

A közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) inváziójának vizsgálata és az
ellené való védekezés lehetősége nyílt homokgyepekben

Doktori (Ph.D.) értekezés

Bakacsy László

Témavezető:

Dr. Bagi István

egyetemi docens

Környezettudományi Doktori Iskola

Növénybiológiai Tanszék

SZTE TTIK



Szeged

2021

TARTALOMJEGYZÉK

BEVEZETÉS	4
Biológiai inváziók.....	6
Inváziós növényfajok.....	7
<i>Inváziós sikeresség</i>	7
<i>Inváziós fajok hatása</i>	12
A közönséges selyemkóró (<i>Asclepias syriaca</i> L.)	14
<i>Általános jellemzése</i>	14
<i>Az Asclepias syriaca a magyar flórában</i>	18
Veszélyeztetett társulások.....	20
Pannon homokgyep	22
A probléma felmérésének lehetősége: Növényi társulások szerkezetének vizsgálati módszerei.....	25
<i>Diverzitás</i>	25
<i>Társulások vizsgálata</i>	28
<i>A Juhász-Nagy Pál-féle információstatisztika alapjai</i>	29
Inváziós növényfajok elleni védekezés	33
CÉLKITŰZÉS.....	38
ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK.....	40
A vizsgálati terület jellemzése.....	40
Dokumentációs módszerek.....	42
<i>JNP információstatisztika dokumentációs módszer</i>	42
<i>Herbicidek kezelés dokumentációs módszer</i>	43
Adatfeldolgozási módszerek.....	44
<i>JNP információstatisztika adatfeldolgozás módszer</i>	44
<i>Herbicidek kezelés adatfeldolgozás módszer</i>	46
EREDMÉNYEK	47
<i>JNP információstatisztika vizsgálatának eredményei</i>	47
<i>Herbicidek kezelés vizsgálatának eredményei</i>	60
ÉRTÉKELÉS	64
<i>Juhász-Nagy Pál-féle információstatisztika vizsgálatának értékelése</i>	64
<i>Herbicidek kezelés vizsgálatának értékelése</i>	67
KÖVETKEZTETÉSEK	72

ÖSSZEFOGLALÁS.....	74
SUMMARY (angol nyelvű összefoglaló).....	77
IRODALOMJEGYZÉK.....	80
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	109
TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK LISTÁJA	110
MELLÉKLETEK	113

BEVEZETÉS

A más földrajzi régiókból behurcolt ún. özönfajok (inváziós fajok) az új, számukra idegen élőhelyekre bekerülve túlsúlyba kerülhetnek az őshonos élővilághoz képest, és károkat okozhatnak a környezetben. A biológiai inváziók napjaink egyik legsúlyosabb veszélyeztetői a biológiai sokféleségnek (Vitousek és mtsai. 1997, Convention on Biological Diversity 2014), ugyanakkor világszerte okoznak gazdasági, humánegészségügyi problémákat is (Kettunen és mtsai. 2008, Mazza és mtsai. 2014). Egyes becslések szerint a következő években az inváziós fajok által okozott károk és az ellenük való védekezés elérheti az évenkénti 20 milliárd eurót az Európai Unió területén (Kettunen és mtsai 2008, Európai Bizottság 2013, Csiszár és Korda 2015). Az Európai Környezetvédelmi Ügynökség felállította az európai ökoszisztémákra legnagyobb veszélyt jelentő 163 inváziós idegen faj listáját (Európai Bizottság 2017). Magyarországon mintegy 1166 idegennek minősülő növényfajt regisztráltak (ezek nem mindegyike inváziós) (Mihály és Botta-Dukát 2004). Az általuk okozott károk ellenére nem látszik, hogy az inváziós fajok száma csökkenne, vagy egy szintre állna be sőt, számuk folyamatos növekedést mutat (Seebens és mtsai. 2017).

A növényi invázió kutatása négy fő irányzaton alapszik: Az egyes fajok inváziós képességét befolyásoló tulajdonságok vizsgálata. A társulások előzőnölhetőképességét (beengedőképesség) befolyásoló tényezők vizsgálata. Az invázió hatásának vizsgálata. Az özönnövényekkel szembeni védekezés módszereinek vizsgálata (Alpert és mtsai. 2000). A dolgozatban bemutatott eredmények az utolsó hárommal foglalkoznak.

A sikeres invázió alapvetően két tényezőtől függ, az inváziós faj tulajdonságaitól és a megtámadott társulás beengedőképességétől. Egy inváziós fajnak földrajzi, környezeti és reprodukív akadályokat kell leküzdenie ahhoz, hogy egy új régiót kolonizálni tudjon, és később más területeken is szétterjedhessen. Ebben a folyamatban egyes tulajdonságok nagyobb szerepet kapnak, míg mások kevésbé jelentősek (Pyšek és Richardson 2008, van Kleunen és mtsai. 2015). Inváziós fajok vizsgálata azt mutatja, hogy a leggyakoribb tulajdonság mely nagyban hajlamosít invázióssá válásra az a vegetatív szaporodás képessége (klonális növekedés) (Pyšek és Richardson 2008, Mihály és Botta-Dukát 2004). Társulások szemszögéből nézve a különböző élőhelyeknek eltérőek az előzőnölhetőképességük, egyesek beengedőbbek, míg mások nagyobb ellenállóságot (rezilienciát) mutatnak az invázióval szemben. Az antropogén zavarásnak kulcsszerepe van egy-egy inváziós faj sikeres megtelepedése és későbbi terjedése szempontjából (Richardson és Pyšek 2006). Ezeken az általánosságokon túlmenően azonban az

invázió folyamata özőnfajonként és társulásonként eltérő sajátosságokat mutat, mely a saját ökológiai törvényszerűségei mentén zajlik, így hatásuk is ennek megfelelően igen változatos.

Az inváziós fajok elleni védekezés két részre különíthető: megelőzésre és kezelésre. A leghatékonyabb, és legkisebb ráfordítást igényli annak megelőzése, hogy egy idegen faj populációi új élőhelyekre kerüljenek be és telepedjenek meg. A már bekerült és megtelepedett populációk esetén, azok további terjedését kell megakadályozni. Inváziós növényfajokkal szembeni védekezés során végzett kutatások nagyban hozzájárultak, hogy bizonyos helyzetekben az egyes fajokkal szemben hatékony irtási módszerek jöjjenek létre. Ezekre a technológiák alkalmazására és vizsgálatára is jellemző, hogy sok esetben a mezőgazdasági gyomszabályozáshoz hasonlóan az egyes, már nagytömegben jelenlévő fajokra koncentrálnak. A sikerességet a kiirtott faj mennyiségében határozza meg. Gyakran nem veszi figyelembe a megtámadott élőhely és társulás szerveződési jellemzőit. A védekezés sikerességéhez azonban ismernünk kell az inváziós növényfaj terjedés tér- és időbeli mintázatát, dinamikáját, az előzőnlött élőhely és társulás természetes kontextusait, a kezelés ezekre kifejtett hatásait, valamint figyelembe kell vennünk újabb invázió kockázatát is (Blossey 1999, Csiszár és Korda 2015).

Természetvédelmi szempontból az inváziós folyamatokat holisztikus alapon megközelítve szükséges vizsgálni (Barney 2016). Az ilyen holisztikus szemlélet egységben kezeli egy inváziós faj tulajdonságait, a társulás beengedőkéességét, és az inváziós faj, társulásra kifejtett hatását (Szigetvári 2002) melynek eredménye gyors, hatékony fellépést tesz lehetővé. Mégis, tudásunk mind az inváziós folyamatok kapcsán, mind az azok kezelése terén jelenleg elég hiányosnak mondható.

A közönséges selyemkóró, a természetvédelmi szempontból az igen értékesnek számító Duna-Tisza közti nyílt homoki gyepek egyik legagresszívabb inváziós faja. Megtelepedése és terjedése rendszerint antropogén zavaráshoz kötődik, míg a természetes társulásokban nem mondható sikeresnek. Kockázatot jelent, mivel a degradált társulás regenerációját gátolhatja, annak zavart állapotát hosszú ideig képes fenntartani. Sűrű, monodomináns állományok kialakítását segíti ez erőteljes klonális terjedése, valamint árnyékoló és allelopatikus hatása (Bagi 2008). Dolgozatomban, egyrészt a selyemkórónak a nyílt homoki gyep szerkezetére kifejtett hatásának vizsgálatát tűztem ki célul. Másfelől egy egyszeri természetvédelmi kezelés hosszútávú vizsgálata során szerzett tapasztalatokkal, levont következtetésekkel kívánok hozzájárulni a faj elleni hatékonyabb védekezéshez.

Biológiai inváziók

Biológiai invázióknak azt a folyamatot nevezzük, amikor bizonyos fajok az ember (szándékos vagy véletlen) közvetítésével természetes elterjedési területüktől távolra kerülnek, majd ott egyedszámuk időben és térben monoton módon nő. Azaz az új területen nem csak önfenntartók a faj populációi, hanem új populációkat is képesek létrehozni, tovább terjedni (Richardson és mtsai. 2000). Az így behurcolt és terjedő fajokat inváziós fajoknak vagy más néven özönfajoknak nevezzük.

Az inváziós fajok a számukra új, idegen élőhelyekre bekerülve túlsúlyba kerülhetnek a természetes növény- és állatvilághoz képest, és károkat okozhatnak a környezetben. A biológiai inváziók így napjaink egyik legjelentősebb veszélyeztető tényezői a természetes életközösségek ökológiai egyensúlyának és biodiverzitásának (Vitousek és mtsai. 1997, Convention on Biological Diversity 2014). Biológiai sajátosságaik miatt az özönfajok világszerte sokszor igen jelentős gazdasági és humánegészségügyi problémákat is okozhatnak (Kettunen és mtsai. 2008, Mazza és mtsai. 2014). 2008-ban az inváziós fajok elleni küzdelem és az általuk az EU területén okozott károk orvoslása az elemzések szerint minimálisan is 9,6–12,7 milliárd eurót emésztett fel. Egyes becslések szerint a következő években ezek a költségek el fogják érni az évenkénti 20 milliárd eurót (Kettunen és mtsai. 2008, Európai Bizottság 2013). Sokszor társadalmi, gazdasági szempontból az invázió hatását a költségek és haszon szempontjából mérik, ami nagymértékben függ a társadalom, gazdaság értékeitől és érdekeitől, ezek azonban figyelmen kívül hagyhatják az inváziók okozta környezeti hatásokat (Shackleton és mtsai. 2019). A probléma súlyossága ellenére nem látszik, hogy az inváziós fajok száma csökkenne, vagy egy szintre állna be, sőt számuk folyamatos növekedést mutat (Seebens és mtsai. 2017).

Az inváziós növények azon képessége, hogy előzőnljenek egy területet nem csak az adott növény tulajdonságától függnek, hanem az előzőnlött élőhely jellemzőitől is. Egy faj inváziósképessége (invasiveness) megmutatja, hogy képes-e egy közösség, élőhely, ökoszisztéma vagy régió előzőnlésére. Ezzel együtt egy közösség, élőhely, ökoszisztéma vagy régió előzőnlhetősége az invázióval szembeni ellenállóságára (vagy beengedőképességére) (invasibility) utal (Lonsdale 1999, Alpert és mtsai. 2000).

Az invázióbiológia és az inváziós növények kutatása négy nagy kérdés köré csoportosul (Richardson és Pyšek 2006): Mely fajok képesek az invázióra? Mely élőhelyek vannak kitéve az invázió veszélyének? Milyen hatása van az őshonos közösségre az invázióknak? Hogyan

kezelhetők az inváziók? Dolgozatomban utóbbi három kérdéskörrel foglalkozom részletesebben a közönséges selyemkóró nyílt homoki gyepekben történő inváziója kapcsán.

Inváziós növényfajok

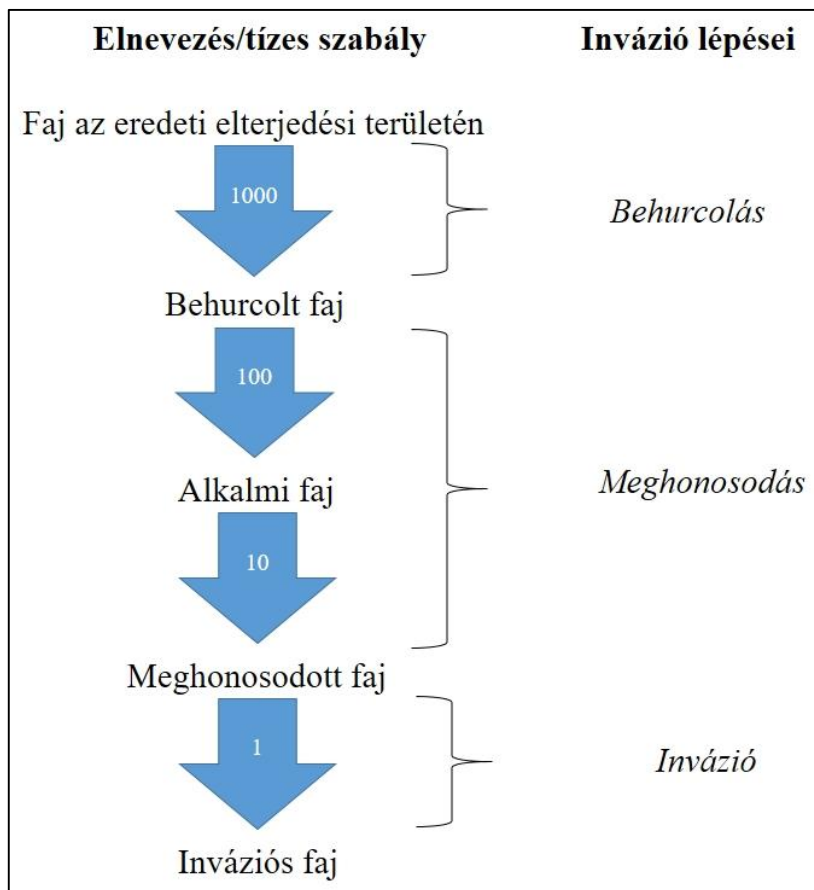
Inváziós sikeresség

Az inváziók sikerének, dinamikájának magyarázatául számtalan, általános érvényű elméletet dolgoztak ki, melyek egy részét sikerült empirikus úton is bizonyítani. Ezek közül a teljesség igénye nélkül a legfontosabbakat röviden ismertetem.

A sikeres invázió folyamata három lépésben történik és közben számos akadályt kell leküzdenie hozzá egy fajnak. A legelső lépés a behurcolás, melynek során földrajzi akadályon (első környezeti barrier) kell átjutnia, mely az ember segítségével történik. Az ezen a lépésen túljutott fajokat behurcolt fajoknak nevezzük. A következő szintet a meghonosodás jelenti, itt két akadállyal is szembesül a már behurcolt faj: reprodukív és második környezeti barrierekkel, azaz önállóan, az embertől függetlenül kell alkalmazkodnia az új környezethez és önfenntartó méretű populációt kell létrehoznia. Az ezt teljesítőket meghonosodott fajoknak nevezzük. Ezeknek a leküzdéséig azonban újbóli behurcolás szükséges, hogy a faj fennmaradjon az új elterjedési területén, ebben az esetben alkalmi fajokról beszélünk. Az utolsó lépése az invázióknak az, amikor a faj az utolsó kettő akadályt (terjedési és harmadik környezeti barriereket) is leküzd. Ekkor a faj képes nagyobb távolságokra terjedni, új populációkat létrehozni előbb az ember által zavart, majd később a természetes élőhelyeken is (Mihály és Botta-Dukát 2004, Richardson és Pyšek 2006).

A tízes szabály (the tens rule) szerint a sikeres inváziók meglehetősen ritkák, mivel a különböző barrierék leküzdése során számos faj esik ki a behurcoltak közül és végül nem válik invázióssá: a behurcolt fajoknak 10%-a lesz alkalmi faj, ezeknek az alkalmi fajoknak 10%-ából lesz meghonosodott, a meghonosodott fajoknak is csak a 10%-a válik invázióssá (Williamson és Fitter 1996, Richardson és mtsai. 2000, Pyšek és mtsai. 2004). Így 1000 behurcolt fajból kiindulva csupán 1 lesz képes végigjárni a teljes folyamatot és válik invázióssá. A két elképzelést egyesítve az első ábra (**1. ábra**) mutatja be. A tízes szabály gyengeségét az okozza, hogy nem veszi figyelembe, hogy minél több időt tölt el egy faj az új környezetben, annál nagyobb valószínűséggel lesz képes ahhoz alkalmazkodni. Ha tehát a behurcolt fajok száma állandó is marad, akkor a belőlük kialakuló alkalmi, majd később meghonosodott fajok aránya

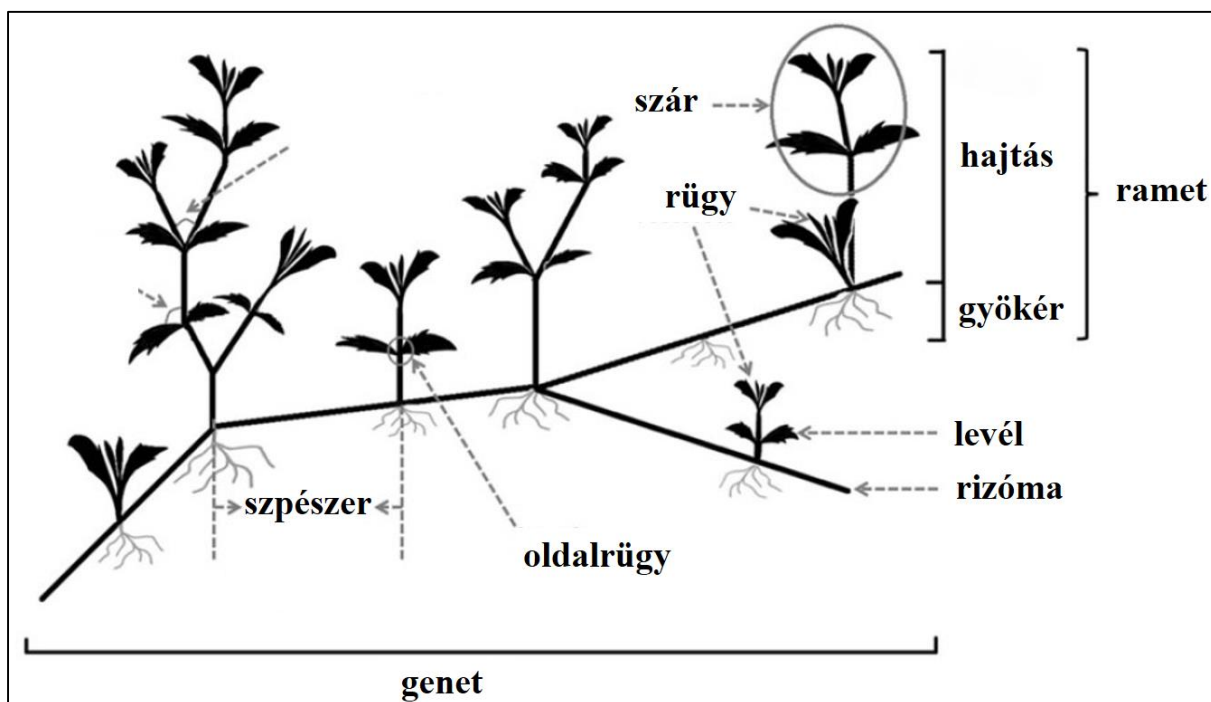
növekszik. A tízes szabály ugyanakkor referenciaként jól kapcsolható valós adatokhoz, és főleg növényi inváziók esetében látszik érvényesnek (Richardson és Pyšek 2006, Jeschke és mtsai. 2012). Számos bizonyíték utal arra is, hogy a közösségek előzőnölhetőségének mértéke függ attól, hogy azokba mennyi behurcolás történik és behurcolásonként mennyi a propagulumok száma. Ezt a propagulum-nyomás hipotézis írja le (propagule pressure hypothesis). Az elképzelés szerint alapvetően befolyásolja a megtelepedés sikerét, és ezáltal az invázió kialakulásának valószínűségét (Hierro és mtsai 2005).



1. ábra. A növényi invázió főbb fázisai és lépései a tízes szabály szerint illusztrálva 1000 behurcolt fajból kiindulva (a kép módosítva Mihály és Botta-Dukát 2004 valamint Richardson és Pyšek 2006 alapján).

Az inváziós fajok kutatásakor leggyakrabban tulajdonságokat vagy tulajdonság kombinációkat vizsgálnak, mely alapján próbálják meghatározni, melyek játszhatnak fontos szerepet egy sikeres invázióban (Pyšek és Richardson 2008). Ezek egy része a legelső ilyen munkára támaszkodik, ami Baker (1974) nevéhez kötődik, tanulmányában az “ideális gyom” tulajdonságait határozta meg. A vizsgált tulajdonságok közül a leginkább kiemelkedőek voltak:

virágzási szakasz gyors elérése, nagymennyiségű mag képzése, vegetatív szaporodás képessége, hatékony magterjesztés, nem speciális megporzás és csírázás. Ezek azonban túlságosan általánosak ahhoz, hogy prediktívek lehetnének (Noble 1989). Nehéz tehát olyan tulajdonságot vagy tulajdonságkombinációt említeni, ami a legtöbb inváziós fajra jellemző lenne (Pyšek és Richardson 2008). Mégis a vegetatív szaporodás képessége, más néven klonális növekedés nagyon gyakorinak mutatkozik az inváziós növényfajok között (Pyšek és Richardson 2008, Kolar és Lodge 2001). A klón genetikailag azonos, egy egyedből vegetatív úton jön létre (ezért genetnek is nevezik). A klón ismétlődő egységekből épül fel: rametekből (hajtások), melyek alakilag hasonlítanak az első létrejött növényhez és szpészekből, melyek a terjedést és a rametek összeköttetését biztosítják (hosszabb vagy rövidebb ideig). Egy-egy ramet legtöbbször önálló, funkcionális egységnek tekinthető, de a többi ramettől nem független (Oborny és Bartha 1998) (2. ábra).



2. ábra. Egy növényi klón sematikus ábrája, *Wedelia trilobata* (L.) fajon illusztrálva (a kép módosítva Si és mtsai. 2014 alapján).

A klonális fajok sikerének oka az, hogy a fizikailag összekapcsolt hajtások között anyagok (víz, ásványi anyagok, szervesanyagok) transzportálódhatnak, kicserélődhetnek olykor nagyobb távolságokon is. Ennek előnye, hogy kiegyenlíthetik a környezet heterogenitását (Oborny és Bartha 1998, de Kroon és van Groenendael 1997), hátránya viszont,

hogy a növény számára káros anyagok is képesek eljutni szinte az egész ramet populációhoz a klónhálózaton keresztül (Bankó és mtsai. 2002, Stuefer és mtsai. 2004, Boyd és mtsai. 2017). A klónhálózaton képződő rügybank fontos szerepet játszik kompetíciókban, vegetatív növekedésben és a hajtások újra növesztésében. Zavarás hatására képes aktiválódni és új hajtásokat létrehozni, ezáltal a klón gyorsan szert tehet az átmenetileg kihasználatlan forrásokra vagy újra regenerálni a korábban egyenletes struktúráját. Ezáltal képes a természetes növényzet szukcesszióját lassítani vagy akár teljesen befagyasztani. A mortalitási kockázata egy klonális növénynek nagyon csekély, mivel csak olyan tényezők okozhatják a teljes klón pusztulását, ami egyszerre érinti az összes hajtását és az egész rügybankját (Oborny és Bartha 1998). Ez magyarázattal szolgál arra, miért annyira nehéz a klonálisan szaporodó fajok állományának visszaszorítása vagy kiirtása még herbicidekkel is (Schiffleithner és Essl 2016). Ezért ezeknek az inváziós fajoknak a jobb megismerése közelebb vihet minket hatékonyabb konrtollálásukhoz (Zamora és mtsai. 1989).

Az inváziós tulajdonságok vizsgálatokor megjelenik egy másik olyan sajátosság, amelyet jelentősnek gondolnak az inváziók sikerességében és ezt elméletként kezelik: A „novel weapon” hipotézis szerint egy inváziós növényfaj allelokémiai anyagai az előzőnlött közösség tagjainak a növekedését hatékonyabban gátolják, mert azok számára ezek ismeretlen vegyületek. Ezzel szemben az adott faj anyagai, annak eredeti közösségének tagjaira alig van hatással, mivel már azokkal együtt koevolválódtak, azaz „hosszszoktak” jelenlétükhöz (Hierro és mtsai. 2005, Jeschke és mtsai. 2012). Az inváziós növényfajok allelopátiás anyagainak a vizsgálata idehaza is számos tanulmány tárgyát képezte, igaz ezek hatását eddig csak gazdaságilag fontos fajokon tesztelték (Kazinczi és mtsai. 2004, 2013, Csiszár 2009, 2012). Callaway és Aschehoug (2000) érdekes összehasonlítást végeztek az európai őshonosságú, de Észak-Amerikában inváziósnak számító terpedt imolával (*Centaurea diffusa* Lam.). A faj kivonatával három észak-amerikai és három, a fajjal egy közösségben előforduló európai fűvet kezelték. Eredményeik szerint az észak-amerikai fűvekre erősebb negatív hatást gyakoroltak a *C. diffusa* anyagai. A „novel weapon” hipotézis nem csak növényfajok allelopátiájára érvényes, hanem ugyanígy inváziós állatok toxinjai esetében is, ami így egy általánosabb jelenségre utal (Jeschke és mtsai. 2012).

Az inváziók sikerét a társulások ellenállóképessége is meghatározza. A társulások ellenállóképességét számos tényező befolyásolja, a legfontosabbak ezek közül a zavarás (Crawley 1987, Hierro és mtsai. 2006) és a diverzitás (Elton 1958, Kennedy és mtsai. 2002). Nem meglepő, hogy mindkettőt önálló hipotézisként kezelik (disturbance hypothesis és species

richness hypothesis), ugyanakkor egymástól és gyakran más elméletektől sem függetlenül jelennek meg. Számos tanulmány bizonyította, hogy a zavarásnak (tűz, legeltetés, utak, taposás, aszály, emberi tevékenység és a tápanyagok felhalmozódásának) kulcsszerepe van a növényi inváziók sikerében, annak feltételeit teremti meg (Alpert és mtsai. 2000, Hierro és mtsai. 2006). Főként az ember által közvetlen vagy közvetett módon kiváltott zavarások esetén nőhet az invázió kockázata. Egy terület őshonos és inváziós növényfajainak vizsgálata esetén valószínűbb, hogy az özönfajok jobb alkalmazkodóképességet mutatnak az ember által előidézett zavaráshoz (Kowarik 2008). A fajgazdagságra vonatkozóan általánosan elmondható, hogy a nagyobb diverzitású közösségek alkalmazkodóképessége jobb, mivel gyorsabb és többféle válaszra képesek (Ives és Carpenter 2007). Ezáltal a diverzebb közösségek ellenállóbbak az inváziókkal szemben, mint a kevésbé nagy diverzitással rendelkezők, amit a kihasználatlan források mennyiségével magyaráznak. Egy fajgazdag közösség többféle erőforrást használ fel, ezért nehezebben tud belépni oda idegen faj. Ennek kapcsán érdemes megemlíteni az „üres niche” hipotézist is (empty/vacant niche hypothesis), ami a források és inváziók kapcsolatát írja le. Az elnevezés azonban felvetheti azt a fogalmi problémát, hogy üres niche nem létezik, eleve niche meglétéhez minimum egy organizmus jelenléte szükséges (Hierro és mtsai. 2005, Gallé 2013). Az elmélet valójában itt a megtámadott közösség őshonos fajai által kihasználatlan forrásokra utal, amit az idegen faj felhasználva képes belépni a közösségbe és válik sikeressé (Hierro és mtsai. 2005). Ezt alátámasztja Davis és kollégáinak (2001) munkája, amiben kimutatták, hogy az invázió kialakulásának esélye akkor a legnagyobb, minél nagyobb a felhasználatlan források mennyisége egy társulásban.

Ugyancsak gyakran felvetett, és az egyik legkorábbi elképzelés az „enemy release hypothesis”, melynek lényege, hogy az előzőnlőtt közösség azért mutat kisebb ellenállóságot, mert nem rendelkezik az özönfaj természetes kompetitoraival, herbivórjaival, patogénjeivel. Így az inváziós faj új élőhelyre bekerülve felszabadul természetes ellenségei szabályozó hatása alól, ezáltal képes lesz nagyobb denzitást, populációméretet elérni, mint őshonos elterjedési területén (Jeschke és mtsai. 2012). Jó példa erre, Reinhart és kollégái (2003) által elvégzett vizsgálata a nálunk is inváziós kései meggyel (*Prunus serotina* Ehrh.). Eredményeik szerint őshonos élőhelyén a faj magoncainak megtelepedési esélyét, növekedését az ottani talajmikróbák gátolják. Ezzel szemben a nem őshonos területén élő mikroorganizmusok segítik megtelepedését és növekedését. Az enemy release hipotézis a biokontrol programok alapját képezik: inváziós növényfajok elleni védekezés során egy vagy akár több kártevőjének a felhasználása sokszor igen eredményesnek bizonyul, ami egyúttal a hipotézis

létjogosultságának egy erős igazolása (Middleton 2019). Ehhez a hipotézishez kapcsolható az „invazivitás evolúciója” nevű hipotézis (evolution of invasiveness hypothesis). Az elképzelés szerint az új környezetben új szelekciós nyomáshoz kell alkalmazkodnia a fajnak, az alkalmazkodás pedig evolúciós léptékben gyorsan végbemenő genetikai változás útján történik. Például egy inváziós növényfaj úgy evolválódik herbivóriai hiányában, hogy nem tartja fenn az azok ellen védő tulajdonságokat, mechanizmusokat, azok ugyanis teljesen felesleges energiájába kerülnek az új környezetben. A felszabadult energiákat aztán pedig olyan tulajdonságokra fordíthatja, amik (tovább) segítik invázióját. Az invazivitás evolúciójának hipotézise ugyanígy abiotikus tényezők esetében is igaz lehet. Ennek a hipotézisnek a tesztelése azonban a mai napig vegyes eredményekkel szolgál (Hierro és mtsai. 2005).

Nem tisztázott viszont, hogy a sikeres inváziók kialakulásához mennyire járulnak hozzá az inváziós fajok tulajdonságai (pl. propagulum-nyomás, klonalitás stb.) és milyen mértékben az ökoszisztéma tulajdonságai pl. ellenállósága (Lonsdale 1999). Ahogy az előzőekből is látszik, ezek az elméletek nem zárják ki egymást, sőt sok esetben valamilyen fajta kombinációjuk a legvalószínűbb, aminek foka fajonként és közösségenként változik.

Inváziós fajok hatása

Az inváziós fajok a biológiai sokféleséget a kompetíció, hibridizáció, az őshonos fajok populációjának csökkenése és/vagy kihalása, valamint az élőhely módosítása révén fenyegetik. Becslések szerint az összes veszélyeztetett faj mintegy 42%-a inváziós fajok közvetlen vagy közvetett hatása következtében vált veszélyeztetetté (Bolch és mtsai. 2020).

Az invázió ökológiai hatása, annak nagysága és iránya igen heterogén lehet aszerint, hogy milyen szinten vizsgáljuk: egy bizonyos fajra, fajcsoportra fejt-e ki hatást (hibridizáció őshonos fajjal, speciális forrásokért való versengés, pl. megporzókért) vagy az egész életközösségekre vagy ökoszisztémákra kiterjedő kölcsönhatása van-e? Utóbbi a leggyakoribb megközelítés, kompetíción alapul (Williamson 1996, Vilà és mtsai. 2011).

Egy társulás diverzitáscsökkenése és előzőnölhetősége közötti összefüggés sokszor csak megfelelően kicsi térléptéken mutatható ki. A kutatásokban leggyakrabban használt térléptéknek a nagysága a növényegyedek közvetlen környezete (Naeem és mtsai. 2000, Levine 2000, 2001, Kennedy és mtsai. 2002) vagy még ennél is kisebb térlépték (Cahill 2003, Moore és mtsai. 2001). Az invázióknak tehát skála-függő hatása van a diverzitásra: finom térléptéken negatív hatás érvényesül a diverzitásra, csökkenti azt. Nagyobb térléptéken viszont pozitívnak

látszik, növeli azt (Kennedy és mtsai. 2002, Powell és mtsai. 2011, 2013). Ezt a jelenséget Fridley és mtsai. (2007) nyomán inváziós paradoxonnak nevezi a szakirodalom. A biológiai inváziók a diverzitásra két módon hatnak: egyrészt a nem őshonos faj hozzáadódik a közösséghez, másfelől őshonos fajok záródnak ki vagy válnak ritkává. Mindkét folyamat kezdetben heterogénné teszi a közösséget, azonban az inváziós faj terjedésével annak homogenizálódása jön létre (Ricotta és mtsai. 2012, La Sorte és mtsai. 2014). Végeredményben tehát, az invázió diverzitáscsökkentő hatása gyakran csak kis térléptéken mutatható ki (Kun és mtsai. 2014, Kuebbing és Nuñez 2016, Golivets és Wallin 2018), hasonlóan a zavarás általi diverzitáscsökkenéshez, ami az előzőnlhetőséget növeli a társulásokban.

Olykor egyfajta kettősség tapasztalható az ökológiai rendszerek és invázió kapcsolatának vizsgálatakor, azaz hogy azok pozitív vagy negatív hatást mutatnak-e. A szakirodalomban ismert az invázióknak néhány neutrális, sőt olykor pozitív kimenetele is (Rodriguez 2006). Néhány nem-őshonos faj esetében megfigyelhető, hogy elősegítik egyes őshonos fajok visszatelepedését. A növényi inváziók esetében ennek hátterében számos olyan mechanizmus állhat, melyeket a negatív hatást vizsgáló tanulmányok is kiemelnek: őshonos fák hiányában az árnyékkedvelő fajok számára inváziós fafajok leárnyékolása pozitívan hat, száraz, vagy félszáraz élőhelyeken a leárnyékolás csökkenti a talajszárazságot (Becerra és Montenegro 2013, Szitár és mtsai. 2018). Pyšek és mtsai. (2012) kimutatták, hogy a talaj élővilága, víz és tápanyagtartalma sok esetben szintén nő inváziót követően. Inváziós növények gyakran alkotnak monodomináns állományokat amivel csökkentik ugyan az őshonos növényfajok sokféleségét, viszont növelik az előzőnlött közösség növényi biomasszáját (Vilà és mtsai. 2011). Az inváziós fajok a trofikus szintben elfoglalt helyzetüktől függően gyakorolnak hatást a közösségekre vagy az ökoszisztémákra (Elton 1958). A növényi inváziók okozta változások magasabb trofikus szinteket is érintenek, lentől felfelé hatnak (Rodriguez 2006, Vilà és mtsai. 2011, McCary és mtsai. 2016). Számos esetben megfigyelhető például, hogy gerinctelenek, ízeltlábúak vagy ritka rágcsálók abundanciájának változását idézik elő (Thomsen 2010, Malo és mtsai. 2013, Gallé és mtsai. 2015, Sato és mtsai. 2017, Somogyi és mtsai. 2017). Az inváziók pozitív hatásainál viszont gyakran nem veszik figyelembe, hogy az eredeti életközösség megváltozik (annak összetétele, működése), vagy már eleve sérült és annak regenerálódását az őzönfajok teljesen megakadályozzák, más irányba terelik, így a területen egy korábban nem jellemző társulás alakul ki. Leggyakoribb példa a gyepek tűzciklusa, amiben a nem őshonos fűvek megváltoztatják a gyúlékony anyagok elterjedését és mennyiségét, ezáltal gyakoribbá

válnak a tüzek, vagy olyan élőhelyeken okoznak ismétlődő tüzeket, amikben az nem a természetes folyamatok része (Richardson és Pyšek 2006).

Az abundancia-viszonyok megváltozásán keresztül az inváziós fajok gyökeresen átalakíthatják az előzőnlött ökoszisztémák alapvető, eredeti működését (D'Antonio és Vitousek 1992, Grace és mtsai. 2000, Lazzaro és mtsai. 2018), ezek pedig újabb faj invázióját segíthetik, amik felerősíthetik (Simberloff 2006) vagy csökkenthetik egymás hatását (Lenda és mtsai. 2019). Az özőnfajok között egy együttműködő kölcsönhatás alakulhat ki, ami meggyorsítja az őshonos közösség előzőnlését és az inváziókra kifejtett reakcióit, ezt összefoglalóan inváziós összeomlásnak (invasion meltdown) nevezi a szakirodalom (Richardson és Pyšek 2006).

A lehető legpontosabban kell megismerni tehát az özőnfajoknak a növényi közösségekre kifejtett hatását, annak érdekében, hogy a további környezetpusztulást és a jövőbeni inváziókat megakadályozhassuk (Rodriguez 2006). Ugyanakkor nem szabad elhamarkodott kijelentéseket tenni, ahogyan arra Sotka és Byers (2019) is felhívja a figyelmet, azaz kétségtelen, vannak olyan (rész)rendszerek, melyekben az inváziós faj jelenléte előnyt jelenthet, azonban az általánosítások kerülendők.

A közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.)

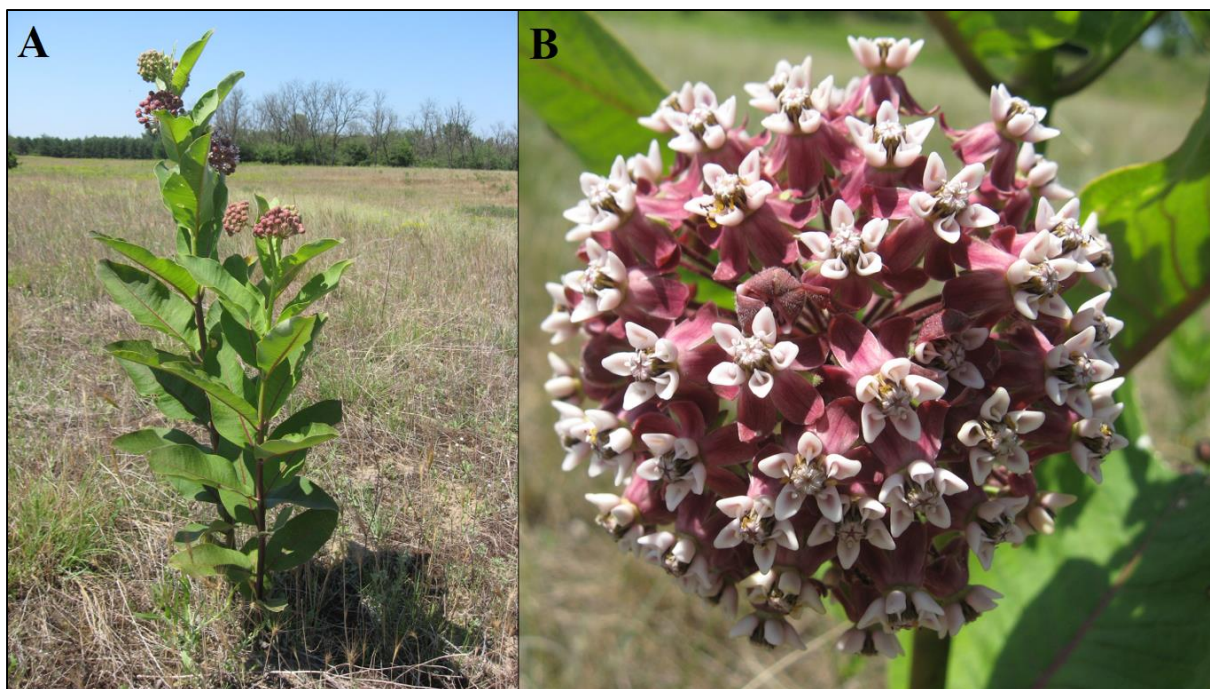
Általános jellemzése

Vizsgálataimat Magyarország egyik leggyakoribb lágyszárú inváziós növényfajával, a közönséges selyemkóróval (*Asclepias syriaca*) végeztem Duna-Tisza közti nyílt homokgyepekben.

Az *Asclepias syriaca* az Apocynaceae családjának, azon belül az *Asclepiadoideae* alcsaládjának faja (Endress és Bruyns 2000). Az alcsalád – mely 214 nemzetséget és 2365 fajt számlál (Stevens 2001 onward) – hazánkban őshonosan csak a méreggyilok (*Vincetoxicum* Wolf.) nemzetséggel képviselt. Ennek két faja, a közönséges méreggyilok (*V. hirundinaria* Medik.), és a magyar méreggyilok (*V. pannonicum* (Borhidi.) Holub.) egyike sem téveszthető össze a közönséges selyemkóróval.

A selyemkóró 80-150 cm magas, dohányhoz hasonló megjelenésű évelő növény, melynek minden része mérgező fehér tejnedvet tartalmaz. Levelei átellenes állásúak, egyszerűek, 15-25 cm hosszúak, 5-9 cm széles, nyelük rövid, széles lándzsás tagolatlan

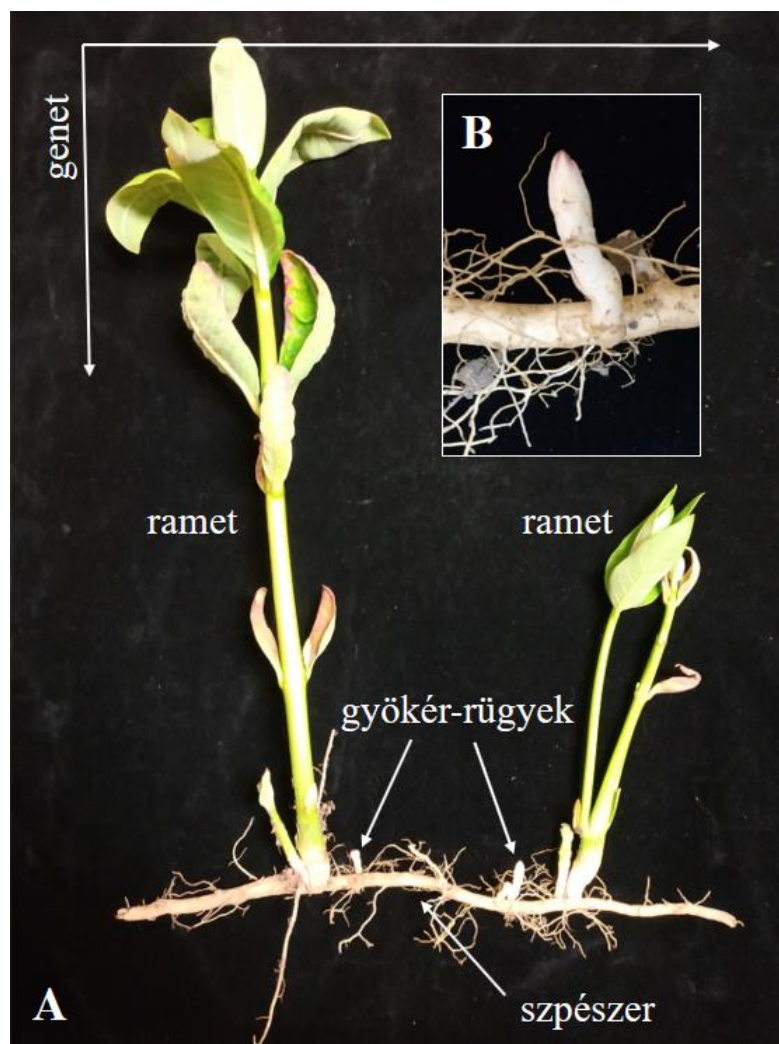
lemezűek, szélük ép (Frye 1902, Bhowmik és Bandeen 1976). Virágok a levelek hónaljában eredő 5-10 cm hosszú nyelű bogernyős virágzatban fejlődnek, kétivarúak, öttagúak, színük fehértől a vörösig változik (3. ábra).



3. ábra. A selyemkóró morfológiája **A)** és bogernyős virágzata **B)** (a kép a szerző saját felvétele).

A selyemkóró és alcsaládjának többi fajára a rendkívül bonyolult virágfelépítés jellemző, jelentős konvergenciát mutat az Orchideaceae család porzós struktúrái és a megporzásbiológiája között (Brown 1833, Endress 2015), azokénál némiképp bonyolultabbá teszi a speciális nektáriumok jelenléte (Wyatt és Brouyles 1990, Morgan és Schoen 1997) (3. ábra). A termés tüsző, mely tojásdad-hengeres, 8-11 cm hosszú és 2-3 cm széles enyhén szarv alakú, lágytűskés, molyhos. A magok laposak, 7×5 mm-esek, ezermagtömegük 7-8 g, széllel messzire terjednek hosszú (2-2,5 cm) repítőszőrűeknek köszönhetően (Bagi 2008). Magjainak csírázása hazánkban április közepétől május közepéig tart (Bagi 2008). Csírázáshoz 15°C feletti hőmérséklet szükséges, további feltétel, hogy magjai a talaj felső 0,5-5 cm-es mélységébe kerüljenek, közvetlenül a felszínen nem csíráznak. Ideális körülmények között a csírázás eredményessége 99%-os is lehet (Horváth 1984, Mojzes és Kalapos 2015, Kaye és mtsai. 2018). Az eltemetett magvak csírázókéességüket hosszúideig megőrzik, a csírázás eredményessége öt év elteltével is 90% körüli (Csontos 2001).

