

# **DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS**

**KUN RÓBERT**

**GÖDÖLLŐ**

**2023**



**MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI  
EGYETEM**

**KÜLÖNBÖZŐ GYEPHASZNOSÍTÁSI FORMÁK  
HATÁSAINAK VIZSGÁLATA TURJÁNVIDÉKI  
GYEPEK KOMPOZÍCIÓJÁRA TERMÉSZETVÉDELMI  
KEZELÉSEK TERVEZÉSÉHEZ**

DOI: 10.54598/004060

**KUN RÓBERT**

Gödöllő

2023

A doktori iskola

megnevezése:

Környezettudományi Doktori Iskola

Tudományága:

Környezettudományok

Vezetője:

Csákiné Dr. Michéli Erika

az MTA lev. tagja, tanszékvezető, egyetemi tanár

MATE Környezettudományi Intézet

Témavezetők:

Dr. Vadász Csaba

természetvédelmi örkerület-vezető, PhD

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

Dr. habil. Malatinszky Ákos

egyetemi docens, PhD

MATE Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető(k) jóváhagyása

## Tartalomjegyzék

1. Rövidítések jegyzéke	4
2. Bevezetés	5
3. Célkitűzések	7
4. Irodalmi áttekintés	8
4.1. A magas természeti értékű gyeppek jellemzői és helyzete hazánkban és Európában	8
4.2. A magas természeti értékű gyeppek megőrzésének hazai és nemzetközi gyakorlata	10
4.2.1. Gyakorlati és szemléleti leegyszerűsítések: a sematizmus és a lokális adottságokat ignoráló gyepgazdálkodás természetvédelmi hatásai	10
4.2.2. Az alkalmazkodó gyephasználat egyik sarkalatos pontja: a természetvédelmi gyephasználati tényezők tér-időbeli alkalmazási módjai	12
4.2.3. A hatékony megőrzés kérdései a természetvédelmi gyepgazdálkodásban	14
4.3. A vizsgált gyeptípus vegetációs és növényföldrajzi sajátosságai	16
5. Anyag és módszer	20
5.1. A vizsgált gyepterületek és táji környezetük általános jellemzői	20
5.2. Mintavételi elrendezés és a vizsgált gyephasználati tényezők	21
5.3. Vizsgált függő változók	25
5.4. A használati tényezők, a gyepdiverzitás és a növényi jellegek hipotetikus összefüggései a feltett kérdések függvényében	27
5.5. Adatelemzések	28
6. Eredmények és megvitatásuk	30
6.1. Jelentős magyarázóerejű használati tényezők	30
6.1.1. Használati tényezők magyarázóereje (2015.)	30
6.1.2. A legjobb magyarázóerejű modellek kategoriális eltérései a használati tényezők függvényében (2015.)	35
6.2. Faj–area összefüggések a három fő gyephasználati típus (kaszálás, legeltetés és kombinált használat) tekintetében	37
6.3. A használati tényezők és a gyepdiverzitás, a növényi funkciós típusok és fiziognómiai tényezők összefüggései (2017.)	39
6.3.1. A használati tényezők magyarázóereje és szintjeik eltérései (2017.)	39
6.3.2. A növényi funkciós csoportok és a növényi diverzitás összefüggései (2017.)	44
6.4. A használati tényezők és a gyepdiverzitás, a növényi funkciós típusok és fiziognómiai tényezők összefüggései (2018.)	47

6.4.1. A használati tényezők magyarázóereje, típusaik és szintjeik eltérései (2018.)	47
6.4.2. A funkcionális növényi típusok és a növényi diverzitás összefüggései (2018.)	53
6.5. A használati tényezők és a gyepdiverzitás, a növényi funkciók típusok és fiziognómiai tényezők összefüggései (2019.)	56
6.5.1. A használati tényezők magyarázóereje és szintjeik eltérései (2019.)	56
6.5.2. A funkcionális növényi típusok és a növényi diverzitás összefüggései (2019.)	63
6.6. A használati típus, intenzitás, és tér-időbeli komplexitás hatásai a gyepnövényzet fajösszetételére (2017, 2018, 2019.)	68
6.7. A használati típusok, intenzitási, és tér-időbeli komplexitási szintek hatásai a védett növények relatív gyakoriságára és borítási arányaira (2017, 2018, 2019)	71
6.8. A beigazolódott és be nem igazolódott összefüggések a 2015-ös és a 2017-2018-2019-es évek vizsgálatai alapján	77
7. Következtetések és javaslatok	80
7.1. A használati tényezők hatása a gyepdiverzitásra, a növényi funkciók típusok dominanciaviszonyaira, a gyepfiziognómiai tényezőkre és ezek összefüggéseire	80
7.2. A használati tényezők és tényezőegyüttesek konzervációs hatékonysága	83
7.3. Javaslatok	87
8. Új tudományos eredmények	89
9. Összefoglalás	90
9.1. Summary	91
Mellékletek	92
M1. Irodalomjegyzék	92
M2. További mellékletek	100
Köszönetnyilvánítás	106

## 1. RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

**C:** tér–időbeli használati komplexitás (a használati típusok és intenzitási szintek térben és időben történő alkalmazásának módja, mértéke)

**I:** a használatok intenzitása (itt a gyepi fitomassza eltávolításának az intenzitását jelenti)

**NFT:** növényi funkciós típusok összefoglaló rövidítése (pl. fűfélék, fásszárúak, specialisták stb.)

**NPKEL:** nem perjevirágú, két- és egyszikű lágyszárúak, melyek a gyepnek egyik alapvető csoportja a perjevirágúakhoz (Poales) hasonlóan. Az angol „forbs” növényi típus megfelelője.

**RGYA:** védett fajok relatív gyakorisági aránya a terepi kvadrátfelvételek alapján %-ban megadva

**T:** a használatok típusai (kaszálók, legelők és ezek kombinált alkalmazása)

## 2. BEVEZETÉS

Az ember által kialakított és hosszú ideje fenntartott, fajgazdag gyepterületek Európa természetes vegetációjának alapvető természetvédelmi, gazdasági és tájképi értékei (Plieninger et al. 2006, Poschlod et al. 2005, Söderström et al. 2001). Európa sík- és hegyvidéki tájainak jelentős része kultúrtáj, melyek megmaradt gyepterületei ma is nagy arányban aktív használat alatt állnak és fennmaradásukhoz folyamatos használatot igényelnek (Marini et al. 2007, Maurer et al. 2006, Niedrist et al. 2009). A hagyományos, többnyire extenzív körülmények között, sok esetben hosszú ideje (évszázados, ritkán akár évezredes időléptékben) hasznosított gyepterületet igen gyakran jelentős fajgazdagság és kompozicionális diverzitás is jellemzi (Fischer & Wipf 2002, Habel et al. 2013, Kun et al. 2007). Emellett a bennszülött növényfajok aránya gyakran kiemelkedően magas ezekben a gyekben, ami általában a hosszú távú időbeli folytonosságukat is mutatja (Bruchmann & Hobohm 2010, Habel et al. 2013).

Az európai magas természeti értékű gyepek nagy része irtáseredetű, mivel jelentősebb hányaduk aránylag könnyen erdősülő régióban helyezkedik el (Bakker & Berendse 1999, de Bello et al. 2006, 2007, Fischer & Wipf 2002, Galvánék & Lepš 2008, Molnár & Kun 2000). Emiatt egyrészt alapvető a rendszeres használat, másrészt lényeges a lokális körülményekhez (pl. különböző talajtípusokhoz, kitettséghez, hidrológiai viszonyokhoz) is differenciáltan alkalmazkodó gyephasználati formák megvalósítása és fenntartása. Ez a komplex, különféle gyephasználati formákban megnyilvánuló adaptivitás az, amely a korábbi, hagyományos (részben pre-modern) gyephasználati rendszereket (és „tudásrendszereket”) jellemezte. A közelmúlt vizsgálatai alapján látható, hogy e térben és időben komplexen és tudatosan alkalmazkodó használati formák nagyobb időléptékben történő kivitelezése szükséges a hosszú távú gyepmegőrzéshez (Babai & Molnár 2014, Kun et al. 2014). Így lényeges ezen élőhelyek és az őket jellemző gazdag, sok esetben régióként különböző használati rendszerek, ezek különféle tényezői (pl. kaszálással, legeltetéssel, ezek intenzitási, ütemezési módjai) által okozott különféle hatások részletesebb vizsgálata (Allan et al. 2014, Gossner et al. 2016, Kun et al. 2019a, 2021, Molnár et al. 2020). Gazdag használati eszköztárunkba (használati tényezőik közé) sorolhatóak a különféle lokalitások szerint különféle változatban alkalmazott használati típusok (pl. kaszálás, legeltetés, trágyázás, égetés) és a használatok intenzitási szintjeinek tudatos alkalmazásmódjai, illetve ez utóbbiak tudatos tér–időbeli ütemezési módja is.

A használati módszerek évek közötti és éveken belüli ütemezési módja megadja az adott gyephasználati rendszer tér–időbeli összetettségét is, melynek természetvédelmi előnyei jelentősek lehetnek és általánosságban is valószínűsíthető pozitív hatásuk természetvédelmi szempontból („land-use variation hypothesis”, Allan et al. 2014). Emiatt negatívumnak tekinthető, hogy ezen gyepkonzervációban is alapvető szemléleti–gyakorlati elemek általában nagymértékben

(inkább teljesen) hiányoznak a (poszt)modern, gyakran sematizáló jellegű gyephasználati rendszerekből, de általában még a természetvédelmi gyephasználati rendszerekből és kutatásokból is (Szépligeti et al. 2018, Kun et al. 2019a, Tälle et al. 2016). Az erősen leegyszerűsített gyephasználati rendszerekben általában vagy csak kaszálnak, vagy csak legeltetnek, évről évre nagyjából állandó intenzitással és minden évben nagyjából azonos ütemezésben. Ez a gyakorlat pedig a gyepstruktúra szegényedéséhez, a betölthető időbeli és reprodukív nichek csökkenéséhez és ezzel párhuzamosan a gyepdiverzitás csökkenéséhez vezet (Catorci et al. 2014, Söderström et al. 2001). Emiatt valószínűsíthető, hogy a nagyobb gyephasználati változatosság nagyobb gyepdiverzitást, valamint kompozicionális és funkcionális tekintetben rendezettebb állapotot eredményez a megőrzendő gyepekben, mint az erősen sematizált használatok.

A hazai és nemzetközi természetvédelemben is jellemző egyszerűsítő szemlélet és gyakorlat az állami és EU-s hivatali struktúrák szintjén és a nagy gazdaságok szempontjából ugyan jelentősen egyszerűsítheti a feladatokat, de a több évtizedes kutatási tapasztalat sokszorosan aláhúzza, hogy ez általában véve messze nem elegendő a magas természeti értékű gyepek védelméhez és hosszútávon természetvédelmi és gazdasági problémákat is okozhat (Austrheim & Eriksson 2001, Dahlström et al. 2013, Hopkins & Holz 2006, Söderström et al. 2001). Emiatt fontos meghatározni, hogy a különböző használati tényezők (pl. legeltetés, kaszálás, különböző intenzitású kezelések) milyen funkcionális és kompozicionális hatásokat, növényi interakciókat váltanak ki a védendő gyepekben. Ennek vizsgálatával várhatóan a specifikus gyephasználati tényezőhatások megismerésén túl a gyephasználati tényezők által generált, komplex vegetációs folyamatok megalapozottabb és rendszerszintű értelmezése válik lehetővé (Adler et al. 2001, de Bello et al. 2006, Dumont et al. 2012).



### 3. CÉLKITŰZÉSEK

Vizsgálataimmal átfogó képet kívánok kapni a turjánvidéki Peszéradacsi-réteken alkalmazott természetvédelmi gyephasználati módszerek hatásairól. Céлом ezzel segíteni a lokális és regionális természetvédelmi célú gyepfenntartási gyakorlatot. A vizsgálatban kiválasztott, fajgazdag, átmeneti gyeptípuson történő különféle természetvédelmi gyephasználatok által kiváltott összetett hatásfolyamatok megértéséhez az alábbi kérdéseket fogalmaztam meg:

- A gyephasználat különböző típusainak, intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának különböző fokozatai szignifikáns hatásúak-e a növényi diverzitás, a növényi funkciós csoportok dominanciaviszonyai és a gyepfiziológiai viszonyok tekintetében?
- A fent említett összefüggések mennyire állandóak a különböző vizsgálati évek eredményei alapján?
- Természetvédelmi szempontból melyek az elsődleges fontosságú gyephasználati tényezők és tényező-kombinációk és hogyan adaptálhatóak a gyakorlatban?

## 4. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 4.1. A magas természeti értékű gyepek jellemzői és helyzete hazánkban és Európában

A természetvédelmi szempontból is értékes, ember által kialakított és fenntartott gyepterületek (high nature value grasslands) szerves részei hazánk és Európa természeti örökségének és mezőgazdálkodási kultúrájának is (Babai et al. 2015, Plieninger et al. 2006, Poschlod et al. 2005, Söderström et al. 2001, Szépligeti et al. 2018). Átfogó vizsgálatok alapján a kizárólag Európában megtalálható növényfajok száma hozzávetőlegesen 6200, melyből 1320 endemikus növényfaj található gyepeken, amelyből 352 veszélyeztetett és kizárólag a természetes és féltermészetes gyepekhez kötődik. Az európai természetes és féltermészetes gyepek endemikus növényfajainak száma e gyepek igen kis területaránya ellenére jelentősen meghaladja a nagyobb területarányú európai erdők bennszülött és veszélyeztetett fajainak számát (Bruchmann & Hobohm 2010).

A közép-, észak- és nyugat-európai régiókban található gyepek döntő többsége potenciális erdőtájokban és/vagy üde, könnyen erdősülő tájrészletekben található (Bakker & Berendse 1999, de Bello et al. 2006, 2007, Dahlström et al. 2013, Fischer & Wipf 2002, Galvánék & Lepš 2008). Ez hazánk dunántúli-dombsági és középhegységi, valamint üde, vagy rendszeresen vizenyős területeinek legnagyobb részére is igaz (Bölöni et al. 2011). Emiatt e potenciálisan gyorsan beerdősülő területeken aránylag nagyobb kiterjedésű gyepek természetes körülmények között szinte kizárólag intra- és extrazonális szituációkban (sokszor az edafikus és domborzati okokból szárazabb, pl. sziklás, homokos területeken) helyezkednek el. Így ezen európai régiókban a gyepek többségét elsősorban emberi használati módszerek alakították ki és tartják fenn máig (Csergő et al. 2013, Kun et al. 2007, Poschlod et al. 2005). Ezzel szemben Kelet- és Kelet-Közép-Európa egyes potenciálisan erdőssztyepp dominálta régióiban a gyepek fenntartása lehetséges volt kevésbé intenzív és kevésbé folyamatos, hagyományos gyephasználatok révén is (Enyedi et al. 2008). Ez hazánk alföldi régióira, kisebb részben egyes dombsági és hegylábi régióira is igaz (Molnár & Kun 2000, Tölgyesi et al. 2015). Ez alapján a dominánsan erdőssztyeppi adottságú régiók gyepterületei sok esetben több száz éves (ritkán kisebb területeken feltételezhetően még idősebb), elsődleges gyepek és nagymértékben a múltban jellemző, hagyományos állattartással összefüggő, jórészt extenzív gyephasználati módszereknek köszönhetik mai fajgazdagságukat (Babai & Molnár 2014, Dahlström et al. 2013, Kun et al. 2021).

A XX. század elejétől napjainkig a gyephasználati rendszerek és technikák is gyors és jelentős változásokon mentek keresztül, melynek során a nagyparcellás, erősen intenzifikált és centralizált, modern eszközöket alkalmazó rendszerek váltak jellemzővé (MacDonald et al. 2000, Öckinger et al. 2006, Plieninger et al. 2006). Így a fajgazdag, magas természeti értékű gyepek aránya sok helyen jelentősen lecsökkent, a gyepek degradálódtak, feldarabolódtak, csökkent a

gyepdiverzitás, és kompozíciójuk is jelentősen átalakult (Eriksson et al. 2002, Flynn et al. 2009, Krauss et al. 2004, Laliberté et al. 2010, Öckinger & Smith 2006). Ehhez az is hozzájárult, hogy egyre több értékes gyeplet törtek és szántottak fel és a megmaradt gyepek intenzifikációja mellett a használatok felhagyása is gyakoribbá vált.

A nemzetközi és hazai tapasztalatok alapján is látható, hogy többféle gyeptípusban is a használati intenzifikáció gyakran erősen negatív hatású lehet számos növénytaxonra és ezek interakcióira (Manning et al. 2015, Penksza et al. 2009, Plantureux et al. 2005). Ebből kifolyólag a gyephasználat intenzívebbé válása nagyarányú és gyors növényfaji és kompozicionális diverzitáscsökkenéshez, negatív irányú funkcionális átrendeződéshez (pl. kevés klonális pázsitfűfaj és zavarástűrő növényfaj válhat monodominánssá állományszinten), valamint a gyepek strukturális és élőhelyi változatosságának csökkenéséhez, homogenizálódáshoz vezet (Gossner et al. 2016, Manning et al. 2015, Allan et al. 2014). Ezzel összefüggésben egyes gyeptársulások rezisztenciájának és rezilienciájának csökkenése is bekövetkezhet (Franzluebbers et al. 2012, Vogel et al. 2012).

A magas természeti értékű gyepek esetében az intenzifikáció ellentéte, a teljes gyeppelhagyás máig szintén gyakori, szinte minden esetben negatív hatású tényező (Uchida & Ushimaru 2015, Ruprecht et al. 2010). Számos gyepphasználati részben a gyepterület termelési szempontból kevésbé előnyös helyzete (pl. meredeksége, kisebb produkciója, vagy alacsonyabb takarmányértéke), részben marginális, vagy fokozatosan marginalizálódó elhelyezkedése miatt fejeződött be (Babai et al. 2019, Halada et al. 2017).

A gyepek feltörése következtében számos gyepp mára vagy teljesen eltűnt (folyamatos, máig tartó szántás), vagy regenerálódó parlagként funkcionál a helyenként előforduló szántófelhagyások, vagy a talajelőkészítést követő gyeppvetések révén (Tölgyesi et al. 2019, 2022a). Ezek természetes regenerációját nehezíti a propagulumforrások jelentős távolsága és erősen hiányos volta (főleg a kisszámú, szigetszerű elhelyezkedésű, degradált állapotú természetközeli gyepp miatt), mely különösen a jó termőképességű talajokkal rendelkező, mára jórészt felszántott régiókban tipikus (Bede & Csathó 2019). A spontán regenerálódást tovább nehezíti, hogy e tájakban a lokális propagulumforrást biztosítani tudó gyeppi vegetáció gyakran erősen leromlott állapota mellett főleg kis fragmentumokban és sokszor csak apró, nehezen beszántható szigeteken (kunhalmok, hirtelen magasodó dombok), vagy sávosan, meredekebb löszvölgy-oldalakon (pl. a Mezőség), illetve szántóközi, útmenti mezsgyéken (pl. Békés megye) maradhatott fenn (Csathó 2009, Bede & Csathó 2019). Az ilyen tájakban a gyeppvetések és felülvetések olykor hatékonyabbá tehetik a gyepek regenerálódását (Rasran et al. 2006, Tölgyesi et al. 2019), de kezelésük és fenntartásuk is nehézkes lehet fragmentált elhelyezkedésük és a lokálisan adaptív gyepphasználatok hiánya miatt (Csathó 2009, Eriksson et al. 2002).

Mindezek következtében napjainkban hazánkban (egész Európához hasonlóan) kiemelkedő értéket képviselnek és igen ritkák a természetes és természetközeli gyepek. A XXI. század elejére hazánk hozzávetőlegesen 11%-ra tehető gyepborítottságának mindössze 19,7%-a volt sorolható a 4-es és 5-ös, magas természetességi kategóriájú gyepek közé, mely hazánk teljes területének körülbelül 2,2%-a (ÁNÉR 2003, 2011). A ténylegesen magas természetességi értékű, 5-ös természetességű gyepek azonban 3,3%-ot tettek ki a teljes gyepborítottságból, mely hazánk teljes területének kevesebb, mint 0,4%-a. Mivel e kis területen megtalálható a honos edényes flóra igen nagy hányada számos specialista fajjal, a magas természetességű gyepek természeti örökségünk megőrzésében betöltött szerepe hazánkban is rendkívüli jelentőségű. Az utóbbi évtizedek hazai és nemzetközi konzervációs vizsgálatai a fentiek felismerése miatt egyre nagyobb arányban fordítottak figyelmet a különböző magas természeti értékű, természetközeli gyeptársulások adott lokalitások szerint legmegfelelőbb természetvédelmi területkezelési gyakorlatainak pontos meghatározására (Allan et al. 2014, Babai et al. 2014, Catorci et al. 2014, de Bello et al. 2006, Dahlström et al. 2013, Molnár et al. 2020, Szépligeti et al. 2018, Vadász et al. 2016). Ugyanakkor az is elmondható, hogy a gyepkonzerváció szempontjából felmerülő folyamatos, növekvő mértékű negatív tendenciák (intenzifikáció, növekvő mértékű felhagyások, felszántások, sematikus és szimplifikált kezelésmódok stb.) miatt a megválaszolandó kérdések száma is jelentős mértékben nőtt. A korábbi gyepkonzervációs modellek és gyakorlatok hatékonysága sok esetben kérdéses, ezért szükségessé vált felülbírálsuk.

## **4.2. A magas természeti értékű gyepek megőrzési gyakorlatainak hazai és nemzetközi kérdései**

### **4.2.1. Gyakorlati és szemléleti leegyszerűsítések: a sematizmus és a lokális adottságokat ignoráló gyepgazdálkodás természetvédelmi hatásai**

A magas természeti értékű gyepek a természetvédelmi központú használatok és célprogramok ellenére is gyakran degradálódnak, fragmentálódnak, diverzitásuk csökken, így egyre fontosabbá válik a különböző gyephasználatok hatásainak részletesebb feltárása (Allan et al. 2014, Vadász et al. 2016). A különféle régiók és az adott régió belüli különböző adottságú (pl. különböző tengerszint feletti magasságban elhelyezkedő, különböző kitettségű és alapkőzetű) magas természeti értékű gyepek természetvédelmi fenntartási igényei szélsőségesen eltérhetnek (Babai & Molnár 2014, Molnár et al. 2020, Szépligeti et al. 2018). Ez abban az esetben különösen igaz, ha a gyepkompozíció fenntartása mellett egyes specifikus, ritka és/vagy szűkebb tűrésű növény- és állatfaj, vagy csoport védelme is cél (Kőrösi et al. 2014, Söderström et al. 2001, Vidéki & Máté 2007). Emiatt a különböző adottságú magas természeti értékű gyepek hatékonyabb természetvédelmi használatának megtalálásához nagy szükség van azokra a vizsgálatokra,

amelyek során a számos potenciálisan alkalmazható gyephasználati tényező egyes technikai lehetőségeit, ezek vátható, vagy tényleges hatásait részletezően értékelik. Fontos átfogóan és mélyen átlátni, hogy a különböző lokalitások és gyeptípusok szerint a kaszálást, a legeltetést, esetleg égetést stb. érdemes-e alkalmazni, és hogy a különböző lokális adottságok szerint mi az optimális intenzitási szintje, ütemezése ezeknek. Itt nem lehet meghatározni sem egy nagyon egzakt, egyszerű, sem egy kifinomultabb sémát európai, vagy országos léptékben. Legfeljebb kisebb régióként (pl. Duna–Tisza köze, Északi-középhegység), lokalitásonként lehet általánosabb irányelveket meghatározni a természetvédelmi gyepkezelésben, viszont még ilyen kis léptékben is igen eltérő lehet egyes védendő gyepkezelési igénye. Ezért az egyes régiókon belül is differenciálni és adaptálni kellene gyeptípusonként minden kezelési koncepciót. Szerencsére az utóbbi évtizedben hazai és nemzetközi viszonylatban is folytak és folynak differenciáltabb, finomabb technikai részletekkel is foglalkozó természetvédelmi gyepgazdálkodási vizsgálatok (Allan et al. 2014, Babai et al. 2015, Vadász et al. 2016), melyek ténylegesen segíthetik az adott lokális viszonyok szempontjából adaptív természetvédelmi gyepgazdálkodás kivitelezését is.

Azonos élőhelytípusba sorolható, mégis igen változatos adottságú gyepkezelési típusok (például a magas természeti értékű hegyvidéki és alföldi kékperjés gyepkezelési típusok, vagy egyes alföldi és hegylábi lőszgyepkezelési típusok) optimális konzervációs használati módszerei is jelentősen eltérhetnek az őket magukba foglaló különféle adottságú régiók, a fekvés és a fajkészlet („species pool”) sajátosságai és a lokális természetvédelmi prioritások különbözősége miatt is (Kun et al. 2014, Kun et al. 2021). Számos gyepnél kisléptékű lokalitáson belül is szükségessé válhat a használati módszerek differenciálása, sok gyepállomány például alföldi viszonylatban akár egészen kisléptékben is komplex mozaikstruktúrával rendelkezik (így számos kiszáradó kékperjés és lápréti mozaik, vagy homoki gyep és buckaközi lág mozaik), amit a természetvédelmi használatok során is figyelembe kell venni (Molnár et al. 2008). Alföldi viszonylatban erre szolgál például, ha egy homoki sztyeppré és az ugyanazon gyepen belül egy már inkább kékperjés láprétnak számító, nagyobb gyepfolt hiába képeznek egy jelenleg egységesen kezelt (pl. ugyanolyan intenzitással és időzítéssel kaszált) állományt, nem egységes kezelést igényelnének, mivel az egyöntetű kezelés potenciálisan elszegényítheti egyik vagy másik, vagy akár mindkét gyepkezelési típust (Tölgyesi et al. 2015). Más régiók gyepgazdálkodási tapasztalatai is aláhúzzák, hogy egyes természetközeli gyepkezelési típusokban a túlzott használati intenzitás és a gyephasználatok teljes felhagyásának erősen degradatív hatásai (Bakker & Berendse 1999, Galvánék & Lepš 2008, Uematsu et al. 2010) mellett az egyes használati típusok differenciálatlan alkalmazása is okozhat jelentősebb diverzitáscsökkenést (Austrheim & Eriksson 2001, Fischer & Wipf 2002), ami akár védett növényfajok és a hozzájuk kötődő állatfajok eltűnéséhez is vezethet (Babai & Molnár 2014, Körösi et al. 2009, 2014, Kun et al. 2019a, Szépligeti et al. 2018, Tartally 2009).

Az országos és regionális szintű, előírászerű és sematikus gyepkonzervációs gyakorlati szabályok megfogalmazása mellett ezért szükséges egyes gyeptípusok és speciális igényű gyepállományok sajátos jellemzői alapján is meghatározni a természetvédelmi kezelést.

4.2.2. Az alkalmazkodó gyephasználat egyik sarkalatos pontja: a természetvédelmi gyephasználati tényezők tér–időbeli alkalmazási módjai

Az előbbieket alapján a helyi adottságok szempontjából sematikus és differenciálatlan kezelési hozzáállás és a jelentős gyakorlati leegyszerűsítések a természetvédelmi gyepkezelési vizsgálatok szempontjából is számos korlátozó tényezőt, problémát foglalnak magukban (Allan et al. 2014, Gossner et al. 2016, Molnár et al. 2020). Mind az egy adott lokalitáshoz köthető eredmények általánosításával, mind a számos gyepterületen beigazolódott, de mégsem minden kezelendő gyepterületre igaz hatások törvényszerűsítésével nagy eséllyel túlzottan sematikus gyakorlati alkalmazási módok valósulhatnak meg (pl. egyes Natura 2000 gyepkezelési gyakorlatok, lásd Babai et al. 2015, 2019). Az erősen leegyszerűsített, általában mindössze egy-egy használati tényezőt (túlnyomórészt a legeltetést, a kaszálást, vagy a használat intenzitását) elemző vizsgálatok eredményei alapján sokszor erősen korlátozott a különböző adottságú régiókban releváns gyephasználatok megfelelő gyakorlati alkalmazhatósága. Az így keletkező jelentős információhiány miatt a lokális természetvédelmi gyepkezelési rendszerekben a túlzottan sematikus alkalmazott gyakorlatok valószínűleg kevésbé lesznek elkerülhetőek (Kun et al. 2021, Söderström et al. 2001, Tälle et al. 2016).

A sematizált és szimplifikált alkalmazásmódok ma számos táj gyepgazdálkodási gyakorlatában megfigyelhetőek. Kárpát-medencei példákat említve ez jellemző a máig részben hagyományos gyepgazdálkodást folytató Gyimesben, ahol a kötelező kaszálási időket egységesen dátumhoz kötötték a támogatásért, holott ez területről területre, a lokális klímától és az évjáráthatástól is függően negatív hatású (Babai & Molnár 2014). Hasonló jelenségek figyelhetőek meg az Őrség számos kaszálóján (Babai et al. 2015, Szépligeti et al. 2018) és a kiskunsági turjánvidéken is, ahol a táji adottságok és a növénytakaró sajátos jellege miatt a kaszált területeken sok esetben homogenizálódik a növényzet; az extenzív legeltetés igen gyakran előnyösebb, a gyepstruktúrát és a fajkészletet gazdagító hatású volna (Kelemen et al. 2017, Manning et al. 2015, Tölgyesi et al. 2015, Vadász ex verb. 2016). Távlabbi példaként említhető a svájci Alpokban Davos környezetének hagyományosan kaszált gyepjein mára jellemzővé vált legeltetés gyepdiverzitást csökkentő, a nem-klonális évelő növényfajok arányára negatívan ható következményei (Fischer & Wipf 2002). Egy közép-svédországi régióban valaha hagyományos gyepgazdálkodás volt jellemző, de ennek eltűnésével és a sematikus kaszálóhasználati rendszerek bevezetésével szegényedik a gyepnövényzet (Dahlström et al. 2013). Ugyan kevés a

hagyományos, adaptív gazdálkodást jelentősen támogató előírás és célprogram, azonban pozitív példaként említhető a Keleti-Kárpátok és az Őrség vonatkozásában az is, hogy a sematikus előírásokhoz képest negatívabb hatású gyepfelhagyásokat sikerült mérsékelni, illetve megindultak a tájspecifikus, természetvédelmi gyepgazdálkodást segítő vizsgálatok is (Babai et al. 2015, Demeter & Kelemen 2012, Szépligeti et al. 2018).

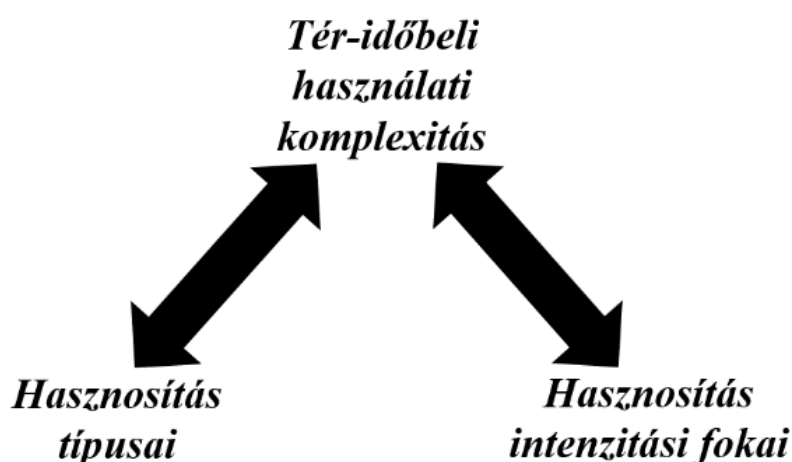
A közelmúlt vizsgálatai alapján a máig, vagy a közelmúltig részben fennmaradt, vagy visszakövethető európai gyephasználati rendszerekben általában nagyobb mértékben vették figyelembe az adott tájban vagy régióban adaptív módon alkalmazható lehetőségeket, mely igen gyakran jelentős növényi fajgazdagságot is eredményezett (Fischer & Wipf 2002, Poschlod et al. 2008). A hosszú távú adaptivitás elkerülhetetlen volt és a gazdasági hasznot hozó termelés és a természet megőrzése között nagyobb egyensúly uralkodott a mai viszonyokhoz képest, akár évszázados léptékben is (Babai & Molnár 2014). A gazdasági és társadalmi miliő ugyan jelentősen különbözött a maitól, viszont egyes vizsgálatok bizonyították, hogy alapos feltárást követően e hagyományos, adaptív gyephasználati rendszerek egyes elemei a mai természetvédelmi területkezelési gyakorlatokba is jól beépíthetőek, segítve azok természetvédelmi hatékonyságát is (Dahlström et al. 2013, Molnár et al. 2020). Ez jelentős összefüggésben van azzal, hogy a hagyományos, elsősorban extenzív gyephasználati rendszerek nagyobb használati diverzitása, használati egyenletessége és tér-időbeli alkalmazásukat tekintve változatosabb használati módjai pozitívan hatnak a magas természeti értékű gyep növényzetének diverzitására és a különböző funkcionális növényi típusok (pl. specialisták, számos őshonos két- és egyszikű lágyszárú faj) dominanciaviszonyaira (Kun et al. 2019a). Ez a térben és időben megnyilvánuló használati összetettség a különböző használati tényezők (kaszálás, legeltetés, égetés és ezek különböző ütemezése, intenzitása) komplexebb és egyúttal adaptívabb és precízebb alkalmazásmódját is jelenti, mellyel a növényzet megőrzését jelentősen segíthetik (Babai et al. 2019). Ezt a tapasztalatot aláhúzzák azok a mai természetvédelmi gyepgazdálkodási vizsgálatok is, amelyekben egyes hagyományos rendszerekhez hasonlóan tapasztalták a térben és időben összetett gyephasználat gyepdiverzitásra és egyes őshonos funkcionális növényi típusok dominanciaviszonyaira tett pozitív hatásait (Vadász et al. 2016, Kun et al. 2021). A térben és időben összetett, adaptív gyephasználati rendszerekben a különböző használati típusokat (sávos kaszálás, szarvasmarha legeltetés) és intenzitási szintjeiket összetetten alkalmazták. Ez összetettebb fenológiai és generatív állapotoknak is teret engedhet, több időbeli niche alakulhat ki, mely hosszabb távon potenciálisan több növényfajnak és fajcsoportnak jelenthet életteret (Catorci et al. 2014, Gossner et al. 2016).

A térben és időben összetett, konzervációs szempontból hatékony és adaptív (részben pre-modern) használati formák gyors visszaszorulásával egyre kevesebb, akár évszázados léptékben

is működő példával találkozhatunk. Emiatt egyre nehezebben határozhatóak meg a különféle használati tényezők konzervációs szempontból lokálisan megfelelő alkalmazási módjai, melyek régióként és gyeptípusonként is jelentősen különbözhetnek egymástól (Catorci et al. 2014, Fischer & Wipf 2002, Gossner et al. 2016, Poschlod et al. 2008, Szépligeti et al. 2018).

#### 4.2.3. A hatékony megőrzés kérdései a természetvédelmi gyepgazdálkodásban

A fentiekből következően a magas természeti értékű gyepek növényzetének és funkcionális állapotának hatékony megőrzése érdekében lényeges a lokális körülményekhez alkalmazkodó használatok technikai részletei által kiváltott specifikus hatások (újbóli) megismerése. Ez térben és időben összetett, adaptív módon történő használati lehetőségek értékelését és ezt követő megvalósítását is jelenti (Babai et al. 2015, Niedrist et al. 2009, Plieninger et al. 2006). A máig legalább részben fennmaradt, hagyományos karakterű gyephasználati rendszerek (pl. Erdélyben, a Keleti-Kárpátokban, részben Svájcban is) gazdag technikai ismeretanyagukkal jó például és eszköztárul szolgálhatnak a mai, sok tekintetben még nem kellően alkalmazkodó és sematikus jellegű természetvédelmi gyepgazdálkodási rendszerek fejlesztéséhez (Dahlström et al. 2013, Fischer & Wipf 2002). Ide sorolható az egyes használati típusok (kaszálás, legeltetés, égetés stb.) és a használati intenzitási formák (biomassza eltávolításának intenzitása, különböző kezelések gyakorisága, tápanyag-utánpótlás stb.), valamint e két tényező térben és időben összetett alkalmazásmódjai (pl. térbeli és időbeli alkalmazási arányaik, komplexitásuk és diverzitásuk szintjei, formái). Mindezek a természetvédelmi gyepgazdálkodás sarkalatos használati tényezői közé sorolhatók (Kelemen et al. 2017, Kun et al. 2021, Vadász et al. 2016), és potenciálisan igen pontosan és átfogóan körülhatárolhatóak velük az adaptív gyephasználatok technikai részleteinek legfőbb körei, „csapásirányai” (1. ábra).



1. ábra. A három sarkalatos természetvédelmi gyephasználati tényezőnek, a használat típusának (pl. kaszálás, legeltetés), intenzitásának (pl. kezelések időbeli gyakorisága és adott kezelés alkalmazásának mértéke, pl. adott



időpontban adott területre kijuttatott trágyaadag) és tér-időbeli komplexitásának (különböző használati típusok és intenzitási szintek térben és időben összetett, változatos alkalmazásmódjának) viszonyai.

A konzervációs hatékonyság értékeléséhez külön-külön és kombinációiban is érdemes elemezni a használati tényezők számos alapvető függő változóra tett hatásait (pl. sokféleségi és kompozicionális mutatók, egyes indikátor növényfaj-csoportok dominanciaviszonyai). A számos, potenciálisan jelentős magyarázóerejű, gyepnövényzethez köthető változó között a korábbi terepi kutatások alapján meghatározható néhány, a magas természeti értékű gyepek tekintetében általában véve is kimondottan fontos tényezőcsoport. Egyrészt kiemelhetőek a gyepek kompozicionális állapotát ábrázoló diverzitási tényezők, valamint a funkcionális állapotokat tükröző funkcionális növényi típusok (pl. kompetítorok, specialisták, vagy a klonális pázsitfűvek), amelyek a növények fiziológiai tulajdonságai és társulástani viselkedése között hidat képeznek (Díaz & Cabido 1997, Imrichova & Vrahnakis 2005). A különféle gyephasználati tényezőket vizsgálva ismertté vált az is, hogy a használatok különböző típusai, intenzitási szintjei és ez utóbbiak időbeli ütemezésmódja a gyepdiverzitás mellett jelentősen meghatározhatják az egyes növényi funkciós típusok (a továbbiakban helyenként rövidítve NFT-k) dominanciaviszonyait is (de Bello et al. 2006, Díaz & Cabido 1997, Házi et al. 2011, Imrichova & Vrahnakis 2005, Kun et al. 2021). A túlzott intenzifikáció számos esetben segíti a klonális architektúrájú, erős növekedésű, illetve zavarástűrő fajok térnyerését és a strukturális gazdagság csökkenését, elősegítve a homogenizációt is (Gossner et al. 2016, Kelemen et al. 2017). Ezen tényezők szerepet játszhatnak a gyepek kompozicionális diverzitás-vesztésében is (Tölgyesi et al. 2015). Egyes növényi funkciós típusok felszaporodnak (pl. nitrofil flóra, egyes klonális pázsitfűvek), mások visszaszorulnak (pl. egyes specialisták) és ez indikálhatja a gyephasználat megváltozását (Manning et al. 2015). Emiatt a gyepdiverzitással együtt a növényi funkciós csoportok dominanciaviszonyainak fenntartása is fontos szempont a gyepkompozíció megőrzéséhez és a konzervációs gyakorlatok hatékonyságának megítéléséhez. Egyes féltermészetes gyepeken az egyik meghatározó növényi funkciós típusok, a Poales és a NPKEL (nem perjevirágú, két- és egyszikű lágyszárúak, az angol „forbs” megfelelője) csoportok fajainak dominanciaviszonyait a legeltetéssel, vagy a kaszálással való hasznosítás és annak intenzitása meghatározhatja (de Bello et al. 2006, 2007, Házi et al. 2011, Kun et al. 2019a), mely összefügghet a gyepdiverzitással is (Antonsen & Olsson 2005, Du et al. 2018, Dumont et al. 2012, Fahnestock & Knapp 1994). Mivel az erős használati intenzitás a klonális architektúrájú pázsitfű fajoknak kedvezhet, így ezek térnyerésével más csoportok visszaszorulnak és a diverzitás jelentősen csökken (Kun et al. 2021). A gyephasználat típusainak és intenzitásának hatására átalakuló gyepkompozíció a gyepek gazdasági értékére is kihathat (Duru et al. 2005), mely a gyepfenntartást is biztosító takarmányfogyasztó állatok szempontjából is lényeges.

Az előbbiekből kifolyólag érthető, hogy a gyepkonzervációs vizsgálatokban jelentős figyelem fordult a használatok különféle típusai és intenzitási szintjei felé, de a legtöbb vizsgálat nagyrészt teljesen elkülöníti ezeket a gyepkre tett hatásaik értékelésében (Dumont et al. 2012, Hart & Ashby 1998, Tälle et al. 2016). Fontos azt is megjegyezni, hogy az egyes használati típusok és intenzitási szintek önmagukban jelentősen korlátozott magyarázó- és szabályozóerejű gyephasználati tényezők lehetnek a lokális természetvédelmi gyepgazdálkodási gyakorlatok szempontjából (Vadász et al. 2016). Így a jelentősen szimplifikált, sokszor egymásnak is ellentmondó gyepkonzervációs eredmények és ismeretek alapján sokszor nehéz eldönteni, hogy az egyes gyepállományok megőrzésénél pontosan mely használati tényező milyen mértékben emelendő ki a természetvédelmi gyakorlatban. Kevés olyan vizsgálat van, ahol több használati tényezőt, ill. azok többféle típusát, vagy fokozatait és ezek különböző kombinációinak konzervációs hatékonyságát is összetetten vizsgálnák (Bakker 1978, Collins et al. 1998, Socher et al. 2012, Tölgyesi et al. 2015). A különböző használati tényezők tér- és időbeli alkalmazásmódjának fontosságáról pedig alig van ismeretünk, csak néhány vizsgálatban fordul elő hasonló koncepció (Babai et al. 2019, Tölgyesi et al. 2015). Talán a leginkább hasonló megközelítés az, amire Allan et al. (2014) zárójelenesen utal, a „land-use variation hypothesis”.

A természetvédelmi gyephasználatok hatékony kivitelezési módjainak jelentős gátja lehet továbbá a megtérülés és az elmaradt haszon kérdése is. A szűk látókörű, sematizáló gazdálkodói szemlélet kizárása ellenére az is gátat szabhat a gyepok védelmének, hogyha csekély a gyepgazdálkodási tevékenység megtérülése, esetleg kifejezetten veszteséges, amely így hosszabb távon kivitelezhetetlen. Emiatt gyakori, hogy az egyébként is többnyire kevésbé versenyképes szocio-ökonómiai helyzetben lévő gazdálkodók egyszerűen felhagynak tevékenységükkel (Valkó et al. 2018), az elérhető gyepgazdálkodási támogatások ellenére is (Babai et al. 2019). A térben és időben komplexebb gyephasználatok kivitelezésének az is lehet egyszerű gátja, hogy a mai mezőgazdasági struktúrák üzemi szinten, illetve szemléleti és gyakorlati okokból is nehezen tudják integrálni, valamint támogatásfüggők (Poschold et al. 2008).

### **4.3. A vizsgált gyeptípus vegetációs és növényföldrajzi sajátosságai**

Az eurázsiai erdőssztyepp zóna a Csendes-óceántól egészen Kelet-Közép-Európáig húzódik és a Pannonicum flóratartomány alföldi részeit is magában foglalja (Molnár & Kun 2000). A Pannonicum flóratartománytól nyugatra már egyre sporadikusabbak az erdőssztyeppi meghatározottságú területek és főleg edafikus, vagy domborzati okokból igen száraz termőhelyeken, sok esetben extrazonális szituációkban fordulnak elő (pl. az Alpok esőárnyékos lejtőin, Csehországban a Pannonicum határához közel, illetve Dél-Németországban). E területek jellemző gyepkomponense a sztyepprét és az erdőssztyepprét, melyek az eurázsiai rétsztyepppek

(„meadow-steppe”) egyes jellemzőit is magukon hordhatják, mely utóbbiak elsősorban a Pannonicumtól keletre fordulnak elő (Mathar et al. 2016, Molnár et al. 2008).

