



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Georgikon Campus, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

AZ OPTIMÁLIS TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉS KIVÁLASZTÁSÁT SEGÍTŐ VIZSGÁLATOK A NYIRÁDI SÁR-ÁLLÓN

Studies to assist the selection of optimal conservation management
of the Nyirádi Sár-álló

TDK dolgozat

Lábadi Vivien

Természetvédelmi mérnök, MSc

Konzulensek:

Dr. Bódis Judit, egyetemi docens

Pacsai Bálint, tanársegéd

Készthely, 2022.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és célkitűzés	3
2. Irodalmi áttekintés	5
2.1. Képerjések dinamikája és veszélyeztetettsége	5
2.1.3. Felhagyás okai és következményei, az élőhely jövője	5
2.3. A Nyirádi Sár-álló tájhasználat-története	9
3. Anyagok és módszerek	12
3.1. A mintaterület bemutatása	12
3.2. Vizsgálati módszerek	13
3.2.1. Természetvédelmi célú kezelések	13
3.2.2. Mintavétel	15
3.2.3. Adatelemzés	15
4. Vizsgálati eredmények.....	17
4.1. Fajszámok változása.....	17
4.2. Shannon-féle diverzitás és Simpson-diverzitás	18
4.3. Biomassza vizsgálatok	20
4.4. Cönológiai vizsgálatok.....	22
4.4.1. Főbb csoportok borításának változásai	22
4.4.2. Természetvédelmi szempontból fontos fajok borításának változásai.....	25
5. Eredmények értékelése	29
5.1. Alapállapot.....	29
5.2. Fajszámok változása.....	29
5.3. Shannon-féle diverzitás és Simpson-diverzitás	30
5.4. Biomassza vizsgálatok	30
5.5. Cönológiai vizsgálatok.....	31
5.6.Következtetések, javaslatok.....	33
6. Összefoglalás.....	35
Köszönetnyilvánítás	36
7. Irodalomjegyzék.....	37
8. Melléklet	42

1. Bevezetés és célkitűzés

Az ember az önfenntartás, a jólét elérése céljából folyamatosan változtatja, formálja környezetét, melynek ő maga is része, így a világ folyamatosan változik. Ha az utóbbi évtizedeket nézzük, ez a változás egyre gyorsabb. Más lett a gazdálkodás, drasztikusan megváltozott a tájhasználat, és ebből egyre több természetvédelmi probléma adódik.

Az utóbbi évszázadban az ember észrevette a természet védelmének szükségességét és a hagyományos értékek fenntartásának, megőrzésének igényét. E megőrzés érdekében egy fontos feladat a hagyományos tájhasználat megismerése és fenntartása, de napjaink gazdasági-társadalmi helyzetében ez nem egyszerű feladat. A hazai nemzeti parkok feladatuknak érzik, hogy megpróbálják fenntartani ezt a hagyományos tájhasználatot, pótolni ott, ahol az megszűnt és más úton már nem lehet, hogy az ezáltal a természeti és az ember által létrehozott értékeket megóvják a pusztulástól, elenyészéstől. Ezt hívjuk ma természetvédelmi kezelésnek. Feladatuk, hogy kiválasszák és végrehajtsák az adott területre leginkább pozitívan ható kezelé(s)ket.

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság hasonló feladatok előtt áll, ez a nemzeti park is ilyen problémákkal küzd. A kékperjéseket - mivel gazdasági értékük alacsony – a mezőgazdaság intenzifikációja során hamar felhagyták. A Nyirádi Sár-állón és a Batyki lápréten hasonló problémák jelentek meg és ugyanaz a kérdés merült fel: hogyan lehetne a természeti értékeket megőrizni?

A BfNPI azzal kereste meg a Georgikon Campust, hogy a természeti értékekben gazdag Nyirádi Sár-álló védett természeti terület kékperjés rétjein a felhagyás következtében kedvezőtlen folyamatok indultak be, a természeti, főként botanikai értékeinek fennmaradását több tényező is veszélyezteti, és ezek ellen keresnék a területre legalkalmasabb kezelési módot.

A Campus munkatársai a nemzeti park igazgatóság koordinálásával kezelési kísérletet indítottak a területen. Ezen kísérlet célja, hogy a cönológiai, valamint biomassza vizsgálatok adatai alapján megfigyelhessük, milyen változások történtek egy, illetve több év kezelés után. A kísérlet 2019-ben indult, a nemzeti park és (az egyetem részéről) az EFOP-3.6.1-16-2016-00015 pályázat támogatásával. Az első közös terepbejárás 2018 őszén történt, ahol egyeztettük a kezelési kísérlet alapjait, felmértük a lehetséges mintaterületeket. A tél folyamán kidolgoztuk a vizsgálatok módszertanát, melyben dr. Kelemen András segített bennünket. 2019-ben megtörtént a mintaterület kijelölése, az alapállapot-felmérés, majd az első kezelés. Azóta pedig minden évben elvégezzük a cönológiai felmérést és a destruktív mintavételt. Az elmúlt 3 évben több hallgatótársammal együtt nagy szerepünk volt a kutatásban, aktívan részt vettem a

cönológiai felmérésben és a destruktív minták begyűjtésében, az adatok digitalizálásában és kiértékelésében is. 2020-ban több szakdolgozat és TDK dolgozat (Lábadi, 2020; Svajda, 2020), egy angol nyelvű tudományos cikk (Bódis és mtsai. 2021), valamint egy poszter (Fülöp és mtsai. 2021) is készült, amelyek az első év változásait értékelték. Ebben az évben én feldolgoztam a terület tájhasználat-történetét is (Lábadi, 2020).

A kísérlet megvalósításában részt vevő évfolyamtársaim más szakon folytatták tanulmányaikat, így 2021-ben a terepi- és labormunkát, az adatbevitelt és az adatfeldolgozást is egyedül végeztem, s az eredményeket ebben a dolgozatban mutatom be.

Konkrét célkitűzéseim az alábbiak voltak:

- 1.) Az élő és a holt, valamint egyszikű és kétszikű biomassza mennyiségének változásának megállapítása a különböző kezelésben részesülő területeken a két kezelési év után.
- 2.) Annak megállapítása, hogy a mintaterületeken előforduló védett és ritka fajok, egyes növénycsoportok, valamint a problémát jelentő növényfajok hogyan reagálnak az egyes kezelésekre.
- 3) Az előző pontok eredményei alapján a területre helyes természetvédelmi kezelés kiválasztása, vagy annak megvizsgálása, hogy két év után lehet-e a területre helyes kezelési módot biztonsággal kiválasztani.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Kékperjések dinamikája és veszélyeztetettsége

2.1.1. A kékperjés élőhely rövid általános jellemzése

A kékperjés rétek nedves réti élőhelytípus, melyekben a kékperje fajok (*Molinia caerulea* és *M. arundinacea*) az uralkodók. Többszintű, sűrű, magasgyepű rétek, ahol a kékperje erőteljesen zsombékolhat. Jellemző növényfajai a buglyos szegfű (*Dianthus superbus*), az északi galaj (*Galium boreale*), a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*), a szibériai nőszirm (*Iris sibirica*), a kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*), az ördögharaptafű (*Succisa pratensis*). Jellemző az élőhelyre a kora tavaszi felszíni vízborítás, majd a nyári hónapokban a víz visszahúzódik a felszín alá. A kékperjés állományokat az egyre hosszabb, száraz nyarak mellett az emberi beavatkozások (lecsapolás, kaszálás felhagyása) miatti kiszáradás, cserjésedés, inváziós fajok térhódítása is fenyegeti. Fennmaradásukhoz mérsékelt használat, rendszeres kezelés, a vizek elvezetését szolgáló csatornák megszüntetése szükséges (Bölöni és mtsai. 2011; Máté, 2014).

2.1.2. Az élőhely múltja, jelenlegi helyzete

A hazai állományok jelentős része antropogén eredetű, az üde erdők irtásainak helyén, valamint lápok lecsapolása nyomán jöttek létre. A kékperjés réteket takarmánytermő területnek, legelőnek egyaránt használták. A kaszálás időpontját a széna felhasználásának módja határozta meg. Amennyiben takarmányozásra használták fel, úgy júniusban kaszáltak, amennyiben viszont alomnak használták, szeptemberben, októberben vágták le. A legeltetés főként szarvasmarhával, kisebb részt lóval és juhval történt. Aszályos években a kaszálókát is legeltették, legtöbbször sarjúlegelőként használták. Az 1800-as évek végéig az országban a kaszált és a legeltetett kékperjésekből is nagy területekkel rendelkezünk, jelenleg a kékperjés láprétek kiterjedése Magyarországon összesen csupán közel 8000 hektár (Máté, 2014).

2.1.3. Felhagyás okai és következményei, az élőhely jövője

A természetes és természetközeli gyepek jelentős szerepet töltenek be a biodiverzitás fenntartásában (Valkó, 2016). Ezen gyepes területek hazánkban is jelentős részben ember által létrehozott élőhelyek, mégis a legfajgazdagabb életközösségek közé tartoznak Európában (Poschlod és mtsai., 2009; Wilson és mtsai., 2012). Megőrzésük azért is kiemelten fontos, mert nagy diverzitásuk mellett és részben annak következtében nagy gazdasági és társadalmi

jelentőségük van, ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak, zöldfolyosóként funkcionálhatnak, valamint tájképi értékekkel is bírnak (Margóczi, 2001; Kárpáti és Takács, 2008).

Az európai országokban az urbanizáció, az iparosodás és a mezőgazdasági intenzifikáció következtében a hagyományosan kezelt gyepterületek borítása a korábbi kiterjedésük töredékére csökkent (1. táblázat). Az extenzív állattartásról áttértek az intenzív állattartásra, valamint a szántóföldi takarmánynövények termesztésére széna helyett. Ennek következtében az extenzív legeltetésű állatállomány is jelentősen csökkent (Valkó és mtsai., 2018). A fent említettek következményeként számos további területet fenyeget a hagyományos tájhasználat felhagyása, amely a területen található értékeket jelentős mértékben veszélyezteti, elsősorban az avar felhalmozódásának, a cserje- és fafajok, valamint gyomfajok megjelenésének következményeként (Valkó és mtsai., 2012a).

1. táblázat. A szántó, rét és legelő területek a mai Magyarország területére számított változásai 1853-tól 1960-ig. (forrás: Paládi-Kovács, 1979)

Megnevezés	1853		1895		1935		1949		1960	
	1000 k. h.	%	1000 k. h.	%	1000 k. h.	%	1000 k. h.	%	1000 k. h.	%
Szántó	6000	37,2	8874	55,5	9733	60,3	9570	59,2	9227	57,1
Rét	1860	11,5	1389	8,7	1149	7,1	1067	6,6	860	5,3
Legelő	2800	17,3	2204	13,8	1708	10,6	1575	9,8	1639	10,2

A biomassza eltávolításával járó zavarás központi szerepet játszik a gyepek nyílt tájszerkezetének és biodiverzitásának fenntartásában. Ez különösen igaz a természetközeli gyepek esetében, amelyeket évszázados emberi földhasználat hozott létre és tartott fenn (Valkó és mtsai., 2018).

A gyepgazdálkodás megszűnésének egyik elsődleges következménye az **avar felhalmozódása**, mely a nedves, magas termőképességű területeken a legintenzívebb. Valkó és munkatársai (2012b) a mezofil gyepekben kétszeres, a nedves gyepekben pedig háromszoros avarnövekedést tapasztaltak tizenöt év elhagyás után. Ez a felhalmozódott avarréteg csapdaként működik a magok esetében, megakadályozza az adott élőhelytípusra jellemző, fényigényes fajok magjainak csírázását, így általában a fajösszetétel homogenizálódása és a kevés számú konkurens fűfaj (*Molinia arundinacea*, *Calamagrostis epigeios*) térnyerése következik be a többi, gyepekre jellemző fajok kárára. A felhalmozódott száraz avar fokozott tűzveszélyhez is vezethet (Valkó és mtsai. 2018).

A természetközeli gyepek kezelése a másodlagos **erdősődés** és a szukcesszió megelőzése érdekében is elengedhetetlen (Tälle és mtsai. 2018). Az erdők betelepülése komoly veszélyt jelent, különösen a boreális és az erdőssztyepp övezetekben, valamint jó termőhelyi adottságú területeken, ahol a fás növényzet gyorsan megtelepedhet. A felnövő fásszárúak leárnyékolhatják az alacsonyabb lágyszárú fajokat, így gátolva fejlődésüket (Pápay és mtsai. 2017). A felhagyás egy ilyen gyepterületen már 20 év után a gyep növényzetének közel teljes eltűnéséhez vezethet (Valkó és mtsai. 2018).

A természetközeli gyepek **fennmaradását** az extenzív művelés teszi lehetővé, azonban a művelés ezeken a területeken az utóbbi évtizedekben vagy egyre intenzívebbé vált (Penksza és mtsai. 2013), vagy pedig ezzel párhuzamosan számos területet parlagon hagytak, nagyrészt azokat, amelyek intenzív mezőgazdasági termelésre nem alkalmasak (Zimmermann és mtsai. 2012). Mindkét folyamat a gyepek biodiverzitásának csökkenéséhez vezet (Valkó és mtsai. 2011).

A gypfajok általában nem rendelkeznek hosszú távon tartósan fennmaradó magbankkal (Valkó és mtsai. 2011), így a felhagyás óta eltelt idő növekedésével csökken a **helyreállítás** lehetősége. Ebből a szempontból a közelmúltban felhagyott gyepterületek helyreállítási kilátásai ígéretesebbek. A felhagyás negatív hatásainak enyhítésére ökológiai szempontból a hagyományos gazdálkodási módok visszaállítása lenne a legjobb megoldás (Valkó és mtsai. 2011). A megfelelő módszer kiválasztásakor a gazdálkodók általában a legeltetés és a kaszálás két lehetősége közül választanak, ezek a gypgazdálkodás és a természetvédelmi célú kezelések legelterjedtebb módszerei. Ezeket a kezelési módokat a kaszálás időzítésének és gyakoriságának, a biomassa-eltávolítás módjának, vagyis, hogy kézzel vagy géppel végzik-e a kaszálást, a kaszálógép típusának, vagy legeltetés esetében a legelő állat típusának figyelembevételével kell az adott terület igényeihez igazítani (Valkó és mtsai. 2018).

