

MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM
KERTÉSZETTUDOMÁNYI INTÉZET
BUDAPEST

A ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) életképesség vizsgálata fragmentált száraz gyepekben

Szász Vivien

Kertészmérnök Bsc

Készült a Növénytan Tanszéken

Közreműködő tanszék(ek): _____

Tanszéki konzulens: _____

Konzulens(ek): Dr. Csergő Anna Mária

Külső konzulensek: Dr. Valkó Orsolya, Dr. Deák Balázs

Bírálok: _____

Budapest, 2022.10.28

tanszékvezető/szakirányfelelős



konzulens

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	3
1.1. Célkitűzés	5
2. Irodalmi áttekintés	6
2.1. A kunhalmok jelentősége és védelme	6
2.2. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi vegetatív jellegekre	7
2.3. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi generatív jellegekre	10
2.4. A kisméretű, szigetszerű, izolált élőhely foltok hatása a növényevő nyomásra	11
2.5. Problémafelvetés	12
3. Anyag és módszer	14
3.1. A ligeti zsálya biológiája	14
3.2. A vizsgálat helyszíne	15
3.3. A vizsgálat módszere	16
3.3.1 Biológiai adatok gyűjtése	16
3.3.2 Az élőhelyfoltok területének és elszigetelődésének kiszámolása	17
3.3.3 Statisztikai elemzések	17
4. Eredmények	18
4.1. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi vegetatív jellegekre	18
4.2. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi generatív jellegekre	19
4.3. Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényevő nyomásra	21
5. Következtetések (eredmények megvitatása)	23
5.1 Az eredmények megvitatása	23
5.1.1 Az izoláltabb kurgánokon növekszik a levélméret	23
5.1.2 Az izoláltabb kurgánokon csökken a magvak súlya és a csírázási képessége	24
5.1.3 Az izoláltabb kurgánokon erősebb a növényevő nyomás	25
5.2 Következtetések	25
6. Összefoglalás	27
7. Köszönetnyilvánítás	29
8. Irodalomjegyzék	30
9. Mellékletek	33
1. 1. sz. melléklet: Statisztikai modellek felépítése és eredményeik	33
2. 2. sz. melléklet: Nyilatkozat	34
3. 3. sz. melléklet: Nyilatkozat	35

1. Bevezetés

Az eurázsiai sztyepek biodiverzitása és fajmegőrző szerepe az egész világon kiemelkedő. Kisebb méretarányban a mérsékelt égövi gyepek a legfajgazdagabb élőhelyek a világon (Deák et al. 2018).

Azonban a sztyeppi élőhelyek a 19. században óriási változáson mentek keresztül. A tájat alakító gyeptípusok erőteljesen fragmentálódtak és degradálódtak, és az emberi tájhasználat történetében soha nem látott mértékben megfogyatkoztak (Tóth, 1998). Az okok a népesség növekedése, a mezőgazdaság intenzifikációja, a városiasodás, az ezzel járó infrastruktúra növekedése és egyre nagyobb térigénye (Deák et al. 2018), amely tényezők hatása főként Eurázsia nyugati részén kritikus (Deák et al. 2016). A löszfüves puszták mintegy 90%-a ma már szántó, ezért mára a sztyepek az egyik legveszélyeztetettebb élőhelyek a világon (Deák et al. 2021a, Deák et al. 2021b).

Az élőhely csökkenés és fragmentáció a populációk elszigetelődéséhez, az állományok megfogyatkozáshoz, legvégül a lokális és regionális kihalásukhoz vezethet (Deák et al. 2021a; Merel és Gerrit, 2002). A tájszerkezet hatásainak vizsgálata a fennmaradó populációk életképességére tehát kritikus lehet a természetvédelmi intézkedések kidolgozásához.

A sztyeppi fajok gyakran olyan elszigetelt élőhelyfoltokban maradtak fenn, mint például a kurgánok, amelyek földművelésre nem alkalmasak és ezáltal utolsó menedékként szolgálnak több védett faj számára is, ilyenek a macskahere (*Phlomis tuberosa*), a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*), vagy a bókoló zsálya (*Salvia nutans*). A kurgánok, más néven temetkezési halmok, több ezer éves képződmények melyeket a vándorló nomád népek emeltek és használtak lakóhelyként, temetkezési helyként, őrhelyként vagy határjelzésként (Deák, 2018) (1. ábra). A kurgánokon kialakult növényzet másodlagos betelepülésű löszgyep társulásnak mondható, viszont az egyes foltok akár több ezer évesek is lehetnek (Deák, 2018; Tóth, 1998). Ezek a társulások (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae*), csekély kiterjedésük ellenére igen jelentős természetvédelmi értékkel bírnak.

Az elszigetelődés hatására a Magyarországi kurgánokon jelentősen átrendeződött a növényi közösségek fajösszetétele, amelyekben az izolációban való túlélést biztosító növényi jellegek nagyobb arányban vannak jelen (Deák et al. 2021a). Azonban az intraspecifikus variabilitást, az izolációra és az élőhelyzsugorodásra adott populációsztű válaszokat, eddig csak érintőlegesen vizsgálták. Feltételezhető, hogy a kurgánokon, szigetszerű előfordulásuk és kis méretük miatt, a szigetbiogeográfiában jól ismert biológiai jelenségek (mint például a növényi jellegek eltolódása) az egyes populációk között is megmutatkoznak.

Az élőhely zsugorodásnak tudható populáció csökkenés és az alacsony konnektivitás fokozhatja a növényevő-nyomást az egyes populációkban, valamint csökkentheti a beporzók jelenlétét, és előidézhet beltenyésztes leromlást, befolyásolva a növények vegetatív és generatív jellegeit (növekedést, levelek méretét, illetve a szaporító képletek súlyát, alakját, méretét, valamint a csírázás sikerességét).

Munkánkban ezekre a jelenségekre szeretnénk rávilágítani a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) populációinak vizsgálatával az Alföld szárazföldi ökológiai szigetekein, a kurgánokon.



1. ábra: Karcag és Kunhegyes között található Törökbori-halom

1.1 Célkitűzés

Vizsgálatunk célja rávilágítani az élőhely veszteség és elszigetelődés hatására a rövid életű, évelő lágy-szárú növények populációinak fennmaradására, egy mintafaj, a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) példáján keresztül.

Munkánkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. Milyen hatást gyakorol a fennmaradt élőhelyek mérete és elszigeteltsége a ligeti zsálya vegetatív jellegeire (a hajtásszámra, a növény magasságára, valamint a levelek méretére)?
2. Milyen hatást gyakorol a fennmaradt élőhelyek mérete és elszigeteltsége a ligeti zsálya generatív jellegeire a makkocskák súlyára, valamint a magvak csírázására?
3. Kimutatható-e megnövekedett növényevő-nyomás a kisebb méretű, elszigetelt élőhely-foltokon?

2. Irodalmi áttekintés

2.1 A kunhalmok jelentősége és védelme

A kunhalmokat a késő rézkortól a vándorló sztyeppi népek hagyták maguk után a Mongol sztyeppéktől egészen a Kárpát-medence keleti részéig. A kunhalmok az egyik legváltózatossabb, kiemelkedő biodiverzitással rendelkező élőhelyek a sztyepp biomban, amelyeket fokozottan fenyeget az emberi terjeszkedés, főként a mezőgazdaság (Deák, 2018).

A halmok teste a körülöttük lévő talaj felső, humuszos, tápanyagban gazdag rétegéből épült fel, ezért korábban előszeretettel bontották szét őket vagy vetettek rájuk is szántóföldi kultúrát. Ma Magyarországon a magas és meredek halmok maradtak meg (ezek a halmok az eredeti mennyiség egy ötödét teszik ki), mivel ezeken a jelenlegi technológiával földművelés nehezen kivitelezhető (Deák, 2018).

A kunhalmokon igen magas az élőhelyi heterogenitás; rajtuk fajgazdagabb vegetáció található, amely eltér a körülöttük lévő természetes vegetációtól. Ezek oka a halmok formájában keresendő. Olyan egyedi mikroklimával rendelkeznek, amelyek lehetővé teszik a különböző igényű növények jelenlétét. Három különböző zóna választható el: a halom teteje, a lejtő és a szoknya rész, amelyek hidrológiailag, kitettségben és a talaj tápanyagtartalmában különböznek egymástól (Deák, 2018) (2. ábra).

A halmoknak nem csak vallási és kulturális jelentőségét ismerték fel hanem, kisebb mértékben ugyan, de a biodiverzitás megőrzésében betöltött fontos szerepüket is. Ma már törvény tiltja a rajtuk történő szántást, talajmunkát, erdősítést (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről). Viszont a törvény nem foglalja magában a halmokon lévő élőlények védelmét. Az ellenőrzésük, védelmük problémás, hiszen táji léptékben kicsik, szigetszerűen izoláltak, gyakorta nehezen megközelíthetőek (Deák, 2018).

A védett tájakon belül elhelyezkedő halmok élővilágának állapota jobb, mint a védett területeken kívül esőké, amelyek jobban ki vannak téve a kemikáliák sodródásának, bemosódásának, szántásnak, invazív fás- vagy lágyszárú fajok megtelepedésének. A Mezőgazdasági Parcella Azonosító Rendszerben (MEPÁR) az (50/2008 (IV.24.) FVM rendelet alapján) a jelentős halmokon (összesen 1220 kurgán) a gazdáknak fenn kell tartaniuk a megfelelő, természetes állapotot. Ha ezt sikeresen megtartják az Európai Unió anyagi támogatást küld a meg nem művelt terület után (Deák, 2018), ezzel ösztönözvén a gazdákat a védelemre és odafigyelésre.



2. ábra: Hajdúszoboszló és Hajdúszovát között elterülő Hegyeshatár-halom.
Fotó: Csergő Anna Mária

2.2 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi vegetatív jellegekre

Az élőhely csökkenés hatása gyakran nem különíthető el az élőhely fragmentáció hatásától (Sih et al. 2000). Az élőhely fragmentáció következtében egy adott küszöbérték alatt a populáció kihalhat, annak ellenére, hogy az élőhely mérete egyébként fenntarthatna egy növekvő populációt. Ellenkezőleg, az adott fragmentációs küszöbérték felett a populációk relatív kisméretű foltok is képesek fennmaradni. Továbbá, az élőhely veszteség mértéke – amelyet a populáció még képes tolerálni – függ az élőhelyek térbeli elrendeződésétől. Például, adott populációk túlélésének és fennmaradásának valószínűsége növekedhet, ha az alkalmas élőhelyek viszonylag közel vannak egymáshoz (Hill és Caswell, 1999).

Az élőhely csökkenés és izoláció párhuzamos vizsgálata során kiderülhet, hogy mely tényező bír erősebb hatással fragmentált élőhelyeken. Marini et al. (2012) négy közép és észak európai ország gyepterületén végzett vizsgálataik bizonyították, hogy az élőhelyvesztés negatív hatással volt a növényi fajgazdagságra, míg ugyanabban a rendszerben az izoláció hatása nem volt egyértelműen kimutatható. Egyre gyakoribb az a megállapítás, hogy az élőhely veszteség erőteljesebb hatást gyakorol a populációk kihalására, mint önmagában az élőhely fragmentáció (Sih et al 2000; Fahring, 1997). Mindezek ellenére a fokozódó izoláció és csökkenő élőhelyméret negatív hatásait még gyakran a fragmentáció hatásaként értelmezik. Feltételezhető, hogy ha kisebb méretű élőhelyek több, mint 20%-ot foglalnak el a tájban, a túlélés biztosított a fragmentáció mértékétől függetlenül. Táji léptékben ez a szabály valószínűleg reális (Fahring, 1997).

A különböző növényi életformák eltérő mértékben érzékenyek az élőhelyfoltok csökkenésére. Az egynyári fajokat - gyepterületeken és erdőkben is - kevésbé érinti az élőhely elvesztése, mint az évelő, klonális és hosszú életű fajokat (Marini et al. 2021; Lindborg et al. 2012).