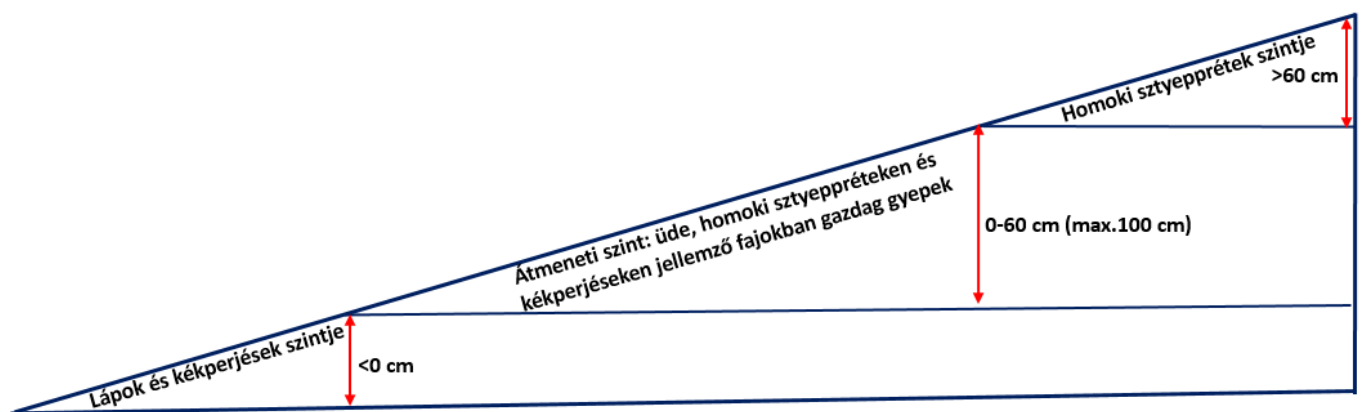
Jelen dolgozatban a turjánvidéki Peszéradacsi-réteken nagy területen található, átmeneti jellegű gyepi zónát vizsgáltam, mely a zonális erdősztyepp vegetáció sztyeppréti komponensének fajait, valamint az üde, kékperjés rétek fajait is hordozza. A Duna–Tisza közének folyamatos talajvízszint-csökkenésével és számos gyep lassú kiszáradásával együttesen a jelen dolgozatban vizsgált, átmeneti gyepi zóna lassú kiterjedése is valószínűsíthető. Ugyanakkor a Peszéradacsi-rétek gyepein az elmúlt 30 évben a vizsgált, átmeneti jellegű gyepterületeken a kiszáradás mértéke viszonylag mérsékelt más kiskunsági területekhez képest, helyenként mindössze néhány deciméteres a talajvíz szintjének a csökkenése (Vadász ex verb. 2022). Ezen jellegzetes, átmeneti gyeptípus részletesebb vegetációtörténeti szempotú jellemzését Molnár et al. (2008) adja a Kiskunság homoki területeinek elsősorban buckaközi jellegű részei alapján: „Kovács (1962) adatait tanulmányozva úgy tűnik, hogy ezek a „láprétek” már az 1950-es években is sztyeppesek voltak, bár a mainál még üdébbek lehettek. Cönológiai tabellájában feltűnően hosszú a sztyeppfajok listája, ráadásul specialista sztyeppfajok is vannak, ami arra utalhat, hogy a lecsapolások előtt sem voltak ezek igazi láprétek, hanem valamiféle rétsztyepp. Később Borhidi (1996), Borhidi & Sánta (1999) e buckaközi, kiszáradással képződött gyepeket külön növénytársulásokként is leírta Hargitai (1940) adatai alapján, saját csévharaszi felvételeivel dokumentálva. A nagykörösinél fajszegényebb változatok a tájban mindenfelé gyakoriak, pl. Orgoványban.” (Itt megjegyzendő, hogy szélsőséges esetben buckaközi zsombékos lápok száradtak ki olyan mértékben, hogy termőhelyük ma már sztyepprétnek megfelelő. Ezeket olykor még a *Molinia hungarica* uralja, de a kékperje mellett sztyeppréti fajok is előfordulnak.) Továbbá: „Mivel e láprétekből létrejött gyepek fajgazdagabb, üdébb állományai kimondottan rétsztyepp fiziognómiájúak, ezért e gyepeket tágabb csoportosításban a homoki sztyepp helyett akár az erdősztyepprétek közé is sorolhatjuk (Bölöni et al. 2003).” Ezt követően Molnár et al. (2008) felsorolja a Duna–Tisza közti homoki gyepek főbb típusait, amelyek lényegében ariditásukat és talajvíztükörtől való távolságukat tekintve egymást követik a láprétek szintjeitől a homoki sztyepprétekéig. A lápréteknél már szárazabb, de még nem zonális homoki sztyeppréti ariditású termőhelyek esetében említi a rétsztyeppet és további, rétsztyeppi jellegű termőhelyeket kategorizálásában (másodlagos szegélysztyepp, „bucaközi, láperedetű és kékperjés gyepek” stb.), azonban arra is utal, hogy még egyelőre nem bizonyított, hogy ezen rétsztyepp jellegű gyepek között van-e elsődleges, pontosan definiálható rétsztyeppi termőhely és vegetáció. Ezidáig ezen mezo- és xero-mezofil homoki gyepek alatt nem mutattak ki viszonylag hosszú ideje (>100 év) lápréti jellegtől független, de még nem homoki sztyeppréti ariditású termőhelyi viszonyokra utaló talajokat, vagy ehhez köthető propagulumot, stb. a talajokból a vizsgált tájban. Így az eddigi

vizsgálatok alapján ezek a területek gyakran elsődleges, sok esetben átmeneti jellegű, mezofil és xero-mezofil homoki sztyeppréteknek és átmeneti jellegű gyepeknek tekinthetők, melyek számos esetben hosszú ideje „sztyepprétesedő”, elsődleges lápokból alakultak át és alakulhatnak át ma is a talajok nedvességének csökkenésével (Molnár et al. 2008, Tölgyesi et al. 2021).

Az átfogó szárazodási trendet nem elfeledve felvethető az is, hogy a táj aktuálisan észlelhető jelentős faji gazdagsága és nagy területi kiterjedésű átmeneti jellegű gyepterületének a terepi megfigyelések alapján egyfajta konstans határciklus értelmében folyamatosan fluktuál (Vadász ex verb. 2021). Ez azt jelenti, hogy a szárazabb években az üdeséget kedvelő fajok és fajcsoportok akár teljesen ki sem hajtanak, a sztyeppréti jelleg kerül előtérbe. Egy, vagy több szárazabb év után pedig egy, vagy több üdebb évben az üdeséget, láp- és sztyeppréti jellegű fajokat kedvelő fajok kerülhetnek előtérbe. Ez a konstans határciklus szerinti folyamatos vegetációs fluktuáció sok esetben a láp- és sztyeppréti zónájától a sztyeppréti zónáig történő igen fokozatos térszínemelkedés miatt is lehetséges: fél-egy méteres térszínemelkedés akár több száz méteren belül valósul meg (2. és 4. ábra). Emellett a mikrodomborzat is segítheti a láp- és sztyeppréti flóra különböző térszínek közötti keveredését. A láp- és sztyeppréti átmeneteket elősegítő finom mikrodomborzat jellemző a vizsgált gyepterületek közül a kunpeszéri Kovács-réten, vagy pl. az Ásotthalmi Csodaréten és egyes Tápiai–Hajta vidéki gyepekben is, ahol egyedülálló vegetációs keveredéseknek lehetünk szemtanúi: a lokális láp- és sztyeppréti flóra sajátosan keveredik egymással, mégis az említett tájakon átívelő keveredési hasonlóságok is megfigyelhetők. Hazánk területén e homok, illetve löszös homok frakciójú, sok esetben buckás közegben elhelyezkedő, mozaikos, gyakran alföldi láp- és sztyepprétek közötti átmenetet képező termőhelyek potenciálisan a Pesti-síkságtól, Rákostól Ócsán, a Peszéradacsi réteken és Bugac környékén át egészen a bácskai gyepekig előfordulhatnak (Margóczy et al. 2018).

Ebből a korábban egybefüggő régióból mára mindössze néhány, aránylag nagyobb kiterjedésű, jó természetességi állapotú gyepekkel rendelkező tájrészlet és fragmentum maradt fenn (pl. a Turjánvidék északi részén), a kiszáradás és egyéb hatások (pl. felszántás, lecsapolások) miatt (Molnár 2019, Molnár et al. 2008, Tölgyesi et al. 2015). Emiatt a Turjánvidéken nagy területen fennmaradt átmeneti jellegű gyepek a Duna–Tisza közének igen jellegzetes, sajátos élőhelytípusai, melyeken gazdag, átmeneti és speciális fajkészlet jellemző, számos reliktumfajjal (S. Csomós & Seregélyes 2007, Vidéki & Máté 2007, Molnár et al. 2008). Speciális és/vagy domináns fajai ezen gyeptípusnak a *Chrysopogon gryllus*, *Molinia caerulea*, *Serratula tinctoria*, *Sanguisorba officinalis* és *Betonica officinalis*, *Genista tinctoria* és számos, jogi védeltséget élvező növényfaj, melyek közül élőhelyi szinten jellegzetesek az *Iris spuria*, *Ophrys scolopax*, *Blackstonia acuminata*, *Silene multiflora*, *Koeleria javorkae*, *Scorzonera humilis*, *Schoenus nigricans*, *Orchis coriophora* és a *Centaurea scabiosa* subsp. *sadleriana*. Zavartabb részeken

megjelenhet az *Astragalus asper*, szárazabb, jó állapotú foltokon a *Muscari botryoides*, *Ophrys sphegodes*, *Iris variegata* és az *Astragalus excapus*. A láprétek és a velük érintkező üdébb sztyeppréti termőhelyek határán megjelenik néhány ponton a fokozottan védett *Gladiolus palustris* is, a kiszáradó láprétek felső zónájában pedig a szintén fokozottan védett *Plantago maxima* is. Végül fontos megemlíteni a régió emblemikus állatát, a fokozottan védett, endemikus rákosi viperát (*Vipera ursinii rakosiensis*), amelynek jelentős mértékben szintén a vizsgált gyepek adnak otthont.



2. ábra. A vizsgált gyepek jellemző elhelyezkedése a térszín függvényében a láprétek és a homoki sztyepprétek szintje között.

## 5. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 5.1. A vizsgált gyepterületek és táji környezetük általános jellemzői

A vizsgált gyepterületek Magyarországon belül, a Dunamenti-síkság területének részét képező Turjánvidék régióban helyezkednek el, Kunpeszér, Kunadacs és Tatárszentgyörgy települések közelében (É 47.04023, K 19.15289). A tágabb értelemben vett Turjánvidéket északról a Szigetszentmiklós–Alsónémedi vonal, kelet felől Kecskemét nyugati része, dél felől pedig a Hajós–Császártöltés vonal határolják. További, igen hasonló jellegű tájrészletek még találhatóak délebbre, Bácskában is, például Ásotthalom és Mórahalom környezetében, illetve még távolabb, északkelet felé a Tápió-Hajta vidéken is (2. ábra).

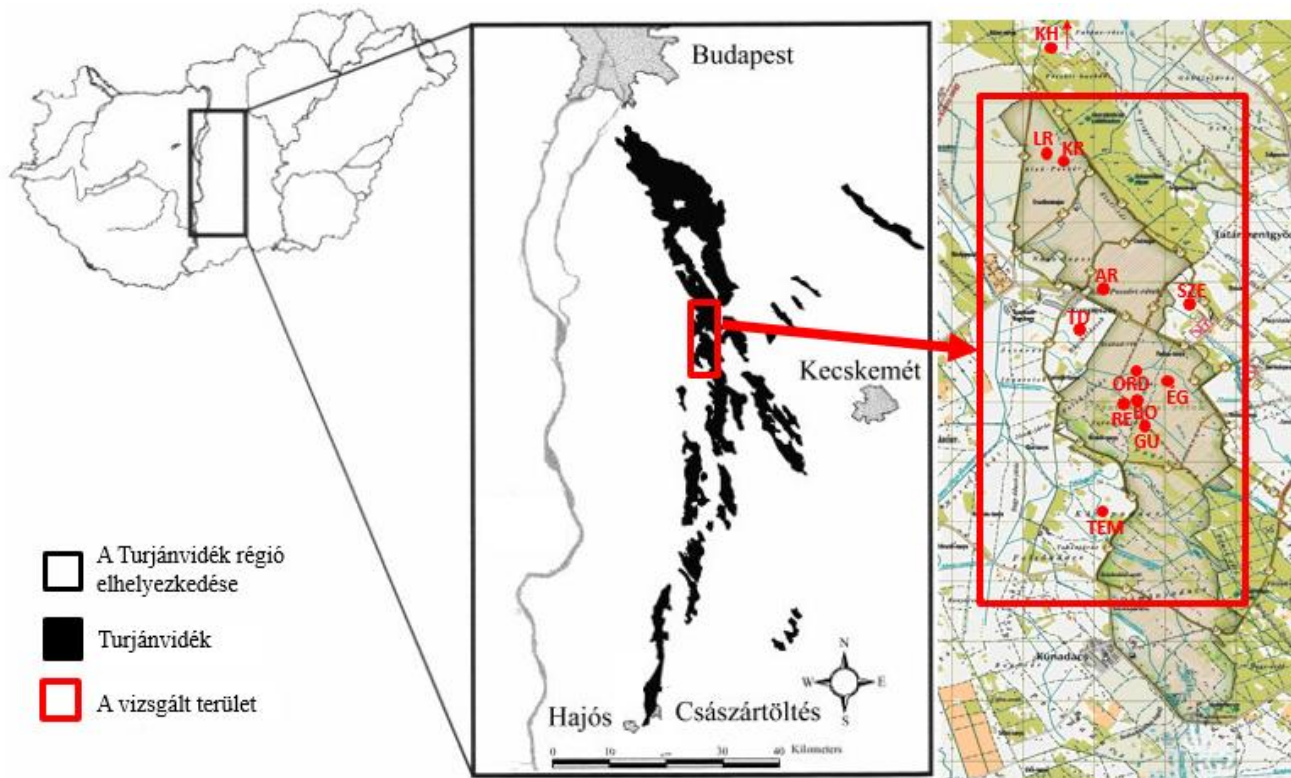
A Turjánvidék és a vizsgált gyepek egyik legfőbb jellegzetessége az igen változatos mozaikosság, amely több, jól meghatározható táji sajátosságra vezethető vissza. Ebből a szempontból kiemelhetőek a különféle tájbéli átmenetek, amelyekkel a Turjánvidék régió sajátosan rendelkezik (S. Csomós & Seregélyes 2007, Kun 2018). Ezt elsősorban a régió dominánsan erdősztyeppzóna-béli jellege határozza meg a változatos mikrodomborzattal és talajokkal, víztani jellemzőkkel és az előbbiekből következő változatos mikroklímával (Vidéki & Máté 2007). Ehhez hozzájárul a régió makroklímájának átmeneti jellege is, mely alapján a kontinentális és az egyhén szubmediterrán klímátípusok határán helyezkedik el (Tölgyesi et al. 2015). Az éves középhőmérséklet 1960-1990-ig 10,4°C, a csapadék éves mennyisége 520-550 mm közötti volt (Janata 2018). Déli és délkeleti irányban az ariditás mértéke növekszik (Dövényi 2010, Fekete et al. 2008, Janata 2018). A talajok dominánsan homoktalajok, gyakran láptalajokkal mozaikolnak (Janata 2018). A potenciális vegetációtípus elsősorban a homokos talajú, kontinentális és részben szubmediterrán karakterű erdősztyepp-tölgyes (Molnár & Kun 2000), kisebb ligeterdei és láperdei mozaikokkal (Kun 2018, Kun & Rév 2018).

Szintén fontos megemlíteni a történeti vonatkozásokat is, amelyek nagyban befolyásolták a táj arculatát. A Turjánvidék, ill. annak általunk vizsgált (elsősorban Kunpeszér és Tatárszentgyörgy) részének jelentős hányada évszázadok óta jórészt extenzíven legeltetett táj volt, majd az 1993-tól a természetvédelmi szempontok alapján kezelő Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság vagyongazdálkodásába került (Molnár 2019). Korábban, elsősorban a folyószabályozásokat megelőzően az egész tájat jóval magasabb állású talajvíztükör jellemezte, a régió számos területe az év egy részében víz alatt állt, amelyet jól mutat a fokozatos száradási tendencia ellenére még ma is viszonylag kiterjedt láp- és mocsárréti vegetáció.

Jelenleg a táj jelentős részét szarvasmarhákkal legeltetett, féltermészetes kékperjés (láp)rétek és pannon homoki gyepek alkotják, valamint ezek széles átmeneti zónája. Elsősorban a magyar szürke és a Charolais szarvasmarhafajták legeltetése jellemző, valamint kisebb mértékben a juh, szamár és a ló legeltetése is. A vizsgált parcellák többsége igen régóta gyep (esetenként

ősgyep), vagy igen régi, gyakran egy, vagy több évszázados másodlagos gyep, óparlag (Vidéki & Máté 2007, Vadász ex verb. 2020). A vizsgált táj egészében egy lassú, de folyamatos kiszáradás jellemző, elsősorban a múlt században kiépült csatornahálózat miatt. Ez mind a táj erdőin, mind a gyepvegetáción megmutatkozik. Egy általános „sztyepprétesedési” folyamatnak lehetünk szemtanúi.

A vizsgált gyeppek mindegyike természetvédelmi oltalom alatt áll és nagy részük a Kiskunsági Nemzeti Park részét képezi, így (1993-t követően) természetvédelmi kezelésű kaszálók, legelők és kombinált hasznosítású területek (Vadász et al. 2016).



3. ábra. A vizsgált területek elhelyezkedése a Turjánvidéken belül a Peszéradaci réteken (jobbra), Kunpeszér, Tatárszentgyörgy és Kunadacs vonzáskörzetében (Forrás: Knipl & Sümegi 2012 és http1 alapján). A pontok (összesen 12) a fix mintavételi helyszíneket jelölik a 2017-es, 2018-as és 2019-es években. Mintavételi helyszínek rövidítései alfabetikus sorrendben: AR: Alsópeszéri-rétek, BO: Borföld-melletti, ÉG: Égett-tanya, GU: Gubó-hegy, KR: Kovács-rét, KH: Kettős-hegy (észak felé némileg távolabb esett), LR: Leveles-rét, ORD: Ordító, RE: Rekettyés, SZE: Szalag-erdő, TD: Tengelyúti-dűlő, TEM: Temető,

## 5.2. Mintavételi elrendezés és a vizsgált gyephasználati tényezők

Minden vizsgálatra kiválasztott gyepterület legalább 5 ha-os, de jelentős hányaduk több 100 ha-os, és hasonló fajkészletű gyepekkel érintkeznek, a szegélyhatásból adódó varianciaforrások kizárása érdekében. A vizsgálatok kizárólag a fentebb jellemzett, nagy kiterjedésű, átmeneti gyepi zónában történtek. További kritérium volt a gyeppek kiválasztásánál a természetes láp- és sztyeppréti zóna karakterfajainak borítási és fajszámbéli túlsúlya (>70%) a zavarástűrő, ruderalis és idegenhonos fajokhoz képest. Emellett az is alapvető szempont volt, hogy az általam vizsgált gyepterületek a múlt évszázad második feléig szinte kizárólag legelők voltak, majd az elmúlt

évtizedekben a Kiskunsági Nemzeti Park természetvédelmi munkája révén kialakult rajtuk az általam vizsgált használati rendszer, ahol már természetvédelmi szempontból optimalizáltan, szilárdan meghatározott tér- és időbeli időzítéssel kaszálták és/vagy legeltetették a gyepterületeket. A vizsgálatokat 2015, 2016, valamint 2017-2018-2019 nyarain végeztük, június második felében és július első felében. A 2015-ös, kezdeti vizsgálatokat 17 területen végeztük, a 2016-os év térsorozati felvételezései összesen 9 helyszínen történtek. A 2015-ös és 2016-os évek felvételezéseinek eredményei és tapasztalatai alapján a 2017-2018-2019-es években már standardizált módon, évenként ismételt terepi felvételezéseket végeztünk összesen 12 db, a korábbiakhoz képest részben új mintaterületen. A gyepi mintaterületek kiválasztási kritériuma itt is a minimum 5 ha-os méret, a fentebb jellemzett természetes, vagy természetközeli fajkészlet és állapot, valamint az átmeneti zónába tartozás volt, és a múltbéli egységes legeltető, majd később helyenként természetvédelmi célú kaszálásos használat (ez utóbbiak minimum 15-20 éve kaszálók, előbbiek máig legelők). A mintavételi területek részbeni eltérésének oka a 2017-2018-2019-es évek és a 2015-ös év között az volt, hogy a dolgozatban feltett vizsgálati kérdéseknek megfelelő, pontosított kísérleti elrendezés az egyes használati tényezőkre vonatkozó megfelelő gyepi mintaelemszám, a megfelelő kvadrátméret, a visszakereshetőség és terepi munkaigény függvényében ekkorra alakult ki az előző 2 felvételezési év (2015 és a 2016-os térsorozati mintavétel) tapasztalatai alapján (ld. a következő bekezdéseket). Az egyes évek kísérleti elrendezésének főbb adatai:

**2015:** 17 db gyepterületet vizsgáltunk, ahol cél volt a kaszálók, legelők és kombinált típusú területek, valamint az alacsony, közepes és magas intenzitással és tér-időbeli komplexitással hasznosított területek megmintázása. A különböző hasznosítású gyepterületek mintaelemszámát a Mellékletek M2 Appendix 1. táblázata foglalja össze. Gyepterületenként átlagosan 10 db, összesen 172 db, 1x1 m-es szemi-random módon, vonal mentén, egymástól legalább 3 m-re elhelyezett kvadrátokkal történt a felvételezés (4. ábra). A vonalak átlagosan 40 m-esek voltak a különböző gyepeken, az adott gyep esetleges specifikus adottságaitól függetlenül. Minden kvadrátban Braun-Blanquet (1951) módszerével, de a borítási értékeket százalékban megadva végeztük a kvadrátokban gyökerező növényfajok borításbecslését.

**2016:** Három fő használati típust, vagyis kaszálókat, legelőket és kombinált használatú területeket vizsgáltunk, mindhárom használati típusból 3-3 területet (n=9). Minden területen 3 db 10x10m-es fő mintavételi egységet jelöltünk ki (n=27), és ezeken belül 25 cm<sup>2</sup>-től 100 m<sup>2</sup>-ig növekedett az egyes kvadrátok mérete. A térsorozati kvadrátok konkrét kvadrátméretekkel: 5x5cm, 10x10 cm, 25x25 cm, 50x50 cm, 1x1 m, 2x2 m, 4x4 m 10x10 m. Ismétlések főkvadrátonként: 10 db 5x5 cm-es, 10 db 10x10 cm-es, 6 db 25x25 cm-es, 4 db 50x50 cm-es, 2 db 1x1 m-es, 2 db 2x2 m-es, 1 db 4x4 m-es kvadrát. és 1 db 10x10 m-es kvadrát. Minden kvadrátléptékben minden, a kvadrátban



gyökerező növényfaj feljegyzésre került. Ezen térsorozati felvételezést és értékelést a további vizsgálatok megalapozása érdekében, valamint a különböző használatú gyepekben található jellegzetes mintázatokat feltárandó végeztük munkatársaimmal. Ezen vizsgálatok célja egyrészt a háromféle, fenti használati típus általános, faj-area alapú növényzeti mintázatainak feltárása volt, másrészt a relatíve leginkább informatív és ehhez képest hatékony felvételezésre módot adó kvadrátlépték megtalálása volt.

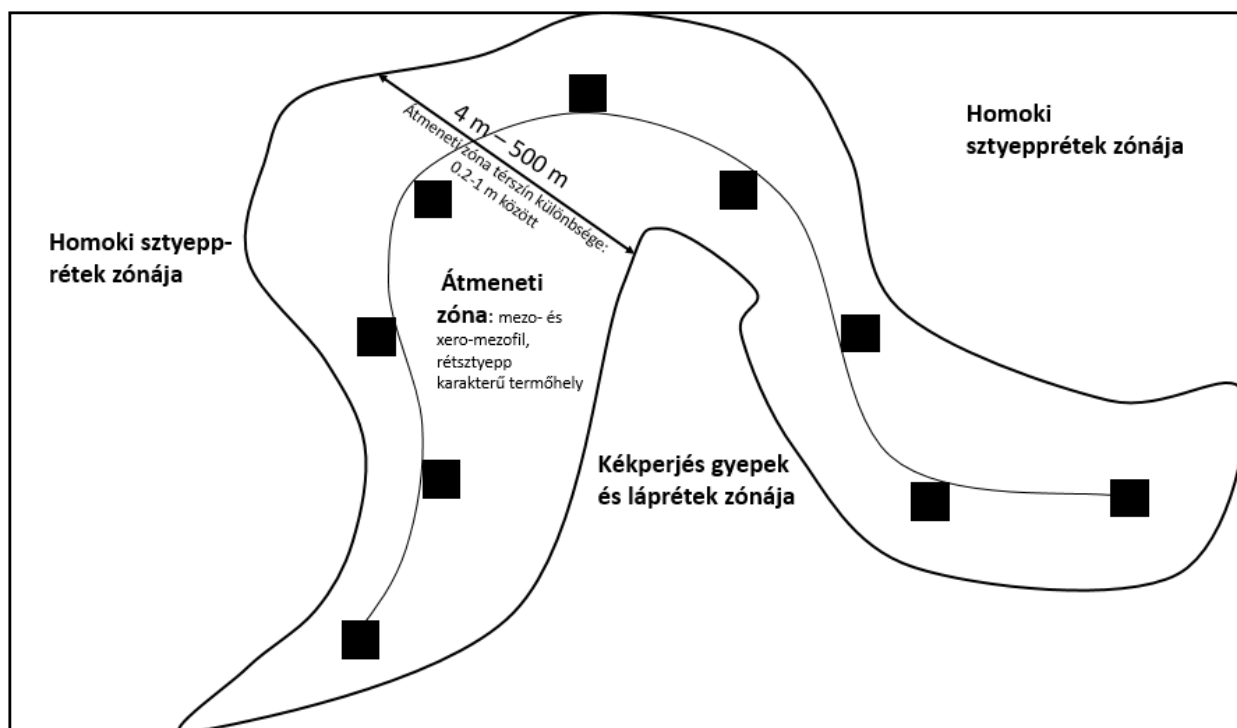
**2017-2018-2019:** 12 db, a 3 év során fix vizsgálati helyszín, ahol átlagosan 9 db, 2x2 m-es semi-random módon, lineárisan, transzszekt-szerűen elhelyezett kvadráttal felvételeztünk minden vizsgált gyepterületen belül. A felvételezéseket évente egyszer, június végén végeztük. Az egyes kvadrátokon belül minden növényfajra %-os borításbecslést végeztünk (4. ábra). A kvadrátok elhelyezkedését a folt léptékű visszakereshetőségért GPS segítségével is bemértük és minden évben ezen mérések alapján mentünk vissza a felvételezendő foltokhoz. A vizsgált gyepterületeken három használati tényezőt vizsgáltunk: a gyephasználat típusait, intenzitási szintjeit és tér- és időbeli komplexitását. A vizsgált gyepeket ezen használati tényezők alapján választottuk ki és a 2015-ös évhez hasonlóan ügyeltünk a mintaelemszámok különböző használati típusok, használati intenzitási és komplexitási szintek szerint kezelt gyepterületek lehető legegyszerűsebb eloszlására (Melléklet 1. és 2. táblázat). A vizsgált gyephasználati rendszer összesen három típust foglalt magában: kaszálókat, legelőket és kombinált használatú (egyszerre legeltetett és kaszált) területeket. A 2017, 2018 és 2019-es években a 2015-ös évhez képest két fokozatú (alacsony és magas fokozatú) használati intenzitást és két fokozatú (alacsony és magas fokozatú) tér–időbeli használati komplexitást vizsgáltam. Az alacsony használat intenzitási fokozat az 1. táblázat alacsony fokozatának felel meg ( $\leq 0,5$  ÁE/ha/év, vagy évi egyszeri kaszálás), a magas intenzitás pedig az 1. táblázat összevont közepes és magas fokozatának, 0,5-0,8 ÁE/ha/év (vö. 1 és 2. táblázat). Az alacsony fokozat az 1. táblázat összevont alacsony és közepes fokozatának, a magas fokozat a táblázat magas fokozatának felelt meg). Ennek az új kísérleti elrendezésnek alapja az, hogy fix kísérleti elrendezést állítottunk be olyan optimalizált kvadrátmérettel és mintaelemszámmal (a 2016-os térsorozati eredményeket figyelembe véve), amely több éven keresztül is hatékonyan és pontosan ismételhető a terepi felvételezések során, átfogóan leírhatja a Turjánvidék vizsgált részén jellemző xero-mezofil gyepekre tett leghangsúlyosabb gyephasználati tényező-hatásokat (1. táblázat) és a dolgozatban vizsgált kérdésekre megalapozott válaszokat adhat. A 2015-ös, valamint a 2017-18-19-es évek pontos kísérleti elrendezését a különböző használati tényezők révén hasznosított gyepekhez köthetően a Mellékletek második részében (M2) szereplő Melléklet 1. és Melléklet 2. táblázatok mutatják be.

1. táblázat. A vizsgált használati tényezők részletei és fokozatai a 2015-ös kísérleti elrendezésben

Használati elemek	Jelentések és fokozatok
<b>Használati típus (T)</b>	<p><b>Kaszálás:</b> jellemzően géppel, 15 cm-es tarlómagassággal, 2-3-es hagyássávokkal történik, június végén, július elején.</p> <p><b>Legeltetés:</b> változó intenzitással és éven belüli kezdéssel (lásd lentebb ezen táblázat tér-időbeli használati komplexitás részénél), jellemzően szarvasmarhával.</p> <p><b>Kombinált:</b> kaszáló-legelő váltott használat éven belül, vagy évek között is váltva (lásd lentebb ezen táblázat tér-időbeli használati komplexitás részénél)</p>
<b>Használati intenzitás (I)</b>	<p><b>Alacsony:</b> a legelőnyomás <math>\leq 0,5</math> ÁE/ha, vagy évi egyszeri kaszálás</p> <p><b>Közepes:</b> 0,5-0,8 ÁE/ha, vagy egyszeri kaszálás és sarjülegeltetés ugyanabban az évben</p> <p><b>Erős:</b> <math>&gt;0,8</math> ÁE/ha-nak megfelelő legelőállat</p>
<b>Tér-időbeli használati komplexitás (C)</b>	<p><b>Alacsony:</b> egy adott évben csak legelés történt a területen változatlan intenzitási fokozattal évek között és éven belül</p> <p><b>Közepes:</b> egy adott évben két (intenzitási) szintű legeltetés, vagy egy kaszálás 10%-os búvósáv meghagyással, vagy egy kaszálás sarjülegeltetéssel</p> <p><b>Magas:</b> a területen évek között kaszálás és legeltetés is történt, vagy 4 éves rotációban, minden évben más intenzitással legeltették</p>

2. táblázat. Az egyes vizsgált használati tényezők részletei és fokozatai a 2017-2018-2019-es kísérleti elrendezésben

Használati elemek	Jelentések és fokozatok
<b>Használati típus (T)</b>	<p><b>Kaszálás:</b> jellemzően géppel, 10-15 cm-es tarlómagassággal, 2-3 m-es hagyássávokkal történik, június végén, július elején.</p> <p><b>Legeltetés:</b> változó intenzitással és éven belüli kezdéssel (lásd lentebb ezen táblázat tér-időbeli használati komplexitás részénél) történő legeltetés, jellemzően szarvasmarhával április második felétől október elejéig.</p> <p><b>Kombinált:</b> kaszáló-legelő váltott használat éven belül, vagy évek között is váltva (lásd lentebb ezen táblázat tér-időbeli használati komplexitás részénél)</p>
<b>Használati intenzitás (I)</b>	<p><b>Alacsony:</b> a legelőnyomás <math>&lt;0,5</math> ÁE/ha (átlagosan kisebb, mint 0,5 szarvasmarha/ha), vagy évi egyszeri kaszálás</p> <p><b>Magas:</b> 0,5-0,8 ÁE/ha, vagy egyszeri kaszálás és sarjülegeltetés ugyanabban az évben (átlagosan nagyobb, mint 0,5 szarvasmarha/ha)</p>
<b>Tér-időbeli használati komplexitás (C)</b>	<p><b>Alacsony:</b> egy adott évben két (intenzitási) szintű legeltetés, vagy egy kaszálás 10%-os búvósáv meghagyással, vagy egy kaszálás sarjülegeltetéssel</p> <p><b>Magas:</b> a területen évek között kaszálás és legeltetés is történt, vagy 4 éves rotációban, minden évben más időbeli sorrendben legeltették</p>



4. ábra. A terepi mintavételezési elrendezés sémája minden egyes gyepterületen

### 5.3. Vizsgált függő változók

Három diverzitási mérőszám, a fajszám, illetve a Shannon és Simpson diverzitási indexek kerültek meghatározásra az elemzések során a 2015-ös, illetve a 2017, 2018 és 2019-es évek gyepfelvételezései alapján. Emellett a korábbi tereptapasztalatok és a szakirodalom alapján a vizsgált területeken több, a gyepvegetáció védelme szempontjából potenciálisan indikátor szerepű funkcionális növényi típust (NFT) különítettem el. A regisztrált növényfajokat szociális magatartás típus kategóriák (“Social behaviour type”) alapján, másrészt morfológiai (“Growth form”) és életforma tulajdonságaik (“Life form”) alapján soroltam be (Borhidi 1995, Box 1996, Raunkiaer 1934). Ezekon felül a ritka, jogilag védett fajok borítási viszonyait és fajszámát is vizsgáltam a 2015-ös évben. A 2017-2018-2019-es évek adatainak elemzésekor a 2015-ös év vizsgálati tapasztalatai alapján összesen három, ezen gyeptársulásban jelentős borítású és a kezelések hatásait potenciálisan jelentős mértékben tükröző NFT-t választottam ki: az NPKEL, a perjevirágú és a fászarú fajok borítási viszonyait értékeltem a különböző kezelési módszerek vonatkozásában (3. táblázat).

3. táblázat. Funkcionális növényi tulajdonságok és fontosabb jellemzőik, fajszámaik a vizsgált gyepekben.

Funkcionális növényi típusok	Tulajdonság („trait”) kategória	Változók főbb tulajdonságai	Fajszámok a különböző tulajdonság kategóriákban a teljes fajszámból (N=198)
------------------------------	---------------------------------	-----------------------------	---

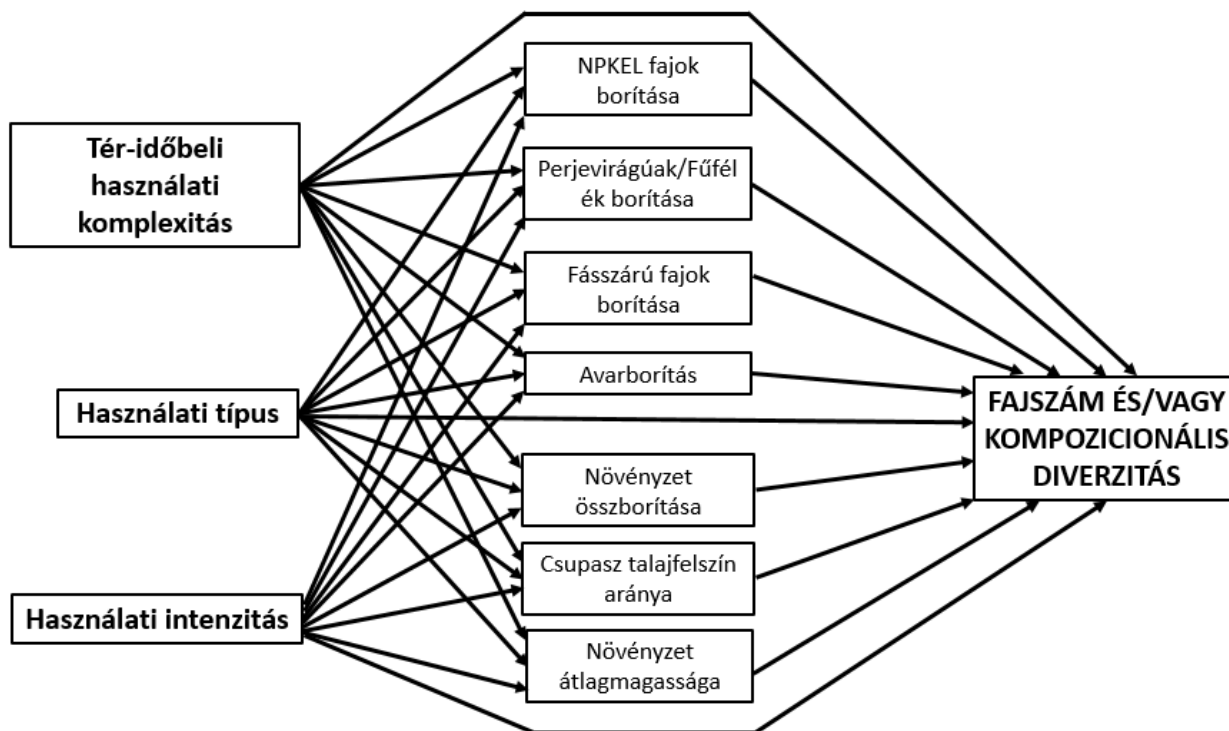
NPKEK fajok	Alaktani („Growth form”)	Nem perjevirágú, két- és egyszikű, lágyszárú fajok (az angol „forbs” funkciós típus megfelelője)	126
Füfélék	Alaktani („Growth form”)	Fajok csak a Poaceae családból	23
Perjevirágúak (Poales)	Alaktani („Growth form”)	Fajok a Poaceae, Cyperaceae és a Juncaceae családokból	37
Fásszárú fajok	Alaktani („Life form”)	Minden fa- és cserjefaj Raunkiær (1934) alapján	13
Zavarástűrő fajok	Magatartás („Social behaviour”)	Őshonos növények a magyar flórában széles zavarástűrési képességgel	49
Generalista fajok	Magatartás („Social behaviour”)	Őshonos fajok nagy elterjedéssel és jelentős terjedési képességekkel	73
Természetes kompetitor fajok	Magatartás („Social behaviour”)	Őshonos fajok jelentős, társulásszintű kompetitív erővel	18
Ruderális kompetitor fajok	Magatartás („Social behaviour”)	Őshonos fajok jelentős kompetitív képességekkel és ruderális társulás preferenciával	5
Specialista fajok	Magatartás („Social behaviour”)	Őshonos fajok specifikus élőhelyi igényekkel és keskeny toleranciával	6
Egyéves fajok	Életforma („Life form”)	Egyéves fajok a Raunkiær (1934) rendszerből	40
Védett fajok	Több trait kategória egyszerre, többnyire egyszerre specialista fajok és NPKEK fajok	Speciális igényű, a Természetvédelmi törvény oltalma alá tartozó, általában ritka fajok	10

A fenti NFT kategóriákon felül a 2017-2018-2019-es években négy gyepfizionómiát és gyepstruktúrát befolyásoló függő változót vizsgáltunk: az avaros földfelszín borítási arányát, a növényzet “tömörségét” is jelentő növényzeti összborítást, a csupasz talajfelszín borítási arányát és a növényzet átlagos magasságát. Az átlagos magasságot a 2×2 m-es kvadrátok négy sarkában lévő 50×50 cm-es területen becsültük, valamint a kvadrát közpére leszúrt hossz mérővel mért teljes kvadrátban becsült növényzetmagasság átlagával is összevetettük. A négy sarkon történő mérés pontosító jellegű volt, amivel a középre leszúrt, teljes kvadrátra jellemző növényzeti átlagmagasságot pontosítottuk. Erre azért volt szükség, mert a sokszor magas szálfűszint nem tette lehetővé, hogy pusztán a kvadrát közepéről történő becslést kellően precízen el tudjuk végezni. A magasságbecsléskor figyelembe vettük a növényzet maximum értékeit (jellemzően a szálfűszint maximális magassága), viszont a becsléskor azt is figyelembe vettük, hogy az aljűszintben mekkora a gyep borítása. Ha az aljűszint lényegesen tömöttebb volt, akkor a maximális

magassághoz képest jelentősen csökkent az átlagmagasság, viszont az aljfűszint maximuma fölött volt, mivel a szálfűszint is hozzáadt a kvadrátban látható növényzet teljes átlagához. Ha pedig a szálfűszint volt tömöttebb, akkor becsléskor ezzel súlyoztunk. Ennek pontos meghatározásához is kellett az 5 db felmérési pont a 2×2 m-es kvadrátokban.

#### **5.4. A használati tényezők, a gyepdiverzitás és a növényi jellegek hipotetikus összefüggései a feltett kérdések függvényében**

A használati tényezők a 2015-ös és 2016-os év vizsgálatai és egyes vizsgálati eredmények alapján potenciálisan jelentős mértékben összefügghetnek az NPKEL (az angol 'forbs' megfelelője, 3. táblázat), a perjevirágúak (Poales) és fűfélék (Poaceae), valamint a fásszárúak (Phanerophyták) növényi típusaival, melyek arányai lényegesen természetvédelmi szempontból (Kelemen et al. 2017, Kun et al. 2019a, 2021). Emellett a használati tényezők (pl. a használat típusai, intenzitása) egyes gyepek növényi fiziognomiális tényezőivel (pl. az avar mennyiségével, a növényzet összborítottságával) és a növényzet diverzitásával (és az előbbieket egymással) is összefüggtek egyes vizsgálatokban (Enyedi et al. 2008, Ruprecht et al. 2010). 2015-ben, és részben a 2017-2018-2019-es években is vizsgáltam a zavarástűrő, a generalista, a természetes és ruderalis kompetitorok, valamint a specialista magatartásformák és a védett növényfajok összefüggéseit a gyephasználati tényezőkkel és a gyepdiverzitással, azonban ezen magatartásformák szerepe várhatóan periférikusabb. Ezek alapján rajzoltam fel az alábbi összefüggésábrát (5. ábra), melynek célja, hogy szemléltesse a vizsgálatban szereplő használati tényezők, a legfontosabb növényi funkciós típusok és fiziognomiális tényezők, valamint a gyepdiverzitás lehetséges összefüggéseit. Nem várom, hogy a használati tényezők, az alábbi három funkciós típus, és a négy fiziognómiai tényező mindenképp összefügg egymással és a gyepdiverzitással. Azt azonban feltételezem, hogy a korábbi vizsgálatok (pl. Kelemen et al. 2017, Kun et al. 2019a, 2021, Vadász et al. 2016) és részben a most bemutatott kutatás 2015-ös eredményei alapján elsősorban ezek függhetnek össze, válaszokat adva a természetvédelmi kezelési gyakorlatok összetett hatásaival kapcsolatban feltett kérdéseimre (ld. Célkitűzések fejezet). A dolgozatban emiatt ezen kapcsolatrendszer kerül elsősorban részletező vizsgálatra. Az Eredmények fejezet végén, az összefüggések részletező elemzése után látható lesz ezen ábra párja, amelyen a vizsgálatban valóban tapasztalt, pozitív és negatív összefüggések kerültek ábrázolásra (44. ábra).



5. ábra. A használati tényezők és a potenciálisan jelentős indikációs erejű növényi funkciós típusok és növényi fiziognomiális tényezők, valamint a növényi fajszám és a kompozicionális diverzitás hipotetikus összefüggései a 2017-2018-2019-es évek vizsgálataiban.

## 5.5. Adatelemzések

Az adatelemzéseket a numerikus változók (pl. diverzitási indexek) adat-eloszlásának meghatározásával kezdtem, melyet a Shapiro–Wilk normalitási tesztek és gamma eloszlási tesztek segítségével végeztem. A lineáris modellekkel végzett adatelemzésekben a kvadrátonként meghatározott diverzitási indexek, a növényi funkciós típusok borításai és fajszámai, valamint fiziognomiális mutatók függő változókként szerepeltek, míg a három, vizsgált használati tényező ( $T$ ,  $I$ ,  $C$ ) kategoriális magyarázóváltozó volt. LMER és GLMER típusú kevert modellek AICc és béta  $R^2$  értékei segítségével határoztam meg és hasonlítottam össze a kategoriális magyarázó változók és változókombinációk illeszkedését és predikciós erejét. A használati tényezők közötti szignifikáns eltéréseket, vagy ezek hiányát LMER Tukey post hoc tesztekkel állapítottam meg. A kategoriális magyarázóváltozók (használati tényezők) minden kombinációjában ( $T+I$ ,  $T+C$ ,  $I+C$ ,  $T+I+C$ ) az egyes változók a többi változótól elkülöníthető varianciái külön-külön összeadásra kerültek. A használati tényezőket interakciós hatásaik szempontjából (pl.  $T*I$ ,  $T*C$ , stb.) nem vizsgáltam.

A minőségi és mennyiségi változók minden típusú összefüggésének esetében a már figyelembe veendő összefüggés  $R^2 \geq 0,100$  értéként lett meghatározva a 2017-2018-2019-es évek adatainak elemzésekor: ez az összefüggés a vizsgálataim alapján már relatíve erősebbnek bizonyult és ezen értékhatár volt az, ahol már várhatóak voltak jelentős eltérések, vagy összefüggések két változó között.

A 2015-ös év eredményeinek elemzése esetében azonban a relatíve erős összefüggés már  $R^2 \geq 0,250$  értéknek adódott, mivel a 2015-ös év elemzése során jóval több volt az erősebb összefüggések száma is. Mind a két  $R^2$  értékhatár felett több ízben szignifikáns összefüggéseket voltak valószínűsíthetőek, ahogy a post hoc tesztek esetében is jelenős eltérések voltak várhatóak (Kun et al. 2021), valamint ezen értékhatárok voltak azok, amelyek felett boxplotok segítségével kiábrázolásra kerültek a post hoc tesztek ténylegesen is szignifikáns eredményei.

Két mennyiségi változó (növényi típusok és a diverzitási mutatók) összefüggésvizsgálata esetén minden modell esetében négyzetes tagot építettem be, hogy az elemzések során kezeljem a nemlinearitásból fakadó összefüggésproblémákat, a nem lineáris összefüggések pontos leképezése érdekében. Minden kevert modell esetében fix tényező volt valamely használati tényező (minőségi változó) és növényi típus (mennyiségi változó), illetve fiziognomiális tényező (mennyiségi változó), a vizsgált területek (2015-ben 17 db, 2017-18-19-ben 12 db) viszont minden esetben random tényezőként kerültek beépítésre a modellekbe. Az egy- és többtényezős modellek maximumának illeszkedéskülönbség-vizsgálata során a már jelentősnek számító illeszkedésnövekedés  $R^2 \geq 0,100$  értéként került meghatározásra a 2017-2018-2019-es évek esetében.

A 2016-os év faj–area lineáris összefüggésének vizsgálatakor az adott évben felvételezett három fő használati típusú gyepek különböző léptékben ( $0,0025 \text{ m}^2 - 100 \text{ m}^2$ ) felvett kvadrátjai típusonként egyben kerültek elemzésre az adott év mindhárom vizsgált használati típusú gyepe minden adott kvadrátléptékének fajszámátlagára.

A védett fajok adatsorainak elemzésekor is végeztem normál eloszlási tesztek (Shapiro-Wilk teszt). Normál eloszlás esetén egy utas ANOVA-t, a normálistól eltérő eloszlás esetén Kruskal–Wallis tesztet végeztem, majd Tukey HSD és Kruskal-Dunn-féle post hoc testeket is végeztem, hogy megvizsgáljam a használati tényezőkkel összefüggő szignifikáns eltérések meglétét, vagy azok hiányát. A különböző használati tényezőknek a gyepek fajkészletének hasonlóságaira és különbségeire tett hatását az NMDS sokváltozós elemzés és a Jaccard-féle disszimilitási index segítségével vizsgáltam. Az elemzések az R 3.5.1 programozási környezet (R Core Team 2018) segítségével történtek a 'MuMIn', a 'goft', a 'r2glmm', az 'lme4', a 'multcomp' és a 'visreg', 'vegan', 'ggplot2', 'dplyr' programcsomagok segítségével.