A megtervezett kontrollált égetés nagy kiterjedésű területek alternatív, alacsony munkaigényű, így költséghatékony kezelési módja lehet. Alkalmazása azonban csak olyan gyepterületeken javasolt, ahol a tűz a múltban jelen volt a tájban hagyományos kezelésként, és a területen nincsenek olyan veszélyeztetett fajok, amelyekre az égetés kifejezetten káros lehet (Kiss és mtsai. 2018). Európa bizonyos területein, például Skóciában és a Balti államokban az égetés évezredek óta a hagyományos tájhasználat hangsúlyos eleme volt, azonban napjainkban ezt a legtöbb területen a gazdasági és társadalmi változások miatt már nem folytatják. Az égetés alkalmazásának feltételeiről jelenleg még jelentős ismerethiány van. Európában újabban több vizsgálat is foglalkozik a tűznek a gyepekre gyakorolt hatásaival (Antonsen és Olsson, 2005;

Hansson és Fogelfors, 2000; Kahmen és mtsai. 2002; Köhler és mtsai. 2005; Liira és mtsai. 2008; Page és Goldammer, 2004), de még így kevés a témával kapcsolatos publikáció, ezért az égetés jelenleg csak kísérletes elővizsgálatok után ajánlható (Valkó és mtsai. 2018). A kevés hazai vizsgálat egyikében Ónodi és mtsai. (2007, 2011) kiskunsági nyaras-borókásokban a legeltetésnek a tüzek terjedésére gyakorolt hatását vizsgálta, Samu és mtsai. (2010) pedig a tűz futóbogarakra és pókokra gyakorolt hatásait tanulmányozta leégett száraz gyepekkel mozaikoló homoki borókásokban és nyarasokban.

Az előbbi három módszer mellett alacsony költségvetése és munkaigénye miatt szintén alkalmazzák a szárzúzást, mint alternatív módszert. A szárzúzó a zúzott növényi részeket felaprítja és szétteríti a területen. Előnye, hogy cserjék és kisebb fák eltávolítására is alkalmas, ezért gyakran alkalmazzák lágy- és fás szárú özőnfajok visszaszorítására (Csiszár és Korda, 2015; Kiss és mtsai. 2018), illetve a levágott anyag területen való hagyásával a propagulumok is nagyobb mennyiségben maradhatnak a helyszínen.

2.2. A Nyirádi Sár-álló természetföldrajzi jellemzése

A Nyirádi Sár-álló Veszprém megyében található, a Devecseri-Bakonyalja kistájban. Maga a kistáj egy tagolatlan, terjedelmes hegyláb felszín, 60%-a síkság. A kistáj mérsékelten hűvös és mérsékelten nedves éghajlatú, a csapadék évi összege 670–710 mm közötti (Dövényi, 2010).

A kistáj területét eredetileg cseres-tölgyesek uralták, napjainkban a kavicsháton nagyrészt természetközeli cseres-kocsányos tölgyeseket, az üdébb részeken gyertyános-kocsányos tölgyeseket, a mély fekvésű részeken pedig kékperjés cseres-tölgyeseket és legeltetett zárt száraz gyepeket láthatunk. Nyirád környékén fennmaradtak lápi vegetációtípusok is (Király és mtsai., 2008).

A Sár-álló a mellette található Korcsma-tag erdőrésszel együtt egy síksági vízválasztót képez, ezért a környéket lefolyástalan vagy gyenge lefolyású területek alkotják (Futó és Mesterházy, 2013). A területen két jelentősebb patak található: a Meleg-víz és a Kígyós-patak, melyek korábban bővizű és sebes folyású patakok voltak. A Kígyós-patak Nyirád település északi határát, a Meleg víz a Sár-álló déli határát érinti. A terület vízrajzát átalakító munkálatok a 20. század második felében kezdődtek. A vizenyős területek, sekély vízállások és mélyedések lecsapolása érdekében egy lecsapolóárkot ástak, ezzel legalább 1 métert süllyesztettek a talajvíz szintjén. Ez a csatorna ma már nagyrészt üledékkel feltöltődött. A nagyobb károkat mégsem ezek a lecsapolási munkálatok okozták, hanem a 80-as években kiásott nagyméretű csatorna. A Meleg-víz felől a Kígyós-patak felé egy átvezető árkot ástak, mivel a Meleg-víz vízszállító

képessége kevés volt az akkor működő bauxitbányák egyre fokozódó vízkitermeléséhez. Ezt az átvezető medret azonban túlmélyítették (10 méter széles, helyenként 5 méter mély), így a meder lecsapolja a környező vizenyős területeket, lápréteket (Futó és Mesterházy, 2013). A nyirádi bauxitbányák területén végzett évtizedekig tartó karsztvíz-süllyesztés következtében a Meleg-víz természetes vízutánpótlása megszűnt, viszont a környékbeli szivattyúk által kiemelt karsztvizet a Meleg-vízbe vezették. Jelenleg a patak száraz és időszakos jellegű, nem kap mesterséges vízutánpótlást, természetes utánpótlását pedig a Nyirád térségében történő folyamatos ivóvíz célú vízkitermelés akadályozza (internet1). A Kígyós-patak szintén a 90-es évekig vezette el a Nyirád és Halimba közötti bauxitbányák miatt kiszivattyúzott karsztvíz egy jelentős részét, azonban napjainkban a bányászat megszűnt (internet2; internet3), így vízhozama a 90-es évekhez képest annak csupán töredéke (internet4).

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság 2004-ben egy részleges megoldást jelentő élőhelyrekonstrukciót végzett a Sár-álló területén. Az árok északi oldalával párhuzamosan, 700 méter hosszúságban és egy méter mélységben geotextíliát ástott le, amely egy vízzáró falként működik és mérsékli a talajvíz oldalirányú kifolyását a területről. Az eredmények már a következő évben jelentkezték, a terület talajvízszintje emelkedett. A végleges megoldást az jelentené, ha a víz útját a csatorna mindkét szélén elgátolnák (Futó és Mesterházy, 2013).

2.3. A Nyirádi Sár-álló tájhasználat-története

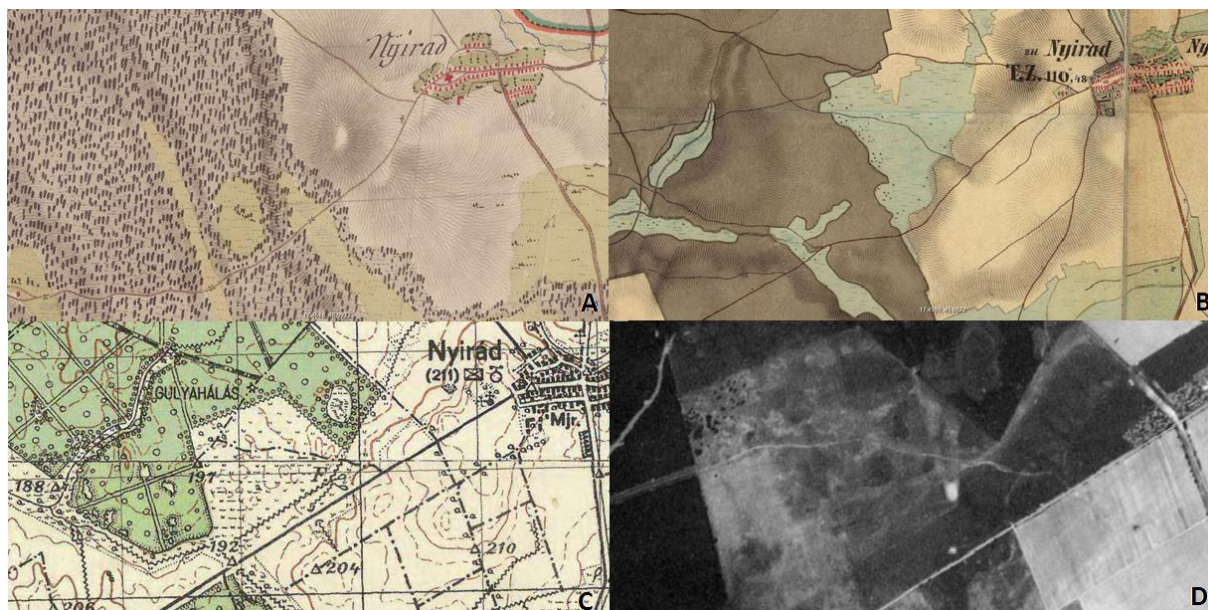
A terület tájhasználat-történetét térképi források alapján a 18. század végétől ismerjük. Az I. Katonai Felmérés idején (1784) Nyirádtól nyugatra nagy kiterjedésű erdő volt, melyben (a mai Sár-álló területén) hosszan elnyúló, részben vizenyős rétek voltak, kisebb hagyásfa csoportokkal (1A. ábra). Ezeken a vizenyős részeken több helyen hidak íveltek át az utakon, ez jól mutatja a terület állandó vizes jellegét. A felmérés térképén több gémeskutat is ábrázolnak, ebből arra következtethetünk, hogy legeltették ezeket a területeket (Lábadi, 2020).

A II. Katonai Felmérés (1845) térképlapján már a falu körüli szántó és az erdő között egy kiterjedtebb, összefüggő vizenyős rétet ábrázolnak ritkán álló fákkal, cserjékkel (1B. ábra). Az erdőben további, facsoportokkal szabdaltnak tűnő nedves rétek voltak. Az átvezető utakon itt is több helyen hidakat ábrázoltak, ami továbbra is állandó nedvességre utal. A mai Sár-álló határa először az 1858-ban készült kataszteri térképen rajzolódik ki élesen. Ebben az időben egyházi birtokként egybefüggő, nagy területként művelték, nem volt apró parcellákra osztva (internet5).

Az 1941-ben készült Magyarország katonai felmérés térképlapján is jól kirajzolódik a Sár-álló területe (1C. ábra). Az erdőt itt is kisebb tisztások szakítják meg. A „GULYAHÁLÁS”

feliratból arra következtethetünk, hogy ebben az időszakban is legeltetéssel hasznosították a területet (Lábadi, 2020).

A CORONA kéműhold 1960-as felvételén a terület fátlan, ami intenzív hasznosításra, kaszálásra, legeltetésre utal (1D. ábra). A Sár-álló északnyugati részén látható egy fás legelő jellegű facsoport. A későbbi műholdfelvételeken (1967, 1973) nagyobb nagyításban jól kivehetőek a nyílt víztükrök, mélyedések, erek. Az 1979-es és 1980-as űrfelvételeken nyomon követhető a terület lecsapoló árkanak kialakítása. Ekkor már a terület művelésének intenzitása csökkent, elindult a cserjésedés (internet5; internet6).



1. ábra A Nyirádi Sár-álló területe az I. Katonai Felmérés térképlapján (A), a II. Katonai Felmérés térképlapján (B), Magyarország katonai felmérése térképlapján (C) és a CORONA kéműhold felvételén (D) (forrás: internet5)

A 2010-es felvételen az látható, hogy a Sár-álló erősen cserjésedik, erdősödik (2A. ábra). Az ároktól északra már csak az árok mellett voltak gyepek. A terület északkeleti részén egy fenyőállomány jelent meg. 2015-ben már jól láthatóak (2B. ábra) a BfNPI természetvédelmi célú kezeléseinek és élőhelyrekonstrukciójának eredményei. Az erdősülés, cserjésedés visszaszorult és egy nagyobb erdőfenyves foltot levágtak (Lábadi, 2020).



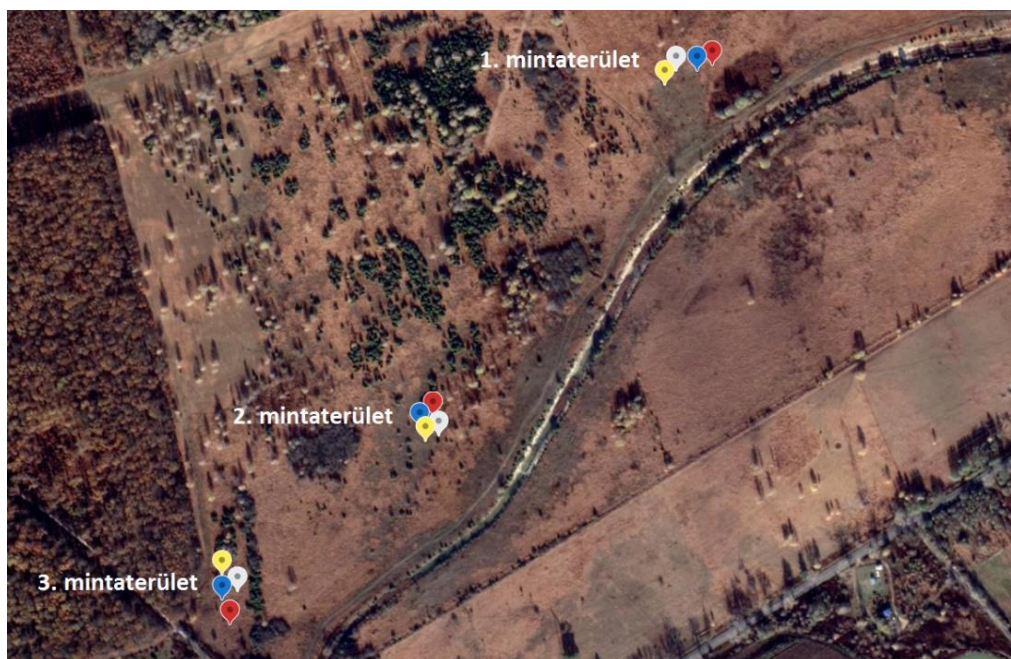
2. ábra A Sár-álló területe 2010. április 17-én (A), valamint 2015. március 21-én (B). A zöld nyilak jelölik az erdei fenyves folt elhelyezkedését, a sárga nyíl pedig a cserjésedés visszaszorulásának leglátványosabb változásait (forrás: internet6)

3. Anyagok és módszerek

3.1. A mintaterület bemutatása

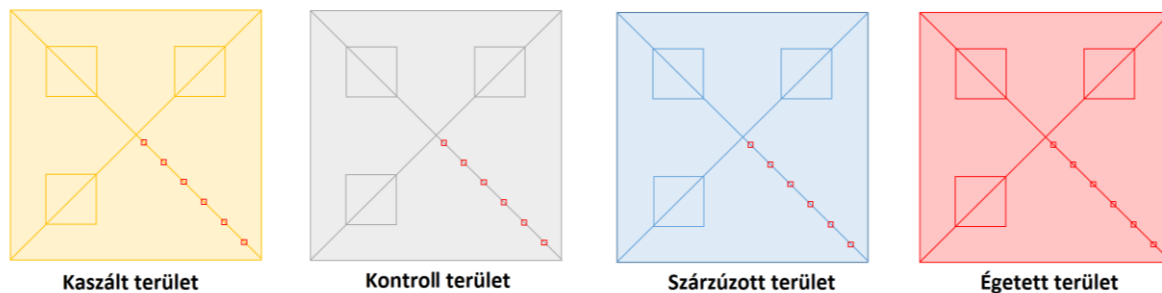
A Nyirádi Sár-álló 2005. július 14. óta a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság működési területe alá tartozó, egyedi jogszabállyal védett, országos jelentőségű Természetvédelmi Terület. Ezen kívül Natura 2000 különleges természetmegőrzési terület (Felső-Nyirádi-erdő és Meggyes erdő), része a Bakony-Balaton Geoparknak és mint magterület, része az Országos Ökológiai Hálózatnak is.

