutatott (2017 p-érték: 0,009; 2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,025; 2020 p-érték: 0,012).

Ugyanakkor megállapítható, hogy az avarosodás mértékétől függően változott egy-egy fűfaj borítási értéke, a vastag avarlemez sikeresen szinte csak a szálfűvek tudták túlnőni, hasonlóan Nagy (2001) kutatási megállapításaihoz. A kísérleti területen megvizsgáltam az aljfűvek (*Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis subsp. angustifolia*) és a szálfűvek (*Alopecurus pratensis*, *Bromus pannonicus*, *Elymus repens*) borítását, mely eredmények alapján azt tapasztaltam, hogy a szálfűvek magasabb borítási aránnyal vannak jelen a zéró hasznosítású területen, viszont ezt az különbség csak 2017-ben volt statisztikailag igazolható (p-érték: 0,002).



**17. ábra** Az alulhasznosított területen feljegyzett pázsitfűvek átlagos borítása (%) - Karcag, 2017-2020

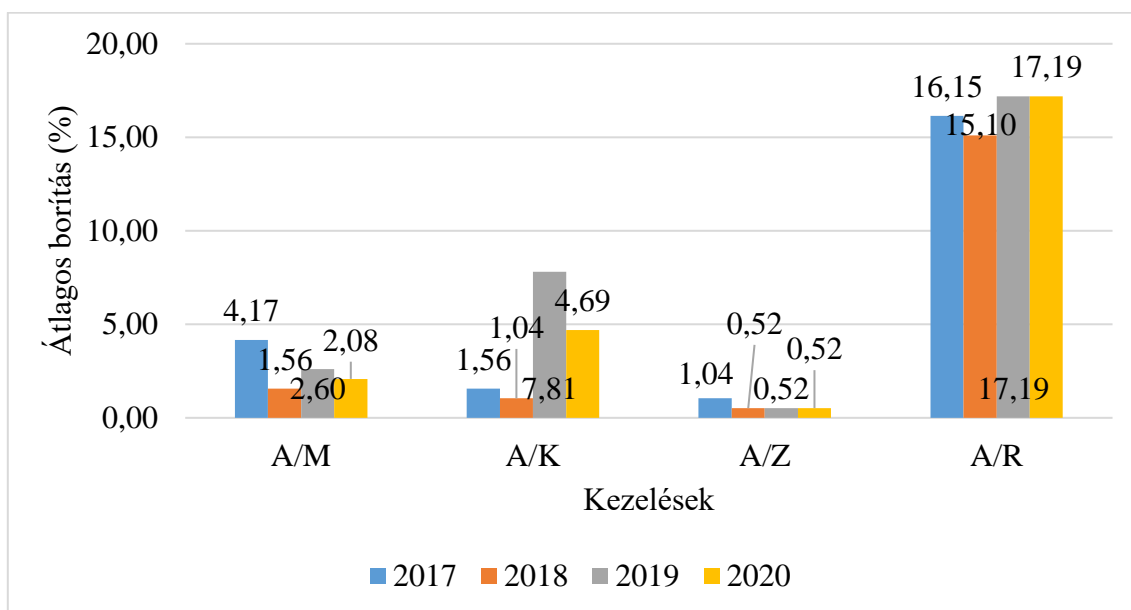
A mulcs kezelésű (A/M) és a zéró hasznosítású (A/Z) parcellákban 2017-ben nem jegyeztem föl pillangós növényt. A legmagasabb értékeket a réthasználatú területen jegyeztem fel (18. ábra). A fényigényes pillangós virágú gyepalkotók borítási értékei egyre mérséklődtek a réthasználatától a zéró hasznosítás felé haladva. Ez a jelenség hasonlóságot mutat Da Ronch (2002), valamint Tóth et al. (2002) természetes gyepeken végzett vizsgálataik eredményeivel, bár a varianciaanalízis nem mutatott igazolható különbséget. A mulcs és a zéró hasznosítású területek összehasonlításakor megállapítottam, hogy 2019-ben a kaszálás kezelésben magasabb a pillangósok borítása (p-érték: 0,007). A mulcs és réthasználatú területek összehasonlítása statisztikailag igazolható különbséget mutatott 2017-ben (p-érték: 0,031) és 2020-ban (p-érték: 0,006). A kaszálás és a réthasználatú kezelés összehasonlításakor (2017 p-érték: 0,041, 2019 p-érték: 0,025, 2020 p-érték: 0,006), valamint a zéró és a réthasználatú kezelések összehasonlításakor (2017 p-érték: 0,031, 2019 p-érték: 0,006, 2020 p-érték: 0,003) megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelésben nagyobb volt a pillangósok borítása. A varianciaanalízis pozitív különbséget mutatott a kísérlet minden évében, kivéve 2018-ban.



**18. ábra** Az alulhasznosított területen feljegyzett pillangósok átlagos borítása (%) - Karcag, 2017-2020

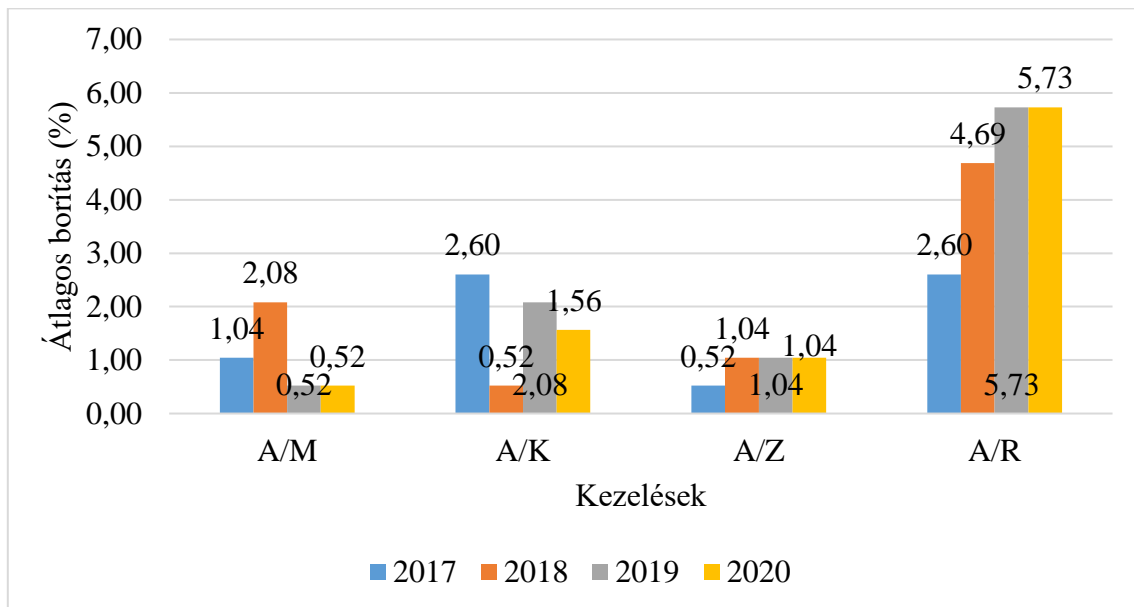
A **feltételes gyomok** közé sorolt gyepalkotók tekintetében legmagasabb borítási értékeket a réthasználatú területen jegyeztem fel (19. ábra). Fényigényes, gyógyhatású gyepalkotó fajok

mellett pl. *Achillea collina*, pannon endemikus fajt is felvételeztem pl. *Plantago schwarzenbergiana*. A borítási adatok perspektívája alapján a zéró hasznosítású és a réthasználatú területeken összehasonlítottam a feltételes gyomok borítási arányát, mely során az igazolódott, hogy a rét hasznosítású területeken nagyobb a feltételes gyomok borítása. A kísérleti évek során csupán a 2020-as évben nem mutatott szignifikáns különbséget (p-érték: 0,060). A mulcs és a zéró hasznosítás kezelése összehasonlításakor megállapítottam, hogy a mulcs kezelésű területen magasabb a feltételes gyomok borítása, mint a zéró hasznosítású területen. Eredményemet 2019-ban statisztikailag varianciaanalízissel igazoltam (p-érték: 0,047). A kaszálás és a réthasználatú kezelése összehasonlításakor a statisztikai elemzés pozitív különbséget mutatott a kísérleti években, kivéve 2019-ben (2017 p-érték: 0,0005; 2018 p-érték: 0,017; 2020 p-érték: 0,04). A mulcs és a réthasználatú kezelése összehasonlításakor a statisztikai elemzés pozitív különbséget mutatott végig a kísérlet során (2017 p-érték: 0,005; 2018 p-érték: 0,013; 2019 p-érték: 0,006; 2020 p-érték: 0,005). A zéró hasznosítású és a réthasználatú kezelése összehasonlításakor a varianciaanalízis pozitív különbséget mutatott végig a kísérlet során (2017 p-érték: 0,0005; 2018 p-érték: 0,010; 2019 p-érték: 0,004; 2020 p-érték: 0,004).



**19. ábra** Az alulhasznosított területen feljegyzett feltételes gyomfajok átlagos borítása (%) - Karcag, 2017-2020

A legmagasabb borítási értékeket szintén a réthasználatú területen jegyeztem fel a **feltétlen gyomok** felvételezése során, a varianciaanalízis nem mutatott igazolható különbséget (20. ábra). A kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területeken magasabb volt a feltétlen gyomok borítása, mint az alulhasznosított területeken. A mulcs és réthasználatú területek összehasonlítása során a statisztikai elemzés 2020-ban jelentős különbséget mutatott (p-érték: 0,024). A kaszálás és a réthasználatú kezelés összehasonlításakor 2018-ban mutatott jelentős különbséget a varianciaanalízis (p-érték: 0,016). A zéró hasznosítású és a réthasználatú területek összehasonlításakor a varianciaanalízis statisztikailag igazolható eredményt mutatott 2018-ban (p-érték: 0,025) és 2020-ban (p-érték: 0,033).



**20. ábra** Az alulhasznosított területen feljegyzett feltétlen gyomfajok átlagos borítása (%) - Karcag, 2017-2020

A mulcs kezelésű (A/M) parcellákban a vizsgált időszakban jegyeztem fel **fás szárú növényt**, kizárólag *Rosa canina*-t, állatok által elkerült szúrós fajt, melynek borítása 3,13%. Az egy évtizede hasznosítatlan területeken jelentkező magas fás szárú növényborítási értékek Barcsák et al. (1978) megállapítását támasztják alá, miszerint „a magára hagyott gyepen a természetes szukcesszió folyamatai fellendülnek”, vagyis elindult a cserjésedési folyamat, megerősítve Perevolotsky és Seligman (1998) „zöld sivatag” elméletét s Szentes et al. (2012), valamint Bajor et al. (2016) vizsgálati eredményeit. A kaszálásos (A/K), és a réthasználatú

területen (A/R) területeken, valószínűsíthetően a gépi kaszálás miatt, nem jegyeztem fel fás szárú növényt. A zéró hasznosításnál mért nagyarányú gyepűrózsa jelenlétnek a magyarázatát abban látom, hogy a Kutatóintézet 1989-ben, a juhnyája szélvédelme érdekében, erdősávokat telepített a kísérletnek is helyt adó legelőjén. Az erdősávok cserjeszintje gyepűrózsából áll, mely magját a kísérlet jelölőkaróira rendszeresen leszálló vadmadarak ürülékükkel terjeszthettek (ornitochoria). A statisztikai elemzések során nem találtam értelmét különbséget kimutatni, mivel gyepűrózsa propagulum nélkül a gyepűrózsa borítás reprodukálása kétséges.

#### 4.2.1.2. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle vízigény szerinti besorolás alapján

A növényeket vízigényük a Borhidi-féle WB ökológiai mutatók szerint csoportosítottam: **szárazságjelző növények** (*Achillea setacea*, *Eryngium campestre*, *Potentilla argentea*, *Trifolium resutum*, *Trifolium striatum*); **szárazágtűrő növények** (*Bromus pannonicus*, *Cardaria draba*, *Euphorbia cypriassis*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*, *Rosa canina*); **félszáraz termőhelyek növényei** (*Cirsium arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Crepis setosa*, *Lathyrus tuberosus*, *Lepidium perfoliatum*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata*, *Plantago schwarzenbergiana*, *Podospermum canum*, *Polygonum aviculare*, *Silene alba*), **félüde termőhelyek növényei** (*Bromus hordeaceus*, *Cerastium vulgare*, *Elymus repens*, *Lolium perenne*, *Sonchus asper*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens*, *Veronica persica*, *Vicia tetrasperma*), **üde termőhelyek növényei** (*Alopecurus pratensis*, *Poa pratensis* subsp. *angustifolia*, *Rumex obtusifolius*), **nedvességjelző növények** (*Galium aparine*, *Gypsophila muralis*, *Inula britannica*, *Ranunculus acris*).

Kiszámoltam a felvételezett növények vízigény ökológiai mutatóit a borítás súlyozottságára, melynek eredményei a következő táblázatban tekinthető meg.

**10. táblázat:** A növények borítása a Borhidi-féle vízigény ökológiai mutatók szerint.

<b>Mulcsozott hasznosítású (A/M) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>WB 1</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>WB 2</b>	1,07	0,52	1,70	1,12
<b>WB 3</b>	3,20	3,14	4,54	3,37
<b>WB 4</b>	1,07	1,57	1,14	1,12
<b>WB 5</b>	3,20	4,71	11,92	10,11
<b>WB 6</b>	89,86	89,01	80,13	83,71
<b>WB 7</b>	1,60	1,05	0,57	0,56
<b>Kaszálás hasznosítású (A/K) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>WB 1</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>WB 2</b>	1,05	4,17	3,28	1,09
<b>WB 3</b>	0,00	0,52	0,00	0,00
<b>WB 4</b>	3,16	0,52	3,83	3,28
<b>WB 5</b>	2,63	3,13	17,49	16,39
<b>WB 6</b>	93,16	91,67	75,41	79,23
<b>WB 7</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Zéró hasznosítású (A/Z) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>WB 1</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>WB 2</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>WB 3</b>	18,09	16,09	19,90	27,50
<b>WB 4</b>	0,53	0,57	1,00	0,71
<b>WB 5</b>	1,60	5,75	5,47	6,96
<b>WB 6</b>	54,26	59,77	45,27	56,25
<b>WB 7</b>	25,53	17,82	28,36	8,57
<b>Rét hasznosítású (A/R) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>WB 1</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>WB 2</b>	6,77	5,32	7,18	8,13
<b>WB 3</b>	23,44	42,55	49,72	51,22
<b>WB 4</b>	9,90	12,77	11,05	12,20
<b>WB 5</b>	4,69	7,45	7,73	7,32
<b>WB 6</b>	50,00	28,19	19,34	17,07
<b>WB 7</b>	5,21	3,72	4,97	4,07

A réthasznosítású (A/R) területen a *Festuca pseudovina* vezérnövényé válását 2018-ban, a nedvesség csökkenése okozhatta. Így WB3 kategóriába sorolt gypalkotók borítása (10.

táblázat), a 2017. évi 23,44 %-ról, 2018.-ra 42,55 %-ra nőtt, sőt tovább növekedett a későbbi vizsgálati években is.

A **szárazságjelző növények (WB2)** elemzése során azt tapasztaltam, hogy 2019-2020 között csökkent 66,67%-kal a növények borítása a kaszált területeken (A/K) (p-érték: 0,016). A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő szárazságjelző növények borítása magasabb (2017 p-érték: 0,018; 2018 p-érték: 0,033; 2019 p-érték: 0,007; 2020 p-érték: 0,003). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő szárazságjelző növények borítása magasabb (2017 p-érték: 0,018; 2019 p-érték: 0,002; 2020 p-érték: 0,003). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő szárazságjelző növények borítása magasabb (2017 p-érték: 0,008; 2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,002; 2020 p-érték: 0,001).

A **szárazágtűrő növények (WB3)** elemzése során azt tapasztaltam, hogy a réthasznosítású területen (A/R) 2017-2018 között 77,78%-kal (p-érték:  $6,26E^{-05}$ ), valamint 2018-2019 között 12,5%-kal (p-érték: 0,034) nőtt ezeknek a növényeknek a borítása. A mulcsozott (A/M és a kaszált (A/K használatú terület összehasonlításakor a statisztikai elemzés 2018-ban (p-érték: 0,007) és 2019-ben (p-érték: 0,016) statisztikailag összefüggő eredményt mutatott, tehát a mulcs kezelésű területen magasabb volt a szárazágtűrő növények borítása. A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő szárazágtűrő növények borítása magasabb (2017 p-érték:  $2,3E^{-05}$ ; 2018 p-érték:  $2E^{-07}$ ; 2019 p-érték:  $2,2E^{-05}$ ; 2020 p-érték:  $1,9E^{-05}$ ). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő szárazágtűrő növények borítása magasabb (2017 p-érték:  $1,3E^{-05}$ ; 2018 p-érték:  $6,1E^{-07}$ ; 2019 p-érték:  $7,4E^{-06}$ ; 2020 p-érték:  $1,5E^{-05}$ ). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő szárazágtűrő növények borítása magasabb volt 2018-ban (p-érték: 0,041).

A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő **félszáraz növényeinek (WB4)** borítása magasabb (2017 p-érték: 0,024; 2018 p-érték: 0,028; 2019 p-érték: 0,001; 2020 p-érték: 0,007). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő félszáraz növényeinek borítása magasabb (2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,0010; 2020 p-érték: 0,006). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználat (A/R) kezelések

összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő félszáraz növényeinek borítása magasabb (2017 p-érték: 0,016; 2018 p-érték: 0,019; 2019 p-érték: 0,0002; 2020 p-érték: 0,0001).

A **félüde termőhelyek növényeinek (WB5)** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy a kaszált területen (A/K) 2018-2019 között nőtt 433,33%-kal ezeknek a növényeknek a borítása (p-érték: 0,038). A kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt.

Az **üde termőhelyek növényeinek (WB6)** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy a mulcsozott kezelésű területen 16,97%-kal (p-érték: 0,020) és a kaszálás kezelésű területen (p-érték: 0,022) 2018-2019 között 21,59%-kal csökkent a felvételezett növények borítása. A réthasznosítású területen 2017-2018 között 44,79%-kal csökkent ezeknek a növényeknek a borítása (p-érték: 0,020). A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő üde növények borítása kisebb (2017 p-érték: 0,001; 2018 p-érték: 0,002; 2019 p-érték: 0,0002; 2020 p-érték: 0,0001). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő üde növények borítása kisebb (2017 p-érték: 0,0008; 2018 p-érték: 0,0005; 2019 p-érték:  $9,6E^{-05}$ ; 2020 p-érték: 0,0002).

A mulcsozott (A/M) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő **nedvességjelző növények (WB7)** borítása nagyobb (2017 p-érték: 0,025; 2018 p-érték: 0,024; 2020 p-érték: 0,013). A kaszált (A/K) és a réthasználat (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú területen lévő üde növények borítása kisebb (2017 p-érték: 0,0006; 2018 p-érték: 0,002; 2019 p-érték: 0,040; 2020 p-érték: 0,002).

#### 4.2.1.3. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle nitrogénigény szerinti besorolás alapján

A növényeket nitrogénigényük a Borhidi-féle NB ökológiai mutatók szerint csoportosítottam: **steril szélsőségesen tápanyag szegény helyek növényei** (*Achillea setacea*, *Potentilla argentea*, *Trifolium resutum*), erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei (*Eryngium campestre*, *Gypsophyla muralis*, *Festuca rupicola*, *Lotus corniculatus*,

*Podospermum canum*, *Plantago schwarzenbergiana*, *Rosa canina*, *Trifolium striatum*), **mérsékelt oligotróf termőhelyek növényei** (*Bromus pannonicus*, *Crepis setosa*, *Euphorbia cypriassis*, *Festuca pseudovina*, *Lepidium perfoliatum*, *Ranunculus acris*), **szubmezotróf termőhelyek növényei** (*Cardaria draba*, *Convolvulus arvensis*, *Lathyrus tuberosus*, *Vicia tetrasperma*), **mezotróf termőhelyek növényei** (*Bromus hordeaceus*, *Cerastium vulgare*, *Inula britannica*, *Poa pratensis subs. angustifolia*, *Polygonum aviculare*, *Plantago lanceolata*), **tápanyagban gazdag termőhelyek növényei** (*Alopecurus pratensis*, *Cirsium arvense*, *Elymus repens*, *Lolium perenne*, *Silene alba*, *Sonchus asper*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium repens*, *Veronica persica*), **túltrágyázott hipertróf termőhelyek, romtalajok növényei** (*Galium aparine*, *Rumex obtusifolius*).

Kiszámoltam a felvételezett növények vízigény ökológiai mutatóit a borítás súlyozottságára, melynek eredményei a következő táblázatban tekinthető meg.

**11. táblázat:** A növények borítása a Borhidi-féle nitrogénigény ökológiai mutatók szerint

<b>Mulcsozott hasznosítású (A/M) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>NB 1</b>	1,06	0,52	1,70	1,12
<b>NB 2</b>	2,13	2,09	2,27	2,25
<b>NB 3</b>	1,06	1,05	2,27	1,12
<b>NB 4</b>	0,00	1,57	3,98	2,25
<b>NB 5</b>	31,38	34,55	46,02	46,63
<b>NB 6</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 7</b>	62,77	59,16	43,18	46,07
<b>NB 8</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 9</b>	1,60	1,05	0,57	0,56
<b>Kaszálás hasznosítású (A/K) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>NB 1</b>	1,05	2,08	3,28	1,09
<b>NB 2</b>	0,00	2,08	0,00	0,00
<b>NB 3</b>	0,00	0,52	1,64	1,64
<b>NB 4</b>	1,05	1,04	3,28	1,64
<b>NB 5</b>	37,89	18,75	36,07	34,97
<b>NB 6</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 7</b>	60,00	75,52	55,74	60,66
<b>NB 8</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 9</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Zéró hasznosítású (A/Z) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>NB 1</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 2</b>	18,09	16,09	21,62	27,50
<b>NB 3</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 4</b>	0,00	1,15	0,54	0,00
<b>NB 5</b>	14,89	29,89	20,54	18,93
<b>NB 6</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 7</b>	65,96	52,30	56,76	53,21
<b>NB 8</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 9</b>	1,06	0,57	0,54	0,36
<b>Rét hasznosítású (A/R) területek borítása (%)</b>				
	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
<b>NB 1</b>	5,21	3,76	5,49	7,30
<b>NB 2</b>	7,29	9,14	8,24	8,11
<b>NB 3</b>	22,91	40,32	47,25	47,86
<b>NB 4</b>	2,60	3,76	2,75	2,43
<b>NB 5</b>	11,46	12,90	15,93	13,79
<b>NB 6</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 7</b>	50,01	29,57	19,78	19,70
<b>NB 8</b>	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>NB 9</b>	0,52	0,54	0,55	0,81

A réthasznosítású (A/R) területen ez a *Festuca pseudovina* vezérnövénné válását 2018-ban a tápanyag csökkenése okozta. Továbbá a mulcsozott kezelésű területen (A/M) a *Poa pratensis subsp. angustifolia* vezérnövénné válását 2019-ben szintén a tápanyag csökkenés okozhatta.

A **steril szélsőségesen tápanyag szegény helyek növényeinek** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy a felvételezett növények borítása 66,67%-kal csökkent a 2019-2020 közötti időszakban a kaszált területen (p-érték: 0,016). A mulcsozott (A/M) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelés felvételezett növényei borítása magasabb (2017 p-érték: 0,005; 2019 p-érték: 0,025; 2020 p-érték: 0,034). A kaszálásos (A/K) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelés felvételezett növényei borítása magasabb (2017 p-érték: 0,005; 2019 p-érték: 0,0016; 2020 p-érték: 0,034). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelés felvételezett növényei borítása magasabb (2017 p-érték: 0,0006; 2018 p-érték: 0,025; 2019 p-érték: 0,0006; 2020 p-érték: 0,016).

Az **erősen tápanyagszegény termőhelyek növényei** elemzésekor a kaszálás (A/K) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlítása elemzése azt mutatta, hogy a réthasználatú kezelésekben 2018 kivételével nagyobb volt a felvételezett növények borítása (2017 p-érték: 0,033; 2019 p-érték: 0,045; 2020 p-érték: 0,038).

A **mérsékelt oligotróf termőhelyek növényeinek** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy 2017-2018 között 70,53%-kal nőtt a felvételezett növények borítása a réthasználatú területen (p-érték: 0,003). A mulcsozott (A/M) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelés felvételezett növényei borítása magasabb (2017 p-érték:  $4,7E^{-05}$ ; 2018 p-érték: 0,0001; 2019 p-érték: 0,0001; 2020 p-érték:  $1,9E^{-05}$ ). A kaszálásos (A/K) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelés felvételezett növényei borítása magasabb (2017 p-érték:  $1,5E^{-06}$ ; 2018 p-érték:  $9,4E^{-05}$ ; 2019 p-érték:  $3,2E^{-05}$ ; 2020 p-érték:  $1,7E^{-05}$ ). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor megállapítottam, hogy a réthasználatú kezelés felvételezett növényei borítása magasabb (2017 p-érték:  $1,5E^{-06}$ ; 2018 p-érték:  $8,2E^{-05}$ ; 2019 p-érték:  $1,8E^{-05}$ ; 2020 p-érték:  $8,4E^{-06}$ ).

A **szubmezotróf termőhelyek növényeinek** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy 2019-ben a kaszált (A/K) és a zéró hasznosítású (A/Z) területek összehasonlítása során a kaszált területen nagyobb a felvételezett növények borítása (p-érték: 0,007).

A **mezotróf termőhelyek növényeinek** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy 2017-2018 között a kaszált területen (p-érték: 0,035) a felére csökkent, míg a zéró hasznosítású területen (p-érték: 0,033) 85,71%-kal nőtt ezeknek a felvételezett növényeknek a borítása. Továbbá a kaszálnak hasznosított területen 2018-2019 között 83,33%-kal nőtt a felvételezett növényeknek a borítása (p-érték: 0,038). A mulcsozott (A/M) és a kaszálás (A/K) használatú kezelések összehasonlításában a mulcsozott területek felvételezett növényeinek borítása magasabb volt 2017-ben (p-érték: 0,003). A mulcsozott és a nem hasznosított terület összehasonlítása alapján a mulcsozott területen felvételezett növények borítása magasabb volt 2020-ban (p-érték: 0,024). A kaszált (A/K) és a nem hasznosított (A/Z) területek összehasonlításakor megállapítottam, hogy 2017-ben a felvételezett növények borítása magasabb volt a kaszált parcellákban (p-érték: 0,004). A mulcsozott (A/M) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor a mulcsozott kezelés felvételezett növényeinek borítása magasabb volt, a statisztikai elemzés pozitív különbséget mutatott (2017 p-érték: 0,002; 2018 p-érték: 0,003; 2019 p-érték: 0,003; 2020 p-érték: 0,002). A kaszált (A/K) és a réthasználatú (A/R) kezelés során megállapítottam, hogy a kaszálnak hasznosított területeken magasabb volt a felvételezett növények borítása a 2018-as év kivételével (2017 p-érték: 0,002; 2019 p-érték: 0,001; 2020 p-érték: 0,001). A nem hasznosított (A/Z) és a réthasználatú (A/R) kezelések statisztikai elemzése azt mutatta, hogy 2018-ban magasabb volt a zéró használatú kezelés felvételezett növényeinek a borítása (p-érték: 0,023).

A **tápanyagban gazdag termőhelyek növényeinek** elemzésekor azt tapasztaltam, hogy 2018-2019 között a mulcs hasznosítású területen (p-érték: 0,007) 22,73%-kal nőtt és a kaszálás hasznosítású területen (p-érték: 0,039) 29,66%-kal csökkent a felvételezett növények borítása. Továbbá 2017-2018 között 42,71%-kal csökkent ezeknek a növényeknek a borítása a réthasználatú területeken (p-érték: 0,026). A mulcsozott (A/M) és a kaszálás (A/K) használatú kezelések összehasonlításában a kaszált területek felvételezett növényeinek borítása magasabb volt 2019-ben (p-érték: 0,007) és 2020-ban (p-érték: 0,006). kaszált (A/K) és a nem hasznosított (A/Z) területek összehasonlításakor megállapítottam, hogy 2018-ban a felvételezett növények borítása magasabb volt a kaszált parcellákban (p-érték: 0,037). A mulcsozott (A/M) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor a mulcsozott kezelés felvételezett növényeinek borítása magasabb volt, a statisztikai elemzés pozitív különbséget mutatott (2018 p-érték: 0,011; 2019 p-érték: 0,001; 2020 p-érték: 0,0003). A kaszált (A/K) és a réthasználatú (A/R) kezelések összehasonlításakor a kaszált hasznosítású kezelés felvételezett növényeinek

borítása magasabb volt, a statisztikai elemzés pozitív különbséget mutatott (2018 p-érték: 0,0071; 2019 p-érték: 0,0005; 2020 p-érték: 0,0002).

A kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt a **túltrágyázott hipertróf termőhelyek, romtalajok növényei** tekintetében. Ezeket a növényeket csak a réthasználatú területen jegyeztem fel. Valószínűsíthetőleg a legeltetés nyomán jelentkező ürülékhatás miatt.