A fragmentált élőhelyeken fennmaradó populációkban, az izolációnak köszönhetően várható a szigethatás jelensége is. A szigethatást elsőként valódi, sósvíz által körülhatárolt szigeteken végzett vizsgálatokkal azono-

sították (MacArthur és Wilson, 1967; Whittaker és Fernández-Palacios, 2006; Varga, 2019), azonban hasonló jelenségeket tapasztaltak szárazföldi, úgynevezett ökológiai szigeteken is (Haila, 2002; Laurance, 2008; Martín-Queller et al. 2017; Watson, 2002).

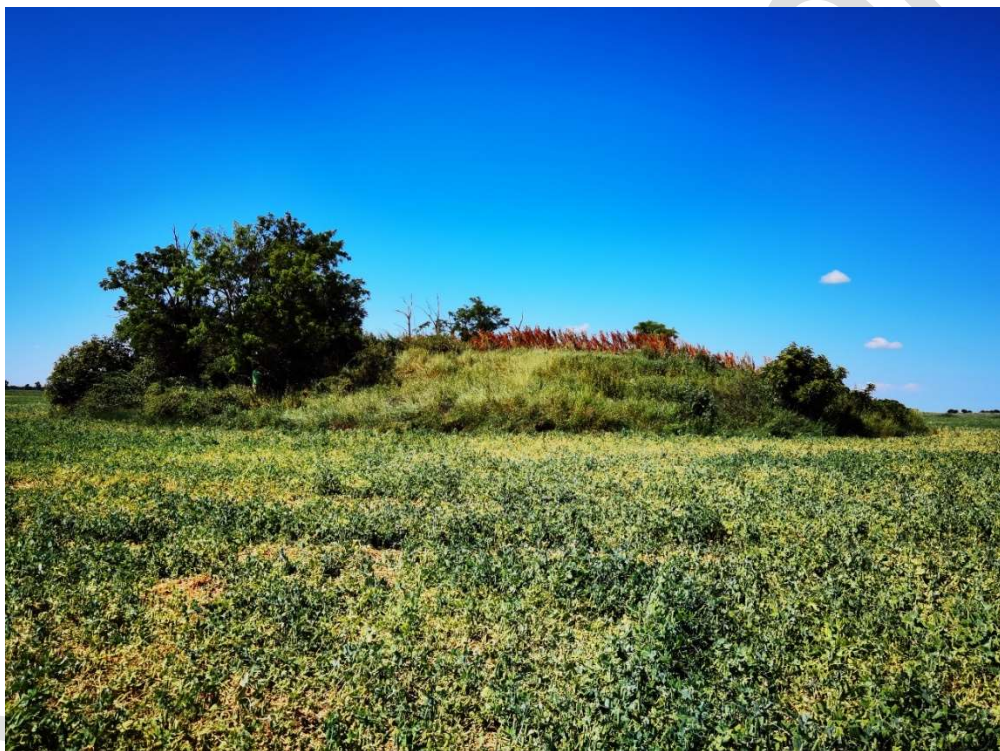
A szigethatás egyik általános jelensége az elszigetelődésnek kitett élőlények fenotípusának és genotípusának megváltozása. Az izoláció átalakító hatása a növények vegetatív jellegeire széles körben vizsgált és elfogadott jelenség (Deák et al. 2021a; Burns, 2016; Ottaviani et al. 2020; Biddick et al. 2019; Bowen és Van Duren, 1997). Valódi szigeteken végzett kutatások a láncgyümölcs (*Alyxia ruscifolia*) esetében kimutatták, hogy szigeteken a növények alacsonyabbra nőttek a szárazföldi egyedekhez képest, valamint a levelek alakja is megváltozott minden esetben, így a levelek kisebbek, kevésbé tű alakúak voltak (Burns, 2016). Ellentétes eredményt találtak Cox és Burns (2017) a Chatham-szigeteki vegetációban, ahol a levelek mérete és a növények termete megnövekedett a szárazföldi egyedekéhez képest, mindazonáltal a levelek növekedése következetesebb volt a magasság növekedésénél. Fontos megállapítás, hogy az egyéni túlélés érdekében a növények nagyon izolált, elszigetelt rendszerekben hajlamosak több energiát investálni a vegetatív jellegekbe, mint a generatív reprodukcióba (Ottaviani et al. 2020).

Kurgánokon és egyéb természetes élőhely fragmentumokban 55 élőhely specialista fajon végzett összehasonlító vizsgálat kimutatta, hogy a kurgánokon a növények magasabbra nőttek és legkisebb levél felülettel rendelkeztek egyéb száraz élőhelyekhez képest (Deák et al. 2021a). A hatás részben azzal magyarázható, hogy izolált körülmények között a fényért való küzdelem során az egyedek magasabbra nőhetnek (Deák et al. 2021a), míg a levélméret csökkenésének oka a szárazabb környezeti feltételek lehetnek, mivel a kisebb levelek csökkentik a vízvesztést (Pakeman, 2013).

Bár a szigethatás gyakran azonosítható a különböző élőlények vegetatív jellegeire nézve, a jelenség nem alkalmazható egyöntetűen minden esetben (Biddick et al. 2019). Például valódi szigeteken úgy a gigantizmus, mint a törpeség jelenségét ismerjük különböző fajok esetében (Varga, 2019). Biddick et al. (2019) a Csendes-óceán délnyugati részén 10 izolált szigeten olyan növényfajokat vizsgáltak, ahol szigeten és szárazföldön is volt a populációra adat. Eredményeik alapján a levélméretben a törpeség és a gigantizmus is észlelhető volt, valamint a lágyszárú növényeknél mutatkozott a legerősebben a gigantizmus. Ez annak tudható, hogy a növények között életformájuk és életmenetük, valamint élőhelyi igényeikben is jelentős különbségek vannak, ezért eltérő válaszokat adhatnak az élőhely változásaira (Lindborg et al. 2012; Heinken és Weber, 2013; Marini et al. 2012). Emiatt további kutatások szükségesek mielőtt az izoláció jelensége szárazföldi ökológiai szigeteken széles körben általánosíthatóvá válik (Heinken és Weber, 2013).

Az élőhelyfoltok csökkenése és elszigetelődése gyakran közvetett módon hat az egyes növényfajok fennmaradására. Számos olyan növényfaj van, például a specialisták, amelyek számára az elméleti biztonságos fragmentációs küszöbérték kevés az életben maradáshoz. Ez annak tudható, hogy a tájszerkezeti változások következtében további negatív hatások alakulhatnak ki, amelyek csökkenthetik az élőhelyek méretét vagy az élőlényekben okoznak morfológiai (főként) vegetatív változásokat. Ilyen például az őshonos vagy invazív fajokkal való kompetíció, amelyek nagyobb sikerrel maradnak fenn a zavart területeken. A Nagy Alföldön és ezen belül a kurgánokon előfordulnak bennszülött, tipikus lösz sztyeppi fás jellegű fajok pl.: gyepűrózsa (*Rosa canina*), vagy a kökény

(*Prunus spinosa*), de vannak idegen, invazív fajok, cserjék és lágyszárúak pl.: fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a közönséges ördögcérna (*Lycium barbarum*) és a paréjlórom (*Rumex patertia*) amelyek kifejezetten veszélyesek (3. ábra). A legtipikusabb fás özönfaj a halmokon a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) (Deák, 2018). Ezek a fajok könnyen terjednek a mezőgazdaság, járművek vagy egyszerűen szél által, valamint beárnyékolják a gyepeket és megváltoztatják a talaj tulajdonságait. Ezáltal negatív hatást gyakorolnak a gypspecialista fajokra és csökkentik a gyepek fajgazdagságát (Deák et al. 2016; Deák, 2018). Minél nagyobb a fragmentum bolygatottsága annál nagyobb az invázió sikeressége is (Standovár és Primack, 2001). A kisméretű, elszigetelt élőhelyek vegetációja egyéb kiszámíthatatlan, sztochasztikus hatásoknak is ki van téve a környező mátrix miatt, mint például a tápanyag bemosódás (műtrágyák, növényvédő szerek) (Csergő et al. 2014; Heinken és Weber, 2013; Marini et al. 2012, Deák, 2018), (4. ábra).



3. ábra: Nagyhegyes mellett fekvő Őrhalom, amely jól illusztrálja az invazív fajok jelentette veszélyt. Szinte alig találni rajta löszgyepi fajokat, viszont nagy számban fordulnak elő nitrogénjelző, jó kompetitor fajok (pl.: közönséges ördögcérna (*Lycium barbarum*), nagy csalán (*Urtica dioica*), paréjlórom (*Rumex patertia*), ragadós galaj (*Galium aparine*). A kunhalom körül folyamatos a mezőgazdasági munka, itt éppen borsót (*Pisum sativum*) termesztnek.



4. ábra: Létavértes és Pocsaj között található Makkosi-halom. A képen jól látható, hogy a gazdák a kurgán szoknyájáig vetnek, megbontva azokat. A zavarás és tápanyag bemosódás miatt nagy számban jelentkeznek az invazív, valamint jó kompetítor fajok.

2.3 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényi generatív jellegekre

Az élőhelyfoltok zsugorodása és elszigetelődése erőteljesen befolyásolhatja a növények generatív jellegeit. A természetes ökológiai folyamatok működésének akadályozása miatt csökkenhet a populációk mérete, csökkenhet a megporzás és termésterjesztés lehetősége, tehát a génáramlás lehetősége stb., ezáltal olyan negatív biológiai változásokat indítva el, amelyek a populáció lokális kihalásához vezethetnek (Standovár és Primack, 2001; Deák et al. 2021a).

A kis populációméret közvetlenül csökkenheti a reprodukciós sikert azáltal, hogy negatívan hat a növény és a beporzó közötti kölcsönhatásokra (Kolb, 2008). A megporzást végző rovarok gyakran nem tudnak szabadon mozogni a fragmentumok között és/vagy nehezen találják meg a kisebb populációkat, ennek eredményeképpen beltenyésztéses leromlás jelentkezhet és csökkenhet a magvak csírázási képessége (Merel és Gerrit, 2002; Standovár és Primack, 2001). Aguilar et al (2006) több tudományos publikáció eredményei alapján erős szignifikáns korrelációt fedeztek fel a fragmentáció beporzásra gyakorolt hatásának mérete és a reprodukció siker között.

Ez a hatás olyan evolúciós folyamatokat indít el, amelynek következményeképpen az önmegporzást gátló mechanizmusok legyengülhetnek és az öntermékenyítés lehetségessé válik (Standovár és Primack, 2001). Ez az esemény a genetikai változatosság elvesztésével járhat. Az élőhely méretének és az élőhely folt méretének hatásának vizsgálata során a *Calystegia collina* reprodukció sikerére Észak-Kalifornia partvidékén kiderült, hogy a kis méretű élőhelyeken a növények kisebb valószínűséggel hoztak virágot és sokkal kisebb eséllyel érleltek termést. Ez részben annak volt köszönhető, hogy a beporzás hatékonysága alacsonyabb volt a kisebb méretű élőhelyeken, mivel a kompatibilis pollen források sokkal távolabb voltak egymástól a nagyméretű élőhelyekhez képest. Az ilyen

csökkent szexuális reprodukciós képesség is elkerülhetetlenül genetikai erózióhoz, csökkenéshez vezet (Wolf és Harrison 2001)

A kisméretű populációkat fenyegetheti a Lynch et al. (1995) által kimutatott „mutational meltdown”. Ez egy sztochasztikus genetikai folyamat, amely által a káros gének véletlenszerűen rögzülnek egy populációban. Ez a hatás csökkentheti a populáció méretét, amely a káros gének további felhalmozódását eredményezheti. Ennek a láncreakciónak a következménye a populáció kihalása lehet (Lynch et al. 1995; Standovár és Primack, 2001).