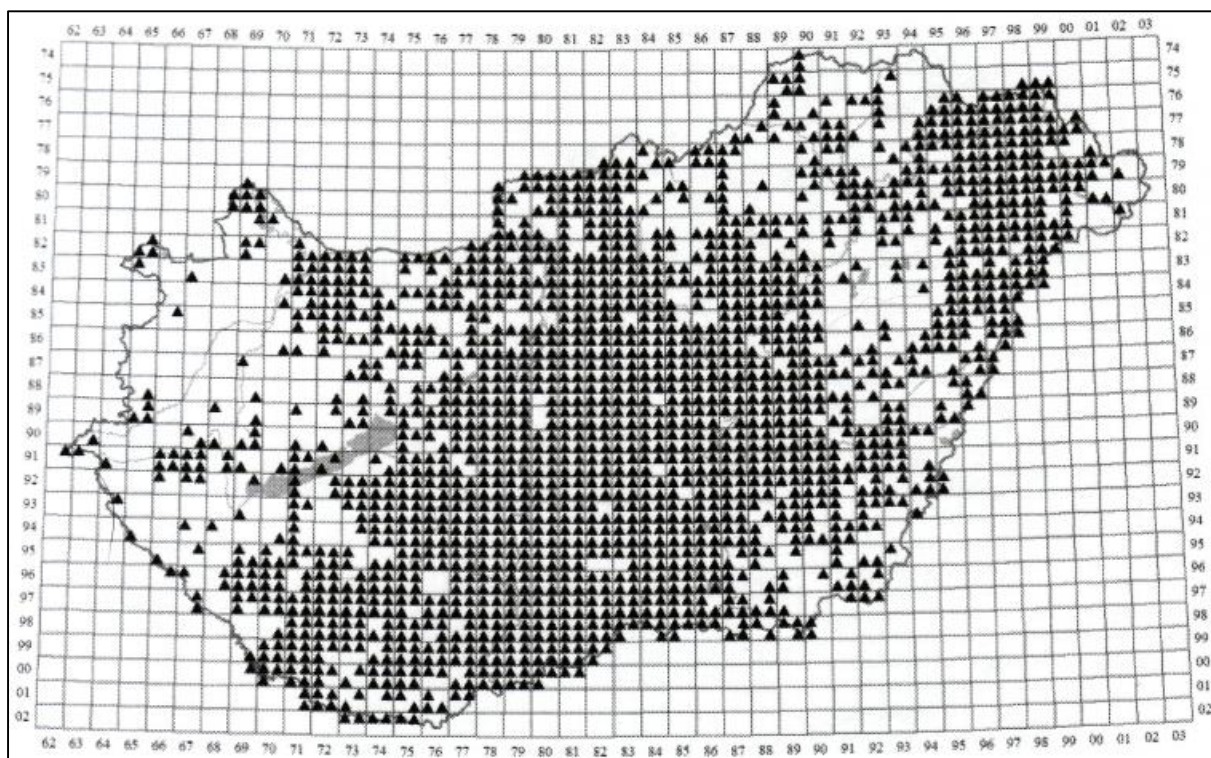
Gyökerei vízszintesen futnak a talajban, 10-40 cm mélyen, ritkábban lehatolhatnak akár 3,8 m mélyre is, rizómaszerűen megvastagodnak ugyan, de egyértelműen nem hajtáseredetűek (Polowick és Raju 1982, Stamm-Katovich és mtsai. 1988, Klimešová és Klimeš 2006), ezért a továbbiakban javasoljuk a tarackgyökerekként vagy tarackszerű gyökerekként való elnevezésüket Ujvárosi után (Ujvárosi 1973, Bagi 1999). Tarackgyökerei a vegetatív szaporodását biztosítják oly módon, hogy a rajtuk kialakult rügyekből (gyökér-rügyek) fejlődnek ki hajtásai (Polowick és Raju 1982, Stamm-Katovich és mtsai. 1988), melyek állhatnak magányosan vagy kisebb csoportokban (2-5 db.) (Bagi és Szilágyi 1996) (**4. ábra**).



4. ábra. Az *Asclepias syriaca* klónstruktúrája földből kiásott genet egy részletén bemutatva. Klónrészlet szpészerén (tarackgyökér) elhelyezkedő rametekkel (hajtások) és gyökér-rügyekkel **A**). Dormans gyökér-rügy **B**) (a kép a szerző saját felvétele).

A selyemkóró Észak-Amerika keleti síkságain őshonos, az északi szélesség 35° - 50° és nyugati hosszúság 60° - 103° között (Bhowmik és Bandeen 1976). Gyakori fajnak számít mind a természetes, mind a természetközeli vagy ember által zavart élőhelyeken, préríken, folyók árterületein, legelőkön, utak és vasutak mentén (Woodson 1954).

Jelenleg Európában 12 országban számít inváziós fajnak (Ausztria, Bulgária, Horvátország, Csehország, Magyarország, Olaszország, Litvánia, Hollandia, Lengyelország, Románia, Szerbia, Szlovákia) és további 18 országban számítani lehet további terjedésére, inváziójára vagy megjelenésére (előbbieket kiegészítve: Belgium, Dánia, Franciaország, Németország, Szlovénia, Spanyolország, Svédország) (Bagi 2008, Tokaraska-Guzik és Pisarczyk 2015). Magyarországon legnagyobb fertőzöttséget Bács-Kiskun, Csongrád-Csanád, Tolna, Jász-Nagykun-Szolnok, Somogy és Pest megye mutat (Bagi 1999, Dancza 1999), de az egész országban elterjedt (5. ábra).



5. ábra. Az *Aclepias syriaca* magyarországi előfordulását ábrázoló térképe (a kép forrása: Bartha és mtsai. 2015).

Kontinentális és szubkontinentális jellegű területeken jelenik meg, így széles klimatikus és edafikus körülményekhez képes alkalmazkodni. Szárazságot jól tűri, kedveli a meleg, napsütésnek kitett élőhelyeket. Az árnyékolást mérsékelten tűri, ezért a cserjésedő, sűrűbb,

záródó lombkorona alól kiszorulhat (Bagi 2008). Főleg a kevésbé kötött, homokos vagy homokos lösz talajokat részesíti előnyben, a sós talajokat kerüli (Szilassi és mtsai. 2017, 2019). Hasonlóan más inváziós növényfajokhoz, a selyemkóró terjedése is erősen kötődik a vegetáció valamilyen zavarásához (Csontos és mtsai. 2009, Pauková és mtsai. 2013). Tekintve, hogy a degradált területek kiterjedése rohamos sebességgel nő, a selyemkóró ezeket elfoglalva hasonló tempóban terjeszkedik (Bagi 2008, Szilassi és mtsai. 2019). Még súlyosabb lehet a helyzet, ha figyelembe vesszük, hogy terjedését a klímaváltozás is segítheti (Tokarska-Guzik és Pisarczyk 2015).

Gazdasági szempontból sokoldalúan próbálták felhasználni, gyakorlati szereppel ma már csak mint mézelő növény bír (Bagi 2008, Tokarska-Guzik és Pisarczyk 2015). Méze jó minőségű, aromás, Hungarikumnak minősül, melynek összetételét eddig csak kevesen és gyakran csak érintőlegesen tanulmányozták (Nótári és Hajdu 2005, Farkas és Zajác 2007, Ferencz és Notari 2008, Amtmann 2009). Az általa okozott mezőgazdasági károk jelentősek lehetnek (Varga és Dancza 2011, Tokarska-Guzik és Pisarczyk 2015), melyben nagy szerepe lehet allelopátiás hatásának (Kazinczi és mtsai. 2004) valamint előfordul rajta számos mezőgazdasági kártevő és patogén, így közvetve elősegítheti például a kaliforniai virágtipsz (*Frankliniella* sp.) az uborkamozzaik vírus (CMV) vagy a fuzárium (*Fusarium* sp.) terjedését (Bagi 1999). Az 1989-es ötödik országos gyomfelvételezés szerint közel 16 ezer hektár szántót gyomosított. Lényegesen nagyobb fertőzöttséget mutatnak általa a gyümölcs és szőlő kultúrák, valamint az erdészeti területek (nemesnyáras, homoki fenyőültetvények) (Varga és Dancza 2011). A faj kontrollja vagy teljes eradikációja így nem csak természetvédelmi, de mezőgazdasági szempontból egyaránt kiemelt fontossággal bír. Ennek leghatékonyabb módja a herbiciddel történő kezelés, főleg nagy kiterjedésű állományai esetében még a természetvédelmi oltalom alatt álló területeken is (Bagi 2008, Csiszár és Korda. 2015, Tokarska-Guzik és Pisarczyk 2015).

Az Asclepias syriaca a magyar flórában

A selyemkóró egy sor olyan tulajdonsággal rendelkezik (pl.: gyors növekedés, vegetatív szaporodás, szárazságtűrés, allelopátiás hatás) melyek veszélyes inváziós fajjá teszik (Kazinczi és mtsai. 2004, Bagi 2008, Tokarska-Guzik és Pisarczyk 2015). Ezeknek köszönhetően az *Asclepias syriaca* kiterjedt, sűrű állományokat hoz létre, valamint képes átalakítani környezetét, ezért átalakító vagy traszformer fajnak tekinthető, mely a legveszélyesebb kategóriája az inváziós fajoknak (Török és mtsai. 2003, Balogh és mtsai. 2004, Szitár és mtsai. 2018). Számos

adatbázis így az egyik legveszélyesebb inváziós fajként tartja számon (CABI 2011, DAISIE 2015, GRIIS 2017, EPPO 2019). Ennek ellenére csak nemrég, 2017-től szerepel az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegenhonos inváziós fajok listáján (Európai Bizottság 2017).

Természetközeli élőhelyeken főleg klonális szaporodása jellemző, így még a Duna-Tisza közti nyílt homoki gyepekben is képes a lassú, de kitartó térfoglalásra (Bagi 2008). Homoki gyepekben állományai alatt a talaj magasabb humusz, foszfor és nitrát, de alacsonyabb mésztartalmat mutat, valamint savasabb kémhatású, mint az inváziójától mentes nyílt homoki gyepeké (Bagi 2008). A potenciális élőhelyeit ért zavarások pl. erdőtüzek (Mojzes és Kalapos 2015, Szatmári és mtsai. 2016), vagy a korábbi nem átgondolt tájhasználat (Csontos és mtsai. 2009, Albert és mtsai. 2014) segíti megtelepedését, terjedését. Számos tanulmány rámutatott arra, hogy a már általa kolonizált zavart vegetációból hatékonyan képes áttérjedni a természetközeli, természetes vegetációkba is (Csontos és mtsai. 2009, Csecserics és mtsai. 2011). Kelemen és kollégái (2016) a faj jelentős negatív hatását mutatták ki a nyílt homoki gyepek fajainak borítására, azonban nem tapasztaltak hatást a fajgazdagság esetében. Továbbá azt is sikerült kimutatniuk, hogy a kis specifikus levélfelszínnel, alacsony magtömeggel és vegetatív szaporodás képességgel rendelkező őshonos fajok különösen érzékenyek mutatkoznak a faj inváziójával szemben. Tehát a selyemkóró jelenléte a vegetáció fejlődését, regenerációját lelassítja (Albert és mtsai. 2014), mert negatív hatást gyakorol az őshonos fajokra azok leárnyékolásával a késői szukcessziós stádiumú homoki gyepekben (Kelemen és mtsai. 2016). Néhány tanulmány ezekkel ellentmondó eredményeket mutatott a faj hatását illetően különböző vegetáció típusokban: nevezetesen, hogy a faj nem befolyásolja a domináns fűfajok (*Stipa borysthena* (Klokov ex Prokudin) és *Festuca vaginata* (Waldst. et Kit. ex Willd.) megtelepedését az ültetett, nem őshonos fenyves leégését követően (Szitár és mtsai. 2014, 2016). Sőt, Sitár és kollégái (2018) tanulmányukban arról számoltak be, hogy a selyemkórónak védő szerepe lehet a természetes fajok (főleg a két előbb említett esetén) megtelepedésekor regenerációs folyamatokban. Ez az eredmény azzal magyarázható, hogy az inváziós faj azt a vízréteget képes hasznosítani, amit az őshonos fajok már nem érnek el gyökérzetükkel, így nem lép fel kompetíció (vagy csak nagyon gyenge) a fajok között (Sitár és mtsai. 2016).

A selyemkóró hatásának magasabb trofikus szinteken való vizsgálatán is ilyen kettősség érződik. A homoki gyepek pókközösségeinek szerveződését negatívan befolyásolta a selyemkóró jelenléte (Gallé és mtsai. 2015, Somogyi és mtsai. 2017, Kapilkumar és mtsai. 2019). Míg hangyák gyakoriságára pozitív hatást fejtett ki, mivel azok a selyemkórót szívogató

levéltetvek (legtöbbször az oleander levéltetű, *Aphis nerii*) mézharmatát fogyasztják (Gallé és mtsai. 2015, Somogyi és mtsai. 2017). Egy közelmúltbéli tanulmány szerint a beporzó közösségek (vad- és háziméhek, zengőlegyek) gyakoriságára, diverzitására nem gyakorol hatást a faj (Szigeti és mtsai. 2019). A pozitív hatásai ellenére az eddigi vizsgálatok legtöbbje a faj negatív hatását emelik ki a biodiverzitásra és az ökoszisztéma folyamatokra. Mégis eddig relatíve kevés tanulmány foglalkozott a faj hatásával és kezelésének lehetőségeivel. Így több holisztikus megközelítésű vizsgálat szükséges, hogy megismerjük a selyemkóró hatását a közösségekre nézve (Barney 2016). Mindezek alapján, az általa előzőnlött vegetációk szerveződésében és dinamikájában bekövetkező változások kutatása kitüntetett figyelmet érdemel természetvédelmi szempontból is.

Veszélyeztetett társulások

A növényi invázió mértéke nagyban változik a különböző ökoszisztémák esetén (Lonsdale 1999). Általánosságban elmondható, hogy a gyepek az egyik legveszélyeztetettebb élőhelyeknek számítanak a növényi inváziókkal szemben. Az inváziós fajok nem csak direkt módon veszélyeztetik a gyepek biológiai sokféleségét, de az ökoszisztémákra gyakorolt közvetett hatásaikkal is. A gyepekre, mint ökoszisztémákra ható közvetlen hatásaik közül leggyakoribb példaként említhetők a tüzek gyakoriságának és intenzitásának megváltoztatása (D'Antonio és Vitousek 1992, Grace és mtsai. 2000), szél általi erózió erősítése vagy, hogy növényi vírus vektorként is szolgálhatnak (Bolch és mtsai. 2020). Jelenleg 3749 meghonosodott idegen növényfaj van Európában, és ezek 37,4%-a gyepes élőhelyeken fordul elő (Lambdon és mtsai. 2008).

A gyepek – az általános felfogással ellentétben – jelentős biodiverzitással rendelkeznek (Bolch és mtsai. 2020). Ezáltal számos fontos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, például: szén-dioxid megkötés, talajvédelem, jelentős primer produkciójuk révén pedig fontos élőhely- és táplálékforrások a vadon élő állatok számára (Sala és Paruelo 1997). Ezen közösségek fajösszetételének megváltozása módosíthatja funkciójukat (Schröter és mtsai. 2005, Karl és mtsai. 2009). Ezért alapvető fontosságú annak megértése, hogy miként és mikor lehet beavatkozni a gyepek működésébe (Hobbs és mtsai. 2011) annak érdekében, hogy az általuk biztosított ökoszisztéma-szolgáltatásokat megőrizzük (Choi és mtsai 2008). A gyepek java része féltermészetes ökoszisztémáknak számítanak, amiken gyakran félintenzív- vagy intenzív

legeltető gazdálkodást folytatnak. Ebből eredően kisebb zavarással szemben (legeltetés, kaszálás vagy tüzek) aránylag ellenállóak (van Dijk 1991, Pärtel és mtsai. 2005). Mérsékeltövi gyepek vizsgálata során kiderült, hogy a csapadékeloszlásban bekövetkezett változásra érzékenyebbek, mint a hőmérsékletére (White és mtsai. 2012). Kaliforniai gyepek vizsgálata azt mutatja, hogy az alacsony éves csapadékmennyiség és produktivitás miatt ezeknek az élőhelyeknek a helyreállítása rendkívül nehéz, főként a szárazgyepeké (Stromberg és mtsai. 2007).

Gyepekben bekövetkező invázió esélyét növelő tényezők vizsgálatakor kimutatták, hogy a legeltetés (mint zavarás) nem növeli annyira az invázió kockázatát, mint a tápanyagok kijuttatása (műtrágyázás) vagy mint a szárazság (Seastedt és Pyšek 2011). A szárazságnak nagyobb hatása van a fajok dominanciaviszonyaira, a növényi produkcióra, mint a hőingadozásnak, ezért azok előzőnölhetőségét is befolyásolhatja (Seastedt és Pyšek 2011). A talaj zavarása (pl. korábbi művelés) gyakran eredményez nitrogéntöbbletet (Eschen és mtsai. 2007, Perry és mtsai. 2010), ez pedig a nitrogénkedvelő nem őshonos fajok invázióját segíti (Pyšek és Richardson 2008). Az inváziós folyamatok a mérsékelt övi gyepekben várhatóan rohamosan növekedni fognak az elkövetkező évtizedekben a klímaváltozás és az emelkedő széndioxid koncentráció következtében (Seastedt és Pyšek 2011). A klímaváltozás megváltoztathatja a csapadékos periódust, amihez az őshonos fajok nehezebben alkalmazkodnak, így a csapadék ingadozása kedvez az inváziós fajoknak (Davis és mtsai. 2000). Az erőforrásokban gazdag közösségek előzőnölhetősége nagyobb (Davis és mtsai. 2001), és több fajt is fogadnak be. Úgy tűnik, hogy ez a minta általános érvényű a gyepek esetében (Stohlgren és mtsai. 1999, Seastedt és Pyšek 2011).

A másik gyepeket érintő probléma, hogy gyakran inváziós (vagy tájidegen) fafajokat alkalmaznak ültetvényként, amik ezekből kivadulva, „megszökve” veszélyeztetik a természetes életközösséget, mivel módosítják a szervesanyagok lebomlásának arányát, a tápanyagforgalmat, a beérkező fénymennyiséget és más inváziós faj betelepülésének feltételeit teremtik meg (Reis és mtsai. 2020). Ezeknek az ültetett erdőknek a hatásai pozitívak gazdasági szempontból, azonban természetvédelmi megítélésük egyértelműen káros (García-Llorente és mtsai. 2008, Shackleton és mtsai. 2019).

Pannon homokgyep

Magyarország száraz homoki tájai kiemelt jelentőségűek az Európai Unióban is (Molnár 2003, Bölöni és mtsai. 2011). A nyílt homokgyep vagy Pannon homokgyep (Natura 2000-es kódja: 6260) különösen fontos természetes élőhelytípus az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelv számára (92/43/CEE). Ez a homokon kialakult, talajvíztől független közösség szélsőséges körülményekhez adaptálódott. Szervesanyag felhalmozásra nem képes, ami nagyban javítana vízgazdálkodásán (homoktalaj lévén rossz vízmegtartó képességű), átlagos borítása 40-60%, így a kompetíció nem a fényért, hanem a vízért (Kröel-Dulay és Coffin 1998) és a nitrogénért folyik (Török és mtsai. 2014). Regenerációs képessége jó, ami a mozgó homokdűnék gyakori rekolonizációs képességéből ered (Csecserits és mtsai. 2007). Tájképét az ÉNy-DK-i szél által formált homokbuckák határozzák meg, ezek alakja változatos, geomorfológiailag érdekesek, a buckahátak és buckaközök szintkülönbsége akár 30-35 m is lehet (Tóth 1985). Fülöpházán például található olyan buckák, melyek mozgását – némi emberi segítséggel – a növényzet még nem kötötte meg (**6. ábra**).



6. ábra. Mozgó futóhomok Sashegy közelében Fülöpházán (a kép a szerző saját felvétele).

Ez a száraz, tápanyagszegény, karbonátos homoki élőhely nagyszámú ritka, endemikus fajnak ad otthont. Ezek közül megemlíthető magasabb rendű növények: *Festuca vaginata*, *Colchicum arenarium* (Waldst. et Kit.), *Dianthus diutinus* (Kit.), *Dianthus serotinus* (Waldst. et Kit.), *Iris arenaria* (Georgi) (Tóth 1996, Molnár 2003, Bölöni és mtsai. 2011) ugyanakkor gazdag a zuzmóflórája is: *Cladonia convoluta* (Lam.) Anders., *C. furcata* (Huds.) Schrad., *C. magyarica* (Vain. ex Gyeln.), *C. rangiformis* (Hoffm.) (Lőkös és Verseggy 2001, Bölöni és mtsai. 2011, Veres és Csintalan 2017). A területen viszonylag kevés társulás található, viszont a domborzat változatossága mozaikossá tette a vegetációt. A társulásszegénység oka, hogy a talajvízszint nagy mélységben található meg (Zsákovics és mtsai. 2007, 2009) az éves csapadékátlag 535 mm és 565 mm között változik (Tóth 1996, Kovács-Láng és mtsai. 2000, Kun 2001). Az éves átlaghőmérséklet 10,07°C és 10,33°C közötti (Kovács-Láng és mtsai. 2000, Bartha és mtsai. 2011). Talajréteg vékony, ami homokon, főként a mélyebb fekvésű területeken, buckaközökben fejlődik, ahol nincs kitéve erős napsugárzásnak és nagymértékű erózióknak. A homok dunai eredetű, mely a Duna medrének késő pliocén – pleisztocén kor, nyugat felé történő eltolódása során az egykori mederből kifűjt vagy hátrahagyott hordalékból származik, eredetére magas karbonáttartalma is utal (Járai-Komlódi 1966, 1969, Csiky 1996, Tóth 1996).

A terület fő vegetációs egysége a *Festucetum vaginatae*-hez tartozik. A fásszárú növényzet ritkás, *Junipero-Populetum* alkotja; a *Juniperus communis* (L.) és a *Populus alba* (L.) (*x canescens*) egyedek olykor nagy távolságban helyezkednek el egymástól (7. ábra.). Egyéb fajokból álló erdőfoltok, cserjések növényzete jellegtelen, leginkább a *Bromo sterili-Robinetum*-hoz áll legközelebb. A *Brometum tectorum* társulás állományai a talaj tápanyag-feldúsulására vagy valamilyen zavaró hatásra alakulnak ki, így a buckaközökben, facsoportok környékén, vagy a korábban bolygatott vagy művelés alatt álló területeken. Utóbbi területek regenerációja aránylag lassú folyamat, melyet szélsőséges mikroklimatológiai körülmények jelentősen gyorsíthatnak, viszont az inváziós fajok elszaporodása a regenerációt hátráltatja, esetenként meggátolhatja. Ebből adódóan a Pannon nyílt homoki gyep invázióval szemben gyengébb ellenállóképességet mutat, aminek egyik fő oka a korábbi tájhasználat, antropogén zavarás.



7. ábra. Fülöpházi védett terület egy részletéről készült drónfelvétel. A képen jól azonosíthatók a nyílt homokfelszínek (világosabb foltok), boróka és egybibés galagonya bokrok, fehér- és szürkenyár alkotta erdőfoltok. A kép jobb alsó felében lévő világoszöld folt egy kiterjedt, sűrű selyemkóró állományt mutat (a kép a szerző és Zakar Tomás felvétele).

Ezt az élőhelytypust számos inváziós faj terjedése veszélyezteti (Botta-Dukát 2008, Molnár és mtsai. 2008), ezek közül a fák és cserjék, az élőhely szerkezetét, talaj- és fényviszonyokat alapvetően megváltoztatni képesek (Szigetvári 2002). Az alföldi homokterületeken a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia* L.) gyakran ültetett fafaj. Természetvédelmi károkozása jelentős, nitrogénkötő faj lévén tápanyaggal dúsítja a talajokat, ami ennek következtében elgyomosodásra hajlamos lesz (Csiszár 2012). Eltávolításának nehézségét védett homokterületeken az okozza, hogy könnyen sarjad gyökérről főként kivágásukat követően, valamint a kivágásuk során okozott zavarás hatására más inváziós fajok is könnyen megtelepednek (Reis és mtsai. 2020). A bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) melegkedvelő, szárazságtűrő és fényigényes, ezért előszeretettel telepszik meg alföldi területeken, kiemelten veszélyezteti a nyílt homoki gyepeket. Hasonlóan az előző fajhoz

gyökérsarjakat is fejleszt, azonban a fehér akáccal ellentétben nem kell, hogy sérülés érje az anyatövet. Az általa elfoglalt terület vegetációját hatásosan átalakítja, allelopatikus hatása és árnyékolása jelentős szerepet játszik ebben (Csiszár 2012). A kései meggy (*Prunus serotina*) főként homokterületeken terjedő inváziós faj. Élőhely bolygatásának hatására gyakran tömegesen szaporodik el, amiben sűrű, zárt cserjeszintet alakít ki, leárnyékolása mellett allelopatikus hatásával is a diverzitást gyorsan csökkenti (Csiszár 2012). Duna-Tisza közti homokterületeken futóhomok megkötésére és fűrészipari termelésre tájidegen feketefenyőt (*Pinus nigra* J.F. Arnold) gyakran használnak. Ezeknek az ültetvények problémái abból adódnak, hogy megváltoztatják az eredeti gyepterület vegetációját azáltal, hogy például csökken a besugárzás mértéke és inváziós fajok megtelepedését segíti elő. A felhalmozódó fenyőtű növeli a tüzek kialakulásának kockázatát és azok intenzitását, ami átmenetileg megnöveli a tápanyagok mennyiségét, ez pedig végső soron további inváziós fajok megtelepedésének kedvez (Cseresnyés és Tamás 2014, Szitár és mtsai. 2014, 2016). A behurcolt lágyszárú fajok jobban képesek beilleszkedni a gyepterület szerkezetébe, ezért a legtöbb ilyen lágyszárú faj jelentősége alárendeltnek tekinthető a területen (Szigetvári 2002). Mégis a nyílt homoki gyepterület legfontosabb inváziós faja a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca*) (Bagi 2008, Szilassi és mtsai. 2019) (7. ábra). Szélsőséges vízellátottsághoz képes alkalmazkodni, így a szárazsághoz is, ráadásul a szárazabb időszakokban nő az erdőtüzek száma, ami szintén kedvez megtelepedésének (Szilassi és mtsai. 2017). Annak ellenére, hogy a tűz nem jellemző zavarási típusa a Pannon nyílt homoki gyepterületnek, és az alacsony intenzitású tűznek nincs nagy hatása erre az élőhelyre (Ónodi és mtsai. 2014), több műholdfelvételen alapuló vizsgálat is azt mutatja, hogy a tüzek jelentősen elősegítették a selyemkóró terjedését (Szilassi és mtsai. 2017, Szatmári és mtsai. 2016).

A probléma felmérésének lehetősége: Növényi társulások szerkezetének vizsgálati módszerei

Diverzitás

Bár a dolgozat nem biodiverzitás központú vizsgálatokon alapul, mégis a bevezetőben szükségét látom ennek – lehetőségekhez mérten – rövid fogalmi háttérének tisztázását, pontosítását.

A biodiverzitás biológiai sokféleséget jelent, ami a különböző biológiai entitások valamennyi formájának, szerveződésének szintje és azok kombinációjának változatosságát jelenti. A biodiverzitás így a fajok, a fajok alatti és feletti szintek, a különböző ökológiai rendszerek (a társulások, életközösségek, tájak) sokféleségét és mennyiségi viszonyait is jelenti. A biológiai sokféleség biztosítja az ökoszisztémák számára a biotikus és abiotikus körülményekre és a stresszre való reagálás képességét, amelyet gyakran az ökoszisztéma ellenálló képességének indikátoraként használnak (Standovár és Primack 2001, Gallé 2013, Bolch és mtsai. 2020). A biodiverzitás komponenseinek változása kihat az ökológiai folyamatok lefolyására, az anyag és energia forgalmára. Ezért létfontosságú megérteni a biodiverzitás működését és veszélyeztető tényezőit (Millennium Ecosystem Assessment 2005, Isbell és mtsai. 2011).

Maga a biodiverzitás is sokféle lehet egy időben, három főbb szintje különíthető el, melyekkel a különböző biológiai objektumok diverzitását definiáljuk: A genetikai diverzitás alapvetően a fajon vagy a populáción belül megfigyelhető genetikai változatosságot jelenti. Tágabban értelmezve ide sorolható még az egyeden belüli, valamint a fajok közötti genetikai diverzitás is. A taxondiverzitás, a faj feletti rendszertani kategóriák számában és gazdagságában megjelenő sokféleséget jelenti. A hagyományos fajdiverzitás helyett használandó (Standovár és Primack 2001, Gallé 2013). A biodiverzitás harmadik szintjét az ökológiai diverzitás képezi, mely magában foglalja a közösségeket alkotó populációk számának, tömegarányának tér- és időbeli mintázatát valamint funkcionális kapcsolatait (Standovár és Primack 2001, Gallé 2013). Az ökológiai diverzitás az életközösségek szerkezeti és működésbeli sokfélesége alapján két fontos elemre bontható: működési vagy funkcionális diverzitásra és szerkezeti vagy strukturális diverzitásra. A funkcionális diverzitás a fajkombinációk sokfélesége (lokális együttélési módok változatossága), mely növeli a társulások alkalmazkodóképességét, stabilitását. Mérése és megismerése ennek a komponensnek a legnehezebb. A strukturális diverzitás az ökológiai diverzitás másik elemeként a társulások fizikai szerkezetének változatosságáról árulkodik (fajok, növekedési formák, korosztályok és ezek térbeli elrendeződésének a sokféleségét jelenti) (Standovár és Primack 2001). Az ökoszisztéma vagy táji szintű diverzitást egyes szerzők a biodiverzitás negyedik szintjeként kezelnek (Noss 1990), azonban ezt dolgozatomban Standovár és Primack után (2001) az ökológiai diverzitás elemének tekintem. A táji szintű diverzitás skálafüggően veszi tekintetbe az alkotóelemek számának és mintázatának a sokféleségét. Így például jelentheti egy társulás esetében annak szukcessziós állapotainak változatosságát, vagy egy térség társulásainak a sokféleségét is.

Társulások vizsgálata legegyszerűbben a biodiverzitás mérésével lehetséges. Ennek háttérében az áll, hogy a biodiverzitás az ökológiai rendszerek (jelen esetben növénytársulások) egészségi állapotjelzőjeként használható (Bartha 2008ab). A sokféleség jellemzésénél érdemes figyelembe venni nem csak az adott entitások számát, de azok mennyiségét (tömegességét) és térbeli eloszlását is. A diverzitás vizsgálatához számos módszert, diverzitási indexet dolgoztak ki, melyek a diverzitás más-más elemére koncentrálnak.

Taxondiverzitás mérése az egyik legkorábban használt indexel, a fajgazdagsággal is történhet. Ehhez a komponensek száma (ami gyakran a fajsám) használható, azonban a közösség mennyiségi eloszlását nem veszi figyelembe. A taxondiverzitás mérésére ezért információelméleti alappal rendelkező Shannon-függvénnyel vagy a Simpson-függvénnyel történik leggyakrabban, melyek mindegyike már számol a fajok számával és tömegarányával is.

Az ökológiai diverzitást főként növényi közösségek esetében a kompozíciós vagy florális diverzitással mérhető, ami a térbeli mozaikosság sokféleségének jellemzésén alapul. Ilyenkor a vegetációs állományban random elhelyezett kvadrátokban a fajkombinációk diverzitását mérjük. A florális diverzitás értéke skálafüggő (Juhász-Nagy 1980, Juhász-Nagy és Podani 1983, Bartha 2008ab). Az élőhelyeknek is van sokfélesége, ilyenkor egy társulás vagy táj élőhelyeinek sokféleségét adjuk meg. Az élőhely-diverzitást a taxondiverzitás méréshez használt függvényekkel is mérhetjük. A kompozíciós diverzitáshoz hasonlóan ugyancsak skálafüggő, valamint esetében megfelelő élőhely-osztályozási rendszer is szükséges. Számos élőhely-diverzitási index számolható, de jelen esetben csak három idetartozó diverzitási indexet ismertetek: az α -diverzitás lokális léptékű. Adott területen, együttesben vagy közösségben együtt élő populációkra vonatkozik, azaz lényegében a homogén foltok diverzitása. A mintán belüli taxonok számával (általában fajokkal) mérik. A γ -diverzitás regionális léptékű, egy tájban vagy régióban élő ökoszisztémák (pl. együttesek, közösségek, metaközösségek) sokfélesége. Az egy tájat alkotó élőhelyek, ökoszisztémák lokális együttesei vagy közösségei közötti fajok vagy taxonok sokfélesége a β -diverzitás, magában foglalja az egyes ökoszisztémákra jellemző taxonok számának összehasonlítását. Összeköti az α - és γ -diverzitást. A β -diverzitást ritkán vizsgálják finomabb felbontású skálán (Standovár és Primack 2001, Tóthmérész 2001, Gallé 2013). Az ökológiai diverzitás számos eleme jobban megismerhető, ha a diverzitási függvényt jól megválasztott tulajdonság (például ökológiai stratégia, szaporodásbiológiai tulajdonság stb.) alapján számoljuk. A funkcionális ökológiai

diverzitás a közösségen belüli kölcsönhatások, kapcsolatok változatosságával jellemezhetjük, ám ez főleg még elméleti jelentőségű.

Az ökoszisztémák vagy táj diverzitásának fenntartásában alapvető szerepe van a funkciónak, struktúrának és a dinamikának (Turner 1989; Bell és mtsai 1997). Mindhárom tényező egymással szorosan összefügg, visszahatnak egymásra (Hobbs 2002). A struktúrát (szerkezetet) az egyes foltok jellegzetességei (mintázat) alakítják ki, ilyenek például a fajösszetétel eloszlása, a foltok mérete és alakja, források eloszlása (Turner 1989) valamint azok múltja (zavarás története) (Hobbs 2002). A funkciók a rendszer mozgását biztosítják, amiket a foltok közötti biotikus és abiotikus elemek kölcsönhatásai hoznak létre (például, produkció, anyag- és energiaáramlás). A dinamika az egyes foltok, foltcsoportok szerkezetének vagy funkcióinak időbeli változását jelenti, folyamatra utal (pl. szukcesszió, degradáció-regeneráció, produktivitás, invázió).

Bár az egyes tényezők közötti kapcsolat igen intenzíven kutatott téma, mégis bizonyos elhanyagolásokból adódóan összefüggéseik feltárása nehéz. Egyre több kutatás bizonyítja, hogy a vegetáció viselkedése (pl. zavarásra adott válasza) valamint dinamikájának és diverzitásának fenntartása főként annak szerkezetétől függ (Virágh és Bartha 1996, Bartha 2000, Bartha és mtsai. 2004, Ricotta és Anand 2006). De hogyan manifesztálódik a vegetáció struktúrája a funkcióban? A funkciók a szerkezet következményei és alakítói is, így ezek visszacsatolás útján vannak összekapcsolva (Palmer és mtsai. 1997). A cönológiai állapotok, cönológia állapotjellemzők változásaiból pedig következtetni lehet a vegetáció lehetséges változására. A vegetációknak ezt a viselkedését csak természetes léptékeknél lehet mérni, válik felismerhetővé. Ennek megismerése csak úgy lehetséges tehát, ha a szerkezetváltozásokat (mintázati jellemzők változása) összekapcsoljuk funkciókkal vagy dinamikákkal. Így például mikrocönológiai jelenségek léptékében a mintázati szerveződés értelmezhető (Virágh és mtsai. 2006, Bartha 2008ab). Még azonban, relatíve kevés ezeknek a vizsgálatoknak a száma, amikben a mintázati jellemzőket direktében folyamatokkal (pl. fajcsere dinamika, degradáció-regeneráció, szukcesszió vagy invázió) kapcsolják össze.

Társulások vizsgálata

Növénytársulásokat terepen leggyakrabban a Zürich-Montpellier (más néven Braun-Blanquet) módszerével vizsgáljuk, mely a tájat növénytársulások és élőhelyek mozaikjaként fogja fel és szerveződési alapegységekné tekint. Definíciója szerint a

növénytársulások törvényszerűen ismétlődnek, megjelenésük és faji összetételükben állandók, és jól meghatározott környezeti igénnyel rendelkeznek (Bagi 1998, Borhidi 2003).

A növénytársulásokat terepen a növényzet makromintázatai alapján írjuk le. Ehhez kvadrátokban megállapítjuk a bennük előforduló fajok minőségét és mennyiségét kombinált becslési módszerrel, valamint ún. növényzociológiai (társulástani) felvételt készítünk. A kvadrát méretének kiválasztása minimum-areán alapul (az a legkisebb terület amiben a florisztikai összetétel már állandó), ez általában $50\text{ cm} \times 50\text{ cm} - 2\text{ m} \times 2\text{ m}$. Minőségi vizsgálat azt jelenti, hogy a kvadrátban fellelhető fajok leltárszerű feljegyzését végezzük el, míg mennyiségi vizsgálatkor a fajok gyakoriságát egy viszonylag durva becslési skála alkalmazásával állapítjuk meg (a szubjektív hibaforrások így kiküszöbölhetők). Társulástani felvétel készítésekor, feldolgozásakor a társulásban előforduló fajok négy csoportba sorolhatók, ami alapján a társulás pontosan beazonosítható (Borhidi 2003).

A Juhász-Nagy Pál-féle információstatisztika alapjai

A növénytársulások klasszikus vizsgálati módszerei kevésbé érzékenyek a vegetáció szerveződési állapotának finom változásainak detektálására. Mivel ezek nagyobb térléptékben vizsgálják a változásokat, így a lassabban bekövetkező, vagy csak a durvább folyamatokat érzékelik (Bartha 2008a).

A vegetációt érő finom szerkezeti változásokat általában négyzetméteres vagy négyzetdeciméteres felbontásban lehet kimutatni, de azt akár már 3-10 év alatt is (Bartha 2008a). Ezt a vizsgálati igényt elégítik ki a mikrocönológiai módszerek (**1. táblázat**). A módszer alapfeltevése, hogy az életközösség folyamataiban és működésében bekövetkező változások, változást idéznek elő a diverzitásban is. Juhász-Nagy Pál egy olyan információstatisztikai függvénycsaládot (továbbiakban JNP-modellek) alkotott meg, amiben sokváltozós eljárásokat térbeli statisztikai eljárásokkal kombinálta, ezáltal az, az életközösségek belső komplexitását mutatja meg. Alkalmas a társulások belső szerkezetének, változatosságának, rendjének, a fajok együttélési módjainak és feltételeinek a reprezentálására. Használatával különböző állományok összehasonlíthatók azok belső mintázati állapota alapján, vagy adott állomány tér- és időbeli strukturális átrendeződésének vizsgálata is lehetséges. Módszerében összekapcsolta a térfolyamatokat és a finom léptékű vegetáció dinamikát, megalapozta a mikrocönológia tudományát (Juhász-Nagy 1980,1984, 1993, Juhász-Nagy és Podani 1983, Bartha 2008a).

A JNP modellek számos függvényt használnak, ezek közül a három legfontosabbat tárgyalom (**1. táblázat**). A kompozíciós diverzitás vagy más néven florális diverzitás (CD) esetében a gyakoriságeloszlás kategóriái fajkombinációk, ezek száma a fajok együttélési viszonyairól ad információt (a strukturális komplexitást tükrözi). A kompozíciós diverzitás vagy másképp, fajkombinációk diverzitása egy olyan Shannon-függvény ami a fajkombinációkra van alkalmazva, mértékegysége az információs egység a binary digit, rövidítve bit (Juhász-Nagy 1993, Bartha 2008a). A módszer által használt kis területegységre azért van szükség, mert kis térben kevés egyed és faj található. Így ezekben a kvadrátokban kevés fajból álló kombinációkat találunk. Bizonyos fajok egymás közelségét kerülhetik (ritkábban vagy nem kombinálódnak), azonban nagyobb léptéken vizsgálva ez nem derül ki, mivel egy állományban egyszerre jelen lehetnek. Az állomány belső szerkezetét (rendezettségét) az asszociátum függvény (AS) segítségével adjuk meg: a fajkombinációk várt és talált előfordulási gyakoriságainak a különbségét, azaz az állományok belső términtázati rendezettségét jelenti. Mértékegysége hasonlóan a kompozíciós diverzitáshoz, információs egység (bit). A megvalósult fajkombinációk száma (NRC) megmutatja, hogy a társulás mintázatának kialakításáért mennyire járul hozzá az egyes fajok gyakorisága és términtázata. A fajok együttélési módjainak változatosságát, az állomány szerkezeti komplexitását fejezi ki. Az NRC a fajszámmal exponenciálisan nő, maximumértéke a finom térléptékű béta-diverzitás mérésére alkalmas (Juhász-Nagy 1993, Bartha 2008a, Szentes és mtsai. 2011).

Nagyszámú mintavételi egységre (500 vagy 1000) azért van szükség, mert egy állomány sok (akár több ezer) fajkombináció is előfordulhat. Ezeket egy cirkuláris transzektbe (körbe) rendezve történik a felvételezés mivel így kisebb területen elhelyezhető és kevesebb zavarást okoz. A cirkuláris transzekt alkalmazásának további előnye, hogy az adatelemzést megkönnyíti, mivel a terepi mintázatoknak sokféle randomizációjára is lehetőséget biztosít (Horváth és Makrai 2000). 5×5 cm-es kvadrátok esetében ez 52 m vagy 26 m hosszú cirkuláris transzektet jelent, ami már összevethető kisebb vegetációfolt méretével (Bartha 2008a).

A JNP függvények jellege és gyakorisága függ a mintavételi egységek méretétől, azaz léptékfüggők (**1. táblázat**). Ezért, hogy az állományra nézve megkapjuk a függvények jellegzetes görbéit egy térsorozati elemzést (a mintavételi egységek méretének szisztematikusan növelése) kell végrehajtani. A függvények görbéinek maximumértékeit és karakterisztikus területeit használjuk az állomány állapotjellemzőjeként (Campetella és mtsai. 1990, Bartha 2008a). A függvény maximumértéke az, ahol a legtöbb faj koegzisztenciája valósul meg. A karakterisztikus területnek (CA) azt a kvadrátméretet nevezzük, ahol az adott

függvény a maximumértékét eléri (Juhász-Nagy 1972, 1984). Minél egészségesebb egy közösség, annál többféle kombinációban képesek együtt élni a fajok egymással finomléptéken, azaz a fajok együttélését a lehető legkevesebb tényező gátolja ilyenkor (Bartha 2003, 2008a). A degradációkor, vagy inváziós folyamat hatására a vegetáció mozaikossá válik, mivel a finom térléptékű együttélések tűnnek el. Ezáltal ezekben a mozaikokban jelentősen alacsonyabb lesz a fajkombinációk diverzitása, maximumértéke nagyobb térlépték felé tolódik. Szukcessziós folyamatok lejátszódásakor (társulás regenerációjakor) ennek a folyamatnak a fordítottja figyelhető meg (Juhász-Nagy és Podani 1983, Bartha 2008ab).

1. táblázat. A JNP módszertan és függvénycsalád, valamint a klasszikus társulásvizsgálati módszerek és függvények főbb jellemzőinek összehasonlítása (a táblázat a 32. oldalon folytatódik).