#### 4.2.1.4. A növény szerkezet növényfajainak vizsgálata Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok szerinti besorolás alapján

A növényeket ökológiai értékük alapján besoroltam a **Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok** csoportjaiba: **ritka unikális fajok** (*Plantago schwarzenbergiana*), **specialisták** (*Trifolium resutum*), **természetes kompetítorok** (*Alopecurus pratensis*, *Bromus pannonicus*, *Festuca pseudovina*, *Festuca rupicola*), **generalisták** (*Achillea setacea*, *Poa pratensis subsp. angustifolia*, *Podospermum canum*, *Ranunculus acris*), **természetes pionírok** (*Gypsophila muralis*, *Trifolium striatum*), **zavarástűrő növények** (*Bromus hordeaceus*, *Cerastium vulgare*, *Eryngium campestre*, *Euphorbia cypriassis*, *Inula britannica*, *Lepidium perfoliatum*, *Lotus corniculatus*, *Lolium perenne*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla argentea*, *Rosa canina*, *Rumex obtusifolius*, *Trifolium repens*, *Vicia tetrasperma*), **természetes gyomfajok** (*Cardaria draba*, *Crepis setosa*, *Galium aparine*, *Lathyrus tuberosus*, *Silene alba*, *Sonchus asper*, *Veronica persica*), **runderális kompetítorok** (*Cirsium arvense*, *Elymus repens*, *Convolvulus arvensis*, *Polygonum aviculare*, *Taraxacum officinale*).

A gyepalkotók Borhidi-féle SBT kategóriákba sorolásuk során megállapítottam, hogy mindegyik gyephasznosítási kezelés esetén a természetes kompetítorok (C) és stressz tűrő fajok (generalisták - G) borítási részaránya meghatározó, ami a természetközeli gyepasszociáció stabilitását, s értékét jelzi.

A **ritka unikális fajt** csak a réthasználatú kezelésben jegyeztem fel (*Plantago schwarzenbergiana*), melyeknek értéke évről évre állandó szinten mozgott.

A **specialista fajt** a kaszálás kezelésben jegyeztem föl 2018-ban (*Trifolium resutum*), de ki is szorult a területről a következő évre. A réthasználatú kezelésben csökkent a borítása 2017-2019 között összesen 58,33%-kal, majd 2020-ban a borítása 100%-kal megnőtt. A kezelések összehasonlításakor a varianciaanalízis nem mutatott statisztikailag igazolható eredményt.

A **természetes kompetitorok borítása** a mulcs kezelésben 2017-2018 között 10,53%-kal, 2018-2019 között 41,18%-kal csökkent, 2019-2020 között pedig 10,00%-kal nőtt. A kaszálás kezelésben 2017-2018 között 35,94%-kal nőtt, 2018-2019 között 50,36%-kal csökkent, majd 2019-2020 között 11,43%-kal ismét nőtt a természetes kompetitorok borítása. A zéró használatú kezelésben 2017-2018 között 31,67%-kal csökkent, 2018-2019 között 13,42%-kal, 2019-2020 között pedig 2,15%-kal nőtt a természetes kompetitorok borítása. A réthasználatú kezelésben 2017-2018 között 29,99%-kal csökkent, 2018-2019 között 17,67%-kal nőtt, majd 2019-2020 között 2,70%-kal ismét csökkent a természetes kompetitorok borítása. A természetes kompetitorok borítása esetében a mulcs kezelésben a 2018-2019 közötti időszakban igazolható volt varianciaanalízissel a növényzet borításának csökkenése (p-érték: 0,003).

A **természetes pionír fajokat** csak a réthasználatú kezelésben vételeztem fel cönológia során, viszont 2019-re eltűntek a területről. A faj eltűnése a terület degradációját jelzi.

A **generalista fajok** borítása a mulcs kezelésben évről évre nőtt 2017-2018 között 11,86%-kal, 2018-2019 között 22,73%-kal, 2019-2020 között 2,47%-kal. A kaszálás kezelésben 2017-2018 között 50,00%-kal csökkent, 2018-2019 között 83,28%-kal nőtt, majd 2019-2020 között ismét csökkent 3,03%-kal a generalista fajok borítása. A zéró használatú kezelésben 2017-2018 között 85,71%-kal nőtt, majd 2018-2019 között 26,92%-kal, és 2019-2020 között 26,32%-kal csökkent a generalista fajok borítása. A réthasználatú kezelésben 2017-2018 között 9,52%-kal csökkent, 2018-2019 között 31,58%-kal nőtt, majd 2019-2020 között 8,00%-kal csökkent a generalista fajok borítása. A generalista növények borításának változásában a statisztikai elemzés során a varianciaanalízis pozitív különbséget mutatott 2017-2018 között (p-érték: 0,033), valamint 2018-2019 között (p-érték: 0,038), mely alapján kijelenthetjük, hogy statisztikailag igazolhatóan 2018-ra csökkent az állomány, és 2019-ben nőtt.

A **zavarástűrő növények** borítása a mulcs használatú kezelésben 2017-2018 között 50,00%-kal, 2018-2019 között 55,56%-kal nőtt, majd 2019-2020 között 28,57%-kal csökkent. A kaszálás kezelésben 2017-2018 között 133,33%-kal, 2018-2019 között 71,43%-kal nőtt, majd 2019-2020 között 58,33%-kal csökkent. A zéró használatú kezelésben 2017-2018 között 11,77%-kal csökkent, majd 2018-2019 között 36,67%-kal nőtt, 2019-2020 között nem változott a zavarástűrő fajok borítása. A réthasználatú kezelésben nőtt a zavarástűrő fajok borítása 2017-2018 között 5,26%-kal, 2018-2019 között 20,00%-kal, és 2019-2020 között 8,33%-kal. A zavarástűrő növényeknél a mulcs kezelésben statisztikailag igazolható volt 2020-ra a borítás csökkenése (p-érték: 0,002).

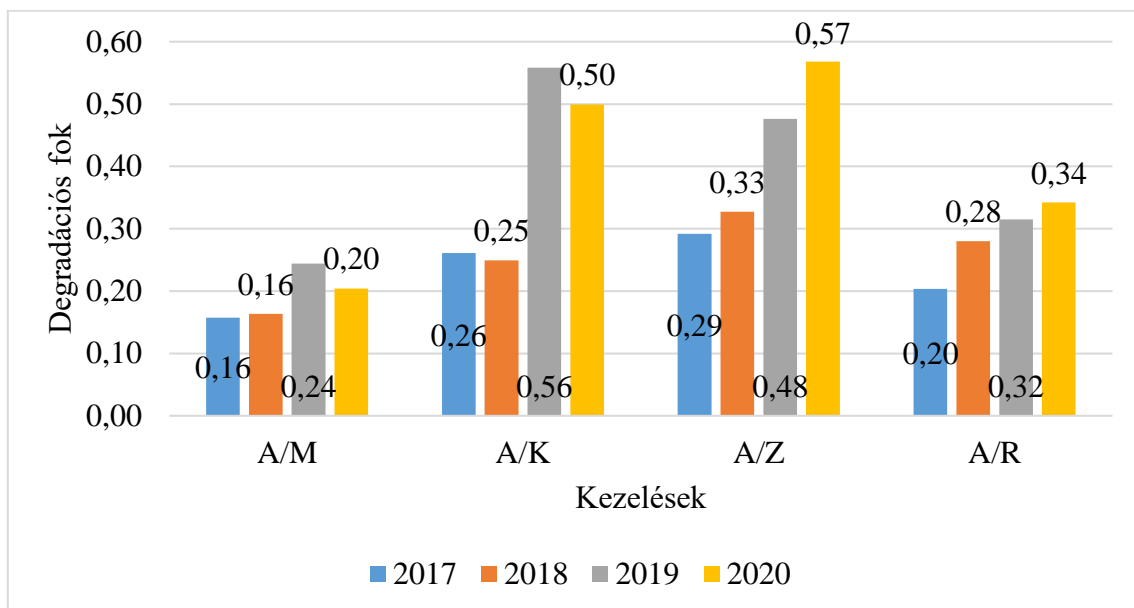
A **természetes gyomfajok** borítása a mulcs használatú kezelésben 2017-2018 között nem változott, 2018-2019 között 33,33%-kal csökkent, 2019-2020 között nem változott. A kaszálás kezelésben 2019-ben jegyeztem fel természetes gyomfajokat, melynek borítása 2020-ra 11,11%-kal csökkent. A zéró használatú kezelésben 2017-2018 között nem változott, 2018-2019 között 50,00%-kal nőtt, majd 2019-2020 között ismét nem változott a természetes gyomfajok borítása. A réthasználatú kezelésben 2017-2018 között 12,50%-kal nőtt, 2018-2019-ben 33,33%-kal csökkent, és 2019-2020 között nem változott a természetes gyomfajok borítása. A statisztikai elemzés nem mutatott igazolható különbséget.

A **ruderális kompetítorok** borítása a mulcs kezelésben 2017-2018 között 22,22%-kal csökkent, 2018-2019 között 114,29%-kal nőtt, és 2019-2020 között nem változott. A kaszálás kezelésben 60%-kal csökkent, 2018-2019 között 550,00%-kal 2019-2020 között 7,69%-kal nőtt a ruderális kompetítorok borítása. A zéró használatú kezelésben nőtt a ruderális kompetítorok borítása 2017-2018 között 100%-kal, 2018-2019 között 50,00%-kal, és 2019-2020 között 83,33%-kal. A réthasználatú kezelésben a ruderális kompetítorok borítása nőtt 2017-2018 között 42,86%-kal, 2018-2019 között 0,00%-kal, és 2019-2020 között 20,00%-kal. A statisztikai elemzés nem mutatott statisztikailag igazolható különbséget.

#### 4.2.1.5. Degradációs fok alakulása különböző hasznosítási módok esetén

A degradációs fok kiszámítását a SBT alapján besorolt növények borítása alapján végeztem el (21. ábra). A legmagasabb degradációt a zéró hasznosítású kezelésen mértem 2020-ban ( $D_f$ : 0,568). A legalacsonyabb degradációs fokot a mulcs használatú kezelésben mértem 2017-ben ( $D_f$ : 0,157). A mulcs használatú kezelésben 2017-2018 között 3,81%-kal, 2018-2019 között 49,59%-kal nőtt, 2019-2020 között 16,37%-kal csökkent a degradáció mértéke. A kaszálás kezelésben 2017-2018 között 4,59%-kal csökkent, 2018-2019 között 123,93%-kal nőtt, 2019-2020 között 10,57%-kal csökkent a degradáció mértéke. A zéró hasznosítású kezelésben 2017-2018 között 12,23%-kal, 2018-2019 között 45,52%-kal, 2019-2020 között 19,31%-kal nőtt a degradáció mértéke. A réthasználatú kezelésben 2017-2018 között 37,64%-kal, 2018-2019 között 12,37%-kal, 2019-2020 között 8,57%-kal nőtt a degradáció mértéke. Megállapítható, hogy évről évre nő a degradáció mértéke a kezelésekben, melynek statisztikai elemzése nem mutatott különbséget. A kezelések összehasonlítása során egyik kezelésnél sem mutatott a varianciaanalízis különbséget. Az eredmények értékelésénél figyelembe kell venni, hogy a

vizsgált kezelések mindegyikének növényfaj diverzitását negatívan befolyásolhatták a kísérleti időszakot meghatározó száraz-félsivatagi klímaindex értékek.

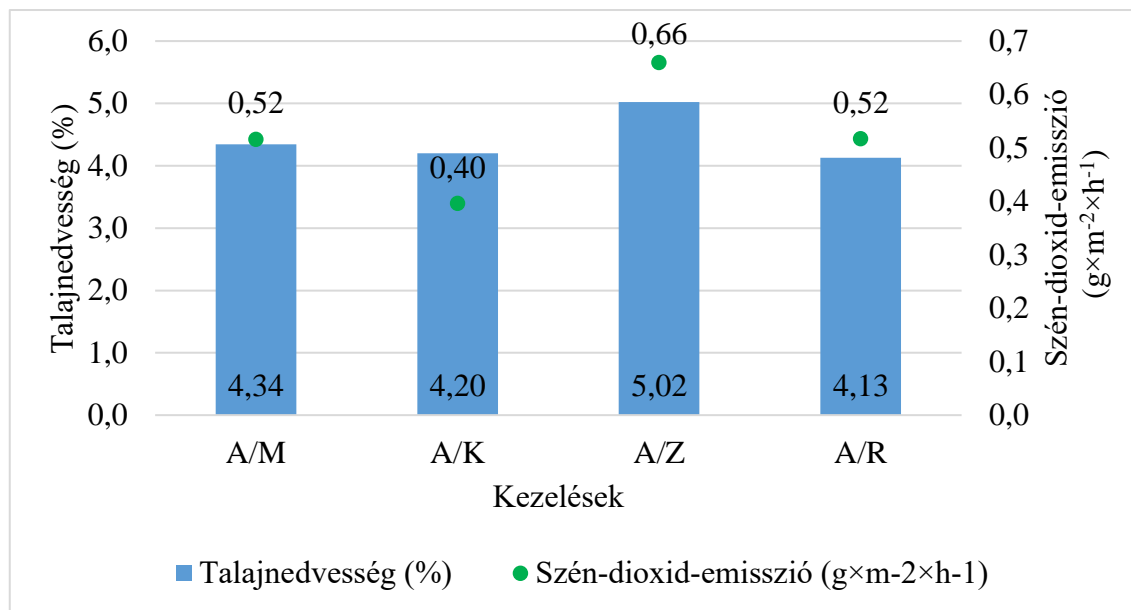


**21. ábra** Az alulhasznosított gyepkísérlet degradációjának változása 2017-2020 között

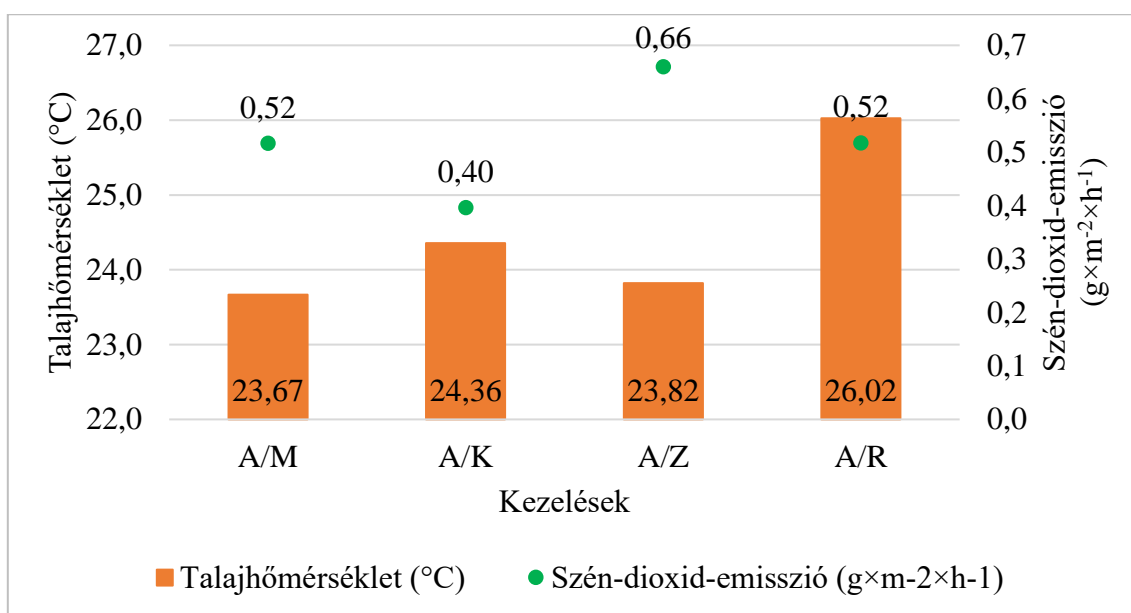
#### 4.2.2. Szén-dioxid-emisszió, talajnedvesség és talajhőmérséklet méréseinek eredményei

A 2017. évi és 2018. évi mérési eredmények a *Melléklet 20. táblázatban* tekinthetők meg.

A 22-23. ábrából leolvasható, **2017**-ben a kaszálás, és a réthasznosítású területeken magasabbak voltak a talajhőmérsékleti értékek, a mulcs és a zéró használatú területeken pedig a talajnedvességi értékek bizonyultak nagyobbak. A szén-dioxid-emissziós értékek a zéró hasznosítású területen voltak a legnagyobbak. A kezelések szén-dioxid-emissziós értékeinek összehasonlításakor a zéró használatú és a kaszálás kezelés között a statisztikai elemzés nem mutatott szignifikáns különbséget (p-érték: 0,009).



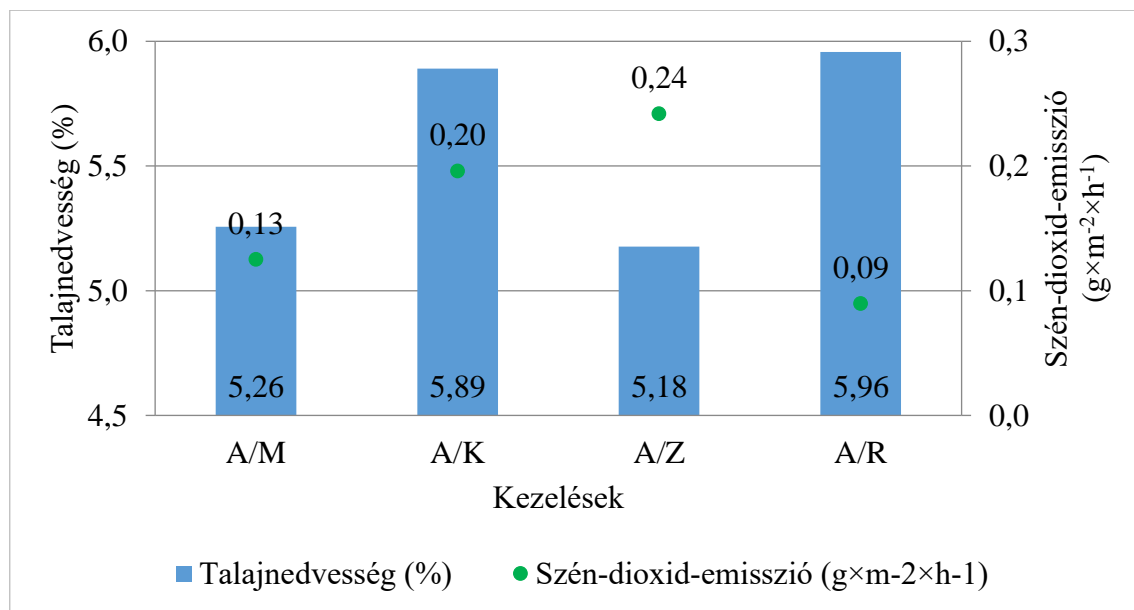
**22. ábra** A 2017. 06. 29. talajnedvesség (%) és szén-dioxid-emisszió ( $\text{g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)



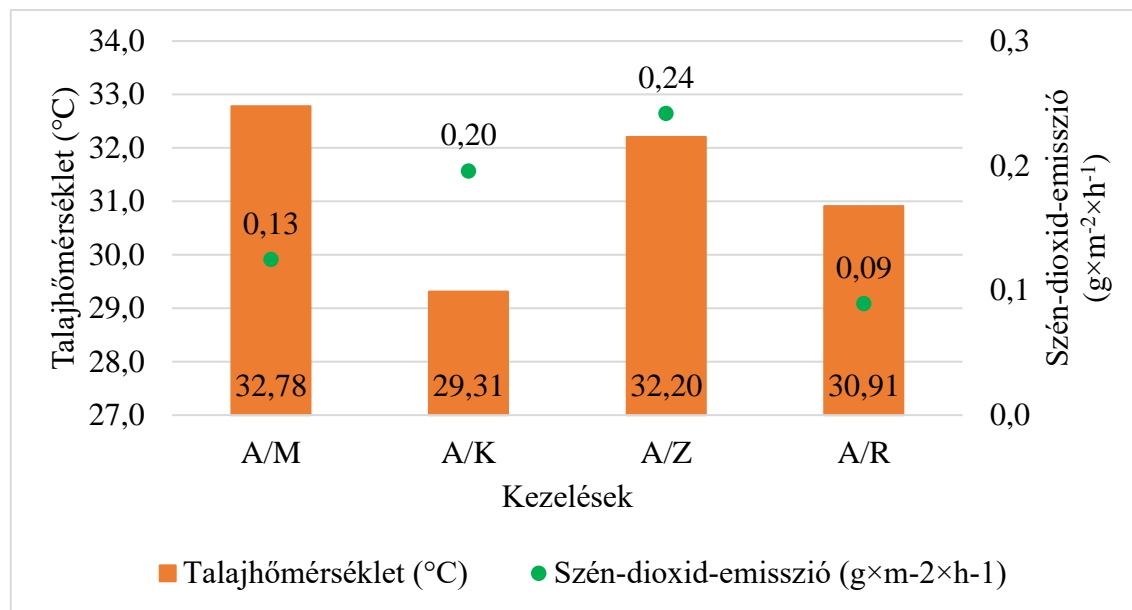
**23. ábra** A 2017. 06. 29. talajhőmérséklet (°C) és szén-dioxid-emisszió ( $\text{g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)

2018-ban a „kaszálás” kezelésnél, illetve a réthasználatú területen magasabbak a talajnedvességi értékek, mint a „mulcs” és „zéró használatú” kezelésnél (24. ábra). Ezeknek, az előző évihez képest ellentmondó adatoknak az a magyarázata, hogy a mintavétel előtti héten összesen 20,6 mm csapadék esett, hosszabb száraz periódus után, így az avaros fitomassza

felfogta a csapadék egy részét a mulcs és a zéró hasznosítású kezeléseknél, míg a többi kezelés parcelláiban (kaszáló, rét) az avaros fitomassza hiánya miatt a csapadék be tudott szivárogni a talajba. Ugyanakkor a kaszálás kezelésnél, valamint a réthasználatú kezelésnél alacsonyabbak voltak a talajhőmérsékleti értékek (25. ábra), valószínűsíthetően a csapadéktól lett hűvösebb a talajuk a mérési szintben. A szén-dioxid-emisszió meghatározásakor azt tapasztaltam, hogy a „mulcs” és a „zéró használatú” kezeléseknél magasabbak a kiszámított értékek. Kovács et al. (2013) szikes gyepeken végzett vizsgálataik során arra az eredményre jutottak, hogy a szén-dioxid-emissziót befolyásolja a talaj szervesanyag-tartalma. Tehát azoknál a kezelésparkellákban, ahol a fitomassza nem került eltávolításra és így szervesanyagként plusz táplálékként szolgálhat a talajmikróbáknak, nagyobb a talajélet aktivitása. A kezelések talajai szén-dioxid-emissziós értékeinek összehasonlításakor a zéró használatú és a kaszálás kezelés (p-érték: 0,005), a zéró használatú és a réthasznosítású kezelés (p-érték: 0,003) között, valamint a mulcs és a kaszálás kezelés (p-érték: 0,004), és a mulcs és a réthasznosítású kezelés (p-érték: 0,002) összehasonlításakor a varianciaanalízis szignifikáns különbséget mutatott.



**24. ábra** A 2018. 06. 06. talajnedvesség (%) és szén-dioxid-emisszió ( $\text{g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)



**25. ábra** A 2018. 06. 06. talajhőmérséklet (°C) és szén-dioxid-emisszió (g×m<sup>-2</sup>×h<sup>-1</sup>) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)

A 2017. és 2018. évi szén-dioxid-emissziós értékek összehasonlításakor a 2017-es értékek voltak nagyobbak, melyet varianciaanalízissel igazoltam, és a statisztikai elemzés pozitív különbséget mutatott (p-érték: 0,001). A 2017. és 2018. évi talajhőmérsékleti adatok összehasonlításakor a 2018-ban mért értékek bizonyultak nagyobbak, mely varianciaanalízisekor jelentős különbséget mutatott (p-érték: 0,0003). A 2017-2018 évi talajnedvességi adatok összehasonlításakor a 2018-as mért értékek voltak a nagyobbak, melyet varianciaanalízissel igazoltam (p-érték: 0,0007). Meg kell jegyezni, hogy ezek csak pillanatnyi állapot eredményei (évjárathatás), s ezért a következő két évben, mivel a mérőműszer immár folyamatosan rendelkezésre állt, kéthetente mértem.

A **2019.** évi vizsgálatom során (*Melléklet 21-22. táblázat*) a szén-dioxid-emisszió legmagasabb értékeit, minden kezelés esetén a május 23. és június 6. közötti időszakban kaptam.

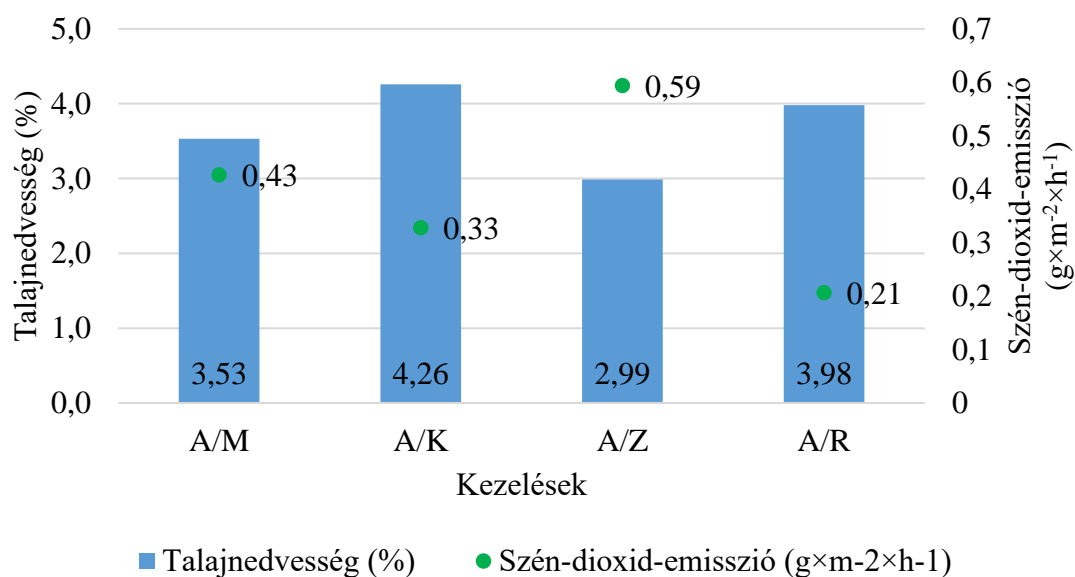
Mivel 2019. májusa a klímaindex alapján kissé esős jellegű volt (0,254 mm/°C), ez a tény is egyik meghatározója lehetett az előbbi eredményeknek. A legalacsonyabb szén-dioxid-emissziós értékeket a réthasználatnál határoztam meg 07.04-én továbbá 07.22-én. Ha klímaindexeket rendelünk ezen mérési időpontok mellé, a kísérleti helyszínen a június aszályos jellegű (0,095 mm/°C), a július szintén aszályos jellegű volt (0,088 mm/°C). A zéró, és a mulcsozott kezeléseknél a talajfelszín az elhalt fitomassza szövetnemez kéregként borítja, a kaszálásos hasznosításnál a kaszálásra nem alkalmas sűrű levélsarjú növedék júliusra elérheti a

~ 15 cm-es, már árnyékoló magasságot. A rét hasznosítás sarjünövedékét viszont juhokkal tarra legeltettük, tehát a szikkasztó naphő jobban kifejthette szárító hatását, kedvezőtlenebbé válhattak a szén-dioxidot termelő mikrobák életfeltételei, akik ráadásul elhalt szervesanyag forráshoz legkevésbé a rét használatú gyepkezelésnél juthattak. Kísérletem adatai alapján valószínűsíthető, hogy a légkörbe is a legeltetett, réthasznosítású gyepekről jut a kevesebb szén-dioxid, mint a parlagon hagyott füves területekről. A kezelések szén-dioxid-emissziós értékeinek összehasonlításakor a következő eredményeket kaptam: a réthasznosítású és a kaszálás kezelések összehasonlításakor a 3. mérés során (2019. április 25.) a réthasznosítású kezelés szén-dioxid-értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,024). A 11. méréskor (2019. augusztus 15.) mulcs és a réthasznosítású kezelés, valamint a mulcs és a kaszálás kezelés összehasonlítása során a mulcs kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,005, valamint 0,003). Ugyanebben a mérési időpontban zéró használatú és a réthasznosítású kezelés, valamint a zéró használatú és a kaszálás kezelés összehasonlítása során a zéró használatú kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,023, valamint 0,009). A réthasznosítású, valamint a kaszálás kezelés összehasonlítása során a réthasznosítású kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,038). A 13. méréskor (2019. szeptember 11.) mulcs és a réthasznosítású kezelés, valamint a mulcs és a kaszálás kezelés összehasonlítása során a mulcs kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,001, valamint 0,028). Ugyanebben a mérési időpontban zéró használatú és a réthasznosítású kezelés, valamint a zéró használatú és a kaszálás kezelés összehasonlítása során a zéró használatú kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,007, valamint 0,025). A réthasznosítású, valamint a kaszálás kezelés összehasonlítása során a kaszálás kezelés széndioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,013). A 14. mérési időpontban (2019. október 1.) a réthasznosítású, valamint a kaszálás kezelés összehasonlítása során a kaszálás kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,046).