A kunhalmokon végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a kurgánokon a fajszám-terület összefüggés gyengének bizonyult, tehát a kisméretű élőhelyeken is viszonylag magas lehet a fajgazdagság (Deák et al. 2016). Azonban feltételezhető, hogy az egyes fajok populációi kevés egyedszámból állnak. Minden élőlényre egyformán igaz, hogy nem minden egyed szaporodik egyforma sikerrel, mivel a szaporodás függhet az egyedek általános életkörülményeitől pl.: egészségi állapotától, a környezet változékonyságától (betegségek, időjárási szélsőségek, kompetíció), izoláció mértékétől, a stresszhatásoktól, valamint az egyedek eltérő korától. Továbbá, azoknak az egyedeknek a száma, amelyek ténylegesen képesek sikerrel szaporodni jóval kisebb lehet, mint az összegyedszám és ezen belül is a szaporodni képes egyedek között az életképes utódszám változó (effektív populációméret, Standovár és Primack, 2001).

A növények generatív jellegeit befolyásolhatja az élőhely elszigeteltség foka is. Korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy a kurgánokon számos gyepspecialista növényfaj magtömege nagyobb volt, összehasonlítva az ugyanazon régióban vizsgált útmenti szegélyek és kiterjedt gyepterületek specialista növényeivel (Deák et al. 2021a). A magtömeg növekedése pozitívan befolyásolhatja a csírázási képességet (Bossuyt és Honnay, 2008), ezáltal növelve a csíranövények túlélési esélyeit az élőhely szigeteken.

Hasonló anomáliát talált (Burns, 2016) valódi szigeteken, ahol a magtömeg szintén nagyobb volt a szárazföldi egyedekéhez képest, valamint a magok formájában is jelentős különbség volt látható. A magok alakjában a szigeteken a hosszúkásabb forma volt jellemző, szemben a szárazföldi növényekkel, ahol a gömbölyded alak dominált. Cox és Burns, (2017) összehasonlító eredményei alapján a Chatham-szigeteken élő vegetációban a magméret növekedése, de akár a gigantizmus is kimutatható volt.

Valódi szigeteken gyakran kimutatták az önkompatibilis fajok arányának megnövekedését a szárazföldhöz képest, ám ez a jelenség nem mindig függ a szárazföld közelségétől (Grossenbacher et al. 2017). Hasonlóképpen a kurgánokon található gyepspecialista növényekre is jellemző volt az önkompatibilitás (Deák et al. 2021a), valamint Dembicz et al. (2020) is megerősítették, hogy a szárazföldi szigetek gyepspecialista fajai követik leginkább a szigetbiogeográfia szabályait, míg a generalista fajok kevésbé.

2.4 A kisméretű, szigetszerű, izolált élőhely foltok hatása a növényevő nyomásra

A populációméret csökkenése és a növekvő izoláció megnövekedett növényevő nyomást eredményezett a fehér mécsvirág (*Silene latifolia*) populációiban a Rajna és a Waal folyó mentén, mind természetes és kísérleti populációkban (Elzinga, 2005). Ültetett vadcseresznye fák vizsgálata során - a Svájci fennsíkon, Bern közelében - a növényevő rovarok hatása növekedett az izolációval (Schüepp, 2014). Göttingen városa körüli gyepterületen a kártétel a levelek esetében volt a leginkább kimutatható, magasabb borítottságnál és csökkent élőhely fragmentum

méretnél (Rossetti et al. 2019). Ellenkező jelenségeket is ismer a szakirodalom. Az élőhelyfolt izolációjával és zsugorodásával a herbivórok jelenléte és fajgazdagsága is szignifikánsan csökkent, 89 tudományos publikáció eredményei alapján (Rossetti et al. 2017). Északnyugat Németországban, viszonylag ritka lombhullató keményfájú erdős területen az erdei varjúköröm (*Phyteuma spicatum*) esetében sem befolyásolta a növényevő nyomás erősségét a populáció mérete vagy az izoláció (Kolb 2008). Gyakran megfigyelték, hogy nem az élőhely töredezettsége, hanem a növények magassága volt meghatározó a növényevőkre. Ugyanakkor generalista és specialista növényfajok esetében a károsított levelek aránya általánosan megegyezett (Varga, 2019; Rossetti et al. 2019).

Az élőhely fragmentáció megnövelheti az őshonos és betelepített kártevők inváziójának valószínűségét is, (Standovár és Primack, 2001), megsokszorozva a természetes növényevők hatását.

A környezeti sztochaszticitás is befolyásolhatja a herbivór nyomás jelentőségét. A Bahama szigeteken egy hurrikán pusztítása következtében, a vizsgált fajon (gombfa (*Conocarpus erectus*)) a kutatók azt vették észre, hogy az újra kihajtott lombzat sokkal vonzóbbá vált a növényevők számára. A hipotézis tesztelése érdekében kontrollált terepi kísérletek között utánózták a hurrikán destruktív hatását. Az eredményeik szerint a károsítás 68%-kal magasabb volt, valamint a levélméret is megnövekedett. Ráadásul a zavarás miatt több növényevő lárvát volt jelen viszont a predátorai szinte teljesen eltűntek. Kutatásuk szerint a zavarás növeli a növények fogékonyságát a herbivóriára, valamint a krónikus fizikális stressz, a kevesebb természetes ellenség és egyéb biotikus és abiotikus faktorok is hozzájárulhattak a fokozott nyomáshoz (Spiller és Agrawal, 2003).

A növényevők magasabb százalékának jelenléte az izolált élőhelyeken jelentheti a természetes ellenségeik hiányát is. Chase és Shulman (2009) vizsgálata alapján, az izolált vizes élőhelyeken a szúnyogok nagyobb számban voltak jelen és ezt elsősorban a szúnyoglárva ragadozók hiánya okozta. Deák et al. (2021b) vizsgálataik alapján a kurgánokon, a specialista és generalista rovarfajok esetében, a taxonok gazdagsága (hangyák (*Formicidae*), egyenesszárnyúak (*Orthoptera*), valódi poloskák (*Hemiptera*), és a holyvafélék (*Staphylinidae*)) nem függött össze a gyepek mennyiségével valamint sem az élőhely mennyisége, sem a konnektivitás nem befolyásolta a fajgazdagságot. Ezért valószínűsíthető, hogy nem hatottak rájuk a tájváltozások, valamint lehetséges, hogy már a múltban bekövetkezett a fajok fogyatkozása/eltűnése/kihalása.

Egy másik tanulmányban bizonyítást nyert az a tény, hogy a kutatók visszatérő látogatása az élőhelyeken, befolyásolja a növényevő nyomást (Cahill et al. 2001), például a körülöttük élő vegetáció taposása és az emberi érintés. Eredményeik azt mutatták, hogy 6 fajból egynek növekedett mennyiségű levél terület veszteséget, egy másiknak viszont csökkent károsítást okozott a látogatás, a további 4 faj esetében nem történt változás.

Az élőhely töredezettség befolyásolhatja a növények a növényevő nyomásra adott válaszát is (Kolb, 2008). A herbivória (még kis károsítás esetén is) közvetlenül és közvetetten is befolyásolja a fotoszintézist azáltal, hogy közvetlenül redukálja a levélfelületet a sértett leveleken és közvetetten a szomszédos levelek fotoszintetikus aktivitására is negatívan hat (Visakorpi et al. 2018).

2.5 Problémafelvetés

A kurgánokon számos vizsgálat folyt és folyik jelenleg is. Intenzíven vizsgálják az ökológiai és evolúciós folyamatok hatását a sztyeppi növényi közösségek szerkezetére és összetételére a kurgánokon. Interspecifikus

variabilitás vizsgálatával bizonyítást nyert a tény, hogy a kurgánok élőhelyszigetekként működhetnek (Deák et al. 2021a). Továbbá régi térképek alapján is összehasonlításra került a régi és a jelenlegi kurgán mennyiség, a kapcsolódásuk egymással valamint a gyepmennyiség a gyepspecialista növények és rovarok fajgazdagságának vizsgálata során (Deák et al. 2021b). Valamint vizsgálták: a lejtő meredekségét, a halmok területét, a gazdák által elvégzett bontások és ezek zavaró hatását a szárazgyepi fajok és gyomok fajszáma és borítására, valamint hogy az idegenhonos invazív fajok, hogyan hatnak a szárazgyepi fajok arányára (Deák et al. 2016). 82 Alföldön található kurgán felmérésekor, arra keresték a választ, hogy a gyepek izolációja, hogyan hat a terjedésükre, a fajszáma valamint jelenlétükre (Deák et al. 2018).

Azonban az interspecifikus variabilitással, a populáció szintű vizsgálatokkal a kurgánokon legjobb tudásunk szerint keveset foglalkoztak. A populációk túlélési stratégiáira, életképességére vonatkozóan a kurgánokon jelenleg kevés információ áll rendelkezésünkre.

3. Anyag és módszer

3.1 A ligeti zsálya biológiája

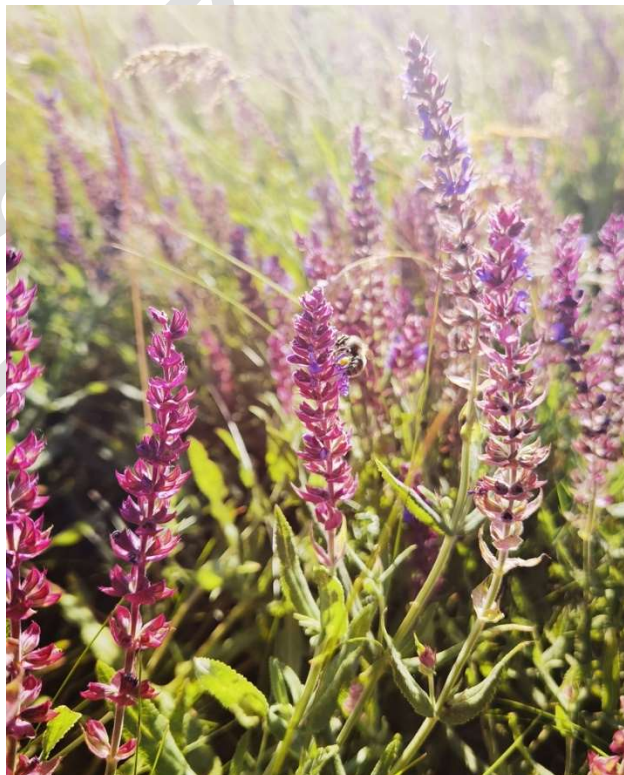
Vizsgált növényünk a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) (*Lamiaceae*) (5. ábra) löszgyepi specialista faj, amely a löszös alapkőzeten, csernozjom talajon alakult ki (Deák, 2018).

A *S. nemorosa* a löszpuszta-területek jellemző közepes termetű, illóolajban gazdag, hemikriptofiton faja. Európa és elő-Ázsia területein elterjedt, Magyarországon közönséges (Soó, 1966). Inkább mészkedvelő; meleg, tápanyagokban gazdag, kötött (vályog-lösz) és laza (homok) talajokon is egyaránt előfordul.

Morfológiailag ráncos felületű, ép szélű, zöld színű, illóolajban gazdag levelei keresztben átellenesen állnak. Akár a 60-90 cm-es magasságot és 20-60 cm-es szélességet is elérő faj jól viseli a magas és alacsony hőmérsékletet. Kiváló szárazság és fagyűrő képességű és jól tűri a klímaváltozást (Kaprinýák et al. 2013).

Ajakos, rovarporozta virágai lila színűek, álfüzérben állnak, termése 4 makkoska termés. Fő virágzása májustól –júniusig tart, de másodvirágzása augusztus végéig - szeptemberig elhúzódhat (Soó, 1966). Általánosan a 4-6 hétig tartó 20°C feletti hőmérséklet szükséges a virágzáshoz (Kaprinýák et al. 2013).

A *Salvia* nemzetségben több fajt is gyógyhatású fajként tartanak nyilván. A ligeti zsályát már több országban gyógynövényként a gyakorlatban is használják például vérzés csillapításra, gyomorproblémákra, furunkuluszra. Eredményeik az mutatták, hogy a ligeti zsálya hasznos lehet funkcionális élelmiszer- és gyógyszeripari alkalmazásban. Fellelhetők az egyedekben többek között esszenciális olajok, antioxidáns vegyületek, antimikrobiális aktivitású vegyületek és bioaktív metabolitok gazdag forrása (Bahadori, et al. 2017).