A kísérlethez három mintaterületet jelöltünk ki a Nyirádi Sár-állón (3. ábra). Törekedtünk rá, hogy a területek távolabb essenek egymástól, viszont a vegetációtípus (kiszáradó kékperjés láprét) hasonló legyen és ugyanazok a természetvédelmi problémák (jelentős kékperje avar felhalmozódás, cserjésedés, magas aranyvessző jelenléte) jelenjenek meg.



3. ábra Mintaterületek elhelyezkedése. Az ábrán minden 10x10m-es kvadrátot egy gombostű jelöl. A sárga a kaszált, a fehér a kontroll, a kék a szárazúzott, a piros szín az égetett területet jelöli (forrás: internet7)

Az egyes mintaterületeken belül 4 db 10x10 méteres kvadrátot jelöltünk ki, hármat a különböző kezelési módoknak, valamint egyet a kontroll területnek (4. ábra), a kvadrátok között pedig egy minimum 5 méteres pufferzónát hagytunk. A kvadrátok sarkainak koordinátáit bemértük, valamint fa karókkal jelöltük ki a könnyebb megtalálás érdekében.



4. ábra A 10x10 méteres kvadrátok egy mintaterületen belül. A 2x2 méteres állandó kvadrátokban történtek a cönológiai vizsgálatok. A 20x20 centiméteres négyzetek a destruktív mintavételi helyeket jelöli az alapállapot felmérés idejében (forrás: saját ábra)

Mindhárom mintaterület mindegyik kvadrátjában 3 darab cönológiai felméréshez állandó, 2x2 méteres négyzeteket jelöltünk ki a kvadrátok átlói mentén, ezek sarokpontjait egyedi számozású fém szögekkel jelöltük.

A biomassza vizsgálatokhoz szükséges mintavétel a 10x10 méteres kvadrátok negyedik negyedében, 2019-ben az átló mentén történt (4. ábra). Egy kvadráton belül 6 darab 20x20 centiméteres területet jelöltünk ki minden évben, ügyelve arra, hogy az évek során ezek a mintavételi helyek ne essenek egybe.

3.2. Vizsgálati módszerek

3.2.1. Természetvédelmi célú kezelések

Mindhárom mintaterület első kvadrátját jelöltük ki kaszálásra, a másodikat kontrollnak, a harmadikat szárazúzásra, a negyediket pedig égetésre. Az égetést csak 3 évente tervezzük ismételni, az égetést követő években az égetés helyett szárazúzást alkalmazunk. Az egyes kezelési módokat színekkel jelöltük (kaszált területet sárgával, kontroll területet fehérrel, szárazúzottat kékkel, égetett területet pirossal).

A kezeléseket a BfNPI szakembereinek irányításával és segítségével végeztük el. A kaszálásra és szárazúzásra kijelölt területeket egyidőben kaszáltuk le (minden évben július 15-e körül), majd az előbbiről lehordtuk a szénát, utóbbin pedig rajta hagytuk az aprítékot, ezzel imitálva a szárazúzást. Az égetést vegetációs perióduson kívül végeztük (5. ábra).



5. ábra: A kontroll (A), szárazúzott (B) és kaszált (C) kvadrát a természetvédelmi kezelések után, égetett D kvadrát (forrás: Bódis Judit, Pacsai Bálint, saját)

A kaszálás idejének megválasztásával (június 15-e után) figyelembe vettük a madárvédelmi szempontokat, az égetés idejének megválasztását (szélcsendes idő, fagyott talaj) pedig a növény- és állatvilág védelme egyaránt befolyásolta (Viszló és mtsai. 2011).

A kezelések időpontjai:

2019.07.16. Kaszálás és szárazúzás

2020.01.10. Égetés

2020.07.16. Kaszálás, szárazúzás, égetetten szárazúzás

2021.07.15. Kaszálás és szárazúzás, égetetten kaszálás

A dolgozatban mindvégig ezeket a kezelési megnevezéseket alkalmazom, de valójában minden kezelés csak kezelés imitációnak tekinthető. A kaszálás során használt motoros lengőkasza nem tömöríti a talajt és más a vágásképe is, mint a nagygéppel végzett kaszálásnak. A szárazúzás során is lengőkaszt alkalmaztunk, annyi különbséggel, hogy a lekaszált növényzetet rajta hagytuk a mintaterületen. A lekaszált növényzet nem került felaprításra.

3.2.2. Mintavétel

Az alapállapot-felmérést 2019. 05. 29–30. és 2019. 06. 6–7. között végeztük el, majd minden év júniusában (2020.06.04–11. és 2021.06.16–21.) zajlott a cönológiai vizsgálat és a destruktív mintavétel.

Minden évben, mindhárom mintaterület mind a négy kvadrátjában 3 db cönológiai felvételt készítettünk. Az adott négyzetekben az ott jelenlévő növényfajok borításértékei mellett megbecsültük az avar-, a talaj-, a lágyszárú-, illetve a cserjék összborítását is. A borításértékeket százalékos formában adtuk meg. Azoknak a fajoknak, melyek borításértéke nem érte el az egy százalékot, csupán prezenciájukat jegyeztük fel.

A biomassza-vizsgálatokhoz szükséges destruktív mintákat szintén minden évben, mindhárom mintaterület mind a négy kvadrátjában begyűjtöttük. Egy kvadráton belül 6 darab mintát vettünk, közöttük minimum 1 méteres pufferezónát hagyva. A gyűjtéséhez a kijelölt 20X20 centiméteres területekről a talajfelszín felett minden élő és holt biomasszát begyűjtöttünk. Ezeket szobahőmérsékleten kiszárítottuk, majd minden egyes mintát 4 frakcióba válogattunk szét: egyszikű élő, kétszikű élő növényzet, valamint egyszikű avar és kétszikű avar. A frakciókat analitikai mérleggel (Adventure Pro Av412), század gramm pontossággal mértük le.

3.2.3. Adatelemzés

A cönológiai felvételek elemzése során a fajokhoz tartozó borításértékeket használtuk, az 1%-os borításértéket el nem érő fajok esetében (ahol csak a prezenciát jegyeztük fel) a számítások során egyöntetűen 0,1%-ot alkalmaztunk borításként. A kezeléseknél az egyes fajokra gyakorolt hatásának vizsgálatához csak azokat a kvadrátokat vettük figyelembe, amelyekben az adott faj legalább egyszer megjelent, ezért ezeknél a fajoknál feltüntettük az esetszámot is az eredmények fejezet táblázataiban.

A Shannon-diverzitást az általánosan használt $H = -\sum[(n/N) * \log(n/N)]$ egyenlet alapján számoltuk, ahol n adott faj %-os borítása a felvételen belül, N pedig a felvételben szereplő fajok összesített borításértéke %-ban. A Simpson-diverzitás index kiszámításához a $D = 1 - \sum \left(\frac{n}{N}\right)^2$ egyenletet használtuk, ahol a Shannon-diverzitáshoz hasonlóan n adott faj %-os borítását jelöli a felvételen belül, N pedig a felvételben szereplő fajok összesített borításértéke %-ban.

Az évek során begyűjtött destruktív mintákból származó biomassza (összes biomassza, élő és holt biomassza, egyszikű és kétszikű biomassza) tömegeket egyszempontos

varianciaanalízissel (ANOVA) és post-hoc Tukey-tesztel hasonlítottuk össze, majd évenként és kezeléstípusonként részleteztük, elsősorban a szignifikáns változásokat mutató paraméterekre fókuszálva. A varianciaanalízist IBM SPSS program 23.0-s verzióval végeztük.

Az átlagolt borításértékeket kiemelt fajonként, szabad talaj, avar és cserje átlag borításként, valamint a fűneműek és dudvaneműek borításértékeként csoportokba szedve is kiértékeljük, kezelésként és évenként.

A „fűneműek” csoportjába a *Poaceae*, a *Juncaginaceae* és a *Cyperaceae* családba tartozó fajok összegzett borításértékét vettük. A „dudvaneműek” csoportjába került minden egyéb, a kvadrátokban előforduló lágyszárú növényfaj, a csoport borításértékét ezen fajok összességének borítása adja.

A kiemelt, védett és egyéb, természetvédelmi szempontból jelentős fajok esetében táblázatosan jelenítettük meg az eredményeinket, melyekben feltüntettük az esetszámot, az átlagos borítást, a szórást és a minimum-maximum értékeket kezeléskénti és évenkénti bontásban. Így az állományalkotó nádképű kékperje (*Molinia arundinacea*), az özönfaj magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), a szukcessziós folyamatok révén lényeges cserjeborítás, a regionálisan ritka csarab (*Calluna vulgaris*) és szőrfű (*Nardus stricta*) borítás- és frekvencia értékeit külön is elemeztük.

Ezen borításértékek változásait a két egyéves (2019-2020 és 2020-2021), illetve a kétéves (2019-2021) viszonylatokban, kezelésként külön kétmintás T-próbákkal hasonlítottuk össze, melyet IBM SPSS program 23.0-s verzióval végeztük.

4. Vizsgálati eredmények

4.1. Fajszaók változása

A három év cönológiai felvételei során összesen 162 lágyszárú fajt jegyeztünk fel, ebből 10 faj védett. Az egyes kezelésekhez tartozó felvételekben megjelenő fajok száma a két év során mindhárom kezelés hatására emelkedett, míg a kontroll területeken közel változatlan maradt. A kezelt területekre jellemző volt, hogy az első kezelés után mutattak nagyobb ugrást a fajszámban, majd ez az állapot rögzült a következő évre. Egyedül az égetéssel kezelt területeken volt további növekedés az összesített fajszám tekintetében a második kezelési évet (ami szárazzás volt) követően is (2. táblázat).

2. táblázat. Fajszaók (db) változása az egyes kezelések és évek szerint

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	23,33	8,80	12	33
	2020	25,22	8,94	15	38
	2021	23,67	11,62	9	39
Kaszált	2019	26,44	6,33	20	38
	2020	34,00	7,12	23	46
	2021	33,67	10,2	17	47
Szárzúzott	2019	25,89	8,72	12	40
	2020	32,33	11,53	14	47
	2021	32,44	10,97	16	46
Égetett	2019	22,44	9,42	12	38
	2020	27,00	11,27	13	43
	2021	28,56	9,67	16	40

Az összes fajszámhoz viszonyítva a legjelentősebb változások az égetett és a szárazzúzott területeken mentek végbe. Az alapállapot felmérés során az égetésre kijelölt kvadrátokban 76, a szárazzúzásra kijelölteken pedig 82 fajt jegyeztünk fel. Az első kezelést követően az égetett területen 23 új faj került elő és 12 faj tűnt el, a szárazzúzott területeken 27 új faj jelent meg, 10 faj pedig nem került elő. A második kezelés után már mindkét területen kisebb, de még határozott változást tapasztaltunk. Az égetett területen továbbra is nőtt az összesített fajszám (92 fajt találtunk, az előző évhez képest 18 faj tűnt el és 23 jelent meg), míg a szárazzúzott területeken csökkent (96 faj került elő, 2020-hoz képest 14 fajt nem találtunk, továbbá 10 faj került elő).

A kaszással kezelt területen a szárazúzáshoz hasonló, de kevésbé erős változásokat tapasztaltunk. Az alapállapotban feljegyzett 89 fajból az első kezelés hatására 10 faj tűnt el, és 21 új fajt találtunk, míg a második kezelés után itt is csökkent az összesített fajszám (94 faj, 2020-ban mért állapothoz képest 14 faj tűnt el és 8 faj jelent meg).

A legtöbb területen a 2021-ben eltűnt fajok túlnyomó részét a 2020-ban újonnan megjelent fajok tették ki, a kaszált területeken ezzel szemben feltűnően alacsony volt az átfedés mértéke a két csoport között (3. táblázat).

3. táblázat. Az összes, adott évben eltűnt vagy megjelent fajok száma 2019-től 2021-ig az egyes kezelések szerinti bontásban

Kezelés			Fajok száma (db)		
			2019	2020	2021
Kontroll	összesen		74	85	78
	eltűnt		-	9	16
	megjelent	új	-	20	6
		ismét	-	-	3
Kaszált	összesen		89	100	94
	eltűnt		-	10	14
	megjelent	új	-	21	5
		ismét	-	-	3
Szárazúzott	összesen		83	100	96
	eltűnt		-	10	14
	megjelent	új	-	27	9
		ismét	-	-	1
Égetett	összesen		76	87	92
	eltűnt		-	12	18
	megjelent	új	-	23	17
		ismét	-	-	6

4.2. Shannon-féle diverzitás és Simpson-diverzitás

Bár az algoritmus alapján a Shannon-diverzitás a fajszámra, a Simpson-diverzitás pedig a dominanciaviszonyokra érzékeny, mindkét esetben nagyon hasonló irányú változásokat tapasztaltunk a két index értékeiben (4. táblázat; 5. táblázat). Az alapállapot-felmérés során közel azonos Shannon-diverzitás értékekkel rendelkező kontroll és égetett területek diverzitása 2020-ban erőteljesen, közel azonos mértékben lecsökkent. 2021-re mindkét kezeléstípusnál emelkedett a diverzitás értéke, de míg a kontrollterületek esetében ez nem érte el első évben tapasztalt értékeket, az égetett területeken egy jelentős ugrással a 2019-es szint fölé emelkedtek

a diverzitás értékek. A Simpson-diverzitás értékeinél is hasonló változásokat tapasztaltunk. A kaszált területek voltak azok, melyek 2020-ban a többi területhez hasonló csökkenés mellett a legnagyobb mértékben megőrizték diverzitásukat, majd 2021-re ez az érték is mindkét diverzitási mutató esetében növekedett. A szárazúzott területeken a 2020-as csökkenést követően 2021-ben a többi évhez és kezelt területhez képest is a legmagasabb diverzitás értékeket kaptuk, mindezt a Shannon-diverzitás esetében aránylag alacsony szórás mellett (4. táblázat; 5. táblázat).