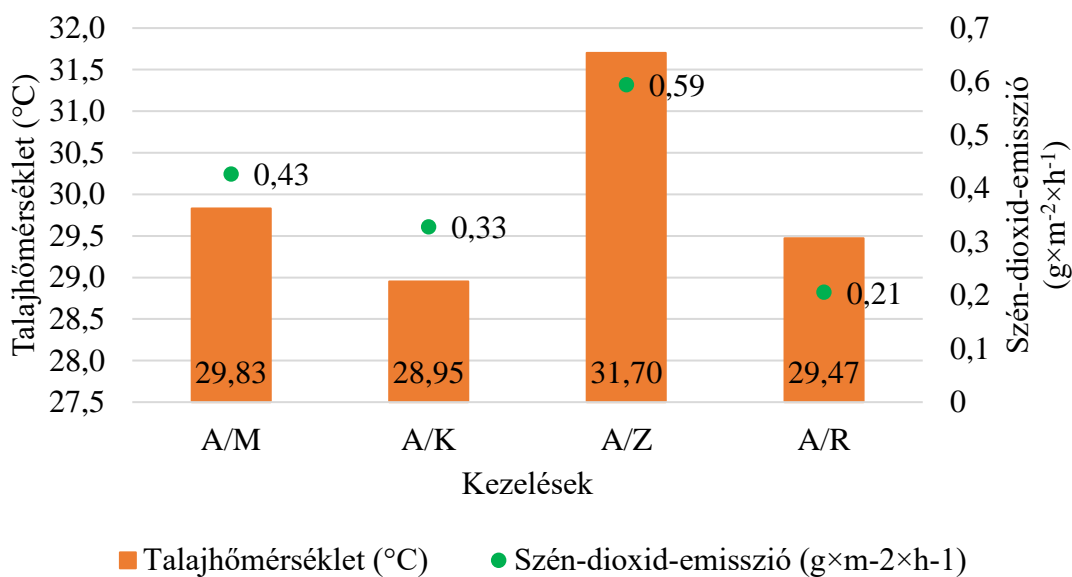
A szén-dioxid mérési időpontokkal egyidőben mértem 0-10 cm-es mélységben a kezelések talajának nedvességtartalmát és hőmérsékletét (*Melléklet 25-26. táblázat*; valamint *Melléklet 29-30. táblázat*). 16,23% talajnedvességet mértem 2019. május 8-án, mely a kaszálás kezelésű parcellákban, mivel az azt megelőző két hétben 74,7 mm csapadék esett. Az agrárium területén, a klímaváltozás miatt terjedő mulcsos technológiák eredményei miatt a szén-dioxid-emisszió és a talajnedvesség tekintetében parallel mozgó értékeket prognosztizáltam (Zsembeli et al., 2015). De a 10. éve halmozódó fűavarnemez s a klímaváltozás miatti szokatlanul hosszú csapadékmentes időszakok miatt a méréseim eredményei több alkalommal nem a „papírfomat”

kövezték. A vizsgálati év augusztusa klímaindex alapján sivatagi jellegű (0,020 mm/°C), míg a szeptember félsivatagi jellegű (0,079 mm/°C) volt.

A nyárutó rendkívül hosszú időtartamú aszályos időszakát szeptember első dekádjában egy 22 mm csapadék szakította meg, a szeptember 11. napi mérési időpontunk előtt (26.; 27. ábra). A szén-dioxid-emisszió legmagasabb értékét ekkor a zéró és a mulcsozott gyephasználatnál mértem, legalacsonyabbakat a kaszáló- és a réthasználatnál. A talajnedvesség értékek viszont pont ellentétes sorrendet mutatnak. A felhalmozódott avarnemez a zéró, illetve a mulcsozott gyephasználatnál, hosszabb arid időszak után hullott csapadék mennyiségét, bizonyos határig, visszatartja a talajba jutástól. De ennek ellenére a talajbaktériumokat folyamatosan tápláló avarnemez olyan magas talajbiológiai aktivitást eredményezhet, mely nagymértékben termeli a szén-dioxidot, a kisebb talajnedvességi értékek mellett is, amint Kovács et al. (2013) vizsgálati is kimutatták. Tehát a 2018. júniusi mérések eredményeivel hasonló jelenség figyelhető meg.



**26. ábra** A 2019. 09. 11. talajnedvesség (%) és szén-dioxid-emisszió (g×m<sup>-2</sup>×h<sup>-1</sup>) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)

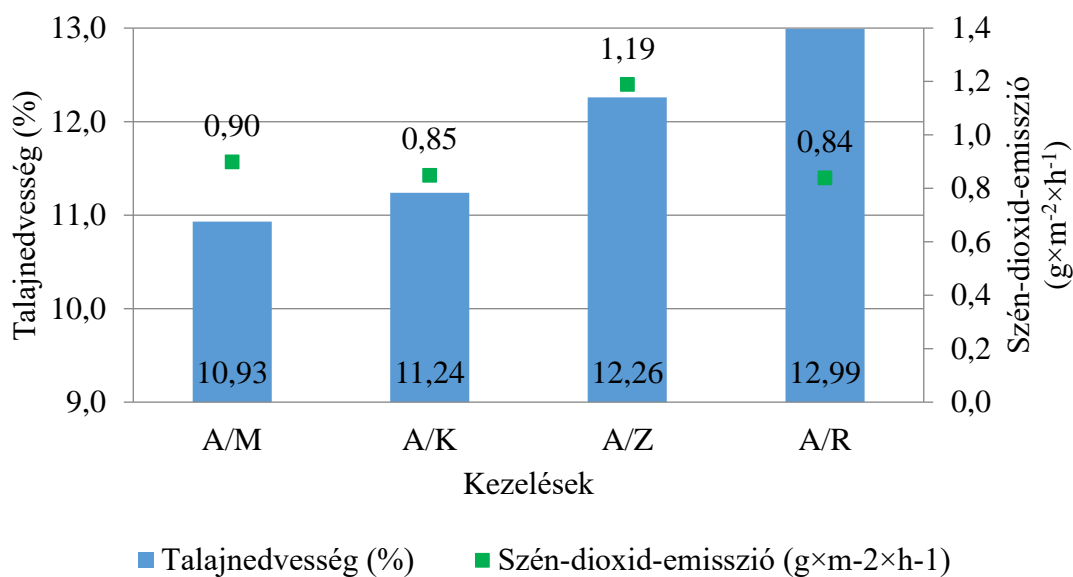


**27. ábra** A 2019. 09. 11. talajhőmérséklet (°C) és szén-dioxid-emisszió (g×m<sup>-2</sup>×h<sup>-1</sup>) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)

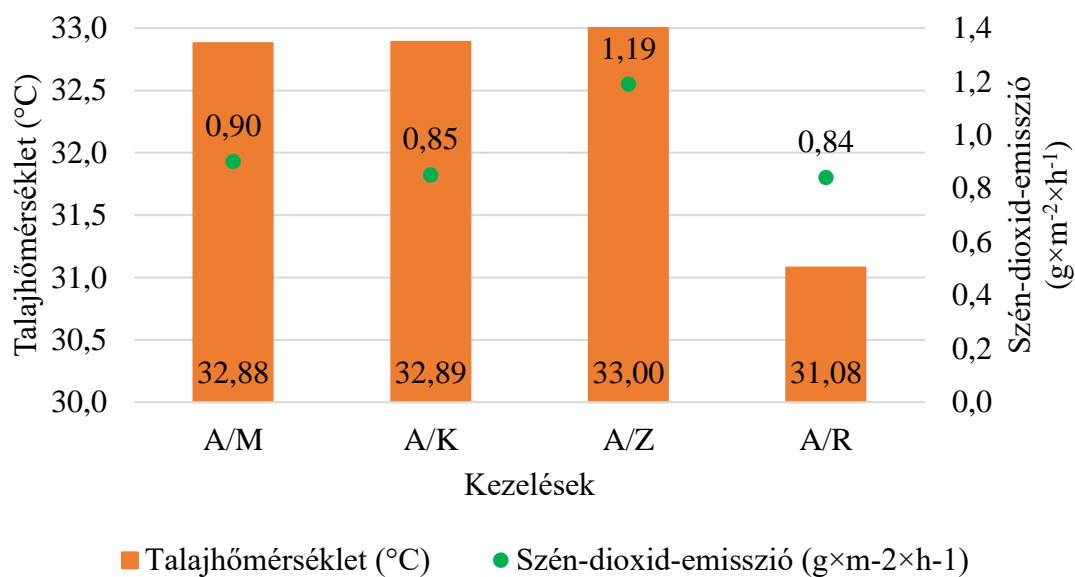
A 2020-as évi szén-dioxid-emisszió adatok hasonlóak voltak az előző évi értékekhez (*Melléklet 23-24. táblázat*), a vizsgált évben szintén nyáron mértem a legmagasabb szén-dioxid-emissziót.

2020-ban a mérési időszak alatt 2 alkalommal nem tudtam semmilyen adatot mérni, ugyanis 2020. június 18.- július 27. között 206,1 mm csapadék esett összesen, mely nem bírt leszivárogni a talajba. Ezek a hónapok (június, július) a klímaindex szempontjából üdének minősültek (0,194 mm/°C, valamint 0,209 mm/°C). A tavaszi és az őszi periódusban alacsonyabb értékeket mértem, mivel az április (0,028 mm/°C), május (0,040 mm/°C), és szeptember (0,057 mm/°C) sivatagi jellegű volt.

A szén-dioxid mérési időpontokkal egyidőben mértem 0-10 cm-es mélységben a kezelések talajának hőmérsékletét és nedvességtartalmát, hasonlóan, mint 2019-ben (*Melléklet 27-28. táblázat*, valamint *Melléklet 31-32. táblázat*). A nyári nagy csapadékmennyiség miatt a mulcs kezelésben mértem a legnagyobb talajnedvességi adatot: 21,30% (2020. július 28.) (*28. ábra*). A talajhőmérsékleti adatok nagyjából kiegyenlítettek voltak az egész év mérési időszakában, a június 3.-i időpontban mértem a legmagasabb hőmérsékleti adatot a zéró hasznosítású parcellákban (39,77 °C) (*29. ábra*).



**28. ábra** A 2020. 07. 28. talajnedvesség (%) és szén-dioxid-emisszió (g×m<sup>-2</sup>×h<sup>-1</sup>) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)



**29. ábra** A 2020. 07. 28. talajhőmérséklet (°C) és szén-dioxid-emisszió (g×m<sup>-2</sup>×h<sup>-1</sup>) átlagos eredményei kezelésenként (Karcag)

A kezelések szén-dioxid-emissziós értékeinek összehasonlításakor a következő eredményeket kaptam: a 2. méréskor (2020. április 21.) mulcs és a réthasznosítású kezelés, valamint a zéró hasznosítású és a réthasznosítású kezelés összehasonlítása során a

réthasznosítású kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,016, valamint 0,009). Ugyanebben a mérési időpontban zéró használatú és a kaszálás kezelés, valamint a mulcs és a kaszálás kezelés összehasonlítása során a kaszálás kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,024, valamint 0,039). Az 5. méréskor (2020. június 3.) a zéró használatú és a réthasznosítású kezelés, valamint a zéró használatú és a kaszálás kezelés, valamint a zéró használatú és a mulcs kezelés összehasonlítása során a zéró használatú kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,004, p-érték: 0,012, továbbá p-érték: 0,0007). A 9. méréskor (2020. július 28.) a zéró használatú és a kaszálás kezelés, valamint a zéró használatú és a mulcs kezelés összehasonlítása során a zéró használatú kezelés szén-dioxid-emissziós értékei voltak nagyobbak (p-érték: 0,033, p-érték: 0,021).

A 2019-2020-as év hasonló mérési időszakait varianciaanalízissel összehasonlítottam, mely során azt tapasztaltam, hogy 2019-ben magasabb volt a szén-dioxid-emisszió tartalma. Feltevésünket varianciaanalízissel bizonyítottam, mely során azt tapasztaltam, hogy a legelső és a 9. mérés összehasonlításakor nem mutatott szignifikáns eredményt (p-érték: 0,072, valamint 0,603), míg a többi esetben a varianciaanalízis eredménye jelentős különbséget hozott.

Vizsgálataim eredményeivel igazoltam Kovács és Szöllösi (2008); Zsembeli et al. (2015); valamint Birkás, (2017) szántóföldön történt vizsgálatait, mely szerint a mulccsal lefedett területeken magasabb a szén-dioxid-kibocsátás (2017-2020 között kibocsátott átlagos szén-dioxid-emisszió mértéke: mulcsozás (A/M) kezelés:  $0,60 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ , zéró használatú (A/Z) kezelés:  $0,68 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ).

Összegezve a leírtakat, a hasonló termőhelyi adottságú, alulhasznosított gyepék rekultivációjának kulcsa a fölös fitomassza eltávolítása a területről. Kaszáló (2017-2020 között kibocsátott átlagos szén-dioxid-emisszió mértéke:  $0,58 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ) vagy réthasználat (2017-2020 között kibocsátott átlagos szén-dioxid-emisszió mértéke:  $0,57 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ) révén alacsonyabb a CO<sub>2</sub>-kibocsátás, mint parlagon hagyott gyep esetén (2017-2020 között kibocsátott átlagos szén-dioxid-emisszió mértéke  $0,68 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ), így mérsékelhető a szén-dioxid kibocsátás mértéke, ráadásul megőrizhető az asszociáció növény szerkezete. A kezelések összehasonlítása a vizsgált időszakban (2017-2020 között) a statisztikai elemzés nem mutatott szignifikáns különbséget.

### 4.3. Alulhasznosított, szolonyec jellegű zsombékok tulajdonságainak vizsgálata

#### 4.3.1. Területegységre vetített zsombékszám

Hiánypótló adatbázis létrehozásának első lépéseként, 2019-ben felmértem a zsombékok darabszámát mintavételi kvadrátonként, melyet a *Melléklet 33. táblázatban* tekinthetünk meg. A zsombékok darabszáma a felmérési kvadrátokban 9 és 19 között változott, kvadrátonként átlagosan 14,60 zsombékot lehetett számolni. Ezek alapján meghatároztam minden egyes kvadrátban a zsombékok lehetséges darabszámát hektáronként. A zsombékok hektáronkénti darabszámát 22500 és 47500 db között határoztam meg, melynek átlagos száma 36500 db (*12. táblázat*).

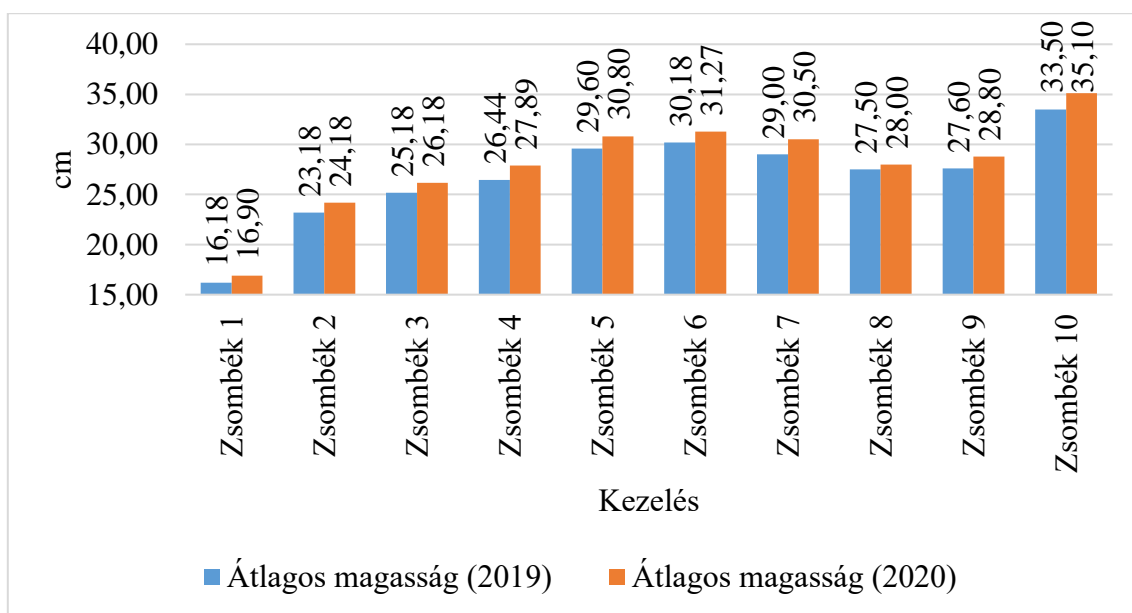
**12. táblázat:** Zsombékok darabszáma parcellánként, és hektárra vetítve (Karcag, 2019)

Terület	Darabszám/4m <sup>2</sup>	Darabszám/ha
Zsombék 1	14	35000
Zsombék 2	11	27500
Zsombék 3	14	35000
Zsombék 4	9	22500
Zsombék 5	13	32500
Zsombék 6	16	40000
Zsombék 7	16	40000
Zsombék 8	17	42500
Zsombék 9	17	42500
Zsombék 10	19	47500
<b>Átlag</b>	<b>14,6</b>	<b>36500</b>

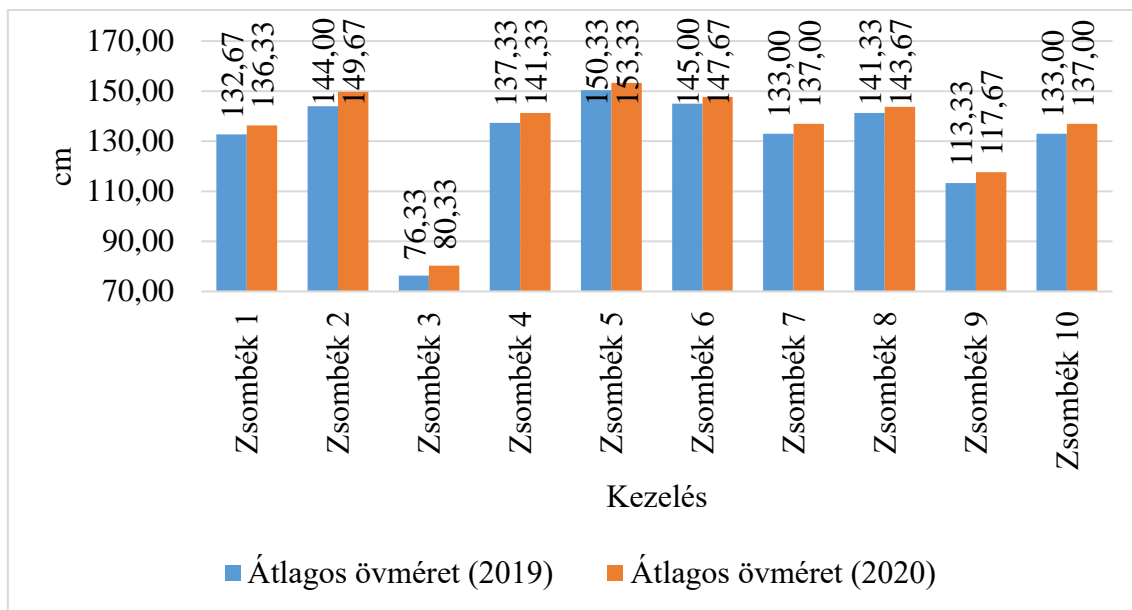
#### 4.3.2. Zsombékok morfolometriai felvételezésének eredményei

A zsombékok méretbeli paramétereinek (magasság és övméret) vizsgálatát 2019-ben és 2020-ban végeztem el. A 2019-es adatok alapján megállapítottam, hogy a zsombékok övmérete 52,00 cm és 160,00 cm között alakult a mérések során 2019-ben, melynek átlagos értéke 130,63 cm. Magasságuk 12 cm és 40 cm között változott, átlaguk 26,72 cm. 2020-ban a zsombékok mérése során meghatároztam, hogy magasságuk 14,00 cm és 44,00 cm között változott, melyek átlagosan 27,83 cm magasak. A zsombékok övmérete 52,00 cm és 169,00 cm között alakult,

átlagértékük 134,40 cm. 2019-ről 2020-as évre nőttek a zsombékok méretbeli paraméterei, mind a magasságuk, mind az övméretük tekintetében (30. és 31. ábra). A zsombékok magassága átlagosan 4,01%-kal, míg az övméretük 2,81%-kal nőtt. Egytényezős varianciaanalízist használtam mindkét esetben a változás kimutatására. Az eredményekből kiderül, hogy szignifikáns eredmény nem mutatható ki egyik esetben sem (a magasság p-értéke: 0,606, valamint az övméret p-értéke: 0,699).



**30. ábra** A zsombékok átlagos magassága (cm) 2019-2020 között (Karcag)



**31. ábra** A zsombékok átlagos övmérete (cm) 2019-2020 között (Karcag)

## 5. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

Előreláthatólag a gyepterületeinkre hosszabb időintervallumot tekintve is az extenzív gazdálkodás lesz jellemző (Penksza et al., 2013; Török et al., 2018A).

A túllegeltetett területen vizsgált természetes gyepasszociáció felületés, illetve tápanyag visszapótlás révén végzett rekultiváció gyorsítása nem vezetett célhoz, igazolva Vinczeffy (1993) megállapítását, miszerint az aprócsenkeszes, szikes ősgyepék „az anyatermészet édesgyermekai”, melyek „öntörvényűek”, és emiatt nehezen fogadnak be idegen felületésű fűfajokat, tehát angolperjével felületni e területet nem érdemes. A felületés sikeressége nagyban függ a felületés technológiájától is.

A cönológiai felvételezéseim alapján bebizonyosodott, hogy a továbbra is túllegeltetett területen nagyobb a fajok száma (bár egy részük feltétlen gyomfaj), mely igazolja Vickery et al. (2001) feltevését, hogy a legelt rétek heterogénebbek, mint a kaszált területek, mely pozitívan befolyásolja a gyepek biodiverzitását (Palmer, 1992; Dufour et al., 2006). Ez a feltevés azt igazolja, hogy nem elegendő csak a növények diverzitásával jellemezni a gyepek állapotát.

Kísérletem eredményei alapján megerősítettem Vinczeffy (1993), valamint Molnár és Csízi (2015) tanulmányait, miszerint az egyoldalú legeltetés időszakos felváltása kaszálásos használatra kiegyensúlyozottabbá teheti az adott gyeptársulás növényfaj összetételét, s csökkentheti a gyomosodást.

A továbbra is túllegeltetett kezelés esetén hasonló eredményekre jutottam, mint Huber et al. (1995) és Czóbel et al. (2012), vagyis tartós túllegeltetés hatására az állatok által kikerült növénycsoportok borítási részaránya évről évre növekszik, ha nincs gyomszabályozó kaszálás, fokozódik a degradáció.

A továbbra is túllegeltetett területen végzett vizsgálataim eredményei megerősítették Stefán (2018) észrevételét, miszerint a vizsgált terület degradáltnak mondható, mivel a Szociális Magatartási Típusok által kiszámolt degradáció értékszámai 1-nél magasabb eredményt jeleznek, míg a legeltetésről kaszálásra váltott területen a degradációs folyamat visszafordítható.

A tradicionális pásztoroló legeltetési mód visszaszorulásával, kényszerből felerősödhet hazánkban is a legelőkertes legeltetés, melyek kényelmi okokból többnyire az állattartó major közvetlen környezetében történnek. Odafigyelő munkaerő híján gyepeink egy része

kopárosodhat a túllegeltetés hatására. Olyan feltétlen gyomnövények uralkodhatnak el a területen pl. *Hordeum murinum*, melyek súlyos állategészségügyi gondokat okozhatnak.

A degradáció visszaszorítására megfelelő lehet a drasztikus használati mód váltás. Az évi egyszeri kaszálás is nagy mértékben hozzájárul a sikeres rekultivációhoz, továbbá csökkentheti a gyomosodást. A kaszálás további pozitív hatása lehet, hogy a gyeptársulás szerkezete stabilizálódik.

Az alulhasznosított területen végzett vizsgálataim során megállapítottam, hogy a vizsgálatok óta (11 év) a zéró hasznosítású gyepterületen a zárósukcesszió felé haladó növényállomány szerkezeti változások (cserjésedés) jellemzők.

Az aszályos évjáratok hatására, a cönológiai felvételezések során borítatlan területeket jegyeztem fel az összes parcellában. A vizsgált asszociáció domináns pázsitfű fajai még a hasznosítás után 11 évvel is meghatározó borítási értékekkel rendelkeznek.

A növények Borhidi-féle Szociális Magatartási Típus kategóriákba sorolása alapján megállapítottam, hogy a természetes kompetitorok és a stressz-tűrő fajok még magas arányban vannak jelen a kezelésekből, mely a természetközeli gyeppaszociáció stabilitását jelzi.

A talaj nedvességtartalmának mérése során azt tapasztaltam, hogy aszályos időszak utáni kevés csapadék bennmarad a mulcs, illetve az avar szövetnemezében, ezáltal ezen kezeléseknél, hosszabb száraz periódus után kisebb lesz a talajnedvesség várható értéke.

Ugyanakkor ilyen esetben (mely gyakorisága prognosztizálhatóan növekedni fog) az elavárosodott fitomasszával borított parcellákon magasabb a szén-dioxid-emisszió mértéke, a többlet lebomló szerves anyag miatt. A napjainkat befolyásoló klímaváltozás során kritikus pont egy adott mezőgazdasági terület szén-dioxid-emissziójának mértéke.

A nem hasznosított gyepeken az avarosodás lesz jellemző, melyet úgy kerülhetünk el, hogy a területeket kaszáljuk és legeltessük (réthasználat kezelés). A réthasználatú kezelés során továbbá csökkenthetjük a szén-dioxid-emisszió mértékét.

A külterjes gyepeken gazdálkodóknak meg kell tanulni együtt élni a zombékosodással a környezetvédelmi támogatások előírásai miatt. A zombékosokra úgy kell tekinteni, mint gyepeink „vízpuffer szabályozójára” (Molnár és Csízi, 2015).

Bár a zombékos rétek kaszálásra ugyan nem alkalmasak, de fontos nyári legelők lehetnek, különösen a klímaváltozás miatt gyakoribb aszályos évjáratokban. A pásztorok szerint „koppanásig kell aszályban legeltetni a fertőket”. Olyan gazdasági állatok tartásával érdemes foglalkozni nagy kiterjedésű zombékmező esetén, melyek hasznosítani képesek az indokolt

területeket, mint például a Natura 2000-s területek esetén a bivaly (Penksza et al., 2008; Marticsek et al., 2011).

Eredményeim alapján látható, hogy a zsombékok figyelemre méltóan magas száma a parlaggyepek területén arra figyelmeztetheti a gazdálkodókat, hogy az egyik legfontosabb feladat a zsombékosok terület növekedésének megakadályozása, következetes körül kaszálással, amit Pánti (2017) is javasol.

Javasolható ugyanakkor a zsombékmezők okozta hasznosítható fitomassza kiesés kompenzálására, külön támogatási forrást beépíteni a jövő környezetvédelmi célprogramjaiba.

## 6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Megállapítottam, hogy a legeltetés négyéves kizárása és kaszálóhasználatra váltás következtében pozitív változások mutatkoztak a túllegeltetett cickafarkos-füves szikes puszta gyepársulás növényállomány szerkezetének rehabilitációjában. A pázsitfűvek borítása, a 2017-2020 között, a hasznosítási mód váltása miatt 53,75%-kal (átlagosan 52,26%-ról 80,03%-ra) nőtt.
2. A túllegeltetett cickafarkos-füves szikes puszta növényállomány szerkezete komoly veszélyt jelenthet a legeltetett juhállományra, mivel az állatok egészségét súlyosan veszélyeztető a *Hordeum murinum* borítása, 2017-2020 között 40,91%-kal (átlagosan 13,54%-ról 22,92%-ra) növekedett.
3. Megállapítottam, hogy a túllegeltetett cickafarkos-füves szikes puszta gyepársulásban, a degradáció megállítására a gyephasználati mód megváltoztatása (legeltetés helyett kaszálásra váltás) lehet a rekultivációs megoldás, mivel a kaszáló használatra váltott gyepp degradációs foka 2017-2020 között 63,41%-kal (0,533-ról 0,188-ra) csökkent, stabilan alatta van a kritikus értékhatárnak (1,0).
4. A túllegeltetett cickafarkos-füves szikes puszta asszociáció degradációs foka, 2017-2020 között 182,99%-kal (1,53-ról 3,95-re) nőtt, mely a túllegeltetés 7. évében már négyszerese a kritikus értékhatárnak (1,0).
5. Az ecsetpázsitos szikes rét domináns pázsitfűvei magas borítással rendelkeznek a hasznosítás felhagyása után 11 évvel is, mely ezen természetközeli gyepasszociáció stabilitását jelzi. 2017-2020 között időszakban az *Alopecurus pratensis* borítása átlagosan 50,78 %, a *Poa pratensis subsp. angustifolia* borítása átlagosan 19,01 % volt.
6. A rét hasznosítási módú, szikes gyepről kevesebb szén-dioxid jut a légkörbe (2017-2020 között nyári időszakban átlagosan  $0,57 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ), mint a parlagon hagyott gyepről (2017-2020 között nyári időszakban átlagosan  $0,68 \text{ g} \times \text{m}^{-2} \times \text{h}^{-1}$ ).
7. Adatbázisba rögzítettem a több mint három évtizede éve fejlődő, réti szolonyec talajtípusú, ecsetpázsitos szikes rét asszociáción kialakult zsombékmező számbeli és méretbeli tulajdonságait. Megállapítottam, hogy az általam vizsgált zsombékmezőn hektáronként átlagosan 36500 zsombék található.