5. ábra: A Ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) egy beporzóval, a háziméhhel (*Apis mellifera*).

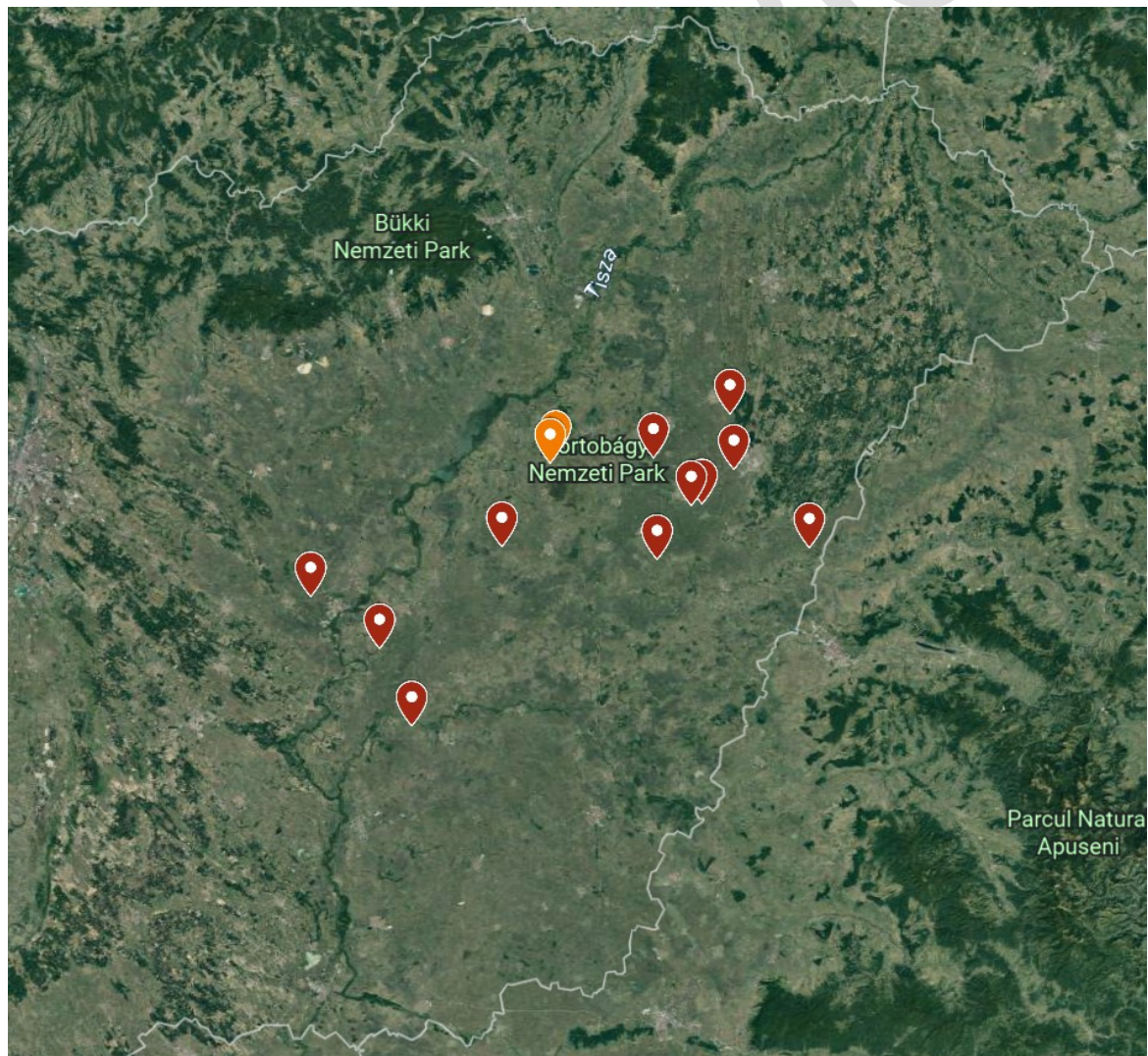
3.2 A vizsgálat helyszíne

A Nagy Magyar Alföld morfológiailag az eurázsiai sztyepek legnyugatibb területe. Kiterjedése 52 000 km². Vizsgálati területeink Szolnoktól egészen a Nyírségig terjednek, beleértve a Hortobágyot is. A terület tökéletes síkság, a szintkülönbségek elenyészőek.

Kialakulása főleg a folyóvizek, illetve kisebb részben a szél feltöltő munkájának köszönhető. Az Alföld jelenlegi képe az utóbbi másfél évszázadban alakult ki úgynevezett pusztá vagy kultúrsztyepp.

A Nagy Alföld klimatikusan az erdősztyepp övhöz tartozik a klímája kontinentális, jelentősek a szélsőségek (hideg fagyos, gyakran hótalan telek, forró, száraz, aszályos nyarak) (Deák, 2018). A mérsékelt égövi sztyeppbiomban található zonális sztyepek Mongóliától egészen a Duna-deltáig húzódnak. A sztyepeken az átlagos évi csapadékmennyiség 400-600 mm, az évi középhőmérséklet 3 és 10°C között van (Deák, 2018).

Magyarországon a klimatikus viszonyok inkább a lombos erdei vegetációnak kedveznek, viszont nagy területen találunk itt edafikus sztyepeket a magas sótartalmú, kötött szolonyec vagy szoloncsák talajoknak köszönhetően (Deák, 2018).



6. ábra: A Nagy Alföldön felvételezett kurgánok és élőhely foltok. Vörös színnel a kurgánokat, narancssárgával az összefüggő területen vizsgált populációkat jelöltük.

3.3 A vizsgálat módszere

3.3.1 Biológiai adatok gyűjtése

A Nagy Alföld 12 reprezentatív kurgánján és két, Hortobágyi Nemzeti Park melléki területen végeztünk felvételezéseket, egymástól viszonylag távoli településeken (6. ábra). Előző kutatások eredményeképpen jelöltük meg azokat a kurgánokat, amelyeken még fellelhető a ligeti zsálya (Deák Balázs, szem. közl.). A hosszabb távú kutatás 2021-ben kezdődött és folyamatban van, ebben én 2021 és 2022-ben vettem részt. 2021-ben kilenc, 2022-ben további öt lelőhelyen gyűjtöttünk adatokat. A kurgánokon a 2021 évben a ligeti zsálya számára optimálisnak tűnő, nagyobb egyedszámmal rendelkező foltjában készültek felvételek. A 2022-es évtől a szuboptimális, kisebb egyedszámú foltokat is vizsgáltunk.

Az adatgyűjtés részeként minden élőhelyen destruktív mintavételezést is végeztünk. Ehhez véletlenszerűen kiválasztottunk minimum 8, maximum 20 egyedet a populációméret függvényében, megszámoltuk a hajtásokat, majd a legmagasabb hajtását levágtuk és megmértük a vegetatív és generatív jellegeket: a hajtás magasságát, a virágzatának hosszát, a legnagyobb levélpár leveleinek hosszúságát és szélességét.

A hajtás két legnagyobb levelét egyedi azonosítóval ellátott simítózáras tasakba helyeztük, ezeket jéggel hűtött dobozba tároltuk a laborba szállítás napjáig (2-6 nap). A levágott hajtást növényi présbe helyeztük és a laborba szállítottuk a további vizsgálatok végett. Ezután további tíz, egymástól több méter távolságban elhelyezkedő egyedről makkocskákat gyűjtöttünk csíráztatás céljából. A makkocskákat egyedi azonosítóval ellátott papírtasakba helyeztük és száraz helyen tartottuk 2-4 hétig, majd feldolgozásig hűtőszekrényben tároltuk +4°C fokon.

A destruktív mintavétel során begyűjtött leveleket papírra ragasztottuk, beszkeneltük és az ImageJ szoftverrel (Schneider et al. 2012) lemértük a levél területét. A teljes terület kiszámításához első lépésben a herbivórok által okozott és a leszáradás miatt kihullott hiányzó levélperemi részeket rekonstruáltuk. Azoknak a leveleknek az adatait ahol bizonytalan volt a levélalak rekonstruálása, nem vettük figyelembe az adatok elemzésénél. A rovarrágási kártétel területe a teljes rekonstruált levélterület és a növényevők okozta kártétel nélkül kiszámolt különbözete volt.

A magvak csíráztatása előtt lemértük a magok hosszúságát, szélességét, valamint súlyát (a magdimenziókat). A csíráztatáshoz élőhelyenként négy egyedről származó fejlett makkocskákat válogattunk ki a 2021-es terepi gyűjtésből, majd egyedenként 4×25 db makkocskát csíráztunk, amely összesen 100 db magot tesz ki élőhelyenként. A csíráztatáshoz 8 élőhely anyagait használtuk fel. A 2022-es gyűjtött magvak csíráztatási kísérletére még nem került sor. A makkocskákat egyedi jelöléssel ellátott Petri csészében helyeztük és desztillált vízzel nedvesítettük rendszeresen. A kísérlet szabályozott körülmények között, klímakamrában történt 25°C-on, folyamatos világítás mellett. A kísérletet heti rendszerességgel ellenőriztük hat héten keresztül, a csírázás menetéről jegyzeteket készítettünk. Feljegyeztük a csírázó magok számát, valamint a penészesedés miatt csíráképtelenné vált makkocskákat eltávolítottuk. Az adatokat Excel (Microsoft Corporation, 2018) táblázatokban vezettük.

3.3.2 Az élőhelyfoltok területének és elszigetelődésének kiszámolása

Az élőhelyfoltokat GPS koordináták alapján azonosítottuk, a területüket műhold térképek alapján számoltuk és négyzetméterben fejeztük ki. A foltok izolációját a legközelebbi természetes élőhelyfolttól való távolsággal fejeztük ki méterben, műhold térkép alapján (Deák Balázs szem. közl.).

3.3.3 Statisztikai elemzések

Az élőhelyfoltok területének és izolációjának hatását a vegetatív jellegekre, növényevő nyomásra és a magvak súlyára kevert lineáris modellekkel (LMM), és a magvak csírázási arányára általános kevert lineáris modellel (GLMM, binomiális hibaeloszlással) vizsgáltuk, az „lme4” R csomag használatával (Bates et al. 2015). A vegetatív jellegek és a növényevő nyomást vizsgáló modellekben csak kurgánokról származó adatokat használtunk, a 2021 és 2022 évekből. A generatív jellegek esetében csak a 2021-es év adatai kerültek be a vizsgálatba. A magyarázó változókat a mérések előtt skáláztuk, a függő változókat transzformáltuk szükség esetén a reziduálisok normális eloszlása céljából. A függő változók a ligeti zsálya adatai voltak, fix hatások az izolációs együttható, az élőhely (kurgán) mérete és az adatgyűjtés éve voltak, random hatásként az élőhelyek nevét használtuk. A fix hatások szignifikancia értékét ANOVA teszttel vizsgáltuk, amelyhez újraillesztettük a modellt a kívánt változó nélkül, majd a teljes és a csökkentett modell összehasonlításából nyert Chi-négyzet és p értéket jegyeztük fel. Minden statisztikai elemzést az RStudio 1.4.1106 programcsomag segítségével készítettük el (R Core Team, 2021).

4 Eredmények

A terepi felvételezések alatt 12 kurgánról és két reprezentatív gyepterületről a destruktív mintavételezésből 155, a makkocskák súlyának vizsgálatához 109 egyed került felvételezésre, a csíráztatás alatt pedig 32 egyedet vizsgáltunk. A két levél átlag területe $1019,725 (\pm 503,536 \text{ SD}) \text{ mm}^2$, a herbivór kártétel területe $57,636 (\pm 50,874 \text{ SD}) \text{ mm}^2$, a legnagyobb hajtás magassága $457,057 (\pm 175,171 \text{ SD}) \text{ mm}$, a hajtásszám $15,807 (\pm 17,708 \text{ SD})$, a magsúly $0,019 (\pm 0,004 \text{ SD}) \text{ g}$, a sikeresen csírázott magok száma $13,218 (\pm 9,182 \text{ SD})/25 \text{ db}$ volt. A dolgozatban a 2021-ben gyűjtött makkocskák csíráztatásának eredményeit szeretnénk bemutatni, viszont a 2022-ben gyűjtött magvak csírázási kísérlete még nem került sorra. A kurgánok területe 528 és 4321 m^2 között változott, valamint a legközelebbi szomszédos természetes élőhely folttól való távolság 0 és 223 m között váltakozott.