Szempont	JNP módszertan és függvénycsalád	Klasszikus társulásvizsgálati módszerek és függvények
Területegységre jutó idő- és munkaigény	Nagy.	Alacsony.
Vegetáció zavarása felvételezéskor	Kicsi.	Változó.
Mit tekint egységnek?	Florula (lokális fajkombináció).	Teljes növényzeti állományt.
Szerkezeti sokféleség száma. (megkülönböztetett egység megkülönböztetett állapotának száma ((mikro) cönológiai állapot száma)).	Sok (több száz, több ezer).	20-40 db.
Milyen diverzitásmértéket mér?	Komponensek száma, relatív mennyisége és az életközösség belső szerkezetét (mintázatát).	Komponensek száma, relatív mennyisége.
Mi a mintavételi egység (és annak mérete)?	Mikrokvadrát (néhány cm ² , leggyakrabban 5 × 5 cm ² vagy 10 × 10 cm ²).	Hagyományos cönológiai kvadrát (leggyakrabban 50 × 50 cm ² – 2 × 2 m ²).
Kvadrátokban rögzített jellemző	Fajok jelenléte.	Fajok %-os borítása és a fajok leltárszerű jegyzéke.
Diverzitási indexek értékelése.	Folyamatosan növekvő térskálán.	Adott vagy tetszőlegesen választott térskálán.
Diverzitási indexek becsléséhez használt mintaszám	Sok (500-1000 db. vagy még több).	Kevés (általában néhány db., maximum néhány száz db.).
Térlépték tartozik-e a módszertanhoz és a modellekhez?	Igen (azok értelmezéséhez direktében kapcsolódik az összeszerelődinamikához).	Általában nem.

Szempont	JNP módszertan és függvénycsalád	Klasszikus társulásvizsgálati módszerek és függvények
Additivitás	Additív. Matematikailg meghatározott alsó és felső határral rendelkezik.	Nem additív. Matematikailg nem meghatározott határokkal rendelkezik.
Miről kapunk információt?	Állományon belüli együttélési kapcsolatokról (ún. koegzisztenciális relációkról). Növényzeti diverzitás és funkciója közötti összefüggésről.	A növénytársulások makromintázatait írja le és osztályozza.
Gyakrabban használt diverzitási indexek	Kompozíciós diverzitás, Megvalósult fajkombinációk száma, Asszociátum	Shannon-függvény, Simpson-függvény
Számításokhoz gyakrabban használt szoftverek	INFOTHEM 3.01, PRIMPO, SYNGEP 1, SYN-TAX 5.0	R, STATISTICA
Hivatkozások	Bartha 2003, 2008ab, Bartha és mtsai. 2011, 2020, Szentés és mtsai. 2011, Horváth 1998, Horváth és Makrai 2000, Juhász-Nagy 1993, Juhász-Nagy és Podani 1983, Podani 1993, Oborny 2000	Bagi 1998, Borhidi 2003, Bartha 2003, 2008ab, Bartha és mtsai. 2020, Oborny 2000

JNP modelleket eddig főleg gyepek vizsgálatában használták (Horváth 1998, Horváth és Makrai 2000, Virágh és mtsai. 2008, Bartha és mtsai. 2011) és alkalmasak más élőhely típusok, például erdei aljnövényzet vizsgálatára is (Campetella és mtsai. 1999, 2001, Bartha és mtsai. 2020). Viszont még kevésbé használták ezt a megközelítést inváziós folyamatok tanulmányozására (Szigetvári 2002, Szentés és mtsai. 2011, Kun és mtsai. 2014).

Az inváziós folyamatok pontosabb megértésének két fő akadálya van: Egyrészt azok a klasszikus társulásvizsgálatok problémáival terheltek. Mivel az inváziós folyamatok eredménye az inváziós faj és az előzőnölt társulás kölcsönhatásától függ, ezért ezeknek jobb megértéséhez itt is elengedhetetlenek az olyan tanulmányok melyek a fajszerkezetváltozásokat, a finomléptékű struktúra és vegetáció dinamika kapcsolatát vizsgálja. Ugyanis egy invázió során az özőnfaj azzal, hogy belép egy társulásba megbontja a fajok közötti kapcsolatokat (újakat is kialakít, de általában ennek minősége, mennyisége elmarad az eredetiektől), így alapvetően módosítja a társulás szerkezetét és dinamikáját (Kun és mtsai. 2014). Azonban számos tanulmány kimutatta, hogy egy társulás előzőnölhetősége, vagy maga az invázió diverzitáscsökkentő hatása is, gyakran csak kis térléptéken mutatható ki (Kun és mtsai. 2014, Kuebbing és Nuñez 2016, Golivets és Wallin 2018). Így ezek a hagyományos társulásvizsgálati módszerekkel csak nehezen vizsgálhatók, mert figyelmen kívül hagyják a szerveződés finom tér- és időbeli

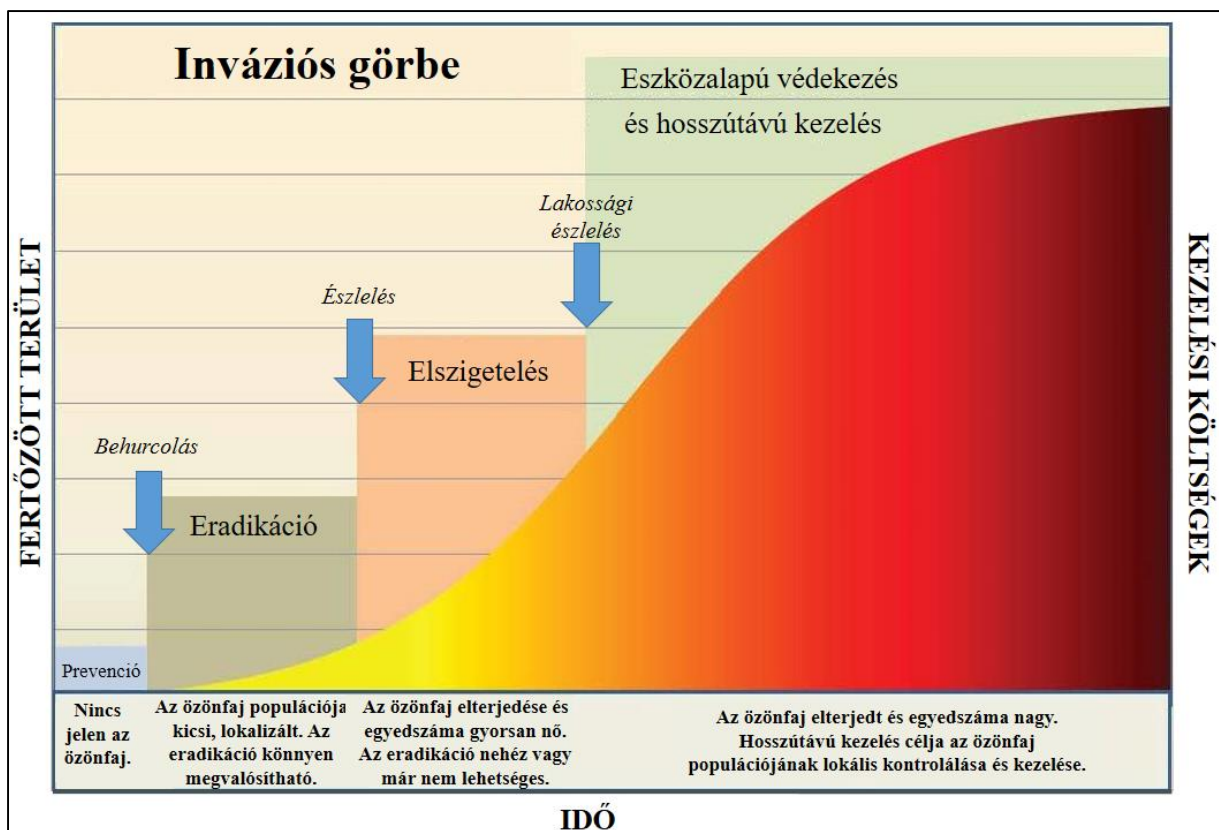
változását. Ezáltal a hagyományos állományszintű értékelés akár téves következtetések levonásához is vezethet (Bartha 2003).

Az inváziós folyamatok pontosabb megértése kapcsán a másik jelentős probléma az inváziók vizsgálatának hagyományos megközelítésmódjából fakad, amit az inváziók vizsgálatának négy központi irányelve jelent. Ezek túl leegyszerűsítve és elkülönítve kezelik az invázió törvényszerűségeit, külön az özőnfaj sikerét és külön a társulásra kifejtett hatását. Beszűkítve ezzel a kutatásokat az invázió egy jellemzőjének vizsgálatára, annak holisztikusabb megközelítése helyett. Az egyes inváziók vizsgálatát célszerű lenne úgy végezni, hogy az özőnfajt az őshonos fajokkal együtt a társulásdinamika folyamatába helyezzük, valamint azt – lehetőség szerint – hosszabb időtávon vizsgáljuk (Szigetvári 2002, 2004).

Az inváziókutatásnak így nem csak tér-, idő-, de módszertani kiterjesztésére is szükség van. Az invázió problémájának megoldását a társulásszerveződés alapjainak pontosabb megértése és az özőnfaj-társulás kölcsönhatás előtérbe helyezése jelentheti. Mindehhez pedig az előzőnlött társulások vizsgálata biztosít lehetőséget, például a JNP módszertan és függvénycsalád alkalmazásával.

Inváziós növényfajok elleni védekezés

Az inváziós fajok kezelése a védett területeken egyre növekvő fontossággal bír napjainkban (Európai Bizottság 2014, Schifflerthner és Essl 2016). Az özőnfajok biológiájának, hatásainak ismerete nélkülözhetetlen szerepet játszik hatékony kontrolljukhoz, kezelésükhöz (Barney 2016) mivel minden faj esetén alkalmazható hatékony módszer nem létezik (Csiszár és Korda 2015). Mégis nagy általánosságban, az inváziós fajokkal szembeni védekezés legfontosabb eleme a megelőzés vagy a korai észlelés, ebben a fázisban legnagyobb a hatékonyság és legkisebb a ráfordítási igény. A már megtelepedett fajok populációi esetében pedig azok kiirtása, elszigetelése, gyakrabban az állomány visszaszorítása, kontrol alatt tartása a cél (Csiszár és Korda 2015). Azonban, a már megtelepedett populációk eradikációja rendkívül nehéz – ha lehet egyáltalán – és költséges (**8. ábra**). További problémát jelenthet, hogy a célnövényzet irtása során kialakult lécekbe más idegen faj megtelepedhet, vagy a kezelés hatására az élőhely tovább degradálódik (Kettenring és Adams 2011, Bonnanno 2016), tehát szem előtt kell tartani, hogy ne ártsunk az őshonos közösségnek a kezeléssel (Csiszár és Korda 2015).



8. ábra. Generalizált inváziós görbe. Egy inváziós faj populációjának növekedésével nőnek a védekezési, kezelési munkaigények, költségek (a kép módosítva Burgiel és Hall 2014 alapján).

Továbbá a védekezés gyakorlati szempontjából nagy jelentőségű, és nem kevésbé érdekes kérdés is vizsgálható: nevezetesen, hogy hogyan reagál az őshonos növényközösség az inváziós faj eltávolítására. Visszaáll-e az eredeti növényközösség összetétele, funkciója és ez mennyi időt vesz igénybe? Andreu és Vilà (2011) meta-analízisének eredményei azt mutatják, hogy az inváziós fajok eltávolítása után az őshonos növényzet az invázió előtti állapotba tér vissza, mintegy helyreáll. Ellenpéldaként Guido és Pillar (2017) négy évig tartó vizsgálata szolgál, melyben az inváziós *Eragrostis plana* (Nees) eltávolításának hatására az őzönfaj nélkül maradt vegetáció eltért az eredetileg is őzönfaj nélküli és az előzőlött vegetációktól egyaránt. Feltételezésük szerint az őshonos vegetáció helyreállításához több időre, vagy természetvédelmi beavatkozásra van szükség. Itthon Csecserits és kollégái (2020) hasonló következtetésekre jutottak, mikor a selyemkóró vegyszeres kezelésének hatását vizsgálták homoki parlagokon. Eredményeik alapján a kezelés után három évvel sem volt kimutatható változás az őshonos növényfajok tömegességében, ami arra utal, hogy a korábban selyemkóróval előzőlött homoki gyepek regenerációjához több időre van szükség. Ezekből továbbá az a következtetés is levonható, hogy az őshonos közösség helyreállításának időtartama az inváziós faj eltávolítása

után nagyban függhet a közösség, az inváziós faj jellemzőitől, és a kezeléstől: Milyen regenerációs potenciállal rendelkezik a közösség? Milyen erős hatást gyakorolt és meddig az inváziós faj a megtámadott közösségre? Érdekes módon magát az alapkérdést is eddig csak meglehetősen kevesen vizsgálták, aminek hátterében annak kivitelezésének bonyolultsága állhat. Ezeknek a vizsgálatoknak az elvégzéséhez ugyanis célszerű állandó kvadrátokat alkalmazni, hosszabb időtávon szükséges a kezelés előtti és utáni állapotokat monitorozni, vagy utóbbit valamelyest kiváltani képes természetes-, előzőnlött-kezelt- és előzőnlött-kezeletlen állományokat felmérni (Andreu és Vilà 2011, Csecserits és mtsai. 2020).

Inváziós növényfajok elleni védekezés szemlélete erősen kötődik a mezőgazdasági gyomszabályozáshoz, hiszen abból jött létre (Smith és mtsai. 2006). Ennek megfelelően leggyakrabban csak az egyes inváziós fajokra koncentrálnak és általában figyelmen kívül hagyja az élőhelyet, amiben a célnövényzet található (utóbbira már egyre több példa jelenik meg), valamint a kezelések hatékonyságát a kiirtott növény mennyiségében határozza meg (Hobbs és Humphries 1995, Luken 1997, Edwards 1998). A védekezés három fajtáját lehet elkülöníteni: Mechanikai (vágás, kihúzás, kaszálás) hatása gyakran átmeneti, és nagy állományok esetén a hatékonysága erősen megkérdőjelezhető, ezért inkább csak az invázió kezdeti szakaszában lehet hatékony (Kettenring és Adams 2011). Biológiai védekezés során a célnövényt károsító vírusok, gombák, baktériumok és rovarok használata jöhet számításba. Alkalmazásuk előnyei közé tartozik, hogy hosszú ideig fenntartható minimális költség ráfordítással (Csiszár és Korda 2015). Hátránya hogy a biológiai védekezésként használt organizmusok is inváziós fajokká válhatnak (Myers és Cory 2017).

Alapjait tekintve a herbiciddel történő kezelés hasonlít és mutat talán a legnagyobb hasonlóságot a mezőgazdasági gyomszabályozással (Smith és mtsai. 2006). Az inváziós növényfajok nagy területeken történő visszaszorításának, esetleg teljes eradikációjának számos esetben az egyik leghatékonyabb és leggyakrabban alkalmazott módja (eredményét, költségeket és a ráfordított időt tekintve) (Kettenring és Adams 2011, Csiszár és Korda 2015). Hatékonysága ellenére, mégis meglehetősen vitatható irtási módok közé tartozik, a védett területeken más fajokat, ökológiai és abiotikus elemeket egyaránt veszélyeztethet (felszíni és felszínalatti vizek, talaj, levegő) (Gibson és mtsai. 2019, Stark és mtsai. 2012). Így az alkalmazott herbicidet körültekintően kell megválasztani a természetes vegetáció és a célnövényzet jellemzőihez igazodva (dozírozását, típusát, kombinálhatóságát, szelektivitását) (Csiszár és Korda 2015). A kezelést az irtandó és a védendő növények optimális fenológiai fázisának figyelembe vételével kell elvégezni (Csiszár és Korda 2015, Jones és mtsai. 2018).

Így érthető módon ezeknek a szereknek a nem mezőgazdasági területeken való használata kevésbé elterjedt, így meglehetősen kevés információnk van alkalmazásuk lehetőségeiről és kockázataikról (Blossey 1999, Smith és mtsai. 2006, Európai Bizottság 2009). Másik problémát az okozza, hogy a nem-mezőgazdasági területeken az engedélyezett herbicideknek sokszor ugyanaz a hatóanyaga (vagy hatásmechanizmusa) mint a mezőgazdaságban használt szereknek, ezáltal a korábban mezőgazdaságilag művelt területeken kialakult herbicidrezisztens fajok ilyen módon való kezelését szinte lehetetlenné teszi a természetvédelemben, igaz ez elsősorban az egyéves fajok esetében jellemzőbb (Smith és mtsai. 2006). Hasonlóan a mezőgazdasági gyomnövények kontrolljához a nem-őshonos növényeké is fajszerű (sokszor a nagy területre kiterjedő kezelésből adódóan) és nem veszi figyelembe a populációszerű változásokat, amik sokat segítenének a kezelés hatékonyságának növelésében (Smith és mtsai. 2006). Ezeknek a változásoknak a megértéséhez hosszabb időtávú vizsgálatok lennének szükségesek, főként olyanok, amik a kezelés előtti, alatti és utáni időszakok állapotát ölelik fel (ezek akár éveket is jelenthetnek) (Blossey 1999). Nem csak intenzív kutatásokat, de hatékony információ és tapasztalatcserét is igényel, valamint az ehhez szükséges anyagi források rendelkezésre bocsátása és a széleskörű tájékoztatás szintén elengedhetetlen (Blossey 1999, Smith és mtsai. 2006, Csiszár és Korda 2015).

Gyepek esetén az inváziós fajok kontrollja nagy kihívást jelent a természetvédelem számára (Gibson és mtsai. 2019). Érdekes módon Kettenring és Adams (2011) meta-analízise során mégis az derült ki, hogy a mérsékelt övi gyepekben végzett kezelések a leggyakoribbak, feltehetően azért, mert ezekben az élőhelyeken a leggyakoribbak az inváziók. A természetvédelemben is használt szerek legtöbbje glifozát hatóanyagot tartalmaz, mely általában a levélen vagy egyéb zöld növényi részen keresztül jut be, majd eljut a talajban lévő részekbe, szaporítóképletekbe. Nem szelektív irtószer, tehát egy- és kétszikűek is irtható vele, ugyanakkor ebből adódóan a célnövényzeten kívül másra nem kerülhet. Hatására a növény visszafordíthatatlanul elpusztul, tünetei levél és hajtásbarnulás, törpenövés, öregedés (Csiszár és Korda 2015).

Selyemkóró eddigi irtási kísérletei során úgy tűnik, hogy herbicidek használhatóak a leghatékonyabban, ezek lehetnek glifozát, triklópir, ritkábban fluroxipir vagy dikamba is. Eredményesen használhatóak egymagukban, de akár kombinációban is, sőt valamely mechanikai kontrollal együttesen (Balogh és mtsai. 2006, Szitár és Török 2008, Csiszár és Korda 2015, Zalai és mtsai. 2017). Használatuk optimális időszaka a bimbózástól a virágzás elejéig tart, mivel a tarackgyökerek fejlődése ekkor még csak kezdeti állapotban van, amikor a

növény még a tartaléktápanyagait használja főként, valamint ősszel a téli nyugalmi szakasz kezdete előtt (Bagi 1999, Balogh és mtsai. 2006). Irtására vagy gyérítésére gyakran alkalmaznak mechanikai módszereket is, például kaszálást, tárcsázást. Számos publikáció igazolta, hogy a mechanikai módszerekkel történő kontrollja önmagában nem eredményes (Papka 2015, Zalai és mtsai. 2017). Kipusztítása gyakran olyan módszereket igényelne, ami egyben a kolonizációját segíti is például talajbolygatás, ebből kifolyólag a selyemkóró teljes eradikációja feltételezések szerint milliárdos költségű (Csiszár és Korda 2015). Legolcsóbb és leghatékonyabb módszer a maggal történő megtelepedésének megakadályozása (élőhelyek zavarásának minimalizálása) vagy a csíranövények mielőbbi elpusztítása (Bagi 1999, Balogh és mtsai. 2006). Jelen értekezés részben a herbiciddel történő kiirtás lehetőségét, de legalább is egy nyílt homoki gyeppen megtelepedett selyemkóró populációjának visszaszorításának lehetőségét mutatja be.

CÉLKITŰZÉS

Jelen dolgozatban bemutatott kutatás célja két részre bontható: Egyrészt vizsgáltuk a közönséges selyemkóró és a vegetáció közötti kölcsönhatásokat, másrészt a fajjal szembeni védekezési mód sikerességét és a faj túlélési, regenerációs képességét. A célkitűzésekből következően kétféle megközelítési módot használtunk vizsgálataink elvégzéséhez, ami a dokumentálásra és az adatok kiértékelésére egyaránt vonatkozik, ezeket a dolgozat anyagok és módszerek fejezetében részletesen ismertetjük.

A legelső cél annak tisztázása, hogy a selyemkórónak, mint idegenfajnak milyen szerepe van a nyílt homoki gyepek szerveződésében, mivel az eddigi publikációk ellentmondó eredményekre jutottak a faj hatásának vizsgálatával kapcsolatban.

- Milyen kölcsönhatásai vannak az általa előzőnlött homoki vegetációval? Jelent-e ez befolyást a homoki gyepek fajainak gyakoriságára?
- Kimutatható-e életformákhoz kötötten a faj inváziójának hatása?
- Az előzőnlött vegetációk béta diverzitásában kimutatható-e jelentős eltérés az eredeti homoki vegetációtípusokhoz képest (elszegényedés, fajkészlet változás)?
- A faj inváziója mely vegetációkban a jellemzőbb?

Ezeknek a kérdéseknek a megválaszolása érdekében szükség van tehát a vegetáció struktúrájának és szerveződésének érzékeny meghatározására, tér és időbeli átmeneteinek feltárására. Ehhez mérni kell mind a fajszámok változását, mind a vegetáció dinamikáját finom térléptéken. Ez egy olyan holisztikus megközelítési módot igényel, mint amivel a Juhász-Nagy Pál által kifejlesztett módszerek és függvénycsalád rendelkezik. Ezek közül a két leggyakrabban használt információstatisztikai függvény a fajkombinációk diverzitása (CD) és a fajkombinációk száma (NRC) igen érzékeny indikátorai a társulásoknak. E két függvény a béta diverzitásról nyújt információt: csökkenő béta diverzitás esetén a két függvényértékeikben drasztikus csökkenés várható, miközben azok karakterisztikus areáik eltolódnak nagyobb térskála felé. Erre alapozva az is vizsgálható, hogy ezek a különbségek megfigyelhetők-e, ha az állományok fajait három fő Raunkiaer életforma kategóriába osztjuk fel (évelők, egyévesek és kriptogámok) valamint azok kombinációira (egyévesek-évelők, egyévesek-kriptogámok és évelők-kriptogámok).

A második cél arra irányul, hogy megismerjük a selyemkóró egyszeri herbicidkezelésre milyen túlélési és regenerációs képességet mutat. Mindennek a vizsgálatához érdemes

hosszútávú, több éves nagy területre kiterjedő megfigyeléseket és kísérleteket elvégezni. Ezért ennek meghatározásához egy selyemkóró állomány hét éves periódusú (2011-2017) felmérése és elemzése alapján történt. A teljes állományra kiterjedő vizsgálat magában foglalja az egyszeri herbicidkezelés előtti, közbeni és azt követő időszakot. A vizsgálatok alapján választ adhatunk a következő kérdésekre:

- Hogyan változtak az egyszeri kezelés hatására az állomány vegetatív (hajtások száma, hajtáscsoportok száma) és reprodukzív jellemzői (termések száma, természetes hajtások száma)?
- Hogyan hatott a kezelés az állomány struktúrájára (területi kiterjedése, denzitása)?
- Milyen stratégiát, növekedési formát (falanx és/vagy gerilla) használ a faj a túléléshez és a regenerációjához, utóbbi esetén az eredeti területének visszafoglalásához?
- Hogyan befolyásolta az egyszeri herbicid kezelés az állomány további terjedését?

Mindezen eredmények alapján levonható a következtetés, hogy az egyszeri herbicid kezelés mennyire mondható sikeresnek rövid és közepes időtávon. Így hozzájárulhat egy hatékonyabb természetvédelmi kezelés kidolgozásához, ami nem csak a selyemkóró, de más klonálisan szaporodni képes inváziós növényfaj esetében is gyakorlati tapasztalatot biztosít.

Mindkét vizsgálathoz egy, a kiskunsági homokgyepeket jól reprezentáló, a Kiskunsági Nemzeti Park kezelésébe tartozó fülöpházi területén választottunk ki állományokat, ahol a selyemkóró viselkedését vizsgáltuk egy egyéves és egy hétéves periódusban.

ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

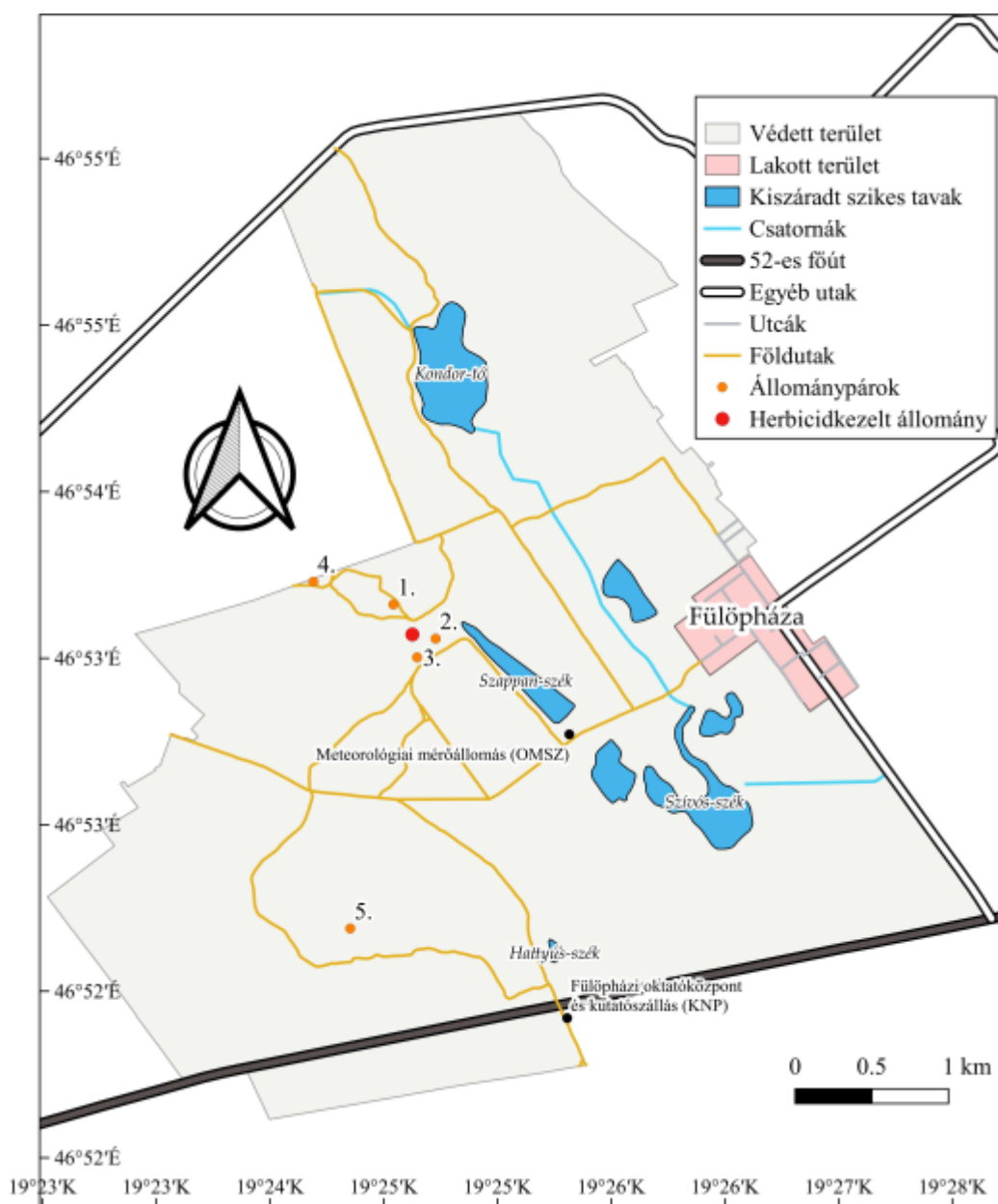
A vizsgálati terület jellemzése

Az *Asclepias syriaca* inváziójának mikroökológiai módszerekkel történő vizsgálatára, valamint a herbicidkezelt állomány vizsgálatához is a Kiskunsági Nemzeti Park szigorúan védett Fülöpházi UNESCO bioszféra rezervátum magterülete szolgált (GPS koordináta: N46°52.92' E0 19°23.94') (**9. ábra**).

A mikroökológiai vizsgálatához a terület azon részein került sor, melynek vegetációi természetesnek vagy féltermészetesnek tekinthetők (**9. ábra**). Természeteseknek egy jelentős része a homokdűnék területén helyezkedik el, és nagy valószínűséggel művelés alatt sohasem álltak. Jellemző vegetációjuk nyílt homoki gyepek, melyek folyamatos propagulumforrást biztosítanak a regenerálódó állományok számára. A féltermészetes vegetációk (parlagok) főként a homokdűnék körül találhatók, ezek művelését az 1950-es és 80-as években hagyták fel. A terület egy részén mára csak ritka és rendszertelen birkalegeltetést végeznek (Tóth 1985, 1996, Csecserits és mtsai. 2007). A kijelölt állománypárok GPS koordinátáit az első táblázatában adtam meg (**2. táblázat**), az azok hozzávetőleges helyzetét térképen jelöltem be, amit a **9. ábra** mutat be.

2. táblázat. A mikroökológiai vizsgálatához kijelölt állományok GPS koordinátái. FT – féltermészetes vegetációs egység (1.-4. állománypárok), T – természetes vegetációs egység (5. állománypár), NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlött állomány.

Vegetációsegység	Állománypár sorszáma	Állományok	GPS koordináták
FT	1	NI1	N46°53.590' E0 19°24.644'
		I1	N46°53.592' E0 19°24.655'
FT	2	NI2	N46°53.408' E0 19°24.795'
		I2	N46°53.400' E0 19°24.795'
FT	3	NI3	N46°53.438' E0 19°24.857'
		I3	N46°53.451' E0 19°24.877'
FT	4	NI4	N46°53.673' E0 19°24.230'
		I4	N46°53.675' E0 19°24.220'
N	5	NI5	N46°52.340' E0 19°24.552'
		I5	N46°52.373' E0 19°24.549'



9. ábra. A vizsgálati terület a Kiskunsági Nemzeti Park IV-es számú területe volt. A számokkal jelzett narancssárga pontok jelzik az öt mikroökológiai módszerrel felmért állománypár elhelyezkedését valamint piros ponttal jelölve a herbicidekezelt selyemkóró állományt. A mikroökológiai módszerrel felmért állománypárok közül négy darab (1.-4. állománypárok) korábban művelés alatt álló területeken helyezkednek el (vegetációjuk féltermészetes), míg egy darab (5. állománypár) a homokdűnék területén található, természetes vegetációs közegben.

A herbicidekezelés vizsgálatához 2011-ben egy természetes vegetációban elhelyezkedő, izolált selyemkóró állományt választottunk ki természetközeli vegetációban (GPS koordinátái

a következők: N46°53.488' E019°24.771'). A vizsgált állomány hozzávetőleges elhelyezkedését szintén a **9. ábra** térképe szemlélteti. Az izoláltság jelen esetben azt jelenti, hogy más állományoktól távol helyezkedjen el, azoktól jól el lehessen különíteni. Továbbá fontos kritérium volt, hogy kezelhető méretű, hajtásszáma legyen: Hozzávetőlegesen 400 hajtású és maximum 1000 m² alapterületet foglaljon el.

A vizsgálati terület térképének (**9. ábra**) megrajzolásához QGIS szoftver 2.18.24 verzióját használtam (Quantum GIS Development Team 2018).

Dokumentációs módszerek

JNP információstatisztika dokumentációs módszer

Az összehasonlító mikroökológiai vizsgálatához öt inváziótól mentes (NI) (mint kontrol) és öt előzőnlött állományt (I) vizsgáltam meg 2015. május-júniusi időszakban. Ezek közül négy állománpár (inváziótól mentes és előzőnlött állomány) korábban, a 60-as 70-es évektől mezőgazdasági művelés alól kivont területen helyezkedett el a nemzeti parknak (féltermészetes vegetációjának felel meg) (FT). Az ötödik állománpár területén feltehetőleg sosem folyt mezőgazdasági művelés, a homokbuckák területén található (T) (**9. ábra**). Az állománpárok úgy lettek kialakítva, hogy a nem előzőnlött állományok közelében helyezkedtek el az előzőnlöttek (néha csak néhány méterre voltak egymástól). Így az egyes állománpárok esetében hasonló abiotikus állapot és vegetációs történet feltételezhető, továbbá minden egyes állomány a saját párjával szemben vizsgálható, interpretálható.

Az egyedi állományok kiválasztásánál a következő szempontokat vettem alapul: megfelelő méretűek legyenek, tehát mindegyikben egy 52 m kerületű kört (cirkuláris/önmagába záródó transzektet) le lehessen fektetni. Megjegyzendő, hogy az önmagába záródó transzekteket igyekeztem kör alakban elhelyezni, de ezek alakja igazodhat a növényzeti állomány alakjához (vö. Kertész és mtsai. 2001, Szigetvári 2002, Bartha 2008a, Kun és mtsai. 2014). Vegetációjuk tekintetében homogének legyenek. Belsejük mentes legyen nagyobb látható zavarástól (például út, keréknyom, állati túsás stb. ne legyen bennük).

Az általam alkalmazott mintavételi eljárás megfelel azzal, amit korábban homokgyepek mikroökológiai vizsgálatához már eredményesen használtak (Bartha és Kertész 1998, Kertész és mtsai. 2001, Szigetvári 2002, Bartha és mtsai. 2008, 2011, Szentes és mtsai. 2012): Minden

egy 52 m hosszú cirkuláris transzekt 1040 db. 5 cm × 5 cm mikrokvadrátból áll. Ezekben a mikrokvadrátokban eredő növény és zuzmófajokat jegyeztem fel. Minden transzekt esetében a relatív össz gyakoriság és a három fő életforma típus (egyévesek, évelők, kriptogámok) relatív gyakorisága meghatározásra került. Az első esetében a fajok mikrokvadrátokban való jelenlétének számán alapul. Míg a második esetben hasonló életformájú fajok jelenlétének számán alapul.

A relatív összgyakorisághoz és az életformák relatív gyakoriságának meghatározásához előbb az egyes fajok relatív gyakoriságát kell kiszámolni (%-ban) amit a következő képlettel lehetséges:

$$\frac{\text{adott faj jelenlétének száma adott transzektben} \times 100}{\text{adott transzekt mikrokvadrátjainak száma}}$$

Lényegében abból adódik, hogy adott faj az adott transzekt hány darab mikrokvadrátjában volt jelen.

Ebből már egyszerű összevonással megadhatók a relatív összgyakoriságok: a transzekt összes fajának relatív gyakoriságainak összege. Valamint a három fő életforma típus (egyévesek, évelők, kriptogámok) relatív gyakoriságai: a transzekt adott életformába tartozó fajainak relatív gyakoriságának összege.

Herbicidek kezelése dokumentációs módszer

A terület selyemkóró herbicidek kezelését egy KEOP pályázat keretében végezte a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága (KEOP-7.3.1.2-09-2010-0024) az ehhez szükséges támogatást az Európai Unió és az Európai Regionális Fejlesztési Alap biztosította. A program célja, hogy csökkentse az inváziós növényfajok állományát a Duna-Tisza közeli legértékesebb homoki területeken. Ehhez korábbi magyarországi gyakorlati tapasztalatok alapján két módszert alkalmaztak a célnövényzet kezelésére: a puffer területeken (felhagyott szántókon ahol a selyemkóró sűrű állományokat alakított ki) gépi vagy motoros háti permetezővel történt a hatóanyag kijuttatása. Az értékesebb területeken (természetes, vagy természetközeli vegetációk) kézzel történő kenést alkalmaztak. Az utóbbi esetben minimalizálható, hogy a hatóanyag nem vagy nem csak a célnövényzetre kerüljön, valamint azokon a területeken is alkalmazható, amiknek a megközelítése gépekkel nem kivitelezhető. Az optimális alkalmazás a selyemkóró 20-40 cm magasságakor történt, egészen a virágzásig (májustól júniusig) (Csiszár

és Korda 2015, Mihály és Botta-Dukát 2004). A vizsgált állomány esetében a kézzel történő kenést alkalmazták, mivel az természetes vegetációban helyezkedik el. Herbicidként Medallont alkalmazták, 50%-os vizes oldatban (2 l/ha), ennek glifozát a hatóanyaga (EPSPG-szintáz inhibitor). A glifozát G kategóriájú a HRAC (Herbicide Resistance Action Committee) szerint, míg 9-es kategóriába tartozik a WSSA (Weed Science Society of America) besorolása szerint. A vizsgált állományt a vizsgálat ideje alatt (7 év) mindössze egyszer kezelték herbiciddel, 2014. májusában, azaz a kezelés egyáltalán nem volt megismételve. A herbicid alkalmazás megfeleltethető Jones és mtsainak (2018) ajánlásával, miszerint az inváziós klonális növények kezelésének idejét (a növény fenológiája) és az alkalmazott herbicidet optimálisan kell megválasztani.

A vizsgálat a teljes állományra kiterjedt, így az állományt több összefüggő 2 m × 2 m-es kvadrátokkal fedték le. A kvadrátokban feljegyeztük a hajtások pontos helyzetét, a magányos vagy csoportokban növe hajtások számát (maximális távolságnak ehhez 15 cm-t alkalmaztunk), és a hajtások termésszámát. A hajtások pozíciója (5 cm-es pontosság) az állomány mintázatának ábrázolásához volt szükséges; így ezzel minden hajtás egyedileg vizsgálható. A hajtások pontos helyzete alapján hőterkép készíthető (Kernel-denzitás) mely alapján meghatározható az állomány hajtás denzitásának eloszlása. Így összehasonlítható az állomány hajtásainak heterogenitása, térbeni változása a kezelés előtti és utáni állapotokban. A termésképzést a selyemkóró állomány vitalitásának becslésére használtuk. Ezt a mintavételi eljárást a hét évig tartó vizsgálat minden év júliusában elvégeztük (2011-től 2017-ig). Fontos megjegyezni, hogy a védett területre való tekintettel a selyemkóró állomány földalatti tarackgyökérzetének vizsgálatára (annak kiásására) nem került sor. A vizsgálat ideje három részre osztható fel: kezelés előtti időszak (2011-től 2013-ig), a kezelés éve (2014) és a kezelés utáni időszak (2015-től 2017-ig).

Adatfeldolgozási módszerek

JNP információstatisztika adatfeldolgozás módszer

Az adatok elemzéséhez két JNP-információstatisztikai modellt használtam: a kompozíciós diverzitást (CD) és a megvalósult fajkombinációk számát (NRC) (Juhász-Nagy 1980, Juhász-Nagy és Podani 1983). Mindkét függvénynek mind a maximum értékeit, mind a karakterisztikus területüket (CA) további elemzésekhez felhasználtam. A két

információstatisztikai függvény maximumértékei és karakterisztikus területe a béta diverzitásról ad információt a számunkra (Bartha és mtsai. 2011).

A térsorozati lépések alkalmazásához, random referenciák és a JNP-függvények számításához az INFOTHEM 3.01 programot használtam (Horváth 1998). Ezekhez a következő beállításokat alkalmaztam: azokat a fajokat melyek, az egyes transzektek 2%-nál kevesebb mikrokvadrátjában voltak jelen kihagytam az adatfeldolgozásból, mivel a ritka fajok torzítják a JNP-függvények becslését, műterméket okozhatnak (Tóthmérész és Erdei 1992, Szigetvári 2002, Addicott és mtsai. 2018). A random referenciaként teljes randomizációt (complete randomization) alkalmaztam, mint neutrális modell (Bartha és Kertész 1998, Horváth 1998, Horváth és Makrai 2000). Random referenciákra azért van szükség, hogy vizsgáljuk a JNP-függvény-értékek eltérésének szignifikanciáját az adott nullmodelltől, ez megmutatja, hogy a társulások koegzisztenciális mintázatát befolyásolják-e biotikus interakciók. Amennyiben szignifikáns eltérés tapasztalható a JNP függvény-értékek és a nullmodell között, akkor a vizsgált közösségben a fajok együttélése biotikus interakciók által szabályozott. Viszont ha nincs szignifikáns különbség, akkor teljesen véletlen a kapott mintázat, nincsenek a fajok között jelentős interakciók (Horváth és Makrai 2000, Schmera 2005). A nullmodell létrehozásához nagyszámú specifikus random referenciát kell létrehozni, ez általában Monte-Carlo módszerrel történik. Jelen dolgozatban, minden transzekt esetén Monte-Carlo módszer, 5000 randomizáció és $\alpha = 0,01$ szignifikancia szintet használtam (Manly 1997, Bartha és Kertész 1998, Horváth és Makrai 2000, Szigetvári 2002).

Az előzőnlött állományok analízisekor két beállítást használtam: Egyfelől a selyemkórót benne hagytam a modellek kalkulációja során, így az inváziós fajt ugyan úgy kezeli a program, mint az őshonos fajokat. Másfelől a selyemkórót kihagytam a modellekből, ez utóbbi oka, hogy azzal együtt a vegetáció struktúrája félrevezetően magasabb lehet, mint amilyen az valójában, annak vegetációra kifejtett hatása így pontosabban megállapítható.

Az állományok csökkenő CD értékei szerint sorrendbe rakhatók, ami a zavarás mértékét jelöli (Virágh és mtsai. 2008, Szentes és mtsai. 2012).

Mivel Kelemen és mtsai. (2016) kimutatták, hogy az *Asclepias*-nak erősebb negatív hatása van a homokgyepek évelő fajaira, míg Szitár és mtsai. (2018) évelő füvekkel neutrális vagy pozitív kapcsolatot mutatott ki, ezért megvizsgáltam, hogy a három fő Raunkiaer-féle életformára (egyévesek, évelők, kriptogámok) és azok lehetséges kombinációiban (egyévesek-évelők, egyévesek-kriptogámok és évelők-kriptogámok) van-e valamilyen kölcsönhatása az

inváziós fajnak. Ennek eldöntésére szintén JNP-függvényeket alkalmaztam egy külön tesztben a három életforma esetén. Ezek esetén a beállítások megegyeznek az előzőekben alkalmazott alap elemzésben leírtakkal: vö. randomizációs módszer, fajok 2%-os gyakorisági küszöbértéke. Az előzőnlött állományok esetében az elemzéseket úgy is lefuttam hogy a selyemkórót beágyaztam a modellalkotás folyamatába és külön elvégeztem a futtatásokat annak elhagyásával is, azaz minden életformához és életforma kombinációhoz hozzá is adtam, és el is vettem a selyemkórót.

Az állományok JNP függvény-értékeinek és a karakterisztikus területük összehasonlításához kétszemponos variancaanalízist alkalmaztam (mind az alapelemzéseknél, mind pedig az életformák elemzésénél).

A szignifikancia tesztek és a diagrammok elkészítéséhez GraphPad Prism szoftver 8.0.1.244 verzióját használtam (GraphPad Software, La Jolla, California, USA).

A dolgozatban a növények tudományos fajneveit és a Raunkiaer életforma típusokat Király (2009) munkája alapján használtam.

Herbicide kezelés adatfeldolgozás módszer

A herbicide kezelés hatékonyságának és az állomány hajtásainak jellemzőinek kiértékeléséhez egyszerű adatfeldolgozást és leíró statisztikát használtunk. Mélyebb statisztikai elemzés (pl. egyszemponos ANOVA) nem alkalmazható a kezelés előtti és utáni összehasonlítás során, mivel az félrevezető eredményt adna egy statisztikai hiba, az ún. pszeudoreplikáció miatt. Ez azt jelenti, hogy nem valódi ismétlésből származnak az adatok (jelen esetben egy állomány éves szintű ismétléséből származnak adatok), ezért a hibák függetlenségének elve sem teljesül, ha így végezzük el a statisztikai számításokat (Hurlbert 1984, Oksanen 2001, Davies és Gray 2015, Colegrave és Ruxton 2018, Jordan 2018, Gratton és Mundry 2019). A leíró statisztikához és a diagram készítéshez a GraphPad Prism szoftver 8.0.1.244 verziója volt alkalmazva (GraphPad Software, La Jolla, California, USA). Az állomány hajtásainak elhelyezkedésének megrajzolásához és a Kernel-denzitás elemzéséhez QGIS szoftver 2.18.24 verzióját használtam (QGIS Development Team 2018).