4. táblázat. Shannon-diverzitás indexek a kezelések és évek függvényében

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	1,643	0,577	0,930	2,457
	2020	1,334	0,493	0,685	2,132
	2021	1,542	0,535	0,833	2,372
Kaszált	2019	2,035	0,714	0,917	3,194
	2020	2,025	0,718	1,244	3,309
	2021	2,235	0,669	1,413	3,238
Szárazúzott	2019	2,012	0,513	1,251	2,624
	2020	1,886	0,542	0,984	2,828
	2021	2,335	0,550	1,442	3,024
Égetett	2019	1,670	0,447	1,153	2,304
	2020	1,390	0,536	0,778	2,188
	2021	1,888	0,572	0,921	2,644

5. táblázat. Simpson-diverzitás indexek a kezelések és évek függvényében

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	0,627	0,172	0,333	0,832
	2020	0,504	0,177	0,258	0,720
	2021	0,592	0,158	0,317	0,813
Kaszált	2019	0,732	0,171	0,363	0,950
	2020	0,697	0,156	0,506	0,956
	2021	0,753	0,158	0,529	0,948
Szárazúzott	2019	0,738	0,150	0,456	0,893
	2020	0,678	0,153	0,390	0,900
	2021	0,804	0,130	0,581	0,936

Égetett	2019	0,609	0,127	0,455	0,786
	2020	0,533	0,166	0,287	0,773
	2021	0,673	0,160	0,391	0,869

4.3. Biomassza vizsgálatok

Az alapállapot-felmérés során (2019) megállapítottuk, hogy mindhárom mintaterületen nagy mennyiségű biomassza volt jelen, ennek számottevő részét a holt biomassza adta. A kezelések előtt az élő biomassza átlagos tömege mind a négy kezelési módra kijelölt területen hasonló volt (10,50–10,97 g). A holt biomassza átlagértékei egy kivétellel szintén hasonlóan alakultak: az égetéssel kezelt, kontroll és kaszált területeken 41,10 g, 41,72 g és 40,66 g, míg a szárazúzott területeken valamivel nagyobb (48,37 g) átlagértéket tapasztaltunk. Az egyszikű (élő és holt) biomassza kezelések előtti átlagai közt is hasonló arányokat figyeltünk meg: az égetésre kijelölt területek esetében 48,60 g, a kaszálásra váró területeknél 49,50 g, a kontroll területeken pedig 51,07 g volt az átlagos tömeg, míg a szárazúzásra váró területeken ez az érték szintén valamivel magasabb, átlagosan 57,07 g volt. Az összes (élő és holt) kétszikű biomassza mennyisége lényegesen kevesebb volt az egyszikű biomasszához képest. A legtöbb kétszikű biomassza az égetésre váró területeken volt (3,31 g). A szárazúzásra és kaszálásra váró területeken ez az átlag 2,67 g és 2,02 g volt, a kontroll területen pedig csak 1,62 g (melléklet 1. táblázat).

Bár az egyes kezelésekre kijelölt területek között a korábban bemutatott eltérések mutatkoztak, ezek a különbségek egyetlen tényező szerint sem voltak szignifikánsak (ANOVA, post-hoc Tukey-teszt), a területek kijelölése ezek alapján megfelelőnek bizonyult, így a kezelések hatását mindhárom mintaterületet összevonva vizsgálhattuk, azokat a továbbiakban összevontan értékeljük.

4.3.1. Kontroll (beavatkozásokkal nem érintett) területek változásai

A biomassza összetételében a vizsgált időszakban 5 vizsgált paraméter esetében észleltünk szignifikáns változást (melléklet 2. táblázat). Az élő egyszikű biomassza, az élő kétszikű biomassza, az összes élő biomassza és az összes kétszikű biomassza mennyisége monoton módon emelkedett a teljes vizsgálati időszakban. Ezzel szemben a holt kétszikű biomassza 2020-ban alig felére lecsökkent, majd a 2021-es felmérés során már a többi változóhoz hasonlóan nagyobb értékeket tapasztaltunk az alapállapothoz viszonyítva is (melléklet 1. táblázat).

4.3.2. Kaszálással kezelt területek változásai

A kaszált területek biomasszája esetében a vizsgált időszakban 6 paraméter mutatott szignifikáns változásokat (melléklet 2. táblázat). A kaszált területeken az élő egyszikű biomassza mennyisége az első kezelést követően enyhén csökkent, majd 2021-re az előző évben mért mennyiséghez képest közel duplájára nőtt. Az összes élő biomassza mennyiségében az első és a második év között enyhe növekedést figyeltünk meg, majd ez az érték is 2021-re közel megduplázódott. A holt egyszikű biomassza és az összes holt biomassza mennyisége az első év után tapasztalt markáns csökkenés után a második kezelési beavatkozást követően kissé növekedett, de ekkor sem érte el az alapállapot-felmérés során tapasztalt értékeknek a felét. Az összes egyszikű biomassza mennyisége 2019 és 2020 között felére csökkent, majd 2021-re a kezelések előtti érték 3/4-ére emelkedett vissza. Az összes biomassza a második évre szintén közel felére csökkent, majd 2021-ben az alapállapot-felmérés során tapasztalt mennyiség közel 4/5-ére állt vissza. Lényeges különbség, hogy míg ez 2019-ben 4:1 arányban tartalmazott holt és élő növényi részeket, 2020-ban ez az arány 1,4:1 volt, 2021-ben pedig közel 1:1 (melléklet 1. táblázat).

4.3.3. Szárazúzással kezelt területek változásai

A szárazúzással kezelt területek biomassza összetételében 6 vizsgált paraméter esetében észleltünk szignifikáns változást (melléklet 2. táblázat). Az élő egyszikű biomassza mennyisége az első kezelést követően stagnált az alapállapot-felméréshez viszonyítva, a második kezelést követően pedig az előző években mért biomasszájának közel duplájára emelkedett értékeket tapasztaltunk. Az élő kétszikű biomassza, az összes élő biomassza és az összes kétszikű biomassza mennyisége különböző mértékben, de statisztikailag igazolhatóan, monoton módon emelkedett a teljes vizsgálati ciklus során. Ezzel ellentétben a holt egyszikű biomassza és az összes holt biomassza mennyisége monoton módon csökkent (melléklet 1. táblázat).

4.3.4. Égetéssel kezelt területek változásai

A vizsgált időszakban az égetéssel kezelt mintaterületeken összesen 6 vizsgált paraméter mutatott szignifikáns változást (melléklet 2. táblázat). Az élő egyszikű biomassza és az összes élő biomassza mennyisége monoton módon emelkedett a teljes vizsgált időszakban. Eközben a holt egyszikű biomassza és az összes holt biomassza mennyisége az első kezelési beavatkozást követően jelentősen visszaesett, majd a második beavatkozást követően emelkedett, de utóbbi értékek még ekkor sem érték el a kiindulási mennyiségek felét. Az összes biomassza és az összes egyszikű biomassza mennyisége az első beavatkozást követően szignifikánsan csökkent,

a második kezelés után azonban az alapállapot-felmérés során tapasztalt értékek feléhez közelítő eredményeket kaptunk (melléklet 1. táblázat).

4.4. Cönológiai vizsgálatok

4.4.1. Főbb csoportok borításának változásai

A szabad talajfelszín aránya a kontroll kvadrátok esetében az alapállapothoz képest az első és második évre is statisztikailag igazolhatóan csökkent (melléklet 3. táblázat). A kaszált és égetett területeken az első kezelést követően szignifikánsan megnőtt, majd a következő évre mindkét esetben csökkenő értékeket tapasztalunk. A szárzúzással kezelt területeken viszont megnőtt a szabad talajfelszín átlagos borításértéke (6. táblázat).

6. táblázat. A szabad talajfelszín borítása (%) a három évben kezelésenként

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	1,89	2,32	0	6
	2020	0,91	1,52	0	4
	2021	0,33	0,71	0	2
Kaszált	2019	0,33	0,50	0	1
	2020	2,91	2,54	0	7
	2021	2,11	1,45	0	4
Szárzúzott	2019	0,78	1,09	0	3
	2020	0,79	0,82	0	2
	2021	1,00	0,87	0	2
Égetett	2019	0,56	1,13	0	3
	2020	15,78	8,54	7	35
	2021	3,11	4,70	0	15

Az alapállapot-felmérés során már megbizonyosodtunk arról, hogy az avarborítás az összes mintaterületen jelentős. A kontroll területeken 2019 és 2020 között enyhe csökkenést tapasztaltunk, majd 2021-re az avarborítás az alapállapothoz képest kissé magasabb értékekre állt be. A kaszált területen az első évhez képest statisztikailag igazolhatóan csökkent az átlagborítás (melléklet 3. táblázat). Az égetéssel kezelt területen is hasonló változások mentek végbe, viszont ezek a változások sokkal jelentősebbek. Az első kezelés hatására drasztikusan lecsökkent az avar mennyisége, majd következő évben ugrásszerűen megnőtt. Mindkét esetben szignifikáns a változás (melléklet 3. táblázat). A szárzúzott területeken az avarborítás esetében monoton csökkenő tendenciát tapasztaltunk (7. táblázat).

7. táblázat. Avarborítás (%) a három évben kezelésenként

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	98,0	2,4	94	100
	2020	96,0	2,9	90	100
	2021	99,0	1,7	95	100
Kaszált	2019	99,3	1,0	98	100
	2020	69,4	12,6	40	80
	2021	71,1	10,2	55	85
Szárzúzott	2019	99,0	1,4	96	100
	2020	92,9	4,4	85	98
	2021	92,0	5,3	80	98
Égetett	2019	99,3	1,4	96	100
	2020	16,1	6,0	10	30
	2021	70,6	15,7	40	90

A kezelések előtt (2019) a kaszálásra, az égetésre kijelölt és a kontroll területeken közel azonos volt a fűneműek átlagos borításértéke, míg a szárzúzásra váró területen ez az érték alacsonyabb volt (8. táblázat). A kontroll területeken a felvételekben szereplő (gyeptársulások szerkezetét alapvetően meghatározó) fűnemű fajok (pázsitfűvek, sások és szittyófélék) összesített borítása a második évre jelentősen emelkedett, majd 2021-re az alapállapot-felmérés idején mért érték közelébe esett vissza, a változás mindkét esetben szignifikáns (melléklet 3. táblázat). Hasonló változást figyeltünk meg a szárzúzott területeken is, azonban a kilengés kisebb volt. A kaszálással és égetéssel kezelt területeken monoton módon növekedett a fűneműek borítása a három év folyamán, azonban míg ez az égetett területeken nagyjából egyenletes ütemben zajlott, a kaszált területeken egy statisztikailag igazolható növekedést (melléklet 3. táblázat) követő lassabb emelkedés ment végbe (8. táblázat).

8 táblázat: Fűneműek borítása (%) a vizsgált években kezelésenként

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	45,1	7,2	39,0	62,4
	2020	56,9	9,0	42,1	67,4
	2021	46,9	11,0	31,0	60,1
Kaszált	2019	45,7	11,6	22,1	64,4
	2020	55,8	10,5	32,2	67,3
	2021	56,5	14,0	26,4	73,0

Szárzúzott	2019	38,0	9,7	15,4	48,0
	2020	47,3	15,4	17,1	65,0
	2021	41,1	10,7	23,9	57,1
Égetett	2019	44,8	6,5	37,2	53,2
	2020	50,6	8,4	40,2	63,1
	2021	55,5	13,9	26,2	71,4

A dudvaneműek borítása a kontroll, a kaszált és a szárzúzott területeken hasonlóan alakult, a 2019 és 2020 között bekövetkezett jelentős csökkenést követően az eredeti érték közelébe álltak vissza 2021-re. Ez a kezdeti jelentős csökkenés a kontroll és kaszálással kezelt területek esetében szignifikáns volt (melléklet 3. táblázat). A szárzúzott területek esetében 2021-re kissé alacsonyabb értékekre esett vissza a dudvaneműek borítása, itt azonban a másik két kezeléstípussal ellentétben a felvételek szórása nem nőtt, hanem jelentősen csökkent a harmadik évre. Az égetett területeken is bekövetkezett a 2019–2020 közötti csökkenés borításban, azonban 2021-ben az már az alapállapot-felmérés idején tapasztaltat jóval meghaladó értékeket vett fel (9. táblázat).

9. táblázat. A dudvaneműek borítása (%) a három évben kezelésenként

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	18,6	4,4	11,3	25,6
	2020	14,4	4,4	8,3	20,3
	2021	18,6	8,3	8,5	34,3
Kaszált	2019	21,4	12,8	5,3	44,9
	2020	16,5	9,6	5,7	35,6
	2021	23,0	12,6	12,9	48,5
Szárzúzott	2019	25,9	10,6	9,4	44,2
	2020	21,3	8,3	11,9	34,1
	2021	24,5	6,5	16,7	39,3
Égetett	2019	18,1	4,9	11,4	24,7
	2020	15,8	6,2	5,7	22,8
	2021	22,2	5,3	14,8	30,9

2020-ra a kezelt területek mindegyikében eltűnt a cserjeborítás, s ez az állapot 2021-re sem változott, ezzel szemben a kontroll területeken az első évben csupán csökkenést láthatunk (10. táblázat), majd 2021-re az az első kezelés utáni állapothoz képest statisztikailag igazolhatóan megnőtt a cserjék borítása (melléklet 3. táblázat).