4.1 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a vegetatív jellegekre

A kurgánok területe nem befolyásolta szignifikánsan a ligeti zsálya leveleinek méretét ($\chi^2 = 5.219$, $p = 0.073$) (1. sz. melléklet). A levélméret csökkenő irányt mutatott a legközelebbi folttól való távolság enyhe növekedésével bár a hatás nem volt szignifikáns, majd a jobban izolált élőhely szigetek esetében pozitív, szignifikáns növekedést mutatott ($\chi^2 = 4.638$, $p = 0.031$) (1. sz. melléklet, 7 ábra). A 2022-es év drasztikusan csökkentette a levelek méretét ($\chi^2 = 11.533$, $p = 0.003$) (1. sz. melléklet).

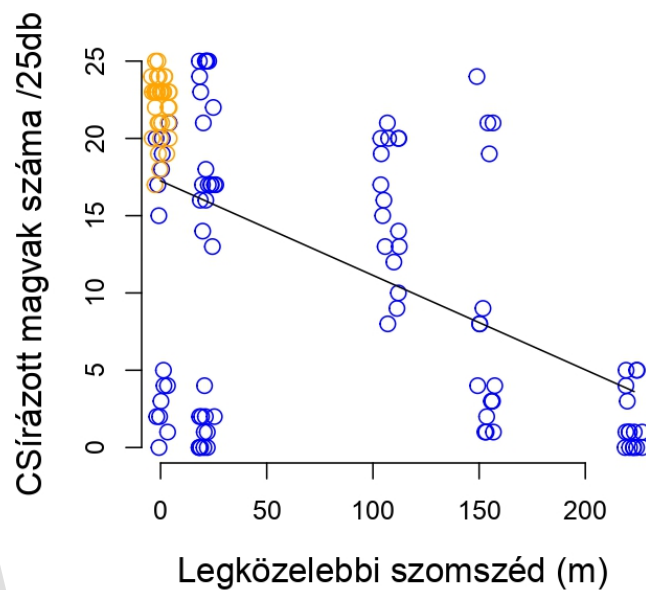


7. ábra: A legközelebbi természetes élőhely folttól való távolság hatása a két legnagyobb levél átlag területére.

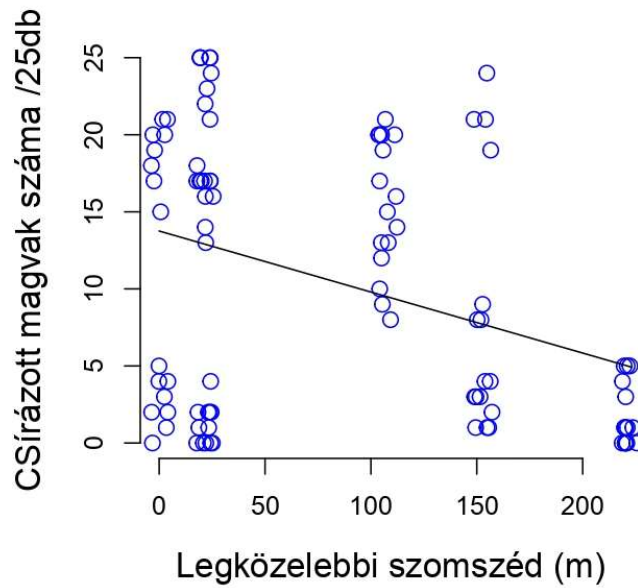
A kurgánok területének illetve az izolációnak nem volt szignifikáns hatása a növények magasságára ($\chi^2 = 0.092$, $p = 0.760$; $\chi^2 = 0.384$, $p = 0.535$), vagy a hajtásszámra ($\chi^2 = 0.975$, $p = 0.323$; $\chi^2 = 0.140$, $p = 0.708$). A 2022-es év szignifikáns negatív hatással volt a növények magasságára ($\chi^2 = 8.3936$, $p = 0.003765$). (1. sz. melléklet)

4.2 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a generatív jellegekre

Az élőhely területének nem volt hatása a csírázási sikerre ($\chi^2 = 0.0045$, $p = 0.9468$) (1. sz. melléklet). A referencia gyepeket tartalmazó modell alapján az izoláció szignifikáns negatív hatást gyakorolt a csírázásra ($\chi^2 = 6.0692$, $p = 0.01376$) (1. sz. melléklet, 8. ábra). A nagyméretű, nem izolált élőhely foltokon mindig nagyon magas volt a csírázási arány, míg a kurgánokon belül, ahol az izoláció mértéke jóval nagyobb volt, a csírázási arány is változó volt. Azonban csak a kurgánok adatait tartalmazó modellben az izoláció hatása már nem volt szignifikáns ($\chi^2 = 3.0194$, $p = 0.08228$) (1. sz. melléklet, 9. ábra).

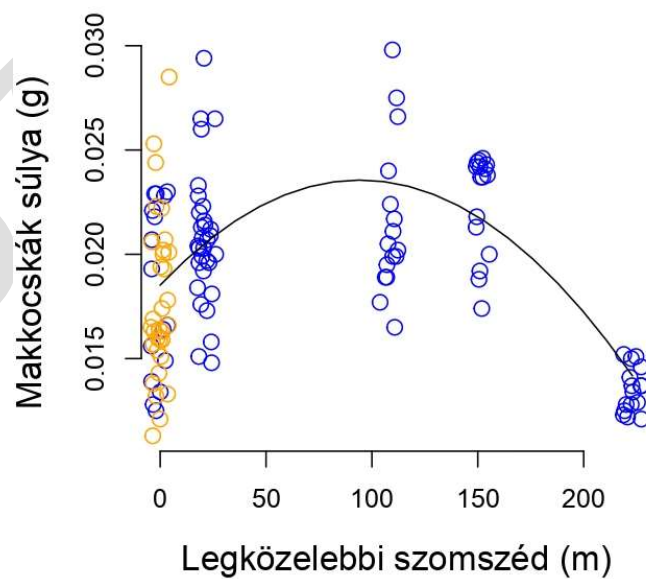


8. ábra: Az izoláció hatása a magvak csírázási sikerére. A referencia gyepeket sárgával, a kurgánokat kézzel jelöltük.



9. ábra: Az izoláció hatása a makkocskák csírázási sikerére. Csak kurgánokat tartalmazó ábra. Az eredmény nem mutatott szignifikáns értéket.

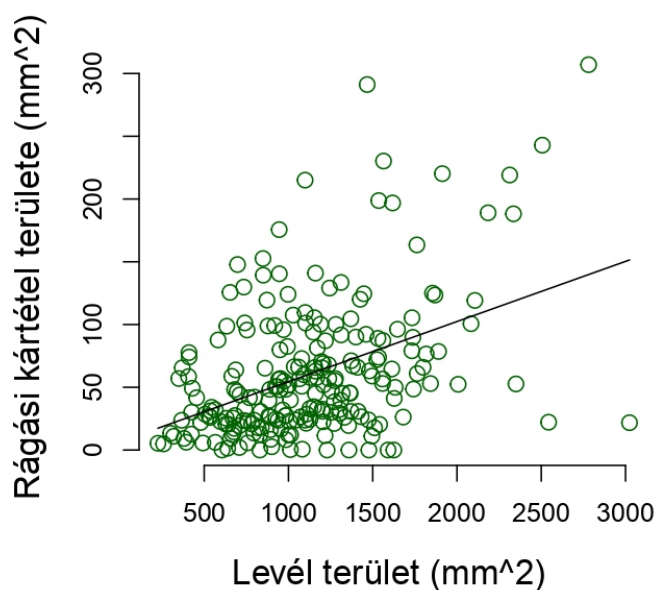
Az élőhelyek mérete nem befolyásolták szignifikánsan a magvak súlyát ($\chi^2=0.739$, $p=0.39$) (1. sz. melléklet). Az izoláció kisebb mértékű növekedése pozitív szignifikáns hatást gyakorolt a magvak súlyára ($\chi^2=9.622$, $p=0.002$), de az erőteljesebb elszigeteltség a magvak súlyának szignifikáns csökkenését eredményezte ($\chi^2=10.849$, $p=0.00098$) (1. sz. melléklet, 10. ábra).



10. ábra: Az izoláció hatása a magvak súlyára. Sárgával a referencia gyepeket, kézzel a kurgánokat jelöltük.

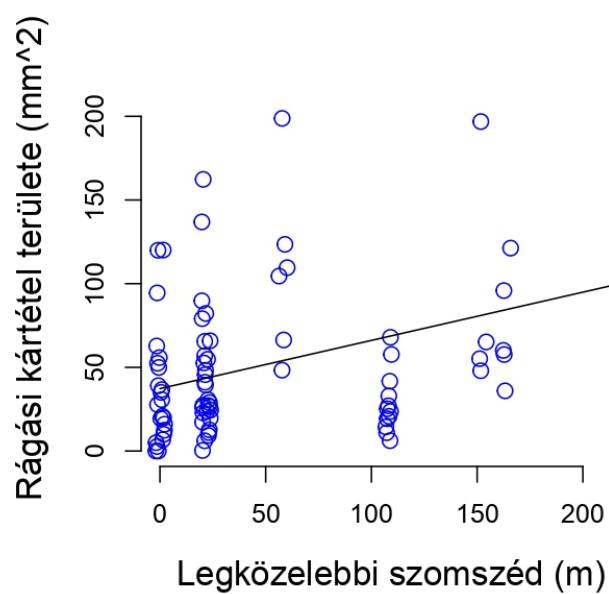
4.3 Az élőhelyek méretének és elszigeteltségének hatása a növényevő nyomásra

Előzetes eredményként megvizsgáltuk az összefüggést a rovarrágási kártétel területe és a rekonstruált, ép levelek területe között. A levél méretével szignifikánsan növekedett a rovarrágási kár területe ($\chi^2 = 36.674$, $p = 1.396 \times 10^{-9}$). Megfigyelhető, hogy összességében a kisebb méretű rágások gyakorisága magasabb volt. Továbbá a kisméretű levelek esetében a károsítás kisebb mértékű, míg nagy felületű leveleken a rovarrágási kártétel tartománya nagyobb volt, tehát nagyobb méretű leveleken kicsi és nagy darabokat is kirágnak a kártevők (1. sz. melléklet, 11. ábra).



11. ábra: A levélméret hatása a rovarrágási kár területére.

Az izoláció pozitívan, szignifikánsan befolyásolta a növényevő nyomást ($\chi^2 = 6.146$, $p = 0.013$), míg az élőhely területének, illetve az évnak nem volt szignifikáns hatása a herbivóriára ($\chi^2 = 0.136$, $p = 0.712$ illetve $\chi^2 = 0.388$, $p = 0.533$) (1. sz. melléklet, 12. ábra).



12. ábra: Az izoláció hatása a növényevő-nyomás mértékére. Csak kurgánokat tartalmazó ábra.

5. Következtetések (eredmények megvitatása)

5.1 Az eredmények megvitatása

Eredményeink alapján elmondható, hogy az izolált kurgánok kapcsolódása természetes gyepekkel funkcionálisan csökkent, mivel a ligeti zsályán megfigyelhetők voltak a szigethatás jelenségei. A tanulmányozott zsálya állományok izolációja (földrajzi távolsága a legközelebbi természetes élőhelyfolttól) szignifikáns pozitív hatással volt a növényevő nyomásra és a levelek méretére, valamint szignifikáns negatív hatást gyakorolt a magok csírázási sikerére és a makkocskák tömegére. Az irodalmak és a ligeti zsályán végzett kutatásaink igazolják feltevésünket, mely szerint a kurgánok viselkedhetnek élőhely-szigetként. Az eredmények igazolták, hogy az izoláció növekedésével megerősödik a szigethatásra utaló morfológiai változások valószínűsége, valamint érzékelhető, hogy a ligeti zsálya a túlélésért küzd az elszigetelt halmokon.