EREDMÉNYEK

JNP információstatisztika vizsgálatának eredményei

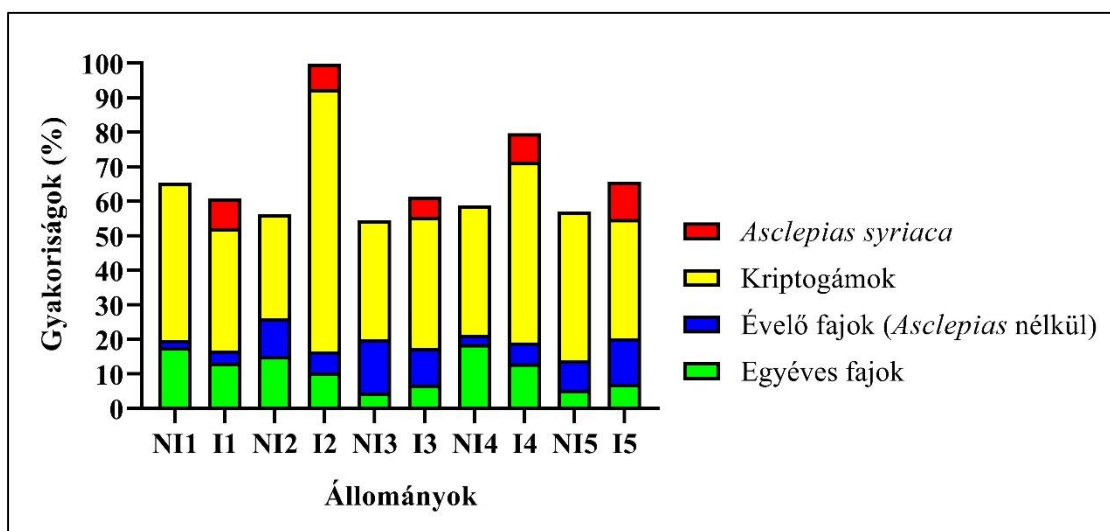
A dolgozatomban mikrocönológiai módszerekkel vizsgáltam, hogy a selyemkóró jelenléte összefüggést mutat-e a csökkenő béta diverzitással. Első körben azonban meghatározható, hogy az állományok transzekjeinek hány mikrokvadrátjában fordult elő adott növény és zuzmófaj, így képet kaphatunk az állományok domináns fajairól. A vizsgált állományok közül legnagyobb fajszámmal az I1 (15 db), I3 (14 db.) és NI1 (13 db.) állományok rendelkeznek. Legfajszegényebb az 5. állománypár előzőnlött állománya (7 db. fajjal). Az állományok fajkombinációi a nyílt homokgyepekére jellemzőek voltak, leszámítva az inváziós faj jelenlétét. A selyemkóró és más fajok gyakorisága eltért az öt állománypár esetén: az első állománypár gyakoribb fajai *Kochia lanifolia* (Borb.), *Secale sylvestre* (Host), *Polygonum arenarium* (W. et K.) (egyévesek) valamint *Bothriocloa ischaemum* (L.) és *Stipa borsysthenica* (évelők) voltak. Az első állománypár nem-inváziós állományában (NI1) az *Conyza canadensis* (L.) több mikrokvadrátban is jelen volt. A második állománypárban az egyévesek közül gyakoribbnak a *Secale sylvestre* és *Polygonum arenarium* számítottak, míg évelők közül az *Equisetum ramosissimum* (Desf.) és *Stipa borsysthenica*. Harmadik állománypár esetén a *Polygonum arenarium*, *Crepis rheadifolia* (M.Bieb.) (egyévesek), *Festuca vaginata* és *Stipa borsysthenica* (évelők) gyakoriak. Az előzőnlött állományban (I3) igen jelentős azon mikrokvadrátok száma, amikben a *Bromus squarrosus* (L.) (egyéves) és a *Dianthus serotinus* (évelő) volt jelen. A negyedik állománypárban *Secale sylvestre* egyéves, és két évelő a *Bothriocloa ischaemum* és a *Carex liparicarpos* (Gaud.) gyakoribbak voltak. Kiemelhető még a *Kochia lanifolia*, *Bromus squarrosus* és *Crepis rheadifolia*, ezek az egyévesek a nem-inváziós negyedik állomány (NI4) nagyszámú mikrokvadrátjában voltak jelen. Az ötödik állománypár mindkét állományában gyakori volt a *Secale sylvestre* (egyéves) és a *Stipa borsysthenica* (évelő). A nem-inváziós állományban (NI5) a *Crepis rheadifolia* (egyéves), *Festuca vaginata* és *Thymus glabrescens subsp. degenianus* ((Lyka) Soó) volt gyakroi (**3. táblázat**).

Kriptogámok közül *Tortula* sp. és *Cladonia furcata* mind az öt állománypárban igen nagy gyakoriságot mutattak (**3. táblázat**).

3. táblázat. A táblázat a transzektek fajait és fajszámait mutatja, valamint hogy az egyes transzekteken belül mennyi mikrokvadrátban volt jelen az adott faj és mennyi azok relatív gyakorisága (%). NI – nem inváziós állományok, I – előzőnlött állományok. A táblázat nem tartalmazza azokat a fajokat melyek, az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrokvadrátjában voltak jelen.

3 Raunkiaer életforma	Fajok	Jelenlétek és relatív gyakoriságok az állományok transzekteiben									
		NI1	I1	NI2	I2	NI3	I3	NI4	I4	NI5	I5
Egyévesek	<i>Bromus squarrosus</i>	70 (6,73%)	67 (6,44%)		25 (2,4%)		113 (10,86%)	147 (14,13%)	46 (4,42%)		
	<i>Cerastium semidecandrum</i>	30 (2,88%)	42 (4,03%)				37 (3,55%)				
	<i>Conyza canadensis</i>	128 (12,3%)	47 (4,51%)	84 (8,07%)	32 (3,07%)					21 (2,01%)	32 (3,07%)
	<i>Crepis rheoadifolia</i>	59 (5,67%)	24 (2,3%)			59 (5,67%)	168 (16,15%)	132 (12,69%)		95 (9,13%)	
	<i>Kochia laniflora</i>	501 (48,17%)	186 (17,88%)	95 (9,13%)	28 (2,69%)		27 (2,59%)	359 (34,51%)	80 (7,69%)	37 (3,55%)	
	<i>Minuartia glomerata</i>	22 (2,11%)	34 (3,26%)								
	<i>Polygonum arenarium</i>	225 (21,63%)	308 (29,61%)	90 (8,65%)	110 (10,57%)	60 (5,76%)	56 (5,38%)	75 (7,21%)	86 (8,26%)	22 (2,11%)	
	<i>Secale sylvestre</i>	436 (41,92%)	456 (43,84%)	359 (34,51%)	344 (33,07%)	23 (2,21%)	28 (2,69%)	256 (24,61%)	329 (31,63%)	107 (10,28%)	114 (10,96%)
	<i>Silene conica</i>		69 (6,63%)								
Évelők	<i>Asclepias syriaca</i>		90 (8,65%)		76 (7,3%)		61 (5,86%)		86 (8,26%)		113 (10,86%)
	<i>Bothriocloa ischaemum</i>	21 (2,01%)	38 (3,65%)				25 (2,4%)	28 (2,69%)	39 (7,75%)		
	<i>Carex liparicarpos</i>							30 (2,88%)	88 (8,46%)		
	<i>Dianthus serotinus</i>				25 (2,4%)	190 (18,26%)					
	<i>Equisetum ramosissimum</i>	26 (2,5%)		75 (7,21%)	66 (6,34%)		23 (2,21%)				
	<i>Eryngium campestre</i>					35 (3,36%)					
	<i>Festuca vaginata</i>					221 (21,25%)	119 (11,44%)			67 (6,44%)	
	<i>Koeleria glauca</i>				25 (2,4%)						
	<i>Stipa borysthena</i>	22 (2,11%)	37 (3,55%)	153 (14,71%)	141 (13,55%)	197 (18,94%)	272 (26,15%)			140 (13,46%)	139 (13,36%)
	<i>Thymus glabrescens subsp. degenianus</i>									58 (5,57%)	
Kriptogámok	<i>Cladonia convulata</i>		33 (3,17%)	42 (4,03%)		217 (20,86%)	90 (8,65%)	44 (4,23%)		245 (23,55%)	30 (2,88%)
	<i>Cladonia furcata</i>	35 (3,36%)	57 (5,48%)	27 (2,59%)		158 (15,19%)	161 (15,48%)	127 (12,21%)	117 (11,25%)	476 (45,76%)	78 (7,5%)
	<i>Tortula sp.</i>	911 (87,59%)	1014 (97,5%)	871 (83,75%)	798 (76,73%)	703 (67,59%)	936 (90%)	999 (96,05%)	972 (93,46%)	625 (60,09%)	969 (93,17%)
Fajszám		13	15	9	11	10	14	10	9	11	7

Vizsgálható az is, hogy a különböző állapotú vegetációkban (féltermészetes és természetes) a három életforma milyen gyakoriságot mutat. A gyakoriság három előzőnlött állomány esetében magasabb volt (I2, I3 és I4) kettőnél (I1 és I5) pedig kisebb. A selyemkóró gyakorisága az invázió fokát mutatja, ami meglehetősen magas volt mind az egyévesek, mind az évelők gyakoriságához képest (10. ábra, finomabb beosztásához a 4. táblázata használható). Érdekes módon az inváziós faj gyakorisága a természetes állomány előzőnlött részén a legnagyobb (I5). A három fő életforma típus és az invázió kapcsolatának vizsgálata nem mutatott szignifikáns különbséget a két vegetációsegység és az állománypárok között sem (4. táblázat).



10. ábra. Az állományok három fő Raunkiaer életforma kategóriáinak és az inváziós faj gyakoriságai. NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlött állomány. A diagram nem tartalmazza azokat a fajokat, melyek az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrokvadrátjában voltak jelen.

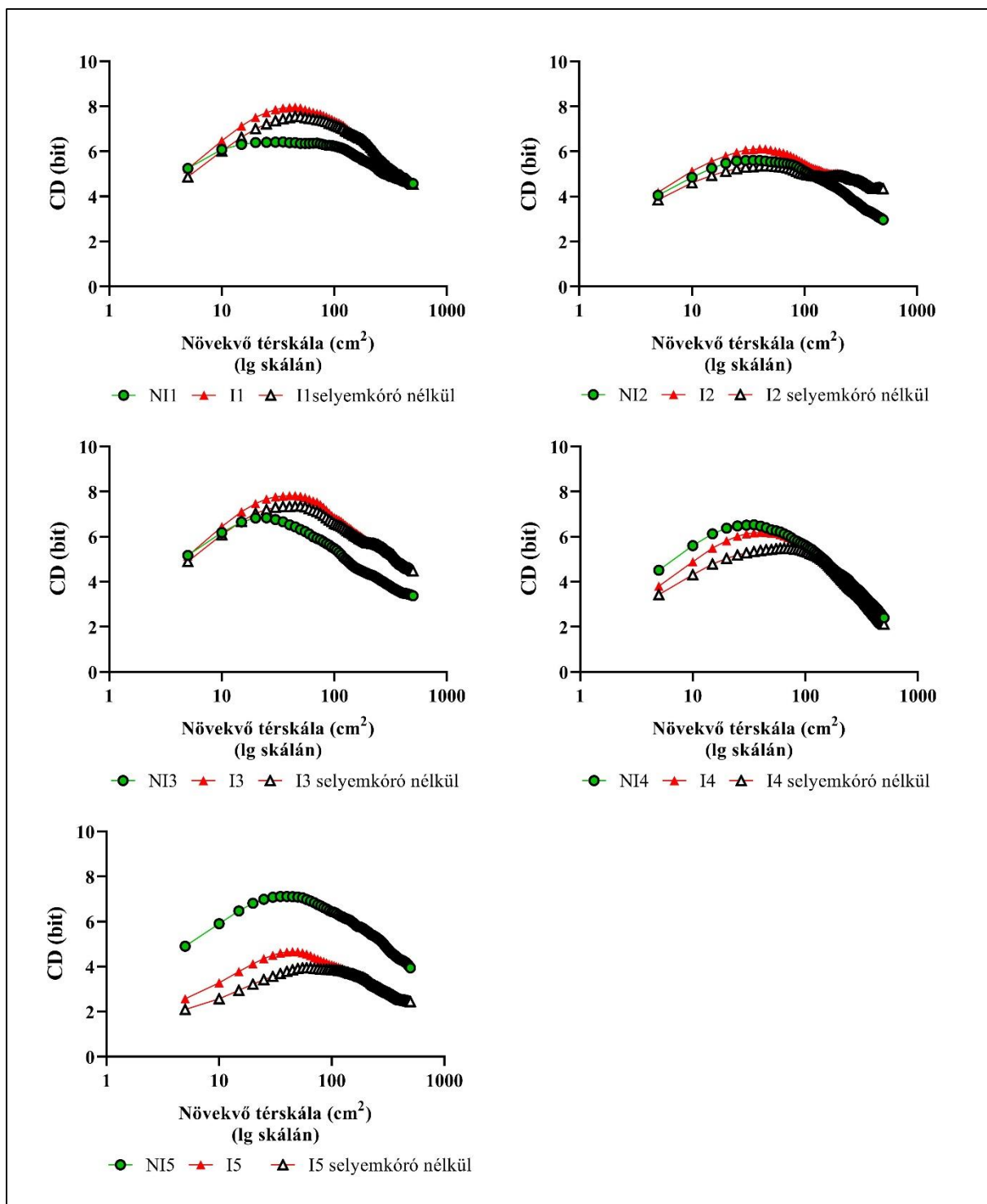
4. táblázat. A három fő Raunkiaer életforma kategória és az inváziós faj gyakorisága. FT – féltermészetes vegetációs egység (1.-4. állománypárok), T – természetes vegetációs egység (5. állománypár), NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlött állomány. A táblázat nem tartalmazza azokat a fajokat, melyek az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrokvadrátjában voltak jelen.

Vegetációs egység	Állományok	Egyéves fajok	Évelő fajok (<i>Asclepias</i> nélkül)	Kriptogámok	<i>Asclepias syriaca</i>	Össz.
FT	NI1	17,67%	2,21%	45,48%	0%	65,36%
	I1	13,17%	3,60%	35,38%	8,65%	60,80%
FT	NI2	15,09%	10,96%	30,12%	0%	56,17%
	I2	10,36%	6,17%	76,00%	7,30%	99,83%
FT	NI3	4,55%	15,45%	34,55%	0%	54,55%
	I3	6,87%	10,55%	38,04%	5,86%	61,32%
FT	NI4	18,63%	2,78%	37,50%	0%	58,91%
	I4	13,00%	6,10%	52,35%	8,26%	79,71%
T	NI5	5,40%	8,49%	43,14%	0%	57,03%
	I5	7,01%	13,36%	34,51%	10,86%	65,74%
Átlag	N	12,26%	7,97%	38,15%	0%	58,40%
	A	10,08%	7,95%	47,33%	8,18%	73,62%

A JNP-függvények számításánál használt randomizációs tesztek szignifikáns eltérése a terepi értékektől arra utalnak, hogy a fajok között jelentős kölcsönhatások vannak. Az állományok CD és NRC értékei szignifikánsan különböznek a teljes randomizációs tesztek CD és NRC értékektől szinte minden térsorozati lépésnél. Érdeemes megjegyezni tehát, hogy az állományokban (függetlenül, hogy előzőnlött vagy sem) biotikus interakciók vannak a fajok között (**1. melléklet**).

A selyemkóró inváziójának hatásának detektálására két JNP-függvényt használtam: a kompozíciós diverzitást (CD) és a fajkombinációk számát (NRC) melyek a legérzékenyebben írják le a fajok együttélésében bekövetkezett változásokat, melyek a béta diverzitás változást mutatják végső soron (Bartha és mtsai. 2011). A selyemkórót az előzőnlött állományok JNP-függvények számításakor benneahagyva is, és abból kihagyva is hasonló eredményt kaptam, ha ezeket vetem össze az inváziótól mentes állományokkal: sem a területek, sem az állománypárok CD maximum értékei között nem volt szignifikáns különbség (**11. ábra, 5. táblázat**). Továbbá a féltermészetes, természetes területek CA-i között sem volt tapasztalható jelentős eltérés (**5. táblázat**). Azonban az állománypárok összehasonlításakor azok CA-inak szintjén jelentős eltérés tapasztalható ($p = 0,009$): Az állománypárok inváziótól mentes részében a kompozíciós diverzitás maximumértékei kisebb területegységben találhatók meg (25-35 cm × 5 cm). Míg

ezek inváziós párjaik esetén nagyobb területegységnél érik el a kompozíciós diverzitásuk maximumát, akkor is ha a selyemkóró bennmarad a JNP függvény kalkulációjakor (40-45 cm $\times$ 5 cm) és akkor is ha abból kizárjuk (45-65 cm $\times$ 5 cm). Lényeges különbséget az összehasonlításban nem okozott, hogy az előzőnlött állományoknál az inváziós fajt a JNP-függvények számításába belevettem, avagy kihagytam (**5. táblázat**).



11. ábra. Az öt állománpár kompozíciós diverzitás (fajkombinációk diverzitása) függvénye növekvő térszkálán. FT – féltermészetes vegetációs egység (1.-4. állománpárok), T – természetes vegetációs egység (5. állománpár), NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlt állomány. A JNP függvények számításai nem tartalmazzák azokat a fajokat, melyek az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrovadrátjában voltak jelen (az ábra módosítva Bakacsy 2019 alapján).

5. táblázat. A CD és NRC maximumértékeinek és karakterisztikus területei (CA) cm²-ben megadva és azok kétutas ANOVA elemzése: selyemkórót bevonva az elemzésbe (+ *Ascl.*) **A**) és selyemkórót kihagyva az elemzésből (*Ascl.* nélkül) **B**). FT – féltermészetes vegetációs egység (1.-4. állománpár), T – természetes vegetációs egység (5. állománpár), NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlött állomány. A szignifikancia szintek $p < 0,05$: *, $p < 0,01$: **, $p < 0,001$: *** voltak, a nem szignifikáns különbség: ns. A táblázat nem tartalmazza azokat a fajokat, melyek az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrokvadrátjában voltak jelen (az ábra módosítva Bakacsy 2019 alapján).

A

JNP-függvény	Vegetációs egység	Állománpár	NI (max. érték)	I (+ <i>Ascl.</i>) (max. érték)	NI (CA)	I (+ <i>Ascl.</i>) (CA)	Összehasonlítás (kétutas ANOVA)	kétutas ANOVA (p)
CD	FT	1	6,4174	7,9666	35 cm × 5 cm	45 cm × 5 cm	Vegetációs egység (max. értékek)	0,581 ns
	FT	2	5,6117	6,1173	35 cm × 5 cm	40 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,945 ns
	FT	3	6,8345	7,8234	25 cm × 5 cm	40 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,239 ns
	FT	4	6,5267	6,1938	35 cm × 5 cm	40 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,009 **
	T	5	7,1153	4,66	35 cm × 5 cm	45 cm × 5 cm		
NRC	FT	1	0,1135	0,1785	20 cm × 5 cm	30 cm × 5 cm	Vegetációs egység (max. értékek)	0,332 ns
	FT	2	0,059	0,074	20 cm × 5 cm	30 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,761 ns
	FT	3	0,1085	0,177	20 cm × 5 cm	25 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,869 ns
	FT	4	0,082	0,066	20 cm × 5 cm	30 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,109 ns
	T	5	0,1155	0,0295	30 cm × 5 cm	25 cm × 5 cm		

B

JNP-függvény	Vegetációs egység	Állománpár	NI (max. érték)	I (<i>Ascl.</i> nélkül) (max. érték)	NI (CA)	I (<i>Ascl.</i> nélkül) (CA)	Összehasonlítás (kétutas ANOVA)	kétutas ANOVA (p)
CD	FT	1	6,4174	7,550866	35 cm × 5 cm	45 cm × 5 cm	Vegetációs egység (max. értékek)	0,557 ns
	FT	2	5,6117	5,372594	35 cm × 5 cm	45 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,497 ns
	FT	3	6,8345	7,355913	25 cm × 5 cm	45 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,279 ns
	FT	4	6,5267	5,489767	35 cm × 5 cm	65 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,009 **
	T	5	7,1153	3,947427	35 cm × 5 cm	60 cm × 5 cm		
NRC	FT	1	0,1135	0,1395	20 cm × 5 cm	25 cm × 5 cm	Vegetációs egység (max. értékek)	0,3 ns
	FT	2	0,059	0,051	20 cm × 5 cm	30 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,506 ns
	FT	3	0,1085	0,141	20 cm × 5 cm	30 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,99 ns
	FT	4	0,082	0,0425	20 cm × 5 cm	30 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,456 ns
	T	5	0,1155	0,017	30 cm × 5 cm	15 cm × 5 cm		

Az NRC maximális értékei és a CA-i nem mutattak szignifikáns különbséget sem a vegetációs egységek között (féltermészetes és természetes) sem az invázió szinten (invázió nélkül és előzőnlött), függetlenül attól, hogy az özönfajjal együtt, vagy anélkül történt a számítás (**5. táblázat**).

Az invázió hatásának a három fő Raunkiaer életformákra JNP-függvényekkel történő vizsgálata meglehetősen vegyes eredményeket adott, attól függően, hogy a három életformát

külön-külön, egymással kombinálva és selyemkóróval vagy selyemkóró nélkül elemeztem (6. és 7. táblázat).

Külön a három életformához hozzáadva az özönfajt megállapítható, hogy egyik függvény paramétere sem mutat szignifikáns eltérést az inváziótól mentes és előzőnlött állományok között. Az özönfaj nélkül számolva két előzőnlött állomány esetben csak egy faj maradt (az I2 állományban egy kriptogám és az I5 állományban egy évelő), amiből kifolyólag a JNP-függvényeket nem lehetett az esetükben lefuttatni. *Asclepias* nélkül vizsgálva az egyévesek életformájánál egy gyenge szignifikáns eltérés ($p = 0,016$) mutatkozik az NRC függvény maximumértékeiben a vegetációs egységek összehasonlításában. A természetes vegetációs egység állománypár NRC maximumértéke kisebb (0,0145 és 0,0085) mint a féltermészetes vegetációs egység állománypárjainak NRC maximumértékei (0,0095-0,0775) (6. táblázat).

6. táblázat. A CD és NRC maximumértékeinek és karakterisztikus területei (CA) cm²-ben megadva és azok kétutas ANOVA elemzése a három fő Raunkiaer életforma kategória vonatkozásában: selyemkórót bevonva az elemzésbe, minden életformához külön-külön (+ Ascl.) **A)** és selyemkórót teljesen kihagyva az elemzésből (Ascl. nélkül) **B)**. DD – adathiány, túl kevés faj állt rendelkezésre a JNP függvény elemzéséhez. FT – féltermészetes vegetációs egység (1.-4. állománpárok), T – természetes vegetációs egység (5. állománpár), NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőlött állomány. A szignifikancia szintek $p < 0,05$: *, $p < 0,01$: **, $p < 0,001$: *** voltak, a nem szignifikáns különbség: ns. A táblázat nem tartalmazza azokat a fajokat, melyek az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrokvadrátjában voltak jelen (az ábra módosítva Bakacsy 2019 alapján).

A			Raunkiaer életformák						Összehasonlítás (kétutas ANOVA)		
JNP- függvény (Vegetációs egység)	Állománpár	Állomány	Egyévesek		Évelők		Kriptogámok		kétutas ANOVA (p)		
			max. érték	CA	max. érték	CA	max. érték	CA	Egyévesek Vegetációs egység (max. értékek)		
CD	1(FT)	NI	5,0359	15 cm × 5 cm	2,5229	210 cm × 5 cm	1,041	95 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,392	ns
		I (+ Ascl.)	6,8209	50 cm × 5 cm	2,5166	65 cm × 5 cm	2,4273	70 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,395	ns
	2(FT)	NI	3,0415	25 cm × 5 cm	1,8802	40 cm × 5 cm	2,0114	500 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,424	ns
		I (+ Ascl.)	3,9425	45 cm × 5 cm	3,7188	50 cm × 5 cm	1,1575	10 cm × 5 cm	Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	0,396	ns
	3(FT)	NI	2,3264	225 cm × 5 cm	3,5597	25 cm × 5 cm	2,4019	15 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,527	ns
		I (+ Ascl.)	5,4269	60 cm × 5 cm	3,517	40 cm × 5 cm	2,9945	50 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,478	ns
	4(FT)	NI	4,4568	20 cm × 5 cm	1,8693	175 cm × 5 cm	1,9821	120 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,355	ns
		I (+ Ascl.)	4,01	40 cm × 5 cm	2,7308	45 cm × 5 cm	1,916	35 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,177	ns
	5(T)	NI	4,0592	140 cm × 5 cm	2,8511	60 cm × 5 cm	2,6331	10 cm × 5 cm	Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	0,455	ns
		I (+ Ascl.)	2,5702	40 cm × 5 cm	1,9937	30 cm × 5 cm	2,2006	40 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,767	ns
NRC	1(FT)	NI	0,053	15 cm × 5 cm	0,011	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,619	ns
		I (+ Ascl.)	0,108	25 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,337	ns
	2(FT)	NI	0,01	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	0,067	ns
		I (+ Ascl.)	0,0185	65 cm × 5 cm	0,0125	70 cm × 5 cm	0,008	480 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,199	ns
	3(FT)	NI	0,0105	480 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,182	ns
		I (+ Ascl.)	0,0405	35 cm × 5 cm	0,0145	25 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,192	ns
	4(FT)	NI	0,016	10 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	0,75	ns
		I (+ Ascl.)	0,015	20 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,556	ns
	5(T)	NI	0,0145	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,5	ns
		I (+ Ascl.)	0,0085	480 cm × 5 cm	0,008	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,179	ns

B			Raunkiaer életformák						Összehasonlítás (kétutas ANOVA) kétutas ANOVA (p)		
JNP-függvény (Vegetációs egység)	Állománpár	Állomány	Egyévesek		Évelők		Kriptogámok				
			max. érték	CA	max. érték	CA	max. érték	CA			
CD	1(FT)	NI	5,0359	15 cm × 5 cm	2,5229	210 cm × 5 cm	1,041	95 cm × 5 cm	Egyévesek Vegetációs egység (max. értékek)	0,395	ns
		I (Ascl. nélkül)	6,2059	60 cm × 5 cm	1,9628	185 cm × 5 cm	1,9221	220 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,961	ns
	2 (FT)	NI	3,0415	25 cm × 5 cm	1,8802	40 cm × 5 cm	2,0114	500 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,702	ns
		I (Ascl. nélkül)	3,4084	195 cm × 5 cm	2,8245	60 cm × 5 cm	DD	DD	Invázió (CA)	0,92	ns
	3 (FT)	NI	2,3264	225 cm × 5 cm	3,5597	25 cm × 5 cm	2,4019	15 cm × 5 cm	Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	nem alkalmazható	
		I (Ascl. nélkül)	4,6109	70 cm × 5 cm	2,5922	35 cm × 5 cm	1,9977	50 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	nem alkalmazható	
	4 (FT)	NI	4,4568	20 cm × 5 cm	1,8693	175 cm × 5 cm	1,9821	120 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	nem alkalmazható	
		I (Ascl. nélkül)	3,1502	65 cm × 5 cm	1,8301	65 cm × 5 cm	0,9999	135 cm × 5 cm	Invázió (CA)	nem alkalmazható	
	5 (T)	NI	4,0592	140 cm × 5 cm	2,8511	60 cm × 5 cm	2,6331	10 cm × 5 cm	Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	nem alkalmazható	
		I (Ascl. nélkül)	1,7604	65 cm × 5 cm	DD	DD	1,9657	250 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	nem alkalmazható	
NRC	1(FT)	NI	0,053	15 cm × 5 cm	0,011	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	Egyévesek Vegetációs egység (max. értékek)	0,016	*
		I (Ascl. nélkül)	0,0775	25 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,376	ns
	2 (FT)	NI	0,01	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,373	ns
		I (Ascl. nélkül)	0,014	480 cm × 5 cm	0,0105	480 cm × 5 cm	DD	DD	Invázió (CA)	0,964	ns
	3 (FT)	NI	0,0105	480 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	nem alkalmazható	
		I (Ascl. nélkül)	0,024	35 cm × 5 cm	0,01	480 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	nem alkalmazható	
	4 (FT)	NI	0,016	10 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	nem alkalmazható	
		I (Ascl. nélkül)	0,0095	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	0,0085	480 cm × 5 cm	Invázió (CA)	nem alkalmazható	
	5 (T)	NI	0,0145	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	nem alkalmazható	
		I (Ascl. nélkül)	0,0085	480 cm × 5 cm	DD	DD	0,0095	480 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	nem alkalmazható	
									Vegetációs egység (CA)	nem alkalmazható	
									Invázió (CA)	nem alkalmazható	

Az életforma kombinációkhoz az özőnfajt hozzáadva, a következő tapasztalható: CD-függvény esetében nem volt szignifikáns eltérés. Az NRC-függvény maximumértékei az évelők-kriptogámok kombinációjában, a vegetációs egységek között volt megfigyelhető egy enyhébb szignifikáns eltérés ($p = 0,012$): a természetes vegetációs egységben található állománpár NRC maximumértéke kisebb (0,0125 és 0,023) mint a féltermészetes vegetációs egység állománpárjainak NRC maximumértékei (0,01-0,0445). Selyemkóró nélkül kalkulálva a CD függvény CA-ban volt eltérés ($p = 0,012$) az évelők-kriptogámok kombinációjában a vegetációs egységek között: A természetes vegetációs egységben lévő állománpár CA-ja kisebb (35-55 cm $\times$ 5 cm), mint a féltermészetes vegetációs egység állománpárjai (20-185 cm $\times$ 5 cm). Valamint ugyanezen függvény karakterisztikus áréáinál $p = 0,05$ szinten volt eltérés az egyévesek-kriptogámok kombinációkban az invázió tekintetében: a nem-előzőnlött állományok alacsonyabb CA-val rendelkeznek (15-75 cm $\times$ 5 cm) mint az előzőnlött állományok (50-190 cm $\times$ 5 cm). Selyemkóró nélkül az NRC függvény maximumértékeiben $p = 0,033$ szinten volt szignifikáns különbség az évelők-kriptogámok kombináció vegetációs egységek tekintetében: A természetes vegetációs egység állománpárjának maximumértéke kisebb (0,0095 és 0,023) mint a féltermészetes vegetációban lévő állománpároké (0,009-0,0445) (7. táblázat).

7. táblázat. A CD és NRC maximumértékeinek és karakterisztikus területei (CA) cm²-ben megadva és azok kétutas ANOVA elemzése a három fő Raunkiaer életforma kombinációk vonatkozásában: selymkórót bevonva az elemzésbe, minden életformához külön-külön (+ *Ascl.*) **A**) és selymkórót teljesen kihagyva az elemzésből (*Ascl.* nélkül) **B**). FT – féltermészetes vegetációs egység (1.-4. állománypárok), T – természetes vegetációs egység (5. állománypár), NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlt állomány. A szignifikancia szintek $p < 0,05$: *, $p < 0,01$: **, $p < 0,001$: *** voltak, a nem szignifikáns különbség: ns. A táblázat nem tartalmazza azokat a fajokat, melyek az egyes transzektek 2% -nál kevesebb mikrovadrátjában voltak jelen.

A			Raunkiaer életforma kombinációk						Összehasonlítás (kétutas ANOVA)			kétutas ANOVA (p)	
JNP-függvény (Vegetációs egység)	Állománypár	Állomány	Egyévesek-Évelők		Egyévesek-Kriptogámok		Évelők-Kriptogámok		Egyévesek-Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	0,537	ns		
			max. érték	CA	max. érték	CA	max. érték	CA	Invázió (max. értékek)	0,616	ns		
CD	1(FT)	NI	5,8549	35 cm × 5 cm	5,692	15 cm × 5 cm	3,4339	180 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,565	ns		
		I (+ Ascl.)	7,5257	45 cm × 5 cm	7,4637	50 cm × 5 cm	4,0112	95 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,414	ns		
	2 (FT)	NI	4,8131	30 cm × 5 cm	4,0955	75 cm × 5 cm	3,0089	65 cm × 5 cm	Egyévesek-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	0,474	ns		
		I (+ Ascl.)	6,0999	45 cm × 5 cm	3,9703	40 cm × 5 cm	3,7316	45 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,682	ns		
	3 (FT)	NI	5,7057	25 cm × 5 cm	3,9717	50 cm × 5 cm	5,7057	20 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,549	ns		
		I (+ Ascl.)	6,8819	40 cm × 5 cm	6,7181	60 cm × 5 cm	5,31	45 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,628	ns		
	4 (FT)	NI	5,3068	30 cm × 5 cm	5,7582	25 cm × 5 cm	3,6069	130 cm × 5 cm	Évelők-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	0,159	ns		
		I (+ Ascl.)	5,5249	40 cm × 5 cm	4,814	40 cm × 5 cm	3,5953	45 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,72	ns		
	5 (T)	NI	5,9104	60 cm × 5 cm	5,422	45 cm × 5 cm	4,9304	35 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,163	ns		
		I (+ Ascl.)	3,5417	40 cm × 5 cm	3,7909	50 cm × 5 cm	3,1854	40 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,233	ns		
JNP-függvény (Vegetációs egység)	Állománypár	Állomány	Egyévesek-Évelők		Egyévesek-Kriptogámok		Évelők-Kriptogámok		Egyévesek-Évelők Vegetációs egység (max. értékek)	0,227	ns		
			max. érték	CA	max. érték	CA	max. érték	CA	Invázió (max. értékek)	0,278	ns		
NRC	1(FT)	NI	0,0865	20 cm × 5 cm	0,0755	20 cm × 5 cm	0,0135	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,409	ns		
		I (+ Ascl.)	0,1395	25 cm × 5 cm	0,1445	25 cm × 5 cm	0,0135	40 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,315	ns		
	2 (FT)	NI	0,0255	15 cm × 5 cm	0,027	10 cm × 5 cm	0,01	15 cm × 5 cm	Egyévesek-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	0,212	ns		
		I (+ Ascl.)	0,069	30 cm × 5 cm	0,022	10 cm × 5 cm	0,019	15 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,448	ns		
	3 (FT)	NI	0,0445	15 cm × 5 cm	0,0225	15 cm × 5 cm	0,0445	15 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,594	ns		
		I (+ Ascl.)	0,113	30 cm × 5 cm	0,0845	45 cm × 5 cm	0,0425	15 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,614	ns		
	4 (FT)	NI	0,04	20 cm × 5 cm	0,0485	20 cm × 5 cm	0,013	480 cm × 5 cm	Évelők-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)	0,012	*		
		I (+ Ascl.)	0,044	35 cm × 5 cm	0,03	20 cm × 5 cm	0,0105	20 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)	0,72	ns		
	5 (T)	NI	0,0515	45 cm × 5 cm	0,041	30 cm × 5 cm	0,023	15 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)	0,446	ns		
		I (+ Ascl.)	0,0085	480 cm × 5 cm	0,018	15 cm × 5 cm	0,0125	10 cm × 5 cm	Invázió (CA)	0,175	ns		

B			Raunkiaer életforma kombinációk						Összehasonlítás (kétutas ANOVA)		kétutas ANOVA (p)	
JNP-függvény (Vegetációs egység)	Állománypár	Állomány	Egyévesek-Évelők		Egyévesek-Kriptogámok		Évelők-Kriptogámok		Egyévesek-Évelők Vegetációs egység (max. értékek)			
			max. érték	CA	max. érték	CA	max. érték	CA	Invázió (max. értékek)			
CD	1(FT)	NI	5,8549	35 cm × 5 cm	5,692	15 cm × 5 cm	3,4339	180 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)		0,59	ns
		I (Ascl. nélkül)	7,0134	50 cm × 5 cm	6,9812	50 cm × 5 cm	3,7086	185 cm × 5 cm	Invázió (CA)		0,099	ns
	2 (FT)	NI	4,8131	30 cm × 5 cm	4,0955	75 cm × 5 cm	3,0089	65 cm × 5 cm	Egyévesek-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)		0,473	ns
		I (Ascl. nélkül)	5,3589	45 cm × 5 cm	3,4085	190 cm × 5 cm	2,8246	60 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)		0,798	ns
	3 (FT)	NI	5,7057	25 cm × 5 cm	3,9717	50 cm × 5 cm	5,7057	20 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)		0,15	ns
		I (Ascl. nélkül)	6,2417	50 cm × 5 cm	6,0671	50 cm × 5 cm	4,4294	45 cm × 5 cm	Invázió (CA)		0,05	*
	4 (FT)	NI	5,3068	30 cm × 5 cm	5,7582	25 cm × 5 cm	3,6069	130 cm × 5 cm	Évelők-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)		0,226	ns
		I (Ascl. nélkül)	4,7743	65 cm × 5 cm	4,0249	70 cm × 5 cm	2,7444	75 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)		0,134	ns
	5 (T)	NI	5,9104	60 cm × 5 cm	5,422	45 cm × 5 cm	4,9304	35 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)		0,012	*
		I (Ascl. nélkül)	2,6781	50 cm × 5 cm	3,3274	140 cm × 5 cm	2,3271	55 cm × 5 cm	Invázió (CA)		0,895	ns
JNP-függvény (Vegetációs egység)	Állománypár	Állomány	Egyévesek-Évelők		Egyévesek-Kriptogámok		Évelők-Kriptogámok		Évelők-Egyévesek Vegetációs egység (max. értékek)			
			max. érték	CA	max. érték	CA	max. érték	CA	Invázió (max. értékek)			
NRC	1(FT)	NI	0,0865	20 cm × 5 cm	0,0755	20 cm × 5 cm	0,0135	480 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)		0,41	ns
		I (Ascl. nélkül)	0,104	25 cm × 5 cm	0,1085	25 cm × 5 cm	0,0135	480 cm × 5 cm	Invázió (CA)		0,326	ns
	2 (FT)	NI	0,0255	15 cm × 5 cm	0,027	10 cm × 5 cm	0,01	15 cm × 5 cm	Egyévesek-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)		0,154	ns
		I (Ascl. nélkül)	0,047	30 cm × 5 cm	0,014	10 cm × 5 cm	0,011	15 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)		0,934	ns
	3 (FT)	NI	0,0445	15 cm × 5 cm	0,0225	15 cm × 5 cm	0,0445	15 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)		0,455	ns
		I (Ascl. nélkül)	0,0835	30 cm × 5 cm	0,0575	25 cm × 5 cm	0,029	15 cm × 5 cm	Invázió (CA)		0,362	ns
	4 (FT)	NI	0,04	20 cm × 5 cm	0,0485	20 cm × 5 cm	0,013	480 cm × 5 cm	Évelők-Kriptogámok Vegetációs egység (max. értékek)		0,033	*
		I (Ascl. nélkül)	0,0255	25 cm × 5 cm	0,017	15 cm × 5 cm	0,009	480 cm × 5 cm	Invázió (max. értékek)		0,135	ns
	5 (T)	NI	0,0515	45 cm × 5 cm	0,041	30 cm × 5 cm	0,023	15 cm × 5 cm	Vegetációs egység (CA)		0,074	ns
		I (Ascl. nélkül)	0,0085	480 cm × 5 cm	0,011	480 cm × 5 cm	0,0095	480 cm × 5 cm	Invázió (CA)		0,374	ns

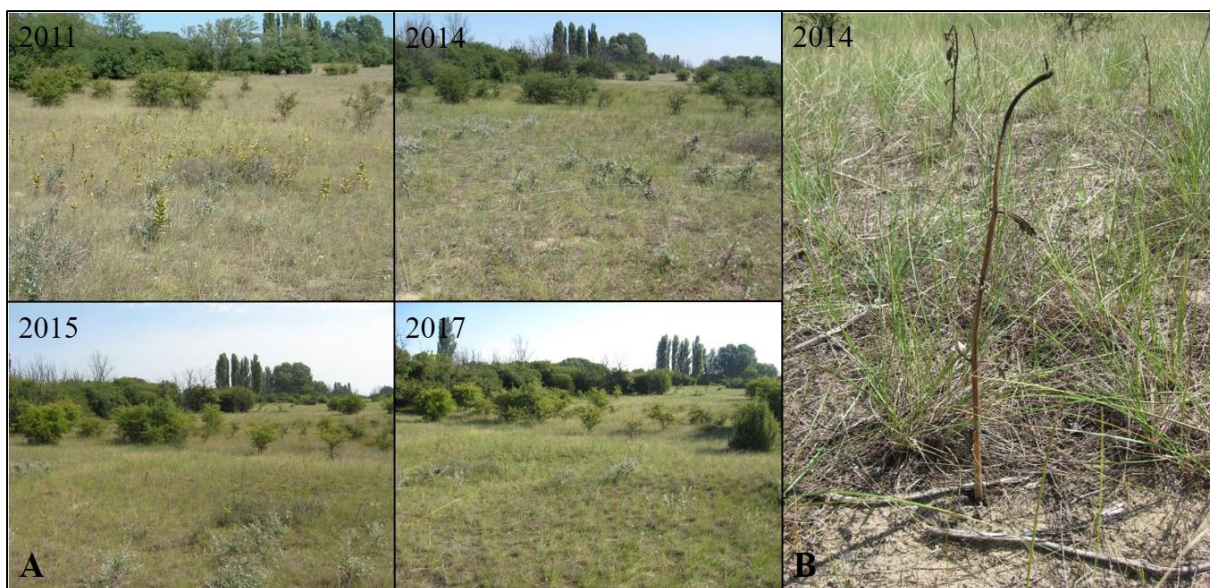
A zavarás mértékének megállapításához az állományok a max. CD értékek alapján csökkenő sorrendbe rakhatók. Az így kialakított „zavarási skálán” az előzőnlött állományok annak két végén, az inváziótól mentes állományok pedig annak közepén helyezkednek el (**8. táblázat**).

8. táblázat. Az állományok sorrendje zavartságuk mértékében (a csökkenő max. CD értékek jelzik a zavartság fokát). *Asclepias* % - az inváziós faj százalékos gyakorisága (az ábra módosítva Bakacsy 2019 alapján).

Állományok	I1	I3	NI5	NI3	NI4	NI1	NI2	I4	I2	I5
max. CD	7,55	7,355	7,115	6,834	6,526	6,417	5,611	5,489	5,372	3,947
CA	45	45	35	25	35	35	35	65	45	60
<i>Asclepias</i> %	8,65%	5,86%	0	0	0	0	0	8,26%	7,30%	10,86%

Herbicidek kezelés vizsgálatának eredményei

A herbicidek kezelés előtti időszakban vizsgáltuk az állomány jellemzőit 2011-től 2013-ig, ami a **12.**, **13.** és **14. ábrán** látható. Ebben az időszakban volt az állomány legnagyobb hajtásszáma kisebb ingadozásokkal (mindhárom évben 500 körüli a hajtásszám). A felmérés kezdetén 2011-ben 507 hajtással rendelkezett az állomány, ehhez képest 2012-ben egy nem túl nagy csökkenés figyelhető meg (ekkor a hajtásszám 22 darabbal csökkent). A következő évben (2013) a hajtások száma a legnagyobb volt (536 db.) a vizsgált időszak hét éve során. A magányosan álló hajtások száma nőtt, mivel a leggyakoribbnak mondható hajtáscsoportok száma (a 2 és 3 hajtást tartalmazó csoportok száma) csökkent az állományban. A termések száma évenként fluktuált ebben a periódusban, a legtöbb (305 db.) 2012-ben volt, míg a terméshajtások száma kisebb évenkénti változatosságot mutatott, számukban kismértékű növekedés figyelhető meg. A legnagyobb növekedés a terméshajtások számában 2012-ben volt 2011-hez képest (11 darabbal nőtt a számuk), de a legtöbb terméshajtás 2013-ban volt (56 db.). De ez utóbbi csak 4 db-al jelent többet a 2012-ben mérthez képest.