## 6. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

### 6.1. Jelentős magyarázóerejű használati tényezők

#### 6.1.1. Használati tényezők magyarázóereje a 2015-ös felvételezés alapján

A használat intenzitásának jelentősen erősebb hatásai voltak főleg a Shannon diverzitásra és a fajszámra, ahogy a fűfélék, generalisták és az NPKEL funkciós típusok fajaira is (4., 5. táblázat). A használat típusa mint fix tényező nem befolyásolta jelentősen a növényi diverzitást és a NFT-k borítását és fajszámait. Csak a generalista és a zavarástűrő fajok borítását magyarázta viszonylag erősebben a használat típusa (5. táblázat), de nem volt szignifikáns eltérés az egyes használati típusok között (7. táblázat).

A tér-időbeli használati komplexitásnak volt legerősebb, pozitív kapcsolata a kompozicionális diverzitással és a fajszámmal, emellett jelentős hatása volt a generalista fajok borítására és fajszámára, valamint a NPKEL, a specialista és a zavarástűrő fajok fajszámaira is (4., 5., 6. táblázat). Számos esetben az egytényezős modellek voltak a legjobb magyarázó erejűek és legjobb illeszkedésűek. A Shannon és Simpson diverzitások esetében az egyszerű, szimplán a tér-időbeli komplexitást magában foglaló modell volt a legjelentősebb magyarázóerejű. A NPKEL, a generalista és a zavarástűrő fajok borításértéke adta a legjobb magyarázó erejű modelleket az egy használati tényezőt magában foglaló modellek esetében. Az egytényezős modellek voltak a legjobb magyarázóerejűek a fűfélék, a zavarástűrők, a természetes és a ruderális kompetitorok, a specialisták és a védett fajok fajszámai esetében. A fajszám, a fűfélék, a természetes és ruderális kompetitorok és a védett fajok borítása esetében azonban a komplex, többtényezős modellek voltak a legjobb magyarázó erejűek (4., 5. táblázat).

Tekintve az említett függő változókat, az illeszkedés növekedése a legjobb illeszkedésű komplex modellekben a legjobb illeszkedésű egytényezős modellekhez képest  $\Delta R^2=0,006-0,131$  értékekkel írható le (4., 5., 6. táblázat). A 19 vizsgált függő változó közül 5 esetében a legkomplexebb ( $T+I+C$ ) modell volt a legjobb magyarázóerejű: a fajszám, valamint a természetes és ruderális kompetitorok, valamint a védett fajok borítása esetében és a generalisták fajszáma esetében. A NPKEL csoport fajszáma és a fűfélék borítása esetében is a magyarázóerő növekedett a használati típus, a használati intenzitás és/vagy a használat tér-időbeli komplexitásának kombinált beépítése révén (5., 6. táblázat).

4. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi diverzitással. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa ( $T$ ), intenzitása ( $I$ ) és tér-időbeli komplexitása ( $C$ ) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

---

Koefficiensek	$T$	$I$	$C$	$T+I$	$T+C$	$I+C$	$T+I+C$
---------------	-----	-----	-----	-------	-------	-------	---------

---



Fajszám	AICc	968,047	951,616	950,913	942,692	949,420	942,945	<b>938,220*</b>
	R <sup>2</sup>	0,125	0,488	0,492	0,547	0,498	0,541	0,554
Shannon diverzitás	AICc	73,029	71,761	<b>66,891*</b>	72,150	70,899	71,208	74,672
	R <sup>2</sup>	0,160	0,225	0,380	0,352	0,383	0,377	0,392
Simpson diverzitás	AICc	<b>-383,977</b>	<b>-383,636</b>	<b>-387,509*</b>	-382,706	<b>-383,648</b>	-383,277	-380,258
	R <sup>2</sup>	0,147	0,128	0,272	0,255	0,280	0,271	0,301

5. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi funkció típusok borításával. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta R<sup>2</sup> értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelent (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	Koefficiensek	<i>T</i>	<i>I</i>	<i>C</i>	<i>T+I</i>	<i>T+C</i>	<i>I+C</i>	<i>T+I+C</i>
NPKEL fajok borítása (%)	AICc	1385,231	<b>1380,966*</b>	<b>1384,790</b>	<b>1384,894</b>	1388,249	<b>1384,251</b>	1385,187
	R <sup>2</sup>	0,065	0,165	0,079	0,171	0,099	0,182	0,223
Fűfélék borítása (%)	AICc	1467,300	1454,464	1463,378	<b>1447,514</b>	1454,573	<b>1446,584*</b>	1458,212
	R <sup>2</sup>	0,116	0,341	0,207	0,349	0,245	0,350	0,438
Zavarástűrő fajok borítása (%)	AICc	<b>1301,421*</b>	<b>1305,392</b>	1305,446	1305,481	1305,599	1308,373	1308,558
	R <sup>2</sup>	0,199	0,052	0,033	0,206	0,205	0,115	0,244
Generalista fajok borítása (%)	AICc	1296,816	1293,951	<b>1289,503*</b>	<b>1290,848</b>	<b>1291,935</b>	1293,646	<b>1291,994</b>
	R <sup>2</sup>	0,128	0,233	0,348	0,392	0,379	0,347	0,425
Természetes kompetitor fajok borítása (%)	AICc	1492,611	1490,755	1490,782	1481,689	1482,978	1481,190	<b>1470,438*</b>
	R <sup>2</sup>	0,087	0,121	0,115	0,163	0,136	0,158	0,189
Ruderális kompetitor fajok borítása (%)	AICc	1237,739	1232,633	1235,012	1228,457	1229,791	1227,951	<b>1220,754*</b>
	R <sup>2</sup>	0,025	0,149	0,090	0,152	0,117	0,147	0,165
Specialista fajok borítása (%)	AICc	<b>624,49</b>	<b>622,625*</b>	<b>623,085</b>	<b>622,966</b>	<b>624,113</b>	<b>623,490</b>	<b>622,875</b>
	R <sup>2</sup>	0,035	0,085	0,064	0,149	0,118	0,119	0,152
Védett fajok borítása (%)	AICc	814,417	815,161	818,86	<b>812,873</b>	<b>813,342</b>	<b>814,167</b>	<b>810,384*</b>
	R <sup>2</sup>	0,168	0,146	0,012	0,21	0,197	0,162	0,212

6. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi funkciók típusok fajszerkezetével. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelent (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	Koefficiensek	<i>T</i>	<i>I</i>	<i>C</i>	<i>T+I</i>	<i>T+C</i>	<i>I+C</i>	<i>T+I+C</i>
NPKEL fajok száma	AICc	894,622	<b>881,691</b>	886,801	<b>881,213*</b>	890,02	<b>883,727</b>	<b>884,911</b>
	$R^2$	0,084	0,486	0,410	0,524	0,425	0,505	0,523
Fűfélék száma	AICc	<b>644,068</b>	<b>643,017</b>	<b>642,585*</b>	<b>646,095</b>	646,695	<b>645,81</b>	648,362
	$R^2$	0,015	0,071	0,094	0,121	0,102	0,135	0,187
Zavarótűrő fajok száma	AICc	771,976	<b>766,332*</b>	<b>766,359</b>	<b>768,323</b>	<b>769,468</b>	<b>768,201</b>	772,074
	$R^2$	0,083	0,237	0,245	0,266	0,262	0,279	0,279
Generalista fajok száma	AICc	810,551	803,455	780,598	777,411	780,935	777,034	<b>773,002*</b>
	$R^2$	0,260	0,568	0,503	0,545	0,503	0,540	0,562
Termézete kompetitor fajok száma	AICc	<b>598,535</b>	<b>597,091*</b>	<b>598,422</b>	601,337	602,691	<b>600,888</b>	604,408
	$R^2$	0,002	0,057	0,008	0,058	0,010	0,072	0,092
Ruderális kompetitor fajok száma	AICc	<b>407,871</b>	<b>404,273*</b>	<b>406,821</b>	408,322	410,863	<b>408,067</b>	<b>406,3</b>
	$R^2$	0,019	0,151	0,046	0,175	0,073	0,16	0,282
Specialista fajok száma	AICc	349,383	345,074	<b>340,268*</b>	<b>342,316</b>	345,085	<b>343,524</b>	344,688
	$R^2$	0,029	0,241	0,366	0,428	0,377	0,398	0,431
Védett fajok száma	AICc	<b>358,211</b>	<b>356,379*</b>	<b>356,919</b>	360,516	360,628	<b>359,659</b>	363,446
	$R^2$	0,036	0,084	0,061	0,132	0,127	0,136	0,139

7. táblázat. A használati típusok hatásai a növényzet diverzitására és a növénycsoportok borítására. Az eltérő betűk az átlag és szórásérték után (MEAN $\pm$ SD) szignifikáns különbséget jelölnek egy adott függő változón belül. A probabilitási szint minden LMER és GLMER Tukey post hoc teszt esetében  $p < 0,05$  volt.

Függő változók	Kaszáló	Kombinált	Legelő
Fajszerkezet	26,32 $\pm$ 4,177 a	26,220 $\pm$ 4,542 a	23,790 $\pm$ 5,171 a
Shannon diverzitás	2,221 $\pm$ 0,295 a	2,275 $\pm$ 0,246 a	2,058 $\pm$ 0,355 a
Simpson diverzitás	0,826 $\pm$ 0,062 a	0,828 $\pm$ 0,057 a	0,778 $\pm$ 0,096 a
NPKEL fajok borítása (%)	33,874 $\pm$ 15,255 a	31,501 $\pm$ 17,454 a	27,019 $\pm$ 13,338 a

Fűfélék borítása (%)	47,548±14,514 a	53,169±21,616 a	59,385±19,643 a
Zavarástűrő fajok borítása (%)	31,852±17,027 a	18,688±8,163 a	20,607±13,384 a
Generalista fajok borítása (%)	19,036±10,232 a	27,478±17,998 a	18,547±13,365 a
Természetes kompetitor fajok borítása (%)	40,485±15,948 a	39,104±18,590 a	49,049±21,534 a
Ruderális kompetitor fajok borítása (%)	2,771±5,183 a	5,685±11,988 a	4,945±9,829 a
Specialista fajok borítása (%)	0,282±0,921 a	0,501±1,173 a	0,778±1,928 a
Védett fajok borítása (%)	2,592±4,246 a	0,282±0,830 a	0,853±1,870 a

8. táblázat. A használati intenzitás szintjeinek hatásai a növényzet diverzitására és a növénycsoportok borítására. Az eltérő betűk az átlag és szórásérték után (MEAN±SD) szignifikáns különbséget jelölnek egy adott függő változón belül. A probabilitási szint minden LMER és GLMER Tukey post hoc teszt esetében  $p < 0,05$  volt.

Függő változók	Alacsony	Közepes	Magas
Fajszám	27,549±4,473 a	24,968±2,787 a	20,74±3,361 b
Shannon diverzitás	2,236±0,298 a	2,214±0,297 a	1,979±0,334 a
Simpson diverzitás	0,819±0,069 a	0,814±0,08 a	0,770±0,097 a
NPKEL fajok borítása (%)	34,514±15,386 a	27,703±14,281 ab	23,484±12,632 b
Fűfélék borítása (%)	45,663±17,583 a	60,750±16,338 b	66,579±16,198 b
Zavarástűrő fajok borítása (%)	26,127±15,917 a	19,472±10,822 a	20,937±13,207 a
Generalista fajok borítása (%)	23,348±13,82 a	24,447±15,504 a	13,962±11,98 a
Természetes kompetitor fajok borítása (%)	39,056±17,472 a	48,359±16,548 a	50,945±23,094 a
Ruderális kompetitor fajok borítása (%)	2,253±6,639 a	3,967±7,222 ab	8,881±12,823 b
Specialista fajok borítása (%)	0,672±1,265 a	1,049±2,758 a	0,08±0,444 a
Védett fajok borítása (%)	1,996±3,573 a	0,115±0,281 a	0,501±1,125 a

9. táblázat. A használati tér-időbeli komplexitásának hatásai a növényzet diverzitására és a növénycsoportok borítására. Az eltérő betűk az átlag és szórásérték után (MEAN±SD) szignifikáns különbséget jelölnek egy adott függő változón belül. A probabilitási szint minden LMER és GLMER Tukey post hoc teszt esetében  $p < 0,05$  volt.

Függő változók	Alacsony	Közepes	Magas
Fajszám	19,267±2,803 a	25,604±3,883 b	28,968±4,778 c
Shannon diverzitás	1,821±0,284 a	2,217±0,275 b	2,271±0,342 b
Simpson diverzitás	0,730±0,097 a	0,820±0,0662 b	0,817±0,085 ab

NPKEL fajok borítása (%)	23,203±13,429 a	31,857±16,353 a	30,374±9,943 a
Fűfélék borítása (%)	69,243±16,415 a	52,274±18,299 b	47,994±19,383 b
Zavarástűrő fajok borítása (%)	22,335±15,728 a	24,467±14,969 a	20,716±11,708 a
Generalista fajok borítása (%)	9,521±4,969 a	23,220±15,426 b	23,148±10,399 b
Természetes kompetitor fajok borítása (%)	55,740±25,553 a	41,982±17,364 a	40,910±18,317 a
Ruderális kompetitor fajok borítása (%)	9,002±13,410 a	3,924±7,627 a	2,145±9,284 a
Specialista fajok borítása (%)	0,133±0,571 a	0,533±1,684 a	1,115±1,475 a
Védett fajok borítása (%)	0,785±1,375 a	1,267±3,120 a	1,485±2,572 a

10. táblázat. A használati típusok hatásai a növénycsoportok fajszámaira. Az eltérő betűk az átlag és szórásérték után (MEAN±SD) szignifikáns különbséget jelölnek egy adott függő változón belül. A probabilitási szint minden LMER és GLMER Tukey post hoc teszt esetében  $p<0,05$  volt.

Függő változók	Kaszáló	Kombinált	Legelő
NPKEL fajok száma	14,900±3,477 a	14,463±4,130 a	13,284±3,887 a
Fűfélék száma	7,420±1,592 a	7,780±1,681 a	7,420±1,672 a
Zavarástűrő fajok száma	9,780±2,477 a	9,683±2,115 a	8,704±2,487 a
Generalista fajok száma	10,060±2,551 a	10,000±2,729 a	8,346±3,298 a
Természetes kompetitor fajok száma	4,640±1,274 a	4,561±1,550 a	4,580±1,322 a
Ruderális kompetitor fajok száma	0,880±0,746 a	1,122±0,980 a	1,000±0,837 a
Specialista fajok száma	0,400±0,495 a	0,463±0,840 a	0,593±0,877 a
Védett fajok száma	0,660±0,688 a	0,390±0,666 a	0,555±0,707 a

11. táblázat. A használati intenzitás szintjeinek hatásai a növénycsoportok fajszámaira. Az eltérő betűk az átlag és szórásérték után (MEAN±SD) szignifikáns különbséget jelölnek egy adott függő változón belül. A probabilitási szint minden LMER és GLMER Tukey post hoc teszt esetében  $p<0,05$  volt.

Függő változók	Alacsony	Közepes	Magas
NPKEL fajok száma	15,934±3,777 a	13,742±2,081 a	10,760±2,446 b
Fűfélék száma	7,495±1,779 a	8,161±1,485 a	7,120±1,380 a
Zavarástűrő fajok száma	10,066±2,666 a	8,935±1,340 ab	7,960±1,916 b
Generalista fajok száma	10,703±2,601 a	9,290±2,383 a	6,540±2,349 b
Természetes kompetitor fajok száma	4,725±1,430 a	4,839±1,293 a	4,200±1,195 a

Ruderális kompetitor fajok száma	0,780±0,814 a	1,032±0,752 a	1,360±0,851 a
Specialista fajok száma	0,758±0,835 a	0,419±0,848 a	0,100±0,303 a
Védett fajok száma	0,692±0,756 a	0,323±0,541 a	0,420±0,609 a

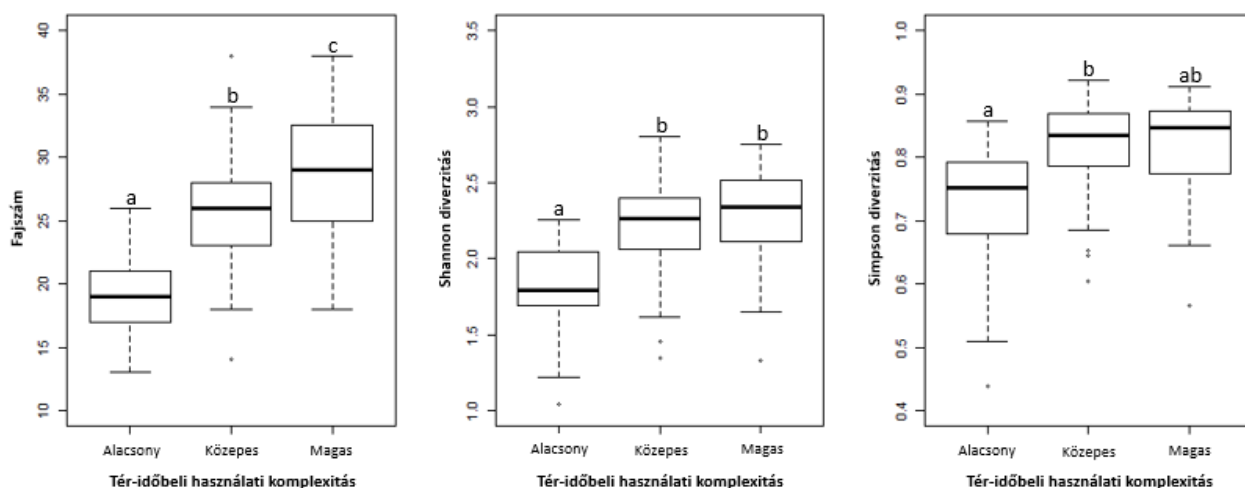
12. táblázat. A használat tér–időbeli komplexitási szintjeinek hatásai a növénycsoportok fajszámaira. Az eltérő betűk az átlag és szórásérték után (MEAN±SD) szignifikáns különbséget jelölnek egy adott függő változón belül. A probabilitási szint minden LMER és GLMER Tukey post hoc teszt esetében  $p < 0,05$  volt.

Függő változók	Alacsony	Közepes	Magas
NPKEL fajok száma	10,333±2,426 a	14,234±3,368 b	16,903±4,020 b
Fűfélék száma	6,700±1,291 a	7,622±1,526 a	7,871±2,125 a
Zavarástűrő fajok száma	7,500±1,757 a	9,396±2,103 b	10,419±3,202 b
Generalista fajok száma	5,400±1,958 a	9,748±2,567 b	11,129±2,526 b
Természetes kompetitor fajok száma	4,367±1,129 a	4,631±1,307 a	4,677±1,720 a
Ruderális kompetitor fajok száma	1,267±0,907 a	0,955±0,802 a	0,871±0,922 a
Specialista fajok száma	0,167±0,379 a	0,378±0,633 a	1,290±1,006 b
Védett fajok száma	0,600±0,675 a	0,459±0,629 a	0,806±0,873 a

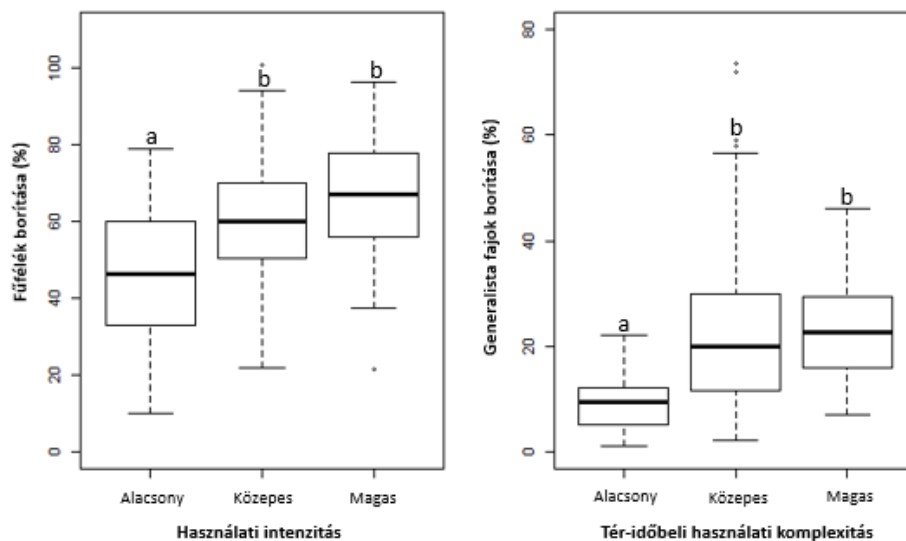
A legjobb magyarázóerejű modellek kategóriális eltérései a használati tényezők függvényében (2015.)

A vizsgálat során egyik függő változó sem tért el szignifikánsan a használati típusok tekintetében az LMER és GLMER post hoc tesztek alapján. A nagy használati intenzitás a fűfélék és a ruderalis kompetitorok borítására pozitív hatással volt, másfelől jelentős, negatív hatások mutatkoztak a növényi fajsám, a NPKEL, a generalista és a zavarástűrő fajok csoportjának fajszámaira (8. és 12. táblázatok).

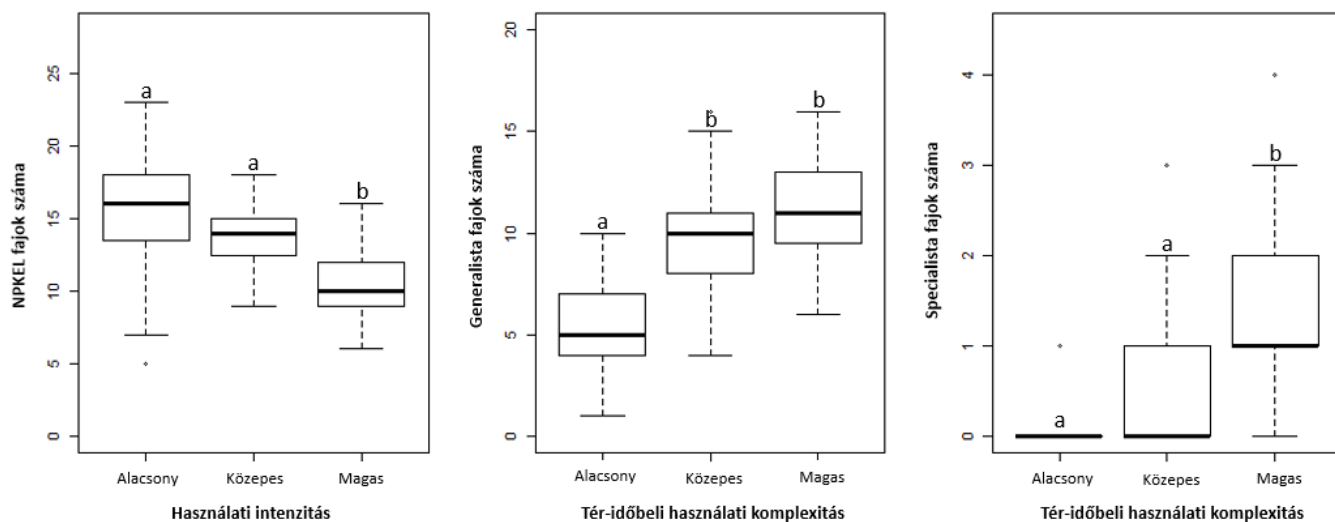
A magas, vagy a közepes tér–időbeli használati komplexitásnak jelentős, pozitív hatásai voltak a gyepdiverzitásra és a generalista csoport borítási értékére (9., 12. táblázatok). Ezzel együtt, a magasabb használati komplexitásnak erős, pozitív hatásai voltak a NPKEL, a zavarástűrők, a generalisták, a specialisták fajszámaira, míg a fűfélék borítására erős, negatív hatással volt a magas használati komplexitás (9., 12. táblázatok).



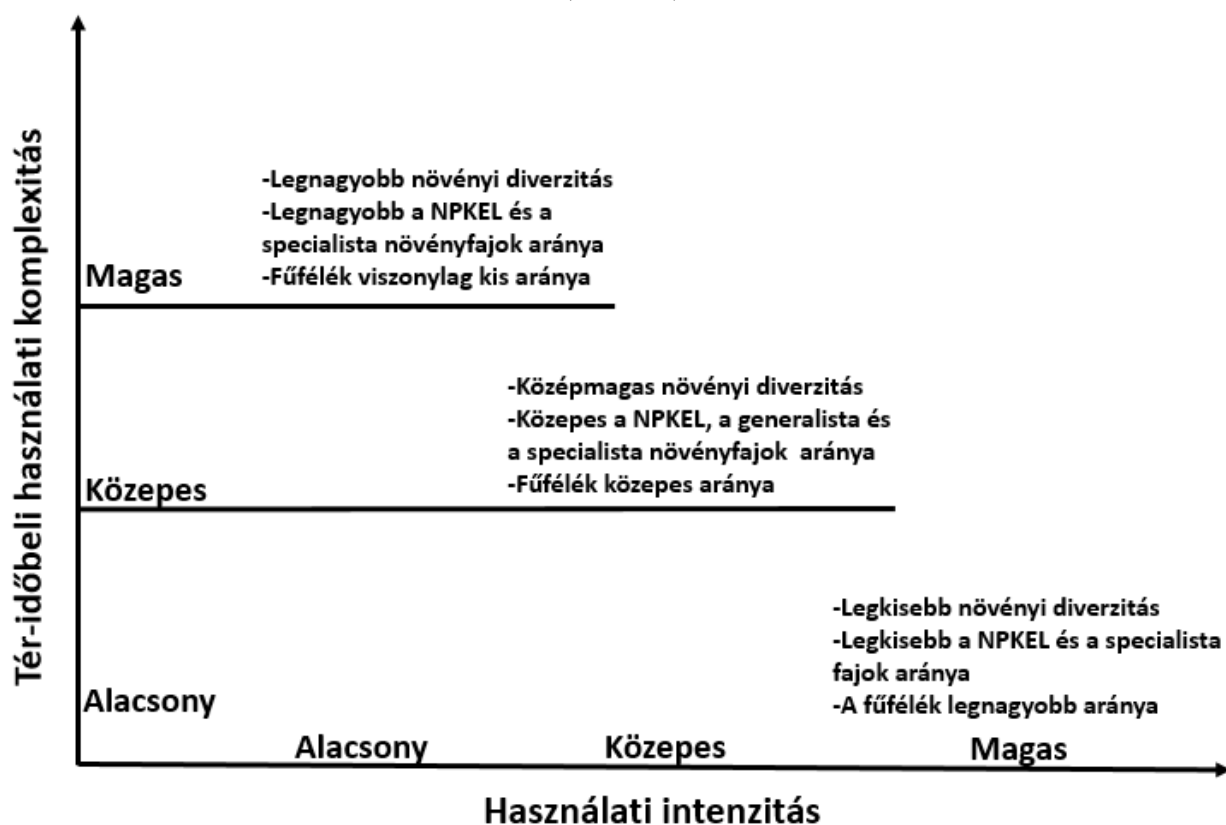
6. ábra. A használat tér-időbeli komplexitásának hatásai a gyepdiverzitásra. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve magas volt ( $R^2 \geq 0,250$ ).



7. ábra. A használat intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a fűfélék és a generalista fajok borítására. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve magas volt ( $R^2 \geq 0,250$ ).



8. ábra. A használat intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a NPKEEL fajok, a generalista és specialista fajok fajsámára. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relative magas volt ( $R^2 \geq 0,250$ ).



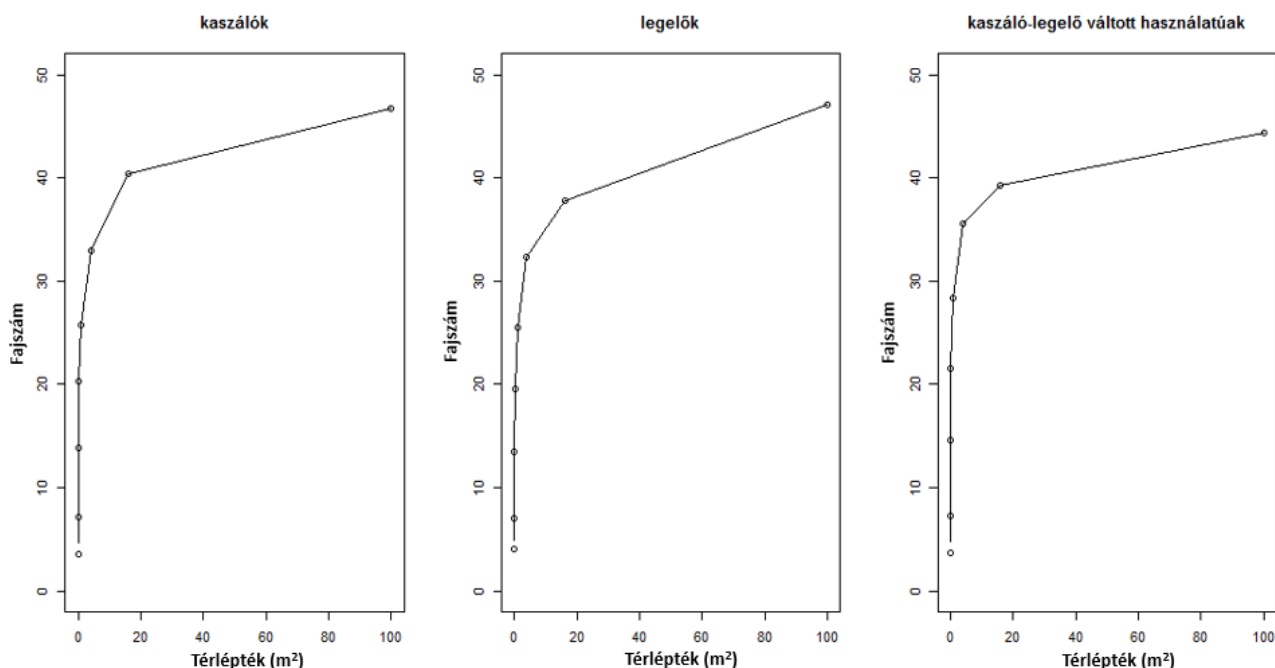
9. ábra. A 2015-ös elemzések alapján a két, növényzetre tett legerősebb hatással lévő használati tényező, a használat tér-időbeli komplexitásának és a használat intenzitásának szintjei függvényében tapasztalt, konzervációs tekintetben fontos különbségek bemutatása. A NPKEEL mozaikszó az ábrán a nem perjevirágú, két- és egyszikű lágyszárú fajokat jelzi, amely az angol „forbs” növénycsoportnak felel meg.

## 6.2. Faj–area összefüggések a három fő gyephasználati típus (kaszálás, legeltetés és kombinált használat) tekintetében

A 2016-os évben végzet átlagos fajsám és area összefüggések értékelése alapján a háromféle használati típusú gyepekben a kvadrátléptékek esetében a 4×4 m-es és a 2×2 m-es

kvadrátléptékek esetében voltak láthatóak a legjelentősebb faj-area görbe inflexiók. Itt hajlottak be legerőteljesebben a faj-area görbék és a 4×4 m-es és a 10×10 m-es lépték között már jóval kisebb meredekségű görbeszakaszokkal találkoztam. Ez alapján a 4×4 m kvadrátlépték felett a lépték további növelésével már arányaiban nem kapunk jelentős mértékben több információt a fajszámról és ehhez köthetően fajkészletről sem.

A három használati típusba sorolható gyepek egyes térléptékeinek átlagos fajszám-area profilja viszonylag hasonló, viszont mind a 10×10 m-es lépték, mind az 50×50 cm-es, 1×1 m-es, 2×2 m-es, de a 4×4 m-es léptékekben mért átlagos fajszámok is számottevő eltéréseket mutattak (10. ábra). A 10×10 m-es léptéket, vagyis az egyes használati típusok össz fajszámát tekintve a legelők és a kaszálók mutatták a magasabb fajszámokat a kombinált, kaszáló–legelő váltott használatú területekhez képest, viszont a kaszáló használatú területek mutatták a 4×4 m-es léptékben (16 m<sup>2</sup>) a legnagyobb fajszámokat. A 2×2 m-es, 1×1 m-es és 50×50 cm-es léptékekben is a kombinált használatú területek mutatták a legnagyobb átlagos fajszámot, míg a kaszálók és legelők alacsonyabb és egymáshoz eléggé hasonló értékeket mutattak. Az 50×50 cm-nél kisebb léptékekben (5×5 cm, 10×10 cm, 25×25 cm) számottevő eltérés nem adódott a különböző használati típusú területek között (10. ábra). Mindezek alapján a relatíve leginformatívabb kvadrátlépték 2×2 m-esnek és 4×4 m-esnek adódott, így a 2017-2018-2019-es években végzett vizsgálatokat a kísérleti elrendezés és az elvégzendő terepmunka optimalizációját is figyelembe véve már a 2×2 m-es kvadrátléptékben folytattuk.



10. ábra. A három fő használati típusú gyepek átlagos faj–area profilja 2016-ban. Az x-tengelyen a térlépték-növekedés került bemutatásra négyzetméterben megadva, az y-tengelyen pedig a nyolc különböző térléptékben (5×5, 10×10, 25×25, 50×50 cm, 1×1, 2×2, 4×4 és 10×10 m) regisztrált össz fajszámok láthatóak.



### 6.3. A használati tényezők és a gyepdiverzitás, a növényi funkciós típusok és fiziognómiai tényezők összefüggései (2017.)

#### 6.3.1. A használati tényezők magyarázóereje és szintjeik eltérései a 2017-es évben

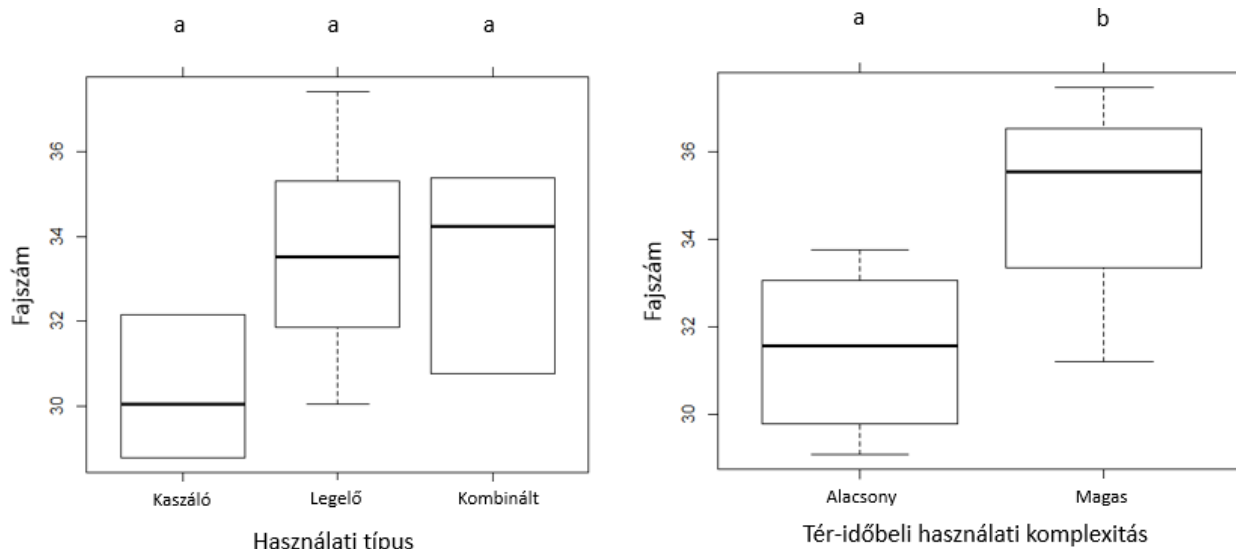
A használat típusának és komplexitásának összességében viszonylag erős hatása volt a fajszámra ( $R^2 > 0,200$ ). Ezzel együtt azonban szignifikánsan magasabb fajszámot csak a magas tér-időbeli komplexitás esetében tapasztaltunk a kevert modellek (LMER és GLMER) post hoc tesztjei alapján (11. ábra). Mindemellett számos változó tekintetében tapasztalható volt a jelentős illeszkedés mind a használat típusa, mind a használat intenzitása, mind a használat tér-időbeli komplexitása esetében a 2017-es évben (13., 14. és 15 táblázat), azonban a kevert modellek post hoc tesztjei alapján kizárólag a fent említett fajszám és használati komplexitás relációban volt jelentős eltérés (11., 12., 13., 14. ábra).

A fajszám, a perjevirágú fajok és a fásszárúak esetében nagymértékben növekedett a komplex modellek magyarázóereje az egyszerre több tényező beépítésével ( $\Delta R^2 > 0,100$ ), az értékek növekedése pedig  $\Delta R^2 = 0,150$  és  $\Delta R^2 = 0,275$  között változott. A gyepfiziognómiai tényezők közül az avarborítást relatíve erősen magyarázza a használati típus (15. táblázat), azonban szignifikáns eltérés itt sem mutatkozott a különböző típusok között. A komplex modellek magyarázó ereje a fajszám, a fásszárúak, a növényzet átlagos magassága esetében javult jelentősen a legjobb magyarázó erejű egytényezős modellekhez képest ( $\Delta AICc \leq 4$ ). 2017-ben a növényzet átlagos magassága esetében lényeges volt a három használati tényező kombinációja, a **T+I+C** modell. A **T+I+C** modell a növényzeti összborítás kapcsán is a legjelentősebb magyarázóerejű modell. A csupasz talajfelszínnel 2017-ben önmagában elsősorban a használat tér-időbeli komplexitása mutatott összefüggést, de a használat intenzitása, és típusa hasonlóan a különböző kombinációjú modellekhez, nem rendelkezett jelentős illeszkedéssel, a modellek magyarázó ereje igen hasonló. Az avarborítás esetében 2017-ben a szimpla **I** modell volt a legjobb magyarázó erejű, a tényezőkombinációk modellekbe integrálásával az illeszkedés javult, a magyarázó erő pedig csekély mértékben romlott. A gyepi fiziognómiát meghatározó négy tényező egyikét sem magyarázták a többtényezős modellek jobban az egytényezősökhöz képest.

13. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi diverzitással a 2017-es év nyara alapján. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (**T**), intenzitása (**I**) és tér-időbeli komplexitása (**C**) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<b>T</b>		<b>I</b>		<b>C</b>		<b>T+I</b>		<b>T+C</b>		<b>I+C</b>		<b>T+I+C</b>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
Fajszám	493,808	0,213	497,289	0,040	493,844	0,282	<b>486,505</b>	0,456	490,785	0,321	492,575	0,315	<b>483,835*</b>	0,500

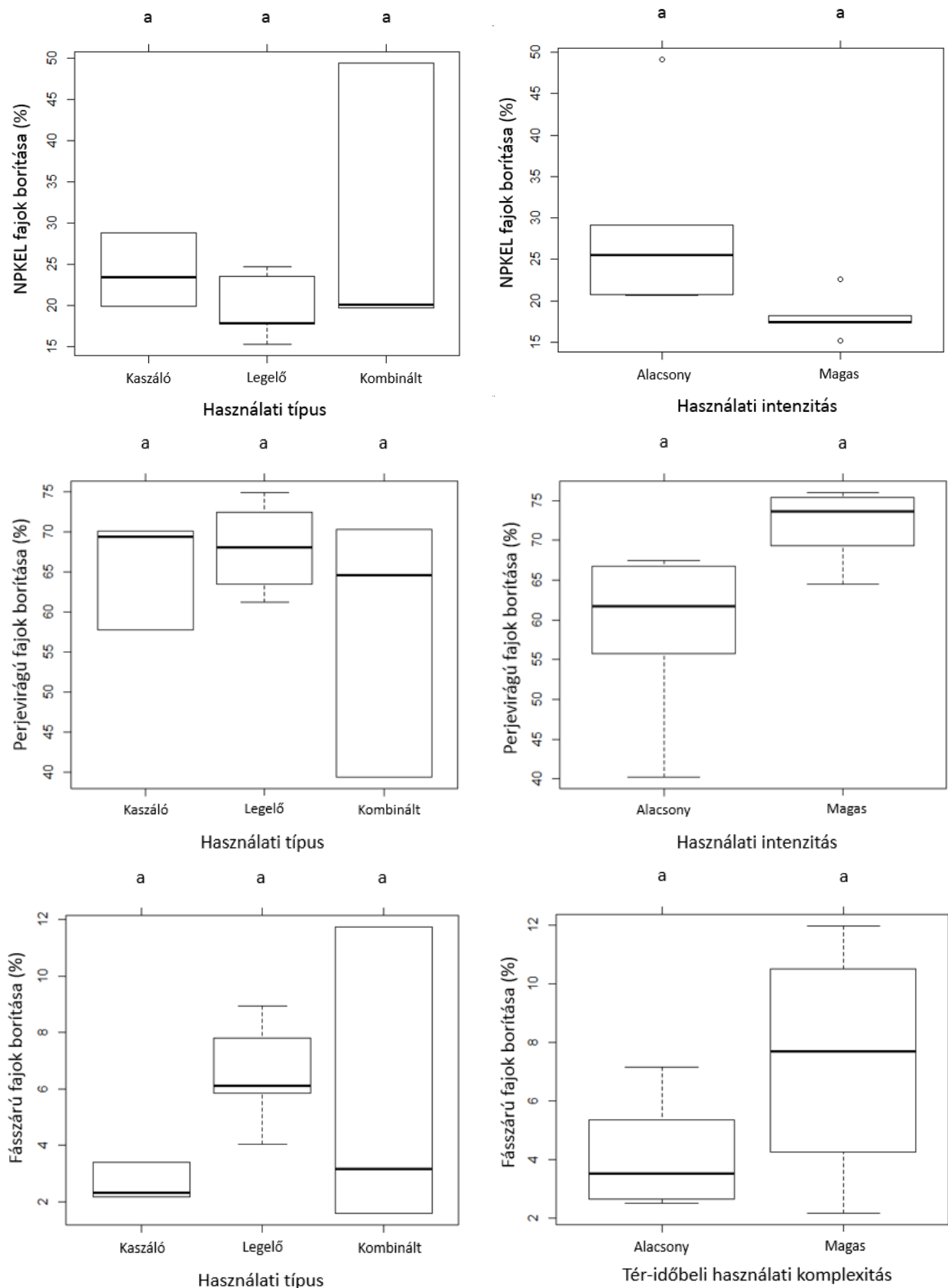
Shannon diverzitás	<b>114,718</b>	0,053	<b>110,725*</b>	0,046	<b>111,255</b>	0,027	<b>111,065</b>	0,217	119,087	0,055	<b>114,515</b>	0,075	116,091	0,215
Simpson diverzitás	<b>-85,550</b>	0,030	<b>-88,621</b>	0,065	<b>-88,149</b>	0,045	<b>-88,727*</b>	0,169	-83,728	0,049	<b>-87,719</b>	0,109	<b>-86,545</b>	0,169



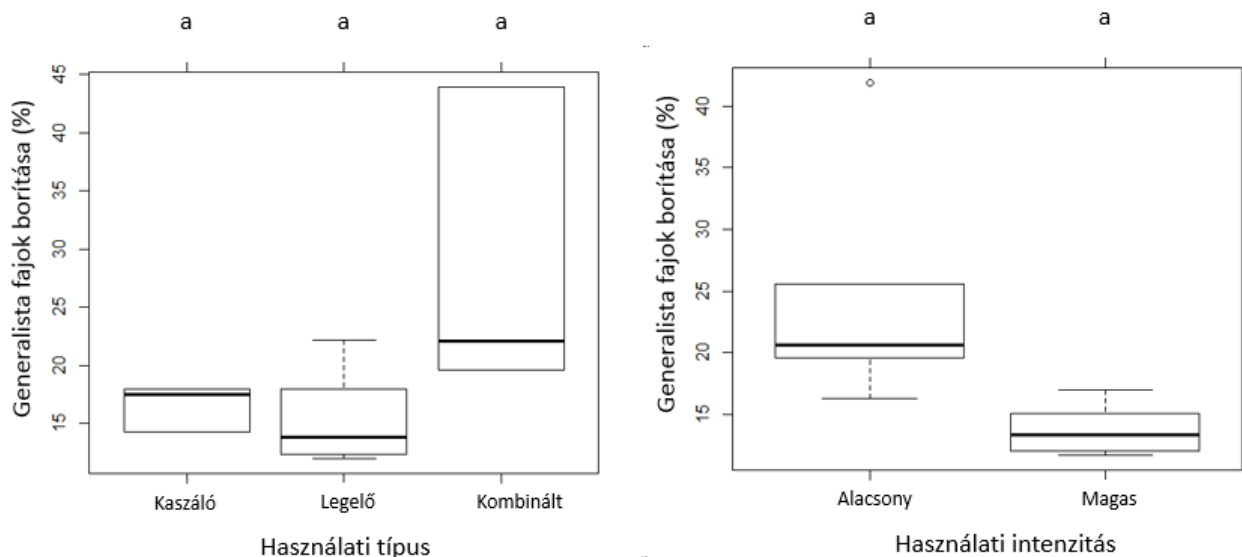
11. ábra. A használat típusának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a fajszámbra a 2017-es év nyara alapján. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

14. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi funkciók csoportok borításával a 2017-es év nyara alapján. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<i>T</i>		<i>I</i>		<i>C</i>		<i>T+I</i>		<i>T+C</i>		<i>I+C</i>		<i>T+I+C</i>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
NPKEL fajok borítása (%)	<b>684,967</b>	0,100	<b>681,029*</b>	0,236	<b>683,411</b>	0,031	685,351	0,245	687,162	0,118	<b>683,157</b>	0,243	687,096	0,277
Perjevirágú fajok borítása (%)	<b>779,84</b>	0,173	<b>777,526*</b>	0,227	<b>778,637</b>	0,059	<b>780,232</b>	0,366	<b>780,388</b>	0,320	<b>779,398</b>	0,251	<b>779,273</b>	0,502
Fásszárú fajok borítása (%)	559,438	0,143	563,140	0,01	561,146	0,148	<b>554,378</b>	0,300	556,770	0,202	559,731	0,159	<b>552,316*</b>	0,323
Zavarástűrő fajok borítása (%)	<b>615,252</b>	0,032	<b>613,656</b>	0,000	<b>613,446*</b>	0,01	<b>617,037</b>	0,050	617,510	0,033	<b>615,690</b>	0,010	619,390	0,049
Generalista fajok borítása (%)	<b>696,871</b>	0,128	<b>693,655*</b>	0,186	<b>696,629</b>	0,017	695,021	0,235	699,109	0,132	<b>695,372</b>	0,197	<b>697,239</b>	0,231
Specialista fajok borítása (%)	<b>408,951</b>	0,000	<b>408,379</b>	0,001	<b>407,494*</b>	0,032	<b>409,411</b>	0,001	<b>408,738</b>	0,044	<b>408,753</b>	0,031	<b>409,156</b>	0,047
Egyéves fajok borítása (%)	<b>335,202</b>	0,031	<b>334,575</b>	0,001	<b>333,551*</b>	0,043	<b>336,285</b>	0,038	<b>336,317</b>	0,049	<b>335,500</b>	0,042	<b>337,412</b>	0,052



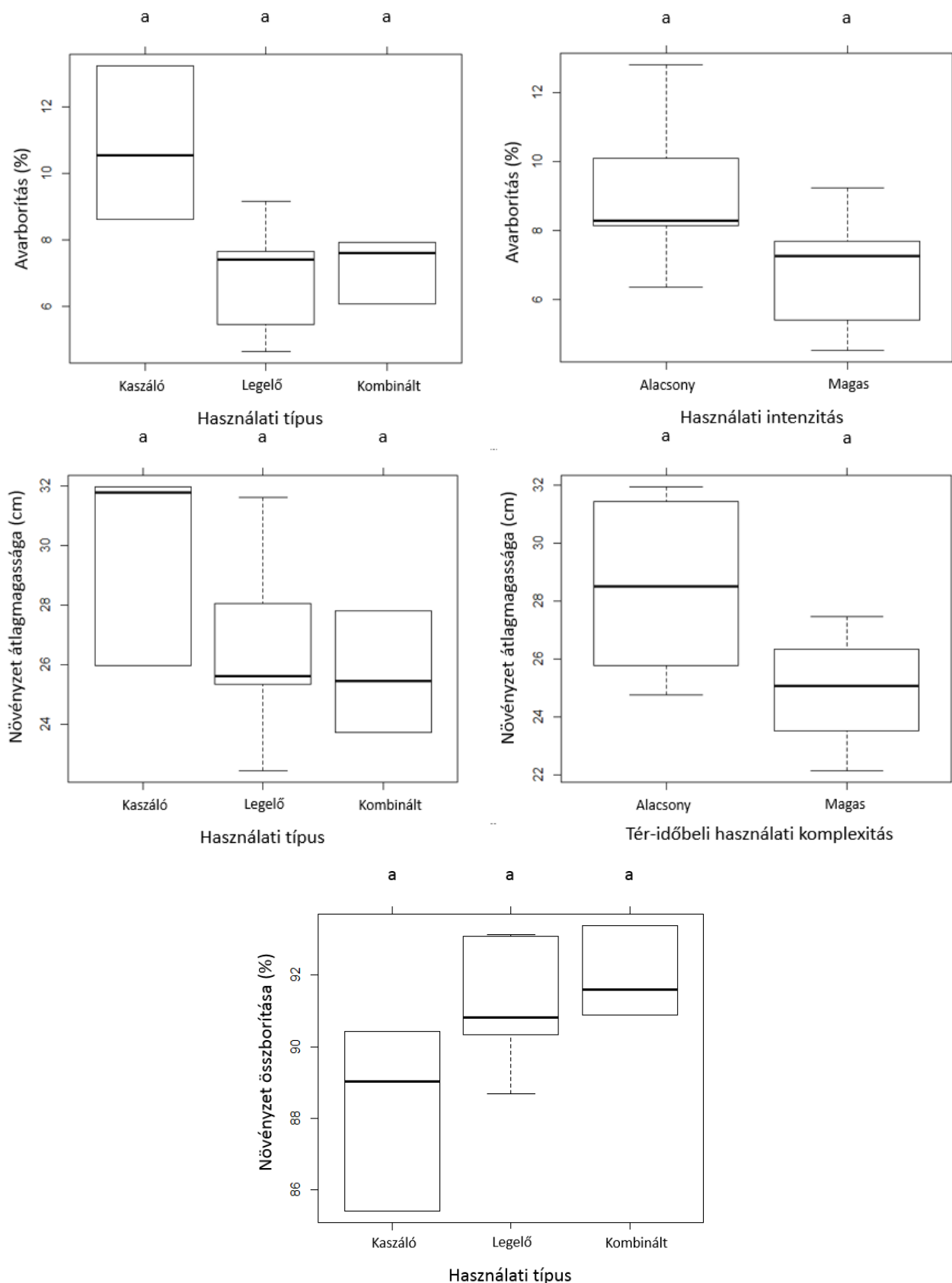
12. ábra. A használat típusának, intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a NPKEL, a perjevirágú és a fásszárú fajok borítására a 2017-es év nyara alapján. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



13. ábra. A használat típusának és intenzitásának hatásai a generalista fajok borítására a 2017-es év nyara alapján. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

15. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi fiziognómiával összefüggő tényezőkkel a 2017-es év nyara alapján. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázó erejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<i>T</i>		<i>I</i>		<i>C</i>		<i>T+I</i>		<i>T+C</i>		<i>I+C</i>		<i>T+I+C</i>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
Átlagos magasság (cm)	600,747	0,100	604,491	0,000	602,546	0,111	<b>597,856</b>	0,141	<b>598,238</b>	0,133	601,092	0,111	<b>595,553*</b>	0,161
Növényzet összborítása (%)	<b>525,935</b>	0,161	528,979	0,059	529,590	0,000	<b>524,394</b>	0,160	<b>524,007</b>	0,201	527,914	0,057	<b>522,484*</b>	0,197
Csupasz talajfelszín (%)	<b>317,290</b>	0,032	<b>316,356</b>	0,012	<b>316,145*</b>	0,019	<b>318,504</b>	0,031	<b>318,510</b>	0,046	<b>317,875</b>	0,028	<b>319,651</b>	0,045
Avarborítás (%)	<b>507,078</b>	0,214	<b>505,591*</b>	0,153	<b>506,799</b>	0,009	<b>509,266</b>	0,223	<b>508,197</b>	0,301	<b>507,636</b>	0,176	510,514	0,304



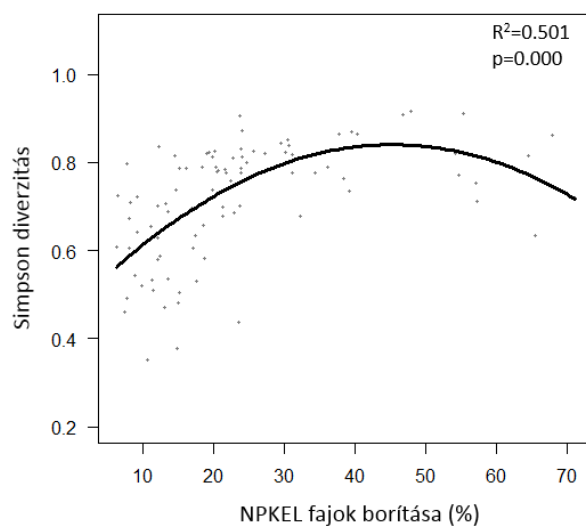
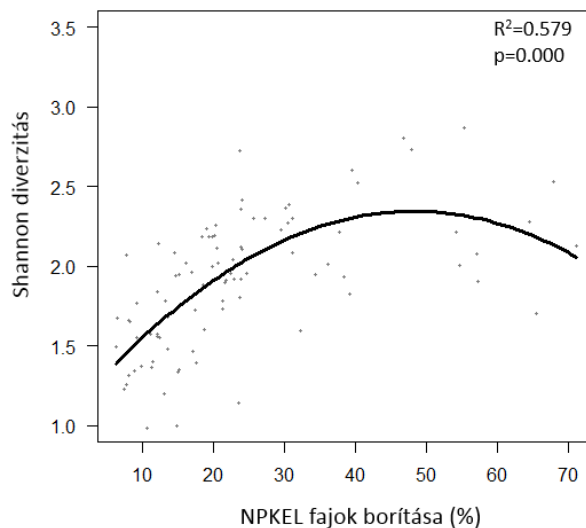
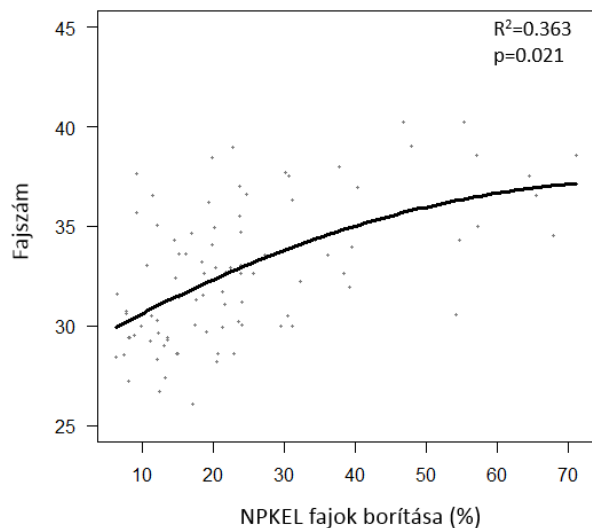
14. ábra. A használat típusának, intenzitásának és tér–időbeli komplexitásának hatásai az avarborításra, az átlagmagasságra és a növényzet összborítására a 2017-es év nyara alapján. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése.

### 6.3.2. A növényi funkciós csoportok és a növényi diverzitás összefüggései a 2017-es évben

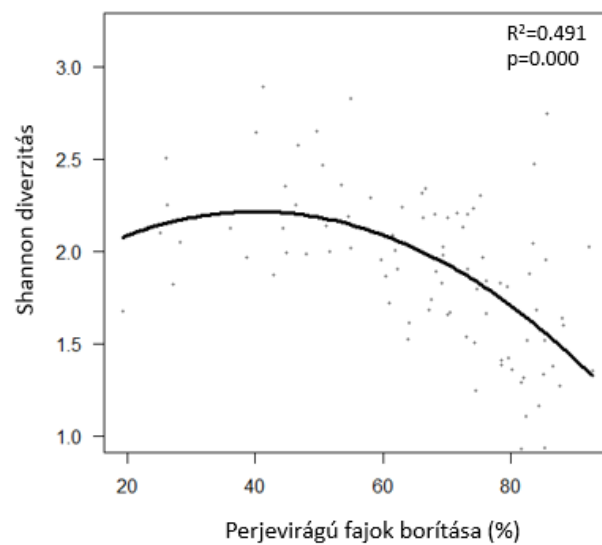
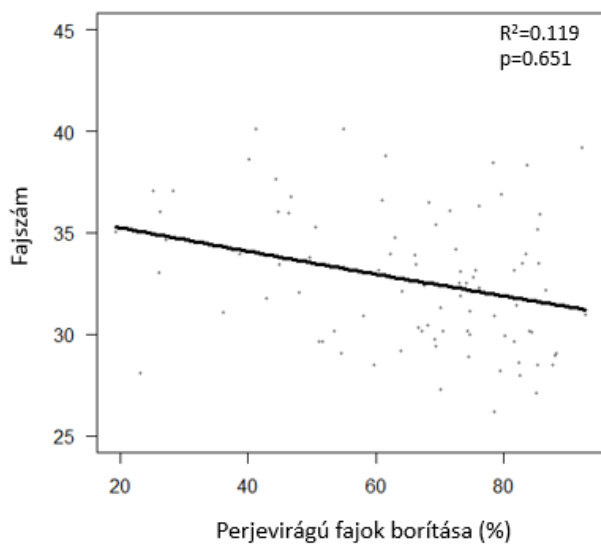
A perjevirágú fajok borításának jelentősen negatív, míg a NPKEL, a fásszárú fajoknak, valamint kisebb mértékben a csupasz talajfelszínnek is jelentős, pozitív hatása volt a diverzitásra (16. táblázat és a 15., 16., 17. és 18. ábrák). Ezek közül különösképpen kiemelendő a perjevirágúak borításának erősen negatív, a NPKEL fajok borításának erősen pozitív hatása. Az is látható ezzel együtt, hogy az összefüggések a legtöbb esetben nem lineárisak. Ez különösképpen érvényesül a NPKEL és a perjevirágúak relációjában, ahol aránylag pontosan megállapíthatóak a fajszám-szintű és kompozicionális diverzitást legjobban elősegítő borítási arányok (15., 16. ábra). Ez a perjevirágúak esetében a fajszám tekintetében 20 % körül, a Shannon és Simpson diverzitások tekintetében 45% körül állapítható meg. A NPKEL fajok legnagyobb diverzitással jellemezhető borítási értéke a fajszám esetén 70% körüli, a Shannon és a Simpson diverzitások esetében 45% körül állapítható meg. A fásszárúak esetében a diverzitás közel a regisztrált maximális borításokig növekszik, azonban 25% körül stagnálás és enyhe csökkenés is megállapítható (17. ábra). Optimális borítás így 15-20% között valószínűsíthető a vizsgált gyeptípusokban. A csupasz talajfelszín arányának növekedése a Shannon és Simpson diverzitás értékek alapján néhány %-os szintig optimálisnak tekinthető, azonban ennél nagyobb mértékű csupasz talajfelszín valószínűsíthetően már negatív hatású lehet a vizsgált átmeneti gyeptípus diverzitására és kompozíciójára (18. ábra).

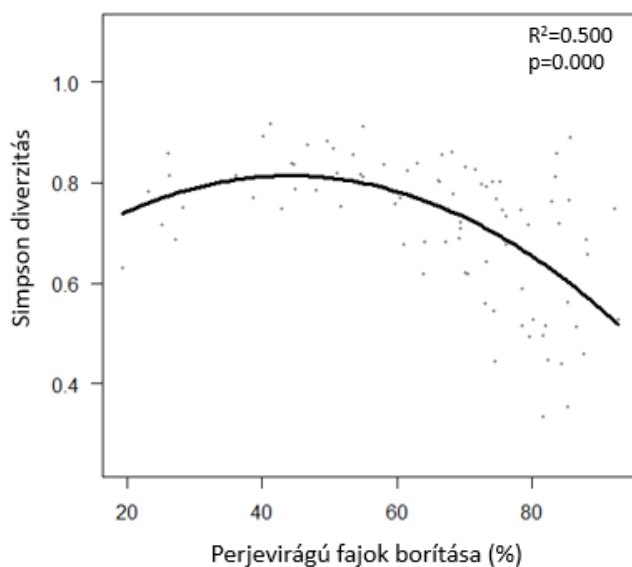
16. táblázat. A növényzet diverzitása a növényi funkciós csoportok borításának függvényében a 2017-es év nyara alapján. Az összefüggések LMER és GLMER modellek béta  $R^2$  értékeinek segítségével kerültek bemutatásra. A már erősebbnek és jelentősebbnek számító összefüggéseket ( $R^2 > 0,100$ ) félkövérrel emeltem ki. Az  $R^2$ -négyzet értékek után szereplő plusz és mínusz jelek a két numerikus változó összefüggésének irányát jelenítik meg az .

Magyarázó változók	Fajszám	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás
	$R^2$	$R^2$	$R^2$
NPKEL fajok borítása (%)	<b>0,363+</b>	<b>0,579+</b>	<b>0,501+</b>
Perjevirágú fajok borítása (%)	<b>0,119 -</b>	<b>0,491 -</b>	<b>0,500 -</b>
Fásszárú fajok borítása (%)	<b>0,188+</b>	<b>0,197+</b>	<b>0,181+</b>
Avarborítás (%)	0,028 -	0,042 -	0,019 -
Növényzet összborítása (%)	0,023 -	0,009 -	0,030 -
Csupasz talajfelszín (%)	0,005+	<b>0,155+</b>	<b>0,144+</b>
Növényzet átlagmagassága (cm)	0,003 -	0,003 -	0,034 -

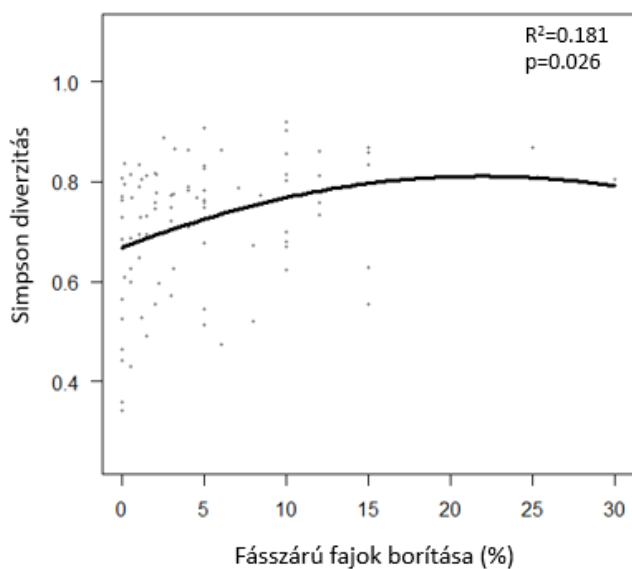
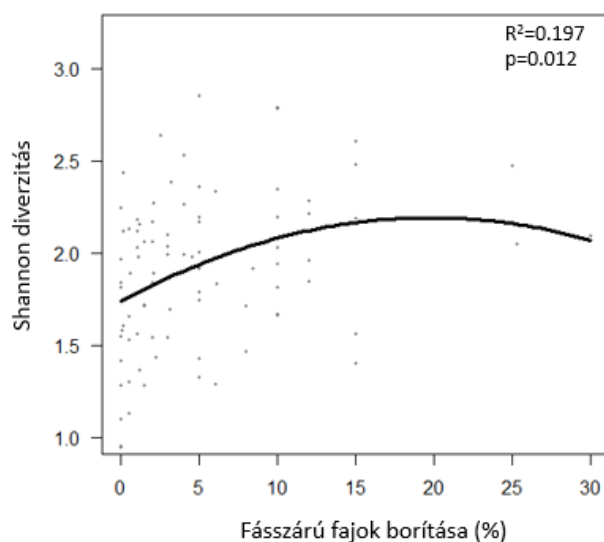
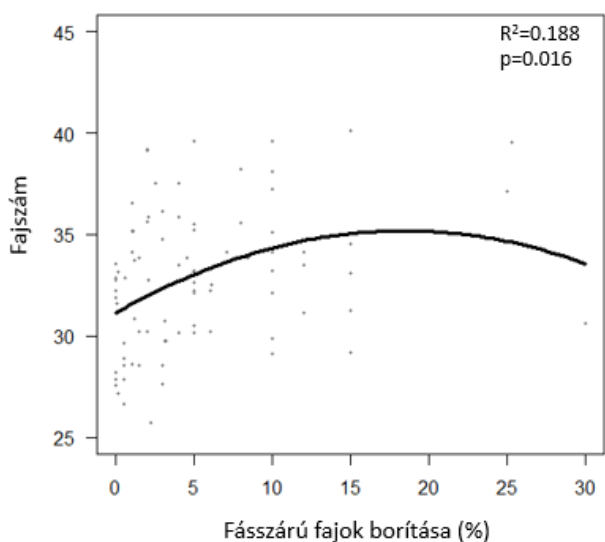


15. ábra. A NPKEL fajok borításának és a három diverzitási tényezőnek nemlineáris összefüggései a 2017-es év nyara alapján. Csak a relative jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek bemutatásra. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



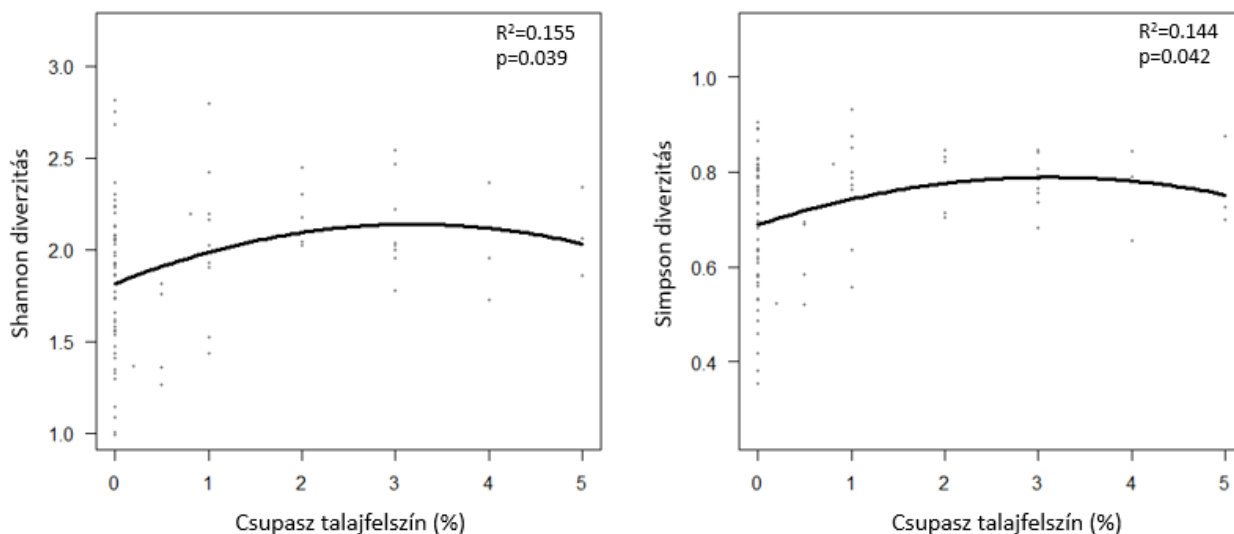


16. ábra. A perjevirágú fajok borításának és a három diverzitási tényezőnek összefüggései a 2017-es év nyara alapján. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.





17. ábra. A fásszárú fajok borításának és a három diverzitási tényezőnek összefüggései a 2017-es év nyara alapján. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



18. ábra. A csupasz talajfelszín arányának és a Shannon és Simpson diverzitási tényezőknek összefüggései a 2017-es év nyara alapján. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.

#### 6.4. A használati tényezők és a gyepdiverzitás, a növényi funkciós típusok és fiziognómiai tényezők összefüggései (2018.)

##### 6.4.1. A használati tényezők magyarázóereje, típusaik és szintjeik eltérései a 2018-as évben

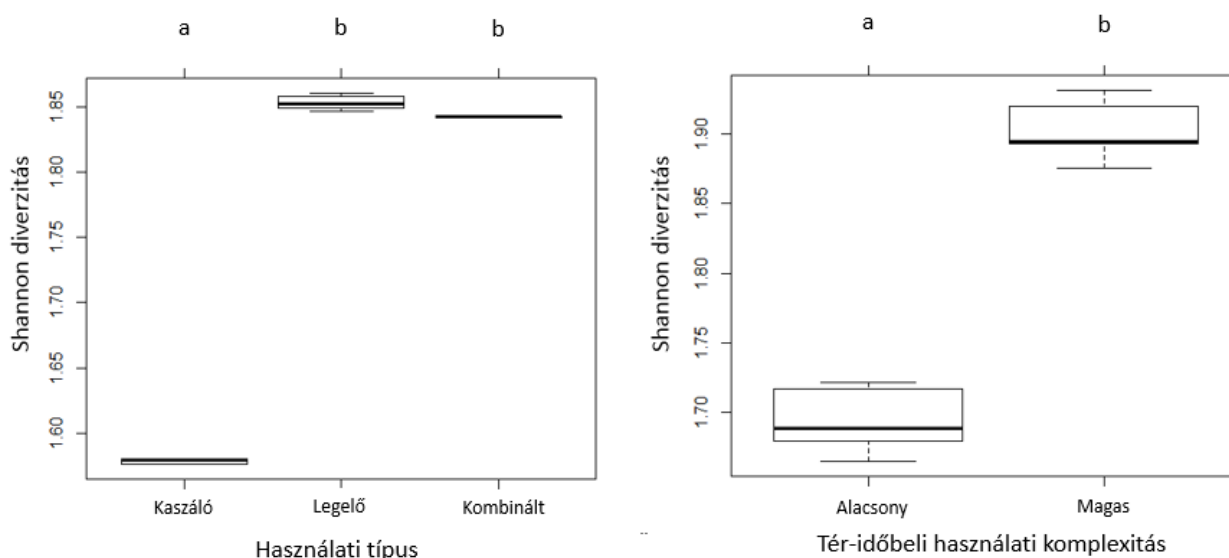
A használat típusának és komplexitásának összességében számottevő hatása volt a Shannon és Simpson diverzitásra ( $R^2 > 0,100$ ). A kevert modellek (LMER és GLMER) post hoc tesztjei alapján szignifikáns eltérések tapasztalhatók a használat típusai és a tér-időbeli használati komplexitás szintjei tekintetében (19. ábra). A legeltetés és a kombinált használat, valamint a magasabb tér-időbeli használati komplexitás hatására nagyobb volt a növényi diverzitás. Ezzel együtt számos egytényezős modell tekintetében tapasztalható volt a jelentős illeszkedés ( $R^2 > 0,100$ ) mind a használat típusa, mind a használat intenzitása, mind tér-időbeli komplexitásának beépítésével a 2018-as évben. A kevert modellek post hoc tesztjei alapján szignifikáns eltérések a NFT változók tekintetében csak a fásszárú fajok borítása, a fiziognómiai tényezők esetében pedig csak az avarborítás tekintetében voltak a használat típusainak függvényében (20., 21., 22., 23. ábra). A legeltetéses használat lényegesen magasabb fásszárú borítást eredményezett a kaszált területekhez képest, míg a kombinált területek köztes értékeket vettek fel., A legeltetés alacsonyabb avarborítást eredményezett a kombinált kezelésű területekhez képest; a kaszálók köztes értékeket vettek fel.

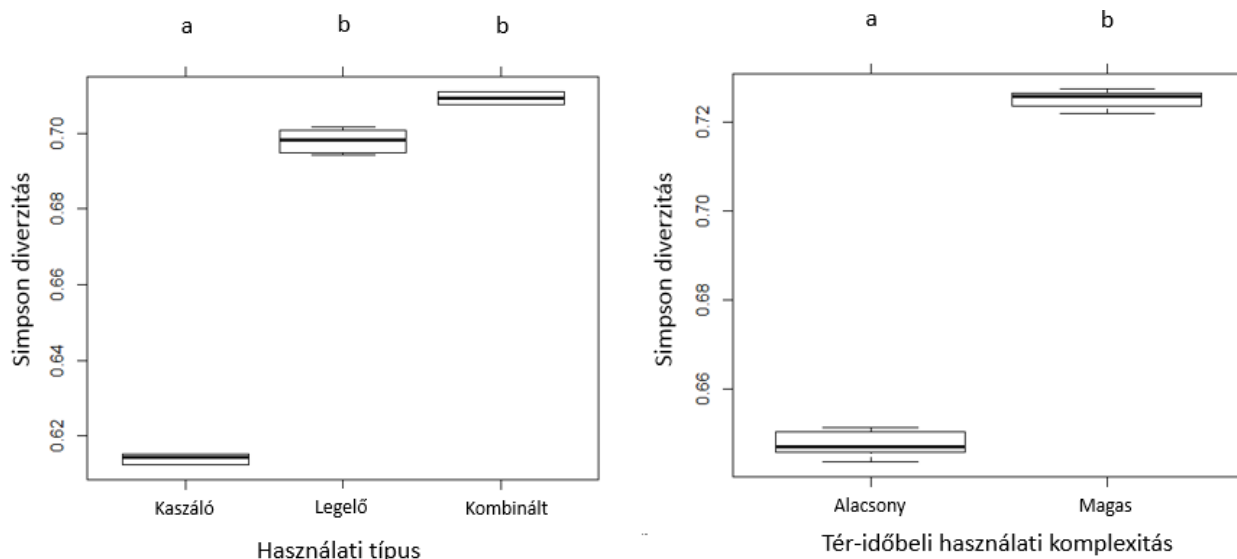
A növényi funkciós típusok közül a perjevirágúak és a fásszárúak borítása, a fiziognómiai tényezők közül az avarborítás esetében növekedett a legjobb illeszkedésű komplex modell értéke

a legjobb illeszkedésű egytényezős modell értékéhez képest ( $\Delta R^2 > 0,100$ ) (18. és 19. táblázat). A modellek magyarázó ereje a fásszárú fajok és az avarborítás esetében javult jelentősen a legjobb magyarázó erejű egytényezős modellekéhez képest ( $\Delta AICc \leq 4$ ). Az átlagos magasság esetében 2018-ban az **I+C** tényezőkombinációs modell volt a legjobb magyarázó erejű (és emellett az **I-n** kívül szinte mindegyik ehhez hasonló volt). Az egytényezős modellek esetében a **T** és a **C** modellek magyarázó ereje az előbbi komplex modelléhez hasonló volt. A növényzeti összborítás kapcsán már a szimpla **I** modell adódott a legkisebb AICc értékűnek 2018-ban, azonban az összes többi modell hasonló volt hozzá, jelentős eltérést nem tapasztaltam (20. ábra). A csupasz talajfelszín esetében a csak használat tér-időbeli komplexitást magában foglaló modell rendelkezett a legjobb magyarázó erővel, de a használat intenzitása, és típusa hasonló volt ehhez, lényegesen nem tért el, ahogy a különböző kombinációjú modellek sem (20. ábra). Egyik szimplex modell sem rendelkezett jelentős illeszkedéssel, a komplex modellek értékei is csak kevésbé növekedtek a szimplexekhez képest. Az avarborítás esetében jelentős mértékben számított a használati tényezők kombinált figyelembevétele, elsősorban a **T+I+C** és a **T+I** modell esetében, ahol a modell magyarázó ereje a legjobb volt (20. ábra).

17. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi diverzitással 2018 nyarán. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (**T**), intenzitása (**I**) és tér-időbeli komplexitása (**C**) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázó erejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<b>T</b>		<b>I</b>		<b>C</b>		<b>T+I</b>		<b>T+C</b>		<b>I+C</b>		<b>T+I+C</b>	
	AICc	R <sup>2</sup>	AICc	R <sup>2</sup>	AICc	R <sup>2</sup>	AICc	R <sup>2</sup>	AICc	R <sup>2</sup>	AICc	R <sup>2</sup>	AICc	R <sup>2</sup>
Fajszám	<b>613,971</b>	0,025	<b>611,573*</b>	0,059	<b>611,824</b>	0,012	615,796	0,089	615,959	0,065	<b>613,704</b>	0,067	617,980	0,102
Shannon diverzitás	<b>106,996</b>	0,169	109,144	0,024	<b>104,480*</b>	0,132	111,943	0,172	110,090	0,199	108,570	0,154	115,343	0,197
Simpson diverzitás	<b>-110,963</b>	0,161	-108,010	0,000	<b>-112,678*</b>	0,143	<b>-110,619</b>	0,185	<b>-111,296</b>	0,195	<b>-110,513</b>	0,143	<b>-109,870</b>	0,203

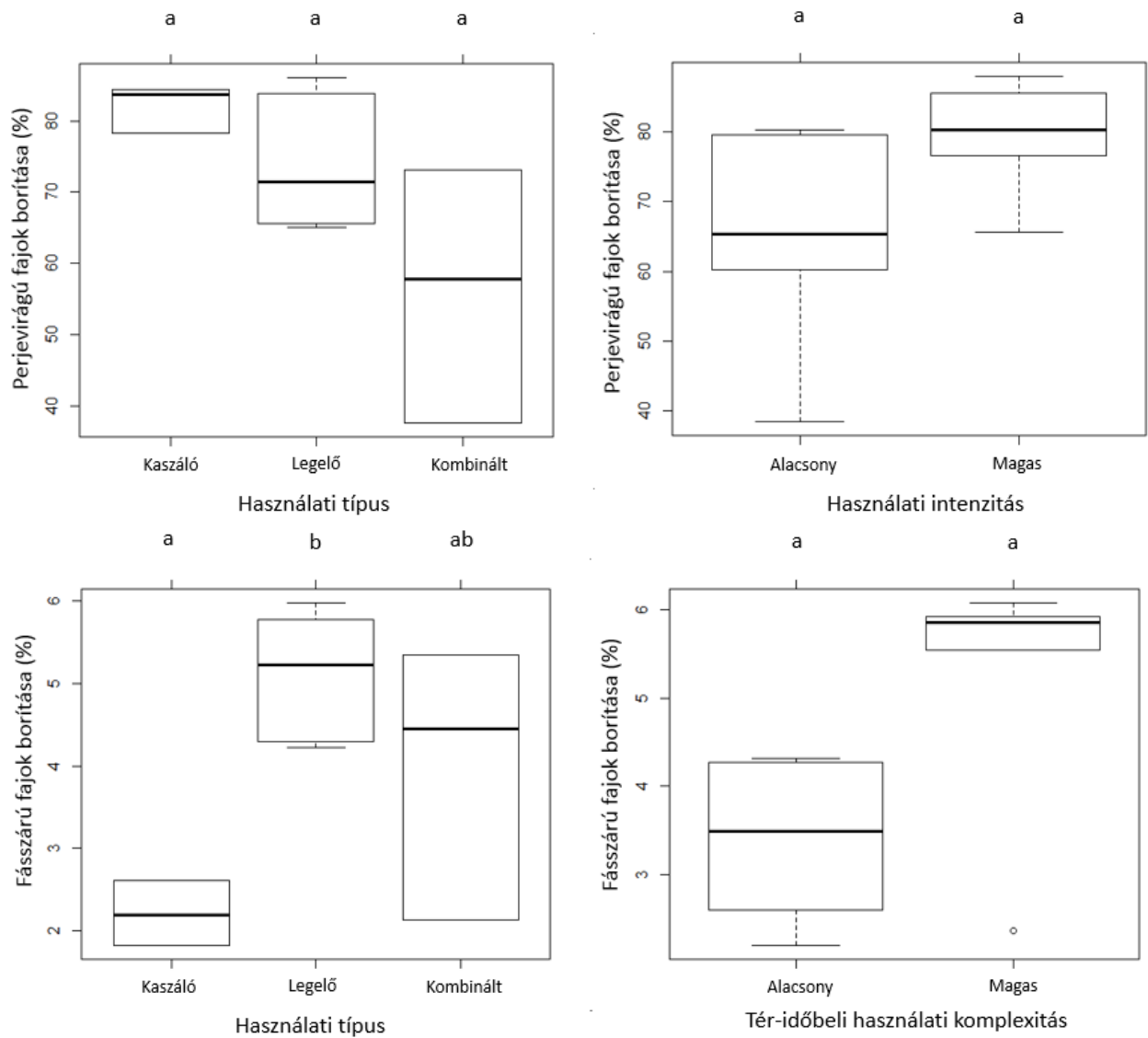




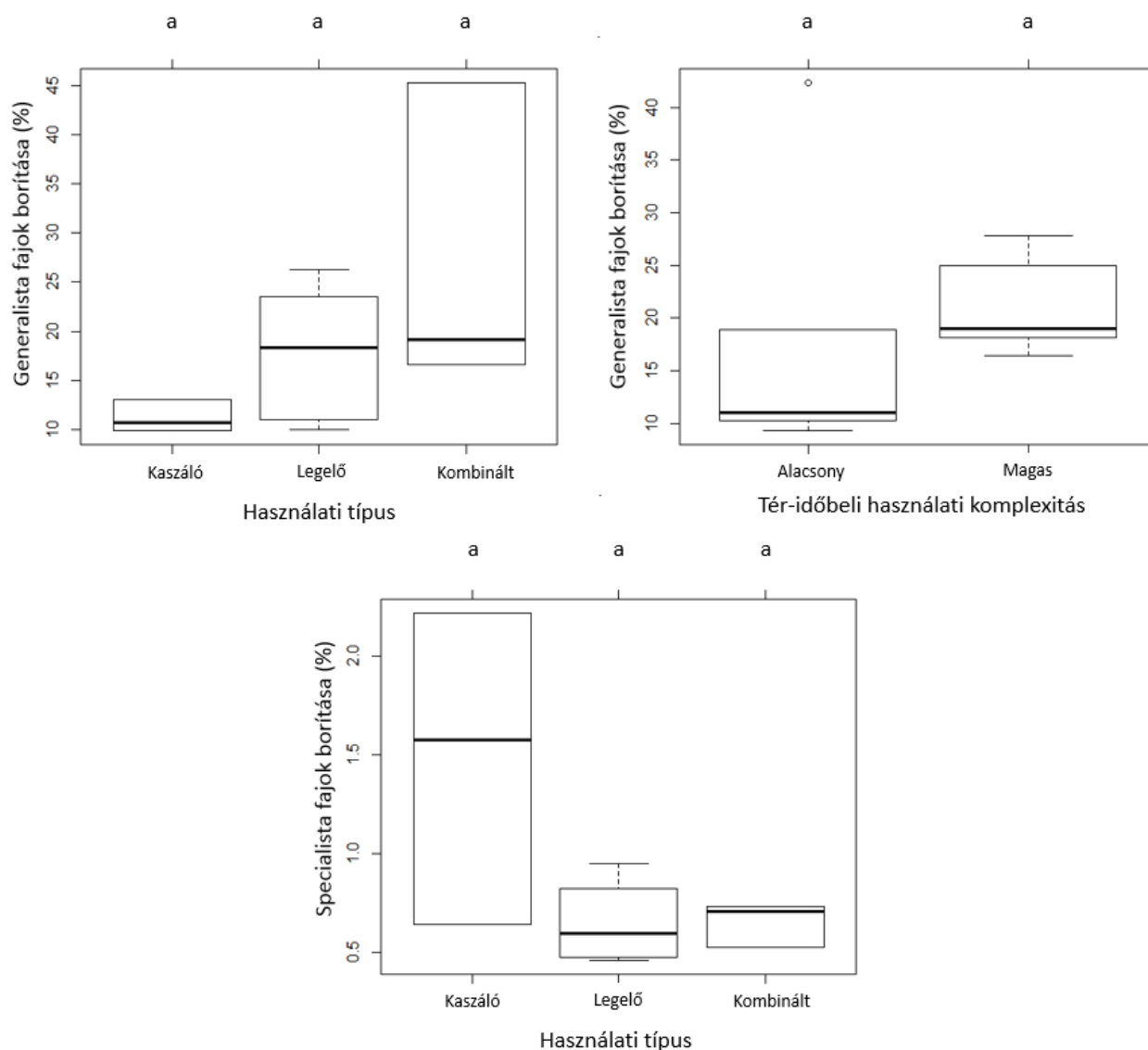
19. ábra. A használat típusának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a Shannon és a Simpson diverzitásra 2018 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relative nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

18. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi funkciók csoportok borításával 2018 nyarán. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<i>T</i>		<i>I</i>		<i>C</i>		<i>T+I</i>		<i>T+C</i>		<i>I+C</i>		<i>T+I+C</i>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
NPKEL fajok borítása (%)	<b>817,716</b>	0,091	<b>815,989</b>	0,010	<b>815,432*</b>	0,050	819,583	0,138	819,735	0,096	<b>817,612</b>	0,059	821,788	0,134
Perjevirágú fajok borítása (%)	<b>932,049</b>	0,442	<b>931,731</b>	0,247	<b>932,629</b>	0,077	<b>931,051*</b>	0,592	<b>934,258</b>	0,440	<b>933,724</b>	0,286	<b>932,474</b>	0,610
Fásszárú fajok borítása (%)	577,026	0,189	582,021	0,016	579,838	0,112	<b>568,581*</b>	0,339	576,195	0,213	579,735	0,122	<b>569,396</b>	0,338
Zavarástűrő fajok borítása (%)	<b>718,223</b>	0,032	<b>717,481</b>	0,002	<b>717,347*</b>	0,005	<b>720,283</b>	0,035	<b>720,399</b>	0,033	<b>719,425</b>	0,007	722,561	0,034
Generalista fajok borítása (%)	<b>780,014</b>	0,276	<b>780,002</b>	0,033	<b>777,361*</b>	0,240	<b>780,913</b>	0,342	<b>780,981</b>	0,326	<b>779,351</b>	0,263	782,541	0,364
Specialista fajok borítása (%)	<b>353,845*</b>	0,150	<b>355,102</b>	0,030	<b>354,402</b>	0,063	<b>355,785</b>	0,149	<b>355,801</b>	0,151	<b>355,966</b>	0,092	<b>357,584</b>	0,150
Egyéves fajok borítása (%)	<b>332,688</b>	0,058	<b>330,997*</b>	0,043	<b>331,148</b>	0,038	<b>334,867</b>	0,065	<b>334,870</b>	0,068	<b>332,612</b>	0,081	336,703	0,082



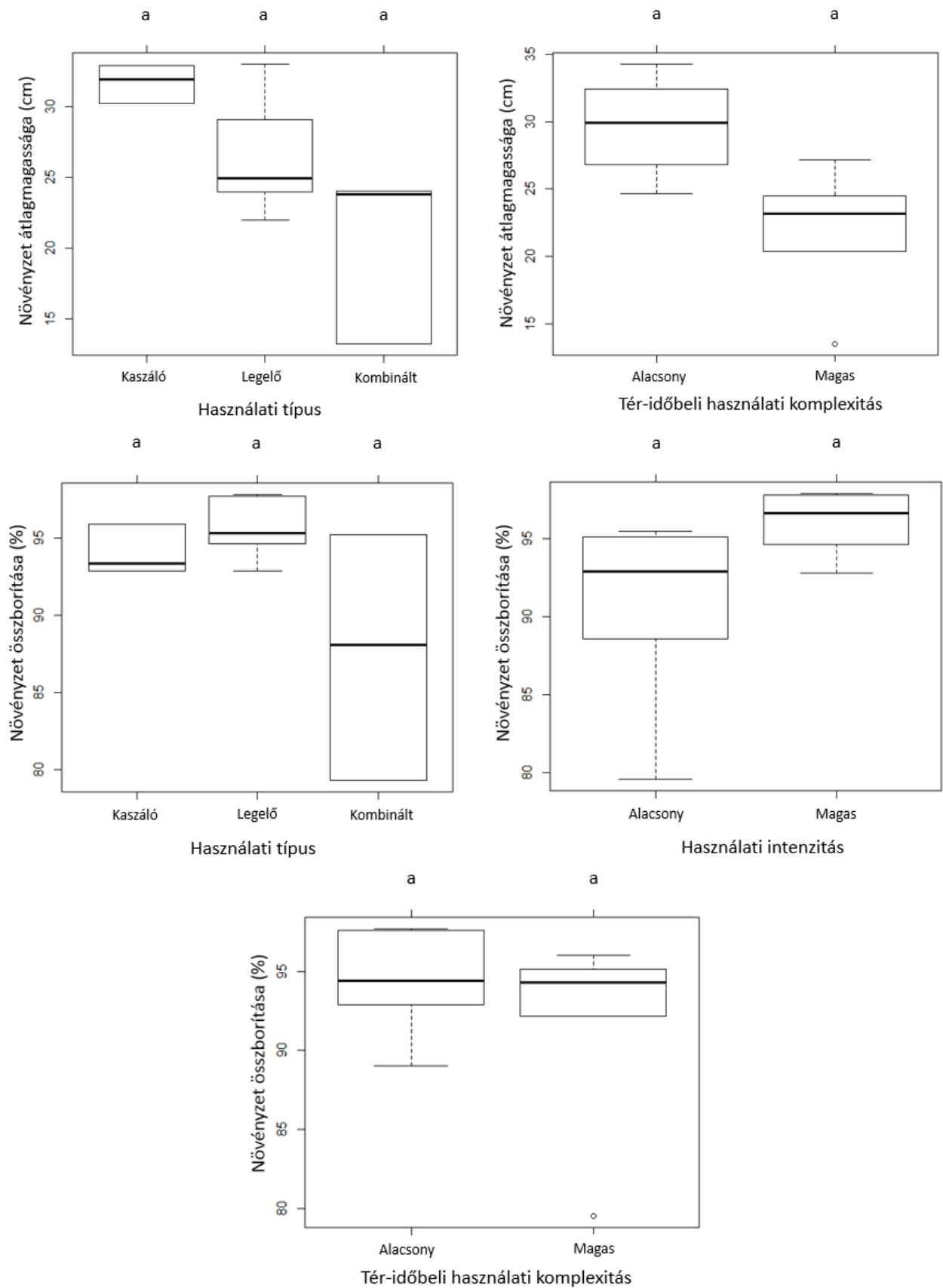
20. ábra. A használat típusának, intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a perjevirágúak és a fászszerűak borítására 2018 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



21. ábra. A használat típusának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a generalista és a specialista fajok borítására 2018 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatóak. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