## 7. GYAKORLATBAN ALKALMAZHATÓ EREDMÉNYEK

1. Értekezésem eredményei igazolják a gyephasznosítási módok optimális megválasztásának szükségszerűségét a hasonló termőhelyi adottságú gyepes termőhelyeken mind az avarosodás, mind a túlhasznosítás elkerülése végett.
2. A gyep, mint művelési ág hosszabb távú fenntartása érdekében, indokolt lehet a hasznosítási mód időszakos váltása, amint a dolgozatomban szereplő túllegeltetett gyep rekultivációja során is eredménnyel zárult. Természetes gyepeink növényállomány szerkezetének megfelelő állapotban megőrzése, gyakorlati gyepgazdálkodásunk lételeme.
3. A kaszáló hasznosítási mód időnkénti beiktatása az állandóan legeltetett területeken, eredményeim alapján az állatokat veszélyeztető, feltétlen gyomfajok visszaszorításában is eredményes lehet.
4. A felhalmozódó gyep fitomassza többek között negatív hatással van a növényállomány szerkezetre, valamint növeli az üvegházhatást elősegítő szén-dioxid-emissziót. Eredményeim alátámasztják azt az álláspontot, miszerint veszélyforrás évekig fenntartani a felhalmozódott avart a gazdálkodás számára hasznosított gyepeken.

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS (MAGYAR NYELVEN)

2017 és 2020 között végeztem a vizsgálataimat a Debreceni Egyetem, Agrár Kutatóintézetek és Tangazdaság, Karcagi Kutatóintézet kezelésében lévő, extenzíven művelt, szolonyec talajadottságú gyepon: egy túllegeltetett, egy alulhasznosított, valamint egy zsombékos területen.

Célkitűzéseim a vizsgálattal kapcsolatban az alábbiak voltak:

- Túllegeltetett, szolonyec talajadottságú ősgyep rekultivációs lehetőségeinek pontosítása és a növényállomány szerkezet fluktuációjának vizsgálata.
- Alulhasznosított szolonyec talajadottságú ősgyepen különböző használati módok hatásának vizsgálata, továbbá a szén-dioxid-emisszióknak és a talajnedvesség változásainak műszeres nyomon követése.
- A mikrorelief viszonyok és az alulhasznosítás következtében több, mint három évtized óta fejlődő zsombékmező morфомetriai adatainak pontosítása, adatbázis létrehozása.

Az 1. kísérletben, a túllegeltetett cickafarkos-füves szikes pusztágyepterületén, különböző tápanyagszintek (0 t/ha, 20 t/ha, 40 t/ha) és vetőmag dózisek (0 kg/ha, 20 kg/ha, 40 kg/ha) segítségével terveztem rekultiválni a leromlott gyepterületet. Továbbá évi egyszeri kaszálással hasznosítottam a kerítéssel elzárt területeket. Felmértem Balázs-féle kvadrátmódszerrel a növények borítását, megmértem a növények magasságát. A felmért növényeket csoportosítottam és elemeztem Barcsák-féle takarmányozási szempontok alapján, valamint a Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok (SBT) ökológiai mutató alapján. Megállapítottam a kísérletben a degradáció mértékét. A Karcagi Kutatóintézet akkreditált laboratóriumában növényvizsgálatok történtek a szárazanyaghozam, valamint a nyersfehérje hozam tekintetében.

A túllegeltetett gyepterületénél, a 4 éves legeltetés kizárás, s kaszáló hasznosításra való áttérés következtében rekultivációs eredményként megállapítottam, hogy szignifikánsan nőtt az értékes gypalkotók részaránya a növényállomány szerkezetben, s jelentősen csökkent a degradációs fok. A továbbra is túllegeltetett gyepterületeken a degradációs fok kritikus értékeket ért el, s az állatok egészségét veszélyeztető feltétlen gyomok tömegesen jelentek meg. Eredményeim alapján sikeres rekultivációs megoldás a degradáció csökkentésére a drasztikus

használati mód megváltoztatása lehet, azaz kaszálásra váltás, mely csökkenti a felszaporodó feltétlen gyomok borítását is.

A 2. kísérletemben, az alulhasznosított ecsetpázsitos szikes rét gyeptársulásban, zéró, mulcs, kaszáló és rét hasznosítási módok összehasonlítását végeztem. Felmértem Balázs-féle kvadrátmódszerrel a növények borítását, megmértem a növények magasságát. A felmért növényeket csoportosítottam és elemeztem Barcsák-féle takarmányozási szempontok alapján, valamint a Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok (SBT), vízigény (WB), továbbá nitrogénigény (NB) ökológiai mutatók alapján. Megállapítottam a kísérletben a degradáció mértékét. A területen megvizsgáltam a szén-dioxid-kibocsátás mértékét, továbbá a talajhőmérsékletet, és a talajnedvességet is vizsgáltam.

A 11. éve alulhasznosított gyeptársulás vizsgálata során, a zéró hasznosítási mód esetén mértem a pázsitfűvek borításának a szignifikánsan legmagasabb értékeit. A réthasznosítási mód esetén viszont a feltételes gyomok, köztük számos gyógyhatású növény, legnagyobb borítása volt statisztikailag kimutatható. A szén-dioxid-emisszió értékei minden mérési időpontban a zéró hasznosítás esetén voltak igazolhatóan a legmagasabbak, jelezve a parlagon hagyott gyepek potenciális veszélyforrását a klímaváltozás elleni küzdelemben. A szén-dioxid-kibocsátás csökkentésére a réthasználat kezelés javasolható.

Az alulhasznosítás és a zsombékgiliszta tevékenysége következményeképpen, három évtizede fejlődő, ecsetpázsitos szikes rét gyeptársulású, zsombékmezőn vizsgáltam a zsombékok magasságát, valamint övméretét. Továbbá megállapítottam egy hektár zsombékmezőn található zsombékok számát. Mivel a környezetvédelmi előírások miatt óvni kell a gyepeken található, gazdálkodást akadályozó zsombékmezőket, hiánypótló adatokat szolgáltatottam vizsgálataimmal ezen témakörben.

## 9. ÖSSZEFOGLALÁS (ANGOL NYELVEN)

Between 2017 and 2020, I conducted my studies on an extensively cultivated grassland with Solonyec soil conditions: an overgrazed, an underutilized and a shrubby area, managed by the University of Debrecen, Institutes for Agricultural Research and Educational Farm, Karcag Research Institute.

My objectives were for the study:

- To clarify the possibilities of recultivation of overgrazed grassland with saline soil conditions and to investigate the fluctuation of the vegetation structure.
- To investigate the impact of different land-use types on underutilised grassland and to monitor instrumentally carbon-dioxide-emissions and soil moisture changes.
- The result of microrelief conditions and underutilization is the clarification and creation of a database of the morphometric data of the tussock, which has been developing for more than three decades.

In my 1st experiment, I planned to recultivate the degraded grassland in an overgrazed grassland using different nutrient levels (0 t/ha, 20 t/ha, 40 t/ha) and seed doses (0 kg/ha, 20 kg/ha, 40 kg/ha). Furthermore, I used the fenced-off areas by mowing once a year. I measured plant cover with the Balázs quadrat method and measured plant height. I grouped and analysed the surveyed plants according to Barcsák's forage criteria and Borhidi's Social Behaviour Types (SBT) ecological index. I determined the degree of degradation in the experiment. Plant tests were carried out at the accredited laboratory of the Karcag Research Institute for dry matter yield and crude protein yield.

The recultivation results of the overgrazed grassland community, the exclusion of 4 years of grazing and the change to mowing, showed a significant increase in the proportion of valuable grassland components in the plant stand structure and a significant decrease in the degree of degradation. The degree of degradation reached critical values in the still overgrazed grassland areas, and uncontrolled weeds, which are a threat to animal health, appeared in abundance. Based on my results, a successful recultivation solution to reduce degradation may be a drastic change of use, i.e. a change to mowing, which also reduces the cover of the overgrowing uncontrolled weeds.

In my 2nd experiment, I compared zero, mulch, mowing and meadow utilization in an underutilized grassland. I assessed plant cover using the Balázs quadrat method and measured plant height. The surveyed plants were grouped and analysed according to Barcsák's forage criteria and Borhidi's Social Behaviour Types (SBT), water demand (WB) and nitrogen demand (NB) ecological indicators. I determined the extent of degradation in the experiment. I also investigated the rate of carbon-dioxide-emission in the field, soil temperature and soil moisture.

I measured the significantly highest values of the graminaceous plant cover in the 11th year underutilized grassland under the zero utilization mode. In contrast, the highest cover of conditional weeds, including several medicinal plants, was statistically detectable in the meadow utilization mode. Carbon-dioxide-emission values were demonstrably highest for zero tillage at all measurement times, indicating the potential threat of underutilized grassland in the fight against climate change. Meadow management is proposed to reduce carbon-dioxide-emissions.

As a consequence of under-utilization and tussock worm activity, I investigated the height and belt size of sedges in a three-decade-old tussock meadow. Furthermore, I determined the number of tussocks per hectare of tussock meadow. Due to environmental protection regulations, tussocks on grasslands that hinder farming must be protected, I have provided missing data on this topic.

## 10. IRODALOM

1. Aldrich, J. H.: 2002. Factors and benefits in the establishment of modest-sized wildflower plantings: a review. *Native Plant Journal*. 3. 67-86.
2. Almádi L. – Béres I. – Berzsényi Z. – Horváth Z. – Hunyadi K. – Kazinczi G. – Lehoczky É. – Mikulás J. – Németh I. – Petrányi I. – Reisinger P. – Szemán L. – Szentey L. – Szőke L. – Tóth E. – Varga Sz.: 2013. Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-545.
3. Ángyán J.: 2003. Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-556.
4. Bajnok M. – Török G. – Resch R. – Buchgraber K. – Tasi J.: 2011. A termőhely, a gyeptípus és az időjárás szerepe néhány gyeptertermés alakulásában a hasznosítás intenzitásának függvényében. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 2010/2011. 13-18.
5. Bajor, Z. – Zimmermann, Z. – Szabó, G. – Fehér, Zs. – Járdi, I. – Lampert, R. – Kerény-Nagy, V. – Penksza, P. – L. Szabó, Zs. – Székely, Zs. – Wichmann, B. – Penksza, K.: 2016. Effect of conservation management practices on sand grassland vegetation in Budapest, Hungary. *Applied Ecology and Environmental Research*. 14. 3: 233-247.
6. Bakker, J. P. – Bakker, E. S. – Rosén, E. – Verweij, G. L.: 1997. The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland Sweden). *Ökologie und Naturschutz*. 6. 9-18.
7. Bakker, J. P. – Berendse, F.: 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution*. 14. 63-68.
8. Balázs F.: 1949. A gyepek termésbecslése növénycönológia alapján. *Agrártudományok*. 1. 25-35.
9. Balázsi, Á.: 2018. Grassland management in protected areas - Implementation of the EU biodiversity strategy in certain post-communist countries. *Hacquetia*. 17. 1 73-84.
10. Baldock, D. – Beaufoy, G. – Dark, J.: 1994. The Nature of Farming. Low Intensity Farming Systems in Nine European Countries. IEEP London. 68.
11. Balogh J. – Fóti Sz. – Pintér K. – Cserhalmi D. – Papp M. – Koncz P. – Nagy Z.: 2012. A talajok CO<sub>2</sub>-kibocsátásának jelentősége hazai gyepek szénforgalmában. *Kitaibelia*. 17. 1: 9.
12. Barcsák Z. – Baskay-Tóth B. – Prieger K.: 1978. Gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-339.
13. Barcsák Z. – Kertész I.: 1986. Gazdaságos gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-260.
14. Barcsák Z. – Prieger K.: 1976. Gyepgazdálkodás. Egyetemi Jegyzet. GATE Mezőgazdaságtudományi Kar. Földműveléstani és Növénytermesztéstani Tanszék, Gödöllő. 1-317.
15. Barcsák Z.: 2004. Biogyep-gazdálkodás. Mezőgazda Lap- és Könyvkiadó Kft., Budapest. 1-222.
16. Bartha, S. – Szentes, Sz. – Horváth, A. – Házi, J. – Zimmermann, Z. – Molnár, Cs. – Dancza, I. – Margóczy, K. – Pál, R. – Purger, D. – Schmidt, D. – Óvári, M. – Komoly, C. – Sutyinszki, Zs. – Szabó, G. – Csathó, A. I. – Juhász, M. – Penksza, K. – Molnár, Zs.: 2014. Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science*. 17. 2: 201-213.
17. Baskay-Tóth B.: 1962. Legelő- és rétművelés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-370.
18. Bazzaz, F. A.: 1979. The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 10. 351-371.

19. *Bellon T.*: 1996. Beklen: A nagykunsági mezővárosok állattartó gazdálkodása a XVIII-XIX. században (történeti-néprajzi tanulmány). Karcag város önkormányzata, Karcag. 1-415.
20. *Bengtsson, J. – Bullock, J. M. – Egoh, B. – Everson, C. – Everson, T. – O’Connor, T. – O’Farrell, P. J. – Smith, H. G. – Lindborg, R.*: 2019. Grasslands – more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*. 10. 12582.
21. *Benyovszky B. M. – Penksza K.*: 2004. Gyepvetőmag keverék összeállítása. Kistermelők lapja, Magyar Mezőgazdaság Kft., szeptember 9. szám, p. 14.
22. *Béri B. – Vajna T.-né – Czeglédi L.*: 2004. A védett természeti területek legeltetése. [In: Nagy G., Lazányi J. (szerk.) Gyepgazdálkodás. Gyepök az agrár-és vidékfejlesztési politikában.] DE ATC, Debrecen, 50–59.
23. *Béri B.*: 2011. Tartástechnológia. Az Agrármérnöki MSc szak tananyagfejlesztése. TÁMOP-4.1.2-08/1/A-2009-0010 projekt 1-106.
24. *Birkás M.* 2017. Földművelés és földhasználat. Mezőgazda Lap-és Könyvkiadó, Budapest. 1-482.
25. *Bissels, S. – Donath, T. W. – Hölzel, N. – Otte, A.*: 2005. Ephemeral wetland vegetation in irregularly flooded arable fields along the northern Upper Rhine: The importance of persistent seed banks. *Phytocoenologia*. 35. 469-488.
26. *Borbás V.*: 1881. Az alföldi zsombék. *Földm. érdekeink*. 47. 300-301.
27. *Borbás V.*: 1885. Az alföldi zsombék. *Természettudományi Közlöny*. XVII. 19: 274-280.
28. *Borhidi A.*: 1993. A magyar flóra szociális magatartástípusa, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. KTM-OTVH-JPTE kiadványa, Pécs. 1-93.
29. *Botta-Dukát, Z.*: 2008. Invasion of alien species to Hungarian semi- natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*. 50. 219-227.
30. *Bölöni J. – Horváth F. – Illyés E. – Kun A. – Molnár Zs. – Szabó R. – Viszló I.*: 2008. Természetvédelmi célú gyephasznosítás. Duna-Ipoly Nemzeti Park kiadványa.
31. *Bölöni J. – Molnár Zs. – Kun A.*: 2011. Magyarország élőhelyei, vegetáció típusok leírása és határozója. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete. Vácrátót. 1-441.
32. *Bradshaw, A. D.*: 1983. The reconstruction of ecosystems: Presidential adress to British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology*. 20. 1-17.
33. *Brockway, D. G. – Gatewood, R. G. – Paris, R. B.*: 2006. Restoring fire as an ecological process in shortgrass prairie ecosystems: initial effects of prescribed burning during the dormant and growing seasons. *Journal of Environmental Management*. 65. 135-162.
34. *Bullock, J. M. – Clear Hill, B. – Dale, M. P. – Silvertown, J.*: 1994. An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in an species, poor grassland on the role of seedling recruitment in gaps. *Journal of Applied Ecology*. 31. 493-507.
35. *Bullock, J. M. – Jefferson, R. G. – Blackstock, T. H. – Pakeman, R. J. – Emmett, B. A. – Pywell, R. J. Grime J. P. – Silvertown, J.*: 2011. Seminaturl grasslands. Technical report: the UK National Ecosystem Assessment. Cambridge UK. UNEP-WCMC; 161–196.
36. *Bullock, J. M. – Pakeman, R. J.*: 1996. Grazing of lowland heath in England: management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation*. 79. 1-13.
37. *Burel, F. – Baurdy, J. – Butet, A. – Clergeau, P. – Delettre, Y. – Le Coeur, D. – Dubs, F. – Morban, N. – Paillat, G. – Petit, S. – Thenail, C. – Brunel, E. – Lefeuvre, J. C.*: 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*. 19. 47-60.
38. *Burger, A.*: 2006. Why is the issue of land ownership still of major concern in East Central European (ECE) transitional countries and particularly in Hungary? *Land Use Policy*. 23. 4: 571-579.

39. *Campbell, B. – Frost, P. – Byron, N.*: 1996. Miombo woodlands and their use: overview and key issues. [In: Campbell, B. (ed.) *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa.*] Center for International Forestry Research, Indonesia. 1-10.
40. *Canals, R. M. – Sebastià, M. T.*: 2000. Analyzing mechanisms regulating diversity in rangelands through comparative studies: A case in the southwestern Pyrenees. *Biodiversity and Conservation*. 9. 965-984.
41. *Carrick, P. J. – Krüger, R.*: 2007. Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *Journal of Arid Environments*. 70. 4: 767-781.
42. *Climo, W. J. – Richardson, M. A.*: 1984. Factors affecting the susceptibility of 3 soils in the Manawatu to stock treading. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. 27. 247-253.
43. *Coomes, D. A. – Allen, R. B. – Forsyth, D. M. – Lee, W. G.*: 2003. Factors preventing the recovery of New Zealand forests following control of invasive deer. *Conservation Biology*. 17. 450-459.
44. *Courtois, D. R. – Perryman, B. L. – Hussein, H. S.*: 2004. Vegetation change after 65 years of grazing and grazing exclusion. *Journakól of Range Managment*. 57. 574-582.
45. *Cramer, V. A. – Hobbs, R. J. – Standish, R. J.*: 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in ecology & evolution*. 23. 104-12.
46. *Critchley, C. N. R. – Burke, M. J. W. – Stevens, D. P.*: 2003. Conservation of lowland seminatural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agrienvironment schemes. *Biological Conservation*. 115. 263-278.
47. *Cui, X. F. – Graf, H. F.*: 2009. Recent land cover changes on the Tibetan Plateau: a review. *Climatic Change*. 94. 47-61.
48. *Czóbel, Sz. – Szirmai, O. – Németh, Z. – Gyuricza, Cs. – Házi, J. – Tóth, A. – Schellenberger, J. – Vasa, L. – Károly, P.*: 2012. Short-term effects of grazing exclusion on net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange and net primary production in a Pannonian sandy grassland. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 40. 67-72.
49. *Csizi I. – Monori I.*: 2007. Túlérrett juhtrágya hatása ecsetpázsitos szikes rét első növedékének növényállomány összetételére és hozamára. Gyepgazdálkodási ankét. Szent István Egyetem, Gödöllő. 119-124.
50. *Csizi I. – Monori I.*: 2008. Túlérrett juhtrágya hatása ecsetpázsitos szikes rét első növedékének növényállomány összetételére és hozamára. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 6. 29-32.
51. *Csizi I. – Monori I.*: 2009. Juhtrágya hatása extenzív gyepelső növedékének hozamára. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 7. 27-30.
52. *Csizi I. –Díaz F. D.* 2018. Gyakorlati tapasztalataink a jerkenevelésről. *Értékálló Aranykorona XVIII*. 2: 24-26.
53. *Csizi I.*: 2003. A hasznosítás és az évjárat hatása a Karcag környéki szikes gyepek termésére. Doktori értekezés, Debrecen. 1-150.
54. *Csuzdi Cs.*: 2007. Magyarország földgilizta faunájának áttekintése. *Állattani Közlemények* 92. 1: 3-38.
55. *Da Ronch, F. – Ziliotto, U. – Scotton, M.*: 2002. Floristic composition of Massiccio del Monte Grappa (NE Italy) pastures in relation with the utilisation intensity. EGF 2002-Multi-function grasslands. *La Rochelle, France*. 7. 778-779.
56. *De Vliegheer, A. – Van Gils, B. – van den Pol-van Dasselaar, A.*: 2014. Roles and utility of grasslands in Europe. [In: A. Hopkins, A. – Collins, R. P. – Fraser, M. D. – King, V. R. – Lloyd, D. C. – Moorby J. M. – Robson. P. R. H. (eds.) *Proceedings of the 25th EGF General Meeting on “EGF at 50: The Future of European Grasslands.*] Aberystwyth University, 753-756.

57. Deák B. – Kapocsi I.: 2010. Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyep? *Tájökológiai Lapok*. 8. 395-409.
58. Deák B. – Tóthmérész B.: 2007. A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények*. 13. 179-186.
59. Deák B. – Török P. – Kapocsi I. – Lontay L. – Vida E. – Valkó O. – Lengyel Sz. – Tóthmérész B.: 2008. Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok*. 6. 323-332.
60. Deák B. – Valkó O. – Schmotzer A. – Kapocsi I. – Tóthmérész B. – Török P.: 2012. Gyepék égetésének természetvédelmi megítélése Magyarországon: problémák és pozitív tapasztalatok. *Tájökológiai Lapok*. 10. 2: 287-303.
61. Deák, B. – Tölgyesi, C. – Kelemen, A. – Bátori, Z. – Gallé, R. – Bragina, T. M. – Abil, Y. A. – Valkó, O.: 2017. The effects of micro-habitats and grazing intensity on the vegetation of burial mounds in the Kazakh steppes. *Plant Ecology and Diversity*. 10. 509-520.
62. Deák, B. – Valkó, O. – Alexander, C. – Mücke, W. – Kania, A. – Tamás, J. – Heilmeyer, H.: 2014A. Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands - case study based on remotely sensed data. *Flora*. 209. 693-697.
63. Deák, B. – Valkó, O. – Tóthmérész, B.: 2019. VIII. Pannonic saline meadows - Scorzonero-Juncetalia gerardii. [In: Körmőczi, L., Makra, O. (szerk.) *Vegetation and Fauna of Tisza River Basin III. Tiscia Monograph Series 12*] Szeged, 61–90.
64. Deák, B. – Valkó, O. – Török, P. – Végvári, Zs. – Hartel, T. – Schmotzer, A. – Kapocsi, I. – Tóthmérész, B.: 2014C. Grassland fires in Hungary-Problem or a potential alternative management fool? *Applied Ecology and Environmental Research*. 12. 267-283.
65. Deák, B. – Valkó, O. – Török, P. – Végvári, Zs. – Hartel, T. – Schmotzer, A. – Kapocsi, I. – Tóthmérész, B.: 2014B. Grassland fires in Hungary – experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity. *Applied Ecology and Environmental Research*. 12. 1: 267-283.
66. Dengler, J. – Janišová, M. – Török P. – Wellstein, C. 2014. Biodiversity of Palaeartic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 182. 1-14.
67. Dér F. – Marton I. – Németh T. – Pásztor L. – Szabó J.: 2003. Termőhelyi minősítés a gyepgazdálkodásban. [In: Gaál Z. – Máté F. – Tóth G. (szerk.) *Földminősítés és földhasználati információ.*] Keszthely, 2003. december 11-12., Országos konferencia kiadványa. 5; pp. 125-130.
68. Dorner B.: 1923. Rétek és legelők művelése és termésfokozása. Athenaeum, Budapest. 1-360.
69. Dövényi Z.: 2010. Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 1-875.
70. Dufour, A. – Gadallah, F. – Wagner, H. H. – Guisan, A. – Buttler, A. 2006. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography*. 29. 573-584.
71. Éber E.: 1996. A magyar állattenyésztés fejlődése. Agroiinform Kiadóház, Budapest. 1-519.
72. Enyedi, Z. M. – Ruprecht, E. – Deák, M.: 2008. Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. *Applied Vegetation Science*. 11. 53-60.
73. Erdős, L. – Bátori, Z. – Tölgyesi, Cs. – Körmőczi, L.: 2014A. The moving split window (MSW) analysis in vegetation science - an overview. *Applied Ecology and Environmental Research*. 12. 787-805.
74. Erdős, L. – Cserhalmi, D. – Bátori, Z. – Kiss, T. – Morschhauser, T. – Benyhe, B. – Dénes, A.: 2013. Shrub encroachment in a wooded-steppe mosaic: combining GIS

- methods with landscape historical analysis. *Applied Ecology and Environmental Research*. 11. 371-384.
75. Erdős, L. – Tölgyesi, Cs. – Dénes, A. – Darányi, N. – Fodor, A. – Bátori, Z. – Tolnay, D.: 2014B. Comparative analysis of the natural and semi-natural plant communities of Mt Nagy and other parts of the Villány (Mts south Hungary). *Thaiszia Journal of Botany*. 24. 1-21.
  76. Erickson, G. E.: 2005. Beef Cattle Management: Intensive. [In: Pond W. G., Bell A. W. (szerk.) *Encyclopaedia of Animal Science*.]. New York. Marcel Dekker Encyclopedias. Taylor and Francis Group Inc, 68–70.
  77. Evans, R.: 1977. Overgrazing and soil erosion on hill pastures with particular reference to the Peak District. *Journal of the British Grassland Society*. 32. 65-76.
  78. Evans, R.: 2005. Curtailing grazing, induced erosion in a small catchment and its environs, the Peak District, Central England. *Applied Geography*. 25. 81-95.
  79. Fanning, P.: 1994. Long-term contemporary erosion rates in an arid rangelands environment in western New South Wales, Australia. *Journal of Arid Environments*. 28. 173-187.
  80. Fáy A.: 1936. A magyar szikesek növényzete. Királyi Magyar Egyetemi Nyomda. Budapest. 444-446.
  81. Fekete G. – Molnár Zs. – Horváth F.: 1997. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás Monitoring Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. 1-374.
  82. Feng, Y. – Lu, Q. – Tokola, T. – Liu, H. – Wang, X.: 2009. Assessment of grassland degradation in Guinan county, Qinghai Province, China, in the past 30 years. *Land Degradation & Development*. 20. 1: 55-68.
  83. Fernandez-Gimenez, M. E. – Le Febre, S.: 2006. Mobility in pastoral systems: Dynamic flux or downward trend? *The International Journal of Sustainable Development and World Ecology*. 13. 5: 341-362.
  84. Ferrer, C.–Broca, A.: 1999. El binomio agricultura-ganadería en los ecosistemas mediterráneos. Pastoreo frente a "desierto verde". Ponencia. Actas de la XXXIX Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos. 309-334.
  85. Fischer, J. – Hartel, T. – Kuemmerle, T.: 2012. Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters*. 5. 3: 167-175.
  86. Gabbard, B. L. – Fowler, N. L.: 2006. Wide ecological amplitude of a diversity-reducing invasive grass. *Biological Invasions*. 9. 2: 149-160.
  87. Gaitán, J. J., Bran, D. E., Oliva, G. E., Aguiar, M. R., Buono, G. G., Ferrante, D., Nakamatsu, V. – Ciari, G. – Salomone, J. M. – Massara, V. – Martínez, G. G. – Maestre, F. T.: 2018. Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation and Development*. 29. 210-218.
  88. Gang, C. C. – Zhou, W. – Chen, Y. Z. – Wang, Z. Q. – Sun, Z. G. – Li, J. L. – Odeh, I.: 2014. Quantitative assessment of the contributions of climate change and human activities on global grassland degradation. *Environmental Earth Science*. 72. 11: 4273-4282.
  89. Gill, R.: 1990. Monitoring the status of European and North American cervids. - The Global Environment Monitoring System Information Series No. 8, United Nations Environment Programme, Nairobi.
  90. Grime, J. P.: 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*. 242. 344-347.
  91. Guangpeng, Z. G. – Yan, J. – Zhu, X. – Ling, H. – Xu, H.: 2019. Spatio-temporal variation in grassland degradation and its main drivers, based on biomass: Case study in the Altay Prefecture, China. *Global Ecology and Conservation*. 20. e00723.