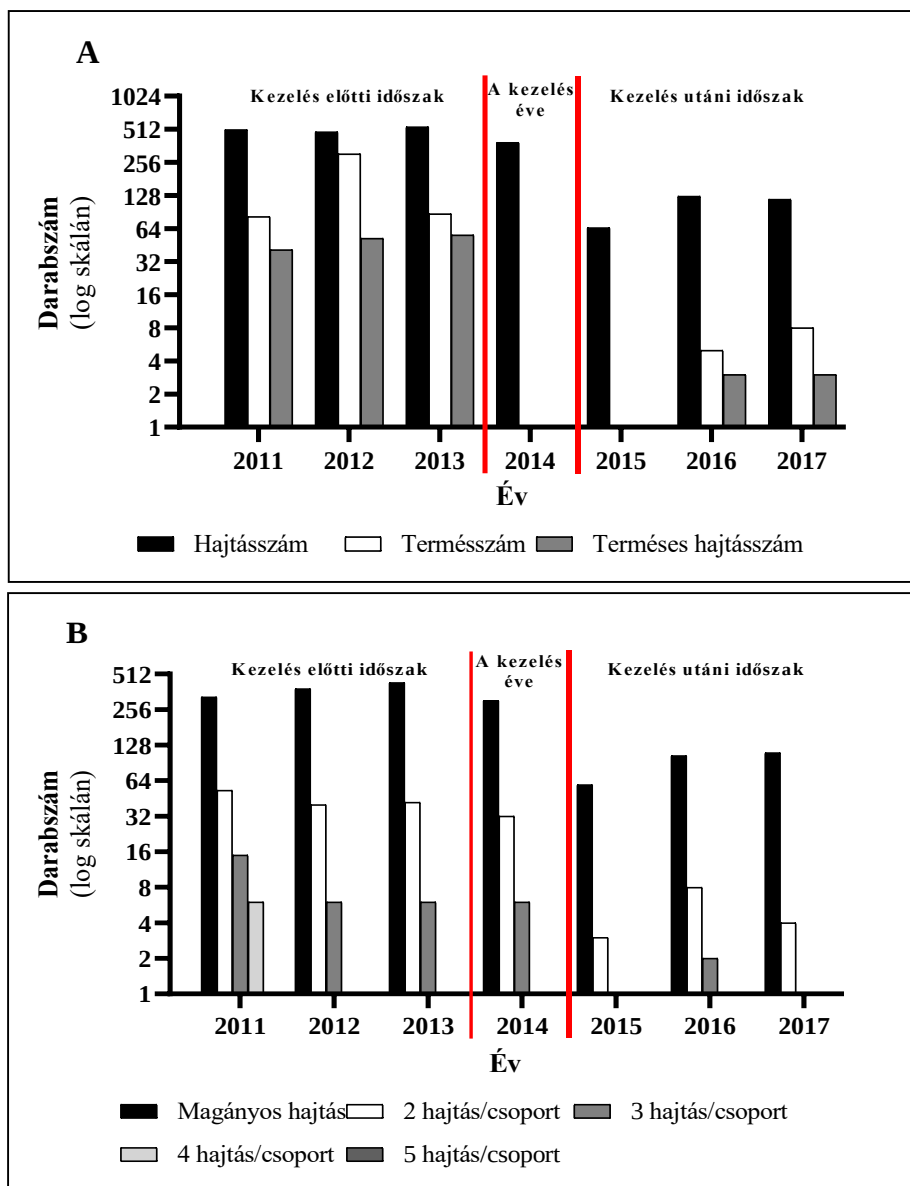


12. ábra. Terepi felvételek a herbicidkezelt állomány egy részletéről: Az állomány herbicidkezelése előtt (2011), a kezelés évében (2014) a kezelést követő első évben (2015) és két évvel (2017) **A**). A herbicidkezelés következtében elszárad hajtások 2014-ben **B**) (a kép a szerző saját felvétele).

A herbicidkezelés évében (2014) eredetileg 388 hajtás fejlődött, de ebből csak 102 db. élte túl a kezelést, a többi teljesen elszáradt (a 388 db. hajtásba bele értendő az életben maradt és az elszáradt hajtások is). A herbicidkezelés hatására a hajtások 74%-a elpusztult, ennek ellenére épen maradt hajtások szinte az állomány által elfoglalt teljes területén megfigyelhetők (**13. és 14. ábra**). Ebben a vizsgált évben az állomány termésképzése teljesen leállt. Az állomány szerkezetére a magányos hajtások voltak elsődlegesen a jellemzőek (**13. és 14. ábra**).

Az általunk vizsgált állomány herbicidkezelés utáni időszaka 2015-től 2017-ig tartott, ez a következő jellegzetességeket mutatta: míg a hajtás- és termésszám átmenetileg tovább csökkent a kezelést követő első évben, addig ezeknek a jellemzőknek hosszútávú növekedése figyelhető meg. A hajtásszámok további csökkenése figyelhető meg 2015-ben, azok a hajtások, amik túléltek az előző évben történt kezelést 2015-ben közel fele nem jelent meg (a 102 hajtásból csupán 65 jelent meg ebben az évben) (**13. és 14. ábra**). A hajtás és termésszámok növekedése a kezelést követő második évtől figyelhető meg (2016-tól), azonban az nem éri el az állomány kezelés előtti denzitását (**12. és 13. ábra**). A magányos hajtások száma kismértékben növekedett, mivel a 2 és 3 hajtásból álló csoportok száma csökkent a kezelés után (**13. ábra**). Összességében a magányos hajtások aránya sohasem csökkent 60% alá. A magányos hajtások aránya magasabb, mint az első periódusban: 2015-ben ezek aránya 90,76% volt, 2016-ban 82,53% és 2017-ben 93,22% volt. A termésses hajtások száma alacsony volt a

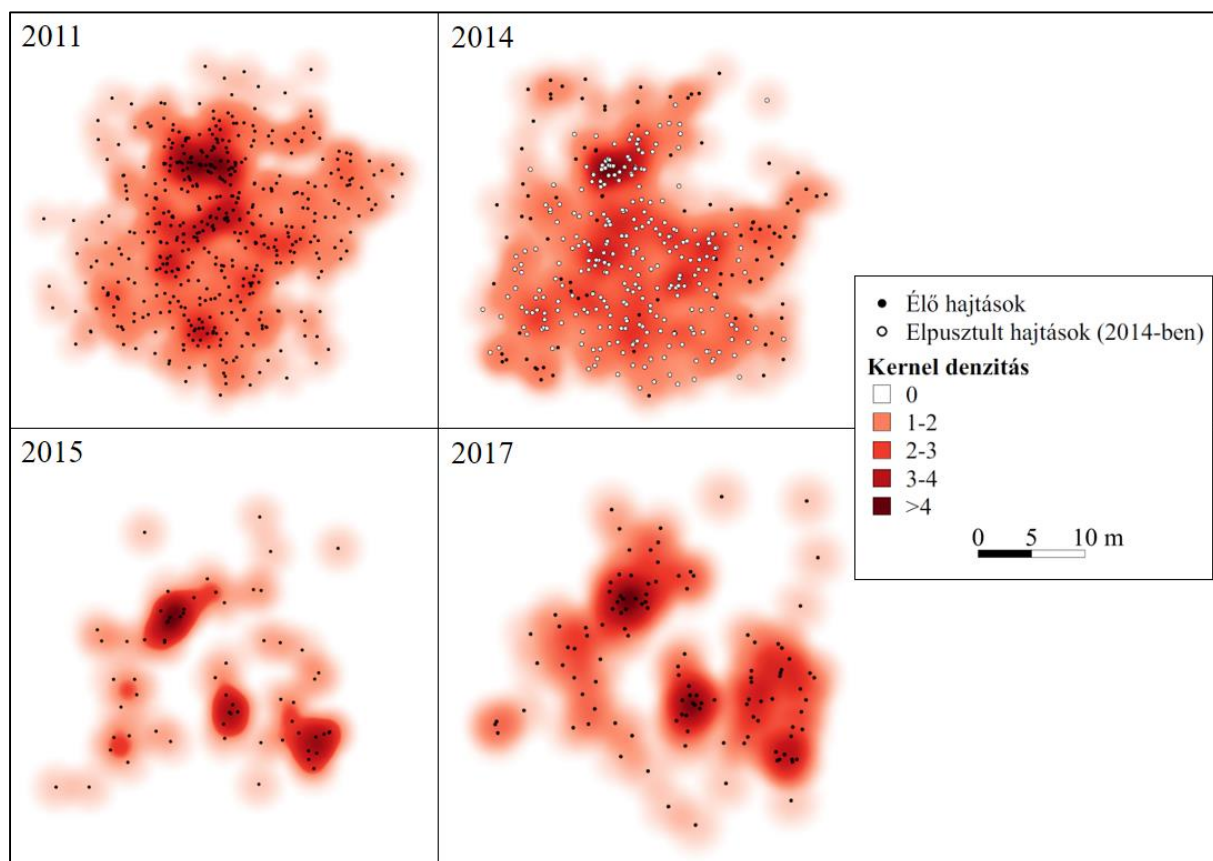
kezelést követő periódusban: 2015-ben nem volt természetes hajtás, míg 2016-ban és 2017-ben 3 természetes hajtás volt az állományban.



13. ábra. A herbicidkezelt *Asclepias syriaca* állomány hajtás-, termés- és természetes hajtásszám változása **A)** valamint hajtásainak csoportosulásának jellemzői **B)** (az ábra módosítva Bakacsy és Bagi 2020 alapján).

Az állomány klónstruktúrája (hajtás denzitása) megváltozott a kezelés után; a korábbi sűrű selyemkóró állomány szinte teljesen eltűnt a glifozát kezelés hatására 2014-ben. Az állomány által elfoglalt terület mérete szinte változatlan maradt, és minden részén megtalálható legalább néhány hajtás (**12.**, **13.** és **14. ábra**). A kezelés előtti időszak és a kezelés évében számos magányos hajtás és a belső aggregációk (hajtáscsoport) alakítottak ki egy hatalmas,

összefüggő és sűrű állományt, aminek egy fókuszpontja volt. Az állomány szélén a hajtások ritkábban helyezkedtek el, mint annak a belsejében (**14. ábra**). A herbicidkezelés utáni időszakban az állománynak alacsonyabb volt a hajtás denzitása, aminek oka, hogy a hajtáscsoportok és a magányosan álló hajtások három kisebb, izolált részt hoztak létre. A denzitása ennek a három résznek növekedést mutat a herbicidkezelést követően, de a szélükön ritkán helyezkednek el a hajtások (**14. ábra**).



14. ábra. A Kernel-denzitás az állomány hajtásainak időben lezajló denzitásváltozását (elrendeződés és kiterjedés) szemlélteti: herbicidkezelés előtt (2011-ben), a kezelés évében (2014-ben) és a kezelést követő két évben (2015-ben és 2017-ben) (az ábra módosítva Bakacsy és Bagi 2020 alapján).

ÉRTÉKELÉS

Juhász-Nagy Pál-féle információstatisztika vizsgálatának értékelése

A relatív összgyakoriságok és életformák gyakoriságának vizsgálata azt mutatja, hogy az özönfaj gyakorisága jelentős volt az általa előzőnlött állományokban, függetlenül attól, hogy azok féltermészetes vagy természetes vegetációs közegben voltak-e. A fajok gyakoriságában nem találtam változást a selyemkóró jelenlétében. Valamint az a hipotézis sem igazolható, miszerint a három életforma gyakoriságára az özönfajnak hatása lenne. Azonban mindez cáfolatát sem jelenti Kelemen és mtsai. (2016) és Szitár és mtsai. (2018) megfigyelésének.

Az özönfaj nyílt homoki gyepek társulásszerkezetére kifejtett hatásának vizsgálata JNP-függvénycsalád segítségével történt. Néhány JNP-függvényeket alkalmazó inváziós folyamatokat vizsgáló tanulmány már megmutatta, hogy a CD és NRC függvények maximumértékei alacsonyabbak, valamint az ezekhez tartozó CA magasabb az előzőnlött vegetációkban (Szentés és mtsai. 2012, Kun és mtsai. 2014). Hasonló folyamatok figyelhetők meg degradációs eseménykor (Bartha 2008a). Amennyiben a függvények (CD vagy NRC) maximum értékei alacsonyabbak úgy az a finomléptékű strukturális komplexitás csökkenésére utal, míg a függvények magasabb karakterisztikus areája a fajok között a térért való növekvő kompetícióra utal (Virágh és mtsai. 2008). A CA magasabb térléptékek felé tolódása tehát azt jelenti, hogy a fajok csak nagyobb térben képesek az együttélésre (miközben a fajsza és a fajkombinációk hasonlóak) (Virágh és mtsai. 2008). Jelen dolgozat esetén csak a kompozíciós diverzitás karakterisztikus area-i voltak szignifikánsan magasabbak az előzőnlött állományok esetén, ám azok az özönfajjal együtt és anélkül számítva is. Ez egyrészt azt jelenti, hogy az előzőnlött állományok béta diverzitása megegyezik ugyan az inváziótól mentes állományokéval, azonban ezt a diverzitást csak nagyobb térléptéken érik el. A selyemkóró inváziójának hatására a nyílthomoki gyepek vegetációja mozaikossabbá válik, mert kis térléptékben a fajok együttélése felbomlik. Másrészt, metodológiai szempontból, a CD karakterisztikus area-ja sokkal érzékenyebb és robusztusabb, mint az NRC függvény ugyanezen paramétere. Ez szintén mutatja a JNP-módszertan használatának létjogosultságát, mint például, hogy ezek az eredmények alátámasztják a módszertan képes detektálni a nagyon finom vegetációs változásokat.

Az egyes életformák és az életforma kombinációk JNP-függvényekkel elvégzett vizsgálatának eredményei nem adtak egyértelmű magyarázatot arra, hogy az özönfajnak van-e hatása valamely Raunkiaer-féle életformára (egyévesek, évelők, kriptogámok) vagy életforma kombinációra (egyévesek-évelők, egyévesek-kriptogámok és évelők-kriptogámok). Egy esetben, az egyévesek-kriptogámok életforma kombinációnál volt kimutatható hatása az invázióknak (selyemkóró nélkül számolva): az inváziótól mentes állományok CD függvény karakterisztikus area-i kisebbek, mint az előzőnlöttek esetében. Ez viszont megegyezik az előzőek eredményével és magyarázatával, ahol az állományok nem lettek szétbontva életformákra és kombinációikra elemzésre. Több eredménynél, a kétféle vegetációs egység (természetes és féltermészetes vegetációk) elkülönülése látható: Az egyévesek életformájának és az évelők-kriptogámok kombinációjának NRC, valamint a CD függvény maximumértékei alacsonyabbak a természetes vegetációs közegben lévő állományoknál, mint a féltermészetesekben elhelyezkedőké (6. és 7. táblázat). Ezekre az eredményekre vonatkozólag az a lehetséges magyarázat adható, hogy regenerációkor az egyéves gyomjellegű fajok és pionír jellegű évelők (és kriptogámok) jelentősége csökken a vegetáció szerkezetének kialakításában (Bartha 2004). Azonban ezt óvatosan célszerű kezelni, mivel csak egy állománypár (5.) helyezkedett el természetes vegetációs egységben, míg a többi négy féltermészetesekben.

Az előzőnlött állományok CD értékeinek különbözőségének oka, hogy különböző zavarási állapotban lehetett a vegetáció mikor az invázió megtörtént (a selyemkóró betelepült). Erre utal, hogy az állományok csökkenőrendbe tehetők a CD maximumértékeik szerint, ami a zavarásuk mértékére utal (Virágh és mtsai. 2008, Bartha és mtsai. 2011, Szentes és mtsai. 2012) (8. táblázat). Továbbá azt is alátámasztja, hogy a zavarás elősegíti az inváziót (Kneitel és Perrault 2006) amit selyemkóró esetében is kimutattak (Bagi 2008). Az inváziótól mentes állományok sokkal egységesebbek és mintegy beékelődnek az előzőnlöttek közé. A CD értékek legnagyobb különbsége az ötödik állománypár (NI5-I5) között figyelhető meg, ami a természetes vegetáció nagyobb érzékenységeire utal. A köztük tapasztalható különbség oka lehet, hogy az előzőnlött pár vegetációját korábban zavarás érthette (például: fizikai zavarás, taposás, vagy szárazság), ami kedvező körülményeket teremtett az invázió számára. Az ötödik állománypár jól példázza, hogy selyemkóró képes behatolni zavart területekről természetesekbe (Csontos és mtsai. 2009, Csecserits és mtsai. 2011, Albert és mtsai. 2014, Sztár és mtsai. 2014), de ez kevésbé jellemző, és az invázióját lassíthatja a környező nem zavart vegetáció. A második állománypár (NI2-I2) esetében komoly különbségek nem figyelhetők meg az inváziótól mentes és az előzőnlött állománya között. Az állománypár mindkettőjének alacsony CD értéke van,

amely az alacsonyan szerveződött, korai szukcessziós stádiumban lévő vegetációkra jellemző (Bartha 1990). Így az inváziós faj nélküli állománypárja feltehetőleg kevésbé képes ellenállni a selyemkóró inváziójával szemben, azonban ennek eldöntését csak hosszabb távú vizsgálatokkal lehetne bizonyítani. Mérsékelt különbségek mutatkoznak a három másik állománypár esetében (NI1-I1, NI3-I3 és NI4-I4), ezek közül az invázió veszélyének az NI1 pár van kitéve, mivel ez meglehetősen zavart állományképet mutat a CD paraméterek alapján. A másik két inváziótól mentes állománypár (NI3 és NI4) viszonylagos biztonságban tudható. Ezt az elgondolást Albert és mtsai (2014) eredményei erősíthetik miszerint a selyemkóró borítása szignifikánsan nő minél fiatalabb egy kiskunsági parlag (azaz mennyi idő telt el a zavarása óta). Megállapítható tehát, hogy a CA eltolódása az invázió következménye, továbbá úgy tűnik, hogy először ez a nagyobb térlépték stabilizálódik, majd az maga után vonja a CD maximum értékeinek csökkenését ebben az inváziós folyamatban. Ez összhangban van azzal is, hogy a különböző növényközösségek különböző ellenállóképességet mutatnak a növényi invázióval szemben, a fajgazdag és nagy diverzitású társulások erős interspecifikus interakciókkal rendelkeznek, amik csökkentik az előzőnlhetőségüket (Vitousek és mtsai. 1997, Alpert és mtsai. 2000). A csökkenő térbeli heterogenitás csökkenti tehát egy társulás rezilienciáját (McNaughton 1988, Gunderson és Pritchard 2002, Bartha és mtsai. 2011). Ez magyarázattal szolgálhat, hogy Kelemen és kollégái (2016) miért találják a selyemkórót negatív hatásúnak parlagokon, ami egy eddig nem jellemző ökoszisztéma kialakulásához vezet nyílt homokgyepek esetén. Szitár és kollégái (2016 és 2018) viszont a selyemkórónak pozitív hatását tulajdonítanak korai szukcessziós stádiumban lévő parlagokon, ami kedvező mikroklímátikus feltételeket biztosít árnyékolásával őshonos fajok megtelepedéséhez. Mindkét eset magyarázható az inváziós faj klonális növekedésével: mélyen a talajban futó gyökerei segítségével képes elérni a talajvíz rétegeket és azt továbbítani a klónhálózatán keresztül felsőbb talajrétegekhez ahol később a szomszédos növényfajok felhasználhatják, ahogy ezt bizonyította Ye és mtsai. (2016) más klonális faj esetében. Klonális fajok képesek fenntartani a térbeli mintázatot egy vegetációnak azáltal, hogy gátolhatják annak regenerációját zavarást követően, vagy módosítják a szukcessziós folyamatokat (Oborny és Bartha 1998, 1998).

Az *Asclepias syriaca* képes tehát előzőnlni és tartós nagy populációt kialakítani ahol a vegetáció már valamilyen hatásra zavartá vált, így a Pannon nyílt homoki gyept veszélyezteteti a növény inváziója. További hosszú időtávra kiterjedő megfigyelésekre is szükség van, amik tisztázzák ezeket a kérdéseket, mivel jelen vizsgálat egy egyszeri megfigyelésen alapszik.

Célunk az volt, hogy vizsgáljuk milyen hatást gyakorol egy egyszeri herbicid kezelés az inváziós klonális közönséges selyemkóró nagyobb állományára, mely egy féltermészetes vegetációban helyezkedik el.

A herbicidkezelés az egyik leghatékonyabb és leggyakrabban alkalmazott módszer az inváziós növényfajok elleni küzdelemben. Feltevésünk szerint az egyszeri herbicidkezelés a közönséges selyemkórónak befolyásolja az ivaros és vegetatív szaporodásának arányát, valamint a további terjedését. Ehhez a következők karaktereit vizsgáltuk egy nagy kiterjedésű állománynak: hajtásszámok, hajtások csoportosulása és a reprodukív karakterét, úgy mint a termés-, és termésses hajtások száma. Nagy különbség tapasztalható az egyszeri herbicid kezelés előtti és utáni periódusok hajtásszámában. A kezelés hatására erőteljesen csökkent az állomány hajtásszáma a kezelés évében és a kezelést követő első évben (**12. 13. és 14. ábra**). Ezzel ellentétben néhány az *Asclepias syriaca* mechanikai kontrolljával foglalkozó tanulmány erős újra sarjadásáról számolt be. Papka (2015) mezőgazdasági területeken végzett tanulmánya szerint az egyszeri mechanikai eljárásnak (szántás) nem volt hatása a selyemkóró hajtásszám gyakoriságára. Míg a szántás utáni talajművelés 19%-al, a szántás után történő tárcsázás pedig 13%-al csökkentette a közönséges selyemkóró denzitását. Azonban egy harmadik szántásnak már semmilyen hatása nem volt. Zalai és mtsai. (2017) két éves kísérletükben összehasonlították a kaszálás és a herbicid kezelés hatékonyságát. Eredményeik alapján a selyemkóró egy erősebb újrasarjadzással válaszolt a mechanikai kontrollra. Ezt támasztja alá egy régebbi tanulmány is amiben a selyemkóró hajtásainak eltávolításának hatására a gyökéren lévő rügyek aktiválódtak, míg nyugalmi állapotban maradtak, amennyiben a szárról csak a leveleket és a levélhótlaji rügyeket távolították el (Hsiao és McIntyre 1984). A klonális fásszárú *Ailanthus altissima* vágása után szintén több sarj jelent meg, szemben a kombinált (vágás és herbicides) kezelés után (Badalamenti és mtsai. 2015). A legvalószínűbb magyarázata ennek a jelenségnek, hogy a dormans rügybank aktiválódik az apikális dominancia hiányában (mechanikai kontrol esetén). Tanulmányunkkal megegyező módon, a herbicid kezelés (még ha az egyszeri alkalmazás is) jóval hatékonyabb, mint a kizárólagosan használt mechanikai kontrol, ahogy arról Zalai és mtsai. (2017) is beszámoltak. Eredményük azt mutatja, hogy a glifozát a második évben is károsodást okoz a hajtásoknak, mivel az előző évhez képest a hajtásoknak közel a fele hajtott ki. Ezek a hajtások azonban gyengébbek és kevésbé sűrűek voltak, hasonlóan a *C. arvense* újrarahajtott tövekhez a herbicid vagy mechanikai kontrolt követően (Tiley 2010). A glifozát transzlokációjáról *Asclepias syriaca* esetében már Wyrill és Burnside (1976) is beszámolt,

amikor a herbicid nyomon követéséhez ^{14}C -el jelölt 2,4-D és glifozátot használtak. Doğramacı és mtsai. (2014) kimutatták, hogy a glifozát kezelés csökkentette az *Euphorbia esula* (L.) vegetatív növekedését a megváltozott hormonszintézis következtében. Saunders és Pezeshki (2015) megfigyelték, hogy a *Ludwigia peploides* ((Kunth) P.H.Raven) levél és hajtásképződését megváltoztatta a herbicidkezelés, ez magyarázatuk szerint az okozza hogy a herbicid transzlokálódik a növényben ami hormonális változást okoz benne. Számos vizsgálatban igazolták, hogy a *Cirsium arvense* ((L.) Scop.) esetében a glifozát képes transzlokálódni a gyökéren keresztül a gyökér-rügyek felé (McAllister és Haderlie 1985, Carlson és Donald 1988, Hunter 1995). Feltehetőleg hasonló mechanizmus mehet végbe az *Asclepias syriaca* esetében is, mivel a két fajnak hasonló gyökérrendszere van (Pollowick és Raju 1982, Stamm-Katovich és mtsai. 1988, Tiley 2010). Savini és mtsai. (2008) *Fragaria chiloensis* ((L.) Mill.) hajtásainak glifozát kezelésénél megfigyelték, hogy a herbicid egy klónon belül transzlokálódott a kezelt hajtásból az kezeletlenbe az őket összekötő indán keresztül, ami így mind a két hajtás pusztulását okozta. Ez a fajta transzlokációra utaló jelek megfigyelhetők vizsgálatunkban is, a kezelés évében és az azt követő évben is (2014-ben és 2015). Ezért ebben a periódusban a selyemkóró hajtások csökkenő száma arra vezethető vissza, hogy a tarackgyökereken keresztül transzlokálódó herbicid a dormans rügyeknek jelentős hányadát elpusztíthatta.

Érdekes módon a herbicid kezelés hatását a reprodukív karakterekre ritkán vizsgálják, ez a jelen tanulmányban a termések és termékes hajtások számát jelentette. Ezek a karakterek fontos szerepet töltenek be a terjedés során, valamint az állomány vitalitásáról is tájékoztatnak bennünket. A herbicid kezelés hatására a termések eltűntek a kezelés évében és a kezelést követő első évben, majd azt követően újra megjelentek (**13. ábra**). Ezen adatok alapján megállapítható, hogy az ivaros szaporodás elmaradt a rákövetkező évben, és csak ezután kezdett növekedést mutatni. Ez arra utal, hogy az állomány az erőforrásait a vegetatív növekedésre csoportosította át, ami a túléléséhez elengedhetetlen. Számos megfigyelés alátámasztja ezt a feltételezésünket, miszerint az ivaros szaporodás alárendelt a klonális növekedésű fajoknál (Eckert 2002, Barrett 2015, Herben és mtsai. 2015). Továbbá az is megállapítható ebből, hogy az állomány lassan kezdi visszanyerni a vitalitását és egy egyszeri herbicid kezelés nem hatékony, hogy csökkentjük a magprodukciót. Korábban, Guo és mtsai. (2009) herbiciddel kezelt *Solidago canadensis* (L.) magképzésének tanulmányozásakor hasonló következtetésre jutottak. Így a herbicid kezelést célszerű megismételni két éven belül klonális inváziós növények esetében, hogy azok kiirthatók legyenek, vagy legalább a magterjesztésük erős korlátozása végett.

A denzitás változás és az újrasarjadzás szemléltetésére az állomány Kernel-denzitással (vagy hőterkép) történő elemzését végeztük el. A selyemkóró állomány Kernel-denzitása erősen csökkent és az állomány hajtásainak csoportosulása három részt alakított ki, azaz fragmentálttá vált az egyszeri herbicidkezelést követően (**14. ábra**). A klonális növények két alap növekedési típust mutatnak: a falanx növekedési forma hatékony térkitöltő stratégia, míg a gerilla egy kereső stratégia (Doust 1981, Oborny és Bartha 1998). E két növekedési formát számos faj kombinálva alkalmazza (Chen és mtsai. 2011, Ye és mtsai. 2015, Martin és mtsai. 2020). Az *A. syriaca* flexibilis klónstruktúrával rendelkezik, sűrűbb hajtásstruktúrát fejleszt a számára kedvezőbb élőhelyeken (falanx típusú), míg a kevésbé optimálisban hajtásai ritkábban helyezkednek el (gerilla típusú) (Bagi 2008). Ebben a vizsgálatban viszont az állomány nem mutatott növekedést a kezelés évében (2014). A gerilla növekedési forma tipikusabb volt, míg a falanx növekedéssel leállt 2015-ig (**13. és 14. ábra**), ez azt mutatja, hogy a gerilla típus a túlélést szolgálhatta ebben az időszakban. A következő években (2016 és 2017) az állomány fragmentumok mindkét növekedési formát elkezdtek használni a regeneráció során. A faj képes sűrűbb hajtásstruktúrát kialakítani annak érdekében, hogy a korábban elfoglalt területeket megtartsa, míg egy ritkább hajtásrendszerrel újabb területeket képes kolonizálni. Úgy tűnik, hogy az állomány három fragmentumának mindegyike hot-spotokat hoz létre melyek agresszívabb terjedést mutatnak. Ebből kifolyólag az is megállapítható, hogy az ismételt herbicidkezelés egy hatékony stratégia lehet annak érdekében, hogy az e-fajta terjedést megakadályozzuk.

Ezen eredmények alapján elmondható, hogy az *A. syriaca* állomány egyszeri herbicid kezelése rengeteg hajtásának a pusztulását okozta, ugyanakkor amelyek túléltek, azt mutatják, hogy az egyszeri kezelés csak rövidtávon nevezhető sikeresnek, de semmiképp sem hosszútávon. Az, hogy az állomány sikeresen túlélte a kezelést az a vegetatív növekedésének, a tarackgyökereken kialakult rügyeknek köszönhető (Wilbur 1976, Bagi 2008), mely egy kiterjedt dormans rügybankot képez a talajban. Schmid (1990) más fajok tanulmányozása közben arra jött rá, hogy a rügybank aktiválódása függ a klón kondíciójától. Ez a függőség megfigyelhető volt az *Asclepias syriaca* esetében is, mivel számos rügy képződik a tarackgyökerein, azonban ezek közül csak egy, vagy néhány aktiválódik, mivel a többi az adott évben dormans marad (Hshiao és McIntyre 1984). A magányosan álló hajtások nagy száma arra utal, hogy az *A. syriaca* klónstruktúrájára egy denzitásfüggő szabályozás jellemző, mellyel mérsékli vagy teljesen elkerüli az intraklonális kompetíciót a rametjai között. Ezek a hajtások – amik lényegében korábban aktiválódott rügyek – lehetnek vegetatívak, vagy termést hozók (Watson 1990). A hajtások reprodukív kimenete (termés- és magprodukció) a rendelkezésre

álló forrásoktól függ (forráslimitált), ezt három selyemkóró faj (köztük volt az *A. syriaca* is) vizsgálata esetén Wilson és Price (1980) már bizonyította. A drasztikus termésszám csökkenés azt mutatja, hogy a termésszám egy fontos indikátor lehet, ami egy herbicidkezelés hatékonyságát mutatja, vagy a klonális növényfajok vitalitásának monitorozására is használható. A közönséges selyemkóró sikeres újbóli kihajtása annak klonális sajátosságának és a kezelést követő növekedésének tulajdonítható. Egy kiterjedt dormans rügybank zavarás hatására aktiválódhat (Newton és Hay 1995, Klimešová és mtsai. 2018). Waldecker és Wyse (1985) vizsgálatukban kimutatták, hogy az *A. syriaca* tarackgyökereinek proximális részén kevesebb ^{14}C -el jelölt glifozát halmozódott fel, mint a disztális részén. Így a proximális részen lévő gyökér-rügyek nyugalmi állapotban voltak, mint a disztális részen lévők, ezáltal azok kevesebb glifozátot is halmoztak fel. A túlélő és újonnan képződő gyökér-rügyek állítják be a kezelést követően, 2015-ben az újraképződött dormans rügybankot, valamint a hajtások számát és denzitását. A jelen vizsgálat, közepes időtávon végzett eredményei azt mutatják, hogy az egyszeri herbicid kezelés sikeres rövidtávon, de nem elegendő hosszútávon. A hajtásszámok növekedése figyelhető meg hosszútávon, azonban az eredeti hajtásszám teljes visszaállításához jóval több idő szükséges egy selyemkóró állomány számára. Egy teljes klón elpusztításához olyan tényezők szükségesek, melyek egyszerre érintik a rügybankot és a hajtásokat, mivel egy klón mortalitási kockázata eloszlik a fizikailag összekapcsolt gyökér-rügyek és hajtások között (Oborny és Bartha 1998, Latzel és mtsai. 2008). Ez is arra mutat rá, hogy a tarackgyökök és az azon elhelyezkedő rügybank egy nagyon hatékony és állandó kolonizációs rendszert képez, így az ismétlődő kontrol sokkal sikeresebb, mint az egyszeri kezelés. Így annak ellenére, hogy az egyszeri herbicid kezelés alkalmas a denzitás csökkentésre rövidtávon (Zalai és mtsai. 2017), azonban úgy tűnik, hogy a közönséges selyemkóró állomány lassú regenerálódást mutat hosszabb időtávon.

Meg kell azonban jegyezni, hogy a herbicidek használata kérdéseket vet fel a természetes vegetáció kapcsán, különösen természetvédelmi területeken: az egyszeri herbicidkezelés károsíthatja-e az őshonos növényzetet? A kezelés hatására eltűnt vagy megritkult inváziós faj helyére képesek-e betelepülni őshonos fajok (vagy más inváziós fajok), azaz a természetes vegetáció tud-e és ha igen, milyen módon képes regenerálódni? Ezeket a kérdéseket azonban nem vizsgáltuk meg – fontosságuk ellenére –, mivel az inváziós klonális faj egyszeri herbicid kezelésre adott válaszáról közepes időtávon az ismereteink ugyancsak hiányosak. Érdeemes megjegyezni azonban, hogy nem tapasztaltunk a vegetációban látható változást a vizsgálat ideje alatt (ezek nem dokumentált terepi megfigyelések). Ezzel ellentétben néhány rövidtávon végzett tanulmány azt mutatja, hogy a nem-célnövényzet is degradálódik a

herbicidek következtében. Gibbson és mtsai. (2019) tanulmánya szerint a közösség filogenetikai diverzitása csökkent az egyszeri herbicidekkel való kezeléstől. Szitár és Török (2008) tanulmányukban vizsgálták az egyszeri gyomirtó használat hatását, amit permetezéssel juttattak ki selyemkóróra. Ennek szintén zavaró hatását detektálták a vegetációra nézve, mivel azt egy korai szukcessziós állapotba juttatta vissza. Ezeknek a háttérben az állhat, hogy a gyomirtó kézzel történő kenése a célnövényzetre, egy sokkal szelektívebb kijuttatásmódot biztosít, szemben a permetezéssel. A második kérdésre a választ egy hosszabb ideig végzett vizsgálat szolgáltathatja, amiben Caudill és mtsai. (2019) arról számoltak be, hogy az őshonos vízi növényfajok borítottsága és diverzitása nőtt az inváziós faj herbicidekkel való kezelése után. Tehát az inváziós faj által elfoglalt, majd a kezelés hatására megüresedett helyekre visszatelepedtek az őshonos fajok. Ezeknek a kérdéseknek a pontos megválaszolása tehát többféle megközelítési módot igényel: komplex, hosszútávú és érzékeny vizsgálatokat, amikben például szerepet kap a klíma, az invázió előtti és utáni vegetációs állapotok.

KÖVETKEZTETÉSEK

Napjainkban egyre több vizsgálat történik az inváziós fajok társulásokra kifejtett hatásával kapcsolatban, leggyakrabban a közösségek diverzitásával és az őshonos fajok életterének csökkentő hatásáról számolnak be. Számos tanulmány azt mutatja, hogy az invázió diverzitáscsökkentő hatása gyakran csak lokálisan, kis térléptéken mutatható ki. Az invázió hatására bekövetkező vegetáció állapotváltozásainak monitorozásához érzékeny és objektív módszer szükséges. Ezért a selyemkóró inváziójának hatásának pontos körvonalazásához vizsgálatunkban Juhász-Nagy Pál féle módszereket és függvényeket alkalmaztunk homoki gyepekben. Annak ellenére, hogy az *Asclepias syriaca* inváziójának a béta diverzitásra kifejtett hatása kisebbnek bizonyult a vártnál, mégis megfigyelhető egyfajta „selyemkóró-hatás”. Megjegyzendő, hogy a faj hatásának ezt a jellegét célszerű lenne hosszabb időtávon is vizsgálni. A finom léptékű términtázati vizsgálatok eredményei elsősorban azt mutatják, hogy az *Asclepias syriaca* inváziója gyakoribb a zavart és kevésbé jellemző a természetközeli élőhelyeken, utóbbit nehezen képes kolonizálni. Másodsorban arra is rávilágítanak, hogy a faj terjedése és dominanciája a homoki gyepek elszegényesedését okozhatja, valamint gátolhatja zavarás utáni regenerációjukat. A vegetáció lokális elszegényesedése mögött egyrészt a selyemkóró klonális architektúrájának sajátossága áll, valamint, hogy a gyep szerkezetébe fiziognómiailag kevésbé illeszkedik bele. Ugyanakkor a Raunkiaer életformákat külön és kombinációkban megvizsgálva a JNP-függvényekkel csak egy esetben volt megfigyelhető eltérés az invázió tekintetében. Ezt a különbséget a CD függvény CA-ja mutatja az egyévesek-kriptogámok kombinációjakor. Ez annak tudható be, hogy a fajok életformák alapján való elkülönítése nem funkcionális közösségi szempontból. A Juhász-Nagy Pál által kifejlesztett módszertan és függvénycsalád – főleg a két leggyakrabban használt függvény, a fajkombinációk diverzitása (CD) és a fajkombinációk száma (NRC) – igen érzékeny indikátorai a társulásoknak, a vegetáció finom változásait képesek detektálni melyek a fajok jelenlétén alapulnak. Ezáltal inváziós növényfajok természetvédelmi kezelésének hatékonyságának vizsgálatára is ajánlható.

Az utóbbi években az inváziós fajok kontrollja egyre nagyobb figyelmet kap a természetes élőhelyek védelme érdekében. E dolgozat második fele egy izolált *Asclepias syriaca* állomány felmérését tűzte ki célul, a vizsgálatot rendkívüli pontossággal ismételtük meg hét éven keresztül. Kimutattuk, hogy az egyszeri herbicid kezelés az *A. syriaca* állományra rövidtávon gyakorolt hatást, de hosszútávon nem. Mivel a kezelés csak egyszeri volt, lehetővé

tette az állomány herbicid által kiváltott hajtásstruktúrájában bekövetkező újra rendeződésének vizsgálatát hosszabb periódus alatt. Az eredmények alapján elmondható, hogy az egyszeri herbicid kezelés megváltoztatta az állománynak nem csak a vegetatív növekedését, de az ivaros szaporodás arányát is. A herbicid negatívan befolyásolta a termésképzést, mivel a forrásokat kénytelen volt átcsoportosítani klónjainak túlélésére. Vizsgálatunk az *A. syriaca* állomány herbicid kezelés okozta újrasarjadzására fókuszált, ami reményeink szerint a jövőben hozzájárulhat az inváziós klonális fajok egy hatékony, holisztikus szemléleten alapuló kezelésének a kidolgozásához (Barney 2016). Ebből a szempontból ugyancsak érdemes lenne a továbbiakban megvizsgálni a kezelés hatására bekövetkező természetes vegetáció változásait is. Hosszútávú vizsgálat tisztázná, hogyan hat a természetes vegetációra egyfelől a herbicid, másfelől az inváziós faj denzitásának a csökkenése. A herbicid kezelés gyakorisága és a megfelelő időben való kijuttatása segíthet minket abban, hogy egy hatékony kezelést dolgozzuk ki az inváziós növényekkel szemben az ismételt herbicidkezeléssel. Főként a faj azon állományai esetében, ahol táji léptékben ritkának mondható a célzott természetvédelmi kezelése sikeres lehet. Ugyanakkor további bizonyítás és óvatosság szükséges ahhoz, hogy ezeket az eredményeket interpretáljuk a klímaváltozás tükrében, mely erősen befolyásolja a természetes vegetációkat. A tanulmányunk áttekintést ad a közönséges selyemkóró herbicidkezelésre adott stratégiai válaszaiból, mely hozzájárul a faj klonális növekedésének jobb megértéséhez mind rövid-, mind pedig hosszútávú herbicidkezelés hatására. Feltételezésünk szerint egy klonális inváziós faj sikeres kontrollja csak ismétlődő kezeléssel lehetséges és olyan herbicidet igényel, ami a gyökérrendszeren transzportálódva elpusztítja az azon fejlődő dormans rügybankot. Így eredményeink a jövőben hasznosak lehetnek más inváziós, vegetatívan szaporodni képes növényfaj kezelése kapcsán, vagy más típusú herbicidek kidolgozásakor.

ÖSSZEFOGLALÁS

Pannon nyílt homoki gyepek egyik legveszélyesebb lágyszárú inváziós növényfaja a közönséges selyemkóró. Egyre több kutatás foglalkozik a faj inváziójának természetes vegetációkra kifejtett hatásával azonban ezekből gyakran egymásnak ellentmondó következtetések vonhatók le. Továbbá a fajjal szembeni hatékony védekezést illetően is meglehetősen kevés információval rendelkezünk.

Ezért vizsgálataimnak egyik célját az jelentette, hogy tisztázzam a közönséges selyemkóró milyen hatása van a nyílthomoki gyepekre. A másik célja pedig az volt, hogy megismerjük milyen túlélési és regenerációs képességgel rendelkezik állományszinten egy egyszeri herbicidkezeléssel szemben.

A dolgozatban a selyemkóró nyílt homoki gyepekre való hatásának vizsgálatával kapcsolatban a következő új eredmények születtek:

- A homoki gyepek fajainak gyakoriságait megvizsgálva az előzőnlött és nem előzőnlött társulásokban, nem volt kimutatható eltérés.
- A finom térléptéken, mikrocönológiai módszerekkel elvégzett vizsgálatok alapján megállapítást nyert a faj negatív kapcsolata az általa előzőnlött homoki vegetációval. Az előzőnlött vegetációk béta diverzitásában csökkenés tapasztalható. A JNP-függvények közül a fajkombinációk diverzitása (CD) azt mutatja, hogy a selyemkóró által előzőnlött vegetációk β -diverzitása csak nagyobb térléptéken éri el az inváziótól mentes vegetációkét. Az inváziós faj alatt a homoki gyepek jellemző fajai és azok egymással való kombinálódása megegyezik az inváziótól mentes vegetációkkal, azonban jelentősen nagyobb térben helyezkednek azok el. Azaz az inváziós faj mintegy szétkapcsolja, elszegényíti az előzőnlött közösséget. A megvalósult fajkombinációk száma (NRC) azonban nem mutatott jelentős eltérést az inváziótól mentes és előzőnlött állományok között.
- Az állományokban – függetlenül attól, hogy azok előzőnlöttek-e vagy sem – biotikus interakciók vannak a fajok között amit az mutat, hogy a JNP-függvények számításánál használt randomizációs tesztek szignifikánsan eltérnek a terepi értékektől.
- JNP függvényekkel vizsgálva az invázió hatását a három fő Raunkiaer életformára (évelők, egyévesek és kriptogámok) valamint azok kombinációira (egyévesek-évelők,

egyévesek-kriptogámok, évelők-kriptogámok), csak az egyéves-kriptogám kombináció CD függvény karakterisztikus-area-ra mutat negatív hatást a faj inváziója.

- Bizonyítást nyert, hogy a selyemkóró inváziója a Pannon nyílt homoki gyepeket veszélyezteti, különösen azok a társulások vannak kitéve inváziójának amik már valamilyen hatásra, antropogén vagy természetes úton fellépő (pl. szárazság) zavarás következtében degradálódtak. Kevésbé jellemző, de a selyemkóró képes behatolni zavart területekről a természetes vegetációkban is, azonban terjedését a természetes vegetáció lassítja.

A selyemkóró állományszintű egyszeri herbicidkezelésének vizsgálatával a következő új eredményeket kaptuk:

- Az egyszeri vegyszeres kezelés hatására a vizsgált állomány vegetatív és reprodukív jellemzői jelentős változáson mentek keresztül. Mind a kezelés évében bekövetkező hajtáspusztulás, mind a kezelést követő csökkent hajtásszám az egyszeri vegyszeres kezelés következménye. Utóbbi esetében a glifozát a selyemkóró tarackgyökerein keresztül traszlokálódva juthatott el a dormans gyökér-rügyekhez, mely azok pusztulását idézhette így elő. A termések teljesen eltűntek a kezelés és az azt követő évben, azonban a hajtások növekedő száma és a termések újbóli megjelenése azt mutatja, hogy az egyszeri vegyszeres kezelés csak átmeneti és nem tartós megoldását jelenti a klonálisan növekedő inváziós fajok kezelésének.
- Az egyszeri kezelés hatására a vizsgált állomány szétesett, fragmentálttá vált, ezek a fragmentumok kezdetben a gerillanövekedést mutattak majd azok erősödésével már a sűrűbb falanx típus is megfigyelhető. A faj tehát képes kétféle növekedési formát alkalmazni: ritkább hajtásstruktúrát (gerilla) a korábban elfoglalt területek megtartására, míg a sűrűbb hajtásstruktúrát (falanx) az új területek kolonizálására használ. Aminek hátterében feltételezhetően a rügybank dinamikájának megváltozása állhat.
- A termések teljes eltűnése a kezelés évében és az azt követő évben arra enged következtetni, hogy a fajt érő jelentős sérülés esetén az erőforrásokat a vegetatív növekedésre csoportosítja át. A selyemkóró túlélési és regenerációs folyamatait alapvetően a vegetatív növekedésben szerepet játszó tarackgyökereken fejlődő dormans rügybank biztosítja. Növekedési formákra vonatkozólag megállapítható, hogy túlélésnél főként a ritkább, gerilla növekedési formát alkalmazza, addig a regenerációs folyamatokban, az eredeti területek visszafoglalásához már főként a falanx növekedési

formát használja a faj. Ez azt is mutatja, hogy a faj tehát képes mindkét alapnövekedési formát alkalmazni.

- Az egyszeri herbicidkezelés hatására a korábbi állomány megmaradt fragmentumai kiindulási pontokként funkcionálhatnak egy új állomány kialakításában. Ezért nem elegendő a faj nagyobb állományainak egyszeri herbicidkezelése.
- Összességében megállapítható, hogy az egyszeri herbicidkezelés nem alkalmas klonális fajok irtásához, célszerű megismételni két éven belül, hogy azokat jelentősen gyengíteni tudjuk, vagy legalább a magprodukciót korlátozzuk. Az ismételt herbicidkezelés mellett szól az is, hogy a megmaradó fragmentumokat tovább lehet gyengíteni, ezáltal megakadályozva azok további vegetatív terjedését.