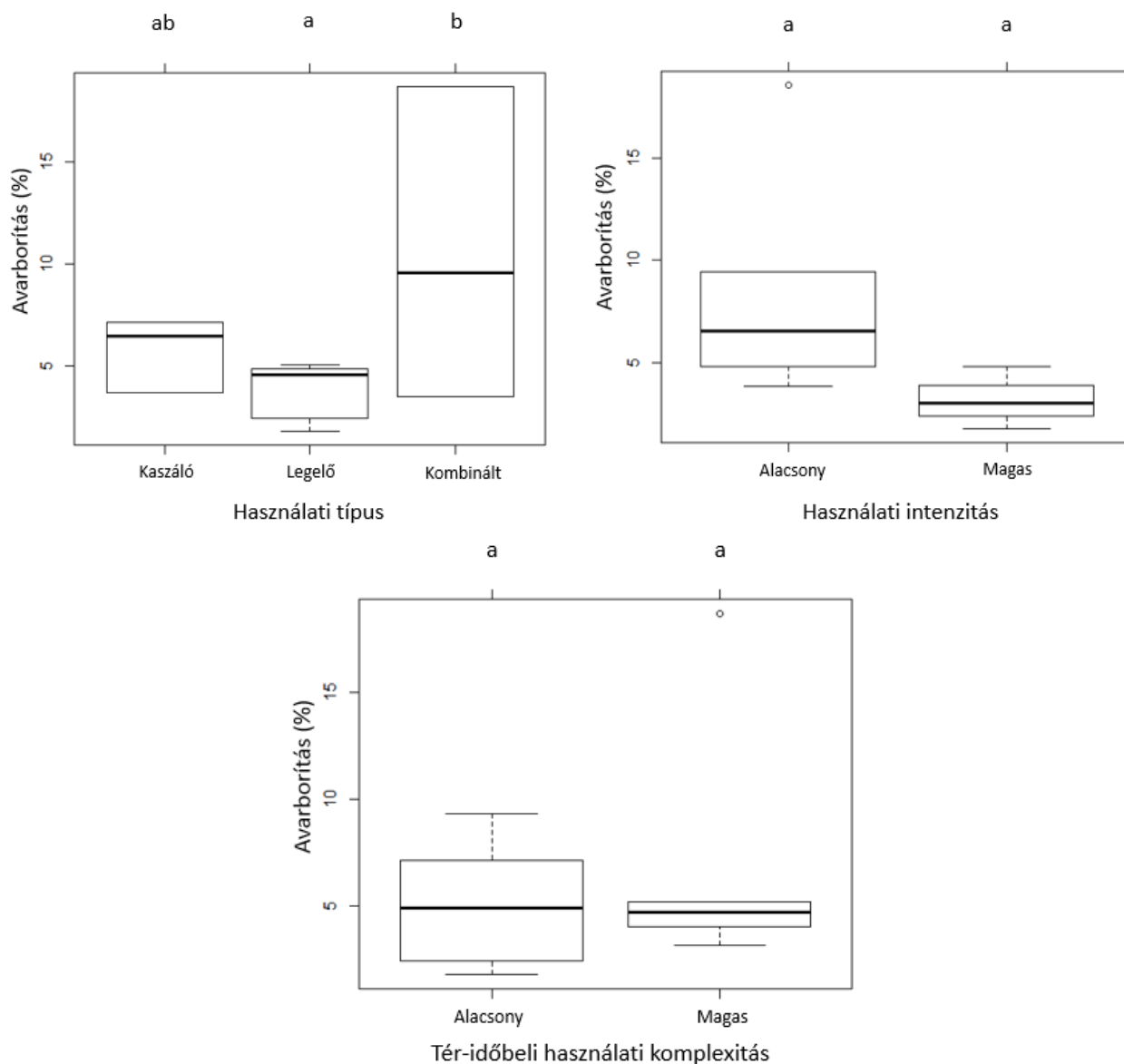
19. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi fizionómiát kifejező tényezőkkel 2018 nyarán. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<i>T</i>		<i>I</i>		<i>C</i>		<i>T+I</i>		<i>T+C</i>		<i>I+C</i>		<i>T+I+C</i>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
Átlagos magasság (cm)	<b>667,373</b>	0,308	673,006	0,017	<b>670,268</b>	0,306	<b>669,107</b>	0,333	<b>667,737</b>	0,392	<b>667,114*</b>	0,307	<b>669,957</b>	0,390
Növényzet összborítása (%)	<b>580,379</b>	0,634	<b>579,909*</b>	0,447	<b>580,632</b>	0,251	<b>581,138</b>	0,704	<b>582,334</b>	0,648	<b>581,558</b>	0,527	<b>583,389</b>	0,702
Csupasz talajfelszín (%)	<b>235,820</b>	0,095	<b>236,630</b>	0,009	<b>235,247*</b>	0,082	<b>237,016</b>	0,091	<b>236,702</b>	0,109	<b>236,676</b>	0,085	<b>237,893</b>	0,105
Avarborítás (%)	560,108	0,527	563,668	0,442	566,359	0,125	<b>555,279</b>	0,640	558,116	0,534	561,600	0,478	<b>553,777*</b>	0,635



22. ábra. A használat típusának, intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a növényzet átlagmagasságára, az összborításra és az avarborításra 2018 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a

boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



23. ábra. A használat típusának, intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai az avarborításra 2018 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

#### 6.4.2. A funkcionális növényi típusok és a növényi diverzitás összefüggései a 2018-as évben

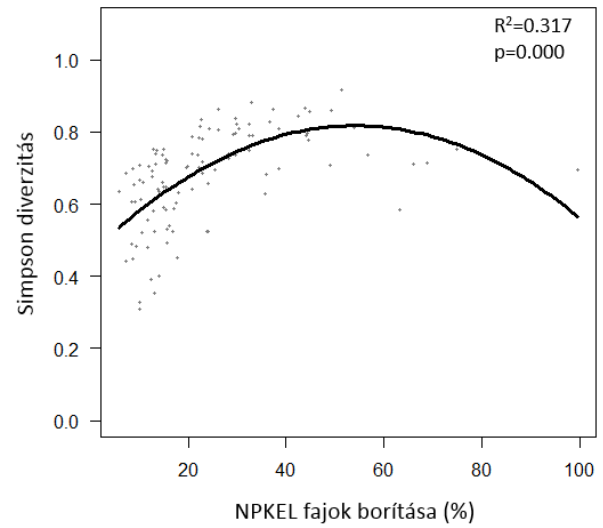
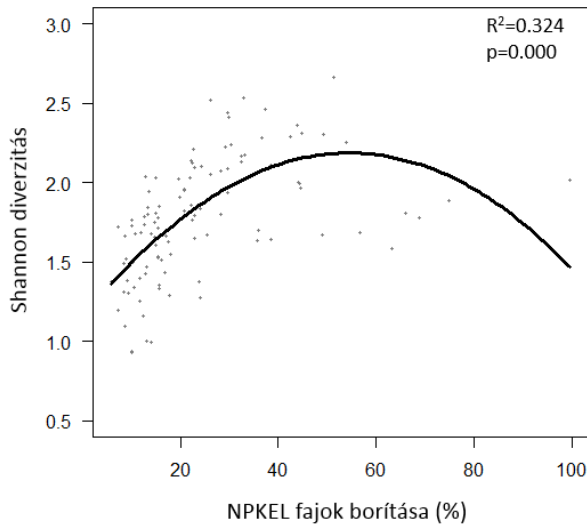
Az NPKEL fajok borítása jelentősen pozitív, a perjevirágú fajok borítása gyengébb és negatív, nemlineáris összefüggést mutatott a Shannon és Simpson diverzitással (20. táblázat, 24., 25. ábra). A fűszárú fajok borítása szintén gyengébb, de szintén szignifikáns, pozitív összefüggést mutat a fajszámmal, míg az átlagos növényi magasság az előbbieknél erősebb, negatív összefüggést mutat a Simpson diverzitással. A gyeptípusok esetében azonban nem volt tapasztalható jelentős diverzitásra tett hatás. A jelentősebb erejű összefüggések kapcsán itt is látható, hogy a legtöbb esetben nem lineárisak. Ez különösképpen érvényesül a NPKEL esetében,

de minden összefüggésnél látható a nem lineáris viszony (24-27. ábra). Viszonylag pontosan megállapíthatóak optimális borítási arányok a különböző növénycsoportok és a kompozicionális diverzitás összefüggése tekintetében. Az NPKEL fajok esetében az 50%-os borítási arány optimálisnak tekinthető, míg a perjevirágúaknál ez 45% körüli (24., 25. ábra), fásszárúak esetében pedig 8-10% körül alakul a fajszám tekintetében (26. ábra). A gyepmagasság tekintetében a kis értékek esetében látható a legmagasabb Simpson diverzitás és 20-25 cm-es átlagmagasságtól egy először lassabb, majd további növénymagasság-növekedés mellett egyre fokozódó diverzitáscsökkenési trend látható (27. ábra).

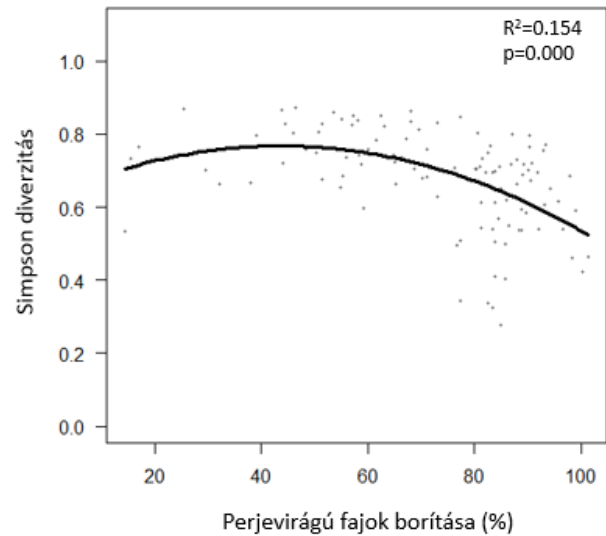
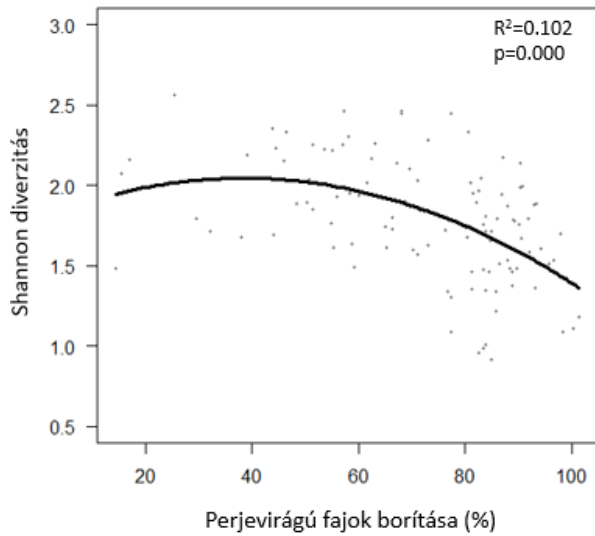
20. táblázat. A növényzet diverzitása a növényi funkciók csoportok függvényében 2018 nyarán. Az összefüggések LMER és GLMER modellek béta  $R^2$  értékeinek segítségével kerültek bemutatásra. A már erősebbnek és jelentősebbnek számító összefüggések ( $R^2 > 0,100$ ) félkövérrel lettek kiemelve. Az  $R^2$ -négyzet értékek utáni plusz és mínusz jelek a két numerikus változó összefüggésének irányát jelenítik meg.

Magyarázó változók	Fajszám	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás
	$R^2$	$R^2$	$R^2$
NPKEL fajok borítása (%)	0,029 +	<b>0,324 +</b>	<b>0,317 +</b>
Perjevirágú fajok borítása (%)	0,001 -	<b>0,102 -</b>	<b>0,154 -</b>
Fásszárú fajok borítása (%)	<b>0,115 +</b>	0,012 +	0,001 +
Avarborítás (%)	0,000 -	0,011 -	0,016 +
Növényzet összborítása (%)	0,000 +	0,007 -	0,007 -
Csupasz talajfelszín (%)	0,000 +	0,019 +	0,002 +
Növényzet átlagmagassága (cm)	0,004 -	0,024 -	<b>0,228 -</b>

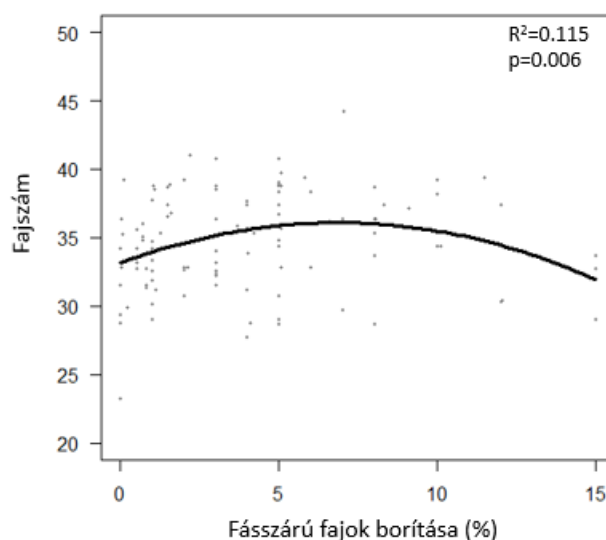




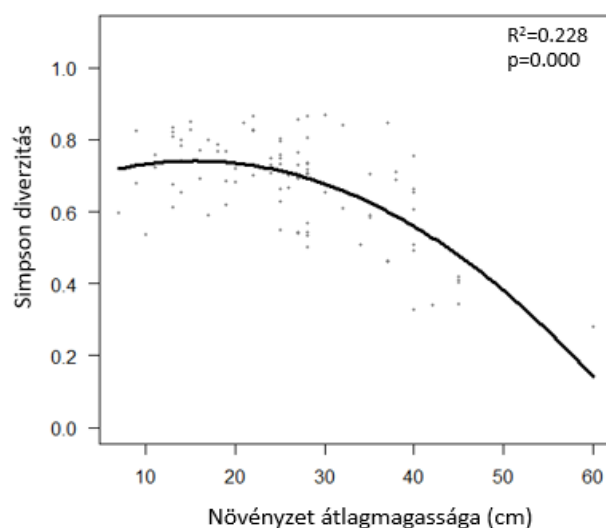
24. ábra. A NPKEL fajok borítása és a Shannon és Simpson diverzitás összefüggései 2018 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



25. ábra. A perjevirágú fajok borítása és a Shannon és Simpson diverzitás összefüggései 2018 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



26. ábra. A fásszárú fajok borítása és a fajszám összefüggése 2018 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



27. ábra. A növényzet átlagmagassága és a Simpson diverzitás összefüggése 2018 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.

## 6.5. A használati tényezők és a gyepdiverzitás, a növényi funkciós típusok és fiziognómiai tényezők összefüggései (2019.)

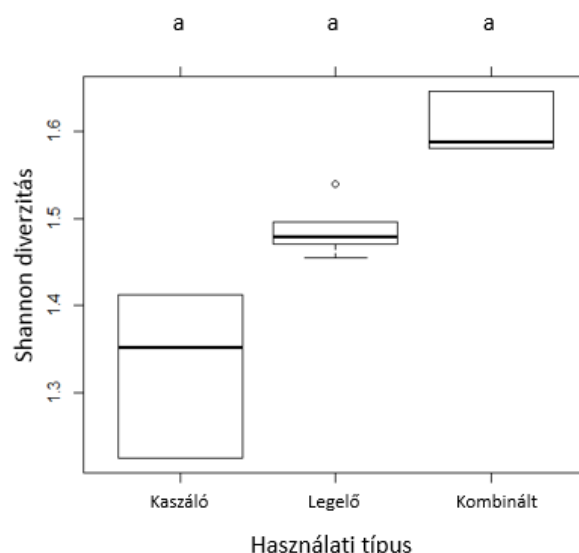
### 6.5.1. A használati tényezők magyarázóereje és szintjeik eltérései a 2019-es évben

A használat típusának összességében aránylag csekély hatása volt a Shannon diverzitásra ( $R^2 > 0,100$ ), emellett a kevert modellek post hoc tesztjei nem mutattak szignifikáns eltéréseket (21. táblázat, 28. ábra). A diverzitásra más változó nem volt számottevő hatással ( $R^2 < 0,100$ ) a 2019-es évben. A NPKEL fajoknál a használat típusa és intenzitása esetében volt számottevő összefüggés ( $R^2 > 0,100$ ). A perjevirágúaknál aránylag erősebb összefüggések voltak a **T** és az **I** használati tényezők esetében ( $R^2 > 0,342$ , 22. táblázat). A használat típusa számottevő ( $R^2 > 0,100$ ) hatással

volt még a fásszárúak, generalisták, specialisták és az egyéves fajok borításaira, míg a másik két tényezőnek nem volt jelentős hatása (22. táblázat). Szignifikáns eltérés a különböző használati típusok, intenzitási és tér–időbeli komplexitási szintjei között azonban egyik említett változó esetében sem volt a kevert modellek (LMER és GLMER) post hoc teszthei alapján (22. táblázat, 29., 30., 31., 32. ábra). A gyepfizionómiát meghatározó tényezők közül a használat típusa és intenzitása mutatott jelentősebb összefüggést a növényzet átlagos magasságával, valamint a csupasz talajfelszín arányával (23. táblázat). A növényzet összborítása pedig a használat típusával mutatott jelentősebb összefüggést. A fizionómiai tényezők közül mindössze a növényzet összborítása esetében volt tapasztalható szignifikáns eltérés a különböző használati típusok között: a kombináltakhoz képest a legelők jelentős mértékben nagyobb növényzeti összborítást mutattak (33. ábra). 2019-ben a növényzet átlagos magassága esetében lényeges volt a három használati tényező kombinációja, elsősorban a  $T+I+C$  modell. 2019-ben a  $T+I+C$  modell a növényzeti összborítás kapcsán is a legjelentősebb magyarázóerejű (23. táblázat). A csupasz talajfelszín esetében 2019-ben számított a különböző tényezők kombinált figyelembevétele is, a magyarázó erő javult, elsősorban a  $T+I+C$  modell esetében az egytényezős modellekéhez képest és általában ezen évben voltak legjelentősebbek a modellek illeszkedései is (23. táblázat). Az avarborítás esetében a 2019-es évben is számított a használati tényezők kombinált figyelembevétele, elsősorban a  $T+I+C$  modellnél, az egytényezős modellek közül főleg a  $T$  modell érdemel említést (23. táblázat).

21. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi diverzitással 2019 nyarán. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa ( $T$ ), intenzitása ( $I$ ) és tér–időbeli komplexitása ( $C$ ) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

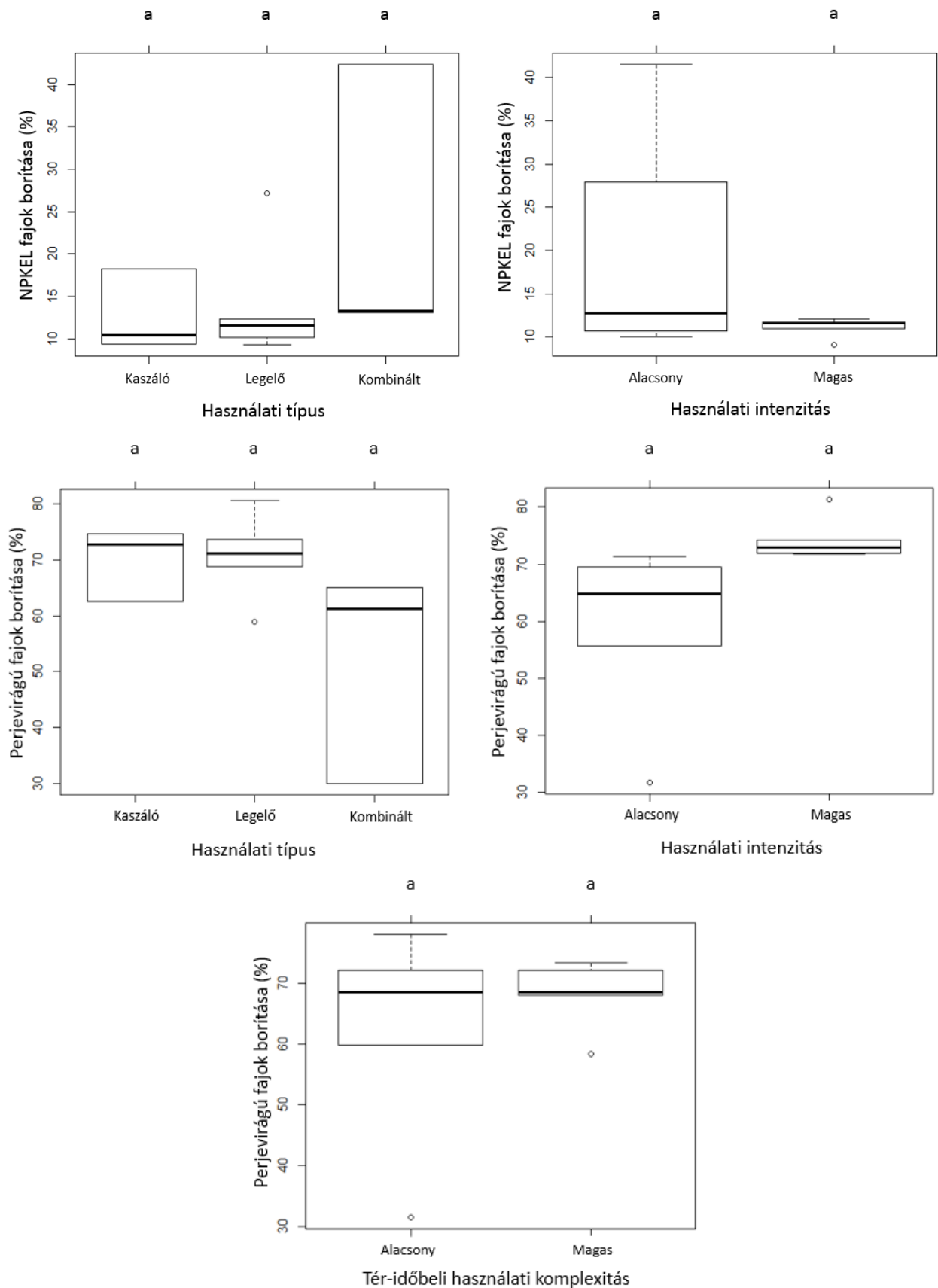
	$T$		$I$		$C$		$T+I$		$T+C$		$I+C$		$T+I+C$	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
Fajszám	<b>644,961</b>	0,072	647,600	0,001	647,600	0,001	<b>643,245</b>	0,077	<b>643,227</b>	0,086	646,304	0,001	<b>641,264*</b>	0,100
Shannon														
diverzitás	<b>123,338</b>	0,107	<b>122,918</b>	0,000	<b>121,397*</b>	0,047	127,587	0,117	128,018	0,109	126,310	0,046	132,248	0,116
Simpson														
diverzitás	<b>-70,191</b>	0,078	<b>-70,587</b>	0,001	<b>-71,379*</b>	0,038	<b>-68,288</b>	0,090	<b>-68,048</b>	0,083	<b>-69,218</b>	0,040	<b>-66,019</b>	0,092



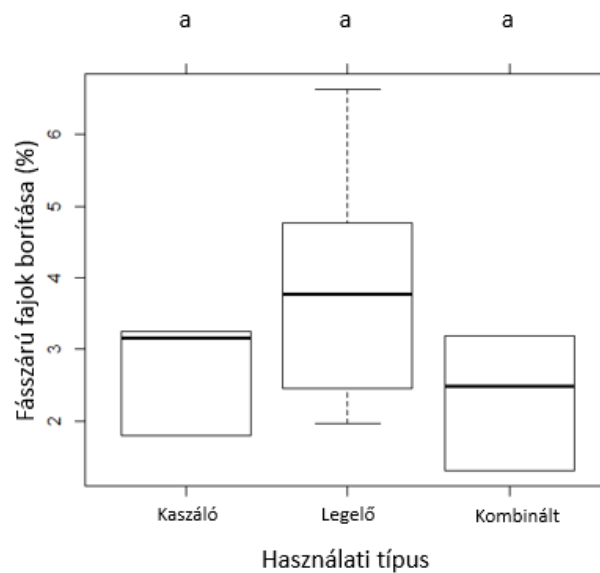
28. ábra. A használati típusok hatásai a Shannon diverzitásra 2019 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatóak. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

22. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi funkciók csoportok borításával 2019 nyarán. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrrel jelezve.

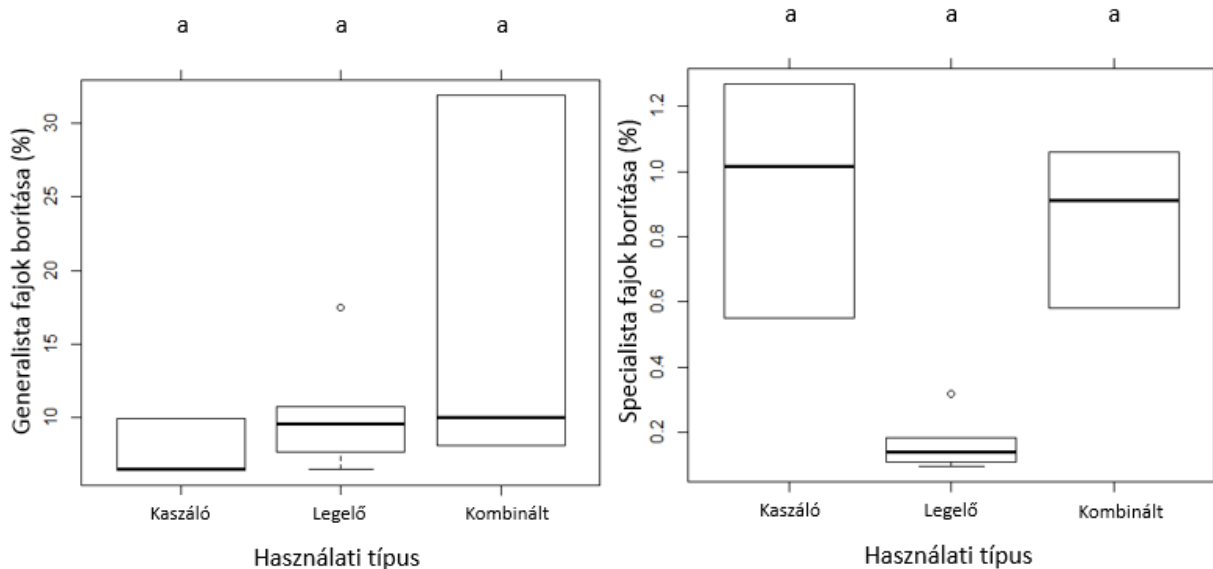
	<i>T</i>		<i>I</i>		<i>C</i>		<i>T+I</i>		<i>T+C</i>		<i>I+C</i>		<i>T+I+C</i>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
NPKEK fajok borítása (%)	<b>743,484</b>	0,108	<b>741,640*</b>	0,113	<b>742,163</b>	0,010	<b>744,628</b>	0,212	745,727	0,107	<b>743,683</b>	0,116	746,808	0,211
Perjevirágú fajok borítása (%)	<b>992,237</b>	0,535	<b>992,103</b>	0,342	<b>992,852</b>	0,133	<b>992,838</b>	0,634	<b>991,847</b>	0,658	993,635	0,410	<b>989,271*</b>	0,766
Fásszárú fajok borítása (%)	<b>506,746</b>	0,132	<b>508,947</b>	0,000	<b>508,821</b>	0,011	<b>506,151</b>	0,165	<b>506,516</b>	0,148	<b>509,034</b>	0,011	<b>505,466*</b>	0,200
Zavarástűrő fajok borítása (%)	<b>628,126</b>	0,001	<b>625,825*</b>	0,016	<b>625,929</b>	0,000	630,241	0,025	630,370	0,001	<b>628,024</b>	0,015	632,514	0,026
Generalista fajok borítása (%)	<b>721,245</b>	0,102	<b>719,987*</b>	0,044	<b>720,508</b>	0,003	<b>721,743</b>	0,185	<b>723,309</b>	0,109	<b>722,148</b>	0,046	<b>723,084</b>	0,213
Specialista fajok borítása (%)	<b>347,929*</b>	0,167	<b>348,514</b>	0,098	<b>350,166</b>	0,042	<b>349,954</b>	0,175	<b>349,865</b>	0,179	<b>349,775</b>	0,137	<b>351,332</b>	0,198
Egyéves fajok borítása (%)	<b>147,883</b>	0,125	<b>146,019</b>	0,042	<b>145,921*</b>	0,052	150,785	0,129	150,407	0,171	<b>148,910</b>	0,087	153,240	0,169



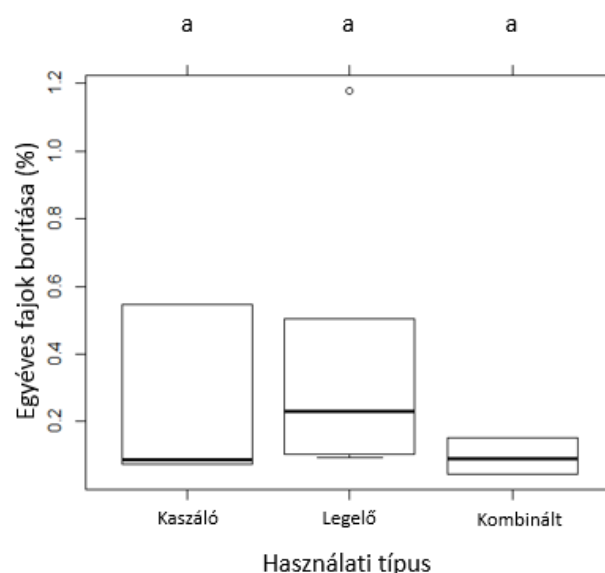
29. ábra. A használat típusának, intenzitásának és tér-időbeli komplexitásának hatásai a NPKEL, a perjevirágú fajok borítására 2019 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatóak. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



30. ábra. A használat típusának hatásai a fászarú fajok borítására 2019 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



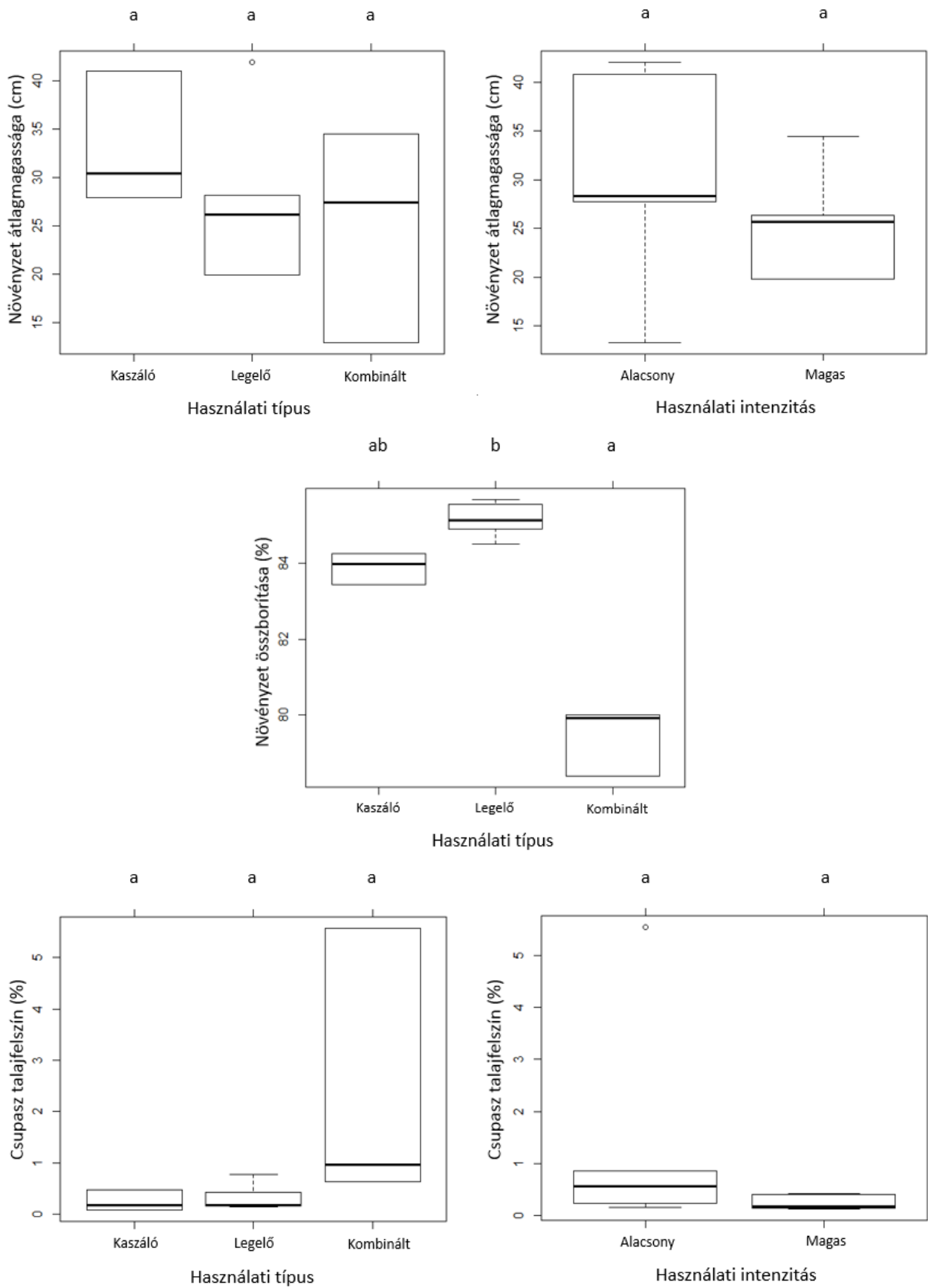
31. ábra. A használat típusának hatása a generalista és a specialista fajok borítására 2019 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



32. ábra. A használat típusának hatásai az egyéves fajok borítására 2019 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Ebben az esetben szignifikáns eltérések nem voltak tapasztalhatók. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).

23. táblázat. Egy és több használati tényezőt magukban foglaló modellek összefüggései a növényi fiziognómiát kifejező tényezőkkel 2019 nyarán. A magyarázóváltozók hatásai – a használat típusa (*T*), intenzitása (*I*) és tér-időbeli komplexitása (*C*) – béta  $R^2$  értékekkel, a magyarázó erőt az AICc értékek fejezik ki az LMER és GLMER modellek tekintetében. A csillag szimbólum (\*) a legjobb magyarázó erejű modellt jelenti (legalacsonyabb AICc). A szignifikánsan legjobb magyarázóerejű modellt is az AICc értékek fejezik ki ( $\Delta AICc \leq 4$  értékkel), félkövérrel jelezve.

	<i>T</i>		<i>I</i>		<i>C</i>		<i>T+I</i>		<i>T+C</i>		<i>I+C</i>		<i>T+I+C</i>	
	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$	AICc	$R^2$
Átlagos magasság (cm)	749,203	0,222	753,366	0,147	754,085	0,019	745,556	0,255	<b>744,890</b>	0,339	750,291	0,157	<b>741,396*</b>	0,340
Növényzet														
összborítása (%)	<b>715,687</b>	0,197	722,702	0,066	724,461	0,002	<b>713,192</b>	0,224	<b>714,828</b>	0,198	721,739	0,066	<b>711,702*</b>	0,235
Csupasz talajfelszín (%)	415,017	0,381	418,112	0,137	418,806	0,040	<b>414,092</b>	0,440	<b>413,367</b>	0,473	418,241	0,169	<b>410,234*</b>	0,569
Avarborítás (%)	<b>698,917</b>	0,097	701,308	0,067	703,145	0,025	<b>696,572</b>	0,129	<b>697,414</b>	0,116	700,052	0,087	<b>695,713*</b>	0,135



33. ábra. A használat típusának és intenzitásának hatásai a növényzet átlagmagasságára, összborítására és a csupasz talajfelszín arányára 2019 nyarán. A LMER és GLMER Tukey post hoc tesztek probabilitási szintje  $p < 0,05$  érték szerint lett meghatározva. Az eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik a boxplotok felett. Az ábrán csak az elemzések legjobb magyarázó erejű modelljei szerepelnek, ahol a modell illeszkedése relatíve nagy volt ( $R^2 \geq 0,100$ ).



### 6.5.2. A funkcionális növényi típusok és a növényi diverzitás összefüggései a 2019-es évben

Az NPKEL és a fásszárú fajok borítása mindhárom diverzitási mutatóval pozitív összefüggést mutatott 2019-ben. Ezzel szemben a perjevirágú fajok borítása a Shannon és Simpson diverzitással is jelentősen erős, negatív összefüggést mutatott.

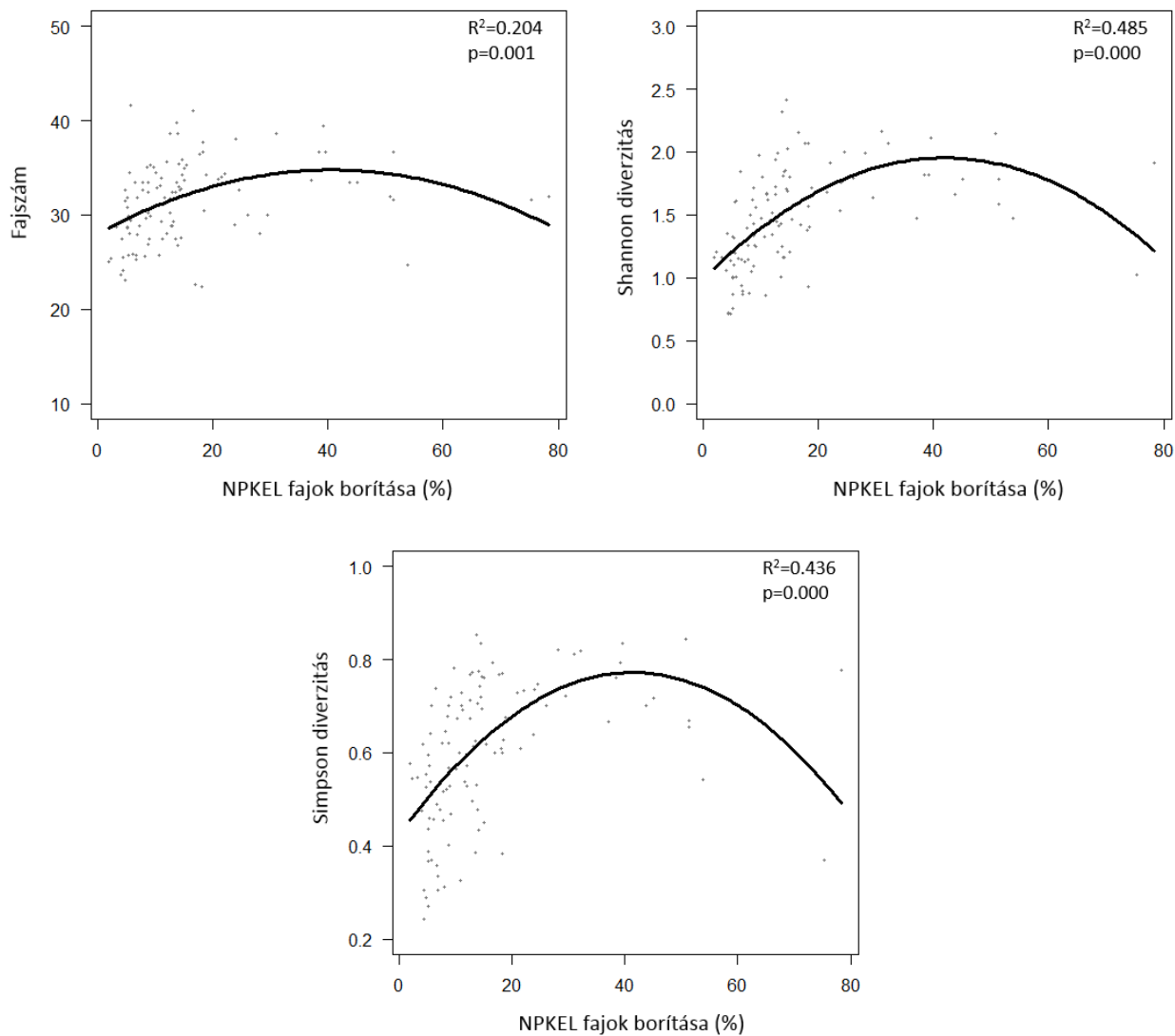
Az avarborítási arány enyhén pozitív összefüggést, míg a növényi összborítás némileg erősebb, negatív összefüggést mutatott a Shannon és a Simpson diverzitással (24. táblázat, 37., 38. ábra). A csupasz talajfelszín aránya enyhébb pozitív összefüggést mutatott a fajszámmal, míg a növényzet átlagos magassága mindhárom diverzitási tényezővel aránylag erősebb összefüggést mutatott (39., 40. ábra). Az is látható, hogy az összefüggések a legtöbb esetben ebben az évben sem lineárisak. Ez különösképpen érvényesül a NPKEL, a perjevirágúak, a csupasz talajfelszín aránya, valamint a növényzet átlagmagassága és a diverzitási mutatók relációiban, ahol megállapíthatók e változók azon intervallumai, ahol a gyepnövényzet diverzitása a maximális, vagy az aközeli értékeket mutatta (34., 35., 39. ábra). A NPKEL fajok a diverzitás maximalizálása szempontjából "optimális" borítási aránya mindhárom diverzitási tényező esetében 40% körüli volt 2019-ben, a perjevirágúaknál a Shannon és Simpson diverzitás esetében szintén 40% körüli volt. A fásszárúaknál a diverzitás maximalizálása szempontjából legelőnyösebb arány nehezebben volt megállapítható, mert az összefüggés közelebb állt a lineárishoz, de hozzávetőlegesen 8% körüli volt (36. ábra).

Az avaros felszín arányának növekedése esetében a diverzitási maximum a maximálisan mért 30% körüli volt, ahol stagnálás volt megfigyelhető (37. ábra). A növényzet összborítása esetében nem volt tapasztalható szignifikáns összefüggés (38. ábra). A csupasz talajfelszín arányának optimális szintje a fajszámmal tapasztalt, viszonylag gyengébb összefüggése alapján nagyjából 7% körüli volt, ennél nagyobb arány már negatív hatású lehet a fajszámra (39. ábra). A növényzet átlagmagassága a fajszámmal és a Simpson diverzitással is nemlineáris, negatív, a Shannon diverzitással lineáris negatív összefüggést mutatott (40. ábra). Mindegyik diverzitási mutató esetben elmondható azonban, hogy a legnagyobb gyepdiverzitás a 10-20 cm-es gyepmagasság esetében volt jellemző (40. ábra).

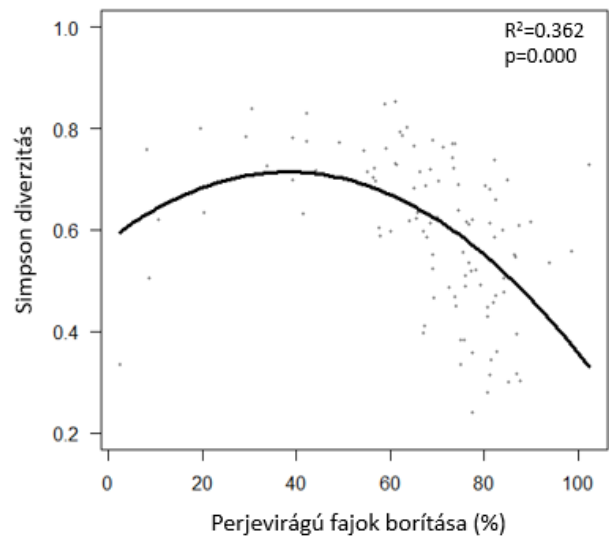
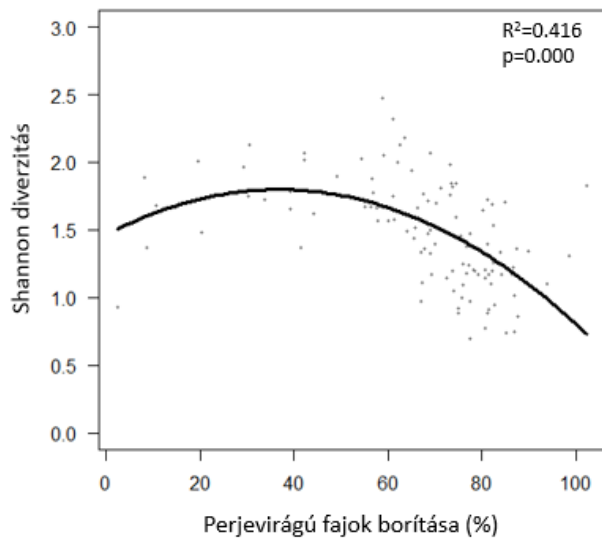
24. táblázat. A növényzet diverzitása a növényi funkciók csoportok függvényében 2019 nyarán. Az összefüggések LMER és GLMER modellek béta  $R^2$  értékeinek segítségével kerültek bemutatásra. A már erősebbnek és jelentősebbnek számító összefüggések ( $R^2 > 0,100$ ) félkövérrel lettek kiemelve. Az  $R^2$  értékek utáni plusz és mínusz jelek a két numerikus változó összefüggésének irányát jelzik.

