

37. OTDK Biológia Szekció

A növényzet szerkezetének hatása legelőgyomok fejlődésére

Szerző: Szőcs Ágnes

Babeş-Bolyai Tudományegyetem

Biológia és Geológia Kar

Szárazföldi és vízi ökológia szak 1 év

Témavezető: dr. Ruprecht Eszter

Babeş-Bolyai Tudományegyetem

Biológia és Geológia Kar

Magyar Biológiai és Ökológiai Intézet

Tartalomjegyzék

1.BEVEZETŐ.....	3
2. ANYAG ÉS MÓDSZEREK.....	7
2.1 A KÍSÉRLETI FAJOK BEMUTATÁSA ÉS GYŰJTÉSE	7
2.2 A KÍSÉRLETI FAJOK ELŐNEVELÉSE	9
2.3 A KÍSÉRLETI TERÜLET BEMUTATÁSA	9
2.4 KÍSÉRLETI KEZELÉSEINK ÉS A KÍSÉRLETI ELRENDEZÉS	10
2.5 KÖRNYEZETI ÉS VEGETÁCIÓ SZERKEZETI PARAMÉTEREK MÉRÉSE A KÍSÉRLET SORÁN	12
2.6 A BEÜLTETETT NÖVÉNYEGYEDEK NYOMON KÖVETÉSE ÉS MÉRÉSE A KÍSÉRLET SORÁN	13
2.7 ADATELEMZÉS	13
3. EREDMÉNYEK	14
3.1 KÖRNYEZETI PARAMÉTEREK A KÍSÉRLET SORÁN	14
3.2 A NÖVÉNYZET SZERKEZETI PARAMÉTEREI	15
3.3 A BEÜLTETETT NÖVÉNYEK TÚLÉLÉSE A KÍSÉRLETI IDŐSZAK SORÁN	16
3.4 A BEÜLTETETT NÖVÉNYEK FEJLŐDÉSE ÉS VIRÁGZÁSA A KÍSÉRLETI IDŐSZAK SORÁN	17
4. EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA.....	19
4.1 KÖRNYEZETI PARAMÉTEREK ÉS KÖRNYEZŐ NÖVÉNYZET HATÁSA	19
4.2 A NÖVÉNYEGYEDEK TÚLÉLÉSE A KÍSÉRLET SORÁN	20
4.3 A BEÜLTETETT EGYEDEK FEJLŐDÉSE ÉS VIRÁGZÁSI SIKERE	21

1.Bevezető

A legelést, régen a szabadon élő, nagytestű, vadon legelő növényevők biztosították, majd az egyre növekvő emberi behatásra, fokozatosan felváltották őket a házi legelőállatok (Török és mtsai., 2018). A tűz után a legeltetés a legjelentősebb zavarási tényező, ami érinti a növényzetet (DÍAZ és mtsai., 2007). Ezáltal nagy hatással van az élő közösség dinamikájára, tápanyagkörforgására és termelékenységére (Watts és mtsai., 2019). Emellett csökkenti a biomasszát, növelve ezáltal a nyílások számát a regenerálódásra képes fajok számára (Török és mtsai., 2018). A rendszeres, alacsony intenzitású legeltetés képes létrehozni és fenntartani magas természeti értékű és diverzitású gazdasági rendszereket. Ugyanakkor, csökkentése előidézheti néhány faj dominanciáját a kevésbé kompetens fajokkal szemben, ami a diverzitás csökkenéséhez vezet (Watts és mtsai., 2019). A legeltetés hatásai között fontos megemlíteni a taposást, amely megváltoztatva a talaj felszíni szerkezetét, növeli annak tömörségét (Lunt és mtsai., 2007). Emellett az ürülékből származó N feldúsulás szintén kihat a talajra, amire a növényeknek reagálniuk kell (Török és mtsai., 2018). Így tehát a legeltetés hatásainak figyelembevétele kulcsfontosságú, hogy megértsük a növényzet viselkedését, és észleljük a szerkezetében bekövetkező változásokat.

A legelés (gerinces növényevők általi biomassza-fogyasztás), mint zavarási tényező, része a legtöbb gyepi ökoszisztémának. A zavarási dinamika erőteljes megváltozása kimozdítja a rendszert eredeti állapotából, nem kívánatos fajok elszaporodását idézheti elő, esetlegesen pedig megváltoztatja a gyepterület szerkezetét és teljes fajkészletét is, amelyet nehéz visszahozni természetes állapotába (Buisson és mtsai., 2022). A mérsékelt övi gyepek esetében az őshonos növényevők legelése, majd később a háziasított növényevők általi legelés egy állandó nyomást jelentett, amelyhez a növényfajok adaptálódtak. A megfelelő intenzitású és időzítésű legelési nyomás fenntartása fontos a gyepi ökoszisztémák természetközeli állapotának megőrzése szempontjából. Ha a legelési nyomás túl intenzívvé válik, akkor viszont degradációs folyamatok kezdődnek, melyek hosszabb távon a gyepi diverzitás csökkenéséhez, a fajösszetétel és növényzet szerkezet átalakulásához vezetnek. A legelőterületeken a legelő állatok szelektíven alakítják a fajösszetételt annak mentén, hogy mely fajokat legelnek nagyobb gyakorisággal (fogyasztható, magas tápértékű fajok), melyeket kisebb gyakorisággal (kevésbé fogyasztható vagy alacsonyabb tápértékű fajok), illetve melyeket kerülnek el. Ez utóbbi fajokat, főleg, ha nagyobb mennyiségben elszaporodnak egy legelőterületen, legelőgyomnak neveznek. A legelőgyom elnevezés egy emberközpontú,

gazdálkodás-centrikus megfogalmazása annak, hogy ezen növényfajokból túl sok van, csökkentik a legelők gazdasági értékét, ezeket a fajokat meg kell fékezni, el kell távolítani a legelőkről. A fogyasztható fajok többsége gyors regenerációs képességgel rendelkezik, a folyamatos legelés után is képes újra növekedni (McNaughton, 1983). A növényevők számára nem fogyasztható, vagy megközelíthetetlen fajok viszont nem távolítódnak el a herbivórok által, ezáltal nincs szükségük gyors regenerálódási képességre, viszont védekeznek a herbivórok ellen olyan képletekkel vagy anyagcsere termékekkel, amelyek előállítása költséges (Augustine & McNaughton, 1998).

A fogyaszthatatlan növényfajok védekeznek a növényevők ellen különböző védekező mechanizmusokkal. Ilyenek például a szúrós képletek, pl. tüskék jelenléte, amelyekkel rendelkezik például a bókoló bogáncs (*Carduus nutans*), útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*), mezei iringó (*Eryngium campestre*), vad pórsáfrány (*Carthamus lanatus*), vagy a sáfrányos imola (*Centaurea solstitialis*). A szakirodalomból ismeretes, hogy ezen fajok bizonyos területeken sikeres inváziós fajokká váltak, hiszen a tüskéiknek köszönhetően erőteljesen el tudnak szaporodni nagy legelőnyomású területeken, például a *C. lanatus* és *C. solstitialis* Észak-Amerikában és Ausztráliában inváziós fajként van számon tartva (DiTomaso és mtsai., 2017; Reever Morghan & Rice, 2005). Egy eltérő védekezési forma, a kémiai anyagokkal történő védekezés, amely taszítólag hat a növényevőkre. Ilyen kémiai anyagokkal (bizonyos másodlagos anyagcsere-termékek) védekezik például a *Veratrum lobelianum* (Callaway és mtsai., 2000), a fehér zászpa (*Veratrum album*) (Kleijn & Steinger, 2002) vagy az orvosi ziliz (*Althaea officinalis*) (Kelemen és mtsai., 2019). Továbbá segítheti őket a fennmaradásban legelőterületeken a magbank képzés is, hiszen bizonyos legelőgyomok magjai a kiszóródás után 3-8 évvel is képesek kicsírázni, mint a *C. lanatus* esetében (Grace és mtsai., 2002).

Ezen tulajdonságaik azonban nem elegendőek a legelőterületen való elszaporodásukhoz. A legtöbb csíranövény esetében a növényzet nyíltsága egy meghatározó tényező, amely, ha nem valósul meg, a megtelepedésüket lehetetlenné teszi (Goldberg & Werner, 1983; Peart, 1984). A nem fogyasztható legelőgyomoknak szükségük van a nyílt területre a megtelepedéshez és növekedéshez, hiszen a zárt növényzet és erős kompetíciós nyomás vissza tudják szorítani az ehetetlen fajokat (Moretto & Distel, 1999). A nyílt felszín mérete is hatással van a legelőgyomok megtelepedésére, hiszen ahogy kutatások is kimutatták, egy kis méretű nyílás még nem elegendő

a csíranövények sikeres fejlődéséhez. A túl nagy méretű nyílás szintén hathat negatívan a csírázóképesre és megtelepedési képességre (Ehrenfeld, 1980).