SUMMARY (angol nyelvű összefoglaló)

Invasion of the common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) and the possibility of control against it in open sand grasslands

One of the most dangerous herbaceous invasive plant species of the Pannonian open sand grasslands is common milkweed. Numerous studies have already addressed the impact of the milkweed invasion on natural vegetation, but from these often contradictory conclusions can be drawn. Furthermore, we have relatively little information on effective control methods against the species.

Therefore, one of the aims of my research was to clarify the interactions between common milkweed and the plant community of the open sand grasslands. The other aim was to study what survival and regeneration capacity the invasive plant has against a single herbicide treatment at stand level.

The present dissertation provides the following new results in related to the study of the effect of milkweed on open sand grasslands:

- There was not show any significant effect on the frequency of sandy grassland species between the invaded and non-invaded communities.
- Based on results of the studies, which were performed on fine spatial scales, using microcoenological methods, it can be cloncluded that the invasive species is negatively related to the invaded sandy vegetations. There is a reduction in the beta diversity of invaded vegetations. Among the Juhász-Nagy Pál's information theory functions (hereafter JNP functions), the species compositional diversity (CD) shows that the organization of the invaded vegetations by common milkweed lag behind from the invaded-free vegetations ones. Under the invasive species, the characteristic species of sandy grasslands and their combinations are the same as invasion-free vegetations, but they are located in a significantly larger space. While the number of species combinations (NRC) the other JNP functions there was not any effect between invaded-free and invaded stands.
- There are biotic interactions between species in stands, whether they are invaded or not, which indicate that the randomization tests of JNP functions are significantly different from the field value of JNP functions.

- Examining the effect of invasion with the JNP-function on the three main Raunkiaer life forms (annuals, perennials and cryptogams) and their combinations (annuals-perennials, annuals-cryptogams and perennials-cryptogams), only the annual-cryptogams combination was (negatively) affected by the invasion in characteristic area of the CD function.
- It has been proven that the invasion of milkweed endangers the Pannonic open sand grasslands, especially those communities are exposed to its invasion which have already been degraded by an anthropogenic or natural disturbances (e.g. drought).

The following new results were gained by the examination of the single herbicide (glyphosate) treatment of milkweed at stand-level:

- As a result of the single herbicide treatment, the vegetative and reproductive characteristics of the studied stand have undergone significant changes. Shoot death in the year of treatment and the reduced number of shoots after the treatment year also occurred as a result of the single chemical treatment. In the latter case, glyphosate may have been translocated through the rhizomatic roots of the milkweed to the dormant root buds, thus causing their destruction. The pods completely disappeared in the year of treatment and the following year, however, the increasing shoot number and the re-appearance of the pods show that a single herbicide treatment is only a temporary and non-permanent solution to the management of invasive clonal plants.
- As a result of the single treatment, the examined stand disintegrated and became fragmented, these fragments initially showed a rarer so-called guerrilla growth, and later as they become stronger, they used the denser phalanx type. The species is thus able to use two growth forms: a sparse shoot structure (guerrilla) to maintain previously occupied areas, while a denser shoot structure (phalanx) is used to colonize new areas.
- The complete disappearance of the pods in the treatment year and the next year after treatment suggests that the species reallocates resources to vegetative growth in the case of significant damages. The survival and regeneration ability of milkweed is basically ensured by the dormant bud bank developing on rhizomatic roots, which play a role in vegetative growth. Regarding the growth forms of milkweed, it can be stated that it mainly uses the rarer, guerrilla growth form for survival, while in regeneration processes, the species can use both growth forms to regain original areas.

- As a result of a single herbicide treatment, the remaining fragments of the previous stand may function as starting points for the re-establishment of a new stand. Therefore, a single herbicide treatment of larger populations of the species is not sufficient.
- Overall, it can be concluded that a single herbicide treatment is not suitable for eradicating clonal plant species, it is advisable to repeat the treatment within two years in order to significantly weaken them, or at least limit their seed production. In addition, the remaining fragments can be weakened, thus preventing their further vegetative spread by the repeated herbicide treatment.

IRODALOMJEGYZÉK

- Addicott, E., Laurance, S., Lyons, M., Butler, D., & Neldner, J. (2018). When rare species are not important: linking plot-based vegetation classifications and landscape-scale mapping in Australian savanna vegetation. *Community Ecology*, 19(1), 67-76. <https://doi.org/10.1556/168.2018.19.1.7>
- Albert, Á. J., Kelemen, A., Valkó, O., Miglécz, T., Csecserits, A., Rédei, T., ... & Török, P. (2014). Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science*, 17(2), 214-224. <https://doi.org/10.1111/avsc.12068>
- Alpert, P., Bone, E., & Holzapfel, C. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 3(1), 52-66. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00004>
- Amtmann, M. (2009). *Különleges fajtamezek botanikai eredetének és illó komponenseinek összefüggése*. Doctoral dissertation, Budapesti Corvinus Egyetem.
- Andreu, J., & Vilà, M. (2011). Native plant community response to alien plant invasion and removal. *Management of Biological Invasions*, 2(1), 81.
- Badalamenti, E., Barone, E., & La Mantia, T. (2015). Seasonal effects on mortality rates and resprouting of stems treated with glyphosate in the invasive tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). *Arboricultural Journal*, 37(3), 180-195. <https://doi.org/10.1080/03071375.2015.1112163>
- Bankó, L., Ördög, M., & Erdei, L. (2002). The role of rhizome system in the distribution of cadmium load among ramets of *Phragmites australis*. *Acta Biologica Szegediensis*, 46(3-4), 81-82.
- Bagi, I. (1999). A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.)—Egy invazív faj biológiája, a védekezés lehetőségei. *Kitaibelia*, 4(2), 289-295.
- Bagi, I. (2008). Common milkweed (*Asclepias syriaca* L.). In: Botta-Dukát, Z & Balogh, L. (eds.). *The Most Important Invasive Plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót. pp. 151-159.

Baker, H. G. (1974). The evolution of weeds. *Annual review of ecology and systematics*, 5(1), 1-24.
<https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000245>

Balogh, Á., Penksza, K., Benécsné, B.G. (2006). Kísérletek a selyemkóróval fertőzött természetközeli gyepek mentesítésére I. *Tájökológiai lapok*, 4(2), 385-394.

Barney, J. N. (2016). Invasive plant management must be driven by a holistic understanding of invader impacts. *Applied Vegetation Science*, 19(2), 183-184. <https://doi.org/10.1111/avsc.12239>

Barrett, S. C. (2015). Influences of clonality on plant sexual reproduction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(29), 8859-8866. <https://doi.org/10.1073/pnas.1501712112>

Bartha, D., Király, G., Schmidt, D., & Tiborcz, V. (szerk.). (2015). *Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. pp. 330.

Bartha, S. (1990). Spatial processes in developing plant communities: pattern formation detected using information theory. In: Krahulec, F., Agnew, A.D.Q., Agnew, S. & Willems, J. (eds). *Spatial processes in plant communities*. SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 31-47.

Bartha, S. (2000). In vivo társuláselemzés. In: Virágh, K. & Kun, A. (szerk.). *Vegetáció és dinamizmus*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 101-140.

Bartha, S. (2003). A természetvédelmi kezeléseket megalapozó vegetációkutatásokról. Kézirat, Vácrátót. pp. 48.

Bartha, S. (2008a). Mikroökológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. *Tájökológiai lapok*, 6(3), 229-245.

Bartha, S. (2008b). A vegetáció viselkedésokológiájáról (avagy milyen hosszú is legyen egy hosszú távú ökológiai vizsgálat). In: Kröel-Dulay, Gy., Kalapos, T. és Mojzes, A. (szerk.). *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet*. Mta ÖBKI, Vácrátót. pp. 73-86.

Bartha, S., Campetella, G., Canullo, R., Bódis, J., & Mucina, L. (2004). On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration studies. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 30(1), 101-116.

Bartha, S., Campetella, G., Ruprecht, E., Kun, A., Házi, J., Horváth, A., ... & Molnár, Z. (2008). Will interannual variability in sand grassland communities increase with climate change?. *Community Ecology*, 9(1), 13-21. <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.S.4>

Bartha, S., Campetella, G., Kertész, M., Hahn, I., Kroel-Dulay, G., Rédei, T., ... & Kovács-Láng, E. (2011). Beta diversity and community differentiation in dry perennial sand grasslands. *Annali di Botanica*, 1(2011), 9-18. <https://doi.org/10.4462/annbotrm-9118>

Bartha, S., Canullo, R., Chelli, S., & Campetella, G. (2020). Unimodal relationships of understory alpha and beta diversity along chronosequence in coppiced and unmanaged beech forests. *Diversity*, 12(3), 101. <https://doi.org/10.3390/d12030101>

Bartha, S., & Kertész, M. (1998). The importance of neutral-models in detecting interspecific spatial associations from ‘trainsect’ data. *Tiscia*, 31(1), 85-98.

Becerra, P. I., & Montenegro, G. (2013). The widely invasive tree *Pinus radiata* facilitates regeneration of native woody species in a semi-arid ecosystem. *Applied Vegetation Science*, 16(2), 173-183. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01221.x>

Bell, S. S., Fonseca, M. S., & Motten, L. B. (1997). Linking restoration and landscape ecology. *Restoration ecology*, 5(4), 318-323. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00545.x>

Bhowmik, P. C., & Bandeen, J. D. (1976). The biology of Canadian weeds: 19. *Asclepias syriaca* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 56(3), 579-589. <https://doi.org/10.4141/cjps76-094>

Blossey, B. (1999). Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management. *Biological Invasions*, 1(2-3), 301-311. <https://doi.org/10.1023/A:1010084724526>

Bolch, E. A., Santos, M. J., Ade, C., Khanna, S., Basinger, N. T., Reader, M. O., & Hestir, E. L. (2020). Remote Detection of Invasive Alien Species. In: Cavender-Bares, J., Gamon, J. A., & Townsend, P. A. (eds.). *Remote Sensing of Plant Biodiversity*. Springer, Cham. pp. 267-307.

- Borhidi, A. (szerk.). (2003). *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 610.
- Botta-Dukát, Z. (2008). Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement-1), 219-227. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Botta-Dukát, Z., & Mihály, B. (szerk.). (2006). *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 409.*
- Boyd, N. S., White, S. N., & Larsen, T. (2017). Sequential aminopyralid and imazapyr applications for Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) Management. *Invasive Plant Science and Management*, 10(3), 277-283. <https://doi.org/10.1017/inp.2017.31>
- Bölöni, J., Molnár, Z., Kun, A. (szerk.). (2011). *Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója; ÁNÉR 2011*. MTA, Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete. 439 pp.
- Brown, R. (1833). On the organs and mode of fecundation in *Orchideae* and *Asclepiadeae*. *Trans. Linn. Soc.* 16, 685–745.
- Burgiel, S., Hall, T. (eds.) (2014). *Bioinvasions in a Changing World: A Resource on Invasive Species-Climate Change Interactions for Conservation and Natural Resource Management*. <http://doi.org/10.13140/2.1.4868.6889>
- CABI. (2011). *Asclepias syriaca* (common milkweed). <http://www.cabi.org/isc/datasheet/7249> (accessed 05.04.2015).
- Cahill Jr, J. F. (2003). Neighbourhood-scale diversity, composition and root crowding do not alter competition during drought in a native grassland. *Ecology Letters*, 6(7), 599-603. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00476.x>
- Callaway, R. M., & Aschehoug, E. T. (2000). Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*, 290(5491), 521-523. <https://doi.org/10.1126/science.290.5491.521>

Campetella, G., & Canullo, R. (2001). Structure and spatial scale in woodland vegetation studies in permanent plots: a determinant feature of monitoring. *ISAFA, Comunicazioni di Ricerca*, 2001/02, 101-111.

Campetella, G., Canullo, R., & Bartha, S. (1999). Fine-scale spatial pattern analysis of the herb layer of woodland vegetation using information theory. *Plant Biosystem*, 133(3), 277-288. <https://doi.org/10.1080/11263509909381559>

Carlson, S. J., & Donald, W. W. (1988). Glyphosate effects on Canada thistle (*Cirsium arvense*) roots, root buds, and shoots. *Weed research*, 28(1), 37-45. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.1988.tb00783.x>

Caudill, J., Jones, A. R., Anderson, L., Madsen, J. D., Gilbert, P., Shuler, S., & Heilman, M. A. (2019). Aquatic plant community restoration following the long-term management of invasive *Egeria densa* with fluridone treatments. *Management of Biological Invasions*, 10(3), 473. <https://doi.org/10.3391/mbi.2019.10.3.05>

Chen, X. S., Xie, Y. H., Deng, Z. M., Li, F., & Hou, Z. Y. (2011). A change from phalanx to guerrilla growth form is an effective strategy to acclimate to sedimentation in a wetland sedge species *Carex brevicuspis* (Cyperaceae). *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(4), 347-350. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.07.006>

Choi, Y. D., Temperton, V. M., Allen, E. B., Grootjans, A. P., Halassy, M., Hobbs, R. J., ... & Torok, K. (2008). Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience*, 15(1), 53-64. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2008\)15\[53:ERFFSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2008)15[53:ERFFSI]2.0.CO;2)

Colegrave, N., & Ruxton, G. D. (2018). Using biological insight and pragmatism when thinking about pseudoreplication. *Trends in ecology & evolution*, 33(1), 28-35. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.10.007>

Convention on Biological Diversity. (2014). Global Biodiversity Outlook 4. A mid-term assessment of progress towards the implementation of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. <https://www.cbd.int/gbo/gbo4/publication/gbo4-en-hr.pdf>

Crawley, M. J. (1987). What makes a community invasible?. In: Gray, A. J., Crawley, M. J., & Edwards, P. J. (eds). *Colonization, succession and stability*, Proceedings. pp. 429-453.

Csecserits, A., Czúcz, B., Halassy, M., Kröel-Dulay, G., Rédei, T., Szabó, R., ... & Török, K. (2011). Regeneration of sandy old-fields in the forest steppe region of Hungary. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 145(3), 715-729. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601340>

Csecserits, A., Halassy, M., Rédei, T., Szitár, K., & Botta-Dukát, Z. (2020). A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) tömegességének változásai homoki parlagokon szukcesszió és természetvédelmi kezelés hatására. *Természetvédelmi Közlemények*, 26, 1-15. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.1>

Csecserits, A., Szabó, R., Halassy, M., & Rédei, T. (2007). Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology*, 8(2), 195-207. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.6>

Cseresnyés, I., & Tamás, J. (2014). Evaluation of Austrian pine (*Pinus nigra*) plantations in Hungary with respect to nature conservation—A review. *J. Landsc. Ecol*, 12, 267-284.

Csillag, F., Kertész, M., Davidson, A., & et al. (2001). On the measurement of diversity-productivity relationships in a northern mixed grass prairie (Grasslands National Park, Saskatchewan, Canada). *Community Ecology*, 2(2), 145-159.

Csiszár, Á. (2009). Allelopathic effects of invasive woody plant species in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 5, 9-17.

Csiszár, Á. (szerk.). (2012). *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 336.

Csiszár, Á., & Korda, M. (szerk.). (2015). *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 239.

Csiky, J. (1996). A *Botrychium virginianum* (L.) SW. cönológiai vizsgálata a kunfehértói holdrutás erdőben. Diplomamunka, JATE, Növénytani Tanszék, Szeged, 56.

Csontos, P. (2001). A szárnycsücs (Onopordum acanthium L.) és a selyemkóró (Asclepias syriaca L.) magvainak túlélőképessége. *Acta Agronomica Óváriensis*, 43(2), 83-92.

Csontos, P., Bózsing, E., Cseresnyés, I., & Penksza, K. (2009). Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology*, 57(2), 383-388.

D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of ecology and systematics*, 23(1), 63-87. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>

DAISIE. (2015). European Invasive Alien Species Gateway. <http://www.europe-alien.org/speciesFactsheet.do?speciesId=17716#> (accessed 5.04.2015).

Dancza, I. (1999). Florisztikai megfigyelések a Délnyugat-Dunántúl gyomvegetációján. *Kitaibelia*, 4(2), 319-327.

Davies, G. M., & Gray, A. (2015). Don't let spurious accusations of pseudoreplication limit our ability to learn from natural experiments (and other messy kinds of ecological monitoring). *Ecology and Evolution*, 5(22), 5295-5304. <https://doi.org/10.1002/ece3.1782>

Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of ecology*, 88(3), 528-534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>

Davis, M. A., Thompson, K., & Grime, J. P. (2001). Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions*, 7(1-2), 97-102. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2001.00099.x>

de Kroon, H., & Groenendaal, J. V. (eds.) (1997). *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys Publishers. pp. 453.

Doğramacı, M., Anderson, J. V., Chao, W. S., & Foley, M. E. (2014). Foliar application of glyphosate affects molecular mechanisms in underground adventitious buds of leafy spurge (*Euphorbia esula*) and alters their vegetative growth patterns. *Weed science*, 62(2), 217-229.

<https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00156.1>

Doust, L. L. (1981). Population dynamics and local specialization in a clonal perennial (*Ranunculus repens*): I. The dynamics of ramets in contrasting habitats. *The Journal of Ecology*, 743-755.

<https://doi.org/10.2307/2259633>

Eckert, C. G. (2002). The loss of sex in clonal plants. In: *Ecology and evolutionary biology of clonal plants*. Springer, Dordrecht. pp. 279-298.

Edwards, K. R. (1998). A critique of the general approach to invasive plant species. In: *Plant invasions: Ecological mechanisms and human responses*. Backhuys Publisher, Leiden. pp. 85-92.

Elton, C. S. (Eds.). (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London. pp. 196.

Endress, M. E., & Bruyns, P. V. (2000). A revised classification of the Apocynaceae sl. *The Botanical Review*, 66(1), 1-56. <https://doi.org/10.1007/BF02857781>

Endress, P. K. (2016). Development and evolution of extreme synorganization in angiosperm flowers and diversity: a comparison of Apocynaceae and Orchidaceae. *Annals of Botany*, 117(5), 749-767.

<https://doi.org/10.1093/aob/mcv119>

EPPO. (2018). European and Mediterranean Plant Protection Organization. EPPO Global database. *Asclepias syriaca* (ASCSY). <https://gd.eppo.int/taxon/ASCSY>

Eschen, R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Edwards, A. R., Brook, A. J., Igual, J. M., ... & Schaffner, U. (2007). Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 95-104. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01240.x>

Európai Bizottság. (2009). Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC. *Off J Eur Comm L*, 309, 1-50.

Európai Bizottság (2013). Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. *COM (2013)*, 620.

Európai Bizottság. (2014). Regulation, E. U. (2014). No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. *Off J Eur Union*, 35-55. <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/880597b7-63f6-11e4-9cbe-01aa75ed71a1/language-en>

Európai Bizottság. (2017). List of Invasive Alien Species of Union concern. http://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/list/index_en.htm

Farkas, Á., & Zajác, E. (2007). Nectar production for the Hungarian honey industry. *The European Journal of Plant Science and Biotechnology*, 1(2), 125-151.

Ferencz, Á., & Notari, M. (2008). Economic and marketing analysis of Hungarian honey especially for the traditional products. *J. Eng.*, 4(1), 101-104.

Fridley, J. D., Stachowicz, J. J., Naeem, S., Sax, D. F., Seabloom, E. W., Smith, M. D., ... & Holle, B. V. (2007). The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology*, 88(1), 3-17. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[3:TIPRPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[3:TIPRPA]2.0.CO;2)

Frye, T. C. (1902). A morphological study of certain Asclepiadaceae. *Botanical Gazette*, 34(6), 389-413. <https://doi.org/10.1086/328303>

Gallé, L. (2013). *A szupraindividuális biológia alapjai: populációk és közösségek ökológiája*. JATEPress Kiadó, Szeged. pp. 404.

Gallé, R., Erdélyi, N., Szpisjak, N., Tölgyesi, C., & Maák, I. (2015). The effect of the invasive *Asclepias syriaca* on the ground-dwelling arthropod fauna. *Biologia*, 70(1), 104-111. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0011>

García-Llorente, M., Martín-López, B., González, J. A., Alcorlo, P., & Montes, C. (2008). Social perceptions of the impacts and benefits of invasive alien species: implications for management. *Biological Conservation*, 141(12), 2969-2983. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.003>

Gibson, D. J., Shupert, L. A., & Liu, X. (2019). Do no harm: efficacy of a single herbicide application to control an invasive shrub while minimizing collateral damage to native species. *Plants*, 8(10), 426. <https://doi.org/10.3390/plants8100426>

Golivets, M., & Wallin, K. F. (2018). Neighbour tolerance, not suppression, provides competitive advantage to non-native plants. *Ecology letters*, 21(5), 745-759. <https://doi.org/10.1111/ele.12934>

Grace, J. B., Smith, M. D., Grace, S. L., Collins, S. L., & Stohlgren, T. J. (2000). Interactions between fire and invasive plants in temperate grasslands of North America. In *Proceedings of the invasive species workshop: the role of fire in the control and spread of invasive species*. Fire conference. pp. 40-65.

Gratton, P., & Mundry, R. (2019). Accounting for pseudoreplication is not possible when the source of nonindependence is unknown. *Animal Behaviour*, 154, e1-e5. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2019.05.014>

GRIIS. (2017). The Global Register of Invasive Species. <http://www.griis.org/search3.php>

Guido, A., & Pillar, V. D. (2017). Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1230-1237. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12848>

Gunderson, L. H., & Pritchard, L. (eds.). (2012). *Resilience and the behavior of large-scale systems* (Vol. 60). Island Press.

Guo, S. L., Jiang, H. W., Fang, F., & Chen, G. Q. (2009). Influences of herbicides, uprooting and use as cut flowers on sexual reproduction of *Solidago canadensis*. *Weed research*, 49(3), 291-299. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00693.x>

Herben, T., Šerá, B., & Klimešová, J. (2015). Clonal growth and sexual reproduction: tradeoffs and environmental constraints. *Oikos*, 124(4), 469-476. <https://doi.org/10.1111/oik.01692>

Hierro, J. L., Maron, J. L., & Callaway, R. M. (2005). A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of ecology*, 93(1), 5-15. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>

Hierro, J. L., Villarreal, D., Eren, Ö., Graham, J. M., & Callaway, R. M. (2006). Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. *The American Naturalist*, 168(2), 144-156. <https://doi.org/10.1086/505767>

Hobbs, R. J. (2002). The ecological context: a landscape perspective. In: Perrow, M.R. és Davy, A. J. (szerk.). *Handbook of ecological restoration: principles of restoration*, Vol. 1. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 24-46.

Hobbs, R. J., Hallett, L. M., Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (2011). Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience*, 61(6), 442-450. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.6.6>

Hobbs, R. J., & Humphries, S. E. (1995). An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation biology*, 9(4), 761-770. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09040761.x>

Horváth, A. (1998). INFOTHEM program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods. *Tiscia*, 31(1), 71-84.

Horváth, A., & Makrai, L. (2000). Variability of spatial dependence within a pioneer plant community. *Tiscia*, 32(1), 19-29.

Horváth, Z. (1984). Adatok az *Asclepias syriaca* L. (Asclepiadaceae) magprodukciójának és csírázásbiológiájának komplex ismeretéhez. (Seed production and germination ecology of *Asclepias syriaca* L.) *Növényvédelem*, 20(4), 158-166.

- Hsiao, A. I., & McIntyre, G. I. (1984). Evidence of competition for water as a factor in the mechanism of root-bud inhibition in milkweed (*Asclepias syriaca*). *Canadian Journal of Botany*, 62(2), 379-384. <https://doi.org/10.1139/b84-057>
- Hunter, J. H. (1995). Effect of bud vs rosette growth stage on translocation of ^{14}C -glyphosate in Canada Thistle (*Cirsium arvense*). *Weed Science*, 43(3), 347-351. <https://doi.org/10.1017/S0043174500081303>
- Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological monographs*, 54(2), 187-211. <https://doi.org/10.2307/1942661>
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., ... & Weigelt, A. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199-202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>
- Ives, A. R., & Carpenter, S. R. (2007). Stability and diversity of ecosystems. *Science*, 317(5834), 58-62. <https://doi.org/10.1126/science.1133258>
- Járai-Komlódi, M. (1966). Adatok az Alföld negyedkori klíma-és vegetációtörténetéhez I. *Botanikai Közlemények*, 53(3), 191-201.
- Járai-Komlódi, M. (1969). Adatok az Alföld negyedkori klíma-és vegetációtörténetéhez II. *Botanikai Közlemények*, 56(1), 43-55.
- Jeschke, J. M., Gómez Aparicio, L., Haider, S., Heger, T., Lortie, C. J., Pyšek, P., & Strayer, D. L. (2012). Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, 14, 1–20. <https://doi.org/10.3897/neobiota.143435>
- Jones, D., Bruce, G., Fowler, M. S., Law-Cooper, R., Graham, I., Abel, A., ... & Eastwood, D. (2018). Optimising physiochemical control of invasive Japanese knotweed. *Biological Invasions*, 20(8), 2091-2105. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1684-5>
- Jordan, C. Y. (2018). Population sampling affects pseudoreplication. *PLoS biology*, 16(10), e2007054. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2007054>

Juhász-Nagy, P. (1972). A növényzet szerkezetvizsgálata: Új modellek 1. rész. Bevezetés. *Botanikai Közlemények*, 59, 1-6.

Juhász-Nagy, P. (1980). *A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése*. Akadémiai Doktori értekezés, 238.

Juhász-Nagy, P. (1984). Spatial dependence of plant populations. 2. A family of new models. *Acta Botanica Hungarica*. 30, 363-402.

Juhász-Nagy, P. (1993). Notes on compositional diversity. *Hydrobiologia*. 249: 173-182.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-1919-3_16

Juhász-Nagy, P., & Podani, J. (1983). Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio*, 51(3), 129-140. <https://doi.org/10.1007/BF00129432>

Kapilkumar, I., Nikolett, G. S., Hardeep, K., & Róbert, G. (2019). Forest type interacts with milkweed invasion to affect spider communities. *Insect Conservation and Diversity*, 12(4), 321-328.
<https://doi.org/10.1111/icad.12346>

Karl, T. R., Melillo, J. M., Peterson, T. C., & Hassol, S. J. (eds.). (2009). *Global climate change impacts in the United States*. Cambridge University Press. pp. 197.

Kaye, T. N., Sandlin, I. J., & Bahm, M. A. (2018). Seed dormancy and germination vary within and among species of milkweeds. *AoB Plants*, 10(2), ply018. <https://doi.org/10.1093/aobpla/ply018>

Kazinczi, G., Béres, I., Mikulás, J., & Nádasy, E. (2004). Allelopathic effect of *Cirsium arvense* and *Asclepias syriaca*. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*, 19, 301-308.

Kazinczi, G., Pál-fám, F., Nádasy, E., Takács, A., & Horváth, J. (2013). Allelopathy of some important weeds in Hungary. *Plant Protection Society of Slovenia, Zbornik Predavanj in Referatov*, 11, 410-415.

Kelemen, A., Valkó, O., Kröel-Dulay, G., Deák, B., Török, P., Tóth, K., ... & Tóthmérész, B. (2016). The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in sandy old-fields—is it a threat to the native flora?. *Applied Vegetation Science*, 19(2), 218-224. <https://doi.org/10.1111/avsc.12225>

Kennedy, T. A., Naeem, S., Howe, K. M., Knops, J. M., Tilman, D., & Reich, P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417(6889), 636-638. <https://doi.org/10.1038/nature00776>

Kertész, M., Lhotsky, B., & Hahn, I. (2001). Detection of fine-scale relationships between species composition and biomass in grassland. *Community Ecology*, 2(2), 221-230. <https://doi.org/10.1556/comec.2.2001.2.10>

Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 48(4), 970-979. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x>

Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., Ten Brink, P., & Shine, C. (2008). Technical support to EU strategy on invasive species (IAS)-Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission).

Klimešová, J., & Klimeš, L. (2006). Clo-Pla3—database of clonal growth of plants from Central Europe. Available at: <http://clopla.butbn.cas.cz/> (accessed November 2008).

Klimešová, J., Martínková, J., & Herben, T. (2018). Horizontal growth: An overlooked dimension in plant trait space. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 32, 18-21. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2018.02.002>

Király, G. (szerk.) (2009). *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei*. Aggtelek Nemzeti Park Igazgatóság. pp. 616.

Kneitel, J., & Perrault, D. (2006). Disturbance-induced changes in community composition increase species invasion success. *Community Ecology*, 7(2), 245-252. <https://doi.org/10.1556/ComEc.7.2006.2.11>

Kolar, C. S., & Lodge, D. M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in ecology & evolution*, 16(4), 199-204. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02101-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02101-2)

Kröel-Dulay, G., Coffin, D.P. (1998). Egy egyed alapú szimulációs modell alkalmazása nyílt évelő homokpusztagyepekre. In: Fekete, G (szerk.). *A közösségi ökológia frontvonalai*. Scientia, Budapest. pp. 59-86.

Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, G., Kertész, M., Fekete, G., Bartha, S., Mika, J., ... & Hahn, I. (2000). Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia*, 30(3/4), 385-407. <https://doi-org/10.1127/phyto/30/2000/385>

Kowarik, I. (2008). On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: *Urban ecology*. Springer, Boston. pp. 321-338

Kuebbing, S. E., & Nuñez, M. A. (2016). Invasive non-native plants have a greater effect on neighbouring natives than other non-natives. *Nature plants*, 2(10), 1-7. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.134>

Kun, A. (2001). Analysis of precipitation year and their regional frequency distributions in the Danube-Tisza mid-region, Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 43(1-2), 175-187. <https://doi.org/10.1556/ABot.43.2001.1-2.10>

Kun, R., Szépligeti, M., Malatinszky, Á., Virágh, K., Szentirmai, I., & Bartha, S. (2014). Egy inváziós faj, a *Solidago gigantea* Aiton által kolonizált mocsárrétek diverzitása és fajkompozíciós koordináltsága. *Botanikai Közlemények*, 101(1-2), 65-78.

Lambdon, P., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., ... & Andriopoulos, P. (2008). Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80(2), 101–149.

La Sorte, F. A., Aronson, M. F., Williams, N. S., Celesti-Grapow, L., Cilliers, S., Clarkson, B. D., ... & Pyšek, P. (2014). Beta diversity of urban floras among E uropean and non-E uropean cities. *Global ecology and biogeography*, 23(7), 769-779. <https://doi.org/10.1111/geb.12159>

Latzel, V., Mihulka, S., & Klimešová, J. (2008). Plant traits and regeneration of urban plant communities after disturbance: Does the bud bank play any role?. *Applied Vegetation Science*, 11(3), 387-394. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18487>

- Lazzaro, L., Mazza, G., d'Errico, G., Fabiani, A., Giuliani, C., Inghilesi, A. F., ... & Roversi, P. F. (2018). How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. *Science of the Total Environment*, 622, 1509-1518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.017>
- Lenda, M., Skórka, P., Knops, J., Żmihorski, M., Gaj, R., Moroń, D., ... & Tryjanowski, P. (2019). Multispecies invasion reduces the negative impact of single alien plant species on native flora. *Diversity and Distributions*, 25(6), 951-962. <https://doi.org/10.1111/ddi.12902>
- Levine, J. M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288(5467), 852-854. <https://doi.org/10.1126/science.288.5467.852>
- Levine, J. M. (2001). Local interactions, dispersal, and native and exotic plant diversity along a California stream. *Oikos*, 95(3), 397-408. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.950304.x>
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5), 1522-1536. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2)
- Lőkös, L., & Versegny, P. K. (2001). The lichen flora of the Kiskunság National Park and the southern part of the Danube–Tisza Interfluve. In: *The Flora of the Kiskunság National Park*, 2, pp. 299-362.
- Luken, J. O. (1997). Management of plant invasions: implicating ecological succession. In: Luken, J. O., & Thieret, J. W. (eds.). *Assessment and management of plant invasions*. Springer, New York. pp. 133-144.
- Malo, A. F., Godsall, B., Prebble, C., Grange, Z., McCandless, S., Taylor, A., & Coulson, T. (2013). Positive effects of an invasive shrub on aggregation and abundance of a native small rodent. *Behavioral Ecology*, 24(3), 759-767. <https://doi.org/10.1093/beheco/ars202>
- Manly, B.F.J. (ed.). (1997). *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. 2nd edition. Chapman and Hall, London. pp. 427.
- Martin, F. M., Dommanget, F., Lavallée, F., & Evette, A. (2020). Clonal growth strategies of *Reynoutria japonica* in response to light, shade, and mowing, and perspectives for management. *NeoBiota*, 56, 89. <https://doi.org/10.3897/neobiota.56.47511>

- Mazza, G., Tricarico, E., Genovesi, P., & Gherardi, F. (2014). Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), 112-129. <https://doi.org/10.1080/03949370.2013.863225>
- McAllister, R. S., & Haderlie, L. C. (1985). Translocation of ^{14}C -Glyphosate and $^{14}\text{CO}_2$ -Labeled Photoassimilates in Canada Thistle (*Cirsium arvense*). *Weed science*, 153-159. <https://doi.org/10.1017/S0043174500082011>
- McCary, M. A., Mores, R., Farfan, M. A., & Wise, D. H. (2016). Invasive plants have different effects on trophic structure of green and brown food webs in terrestrial ecosystems: A meta-analysis. *Ecology Letters*, 19(3), 328-335. <https://doi.org/10.1111/ele.12562>
- McNaughton, S. J. (1988). Diversity and stability. *Nature*, 333(6170), 204-205. <https://doi.org/10.1038/333204a0>
- Middleton, B. A. (2019). Invasive Plant Species. In: Fath, B. (ed.). *Encyclopedia of Ecology*, 2nd ed. Elsevier. pp. 431-440.
- Mojzes, A., & Kalapos, T. (2015). Plant-derived smoke enhances germination of the invasive common milkweed (*Asclepias syriaca* L.). *Polish Journal of Ecology*, 63(2), 280-285. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2015.63.2.011>
- Molnár, Z. (szerk.). (2003). *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 68.
- Molnár, Z., Bölöni, J., & Horváth, F. (2008). Threatening factors encountered: actual endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement-1), 199-217. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.10>
- Moore, J. L., Mouquet, N., Lawton, J. H., & Loreau, M. (2001). Coexistence, saturation and invasion resistance in simulated plant assemblages. *Oikos*, 94(2), 303-314. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.940211.x>
- Morgan, M. T., & Schoen, D. J. (1997). Selection on reproductive characters: floral morphology in *Asclepias syriaca*. *Heredity*, 79(4), 433-441. <https://doi.org/10.1038/hdy.1997.178>

Myers, J. H., & Cory, J. S. (2017). Biological control agents: invasive species or valuable solutions?. In *Impact of biological invasions on ecosystem services* (pp. 191-202). Springer, Cham.

Naeem, S., Knops, J. M., Tilman, D., Howe, K. M., Kennedy, T., & Gale, S. (2000). Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos*, 91(1), 97-108. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910108.x>

Newton, P. C. D., & Hay, M. J. M. (1995). Non-viability of axillary buds as a possible constraint on effective foraging of *Trifolium repens* L. *Abstracta Botanica*, 83-88.

Noble I (1989) Attributes of invaders and the invading process: terrestrial and vascular plants. In *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley and Sons, Chichester. pp. 301-313.

Nótári, M., & Hajdu, I. (2005). Marketing elemzések a kertészeti hungarikumok piacának fellendítésére a Dél-Alföld régióban. *Acta Agraria Kaposváriensis*, 9(3), 47-53.

Oborny, B. (2000). Játék határokkal–Társulási szabályok az ökológiai közösségekben. In: Virágh, K., Kun, A. (szerk.). 2000. *Vegetáció és dinamizmus*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 79-96.

Oborny, B., & Bartha, S. (1998). Formakincs és közösségszerveződés a növénytársulásokban: a klonális növények szerepe. In: Fekete, G. (szerk.). *A közösségi ökológia frontvonalai*. Sciencia, Budapest. pp. 59-86.

Oksanen, L. (2001). Logic of experiments in ecology: is pseudoreplication a pseudoissue?. *Oikos*, 94(1), 27-38. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.11311.x>

Ónodi, G., Altbäcker, V., Aszalós, R., Botta-Dukát, Z., Hahn, I., & Kertész, M. (2014). Long-term weather sensitivity of open sand grasslands of the Kiskunság Sand Ridge forest-steppe mosaic after wildfires. *Community Ecology*, 15(1), 121-129. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.1.13>

Palmer, M. A., Ambrose, R. F., & Poff, N. L. (1997). Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration ecology*, 5(4), 291-300. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00543.x>

Papka, O. S. (2015). Agro-ecological effectiveness of soil technologies as controlling tool for common willkweed (*Asclepias syriaca* L.). *Acta Biologica Sibirica*, 1(3-4), 244-257.

Pärtel, M., Bruun, H. H., & Sammul, M. (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland science in Europe*, 10(1), 14.

Pauková, Ž., Káderová, V., & Bakay, L. (2013). Structure and population dynamics of *Asclepias syriaca* L. in the agricultural land. *Agriculture (Pol'nohospodárstvo)*, 59(4), 161-166. <https://doi.org/10.2478/agri-2013-0014>

Perry, L. G., Blumenthal, D. M., Monaco, T. A., Paschke, M. W., & Redente, E. F. (2010). Immobilizing nitrogen to control plant invasion. *Oecologia*, 163(1), 13-24. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1580-x>

Polowick, P. L., & Raju, M. V. S. (1982). The origin and development of root buds in *Asclepias syriaca*. *Canadian Journal of Botany*, 60(10), 2119-2125. <https://doi.org/10.1139/b82-260>

Powell, K. I., Chase, J. M., & Knight, T. M. (2011). A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, 98(3), 539-548. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000402>

Powell, K. I., Chase, J. M., & Knight, T. M. (2013). Invasive plants have scale-dependent effects on diversity by altering species-area relationships. *science*, 339(6117), 316-318. <https://doi.org/10.1126/science.1226817>

Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sadlo, J., & Wild, J. (2012). Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84(3), 575-629.

Pyšek, P., Chytrý, M., Pergl, J., Sádlo, J., & Wild, J. (2017). Plant invasions in the Czech Republic. In: Chytrý, M., Danihelka, J., Kaplan, Z., Pyšek, P. (eds.). *Flora and vegetation of the Czech Republic*. Springer, Cham. pp. 339-399.

Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., & Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2008). Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand?. In: W. Nentwig (ed.). *Biological invasions*. Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 97-125.

Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., & Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53(1), 131-143. <https://doi.org/10.2307/4135498>

Quantum GIS Development Team. (2018). Quantum GIS geographic information system. *Open Source Geospatial Foundation Project*. <http://qgis.osgeo.org> (2018 Szeptember 15)

Reinhart, K. O., Packer, A., Van der Putten, W. H., & Clay, K. (2003). Plant–soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. *Ecology Letters*, 6(12), 1046-1050. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00539.x>

Reis, B. P., Kövendi-Jakó, A., Sztár, K., Török, K., & Halassy, M. (2020). Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13152>

Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography*, 30(3), 409-431. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr>

Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>

Ricotta, C., & Anand, M. (2006). Spatial complexity of ecological communities: Bridging the gap between probabilistic and non-probabilistic uncertainty measures. *Ecological Modelling*, 197(1-2), 59-66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.03.001>

Ricotta, C., La Sorte, F. A., Pyšek, P., Rapson, G. L., Celesti-Grapow, L., & Thompson, K. (2012). Phylogenetic beta diversity of native and alien species in European urban floras. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7), 751-759. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00715.x>

Rodriguez, L. F. (2006). Can invasive species facilitate native species? Evidence of how, when, and why these impacts occur. *Biological Invasions*, 8(4), 927-939. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5103-3>

Sala, O. E., & Paruelo, J. M. (1997). Ecosystem services in grasslands. In: Daily, G. C. (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC. pp. 237-251.

Sato, Y., Mashimo, Y., Suzuki, R. O., Hirao, A. S., Takagi, E., Kanai, R., ... & Machida, R. (2017). Potential Impact of an Exotic Plant Invasion on Both Plant and Arthropod Communities in a Semi-natural Grassland on Sugadaira Montane in Japan. *Journal of Developments in Sustainable Agriculture*, 12(1), 52-64. <https://doi.org/10.11178/jdsa.12.52>

Saunders, L. E., & Pezeshki, R. (2015). Morphological differences in response to physiological integration and spatial heterogeneity of root zone glyphosate exposure in connected ramets of *Ludwigia peploides* (Creeping water primrose). *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(6), 171. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2435-1>

Savini, G., Giorgi, V., Scarano, E., & Neri, D. (2008). Strawberry plant relationship through the stolon. *Physiologia Plantarum*, 134(3), 421-429. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2008.01145.x>

Schiffleithner, V., & Essl, F. (2016). Is it worth the effort? Spread and management success of invasive alien plant species in a Central European National Park. *NeoBiota*, 31, 43. <https://doi.org/10.3897/neobiota.31.8071>

Schmera, D. (2005). Tegzeslárvák (Insecta: Trichoptera) koegzisztenciális mintázatai Börzsönyi kisérvfolyások szakasz térszintjén (Coexistence patterns of caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in the streams of the Börzsöny Mountains (North Hungary)). *Acta Biologica Debrecina. Supplementum oecologica hungarica*, 13, 201-206.

Schmid, B. (1990). Some ecological and evolutionary consequences of modular organization and clonal growth in plants. *Evolutionary trends in plants*, 4(1), 25-34.

Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araújo, M. B., Arnell, N. W., ... & Anne, C. (2005). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310(5752), 1333-1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>

Seastedt, T. R., & Pyšek, P. (2011). Mechanisms of plant invasions of North American and European grasslands. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145057>

Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., ... & Bacher, S. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications*, 8(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>

Shackleton, R. T., Richardson, D. M., Shackleton, C. M., Bennett, B., Crowley, S. L., Dehnen-Schmutz, K., ... & Marchante, E. (2019). Explaining people's perceptions of invasive alien species: a conceptual framework. *Journal of Environmental Management*, 229, 10-26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.045>

Si, C. C., Dai, Z. C., Lin, Y., Qi, S. S., Huang, P., Miao, S. L., & Du, D. L. (2014). Local adaptation and phenotypic plasticity both occurred in *Wedelia trilobata* invasion across a tropical island. *Biological Invasions*, 16(11), 2323-2337. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0667-4>

Simberloff, D. (2006). Invasional meltdown 6 years later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both?. *Ecology Letters*, 9(8), 912-919. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00939.x>

Smith, R. G., Maxwell, B. D., Menalled, F. D., & Rew, L. J. (2006). Lessons from agriculture may improve the management of invasive plants in wildland systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(8), 428-434. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)4\[428:LFAMIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)4[428:LFAMIT]2.0.CO;2)

Somogyi, A. Á., Lőrinczi, G., Kovács, J., & Maák, I. E. (2017). Structure of ant assemblages in planted poplar (*Populus alba*) forests and the effect of the common milkweed (*Asclepias syriaca*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 63(4), 443-457.

Sotka, E. E., & Byers, J. E. (2019). Not so fast: promoting invasive species to enhance multifunctionality in a native ecosystem requires strong (er) scrutiny. *Biological Invasions*, 21(1), 19-25. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1822-0>

Stamm-Katovich, E. J., Wyse, D. L., & Biesboer, D. D. (1988). Development of common milkweed (*Asclepias syriaca*) root buds following emergence from lateral roots. *Weed Science*, 758-763. <https://doi.org/10.1017/S0043174500075780>

Standovár, T., & Primack, R. B. (2001). *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó. Budapest. pp. 542.

Stark, J. D., Chen, X. D., & Johnson, C. S. (2012). Effects of herbicides on Behr's metalmark butterfly, a surrogate species for the endangered butterfly, Lange's metalmark. *Environmental Pollution*, 164, 24-27. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.011>

Stuefer, J. F., Gómez, S., & Van Mölken, T. (2004). Clonal integration beyond resource sharing: implications for defence signalling and disease transmission in clonal plant networks. *Evolutionary Ecology*, 18(5-6), 647-667. <https://doi.org/10.1007/s10682-004-5148-2>

Stevens, P. F. (2001). onwards. Angiosperm Phylogeny Website. Version 9. <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>

Stohlgren, T. J., Binkley, D., Chong, G. W., Kalkhan, M. A., Schell, L. D., Bull, K. A., ... & Son, Y. (1999). Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. *Ecological monographs*, 69(1), 25-46. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0025:EPSIHS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0025:EPSIHS]2.0.CO;2)

Stromberg, M. R., D'Antonio, C. M., Young, T. P., Wirka, J., & Kephart, P. R. (2007). California grassland restoration. In: Stromberg, M. R Corbin, J. D. and D'Antonio, C. M. (eds.). *California*

grasslands: ecology and management. University of California Press, Berkeley, California, USA. pp. 254-280.