Magyarázó változók	Fajszám	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás
	$R^2$	$R^2$	$R^2$
NPKEL fajok borítása (%)	<b>0,204+</b>	<b>0,485+</b>	<b>0,436+</b>

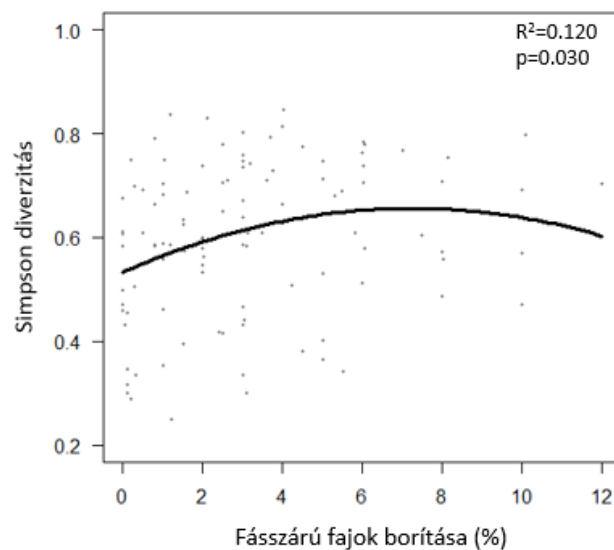
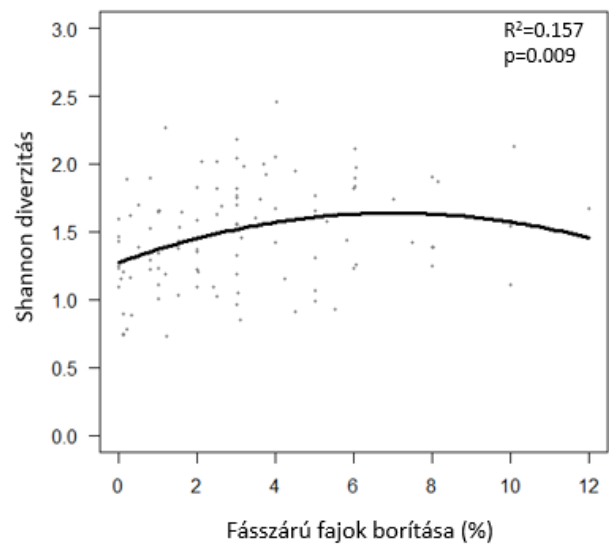
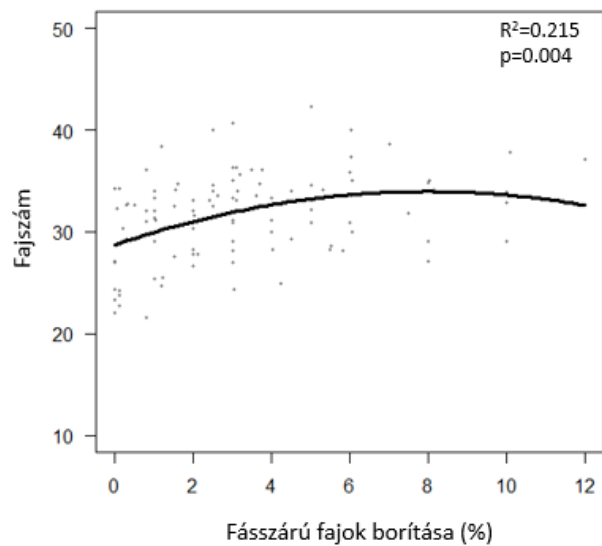
Perjevirágú fajok borítása (%)	0,090-	<b>0,416 -</b>	<b>0,362 -</b>
Fásszárú fajok borítása (%)	<b>0,215+</b>	<b>0,157+</b>	<b>0,120+</b>
Avarborítás (%)	0,006+	<b>0,161+</b>	<b>0,172+</b>
Növényzet összborítása (%)	0,002 -	<b>0,220 -</b>	<b>0,221 -</b>
Csupasz talajfelszín (%)	<b>0,142+</b>	0,097+	0,068+
Növényzet átlagmagasága (cm)	<b>0,276 -</b>	<b>0,375 -</b>	<b>0,355 -</b>



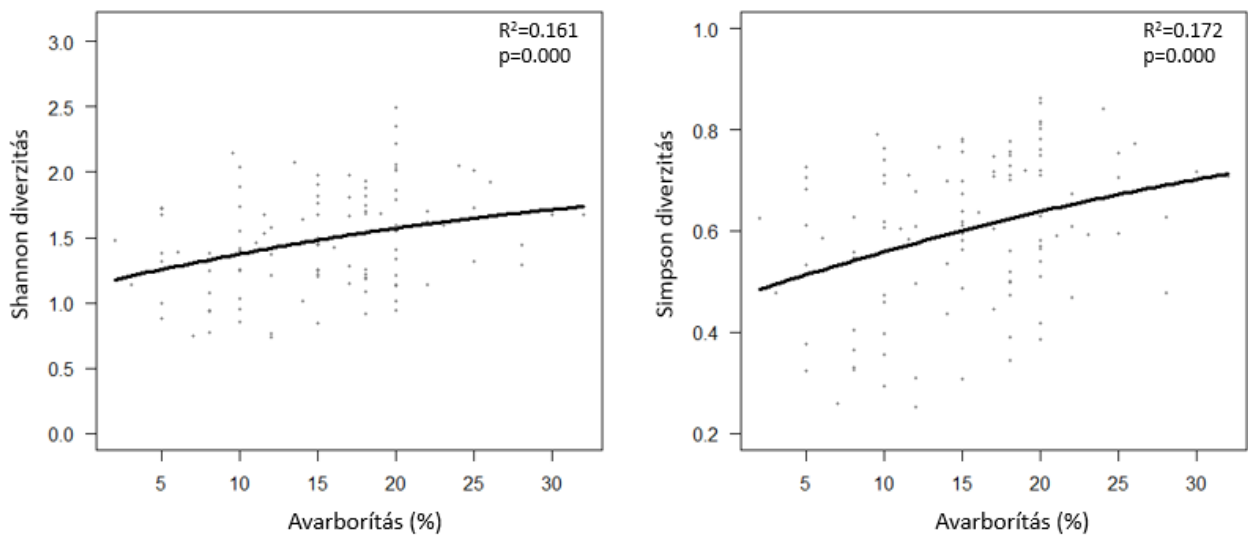
34. ábra. A NPKEL fajok borítása és a három diverzitási tényező összefüggései 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



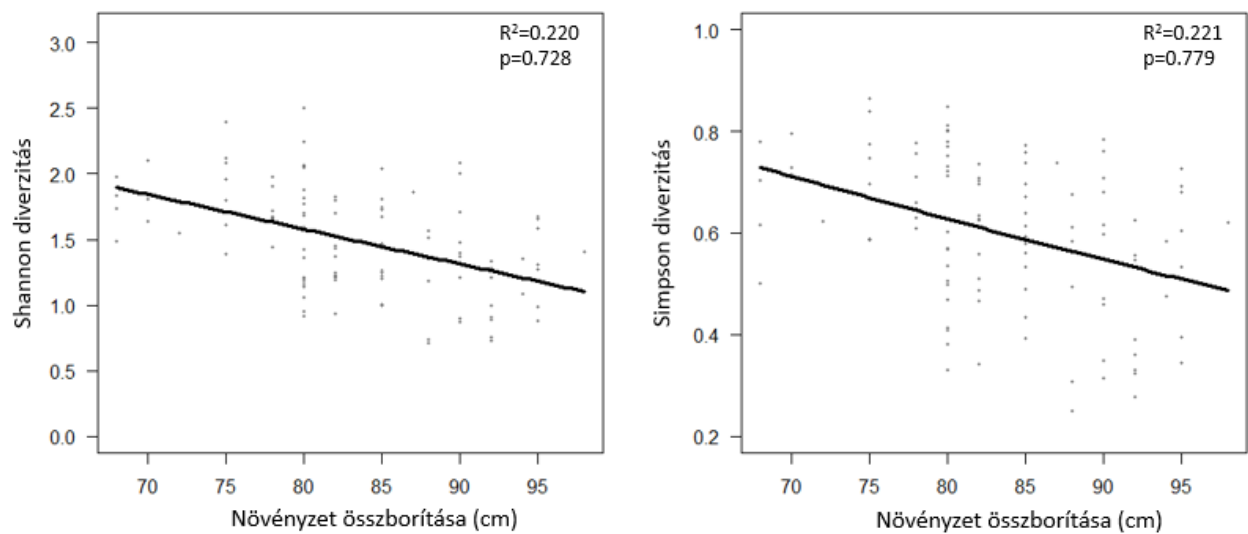
35. ábra. A perjevirágú fajok borítása és a Shannon és Simpson diverzitás összefüggései 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



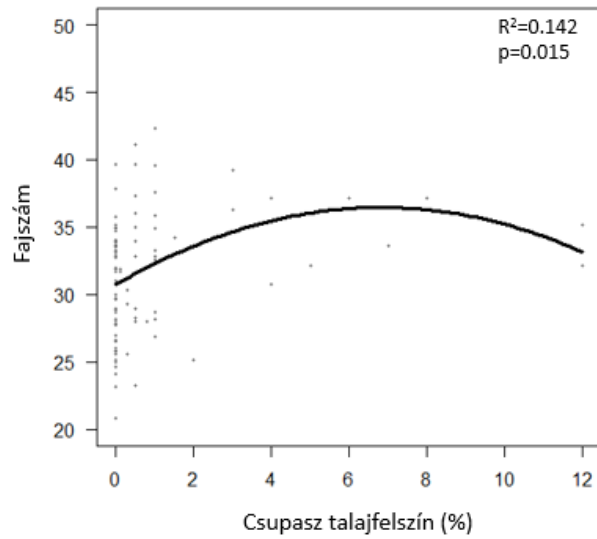
36. ábra. A fászárú fajok borítása és a három diverzitási tényező összefüggései 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



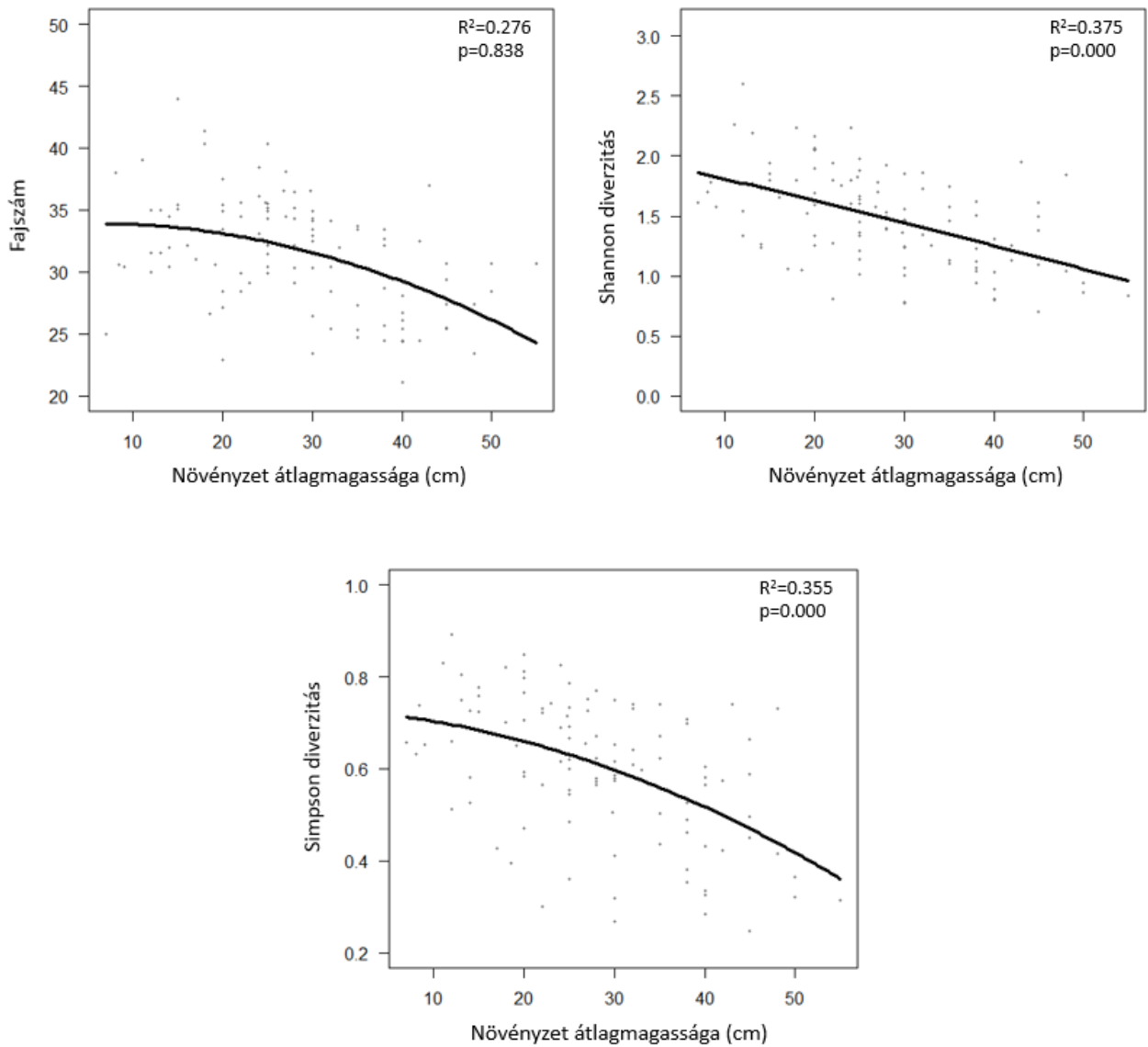
37. ábra. Az avarborítás és a Shannon és Simpson diverzitás összefüggései 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



38. ábra. A növényzet öszborítása és a Shannon és Simpson diverzitás összefüggései 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.



39. ábra. A csupasz talajfelszín és a fajszám összefüggése 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű.



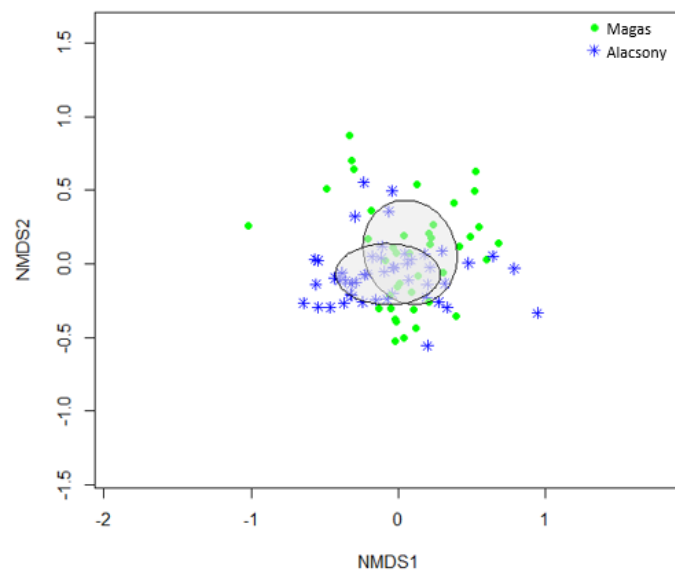
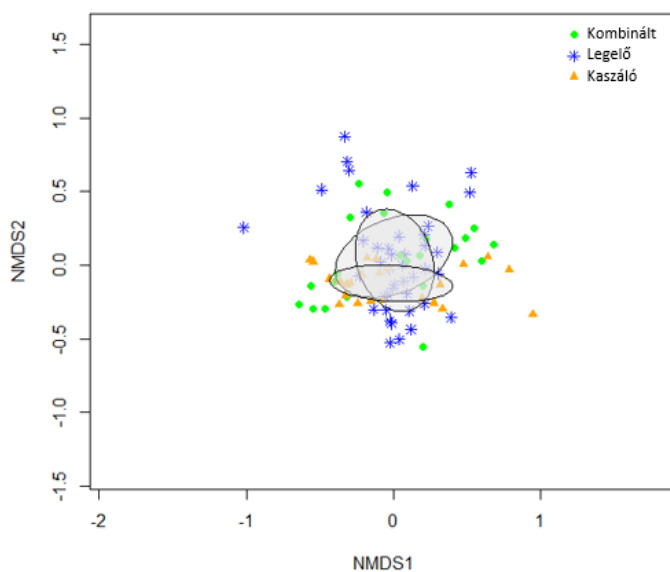
40. ábra. A növényzet átlagmagassága és a három diverzitási tényező összefüggései 2019 nyarán. Csak a relatíve jelentősebb összefüggést mutató modellek ( $R^2 \geq 0,100$ ) kerültek kiválasztásra az ábrázolásban. A probabilitási szint  $p < 0,05$  értékű volt.

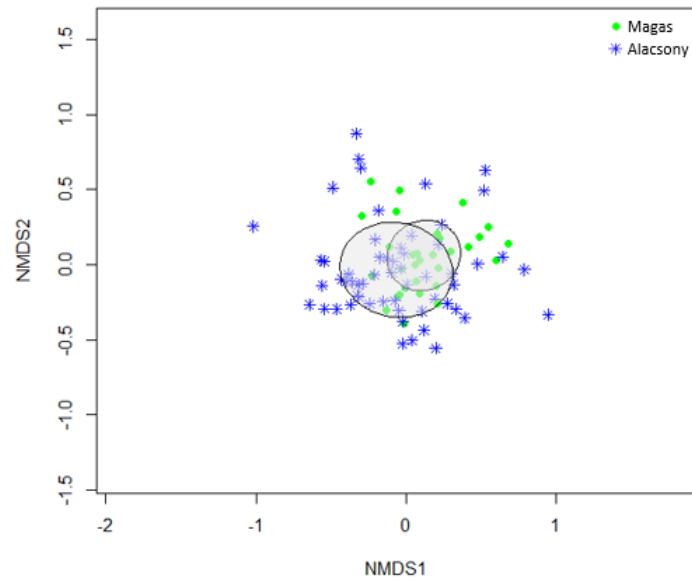
## 6.6. A használati típus, intenzitás, és tér-időbeli komplexitás hatásai a gyepnövényzet fajösszetételére sokváltozós elemzések alapján a 2017, 2018 és 2019-es években

A gyepnövényzet fajösszetétele a Jaccard-féle disszimilitás alapján mindhárom évben szignifikánsan eltért a használat három típusa, valamint intenzitása és tér-időbeli komplexitásának alacsony és magas szintjei tekintetében (41., 42. és 43. ábra, 25. 26. és 27. táblázat). A gyepek fajkészlete az eltérések mellett mindhárom évben némileg átfedést is mutat az NMDS sokváltozós elemzések alapján (41., 42., 43. ábra). Némileg nagyobb disszimilitás mutatkozott a használat egyes típusai tekintetében a másik két használati tényező kategóriáihoz képest, 42., 43. ábra). A különböző használatú területek közül is elsősorban a kaszálók és a legelők különülnek el, szintén inkább kisebb mértékben (42., 43. ábra).

25. táblázat. A gyepnövényzet fajösszetételének eltérései a Jaccard-féle disszimilitás alapján a különböző használati típusok, különböző használati intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintek hatására a permutációs varianciaanalízisek alapján 2017-ben.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>T</b>	2	1,537	0,768	2,677	0,058	0,001 ***
Residuals	87	24,977	0,287		0,942	
Total	89	26,514			1,000	
	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>I</b>	1	0,957	0,957	3,295	0,036	0,003 **
Residuals	88	25,557	0,290		0,964	
Total	89	26,514			1,000	
	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F.Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>C</b>	1	0,613	0,612	2,081	0,023	0,022 *
Residuals	88	25,902	0,294		0,977	
Total	89	26,514			1,000	

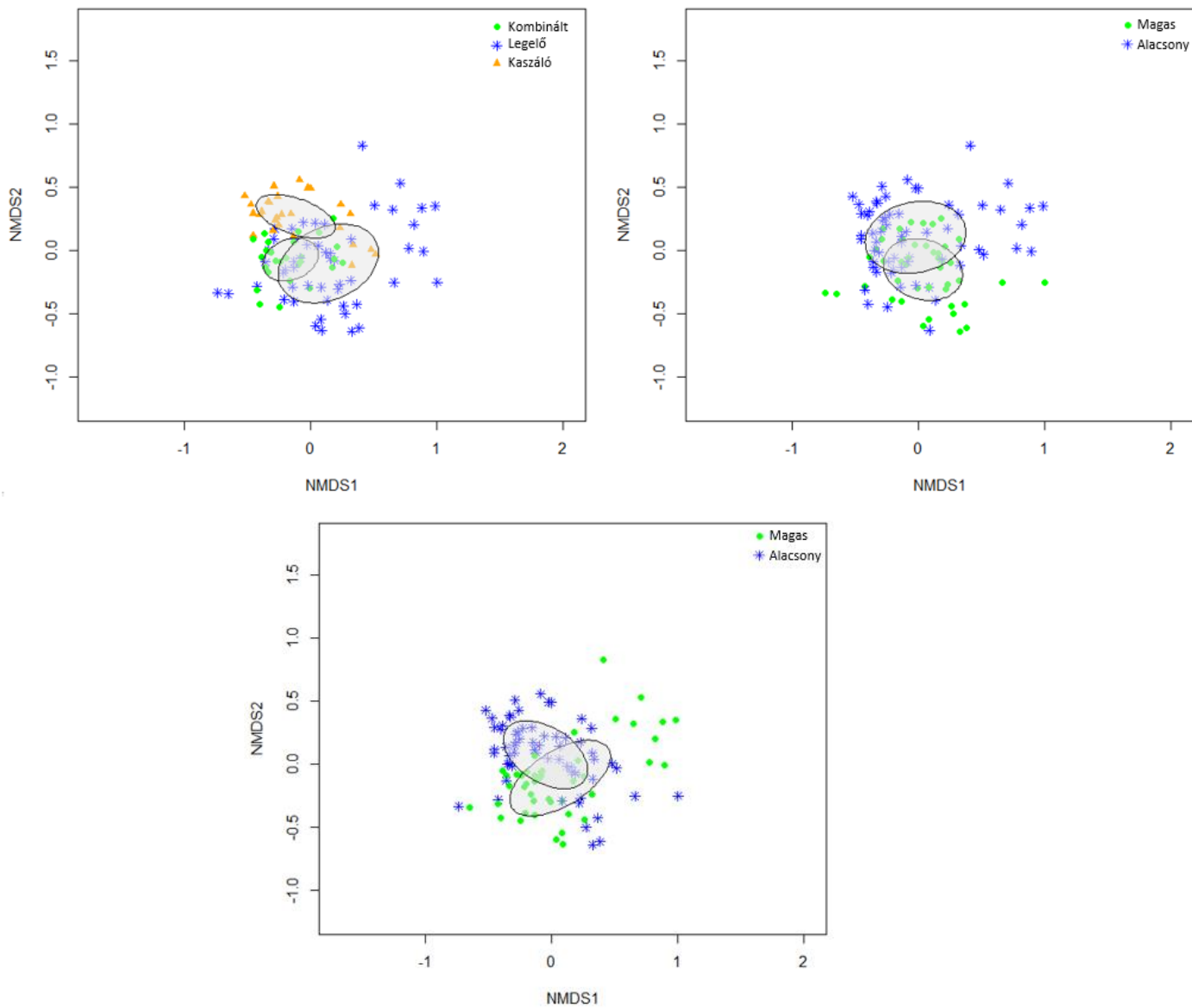




41. ábra. A használat különböző típusainak, használati intenzitási és komplexitási szintjeinek hatásai a gyepék fajkészletének disszimilitására az NMDS analízisek alapján 2017 nyarán. Az különböző színű és alakú pontok a különböző használati típusú, intenzitású és tér-időbeli használati komplexitású gyepékben készült kvadrátfelvételek. A disszimilitást a Jaccard-féle index fejezi ki, a ponttávolságok a disszimilitás-alapú távolságokat fejezik ki a sokváltozós térben.

26. táblázat. A gyepnövényzet fajösszetételének eltérései a Jaccard-féle disszimilitás alapján a különböző használati típusok, különböző használati intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintek hatására a permutációs varianciaanalízisek alapján 2018-ban.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F,Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>T</b>	2	3,126	1,563	5,792	0,099	0,001 ***
Residuals	105	28,332	0,270		0,901	
Total	107	31,458			1,000	
	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F,Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>I</b>	1	0,980	0,980	3,409	0,031	0,001 ***
Residuals	106	30,478	0,288		0,969	
Total	107	31,458			1,000	
	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F,Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>C</b>	1	1,783	1,783	6,368	0,057	0,001 ***
Residuals	106	29,675	0,280		0,943	
Total	107	31,458			1,000	

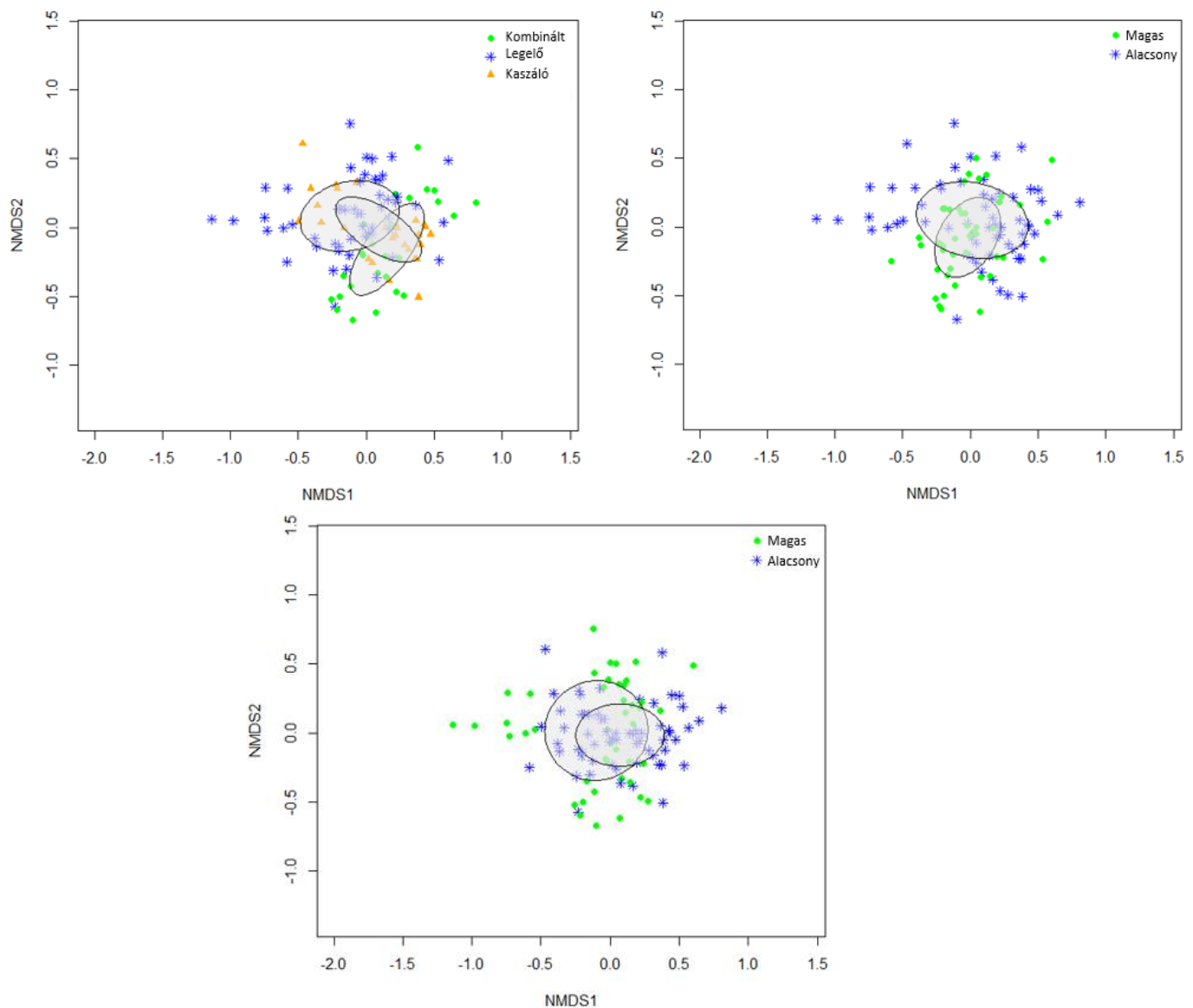


42. ábra. A használat különböző típusainak, használati intenzitási és komplexitási szintjeinek i tényezők részleteinek hatásai a gyepék fajkészletének hasonlóságairadissimilaritására az NMDS analízisek alapján 2018 nyarán. A különböző színű és alakú pontok a különböző használati típusú, intenzitású és tér-időbeli használati komplexitású gyepekben készült kvadrátfelvételek. A dissimilaritást a Jaccard-féle index fejezi ki, a ponttávolságok a dissimilaritás-alapú távolságokat fejezik ki a sokváltozós térben.

27. táblázat. A gyeplővényzet fajösszetételének eltérései a Jaccard-féle dissimilaritás alapján a különböző használati típusok, különböző használati intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintek hatására a permutációs varianciaanalízisek alapján 2019-ben.

	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F,Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>T</b>	2	2,668	1,334	5,052	0,088	0,001 ***
Residuals	105	27,725	0,264		0,912	
Total	107	30,393			1,000	
	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F,Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>I</b>	1	0,690	0,690	2,463	0,023	0,010 **
Residuals	106	29,703	0,280		0,977	
Total	107	30,393			1,000	
	Df	SumsOfSqs	MeanSqs	F,Model	R <sup>2</sup>	Pr(>F)
<b>C</b>	1	0,921	0,921	3,313	0,030	0,003 **
Residuals	106	29,472	0,278		0,970	
Total	107	30,393			1,000	





43. ábra. A használat különböző típusainak, használati intenzitási és komplexitási szintjeinek hatásai a gyepek fajkészletének disszimilitására az NMDS analízisek alapján 2019 nyarán. A különböző színű és alakú pontok a különböző használati típusú, intenzitású és tér-időbeli használati komplexitású gyepekben készült kvadrátfelvételek. A disszimilitást a Jaccard-féle index fejezi ki, a ponttávolságok a disszimilitás-alapú távolságokat fejezik ki a sokváltozós térben.

### 6.7. A használati típusok, intenzitási, és tér-időbeli komplexitási szintek hatásai a védett növények relatív gyakoriságára és borítási arányaira (2017, 2018, 2019)

A különböző védett, jórészt speciális igényű növényfajokat egymáshoz képest igen eltérő relatív gyakorisági arányban (az adott használati tényező mintaszámához mérten) regisztráltuk az egyes években. Az egyes fajok relatív gyakorisági arányuk tekintetében a 2017-es, 2018-es és 2019-es évek között önmagukhoz képest jelentős fluktuációkat mutattak.

A három évből csak 2019-ben találtunk *Allium sphaerocephalont*, elsősorban a legelőkön, valamint a magas komplexitású termőhelyeken és kis arányban (30. táblázat). Jelentős eltérést nem

tapasztaltam borításában a használati tényezők tekintetében egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat).

Az *Astragalus asper* 2017-ben és 2018-ban fordult elő, mindkét esetben a legelőkhöz és magas komplexitású területekhez köthető elsősorban és kis arányban, ill. a 2018-as évben az alacsony intenzitású területekhez (28. és 29. táblázat). Jelentős eltérést nem tapasztaltam borításában a használati tényezők tekintetében egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat).

A *Blackstonia acuminata* csak a 2018-as évben és csak kaszálókon fordult elő (28., 29., 30. táblázat). 2018-ban jelentős eltérést tapasztaltam borításában a használati tényezők tekintetében, a kaszáló kategóriában volt legnagyobb borítással jelen (29. táblázat).

A *Centaurea sadleriana* a különböző használati típusok közül a legelőkön volt legnagyobb arányban, illetve a kombinált típusban is jóval nagyobb volt az aránya a kaszálókhöz képest, elsősorban 2017-ben és 2019-ben. Jelentős eltérést tapasztaltam borításában a használati tényezők tekintetében mindhárom évben (28., 29., 30. táblázat). Kiemelhető a nagyobb tér–időbeli használati komplexitású gyepekben való szignifikánsan nagyobb borítása 2017-ben és 2019-ben, valamint a kaszálókon való szignifikánsan kisebb borítási jelenléte 2018-ban (28., 29., 30. táblázat).

A *Dianthus superbust* 2017-ben és 2018-ban találtuk meg, elsősorban a kaszálókon, kis arányban, illetve az alacsonyabb intenzitású területeken is kis arányban a 2017-es évben (28., 29. táblázat). Jelentős borítási eltérést egyik használati tényezővel kapcsolatban sem mutatott egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat).

A *Gymnodenia conopsea* minden évben regisztrálható volt, kicsi és közepes arányban a kaszálókon, illetve kis relatív gyakorisági aránnyal a kombinált területeken is jelen volt a 2017-es és 2019-es években (28., 30. táblázat). Jelentős borítási eltérést egyik használati tényezővel kapcsolatban sem mutatott egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat).

Az *Iris sibirica* kizárólag 2017-ben volt jelen; legelőn került elő, valamint magas használati intenzitású és alacsony használati komplexitású gyepterületen (28. táblázat). Jelentős borítási eltérést egyik használati tényezővel kapcsolatban sem mutatott egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat).

Az *Iris spuria* mindhárom évben elsősorban az alacsony használati intenzitású és magas tér–időbeli használati komplexitású gyepekhez volt köthető, illetve 2017-ben elsősorban a kombinált használati típushoz, 2018-ban és 2019-ben a legelőkhöz és a kombinált használati típusokhoz is. A kaszálókat, a magas használati intenzitást és az alacsony tér–időbeli komplexitást azonban nem preferálta egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat). Szignifikáns borítási különbségeket mutatott mindhárom évben a használat tér–időbeli komplexitása tekintetében, elsősorban a nagyobb használati komplexitású területeken jellemző nagyobb borítása, 2017-ben pedig a kombinált

területeken szignifikánsan nagyobb borítással volt jelen a kaszálókhoz képest, ill. a kisebb intenzitással hasznosított területeken is (28., 29., 30. táblázat).

A *Koeleria javorkae* mindhárom évben a kaszálókat preferálta elsősorban, azonban a 2017-es évben a kombinált használati típusú gyepeken, 2018-ban és 2019-ben a legelőkön és a kombinált használati típusokban is számottevő borítású volt. A kisebb tér–időbeli használati komplexitású gyepterületeken volt szignifikánsan nagyobb borítással jelen 2017-ben és 2018-ban. A nagyobb használati intenzitású gyepterületeken is szignifikánsan nagyobb borítással volt jelen 2018-ban (28., 29. táblázat). 2017-ben inkább az alacsony használati intenzitású területeken rendelkezett nagyobb relatív gyakorisági aránnyal, 2018-ban és 2019-ben azonban mind az alacsony, mind a magas használati intenzitású területeken aránylag hasonló relatív gyakorisági arányú volt (28., 29., 30. táblázat).

Az *Ophrys scolopax* 2017-ben leginkább a legelőkön, másodsorban a kaszálókon, majd a 2018-as és 2019-es években a kaszálókon volt legnagyobb relatív gyakorisági arányban jelen (28., 29., 30. táblázat). Kis értékekkel mind az alacsony intenzitású és tér–időbeli használati komplexitású, mind a magas intenzitású és tér–időbeli használati komplexitású gyepterületeken hasonlóan viszonylag kis relatív gyakorisággal volt jelen. A 2018-as évben pedig a kis használati intenzitással hasznosított gyepeken szignifikánsan nagyobb borítási értékkel volt jelen, relatív gyakorisági aránya mind az alacsony, mind a magas használati komplexitás esetén csekély 2018-ban (29. táblázat). 2019-ben sem az alacsony és magas használati intenzitás, sem az alacsony és magas tér–időbeli használati komplexitáshoz sem köthető kisebb, vagy nagyobb relatív gyakorisági arány értéke, mindkét használati tényező mindkét szintje esetében jelenléte aránylag csekély (30. táblázat). Szignifikánsan nagyobb borítással volt jelen a kaszálókon 2018-ban és 2019-ben, emellett 2018-ban szignifikánsan nagyobb arányban volt jelen az alacsonyabb használati intenzitású területeken (29., 30. táblázat).

Az *Orchis coriophora* a 2017-es és 2018-as évben is mind a különböző használati típusok, mind a használati intenzitási és tér–időbeli komplexitási szintek esetében közepes relatív gyakorisági arányban volt jelen. Ezzel szemben 2019-ben kimagasló relatív gyakorisági aránnyal rendelkezett a kaszálókon, az alacsony használati intenzitású és tér–időbeli komplexitású területeken. Utóbbi tényezőhöz köthető relatív gyakorisági aránya bár csekélyebb, de aránylag hasonló a 2018-as és 2019-es években tapasztaltakhoz képest (29., 30. táblázat). Borítását tekintve szignifikánsan nagyobb arányban van jelen a kisebb tér–időbeli használati komplexitású területeken, illetve a kaszálók és a másik két használati típusba tartozó gyepterületek között is jelentős különbséget tapasztaltam 2019-ben (30. táblázat).

A *Schoenus nigricans* 2017-ben a magas tér–időbeli használati komplexitású területeken kimagasló relatív gyakorisági aránnyal volt jelen, 2019-ben szintén a magas használati

komplexitású területeken és a legelőkön volt nagyobb arányban (28., 29. táblázat). Ezzel szemben a 2018-as évben jóval kevésbé volt tapasztalható határozott különbség a relatív gyakorisági arányában. 2017-ben szignifikánsan nagyobb borítási arányban volt jelen a legelőkön, illetve a kisebb intenzitású és nagyobb tér-időbeli használati komplexitású területeken is (28. táblázat). Emellett 2019-ben a nagyobb tér-időbeli komplexitású gyepeken volt szignifikánsan nagyobb borítási arányban jelen (30. táblázat).

A *Scorzonera humilis* 2017-ben minden használati típusban és használati intenzitási és tér-időbeli komplexitási szinten kiegyenlítetten, hasonlóan kicsi relatív gyakorisági aránnyal rendelkezett. Ezzel szemben 2018-ban és 2019-ben az alacsony használati intenzitású és alacsony tér-időbeli komplexitású területeken volt inkább jellemző, illetve 2018-ban a használati típusok közül leginkább a kaszálókon (28., 29. táblázat). 2019-ben 2017-hez hasonlóan mindhárom használati típus esetében viszonylag kiegyenlítetten volt jelen (28., 30. táblázat). Jelentős borítási eltérést egyik használati tényezővel kapcsolatban sem mutatott egyik évben sem (28., 29., 30. táblázat).

A *Silene multiflora* 2017-ben a kaszálókon és legelőkön volt jelen elsősorban kis relatív gyakorisági aránnyal, 2018-ban a kaszálókon volt a másik kettő használati típushoz képest jóval gyakoribb, 2019-ben pedig a kaszálókon és a kombinált területeken volt jelen, de kis relatív gyakorisági aránnyal (30. táblázat). A 2017-es és 2018-as években is a magas használati intenzitású és alacsony tér-időbeli komplexitású területeken volt elsősorban kis-közepes relatív gyakorisági aránnyal jelen, míg 2019-ben szintén elsősorban az alacsony tér-időbeli használati komplexitású területeken volt jelen, viszont inkább az alacsony használati intenzitáshoz köthető relatív gyakorisága, kis gyakorisági értékkel (28., 29., 30. táblázat). Borítási arányát tekintve 2017-ben nem mutatott jelentős eltéréseket egyik használati tényező esetében sem, 2018-ban azonban a kombinált használatú gyepeken szignifikánsan nagyobb arányban volt jelen a kaszálókhoz képest, illetve az alacsony tér-időbeli használati komplexitású területeken (28., 29. táblázat). 2019-ben pedig az alacsonyabb intenzitású területeken volt szignifikánsan nagyobb borítási aránya (28., 29., 30. táblázat).

28. táblázat. A használati tényezők részleteinek hatásai a védett fajok borításának átlagára (BÁ %) és relatív gyakorisági arányára (RGYA%) 2017-ben. Félkövérrrel vannak jelölve a védett növényfajok legnagyobb értékei és azok, amelyek nagyobbak, mint az adott sor legnagyobb gyakorisági arányának a fele. A szignifikáns eltéréseket a borítási átlag értékek melletti különböző betűk jelzik az adott sor adott tényezői esetében.

Használati tényezők	Használati típusok			Használati intenzitás		Tér-időbeli használati komplexitás	
	Kaszáló	Legelő	Kombinált	Alacsony	Magas	Alacsony	Magas
Használati típusai, intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintjei							

Felvételezési év	2017						2017				2017			
	BÁ (%)	RGYA (% n=24)	BÁ (%)	RGYA (% n=42)	BÁ (%)	RGYA (% n=24)	BÁ (%)	RGYA (% n=48)	BÁ (%)	RGYA (% n=42)	BÁ (%)	RGYA (% n=58)	BÁ (%)	RGYA (% n=32)
<i>Allium sphaerocephalon</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Astragalus asper</i>	0,000a	0,000	0,350a	<b>4,762</b>	0,000a	0,000	0,200a	2,083	0,500a	2,381	0,000a	0,000	0,350a	<b>6,250</b>
<i>Blackstonia perfoliata</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Centaurea sadleriana</i>	3,460a	20,833	1,058a	<b>47,619</b>	4,800a	<b>50,000</b>	2,000a	27,083	2,919b	<b>57,143</b>	1,766a	<b>32,759</b>	3,472b	<b>56,250</b>
<i>Dianthus superbus</i>	0,100a	<b>4,167</b>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,100a	<b>2,083</b>	0,000a	0,000	0,100a	1,724	0,000a	0,000
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0,092a	<b>20,833</b>	0,028a	9,524	0,070a	<b>12,500</b>	0,084a	<b>16,667</b>	0,028a	9,524	0,071a	<b>17,241</b>	0,035a	6,250
<i>Iris sibirica</i>	0,000a	0,000	0,200a	<b>2,381</b>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,200a	<b>2,381</b>	0,200a	<b>1,724</b>	0,000a	0,000
<i>Iris spuria</i>	0,000a	0,000	0,100ab	11,905	1,505b	<b>25,000</b>	0,943a	<b>20,833</b>	0,100b	2,381	0,100a	1,724	0,943b	<b>31,250</b>
<i>Koeleria javorkae</i>	0,163a	<b>33,333</b>	0,352a	14,286	0,010a	<b>16,667</b>	0,104a	<b>27,0833</b>	0,420a	11,905	0,228a	<b>25,862</b>	0,010b	9,375
<i>Ophrys scolopax</i>	0,030a	<b>12,500</b>	0,049a	<b>16,667</b>	0,000a	0,000	0,025a	<b>8,333</b>	0,055a	<b>14,286</b>	0,058a	<b>8,621</b>	0,028a	<b>15,625</b>
<i>Orchis coriophora</i>	0,078a	<b>25,000</b>	0,055a	<b>40,476</b>	0,064a	<b>41,667</b>	0,078a	<b>35,417</b>	0,044a	<b>38,095</b>	0,061a	<b>29,310</b>	0,063a	<b>50,000</b>
<i>Schoenus nigricans</i>	0,000a	0,000	3,371b	33,333	2,000a	4,167	1,833a	6,250	0,900b	11,905	0,083a	10,345	4,744b	<b>28,125</b>
<i>Scorsonera humilis</i>	0,105a	<b>8,333</b>	1,110a	<b>11,905</b>	2,770a	<b>12,500</b>	1,470a	<b>12,500</b>	1,313a	<b>9,524</b>	1,437a	<b>10,345</b>	1,363a	<b>12,500</b>
<i>Silene multiflora</i>	0,200a	<b>4,167</b>	0,040a	<b>7,143</b>	0,000a	0,000	0,200a	2,083	0,040a	<b>7,143</b>	0,103a	<b>5,172</b>	0,010a	3,125

29. táblázat. A használati tényezők részleteinek hatásai a védett fajok borításának átlagára (BÁ %) és relatív gyakorisági arányára (RGYA%) 2018-ben. Félkövérrrel vannak jelölve a védett növényfajok legnagyobb értékei és azok, amelyek nagyobbak, mint az adott sor legnagyobb relatív gyakorisági arányának a fele. A szignifikáns eltéréseket a borítási átlag értékek melletti különböző betűk jelzik az adott sor adott tényezői esetében.

Használati tényezők	Használati típusok						Használati intenzitás				Tér-időbeli használati komplexitás			
	Kaszáló		Legelő		Kombinált		Alacsony		Magas		Alacsony		Magas	
Felvételezési év	2018						2018				2018			
Változók	BÁ (%)	RGYA (% n=27)	BÁ (%)	RGYA (% n=54)	BÁ (%)	RGYA (% n=27)	BÁ (%)	RGYA (% n=63)	BÁ (%)	RGYA (% n=45)	BÁ (%)	RGYA (% n=63)	BÁ (%)	RGYA (% n=45)
<i>Allium sphaerocephalon</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Astragalus asper</i>	0,000a	0,000	1,500a	<b>3,704</b>	0,000a	0,000	1,500a	<b>3,175</b>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	1,500a	<b>4,444</b>

<i>Blackstonia perfoliata</i>	0,077a	<b>22,222</b>	0,000b	0,000	0,050b	3,704	0,077a	9,524	0,050a	2,222	0,077a	9,524	0,050a	2,222
<i>Centaurea sadleriana</i>	1,742a	<b>44,444</b>	3,068b	<b>68,519</b>	3,014 ab	<b>51,852</b>	2,921a	<b>46,032</b>	2,703b	<b>75,556</b>	2,276a	<b>53,968</b>	3,421a	<b>64,444</b>
<i>Dianthus superbus</i>	0,115a	<b>7,407</b>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,115a	3,175	0,000a	0,000	0,115a	3,175	0,000a	0,000
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0,075a	<b>14,815</b>	0,167a	5,556	0,000a	0,000	0,080a	<b>7,937</b>	0,200a	4,444	0,080a	<b>7,937</b>	0,200a	4,444
<i>Iris sibirica</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Iris spuria</i>	0,000a	0,000	0,921a	<b>12,963</b>	0,117a	<b>11,111</b>	0,713a	<b>12,698</b>	0,550a	4,444	0,000a	0,000	0,680b	<b>22,222</b>
<i>Koeleria javorkae</i>	0,410a	<b>77,778</b>	0,438a	<b>66,667</b>	0,798a	<b>59,259</b>	0,444a	<b>60,317</b>	0,579b	<b>77,778</b>	0,524a	<b>80,952</b>	0,474b	<b>48,889</b>
<i>Ophrys scolopax</i>	0,050a	<b>18,519</b>	0,010b	3,704	0,000b	0,000	0,039a	<b>11,111</b>	0,000b	0,000	0,050a	7,937	0,010a	4,444
<i>Orchis coriophora</i>	0,051a	<b>48,148</b>	0,046a	<b>46,296</b>	0,062a	<b>48,148</b>	0,051a	<b>39,683</b>	0,052a	<b>57,778</b>	0,049a	<b>55,556</b>	0,058a	<b>35,556</b>
<i>Schoenus nigricans</i>	0,000a	0,000	2,150a	<b>7,407</b>	0,010a	<b>7,407</b>	0,040a	<b>4,762</b>	2,833a	<b>6,667</b>	1,007a	<b>4,762</b>	1,867a	<b>6,667</b>
<i>Scorzonera humilis</i>	0,475a	<b>14,815</b>	0,333a	5,556	0,000a	0,000	0,520a	<b>7,937</b>	0,150a	4,444	0,400a	<b>7,937</b>	0,450a	4,444
<i>Silene multiflora</i>	0,043a	<b>33,333</b>	0,074a b	12,963	0,105b	7,407	0,059a	15,873	0,066a	<b>17,778</b>	0,065a	<b>26,984</b>	0,010b	2,222

30. táblázat. A használati tényezők részleteinek hatásai a védett fajok borításának átlagára (BÁ %) és relatív gyakorisági arányára (RGYA%) 2019-ben. Félkövérrrel vannak jelölve a védett növényfajok legnagyobb értékei és azok, amelyek nagyobbak, mint az adott sor legnagyobb relatív gyakorisági értékének a fele. A szignifikáns eltéréseket a borítási átlag értékek melletti különböző betűk jelzik az adott sor adott tényezői esetében.