Egy másik fontos tényező a fényellátottság, ami a terület nyíltságával áll összefüggésben. A fényellátottság segíti a nem fogyasztható legelőgyomok terjedését, ha nagy mennyiségben áll rendelkezésre (Callaway és mtsai., 2006). Ha viszont alacsony a fényellátottság, az egyedek sikertelenül fejlődnek és szaporodnak, a populáció mérete lecsökkenhet. Például a *C. solstitialis* esetében kimutatták, hogy ha nem jut elegendő fénymennyiséghez nem képes növekedni a csíranövény az adott területen (Reever Morghan & Rice, 2005).

Ha ezek a tényezők (nyílt talajfelület, megfelelő fényellátottság) teljesülnek, és ez párosul tehát egy intenzív legelési nyomással, a herbivórok számára fogyaszthatatlan fajok erőteljesen elszaporodnak, akár szélsőséges esetben dominánssá is válhatnak. Az intenzív, hosszú távú legeltetés esetén gyakran a fogyasztható fajokat a nem fogyasztható fajok váltják fel (Milton & Siegfried, 1994). Ennek következtében a legelőterület minősége romlik és gazdasági értéke is lecsökken (Moretto & Distel, 1999; Smart és mtsai., 2013). A *C. lanatus* esetében kimutatták, hogy tüskéi ronthatják a gyapjú minőségét (Grace és mtsai., 2002), valamint megakadályozzák a legtöbb haszonállat legeltetését is. Mivel fogyaszthatatlanok a herbivórok számára, a környező vegetáció kerül csupán elfogyasztásra (1. ábra). Az állandóan legelt, alacsonyan tartott környező növényzet így csökkentett kompetíciót jelent a nem fogyasztható növényfajok számára. Ezáltal a legelő növényzetének nyíltsága is megfelelő számukra, valamint elegendő fénymennyiséghez jutnak a csírázáshoz, megtelepedéshez, növekedéshez és szaporodáshoz (Callaway és mtsai., 2000). Ilyen területeken nehéz felvenni velük a versenyt, főleg, ha ez gazdasági haszon kiesést jelent. Ebben az esetben a terület minőségének minél gyorsabb visszaállítása a cél.

Fontosnak tartom emellett kiemelni, hogy a fogyaszthatatlan legelőgyomoknak pozitív hatásuk is lehet, amennyiben közepes mennyiségben vannak jelen és nem szaporodnak el erőteljesen. Azon tulajdonságuk, hogy taszítólag hatnak a herbivórokra vagy esetleg az állatok nem tudják őket megközelíteni, nem csak számukra jelenthet védelmet. A körülöttük található fogyasztható fajoknak is védelmet biztosítanak a növényevőkkel szemben, így diverzításhoz vezetnek létre maguk körül. Ez egy legelőterületen kulcsfontosságú szerepet jelenthet, mivel hozzájárulnak a diverzitás megőrzéséhez (Kelemen és mtsai., 2019).



1.ábra. Egy erősen túllegeltetett gyepon a mezei iringó (*Eryngium campestre*) egyedei maradtak fenn, a környező növényzeten nagyon erős a herbivór-nyomás, ezért alacsony és nyílt a növényzet.
Fotó: Ruprecht Eszter

A szakirodalomban több megoldást javasolnak az erőteljesen elterjedt, fogyasztathatlan legelőgyomok megfékezésére. Egyik ilyen módszer, amely gyorsabb megoldást kínál, a különböző herbicidek használata. Fontos kiemelni, hogy ezen megoldás azzal járhat együtt, hogy nem csak a megfékezni kívánt faj sérül, hanem más, környező növényfajokat is károsítunk, illetve mérgező anyagok kerülnek a környezetbe. Ezáltal fontos megválasztani mely herbicidet alkalmazzuk egy adott területen, hogy elkerüljük más növényfajok és a környezet károsítását. A szakirodalomban javasolt herbicid a legelőterületeken a parakvát és a glifozát, melyeket főleg a *C. lanatus* megfékezésére ajánlanak (DiTomaso és mtsai., 2017). A glifozát azonban nem szelektív herbicid, így a gyepeken a kívánatos fajokat is elpusztítaná. A parakvát pedig mérgező az emlősökre, ezen hatása miatt ritkán használják és használatakor is körültekintés szükséges (DiTomaso és mtsai., 2017).

A másik, szakirodalom által is leírt, lehetséges megoldás ennél jóval környezetkímélőbb, viszont nem kínál annyira gyors megoldást, mint amit a herbicidek jelentenek. Az ehetően

legelőgyomok bizonyítottan nem képesek felvenni a versenyt más, fogyasztható legelőgyomokkal, ha azok nincsenek eltávolítva a herbivórok által (Moretto & Distel, 1997), hiszen alacsonyabb kompetíciós képességgel rendelkeznek a fogyasztható fajokhoz képest. Ebben közrejátszik lassabb növekedésük és alacsony regenerációs képességük is. Egyéb vizsgálatok kimutatták, hogy a fogyasztható növényfajok csökkentik a nem fogyasztható betelepülők versenyképességét, ezáltal fontos szerepet töltenek be a rendszer hosszan tartó dinamikájában (Augustine & McNaughton, 1998). Törekedni kell a fogyasztható fajok magas borításának fenntartására, illetve létrehozására (pl. regenerálódás, restauráció), mivel a zárt növényzet általi kompetíció kiszorítja az ehetetlen fajokat a területről (García és mtsai., 2020). Az élő fűfélék jelenléte pedig csökkentőleg hathat virágzatuk mennyiségére, ezt bizonyították az invazív *C. solstitialis* esetében, különösen, ha a környező élő füvek nagy föld feletti biomasszával rendelkeznek (Larson & McInnis, 1989).

Ezen információk birtokában, én egy szintén környezetbarát megoldást javaslok és tesztelek a herbivórok számára fogyaszthatatlan, legelőgyommá váló növényfajok visszaszorítására. A legelők pihentetése, olyan területeken, ahol a gazdasági haszon nem kulcsfontosságú, eredményes lehet. Nem okoz kárt a környező növényzetben, azonban fontos megemlíteni, hogy ez egy hosszabb ideig tartó folyamat, amely akár több évet is igénybe vehet. Így olyan területeken jelenthet megoldást, ahol nem szükséges az azonnali hatás elérése. Hasonló módszer a karámból álló rotációs legeltetés, amelynek pozitív hatásai vannak a legelőterületekre. Amellett, hogy hosszabb pihenőidőt biztosít a területnek, a fogyasztható fajok versenyképessége is helyreáll, megállítva a nem fogyasztható fajok terjedését (Teague és mtsai., 2008).

Kutatásom célja, hogy tesztelje, milyen mértékű legelés intenzitás-csökkentés vagy pihentetés biztosítja az ehetetlen legelőgyom fajok megfékezését, figyelembe véve fejlődésük sikerét, túlélésüket, valamint virágzási sikerüket. Hipotézisünk, hogy a legelés intenzitásának csökkentése vagy teljes kizárása visszaszoríthatja a herbivórok számára fogyaszthatatlan legelőgyomokat, ezáltal megoldást kínál leromlott legelőterületek regenerálódására.

2. Anyag és módszerek

2.1 A kísérleti fajok bemutatása és gyűjtése

Kísérletünkbe négy, Erdélyben is fellelhető, őshonos, fészekvirágzatúak családjába (*Asteraceae*) tartozó, rövidéletű legelőgyom fajt vontunk be. Kísérleti fajaink a hengeres vasvirág

(*Xeranthemum cylindraceum* Sibth. & Sm.), ékes vasvirág (*Xeranthemum annuum* L.), sáfrányos imola (*Centaurea solstitialis* L.) és vad pórásfrány (*Carthamus lanatus* L.) voltak (lásd 2. ábra). Ezek a növényfajok képesek elterjedni az intenzíven zavart területeken, ahol erős herbivór nyomás figyelhető meg. Téli egyéves fajok, csírázásuk ősszel történik, majd a csíranövények áttelelnék és tavasszal virágzanak. Magjaikat a nyár folyamán szórják el, ezáltal akár kora ősszel is még találkozni lehet felnőtt egyedekkel. Aktív védekező mechanizmussal rendelkeznek, ami fogyasztathatlanná teszi őket a herbivórok számára. Két féle védekezés figyelhető meg, a *X. cylindraceum* és *X. annuum* a szakirodalom által is leírt, toxikus cianogén vegyületekkel rendelkezik (Hübel és mtsai., 1982; Ruprecht és mtsai., in prep; Schwind és mtsai., 1990; Yulvianti & Zidorn, 2021), a *C. solstitialis*, valamint a *C. lanatus* fizikailag, tüskék jelenléte által a szár mentén (*C. solstitialis*), illetve a leveleken és teljes növényen (*C. lanatus*) fogyasztathatlan a növényevők számára (Reever Morghan & Rice, 2005; Sultan és mtsai., 2015). Ezen tulajdonságaik által előnyt élveznek más fajokkal szemben, és legelőterületeken sikeresen fennmaradnak, elszaporodnak és nagy abundanciát képesek elérni.