5.1.1 Az izoláltabb kurgánokon növekszik a levélméret

Az erőteljesen izolált kurgánokon megnövekedett a ligeti zsálya levéllemezének területe, míg az élőhelyfolt mérete nem volt hatással a levél méretére. A levélméret nagyobbodás a szigethatás jelenség része, ugyanis különösen a lágyszárúaknál jelentkezett a levélterület változása az izoláció hatására (Cox és Burns, 2017; Bowen és Van Duren, 1997; Biddick et al. 2019; Burns 2016). Az eredmény többféleképpen értelmezhető. A megnövekedett levélméret kialakulhat a kompetícióra adott válaszként, ugyanis, az izolált, feltehetően korábban felhagyott kurgánokon a nem kezelt vegetáció magasabb, amit a ligeti zsálya erőteljesebb növekedéssel ellensúlyoz, a napfényért való küzdelemben (Deák et al. 2021a). Az erőteljesen izolált élőhely foltokon a zsálya valószínűleg a túlélésért küzd, ezért nem a generatív szervekbe, illetve a reprodukció sikerébe, hanem a vegetatív jellegekbe investálja az energiát (Ottaviani et al. 2020). Az eredmény véleményünk szerint kapcsolatba hozható az általunk kimutatott herbivór nyomás növekedéssel is az izoláltabb kurgánokon. Mivel a nagyobb területű leveleken a rovarrágási kár tartománya szélesebb volt, a levélméret növekedése egyfajta válasz lehet az izolált kurgánokon felerősödő növényevő kártételre.

A hajtásszámot, illetve növény magasságát nem befolyásolta szignifikánsan a kurgán területe vagy az izoláció. A legtöbb irodalom ennek az ellenkezőjét állítja, ugyanis valódi szigeteken úgy a gigantizmus, mind a törpeség kimutatható (Biddick et al 2019; Burns 2016) különböző növényfajok esetében, és különösen lágyszárú fajoknál. Eredményünk részben azzal magyarázható, hogy a valódi szigetek tulajdonságai nagyon változatosak és az izoláció feltehetően korábbi, ezért erősebb tendenciák mutatkoznak a vegetatív jellegek, különösen a testméret eltolódásában (Csörgő et al. 2022, Ottaviani et al. 2019). Ugyanakkor valószínű, hogy a zsálya hajtásszáma és a hajtásainak magassága valószínűleg más, általunk nem vizsgált tényező befolyása alatt áll. Ilyenek lehetnek a mikroélőhelyi körülmények, vagy az inváziós növények általi kompetíció. Érdekes módon, korábbi vizsgálatok kimutatták, hogy kurgánokon a magasabb hajtással rendelkező gypsospecialista növények száma nagyobb az összefüggő gyepterületek és szegélyek növényközösségeihez képest, a magas vegetáció és a fényért való küzdelem miatt (Deák et al. 2021a).

5.1.2 Az izoláltabb kurgánokon csökken a makkocskák súlya és a magvak csírázási képessége

Az erős izoláció szignifikáns negatív hatást gyakorolt a makkocskák súlyára. Ez a jelenség úgy az eddig figyelembe vett izolációs mutatóval (legközelebbi természetes élőhelyfolttól való távolság), mind a Hanski izolációs mutatóval számolva (nem közölt eredmények) változatlan volt, valamint úgy a nagyméretű gyepeket, mint csak a kurgánokat tartalmazó modellek esetében. Ez a jelenség megerősíti feltevésünket, miszerint az elszigetelt élőhelyeken a növények inkább a vegetatív szerveik fejlesztésébe, tehát az egyéni fennmaradásba fektetik az energiát, és nem a generatív szervekbe (Ottaviani et al. 2020). Továbbá feltételezhetjük azt is, hogy az erősen izolált élőhelyeken a zsálya a túlélésért küzd és valószínűleg az egyedei már nem képesek jól kifejtett terméseket létrehozni. Mivel a levelek méretének változása ellenkező irányt mutatott, tehát növekedett az erős izoláció következtében, úgy gondoljuk, hogy ez a jelenség egy csereviszonyt („trade-off”) takarhat a vegetatív és a generatív jellegek között, amelyben a leginkább elszigetelt kurgánokon nagy levelekkel és kis magsúllyal rendelkező zsálya egyedet találhatunk.

Az a tény, hogy a makkocskák súlya a legközelebbi természetes élőhelyfoltok bizonyos távolságán túl (kb. 100m) csökkent szignifikánsan, konnektivitási küszöböt jelez, amely 100 méter után láthatóan gyengül és elvesztődik. Bár a magtömeg növekedése pozitívan befolyásolhatja a csírázási sikert a szigeteken (Bossuyt és Honnay, 2008), az adatainkban a makkocskák tömege csak 100m-en belüli távolságon mutatott növekvő tendenciát, amely erőteljesebb izoláció hatására ismét csökkent. Az a tény, hogy adatainkban a nagyobb konnektivitással rendelkező referencia gyepekben a makkocskák súlya kisebb volt, mint néhány, jobban izolált kurgánokon alátámasztják Deák et al. (2021a) kutatásait, miszerint a kurgánokon a nagyobb magtömeggel rendelkező gyepspecialista fajok száma magasabb, mint a referencia gyepekben és a szegélyekben. A generatív jellegek esetében is a leginkább a specialista fajoknál jelentkeznek az izoláció hatásai szárazföldi szigeteken, jelezve, hogy a specialista fajok, mint amilyen a ligeti zsálya, érzékenyebben, ezáltal hamarabb reagálnak az élőhelyi változásokra, mint a generalisták (Dembicz et al. 2020).

Várakozásainknak megfelelően az izoláció negatívan, szignifikánsan befolyásolta a csírázási képességet, de csak a referencia gyepeket tartalmazó modellben. A nagyméretű összefüggő élőhely foltokban magas volt a csírázási siker, viszont az izolált kurgánokon a magas és alacsony csíraszám széles tartományban váltakozott. Ez az eredmény igazolja a feltevésünket, mely szerint az izoláció negatívan befolyásolja a csírázást. A csökkent magméret és csökkent csírázás valószínűleg a konnektivitás csökkenésének és a pollinátorok (beporzók) hiányának vagy alacsony sikerének tulajdonítható a kompatibilis pollen források nehézkes elérhetősége miatt (Wolf és Harrison 2001; Aguilar et al (2006). Az élőhely foltok elszigetelődése csökkenthette a megporzás lehetőségét és a génáramlást, amely beltenyésztéses leromlást okozhatott a ligeti zsálya állományában, és a populáció lokális kihalásához vezethetnek (Standovár és Primack, 2001; Deák et al. 2021a; Merel és Gerrit, 2002).

A jelenséget közvetett tényezők is okozhatják, ugyanis az összefüggő területeken kaszálnak, míg a kurgánokon mindenféle kezelés megszűnt (Deák, 2018).

5.1.3 Az izoláltabb kurgánokon erősebb a növényevő nyomás

Várározásainknak megfelelően az elszigeteltebb élőhelyeken nagyobb volt a növényevők általi terhelés, viszont az élőhely méretének nem volt hatása a herbivóriára. Általánosan elmondható, hogy a legtöbb kurgán intenzív mezőgazdasági területekkel van körülvéve. Feltételezzük, hogy az izoláltabb kurgánok olyan intenzíven használt és átalakított mátrixban helyezkednek el, ahol a sztyeppi vegetációra specializálódott rovarok nehezen találnak maguknak megfelelő táplálékot és a fennmaradó élőhelyeken tömörülnek. Számos tanulmány beszámolt már az élőhely csökkenés és fragmentálódás hatásairól a növényevő rovarok károkozására. Több korábbi kutatás alátámasztja az eredményeinket, azaz az élőhely fragmentáció növekedésével gyakran megfigyelték, hogy a kártevő is növekszik (Schüepp, 2014; Elzinga, 2005). Rossetti et al (2017) egy meta analízist végezve 89 tudományos cikk eredményeit összevetve jutott hasonló eredményre.

A növényevők magasabb százalékának jelenléte a kurgánokon jelentheti a herbivórok természetes ellenségeinek hiányát is (Chase és Shulman 2009; Spiller és Agrawal, 2003). Ennek a feltételezésnek ellentmondva, Deák et al. (2021b) vizsgálataik alapján a kurgánokon, nem találtak összefüggést a taxonok fajgazdagsága és az élőhely mennyiség valamint a konnektivitás között. Valamint a rovarok – a növényeknél könnyebben és aktívabban – képesek elhagyni a számukra kedvezőtlené vált élőhelyeket, és ugyanilyen könnyedséggel meglelik az apró élőhelyfoltokat.

Feltehető az is, hogy az izoláltabb kurgánokon a ligeti zsálya védekezési mechanizmusai is legyengültek, mivel a „sziget szindróma” egyik leggyakoribb és figyelemreméltóbb esete a védekező mechanizmusok elvesztése (Burns, 2016, Biddick, 2021). Azonban a védelmi veszteség feltételezett redukciójáról a kurgánok esetében nincs tudomásunk.

Fontos megjegyezni, hogy az izoláció hatása nem észlelhető minden élőhelyen, így egy ritka lombhullató keményfás fajok által dominált erdőben az izoláció hatása a növényevő nyomásra nem volt szignifikáns (Kolb 2008).

5.2 Következtetések

A Nagy Alföld kurgánjai viszonylag természetes állapotú száraz élőhelyek, amelyek több védett és gyept-specialista növényfajnak adnak együttesen otthont. A kurgánok már a 19. század elejétől elkezdtek izolálódni, és speciális élőhely tulajdonságuk miatt számos olyan növényfaj telepszik meg rajtuk, mely a környező mátrixban képtelen életben maradni. Az irodalmak és a ligeti zsálya végzett kutatásaink igazolják feltevésünket, mely szerint a kurgánok viselkedhetnek élőhely-szigetként. Az eredmények alapján érzékelhető, hogy a ligeti zsálya a túlélésért küzd az elszigetelt halmokon. Ez a megállapítás alátámasztja, hogy a gyept-specialista ligeti zsálya jó modellfajnak bizonyult az elszigetelődés hatásának vizsgálatára kurgánokon. Számos más faj lehet hasonló helyzetben ezeken az élőhelyeken, illetve több faj lokális kihalása is megtörtént már nagy valószínűséggel az utóbbi évtizedekben az izolált kurgánokon. Több vörös listás és sztyeppi specialista faj populációja lehet kritikus állapotban.

Eredményeink szerint elmondható, hogy a látszólag izolált kurgánok kapcsolódása egyéb természetes gyepterületekkel, és ezáltal a beporzó rovarokkal funkcionálisan is csökkent. Valószínűleg olyan folyamatok is el-

indultak a ligeti zsályánál, melyek inkább az egyedek túlélését biztosítják, a szaporodási képesség egyidejű csökkenésével. Eredményink figyelembevételével pedig még inkább szükségszerű és indokolt volna olyan intézkedések szervezése és bevezetése, amelyek visszaállítják a kurgánok közötti kapcsolatokat, lehetővé téve a populációk közötti génáramlást. Az egyszerű védelem önmagában valószínűleg nem elegendő a nagyon izolált kurgánok esetében. Sokkal fontosabbak a restaurációs kezdeményezések beiktatása a kurgánok 100m-es konnektivitási küszöbértékének figyelembevételével, a kapcsolatok újbóli létrehozása a szigethatás csökkentése érdekében. Ez az intézkedés fokozhatná a génáramlást, megnövelné a genetikai variabilitást, ezáltal megnövekedne a csíráképes magok száma és a populációk mérete kiemelkedne a több esetben sejtetően kritikus küszöb alól. Továbbá, szeretnénk javasolni a kurgánok rendszeres tisztogatását az invazív fás- és lágyszárú fajoktól. Az invazív fajok túlnövik a természetes gyepeket, árnyékolnak, elveszik a tápanyagok nagy részét, ezért irtásuk elengedhetetlen. A gyp-specialista növények magvainak szétszórásával a már meglévő kurgánokon növelhető a genetikai sokféleség és a fajgazdagság. Tudomásunk szerint Deák Balázs, Valkó Orsolya és munkatársaik végeztek már hasonló rekonstrukciót kurgánokon, jó eredményekkel.