Szatmári, J., Tobak, Z., & Novák, Z. (2016). Environmental monitoring supported by aerial photography—a case study of the burnt down Bugac juniper forest, Hungary. *Journal of Environmental Geography*, 9(1-2), 31-38.

Szentes, S., Sutyinszki, Z., Szabó, G., Zimmermann, Z., Házi, J., Wichmann, B., ... & Bartha, S. (2012). Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C 4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology*, 7(6), 1055-1065. <https://doi.org/10.2478/s11535-012-0101-9>

Szigetvári, C. (2002). Az invazív késeiperje, *Cleistogenes serotina* (L.) Keng. szerepe nyílt homokgyepek társulásszerveződésében. (The role of the invasive *Cleistogenes serotina* (L.) Keng. in community organization of open sand grassland communities.) *Kitaibelia*, 2, 119-139.

Szigetvári, C. (2004). *Inváziós növények szerepének összehasonlító vizsgálata nyílt homokgyepekben*. Doctori Értekezés, SZTE, Szeged. pp. 123.

Szilassi, P., Tobak, Z., Van Leeuwen, B., Szatmári, J., & Kitka, D. (2017). A szárazodással kapcsolatos földrajzi tényezők és egy özönnövény terjedése közti kapcsolat vizsgálata a dél-alföldi régió területén. *Földrajzi Közlemények*, 141(1), 30-43.

Szilassi, P., Szatmári, G., Pásztor, L., Árvai, M., Szatmári, J., Szitár, K., & Papp, L. (2019). Understanding the environmental background of an invasive plant species (*Asclepias syriaca*) for the future: an application of LUCAS field photographs and machine learning algorithm methods. *Plants*, 8(12), 593. <https://doi.org/10.3390/plants8120593>

Szitár, K., Kröel-Dulay, G., & Török, K. (2018). Invasive *Asclepias syriaca* can have facilitative effects on native grass establishment in a water-stressed ecosystem. *Applied Vegetation Science*, 21(4), 607-614. <https://doi.org/10.1111/avsc.12397>

Szitár, K., Ónodi, G., Somay, L., Pándi, I., Kucs, P., & Kröel-Dulay, G. (2014). Recovery of inland sand dune grasslands following the removal of alien pine plantation. *Biological Conservation*, 171, 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.021>

Szitár, K., Ónodi, G., Somay, L., Pándi, I., Kucs, P., & Kröel-Dulay, G. (2016). Contrasting effects of land use legacies on grassland restoration in burnt pine plantations. *Biological Conservation*, 201, 356-362. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.004>

Szitár, K., & Török, K. (2008, September). Short-term effects of herbicide treatment on the vegetation of semiarid sandy oldfields invaded by *Asclepias syriaca*. L. In: *Extended abstract in the Proceedings of the 6th European Conference on Ecological Restoration*. pp. 8-12.

Thomsen, M. S. (2010). Experimental evidence for positive effects of invasive seaweed on native invertebrates via habitat-formation in a seagrass bed. *Aquatic Invasions*, 5(4), 341-346. <https://doi.org/10.3391/ai.2010.5.4.02>

Tiley, G. E. (2010). Biological flora of the British Isles: *Cirsium arvense* (L.) scop. *Journal of Ecology*, 98(4), 938-983. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01678.x>

Tóth, K. (szerk.). (1985). *Tudományos kutatások a Kiskunsági Nemzeti Parkban 1975-1984*. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét. pp. 219.

Tóth, K. (szerk.). (1996). *20 éves a Kiskunsági Nemzeti Park 1975–1995*. Kiskunság Nemzeti Park Igazgatósága, Kecskemét. pp. 234.

Tóthmérész, B. (2001). Kvantitatív ökológiai kutatások különös tekintettel a skálázási és mintázati problémákra. In: Borhidi, A., Botta-Dukát, Z. (szerk.). *Ökológia az ezredfordulón III. Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció*. Magyar Tudományos Akadémia – Műhelytanulmányok, Budapest. pp. 15-25.

Tóthmérész, B., & Erdei, Z. (1992). The effect of species dominance on information theory characteristics of plant communities. *Abstracta Botanica*, 16, 43-47.

Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B., & Magyar, D. (2003). Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions*, 5(4), 349-356. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000005570.19429.73>

Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N., & Paschke, M. W. (2014). Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 756-765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>

Ujvárosi, M. (szerk.). (1973). *Gyomnövények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 833.

van Dijk, G. (1991). The status of semi-natural grasslands in Europe. In: Tucker, G., Goriup, P. D. L., Batten, A., & Norton, J. A. (eds.). *The Conservation of Low-land Dry Grassland Birds in Europe*. Peterborough: Joint Nature Conservation Committee. pp.15-36.

van Kleunen, M., Dawson, W., & Maurel, N. (2015). Characteristics of successful alien plants. *Molecular Ecology*, 24(9), 1954-1968. <https://doi.org/10.1111/mec.13013>

Varga, L., & Dancza, I. (2011). Selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). In: Novák, R., Dancza, I., Szentey, L., & Karamán, J. (szek.). *Az ötödik országos gyomfelvételezés Magyarország szántóföldjein*. Vidékfejlesztési Minisztérium Élelmiszerlánc-felügyeleti Főosztály, Budapest. pp. 272-282.

Veres, K., & Csintalan, Z. (2017). Life on sand dunes from lichens point of view—effect of microclimate and seasonality on activity of terricolous lichen communities. *Acta Biologica Plantarum Agriensis*, 5(1), 62-62. <https://doi.org/10.21406/abpa.2017.5.1.62>

Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., ... & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, 14(7), 702-708. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>

Virágh, K., & Bartha, S. (1996). The effect of current dynamical state of a loess steppe community on its responses to disturbances. *Tiscia*, 30(1), 3-13.

Virágh, K., Horváth, A., Bartha, S., & Somodi, I. (2006). *Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szálkaperjés erdőssztyeppré termézetközeli és zavart állományaiban*. Kutatás, oktatás, értékkeremtés. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 89-111.

Virágh, K., Horváth, A., Bartha, S., & Somodi, I. (2008). A multiscale methodological approach for monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology*, 9(2), 237-246. <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.2.13>

Vitousek, P. M., D'antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., & Westbrooks, R. (1997). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 1-16.

Waldecker, M. A., & Wyse, D. L. (1985). Soil moisture effects on glyphosate absorption and translocation in common milkweed (*Asclepias syriaca*). *Weed Science*, 299-305. <https://doi.org/10.1017/S0043174500082321>

Watson MA (1990) Phenological effects on clone development and demography. In: van Groenendael, J. M., & de Kroon, H. (eds.). *Clonal growth in plants: regulation and function*. SPB Academic Publishing, The Hauge. pp. 43-56

White, S. R., Carlyle, C. N., Fraser, L. H., & Cahill Jr, J. F. (2012). Climate change experiments in temperate grasslands: synthesis and future directions. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0956>

Wilbur, H. M. (1976). Life history evolution in seven milkweeds of the genus *Asclepias*. *The Journal of Ecology*, 223-240. <https://doi.org/10.2307/2258693>

Williamson, M. (ed.). (1996). *Biological Invasions*. Chapman and Hall, London. pp. 245.

Williamson, M., & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666. <https://doi.org/10.2307/2265769>

Willson, M. F., & Bertin, R. I. (1979). Flower-visitors, nectar production, and inflorescence size of *Asclepias syriaca*. *Canadian Journal of Botany*, 57(12), 1380-1388. <https://doi.org/10.1139/b79-172>

Willson, M. F., & Price, P. W. (1977). The evolution of inflorescence size in *Asclepias* (Asclepiadaceae). *Evolution*, 495-511.

Willson, M. F., & Price, P. W. (1980). Resource limitation of fruit and seed production in some *Asclepias* species. *Canadian Journal of Botany*, 58(20), 2229-2233. <https://doi.org/10.1139/b80-257>

Woodson, R. E. (1954). The North American species of *Asclepias* L. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 41(1), 1-211. <https://doi.org/10.2307/2394652>

Wyatt, R., & Brouyles, S. B. (1990). Reproductive biology of milkweeds (*Asclepias*) recent advances. In: Itoh, K., & Matsunaka, S. (eds.). *Biological approaches and evolutionary trends in plants*. Academic Press, London. pp. 255-272.

Wyrill III, J. B., & Burnside, O. C. (1976). Absorption, translocation, and metabolism of 2, 4-D and glyphosate in common milkweed and hemp dogbane. *Weed science*, 557-566. <https://doi.org/10.1017/S0043174500062949>

Ye, X., Gao, S., Liu, Z., Zhang, Y., Huang, Z., & Dong, M. (2015). Multiple adaptations to light and nutrient heterogeneity in the clonal plant *Leymus secalinus* with a combined growth form. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 213, 49-56. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2015.04.006>

Ye, X. H., Zhang, Y. L., Liu, Z. L., Gao, S. Q., Song, Y. B., Liu, F. H., & Dong, M. (2016). Plant clonal integration mediates the horizontal redistribution of soil resources, benefiting neighboring plants. *Frontiers in plant science*, 7, 77. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00077>

Zalai, M., Poczok, L., Dorner, Z., Körösi, K., Pálkás, Z., Szalai, M., & Pintér, O. (2017). Developing control strategies against common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) on ruderal habitats. *Herbologia*, 16(2). <https://doi.org/10.5644/Herb.16.2.07>

Zamora, D. L., Thill, D. C., & Eplee, R. E. (1989). An eradication plan for plant invasions. *Weed Technology*, 2-12. <https://doi.org/10.1017/S0890037X00031225>

Zsákovics, G., Kovács, F., Kiss, A., & Pócsik, E. (2007). Risk analysis of the aridification-endangered sand-ridge area in the Danube-Tisza Interfluve. *Acta Climatol. Chorol. Univ. Szeged*, 40(41), 169-178.

Zsákovics, G., Kovács, F., & Kiss, A. (2009). Complex analysis of an aridification-endangered area: case study from the Danube-Tisza Interfluve. *Tájökológiai Lapok*, 7(1), 117-126.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel témavezetőmnek, Dr. Bagi István egyetemi docensnek tartozom, munkám sokoldalú támogatásáért. Köszönet illeti Dr. Szepesi Ágneszt a kézirat megírásában tett hasznos tanácsaiért. Dr. Horváth Andrásnak azért tartozom köszönettel, hogy rendelkezésemre bocsátotta és segítséget nyújtott az INFOTHEM 0.3 program használatában. Szeretnék köszönetet mondani a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságának, hogy a szigorúan védett IV-es számú területén támogatták munkámat. Végül, de nem utolsó sorban megköszönöm édesanyámnak, Dóri Erikának a terepen nyújtott, éveken át tartó nélkülözhetetlen segítségét.

Továbbá hálás köszönettel tartozom két felkért opponensnek Dr. Kovács M. Gábornak és Dr. Bátori Zoltánnak, hogy elvállalták bírálat elkészítését, konstruktív kritikáikkal, javaslataikkal sokat javítva a disszertáción.

Jelen Ph.D. értekezés elkészítését az Emberi Erőforrások Minisztérium NTP-NFTÖ-19-B-0208 számú pályázata, valamint NTP-NFTÖ-20-B-0008 számú pályázata támogatta.

TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK LISTÁJA

Bakacsy László MTMT azonosító: 10055585

MTMT link: <https://m2.mtmt.hu/gui2/?type=authors&mode=browse&sel=10055585>

A doktori fokozatszerzéshez felhasznált 2 db. tudományos közlemény:

Bakacsy, L. (2019). Invasion impact is conditioned by initial vegetation states. *Community Ecology*, 20(1), 11-19. <https://doi.org/10.1556/168.2019.20.1.2>

IF: 0,851

Bakacsy, L., & Bagi, I. (2020). Survival and regeneration ability of clonal common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) after a single herbicide treatment in natural open sand grasslands. *Scientific reports*, 10(1), 14222. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-71202-8>

IF: 3,998

Referált folyóiratokban megjelent közlemények:

Bús, C., Kúsz, N., Kincses, A., Szemerédi, N., Spengler, G., Bakacsy, L., ... & Vasas, A. (2020). Antiproliferative phenanthrenes from *Juncus tenuis*: Isolation and diversity-oriented semisynthetic modification. *Molecules*, 25(24), 5983.

IF: 3,267 (2019)

Czékus, Z., Farkas, M., Bakacsy, L., Ördög, A., Gallé, Á., & Poór, P. (2020). Time-dependent effects of bentazon application on the key antioxidant enzymes of soybean and common ragweed. *Sustainability*, 12(9), 3872.

IF: 2,576 (2019)

Follak, S., Bakacsy, L., Essl, F., Hochfellner, L., Lapin, K., Schwarz, M., ... & Wołkowyci, D. (2021). Monograph of invasive plants in Europe N° 6: *Asclepias syriaca* L. *Botany Letters*, 1-30.

IF: 1,048 (2019)

Marik, T., Tyagi, C., Balázs, D., Urbán, P., Szepesi, Á., Bakacsy, L., ... & Kredics, L. (2019). Structural diversity and bioactivities of peptaibol compounds from the *Longibrachiatum* clade of the filamentous fungal genus *Trichoderma*. *Frontiers in microbiology*, 10, 1434.

IF: 4,235 (2019)

Stefkó, D., Kúsz, N., Barta, A., Kele, Z., Bakacsy, L., Szepesi, A., ... & Vasas, A. (2020). Gerardiins A–L and structurally related phenanthrenes from the halophyte plant *Juncus gerardii* and their cytotoxicity against triple-negative breast cancer cells. *Journal of natural products*, 83(10), 3058-3068.

IF: 3,779 (2019)

Turbat, A., Rakk, D., Vigneshwari, A., Kocsubé, S., Thu, H., Szepesi, Á., Bakacsy, L., ... & Szekeres, A. (2020). Characterization of the plant growth-promoting activities of endophytic fungi isolated from *Sophora flavescens*. *Microorganisms*, 8(5), 683.

IF: 4,152 (2019)

Vigneshwari, A., Škrbić, B. D., Kredics, L., Abbas, L., Bakacsy, L., Vágvolgyi, C., & Szekeres, A. 2020. Bioprospecting and biodiversity investigations of endophytic fungi isolated from *Juniperus communis*. *Acta Biologica Szegediensis*, 64(2), 129-138.

IF: 0,520 (2019)

Összesített IF: 19,577

Könyvfejezetek:

Bagi, I., Bakacsy, L. (2012). Közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). In: Csiszár, Á. (szerk.). Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 183-189.

Bakacsy, L., Kovács, H., Sípos, L., Barta, A., Stefkó, D., Vasas, A., Szepesi, Á. 2020. Az egyszikű juncus fajok (szittyók) hatóanyagai. In: Poór, P., Mézes, M., Blázovics, A. (szerk.). Oxidatív stressz és antioxidáns védekezés a növényvilágtól a klinikumig. Magyar Szabadgyök-Kutató Társaság, Budapest. pp. 122-127.

Szepesi, Á., Bakacsy, L., Kovács, H., Pálfi, P., Szöllősi, R. 2020. Paradicsomfajták sokszínűségének felhasználási lehetőségei a termés antioxidáns összetételének javításában. In: Poór, P., Mézes, M., Blázovics, A. (szerk.). Oxidatív stressz és antioxidáns védekezés a növényvilágtól a klinikumig. Magyar Szabadgyök-Kutató Társaság, Budapest. pp. 128-134.

MELLÉKLETEK

Az **1. melléklet** az állományok teljes randomizációjának eredményeit tartalmazza táblázatos formában, melyek jelentős terjedelműek, ezért a mellékletek fejezet oldalszámozás nélküli.

1. melléklet. Az állományok teljes randomizációjának eredményei (Monte-Carlo szimulációk és azok szignifikancia szintjei). Area – térsorozati lépések ($x \text{ cm} \times 5 \text{ cm}$); CD – a kompozíciós diverzitás; NRC – a fajkombinációk száma; a – randomizációból kalkulált átlagérték; f – terepi érték; d – a terepi és a randomizációból számolt értékek különbsége; *p* – szignifikancia szint; *t* – trend értékek. A trend értékek –1 vagy +1 lehet, amennyiben negatív az azt mutatja, hogy a terepi érték kisebb, mint a randomizációval kalkulált érték, pozitív előjel esetén a terepi érték nagyobb, mint a randomizációval kalkulált érték. NI – inváziótól mentes állomány, I – előzőnlött állomány. A 2% alatti gyakorisággal bíró fajokat valamint az inváziós fajt a JNP-függvények számításai nem tartalmazza (a 2% az adott állomány transzektjére vonatkozik).

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	<i>p</i> (CD)	<i>t</i> (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	<i>p</i> (NRF)	<i>t</i> (NRF)
NI1	5	5,228	0,019	5,247	0,172	1	0,074	-0,005	0,069	0,028	-1
	10	5,966	0,122	6,088	0,0006	1	0,099	0,001	0,100	0,447	1
	15	6,293	0,022	6,315	0,332	1	0,109	0,001	0,111	0,4	1
	20	6,466	-0,071	6,394	0,11	-1	0,112	0,001	0,114	0,403	1
	25	6,584	-0,178	6,407	0,0034	-1	0,111	-0,003	0,108	0,239	-1
	30	6,680	-0,271	6,409	0,0002	-1	0,109	-0,014	0,095	0,0008	-1
	35	6,759	-0,341	6,417	0,0002	-1	0,107	-0,015	0,092	0,0008	-1
	40	6,820	-0,434	6,386	0,0002	-1	0,105	-0,019	0,086	0,0002	-1
	45	6,865	-0,478	6,387	0,0002	-1	0,103	-0,018	0,086	0,0002	-1
	50	6,893	-0,538	6,356	0,0002	-1	0,101	-0,023	0,078	0,0002	-1
	55	6,908	-0,551	6,356	0,0002	-1	0,099	-0,024	0,076	0,0002	-1
	60	6,910	-0,558	6,352	0,0002	-1	0,097	-0,025	0,072	0,0002	-1
	65	6,902	-0,539	6,362	0,0002	-1	0,094	-0,025	0,069	0,0002	-1
	70	6,885	-0,517	6,368	0,0002	-1	0,092	-0,024	0,068	0,0002	-1
	75	6,862	-0,524	6,338	0,0002	-1	0,089	-0,024	0,066	0,0002	-1
	80	6,833	-0,532	6,300	0,0002	-1	0,086	-0,023	0,064	0,0002	-1
	85	6,798	-0,524	6,274	0,0002	-1	0,084	-0,023	0,061	0,0002	-1
	90	6,759	-0,487	6,272	0,0002	-1	0,081	-0,020	0,062	0,0002	-1
	95	6,716	-0,453	6,263	0,0002	-1	0,078	-0,017	0,061	0,0002	-1
	100	6,670	-0,431	6,239	0,0002	-1	0,076	-0,017	0,059	0,0002	-1
	105	6,620	-0,406	6,214	0,0004	-1	0,073	-0,016	0,057	0,0002	-1
	110	6,568	-0,388	6,180	0,0004	-1	0,070	-0,016	0,054	0,0002	-1

115	6,514	-0,358	6,155	0,0006	-1	0,068	-0,015	0,053	0,0006	-1
120	6,457	-0,339	6,118	0,001	-1	0,065	-0,015	0,051	0,0002	-1
125	6,399	-0,322	6,076	0,0014	-1	0,063	-0,014	0,049	0,0004	-1
130	6,339	-0,308	6,032	0,0028	-1	0,060	-0,012	0,048	0,0006	-1
135	6,278	-0,299	5,980	0,0032	-1	0,058	-0,011	0,047	0,0014	-1
140	6,216	-0,277	5,939	0,0064	-1	0,055	-0,009	0,047	0,0068	-1
145	6,153	-0,268	5,885	0,01	-1	0,053	-0,009	0,045	0,0082	-1
150	6,089	-0,252	5,837	0,0164	-1	0,051	-0,008	0,044	0,019	-1
155	6,024	-0,236	5,788	0,0232	-1	0,049	-0,007	0,042	0,0218	-1
160	5,957	-0,207	5,750	0,0384	-1	0,047	-0,006	0,042	0,0502	-1
165	5,890	-0,164	5,727	0,082	-1	0,045	-0,003	0,042	0,187	-1
170	5,823	-0,128	5,695	0,141	-1	0,043	-0,001	0,042	0,369	-1
175	5,755	-0,116	5,639	0,171	-1	0,042	-0,002	0,040	0,279	-1
180	5,686	-0,080	5,606	0,261	-1	0,040	-0,001	0,039	0,354	-1
185	5,617	-0,037	5,580	0,378	-1	0,038	-0,001	0,038	0,426	-1
190	5,548	0,006	5,554	0,487	1	0,037	0,000	0,037	0,491	-1
195	5,479	0,051	5,530	0,354	1	0,035	0,001	0,036	0,447	1
200	5,409	0,090	5,499	0,266	1	0,034	0,000	0,035	0,464	1
205	5,339	0,132	5,472	0,182	1	0,033	0,001	0,034	0,353	1
210	5,269	0,177	5,447	0,112	1	0,031	0,002	0,034	0,257	1
215	5,199	0,218	5,418	0,071	1	0,030	0,002	0,033	0,227	1
220	5,129	0,254	5,383	0,0496	1	0,029	0,002	0,032	0,202	1
225	5,060	0,286	5,346	0,0334	1	0,028	0,002	0,030	0,243	1
230	4,990	0,329	5,319	0,0192	1	0,027	0,003	0,030	0,138	1
235	4,920	0,363	5,283	0,0132	1	0,026	0,004	0,030	0,07	1
240	4,851	0,385	5,236	0,0106	1	0,025	0,005	0,030	0,0318	1
245	4,782	0,396	5,178	0,0108	1	0,024	0,004	0,028	0,0714	1
250	4,712	0,431	5,143	0,0068	1	0,023	0,004	0,027	0,073	1
255	4,644	0,472	5,116	0,0038	1	0,022	0,004	0,026	0,082	1
260	4,575	0,523	5,098	0,0018	1	0,022	0,005	0,027	0,0282	1
265	4,507	0,564	5,071	0,001	1	0,021	0,005	0,026	0,0192	1
270	4,439	0,594	5,033	0,0006	1	0,020	0,004	0,025	0,0394	1
275	4,372	0,636	5,008	0,0004	1	0,019	0,005	0,024	0,03	1
280	4,305	0,690	4,995	0,0002	1	0,019	0,005	0,024	0,0128	1
285	4,239	0,745	4,984	0,0002	1	0,018	0,006	0,024	0,0058	1
290	4,173	0,797	4,971	0,0002	1	0,017	0,006	0,024	0,0042	1
295	4,108	0,857	4,965	0,0002	1	0,017	0,007	0,024	0,001	1
300	4,043	0,908	4,951	0,0002	1	0,016	0,008	0,024	0,0006	1
305	3,979	0,949	4,927	0,0002	1	0,016	0,008	0,024	0,0006	1
310	3,915	0,984	4,899	0,0002	1	0,015	0,007	0,022	0,0012	1
315	3,851	1,035	4,887	0,0002	1	0,015	0,007	0,022	0,0016	1
320	3,789	1,088	4,876	0,0002	1	0,014	0,007	0,021	0,0014	1
325	3,726	1,145	4,872	0,0002	1	0,014	0,008	0,022	0,0008	1
330	3,665	1,199	4,864	0,0002	1	0,013	0,008	0,022	0,0004	1
335	3,604	1,248	4,852	0,0002	1	0,013	0,009	0,022	0,0002	1
340	3,544	1,289	4,833	0,0002	1	0,013	0,008	0,021	0,0002	1

345	3,484	1,335	4,819	0,0002	1	0,012	0,009	0,021	0,0002	1
350	3,426	1,377	4,802	0,0002	1	0,012	0,009	0,021	0,0002	1
355	3,367	1,425	4,793	0,0002	1	0,011	0,009	0,021	0,0002	1
360	3,310	1,481	4,791	0,0002	1	0,011	0,010	0,021	0,0002	1
365	3,253	1,529	4,782	0,0002	1	0,011	0,010	0,021	0,0002	1
370	3,197	1,578	4,775	0,0002	1	0,010	0,010	0,020	0,0002	1
375	3,142	1,624	4,766	0,0002	1	0,010	0,010	0,020	0,0002	1
380	3,087	1,666	4,753	0,0002	1	0,010	0,010	0,020	0,0002	1
385	3,033	1,701	4,735	0,0002	1	0,010	0,010	0,020	0,0002	1
390	2,980	1,738	4,718	0,0002	1	0,009	0,010	0,019	0,0002	1
395	2,927	1,779	4,706	0,0002	1	0,009	0,010	0,019	0,0002	1
400	2,875	1,821	4,697	0,0002	1	0,009	0,010	0,019	0,0002	1
405	2,824	1,857	4,681	0,0002	1	0,009	0,009	0,018	0,0002	1
410	2,778	1,907	4,685	0,0002	1	0,009	0,010	0,019	0,0002	1
415	2,733	1,952	4,685	0,0002	1	0,009	0,010	0,020	0,0002	1
420	2,689	1,993	4,681	0,0002	1	0,009	0,011	0,020	0,0002	1
425	2,645	2,030	4,675	0,0002	1	0,010	0,011	0,021	0,0002	1
430	2,602	2,062	4,663	0,0002	1	0,010	0,011	0,021	0,0002	1
435	2,559	2,097	4,656	0,0002	1	0,010	0,011	0,021	0,0002	1
440	2,517	2,127	4,645	0,0002	1	0,011	0,010	0,021	0,0002	1
445	2,476	2,159	4,635	0,0002	1	0,011	0,011	0,022	0,0002	1
450	2,436	2,184	4,621	0,0002	1	0,011	0,010	0,021	0,0002	1
455	2,396	2,220	4,617	0,0002	1	0,012	0,010	0,022	0,0002	1
460	2,357	2,253	4,611	0,0002	1	0,012	0,010	0,022	0,0002	1
465	2,319	2,282	4,601	0,0002	1	0,012	0,010	0,022	0,0002	1
470	2,282	2,314	4,596	0,0002	1	0,013	0,010	0,023	0,0002	1
475	2,245	2,342	4,587	0,0002	1	0,013	0,010	0,023	0,0002	1
480	2,208	2,382	4,591	0,0002	1	0,013	0,010	0,024	0,0002	1
485	2,172	2,418	4,590	0,0002	1	0,013	0,010	0,024	0,0002	1
490	2,135	2,452	4,587	0,0002	1	0,013	0,010	0,024	0,0002	1
495	2,099	2,483	4,582	0,0002	1	0,013	0,011	0,024	0,0002	1
500	2,064	2,511	4,575	0,0002	1	0,013	0,011	0,024	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
I1	5	4,960	-0,085	4,875	0,0002	-1	0,074	0,003	0,077	0,152	1
	10	6,388	-0,376	6,012	0,0002	-1	0,121	-0,018	0,103	0,0002	-1
	15	7,086	-0,454	6,632	0,0002	-1	0,154	-0,030	0,125	0,0002	-1
	20	7,453	-0,447	7,007	0,0002	-1	0,171	-0,032	0,139	0,0002	-1
	25	7,672	-0,463	7,209	0,0002	-1	0,179	-0,039	0,140	0,0002	-1
	30	7,816	-0,457	7,359	0,0002	-1	0,181	-0,043	0,138	0,0002	-1
	35	7,911	-0,474	7,437	0,0002	-1	0,182	-0,044	0,138	0,0002	-1
	40	7,972	-0,475	7,497	0,0002	-1	0,181	-0,043	0,138	0,0002	-1
	45	8,004	-0,453	7,551	0,0002	-1	0,179	-0,040	0,139	0,0002	-1
	50	8,013	-0,463	7,550	0,0002	-1	0,176	-0,040	0,137	0,0002	-1
	55	8,003	-0,511	7,492	0,0002	-1	0,173	-0,046	0,127	0,0002	-1
	60	7,977	-0,511	7,466	0,0002	-1	0,168	-0,044	0,124	0,0002	-1

65	7,938	-0,503	7,435	0,0002	-1	0,164	-0,042	0,122	0,0002	-1
70	7,890	-0,485	7,405	0,0002	-1	0,158	-0,041	0,118	0,0002	-1
75	7,833	-0,442	7,391	0,0002	-1	0,153	-0,037	0,116	0,0002	-1
80	7,770	-0,415	7,355	0,0002	-1	0,147	-0,034	0,113	0,0002	-1
85	7,701	-0,389	7,312	0,0002	-1	0,141	-0,030	0,111	0,0002	-1
90	7,629	-0,384	7,245	0,0002	-1	0,135	-0,030	0,105	0,0002	-1
95	7,551	-0,343	7,208	0,0002	-1	0,128	-0,024	0,104	0,0004	-1
100	7,471	-0,309	7,162	0,0002	-1	0,122	-0,020	0,102	0,0002	-1
105	7,387	-0,267	7,120	0,001	-1	0,116	-0,019	0,098	0,0006	-1
110	7,299	-0,208	7,091	0,0064	-1	0,111	-0,014	0,097	0,0034	-1
115	7,209	-0,180	7,029	0,0162	-1	0,105	-0,011	0,094	0,0116	-1
120	7,116	-0,113	7,003	0,0968	-1	0,099	-0,004	0,096	0,228	-1
125	7,020	-0,098	6,922	0,14	-1	0,094	-0,007	0,087	0,0672	-1
130	6,922	-0,049	6,873	0,295	-1	0,089	-0,004	0,085	0,179	-1
135	6,821	-0,002	6,820	0,479	-1	0,084	-0,003	0,081	0,268	-1
140	6,718	0,074	6,793	0,245	1	0,079	0,003	0,082	0,29	1
145	6,613	0,128	6,742	0,125	1	0,075	0,003	0,078	0,253	1
150	6,507	0,216	6,723	0,0286	1	0,071	0,008	0,079	0,0326	1
155	6,399	0,281	6,680	0,0096	1	0,067	0,008	0,075	0,0416	1
160	6,289	0,345	6,634	0,003	1	0,063	0,009	0,072	0,0258	1
165	6,180	0,425	6,605	0,0002	1	0,059	0,012	0,071	0,0026	1
170	6,068	0,519	6,587	0,0002	1	0,056	0,016	0,072	0,0004	1
175	5,957	0,588	6,544	0,0002	1	0,053	0,014	0,067	0,0004	1
180	5,844	0,675	6,519	0,0002	1	0,050	0,018	0,068	0,0002	1
185	5,732	0,736	6,469	0,0002	1	0,047	0,018	0,066	0,0002	1
190	5,620	0,800	6,419	0,0002	1	0,044	0,019	0,064	0,0002	1
195	5,508	0,854	6,362	0,0002	1	0,042	0,018	0,060	0,0002	1
200	5,395	0,914	6,310	0,0002	1	0,040	0,017	0,057	0,0002	1
205	5,284	0,985	6,269	0,0002	1	0,038	0,019	0,057	0,0002	1
210	5,172	1,024	6,196	0,0002	1	0,035	0,019	0,054	0,0002	1
215	5,062	1,081	6,143	0,0002	1	0,034	0,020	0,054	0,0002	1
220	4,952	1,119	6,071	0,0002	1	0,032	0,018	0,050	0,0002	1
225	4,843	1,189	6,032	0,0002	1	0,030	0,020	0,051	0,0002	1
230	4,735	1,233	5,968	0,0002	1	0,029	0,018	0,047	0,0002	1
235	4,629	1,272	5,900	0,0002	1	0,027	0,018	0,045	0,0002	1
240	4,523	1,322	5,845	0,0002	1	0,026	0,019	0,045	0,0002	1
245	4,419	1,370	5,789	0,0002	1	0,024	0,019	0,043	0,0002	1
250	4,315	1,424	5,739	0,0002	1	0,023	0,019	0,043	0,0002	1
255	4,214	1,462	5,676	0,0002	1	0,022	0,018	0,040	0,0002	1
260	4,114	1,517	5,631	0,0002	1	0,021	0,018	0,039	0,0002	1
265	4,015	1,571	5,586	0,0002	1	0,020	0,017	0,037	0,0002	1
270	3,918	1,634	5,551	0,0002	1	0,019	0,017	0,036	0,0002	1
275	3,822	1,695	5,517	0,0002	1	0,018	0,017	0,035	0,0002	1
280	3,728	1,758	5,486	0,0002	1	0,017	0,017	0,035	0,0002	1
285	3,635	1,811	5,446	0,0002	1	0,016	0,017	0,034	0,0002	1
290	3,545	1,853	5,398	0,0002	1	0,016	0,016	0,032	0,0002	1

295	3,456	1,907	5,363	0,0002	1	0,015	0,016	0,031	0,0002	1
300	3,368	1,972	5,340	0,0002	1	0,014	0,017	0,031	0,0002	1
305	3,283	2,026	5,309	0,0002	1	0,014	0,017	0,031	0,0002	1
310	3,198	2,065	5,264	0,0002	1	0,013	0,017	0,030	0,0002	1
315	3,116	2,115	5,231	0,0002	1	0,012	0,017	0,030	0,0002	1
320	3,035	2,181	5,216	0,0002	1	0,012	0,019	0,031	0,0002	1
325	2,955	2,233	5,189	0,0002	1	0,011	0,018	0,030	0,0002	1
330	2,878	2,277	5,155	0,0002	1	0,011	0,017	0,028	0,0002	1
335	2,802	2,337	5,139	0,0002	1	0,010	0,019	0,029	0,0002	1
340	2,728	2,392	5,119	0,0002	1	0,010	0,018	0,029	0,0002	1
345	2,655	2,438	5,093	0,0002	1	0,010	0,018	0,028	0,0002	1
350	2,583	2,483	5,067	0,0002	1	0,009	0,018	0,027	0,0002	1
355	2,514	2,529	5,043	0,0002	1	0,009	0,018	0,027	0,0002	1
360	2,446	2,572	5,018	0,0002	1	0,009	0,018	0,027	0,0002	1
365	2,379	2,610	4,989	0,0002	1	0,008	0,018	0,026	0,0002	1
370	2,315	2,652	4,967	0,0002	1	0,008	0,018	0,026	0,0002	1
375	2,251	2,698	4,950	0,0002	1	0,008	0,017	0,025	0,0002	1
380	2,189	2,763	4,953	0,0002	1	0,007	0,018	0,026	0,0002	1
385	2,129	2,818	4,947	0,0002	1	0,007	0,018	0,026	0,0002	1
390	2,070	2,864	4,934	0,0002	1	0,007	0,019	0,026	0,0002	1
395	2,013	2,902	4,915	0,0002	1	0,007	0,019	0,026	0,0002	1
400	1,957	2,930	4,887	0,0002	1	0,006	0,019	0,025	0,0002	1
405	1,902	2,958	4,859	0,0002	1	0,006	0,018	0,025	0,0002	1
410	1,854	2,984	4,838	0,0002	1	0,006	0,018	0,024	0,0002	1
415	1,807	3,015	4,822	0,0002	1	0,007	0,018	0,025	0,0002	1
420	1,761	3,037	4,798	0,0002	1	0,007	0,016	0,024	0,0002	1
425	1,717	3,078	4,795	0,0002	1	0,007	0,017	0,025	0,0002	1
430	1,674	3,112	4,786	0,0002	1	0,008	0,017	0,025	0,0002	1
435	1,632	3,144	4,777	0,0002	1	0,008	0,017	0,026	0,0002	1
440	1,592	3,170	4,762	0,0002	1	0,008	0,018	0,026	0,0002	1
445	1,553	3,189	4,742	0,0002	1	0,009	0,017	0,026	0,0002	1
450	1,515	3,212	4,727	0,0002	1	0,009	0,017	0,026	0,0002	1
455	1,478	3,229	4,707	0,0002	1	0,009	0,017	0,027	0,0002	1
460	1,442	3,241	4,684	0,0002	1	0,010	0,017	0,027	0,0002	1
465	1,408	3,245	4,653	0,0002	1	0,010	0,016	0,027	0,0002	1
470	1,375	3,256	4,630	0,0002	1	0,011	0,016	0,027	0,0002	1
475	1,342	3,271	4,613	0,0002	1	0,011	0,016	0,027	0,0002	1
480	1,311	3,286	4,597	0,0002	1	0,011	0,016	0,027	0,0002	1
485	1,279	3,295	4,575	0,0002	1	0,011	0,014	0,026	0,0002	1
490	1,249	3,314	4,563	0,0002	1	0,011	0,014	0,025	0,0002	1
495	1,219	3,331	4,550	0,0002	1	0,011	0,013	0,025	0,0002	1
500	1,189	3,348	4,538	0,0002	1	0,011	0,014	0,025	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
NI2	5	4,124124	4,05083	-0,07329	0,0002	-1	0,041406	0,0375	-0,00391	0,0326	-1
	10	5,050681	4,855457	-0,19522	0,0002	-1	0,055411	0,0525	-0,00291	0,134	-1

15	5,649994	5,256089	-0,3939	0,0002	-1	0,062122	0,058	-0,00412	0,0754	-1
20	6,012333	5,478742	-0,53359	0,0002	-1	0,067372	0,059	-0,00837	0,001	-1
25	6,204925	5,579605	-0,62532	0,0002	-1	0,069467	0,057	-0,01247	0,0002	-1
30	6,288668	5,605887	-0,68278	0,0002	-1	0,068319	0,058	-0,01032	0,0004	-1
35	6,302178	5,611731	-0,69045	0,0002	-1	0,065193	0,0555	-0,00969	0,0012	-1
40	6,267299	5,604209	-0,66309	0,0002	-1	0,06157	0,0525	-0,00907	0,0012	-1
45	6,195977	5,577348	-0,61863	0,0002	-1	0,058003	0,049	-0,009	0,0006	-1
50	6,096782	5,543667	-0,55311	0,0002	-1	0,054501	0,0455	-0,009	0,0004	-1
55	5,975952	5,536734	-0,43922	0,0002	-1	0,051014	0,046	-0,00501	0,0264	-1
60	5,839524	5,500755	-0,33877	0,0004	-1	0,047603	0,042	-0,0056	0,0138	-1
65	5,6918	5,486657	-0,20514	0,013	-1	0,044268	0,0415	-0,00277	0,155	-1
70	5,536085	5,460702	-0,07538	0,22	-1	0,041065	0,041	-6,49	0,532	-1
75	5,375586	5,430452	0,054866	0,302	1	0,038009	0,041	0,002991	0,134	1
80	5,212545	5,392734	0,180189	0,0528	1	0,035153	0,0405	0,005348	0,02	1
85	5,048526	5,335317	0,286791	0,0072	1	0,032491	0,0385	0,006009	0,0092	1
90	4,885401	5,274518	0,389118	0,002	1	0,030053	0,037	0,006947	0,0032	1
95	4,723801	5,196094	0,472293	0,0002	1	0,027785	0,0335	0,005715	0,0092	1
100	4,564884	5,13227	0,567387	0,0002	1	0,025724	0,0325	0,006776	0,0014	1
105	4,409021	5,076754	0,667732	0,0002	1	0,023807	0,032	0,008193	0,0002	1
110	4,256896	5,020787	0,763891	0,0002	1	0,02206	0,03	0,00794	0,0002	1
115	4,108571	4,960258	0,851687	0,0002	1	0,020453	0,028	0,007547	0,0002	1
120	3,964359	4,917255	0,952895	0,0002	1	0,018967	0,0275	0,008533	0,0002	1
125	3,824568	4,869542	1,044974	0,0002	1	0,017635	0,0255	0,007865	0,0004	1
130	3,689325	4,831483	1,142157	0,0002	1	0,016421	0,0235	0,007079	0,0006	1
135	3,558826	4,799827	1,241	0,0002	1	0,015298	0,0235	0,008202	0,0002	1
140	3,432954	4,766344	1,333389	0,0002	1	0,014294	0,0235	0,009206	0,0002	1
145	3,311525	4,718472	1,406948	0,0002	1	0,013387	0,022	0,008613	0,0002	1
150	3,194448	4,689093	1,494644	0,0002	1	0,01254	0,0215	0,00896	0,0002	1
155	3,081776	4,653471	1,571695	0,0002	1	0,011777	0,0215	0,009723	0,0002	1
160	2,973358	4,613844	1,640486	0,0002	1	0,01106	0,021	0,00994	0,0002	1
165	2,869245	4,568979	1,699734	0,0002	1	0,0104	0,02	0,0096	0,0002	1
170	2,769242	4,525437	1,756196	0,0002	1	0,009792	0,018	0,008208	0,0002	1
175	2,673263	4,500397	1,827134	0,0002	1	0,009217	0,017	0,007783	0,0002	1
180	2,581134	4,474471	1,893337	0,0002	1	0,008695	0,0165	0,007805	0,0002	1
185	2,492589	4,44873	1,956141	0,0002	1	0,008215	0,0165	0,008285	0,0002	1
190	2,407592	4,415716	2,008124	0,0002	1	0,007767	0,016	0,008233	0,0002	1
195	2,326228	4,379433	2,053205	0,0002	1	0,007348	0,0155	0,008152	0,0002	1
200	2,248241	4,342464	2,094224	0,0002	1	0,00695	0,0155	0,00855	0,0002	1
205	2,173494	4,300598	2,127104	0,0002	1	0,006591	0,0145	0,007909	0,0002	1
210	2,101772	4,269608	2,167836	0,0002	1	0,006257	0,0145	0,008243	0,0002	1
215	2,032901	4,23471	2,201809	0,0002	1	0,005932	0,0145	0,008568	0,0002	1
220	1,966956	4,195734	2,228778	0,0002	1	0,005642	0,0135	0,007859	0,0002	1
225	1,903501	4,1656	2,262099	0,0002	1	0,005363	0,0135	0,008137	0,0002	1
230	1,842604	4,131987	2,289383	0,0002	1	0,005105	0,0135	0,008395	0,0002	1
235	1,784295	4,095218	2,310923	0,0002	1	0,004864	0,0135	0,008636	0,0002	1
240	1,728292	4,052672	2,324381	0,0002	1	0,004641	0,013	0,008359	0,0002	1