Mivel a nyílt növényzetet és kompetíció mentes területeket preferálják, ahol a környező vegetáció szerkezete gyér, mi is ezeket a szerkezeti elemeket építettük be kísérleti vizsgálatunkba.

Mind a négy kísérleti fajunk Dél-Kelet Európában, valamint a Földközi tenger medencéjében őshonos, de emellett más kontinensen inváziós fajként van számontartva a *C. solstitialis* és *C. lanatus* (Dukes, 2001; Lejeune & Seastedt, 2001). Előbbi Észak Amerikában terjedt el és okozott komoly gondokat az ott levő vegetációban, utóbbi pedig Észak Amerika mellett Ausztráliában is jelentős problémát okoz. A *X. cylindraceum* Erdélyben újhonos (Essl és mtsai., 2019) fajként van számon tartva (Ruprecht és mtsai. in prep). Ez a fogalom nem összetévesztendő az idegenhonos faj fogalmával, hiszen jelentős különbség, hogy az újhonos fajok önerőből terjednek, valamely közvetett emberi behatásra, például a klímaváltozás és megváltozott tájhasználat vagy egyéb emberi zavarás hatására. Emellett, az idegenhonos fajokkal ellentétben, új elterjedési területük szomszédos őshonos területükkel (Essl és mtsai., 2019).

Kísérleti fajaink magjait Romániából gyűjtöttük, az ország különböző pontjairól. A *C. solstitialis* magjait Fehér megyéből (É: 45.951°, K: 23.670°), a *X. annuum* magjait Tulcea megyéből (É: 45.182311°, K: 28.537284°), a *X. cylindraceum* és *C. lanatus* magjait Kolozs megyéből (É: 46.796883°, K: 23.864584°) gyűjtöttük.

2.2 A kísérleti fajok előnevelése

A begyűjtött egyedek magjait (egymagvú kaszat termések) a virágládákba való beültetést megelőzően klímakamrában kicsíráztattuk (2022. március 28.– április 8. között) 15, illetve 20°C-on. A kicsírázott magoncokat 2022 áprilisában fajonként 4 ládába ültettük, úgy, hogy minden ládába 20 csíranövény került. A csíranövényeket körülbelül 2 hónapig neveltük a Kolozsvári Botanikus Kertben (2. ábra), két- illetve három naponta öntözve őket. Az előnevelés célja az volt, hogy a későbbiekben a kísérleti területre ültetett egyedek ellenállóbbak legyen a környezeti hatásokkal szemben. A fiatal egyedek kevésbé sérülékenyek, mint csíranövény korban, ezáltal nagyobb túlélési eséllyel indulnak, egy számukra teljesen új környezetben. A fiatal növényeket két hónapos korban ültettük ki a kísérleti területre.



2.ábra. a) a kolozsvári Botanikus Kertben előnevelt csíranövények b) *X. cylindraceum* felnőtt egyed c) *X. annuum* felnőtt egyed d) *C. lanatus* felnőtt egyed e) *C. solstitialis* felnőtt egyed. Fotó: Szócs Ágnes.

2.3 A kísérleti terület bemutatása

Kutatási területünk az Erdélyi Szigethegység észak-keleti lábánál található, Kolozsvártól kb. 30 kilométerre fekvő falu határában, Inaktelkén. Egy dombvidéki terület, ahol kb. 20-30 éve

felhagytak a szántással, azóta regenerálódik a növényzet (3. ábra). Legtömegesebben előforduló fajok a területen: csomós ebír (*Dactylis glomerata*), közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*), pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*), réti imola (*Centaurea jacea*) és parókás imola (*Centaurea pseudophrygia*).



3. ábra. Inaktelki kutatási terület. Fotó: Miholcsa Zsombor.

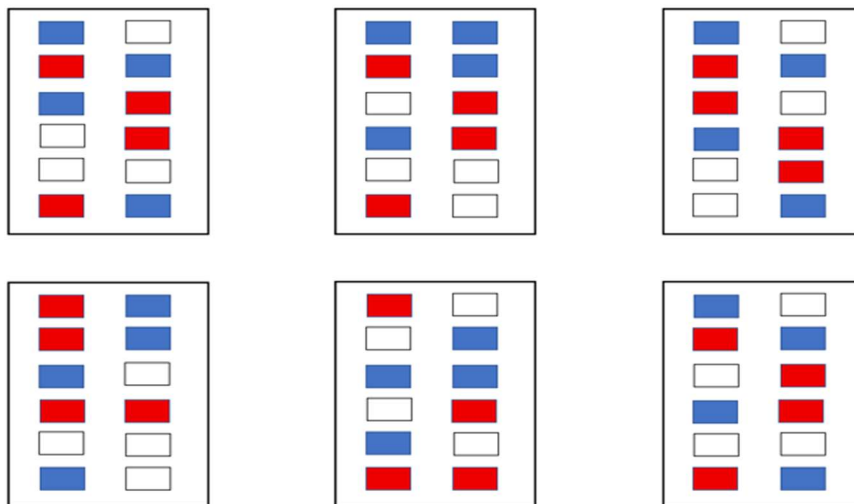
2.4 Kísérleti kezeléseink és a kísérleti elrendezés

A kísérletbe bevont négy legelőgyom faj fiatal (két hónapos) egyedeit 2022. június 3.-án ültettük be a kísérleti területre, ahol három kezeléstípusnak megfelelően vizsgáltuk fejlődésüket a kutatás során. Minden kísérleti kvadrátba öt, ugyanahhoz a fajhoz tartozó növényegyedet ültettünk be (kivétel a *X. annuum*, amelynek esetében csak négy egyedet ültettünk). A három kezeléstípus segítségével a legelés mértékét (intenzitását) imitáltuk, azáltal, hogy levágtuk a környező vegetációt. (1) A kontroll területeken természetes állapotában hagytuk a vegetációt, tehát a legelés felhagyását mutatjuk be általa. (2) Az egyszer vágott kezelésben egy mérsékelt legelést imitáltunk, a vegetációs időszak elején alacsony növényzetet, magas fényellátottságot, valamint alacsony kompetíciós nyomást szeretnénk volna kialakítani. (3) A harmadik kezeléstípus, a háromszor vágott kezelés volt, ahol folyamatosan, a vegetációs időszak során végig alacsonyan tartottuk a

növényzetet, magas fényellátottságot biztosítva ezáltal a talaj felszínén, és ebből adódóan alacsony kompetíciós nyomást állítottunk be a célfajok és a környező növényzet föld feletti részei között. Ez utóbbi kezelés egy túllegeltetett gyepterületét imitálta a célfaj számára.

A jobb láthatóság érdekében különböző színekkel jelöltük kezeléseinket: kontroll kezelés a fehér, egyszer vágott kezelés a kék, a háromszor vágott kezelést pedig piros színnel jelöltük. Ezen kezeléseket blokkos elrendezésben alkalmaztuk a területen. Összesen 6 blokkot (4 m x 12 m) hoztunk létre (4. ábra), ami a kísérleti terület nagy részét lefedte. A 6 blokk által a környezeti heterogenitásra kontrolláltunk, és egy blokkon belül homogénnek mondhattuk a környezeti tényezőket.

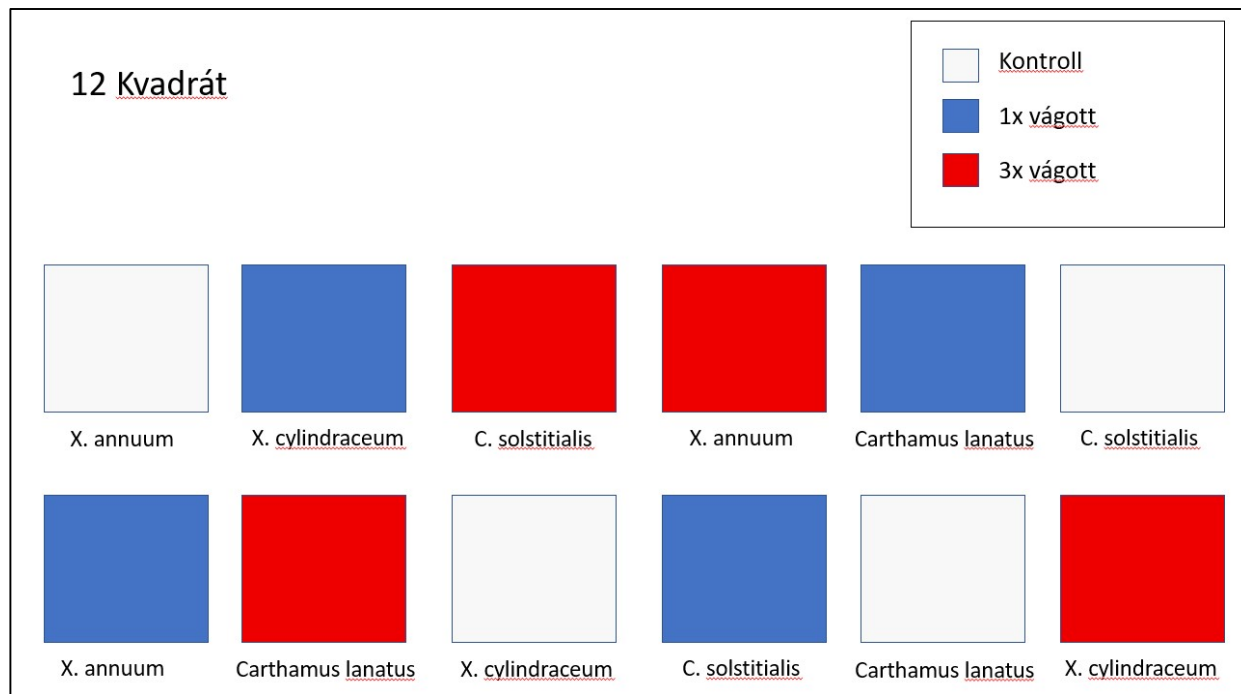
6 Blokk



4. ábra. A kísérlet során alkalmazott blokkos elrendezés. 6 blokkot alkalmaztunk, ahol különböző színekkel jelöltük a kezeléseket: piros = 3x vágott, kék = 1x vágott, fehér = kontroll.