92. *Habel, J. C. – Dengler, J. – Janišová, M. – Török, P. – Wellstein, C. – Wiezik, M.:* 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. 22. 2131-2138.
93. *Halász A.:* 2018. A gyephasznosítás hatása a gyep hozamára. *Értékálló Aranykorona*. 18. 3: 24-25.
94. *Halász, A. – Tasi, J. – Bajnok, M. – Szabo, F. – Orosz, Sz.:* 2018. Climate sensitivity of Hungarian grasslands. [In: Horan, B. – Hennessy, D. – O'Donovan, M. – Kennedy, E. – McCarthy, B. – Finn, J. A. – O'Brien, B. (szerk.) 2018. Sustainable meat and milk production from grasslands.] Cork, Írország. *Wageningen Academic Publishers*. 598-600.
95. *Hald, A. B. – Vinther, E.:* 2000. Restoration of a species-rich fen-meadow after abandonment: response of 64 plant species to management. *Applied Vegetation Science*. 3. 15-24.
96. *Hansson, M. – Fogelfors, H.:* 2000. Management of semi-natural grassland; results from a 15-year old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*. 11. 31-38.
97. *Harcza M. – Kulin B. Gy. – Sallai A. – Penksza K. – Szemán L.:* 2011. Intenzív gyeppek gyomosodási viszonyai a tápanyag utánpótlás megszüntetése után. *Növényvédelem*. 47 (7). 321-326.
98. *Harcza M. – Szemán L. – Bajnok M. – Penksza K.:* 2008. Extenzív gyeptermesztés hatása a telepített gyepalkotó fajok állományösszetételére. I. Gödöllői Állattenyésztési Tudományos Napok. Gödöllő, 2008. április 11-12. *AWETH*. 4(2): 761-768.
99. *Harcza M. – Szemán L. – Penszka K.:* 2009. Telepített gyep szukcessziós folyamata az intenzív termesztéstechnológia felhagyása után. *Tájökológiai Lapok*. 7(2). 409-416.
100. *Harcza, M.:* 2009. Stress effects of extensive and intensive nutrient supply on grassland coenosis. *Cereal Research Communications*. 37. 269-272.
101. *Harris, R. B.:* 2010. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibetan Plateau: a review of the evidence of its magnitude and causes. *Journal of Arid Environments*. 74. 1-12.
102. *Házi, J. – Penksza, K. – Bartha, S. – Hufnagel, L. – Tóth, A. – Gyuricza, Cs. – Szentes, Sz.:* 2012. Cut mowing and grazing effects with grey cattle on plant species composition in case of Pannon wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research*. 10. 223-231.
103. *He, C. Y.– Tian, J. – Gao, B. – Zhao – Y. Y.:* 2015. Differentiating climate- and human-induced drivers of grassland degradation in the Liao River Basin, China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187. 1: 1-14.
104. *Helgadottir, Á. – Frankow-Lindberg, B. E.– Seppänen, M. M. – Søgaard, K. and Østrem, L.:* 2014. European grasslands overview: Nordic region. *Grassland Science in Europe - EGF at 50: the Future of European Grasslands*. 19. 15-28.
105. *Hénault, C. – Bourennane, H. – Ayzac, A.:* 2019. Management of pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports*. 9. 20182.
106. *Herbel, C. H.:* 1979. Utilization of grass and shrublands of the south-western United States. [In: Walker, B. H. (szerk.) *Management of semi- arid ecosystems*.] Elsevier, Amsterdam. 161–204.
107. *Hobbs, R. J. – Huenneke, L. F.:* 1992. Disturbance, diversity and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*. 6. 324-337.
108. *Hopkins, A. – Holz, B.:* 2006. Grassland for agriculture and nature conservation: Production, quality and multifunctionality. *Agronomy Research*. 4. 3-20.
109. *Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság:* 2014. A Hortobágyi Nemzeti Park – a puszta világörökségi terület világörökségi kezelési terv. Debrecen. 1-307.
110. *Hortobágyi T. – Simon T.:* 2000. Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 1-538.

111. Horváth A.: 2002. A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése. *Synbiologica Hungarica* 5, Scientia Kiadó, Budapest. 1-175.
112. Horváth J. – Komarek L.: 2016. A világ mezőgazdaságának fejlődési tendenciái. Hódmezővásárhely. 1-270.
113. Horváth-Kovács Sz.: 2019. Sok a juh, kevés a legelő: ökológiai válságot okoz a túllegeltetés.  
[https://think.transindex.ro/?cikk=28006&sok\\_a\\_juh\\_keves\\_a\\_legelo\\_okologiai\\_valsago\\_t\\_ozokoz\\_a\\_tullegeltetes?](https://think.transindex.ro/?cikk=28006&sok_a_juh_keves_a_legelo_okologiai_valsago_t_ozokoz_a_tullegeltetes?)
114. Hölzel, N. – Otte, A.: 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*. 6. 131-140.
115. Hönigová, I. – Vačkář, D. – Lorencová, E. – Melichar, J. – Götzl, M. – Sonderegger, G. – Oušková, V. – Hošek, M. – Chobot, K.: 2012. Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity. Prague: Nature Conservation Agency of the Czech Republic. 1-78.
116. Huber, S. A. – Judkins, M. B. – Krysl, L. J. – Svejcar, T. J. – Hess, B. W. – Holcombe, D. W.: 1995. Cattle grazing a riparian mountain meadow: effects of low and moderate stocking density on nutrition, behaviour, diet selection, and plant growth response. *Journal of Animal Science*. 73. 12: 3752-3765.
117. Huhta, A. P. – Rautio, P. – Tuomi, J. – Laine, K.: 2001. Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science*. 12. 677-686.
118. Hunt, J. E. – Kelliher, F. M. – McSeveny, T. M. – Byers, J. N.: 2002. Evaporation and carbon dioxide exchange between the atmosphere and a tussock grassland during a summer drought. *Agricultural and Forest Meteorology*. 111. 65-82.
119. Huyghe, C. – De Vlieghe, A. – Van Gils, B. – Peeters, A.: 2014. Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies. Les Editions Quae, Centre INRA de Versailles France. 1-320.
120. Illyés E. – Molnár Zs. – Csathó A. I.: 2007. Sztyepek kötött, de nem köves talajon, azaz a tágabb értelemben vett löszgyepek. [In: Illyés E., Bölöni J. (szerk.) Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyepprétek Magyarországon.] MTA ÖBKI, Budapest. 52-61.
121. Isselstein, J. – Jeangros, B. – Pavlů, V.: 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe- A review. *Agricultural Research*. 3. 139-151.
122. Járđi I. – Pápay G. – Fekete Gy. S. – Falusi E.: 2017. Marhalegelők vegetációjának vizsgálata az Ipoly-völgy homoki gyepeiben. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 15. 2: 9-22.
123. Jauffret, S. – Lavorel, S.: 2003. Are plant functional types relevant to describe degradation in arid, southern Tunisian steppes? *Journal of Vegetation Science*. 14. 399-408.
124. Jones, R. M. – McDonald, C. K. – Clements, R. J. – Bunch, G. A.: 2000. Sown pastures in subcoastal south-eastern Queensland: pasture composition, legume persistence and cattle liveweight gain over 10 years. *Tropical Grasslands*. 34. 1: 21-37.
125. Jongepierová, I. – Mitchchley, J. – Tzanopoulos, J.: 2007. A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation*. 139. 297-305.
126. Kahmen, S. – Poschlod, P. –Schreiber, K.-F.: 2002. Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation*. 104. 319-328.

127. *Kamp, J. – Koshkin, M. A. – Bragina, T. M. –Katzner, T. E. – Milner-Gulland, E. J. – Schreiber, E. – Sheldon, R. – Shmalenko, A. – Smelansky, I. – Terraube, J. – Urazaliev, R.*: 2016. Persistent and novel threats to the biodiversity of Kazakhstan's steppes and semi-deserts. *Biodiversity & Conservation*. 25. 2521-2541.
128. *Kárpáti L.*: 2006. Egyes állattenyésztési ágazatok versenyképességének fejlesztése. FVM 13223. 2006.05.16. Kutatási zárójelentés. [In: Dér F. (szerk.) A gyepgazdálkodás elmúlt 50 évének tapasztalatai, jelenlegi és jövőbeni lehetőségei. A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára.] Gyepgazdálkodási ankét, Gödöllő. 11-16.
129. *Kelemen A. – Török P. – Deák B. – Valkó O. – Lukács B. A. – Lengyel Sz. – Tóthmérész B.*: 2010. Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájökológiai Lapok*. 8. 33-44.
130. *Kelemen, A. – Török, P. – Valkó, O. – Deák, B. – Miglécz, T. – Tóth, K. – Ölvedi, T. – Tóthmérész, B.*: 2014. Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes and large-scale evidences after cessation of mowing. *Biodiversity & Conservation*. 23.741-751.
131. *Kelemen, A. – Valkó, O. – Kröel-Dulay, Gy. – Deák, B. – Török, P. – Tóth, K. – Miglécz, T. – Tóthmérész, B.*: 2016. The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in sandy old-fields – Is it a threat to the native flora? *Applied Vegetation Science*. 19. 218-224.
132. *Kerner, A.*: 1858. Ueber die Zsombek-Moore Ungarns. *Zool. -Botan. Gesellschaft*. 315-316.
133. *Kessler, J. J. – Laban, P.*: 1994. Planning strategies and funding modalities for land rehabilitation. *Land Degradation & Development*. 5. 1: 25-32.
134. *Keveiné B. I.*: 1998. Növényföldrajz. Nemzeti Tankönyvkiadó. 1-148.
135. *Király G.*: 2009. Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő. 1-616.
136. *Kis-Kovács, G. – Tarczay, K. – Kőbányai, K. – Tarczay, K. – Ludányi, E. L. – Lovas, K. – Szentés, D. – Szakálas, J. – Király É. I. – Kozma-Bognár, V. – Somogyi, Z.*: 2018. National Inventory Report for 1985–2016. Hungarian Meteorological Service, Budapest.
137. *Kiss T. – Penksza K.*: 2018. A legeltetés hosszú távú hatása kiskunsági füves pusztákon. *Természetvédelmi Közlemények*. 24. 104-113.
138. *Komarek, L.*: 2007. The structural changes in the agriculture of the South Great Plain since the regime change. [In: Kovács, Cs. (szerk.) From villages to cyberspace: In commemoration of the 65th birthday of Rezső Mészáros, Academician: Falvaktól a kibertérig: Ünnepi kötet Mészáros Rezső akadémikus 65. születésnapjára.] Szeged, 329-339.
139. *Komoly C. – Türei D. – Csathó A. I. – Pifkó D. – Juhász M. – Somodi I. – Bartha S.*: 2012. Fűvetés hatása a parlagfű (*Ambrosia Artemisiifolia* L.) tömegességére egy tiszalparti fiatal parlagon. *Természetvédelmi Közlemények*. 18. 283-293.
140. *Kovács A.*: 2000. Pratólógia. Szt. István Egyetem Kiadványa, Gödöllő. 1-207.
141. *Kovács Gy. – Szöllősi N.*: 2008. A talaj CO<sub>2</sub>-emissziójának mérésére szolgáló eszközök mérőhelyspecifikus fejlesztése. *Agrárudományi Közlemények*. 30. 53-58.
142. *Kovács Gy. – Tuba G. – Czibalmos R. – Csízi I.*: 2010. Különböző komposztadagok hatása az extenzív gyep talajának néhány tulajdonságára. Gyepgazdálkodási Közlemények 2010/2011. 2: 9-14.
143. *Kovács Gy.*: 2014. Mezőgazdasági hasznosítású talajok széndioxid-emissziójának vizsgálata Karcag térségében. PhD értekezés, Debrecen. 1-145.
144. *Kovácsné Koncz, N. – Béri, B. – Deák, B. – Kelemen, A. – Tóth, K. – Kiss, R. – Radócz, S. – Miglécz, T. – Tóthmérész, B. – Valkó, O.*: 2020. Meat production and maintaining biodiversity: Grazing by traditional and crossbred beef cattle breeds in marshes and grasslands. *Applied Vegetation Science*. 23. (2: 139-148.

145. Kovdaa, V. A.: 1976. Soil loss: an overview. *Agro-Ecosystems*. 3. 1: 205-224.
146. Kozák L. (2011): Élőhely-kezelés. Debreceni Egyetem. Agrár-és Gazdálkodástudományok Centruma. 1-86.
147. Kun A.: 1998. Száraz gyepek Magyarországon. Göncöl Alapítvány kiadványa, Vác. 1-31.
148. Lasanta, T. – Arnáez, J. – Oserín, M. – Ortigosa, L.: 2001. Marginal lands and erosion in terraced fields in the Mediterranean mountains. A case study in the Camero Viejo (Northwestern Iberian System, Spain). *Mountain Research and Development*, 21. 1: 69-76.
149. Lazányi J. – Ábrahám É.: 2010- Angol perje (*Lolium perenne* L.). [In: Lazányi J. (szerk) Növénynevelés és fajtafenntartás az Észak-Alföldi régióban.] MTA Debreceni Akadémiai Bizottság, Debrecen, 169-170.
150. Leah, T.: 2016. Grasslands of Moldova: Quality status, vulnerability to anthropogenic factors and adaptation measures. *Scientific Papers - Series A, Agronomy*. 59. 100-105.
151. Lengyel Sz. – Góri Sz. – Lontay L. – Kiss B. – Sándor I. – Aradi Cs.: 2007. Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. *Természetvédelmi Közlemények*. 13. 127-140.
152. Lengyel Z.: (2016): Célzott túllegeltetés. [www.warnew.github.io](http://www.warnew.github.io)
153. Lepš, J. – Dolezal, J. – Bezemer, T. M. – Brown, V. K. – Hedlund, K. – Igual Arroyo, M. – Jorgensen, H. B. – Lawson, C. S. – Mortimer, S. R. – Peix Geldart, A. – Rodriguez, B. C. – Santa, R. I. – Smilauer, P. – Van Der Putten, W. H.: 2007. Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science*. 10. 97-110.
154. Leys, B. A. – Marlon, J. R. – Unbanhowar, C. – Vainnére, B.: 2018. Global fire history of grassland biomes. *Ecology and Evolution*. 8. 8831-8852.
155. Li, B.: 1997. The degradation and countermeasure of grassland in North China. *Scientia Agricultura Sinica*. 6. 2: 1-9.
156. Li, S. Y. – Verburg, P. H. – Lv, S. H. – Wu, J. L. – Li, X. B.: 2012. Spatial analysis of the driving factors of grassland degradation under conditions of climate change and intensive use in Inner Mongolia, China. *Regional Environmental Change*. 12. 3: 461-474.
157. Li, X. L. – Gao, J. – Brierley, G. – Qiao, Y. M. – Zhang, J. – Yang, Y. W.: 2013. Rangeland degradation on the Qinghai-Tibet plateau: Implications for rehabilitation. *Land Degradation & Development*. 24. 1: 72-80.
158. Li, X. R. – Jia, X. H. – Dong, G. R.: 2006. Influence of desertification on vegetation pattern variations in the cold semi-arid grasslands of Qinghai-Tibet Plateau, North-West China. *Journal of Arid Environments*, 64. 3: 505-522.
159. Lin, L. – Li, Y. K. – Xu, X. L. – Zhang, F. W. – Du, Y. G. – Liu, S. L. – Guo, X. W. – Cao, G. M.: 2015. Predicting parameters of degradation succession processes of Tibetan Kobresia grasslands. *Solid Earth*. 6. 4: 1237-1246.
160. Liu, J. – Diamond, J.: 2005. China's environment in a globalizing world. *Nature*. 435. 1179-1186.
161. Liu, L.: 2006. Alpine grassland degradation in the source region of the Yellow River: A case study in Dalag County. Doctor Dissertation of Graduate School of the Chinese Academy of Sciences.
162. Liu, M. – Dries, L. – Wim Heijman, W. – Zhu, X. – Deng, X. – Huang, J.: 2019. Land tenure reform and grassland degradation in Inner Mongolia, China. *China Economic Review*. 55. 181-198.
163. Lu, X. – Kelsey, K. C. – Yan, Y. – Sun, J. – Wang, X. – Cheng, G. – Jason, C. N.: 2017. Effects of grazing on ecosystem structure and function of alpine grasslands in Qinghai-Tibetan Plateau: a synthesis. *Ecosphere*. 8. e01656.

164. Ma, L. – Yao, Z. – Zheng, X. – Zhang, H. – Wang, K. – Zhu, B. – Wang, R. – Zhang, W. – Liu, C.: 2018. Increasing grassland degradation stimulates the non-growing season CO<sub>2</sub> emissions from an alpine meadow on the Qinghai–Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research*. 25. 26576-26591
165. Mace, R.: 1991. Overgrazing overstated. *Nature*. 349. 280-281.
166. Mackay, A. W. – Tallis, J. H.: 1996. Summit-type blanket mire erosion in the Forest of Bowland, Lancashire, UK: predisposing factors and implications for conservation. *Biological Conservation*. 76. 31-44.
167. Magyar I. E.: 2009. Gyógynövényes gyep telepíthetősége, gyepgazdálkodási módszerek növényállományra gyakorolt hatásának értékelése. Gödöllő. Doktori értekezés. 1-193.
168. Magyar Juh- és Kecsketenyésztők Szövetsége: 2018. 23. Időszaki Tájékoztató. 1-70.
169. Margóczy K.: 2003. Természetközeli gyeppek regenerációja és restaurációja. *Természetes állattartás, Debrecen*. 6. 50-56.
170. Marticsek J. – Szemán L. – Horváth A. – Végvári Zs. – Horváth R. – Boldogh S. – Ilonczai Z. – Viszló L. – Varga Z.: 2011. A természetkímélő gyepgazdálkodás. (Szerk.: Viszló L.) Pro Vértes Természetvéd. Közal., Csákvár. 1-243.
171. Máté A. – Molnár Zs. – Bartha S. – Bodnár M.: 2014. A gyepes élőhelyek természetvédelmi szempontú kezelése. Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány. Csákvár. 750-755.
172. Máté A. – Molnár Zs. – Bartha S. – Bodnár M.: 2014. A gyepes élőhelyek természetvédelmi szempontú kezelése. [In Haraszty L. (szerk.) Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon.] Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, 750–755.
173. McNaughton, S. J.: 1979. Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *American Naturalist*. 113. 691-703.
174. Meers, T. – Bell, T. – Enright, N. J. – Kasel, S.: 2008. Role of plant functional traits in determining vegetation composition of abandoned grazing land in north-eastern Victoria, Australia. *Journal of Vegetation Science*. 19. 515-524.
175. Mészáros L. – Wichmann B. – Nagy A. – Penksza K.: 2016. Dunaújváros környéki rekultivált felszín és természetes löszterület gyepének összehasonlító vizsgálata. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 14. 1: 19-30.
176. Micheli E. – Fuchs M. – Láng V. – Szegi T. – Dobos E. – Szabóné Kele G.: 2015. Javaslat talajosztályozási rendszerünk megújítására: alapelvek, módszerek, alapegységek. *Agrokémia és Talajtan*. 64. 1: 285-297.
177. Milchunas, D. G. – Lauenroth, W. K. – Burke, I. C.: 1998. Livestock grazing: animal and plant biodiversity of shortgrass and relationship to ecosystem function. *Oikos*. 83. 65-74.
178. Mitchley, J. – Xofis, P.: 2005. Landscape structure and management regime as indicators of calcareous grassland habitat condition and species diversity. *Journal of Natural Conservation*. 13. 171-183.
179. Molinillo, M.: 1993. Is traditional pastoralism the cause of erosion processes in mountain environments, The case of the Cumbres Calchaquies in Argentina. *Mountain Research and Development*. 13. 189-202.
180. Molnár Zs. – Csízi I.: 2015. Természetkímélő gazdálkodás szikeseinken. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet. Vácrátót. 1-91.
181. Molnár Zs. 2014. A hagyományos ökológiai tudás etnotájökológiai értékelése. Akadémiai nagydoktori thesis, MTA Ökológiai Kutatóközpont, Vácrátót. 1-173.
182. Molnár Zs.: 1992. A Pitvarosi-puszták növénytakarója, különös tekintettel a löszpuszta gyeppekre. *Botanikai Közlemények*. 79. 1: 19-27.
183. Molnár Zs.: 2011. A hortobágyi pásztorok növényismerete. *Botanikai Közlemények*. 98. 1-2: 129-168.

184. Molnár Zs.: 2012. A Hortobágy pásztorszemmel. A Puszta növényvilága. Hortobágy Természetvédelmi Közalapítvány kiadványa. 1-160.
185. Molnár Zs.: 2012. A Hortobágy pásztorszemmel. Hortobágy Természetvédelmi Közalapítvány, Debrecen. 1-159.
186. Molnár, Zs. – Bartha, S. – Seregélyes, T. – Illyés, E. – Botta-Dukát, Z.-G. Tímár, G. – Horváth, F. – Révész, A. – Kun, A. – Bölöni, J. – Biró, M. – Bodoncz, L. – Deák, Á. J. – Fogarasi, P. – Horváth, A. – Isépy, I. – Karas, L. – Kecskés, F. – Molnár, Cs. – Ortmanné Ajkai, A. – Rév, Sz.: 2007. A grid-based, satellite-image supported multi-attributed vegetation mapping method MÉTA). *Folia Geobotanica*. 42. 225-247.
187. Molnár, Zs.: 2017. „I See the Grass Through the Mouths of My Animals.” – Folk Indicators of Pasture Plants Used by Traditional Steppe Herders. *Journal of Ethnobiology*. 37(3). 522-541.
188. Monori I. – Varga K. – Tóth M. – Kängenban, R. – Szatmári I. – Czeller K. – Farkas R.: 2018. Abiotikus tényezők hatása a juhok fontosabb endoparazitáinak életciklusára. A kiskérődző ágazatok helyzete és kilátásai 7. NAIK Konferencia. 45-56.
189. Montalvo, J. – Casado, M. A. – Levassor, C. – Pineda, F. D.: 1993. Species diversity patterns in Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science* 4. 213-222.
190. Mor-Mussery, A. – Abu-Glaion, H. – Shuker, S. – Zaady, E.: 2020. The influence of trampling by small ruminants on soil fertility in semi-arid rangelands. *Arid Land Research and Management*. 35. 2: 189-197.
191. Muller, S. – Dutoit, T. – Alard, D. – Gréville, F.: 1998. Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecology*. 6. 1: 94-101.
192. Nagy G. G. – Déri E. – Lengyel Sz.: 2008. Irányelvek a pannon száraz lösz- és szikespuszta gyepek rekonstrukciójához és természetvédelmi szempontú kezeléséhez. Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen. 1-57.
193. Nagy G.: 1993. Gyepesítési, gyepfelújítási módok. Grassland improvement, renovation). Legeltetési állattartás, Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 11. Debrecen, 35–66.
194. Nagy G.: 2001. A gyephasználat és a vidékfejlesztés különbségei. Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai. Debreceni Gyepgazdálkodási Napok 17. Debrecen, 24–25.
195. Nagy G.: 2008. A gyephasználati lehetőségek sokoldalúsága. Gyepgazdálkodási Közlemények 6: 5-8.
196. Nagy Sz. – Márkus F. – Ángyán J.: 1997. Az EU-csatlakozás várható hatásai a környezetileg érzékeny területekre és az extenzív gazdálkodási módok megőrzésének lehetőségeire. Budapest. 1-30.
197. Nagy Z. – Vargyas Cs.: 1988. Gyepnövénytermesztés – gyeptakarmány-hasznosítás. Gyep-és Takarmánygazdálkodói Fejlesztő Társaság, Szombathely. 1-554.
198. Oertel, C. – Matschullatt, J. – Zurba, K. – Zimmermann, F. – Erasmí, S.: 2016. Greenhouse gas emissions from soils. – A review. *Geochemistry*. 76. 327-352.
199. Ónodi, G. – Kertész, M. – Botta-Dukát, Z. – Altbäcker, V.: 2008. Grazing Effects on Vegetation Composition and on the Spread of Fire on Open Sand Grasslands. *Arid Land Research and Management*. 22. 4: 273-285.
200. Öckinger, E. – Eriksson, A. K. – Smith, H. G.: 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation*. 133. 291-300.
201. Örley L.: 1881. A magyarországi Oligochaeták faunája I. Terricolae. MTA-kiadvány
202. Palmer, M. W. (1992): The coexistence of species in fractal landscapes. *American Naturalist*. 139. 2: 375-397.
203. Pánti S.: 2017. Szolonyec talajon kialakult zsombékok tulajdonságainak vizsgálata. DE MÉK BsC Szakdolgozat. Debrecen. 1-34.

204. Papanastasis, V. P.: 2009. Restoration of degraded grazing lands through grazing management: Can it work? *Restoration Ecology*. 17. 4: 441-445.
205. Pápay G.: 2016. Cserjeirtás után magára hagyott, legeltetett és kaszált gyepterületek vegetációjának összehasonlító elemzése parádóhutai (Mátra) mintaterületen. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 14. 2 37-48.
206. Pärtel, M. – Kalamees, R. – Reier, Ü. – Tuvi, E.-L. – Roosaluste, E. – Vellak, A. – Zobel, M.: 2005. Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation*. 123. 271-278.
207. Penksza K. – Fehér Á. – Saláta D. – Pápay G.-S – Falusi E. – Kerényi-Nagy V. – Szabó G. – Wichmann B. – Szemethy L. – Katona K.: 2016. Gyepregeneráció és vadhatás vizsgálata cserjeirtás után parádóhutai (Mátra) mintaterületen. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 14. 1: 31-41.
208. Penksza K. – Házi J. – Tóth A. – Wichmann B. – Pajor F. – Gyuricza Cs. – Póti P. – Szentes Sz.: 2013. Eltérő hasznosítású szürkemarha legelő szezonális táplálóanyag-tartalom alakulás, fajdiverzitás változása és ennek hatása a biomassza mennyiségére és összetételére nedves pannon gyepekben. *Növénytermelés*. 62. 1: 73-94.
209. Penksza K. – Pápay G. – Házi J. – Tóth A. – Saláta-Falusi E. – Saláta D. – Kerényi-Nagy V. – Wichmann B.: 2015. Gyepregeneráció erdőirtással kialakított gyepekben mátrai Fallóskút) mintaterületeken. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 13. 1-2: 31-44.
210. Penksza K. – Tasi J. – Szentes Sz. – Centeri Cs.: 2008. Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 5. 1: 49-62.
211. Perevolotsky, A. – Seligman, N. G.: 1998. Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. *Bioscience*. 48. 1007-1017.
212. Pokorny A.: 1862. Magyarország tőzegképletei. Az MTA math. és term. tud. Közl. II. kötet. 1-79.
213. Poschlod, P. – Wallis de Vries, M. F.: 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*. 104. 361-376.
214. Princz Cs.: 2017. Károkat okoz a túllegeltetés. [www.frissujsag.ro](http://www.frissujsag.ro)
215. Pullin, A. S. – Báldi, A – Can, O. E. – Dieterich, M. – Kati, V. – Livoreil, B. – Lövei, G. – Mihók, B. – Nevin, O. – Selva, N. – Sousa-Pinto, I.: 2009. Conservation focus on Europe: Major conservation policy issues that need to be informed by Conservation Science. *Conservation Biology*. 23. 818-824.
216. 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. 1: 25-33.
217. Pyšek, P. – Chytrý, M. – Jarošík, V.: 2010. Habitats and land use as determinants of plant invasions in the temperate zone of Europe. [In: Perrings, C. Mooney, H. Williamson, M. (szerk.) *Bioinvasions and Globalization. Ecology, Economics, Management, and Policy.*] Oxford University Press, Oxford, 66–79.
218. Pywell, R. F. – Bullock, J. M. – Hopkins, A. – Walker, K. J. – Sparks, T. H. – Burke, M. J. W. – Peel, S.: 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology*. 39. 294-309.
219. Rodrigo-Comino, J. – López-Vicente, M. – Kumar, V. – Rodríguez-Seijo, A. – Valkó, O. – Rojas, C. – Pourghasemi, H. R. – Salvati, L. – Bakr, N. – Vaudour, E. – Brevik, E. C. – Radziemska, M. – Pulido, M. – Di Prima, S. – Dondini, M. – de Vries, W. – Santos, E. S. – de Lourdes Mendonça-Santos, M. – Yu, Y. – Panagos, P.: 2020. Soil science challenges

- in a new era: A transdisciplinary overview of relevant topics. *Air, Soil and Water Research*. 13. 1-17.
220. Ruprecht, E.: 2006. Successfully Recovered Grassland: A Promising Example from Romanian Old-Fields. *Restoration Ecology*. 14. 473-480.
221. Rusch, G.: 1993. The role of regeneration by seed in the dynamics of limestone grassland communities. Comprehensive summaries of Uppsala Dissertation Faculty of Science. Acta Universitatis Upsaliensis. 1-22.
222. Ryser, P. – Langenauer, R. – Gigon, A.: 1995. Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 year management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica-Phytotaxonomica*. 30. 157-167.
223. Sallai R. B. – Molnár G. – Simon E.: 2014. Az élővilágvédő kaszálás gyakorlata. Nimfea Természetvédelmi Egyesület. 1-33.
224. Sartorello, Y. – Pastorino, A. – Bogliani, G. – Ghidotti, S. – Viterbi, R., – Cerrato, C.: 2020. The impact of pastoral activities on animal biodiversity in Europe: a systematic review and meta-analysis. *Journal for Nature Conservation*. 125863.
225. Schläpfer, F. – Schmidt, B. – Seidl, I.: 1999. Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos*. 84. 346-352.
226. Schmidt, C. D. – Karen, C. R. – Hickman, C. – Channell, R. – Harmony, K. – Stark, W.: 2008. Competitive abilities of native grasses and non-native (*Bothriochloa spp.*) grasses. *Plant Ecology*. 197. 69-80.
227. Schoenbach, P. – Wan, H. – Gierus, M. – Bai, Y. – Mueller, K. – Lin, L. – Susenbeth, A. – Taube, F.: 2011. Grassland responses to grazing: Effects of grazing intensity and management system in an Inner Mongolian steppe ecosystem. *Plant Soil*. 340. 103-115.
228. Schuman, G. E. – Reeder, J. D. – Manley, J. T. – Hart, R. H. – Manley, W. A.: 1999. Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications*. 9.1: 65-71.
229. Šeffřerová Stanová, V. – Janák, M. – Ripka., J.: 2008. Management of Natura 2000 habitats. 1530\*Pannonic salt steppes and salt marshes. Brussels, Belgium: European Commission. 1-26.
230. Shahriary, E. – Langford, R. P. – Gill, T. E. – Hussein, M. – Hargrove, W. L. – Golding, P.: 2021. Partitioning variation in vegetation communities around Lajaneh Piosphere. Iran. *Arid Land Research and Management*. 35. 1: 32-54.
231. Silva, J. P. – Toland, J. – Jones, W. – Eldridge, J. – Thorpe, E. – O’Hara. E.: 2008. LIFE and Europe’s grasslands: Restoring a forgotten habitat. Office for Official Publications of the European Communities, Belgium. 1-56.
232. Siyabulela, S. – Tefera, S. – Wakindiki, I. – Keletso, M.: 2020. Comparison of grass and soil conditions around water points in different land use systems in semi-arid South African rangelands and implications for management and current rangeland paradigms. *Arid Land Research and Management*. 34. 2: 207-230.
233. Smith, B. M. – Diaz, A. – Winder, L. – Daniels, R.: 2005. The effect of provenance on the establishment and performance of *Lotus corniculatus* L. in a re-creation environment. *Biological Conservation*. 125. 37-46.
234. Squieres, V. R. – Dengler, J. – Haiying, F. – Limin, H. (szerk.): 2018. Grasslands of the world: Diversity, management, and conservation. CRC Press, Boca Raton. 1-426.
235. Stampfli, A. – Zeiter, M.: 1999. Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science*. 10. 151-164.
236. Stefán E.: 2018. Az alsószuhai szőlőhegy tájtörténeti és botanikai vizsgálata. *Botanikai Közlemények*. 105. 1: 129-142.