10. táblázat. A cserjék borítása (%) a három évben kezelésenként

Kezelés	Év	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	1,6	1,9	0,0	5,0
	2020	0,8	1,7	0,0	5,0
	2021	2,4	3,3	0,0	10,0
Kaszált	2019	2,5	2,3	0,0	7,0
	2020	0,0	0,0	0,0	0,0
	2021	0,0	0,0	0,0	0,0
Szárzúzott	2019	0,8	1,3	0,0	4,0
	2020	0,0	0,0	0,0	0,0
	2021	0,0	0,0	0,0	0,0
Égetett	2019	2,6	2,3	0,0	5,0
	2020	0,0	0,0	0,0	0,0
	2021	0,0	0,0	0,0	0,0

4.4.2. Természetvédelmi szempontból fontos fajok borításának változásai

A nádképű kékperje (*Molinia arundinacea*) borításának változása

A nádképű kékperje az első vizsgált évben (2019) szinte minden területen jelentős, átlagosan 20–40%-os borítással jelent meg. A kaszált területeken a három év folyamán borítása lassan, de monoton módon nőtt, továbbá 2020-tól megjelent egy újabb felvételben is, így a faj az összes felvételben megjelent ettől az évtől kezdődően. A kontroll és szárzúzott területeken 2019 és 2020 között növekedést tapasztaltunk (ez a kontroll területen szignifikáns változás (melléklet 3. ábra)), majd 2021-re a kontroll területen a két érték közé állt vissza a borításérték, a szárzúzott területek esetében pedig az alapállapothoz képest is kissé alacsonyabb, eddigi legalacsonyabb értékekre. Az égetett területeken a kékperje borítása a második évre statisztikailag igazolhatóan megnőtt, majd 2021-ben hasonló, magas értéket mértünk (11. táblázat).

11. táblázat. A *Molinia arundinacea* borítása (%) a vizsgálat három évében (N azon kvadrátok száma, amelyekben előfordult a faj)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	8	27,1	17,3	0	45
	2020	8	38,1	23,0	0,1	60
	2021	8	32,5	20,0	1	55
Kaszált	2019	9	26,2	14,4	0	45
	2020	9	30,1	17,6	2	50

	2021	9	30,6	20,9	2	60
Szárzúzott	2019	9	22,6	15,5	5	40
	2020	9	27,4	21,5	2	60
	2021	9	21,6	19,0	4	50
Égetett	2019	8	34,9	14,2	4	50
	2020	8	42,4	17,2	4	60
	2021	8	41,6	18,1	3	60

A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) borításának változása

A magas aranyvessző a területen legnagyobb borításban előforduló idegenhonos inváziós növényfaj. A kaszált, a szárzúzott és az égetett területeken egyaránt (több esetben közel szignifikáns mértékben (melléklet 3.táblázat) csökkent az évek folyamán a jelenléte, miközben a kezelési beavatkozásokkal nem érintett (kontroll) területeken 2021-re majdnem megduplázódott a borítása az alapállapothoz képest (12. táblázat).

12. táblázat. A *Solidago gigantea* borítása (%) a vizsgálat három évében (N azon kvadrátok száma, amelyekben előfordult a faj)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	7	3,30	5,43	0	15
	2020	7	2,44	3,40	0,1	10
	2021	7	5,43	10,85	1	30
Kaszált	2019	4	3,03	2,54	0,1	6
	2020	4	1,53	1,25	0,1	3
	2021	4	0,28	0,49	0	1
Szárzúzott	2019	9	7,44	8,97	0	25
	2020	9	3,34	6,40	0	20
	2021	9	1,06	1,37	0,1	4
Égetett	2019	5	2,40	3,05	0	7
	2020	5	2,24	3,31	0,1	8
	2021	5	0,84	1,27	0	3

Védett fajok

A tíz védett faj közül a dunántúli sás (*Carex fritschii*) borítása 2020-ban mindenhol nőtt, a szárazúzott területek kivételével, ahol azonban a faj frekvenciájában következett be növekedés, azaz megjelent újabb kvadrátban. Kiugró növekedést mutatott a faj borítása a kontroll területeken, ahol a két év között több mint duplájára emelkedett a borítása, ezt azonban egy hasonlóan hirtelen csökkenés követte 2021-ben. Bár csökkent a faj borítása a kaszált és az égetett területeken, azonban az alapállapot-felmérés értékeit meghaladták a 2021-es adatok. 2020 és 2021 között a faj borításának növekedése csak a szárazúzott területeken volt jellemző, itt azonban a növekvő tendencia ellenére is az eredeti állapotnál alacsonyabb értékeket tapasztaltunk (melléklet 4. táblázat).

Az alapállapot-felmérés során két kezeléstípusban (szárazúzott és égetett) kimutatott északi sás (*Carex hartmannii*) borítása mindkét kezelés mellett jelentősen csökkent (melléklet 5. táblázat). Azt azonban érdemes megemlíteni, hogy csupán két darab 2x2 méteres kvadrátban találtuk meg a faj egyedeit.

A réti szegfű (*Dianthus deltoides*) a kaszálással kezelt területeken változatlan borítási értékekkel maradt fenn, miközben a szárazúzott területeken borítása növekvő tendenciát mutat annak ellenére, hogy az alapállapot-felmérésnél nem regisztráltuk a faj jelenlétét. A faj 2021-ben az égetett területek egyik kvadrátjában is megjelent, számottevő borítással (melléklet 6. táblázat).

A kövi pimpót (*Potentilla rupestris*) egyetlen kvadrátban, a kontroll területéről sikerült korábban kimutatni, ahol a borítása az első évet követő visszaesés után 2021-re visszaemelkedett a kiindulási értékre (melléklet 7. táblázat).

A lápi nyúlfarkfüvet (*Sesleria caerulea*) csak a kaszálásra kijelölt területeken sikerült detektálnunk. A faj frekvenciájában voltak az évek során változások, de a borítási értékek emelkedő tendenciát mutatnak (melléklet 8. táblázat).

A szürkés ördög szem (*Scabiosa canescens*) egyedeit az alapállapot-felmérés során számos kvadrátban sikerült detektálnunk, azonban a faj a kaszált területek kivételével évről-évre kisebb borítással és kevesebb kvadrátban kerül elő (melléklet 9. táblázat).

A piros pozdor (*Scorzonera purpurea*) az első kaszálást követően egy kvadrátban került elő (melléklet 10. táblázat), majd ugyanitt a második kezelés után is kimutattuk jelenlétét.

A kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia*) borítási értékei látszólag stagnálnak a kezelési beavatkozásoktól függetlenül (melléklet 11. táblázat). Említést érdemel azonban, hogy a kaszált területeken két új kvadrátban is megjelentek a faj egyedei.

A pusztai árvalányhaj (*Stipa pennata*) a kontroll területek egyetlen felvételében került elő az alapállapot-felmérés során, később viszont egyetlen kvadrátban sem sikerült kimutatnunk a jelenlétét (melléklet 12. táblázat).

A kisvirágú pacsirtafű (*Polygala amarella*) az alapállapot-felmérés során került elő, a szárazúzásra kijelölt területek egyik kvadrátjában, viszont a későbbi években ezt a fajt nem találtuk meg (melléklet 13. táblázat).

A szibériai nőszirom (*Iris sibirica*) egyedül 2020-ban, egy mintaterület, egyetlen szárazúzással kezelt kvadrátjában került elő (melléklet 14. táblázat).

A szarvas hagyma (*Allium carinatum*) borítása a kaszált területeken növekvő tendenciát mutat. A szárazúzott területeken a kezeléseket követően detektáltuk, majd 2021-re – frekvenciájában mutatott kilengés ellenére – nőtt a borításértéke. A faj a kontroll területek egyetlen felvételében került csak elő, 2020-ban (melléklet 15. táblázat).

Egyéb, természetvédelmi szempontból fontos fajok borításának változása

A csarab (*Calluna vulgaris*) a kezeléseket megelőzően, az égetésre kijelölt területeken került elő, majd a következő években is minden esetben megtaláltuk az egyedeit (melléklet 16. táblázat), bár az alapállapothoz képest kisebb borításban.

A merev szőrfű (*Nardus stricta*) 2019-ben a kaszálásra és a kontrollként kijelölt területeken volt jelen, mindkét helyen – a frekvenciaértékekben történő kilengések mellett – emelkedett 2021-re a borítása (melléklet 17. táblázat).

5. Eredmények értékelése

5.1. Alapállapot

Társulástani szempontból a mintaterületek az alapállapot-felmérés során összességében változatosnak mutatkoztak, melyet a különböző mintaterületek színezőelemeiben való számos kisebb eltérés okoz. Mivel mindhárom területen kijelölésre került mind a négy kezelési típus, és ezek egymástól az alapállapot-felmérés idején nem voltak egymástól a vizsgált mutatóik alapján megkülönböztethetők, a Nyirádi Sár-állón kijelölt területek alkalmasak a kezelések hatásának nyomon követésére és összehasonlítására. Már egyetlen alkalommal elvégzett kezelés is okozott statisztikailag igazolható változásokat a növényzet összetételében, a következő évben elvégzett kezelések pedig ezekre a hatásokra többnyire ráerősítettek.

A legnagyobb kimutatható hatást az első évben elvégzett kezelés okozta, ami nem volt váratlan, hiszen régóta ismert a növényzet látványos reakciója egy hosszabb kezeletlen periódus után (Lepš, 1987). Kiss és mtsai. (2018) is hasonló tendenciát tapasztaltak kaszálással és szárazúzással kezelt kékperjés lápréteken. Az égetéssel kezelt területeken a második kezelés is komoly változásokat hozott, bár ezeket a területeket a második évben szárazúzással kezeltük, tehát részben az elérő kezelési mód alkalmazásával is magyarázható ez a jelenség.

5.2. Fajszámok változása

Minden kezelési beavatkozás emelte a fajszámot, miközben a kezelési beavatkozásokkal nem érintett (kontroll) területek fajszáma stagnált. Annak ellenére, hogy az egyes években hasonló fajszámokat tapasztaltunk, nagyon jelentős fajkicserélődés ment végbe. A fajszám rövid távú növekedését Beltman és mtsai. (2003) is tapasztalták hasonló kezelési kísérletek során, viszont hosszú távon fajszám-csökkenésről számoltak be.

Az összes fajszám esetében tapasztalt relatív állandóság a konkrét fajok jelenlétének és hiányának vizsgálatával jobban árnyalható. A legtöbb esetben az állandóság mögött valójában dinamikus folyamatok állnak, jelentős számú faj tűnt el és jelent meg minden évben, mindegyik területen. Ez alól a kontroll területek sem voltak kivételek, ami az évjáráthatás és a sztochaszticitás jelentőségét mutatja.

Az összes fajszámhoz viszonyítva a legjelentősebb változások az égetett és a szárazúzott területeken mentek végbe, és míg a többi területen évente erősen változott az eltűnt/megjelent növényfajok aránya, az égetett területeken mindkét évben mindkét irányban jelentős mozgás volt tapasztalható, ami valószínűleg az égetés nagyobb bolygatást okozó hatásával magyarázható. Török és mtsai (2007) a kaszálással kezelt kékperjés lápréten mutattak ki

hasonló, statisztikailag igazolható eredményeket. A kezelt területeken az összesített fajszám és a dudvaneműek fajszáma szignifikánsan nagyobb volt a kontroll területekénél. 12 év rendszeres kezelés eredményeként a területegységre eső fajszám szignifikánsan magasabb lett a kezelt területeken.

A legtöbb területen a 2021-ben eltűnt fajok túlnyomó részét a 2020-ban újonnan megjelent fajok tették ki, a kaszált területeken ezzel szemben feltűnően alacsony volt az átfedés mértéke a két csoport között, ami inkább egy iránnyal rendelkező folyamatot jelez, mintsem véletlenszerűen, időlegesen megjelenő/eltűnő fajok által okozott fluktuációt.

5.3. Shannon-féle diverzitás és Simpson-diverzitás

A mintaterületek Shannon-diverzitását tekintve az egyik legfeltűnőbb jelenség, hogy miközben az összes fajszám minden kezeléstípus esetében nőtt, a Shannon-diverzitás értéke csökkent 2019 és 2020 között. Ezt valószínűleg a 2020-as év szárazabb tavasza eredményezhette, minek következtében a nagyobb tartalékokkal rendelkező zsombékoló pázsitfűvek ideiglenesen nagyobb hangsúllyal jelenhettek meg a felvételekben, erősen csökkentve a szerkezeti változatosságot.

Hasonló változásokat mutatott a Simpson diverzitás index is. 2019 és 2020 között minden kezelési módnál és a kontroll területen is csökkent a diverzitás, majd 2021-re a kontroll területen az első évben mért érték alá esett, a kaszált, szárazított és égetett területeken pedig afölé emelkedett.

A kontroll és égetett területeken alacsonyabb volt ez az index, mint a kaszált és szárazított területek esetében. Az állományalkotó nádképű kékperje borításértékei többnyire ezt vissza is adják, ugyanis ez az index érzékeny a dominanciaviszonyokra. A kaszált és szárazított területeken alacsonyabb volt a faj átlagborítása, míg az égetett területen magasabb. Ha a domináns nádképű kékperjét sikerül a rendszeres kezeléssel visszaszorítani, azzal más fűnemű és dudvanemű fajok gyakorisága, illetve borításaránya növekedhet, ami a strukturális diverzitást mindenképpen növelné.

5.4. Biomassza vizsgálatok

Minden területen az egyszikűek túlsúlya jellemezte a mintákat, így az élő, holt és az összes élő+holt egyszikű biomasszák változása általában erősen korrelált a hasonló (holt, élő, holt+élő), összesített kategóriákkal. A kétszikűekre vonatkozó kategóriák többnyire kis mennyiségben voltak jelen a mintákban, ebből adódóan az értékek szórása aránylag nagy volt,

mivel egy-egy véletlenszerűen a mintába kerülő nagyobb kétszikű növény jelentős különbségeket tudott eredményezni.

A kezelés nélküli területeken a biomassa-vizsgálatok során minden kimutatott szignifikáns változás emelkedő tendenciákat mutatott, a biomassa mennyisége statisztikailag igazolható módon nőtt, vagyis a kontroll területeinken tapasztalt eredmények jól szemléltetik a természetes avarfelhalmozódást.