A blokkokon belül az eltérő kezeléseket kvadrátokba szerveztük. A kvadrátokat random módon helyeztük el minden blokkban, figyelve arra, hogy minden blokkban az adott fajhoz tartozó mindhárom kezeléstípus jelen legyen. Így egy blokkon belül 12 kvadrátot helyeztünk el, amelyek 1 m x 1 m területűek voltak, körülöttük az adott kvadrátra jellemző kezelést mutató 0.5 m-es pufferező zónával (5. ábra). Minden kvadrát bal felső sarkát a kezelésre jellemző színekkel jelöltük

meg, valamint a maradék három sarokba szintén színkóddal jelzett szegeket szúrtunk. Ezt követően a szegeket és a zászlót madzaggal kötöttük össze, a könnyebb észrevehetőség érdekében.



5. ábra. Egy blokk szerkezeti felépítése. Egy blokk 12 kvadrátból épül fel, ahol mindhárom kezeléstípus egyszer jelenik meg egy faj esetében.

2.5 Környezeti és vegetáció szerkezeti paraméterek mérése a kísérlet során

Kutatásunk jelentős mértékben függött a kísérleti területen uralkodó környezeti tényezőktől. Ennek következtében különféle paramétereket mértünk, amelyek jellemezték a helyszín környezeti adottságait a kísérlet során. Ilyen paraméterek voltak: a hőmérséklet (saját mérések talajra helyezett hőmérséklet detektorral; Hobo Pendant UA-001-64, Onset Computer Corporation, Bourne, MA) és csapadékmennyiség (Kolozsvári Meteorológiai Állomás adatai alapján). A fényellátottságot a talaj felszínén (fotoszintetikusan aktív foton flux denzitás, PPFD%) a kísérlet során egy alkalommal mértük öt random kiválasztott pontban, 2022. július 26.-án.

A növényzet szerkezeti paramétereit szintén egy alkalommal mértük a kísérlet során (2022. július 26) a vegetáció magasságát (cm) 5 pontban mértük, valamint a vegetáció nyíltságát százalékban határoztunk meg, a növényzet felszínborításának vizuális becslése által.

2.6 A beültetett növényegyedek nyomon követése és mérése a kísérlet során

Három fontosabb mérést végeztünk, amelyek által következtetni tudtunk a növényegyedek állapotára és reflektálni hipotéziseinkre. A kísérlet során folyamatosan figyeltük az egyedek túlélését, ezáltal nyomon követve fejlődésüket és életmenetüket. A kísérlet végén, az egyedek föld feletti részeit levágtuk és papírzacskókba gyűjtöttük össze, majd szárító szekrénybe helyeztük, 3 napra, 60°C fokon. A kiszáradást követően lemértük az egyedek száraz biomasszájának tömegét, valamint megszámláltuk a fészekvirágzatokat minden növényegyeden. Ezek mellett a kísérlet során feljegyeztük, havonta ellenőriztük a beültetett egyedeket és feljegyeztük az elhalt egyedeket minden kvadrátban. A harmadik változó a növényegyedek fejlődésére vonatkozóan a virágzási siker volt, amelyet átlag virágzat számban határoztunk meg. Ezen adatok az egyedek potenciális jövőbeli teljesítményét, fennmaradását mutatják.

2.7 Adatelemzés

A környezeti paraméterek közül a hőmérséklet és csapadékmennyiség értékeit nem elemeztük statisztikai módszerekkel, viszont havi bontásban ábrázoltuk az adatokat. A hőmérséklet esetében a detektor adatait 2022. januárjától, 2022 szeptember végéig ábrázoltuk. A készülék minden órában rögzítette a hőmérséklet értékeket (°C), majd ezeket átlagoltuk, minden napra egy nappali, illetve egy éjszakai átlagot számolva. Ezen átlag értékekből havi átlagokat számoltunk, szintén nappali, és éjszakai napszakra külön, valamint az adatokból kinyertük a szórásokat is (SD). A csapadékmennyiség esetében összehasonlítottuk a 2022-es év havi csapadékmennyiségeit az elmúlt 22 év (2000 – 2021) adataival. Az értékeket összegeztük hónaponként, majd a 22 év adatsoraiból meghatároztuk a szórásokat is (SD).

A növényzet szerkezeti paramétereit (magasság és felszínborítás) Kruskal-Wallis-H próbával hasonlítottuk össze a kezelések között. A páronkénti összehasonlítást Pairwise Wilcoxon teszttel végeztük, a kezeléstípusok közötti eltérés megállapításához.

Az egyedek túlélését 5 alkalommal mértük fel a kiültetést követően, minden alkalommal feljegyeztük az elpusztult, valamint az élő egyedeket. A túlélés elemzéshez Kaplan Meier analízist használtunk. A kipusztult egyedek 1-es csoportosító változót kaptak, mivel a halál, mint esemény (event) bekövetkezett. Azon egyedek esetében pedig akik nem pusztultak ki 0-ás csoportosító változót adtunk (nem következett be az esemény, a halál). Ezen kívül a kipusztulás időpontját a

beültetés napjától számolva határoztuk meg minden egyednél, ezt napokban adtuk meg. Összesítettük mind az 5 mérés alkalmával felmért értékeket az egyedeknél, majd kezeléstípusonként végeztük az elemzést (magyarázó változó) külön-külön mind a 4 kísérleti faj esetében.

A kezeléstípusok hatását a növények föld feletti száraz biomasszájára általánosított kevert lineáris modellel (GLMM) elemeztük. A modellben fix változóként a kezeléstípusokat és a fajokat adtuk meg, a blokkot pedig mint random változót építettük be a modellbe. Mivel az adatok és a reziduálisok (residuals) nem mutattak normál eloszlást, log transzformáltuk az értékeket, az ábrán viszont feltüntettük a logtranszformált és a visszatranszformált értékeket is (lásd 9. ábra).