237. Stefler J. – Nagy G. – Vinczeffly I.: 2000. Különböző adottságú gyepek hasznosíthatósága húsmarhatartással. *Állattenyésztés és Takarmányozás*. 49. 6: 495-496.
238. Szabó G. – Zimmermann Z. – Szentés Sz. – Sutyinszki Zs. – Penksza K.: 2010. Természetvédelmi és gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dinnyési-Fertő gyepeiben. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 8. 31-38.
239. Szabó J.: 1973. Gyepgazdálkodás. (II. kiadás) Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-317.
240. Szakál P. – Schmidt R. – Kalocsai R. Giczi Z.: 2006. Talajvizsgálati eredmények értelmezése. *Agronapló*. 09. szám 35-38.
241. Szemán L.: 2006A. Gyepgazdálkodási módszertan. Egyetemi jegyzet, Gödöllő. 1-103.
242. Szemán L.: 2006B. Gyepgazdálkodási ismeretek. Egyetemi jegyzet, Gödöllő. 1-89.
243. Szemán L.: 2008. Gyep és tájgazdálkodás. Egyetemi jegyzet, Gödöllő. 1-94.
244. Szentés, K. – Nagy, Z. – Tuba, Z.: 1998. Enhanced water use efficiency in dry loess grassland species grown at elevated air CO<sub>2</sub> concentration. *Photosynthetica*. 35. 637-640.
245. Szentés Sz. – Penszka K. – Tasi J.: 2007. Gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dunántúli-középhegység néhány természetes gyepében. *Animal welfare, ethology and housing systems*. 3. 2: 127-149.
246. Szentés Sz. – Sutyinszki Zs. – Zimmermann Z. – Szabó G. – Járdi I. – Házi J. – Penksza K. – Bartha S.: 2011. A fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum* L. Keng 1936.) gyep béta-diverzitására gyakorolt hatásainak vizsgálata és értékelése mikrocönológiai módszerekkel. *Tájökológiai Lapok*. 9. 2: 463-475.
247. Szentés, Sz. – Sutyinszki, Zs. – Szabó, G. – Zimmermann, Z. – Házi, J. – Wichmann, B. – Hufnágel, L. – Penksza, K. – Bartha, S.: 2012. Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology*. 7. 6: 1055-1065.
248. Szombati D. – Tasi J.: 2007. Különböző gyephasznosítási módok hatása a növényállomány összetételére a hortobágyi vizes élőhelyrekonstrukciós programban. *Animal welfare, ethology and housing systems*. 3. 1: 70-101.
249. Szüts A.: 1909. Származástan és tudományterjesztés. *Állatvilág* 2. 2. 17-19.
250. Szüts A.: 1913. Achræo- és Neolumbricidák. *Állattani Közlemények* 12. 1-13.
251. Tälle, M. – Deák, B. – Poschlod, P. – Valkó, O. – Westerberg, L. – Milberg, P.: 2016. Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 15. 200-212.
252. Tasi J. – Bajnok M. – Halász A. – Szabó F. – Harkányiné Székely Zs. – Láng V.: 2014. Magyarországi komplex gyepgazdálkodási adatbázis létrehozásának első lépései és eredményei. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 1-2. 57-58.
253. Thomas, P. A. – Overbeck, G. – Müller, S. C.: 2019. Restoration of abandoned subtropical highland grasslands in Brasil: mowing produces fast effects, but hay transfer does not. *Acta Botanica Brasílica*. 33. 3. 405-411.
254. Thornes, J.: 2007. Modelling soil erosion by frazing. Recent developments and new approaches. *Geographical Research*. 45. 13-26.
255. Tóth M. – Farkas R. – Oláh J. – Varga K. – Komlósi I. – Monori I.: 2018. Kezelt és kezeletlen magyar merinó juhok endoparazita fertőzöttségének vizsgálata Karcagon. XXXVII. Óvári Tudományos Napok. 86-87.
256. Tóth, Cs. – Nyakas, A. – Nagy, G. – Nan, Z. B.: 2002. A comparison of two arid steppe vegetations from different geograpgical regions. *Multifunction Grasslands, La Rochelle*. 170-171.
257. Tóth, K. – Hüse, B.: 2014. Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology and Environmental Research*. 12. 2: 537-547.

258. Török P. – Arany I. – Prommer M. – Valkó O. – Balogh A. – Vida E. – Tóthmérész B. – Matus G.: 2007. Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj-és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények*. 13. 187-198.
259. Török P. – Deák B. – Vida E. – Lontay L. – Lengyel Sz. – Tóthmérész B.: 2008. Tájléptékű gyeprekonstrukció löszös és szikes fűmagkeverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park Egyek-Pusztakócs) területén. *Botanikai Közlemények*. 95. 115-125.
260. Török, P. – Deák, B. – Vida, E. – Valkó, O. – Lengyel, Sz. – Tóthmérész, B.: 2010. Restoring grassland biodiversity: Sowing low diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation*. 148. 806-812.
261. Török, P. – Janišová, M. – Kuzemko, A. – Růsiņa, S. –Stevanović, Z. D.: 2018A. Grasslands, their threats and management in Eastern Europe. *Grasslands of the World: Diversity, Management and Conservation*. 67-88.
262. Török, P. – Kelemen, A. – Valkó, O. – Deák, B. – Lukács, B. – Tóthmérész, B.: 2011C. Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology*. 48. 257-264.
263. Török, P. – Migléc, T. – Valkó, O. – Kelemen, A. – Deák, B. – Lengyel, Sz. – Tóthmérész, B.: 2011A. Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation*. 20. 41-48.
264. Török, P. – Migléc, T. – Valkó, O. – Kelemen, A. – Tóth, K. – Lengyel, Sz. – Tóthmérész, B.: 2012. Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and lowdiversity hay transfer. *Ecological Engineering*. 44. 133-138.
265. Török, P. – Penksza, K. – Tóth, E. – Kelemen, A. – Sonkoly, J. – Tóthmérész, B.: 2018B. Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing on grassland biodiversity. *Ecology and Evolution*. 8. 10326-10335.
266. Török, P. – Vida, E. – Deák, B. – Lengyel, Sz. – Tóthmérész, B.: 2011B. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity & Conservation*. 20. 2311-2332.
267. Ubrizsy G.: 1962. Vegyszeres gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 1-430.
268. Uj B. – Juhász L. – Szemán L. – Ifj. Viszló L. – Penksza A. – Szentés Sz. – Tóth A. – Penksza K.: 2013. Cönológiai vizsgálatok különböző telepített és felújított gyepekben. *Agrártudományi Közlemények*. 51. 55-58.
269. Valkó O. – Vida E. – Kelemen A. – Török P. – Deák B. – Migléc T. – Lengyel Sz. – Tóthmérész. B.: 2010. Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonatóblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével. *Tájökológiai Lapok*. 8. 53-64.
270. Valkó, O. – Deák, B. – Magura, T. – Török, P. – Kelemen, A. – Tóth, K. – Horváth, R. – Nagy, D. D. – Debnár, Zs. – Zsigrai, Gy. – Kapocsi, I. – Tóthmérész, B.: 2016 B. Supporting biodiversity by prescribed burning in grasslands - A multi-taxa approach. *Science of the Total Environment*. 572. 1377-1384
271. Valkó, O. – Deák, B. – Török, P. – Kelemen, A. – Migléc, T. – Tóth, K. – Tóthmérész, B.: 2015. Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability*. 2. 2: e01208.
272. Valkó, O. – Deák, B. – Török, P. – Kirmer, A. – Tischew, S. – Kelemen, A. – Tóth, K. – Migléc, T. – Radócz, Sz. – Konkoly, J. – Tóth, E. – Kiss, R. – Kapocsi, I. – Tóthmérész, B.: 2016A. High, diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. *Tuexenia*. 36. 359-378.
273. Valkó, O. – Török, P. – Matus G. – Tóthmérész, B.: 2012. Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora*. 207. 303-309.

274. Valkó, O. – Venn, S. – Zmihorski, M. – Biurrun, I. – Labadessa, R. – Loos, J.: 2018. The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaearctic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia*. 17(1). 5-16.
275. Van Der Putten, W. H. – Mortimer, S. R. – Hedlund, K. – Van Dijk, C. – Brown, V. K. – Lepš, J. – Rodriguez-Barrueco, C. – Roy, J. – Diaz Len, T. A. – Gorsmen, D. – Korthals, G. W. – Lavorel, S. – Santa, R. I. – Šmilauer, P.: 2000. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multisite approach. *Oecologia*. 124. 91-99.
276. van Dijk, G.: 1991. The status of semi-natural grasslands in Europe. [In: Goriup, P. D. – Batten, L. A., Norton, J. A. (szerk.) The conservation of lowland dry grassland birds in Europe.] Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. 15-36.
277. Várallyay Gy.: 2007. A gyepgazdálkodás szerepe az EU Talajvédelmi Stratégiájában. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 5. 3-15.
278. Varga, A. – Molnár, Z. – Biró, M. – Demeter, L. – Gellény, K. – Miókovics, E. – Molnár, Á. – Molnár, K. – Ujházy, N. – Ulicsni-Babai, D.: 2016. Changing year-round habitat use of extensively grazing cattle, sheep and pigs in East-Central Europe between 1940 and 2014: Consequences for conservation and policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 234. 142-153.
279. Vetter, S.: 2005. Rangelands at equilibrium and non-equilibrium: Recent developments in the debate. *Journal of Arid Environments*. 62. 2: 321-341.
280. Vickery, J. A. – Tallowin, J. R. – Feber, R. E. – Asteraki, E. J. – Atkinson, P. W. – Fuller, R. J. – Brown, V. K.: 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*. 38. 647-664.
281. Vida E. – Török P. – Deák B. – Tóthmérész B.: 2008. Gyepék létesítése mezgazdasági művelés alól kivont területeken: A gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények*. 95. 1-2: 115-125.
282. Vida, E. – Valkó, O. – Kelemen, A. – Török, P. – Deák, B. – Miglécz, T. – Lengyel, Sz. – Tóthmérész, B. 2010.: Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. *Acta Biologica Hungarica*. 61. 246-255.
283. Vincze J.: 2008. Az Észak-Magyarországi régió állattenyésztésének fejlesztési lehetőségei és irányai. PhD értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem. Mosonmagyaróvár. 1-224.
284. Vinczeffy I.: 1974. Gyepgazdálkodási ismeretek. Egyetemi jegyzet. DATE, Debrecen. 1-338.
285. Vinczeffy I.: 1993. Legelő-és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 1-400.
286. Walker, K. J. – Stevens, P. A. – Stevens, D. P. – Mountford, J. O. – Manchester, S. J. – Pywell, R. F.: 2004. The restoration and recreation of species - rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*. 119. 1-18.
287. Wallis De Vries, M. F. – Poschlod, P. – Willems, J. H.: 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in north-western Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*. 104. 265-273.
288. Wang, W. – Wang Q. – Wang, H.: 2006. The effect of land management on plant community composition, species diversity, and productivity of alpine Kobersia steppe meadow. *Ecological Research*. 21. 181-187.
289. White, P. R. – Murray, S. – Rohweder M.: 2000. Pylot analysis of global ecosystems. Grassland ecosystems. World Resources Institute, Washington. 1-81.
290. Wiliems, J. H. – Bik, L. P. M.: 1998. Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Seed Ecology*. 1. 91-100.

291. Wu, G. – MinChen, X. – Ling, J. – Li, F. – Li, F. Y. – Peixoto, L. – When, Y. – Zhou, S. L.: 2020. Effect of soil warming and increased precipitation on greenhouse gas fluxes in spring maize seasons in the North China Plain. *Science of the Total Environment*. 734. 139269.
292. Wu, G. L. – Ren, G. H. – Dong, Q. M. – Shi, J. J. – Wang, Y. L.: 2014. Above- and belowground response along degradation gradient in an alpine grassland of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. 42. 319-323.
293. Xie, Y. – Sha, Z.: 2012. Quantitative Analysis of Driving Factors of Grassland Degradation: A Case Study in Xilin River Basin, InnerMongolia. *The Scientific World Journal*. 1-14.
294. Young, J. – Halada, L. – Kull, T. – Kuzniar, A. – Tartes, U. – Uzunov, Y. – Watt, A.: 2004. Conflicts between human activities and the conservation of biodiversity in agricultural landscapes, grasslands, forests, wetlands and uplands in the Acceding and Candidate Countries (ACC). A Report of the BIOFORUM project. 1-22.
295. Zeiter, M. – Stampfli, A. – Newbery, D. M.: 2006. Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology*. 87. 942-951.
296. Zhan, W. – Deng, X. Z. – Song, W. – Li, Z. H. – Chen, J. C.: 2017. What is the main cause of grassland degradation? A case study of grassland ecosystem service in the middle-south Inner Mongolia. *Catena*. 150. 100-107.
297. Zhang, Y.M. – Liu, J. K.: 2003. Effects of Plateau Zokors *Myospalax fontanierii*) on plant community and soil in alpine meadow. *Journal of Mammalogy*. 82. 644-651.
298. Zhao, Y. – Peth, S. – Krummelbein, J. – Horn, R. – Wang, Z. Y. – Steffens, M. – Hoffmann, C. – Peng, X. H.: 2007. Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia Grassland. *Ecological Modeling*. 205. 241-254.
299. Zólyomi B. – Fekete G.: 1994. The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. *Abstracta Botanica*. 18. 29-41.
300. Zsembeli J. – Szűcs L. – Tuba G. – Czimbalmos R.: 2015. Nedvességtakarékos talajművelési rendszer fejlesztése Karcagon. [In: Madarász B. (szerk.) Környezetkímélő talajművelési rendszerek Magyarországon.] MTA CSFK FTI, Budapest. 122-133.

## 11. PUBLIKÁCIÓK AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN



**DEBRECENI  
EGYETEM**

**DEBRECENI EGYETEM  
EGYETEMI ÉS NEMZETI KÖNYVTÁR**

H-4002 Debrecen, Egyetem tér 1, Pf.: 400  
Tel.: 52/410-443, e-mail: publikaciok@lib.unideb.hu

Nyilvántartási szám: DEENK/433/2022.PL  
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Varga Krisztina  
Doktori Iskola: Kerpely Kálmán Doktori Iskola  
MTMT azonosító: 10058531

### A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

#### Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (5)

1. **Varga, K.**, Csízi, I.: Alulhasznosított gyep szén-dioxid kibocsátásának vizsgálata.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 19 (2), 15-25, 2022. ISSN: 1785-2498.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.55725/gygk/2022/19/2/10695>
2. **Varga, K.**, Csízi, I.: Túllegettetett természetközeli gyeptársulás rekultivációja legeltetés kizárással.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 18 (1-2), 45-53, 2020. ISSN: 1785-2498.
3. **Varga, K.**, Kovács, G., Tuba, G., Csízi, I.: Degradáció mérése alulhasznosított természetes gyepen.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 17 (2), 47-54, 2019. ISSN: 1785-2498.
4. **Varga, K.**, Budai, J., Tuba, G., Kovács, G., Csízi, I.: Szolonyec talajon kialakult zombékók paramétereinek pontosítása.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 17 (1), 51-55, 2019. ISSN: 1785-2498.
5. **Varga, K.**, Csízi, I.: Felhagyott juhlegelő degradációjának mérése.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 16 (1), 43-48, 2018. ISSN: 1785-2498.

#### Idegen nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (2)

6. **Varga, K.**, Csízi, I.: Measurement of degradation on under-utilized natural turf.  
*Agrártud. Közl.* 2, 115-121, 2020. ISSN: 1587-1282.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.34101/ACTAAGRAR/2/3733>
7. **Varga, K.**, Csízi, I.: Measurement of the degradation of abandoned turf.  
*Agrártud. Közl.* 2019 (2), 145-149, 2019. ISSN: 1587-1282.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.34101/actaagrar/2/3694>

#### Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

8. **Varga, K.**, Halász, A., Kovács, G. P., Csízi, I.: Investigation of Carbon-Dioxide-Emissions from Underutilized Grassland between 2019 and 2020.  
*Agronomy-Basel.* 12 (4), 1-13, 2022. EISSN: 2073-4395.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12040931>  
IF: 3.949 (2021)





9. **Varga, K.**, Csízi, I., Monori, I., Valkó, O.: Threats and challenges related to grazing paddocks: Recovery of extremely overgrazed grassland after grazing exclusion.  
*Arid Land Res. Manag.* 35 (21), 346-357, 2021. ISSN: 1532-4982.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/15324982.2020.1869120>  
IF: 1.955

Magyar nyelvű konferencia közlemények (2)

10. **Varga, K.**, Díaz Fernández, D., Csízi, I.: Extenzív gyephasználati módok hatása a degradációs folyamatokra.  
In: "IV. Fenntartható fejlődés a Kárpát medencében" : Absztraktkötet "Gyepök biodiverzitása a Kárpát medencében". Szerk.: Pápay Gergely, Szent István Egyetem, Gödöllő, 81-86, 2019.
11. **Varga, K.**, Budai, J., Csízi, I., Antal, K., Pánti, S.: Ecsetpázsitos zombékók számbeli és térbeli paramétereinek pontosítása.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 259-265, 2018. ISBN: 9786155545900

Idegen nyelvű konferencia közlemények (1)

12. **Varga, K.**, Csízi, I.: Specification of the parameters of the tussocks formed on solonch soil.  
In: PEME XIX. PhD - Konferencia : Tizenhat éve az európai szintű tudományos megújulás és a fiatal kutatók szolgálatában. Szerk.: Koncz István, Szova Ilona, Professzorok az Európai Magyarországi Egyesület, Budapest, 371-377, 2019. ISBN: 9786155709098

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (1)

13. **Varga, K.**, Budai, J., Csízi, I., Antal, K., Pánti, S.: Ecsetpázsitos zombékók számbeli és térbeli paramétereinek pontosítása.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Irinyiné Oláh Katalin, Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 110-111, 2018. ISBN: 9786155545818

**További közlemények**

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (8)

14. Csízi, I., **Varga, K.**: Juhlegelők koratavaszi fitoprodukciónak vizsgálata.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 20 (1), 3-7, 2022. ISSN: 1785-2498.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.55725/gygk/2022/20/1/11138>





15. Fűrő, G., **Varga, K.**, Csízi, I., Halász, A.: Spontán téli tűz hatásának vizsgálata természetközeli gyepen.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 20 (1), 9-14, 2022. ISSN: 1785-2498.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.55725/gygk/2022/20/1/11139>
16. **Varga, K.**, Budai, J., Őri, N., Csízi, I.: Keskenylevelű ezüstfa hatásai külterjes juhlegelőn.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 18 (1-2), 39-44, 2020. ISSN: 1785-2498.
17. **Varga, K.**, Murányi, E., Pápay, G., Csízi, I.: Morfometriai adatok Lolium, Festuca és Poa fajok vetőmagtisztításához.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 18 (1-2), 55-61, 2020. ISSN: 1785-2498.
18. **Varga, K.**, Csízi, I.: Delelőliget szerepének pontosítása extenzív juhlegelőn.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 17 (2), 39-45, 2019. ISSN: 1785-2498.
19. **Varga, K.**, Monori, I., Csízi, I.: Festuca pseudovina anyatóvek termésképző paramétereinek vizsgálata.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 17 (1), 57-62, 2019. ISSN: 1785-2498.
20. Díaz Fernández, D., **Varga, K.**, Csízi, I.: Bio komposztadagok hatása egy arid termőhelyű ősgyep első növedékének hozamaira.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 16 (1), 11-17, 2018. ISSN: 1785-2498.
21. **Varga, K.**, Kiss, R.: Gyeprekonstrukció fű-és kétszikű magkeverékek vetésével.  
*Gyepgazdálk. Közl.* 14 (1), 61-67, 2016. ISSN: 1785-2498.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (1)

22. Pensza, K., Csik, A., Filep, A. F., Saláta, D., Pápay, G., Kovács, L., **Varga, K.**, Pauk, J., Lantos, C., Líztes-Szabó, Z.: Possibilities of Speciation in the Central Sandy Steppe, Woody Steppe Area of the Carpathian Basin through the Example of Festuca Taxa.  
*Forests.* 11 (12), 1-17, 2020. ISSN: 1999-4907.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/f11121325>  
IF: 2.633

Magyar nyelvű konferencia közlemények (4)

23. Monori, I., **Varga, K.**, Tóth, M., Kängenban, R., Szatmári, I., Czeller, K., Farkas, R.: Abiotikus tényezők hatása a juhok fontosabb endoparazitáinak életciklusára.  
In: A fenntartható állattenyésztés Herceghalomból nézve" 7. a kiskérődző ágazatok helyzete és kilátásai. Szerk.: Milisits-Németh Tímea, Nemzeti Agrárkutató és Innovációs Központ, Gödöllő, 45-56, 2018. ISBN: 9786155748158





24. **Varga, K.**, Csízi, I., Monori, I.: Az izolátor ketrec hatása a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb.) termésképző elemeire.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 279-285, 2018. ISBN: 9786155545900
25. **Varga, K.**, Budai, J., Díaz Fernández, D., Csízi, I., Antal, K.: Juhok termelő komfortzónájának javítása delelőrdő segítségével.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 267-277, 2018. ISBN: 9786155545900
26. Díaz Fernández, D., Csízi, I., **Varga, K.**: Juhtrágya alapú komposzt hatása a gyepek első növedékére természetes gyepeken.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 133-140, 2018. ISBN: 9786155545900

Magyar nyelvű absztrakt kiadványok (10)

27. **Varga, K.**, Csízi, I., Monori, I.: Extenzív gyepek endoparazita fertőzöttségének megállapítása lárvafuttató berendezés segítségével.  
In: Vidékgazdasági és fenntarthatósági kutatások aktuális eredményei: absztraktkötet.  
Szerk.: Jávor András, Debreceni Egyetem, Debrecen, 33-35, 2020. ISBN: 9789634902775
28. **Varga, K.**, Csízi, I., Monori, I.: Az izolátorketrec hatása a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb.) termésképző elemeire.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Irinyiné Oláh Katalin, Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 117-118, 2018. ISBN: 9786155545818
29. Tóth, M., Farkas, R., Oláh, J., Komlósi, I., **Varga, K.**, Kovács, G., Monori, I.: Egyes biotikus és abiotikus tényezők hatása a juhok belső parazita fertőzésére.  
*Magy. Allatorv. Lapja. 140 Suppl.1.*, 454-455, 2018. ISSN: 0025-004X.
30. **Varga, K.**, Budai, J., Díaz Fernández, D., Csízi, I., Antal, K.: Juhok termelő komfortzónájának javítása delelőrdő segítségével.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermékek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Irinyiné Oláh Katalin, Tóth Csilla, Nyíregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyíregyháza, 112-113, 2018. ISBN: 9786155545818





31. Díaz Fernández, D., Csízi, I., **Varga, K.**: Juhtrágya alapú komposzt hatása a gyep első növedékére természetes gyepen.  
In: Őshonos- és Tájfajták - Ökotermekek : Egészséges táplálkozás : Vidékfejlesztés Minőségi élelmiszerek : Egészséges környezet: Az agrártudományok és a vidékfejlesztés kihívásai a XXI. században. Szerk.: Irinyiné Oláh Katalin, Tóth Csilla, Nyiregyházi Egyetem Műszaki és Agrártudományi Intézet, Nyiregyháza, 89-90, 2018. ISBN: 9786155545818
32. Tóth, M., Farkas, R., Oláh, J., **Varga, K.**, Komlósi, I., Monori, I.: Kezelt és kezeletlen magyar merinó juhok endoparazita fertőzöttségének vizsgálata Karcagon.  
In: XXXVII. Óvári Tudományos Nap : Fenntartható agrárium és környezet, az Óvári Akadémia 200 éve - múlt, jelen, jövő, Széchenyi István Egyetem Mezőgazdaság- és Élelmiszertudományi Kar, Mosonmagyaróvár, 86-87, 2018. ISBN: 9786155837142
33. Keserű, Á., Czibalmos, Á., Murányi, E., **Varga, K.**: A mohar (*Setaria italica* (L.) P. Beauv.) szemterméshozamának műtrágyareakciója.  
In: XXIII. Növénynevelési Tudományos Nap : Összefoglalók. Szerk.: Veisz Ottó, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 111, 2017.
34. Czibalmos, Á., Murányi, E., **Varga, K.**, Keserű, Á.: Az eltérő termőhelyeken való nemesítés jelentősége a biztonságos búzatermesztésben.  
In: XXIII. Növénynevelési Tudományos Nap : Összefoglalók. Szerk.: Veisz Ottó, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 92, 2017. ISBN: 9789638351449
35. Murányi, E., Czibalmos, Á., **Varga, K.**, Jóvér, J.: Háromvonalas silócirok hibridek (*Sorghum bicolor* L. Moench) refrakciós szárazanyagtartalmának vizsgálata.  
In: XXIII. Növénynevelési Tudományos Nap : Összefoglalók. Szerk.: Veisz Ottó, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 130, 2017.
36. **Varga, K.**, Czibalmos, Á., Keserű, Á., Murányi, E.: Sovány csenkesz (*Festuca pseudovina* Hack. ex Wiesb.) előzetes vizsgálata a betakaríthatóság szempontjából.  
In: XXIII. Növénynevelési Tudományos Nap : Összefoglalók. Szerk.: Veisz Ottó, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 158, 2017.

Idegen nyelvű absztrakt kiadványok (1)

37. **Varga, K.**, Csízi, I., Halász, A.: Reasons of meadow hay scarcity in Karcag region.  
In: Proceedings of the 5th International Scientific Conference on Water. Szerk.: Futó Zoltán, Bodnár Károly, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Gödöllő, 27-32, 2022. ISBN: 9789636230111

Ismeretterjesztő, népszerűsítő cikkek (6)

38. Csízi, I., **Varga, K.**: Válaszlehetőségek napjaink gyepgazdálkodási kihívásaira.  
*Értékálló aranykorona. 21* (3), 30-32, 2021. ISSN: 1586-9652.