A kaszálás megemelte az élő biomassa mennyiségét, míg a többi vizsgált paraméter értékeit stabilizálta, ami azt jelenti, hogy sikeresen lassította a kezelés nélkül óhatatlanul bekövetkező avarfelhalmozódást. Török és mtsai (2007) is hasonló változásokat tapasztaltak a Gyertyánkúti-rétek kékperjéseiben. Az alapállapot-felmérésük során a mintaterületeken mért fitomassa értékek között nem tapasztaltak szignifikáns különbségeket. Ezt követően, 5 évvel később a kaszálással kezelt területek holt fitomassa átlagai szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a kontroll területeké. Tizenegy évvel az első kezelés után az összesített fitomassa, a fűnemű és a holt fitomassa, illetve a kékperje élő fitomassa mennyisége egyaránt szignifikánsan alacsonyabb volt a kaszált területeken.

Eredményeink alapján a szárazzás és az égetés egyaránt sikeresen emelte az élő egyszikű biomassa mennyiségét, valamint az összes élő biomasszát, miközben hatékonyan használható a holt egyszikű és az összes holt biomassa mennyiségének csökkentésére. A szárazzás ezek mellett hatékonyan emelte az élő kétszikű- és az összes biomassa mennyiségét is.

5.5. Cönológiai vizsgálatok

Az avarborítás az alapállapot-felmérés során mindenhol jelentős volt. A kezelt területeken – az egyes kezelési módoknál eltérő intenzitással – de csökkenő tendenciát tapasztaltunk, gyakorlatilag mindhárom kezelési mód megállította az avarfelhalmozódást. Az égetéssel kezelt területen jelentősebb, statisztikailag igazolható változások mentek végbe. Az első kezelés hatására lényegesen lecsökkent az avarborítás, majd a következő évre jelentősen megnőtt. Ez a kilengés azzal magyarázható, hogy első évben égetéssel kezeltük az arra kijelölt területeket, második évben viszont szárazztuk.

A cserjeborítás minden kezelt területen megszűnt, a kontroll területünkön pedig nőtt a borítása, ez az eredmény is a kezeléseink eredményességét mutatja.

A pázsitfűvek és a dudvaneműek borítási értékeire szignifikáns hatással bír az évjárat (ezt a kontroll területen, 2019-hez és 2021-hez képest a 2020-as év borításértékeinek változásai jól

szemléltetik), bár eredményeink alapján utóbbiak borítását aktív kezelésekkel, különösen a kaszálással, látszólag befolyásolni lehet.

Míg a nádképű kékperje szinte minden mintavételi kvadrátban növelte a borítási értékét a teljes vizsgálati időszakot (2019–2021) figyelembe véve, ezzel szemben a területre leginkább veszélyes inváziós magas aranyvessző borítását minden aktív kezelési mód sikeresen csökkentette, közel szignifikáns mértékben.

A védett és ritka növények változatos módon reagáltak a kezelésekre. Eredményeink alapján a vizsgált kezelési módok közül nincs olyan, amely ezeknek a fajoknak egységesen kedvezne. Míg a merev szőrfű (*Nardus stricta*) esetében a borítási értékek látszólag függetlenül változnak a kezelési beavatkozástól, addig a réti szegfű (*Dianthus deltoides*) borítási értékeire mindegyik kezelés pozitív hatással volt, a kaszálás pedig különösen a dunántúli sásra (*Carex fritschii*), a kétlevelű sarkvirágra (*Platanthera bifolia*) és a lápi nyúlfarkfüre (*Sesleria caerulea*) hatott kedvezően. Fontos azonban megjegyezni, hogy a vizsgált védett fajok több esetben csak alacsony borítással és számos alkalommal nem minden kezeléstípusban fordultak elő, a kezelések hatásának összehasonlítására nem minden faj esetében volt lehetőség.

5.6. Következtetések, javaslatok

A területen hosszú távú cél, hogy a biodiverzitást növeljük, vagy legalább annak a csökkenését megállítsuk. A természetvédelmi szempontból kedvezőtlen folyamatokban nagy szerepe van az agresszíven terjedő, inváziós fajok térhódításának, a felhalmozódó avarnak és a cserjék megjelenésének. Az elvégzett kezeléseknek a kijelölt mintaterületekre gyakorolt pozitív hatásai már 2 év kezelés után is jól láthatóak, de távolabbra mutató következtetéseket ilyen rövid időszak eredményei alapján csak óvatosan lehet tenni, ugyanis az évjáráthatás vizsgálataink alapján is igen jelentős (Török és mtsai. 2011).

Özönfajokra vonatkozóan megállapítottuk, hogy a magas aranyvessző átlagos borításértéke egyedül a kontroll területen nőtt, mindenhol másutt csökkent. Valószínű részben ennek köszönhető, hogy a kontroll területekben kevesebb fajt találtunk, mint a kezelt területeken. Javaslatom ez alapján, hogy az özönfajok ellen bármelyik kezelés jobb, mint a felhagyás. Ugyanez a megállapítás tehető a cserjésedéssel kapcsolatban is. Rövid távon sikerült megfékeznünk, erre mindhárom kezelési módot alkalmasnak találtuk, mindhármát javasolhatom.

A mintaterületeinkben magas borítással volt jelen a nádképű kékperje. Annak ellenére, hogy a faj jelenléte a legtöbb esetben kedvező, túlzott dominanciája esetén a természetvédelem feladata ennek visszaszorítása, hiszen az erőteljes avarosodásért ez a faj felelős elsősorban. Ennek a fajnak a borításértékeit a mintaterületeken két évnyi kezeléssel kevésbé tudtuk befolyásolni. A szárazzás volt az egyetlen, ami kis mértékben, de inkább csökkentette a kékperje borítását, nem pedig növelte. Ez alapján jelenleg még nem tudok javaslatot megfogalmazni a kékperje túlzott dominanciájának visszaszorítására. Ugyanakkor a felhalmozódó avar eltávolítása, későbbi felhalmozódás megakadályozása alapvetően sikeresnek bizonyult a kaszálás, valamint az égetés. Az egyszeri égetés jól eltávolította a felhalmozódott avar, azonban erős fajkészletbeli átalakulásokat eredményezett. Mindezek alapján az avarfelhalmozódás megakadályozására a kaszálás javasolható elsősorban. Javasolható az égetés is, de az égetést követő években más, kevésbé drasztikus természetvédelmi kezelést (kaszálás, szárazzás) javasolt pár (minimum 2) éven át alkalmazni, majd bizonyos időközönként lehet visszatérni az égetésre.

Tapasztalataink szerint a rendszeres cönológiai és destruktív mintavételezés viszonylag kis idő- és energiabefektetéssel megvalósítható, egyedül a destruktív minták laboratóriumban történő frakciókra válogatása munkaigényes folyamat. Mivel vizsgálataink hiánypótló eredményeket hoztak, javasolható a kékperjések felhagyásával kapcsolatos, hasonló problémák esetén az általunk alkalmazott kísérleti beállítás és a destruktív mintavétel is. Ez összehasonlítható eredményeket hozhatna, ami alapján általánosítható megállapítások is tehetőek lennének. A

kékperjés rétek tájhasználatának megszűnése nem csak Magyarországon, hanem egész Európában jelentkezik, az elmúlt évtizedben egyre több kutatás indult ezen a területen (Valkó és mtsai. 2014; Wójcik és Janicka, 2016; Kiss és mtsai 2018; Tälle és mtsai. 2018). Így a közeljövőben az eredményeket nem csak a hazai, hanem a nemzetközi eredményekkel is össze lehet majd hasonlítani.

A jövőben mindenképp folytatni kell a kutatást, és ehhez hasonló vizsgálatokat indítani, hogy ki tudjuk választani a Nyirádi Sár-állóra és az ehhez hasonló élőhelytípusokra a hatékony kezelési módokat. Minél több eredmény áll rendelkezésünkre, annál jobban általánosíthatnánk az eredményeket. A BfNPI területén, a Batyki-lápréten hasonló kísérlet indult 2020-ban, ami lehetővé teszi majd, hogy két, egymástól nem nagy távolságban (30 km) lévő kékperjés láprét fajösszetételének változásait összehasonlíthassuk ugyanolyan kezelési módok mellett.

A nedves gyepek felhagyásával kapcsolatos szinte valamennyi ökológiai tanulmány a növényzetre összpontosít. Ezekből kiderül, hogy a közösségek változásait legtöbbször három éven belül mérik, beleértve a fajok eltűnését a kompetitorok terjeszkedése és a fás növények térhódítása révén (Hájková és mtsai. 2009; Kiss és mtsai. 2018). Mivel eddig kevés tanulmány foglalkozott a felhagyás hatásaival az állatokra, egyes állatcsoportokra nézve, javasolható a vizsgálatokat ilyen irányba is kibővíteni. Úgy tűnik, hogy a gerinctelenek száma növekedhet (akár 20 évig is), majd csökkenhet a kezeletlen nedves gyepekben (Joice, 2014). Ugyancsak elhanyagolt terület a felhagyás és a művelés hatásnak vizsgálata a talaj tulajdonságaira. Az általunk végzett kezelések botanikai eredményeit is befolyásolhatja a nehéz munkagépek talajra gyakorolt hatása, ezért javaslom a kezelések „élesben” történő megvalósítása során is folytatni a monitorozást.

Javaslataim megvalósítása során, az adott területen alkalmazandó kezelési módok kiválasztásánál nem csak a természetvédelmi problémák megoldásának eredményességét fogják figyelembe venni, hanem a kezelés megvalósíthatóságát, gazdasági vonzatát is. Ezért vizsgáltuk a szárazítás hatását is, ugyanis ez egy olcsó, kevésbé munkaigényes kezelési mód. Ez akkor javasolható, ha a források nem tesznek mást lehetővé, ugyanis hatása kevésbé volt kedvező a kaszáláshoz viszonyítva. Különösen az idő- és energiaigényesebb kezelési módoknál fontos nem „csak” természetvédelmi kezelésként, hanem gazdálkodásként is gondolni a terület használatára. Javasolt megkeresni a módját, hogyan lehet például a kaszálás során lekerülő szénát hasznosítani, vagy hogyan lehet elérni, hogy a helyieknek is érdeke legyen a terület fenntartása. A távlati cél, nemcsak a Nyirádi Sár-állón, hanem minden értékes kékperjés területen, hogy természetvédelmi szempontból hatékony kezelést alkalmazzunk, mégpedig egy hosszú távon fenntartható rendszer keretén belül.

6. Összefoglalás

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság területén található Nyirádi Sár-álló Természetvédelmi Terület kiemelkedő természet értékkel bír, melynek hosszú távú védelmi helyzetét számos veszélyeztető tényező rontja. Ezek felkutatása és hatékony visszaszorítása érdekében a Georgikon Campus és a BfNPI munkatársai természetvédelemi kezelési beavatkozásokat összehasonlító kutatásba kezdett, amely során célunk a 3 kezelési mód (kaszálás, szárazzás, égetés) növényzetre gyakorolt hatásának vizsgálata volt.

Mintaterületeinket a Nyirádi Sár-álló területén 2019-ben jelöltük ki. Első évben mindhárom mintaterületen 4 db 10x10 méteres kvadrátot jelöltünk ki a három kezelési módnak és a kontroll területnek, majd a kijelölés után alapállapot-felmérést végeztünk. A kezelésre kijelölt kvadrátokban egyenként 3 db, 2x2 méteres négyzetekben végeztünk cönológiai felméréseket, továbbá 6-6 db avarmintát vettünk a biomassza vizsgálatokhoz. Ezt követően elvégeztük a természetvédelmi célú kezeléseket. Ezután 2020 nyarán megismételtük a mintavételeket majd szintén elvégeztük a kezeléseket, az első évhez hasonlóan (kivéve az első alkalommal égetéssel kezelt területet, ahol ezúttal szárazzást végeztünk), majd 2021-ben is megtörtént a mintavételezés és a kezelés.

Eredményeink jól szemléltetik a kezelés nélküli területekre jellemző folyamatokat, az avarfelhalmozódást, az idegenhonos inváziós fajok térhódítását és a részben ezekből következő diverzitás-csökkenést. Eközben már egyetlen beavatkozás is kimutatható eltéréseket okozott a vegetáció szerkezetében, minden aktív beavatkozás emelte a fajszámot, hatékonyan csökkentette a magas aranyvessző borítását és az avar- és cserjeborítás mértékét. A védett növényfajok eltérő módon reagáltak a kezelésekre, de néhány esetben látható az összefüggés a kezelések módja és a magasabb borítási értékek között.

Bár a kezelési beavatkozások pontosabb megtervezéséhez, illetve eredményeink jobb általánosíthatóságához több év adataira lesz még szükségünk – ugyanis az évjárathatás erősen befolyásolhatja eredményeinket – de már az eddigi tapasztalatink alapján is tudunk javaslatokat tenni a Sár-állót és az ahhoz hasonló területeket veszélyeztető tényezők némelyikének hatékony visszaszorítására.

Köszönetnyilvánítás

Elsősorban köszönetet szeretnék mondani Bódis Juditnak és Pacsai Bálintnak, konzulenseimnek, hogy tudásukkal, és iránymutatásukkal támogattak a dolgozat megírásában.

Köszönettel tartozom Mészáros Andrásnak és a Balaton-felvidéki Nemzeti Park munkatársainak, hogy vizsgálati helyszínt biztosítottak és segítséget nyújtottak a terepi munkában.

Köszönöm azon hallgatótársaimnak, akik segítséget nyújtottak a terepi munkában és a destruktív minták laborban történő kiválogatásában.