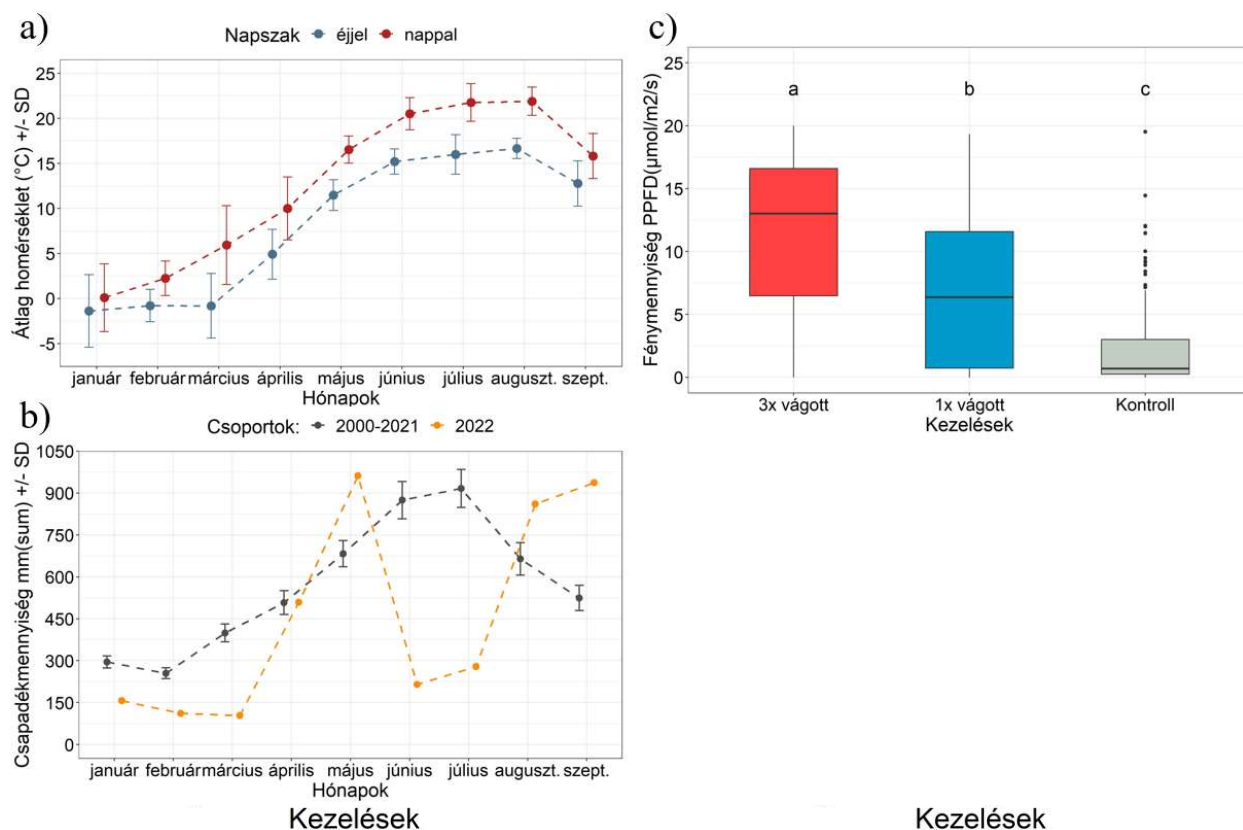
A virágzási siker elemzéséhez a kísérlet végén minden egyednél megszámoltuk a virágzatok számát, majd ezen értékeket külön elemeztük fajonként, és kezeléstípusonként hasonlítottuk össze. Kruskal-Wallis-H próbát használtunk az elemzéshez, majd a páronkénti összehasonlítást Pairwise Wilcox teszt segítségével végeztük, hogy megtudjuk mely kezeléstípusok térnek el egymástól.

3. Eredmények

3.1 Környezeti paraméterek a kísérlet során

A kutatás során mért környezeti paraméterek befolyásolták kutatásunk menetét, ezért tartjuk fontosnak bemutatásukat. Különösen a 2022 nyarára jellemző szárazság, amely egy plusz nyomást helyezett a kiültetett növényekre, és a környező növényzetre egyaránt. Alább, a hőmérséklet (6. ábra a.) illetve csapadékmennyiség (6. ábra b.) értékek változásai figyelhetők meg a kísérleti időszakban és azt megelőzően.

A talaj felszínén mért fényellátottság értékek szignifikánsan különböztek a három kezeléstípusban (Kruskal-Wallis-H próba, $df = 2$, $p < 0.0001$). Legnagyobb fényellátottság volt megfigyelhető a 3x vágott kvadrátokban, ezt követően az 1x vágott kvadrátokban, ahol a környező növényzet növekedésével, a vegetációs időszak második felére közepes értékű lett a talajt elérő fénymennyiség. Legalacsonyabb fénymennyiség a kontroll területeken volt (6. ábra c.).



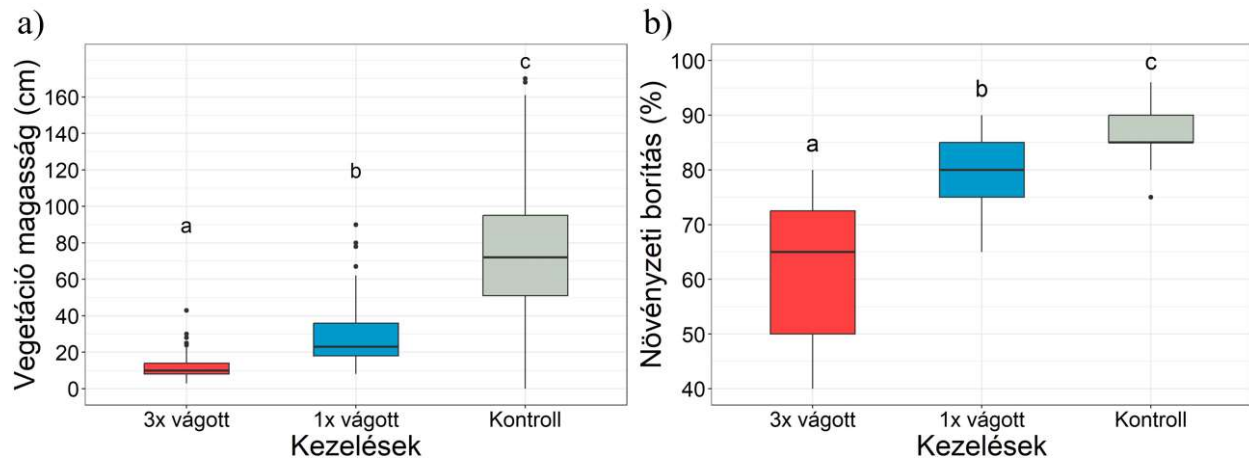
6. ábra. Környezeti paraméterek: **a)** havi átlag hőmérsékleti értékek, nappali, illetve éjjeli átlagok (2022); **b)** összegzett havi csapadékmennyiség értékek; 2022-es, és 2000-2021-es értékek; **c)** fényellátottság a talaj felszínén kezeléstípusonként (2022. július 26).

3.2 A növényzet szerkezeti paraméterei

A növényzet magasság értékei a vegetációs időszak közepén szignifikánsan eltértek a három kezeléstípusban (Kruskal-Wallis-H próba, $df = 2$, $p < 0.0001$). A legalacsonyabb növényzet a 3x vágott kvadrátokban volt, ahol folyamatosan alacsonyan tartottuk a környező növényzetet, ezt követte az 1x vágott kezelés, ahol a vegetációs időszak második felére közepes értékű lett a környező növényzet magassága. A legmagasabb növényzet pedig a kontroll kvadrátokban volt megfigyelhető (7. ábra. a.)

A növényzet nyíltságot százalékos felszínborításban határoztuk meg szintén a vegetációs időszak közepén, és szignifikáns eltérést találtunk a három kezeléstípus között (Kruskal-Wallis-H

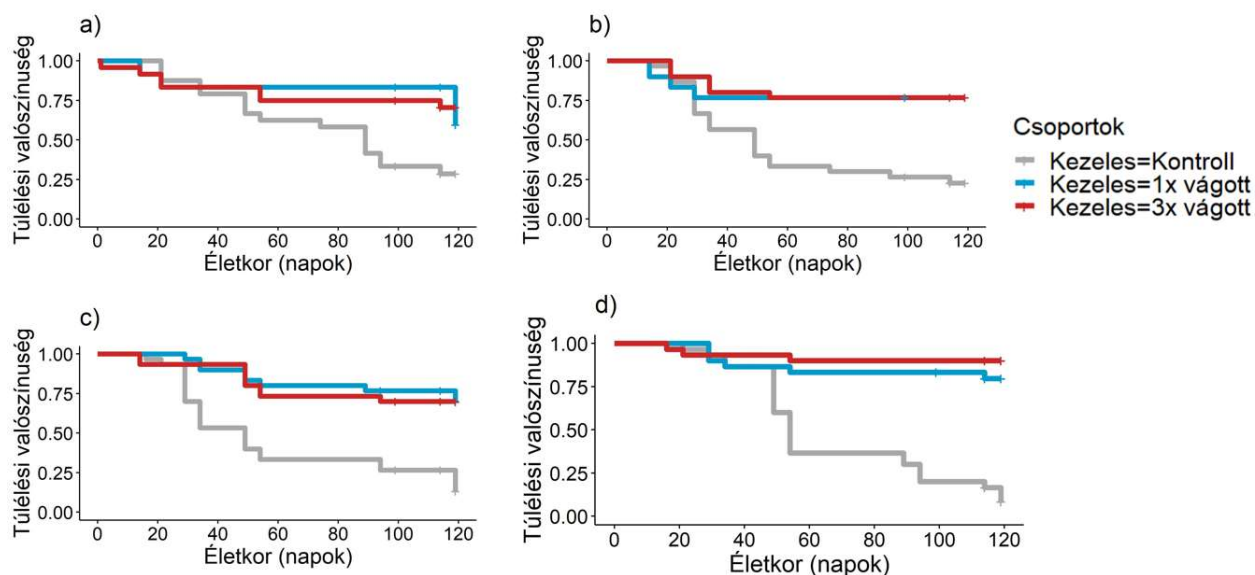
próba, $df = 2$, $p < 0.0001$). A legalacsonyabb növényzeti borítás a 3x vágott kvadrátokban volt, majd az 1x vágott kvadrátokban. A vegetáció a legnagyobb borítást a kontroll területeken érte el (7. ábra b.).