39. **Varga, K.**, Budai, J., Antal, K., Csízi, I.: Biológiailag lebomló eszközök biodegradációs vizsgálata Terrasol komposztban.  
*Polimerek*. 6 (10), 1074-1077, 2020. ISSN: 2415-9492.
40. Csízi, I., **Varga, K.**: Felkészülés a legeltetési időnyre.  
*Értékálló aranykorona*. 20 (2), 25-26, 2020. ISSN: 1586-9652.
41. Csízi, I., **Varga, K.**: Gyephasznosítás különböző legeltetési módokkal.  
*Értékálló aranykorona*. 20 (3), 18-19, 2020. ISSN: 1586-9652.
42. Csízi, I., **Varga, K.**: Juhokat veszélyeztető gyomok a legelőn.  
*Értékálló aranykorona*. 20 (9), 24-25, 2020. ISSN: 1586-9652.
43. Csízi, I., **Varga, K.**: Óshonos állatok gepre alapozott tartása.  
*Értékálló aranykorona*. 19 (7), 30-31, 2019. ISSN: 1586-9652.

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 8,537**

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapján szolgáló közleményekre):  
5,904**

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudományometriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2022.10.05.



## 12. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném megköszönni témavezetőm, Dr. Csízi István tudományos főmunkatárs segítő munkáját, aki szakmai javaslataival támogatta jelen értekezés elkészülését.

Köszönet illeti prof. Dr. Tasi Julianna és prof. Dr. Nagy Géza opponenseket, akik lelkiismeretes bírálatuk által segítettek elő a doktori értekezés megfelelő minőségben való elkészülését.

Köszönöm Dr. Zsembeli József igazgató úr támogatását, akik biztosította a kísérleti munkák feltételeit a Karcagi Kutatóintézetben, továbbá köszönöm azoknak a munkatársaimnak segítségét, akik munkájukkal, illetve javaslataikkal támogatták a dolgozat elkészítését.

Végül, de nem utolsó sorban szeretném megköszönni családom és barátaim támogatását, akik mindig mellettem álltak és támogattak a doktori tanulmányaim alatt.

### 13. NYILATKOZATOK

#### NYILATKOZAT

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem **Kerpely Kálmán Növénytermesztési és Kertészeti Tudományok Doktori Iskola** keretében készítettem, a Debreceni Egyetem doktori (Ph.D.) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 20.....

.....

a jelölt aláírása

#### NYILATKOZAT

Tanúsítom, hogy **Varga Krisztina** doktorjelölt **2017-2021** között a fent megnevezett Doktori Iskola keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult, az értekezés a jelölt önálló munkája. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 20.....

.....

a témavezető aláírása

## 14. MELLÉKLETEK

**13. táblázat:** Klímaindex (mm/°C) eredményei havi lebontásban (Karcag, 2017-2020)

Hónap	Havi átlag-hőmérséklet (°C)	Havi csapadék-mennyiség (mm)	Klímaindex (mm/°C)	A hónap jellege
2017. január	-6,9	24,8	-0,116	-
2017. február	2,1	23,9	0,406	nagyon esős
2017. március	8,8	21,3	0,078	félsivatagi
2017. április	10,6	45,7	0,144	kissé száraz
2017. május	17,0	30,3	0,057	sivatagi
2017. június	21,7	42,9	0,066	félsivatagi
2017. július	22,3	57,4	0,083	félsivatagi
2017. augusztus	23,4	32,3	0,045	sivatagi
2017. szeptember	16,1	96,1	0,199	üde
2017. október	11,2	32,7	0,094	aszályos
2017. november	5,5	39,1	0,237	optimális
2017. december	2,4	81,0	1,089	nagyon esős
2018. január	2,2	28,1	0,412	nagyon esős
2018. február	0,2	66,5	11,875	nagyon esős
2018. március	3,2	79,7	0,803	nagyon esős
2018. április	16,1	13,7	0,028	sivatagi
2018. május	19,8	44,9	0,073	félsivatagi
2018. június	21,2	55,0	0,086	aszályos
2018. július	22,5	57,3	0,082	félsivatagi
2018. augusztus	24,0	72,2	0,097	aszályos
2018. szeptember	18,3	23,5	0,043	sivatagi
2018. október	13,7	13,4	0,032	sivatagi
2018. november	7,1	52,7	0,247	kissé esős
2018. december	0,8	50,8	2,048	üde
2019. január	-1,0	31,2	-1,006	-
2019. február	3,7	6,2	0,06	sivatagi
2019. március	9,0	8,8	0,032	sivatagi
2019. április	12,9	47,3	0,122	száraz
2019. május	14,6	116,7	0,258	kissé esős
2019. június	23,1	65,5	0,095	aszályos
2019. július	21,8	59,5	0,088	aszályos
2019. augusztus	23,8	14,6	0,02	sivatagi
2019. szeptember	17,2	40,6	0,079	félsivatagi
2019. október	12,9	8,4	0,021	sivatagi
2019. november	9,1	72,2	0,264	kissé esős
2019. december	3,1	34,1	0,355	nagyon esős

2020. január	-1,3	19,8	-0,491	-
2020. február	4,7	40,2	0,295	esős
2020. március	6,6	34,4	0,168	közepes
2020. április	11,5	9,8	0,028	sivatagi
2020. május	14,5	17,8	0,04	sivatagi
2020. június	20,3	118,4	0,194	üde
2020. július	21,5	139,3	0,209	üde
2020. augusztus	23,0	73,3	0,103	aszályos
2020. szeptember	18,4	31,7	0,057	sivatagi
2020. október	12,1	111,2	0,296	esős
2020. november	5,0	13,8	0,092	aszályos
2020. december	3,8	38,8	0,329	nagyon esős

**14. táblázat:** A túllegettett terület cönológiai felvételezéseinek eredményei (%) 2017-2020 között (Karcag)

Kezelés	Növényfaj	Borítás (%)			
		2017	2018	2019	2020
FOK0/1	<i>Festuca pseudovina</i>	28,125	42,1875	40,625	46,875
	<i>Festuca rupicola</i>	12,5	6,25	18,75	18,75
	<i>Alopecurus pratensis</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Trifolium angulatum</i>	12,5	12,5	3,125	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	6,25	9,375	9,375	9,375
	<i>Achillea collina</i>	6,25	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Daucus carota</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Gypsophila muralis</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	3,125	3,125	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	17,1875	9,375	3,125	1,5625
	Borítatlan terület	0	3,125	9,375	6,25
FOK0/2	<i>Festuca pseudovina</i>	31,25	46,875	62,5	62,5
	<i>Festuca rupicola</i>	12,5	12,5	9,375	12,5
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	6,25	6,25	3,125
	<i>Poa pratensis</i>	0	1,5625	3,125	3,125
	<i>Elymus repens</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	12,5	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	6,25	1,5625	1,5625

	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	3,125	3,125	6,25
	<i>Hordeum murinum</i>	21,875	9,375	3,125	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	1,5625	1,5625	0
	<i>Carduus acanthoides</i>	1,5625	0	0	0
	Borítatlan terület	0	3,125	0	0
FOK0/3	<i>Festuca pseudovina</i>	37,5	46,8750	62,5	62,5
	<i>Festuca rupicola</i>	9,375	15,625	12,5	12,5
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	9,375	6,25	6,25
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	9,375	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Silene alba</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	6,25	3,125	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	0	0	0
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	3,125
		Borítatlan terület	0	3,125	0
FOK20/1	<i>Festuca pseudovina</i>	25	43,75	62,5	64,0625
	<i>Festuca rupicola</i>	3,125	6,25	9,375	12,5
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	3,125	6,25	3,125
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	12,5	18,75	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	3,125	3,125	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	6,25	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Achillea collina</i>	9,375	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	12,5	6,25	3,125	1,5625
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	1,5625	1,5625	1,5625
		Borítatlan terület	0	3,125	0
FOK20/2	<i>Festuca pseudovina</i>	40,625	40,625	43,75	53,125
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	1,5625	15,625	12,5
	<i>Alopecurus pratensis</i>	15,625	28,125	18,75	12,5
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	3,125	3,125	6,25
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	1,5625	1,5625	3,125

	<i>Trifolium angulatum</i>	1,5625	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	1,5625	6,25	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Rumex obtusifolius</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Hordeum murinum</i>	18,75	12,5	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	0	0	0
	Borítatlan terület	1,5625	1,5625	0	0
F0K20/3	<i>Festuca pseudovina</i>	26,563	45,3125	64,0625	67,1875
	<i>Festuca rupicola</i>	7,8125	6,25	6,25	6,25
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	9,375	6,25	6,25
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	15,625	12,5	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	6,25	3,125
	<i>Achillea collina</i>	6,25	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Rumex obtusifolius</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	9,375	3,125	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	0	0	0
	<i>Carduus acanthoides</i>	3,125	0	0	0
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Prunus domestica subsp. syriaca</i>	1,5625	1,5625	0	0
F0K40/1	<i>Festuca pseudovina</i>	21,875	46,875	64,0625	64,0625
	<i>Alopecurus pratensis</i>	18,75	18,75	12,5	12,5
	<i>Festuca rupicola</i>	12,5	3,125	3,125	6,25
	<i>Poa pratensis</i>	0	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	9,375	12,5	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	6,25	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Achillea collina</i>	9,375	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	12,5	6,25	3,125	1,5625
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
F0K40/2	<i>Festuca pseudovina</i>	29,688	43,75	56,25	59,375
	<i>Alopecurus pratensis</i>	3,125	9,375	15,625	15,625
	<i>Festuca rupicola</i>	9,375	3,125	6,25	6,25

	<i>Elymus repens</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	21,875	18,75	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	6,25	1,5625	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	6,25	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Silene alba</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	6,25	6,25	3,125	1,5625
	Borítatlan terület	0	3,125	0	0
F0K40/3	<i>Festuca pseudovina</i>	25	28,125	45,3125	53,125
	<i>Alopecurus pratensis</i>	15,625	17,1875	18,75	15,625
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	1,5625	9,375	12,5
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Poa pratensis</i>	9,375	18,75	1,5625	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	12,5	9,375	1,5625
	<i>Carduus acanthoides</i>	6,25	6,25	0	0
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	3,125	1,5625	1,5625
F20K0/1	<i>Festuca pseudovina</i>	34,375	45,3125	65,625	68,75
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	6,25	6,25	3,125
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Festuca rupicola</i>	9,375	9,375	3,125	3,125
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	6,25	6,25	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	6,25	6,25	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	6,25	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Cerastium vulgare</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Ghypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Sonchus arvensis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Taraxacum officinale</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Artemisia absinthium</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	

	<i>Hordeum murinum</i>	12,5	6,25	1,5625	1,5625
	Borítatlan terület	0	3,125	0	0
F20K0/2	<i>Festuca pseudovina</i>	37,5	45,3125	53,125	56,25
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	9,375	6,25	6,25
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	6,25	6,25
	<i>Festuca rupicola</i>	9,375	12,5	6,25	6,25
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	6,25	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	6,25	6,25	3,125
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	12,5	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	1,5625	0	0
	Borítatlan terület	0	1,5625	12,5	12,5
	F20K0/3	<i>Festuca pseudovina</i>	39,063	32,8125	62,5
<i>Alopecurus pratensis</i>		6,25	25	9,375	6,25
<i>Elymus repens</i>		3,125	1,5625	1,5625	3,125
<i>Festuca rupicola</i>		1,5625	6,25	9,375	9,375
<i>Poa pratensis</i>		1,5625	1,5625	3,125	3,125
<i>Lotus corniculatus</i>		0	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Trifolium angulatum</i>		3,125	3,125	1,5625	1,5625
<i>Podospermum canum</i>		3,125	6,25	3,125	3,125
<i>Achillea collina</i>		3,125	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Ghypsophila muralis</i>		1,5625	1,5625	0	0
<i>Inula britannica</i>		6,25	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Plantago lanceolata</i>		3,125	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Hordeum murinum</i>		15,625	9,375	3,125	1,5625
<i>Bromus hordeaceus</i>		6,25	1,5625	0	0
<i>Carduus acanthoides</i>	6,25	3,125	0	0	
Borítatlan terület	0	1,5625	0	0	
F20K20/1	<i>Festuca pseudovina</i>	34,375	51,5625	46,875	53,125
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	9,375	12,5	12,5
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	6,25	9,375	9,375
	<i>Elymus repens</i>	0	1,5625	3,125	6,25
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	12,5	9,375	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	9,375	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Ghypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625

	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	1,5625	3,125	1,5625	
	<i>Hordeum murinum</i>	12,5	6,25	3,125	1,5625	
	Borítatlan terület	0	1,5625	9,375	3,125	
F20K20/2	<i>Festuca pseudovina</i>	20,313	31,25	31,25	46,875	
	<i>Alopecurus pratensis</i>	15,625	28,125	28,125	15,625	
	<i>Elymus repens</i>	9,375	3,125	15,625	15,625	
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	0	6,25	6,25	
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	6,25	3,125	3,125	
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625	
	<i>Trifolium angulatum</i>	1,5625	6,25	1,5625	1,5625	
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125	
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Taraxacum officinale</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Hordeum murinum</i>	18,75	12,5	0	0	
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	0	0	0	
	<i>Carduus acanthoides</i>	3,125	1,5625	0	0	
	Borítatlan terület	0	0	3,125	0	
	F20K20/3	<i>Festuca pseudovina</i>	31,25	40,625	43,75	50
		<i>Festuca rupicola</i>	15,625	9,375	12,5	12,5
<i>Alopecurus pratensis</i>		6,25	9,375	9,375	9,375	
<i>Elymus repens</i>		3,125	3,125	9,375	9,375	
<i>Poa pratensis</i>		0	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Lotus corniculatus</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Trifolium angulatum</i>		9,375	6,25	1,5625	1,5625	
<i>Podospermum canum</i>		3,125	3,125	3,125	3,125	
<i>Achillea collina</i>		6,25	3,125	1,5625	1,5625	
<i>Inula britannica</i>		3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Plantago lanceolata</i>		3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Silene alba</i>		1,5625	1,5625	0	0	
<i>Hordeum murinum</i>		9,375	9,375	6,25	3,125	
<i>Artemisia absinthium</i>		3,125	3,125	1,5625	1,5625	
<i>Bromus hordeaceus</i>		3,125	1,5625	1,5625	0	
Borítatlan terület	0	3,125	3,125	1,5625		
F20K40/1	<i>Festuca pseudovina</i>	31,25	40,625	45,3125	50	
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	3,125	15,625	15,625	
	<i>Alopecurus pratensis</i>	18,75	15,625	9,375	9,375	
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	3,125	3,125	3,125	
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Trifolium angulatum</i>	1,5625	9,375	1,5625	1,5625	
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	6,25	6,25	

	<i>Achillea collina</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	21,875	15,625	3,125	1,5625
	<i>Artemisia absinthium</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	Borítatlan terület	1,5625	0	6,25	3,125
F20K40/2	<i>Festuca pseudovina</i>	28,125	39,0625	57,8125	63,9725
	<i>Alopecurus pratensis</i>	15,625	9,375	15,625	9,375
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	3,125	9,375	12,5
	<i>Festuca rupicola</i>	4,6875	3,125	6,25	6,25
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	1,5625	3,215
	<i>Trifolium angulatum</i>	21,875	31,25	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	1,5625	1,5625	0
	<i>Achillea collina</i>	9,375	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	0	0
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	0
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	1,5625	1,5625	0
	<i>Hordeum murinum</i>	1,5625	3,125	1,5625	1,5625
	F20K40/3	<i>Festuca pseudovina</i>	35,938	48,4375	59,375
<i>Alopecurus pratensis</i>		12,5	12,5	9,375	9,375
<i>Festuca rupicola</i>		6,25	6,25	9,375	9,375
<i>Poa pratensis</i>		1,5625	3,125	3,125	6,25
<i>Elymus repens</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Trifolium angulatum</i>		6,25	6,25	1,5625	1,5625
<i>Achillea collina</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Cardaria draba</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Inula britannica</i>		4,6875	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Plantago lanceolata</i>		6,25	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Podospermum canum</i>		3,125	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Ghypsophila muralis</i>		1,5625	1,5625	0	0
<i>Silene alba</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Hordeum murinum</i>		9,375	6,25	3,125	1,5625
<i>Artemisia absinthium</i>		3,125	3,125	1,5625	1,5625
<i>Bromus hordeaceus</i>		3,125	1,5625	1,5625	0
F40K0/1	<i>Festuca pseudovina</i>	31,25	39,0625	56,25	59,375
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	15,625	12,5	12,5
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	12,5	6,25	6,25
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	3,125
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625

	<i>Trifolium angulatum</i>	15,625	6,25	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	6,25	1,5625	1,5625
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	12,5	6,25	6,25	3,125
	<i>Artemisia absinthium</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3,125	1,5625	1,5625	0
	Borítatlan terület	0	1,5625	0	0
F40K0/2	<i>Festuca pseudovina</i>	34,375	43,75	42,1875	48,4375
	<i>Alopecurus pratensis</i>	12,5	15,625	12,5	12,5
	<i>Festuca rupicola</i>	9,375	6,25	12,5	12,5
	<i>Trifolium angulatum</i>	9,375	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	6,25	6,25
	<i>Podospermum canum</i>	1,5625	3,125	6,25	6,25
	<i>Daucus carota</i>	0	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Cardaria draba</i>	1,5625	3,125	1,5625	3,125
	<i>Hordeum murinum</i>	12,5	9,375	6,25	3,125
	<i>Artemisia absinthium</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Carduus acanthoides</i>	3,125	3,125	0	0
	Borítatlan terület	0	6,25	3,125	0
F40K0/3	<i>Festuca pseudovina</i>	31,25	54,6875	51,5625	54,6875
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	12,5	9,375	9,375
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	6,25	9,375	9,375
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	1,5625	9,375	9,375
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Trifolium angulatum</i>	25	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Hordeum murinum</i>	7,8125	6,25	3,125	1,5625
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Bromus hordaeceus</i>	3,125	3,125	1,5625	0	
F40K20/1	<i>Festuca pseudovina</i>	31,25	37,5	26,5625	43,75
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	12,5	18,75	9,375
	<i>Poa pratensis</i>	6,25	6,25	18,75	12,5
	<i>Festuca rupicola</i>	1,5625	6,25	12,5	12,5
	<i>Elymus repens</i>	3,125	3,125	9,375	9,375

	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Trifolium angulatum</i>	25	12,5	1,5625	1,5625	
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125	
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Ghypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	0	0	
	<i>Hordeum murinum</i>	9,375	6,25	3,125	1,5625	
	<i>Bromus hordaeceus</i>	1,5625	6,25	1,5625	1,5625	
F40K20/2	<i>Festuca pseudovina</i>	32,813	48,4375	56,25	60,9375	
	<i>Alopecurus pratensis</i>	1,5625	15,625	9,375	9,375	
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	3,125	9,375	9,375	
	<i>Elymus repens</i>	15,625	3,125	3,125	3,125	
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125	
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Trifolium angulatum</i>	6,25	3,125	1,5625	1,5625	
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125	
	<i>Achillea collina</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	1,5625	0	0	
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	12,5	6,25	1,5625	
	<i>Artemisia absinthium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
	<i>Bromus hordaeceus</i>	3,125	0	0	0	
	Borítatlan terület	0	1,5625	0	0	
	F40K20/3	<i>Festuca pseudovina</i>	34,375	31,25	37,5	46,875
		<i>Alopecurus pratensis</i>	12,5	18,75	15,625	12,5
<i>Elymus repens</i>		6,25	6,25	15,625	15,625	
<i>Festuca rupicola</i>		6,25	9,375	15,625	15,625	
<i>Poa pratensis</i>		3,125	6,25	0	0	
<i>Lotus corniculatus</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Trifolium angulatum</i>		1,5625	3,125	1,5625	1,5625	
<i>Inula britannica</i>		6,25	1,5625	0	0	
<i>Achillea collina</i>		3,125	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Plantago lanceolata</i>		1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
<i>Podospermum canum</i>		3,125	3,125	1,5625	1,5625	
<i>Taraxacum officinale</i>		1,5625	1,5625	1,5625	0	
<i>Hordeum murinum</i>		12,5	9,375	3,125	1,5625	
<i>Bromus hordaeceus</i>		6,25	3,125	0	0	
Borítatlan terület	0	1,5625	3,125	0		
F40K40/1	<i>Festuca pseudovina</i>	32,813	46,875	40,625	50	
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	15,625	18,75	12,5	
	<i>Festuca rupicola</i>	1,5625	3,125	15,625	12,5	

	<i>Elymus repens</i>	3,125	6,25	3,125	6,25
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Trifolium angulatum</i>	28,125	6,25	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Crepis setosa</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordaeceus</i>	3,125	1,5625	3,125	0
	<i>Hordeum murinum</i>	9,375	6,25	1,5625	1,5625
F40K40/2	<i>Festuca pseudovina</i>	34,375	56,25	62,5	65,625
	<i>Alopecurus pratensis</i>	3,125	3,125	9,375	6,25
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	3,125	9,375	9,375
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	9,375	3,125	3,125
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	12,5	6,25	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	6,25	1,5625	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	6,25	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	0	0
	<i>Ghypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Artemisia absinthium</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordaeceus</i>	9,375	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	9,375	6,25	1,5625	1,5625
F40K40/3	<i>Festuca pseudovina</i>	42,188	43,75	39,0625	48,4375
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	9,375	12,5	6,25
	<i>Elymus repens</i>	9,375	9,375	12,5	12,5
	<i>Festuca rupicola</i>	6,25	6,25	9,375	6,25
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	3,125	6,25	6,25
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Trifolium angulatum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Bromus hordaeceus</i>	9,375	1,5625	0	0
	<i>Carduus acanthoides</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Artemisia absinthium</i>	3,125	6,25	3,125	3,125
<i>Hordeum murinum</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625	
Borítatlan terület	0	1,5625	3,125	3,125	
T/L1	<i>Festuca pseudovina</i>	25	17,1875	12,5	12,5

	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	6,25	1,5625	1,5625
	<i>Festuca rupicola</i>	1,5625	3,125	0	0
	<i>Poa pratensis</i>	1,5625	3,125	0	0
	<i>Lotus corniculatus</i>	3,125	1,5625	0	0
	<i>Trifolium angulatum</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	6,25	6,25
	<i>Cardaria draba</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Achillea collina</i>	6,25	3,125	3,125	1,5625
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Cerastium vulgare</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Erodium cicutarium</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	3,125	3,125	1,5625
	<i>Tripleurospermum perforatum</i>	3,125	0	0	0
	<i>Convolvulus arvensis</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Sonchus arvensis</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Hordeum murinum</i>	9,375	15,625	15,625	21,875
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	6,25	12,5	12,5
	<i>Carduus nutans</i>	3,125	3,125	9,375	9,375
	<i>Carduus acanthoides</i>	1,5625	6,25	6,25	12,5
	<i>Eryngium campestre</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	Borítatlan terület	9,375	12,5	12,5	3,125
T/L2	<i>Festuca pseudovina</i>	15,625	9,375	6,25	6,25
	<i>Alopecurus pratensis</i>	9,375	3,125	4,6875	4,6875
	<i>Poa pratensis</i>	6,25	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Festuca rupicola</i>	1,5625	0	1,5625	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Trifolium angulatum</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Achillea collina</i>	9,375	10,9375	6,25	1,5625
	<i>Convolvulus arvensis</i>	6,25	0	0	0
	<i>Cardaria draba</i>	3,125	6,25	6,25	6,25
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	6,25	6,25	6,25
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Galium aparine</i>	1,5625	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	3,125	0	0
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	15,625	18,75	25
	<i>Bromus hordeaceus</i>	9,375	9,375	12,5	12,5
	<i>Carduus acanthoides</i>	0	3,125	6,25	9,375
	<i>Conium maculatum</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
<i>Eryngium campestre</i>	3,125	6,25	6,25	6,25	

	Borítatlan terület	0	9,375	9,375	6,25
T/L3	<i>Festuca pseudovina</i>	12,5	10,9375	7,8125	7,8125
	<i>Alopecurus pratensis</i>	6,25	6,25	6,25	6,25
	<i>Festuca rupicola</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	6,25	1,5625	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	0	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium angulatum</i>	3,125	0	1,5625	1,5625
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1,5625	9,375	6,25	3,125
	<i>Achillea collina</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Cardaria draba</i>	9,375	1,5625	3,125	3,125
	<i>Inula britannica</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Convolvulus arvensis</i>	3,125	0	0	0
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	3,125	3,125	1,5625
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	1,5625	3,125	3,125
	<i>Veronica persica</i>	3,125	1,5625	0	0
	<i>Portulaca oleracea</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Rumex obtusifolius</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Daucus carota</i>	1,5625	0	1,5625	0
	<i>Hordeum murinum</i>	15,625	15,625	15,625	21,875
	<i>Bromus hordeaceus</i>	6,25	6,25	12,5	12,5
	<i>Carduus nutans</i>	1,5625	9,375	9,375	9,375
	<i>Carduus acanthoides</i>	0	0	3,125	6,25
<i>Eryngium campestre</i>	9,375	3,125	3,125	3,125	
	Borítatlan terület	3,125	9,375	6,25	3,125

**15. táblázat:** A vizsgált területek átlagos növénymagassága (cm) 2017-2020 (Karcag)

	Átlagmagasság 2017 (cm)	Átlagmagasság 2018 (cm)	Átlagmagasság 2019 (cm)	Átlagmagasság 2020 (cm)
F0K0/1	39,67	28,33	31,67	34,00
F0K0/2	40,33	26,67	32,33	34,67
F0K0/3	39,00	36,00	34,33	34,33
F20K0/1	39,00	31,67	32,00	34,00
F20K0/2	43,33	27,00	30,00	31,00
F20K0/3	37,33	39,33	35,67	39,00
F40K0/1	44,67	32,00	31,00	33,67
F40K0/2	42,67	30,67	33,00	32,33
F40K0/3	25,00	32,33	34,00	37,00
F0K20/1	42,00	29,33	33,00	35,00
F0K20/2	42,00	40,67	34,67	33,67
F0K20/3	40,00	38,67	36,33	39,00

F20K20/1	46,67	42,33	33,33	30,00
F20K20/2	35,33	27,67	41,33	35,67
F20K20/3	40,00	33,67	31,00	32,00
F40K20/1	45,00	35,33	34,67	38,67
F40K20/2	33,00	38,67	45,00	39,00
F40K20/3	40,00	38,67	40,33	39,33
F0K40/1	39,33	35,67	36,67	36,67
F0K40/2	38,00	28,33	40,00	38,67
F0K40/3	43,33	40,00	33,00	31,00
F20K40/1	51,33	39,00	36,33	37,33
F20K40/2	26,00	30,00	35,00	34,67
F20K40/3	36,67	31,67	30,67	31,67
F40K40/1	46,67	41,67	33,67	37,33
F40K40/2	38,67	34,67	31,67	32,67
F40K40/3	47,33	38,33	33,00	36,00
T/L1	37,00	35,00	29,00	31,67
T/L2	41,67	34,33	39,00	40,33
T/L3	28,33	35,00	30,33	28,33

**16. táblázat:** A túllegeltetett terület szárazanyag tartalom (m/m%) eredményei (Karcag, 2017-2020)

	2017	2018	2019	2020
F0K0/1	91,53	89,29	88,35	88,03
F0K0/2	91,59	90,10	89,18	87,65
F0K0/3	92,32	90,14	89,29	87,58
F0K20/1	91,85	89,97	89,12	87,82
F0K20/2	92,44	90,84	89,46	88,01
F0K20/3	92,16	90,20	88,91	87,46
F0K40/1	91,84	90,49	88,64	87,61
F0K40/2	91,96	91,02	88,76	87,50
F0K40/3	92,52	90,63	88,91	87,61
F20K0/1	91,91	90,45	89	87,84
F20K0/2	92,12	90,20	88,67	87,33
F20K0/3	92,70	90,67	89,37	87,90
F20K20/1	91,88	89,76	88,79	87,68
F20K20/2	92,64	90,60	89,58	87,93
F20K20/3	92,63	90,67	89,36	87,58
F20K40/1	92,44	90,16	88,61	87,59
F20K40/2	92,09	90,23	90,72	87,93
F20K40/3	92,99	90,45	89,34	88,04
F40K0/1	92,53	90,59	89,37	87,97

F40K0/2	92,27	89,52	89,38	87,24
F40K0/3	91,97	89,61	89,29	87,74
F40K20/1	92,44	90,36	89,38	87,70
F40K20/2	92,96	90,73	89,43	88,03
F40K20/3	88,82	90,85	90	87,48
F40K40/1	92,12	90,27	90,14	87,55
F40K40/2	92,08	90,42	89,84	87,34
F40K40/3	92,06	90,70	89,9	87,86
TL/1	89,56	88,76	88,8	86,24
TL/2	89,4	88,8	88,61	86,95
TL/3	89,24	89,21	86,97	86,46