A kunhalmok természetes egyensúlya könnyen felborulhat, ezért kezelésük odafigyelést igényelne úgy a természetvédő szervezetektől, mind a gazdától. A környező területeken az egyre intenzívebb és helyigényesebb gazdálkodás további, visszafordíthatatlan károkat okozhat. Célszerű lenne a már meglévő védelem megerősítése, a gazdák fokozott ellenőrzése és a szakmai szervezetek rendszeres felmérése a kurgánok állapotáról. Véleményünk szerint érdemes volna a kurgánok *ex lege* védelmét kiterjeszteni a rajtuk megtelepedett vegetáció és biológiai diverzitás védelmére is. A helyi lakosok szemléletformálásával és bevonásával az élőhelyek degradációja megelőzhető volna, ezért fontosnak tartjuk eredményeink népszerűsítését, a szakmai szervezetekben is. Reméljük, hogy tudományos eredményeink fontosak lehetnek olyan szakmabeli kutatóknak is, akik a kunhalmokon élő vegetációt illetve szárazföldi szigetek hatását vizsgálják. Ugyanakkor további vizsgálatok szükségesek és javallottak a jövőben, hogy jobban megérthessük a populációk rendkívül összetett válaszát az élőhelyek elszigetelődésére.

6. Összefoglalás

Az élőhely csökkenés, fragmentáció és elszigetelődés a mérsékelt égövi sztyeppeket, főként hazánkban erősen sújtotta az ipari forradalom óta (Deák et al 2021a). A gyepterületek az 1850-es évek óta folyamatosan csökkennek (Deák, et al 2021b). A kurgánokat a vándorló sztyeppi nomádok emelték több ezer évvel ezelőtt. A Nagy Alföld területén egykor található kurgánok mennyisége mára erőteljesen redukálódott. A kurgánok egyfajta élőhely-szigetként maradtak fent a sztyeppi növények számára. Szigetszerű előfordulásuk miatt kevésbé kutatottak, bár formájuk, hidrológiai viszonyaik, kitettségük miatt számos ritka és védett gyepspecialista növényfajnak adnak otthont (Deák et al 2021a).

Vizsgálatunk célja a Nagy Alföldön elhelyezkedő csökkent területű, fragmentált, izolált területek hatása a rövid életű, évelő lágyszárú fajok fennmaradására a ligeti zsályán (*Salvia nemorosa* L.) keresztül. Arra kerestünk választ, hogy az élőhely mérete és elszigeteltsége hogyan befolyásolja a ligeti zsálya vegetatív (levélméret, növény magasság, hajtásszám) és generatív (makkocskák súlya, csírázási képesség) jellegeit, valamint a növényevő nyomást.

A Nagy Alföld 12 reprezentatív kurgánján és összefüggő gyepekben végeztünk felvételezéseket. Az élőhelyfoltok területének és izolációjának hatását a vegetatív jellegekre, növényevő nyomásra és a magvak súlyára kevert lineáris modellekkel (LMM), és a magvak csírázási arányára általános kevert lineáris modellel (GLMM, binomiális hibaeloszlással) vizsgálatuk, amelyekben a függő változók a növényi jellegek (generatív, vegetatív jellegek illetve a herbivór nyomás mértéke a leveleken), a független változók a kurgán területe, a legközelebbi szomszédos gyeptől mért távolság, illetve a vizsgálati évek voltak.

Az eredmények igazolták, hogy az izoláció növekedésével megerősödik a szigethatásra utaló morfológiai változások valószínűsége és a növényevő nyomás a kurgánokon. A növényevő nyomás szignifikáns növekedése az izoláció növekedésével arra utalhat, hogy az élőhely mátrix, amelyben a kunhalmok elhelyezkednek erőteljes degradációjának és átalakításának következtében a sztyeppi gyepspecialista növényeket fogyasztó növényevők leginkább a kurgánokon fennmaradó gypfoltokban találnak táplálékot. Feltételezhető az is, hogy a növekvő izoláció hatására a növényben a védekező mechanizmusok elkezdtek gyengülni (Burns, 2016, Biddick, 2021), valamint jelentheti a természetes ragadozók hiányát is (Chase és Shulman, 2009).

A levélméret növekedése az izoláltabb élőhelyeken arra utalhat, hogy a fennmaradt gypfoltokban a ligeti zsálya egyedei viszonylag nagy kompetíciós nyomás alatt vannak. Terepen megfigyeltük, hogy ezeken az élőhelyeken magasabb a vegetáció, az erősebb, zavarástűrő kompetitorok túlnőhetik a legtöbb sztyepei fajt, amelyre válaszként a fennmaradó ligeti zsálya egyedek magasabbra nőnek és nagyobb leveleket fejlesztenek a fényért való versengésben. (Deák et al. 2021a). Érdekes módon ez az eredmény megegyezik a megnövekedett növényevő nyomással izoláltabb élőhelyeken. Mivel a kisebb leveleken a rovarrágás területe mindig kicsi volt, viszont a nagyméretű levelek esetében nagy szórást észleltünk a kártétel mértékében, feltételezzük, hogy a zsálya megnövekedett levélmérettel válaszolhat a megnövekedett növényevő nyomásra. Ez azért lehet kritikus az egyedek túlélése szempontjából, mert már a kisméretű eltávolított levélrészek is változást idézhetnek elő a növények fiziológiájában (Rossetti et al, 2019).

A növény magasságát és hajtásszámát nem befolyásolta az izoláció vagy az élőhely mérete. Az izolációval és szigethatással foglalkozó irodalomban gyakran találtak változásokat ezekben a növényi jellegekben (Burns, 2016; Biddick et al. 2019; Ottaviani et al. 2019). Feltételezzük, hogy a vegetatív jellegeket más hatások is befolyásolhatják a kurgánokon, mint például a vegetáció magassága vagy a hőterhelés és köztudott, hogy ezek a jellegek magas fokú plaszticitással rendelkeznek.

A makkocskák súlyát és csírázási sikerét szignifikánsan, negatívan befolyásolta a megnövekedett izoláció. Hasonló eredményeket számos más szigethatással foglalkozó kutatás kimutatott (Bossuyt és Honnay, 2008; Standovár és Primack, 2001; Deák et al. 2021a; Wolf és Harrison, 2001; Merel és Gerrit, 2002). A magok súlya esetünkben egy bizonyos távolságig nőtt, viszont a nagyon távoli kurgánok esetében csökkent. A jelenség a konnektivitás hiányából fakadó génáramlás limitálásnak tudható, amely a pollinátorok csökkenésével vagy a kompatibilis pollenek hiányával lehet összefüggésben. Valószínű, hogy beltenyésztéses leromlás is jelentkezett az izolált halmokon, amely egyértelmű szigethatásként számon tartott jelenség (Standovár és Primack, 2001; Merel és Gerrit, 2002; Wolf és Harrison 2001; Dembicz et al. 2020). Érdekes módon a makkocskák súlya átlagosan alacsonyabb volt a nagyméretű, de intenzíven kaszált referenciagyepekben is viszont itt a konnektivitás és génáramlás nem lehet korlátozott a gyepterület és a populáció mérete miatt.

Eredményeink alapján elmondható, hogy az izolált kurgánok *ex lege* védelmét szükségszerű lenne kiterjeszteni az ott élő élőlények védelmére is. Továbbá, véleményünk szerint az egyszerű, lokális szintű védelem már nem elegendő a természetes funkciók visszaállításához, különösen az izolált kurgánokon. Javasoljuk gyeprekonstrukciós munkálatok szorgalmazását a kurgánokon vagy a halmok közelében és a konnektivitás helyreállítását a fajok populációmérete, a génáramlás, valamint az stabil fajgazdagság növekedése céljából. A környező élőhelyek, az élőhely mátrix megfelelő kezelése kritikus szempont a természetvédelmi kezelések megszervezése során.

7. Köszönetnyilvánítás

Szeretném kifejezni hálámat és köszönetemet Dr. Csergő Anna Mária egyetemi docensnek és konzulensnek, hogy segítette kutatómunkámat és szakdolgozatom elkészülését.

Köszönettel tartozom Dr. Valkó Orsolyának és Dr. Deák Balázsnak, amiért támogatták terepi és labor vizsgálatainkat munkájukkal, terepismeretükkel és széles körű szakmai tudásukkal hozzájárultak a dolgozat megszületéséhez.

Továbbá szeretném megköszönni Santiago Ordonez, Kiss Réka és Lukács Katalin Phd hallgatóknak, akik munkájukkal segítettek kutatásomat. Valamint szeretnék köszönetet mondani munkatársaimnak Verbényiné Neumann Krisztinának és Galyas Ferencnek a terepen nyújtott segítségükért.

Szász Vivien

8. Irodalomjegyzék

1. Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9(8), 968–980. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x
2. Bahadori, B.M., Asghair, B., Dinparast, L., Zengin, G., Sarikurkcü, C., Abbas-Mohammadi, M., Bahadori, S. 2017. *Salvia nemorosa* L.: A novel source of bioactive agents with functional connections. In: *LWT - Food Science and Technology* 75 (2017) 42e50
3. Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S 2015. "Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4." *Journal of Statistical Software*, 67 (1), 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
4. Biddick, M., Hendriks, A., Burns, K.C. 2019. Plant obey (and disobey) the island rule. In: *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 116, 17632–17634.
5. Biddick, M., 2021. Are island plants really poorly defended? No support for the loss of defense hypothesis in domatia-bearing plants. In: *bioRxiv* doi: <https://doi.org/10.1101/2021.11.11.468197>
6. Bossuyt, B., és Honnay, O. 2008. Can seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. In: *J. Veg. Sci.* 19, 875–884. doi: 10.3170/2008-8-18462.
7. Bowen, L. & Van Vuren, D. 1997 Insular endemic plants lack defenses against herbivores. *Conservation Biology* 11, 1249-1254.
8. Burns, K. C. 2016. Size changes in island plants: independent trait evolution in *Alyxia ruscifolia* (Apocynaceae) on Lord Howe Island. In: *Biol. J. Linn. Soc.* 119, 847–855.
9. Cahill, J. F., Castelli, J. P., & Casper, B. B. 2001. THE HERBIVORY UNCERTAINTY PRINCIPLE: VISITING PLANTS CAN ALTER HERBIVORY. *Ecology*, 82(2), 307–312. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0307:thupvp]2.0.co;2
10. Csergő, A.M., Hufnagel, L., Höhn, M. 2014. Positive relationship between genetic- and species diversity on limestone outcrops in the Carpathian Mountains. In: *Ecological Complexity*, 20, 233-239
11. Csergő, A.M. et al. 2022. Spatial phenotypic variability is higher between island than mainland populations worldwide. *Ecology Letters* (In review)
12. Chase, J. M., & Shulman, R. S. 2009. Wetland isolation facilitates larval mosquito density through the reduction of predators. *Ecological Entomology*, 34(6), 741–747.
13. Cox, B.T.M. & Burns, K. 2017 Convergent evolution of gigantism in the flora of an isolated archipelago. *Evolutionary Ecology* 31, 741-752.
14. Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysienko, I., Bragina, T. M., et al. 2016. Cultural monuments and nature conservation: the role of kurgans in maintaining steppe vegetation. In: *Biodivers. Conserv.* 25, 2473–2490. doi: 10.1007/s10531-016-1081-2.
15. Deák B. 2018, *Természet és történelem: A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében*. ISBN 978-615-81056-1-3, Debrecen, Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Korlátolt Felelősségű Társaság.
16. Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Bede, Á., Csathó, A.I., Tóthmérész, B. 2018. Landscape and habitat filters jointly drive richness and abundance of specialist plants in terrestrial habitat islands. In: *Landscape Ecology*, doi: 10.1007/s10980-018-0660-x
17. Deák, B., Rádai, Z., Bátori, Z., Kelemen, A., Lukács, K., Kiss, R., et al. 2021a. Ancient Burial Mounds Provide Safe Havens for Grassland Specialist Plants in Transformed Landscapes—A Trait-Based Analysis. In: *Front. Ecol. Evol.* 9:619812. doi: 10.3389/fevo.2021.619812