7. ábra. A növényzet szerkezeti tulajdonságai: **a)** növényzet magasság értékek kezeléstípusonként (2022. július 26); **b)** a növényzet borítása kezeléstípusonként. A mediánt, alsó és felső kvartilist és a teljes adattartományt ábrázoltam. A doboz diagrammok fölötti eltérő betűk a kezelések közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

3.3 A beültetett növények túlélése a kísérleti időszak során

A túlélés elemzés mind a négy kísérleti faj esetében hasonló eredményeket mutat. A legkisebb túlélési valószínűség a kontroll kvadrátokban volt. Az 1x vágott, illetve 3x vágott kvadrátokban hasonló mértékben éltek túl az egyedek a kísérlet során (8. ábra). A beültetést követő első 60 napban volt nagyobb mértékű kihalás a 3x vágott és 1x vágott kvadrátokban, amikor a már említett erős aszály is tartott. A kontroll kvadrátokban a kísérlet ideje alatt folyamatos kihalás volt megfigyelhető.



8. ábra. Növényegyedek túlélése a kísérlet során: a) *X. annuum*; b) *X. cylindraceum*; c) *C. solstitialis*; d) *C. lanatus*.

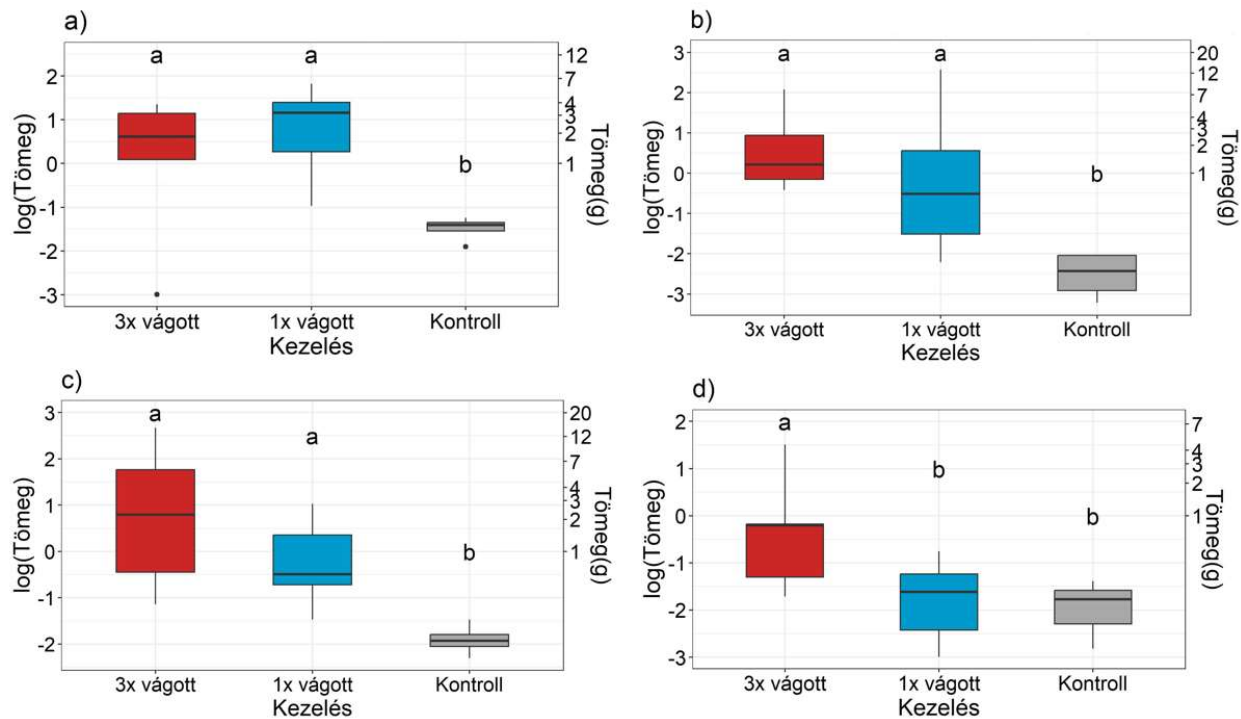
3.4 A beültetett növények fejlődése és virágzása a kísérleti időszak során

Az alkalmazott kezelések befolyásolták a fajok fejlődését, amelyet a kísérlet végén a felhalmozott biomassa mennyiséggel fejeztünk ki (1.táblázat). Az egyedek biomassa produkciója három faj esetében azonos eredményeket mutatott: *X. annuum*, *X. cylindraceum*, *C. solstitialis* (9a, b és c. ábra). A kontroll kvadrátban növekedett egyedek szignifikánsan kisebb biomasszát halmoztak fel, mint az 1x vágott, illetve 3x vágott kvadrátban. Az 1x vágott és 3x vágott kezelések között azonban nem találtunk szignifikáns eltérést (9a, b és c. ábra).

A *C. lanatus*-nál az 1x vágott kezelés is szignifikánsan kisebb biomasszát eredményezett a 3x vágott kezeléshez viszonyítva, viszont a kontroll kezelésben növekedett egyedek mérete nem tért el az 1x vágott kvadrátban levő egyedekétől (9d. ábra).

1.táblázat. A négy faj biomassa mennyiségeit befolyásoló tényezők (ANOVA elemzés eredményei).

Hatások	Chi_sq	Df	P
Kezelés	44.21	2	>0.001
Faj	13.22	3	0.004
Kezelés * Faj	9.70	6	0.13

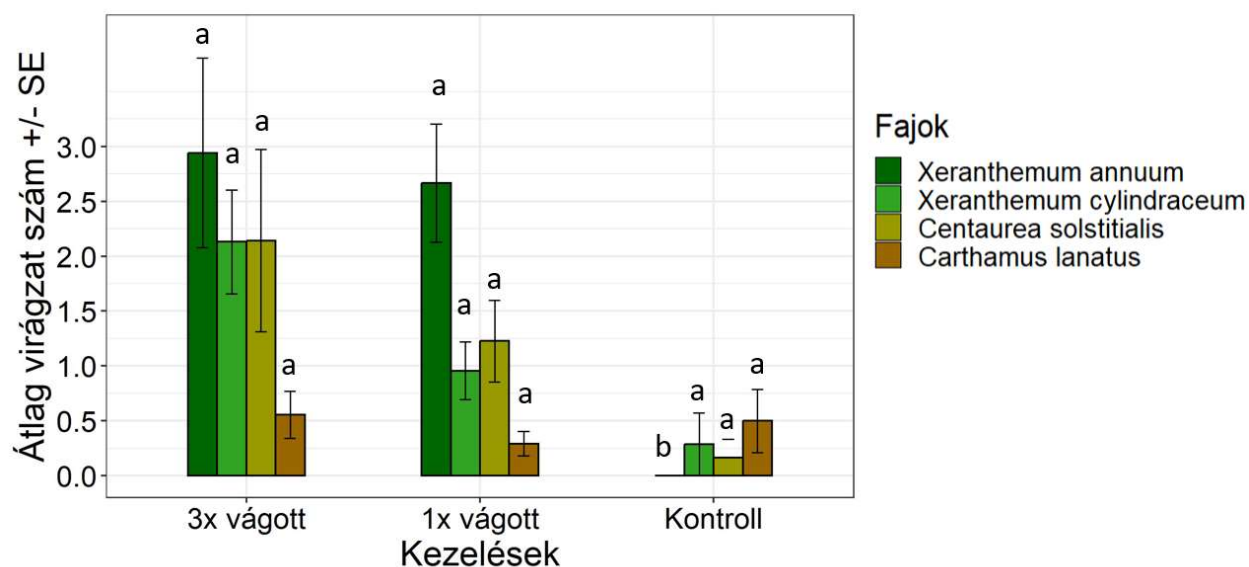


9. ábra. A növényegyedek száraz biomasszája kezeléstípusonként: **a)** *X. annuum*; **b)** *X. cylindraceum*; **c)** *C. solstitialis*; **d)** *C. lanatus*. A mediánt, alsó és felső kvartilist és a teljes adattartományt ábrázoltam. A doboz diagrammok fölötti eltérő betűk a kezelések közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

Kezeléseink befolyásolták a beültetett növények virágzási sikerét (2. táblázat). Az átlag virágzási szám esetében viszont csak a *X. annuum* egyedénél találtunk szignifikáns különbséget a kezelések között, a kontroll és 1x vágott, illetve a kontroll és 3x vágott kvadrátok virágzátszámai tértek el egymástól (10. ábra). A másik három kísérleti faj esetében nem találtunk a kezelések között szignifikáns különbséget (10. ábra). A *X. cylindraceum* átlag virágzási számában azonban egy közel szignifikáns különbséget találtunk a kontroll és 3x vágott ($p = 0.082$) kvadrátok között (10. ábra).

2. táblázat. A négy kísérleti faj virágzási sikerének különbségei: a kezelések közti eltérések.