7. Irodalomjegyzék

- 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**: 337347.
- BELTMAN, B., VAN DEN BROEK, T., MARTIN, W., TEN CATE, M., GÜSEWELL, S. (2003): Impact of mowing regime on species richness and biomass of a limestone hay meadow in Ireland. *Bulletin of the Geobotanical Institute ETH* **69**: 17–30.
- BÓDIS, J., FÜLÖP, B., LÁBADI, V., MÉSZÁROS, A., PACSAI, B., SVAJDA, P., VALKÓ, O., KELEMEN, A. (2021): One year of conservation management is not sufficient for increasing the conservation value of abandoned fen meadows. *Tuexenia* **41**: 381–394.
- BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS., KUN, A. (2011): Magyarország élőhelyei. Lájer, K., Máté, A., Seregélyes, T., Bagi, I., Molnár, Zs.: D2 – Kékperjés rétek. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 80–85.
- CSISZÁR, Á., KORDA, M. (szerk.) (2015): Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. p. 45.
- DEÁK, B., VALKÓ, O., SCHMOTZER, A., KAPOCSI, I., TÓTHMÉRÉSZ, B., TÖRÖK, P. (2012): Gyepek égetésének természetvédelmi megítélése Magyarországon: problémák és pozitív tapasztalatok. *Tájökológiai Lapok* **10(2)**: 287–303.
- DÖVÉNYI, Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 560–562.
- FÜLÖP, B., BÓDIS, J., LÁBADI, V., MÉSZÁROS, A., PACSAI, B., SVAJDA, P., VALKÓ, O., KELEMEN, A. (2021): Szükséges, de nem elégséges – Az avarborítás csökkentésének hatásai egy felhagyott kékperjés lápréten – In: Tinya F. (szerk.): XII. Magyar Ökológus Kongresszus Előadások és poszterek összefoglalói. Apor Vilmos Katolikus Főiskola, Vác, 2021.08.24–26, Magyar Ökológusok Tudományos Egyesülete, Ökológiai Kutatóközpont, pp. 158–159.
- FUTÓ, J., MESTERHÁZY, A. (2013): A nyirádi Sár-álló. Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság, Csopak, pp. 4–19.
- HÁJKOVÁ, P., HÁJEK, M., KINTROVÁ, K. (2009). How can we effectively restore species richness and natural composition of a *Molinia*-invaded fen?. *Journal of Applied Ecology*, **46(2)**: 417425.

- HANSSON, M., FOGELFORS, H. (2000): Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* **11**: 3138.
- JOYCE, C. B. (2014): Ecological consequences and restoration potential of abandoned wet grasslands. *Ecological Engineering* **66**: 91–102.
- KAHMEN, S., POSCHLOD, P., SCHREIBER, K. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* **104**(3):319328.
- KÁRPÁTI, L., TAKÁCS, G. (2008): A gyepek jelentősége a Natura 2000 programban. *Gyepgazdálkodási Közlemények* **6**: 13–17.
- KISS, R., LÁSZLÓ, S., TÓTH, K., BALOGH, N., GODÓ, L., KÖRMÖCZI, ZS., RADÓCZ, SZ., LUKÁCS, K. (2018): Eltérő kezelési típusok alkalmazása kékperjés láprétek fenntartására. *Gyepgazdálkodási Közlemények* **16**(1): 19–24.
- KIRÁLY, G., MOLNÁR, ZS., BÖLÖNI, J., CSIKY, J., VOJTKÓ, A. (szerk.) (2008): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA ÖBKI, Vácrátót, p. 248.
- KÖHLER, B., GIGON, A., EDWARDS, P. J., L KRÜSI, B., LANGENAUER R., LÜSCHER A., RYSER, P. (2005): Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **7**(1):5167.
- LÁBADI, V. (2020): A Nyirádi Sár-álló tájhasználat története és a felhagyás következményei. Szakdolgozat, Keszthely, pp. 12–31.
- LEPŠ, J. (1987): Vegetation dynamics in an early old field succession: a quantitative approach. *Vegetatio* **72**: 95–102.
- LIIRA, J., ISSAK, M., JÕGAR, Ü., MÄNDOJA, M., ZOBEL, M. (2008): Restoration management of a floodplain meadow and its cost-effectiveness — the results of a 6-year experiment. *Annales Botanici Fennici* **46**:397408.
- MARGÓCZI, K. (2001): Gyepek természetvédelmi értékei. In: NAGY G. és mtsai. (szerk.): Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai, pp. 61–65.

MÁTÉ, A. (2014): 6410 Kékperjés láprétek meszes, tőzeges vagy agyagbemosódásos talajokon (Molinion caeruleae). In: HARASZTHY, L. (szerk.): Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár, pp. 824–829.

ÓNODI, G., CSATÁDI, K., NÉMETH, I., VÁCZI, O., BOTTA-DUKÁT, Z., KERTÉSZ, M., ALTBÄCKER, V. (2007): Birka (*Ovis aries*)- és nyúllegelés (*Oryctolagus cuniculus*) hatásainak vizsgálata az égésre homokpusztagyepen. *Természetvédelmi Közlemények* **14**: 117–129.

ÓNODI, G. (2011): Legelés és tűz, mint gyepterületi tényezők: Kísérletes vizsgálatok nyílt élő homokpusztagyepben. Ph.D. értekezés, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet, Vácrátót.

PAGE, H., GOLDAMMER, J. G. (2004): Prescribed burning in landscape management and nature conservation: The first long-term pilot project in Germany in the Kaiserstuhl viticulture area, Baden-Württemberg Germany. *International Forest Fire News* **30**: 49–58.

PALÁDI-KOVÁCS, A. (1979): A magyar parasztság rétgazdálkodása. Akadémia Kiadó, Budapest, p. 53.

PÁPAY, G., MARKS, I., JÁRDI, I., S.-FALUSI, E. (2017): Természetvédelmi kezelések hatása gyepterületek vegetációjára a Gyöngyösi Sár-hegy TT mintaterületein. *Gyepgazdálkodási közlemények* **15(2)**: 37–46.

PENKSZA, K., HÁZI, J., TÓTH, A., WICHMANN, B., PAJOR, F., GYURICZA, CS., PÓTI, P., SZENTES, SZ. (2013): Elterő hasznosítású szürkemarha legelő szezonális táplálóanyag tartalom alakulása, fajdiverzitás változása és ennek hatása a biomassza mennyiségére és összetételére pannon nedves gyepekben. *Növénytermelés* **62**: 73–94.

POSCHLOD, P., BAUMANN, A., KARLÍK, P. (2009): Origin and Development of Grasslands in Central Europe. In: VEEN, P., JEFFERSSON, R., DE SMIDT, J., VAN DER STRAATEN, J. (eds): Grasslands in Europe of high nature value. KNNV Publishing, Zeist, pp. 15–25.

SAMU, F., KÁDÁR, F., ÓNODI, G., KERTÉSZ, M., SZIRÁNYI, A., SZITA, É., FETYKÓ, K., NEIDERT, D., BOTOS, E., ALTBÄCKER, V. (2010): Differential ecological responses of two generalist arthropod groups, spiders and carabid beetles (*Araneae*, *Carabidae*), to the effects of wildfire. *Community Ecology* **11**: 129–139.

SVAJDA, P. (2020): Különböző kezelések hatása a természetvédelmi szempontból fontos növényfajokra a Nyirádi Sár-állón. TDK dolgozat, Keszthely. pp. 21–34.

TÄLLE, M., DEÁK, B., POSCHLOD, P., VALKÓ, O., WESTERBERG, L., MILBERG, P. (2018): Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation* **27**: 2451–2475.

TÖRÖK, P., ARANY, I., PROMMER, M., VALKÓ, O., BALOGH, A., VIDA, E., TÓTHMÉRÉSZ, B., MATUS, G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 187–198.

TÖRÖK G., BAJNOK M., SZENTES S., TASI J. (2011). Néhány időjárási tényező és a hozam összefüggése száraz-és üde gyepeken. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, **9**(1-2): 39-42.

VALKÓ, O., TÖRÖK, P., TÓTHMÉRÉSZ, B., MATUS, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* **19**: 9–15.

VALKÓ O., DEÁK B., KAPOCSI I., TÓTHMÉRÉSZ B. - TÖRÖK P. (2012a): Gyepek kontrollált égetése, mint természetvédelmi kezelés - alkalmazási lehetőségek és korlátok. *Természetvédelmi Közlemények* **18**: 517–526.

VALKÓ O., TÖRÖK, P., MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2012b): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* **207**: 303–309.

VALKÓ, O., TÖRÖK, P., DEÁK, B., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2014). Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and applied Ecology*, **15**(1): 26–33.

VALKÓ O., ZMIHORSKI, M., BIURRUN, I., LOOS, J., LABADESSA, R., VENN, S. (2016): Ecology and conservation of steppes and semi-natural grasslands. *Hacquetia* **15/2**: 5–14.

VALKÓ O., VENN, S., ŽMIHORSKI, M., BIURRUN, I., LABADESSA, R., LOOS, J. (2018): The challenge of abandonment for the sustainable management of Palaearctic natural and semi-natural grasslands. *Hacquetia* **17/1**: 5–16.

VISZLÓ L., MARTICSEK J., SZEMÁN L., HORVÁTH A., VÉGVÁRI ZS., HORVÁTH R., BOLDOGH S., ILONCZAI Z., VARGA Z. (2011): A természetkímélő gyepgazdálkodás. Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, Csákvár, p. 91.; p. 210.

WILSON, J.B., PEET, R.K., DENGLER, J., PÄRTEL, M. (2012): Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* **23**: 796–802.

WÓJCIK, T., JANICKA, M. (2016). Current state and changes in Molinion meadows from Kostrze environs in Kraków. *Ecological Questions*, **23**.

ZIMMERMANN Z., SZABÓ G., SZENTES SZ., PENKSZA K. (2012): Juhlegeltetés hatásainak természetvédelmi célú vizsgálata legelt és művelésből kivont gyepek növényzetére. *AWETH* **8(1)**: 103–117.

Internetes források:

Internet1: <http://www.marcal.hu/melegviz.php> (2022.09.13.)

Internet2: <https://www.halimba.hu/index.php?ldr=1&txtkat=16> (2022.09.13.)

Internet3: <https://www.veol.hu/hirek/2013/03/bucusu-a-halimbai-bauxitbanyatol> (2022.09.13.)

Internet4: <http://www.marcal.hu/kigyos.php> (2022.09.13.)

Internet5: <https://www.arcanum.com/hu/> (2022.10.10.)

Internet6: <https://www.fentrol.hu/hu/> (2022.10.10.)

Internet7: <https://earth.google.com/web/> (2022.10.10.)

8. Melléklet

1. táblázat. A vizsgált biomassza jellemzők átlaga, szórása, -minimum- és maximum értékei a 3 év alatt, kezelésekre bontva

Év	Kezelés	Vizsgált paraméter	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
2019.	Kontroll	Zöld egyszikű (g)	9,438889	4,600146	3,6	18,9
		Zöld kétszikű (g)	1,533333	1,308794	0	5,5
		Avar egyszikű (g)	41,63333	13,64749	19,6	69,1
		Avar kétszikű (g)	0,084444	0,203216	0	0,8
		Összes élő (g)	10,97222	4,691896	5,3	20,5
		Összes holt (g)	41,71778	13,69943	19,6	69,4
		Összes egyszikű (g)	51,07222	15,28324	24,1	86,2
		Összes kétszikű (g)	1,617778	1,467144	0	6,3
	Kaszált	Zöld egyszikű (g)	9,033333	5,687137	2,9	27,1
		Zöld kétszikű (g)	1,833333	1,74794	0	5,7
		Avar egyszikű (g)	40,47778	33,86147	17,9	156
		Avar kétszikű (g)	0,183333	0,403295	0	1,4
		Összes élő (g)	10,86667	5,399346	2,9	27,9
		Összes holt (g)	40,66111	33,79386	17,9	156
		Összes egyszikű (g)	49,51111	36,2298	26,2	170,3
		Összes kétszikű (g)	2,016667	2,064618	0	7,1
	Szárzúzott	Zöld egyszikű (g)	8,633333	5,958484	1,6	24,8
		Zöld kétszikű (g)	1,862222	1,336561	0,02	4
		Avar egyszikű (g)	47,55556	22,93644	9,3	89,2
		Avar kétszikű (g)	0,811111	2,83754	0	12,1
		Összes élő (g)	10,49556	5,193605	5,2	24,9
		Összes holt (g)	48,36667	21,82753	21,4	89,2
		Összes egyszikű (g)	56,18889	26,37351	14,9	100,2
		Összes kétszikű (g)	2,673333	3,26325	0,02	14,4
	Égetett	Zöld egyszikű (g)	7,8	3,523701	2,6	13,7
		Zöld kétszikű (g)	3,012778	3,285243	0,03	12,2
		Avar egyszikű (g)	40,8	20,21362	12,9	93,1
		Avar kétszikű (g)	0,295556	0,737166	0	3
		Összes élő (g)	10,81278	4,007742	3,5	17,8
		Összes holt (g)	41,09556	19,99594	12,9	93,1
		Összes egyszikű (g)	48,6	20,97786	19,8	105,7
		Összes kétszikű (g)	3,308333	3,87822	0,13	15,2
2020.	Kontroll	Zöld egyszikű (g)	13,06667	7,69958	2	31,3
		Zöld kétszikű (g)	2,128889	1,53836	0,02	5
		Avar egyszikű (g)	33,04444	14,40646	1,5	56,2
		Avar kétszikű (g)	0,038889	0,084984	0	0,3
		Összes élő (g)	15,19556	7,942092	4,6	31,8
		Összes holt (g)	33,08333	14,39662	1,5	56,2
		Összes egyszikű (g)	46,11111	19,42412	7,1	75,8