18. Deák, B., Bede, Á., Rádai, Z., Tótmérész, B., Török, P., Nagy, D.D., Torma, A., Lőrinczi, G., Nagy, A., Mizser, Sz., Kelemen, A., Valkó, O. 2021b. Different extinction debts among plants and arthropods after loss of grassland amount and connectivity. In: Biological Conservation. Volume 264, December 2021, 109372.
19. Dembicz, I., Moysiyenko, I. I., Kozub, Ł., Dengler, J., Zakharova, M., & Sudnik-Wójcikowska, B. 2020. Steppe islands in a sea of fields: where island biogeography meets the reality of a severely transformed landscape. Journal of Vegetation Science. doi:10.1111/jvs.12930
20. Elzinga, J., Turin, H., van Damme, M.M.J., Biere, A., 2005. Plant population size and isolation affect herbivory of *Silene latifolia* by the specialist herbivore *Hadena bicruris* and parasitism of the herbivore by parasitoids. In: Oecologia 2005 144: 416–426. DOI 10.1007/s00442-005-0096-2
21. Fahring, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. In: The Journal of Wildlife Management Vol. 61, No. 3 (Jul., 1997), pp. 603-610.
22. Grossenbacher, D. L., Brandvain, Y., Auld, J. R., Burd, M., Cheptou, P.-O., and Conner, J. K. 2017. Self-compatibility is overrepresented on islands. In: New. Phyt. 215, 469–478. doi: 10.1111/nph.14534.
23. Heinken, T. és Weber, E. 2013. Consequences of habitat fragmentation for plant species: Do we know enough? In: Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics (PPEES) 15 (2013) 205– 216.
24. Kaprinyák, T., Koroknai, J., Kováts, Z., Fári, M.G. 2013. A ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) populáció és szelektált klónok virágzásbiológiájának összehasonlító vizsgálata. In: Agrártudományi közlemények, 2013/51
25. Kolb, A., 2008. Habitat fragmentation reduces plant fitness by disturbing pollination and modifying response to herbivory. Biological conservation 141 (2008) 2540-2549
26. Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. Biological Conservation, 141(7), 1731–1744. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
27. Lindborg, R., Helm, A., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Kühn, I., Pykäälä, J., & Pärtel, M. 2012. Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. Ecography, 35(4), 356–363. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.07286.x
28. Lynch, M., Conery, J., & burger, R. 1995 Mutation accumulation amd the extinction of small populations. In: American Naturalist, 146: 489-518
29. Marini, L., Bruun, H. H., Heikkinen, R. K., Helm, A., Honnay, O., Krauss, J., Bommarco, R. 2012. Traits related to species persistence and dispersal explain changes in plant communities subjected to habitat loss. Diversity and Distributions, 18(9), 898–908. doi:10.1111/j.1472-4642.2012.00893.x
30. Martín-Queller, E., Albert, C. H., Dumas, P. J., & Saatkamp, A. 2017. Islands, mainland, and terrestrial fragments: How isolation shapes plant diversity. Ecology and Evolution, 7(17), 6904–6917. <https://doi.org/10.1002/ece3.3150>
31. Microsoft Corporation, 2018. Microsoft Excel, Available at: <https://office.microsoft.com/excel>.
32. Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation reserch: from island biogeography to landscape ecology. Ecological Applications, 12(2), 321–334. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0321:ACGOFR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0321:ACGOFR]2.0.CO;2)
33. Hill, F.M. és Caswell, H. 1999. Habitat fragmentation and extinction thresholds on fractal landscapes. In: Ecology Letters (1999) 2 : 121-127.
34. MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press.
35. Merel, B. S., és Gerrit, W. H., 2002. Reduced colonization capacity in fragmented populations of wind – dispersed grassland forbs. In: Journal of Ecology 2002 90, 1033–1043.

36. Ottaviani, G., Keppel, G., Götzenberger, L., Harrison, S., Opedal, Ø. H., Conti, L., et al. 2020. Linking plant functional ecology to island biogeography. In: *Trends. Plant. Sci.* 25, 329–339. doi: 10.1016/j.tplants.2019.12.022.
37. Pakeman, R. J. 2013. Intra-specific leaf trait variation: management and fertility matter more than the climate at continental scales. In: *Folia Geobot.* 48, 355–371. doi: 10.1007/s12224-013-9168-y.
38. Rossetti, M. R., Tschamtker, T., Aguilar, R., & Batáry, P. 2017. Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. *Ecology Letters*, 20(2), 264–272. doi:10.1111/ele.12723
39. R Core Team 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
40. Rossetti, M. R., Rösch, V., Videla, M., Tschamtker, T., & Batáry, P. 2019. Insect and plant traits drive local and landscape effects on herbivory in grassland fragments. *Ecosphere*, 10(5), e02717. doi:10.1002/ecs2.2717
41. Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9(7), 671–675. doi:10.1038/nmeth.2089
42. Schüepp, C., Uzman, D., Herzog, F., Entling, H.M. 2014., Habitat isolation affects plant–herbivore–enemy interactions on cherry trees. In: *Biological Control* 71 (2014) 56–64 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.01.007>
43. Sih, A., Jonsson, B. G., & Luikart, G. 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(4), 132–134. doi:10.1016/s0169-5347(99)01799-1
44. Soó Rezső 1966 A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. Budapest, Akadémiai kiadó.
45. Spiller, A.D. és Agrawal, A.A. 2003. Intense disturbance enhances plant susceptibility to herbivory: natural and experimental evidence. In: *Ecology*, 84(4), 2003, pp. 890–897.
46. Standovár T. és Primack, B. R., Oláh Zs.(szerk.) 2001., A természetvédelmi biológia alapjai., ISBN 963 19 2156 5, Budapest, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt.
47. Tóth, A., 1998., Veszélyeztetett löszgyep reliktum foltok a nagyunsági kunhalmokon. In: *Kitaibelia*, III. évf. 2. szám pp.: 329–330.
48. Varga, Z. 2019., Szigetbiogeográfia. In: Varga, Z. Biogeográfia. Nagykovácsi. Pars Kft. p. 223- 243
49. Visakorpi, K., S. Gripenberg, Y. Malhi, C. Bolas, I. Oliveras, N. Harris, S. Rifai, and T. Riutta. 2018. Small scale indirect plant responses to insect herbivory could have major impacts on canopy photosynthesis and isoprene emission. In: *New Phytologist* 220:799–810.
50. Watson, D. M. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography*, 29(5–6), 823–834. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00726.x>
51. Whittaker, R. J., & Fernández-Palacios, J. M. 2006. *Island Biogeography Ecology, Evolution, and Conservation* (Second Edi). Oxford: Oxford University Press.
52. Wolf, T.A. és Harrison, P.S 2001. Effects of Habitat Size and Patch Isolation on Reproductive Success of the Serpentine Morning Glory. In: *Conservation Biology*, Pages 111–121 Volume 15, No. 1, February 2001.
53. 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről

9. Mellékletek

1. sz. melléklet: Statisztikai modellek felépítése és eredményeik

Modell felépítése	Változók	Becsült érték	Standard hiba	t és z érték	Anova χ^2	Anova p érték
Növényevő nyomás						
herb_m1 <- lmer(sqrt(Leafherbivory_mean) ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	6.898	0.809	8.526		
	Legközelebbi szomszéd	1.495	0.650	2.301	6.146	0.013
	Kurgán terület	0.167	0.653	0.256	0.136	0.712
	Naptári év 2022	0.693	1.363	0.509	0.136	0.712
Levél méret						
leaf_m1 <- lmer(sqrt(Leafarea_mean) ~ nearest_distance + l(nearest_distance^2) + c_year + kurgan_area + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	31.652	2.084	15.188		
	Legközelebbi szomszéd	-2.663	2.053	-1.297	4.659	0.097
	Legközelebbi szomszéd^2	2.841	1.634	1.738	4.639	0.031
	Kurgán terület	-8.359	2.683	-3.115	5.219	0.073
	Naptári év 2022	1.373	1.299	1.057	11.533	0.003
Levél méret és növényevő nyomás						
m1 <- lmer(sqrt(Leafherbivory_mean) ~ Leafarea_mean + (1 site_id/plant_id), data=Data1)	intercept	4.674	0.840	5.564		
	Átlag levél méret	0.003	0.0004	6.442	36.674	1.396e-09
num_shoots_m1 <- lmer(log(num_dev_shoots) ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	2.477	0.258	9.610		
	Legközelebbi szomszéd	-0.162	0.200	-0.809	0.975	0.323
	Kurgán terület	0.059	0.199	0.297	0.140	0.708
	Naptári év 2022	-0.193	0.427	-0.452	0.299	0.584
Növények magassága						
stem_hei_m1 <- lmer(tall_stem_hei ~ nearest_distance + kurgan_area + c_year + (1 site_id), data=leaf_osszesitettb, na.action = na.omit)	intercept	549.286	46.584	11.791		
	Legközelebbi szomszéd	-8.634	36.139	-0.239	0.093	0.761
	Kurgán terület	-18.045	36.032	-0.501	0.385	0.535
	Naptári év 2022	-218.231	77.177	-2.828	8.394	0.004
Csírázási siker						
seed_m1b <- glmer(yb~log_area+(1 site_id/plant_id),data=seed_osszesitettb,family=binomial)	intercept	-0.334	5.790	-0.058		
	log (Kurgán terület)	-0.053	0.789	-0.067	0.004	0.947
seed_m2a <- glmer(y~nearest_distance+(1 site_id/plant_id),data=seed_osszesitettb,family=binomial)	intercept	0.005	0.425	0.012		
	Legközelebbi szomszéd	-1.286	0.430	-2.987	6.069	0.014
seed_m2 <- glmer(yb~nearest_distance+(1 site_id/plant_id),data=seed_osszesitettb,family=binomial)	intercept	-0.478	0.473	-1.011		
	Legközelebbi szomszéd	-0.894	0.457	-1.957	3.019	0.082
Magvak súlya						
seed_m3 <- lmer(weight~log_area+(1 site_id/plant_id),data=seed_osszesitettb)	intercept	0.021	0.003	6.778		
	log (Kurgán terület)	-0.0002	0.0003	-0.762	0.739	0.39
seed_m4 <- lmer(weight~nearest_distance + nearest_distance_sqrd+(1 site_id/plant_id),data=seed_osszesitettb)	intercept	0.019	0.0006	28.946		
	Legközelebbi szomszéd	0.008	0.002	3.431	9.6226	0.002
	Legközelebbi szomszéd^2	-0.009	0.002	-3.814	10.849	0.0009
seed_m4a <- lmer(weight~nearest_distance + nearest_distance_sqrd+(1 site_id/plant_id),data=seed_osszesitettb)						

2. sz. melléklet: Nyilatkozat

KONZULTÁCIÓS NYILATKOZAT

A Szász Vivien (hallgató Neptun azonosítója: IJLAGJ) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a szakdolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A záródolgozatot/szakdolgozatot/diplomadolgozatot/portfóliót a záróvizsgán történő védeésre javaslom / nem javaslom.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem

Kelt: Budapest, 2022.október.28.



Belső konzulens

3. sz. melléklet: Nyilatkozat

NYILATKOZAT

a szakdolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Szász Vivien
A Hallgató Neptun kódja: IJLAGJ
A dolgozat címe: A ligeti zsálya (*Salvia nemorosa* L.) életképesség vizsgálata fragmentált száraz gyepekben.
A megjelenés éve: 2022
A konzulens tanszék neve: Növénytan Tanszék

Kijelentem, hogy az általam benyújtott szakdolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, s az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

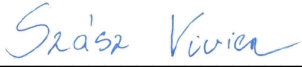
Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottam, tudomásul veszem, hogy a Záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkori szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe.

Kelt: 2022. október 29.


Hallgató aláírása