Fajok	Chi_sq	Df	p
<i>C. lanatus</i>	0.79	2	0.67
<i>C. solstitialis</i>	4.38	2	0.11
<i>X. cylindraceum</i>	6.38	2	0.04
<i>X. annuum</i>	11.71	2	0.002



10. ábra. Virágzatok száma kezeléstípusonként a négy kísérleti faj esetében. Az átlagot és szórásokat ábrázoltam. Az oszlop diagrammok fölötti eltérő betűk a kezelések közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

4. Eredmények megvitatása

Kutatásunk eredményei alapján elmondható, hogy az általunk vizsgált, herbivórok, főleg gerinces herbivórok, számára fogyasztathatlan legelőgyom fajok visszaszorítására a legelők pihentetése eredményes megoldást jelenthet. A legeltetés teljes felhagyását imitáló kontroll kvadrátokban fejlődő egyedek túlélése és fejlődése nagymértékben különbözött az enyhe legeltetést imitáló 1x vágott, illetve az intenzív legeltetést imitáló 3x vágott kvadrátokban növekedő egyedekétől. A következőkben, fejezetekre bontva fogom tárgyalni a különböző környezeti jellemzők, illetve általunk mért paraméterek hatását a kísérleti fajainkra.

4.1 Környezeti paraméterek és környező növényzet hatása

A környezeti paraméterek hatásai közül kettőt emelnék ki, a csapadékmennyiséget, illetve a talaj felszínére eső fény mennyiséget. A csapadékmennyiség a kutatás ideje alatt egy limitáló tényező volt, 2022. júniusi, illetve júliusi hónapjaiban. A nálunk jellemző éghajlati viszonyokkal ellentétben (az éves össz csapadékmennyiség nagy része a nyár folyamán érkezik) nagy szárazság

volt megfigyelhető, amelyet le kellett küzdeniük a kiültetett egyedeknek. Ezen hatás kezdetben, megfigyeléseink alapján úgy tűnt, hogy a kontroll területen fejlődő növényeknek kedvez, mivel a környező vegetáció árnyékot biztosít az erős napsugárzással szemben. Azonban ez a megfigyelés csak kezdetben volt igaz, hiszen a környező növényzet elszívta a beültetett egyedektől a talajban levő kis mennyiségű vizet (erős gyökérkompetíció), így nem tudtak fejlődni. A kísérlet végén így tehát bebizonyosodott, hogy a kontroll kvadrátokban fejlődő egyedekre hatott leginkább negatívan a nyári aszályos időszak. A talaj felszínére eső fénymennyiség, ugyancsak egy limitáló tényező, amely befolyásolhatja akár a csíranövények, akár a fiatal növényegedek növekedését (Reever Morghan & Rice, 2005). Ebben az esetben is a kontroll kvadrátokban fejlődő egyedekre hatott negatívan az alacsony fényellátottság, amely nem volt elegendő fejlődésükhöz. Sok esetben nem voltak képesek a növekedés következő fázisába lépni, és nehezen vészelték túl a körülményeket, olyan fejlődési állapotban maradtak, mint amilyenben beültettük őket a kísérleti kvadrátokba. Összegezve tehát a kontroll kvadrátok növényzete erős föld alatti és föld feletti kompetíciós nyomást gyakorolt a vizsgálatba bevont legelőgyomok egyedeire.

A környező növényzet paraméterei közül a vegetáció magassága a kontroll kvadrátokban volt a legmagasabb a kutatás ideje alatt, ez összefüggésben áll a talajra jutó alacsony fénymennyiséggel. Az itt fejlődő egyedeknek kellett legnagyobb mértékben leküzdeniük a környező növényzet általi kompetíciós nyomást, amit a vegetáció magassága és sűrűsége (borítása) egyaránt befolyásolt. Eredményeinket validálják más vizsgálatok eredményei, amelyek kimutatták, hogy a herbivórok számára fogyasztathatlan növényfajok nem tudják felvenni a versenyt más kompetitorokkal (García és mtsai., 2020; Larson & McInnis, 1989). Ezen teljesítménybeli értékeket a későbbiekben bővebben tárgyalom.

4.2 A növényegedek túlélése a kísérlet során

A túlélés elemzés mind a négy kísérleti faj esetén azonos eredményeket mutatott, miszerint a kezelt kvadrátokban fejlődő egyedek túlélése sikeresebb volt a kontroll kvadrátokhoz képest, ahol a beültetett egyedek legalább 60%-a elpusztult a kísérlet végére (lásd 8. ábra). Ez az eredmény mutatja, hogy a fogyasztathatlan legelőgyomok számára a növényzet nyíltsága és alacsonyan tartása, illetve az ebből származó megfelelő fénymennyiség kulcsfontosságú túlélésük érdekében. A legeltetés, mint állandó zavarás biztosítja számukra ezeket a feltételeket, ez magyarázza tehát,

hogy nagyobb túlélést mutattak azon kvadrátokban, ahol a mérsékelt, illetve intenzív legeltetést imitáltuk. Azonban a kontroll kvadrátokban, ahol a legelés teljes felhagyását mutattuk be, ott nem teljesültek a fogyaszthatatlan legelőgyomok túlélését biztosító feltételek. Nem jutottak elegendő fénymennyiséghez, valamint egy erősebb kompetíciós nyomás is érvényesült. Ezen nehézségek leküzdéséhez viszont nem rendelkeztek megfelelő adaptációkkal, pl. gyors növekedési ütemmel vagy sikeres forráskiaknázással. Azon egyedek, melyek túléltek, átvészelték ugyan a rájuk ható nehézségeket, de képtelenek voltak fejlődni (biomasszájuk alacsony maradt és nem vagy alig virágoztak).

4.3 A beültetett egyedek fejlődése és virágzási sikere

Az egyedek fejlődésére vonatkozó változónk a kísérlet végén megmért száraz biomassa tömeg volt. A száraz biomassa tömeg kifejezi, mennyire volt megfelelő az adott környezet, mennyi forrást tudott felvenni és mennyire tudott növekedni az illető egyed. Eredményeink alapján elmondhatjuk, hogy az 1x vágott, illetve 3x vágott kvadrátokban nagyobb növekedést, ezáltal nagyobb biomassa produkciót értek el a növények (lásd 9. ábra). A kontroll kvadrátokban levő körülmények (alacsony fényellátottság, zárt és magas növényzet, magas kompetíciós nyomás) nem voltak megfelelőek fejlődésükhöz. Ezen eredményünket alátámasztja egy hasonló kutatás eredménye, ahol a *C. solstitialis* egyedei szintén alacsonyabb biomasszákat eredményeztek olyan területeken ahol nagy mennyiségben jelen voltak az évelő fűfélék (Larson & McInnis, 1989). A *C. lanatus* esetében, már az 1x vágott kvadrátban levő növények is szignifikánsan kisebb biomasszákat produkáltak, mint a 3x vágott kvadrátban növekedő egyedek. Eredményünk alapján, úgy tűnik tehát, hogy ezen faj esetében már a legelés intenzitásának csökkentése is negatívan hat az egyedek fejlődésére és segít a növény megfékezésében.

A virágzási siker esetében csak a *X. annuum* esetében tapasztaltunk különbséget a kezelések között, a 3x vágott kvadrátokban az egyedek sikeresebben virágoztak és több virágzatot hoztak (lásd 10. ábra.). Ugyanez az összefüggés a *X. cylindraceum* esetében közel-szignifikáns volt. A virágzási siker hatással van a növények jövőbeli teljesítményére és fennmaradására. Minél alacsonyabb az átlag virágzat szám, annál kisebb mértékben járul hozzá az adott egyed a jövő generációjához. Eredményeink alátámasztják egy kutatás eredményeit, miszerint a *C. solstitialis* egyedei csökkentik a virágzatok számát olyan területeken, ahol az évelő fűfélék nagy

menyiségben jelen vannak (Larson & McInnis, 1989).

Következtetések

Kísérleti eredményeink biztatóak, hiszen kimutatják, hogy már a legeltetés mérséklése is csökkentheti bizonyos legelőgyom fajok fejlődését és szaporodási sikerét, és a legeltetés teljes felhagyásával túlélésük is veszélybe kerülhet. Ezáltal tehát, úgy gondolom, hogy a legelők pihentetése valóban egy eredményes megoldás lehet a fogyaszthatatlan legelőgyomok megfékezésére. Fontos azonban kiemelni, hogy vizsgálatunk eredményei rövid életű fajokra vonatkoznak, és a megoldás nehezebb lehet, ha évelő fajokról van szó. Az évelő legelőgyomok visszaszorításának módszereit külön meg kell vizsgálni, amely jövőbeli kutatások fontos témája lehet. De a mi kutatási eredményeink alapján úgy tűnik, hogy az egy éves fajokkal a legelők pihentetése által könnyű felvenni a versenyt.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti témavezetőmet, dr. Ruprecht Esztert, a Babeş-Bolyai Tudományegyetem docensét, aki irányította a kutatás lépéseit, és koordinálta a munka folyamatait. Továbbá, köszönet illeti, kollegáimat és barátaimat a terepi munkálatokban nyújtott segítségükért: Kurkó Eszter harmadéves biológus hallgató, Mezei-Szép Emese harmadéves biológus hallgató, Miholcsa Zsombor doktorandusz, Kuhn Thomas doktorandusz, Portik-Szabó Ráhel harmadéves ökológus hallgató, Butyka Hunor Szilárd harmadéves biológus hallgató, Sztojka Mátyás, Erős Nándor, Szócs Réka és Kiss Harmat-Boglárka.