**17. táblázat:** A túllegeltetett terület nyersfehérje tartalom (m/m%) eredményei (Karcag, 2017-2020)

	2017	2018	2019	2020
F0K0/1	8,75	7,69	14,8125	12,11
F0K0/2	8,88	4,69	12,1875	11,19
F0K0/3	7,88	6,13	12,75	11,06
F0K20/1	11,00	6,25	14,25	12,55
F0K20/2	8,81	6,06	13,8125	12,94
F0K20/3	9,38	5,25	12,5	13,02
F0K40/1	11,31	7,19	13,125	12,17
F0K40/2	11,56	7,81	12,8125	12,04
F0K40/3	8,50	5,63	12,375	13,41
F20K0/1	10,88	6,94	12,5	12,96
F20K0/2	10,06	7,19	12,9375	12,76
F20K0/3	6,75	6,50	13,6875	12,26
F20K20/1	11,44	6,13	14,625	11,05
F20K20/2	8,75	7,19	13,8125	12,95
F20K20/3	6,63	5,38	12,3125	12,03
F20K40/1	8,81	6,25	12,5625	12,17
F20K40/2	11,25	6,94	14,5625	12,40
F20K40/3	7,50	6,50	13	12,52
F40K0/1	8,50	5,94	12,875	12,12
F40K0/2	9,75	6,44	14,375	13,19
F40K0/3	9,94	7,94	11,625	12,06
F40K20/1	9,88	6,38	12,6875	12,33
F40K20/2	8,88	7,44	11,4375	12,55
F40K20/3	8,19	6,31	11,375	12,89
F40K40/1	8,69	6,50	13,3125	12,75
F40K40/2	11,13	5,94	11,9375	12,25

F40K40/3	6,81	6,31	12,625	12,17
TL/1	15,88	18,50	13,1875	17,93
TL/2	16,19	20,00	15,625	18,45
TL/3	17,19	14,56	15,5	16,40

**18. táblázat:** Az alulhasznosított terület cönológiai felvételezés eredményei (%) (Karcag, 2017-2020)

Kezelés	Növényfaj	Borítás (%)			
		2017	2018	2019	2020
A/M1	<i>Alopecurus pratensis</i>	62,5	50	31,25	34,375
	<i>Elymus repens</i>	6,25	1,5625	9,375	9,375
	<i>Poa pratensis</i>	26,5625	40,625	39,0625	39,0625
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0	1,5625	6,25	3,125
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Rosa canina</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	Borítatlan terület	0	1,5625	9,375	9,375
A/M2	<i>Alopecurus pratensis</i>	56,25	56,25	31,25	34,375
	<i>Elymus repens</i>	0	1,5625	9,375	9,375
	<i>Lolium perenne</i>	0	1,5625	0	0
	<i>Poa pratensis</i>	34,375	31,25	37,5	40,625
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Galium aparine</i>	3,125	1,5625	0	0
	<i>Potentilla argentea</i>	0	0	3,125	1,5625
	<i>Rosa canina</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Cirsium arvense</i>	0	3,125	0	0
	Borítatlan terület	3,125	0	12,5	9,375
A/M3	<i>Alopecurus pratensis</i>	51,5625	56,25	31,25	34,375
	<i>Bromus pannonicus</i>	3,125	3,125	6,25	3,125
	<i>Elymus repens</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Poa pratensis</i>	31,25	31,25	50	50
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Galium aparine</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Rumex crispus</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Silene alba</i>	0	0	1,5625	1,5625
	<i>Cirsium arvense</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Sonchus asper</i>	0	1,5625	0	0
	Borítatlan terület	3,125	0	3,125	3,125
A/K1	<i>Alopecurus pratensis</i>	59,375	71,875	40,625	40,625
	<i>Elymus repens</i>	0	0	15,625	15,625

	<i>Poa pratensis</i>	37,5	25	31,25	34,375
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0	0	3,125	1,5625
	<i>Convolvulus arvensis</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Crepis setosa</i>	0	0	1,5625	1,5625
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	3,125	3,125	1,5625
	<i>Sonchus asper</i>	0	0	1,5625	1,5625
	Borítatlan terület	0	0	3,125	3,125
<b>A/K2</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	45,3125	60,9375	40,625	43,75
	<i>Elymus repens</i>	3,125	1,5625	0	3,125
	<i>Lolium perenne</i>	0	1,5625		
	<i>Poa pratensis</i>	43,75	21,875	34,375	34,375
	<i>Trifolium resutum</i>	0	6,25	0	0
	<i>Vicia tetrasperma</i>	1,5625	3,125	3,125	1,5625
	<i>Crepis setosa</i>	0	0	3,125	3,125
	<i>Potentilla argentea</i>	1,5625	3,1250	3,125	1,5625
	<i>Silene alba</i>	0	0	3,125	3,125
	<i>Taraxacum officinale</i>	0	0	3,125	1,5625
	<i>Veronica persica</i>	0	0	3,125	1,5625
	<i>Cirsium arvense</i>	1,5625	1,5625	0	0
	Borítatlan terület	3,125	0	6,25	6,25
<b>A/K3</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	59,375	85,9375	28,125	37,5
	<i>Bromus pannonicus</i>	0	1,5625	0	0
	<i>Elymus repens</i>	3,125	3,125	18,75	21,875
	<i>Poa pratensis</i>	31,25	9,375	37,5	31,25
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0	0	3,125	1,5625
	<i>Potentilla argentea</i>	0	0	3,125	0
	<i>Cirsium arvense</i>	6,25	0	3,125	1,5625
	<i>Sonchus asper</i>	0	0	1,5625	1,5625
	Borítatlan terület	0	0	4,6875	4,6875
<b>A/Z1</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	53,125	34,375	15,625	28,125
	<i>Elymus repens</i>	0	1,5625	0	3,125
	<i>Poa pratensis</i>	12,5	21,875	40,625	28,125
	<i>Rosa canina</i>	34,375	31,25	37,5	37,5
	<i>Sonchus asper</i>	0	1,5625	0	0
	Borítatlan terület	0	9,375	6,25	3,125
<b>A/Z2</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	71,875	46,875	87,5	78,125
	<i>Elymus repens</i>	3,125	9,375	3,125	12,5
	<i>Poa pratensis</i>	15,625	25	3,125	3,125
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Galium aparine</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Cirsium arvense</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	Borítatlan terület	6,25	12,5	1,5625	1,5625

<b>A/Z3</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	62,5	46,875	42,1875	42,1875
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	0	12,5	15,625
	<i>Poa pratensis</i>	15,625	34,375	15,625	12,5
	<i>Rosa canina</i>	18,75	12,5	25	25
	<i>Cirsium arvense</i>	1,5625	0	1,5625	1,5625
	Borítatlan terület	0	6,25	3,125	3,125
<b>A/R1</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	46,875	28,125	12,5	12,5
	<i>Bromus hordeaceus</i>	0	1,5625	0	1,5625
	<i>Bromus pannonicus</i>	1,5625	1,5625	0	0
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	3,125	0	0
	<i>Festuca pseudovina</i>	18,75	37,5	46,875	46,875
	<i>Poa pratensis</i>	6,25	3,125	6,25	0
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	3,125	1,5625	3,125
	<i>Trifolium resutum</i>	1,5625	1,5625	0	3,125
	<i>Vicia tetrasperma</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Achillea setacea</i>	3,125	3,125	6,25	6,25
	<i>Cardaria draba</i>	1,5625	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Inula britannica</i>	3,125	3,125	6,25	3,125
	<i>Lepidium perfoliatum</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Polygonum aviculare</i>	1,5625	0	1,5625	3,125
	<i>Ranunculus acris</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Silene alba</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	0	0	1,5625
	<i>Cirsium arvense</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
Borítatlan terület	0	0	6,25	6,25	
<b>A/R2</b>	<i>Alopecurus pratensis</i>	40,625	15,625	9,375	6,25
	<i>Bromus hordeaceus</i>	1,5625	3,125	3,125	1,5625
	<i>Elymus repens</i>	0	0	3,125	3,125
	<i>Festuca pseudovina</i>	21,875	40,625	40,625	40,625
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	3,125	6,25	6,25
	<i>Lathyrus tuberosus</i>	1,5625	3,125	1,5625	1,5625
	<i>Lotus corniculatus</i>	1,5625	1,5625	0	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Plantago schwarzenbergiana</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium repens</i>	1,5625	1,5625	0	1,5625
	<i>Trifolium resutum</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium striatum</i>	1,5625	1,5625	0	1,5625
	<i>Achillea setacea</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Cerastium vulgare</i>	1,5625	0	1,5625	1,5625
	<i>Convolvulus arvensis</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	0	0	0	

	<i>Inula britannica</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	6,25	3,125	3,125
	<i>Polygonum aviculare</i>	0	3,125	0	1,5625
	<i>Silene alba</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Taraxacum officinale</i>	1,5625	1,5625	3,125	1,5625
	<i>Eryngium campestre</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Euphorbia cyparissias</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	Borítatlan terület	0	0	6,25	6,25
A/R3	<i>Alopecurus pratensis</i>	50	28,125	15,625	12,5
	<i>Bromus hordeaceus</i>	1,5625	1,5625	3,125	3,125
	<i>Bromus pannonicus</i>	0	0	1,5625	1,5625
	<i>Elymus repens</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Festuca pseudovina</i>	21,875	34,375	40,625	42,1875
	<i>Festuca rupicola</i>	3,125	6,25	6,25	6,25
	<i>Poa pratensis</i>	3,125	3,125	3,125	6,25
	<i>Lotus corniculatus</i>	0	0	1,5625	1,5625
	<i>Plantago lanceolata</i>	1,5625	3,125	3,125	3,125
	<i>Trifolium repens</i>	0	0	1,5625	1,5625
	<i>Trifolium resutum</i>	3,125	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Achillea setacea</i>	3,125	0	3,125	3,125
	<i>Gypsophila muralis</i>	1,5625	0	0	0
	<i>Inula britannica</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Podospermum canum</i>	3,125	3,125	3,125	3,125
	<i>Rumex obtusifolius</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Silene alba</i>	1,5625	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Cirsium arvense</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
	<i>Eryngium campestre</i>	0	1,5625	1,5625	1,5625
		Borítatlan terület	0	6,25	3,125

**19. táblázat:** Az alulhasznosított területen felmért növények átlagmagasságai (cm) 2017-2020 között (Karcag)

Kezelés	Átlagmagasság	Átlagmagasság	Átlagmagasság	Átlagmagasság
	2017 (cm)	2018 (cm)	2019 (cm)	2020 (cm)
A/M1	108,67	109,67	65,00	88,33
A/M2	116,67	113,00	76,00	86,00
A/M3	108,33	107,00	67,33	90,67
A/K1	109,00	111,00	107,00	103,67
A/K2	98,33	111,00	94,00	99,667
A/K3	93,33	112,67	60,67	107,67
A/Z1	109,00	105,67	83,33	107,00
A/Z2	103,33	102,33	102,67	109,67

A/Z3	116,00	119,33	101,67	104,33
A/R1	105,33	37,67	35,00	34,00
A/R2	107,00	34,00	35,33	33,67
A/R3	104,67	36,67	35,67	35,667

**20. táblázat:** A 2017-2018 talajnedvesség (V/V%), talajhőmérséklet (°C) és szén-dioxid-emisszió ( $\text{g}\times\text{m}^{-2}\times\text{h}^{-1}$ ) mérésének részletes adattáblája (Karcag)

Kezelés	Talajnedvesség		Talajhőmérséklet		Szén-dioxid-emisszió	
	(V/V%)		(C°)		$\text{g}\times\text{m}^{-2}\times\text{h}^{-1}$	
	2017	2018	2017	2018	2017	2018
A/M1	4,40	5,27	25,20	31,97	0,663	0,120
A/M2	3,83	5,37	23,50	32,67	0,368	0,130
A/M3	4,80	5,13	22,30	33,70	0,519	0,125
A/K1	4,00	6,43	22,70	31,50	0,410	0,210
A/K2	4,10	5,07	25,90	28,03	0,409	0,229
A/K3	4,50	6,17	24,47	28,40	0,370	0,149
A/Z1	4,60	5,40	22,90	32,47	0,708	0,231
A/Z2	5,47	6,43	26,00	33,27	0,720	0,282
A/Z3	5,00	3,70	22,57	30,87	0,552	0,213
A/R1	4,13	6,00	26,00	30,80	0,844	0,111
A/R2	4,13	5,40	26,60	31,03	0,207	0,097
A/R3	4,13	6,47	25,47	30,90	0,501	0,061

**21. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért szén-dioxid-emisszió ( $\text{g}\times\text{m}^{-2}\times\text{h}^{-1}$ ) eredményei (Karcag, 2019)

	III. 28.	IV. 10.	IV. 25.	V. 8.	V. 23.	VI. 06.	VI. 19.
A/M1	0,259	0,570	0,183	0,389	0,643	0,895	0,334
A/M2	0,208	0,330	0,428	0,605	0,950	0,398	0,482
A/M3	0,142	0,266	0,238	0,291	0,622	0,532	0,451
A/K1	0,196	0,256	0,260	0,271	0,746	0,644	0,739
A/K2	0,228	0,291	0,236	0,368	0,696	0,612	0,448
A/K3	0,222	0,225	0,181	0,220	1,134	1,059	0,555
A/Z1	0,187	0,449	0,186	0,424	0,432	0,910	0,492
A/Z2	0,303	0,413	0,321	0,861	0,873	0,825	0,725
A/Z3	0,266	0,253	0,393	0,546	0,828	0,798	1,008
A/R1	0,251	0,231	0,640	0,307	0,967	0,763	0,490
A/R2	0,128	0,231	0,367	0,309	0,613	0,738	0,505
A/R3	0,141	0,900	0,583	0,245	0,823	0,542	0,633

**22. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért szén-dioxid-emisszió ( $\text{g}\times\text{m}^{-2}\times\text{h}^{-1}$ ) eredményei  
- folytatás (Karcag, 2019)

	VII. 04.	VII. 22.	VIII. 05.	VIII. 15.	VIII. 29.	IX. 11.	X. 11.
A/M1	0,241	0,345	0,382	0,334	0,103	0,456	0,117
A/M2	0,229	0,123	0,475	0,325	0,212	0,433	0,192
A/M3	0,274	0,194	0,365	0,379	0,167	0,390	0,273
A/K1	0,179	0,206	0,426	0,178	0,148	0,368	0,306
A/K2	0,189	0,623	0,508	0,196	0,127	0,293	0,268
A/K3	0,252	0,394	0,372	0,232	0,265	0,323	0,364
A/Z1	0,138	0,201	0,390	0,293	0,155	0,456	0,374
A/Z2	0,262	0,162	0,609	0,373	0,155	0,626	0,195
A/Z3	0,435	0,199	0,531	0,352	0,227	0,701	0,223
A/R1	0,174	0,175	0,521	0,244	0,166	0,170	0,101
A/R2	0,097	0,160	0,425	0,258	0,099	0,212	0,209
A/R3	0,143	0,102	0,342	0,254	0,262	0,235	0,221

**23. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért szén-dioxid-emisszió ( $\text{g}\times\text{m}^{-2}\times\text{h}^{-1}$ ) eredményei  
(Karcag, 2020)

	IV. 07.	IV. 21.	V. 07.	V. 19.	VI. 03.	VI. 17.	VII. 02.
A/M1	0,276	0,086	0,277	0,453	0,070	0,727	
A/M2	0,353	0,095	0,245	0,298	0,075	0,634	
A/M3	0,207	0,098	0,138	0,390	0,055	0,473	
A/K1	0,170	0,147	0,123	0,438	0,091	0,708	
A/K2	0,285	0,280	0,116	0,360	0,107	0,954	
A/K3	0,247	0,309	0,418	0,387	0,065	0,748	
A/Z1	0,308	0,086	0,204	0,357	0,147	0,656	
A/Z2	0,421	0,044	0,133	0,409	0,159	0,811	
A/Z3	0,230	0,051	0,297	0,264	0,137	0,689	
A/R1	0,140	0,152	0,198	0,251	0,083	0,824	
A/R2	0,183	0,205	0,153	0,402	0,052	0,935	
A/R3	0,192	0,148	0,057	0,427	0,086	0,773	

**24. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért szén-dioxid-emisszió eredményei( $\text{g}\times\text{m}^{-2}\times\text{h}^{-1}$ )  
- folytatás (Karcag, 2020)

	VII. 14.	VII. 28.	VIII. 11.	VIII. 27.	IX. 09.	IX. 24.	X. 09.
A/M1		0,764	0,264	0,266	0,211	0,160	0,297
A/M2		0,946	0,316	0,149	0,093	0,049	0,193
A/M3		0,979	0,371	0,175	0,143	0,134	0,249
A/K1		0,904	0,361	0,103	0,079	0,070	0,185
A/K2		0,799	0,445	0,104	0,058	0,023	0,248

A/K3		0,841	0,422	0,279	0,158	0,101	0,181
A/Z1		1,096	0,224	0,125	0,088	0,030	0,207
A/Z2		1,112	0,291	0,143	0,097	0,091	0,127
A/Z3		1,367	0,559	0,213	0,129	0,070	0,239
A/R1		0,851	0,296	0,230	0,116	0,062	0,118
A/R2		0,715	0,411	0,254	0,230	0,085	0,164
A/R3		0,947	0,420	0,201	0,160	0,082	0,279

**25. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajnedvesség eredményei (V/V%) (Karcag, 2019)

	III. 28.	IV. 10.	IV. 25.	V. 8.	V. 23.	VI. 06.	VI. 19.
A/M1	5,67	4,43	3,70	14,03	12,63	13,10	2,43
A/M2	4,30	2,83	3,50	11,43	14,50	10,30	3,73
A/M3	5,87	4,80	3,47	12,13	16,10	12,67	3,77
A/K1	5,76	4,63	3,03	13,03	9,63	11,83	3,60
A/K2	5,30	4,03	2,53	11,43	10,83	9,43	2,30
A/K3	4,75	4,23	3,73	16,26	8,96	9,73	2,50
A/Z1	6,67	4,70	3,40	12,60	12,67	10,03	3,47
A/Z2	7,13	6,90	4,17	14,00	13,67	5,17	1,87
A/Z3	4,53	5,03	4,20	12,57	14,80	8,63	5,13
A/R1	5,50	4,63	4,93	14,30	11,47	8,23	5,23
A/R2	5,27	3,36	2,73	9,20	12,90	9,87	5,23
A/R3	5,50	4,20	3,17	9,70	10,27	8,43	3,93

**26. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajnedvesség eredményei (V/V%) - folytatás (Karcag, 2019)

	VII. 04.	VII. 22.	VIII. 05.	VIII. 15.	VIII. 29.	IX. 11.	X. 11.
A/M1	3,73	3,03	3,90	3,00	2,80	3,33	3,80
A/M2	3,23	2,00	3,37	3,07	3,00	3,20	4,10
A/M3	1,33	2,80	4,50	3,47	3,77	4,07	4,40
A/K1	1,07	2,83	4,87	2,73	3,23	4,63	2,83
A/K2	1,20	2,90	2,77	2,97	3,00	4,23	2,57
A/K3	1,83	2,93	5,10	2,27	3,10	3,93	2,73
A/Z1	1,93	2,37	4,80	3,57	2,63	3,10	5,20
A/Z2	1,33	3,83	4,53	3,13	2,57	2,93	5,03
A/Z3	2,07	1,60	3,57	2,87	2,07	2,93	6,03
A/R1	0,87	2,67	3,83	3,30	2,33	4,37	2,53
A/R2	1,40	2,53	3,67	2,90	2,77	4,23	2,20
A/R3	1,33	3,67	3,50	3,27	3,27	3,33	1,63

**27. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajnedvesség eredményei, (V/V%) (Karcag, 2020)

	IV. 07.	IV. 21.	V. 07.	V. 19.	VI. 03.	VI. 17.	VII. 02.
A/M1	5,23	4,13	3,9	3,63	3,50	13,43	
A/M2	4,80	3,33	4,37	3,77	3,33	10,33	
A/M3	5,90	11,70	5,03	3,27	3,20	9,57	
A/K1	5,27	4,37	2,97	3,23	2,53	12,73	
A/K2	4,80	5,90	2,13	2,70	2,60	8,37	
A/K3	5,20	4,76	4,23	2,90	2,78	13,60	
A/Z1	5,03	4,40	3,63	5,43	3,97	10,20	
A/Z2	12,77	4,66	2,10	4,97	2,87	12,87	
A/Z3	5,40	4,96	3,80	5,47	3,40	12,90	
A/R1	5,60	3,50	2,93	3,93	3,11	5,07	
A/R2	4,30	3,93	3,67	3,87	3,80	3,05	
A/R3	5,47	3,67	2,97	3,83	1,67	3,33	

**28. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajnedvesség eredményei (V/V%) - folytatás (Karcag, 2020)

	VII. 14.	VII. 28.	VIII. 11.	VIII. 27.	IX. 09.	IX. 24.	X. 09.
A/M1		4,80	5,87	5,87	3,50	3,50	6,10
A/M2		6,70	4,77	5,07	2,97	3,40	5,57
A/M3		21,30	5,47	5,20	3,30	4,37	5,50
A/K1		14,63	6,43	5,83	2,90	3,50	6,37
A/K2		5,53	5,63	5,23	3,77	3,83	6,07
A/K3		13,57	8,27	5,23	3,23	3,67	6,30
A/Z1		13,93	6,23	7,67	3,57	3,90	10,33
A/Z2		6,43	5,10	8,07	4,00	4,37	11,70
A/Z3		16,43	7,80	8,07	3,37	4,03	11,87
A/R1		10,30	3,77	4,37	3,17	4,43	5,40
A/R2		18,17	4,80	4,00	3,73	3,67	5,67
A/R3		10,50	4,80	4,90	3,27	4,30	4,17

**29. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajhőmérséklet eredményei (°C) (Karcag, 2019)

	III. 28.	IV. 10.	IV. 25.	V. 8.	V. 23.	VI. 06.	VI. 19.
A/M1	26,37	24,80	31,23	35,10	26,80	32,53	33,77
A/M2	26,43	31,26	30,47	33,27	27,30	37,80	37,17
A/M3	22,60	19,37	27,90	21,13	27,43	27,63	30,60
A/K1	29,80	23,43	32,23	30,30	27,30	32,33	33,93
A/K2	27,80	30,10	35,97	31,90	27,13	36,37	38,03

A/K3	26,00	22,00	28,97	29,83	27,46	31,27	31,57
A/Z1	20,13	23,57	32,23	37,93	25,50	32,67	34,43
A/Z2	26,57	30,60	32,33	32,30	24,87	36,83	38,23
A/Z3	28,33	24,40	30,07	30,57	26,50	32,13	34,07
A/R1	28,40	29,50	26,50	33,47	27,53	32,30	38,13
A/R2	28,50	30,43	28,13	32,77	27,80	32,77	38,20
A/R3	28,70	29,90	28,70	32,37	28,10	33,30	38,17

**30. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajhőmérséklet eredményei (°C) - folytatás  
(Karcag, 2019)

	VII. 04.	VII. 22.	VIII. 05.	VIII. 15.	VIII. 29.	IX. 11.	X. 11.
A/M1	29,67	38,63	31,80	42,57	34,87	30,50	31,03
A/M2	29,20	44,83	33,23	36,30	33,17	31,67	30,07
A/M3	27,73	37,00	31,57	41,43	34,37	27,33	27,67
A/K1	27,63	38,63	36,23	39,53	31,77	30,17	29,07
A/K2	30,10	43,77	35,30	42,17	32,43	30,50	30,77
A/K3	27,17	36,80	36,83	38,27	30,80	26,17	27,67
A/Z1	28,50	43,87	36,53	34,43	33,03	31,73	28,40
A/Z2	29,80	45,70	34,13	40,27	33,57	31,70	29,57
A/Z3	27,30	39,87	37,27	33,10	32,40	31,67	31,80
A/R1	30,10	44,00	32,73	27,53	28,27	30,53	30,67
A/R2	30,13	44,20	34,90	28,83	28,67	32,07	31,30
A/R3	30,20	44,13	34,83	29,73	29,57	25,80	31,73

**31. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajhőmérséklet eredményei (°C) (Karcag, 2020)

	IV. 07.	IV. 21.	V. 07.	V. 19.	VI. 03.	VI. 17.	VII. 02.
A/M1	30,20	30,10	28,23	38,73	37,70	39,50	
A/M2	33,00	30,73	28,20	38,57	37,60	39,60	
A/M3	23,37	29,70	26,63	38,73	37,67	37,33	
A/K1	28,80	32,76	27,90	34,40	38,10	39,40	
A/K2	33,50	32,70	28,87	38,37	38,23	38,60	
A/K3	25,10	32,23	27,37	38,47	38,10	39,27	
A/Z1	29,13	31,90	28,33	39,07	37,97	39,77	
A/Z2	30,20	31,93	31,60	39,07	38,03	39,67	
A/Z3	27,50	32,00	28,20	39,07	38,07	39,30	
A/R1	32,80	24,60	24,77	37,60	32,23	37,23	
A/R2	33,07	26,26	24,70	37,73	33,73	37,40	
A/R3	33,63	27,46	25,93	37,80	35,47	37,90	

**32. táblázat:** Az alulhasznosított területen mért talajhőmérséklet (°C) eredményei - folytatás  
(Karcag, 2020)

	VII. 14.	VII. 28.	VIII. 11.	VIII. 27.	IX. 09.	IX. 24.	X. 09.
A/M1		33,00	33,27	29,57	24,80	23,73	25,57
A/M2		33,10	33,73	29,73	25,03	23,90	27,27
A/M3		32,53	31,37	29,53	25,37	24,93	22,47
A/K1		32,83	33,17	30,93	25,73	26,10	27,23
A/K2		32,93	34,70	31,30	27,53	27,07	27,17
A/K3		32,90	31,47	30,83	27,90	24,37	22,80
A/Z1		32,93	33,20	32,40	28,23	28,03	25,73
A/Z2		33,10	34,10	32,13	28,37	28,00	27,23
A/Z3		32,97	33,20	32,10	28,90	28,13	23,30
A/R1		29,40	28,93	27,23	28,67	28,67	27,90
A/R2		31,43	29,73	27,57	28,60	28,77	27,97
A/R3		32,40	30,40	27,60	29,00	28,80	28,00

**33. táblázat:** Zsombékok méretbeli paramétereinek (magasság -cm; övméret - cm)  
eredményei (Karcag, 2019-2020)

Azonosító	2019	2020	2019	2020
	Magasság	Magasság	Övméret	Övméret
	cm	cm	cm	cm
ZS1/1	18	18	127	131
ZS1/2	17	18	150	150
ZS1/3	19	19	121	128
ZS1/4	18	18		
ZS1/5	12	15		
ZS1/6	15	15		
ZS1/7	25	25		
ZS1/8	13	15		
ZS1/9	14	14		
ZS1/10	12	14		
ZS1/11	15	15		
ZS2/1	25	25	160	169
ZS2/2	22	22	150	151
ZS2/3	22	24	122	129
ZS2/4	25	25		
ZS2/5	34	36		
ZS2/6	21	21		
ZS2/7	20	20		
ZS2/8	18	22		
ZS2/9	25	25		

ZS2/10	18	18		
ZS2/11	25	28		
ZS3/1	27	27	98	104
ZS3/2	25	25	52	52
ZS3/3	25	25	79	85
ZS3/4	15	19		
ZS3/5	25	25		
ZS3/6	25	28		
ZS3/7	25	25		
ZS3/8	27	29		
ZS3/9	25	25		
ZS3/10	30	32		
ZS3/11	28	28		
ZS4/1	30	30	114	123
ZS4/2	25	25	150	153
ZS4/3	30	35	148	148
ZS4/4	23	23		
ZS4/5	25	28		
ZS4/6	25	25		
ZS4/7	30	32		
ZS4/8	25	25		
ZS4/9	25	28		
ZS5/1	38	38	160	164
ZS5/2	25	28	155	155
ZS5/3	33	33	136	141
ZS5/4	35	35		
ZS5/5	35	35		
ZS5/6	25	29		
ZS5/7	28	31		
ZS5/8	27	27		
ZS5/9	25	27		
ZS5/10	25	25		
ZS6/1	25	27	150	150
ZS6/2	25	28	150	152
ZS6/3	30	30	135	141
ZS6/4	28	28		
ZS6/5	35	35		
ZS6/6	37	37		
ZS6/7	30	33		
ZS6/8	33	33		
ZS6/9	30	30		
ZS6/10	29	29		

ZS6/11	30	34		
ZS7/1	30	30	138	142
ZS7/2	28	28	136	136
ZS7/3	28	33	125	133
ZS7/4	30	30		
ZS7/5	30	35		
ZS7/6	31	31		
ZS7/7	28	31		
ZS7/8	28	30		
ZS7/9	30	30		
ZS7/10	27	27		
ZS8/1	25	25	160	164
ZS8/2	23	26	155	155
ZS8/3	35	29	109	112
ZS8/4	26	26		
ZS8/5	30	34		
ZS8/6	30	30		
ZS8/7	25	25		
ZS8/8	26	26		
ZS8/9	25	29		
ZS8/10	30	30		
ZS9/1	30	30	134	142
ZS9/2	28	28	108	113
ZS9/3	26	29	98	98
ZS9/4	28	28		
ZS9/5	25	28		
ZS9/6	30	34		
ZS9/7	25	25		
ZS9/8	25	27		
ZS9/9	28	28		
ZS9/10	31	31		
ZS10/1	35	35	120	124
ZS10/2	35	39	144	148
ZS10/3	35	35	135	139
ZS10/4	40	44		
ZS10/5	35	35		
ZS10/6	30	30		
ZS10/7	29	29		
ZS10/8	31	36		
ZS10/9	30	33		
ZS10/10	35	35		