Használati tényezők	Használati típusok						Használati intenzitás				Tér-időbeli használati komplexitás			
	Kaszáló		Legelő		Kombinált		Alacsony		Magas		Alacsony		Magas	
Használat típusai, intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintjei														
Felvételezési év	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019	2019
Változók	BÁ (%)	RGYA (% n=27)	BÁ (%)	RGYA (% n=54)	BÁ (%)	RGYA (% n=27)	BÁ (%)	RGYA (% n=63)	BÁ (%)	RGYA (% n=45)	BÁ (%)	RGYA (% n=63)	BÁ (%)	RGYA (% n=45)
<i>Allium sphaerocephalon</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,010a	<b>3,704</b>	0,010a	1,587	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,010a	<b>2,222</b>
<i>Astragalus asper</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Blackstonia perfoliata</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Centaurea sadleriana</i>	1,114a	25,926	3,647a	<b>55,556</b>	1,914a	<b>51,852</b>	4,215a	<b>38,095</b>	1,587b	<b>60,000</b>	1,448a	<b>38,095</b>	4,046b	<b>60,000</b>

<i>Dianthus superbus</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Gymnadenia conopsea</i>	0,052a	<b>18,519</b>	0,020a	3,704	0,067a	<b>11,111</b>	0,058a	<b>12,698</b>	0,020a	4,444	0,058a	<b>12,698</b>	0,020a	4,444
<i>Iris sibirica</i>	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000	0,000a	0,000
<i>Iris spuria</i>	0,000a	0,000	0,178a	<b>16,667</b>	0,963a	<b>14,815</b>	0,434a	<b>15,873</b>	0,370a	6,667	0,550a	3,175	0,395b	<b>24,444</b>
<i>Koeleria javorkae</i>	0,018a	<b>62,963</b>	0,017a	<b>38,889</b>	0,019a	<b>40,741</b>	0,020a	<b>49,206</b>	0,014a	<b>40,000</b>	0,016a	<b>50,794</b>	0,022a	<b>37,778</b>
<i>Ophrys scolopax</i>	0,026a	<b>18,519</b>	0,000b	0,000	0,000b	0,000	0,026a	7,937	0,000a	0,000	0,026a	7,937	0,000a	0,000
<i>Orchis coriophora</i>	0,045a	<b>29,630</b>	0,022b	9,259	0,050b	3,704	0,040a	<b>17,460</b>	0,027a	6,667	0,041a	<b>19,048</b>	0,015b	4,444
<i>Schoenus nigricans</i>	0,000a	0,000	1,456a	<b>12,963</b>	0,200a	7,407	0,656a	<b>7,937</b>	1,828a	<b>8,889</b>	0,200a	3,175	1,456b	<b>15,556</b>
<i>Scorzonera humilis</i>	0,300a	<b>11,111</b>	0,160a	<b>9,259</b>	0,250a	<b>18,519</b>	0,256a	<b>14,286</b>	0,163a	8,889	0,235a	<b>15,873</b>	0,200a	6,667
<i>Silene multiflora</i>	0,027a	<b>11,111</b>	0,000a	0,000	0,088a	<b>14,815</b>	0,061a	<b>11,111</b>	0,000b	0,000	0,055a	<b>9,524</b>	0,100a	2,222

## 6.8. A beigazolódott és be nem igazolódott összefüggések a 2015-ös, valamint a 2017-2018-2019-es évek vizsgálatai alapján

A vizsgálatok megmutatták, hogy a tér-időbeli használati komplexitás, valamint az NPKEL fajok borítása és/vagy fajszáma több évben is jelentősen pozitív összefüggést mutatott a vizsgált gyepek diverzitásával. Három évben is határozottan pozitív hatással volt a gyepdiverzitásra a fászszerűak 5-15%-os, és két évben a csupasz talajfelszín 2-5%-os jelenléte is (ezen értékek felett hatásuk inkább negatívnak tekinthető). Ezzel együtt az is látható, hogy több vizsgálati évben is negatív hatással volt a perjevirágú fajok borítása, és a gyep átlagmagassága is a növényzet diverzitására (32. táblázat). Számos kevésbé határozott, csak egy-egy évben kimutatható összefüggést is tapasztaltam. A tér-időbeli használati komplexitás 2015-ben pozitívan hatott a NPKEL fajok számára, míg a fűfélék borítására inkább negatívan (31. táblázat). A nagyobb használati intenzitás egy vizsgálati évben (2015) pozitív összefüggést mutatott a perjevirágú fajokat jórészt kitevő fűfélék borítási arányával (31. táblázat). Ezzel szemben a használat intenzitása a NPKEL fajok arányával és a gyepdiverzitással is negatív összefüggést mutatott 2015-ben (31. táblázat). A legeltetés 2018-ban pozitívan hatott a fászszerűak borítására a kaszálókhoz képest, a kombinált használati típus pedig pozitívan hatott az avaros felszínek arányára a legelőkhöz képest.

A 2018-as évben a legeltetés és a kombinált használat pozitívan hatott a gyepdiverzitásra a kaszálókhoz képest, 2019-ben pedig a legeltetés volt pozitív hatással a növényzet összborítására a kombinált használati típushoz képest (31. táblázat). Az avarborítás egy vizsgálati évben (2019) mutatott pozitív összefüggést a gyepdiverzitással (32. táblázat). A használat nagyobb intenzitása egy évben (2015) negatív hatású volt a gyepdiverzitásra. Ezzel szemben a használat típusai közül a legeltetés egy évben (2018) pozitív hatású volt a gyepdiverzitásra (31. táblázat). Mindezekből látható, hogy az összesen 31 db hipotetikus összefüggésből 4 db legalább két évben pozitív, míg

2 db legalább két évben negatív volt. Összesen 7 összefüggés egy-egy évben pozitív volt és 3 összefüggés egy-egy évben negatív. Így a 31 hipotetikus összefüggés több mint fele, 16 db összefüggés legalább egy évben beigazolódott, melyből 11 db pozitív, 5 db negatív volt. A további 15 hipotetikus összefüggés nem igazolódott be egyik vizsgálati évben sem (44. ábra).

31. táblázat. A használati tényezőkkel összefüggő (*T, I, C*) szignifikáns eredmények összefoglaló táblázata a 2015-ös és a 2017-2018-2019-es évek eredményei alapján. A + jelek a pozitív, a - jelek a negatív összefüggéseket jelölik a használati tényezők rövidítései (*T, I, C*) mellé írva. A használat típusa esetén az ezen tényezőt jelölő '*T*' mellé az alsó indexbe került kiírásra azon használati típus kategória, amelynek hatása pozitív volt az adott függő változóra (a táblázat sorai). Az üres cellák az összefüggés hiányát jelölik. 2015-ben hiányzott a „Fásszárú fajok borítása (%)” az „Összborítás %” és az „Avarborítás (%)” terepi becslése, ezért sincs eredmény ezen cellákban. A 2017-2018-2019-es években pedig (az „Anyag és módszer” fejezetben kifejtett okokból kifolyólag) nem vizsgáltam a „Generalista fajok borítása (%)”, a „Ruderális kompetitor fajok borítása (%)”, az „NPKEL fajok száma”, a „Zavarástűrő fajok száma”, a „Generalista fajok száma”, a „Specialista fajok száma” változókat. Ez utóbbi változók cellái ezért üresek.

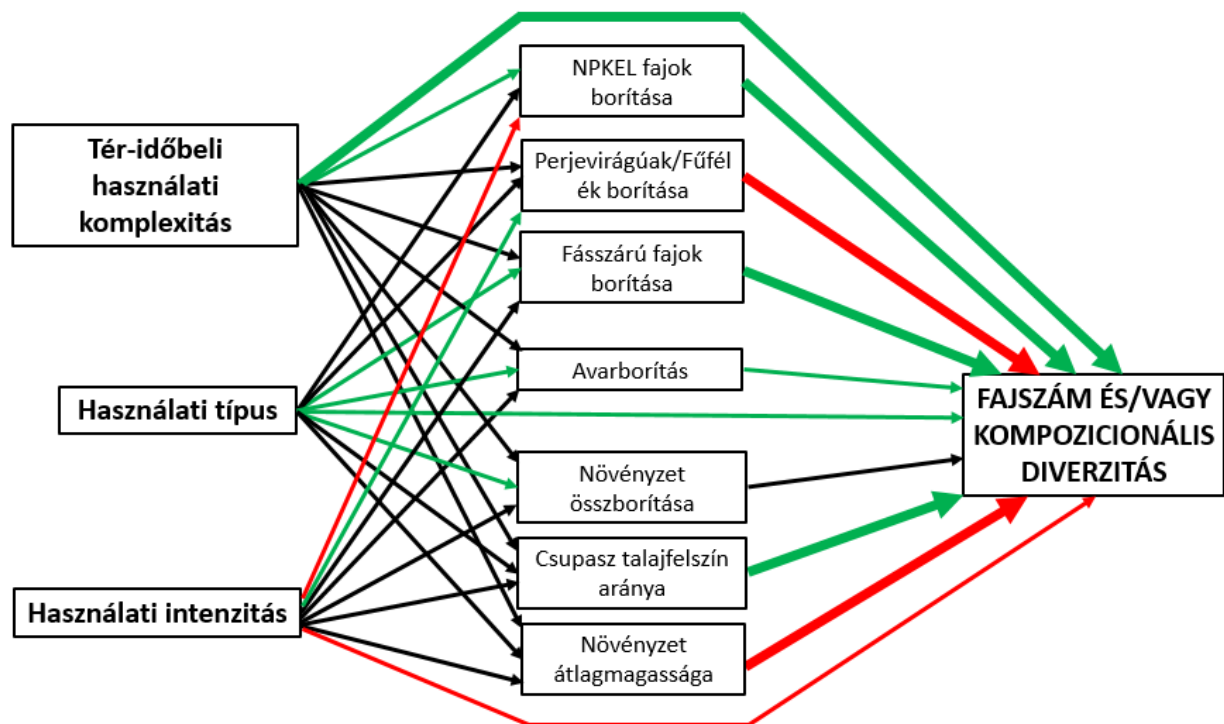
Függő változók	2015	2017	2018	2019
Fajsza	<i>I</i> -; <i>C</i> +	<i>C</i> +		
Shannon diverzitás	<i>C</i> +		<i>C</i> ++; <i>T</i> leg+; <i>T</i> komb+	
Simpson diverzitás	<i>C</i> +		<i>C</i> +	
NPKEL fajok borítása (%)	<i>I</i> -			
Fűfélék/Perjevirágúak borítás (%)	<i>I</i> ++; <i>C</i> -			
Fásszárú fajok borítása (%)			<i>T</i> leg+	
Generalista fajok borítása (%)	<i>C</i> +			
Ruderális kompetitor fajok borítása (%)	<i>I</i> +			
NPKEL fajok száma	<i>I</i> -; <i>C</i> +			
Zavarástűrő fajok száma	<i>I</i> -; <i>C</i> +			
Generalista fajok száma	<i>I</i> -; <i>C</i> +			
Specialista fajok száma	<i>C</i> +			
Növényzet összborítása (%)				<i>T</i> leg+
Avarborítás (%)			<i>T</i> komb+	

32. táblázat. A növényi funkciós típusok és a vizsgált fiziognómiai tényezők és a növényzet diverzitásának szignifikáns összefüggéseinek összefoglaló táblázata a 2017-2018-2019-es évek eredményei alapján. A – és a + jelek a negatív és a pozitív összefüggéseket jelölik az  $R^2$  értékek mellett. Ahol csak '-' jelet látunk a cellákban, az a cellához tartozó két változó közötti összefüggés hiányát jelzi. Félkövérrrel kerültek megjelölésre a vizsgálatokban relatíve számottevőnek számító ( $R^2 > 0,001$ ) összefüggések.

Magyarázó változók	2017			2018			2019		
	Fajsza	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás	Fajsza	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás	Fajsza	Shannon diverzitás	Simpson diverzitás
	$R^2$	$R^2$	$R^2$	$R^2$	$R^2$	$R^2$	$R^2$	$R^2$	$R^2$
NPKEL fajok borítása (%)	<b>0,363+</b>	<b>0,579+</b>	<b>0,501+</b>	0,029 +	<b>0,324 +</b>	<b>0,317 +</b>	<b>0,204+</b>	<b>0,485+</b>	<b>0,436+</b>
Perjevirágú fajok borítása (%)	<b>0,119 -</b>	<b>0,491 -</b>	<b>0,500 -</b>	0,001 -	<b>0,102 -</b>	<b>0,154 -</b>	0,090-	<b>0,416 -</b>	<b>0,362 -</b>
Fásszárú fajok borítása (%)	<b>0,188+</b>	<b>0,197+</b>	<b>0,181+</b>	<b>0,115 +</b>	0,012 +	0,001 +	<b>0,215+</b>	<b>0,157+</b>	<b>0,120+</b>



Avarborítás (%)	-	-	-	-	-	-	0,006+	<b>0,161+</b>	<b>0,172+</b>
Növényzet összborítása (%)	-	-	-	-	-	-	0,002 -	<b>0,220 -</b>	<b>0,221 -</b>
Csupasz talajfelszín (%)	0,005+	<b>0,155+</b>	<b>0,144+</b>	-	-	-	<b>0,142+</b>	0,097+	0,068+
Növényzet átlagmagassága (cm)	-	-	-	0,004 -	0,024 -	<b>0,228 -</b>	<b>0,276 -</b>	<b>0,375 -</b>	<b>0,355 -</b>



44. ábra. A vizsgált növényzeti változók és a használat típusainak, a használat intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintjeinek beigazolódott és nem beigazolódott összefüggései a 2015-ös és a 2017-2018-2019-es évek eredményei alapján. Zöld nyilak jelölik azon összefüggéseket, ahol a használat intenzitásának, vagy tér-időbeli komplexitásának növekvő szintjével, vagy a használat valamely típusának, vagy egyes növényi funkciós típusok aránynövekedése és a növényzet diverzitása között leglább két évben is beigazolódott, szignifikáns összefüggést tapasztaltunk. Vastag piros nyíl jelzi a negatív, legalább két évben beigazolódott szignifikáns összefüggéseket. A vékonyabb zöld nyilak az egy-egy évben beigazolódott pozitív, a vékonyabb piros nyilak jelzik az egy-egy évben beigazolódott negatív, szignifikáns összefüggéseket. A fekete nyilak azon hipotetikus összefüggéseket jelölik, amelyek nem igazolódtak be egyik vizsgálati évben sem, szignifikáns összefüggés nem volt tapasztalható.

## 7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

### 7.1. A használati tényezők hatása a gyepdiverzitásra, a növényi funkciós típusok dominanciaviszonyaira, a gyepfizionómiai tényezőkre és ezek összefüggéseire

Az eredmények alapján fontos a használat intenzitási szintjének megválasztása, mivel jelentős szabályozó erejű, pozitívan ható tényezőnek bizonyult a jelentősebb kompetíciós erejű, jórészt klonális fajokat jelentős arányban magában foglaló fűfélék csoportja esetében (pl. *Chrysopogon gryllus*, *Molinia caerulea*, *Carex flacca*) és negatívan hatott a NPKEL csoport borítására. Egyes klonális architektúrájú, erős kompetíciós képességű perjevirágú fajok, valamint ruderalis kompetítorok az egysíkúvá váló, intenzifikálódó gyephasználatok hatására jelentősen felszaporodhatnak a természetközeli gyepekben, csökkentve a gyepdiverzitást és adott esetben a NPKEL fajok és a természetes generalisták borítási arányát is, mely a gyepkompozíció elszegényedését, állapotromlását is okozhatja (vö. Dumont et al. 2012, Patton et al. 2007). Ezen fajok kompetitív ereje és dominanciája meghatározó a vizsgált gyepterületeken, amely a diverzitásra tett erős, nemlineáris hatásokból is látszik: borításuk növekedése negatív hatású volt a Shannon és a Simpson diverzitásra is. A perjevirágúak az analízisekben szignifikánsan negatív összefüggést mutattak a gyepdiverzitással: a minimum 20%-os, maximum 60%-os borításuk a relatíve nagyobb gyepdiverzitás fenntartása tekintetében a leginkább előnyös. Ennek elérését a kisebb intenzitású és nagyobb tér-időbeli használati komplexitású használat segítheti elsősorban. A diverzitás pozitív irányú befolyásolásához az NPKEL csoport 40-50% körüli jelenléte szintén fontos, mivel a legmagasabb gyepdiverzitást ez esetben láthatjuk. A nagyobb intenzitású és alacsonyabb tér-időbeli használati komplexitású területek mutatták a legnagyobb pázsitfűborítást, a legkisebb NPKEL és specialista arányokat, párhuzamosan az alacsonyabb diverzitásértékekkel elsősorban a 2015-ös évben. Az alacsonyabb használati intenzitású és magasabb tér-időbeli használati komplexitású területek pedig ezzel ellentétes viszonyokat mutatnak: nagyobb a növényzet diverzitása, az NPKEL borítási arány, valamint a specialista és a generalista fajok aránya is. Így elmondható, hogy elsősorban a használat tér-időbeli komplexitása, de olykor a használat intenzitása is jelentős mértékben meghatározóak a gyepdiverzitás és egyes funkcionális növényi típusok, valamint az előbbi kettő összefüggései tekintetében. A különböző funkcionális növényi típusok (elsősorban a perjevirágúak, NPKEL és specialista fajok) megfelelő arányban történő fenntartása alapvető a vizsgált gyep megőrzéséhez, melyet elsősorban a magasabb tér-időbeli használati komplexitással lehet megvalósítani, és az alacsonyabb fokú használati intenzitás is segítheti.

A használat típusának megválasztása több év összefüggéseinek értékelése alapján is mérvadó lehet egyrészt a gyepdiverzitás és a fajkészlet alakulásában, másrészt az előbbiekkal

összefüggő fásszárúak borításának alakításában. A használat típusai közül a legeltetés hatására némileg nagyobb cserjeborítást tapasztaltam. A vizsgált tájrészlet gyepjein máig a szarvasmarha legeltetés a legjellemzőbb, hagyományos hasznosítási forma, amelynek gyepvegetációra tett szelektív jellege miatt a cserjék és cserjecsoportok sokszor lelegeletlenek maradnak, amely hosszú távon nem szorítja vissza, inkább fenntartja a cserjéket. A cserjeborítás mértéke a nemlineáris összefüggések alapján hozzávetőlegesen a 10-25%-os borítási szint között tekinthető optimálisnak a gyepdiverzitás megőrzése szempontjából, mely kapcsolatba hozható a gyepstruktúrájának a szarvasmarha legeltetés hatására létrejövő gazdagodásával és az ehhez köthető mikroélőhely- és mikrorefúgium-képződéssel is (Enyedi et al. 2008, Kelemen et al. 2017). Az extenzív legeltetés hatására létrejövő nagyobb mértékű, változatosabb cserjeborítás és a kormos csátés, zsombékoló pázsitfűvekkel jellemezhető, nagyobb mennyiségű és változatosságú mikroélőhely és mikrorefúgium az ún. „nurse effect” révén is pozitívan hathat számos faj generatív szaporodására és így a gyepdiverzitás növekedésére is (Kelemen et al. 2017, Söderström et al. 2001, Vassilev et al. 2011). A fent említett 10-25%-os cserjeborításnál némileg nagyobb és némileg kisebb értékek sem kimondottan negatív hatásúak, viszont a nemlineáris összefüggésekből sejthető, hogy a közel teljesen hiányzó (<2%) és a túlzottan nagy (>30%) fásszárú borítás már negatívan hat a gyep kompozíciójának megőrzésére. A cserjék alkotta mikrorefúgiumok a legelő állatoktól való fizikai védelem mellett a szórtaabb fényt és a kedvezőbb mikroklimatikus viszonyokat is elősegítik, amelyek szintén jelentős segítséget jelenthetnek számos növényfaj reprodukciójának és a gyepdiverzitás növekedésének (Kelemen et al. 2017). Ezt az is megerősíti, hogy a vizsgált táj gyepjei az erdőssztyeppzóna részét képezik és így a vizsgált gyep eredetüket tekintve az esetek döntő többségében igen idős, ember által jelentősen megnövelt méretű erdőssztyepp erdei és velük mozaikoló láperdei tisztások (Molnár et al. 2008, Kun 2018). Így bármilyen nagyok és egybefüggőek is jelenleg a vizsgált tájban található gyep, ezen tisztás és irtásréti eredetre számos lág- és fásszárú fajuk utal, így a fásszárú vegetáció megfelelő arányú fenntartása előnyös a vizsgálati eredményeim alapján is.

Az is megállapítható, hogy legtöbb esetben kifejezetten ellenjavalt a teljes, vagy erősebb cserjeirtás e gyepeken, helyette a kisebb-nagyobb cserje- és facsoportok és nagyobb gyepállományok mozaikos fenntartása javasolható. Ezt az is alátámasztja, hogy a felvételezésekben szereplő védett fajok jelentős hányada preferálja a némileg üdebb viszonyokat, amit az alacsonyabb intenzitású használattal együtt a cserje- és facsoportok mozaikos fenntartása is segíthet biztosítani (mikroklíma, kismértékű részleges árnyékolás). A vizsgált tájrészletekben a cserjésedés a zárt, régi és beálltnak tekinthető mezo- és xero-mezofil gyepekben aránylag gyorsan, dinamikusán történik, a totális cserjeirtás nem volt és nem is lesz kivitelezhető. Ha természetvédelmi és/vagy gazdasági szempontok úgy kívánják, a cserjék visszaszorításához a

mechanikus módszerek közül a kaszálás tűnik leghatékonyabbnak. A legelőkhöz képest az évente egyszer, nyár folyamán kaszált területeken jelentősen kisebb a fászárúak borítása (elsősorban a 2018-as év alapján), illetve az egységes (kb. 10-15 cm-es) vágásmagasság miatt jóval kisebbek és homogénebb magasságúak a fászárú egyedek és a lágyszárú növényzet is. A legeltetéssel szemben a kaszálás inkább csökkentheti a cserjék borítási arányát, illetve a *Schoenus nigricans* és más, jórészt zsombékoló fajok arányát is, ezzel csökkenti a gyepterület fizionómia változatosságát és homogenizálja a gyepterület szerkezetét. Így feltehetően negatívan hat a diverzitásra a heterogénebb mikroklímát viszonyok, heterogénebb árnyékolást, nagyobb védelmet és több mikroélethelyet nyújtó cserjék kizárásával. A kaszált gyepterületek fizionómiájuk szempontjából általában homogénebbek, alsó gyepszintjükben árnyékoltabbak, az év jó részében általában üdőbbek és extenzívebben használtak, mint a legeltetett gyepek. Annak ellenére, hogy szerkezetük szegényesebb, homogénebb, a specialista fajok nagyobb arányban jellemzőek rájuk a legelőkhöz képest. A vizsgált gyepek inkább üdőbb mikroklímájú és mezofil fűfajcsoportokhoz kötődő specialista, karakter- és védett növényfajok jelentős hányada, így a *Blackstonia perfoliata*, *Gymnadenia conopsea*, *Koeleria javorkae*, *Ophrys scolopax*, vagy a *Dianthus superbus*, relatív gyakorisági arányukat és/vagy borítási arányaikat tekintve nagyobb arányban voltak megtalálhatóak a kaszálókon (28., 29., 30. táblázat). Ezek az üdőbb gyeptípusokat kedvelő fajok tehát az eredmények alapján a kaszálás generálta gyepterület tulajdonságokhoz is kötődnek, nem csak önmagában az üdeséghez. Ha figyelembe vesszük azt is, hogy a kaszálás kiegyensúlyozottan üdőbb mikroklímát és árnyékolást is jelent, akkor sejthető, hogy a korábban még nedvesebb Turjánvidék gazdag, üdeséget kedvelő flórájának fenntartása szempontjából helyenként előnyös használati forma lehet az erre tájra is jellemző kiszáradási tendenciák közepette.

Az előbbi fajokhoz képest az *Iris spuria* inkább a nagyobb tér-időbeli használati komplexitású és alacsonyabb használati intenzitású területeken volt nagyobb arányban, így eredményeim alapján elsősorban a változatosabb, akár évről évre változó intenzitással történő legeltetést, esetleg kombinált típusú használatot preferálja (28., 29., 30. táblázat). Az előbbiekhöz köthetően az is elmondható, hogy a csatornák és más vízelvezetést, párolgást stb. elősegítő objektumok szárító hatását is csökkenteni kellene a vizsgált tájban, mivel a gyepterület diverzitást és a felsorolt védett karakterfajok populációinak életképességét is nagymértékben csökkentik hosszabb távon (Tölgyesi et al. 2022b).

Az avaros talajfelszínnek 15-30%-os aránya esetében volt tapasztalható a legnagyobb gyepterület diverzitás 2019-ben. Ez a pozitív hatás azzal is összefügghet, hogy az avar vastagsága és az avaros területarány a vizsgált gyepterületeken általában véve nem nagy és a 15-30%-os arányú avaros felszínnek vélhetően hosszabb távon inkább segíthetik (egyfajta „mulcshatásként”) a növényi reprodukciót. A 2018-as és a 2019-es évek eredményei alapján a vizsgált gyepeken a

legeltetési használat átfogóan segíti a fűavaros lékek arányának jelentős csökkentését, a kombinált használat inkább a növelését és ezen keresztül segíthetik a gyepdiverzitás szintentartását, vagy növelését is. Ezzel szemben azonban több vizsgálat határozottan hangsúlyozza a fűavar és az elavarasodás negatív hatásait a gyepnövényzetre és egyes fajok avarképzéssel történő kompetitív előnyszerzése kapcsán (pl. Enyedi et al. 2008, Ruprecht et al. 2010, Vassilev et al. 2011), amely vizsgálataim során csak részben bizonyult igaznak. Korábbi vizsgálati eredmények alapján valószínűsíthető az is, hogy az avaros felszínnek nagyobb gyepdiverzitást és gyepkonzervációt elősegítő arányának elérése a legeltetési, vagy kombinált stb. használati típusok megválasztása mellett elsősorban a kisebb intenzitású gyephasználat révén valósítható meg (Vassilev et al. 2011).

A csupasz talajfelszín 3-4%-os aránya 2017-ben, 7-8%-os aránya 2019-ben pozitívan függött össze a gyepdiverzitással, azonban a különböző használati típusok, intenzitási és komplexitási fokozatok nem mutattak jelentős összefüggést a csupasz talajfelszínnel egyik évben sem. A vizsgált gyephasználati formákkal tehát számottevően nem befolyásolható a mértéke és ezzel a gyepdiverzitásra sem hathatunk számottevően.

A gyepfiziognómia alakulása tekintetében lényeges az is, hogy a 2019-es évben a növényzet összborítására a legeltetési használat hatott pozitívan, az összborítás pedig 70%-os értékig pozitívan hatott a gyepdiverzitásra. Efelett azonban már negatív hatással találkozhattunk: a növényzet aránylag nagymértékű, homogén, kis rések (főleg enyhén avaros és kicsi, csupasz felszínű „gapek”) nélküli tömörödöttsége vélhetően hosszú távon is negatívan hat a gyepdiverzitásra, a gyepstruktúrára és a homogenizáció révén (esetleg a túlzott árnyékolás miatt) a gyep kompozicionális állapotára is (Enyedi et al. 2008). A növényzet túlzott tömörödöttsége potenciálisan orvosolható az alacsonyabb intenzitású legeltetés előnyben részesítésével (Kun et al. 2021). A térben és időben komplexebb gyephasználatnak a vizsgálatokban is tapasztalt pozitív hatásai (nagyobb diverzitás, NPKEL, specialista és védett fajok aránya) valószínűsíthetően a potenciálisan több időbeli niche létrejötte által és az így keletkező többféle növényi reprodukciós lehetőség révén valósulhattak meg (Catorci et al. 2014, Kőrösi et al. 2014, Öckinger et al. 2006, Gossner et al. 2016).

## **7.2. A használati tényezők és tényezőegységek konzervációs hatékonysága**

Mindhárom vizsgált gyephasználati tényező (*T, I, C*) több diverzitási, növényi funkció típus és fiziognomiális tényező alakulása tekintetében jelentős mértékben eltérő hatású volt. A különböző használati típusok, használati intenzitási és tér-időbeli komplexitási szintek hatására a gyep fajkészlete is szignifikánsan eltért, mely disszimilitási különbségeik alapján is látszott. A négy vizsgálati év alapján erősen valószínűsíthető, hogy a gyepdiverzitás pozitív alakulása

szempontjából a nagyobb tér-időbeli használati komplexitás a leglényegesebb, mivel több évben is jelentős, pozitív összefüggést mutatott a gyepdiverzitással és számos konzervációs szempontból lényeges NFT csoporttal is a térben és időben változatosabb gyepfizionómia és gyepstruktúra révén (Enyedi et al. 2008, Söderström et al. 2001).

A három tényező és különböző kombinációik összevetése alapján látható, hogy a vizsgált gyepekben a Simpson és Shannon diverzitás, ill. egyes NFT-k egy-egy használati tényező alkalmazásával is többnyire igen hatékonyan alakíthatóak. A tényezőkombinációs hatás jellemzően csekélyebb javulásokat jelentett az illeszkedésben és magyarázó erőben az egytényezős modellekhez képest a 2017-2018-2019-es években, míg a 2015-ös évben erősebbeket is jelentett. A perjevirágú fajok borításának alakításában azonban lényegesebbnek mutatkozott mind a használati típusok, mind a használati intenzitási és komplexitási szintek figyelembe vétele. Mivel a háromtényezős modell ( $T+I+C$ ) magyarázóereje erősebben javult, ezért a dominánsan klonális felépítésű perjevirágúak optimális arányának eléréséhez általánosságban alacsony intenzitású ( $<0,3$  ÁE/ha/év), de térben és időben mégis változatos intenzitási fokú legeltetés, vagy kaszálással kombinált használat preferálandó. A NPKEL és a fásszárúak borításának konzervációja szempontjából főleg a  $T+I$  és a  $T+I+C$  tényezőkombinációk fontossága emelhető ki, elsősorban extenzív legeltetéssel, valamint kombinált, térben és időben összetettebb használattal érhető el az optimális, magasabb borítási arányuk (40-50%), ahol a gyepdiverzitás relatíve legmagasabb.

A fizionómiai tényezők közül a növényzet átlagos magassága és összborítása esetében elsősorban a  $T+I+C$  tényezőkombináció rendelkezett jelentős magyarázóerővel, de az  $I+C$  kombináció is mérvadó volt 2018-ban, a szimplex modellek esetében pedig mindhárom tényező külön-külön is számított. Az átlagmagasság térbeli és időbeli növeléséhez elsősorban a kaszálás segíthet hozzá, akár kombinálva alacsonyabb intenzitású legeltetéssel és alacsonyabb tér-időbeli komplexitással. Mivel azonban a növekvő átlagos gyepmagasság több évben is jelentős mértékben negatívan hatott a gyepdiverzitásra, így a sok esetben kisebb, ugyanakkor térben és időben változatosabb gyepmagasságot eredményező extenzív legeltetés és ennek a sávós kaszálással való kombinálása preferálandó a természetvédelmi gyephasználatban, amelyek egyes védett növényfajoknak is előnyösek. A 2019-es évben a csupasz talajfelszín szempontjából lényegesnek mutatkozott ugyan a  $T+I+C$  modell figyelembevétele, ahogy 2018-ban és 2019-ben az avarborítás esetében is, azonban vele összefüggésben csak az avarborítás mutatott lényeges eltéréseket a használat típusai tekintetében (a legelőkön volt legkisebb, a kombináltakon volt a legnagyobb arányban). Így bár sejthető, hogy a csupasz felszín alakulása szempontjából fontos a használati tényezők kombinált hatása, a külön-külön vett használati tényezőkkel való nem szignifikáns kapcsolatai, eltéréseinek hiányai miatt nem mondható ki konkrét kezelési javaslat. Az viszont látható, hogy a kezelés által csekélyebb mértékben befolyásolt csupasz talajfelszínnek, és az

erősebben befolyásolt avarborítási aránynak egyaránt fontos hatása van, mivel relatíve kis arányuk a diverzitással pozitívan függött össze. Itt tehát nagyon fontos egyszerre figyelembe venni a használati tényezők önmagukban gyakorolt hatásait (főleg avaros felszíneknél), és a komplex, vagy kombinált hatásait is.

A 2015-ös év funkcionális és diverzitási viszonyai esetében a növekvő intenzitás más vizsgálati évekkel ellentétben önmagában és más használati tényezőkkel alkotott kombinációiban is (főleg az **I+C** kombináció) a diverzitási tényezők, a NPKEL csoport borítása és fajszáma, valamint a természetes zavarástűrők és generalisták fajszáma esetében is jelentősen negatív hatású volt, míg a ruderalis kompetitorok és a pázsitfűfélék borítására jelentősen pozitív hatással volt. A negatív hatások gyengébbnek bizonyultak a 2017-2018-2019-es felvételezésekkor, ami részben a kísérleti elrendezés különbségeiből következhet (2015-ben három fokozatú intenzitást használtam). A 2015-ös év alapján látható, hogy fontos odafigyelni a használati intenzitásra önmagában és más használati tényezőkkel együttesen is, mert az alacsony és a magas gyephasználati intenzitás között a különböző gyepi függő változók esetében az eltérések igen nagyok is lehetnek a kiváltott pozitív hatások (extenzivitás) és negatív hatások (nagy intenzitás) szempontjából. A 2015. év tapasztalatai alapján tehát különösen hangsúlyozható a relatíve csekély intenzitású (~0,3 ÁE/ha/év) használat magas fokú tér-időbeli használati komplexitással való kombinálásának pozitív hatása. Ezzel szemben a használat típusa szinte minden növényzeti változó esetében csekélyebb magyarázóerejű volt a 2017-2018-2019-es évekhez képest 2015-ben: önmagában csak a zavarástűrő fajok borítása esetében volt némileg jobb magyarázóerejű, bár szignifikáns különbség itt sem látható a három használati típus között. Ennek megfelelően egyrészt több, természetvédelmi szempontból alapvető jelentőségű tulajdonság szempontjából is pozitívnak tekinthető a legeltetés és a kombinált használati típusok hatása (a fajszámra gyakorolt pozitív hatás és a diverzitás maximalizálása, a gyepfizionómiai változatosság pozitív irányú alakítása). Emellett kevesebb esetben, de a kaszálás is pozitív hatású használati tényezőnek tekinthető a vegetáció szempontjából: egyes, inkább üdeséget kedvelő védett fajoknak kedvezhet és a cserjék visszaszorítására is jól használható. Ennek ellenére mégis elmondható, hogy ezen használati típusok komplex hatásfolyamatait további vizsgálatokat is igényelnek, mivel több év eredményei részben ambivalensek (pl. a 2015-ös és a 2018-as évek).

A tér-időbeli használati komplexitás diverzifikációs potenciálja (Vadász et al. 2016) a diverzitási mutatókon kívül egyes növényi funkciós típusok arányának és fajszámának növekedésén és a gyepfizionómiai tényezők pozitív irányú alakulásában (NPKEL csoport fajszámának és borításának, egyes specialista és védett fajok arányainak növekedése), változatosságának növekedésében is tükröződik egyénileg és kombinációiban (a 2017-2018-2019-es évek alapján inkább a **T+C** kombináció mérvadó, a 2015-ös év alapján inkább az **I+C**, a **T+I+C**

pedig minden évben számos változó esetében a legmeghatározóbb). A kisebb használati intenzitás kombinálva a nagyobb tér–időbeli használati komplexitással végzett legeltetési és kombinált használatokkal erősítették egymás pozitív hatásait a 2015-ös évben. Kisebb pázsitfűféle és ruderalis kompetitor arányt és nagyobb NPKEL, illetve természetes generalista faj arányt eredményezett ez a kombináció, amellyel segítheti a diverzitás növekedését, a gyepkompozíció funkcionális értelemben komplexebb, pozitív irányú alakulását. A tér–időbeli használati komplexitás emellett más években is kifejtette hasonlóan pozitív hatásait (főleg a NPKEL csoport borítása és fajszáma és a gyepdiverzitás vonatkozásában), ráadásul a növényzet fiziognómiája szempontjából is heterogenizáló szerepű volt, mely utóbbival a gyepstruktúra diverzifikációjára is pozitívan hathat, s ezek együtt a gyep rezilienciájának növekedéséhez is hozzájárulhatnak (Franzluibbers et al. 2012, Vogel et al. 2012). Ezzel szemben a növekvő használati intenzitás a csökkenő tér–időbeli használati komplexitással kombinálva (pl. homogén, éveken belül és évek között is azonos intenzitású legeltetés és kaszálás) inkább egymás negatív hatásait erősíthetik (igen nagyarányú pázsitfűféle és ruderalis kompetitor arány, csekélyebb arányú egyéb, nem degradációt jelző, kisebb kompetíciós képességű faj), s ezek révén a gyepkompozíció és a diverzitás, több növényi funkciós csoport és védett faj borításának és gyakorisági arányának jelentős csökkenéséhez és így végül rezilienciacsökkenéshez is vezet (Vogel et al. 2012).

Eredményeim alapján a növényi interakciók (NFT-k és fiziognomiális tényezők és gyepdiverzitási tényezők összefüggései) alakulásának háttérben jelentős arányban a különféle gyephasználati tényezők állnak. Abban az esetben, ha az adott használati tényező pozitívan vagy negatívan befolyásol egy növényi funkciós típust, ez pedig a gyepkompozíciót, ráadásul ezek az összefüggések együttesen több évben is fennállnak, akkor erősen valószínűsíthető a használati tényezők és kombinációik növényi interakciókra tett hatása is. Ilyen eset az összesen 31 hipotetikus összefüggést vizsgálva egyszer sem volt. Ezzel együtt viszont a 7 vizsgált lehetséges növényi interakció (NFT és diverzitási összefüggések) közül 5 több vizsgálati évben is megvalósult, de ezeket csak egy-egy évben befolyásolták egyes használati tényezők. Ez alapján a NPKEL és fásszárúak diverzitásra tett pozitív hatása több évben is megvalósult, viszont ezen két NFT-t mindössze egy-egy évben, de pozitívan befolyásolt a használat magasabb tér–időbeli komplexitása és a legeltetés használati típusa. Ezzel szemben a perjevirágúak nagyobb arányának diverzitásra tett, több évben is megvalósult negatív hatását a nagyobb használati intenzitás és az alacsony használati komplexitás pozitívan befolyásolta, míg a magas használati komplexitás és alacsony intenzitás negatívan. A csupasz talajfelszín kis arányban határozottan pozitívan, a növényzet átlagmagasságának növekedése pedig határozottan, több évben is negatívan befolyásolta a gyepdiverzitást, azonban egyiküket sem befolyásolta kimutathatóan egyik gyephasználati tényező sem. Ennek megfelelően egyértelműen láthatóak a jelentős és



konzervációs tekintetben igen fontos növényi interakciós hatások, amit néhány esetben befolyásoltak a konzervációs gyakorlatok egyes tényezői is, elsősorban a használat tér–időbeli komplexitása.

A magasabb tér–időbeli komplexitás mellett, hogy határozottan, több évben is közvetlenül pozitív hatással volt a gyepdiverzitásra, valószínűsíthető, hogy ezt a hatást nagymértékben a NPKEL fajok térnyerésére tett pozitív hatásával és a perjevirágú fajok térnyerésére tett negatív hatásával éri el. Emellett egyéb NFT csoportok (pl. specialisták, generalisták) arányaira való pozitív hatása révén is potenciálisan segítheti a gyepdiverzitás fenntartását, növelését.

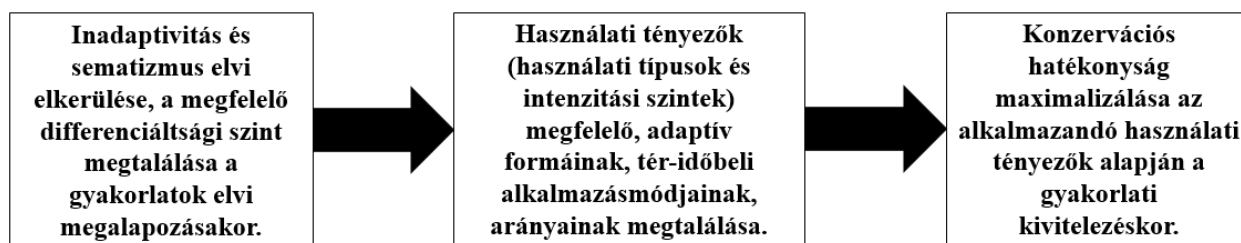
A különböző használati tényezők és funkcionális növényi típusok hatásainak értékelését követően minden diverzitási változó és NFT csoport borításviszonyának alakulása szempontjából felállítható egy-egy „konzervációs fontossági sorrend” is a különböző használati tényezők típusai, szintjei és kombinációik hatékonysága tekintetében. Konzervációs szempontból összességében a magas használati komplexitás extenzív legeltetéssel kombinálva a legelőnyösebb. A három, önmagában vett tényező közül a használat tér–időbeli komplexitása a legfontosabb a konzervációs hatékonyság növelése szempontjából. Ezek alkalmazásával, valamint egyes esetekben a kaszálás előnyben részesítésével (egy-egy üde termőhelyet igénylő védett fajok, illetve a cserjék szükségszerű visszaszorítása érdekében) a vizsgált használati rendszer konzervációs hatékonysága fenntartható, vagy akár fokozható is, melyet korábbi vizsgálataink eredményei is megerősítettek (Kun et al. 2019b).

### **7.3. Javaslatok**

Úgy vélem, hogy eredményeim és néhány hasonló következtetésre jutott vizsgálat (Allan et al. 2014, Gossner et al. 2016, Kun et al. 2019, 2021) alapján kijelenthető, hogy a gyephasználat típusai, intenzitási és tér–időbeli komplexitási szintjei a különféle adottságú régiók és gyeptípusok sajátosságai szerint adaptálva jelentős mértékben segíthetik a magas természeti értékű gyep megőrzését. Ezt azonban előnyös lenne a konkrét gyakorlatok vonatkozásában és a pontosabb, jobb gyakorlatok kivitelezéséhez több tájban és régióban alaposan vizsgálni. Fontos lenne a használati tényezők diverzitásra és NFT csoportokra tett szimpla hatásai mellett több használati tényező hatásait is értékelő vizsgálatokat is folytatni, integrálva a növényi interakciós hatásokat is, lehetőleg több éven keresztül. Ezek ismeretében, és a természetvédelmi és gazdálkodói gyakorlat szakembereivel való folyamatos együttműködések révén meghatározhatók a különböző adottságú régiókra adaptált gyephasználatok sajátosságai (45. ábra).

Itt fontos megjegyezni, hogy a korábban jellemző, térben és időben nagyobb variabilitással (komplexitással) kivitelezett, adaptívabb gazdálkodási formák konzervációs hatékonysági szintjét közel lehetetlen elérni és fenntartani a gyephasználat mai, döntően intenzív, gépesített formái

révén (Babai et al. 2014). Minden nehézségük ellenére fontos lenne a természetvédelemben ma jellemzőhöz képest nagyobb arányban alkalmazni extenzívebb kézi, kisgépi, vagy nagygépi eszközöket. A természetvédelmi gyepgazdálkodás során alkalmazott gyakorlatok térbeli és időbeli komplexitása (kaszálás, legeltetés, intenzitási szintek nagyobb variabilitással történő alkalmazása) legtöbb esetben potenciálisan növelhető lehet a mai viszonyok között is (pl. kaszátlan sávok kiterjedési arányainak évek közötti megváltoztatásával, az egyes évek közötti legeltetési intenzitás változtatásával), mellyel növekedhet a magas természeti értékű gyeppek konzervációjának hatékonysága. Ez utóbbiak megvalósításához előnyös lenne létrehozni egy „természetvédelmi gyephasználati információs hálózatot”, amely a tájékozódás és a jól szervezett, folyamatos szakmai eszmecserék fóruma lehetne (egy ehhez is köthető pozitív kezdeményezés a Herman Ottó Intézet által 2021-ben indított hazai Gyepvédelmi Tanácsadó Szolgálat, [http2](http://2)). Ezzel nyomon lehetne követni, hogy a különböző adottságú régiók különféle gyepjein egyes természetvédelmi gyepgazdálkodási gyakorlatok hogyan hatnak a növényzeti változókra, a gazdasági értékre, összességében hogyan válnak be. A különböző lokalitások alapján összegyűlő kellő mennyiségű adat megléte esetén az egyes természetvédelmi célú mezőgazdasági és vidékfejlesztési támogatásokat az adott lokalitás gazdasági–fenntarthatósági szempontjaihoz adaptálva lehetne megvalósítani.



45. ábra. A különféle használati tényezők hatásainak gyepkonzervációban való alkalmazásához javasolt egyszerűsített elméleti és gyakorlati séma

Jelen dolgozatban a vizsgált természetvédelmi gyephasználati rendszer egyes használati tényezői által kiváltott komplex vegetációs hatásfolyamatok megismerése által a konzervációs gyakorlatok átfogóbb és differenciáltabb ismeretének szükségességére igyekeztem felhívni a figyelmet. Ezen szempontrendszer a különféle fajgazdag, értékes gyepközösségek jövőbeli megőrzéséhez és szélesebb körű, rendszerszintű, adaptivitás-orientáltabb gyakorlatokat szolgáló kutatásához adhat háttérrel.

## 8. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. A nagyobb használati komplexitás hosszabb távon (>20 év) jelentősen pozitív hatással volt a növényi diverzitásra, a növényi funkciós típusokra és a gyepek fiziognómiájára is.
2. A különböző természetvédelmi gyephasználatok közül azok tér–időbeli komplexitásának és típusának helyes megválasztása nagyobb szereppel bírhat a természetvédelmi célok elérésében, mint a használat intenzitása.
3. Jelentős eltérések adódtak az évek között és éven belül is a tényezőkombinációk hatásainak erőssége tekintetében.
4. Meghatározható, hogy a vizsgált gyepekben a magas tér–időbeli komplexitással végzett legeltetés a legtöbb esetben igen előnyös, azonban az évi egyszeri (nyári) kaszálás egyes területeken önmagában is lényeges a védett fajok megőrzéséhez.
5. A gyepmegőrzési stratégiákban különösen a használat tér–időbeli komplexitása régióként különböző formáinak, módszereinek vizsgálata és alkalmazása szorgalmazandó.