Irodalomjegyzék

- Augustine, D. J., & McNaughton, S. J. (1998). Ungulate Effects on the Functional Species Composition of Plant Communities: Herbivore Selectivity and Plant Tolerance. *The Journal of Wildlife Management*, 62(4), 1165. <https://doi.org/10.2307/3801981>
- Buisson, E., Archibald, S., Fidelis, A., & Suding, K. N. (2022). Ancient grasslands guide ambitious goals in grassland restoration. *Science*, 377(6606), 594–598. <https://doi.org/10.1126/science.abo4605>
- Callaway, R. M., Kikvidze, Z., & Kikodze, D. (2000). Facilitation by unpalatable weeds may conserve plant diversity in overgrazed meadows in the Caucasus Mountains. *Oikos*, 89(2), 275–282. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890208.x>
- Callaway, R. M., Kim, J., & Mahall, B. E. (2006). Defoliation of *Centaurea solstitialis* Stimulates Compensatory Growth and Intensifies Negative Effects on Neighbors. *Biological Invasions*, 8(6), 1389–1397. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-0003-8>
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., MCINTYRE, S., FALCZUK, V., CASANOVES, F., MILCHUNAS, D. G., SKARPE, C., RUSCH, G., STERNBERG, M., NOY-MEIR, I., LANDSBERG, J., ZHANG, W., CLARK, H., & CAMPBELL, B. D. (2007). Plant trait responses to grazing ? a global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313–341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>
- DiTomaso, J. M., Kyser, G. B., Lewis, D. J., & Roncoroni, J. A. (2017). Conventional and Organic Options for the Control of Woolly Distaff Thistle (*Carthamus lanatus*). *Invasive Plant Science and Management*, 10(01), 72–79. <https://doi.org/10.1017/inp.2016.4>
- Dukes, J. S. (2001). Biodiversity and invasibility in grassland microcosms. *Oecologia*, 126(4), 563–568. <https://doi.org/10.1007/s004420000549>
- Ehrenfeld, J. G. (1980). Understory Response to Canopy Gaps of Varying Size in a Mature Oak Forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 107(1), 29. <https://doi.org/10.2307/2484848>
- Essl, F., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Katsanevakis, S., Kühn, I., Lenzner, B., Pauchard, A., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Seebens, H., van Kleunen, M., van der Putten, W. H., Vilà, M., & Bacher, S. (2019). A Conceptual Framework for Range-Expanding Species that Track Human-Induced Environmental Change. *BioScience*, 69(11), 908–919. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz101>
- García, A., Scarfó, M. C., Loydi, A., & Distel, R. A. (2020). Effect of competition intensity on recruitment of palatable and unpalatable grasses. *Austral Ecology*, 45(1), 70–78. <https://doi.org/10.1111/aec.12830>
- Goldberg, D. E., & Werner, P. A. (1983). The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago* spp.). *Oecologia*, 60(2), 149–155. <https://doi.org/10.1007/BF00379516>
- Grace, B. S., Sheppard, A. W., Whalley, R. D. B., & Sindel, B. M. (2002). Seedbanks and seedling emergence of saffron thistle (*Carthamus lanatus*) in eastern Australian pastures. *Australian Journal of Agricultural Research*, 53(12), 1327. <https://doi.org/10.1071/AR02030>
- Hübel, W., Nahrstedt, A., Fikenscher, L., & Hegnauer, R. (1982). Zierinxylosid, ein neues cyanogenes Glykosid aus *Xeranthemum cylindraceum*. *Planta Medica*, 44(03), 178–180. <https://doi.org/10.1055/s-2007-971435>
- Kelemen, A., Tölgyesi, C., Valkó, O., Deák, B., Migléc, T., Fekete, R., Török, P., Balogh, N., & Tóthmérész, B. (2019). Density-dependent plant–plant interactions triggered by grazing. *Frontiers in Plant Science*, 10(July), 1–6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00876>
- Kleijn, D., & Steinger, T. (2002). Contrasting effects of grazing and hay cutting on the spatial and genetic population structure of *Veratrum album*, an unpalatable, long-lived, clonal plant species. *Journal of Ecology*, 90(2), 360–370. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00676.x>
- Larson, L. L., & McInnis, M. L. (1989). Impact of grass seedlings on establishment and density of diffuse knapweed and yellow starthistle. *Northwest Science*, 63(4), 162–166.
- Lejeune, K. D., & Seastedt, T. R. (2001). *Centaurea* species: The forb that won the west. *Conservation Biology*, 15(6),

- 1568–1574. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.00242.x>
- Lunt, I. D., Eldridge, D. J., Morgan, J. W., & Witt, G. B. (2007). A framework to predict the effects of livestock grazing and grazing exclusion on conservation values in natural ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 55(4), 401. <https://doi.org/10.1071/BT06178>
- McNaughton, S. J. (1983). Compensatory Plant Growth as a Response to Herbivory. *Oikos*, 40(3), 329. <https://doi.org/10.2307/3544305>
- Milton, S. J., & Siegfried, W. R. (1994). A Conceptual Model of Arid Rangeland Degradation. *BioScience*, 44(2), 70–76. <https://doi.org/10.2307/1312204>
- Moretto, A. S., & Distel, R. A. (1997). Competitive interactions between palatable and unpalatable grasses native to a temperate semi-arid grassland of Argentina. *Plant Ecology*, 130(2), 155–161. <https://doi.org/10.1023/A:1009723009012>
- Moretto, A. S., & Distel, R. A. (1999). Effects of selective defoliation on the competitive interaction between palatable and unpalatable grasses native to a temperate semi-arid grassland of Argentina. *Journal of Arid Environments*, 42(3), 167–175. <https://doi.org/10.1006/jare.1999.0510>
- Peart, M. H. (1984). The Effects of Morphology, Orientation and Position of Grass Diaspores on Seedling Survival. *The Journal of Ecology*, 72(2), 437. <https://doi.org/10.2307/2260057>
- Reever Morghan, K. J., & Rice, K. J. (2005). Centaurea solstitialis Invasion Success Is Influenced by Nassella pulchra Size. *Restoration Ecology*, 13(3), 524–528. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00065.x>
- Ruprecht, E., Essl, F., Moř, C. A., Balaji, B., Kuhn, T., Fenesi, A., Mardari, C., & Miholcsa, Z. Ecological attributes promoting intra-continental range-expansion of a native annual forb triggered by intensified land-use, in prep.
- Schwind, P., Wray, V., & Nahrstedt, A. (1990). Structure elucidation of an acylated cyanogenic triglycoside, and further cyanogenic constituents from Xeranthemum cylindraceum. *Phytochemistry*, 29(6), 1903–1911. [https://doi.org/10.1016/0031-9422\(90\)85038-H](https://doi.org/10.1016/0031-9422(90)85038-H)
- Smart, A. J., Scott, T. K., Clay, S. A., Clay, D. E., Ohrtman, M., & Mousel, E. M. (2013). Spring Clipping, Fire, and Simulated Increased Atmospheric Nitrogen Deposition Effects on Tallgrass Prairie Vegetation. *Rangeland Ecology & Management*, 66(6), 680–687. <https://doi.org/10.2111/REM-D-13-00054.1>
- Sultan, S. M., Dikshit, N., & Sivaraj, N. (2015). Diversity, distribution and conservation of saffron thistle (Carthamus lanatus L.) in mid-high altitude temperate zone of Jammu and Kashmir, India: A DIVA-GIS study. *Tropical Ecology*, 56(3), 303–310.
- Teague, R., Provenza, F., Norton, B., Steffens, T., Barnes, M., Kothmann, M., & Roath, R. (2008). Benefits of multi-paddock grazing management on rangelands: Limitations of experimental grazing research and knowledge gaps. *Grasslands: Ecology, Management and Restoration*, 41–80.
- Török, P., Penksza, K., Tóth, E., Kelemen, A., Sonkoly, J., & Tóthmérész, B. (2018). Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing effects on grassland biodiversity. *Ecology and Evolution*, 8(20), 10326–10335. <https://doi.org/10.1002/ece3.4508>
- Watts, S. H., Griffith, A., & Mackinlay, L. (2019). Grazing exclusion and vegetation change in an upland grassland with patches of tall herbs. *Applied Vegetation Science*, 22(3), 383–393. <https://doi.org/10.1111/avsc.12438>
- Yulvianti, M., & Zidorn, C. (2021). Chemical Diversity of Plant Cyanogenic Glycosides: An Overview of Reported Natural Products. *Molecules*, 26(3), 719. <https://doi.org/10.3390/molecules26030719>