2021.	Kaszált	Összes kétszikű (g)	2,167778	1,551351	0,02	5,1
		Zöld egyszikű (g)	8,855556	5,230254	2,3	25,3
		Zöld kétszikű (g)	2,838889	2,756413	0	9,5
		Avar egyszikű (g)	16,23333	7,970313	3,1	31,2
		Avar kétszikű (g)	0,051111	0,109377	0	0,4
		Összes élő (g)	11,69444	4,606577	4,8	25,3
		Összes holt (g)	16,28444	7,911771	3,3	31,2
		Összes egyszikű (g)	25,08889	11,90847	10,5	56,5
		Összes kétszikű (g)	2,89	2,844175	0	9,9
	Szárzúzott	Zöld egyszikű (g)	8,616667	5,226994	1,5	17,7
		Zöld kétszikű (g)	4,016667	2,191226	0	8,2
		Avar egyszikű (g)	34,74444	18,24588	13	80,6
		Avar kétszikű (g)	0,316667	0,482944	0	1,3
		Összes élő (g)	12,63333	4,855076	4,6	23,9
		Összes holt (g)	35,06111	18,22171	13	80,6
		Összes egyszikű (g)	43,36111	19,56158	19,8	89,9
		Összes kétszikű (g)	4,333333	2,452849	0	9,3
	Égetett	Zöld egyszikű (g)	11,45611	9,442032	0,1	35
		Zöld kétszikű (g)	3,758333	3,462753	0,1	14,3
		Avar egyszikű (g)	8,578889	6,821904	0,2	25,9
		Avar kétszikű (g)	0,555556	1,235848	0	3,6
		Összes élő (g)	15,21444	10,02357	4,6	38,6
		Összes holt (g)	9,134444	7,506072	0,2	26,1
		Összes egyszikű (g)	20,035	10,67388	7,4	39,6
		Összes kétszikű (g)	4,313889	3,567822	0,1	14,3
	Kontroll	Zöld egyszikű (g)	17,73778	11,83231	3,52	49,61
		Zöld kétszikű (g)	4,250556	3,554306	0,27	11,79
		Avar egyszikű (g)	37,86167	18,94308	9,98	85,65
		Avar kétszikű (g)	0,36	0,496991	0	1,45
		Összes élő (g)	21,98833	11,21599	7,28	50,32
		Összes holt (g)	38,22167	18,93503	10,22	85,65
		Összes egyszikű (g)	55,59944	27,53682	15,44	117,28
		Összes kétszikű (g)	4,610556	3,496868	0,27	11,94
	Kaszált	Zöld egyszikű (g)	16,97056	8,171775	6,07	34,9
		Zöld kétszikű (g)	2,890556	2,265673	0,15	8,11
		Avar egyszikű (g)	19,81	7,530429	6,95	37,04
		Avar kétszikű (g)	0,250556	0,45605	0	1,86
		Összes élő (g)	19,86111	7,364344	10,41	38,03
		Összes holt (g)	20,06056	7,367021	7,48	37,04
		Összes egyszikű (g)	36,78056	12,61522	13,02	59,43
		Összes kétszikű (g)	3,141111	2,398144	0,15	8,64
	Szárzúzott	Zöld egyszikű (g)	15,79333	8,769328	5,62	29,57
		Zöld kétszikű (g)	7,016111	4,510014	0,11	20,4
		Avar egyszikű (g)	25,71278	9,772019	11,63	47,28
		Avar kétszikű (g)	0,332778	0,619675	0	2,35

		Összes élő (g)	22,80944	8,627608	8,05	36,03
		Összes holt (g)	26,04556	9,94711	11,63	47,28
		Összes egyszikű (g)	41,50611	14,79658	18,35	74,28
		Összes kétszikű (g)	7,348889	4,938098	0,11	22,75
	Égetett	Zöld egyszikű (g)	19,435	13,15635	4,14	50,62
		Zöld kétszikű (g)	5,371111	4,395388	0,57	13,6
		Avar egyszikű (g)	16,10611	6,713334	5,52	29,61
		Avar kétszikű (g)	0,254444	0,352574	0	1,04
		Összes élő (g)	24,80611	13,31418	8,1	63,43
		Összes holt (g)	16,36056	6,849476	5,52	30,44
		Összes egyszikű (g)	35,54111	18,13636	13,62	68,81
		Összes kétszikű (g)	5,625556	4,442853	0,57	13,63

2. táblázat. A vizsgált biomassza jellemzők varianciájában történt változások a két év és a kezelések függvényében a mintaterületeken. (*-szignifikáns, azaz 0,05-nél kisebb p-értékek)

Kezelés	Vizsgált biomassza paraméter	F-érték	p-érték
Kontroll	Élő egyszikű biomassza	4,24	0,020 *
	Élő kétszikű biomassza	6,59	0,003 *
	Holt egyszikű biomassza	1,33	0,274
	Holt kétszikű biomassza	5,52	0,007 *
	Összes biomassza	1,50	0,233
	Összes élő biomassza	7,91	0,001 *
	Összes holt biomassza	1,35	0,268
	Összes egyszikű biomassza	0,88	0,418
	Összes kétszikű biomassza	8,16	0,001 *
Kaszált	Élő egyszikű biomassza	9,17	< 0,001 *
	Élő kétszikű biomassza	1,22	0,305
	Holt egyszikű biomassza	7,30	0,002 *
	Holt kétszikű biomassza	1,45	0,243
	Összes biomassza	4,99	0,010 *
	Összes élő biomassza	12,76	< 0,001 *
	Összes holt biomassza	7,38	0,002 *
	Összes egyszikű biomassza	4,99	0,010 *
	Összes kétszikű biomassza	1,04	0,361
Szárzúzott	Élő egyszikű biomassza	6,62	0,003 *
	Élő kétszikű biomassza	13,44	< 0,001 *
	Holt egyszikű biomassza	6,82	0,002 *
	Holt kétszikű biomassza	0,49	0,614
	Összes biomassza	1,75	0,184
	Összes élő biomassza	18,71	< 0,001 *
	Összes holt biomassza	7,50	0,001 *
	Összes egyszikű biomassza	2,66	0,08
	Összes kétszikű biomassza	7,39	0,002 *
Égetett	Élő egyszikű biomassza	6,96	0,002 *
	Élő kétszikű biomassza	1,86	0,166
	Holt egyszikű biomassza	30,67	< 0,001 *
	Holt kétszikű biomassza	0,66	0,523
	Összes biomassza	12,46	< 0,001 *
	Összes élő biomassza	9,41	< 0,001 *
	Összes holt biomassza	30,15	< 0,001 *
	Összes egyszikű biomassza	12,51	< 0,001 *

3. táblázat: A cönológiai vizsgálatok borításértékének kétmintás T-próbái az évek és kezelések függvényében a mintaterületeken. (*-szignifikáns, azaz 0,05-nél kisebb p-értékek)

Faj, csoport	Kezelés	Év	Átlag	p-érték
Szabad talaj	Kontroll	2020 - 2019	-0,98	0,042*
		2021 - 2020	-0,58	0,081
		2021 - 2019	-1,56	0,028*
	Kaszált	2020 - 2019	2,58	0,010*
		2021 - 2020	-0,80	0,257
		2021 - 2019	1,78	0,001*
	Szárzúzott	2020 - 2019	0,01	0,964
		2021 - 2020	0,21	0,571
		2021 - 2019	0,22	0,594
	Égetett	2020 - 2019	15,22	< 0,001 *
		2021 - 2020	-12,67	< 0,001 *
		2021 - 2019	2,56	0,219
Avar	Kontroll	2020 - 2019	-2,00	0,050
		2021 - 2020	3,00	0,003*
		2021 - 2019	1,00	0,135
	Kaszált	2020 - 2019	-29,89	< 0,001 *
		2021 - 2020	1,67	0,659
		2021 - 2019	-28,22	< 0,001 *
	Szárzúzott	2020 - 2019	-6,11	0,003*
		2021 - 2020	-0,89	0,662
		2021 - 2019	-7,00	0,004*
	Égetett	2020 - 2019	-83,22	< 0,001 *
		2021 - 2020	54,44	< 0,001 *
		2021 - 2019	-28,78	< 0,001 *
Fűneműek	Kontroll	2020 - 2019	11,74	0,003*
		2021 - 2020	-9,97	0,019*
		2021 - 2019	1,78	0,672
	Kaszált	2020 - 2019	10,09	0,010*
		2021 - 2020	0,74	0,836
		2021 - 2019	10,83	0,029*
	Szárzúzott	2020 - 2019	9,38	0,154
		2021 - 2020	-6,27	0,180
		2021 - 2019	3,11	0,374
	Égetett	2020 - 2019	5,74	0,143
		2021 - 2020	4,97	0,268
		2021 - 2019	10,71	0,065
Dudvaneműek	Kontroll	2020 - 2019	-4,19	0,002*
		2021 - 2020	4,12	0,132
		2021 - 2019	-0,07	0,982
	Kaszált	2020 - 2019	-4,94	0,018*
		2021 - 2020	6,47	0,116
		2021 - 2019	1,52	0,693
	Szárzúzott	2020 - 2019	-4,60	0,271
		2021 - 2020	3,26	0,256
		2021 - 2019	-1,34	0,743

	Égetett	2020 - 2019	-2,27	0,169
		2021 - 2020	6,39	0,065
		2021 - 2019	4,12	0,109
Cserjék	Kontroll	2020 - 2019	-0,87	0,111
		2021 - 2020	1,64	0,025*
		2021 - 2019	0,78	0,376
	Kaszált	2020 - 2019	-2,56	0,010*
		2021 - 2020	-	-
		2021 - 2019	-2,56	0,010*
	Szárzúzott	2020 - 2019	-0,89	0,086
		2021 - 2020	-	-
		2021 - 2019	-0,89	0,086
	Égetett	2020 - 2019	-2,67	0,009*
		2021 - 2020	-	-
		2021 - 2019	-2,67	0,009*
<i>Molinia</i>	Kontroll	2020 - 2019	9,79	0,012*
		2021 - 2020	-5,01	0,083
		2021 - 2019	4,78	0,122
	Kaszált	2020 - 2019	3,89	0,177
		2021 - 2020	0,44	0,873
		2021 - 2019	4,33	0,354
	Szárzúzott	2020 - 2019	4,89	0,168
		2021 - 2020	-5,89	0,053
		2021 - 2019	-1,00	0,781
	Égetett	2020 - 2019	6,67	0,042*
		2021 - 2020	-0,67	0,833
		2021 - 2019	6,00	0,027*
<i>Solidago</i>	Kontroll	2020 - 2019	-0,67	0,347
		2021 - 2020	2,32	0,324
		2021 - 2019	1,66	0,363
	Kaszált	2020 - 2019	-0,67	0,111
		2021 - 2020	-0,56	0,095
		2021 - 2019	-1,22	0,102
	Szárzúzott	2020 - 2019	-4,10	0,252
		2021 - 2020	-2,29	0,235
		2021 - 2019	-6,39	0,065
	Égetett	2020 - 2019	-0,09	0,779
		2021 - 2020	-0,78	0,191
		2021 - 2019	-0,87	0,131

4. táblázat. A *Carex fritschii* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	4	10,1	14,1	0,1	30,0
	2020	3	23,7	22,0	1,0	45,0
	2021	3	15,0	13,2	0,1	25,0
Kaszált	2019	4	1,8	1,5	0,1	3,0
	2020	4	2,8	2,1	1,0	5,0
	2021	4	2,5	1,9	1,0	5,0
Szárzúzott	2019	5	9,2	7,8	3,0	20,0
	2020	6	6,3	5,1	2,0	15,0
	2021	6	7,3	6,0	3,0	15,0
Égetett	2019	4	2,3	2,0	0,1	5,0
	2020	5	4,2	3,3	2,0	10,0
	2021	5	3,2	2,7	1,0	7,0

5. táblázat. A *Carex hartmannii* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	-	-	-	-	-	-
Szárzúzott	2019	1	3,0	-	3,0	3,0
	2020	1	1,0	-	1,0	1,0
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1
Égetett	2019	1	3,0	-	3,0	3,0
	2020	-	-	-	-	-
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1

6. táblázat. A *Dianthus deltoides* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	2019	1	0,1	-	0,1	0,1
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1
Szárzúzott	2019	-	-	-	-	-
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	1	1,0	-	1,0	1,0
Égetett	2019	-	-	-	-	-
	2020	-	-	-	-	-
	2021	1	1,0	-	1,0	1,0

7. táblázat. A *Potentilla rupestris* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	1	1	-	1	1
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	1	1	-	1	1
Kaszált	-	-	-	-	-	-
Szárazúzott	-	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-

8. táblázat. A *Sesleria caerulea* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	2019	2	1,1	1,3	0,1	2,0
	2020	3	1,3	0,6	1,0	2,0
	2021	2	2,0	0	2,0	2,0
Szárazúzott	-	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-

9. táblázat. A *Scabiosa canescens* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	2	0,6	0,6	0,1	1,0
	2020	2	0,6	0,6	0,1	1,0
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1
Kaszált	2019	5	0,5	0,5	0,1	1,0
	2020	4	0,1	0	0,1	0,1
	2021	4	0,6	0,5	0,1	1,0
Szárazúzott	2019	2	1,0	0	1,0	1,0
	2020	1	2,0	-	2,0	2,0
	2021	1	1,0	-	1,0	1,0
Égetett	2019	2	0,6	0,6	0,1	1,0
	2020	3	0,4	0,5	0,1	1,0
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1

10. táblázat. A *Scorzonera purpurea* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	2019	-	-	-	-	-
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1
Szárzúzott	-	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-

11. táblázat. A *Platanthera bifolia* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	-	-	-	-	-
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	-	-	-	-	-
Kaszált	2019	1	0,1	-	0,1	0,1
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	3	0,1	-	0,1	0,1
Szárzúzott	2019	2	0,1	0	0,1	0,1
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1
Égetett	-	-	-	-	-	-

12. táblázat. A *Stipa pennata* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	1	0,1	-	0,1	0,1
	2020	-	-	-	-	-
	2021	-	-	-	-	-
Kaszált	-	-	-	-	-	-
Szárzúzott	-	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-

13. táblázat. A *Polygala amarella* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	-	-	-	-	-	-
Szárzúzott	2019	1	0,1	-	0,1	0,1
	2020	-	-	-	-	-
	2021	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-

14. táblázat. Az *Iris sibirica* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	-	-	-	-	-	-
Szárzúzott	2019	-	-	-	-	-
	2020	1	0,1	-	0,1	0,1
	2021	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-

15. táblázat. Az *Allium carinatum* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	-	-	-	-	-
	2020	2	0,1	0	0,1	0,1
	2021	-	-	-	-	-
Kaszált	2019	1	0,1	-	0,1	0,1
	2020	4	0,3	0,5	0,1	1
	2021	3	0,4	0,5	0,1	1
Szárzúzott	2019	-	-	-	-	-
	2020	3	0,4	0,5	0,1	1
	2021	1	1	-	1	1
Égetett	-	-	-	-	-	-

16. táblázat. Az *Calluna vulgaris* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	-	-	-	-	-	-
Kaszált	-	-	-	-	-	-
Szárzúzott	-	-	-	-	-	-
Égetett	2019	1	2	-	2	2
	2020	2	0,55	0,64	0,1	1
	2021	1	0,1	-	0,1	0,1

17. táblázat. Az *Nardus stricta* borítása (%) az egyes években a kezelések szerint (N db kvadrátban)

Kezelés	Év	N (db)	Átlag	Szórás	Minimum	Maximum
Kontroll	2019	1	1	-	1	1
	2020	-	-	-	-	-
	2021	1	2	-	2	2
Kaszált	2019	2	0,55	0,64	0,1	1
	2020	3	2,33	1,53	1	4
	2021	2	2,5	0,71	2	3
Szárzúzott	-	-	-	-	-	-
Égetett	-	-	-	-	-	-