## 9. ÖSSZEFOGLALÁS

A magas természeti értékű gyepek hazánkban és Európa-szerte az elmúlt évszázad gyors használati és technikai változásai (intenzifikáció, felhagyás stb.) következtében jelentősen visszaszorultak, állapotuk folyamatosan romlik. Igen kevés figyelem fordul a fenntartásukhoz általában szükséges használati módszerek adaptív és differenciált ismeretére, kutatására. A Duna–Tisza közén, a Turjánvidék régióban elhelyezkedő Peszéradacsi-réteken folytattam vizsgálatokat egy már legalább másfél–két évtizede azonos természetvédelmi módszerekkel hasznosított, ökoton jellegű, fajgazdag és nagy arányban elsődleges gyeptípusban. A vizsgálatokban 2015 nyarán összesen 172 db 1×1 m-es kvadrátot felvételeztem, összesen 17 helyszínen, majd 2017-2018-2019-ben 12 helyszínen végeztünk munkatársaimmal felvételezéseket, helyszínenként átlagosan 9 db 2×2 m-es kvadrátban. Három használati tényezőt vizsgáltunk: gyephasználat típusa, intenzitása és tér–időbeli komplexitása. A különböző használati tényezők egyes részletei (kaszálás, legeltetés és kombinált típusok, alacsonyabb és magasabb használati intenzitás, alacsonyabb és magasabb tér–időbeli komplexitás) eltérő mértékben befolyásolták a gyepdiverzitást, különböző funkciós csoportok dominanciaviszonyait és a gyepfizionómiát. A használat tér–időbeli komplexitása több évben is jelentősen pozitív hatású volt a gyepdiverzitásra, funkciós növényi típusokra, fizionómiai gyeptényezőkre. A használat típusának, ezen belül a legeltetésnek a fászfűborításának szabályozásával, a *Schoenus nigricans* és más, zsombékos megjelenésű fajok arányának fenntartásával és növelésével jelentős, pozitív hatása van a gyepstruktúrára és a gyepdiverzitásra is. A nagyobb gyephasználati intenzitás a 2015-ös évben alkalmazott kísérleti elrendezés alapján pozitív hatású a klonális architektúrájú fűfélék borítására, egyúttal negatív hatású a gyepdiverzitásra, a specialista és a nem perjevirágú egy- és kétszikű lágyszárúak (az angol „forbs” funkciós típus megfelelője) arányaira. Ezáltal a térben és időben nagyobb komplexitású gyephasználattal és az extenzív legeltetéssel (egyed védett fajok szempontjából lokálisan inkább a kaszálással) érhető el legtöbb esetben a vizsgált gyepársulás konzervációja szempontjából legelőnyösebb állapot. Fontos lenne az itt bemutatott használati tényezőket nagyobb léptékben, több gyeptípusban és más használati rendszerek és más adottságú régiók esetében is vizsgálni. A vizsgálatokkal a fajgazdag, magas természeti értékű gyepközösségek alkalmazkodóbb szemléletű használatához és így hatékonyabb megőrzéséhez kívántam hozzájárulni.

## 9.1. Summary

Management of high nature value grasslands has been intensified or abandoned in many regions in Hungary and Europe during the past century. As a result, these grasslands have been constantly decaying by the intensified management and abandonment. In order to assess these negative phenomena, a vegetation study was conducted in the Turján region of the Great Hungarian Plain, Central Hungary, to analyze the different effects of several management factors on plant diversity, plant function types, and physiognomy. Field samplings were conducted in the summers of 2015 and 2017-2018-2019. In 2015, 172, 1×1 m quadrats were sampled in 17 grassland sites, while in 2017-2018-2019 in 12 grassland sites were sampled by 9, 2×2 m quadrats. The choice of the 2×2 m quadrat size was based on a pilot study of the species–area relationship in the summer of 2016. Different management factors (type of management, different levels of intensity, and spatio-temporal complexity of management) and their attributes and levels had varying degrees of influence on grassland diversity and the dominance relationships among plant functional type (PFT) groups and plant physiognomical factors. In general, spatio-temporal complexity of management (when used in a variety of different types of management and levels of management intensity in time and space) was more important as an explanatory factor for grassland composition than either the intensity or the type of management. However, the latter ones also had significant effects on graminoids, Phanerophyte coverages and grassland diversity in different sampling years. The greatest effectiveness in nature conservation management can be achieved by the application of high spatio-temporal complexity based on varying different management intensity levels and types between years. High spatio-temporal complexity of management in combination with low-intensity grazing had the most positive effects on plant diversity, forbs, and Phanerophytes coverage as well as on plant physiognomical factors and several plant interactions. Nonetheless, to reach a more detailed and comprehensive knowledge of grassland management of high nature value grasslands, it would be important to examine the management factors introduced here on a larger scale and long-term studies, in relation to more grassland types. Furthermore, my results emphasize the importance of comprehensive knowledge of the effects of several different grassland management factors, factor combinations, and spatio-temporal application forms of them, which is necessary to fulfill grassland conservation aims more effectively.

## MELLÉKLETEK

### M1. Irodalomjegyzék

- Adler, P., Raff, D., & Lauenroth, W. (2001). The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, 128, 465–479.
- Allan, E., Bossdorf, O., Dormann, C. F., Prati, D., Gossner, M. M., Tschardtke, T., ... & Fischer, M. (2014). Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multidiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 308-313.
- Austrheim, G., & Eriksson, O. (2001). Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains-patterns and processes at different spatial scales. *Ecography*, 24, 683–695.
- Antonsen, H., & Olsson, P. A. (2005). Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology*, 42, 337–347.
- Babai, D., & Molnár, Z. (2014). Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 182, 123-130.
- Babai, D., Molnár, Á., & Molnár, Zs. (2014). "Ahogy gondozza, úgy veszi hasznát" Hagyományos ökológiai tudás és gazdálkodás Gyimesben. (Traditional ecological knowledge and land use in Gyimes (Eastern-Carpathians). Budapest-Vácrátót, MTA Bölcsészettudományi Kutatóközpont Néprajztudományi Intézet - MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet.
- Babai, D., Tóth, A., Szentirmai, I., Biró, M., Máté, A., Demeter, L., Szépligeti, M., Varga, A., Molnár, Á., Kun, R., & Molnár, Zs. (2015). Do conservation and agri-environmental regulations effectively support traditional small-scale farming in East-Central European cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation*, 24, 3305–3327.
- Babai, D., Kun, R., Bartha, S., Molnár, Zs., & Malatinszky, Á. (2019). „Ha nem volna kerítés, akkor is lehetne látni, hol a határ...” A parcella-léptékű tájhasználati sokféleség hatása a növényzetre. *Néprajzi Látóhatár*, 40.
- 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.
- Bakker, J. P. (1978). Changes in a salt-marsh vegetation as a result of grazing and mowing — A five-year study of permanent plots. *Vegetatio*, 38, 77–87.
- Bede, Á., & Csathó, A. I. (2019). Complex characterization of kurgans in the Csanádi-hát region, Hungary. *Tájökológiai Lapok*, 17, 131-145.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta Botanica Hungarica* 39(1-2): 97-181.

- Borhidi, A. (1996): *Critical Revision of the Hungarian Plant Communities*. Janus Pannonius University, Pécs.
- Borhidi A. & Sánta A. (szerk.) (1999): *Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól*. A KÖM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 6. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Box, E. O. (1996). Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science*, 7, 309–320.
- Böloni J., Kun A. & Molnár Zs. (szerk.) (2003): *Élőhely-ismereti útmutató 2.0 (mmÁ-NÉR)*. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Böloni, J., Molnár, Z., & Kun, A. (2011). Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. *ÁNÉR*, 441.
- Braun-Blanquet, J. (1951). *Plant sociology: the fundamentals of the science of vegetation*. Plant sociology: the fundamentals of the science of vegetation. (2nd ed.(rev.)).
- Bruchmann, I., & Hobohm, C. (2010). Halting the loss of biodiversity: Endemic vascular plants in grasslands of Europe. *Grassland Sci*, 15, 776-778.
- Catorci, A., Cesaretti, S., Malatesta, L., & Tardella, F. M. (2014). Effects of grazing vs mowing on the functional diversity of sub-Mediterranean productive grasslands. *Applied Vegetation Science*, 17, 658–669.
- Collins, S. L., Knapp, A. K., Briggs, J. M., Blair, J. M., & Steinauer, E. M. (1998). Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science*, 280, 745–747.
- Csathó, A. I. (2009). A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége. *Természetvédelmi Közlemények*, 15, 171-181.
- Csergő, A.-M., Demeter, L., & Turkington, R. (2013). Declining diversity in abandoned grasslands of the Carpathian mountains: do dominant species matter? *PLoS One* 8, e73533.
- Dahlström, A., Iuga, A.-M., & Lennartsson T. (2013). Managing biodiversity rich hay meadows in the EU: a comparison of Swedish and Romanian grasslands. *Environmental Conservation*, 40, 194–205.
- De Bello, F., Lepš, J., & Sebastià, M. T. (2006). Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography*, 29, 801–810.
- De Bello, Francesco, Lepš, J., & Sebastià, M. T. (2007). Grazing effects on the species-area relationship: Variation along a climatic gradient in NE Spain. *Journal of Vegetation Science*, 18, 25–34.
- Demeter, L., & Kelemen, A. (2012). Quantifying the abandonment of mountain hay meadows in the Eastern Carpathians. *EFNCP-jelentés*.

- Díaz, S., & Cabido, M. (1997). Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science*, 8, 463–474.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet. p. 876.
- Du, Y., Han, H., Wang, Y., Zhong, M., Hui, D., Niu, S. & Wan, S. (2018). Plant functional groups regulate soil respiration responses to nitrogen addition and mowing over a decade. *Functional Ecology*, 32, 1117–1127.
- Dumont, B., Rossignol, N., Loucougaray, G., Carrère, P., Chadoeuf, J., Fleurance, G., & Louault, F. (2012). When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 153, 50–56.
- Duru, M., Tallowin, J., & Cruz, P. (2005). Functional diversity in low-input grassland farming systems: characterisation, effect and management. *Agronomy Research*, 3, 125-138.
- Enyedi, Z. M., Ruprecht, E., & Deák, M. (2008). Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. *Applied Vegetation Science*, 11, 55-62.
- Eriksson, O., Cousins, S. A., & Bruun, H. H. (2002). Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science*, 13, 743–748.
- Fahnestock, J. T., & Knapp, A. K. (1994). Plant responses to selective grazing by bison: interactions between light, herbivory and water stress. *Vegetatio*, 115, 123–131.
- Fekete, G., Molnár, Z., Kun, A., Somodi, I., & Horváth, F. (2008). Szárazgyepfajok a Duna-Tisza közén: elterjedési típusok és flóragrádiens (Dry grassland species in the Danube-Tisza Interfluve: distributional types and flora gradients). *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások*, 11-21.
- Fischer, M., & Wipf, S. (2002). Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation*, 104, 1–11.
- Flynn, D. F., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B. T., Lin, B. B., ... & DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12, 22–33.
- Franzluebbers, A. J., Paine, L. K., Winsten, J. R., Krome, M., Sanderson, M. A., Ogles, K., & Thompson, D. (2012). Well-managed grazing systems: A forgotten hero of conservation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67, 100A-104A.
- Galvánek, D., & Lepš, J. (2008). Changes of species richness pattern in mountain grasslands: abandonment versus restoration. *Biodiversity and Conservation*, 17, 3241–3253.
- Gossner, M. M., Lewinsohn, T. M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., ... & Arndt, H. (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540, 266–269.



- Habel, J. Ch., Dengler J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., Wiezik, M. (2013). European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2131–2138.
- Halada, L., David, S., Hreško, J., Klimantová, A., Bača, A., Rusňák, T., ... & Vadel, L. (2017). Changes in grassland management and plant diversity in a marginal region of the Carpathian Mts. in 1999–2015. *Science of the Total Environment*, 609, 896-905.
- Hargitai Z. (1940): Nagykőrös növényvilága. II. A homoki növényközvetkezetek. *Bot. Közlem.*, 37, 205-240.
- Hart, R. H., & Ashby, M. M. (1998). Grazing intensities, vegetation, and heifer gains: 55 years on shortgrass. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 51, 392–398.
- Házi, J., Bartha, S., Szentes, Sz., Wichmann, B., & Penksza, K. (2011). SeminatURAL grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystems*, 145, 699–707.
- Hopkins, A., & Holz, B. (2006). Grassland for agriculture and nature conservation: production, quality and multi-functionality. *Agronomy research*, 4, 3-20.
- Imrichova, Z., & Vrahnakis, M. S. (2005). Revealing changes in biodiversity pattern by means of PTFs. Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Greif printhouse, Tartu.
- Janata, K. (2018). A Turjánvidék tájfeldrajza. *Rosalia*, 10, 17–28.
- Kelemen, A., Tölgyesi, Cs., Kun, R., Molnár, Zs., Vadász, Cs., & Tóth, K. (2017). Positive small-scale effects of shrubs on diversity and flowering in pastures. *Tuexenia*, 37, 399–413.
- Knipl, I., & Sümegi, P. (2012). Life at the interface of two distinct landscapes-relationship of humans and environment in the periphery of the Danube-Tisza Interfluvium between Hajós and Császártöltés. *Open Geosciences*, 4, 439-447.
- Kovács, M. (1962): Die Moorwiesen Ungarns. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kőrösi, Á., Szentirmai, I., Örvösy, N., Kövér, S., & Batáry, P. (2009). A kaszálás hatásának vizsgálata a vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*) populációira–egy kezelési kísérlet első tapasztalatai. *Természetvédelmi Közlemények*, 15, 257-268.
- Kőrösi, Á., Szentirmai, I., Batáry, P., Kövér, S., Örvösy, N., & Peregovits, L. (2014). Effects of timing and frequency of mowing on the threatened scarce large blue butterfly–A fine-scale experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 196, 24–33.
- Krauss, J., Klein, A. M., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (2004). Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity & Conservation*, 13, 1427–1439.
- Kun, A., Ruprecht, E., Bartha, S., Szabó, A., & Virágh, K. (2007). Az Erdélyi Mezőség kincse: a gyepterület egyedülálló gazdagsága. *Kitaibelia*, 12, 88–96.

- Kun, A. (2018). Kétféle erdőhatár – gondolatok a turjánvidék vegetációjának történetéről, növényzeti gazdagságának okairól, *Rosalia*, 10, 253–270.
- Kun, A., Rév, Sz. (2018). Láp- és ligeterdők növénytakaró felvételezése az ócsai Nagyerdőben, *Rosalia*, 10, 271-278.
- Kun, R., Szépligeti, M., Malatinszky, Á., Virágh, K., Szentirmai, I., & Bartha, S. (2014). Egy inváziós faj, a *Solidago gigantea* Aiton által kolonizált mocsárrétek diverzitása és fajkompozíciós koordinátsága. *Botanikai Közlemények*, 101, 65-78.
- Kun, R., Bartha, S., Malatinszky, Á., Molnár, Z., Lengyel, A., & Babai, D. (2019a). “Everyone does it a bit differently!”: Evidence for a positive relationship between micro-scale land-use diversity and plant diversity in hay meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 283, 106556.
- Kun, R., Babai, D., Csathó, A. I., Erdélyi, A., Hartdében, J., Lengyel, A., Kálmán, N., Szegleti, Z., Víg, A., Máté, A., Mártonffy, A., Hábczyus, A. A., Malatinszky, Á., Vadász, C. (2019b): Effect of grassland management elements on diversity and functional state of species rich meadow steppes in the Southern Great Plain Region, Hungary. Sixth Croatian Botanical Symposium, Zagreb, Croatia, 2019. August 30 - September 1, Book of Abstracts 50.
- Kun, R., Babai, D., Csathó, A. I., Vadász, C., Kálmán, N., Máté, A., & Malatinszky, Á. (2021). Simplicity or complexity? Important aspects of high nature value grassland management in nature conservation. *Biodiversity and Conservation*, 30, 3563-3583.
- Laliberté, E., Wells, J. A., Declerck, F., Metcalfe, D. J., Catterall, C. P., Queiroz, C., & McNamara, S. (2010). Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters*, 13, 76–86.
- MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., & Lazpita, J.G. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of environmental management*, 59, 47–69.
- Manning, P., Gossner, M. M., Bossdorf, O., Allan, E., Zhang, Y. Y., Prati, D., ... & Fischer, M. (2015). Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology*, 96, 1492-1501.
- Margóczi, K., Körmöczi, L., & Krnács, G. (2018). A vegetáció és a talajvízszint évtizedes stabilitása egy dél-kiskunsági semlyéken. *Természetvédelmi Közlemények*, 24, 124-133.
- Marini, L., Scotton, M., Klimek, S., Isselstein, J., Pecile, A. (2007). Effects of local factors on plant species richness and composition of Alpine meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119, 281–288.

- Mathar, W. P., Kämpf, I., Kleinebecker, T., Kuzmin, I., Tolstikov, A., Tupitsin, S., & Hölzel, N. (2016). Floristic diversity of meadow steppes in the Western Siberian Plain: effects of abiotic site conditions, management and landscape structure. *Biodiversity and Conservation*, 25, 2361-2379.
- Maurer, K., Weyand, A., Fischer, M., & Stöcklin, J. (2006). Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. *Biological Conservation*, 130, 438–446.
- Molnár, Á. (2019). A Turjánvidék Natura 2000 terület déli részének tájtörténeti elemzése. Kutatási jelentés, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 160.
- Molnár, Z., & Kun, A. (2000). Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. *WWF füzetek*, 15, 55.
- Molnár, Z., Fekete, G., Biró, M., & Kun, A. (2008). A Duna-Tisza közti homoki sztyepprétek történeti tájökölógiai jellemzése. Kröel-Dulay Gy., Kalapos T., Mojzes A.(szerk.): *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások*, 39-55.
- Molnár, Z., Kelemen, A., Kun, R., Máté, J., Sáfián, L., Provenza, F., ... & Vadász, C. (2020). Knowledge co-production with traditional herders on cattle grazing behaviour for better management of species-rich grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 57, 1677-1687.
- Niedrist, G., Tasser, E., Lüth, C., Dalla Via, J., & Tappeiner, U. (2009). Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. *Plant Ecology*, 202, 195–210.
- Öckinger, E., Smith, H. G. (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 149, 526–534.
- 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.
- Patton, B. D., Dong, X., Nyren, P. E., & Nyren, A. (2007). Effects of grazing intensity, precipitation, and temperature on forage production. *Rangeland Ecology & Management*, 60, 656–665.
- Penksza, K., Szentes, S., & Tasi, J. E. (2009). Gyepetakarmány-termesztéstől a Természetvédelmi gyepgazdálkodásig, gyepértékek, gyepértékelések. *Tájökölógiai Lapok*, 7, 9-38.
- Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. *Agronomy research*, 3, 153-164.
- Plieninger, T., Höchtl, F., & Spek, T. (2006). Traditional land-use and nature conservation in European rural landscapes. *Environmental Science & Policy*, 9, 317–321.
- Poschold, P., Bakker, J.P., & Kahmen, S. (2005). Changing land use and its impact on biodiversity. *Basic and Applied Ecology*, 6, 93–98.

- Poschlod, P., Karlík, P., Baumann, A., & Wiedmann, B. (2008). The history of dry calcareous grasslands near Kallmünz (Bavaria) reconstructed by the application of palaeoecological, historical and recent-ecological methods. *Human nature: studies in historical ecology and environmental history*. Institute of Botany of the Czech Academy of Sciences, Brno, CZ, 130-143.
- Rasran, L., Vogt, K., & Jensen, K. (2006). Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. *Journal for Nature Conservation*, 14, 34-45.
- R Core Team (2018). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org>
- Raunkiær, C. (1934). *The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography*, being the collected papers of C. Raunkiær. Translated by H. Gilbert-Carter, A. Fausbøll, & A. G. Tansley. Oxford University Press, Oxford.
- Ruprecht, E., Enyedi, M. Z., Eckstein, R. L., & Donath, T. W. (2010). Restorative removal of plant litter and vegetation 40 years after abandonment enhances re-emergence of steppe grassland vegetation. *Biological Conservation* 143, 449–456.
- S. Csomós, Á. és Seregélyes, T. (2007): A Duna–Tisza közti Turjánvidék növényvilága. – In: Halpern, B. (szerk.): A rákosi vipera védelme. *Rosalia kézikönyvek* 3, 69–94.
- Socher, S. A., Prati, D., Boch, S., Müller, J., Klaus, V. H., Hölzel, N., & Fischer, M. (2012). Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology*, 100, 1391–1399.
- Söderström B., Svensson B., Vessby K., Glimskär, A. (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation*, 10, 1839–1863.
- Szépliget, M., Körösi, Á., Szentirmai, I., Házi, J., Bartha, D., & Bartha, S. (2018). Evaluating alternative mowing regimes for conservation management of Central European mesic hay meadows: A field experiment. *Plant Biosystems*, 152, 90–97.
- 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*, 222, 200–212.
- Tartally, A. (2009). A *Maculinea boglárkalepkék* Kárpát-medencéből ismert hangyagazdái, parazitoidjai és a hangyagazdák egyéb szociálpazitái. *Természetvédelmi Közlemények*, 15, 23-34.
- Tölgyesi, C., Bátor, Z., Erdős, L., Gallé, R., & Körmöczi, L. (2015). Plant diversity patterns of a Hungarian steppe-wetland mosaic in relation to grazing regime and land use history. *Tuexenia*, 35, 399-416.

- Tölgyesi, C., Török, P., Kun, R., Csathó, A. I., Bátori, Z., Erdős, L., & Vadász, C. (2019). Recovery of species richness lags behind functional recovery in restored grasslands. *Land Degradation & Development*, 30, 1083-1094.
- Tölgyesi, C., Bátori, Z., Deák, B., Erdős, L., Hábcenyus, A. A., Kukla, L. S., ... & Kelemen, A. (2021). A homokfásítás alkonya és az ártérfásítás hajnala. *Természetvédelmi Közlemények*, 27, 126-144.
- Tölgyesi, C., Vadász, C., Kun, R., Csathó, A. I., Bátori, Z., Hábcenyus, A., ... & Török, P. (2022). Post-restoration grassland management overrides the effects of restoration methods in propagule-rich landscapes. *Ecological Applications*, 32, e02463.
- Tölgyesi, C., Torma, A., Bátori, Z., Šeat, J., Popović, M., Gallé, R., ... & Török, P. (2022). Turning old foes into new allies—Harnessing drainage canals for biodiversity conservation in a desiccated European lowland region. *Journal of Applied Ecology*, 59, 89-102.
- Uchida, K., & Ushimaru, A. (2015). Land abandonment and intensification diminish spatial and temporal  $\beta$ -diversity of grassland plants and herbivorous insects within paddy terraces. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1033-1043.
- Uematsu, Y., Koga, T., Mitsuhashi, H., & Ushimaru, A. (2010). Abandonment and intensified use of agricultural land decrease habitats of rare herbs in semi-natural grasslands. *Agriculture, ecosystems & environment*, 135, 304-309.
- Vadász, Cs., Máté, A., Kun, R., & Vadász-Besnyői, V. (2016). Quantifying the diversifying potential of conservation management systems: An evidence-based conceptual model for managing species-rich grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 234, 134–141.
- Máté, A., & Vidéki, R. (2007). Monitoring of grasslands preferred by Hungarian meadow viper. *Rosalia*, 3, 125–141.
- Valkó, O., Venn, S., Zmihorski, M., Biurrun, I., Labadessa, R., & Loos, J. (2018). The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaeartic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia*, 17, 5-16.
- Vassilev, K., Pedashenko, H., Nikolov, S. C., Apostolova, I., & Dengler, J. (2011). Effect of land abandonment on the vegetation of upland semi-natural grasslands in the Western Balkan Mts., Bulgaria. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145, 654-665.
- Vogel, A., Scherer-Lorenzen, M., & Weigelt, A. (2012). Grassland resistance and resilience after drought depends on management intensity and species richness. *PloS one*, 7, e36992.

Internetes hivatkozások:

[http://knp.nemzetipark.gov.hu/print.php?pg=menu\\_1428&nyelv=0](http://knp.nemzetipark.gov.hu/print.php?pg=menu_1428&nyelv=0) Utolsó letöltés: 2022

## M2. További mellékletek

Melléklet 1. táblázat A 2015-ös év kísérleti elrendezése a használati tényezők részleteivel

	Mintavételi terület	Használati típus	Használati intenzitás	Tér-időbeli használati komplexitás	Tényező kombinációk sorszáma	Mintaszám területenként
1	Felső	Kaszáló	Alacsony	Közepes	1	10
2	Középső	Kaszáló	Alacsony	Közepes	1	10
3	Temető	Kaszáló	Alacsony	Közepes	1	10
4	Baracs	Kaszáló	Alacsony	Közepes	1	10
5	Mútrágy-ősgyep	Kaszáló	Alacsony	Közepes	1	10
6	Kunpesz.tülleg.	Legelő	Közepes	Közepes	2	11
7	Alsópeszéri	Legelő	Közepes	Közepes	2	10
8	Tengelyúti dűlő	Legelő	Közepes	Közepes	2	10
9	Ordító bejárat	Legelő	Magas	Alacsony	3	10
10	Égett túllegelt	Legelő	Magas	Alacsony	3	10
11	Birkalegelő	Legelő	Magas	Alacsony	3	10
12	Nagyfalulapos	Legelő	Alacsony	Magas	4	10
13	Kovács-rét	Legelő	Alacsony	Magas	4	10
14	Szalag -erdő	Kombinált	Alacsony	Közepes	5	10
15	Égett tanya	Kombinált	Alacsony	Magas	6	11
16	Surman tanya	Kombinált	Magas	Közepes	7	10
17	Libás-erdő	Kombinált	Magas	Közepes	7	10

Melléklet 2. táblázat A 2017-2018-2019-es évek kísérleti elrendezése a használati tényezők részleteivel. A 2017-es évben nem szerepelt a mintavételben a Kettős-hegy nevű mintaterület. A mintaszám átlagosan 9 volt minden területen.

Mintavételi terület sorszáma	Mintavételi terület	Használati típus	Használati intenzitás	Tér-időbeli használati komplexitás	Tényezőkombináció sorszáma
1	Rekettyés	Kaszáló	Alacsony	Alacsony	1
2	Borföld melletti	Kaszáló	Alacsony	Alacsony	1
3	Temető	Kaszáló	Alacsony	Alacsony	1
4	Kovács-rét	Legelő	Alacsony	Magas	2
5	Kettős-hegy	Legelő	Alacsony	Magas	2
6	Alsópeszéri-rétek	Legelő	Magas	Alacsony	3
7	Tengelyúti dűlő	Legelő	Magas	Alacsony	3
8	Gubó-hegy	Legelő	Magas	Alacsony	3
9	Leveles-rét	Legelő	Magas	Magas	4
10	Szalag-erdő	Kombinált	Alacsony	Alacsony	5
11	Égett-tanya	Kombinált	Alacsony	Magas	6
12	Ordító	Kombinált	Magas	Magas	7

Melléklet 3. táblázat Regisztrált fajok és gyakorisági sorrendjük 2017-2018-2019 nyarainak felvételei alapján

Fajnév	Regisztrált előfordulási szám	Fajnév	Regisztrált fajok előfordulási	Sorszám
--------	-------------------------------	--------	--------------------------------	---------

		<i>számának sorrendje</i>		
<i>Achillea asplenifolia</i>	277	<i>Galium verum</i>	323	1.
<i>Achillea collina</i>	119	<i>Festuca pseudovina</i>	307	2.
<i>Achillea pannonica</i>	2	<i>Ononis spinosa</i>	297	3.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	2	<i>Serratula tinctoria</i>	296	4.
<i>Agropyron repens</i>	100	<i>Chrysopogon gryllus</i>	295	5.
<i>Agrostis stolonifera</i>	157	<i>Dactylis glomerata</i>	295	6.
<i>Allium angulosum</i>	3	<i>Lotus corniculatus</i>	279	7.
<i>Allium sp.</i>	3	<i>Achillea asplenifolia</i>	277	8.
<i>Allium sphaerocephalon</i>	1	<i>Knautia arvensis</i>	246	9.
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	<i>Polygala comosa</i>	243	10.
<i>Ambrosia elatior</i>	3	<i>Molinia sp. (caerulea)</i>	231	11.
<i>Anagallis foemina</i>	1	<i>Carex flacca</i>	229	12.
<i>Anthericum ramosum</i>	13	<i>Tetragonolobus maritimus</i>	202	13.
<i>Anthyllus vulneraria</i>	7	<i>Plantago lanceolata</i>	197	14.
<i>Arabis hirsuta</i>	120	<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	193	15.
<i>Arabis recta</i>	6	<i>Festuca arundinacea</i>	189	16.
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	15	<i>Genista tinctoria</i>	189	17.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	<i>Peucedanum cervaria</i>	189	18.
<i>Asparagus officinalis</i>	1	<i>Holoschoenus romanus</i>	188	19.
<i>Asperula cynanchica</i>	2	<i>Plantago media</i>	184	20.
<i>Aster lynosiris</i>	1	<i>Briza media</i>	177	21.
<i>Astragalus asper</i>	4	<i>Carex caryophyllea</i>	175	22.
<i>Betonica officinalis</i>	61	<i>Linum catharticum</i>	171	23.
<i>Blackstonia perfoliata</i>	7	<i>Potentilla heptaphylla</i>	170	24.
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	1	<i>Leontodon hispidus</i>	161	25.
<i>Botriochloa ischaemum</i>	20.	<i>Brachypodium pinnatum</i>	160	26.
<i>Brachypodium pinnatum</i>	160	<i>Agrostis stolonifera</i>	157	27.
<i>Briza media</i>	177	<i>Carex tomentosa</i>	156	28.
<i>Bromus sp.</i>	1	<i>Koeleria javorkae</i>	156	29.
<i>Bromus sterilis</i>	1	<i>Centaurea sadleriana</i>	155	30.
<i>Calamagrostis epigeios</i>	11	<i>Poa angustifolia</i>	152	31.
<i>Campanula cervicaria</i>	17	<i>Picris hieracioides</i>	148	32.
<i>Campanula glomerata</i>	55	<i>Phragmites australis</i>	143	33.
<i>Campanula sibirica</i>	12	<i>Cynodon dactylon</i>	132	34.
<i>Carex acutiformis</i>	1	<i>Silene vulgaris</i>	132	35.
<i>Carex caryophyllea</i>	175	<i>Arabis hirsuta</i>	120	36.
<i>Carex distans</i>	78	<i>Achillea collina</i>	119	37.
<i>Carex flacca</i>	229	<i>Ranunculus polyanthemus</i>	116	38.
<i>Carex panicea</i>	66	<i>Coronilla varia</i>	109	39.
<i>Carex sp.</i>	4	<i>Filipendula vulgaris</i>	109	40.
<i>Carex tomentosa</i>	156	<i>Rhinanthus serotinus</i>	109	41.
<i>Carlina vulgaris</i>	39	<i>Sanguisorba officinalis</i>	105	42.
<i>Celtis occidentalis</i>	15	<i>Orchis coriophora</i>	102	43.
<i>Centaurea jacea</i> subsp. <i>angustifolia</i>	193	<i>Medicago lupulina</i>	101	44.
<i>Centaurea sadleriana</i>	155	<i>Agropyron repens</i>	100	45.

<i>Centaurium littorale</i>	14	<i>Daucus carota</i>	98	46.
<i>Centaurium pulchellum</i>	15	<i>Linum austriacum</i>	89	47.
<i>Cerastium pumilum/ glutinosum</i>	36	<i>Crataegus monogyna</i>	88	48.
<i>Cerastium subtr.</i>	6	<i>Inula salicina</i>	85	49.
<i>Cerastium vulgare</i>	23	<i>Seseli annuum</i>	83	50.
<i>Chrysopogon gryllus</i>	295	<i>Carex distans</i>	78	51.
<i>Cichorium intybus</i>	22	<i>Cuscuta sp. (epithymum)</i>	75	52.
<i>Cirsium arvense</i>	5	<i>Senecio erucifolius</i>	67	53.
<i>Cirsium canum</i>	12	<i>Carex panicea</i>	66	54.
<i>Cirsium vulgare</i>	2	<i>Betonica officinalis</i>	61	55.
<i>Clinopodium vulgare</i>	3	<i>Verbascum phoeniceum</i>	59	56.
<i>Convolvulus arvensis</i>	3	<i>Pimpinella saxifraga</i>	58	57.
<i>Coronilla varia</i>	109	<i>Campanula glomerata</i>	55	58.
<i>Crataegus monogyna</i>	88	<i>Salvia pratensis</i>	55	59.
<i>Cuscuta sp. (epithymum)</i>	75	<i>Silene nutans</i>	53	60.
<i>Cynodon dactylon</i>	132	<i>Iris spuria</i>	44	61.
<i>Dactylis glomerata</i>	295	<i>Equisetum ramosissimum</i>	41	62.
<i>Daucus carota</i>	98	<i>Carlina vulgaris</i>	39	63.
<i>Deschampsia caespitosa</i>	23	<i>Hieracium bauchinii</i>	38	64.
<i>Dianthus pontederiae</i>	4	<i>Silene multiflora</i>	37	65.
<i>Dianthus superbus</i>	3	<i>Cerastium pumilum/ glutinosum</i>	36	66.
<i>Dorycnium germanicum</i>	5	<i>Thymus pannonicus</i>	36	67.
<i>Draba nemorosa</i>	9	<i>Thesium arvense</i>	35	68.
<i>Echium vulgare</i>	3	<i>Trifolium pratense</i>	34	69.
<i>Elymus hispidus</i>	2	<i>Pyrus pyraster</i>	32	70.
<i>Equisetum arvense</i>	5	<i>Euphrasia sp. (stricta)</i>	31	71.
<i>Equisetum palustre</i>	3	<i>Festuca pratensis</i>	30	72.
<i>Equisetum ramosissimum</i>	41	<i>Schoenus nigricans</i>	30	73.
<i>Erigeron acris</i>	1	<i>Scorzonera humilis</i>	30	74.
<i>Erophyla verna</i>	3	<i>Gymnodenia conopsea</i>	29	75.
<i>Eryngium campestre</i>	1	<i>Plantago maritima</i>	29	76.
<i>Eryngium campestre</i>	11	<i>Leucanthemum vulgare</i>	28	77.
<i>Euphorbia cyparissias</i>	21	<i>Linum perenne</i>	28	78.
<i>Euphorbia lucida</i>	4	<i>Helictotrichon pubescens</i>	25	79.
<i>Euphorbia palustris</i>	21	<i>Potentilla erecta</i>	25	80.
<i>Euphorbia virgata (/segueriana)</i>	2	<i>Taraxacum officinale</i>	25	81.
<i>Euphrasia sp. (stricta)</i>	31	<i>Succisa pratensis</i>	24	82.
<i>Fallopia convolvulus</i>	1	<i>Cerastium vulgare</i>	23	83.
<i>Festuca arundinacea</i>	189	<i>Deschampsia caespitosa</i>	23	84.
<i>Festuca pratensis</i>	30	<i>Cichorium intybus</i>	22	85.
<i>Festuca pseudovina</i>	307	<i>Ophrys scolopax</i>	22	86.
<i>Festuca rupicola</i>	21	<i>Euphorbia cyparissias</i>	21	87.
<i>Filipendula vulgaris</i>	109	<i>Euphorbia palustris</i>	21	88.
<i>Frangula alnus</i>	15	<i>Festuca rupicola</i>	21	89.
<i>Galium boreale</i>	13	<i>Botriochloa ischaemum</i>	20	90.
<i>Galium verum</i>	323	<i>Lotus tenuis</i>	20	91.
<i>Genista tinctoria</i>	189	<i>Prunus spinosa</i>	20	92.
<i>Globularia punctata</i>	3	<i>Prunella vulgaris</i>	19	93.



<i>Gymnadenia conopsea</i>	29	<i>Teucrium chamaedris</i>	18	94.
<i>Helictotrichon pubescens</i>	25	<i>Campanula cervicaria</i>	17	95.
<i>Hieracium bauchinii</i>	38	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	15	96.
<i>Holoschoenus romanus</i>	188	<i>Celtis occidentalis</i>	15	97.
<i>Hypericum perforatum</i>	1	<i>Centaureum pulchellum</i>	15	98.
<i>Inula britannica</i>	2	<i>Frangula alnus</i>	15	99.
<i>Inula salicina</i>	85	<i>Centaureum littorale</i>	14	100.
<i>Iris sibirica</i>	1	<i>Anthericum ramosum</i>	13	101.
<i>Iris spuria</i>	44	<i>Galium boreale</i>	13	102.
<i>Juncus compressus/ gerardii</i>	2	<i>Campanula sibirica</i>	12	103.
<i>Juniperus communis</i>	1	<i>Cirsium canum</i>	12	104.
<i>Knautia arvensis</i>	246	<i>Calamagrostis epigeios</i>	11	105.
<i>Koeleria cristata</i>	11	<i>Eryngium campestre</i>	11	106.
<i>Koeleria javorkae</i>	156	<i>Koeleria cristata</i>	11	107.
<i>Leontodon hispidus</i>	161	<i>Phleum phleoides</i>	11	108.
<i>Leucanthemum vulgare</i>	28	<i>Veronica jaquinii</i>	11	109.
<i>Ligustrum vulgare</i>	2	<i>Viola ambigua</i>	11	110.
<i>Linum austriacum</i>	89	<i>Potentilla reptans</i>	10	111.
<i>Linum catharticum</i>	171	<i>Rumex acetosa</i>	10	112.
<i>Linum perenne</i>	28	<i>Draba nemorosa</i>	9	113.
<i>Lizimachia vulgaris</i>	1	<i>Ranunculus acris</i>	9	114.
<i>Lotus corniculatus</i>	279	<i>Thalictrum simplex subsp. galioides</i>	9	115.
<i>Lotus tenuis</i>	20	<i>Anthyllus vulneraria</i>	7	116.
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	4	<i>Blackstonia perfoliata</i>	7	117.
<i>Malus sp.</i>	2	<i>Medicago falcata</i>	7	118.
<i>Medicago falcata</i>	7	<i>Vicia cracca</i>	7	119.
<i>Medicago lupulina</i>	101	<i>Arabis recta</i>	6	120.
<i>Melilothus albus</i>	2	<i>Cerastium subtetr.</i>	6	121.
<i>Melilotu officinalis</i>	1	<i>Mentha aquatica</i>	6	122.
<i>Mentha aquatica</i>	6	<i>Podospermum canum</i>	6	123.
<i>Molinia sp. (coerulea)</i>	231	<i>Cirsium arvense</i>	5	124.
<i>Muscari neglectum</i>	1	<i>Dorycnium germanicum</i>	5	125.
<i>Myosotis ramosissima</i>	2	<i>Equisetum arvense</i>	5	126.
<i>Odontites purpurea</i>	2	<i>Rumex thyrsiflorus</i>	5	127.
<i>Ononis spinosa</i>	297	<i>Astragalus asper</i>	4	128.
<i>Ophrys scolopax</i>	22	<i>Carex sp.</i>	4	129.
<i>Orchis coriophora</i>	102	<i>Dianthus pontederiae</i>	4	130.
<i>Ornithogalum kochii</i>	2	<i>Euphorbia lucida</i>	4	131.
<i>Pastinaca sativa</i>	1	<i>Lychmis flos-cuculi</i>	4	132.
<i>Peucedanum cervaria</i>	189	<i>Thrinicia nudicaulis</i>	4	133.
<i>Phleum phleoides</i>	11	<i>Veronica prostrata</i>	4	134.
<i>Phleum pratense</i>	1	<i>Vicia angustifolia</i>	4	135.
<i>Phragmites australis</i>	143	<i>Allium angulosum</i>	3	136.
<i>Picris hieracioides</i>	148	<i>Allium sp.</i>	3	137.
<i>Pimpinella saxifraga</i>	58	<i>Ambrosia elatior</i>	3	138.
<i>Plantago lanceolata</i>	197	<i>Clinopodium vulgare</i>	3	139.
<i>Plantago maritima</i>	29	<i>Convolvulus arvensis</i>	3	140.
<i>Plantago media</i>	184	<i>Dianthus superbus</i>	3	141.

<i>Poa angustifolia</i>	152	<i>Echium vulgare</i>	3	142.
<i>Poa compressa</i>	1	<i>Equisetum palustre</i>	3	143.
<i>Podospermum canum</i>	6	<i>Erophyla verna</i>	3	144.
<i>Polygala comosa</i>	243	<i>Globularia punctata</i>	3	145.
<i>Potentilla erecta</i>	25	<i>Trifolium repens</i>	3	146.
<i>Potentilla heptaphylla</i>	170	<i>Achillea pannonica</i>	2	147.
<i>Potentilla reptans</i>	10	<i>Agrimonia eupatoria</i>	2	148.
<i>Prunella laciniata</i>	1	<i>Alopecurus pratensis</i>	2	149.
<i>Prunella vulgaris</i>	19	<i>Arrhenatherum elatius</i>	2	150.
<i>Prunus spinosa</i>	20	<i>Asperula cynanchica</i>	2	151.
<i>Pulicaria dysenterica</i>	1	<i>Cirsium vulgare</i>	2	152.
<i>Pyrus pyraeaster</i>	32	<i>Elymus hispidus</i>	2	153.
<i>Quercus robur</i>	1	<i>Euphorbia virgata (/segueriana)</i>	2	154.
<i>Ranunculus acris</i>	9	<i>Inula britannica</i>	2	155.
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	116	<i>Juncus compressus/ gerardii</i>	2	156.
<i>Rhamnus catharticus</i>	2	<i>Ligustrum vulgare</i>	2	157.
<i>Rhinanthus serotinus</i>	109	<i>Malus sp.</i>	2	158.
<i>Rosa canina</i>	1	<i>Melilothus albus</i>	2	159.
<i>Rubus caesius</i>	1	<i>Myosotis ramosissima</i>	2	160.
<i>Rumex acetosa</i>	10	<i>Odontites purpurea</i>	2	161.
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	5	<i>Ornithogalum kochii</i>	2	162.
<i>Salvia pratensis</i>	55	<i>Rhamnus catharticus</i>	2	163.
<i>Sanguisorba officinalis</i>	105	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	2	164.
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	2	<i>Trifolium campestre</i>	2	165.
<i>Schoenus nigricans</i>	30	<i>Viola sp.</i>	2	166.
<i>Scorzonera humilis</i>	30	<i>Allium sphaerocephalon</i>	1	167.
<i>Senecio erucifolius</i>	67	<i>Anagallis foemina</i>	1	168.
<i>Serratula tinctoria</i>	296	<i>Asparagus officinalis</i>	1	169.
<i>Seseli annuum</i>	83	<i>Aster lynosiris</i>	1	170.
<i>Silene alba</i>	1	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	1	171.
<i>Silene multiflora</i>	37	<i>Bromus sp.</i>	1	172.
<i>Silene nutans</i>	53	<i>Bromus sterilis</i>	1	173.
<i>Silene vulgaris</i>	132	<i>Carex acutiformis</i>	1	174.
<i>Sonchus arvensis</i>	1	<i>Erigeron acris</i>	1	175.
<i>Succisa pratensis</i>	24	<i>Eryngium campestre</i>	1	176.
<i>Taraxacum officinale</i>	25	<i>Fallopia convolvulus</i>	1	177.
<i>Tetragolobus maritimus</i>	202	<i>Hypericum perforatum</i>	1	178.
<i>Teucrium chamaedris</i>	18	<i>Iris sibirica</i>	1	179.
<i>Thalictrum simplex</i> subsp. <i>galioides</i>	9	<i>Juniperus communis</i>	1	180.
<i>Thesium arvense</i>	35	<i>Lizimachia vulgaris</i>	1	181.
<i>Thrinacia nudicaulis</i>	4	<i>Melilotu officinalis</i>	1	182.
<i>Thymus pannonicus</i>	36	<i>Muscari neglectum</i>	1	183.
<i>Tragopogon pratensis/dubium</i>	1	<i>Pastinaca sativa</i>	1	184.
<i>Trifolium campestre</i>	2	<i>Phleum pratense</i>	1	185.
<i>Trifolium pratense</i>	34	<i>Poa compressa</i>	1	186.
<i>Trifolium repens</i>	3	<i>Prunella laciniata</i>	1	187.
<i>Verbascum phoeniceum</i>	59	<i>Pulicaria dysenterica</i>	1	188.
<i>Veronica arvensis</i>	1	<i>Quercus robur</i>	1	189.

<i>Veronica jaquinii</i>	11	<i>Rosa canina</i>	1	190.
<i>Veronica prostrata</i>	4	<i>Rubus caesius</i>	1	191.
<i>Veronica spicata</i>	1	<i>Silene alba</i>	1	192.
<i>Vicia angustifolia</i>	4	<i>Sonchus arvensis</i>	1	193.
<i>Vicia cracca</i>	7	<i>Tragopogon pratensis/dubium</i>	1	194.
<i>Vicia lathyroides</i>	1	<i>Veronica arvensis</i>	1	195.
<i>Viola ambigua</i>	11	<i>Veronica spicata</i>	1	196.
<i>Viola rupestris</i>	1	<i>Vicia lathyroides</i>	1	197.
<i>Viola sp.</i>	2	<i>Viola rupestris</i>	1	198.

## **KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS**

Szeretnék köszönetet mondani a munkámban segédkező következő személyeknek: Babai Dánielnek, Csathó András Istvánnak, Erdélyi Arnoldnak, Hartdégen Juditnak, Lengyel Attilának, Kálmán Nikolettának, Mártonffy Andrásnak, Hábczyus Alida Annának, Szegleti Zsófiának, Vig Ákosnak, Máté Andrásnak, Tóth Tímeának, Deme Juditnak, Sharifiyan Abolfazlnak, Gantuya Batdelgernek, Pónya Nikolettnek, Haszonits Gyözőnek, Schmidt Dávidnak, Besnyői Verának. Külön köszönettel tartozom konzulenseimnek, valamint Molnár Zsoltnak és Molnár Ábelnek a sok segítségért és tanácsaikért a munkáim során. A vizsgálatokban továbbá az ÚNKP-19-3-I-SZIE-37 ösztöndíj is segítséget nyújtott.