245	1,674416	4,011025	2,336609	0,0002	1	0,004435	0,0125	0,008065	0,0002	1
250	1,622646	3,971646	2,348999	0,0002	1	0,004247	0,012	0,007753	0,0002	1
255	1,572791	3,933643	2,360853	0,0002	1	0,004063	0,0115	0,007437	0,0002	1
260	1,524848	3,89616	2,371312	0,0002	1	0,003889	0,0115	0,007611	0,0002	1
265	1,478832	3,855264	2,376432	0,0002	1	0,003733	0,011	0,007268	0,0002	1
270	1,434394	3,826481	2,392087	0,0002	1	0,003577	0,0105	0,006923	0,0002	1
275	1,391684	3,805484	2,413799	0,0002	1	0,003428	0,0105	0,007072	0,0002	1
280	1,350575	3,787224	2,436649	0,0002	1	0,003293	0,011	0,007708	0,0002	1
285	1,311093	3,764902	2,453808	0,0002	1	0,003174	0,011	0,007826	0,0002	1
290	1,27294	3,739584	2,466645	0,0002	1	0,003061	0,011	0,007939	0,0002	1
295	1,236122	3,711194	2,475072	0,0002	1	0,002962	0,011	0,008038	0,0002	1
300	1,200415	3,678503	2,478088	0,0002	1	0,002855	0,0105	0,007645	0,0002	1
305	1,166025	3,651069	2,485045	0,0002	1	0,002753	0,0105	0,007747	0,0002	1
310	1,13288	3,622588	2,489708	0,0002	1	0,002661	0,0105	0,007839	0,0002	1
315	1,100887	3,591193	2,490307	0,0002	1	0,002578	0,0105	0,007922	0,0002	1
320	1,069956	3,559358	2,489403	0,0002	1	0,002494	0,01	0,007506	0,0002	1
325	1,040056	3,533942	2,493887	0,0002	1	0,002416	0,01	0,007584	0,0002	1
330	1,011236	3,504838	2,493602	0,0002	1	0,00235	0,0095	0,00715	0,0002	1
335	0,983268	3,482032	2,498764	0,0002	1	0,002288	0,0095	0,007213	0,0002	1
340	0,956083	3,456793	2,500711	0,0002	1	0,002223	0,0095	0,007277	0,0002	1
345	0,929779	3,429451	2,499672	0,0002	1	0,002168	0,009	0,006832	0,0002	1
350	0,904255	3,4025	2,498245	0,0002	1	0,002115	0,0085	0,006385	0,0002	1
355	0,879469	3,389869	2,5104	0,0002	1	0,002065	0,0085	0,006435	0,0002	1
360	0,855353	3,37943	2,524076	0,0002	1	0,002015	0,0085	0,006485	0,0002	1
365	0,831943	3,368369	2,536426	0,0002	1	0,00197	0,0085	0,00653	0,0002	1
370	0,809204	3,356682	2,547478	0,0002	1	0,001923	0,0085	0,006577	0,0002	1
375	0,787195	3,34436	2,557165	0,0002	1	0,001884	0,0085	0,006616	0,0002	1
380	0,765717	3,331393	2,565676	0,0002	1	0,001845	0,0085	0,006655	0,0002	1
385	0,744833	3,317767	2,572934	0,0002	1	0,001811	0,0085	0,006689	0,0002	1
390	0,724487	3,303465	2,578978	0,0002	1	0,001776	0,0085	0,006724	0,0002	1
395	0,704709	3,288466	2,583757	0,0002	1	0,001745	0,0085	0,006755	0,0002	1
400	0,685401	3,272369	2,586968	0,0002	1	0,001714	0,0085	0,006786	0,0002	1
405	0,666611	3,255586	2,588975	0,0002	1	0,001682	0,0085	0,006818	0,0002	1
410	0,654218	3,242528	2,58831	0,0002	1	0,002153	0,009	0,006847	0,0002	1
415	0,642327	3,22868	2,586352	0,0002	1	0,002625	0,0095	0,006875	0,0002	1
420	0,630907	3,213964	2,583057	0,0002	1	0,003097	0,01	0,006903	0,0002	1
425	0,619968	3,198273	2,578305	0,0002	1	0,003572	0,0105	0,006928	0,0002	1
430	0,609457	3,181448	2,571991	0,0002	1	0,004046	0,011	0,006954	0,0002	1
435	0,599435	3,163218	2,563783	0,0002	1	0,004524	0,0115	0,006976	0,0002	1
440	0,589802	3,143031	2,553228	0,0002	1	0,004999	0,012	0,007001	0,0002	1
445	0,580647	3,118357	2,53771	0,0002	1	0,005474	0,0115	0,006026	0,0002	1
450	0,571995	3,106115	2,53412	0,0002	1	0,005953	0,012	0,006047	0,0002	1
455	0,563746	3,093054	2,529308	0,0002	1	0,006435	0,0125	0,006065	0,0002	1
460	0,555826	3,078538	2,522712	0,0002	1	0,006912	0,0125	0,005588	0,0002	1
465	0,548306	3,067232	2,518926	0,0002	1	0,007393	0,013	0,005607	0,0002	1
470	0,541145	3,055407	2,514262	0,0002	1	0,007874	0,0135	0,005626	0,0002	1

475	0,534333	3,044528	2,510194	0,0002	1	0,008357	0,014	0,005643	0,0002	1
480	0,527845	3,033067	2,505222	0,0002	1	0,008838	0,0145	0,005662	0,0002	1
485	0,520712	3,019968	2,499256	0,0002	1	0,008823	0,0145	0,005677	0,0002	1
490	0,513484	3,005777	2,492292	0,0002	1	0,008807	0,0145	0,005693	0,0002	1
495	0,50632	2,990508	2,484188	0,0002	1	0,008791	0,0145	0,005709	0,0002	1
500	0,49928	2,974031	2,474751	0,0002	1	0,008775	0,0145	0,005725	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
I2	5	3,860004	3,853849	-0,00615	0,345	-1	0,037514	0,0365	-0,00101	0,348	-1
	10	4,651804	4,611561	-0,04024	0,109	-1	0,05227	0,048	-0,00427	0,0544	-1
	15	5,155851	4,941652	-0,2142	0,0002	-1	0,058796	0,0505	-0,0083	0,0026	-1
	20	5,514103	5,118019	-0,39608	0,0002	-1	0,063593	0,0505	-0,01309	0,0002	-1
	25	5,757407	5,227593	-0,52981	0,0002	-1	0,067161	0,05	-0,01716	0,0002	-1
	30	5,919897	5,307027	-0,61287	0,0002	-1	0,068946	0,051	-0,01795	0,0002	-1
	35	6,028184	5,323686	-0,7045	0,0002	-1	0,069242	0,0465	-0,02274	0,0002	-1
	40	6,100047	5,355373	-0,74467	0,0002	-1	0,068644	0,0455	-0,02314	0,0002	-1
	45	6,143979	5,372594	-0,77139	0,0002	-1	0,067572	0,045	-0,02257	0,0002	-1
	50	6,166303	5,353297	-0,81301	0,0002	-1	0,06622	0,043	-0,02322	0,0002	-1
	55	6,171224	5,338086	-0,83314	0,0002	-1	0,064718	0,041	-0,02372	0,0002	-1
	60	6,161891	5,319468	-0,84242	0,0002	-1	0,062987	0,0395	-0,02349	0,0002	-1
	65	6,141667	5,299556	-0,84211	0,0002	-1	0,061043	0,038	-0,02304	0,0002	-1
	70	6,112827	5,268835	-0,84399	0,0002	-1	0,058984	0,038	-0,02098	0,0002	-1
	75	6,077059	5,225828	-0,85123	0,0002	-1	0,05682	0,037	-0,01982	0,0002	-1
	80	6,035767	5,169855	-0,86591	0,0002	-1	0,054551	0,034	-0,02055	0,0002	-1
	85	5,990378	5,124423	-0,86595	0,0002	-1	0,052303	0,0335	-0,0188	0,0002	-1
	90	5,94139	5,059651	-0,88174	0,0002	-1	0,049996	0,03	-0,02	0,0002	-1
	95	5,889364	5,029947	-0,85942	0,0002	-1	0,047731	0,03	-0,01773	0,0002	-1
	100	5,83532	5,000981	-0,83434	0,0002	-1	0,045549	0,0285	-0,01705	0,0002	-1
	105	5,779574	4,972619	-0,80696	0,0002	-1	0,043461	0,0275	-0,01596	0,0002	-1
	110	5,722185	4,95673	-0,76546	0,0002	-1	0,041486	0,028	-0,01349	0,0002	-1
	115	5,663139	4,939262	-0,72388	0,0002	-1	0,039556	0,028	-0,01156	0,0002	-1
	120	5,603188	4,91886	-0,68433	0,0002	-1	0,037732	0,027	-0,01073	0,0004	-1
	125	5,542223	4,914133	-0,62809	0,0002	-1	0,036016	0,0265	-0,00952	0,0006	-1
	130	5,480413	4,917166	-0,56325	0,0002	-1	0,034396	0,027	-0,0074	0,0034	-1
	135	5,417988	4,912748	-0,50524	0,0002	-1	0,032856	0,027	-0,00586	0,012	-1
	140	5,354963	4,896946	-0,45802	0,0004	-1	0,031428	0,0265	-0,00493	0,032	-1
	145	5,291482	4,875431	-0,41605	0,001	-1	0,030089	0,025	-0,00509	0,0242	-1
	150	5,22743	4,862543	-0,36489	0,0014	-1	0,028812	0,024	-0,00481	0,03	-1
	155	5,162972	4,866698	-0,29627	0,0064	-1	0,027632	0,0245	-0,00313	0,113	-1
	160	5,098148	4,867849	-0,2303	0,0288	-1	0,026526	0,0235	-0,00303	0,118	-1
	165	5,032993	4,881792	-0,1512	0,113	-1	0,025475	0,024	-0,00147	0,309	-1
	170	4,967522	4,887475	-0,08005	0,267	-1	0,024476	0,0235	-0,00098	0,384	-1
	175	4,90191	4,892972	-0,00894	0,473	-1	0,023556	0,0225	-0,00106	0,372	-1
	180	4,836266	4,909894	0,073628	0,289	1	0,022672	0,023	0,000328	0,477	1
	185	4,770659	4,9181	0,147441	0,138	1	0,021838	0,023	0,001162	0,33	1
	190	4,704935	4,927152	0,222217	0,0548	1	0,021047	0,0235	0,002453	0,141	1

195	4,639091	4,930128	0,291037	0,0198	1	0,020292	0,0235	0,003208	0,0698	1
200	4,573161	4,92725	0,354089	0,0058	1	0,019569	0,023	0,003431	0,0564	1
205	4,50742	4,926393	0,418974	0,0014	1	0,018896	0,023	0,004104	0,026	1
210	4,441756	4,921764	0,480008	0,0004	1	0,018245	0,023	0,004755	0,0108	1
215	4,376282	4,91373	0,537448	0,0002	1	0,017637	0,023	0,005363	0,0044	1
220	4,310955	4,906045	0,59509	0,0002	1	0,017053	0,023	0,005947	0,002	1
225	4,245853	4,895199	0,649346	0,0002	1	0,016502	0,023	0,006498	0,0008	1
230	4,181001	4,883906	0,702905	0,0002	1	0,015959	0,023	0,007041	0,0002	1
235	4,116492	4,872309	0,755817	0,0002	1	0,015445	0,0225	0,007055	0,0002	1
240	4,052202	4,860864	0,808663	0,0002	1	0,014952	0,0225	0,007548	0,0002	1
245	3,988184	4,84408	0,855896	0,0002	1	0,014475	0,022	0,007526	0,0002	1
250	3,924544	4,823906	0,899362	0,0002	1	0,014011	0,0215	0,007489	0,0002	1
255	3,861372	4,804043	0,942671	0,0002	1	0,013568	0,021	0,007432	0,0002	1
260	3,798718	4,78246	0,983741	0,0002	1	0,013161	0,02	0,006839	0,0002	1
265	3,73636	4,771267	1,034908	0,0002	1	0,012755	0,0205	0,007745	0,0002	1
270	3,674489	4,763862	1,089372	0,0002	1	0,012371	0,0205	0,008129	0,0002	1
275	3,613078	4,75243	1,139352	0,0002	1	0,011998	0,02	0,008003	0,0002	1
280	3,55221	4,741009	1,188799	0,0002	1	0,011634	0,0195	0,007866	0,0002	1
285	3,491861	4,736045	1,244184	0,0002	1	0,011291	0,0195	0,008209	0,0002	1
290	3,432118	4,734688	1,302571	0,0002	1	0,010963	0,02	0,009037	0,0002	1
295	3,373004	4,728485	1,35548	0,0002	1	0,010651	0,02	0,009349	0,0002	1
300	3,314392	4,718391	1,403999	0,0002	1	0,010346	0,02	0,009654	0,0002	1
305	3,256415	4,703209	1,446794	0,0002	1	0,010062	0,0195	0,009438	0,0002	1
310	3,198915	4,687736	1,488821	0,0002	1	0,009776	0,019	0,009224	0,0002	1
315	3,142092	4,68081	1,538718	0,0002	1	0,009507	0,0195	0,009993	0,0002	1
320	3,085864	4,670801	1,584937	0,0002	1	0,009245	0,02	0,010755	0,0002	1
325	3,030271	4,654063	1,623792	0,0002	1	0,008997	0,0195	0,010503	0,0002	1
330	2,975115	4,64104	1,665926	0,0002	1	0,008743	0,02	0,011257	0,0002	1
335	2,920631	4,623208	1,702577	0,0002	1	0,008503	0,02	0,011497	0,0002	1
340	2,866837	4,601469	1,734632	0,0002	1	0,00827	0,02	0,01173	0,0002	1
345	2,813673	4,583925	1,770252	0,0002	1	0,008049	0,02	0,011951	0,0002	1
350	2,761202	4,571115	1,809913	0,0002	1	0,007837	0,0205	0,012663	0,0002	1
355	2,709238	4,550772	1,841534	0,0002	1	0,007626	0,02	0,012374	0,0002	1
360	2,657931	4,532461	1,87453	0,0002	1	0,007426	0,02	0,012574	0,0002	1
365	2,607279	4,507178	1,899899	0,0002	1	0,007221	0,0195	0,012279	0,0002	1
370	2,557448	4,479604	1,922156	0,0002	1	0,007033	0,0185	0,011467	0,0002	1
375	2,50839	4,469524	1,961134	0,0002	1	0,00686	0,019	0,01214	0,0002	1
380	2,459945	4,453895	1,993951	0,0002	1	0,006689	0,019	0,012311	0,0002	1
385	2,412153	4,433556	2,021404	0,0002	1	0,006521	0,019	0,012479	0,0002	1
390	2,364979	4,406723	2,041744	0,0002	1	0,00636	0,0185	0,01214	0,0002	1
395	2,318445	4,396291	2,077845	0,0002	1	0,006214	0,0195	0,013286	0,0002	1
400	2,272368	4,375754	2,103386	0,0002	1	0,006062	0,019	0,012939	0,0002	1
405	2,226858	4,353881	2,127022	0,0002	1	0,005907	0,0175	0,011594	0,0002	1
410	2,187055	4,357271	2,170216	0,0002	1	0,006255	0,018	0,011745	0,0002	1
415	2,147979	4,355067	2,207088	0,0002	1	0,006613	0,018	0,011387	0,0002	1
420	2,109683	4,355515	2,245832	0,0002	1	0,006979	0,0185	0,011521	0,0002	1

425	2,072106	4,366311	2,294205	0,0002	1	0,007353	0,0195	0,012147	0,0002	1
430	2,035175	4,371984	2,336809	0,0002	1	0,007729	0,02	0,012271	0,0002	1
435	1,998972	4,373193	2,374221	0,0002	1	0,008105	0,02	0,011895	0,0002	1
440	1,96357	4,379277	2,415707	0,0002	1	0,008492	0,0205	0,012008	0,0002	1
445	1,928738	4,38314	2,454402	0,0002	1	0,008879	0,021	0,012121	0,0002	1
450	1,894616	4,384789	2,490172	0,0002	1	0,009277	0,0215	0,012223	0,0002	1
455	1,861099	4,392304	2,531205	0,0002	1	0,009675	0,0225	0,012825	0,0002	1
460	1,828234	4,395358	2,567124	0,0002	1	0,010076	0,023	0,012924	0,0002	1
465	1,796027	4,394831	2,598804	0,0002	1	0,01048	0,0235	0,01302	0,0002	1
470	1,764409	4,384882	2,620473	0,0002	1	0,010887	0,0235	0,012613	0,0002	1
475	1,733381	4,378123	2,644742	0,0002	1	0,011296	0,024	0,012704	0,0002	1
480	1,702918	4,365983	2,663065	0,0002	1	0,011709	0,024	0,012291	0,0002	1
485	1,672123	4,355304	2,683181	0,0002	1	0,011625	0,0235	0,011875	0,0002	1
490	1,641605	4,349278	2,707673	0,0002	1	0,011545	0,023	0,011455	0,0002	1
495	1,611468	4,348574	2,737106	0,0002	1	0,011465	0,023	0,011536	0,0002	1
500	1,581783	4,345129	2,763346	0,0002	1	0,011386	0,023	0,011614	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
NI3	5	5,203517	5,167177	-0,03634	0,024	-1	0,064912	0,058	-0,00691	0,001	-1
	10	6,397165	6,184574	-0,21259	0,0002	-1	0,09897	0,085	-0,01397	0,0002	-1
	15	6,859612	6,654105	-0,20551	0,0002	-1	0,109488	0,1015	-0,00799	0,0104	-1
	20	7,006009	6,831288	-0,17472	0,0002	-1	0,110903	0,1085	-0,0024	0,281	-1
	25	6,957351	6,834478	-0,12287	0,0068	-1	0,108302	0,1065	-0,0018	0,334	-1
	30	6,791405	6,761305	-0,0301	0,303	-1	0,101464	0,0995	-0,00196	0,32	-1
	35	6,564511	6,663675	0,099164	0,087	1	0,091984	0,0905	-0,00148	0,372	-1
	40	6,310147	6,531425	0,221278	0,005	1	0,081578	0,083	0,001422	0,375	1
	45	6,050142	6,433538	0,383396	0,0002	1	0,071626	0,079	0,007374	0,0314	1
	50	5,795499	6,321273	0,525774	0,0002	1	0,062562	0,0715	0,008938	0,0094	1
	55	5,55324	6,22727	0,674031	0,0002	1	0,054612	0,0685	0,013889	0,0002	1
	60	5,326385	6,12054	0,794156	0,0002	1	0,04776	0,064	0,01624	0,0002	1
	65	5,11611	5,997652	0,881542	0,0002	1	0,041944	0,0575	0,015556	0,0002	1
	70	4,922213	5,917664	0,995452	0,0002	1	0,036971	0,054	0,017029	0,0002	1
	75	4,743673	5,861802	1,11813	0,0002	1	0,03259	0,053	0,02041	0,0002	1
	80	4,580368	5,781355	1,200988	0,0002	1	0,028746	0,0515	0,022754	0,0002	1
	85	4,431432	5,699329	1,267897	0,0002	1	0,025439	0,049	0,023561	0,0002	1
	90	4,294847	5,625202	1,330356	0,0002	1	0,022616	0,0475	0,024884	0,0002	1
	95	4,168626	5,541285	1,372659	0,0002	1	0,020146	0,045	0,024854	0,0002	1
	100	4,05229	5,4716	1,41931	0,0002	1	0,018048	0,0445	0,026452	0,0002	1
	105	3,944504	5,39183	1,447327	0,0002	1	0,016303	0,0425	0,026197	0,0002	1
	110	3,843292	5,299435	1,456143	0,0002	1	0,01481	0,042	0,02719	0,0002	1
	115	3,747809	5,193556	1,445746	0,0002	1	0,013539	0,0395	0,025961	0,0002	1
	120	3,657528	5,087322	1,429793	0,0002	1	0,012483	0,0365	0,024017	0,0002	1
	125	3,571395	5,0082	1,436805	0,0002	1	0,011603	0,035	0,023397	0,0002	1
	130	3,488717	4,933652	1,444936	0,0002	1	0,010848	0,0335	0,022652	0,0002	1
	135	3,408947	4,864079	1,455132	0,0002	1	0,010198	0,033	0,022803	0,0002	1
	140	3,331943	4,788666	1,456723	0,0002	1	0,009625	0,03	0,020375	0,0002	1

145	3,25727	4,718992	1,461721	0,0002	1	0,00915	0,027	0,01785	0,0002	1
150	3,184358	4,66603	1,481671	0,0002	1	0,008727	0,0255	0,016773	0,0002	1
155	3,113069	4,616258	1,503189	0,0002	1	0,008343	0,0235	0,015157	0,0002	1
160	3,04355	4,576042	1,532493	0,0002	1	0,00801	0,022	0,01399	0,0002	1
165	2,975382	4,546416	1,571034	0,0002	1	0,007715	0,0225	0,014785	0,0002	1
170	2,908516	4,512271	1,603755	0,0002	1	0,007431	0,0215	0,014069	0,0002	1
175	2,843164	4,484734	1,64157	0,0002	1	0,007175	0,021	0,013825	0,0002	1
180	2,779181	4,456534	1,677352	0,0002	1	0,006944	0,0205	0,013556	0,0002	1
185	2,716348	4,427994	1,711646	0,0002	1	0,006723	0,02	0,013278	0,0002	1
190	2,654575	4,399392	1,744817	0,0002	1	0,006506	0,0195	0,012994	0,0002	1
195	2,594087	4,37781	1,783723	0,0002	1	0,006303	0,02	0,013697	0,0002	1
200	2,534788	4,345152	1,810365	0,0002	1	0,006115	0,018	0,011885	0,0002	1
205	2,476637	4,327885	1,851248	0,0002	1	0,005932	0,0175	0,011568	0,0002	1
210	2,419608	4,316441	1,896833	0,0002	1	0,005756	0,0185	0,012744	0,0002	1
215	2,363704	4,29903	1,935326	0,0002	1	0,005586	0,018	0,012414	0,0002	1
220	2,30892	4,277924	1,969004	0,0002	1	0,005421	0,018	0,012579	0,0002	1
225	2,25527	4,250305	1,995034	0,0002	1	0,005273	0,017	0,011727	0,0002	1
230	2,202673	4,224955	2,022281	0,0002	1	0,005122	0,017	0,011878	0,0002	1
235	2,151176	4,198346	2,04717	0,0002	1	0,004981	0,017	0,012019	0,0002	1
240	2,100768	4,166782	2,066014	0,0002	1	0,004844	0,0165	0,011656	0,0002	1
245	2,051386	4,139116	2,08773	0,0002	1	0,004709	0,0165	0,011792	0,0002	1
250	2,003056	4,10978	2,106724	0,0002	1	0,004578	0,0165	0,011922	0,0002	1
255	1,955736	4,078484	2,122748	0,0002	1	0,004459	0,0155	0,011041	0,0002	1
260	1,909412	4,051916	2,142504	0,0002	1	0,004337	0,0145	0,010163	0,0002	1
265	1,864129	4,03278	2,168651	0,0002	1	0,004224	0,0145	0,010276	0,0002	1
270	1,819856	4,010562	2,190706	0,0002	1	0,004106	0,0145	0,010394	0,0002	1
275	1,776672	3,985741	2,20907	0,0002	1	0,003998	0,0145	0,010502	0,0002	1
280	1,73441	3,956995	2,222585	0,0002	1	0,003897	0,0145	0,010603	0,0002	1
285	1,693045	3,92543	2,232385	0,0002	1	0,003795	0,014	0,010205	0,0002	1
290	1,652685	3,900376	2,247691	0,0002	1	0,003696	0,014	0,010304	0,0002	1
295	1,613368	3,883866	2,270499	0,0002	1	0,003605	0,014	0,010396	0,0002	1
300	1,574884	3,865014	2,290131	0,0002	1	0,003512	0,014	0,010488	0,0002	1
305	1,537318	3,842524	2,305206	0,0002	1	0,003426	0,0135	0,010074	0,0002	1
310	1,500596	3,82186	2,321265	0,0002	1	0,003342	0,0135	0,010158	0,0002	1
315	1,464789	3,798719	2,33393	0,0002	1	0,003259	0,0135	0,010241	0,0002	1
320	1,429764	3,772635	2,34287	0,0002	1	0,00318	0,013	0,00982	0,0002	1
325	1,395558	3,747362	2,351804	0,0002	1	0,003097	0,0125	0,009403	0,0002	1
330	1,362249	3,719125	2,356876	0,0002	1	0,003021	0,0115	0,008479	0,0002	1
335	1,329757	3,705978	2,376221	0,0002	1	0,002951	0,0115	0,008549	0,0002	1
340	1,298	3,691448	2,393448	0,0002	1	0,002885	0,0115	0,008615	0,0002	1
345	1,266978	3,675369	2,40839	0,0002	1	0,002823	0,0115	0,008677	0,0002	1
350	1,236618	3,657261	2,420644	0,0002	1	0,002757	0,0115	0,008743	0,0002	1
355	1,20699	3,636392	2,429402	0,0002	1	0,002691	0,011	0,008309	0,0002	1
360	1,178085	3,621929	2,443845	0,0002	1	0,002632	0,0105	0,007868	0,0002	1
365	1,149794	3,608894	2,4591	0,0002	1	0,002574	0,0105	0,007927	0,0002	1
370	1,122187	3,594838	2,472651	0,0002	1	0,002514	0,0105	0,007986	0,0002	1

375	1,095286	3,580594	2,485308	0,0002	1	0,002458	0,0105	0,008042	0,0002	1
380	1,06905	3,565287	2,496238	0,0002	1	0,002407	0,0105	0,008093	0,0002	1
385	1,043454	3,548739	2,505285	0,0002	1	0,002356	0,0105	0,008144	0,0002	1
390	1,018526	3,534146	2,51562	0,0002	1	0,002307	0,0105	0,008193	0,0002	1
395	0,994182	3,516497	2,522315	0,0002	1	0,002259	0,01	0,007741	0,0002	1
400	0,970423	3,504514	2,534091	0,0002	1	0,002212	0,0095	0,007288	0,0002	1
405	0,947272	3,498874	2,551601	0,0002	1	0,002169	0,01	0,007831	0,0002	1
410	0,930409	3,494238	2,563828	0,0002	1	0,002627	0,01	0,007373	0,0002	1
415	0,914063	3,492214	2,578151	0,0002	1	0,003085	0,0105	0,007415	0,0002	1
420	0,89825	3,489365	2,591115	0,0002	1	0,003546	0,011	0,007454	0,0002	1
425	0,883	3,485731	2,60273	0,0002	1	0,004006	0,0115	0,007494	0,0002	1
430	0,868289	3,481318	2,613028	0,0002	1	0,004471	0,012	0,007529	0,0002	1
435	0,854044	3,476109	2,622065	0,0002	1	0,004934	0,0125	0,007566	0,0002	1
440	0,840255	3,470323	2,630067	0,0002	1	0,0054	0,013	0,0076	0,0002	1
445	0,826939	3,463677	2,636739	0,0002	1	0,005864	0,0135	0,007636	0,0002	1
450	0,814145	3,456019	2,641874	0,0002	1	0,006336	0,014	0,007664	0,0002	1
455	0,801796	3,446691	2,644895	0,0002	1	0,006806	0,014	0,007194	0,0002	1
460	0,789876	3,442585	2,652708	0,0002	1	0,007275	0,015	0,007725	0,0002	1
465	0,778445	3,436725	2,65828	0,0002	1	0,007745	0,0155	0,007755	0,0002	1
470	0,76748	3,429597	2,662117	0,0002	1	0,008219	0,016	0,007781	0,0002	1
475	0,756864	3,421056	2,664192	0,0002	1	0,008692	0,0165	0,007809	0,0002	1
480	0,746655	3,409906	2,663251	0,0002	1	0,009167	0,0165	0,007333	0,0002	1
485	0,735815	3,402979	2,667164	0,0002	1	0,009142	0,0165	0,007358	0,0002	1
490	0,725003	3,395098	2,670095	0,0002	1	0,009116	0,0165	0,007384	0,0002	1
495	0,714379	3,386388	2,672009	0,0002	1	0,009093	0,0165	0,007407	0,0002	1
500	0,703932	3,376897	2,672964	0,0002	1	0,009072	0,0165	0,007428	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
I3	5	4,918875	4,897791	-0,02108	0,172	-1	0,072969	0,067	-0,00597	0,0154	-1
	10	6,438623	6,090491	-0,34813	0,0002	-1	0,116903	0,1075	-0,0094	0,0038	-1
	15	7,342954	6,681412	-0,66154	0,0002	-1	0,154994	0,124	-0,03099	0,0002	-1
	20	7,798258	7,036689	-0,76157	0,0002	-1	0,180574	0,138	-0,04257	0,0002	-1
	25	7,990077	7,206397	-0,78368	0,0002	-1	0,19232	0,138	-0,05432	0,0002	-1
	30	8,035606	7,307237	-0,72837	0,0002	-1	0,193377	0,141	-0,05238	0,0002	-1
	35	8,00203	7,337044	-0,66499	0,0002	-1	0,187984	0,1325	-0,05548	0,0002	-1
	40	7,924046	7,339999	-0,58405	0,0002	-1	0,178905	0,13	-0,04891	0,0002	-1
	45	7,822137	7,355913	-0,46622	0,0002	-1	0,168341	0,129	-0,03934	0,0002	-1
	50	7,706291	7,352355	-0,35394	0,0002	-1	0,157216	0,127	-0,03022	0,0002	-1
	55	7,582792	7,317838	-0,26495	0,0016	-1	0,146056	0,1225	-0,02356	0,0002	-1
	60	7,456918	7,245924	-0,21099	0,0096	-1	0,13541	0,1155	-0,01991	0,0002	-1
	65	7,330959	7,16799	-0,16297	0,0412	-1	0,125385	0,1085	-0,01689	0,0014	-1
	70	7,205758	7,124262	-0,0815	0,199	-1	0,115968	0,107	-0,00897	0,063	-1
	75	7,082809	7,034841	-0,04797	0,308	-1	0,107373	0,099	-0,00837	0,0686	-1
	80	6,961795	6,943189	-0,01861	0,422	-1	0,099341	0,093	-0,00634	0,126	-1
	85	6,843787	6,846827	0,00304	0,496	1	0,091963	0,088	-0,00396	0,238	-1
	90	6,728817	6,748669	0,019852	0,431	1	0,085262	0,0835	-0,00176	0,391	-1

95	6,616771	6,676771	0,06	0,303	1	0,079139	0,0805	0,001361	0,405	1
100	6,507038	6,590438	0,0834	0,236	1	0,07353	0,0745	0,00097	0,437	1
105	6,399549	6,537862	0,138313	0,117	1	0,068365	0,0705	0,002135	0,34	1
110	6,295029	6,501488	0,206459	0,0436	1	0,063654	0,069	0,005346	0,123	1
115	6,193007	6,46263	0,269623	0,0124	1	0,059368	0,067	0,007632	0,0466	1
120	6,093257	6,401744	0,308487	0,0046	1	0,055466	0,065	0,009534	0,0158	1
125	5,995554	6,335231	0,339677	0,0028	1	0,051903	0,0625	0,010598	0,007	1
130	5,899994	6,266074	0,36608	0,0014	1	0,048656	0,059	0,010344	0,006	1
135	5,80581	6,214186	0,408375	0,0008	1	0,045662	0,057	0,011338	0,0038	1
140	5,713481	6,181917	0,468436	0,0002	1	0,042941	0,0575	0,014559	0,0006	1
145	5,622573	6,120009	0,497436	0,0002	1	0,04043	0,055	0,01457	0,0004	1
150	5,533181	6,054528	0,521347	0,0002	1	0,038129	0,052	0,013871	0,0004	1
155	5,445065	6,018277	0,573212	0,0002	1	0,036015	0,0515	0,015485	0,0002	1
160	5,358171	5,978755	0,620584	0,0002	1	0,034068	0,0505	0,016432	0,0002	1
165	5,272538	5,922614	0,650076	0,0002	1	0,03228	0,046	0,01372	0,0004	1
170	5,187953	5,89399	0,706037	0,0002	1	0,030644	0,045	0,014356	0,0002	1
175	5,104311	5,860571	0,75626	0,0002	1	0,029107	0,044	0,014893	0,0002	1
180	5,021649	5,816964	0,795314	0,0002	1	0,027668	0,042	0,014332	0,0002	1
185	4,940206	5,787811	0,847605	0,0002	1	0,026353	0,0415	0,015148	0,0002	1
190	4,859738	5,760553	0,900814	0,0002	1	0,025128	0,041	0,015872	0,0002	1
195	4,780143	5,727974	0,947831	0,0002	1	0,02399	0,0395	0,015511	0,0002	1
200	4,701376	5,725436	1,02406	0,0002	1	0,022919	0,04	0,017081	0,0002	1
205	4,623635	5,71487	1,091235	0,0002	1	0,021928	0,039	0,017072	0,0002	1
210	4,546546	5,710116	1,16357	0,0002	1	0,020998	0,0395	0,018502	0,0002	1
215	4,470305	5,695011	1,224706	0,0002	1	0,020116	0,0375	0,017384	0,0002	1
220	4,394884	5,704725	1,309841	0,0002	1	0,019301	0,0385	0,019199	0,0002	1
225	4,320194	5,699289	1,379096	0,0002	1	0,01852	0,038	0,01948	0,0002	1
230	4,246309	5,680152	1,433843	0,0002	1	0,017777	0,0365	0,018723	0,0002	1
235	4,173416	5,66555	1,492134	0,0002	1	0,017084	0,036	0,018916	0,0002	1
240	4,101444	5,647612	1,546168	0,0002	1	0,016431	0,035	0,018569	0,0002	1
245	4,030241	5,636008	1,605767	0,0002	1	0,015821	0,0355	0,019679	0,0002	1
250	3,959733	5,617165	1,657433	0,0002	1	0,015221	0,0355	0,02028	0,0002	1
255	3,890175	5,5838	1,693625	0,0002	1	0,01468	0,0335	0,01882	0,0002	1
260	3,821198	5,564506	1,743308	0,0002	1	0,014148	0,0335	0,019353	0,0002	1
265	3,753076	5,533853	1,780778	0,0002	1	0,013638	0,0315	0,017862	0,0002	1
270	3,685746	5,523023	1,837278	0,0002	1	0,01316	0,032	0,018841	0,0002	1
275	3,619382	5,498741	1,879359	0,0002	1	0,012711	0,0315	0,018789	0,0002	1
280	3,553865	5,474315	1,920451	0,0002	1	0,012283	0,0315	0,019217	0,0002	1
285	3,48909	5,442007	1,952917	0,0002	1	0,011879	0,031	0,019121	0,0002	1
290	3,424968	5,405464	1,980496	0,0002	1	0,011478	0,0305	0,019022	0,0002	1
295	3,361682	5,360394	1,998712	0,0002	1	0,0111	0,029	0,0179	0,0002	1
300	3,299182	5,325685	2,026503	0,0002	1	0,010741	0,0265	0,015759	0,0002	1
305	3,237447	5,313866	2,076419	0,0002	1	0,010394	0,027	0,016607	0,0002	1
310	3,176551	5,291844	2,115293	0,0002	1	0,01007	0,0265	0,01643	0,0002	1
315	3,116446	5,276951	2,160505	0,0002	1	0,009758	0,027	0,017242	0,0002	1
320	3,057163	5,251858	2,194695	0,0002	1	0,009459	0,0265	0,017041	0,0002	1

325	2,998687	5,22381	2,225123	0,0002	1	0,009167	0,0255	0,016334	0,0002	1
330	2,94112	5,200697	2,259577	0,0002	1	0,008895	0,0255	0,016605	0,0002	1
335	2,88434	5,171076	2,286736	0,0002	1	0,00863	0,0255	0,01687	0,0002	1
340	2,828353	5,1312	2,302847	0,0002	1	0,008365	0,0245	0,016135	0,0002	1
345	2,773181	5,093947	2,320766	0,0002	1	0,008121	0,024	0,015879	0,0002	1
350	2,7188	5,057183	2,338383	0,0002	1	0,007881	0,024	0,016119	0,0002	1
355	2,66531	5,010474	2,345164	0,0002	1	0,007663	0,0225	0,014837	0,0002	1
360	2,612536	4,982603	2,370067	0,0002	1	0,007444	0,023	0,015556	0,0002	1
365	2,560598	4,949178	2,38858	0,0002	1	0,007235	0,022	0,014765	0,0002	1
370	2,509407	4,920301	2,410894	0,0002	1	0,00703	0,0215	0,01447	0,0002	1
375	2,459023	4,893662	2,434639	0,0002	1	0,00684	0,0215	0,01466	0,0002	1
380	2,409354	4,860504	2,45115	0,0002	1	0,006657	0,021	0,014343	0,0002	1
385	2,36045	4,826635	2,466185	0,0002	1	0,006478	0,02	0,013522	0,0002	1
390	2,312332	4,80686	2,494528	0,0002	1	0,006309	0,0195	0,013191	0,0002	1
395	2,264909	4,791736	2,526827	0,0002	1	0,006133	0,0195	0,013368	0,0002	1
400	2,218342	4,772789	2,554447	0,0002	1	0,00597	0,019	0,01303	0,0002	1
405	2,172518	4,759993	2,587475	0,0002	1	0,005813	0,019	0,013187	0,0002	1
410	2,132625	4,751548	2,618923	0,0002	1	0,006168	0,02	0,013832	0,0002	1
415	2,093484	4,736174	2,64269	0,0002	1	0,006525	0,0205	0,013975	0,0002	1
420	2,055073	4,71599	2,660918	0,0002	1	0,00689	0,021	0,014111	0,0002	1
425	2,01738	4,689293	2,671913	0,0002	1	0,007262	0,021	0,013738	0,0002	1
430	1,980413	4,666954	2,686541	0,0002	1	0,007634	0,021	0,013366	0,0002	1
435	1,944209	4,649235	2,705026	0,0002	1	0,008009	0,021	0,012991	0,0002	1
440	1,908784	4,639987	2,731203	0,0002	1	0,008388	0,022	0,013612	0,0002	1
445	1,874152	4,623723	2,749571	0,0002	1	0,008776	0,022	0,013224	0,0002	1
450	1,840248	4,61479	2,774541	0,0002	1	0,009164	0,0225	0,013336	0,0002	1
455	1,807093	4,599189	2,792096	0,0002	1	0,00956	0,022	0,01244	0,0002	1
460	1,774634	4,597853	2,823219	0,0002	1	0,009962	0,023	0,013038	0,0002	1
465	1,742795	4,592081	2,849285	0,0002	1	0,010362	0,0235	0,013138	0,0002	1
470	1,711645	4,58148	2,869835	0,0002	1	0,010762	0,024	0,013239	0,0002	1
475	1,681261	4,566502	2,885241	0,0002	1	0,011174	0,024	0,012826	0,0002	1
480	1,651554	4,555405	2,903851	0,0002	1	0,011592	0,0245	0,012908	0,0002	1
485	1,621438	4,540039	2,9186	0,0002	1	0,011505	0,0245	0,012995	0,0002	1
490	1,591653	4,519396	2,927744	0,0002	1	0,011423	0,024	0,012577	0,0002	1
495	1,56223	4,497918	2,935689	0,0002	1	0,01134	0,0235	0,01216	0,0002	1
500	1,533339	4,477484	2,944145	0,0002	1	0,011263	0,023	0,011737	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
NI4	5	4,49421	4,513109	0,018899	0,129	1	0,050175	0,0445	-0,00567	0,0056	-1
	10	5,77933	5,603423	-0,17591	0,0002	-1	0,071889	0,062	-0,00989	0,0002	-1
	15	6,393405	6,130191	-0,26321	0,0002	-1	0,088431	0,0765	-0,01193	0,0004	-1
	20	6,615773	6,378737	-0,23704	0,0002	-1	0,095209	0,082	-0,01321	0,0002	-1
	25	6,640051	6,476544	-0,16351	0,0014	-1	0,094376	0,0815	-0,01288	0,0002	-1
	30	6,56422	6,516363	-0,04786	0,21	-1	0,089015	0,08	-0,00901	0,009	-1
	35	6,437351	6,526731	0,08938	0,0884	1	0,081733	0,078	-0,00373	0,178	-1
	40	6,284638	6,473966	0,189328	0,0058	1	0,074011	0,074	-1,12	0,512	1

45	6,120198	6,396884	0,276686	0,0004	1	0,066693	0,0715	0,004807	0,114	1
50	5,950569	6,306471	0,355901	0,0002	1	0,059982	0,065	0,005018	0,0914	1
55	5,779817	6,263117	0,4833	0,0002	1	0,054028	0,064	0,009972	0,002	1
60	5,610935	6,210002	0,599068	0,0002	1	0,048735	0,062	0,013265	0,0002	1
65	5,44501	6,12873	0,683719	0,0002	1	0,044086	0,0585	0,014414	0,0002	1
70	5,283392	6,049376	0,765985	0,0002	1	0,039953	0,056	0,016047	0,0002	1
75	5,126991	5,956249	0,829258	0,0002	1	0,036354	0,0515	0,015147	0,0002	1
80	4,975851	5,858076	0,882225	0,0002	1	0,033144	0,0465	0,013356	0,0002	1
85	4,830482	5,794751	0,964268	0,0002	1	0,03032	0,0445	0,01418	0,0002	1
90	4,690255	5,725508	1,035253	0,0002	1	0,027756	0,0415	0,013744	0,0002	1
95	4,555815	5,673818	1,118003	0,0002	1	0,025467	0,0405	0,015033	0,0002	1
100	4,427132	5,614026	1,186894	0,0002	1	0,023434	0,04	0,016566	0,0002	1
105	4,303649	5,549447	1,245798	0,0002	1	0,02159	0,039	0,01741	0,0002	1
110	4,185189	5,482559	1,29737	0,0002	1	0,01992	0,0365	0,01658	0,0002	1
115	4,071756	5,425358	1,353602	0,0002	1	0,018414	0,0365	0,018086	0,0002	1
120	3,963185	5,344237	1,381052	0,0002	1	0,01707	0,035	0,01793	0,0002	1
125	3,858939	5,27325	1,414312	0,0002	1	0,015863	0,034	0,018137	0,0002	1
130	3,758703	5,200686	1,441983	0,0002	1	0,014766	0,0325	0,017734	0,0002	1
135	3,662382	5,12727	1,464888	0,0002	1	0,013763	0,0305	0,016738	0,0002	1
140	3,569785	5,070343	1,500558	0,0002	1	0,012868	0,0305	0,017633	0,0002	1
145	3,480663	5,008133	1,52747	0,0002	1	0,012048	0,03	0,017952	0,0002	1
150	3,394896	4,937319	1,542423	0,0002	1	0,011299	0,0285	0,017201	0,0002	1
155	3,312181	4,869786	1,557605	0,0002	1	0,010644	0,028	0,017356	0,0002	1
160	3,232052	4,790763	1,558711	0,0002	1	0,010045	0,0265	0,016455	0,0002	1
165	3,154284	4,716624	1,56234	0,0002	1	0,009485	0,0255	0,016015	0,0002	1
170	3,079135	4,650183	1,571048	0,0002	1	0,008988	0,0245	0,015512	0,0002	1
175	3,006139	4,59087	1,584731	0,0002	1	0,008527	0,0235	0,014973	0,0002	1
180	2,935251	4,543599	1,608348	0,0002	1	0,008117	0,0225	0,014383	0,0002	1
185	2,86624	4,48639	1,62015	0,0002	1	0,007741	0,0205	0,012759	0,0002	1
190	2,799026	4,443879	1,644853	0,0002	1	0,007384	0,0205	0,013116	0,0002	1
195	2,733652	4,387132	1,65348	0,0002	1	0,00706	0,018	0,01094	0,0002	1
200	2,670048	4,360574	1,690525	0,0002	1	0,006758	0,018	0,011242	0,0002	1
205	2,608111	4,336419	1,728307	0,0002	1	0,006494	0,018	0,011506	0,0002	1
210	2,54763	4,306781	1,759151	0,0002	1	0,006236	0,018	0,011764	0,0002	1
215	2,488696	4,270519	1,781823	0,0002	1	0,006001	0,0175	0,011499	0,0002	1
220	2,431161	4,238032	1,806871	0,0002	1	0,005786	0,0175	0,011714	0,0002	1
225	2,374963	4,204596	1,829633	0,0002	1	0,005584	0,0165	0,010916	0,0002	1
230	2,32005	4,171644	1,851594	0,0002	1	0,005394	0,0165	0,011106	0,0002	1
235	2,266319	4,136252	1,869933	0,0002	1	0,005217	0,0165	0,011283	0,0002	1
240	2,213785	4,096378	1,882593	0,0002	1	0,005052	0,0165	0,011448	0,0002	1
245	2,162342	4,051352	1,88901	0,0002	1	0,004894	0,0165	0,011606	0,0002	1
250	2,111985	3,998501	1,886516	0,0002	1	0,004745	0,0155	0,010755	0,0002	1
255	2,062667	3,946799	1,884131	0,0002	1	0,004605	0,0145	0,009895	0,0002	1
260	2,014449	3,893271	1,878821	0,0002	1	0,004474	0,0135	0,009026	0,0002	1
265	1,967211	3,85089	1,883679	0,0002	1	0,004353	0,013	0,008647	0,0002	1
270	1,920881	3,809862	1,888981	0,0002	1	0,004234	0,0125	0,008266	0,0002	1

275	1,87548	3,770064	1,894584	0,0002	1	0,004117	0,012	0,007883	0,0002	1
280	1,831086	3,726978	1,895892	0,0002	1	0,004007	0,0105	0,006493	0,0002	1
285	1,787607	3,701452	1,913845	0,0002	1	0,003896	0,01	0,006104	0,0002	1
290	1,745119	3,678395	1,933276	0,0002	1	0,003796	0,01	0,006204	0,0002	1
295	1,703526	3,653188	1,949662	0,0002	1	0,003698	0,01	0,006302	0,0002	1
300	1,662843	3,621933	1,95909	0,0002	1	0,003609	0,01	0,006391	0,0002	1
305	1,62305	3,587687	1,964637	0,0002	1	0,00352	0,01	0,00648	0,0002	1
310	1,584085	3,549083	1,964999	0,0002	1	0,003437	0,0095	0,006063	0,0002	1
315	1,545903	3,511661	1,965758	0,0002	1	0,003361	0,0095	0,00614	0,0002	1
320	1,508495	3,474258	1,965763	0,0002	1	0,003283	0,0095	0,006217	0,0002	1
325	1,471842	3,437261	1,965419	0,0002	1	0,003206	0,0095	0,006294	0,0002	1
330	1,436046	3,397605	1,961559	0,0002	1	0,003135	0,0095	0,006365	0,0002	1
335	1,40107	3,36045	1,95938	0,0002	1	0,003063	0,009	0,005937	0,0002	1
340	1,366871	3,33061	1,963739	0,0002	1	0,003	0,009	0,006	0,0002	1
345	1,333351	3,29931	1,965959	0,0002	1	0,002939	0,009	0,006061	0,0002	1
350	1,300503	3,266411	1,965908	0,0002	1	0,002878	0,009	0,006122	0,0002	1
355	1,268352	3,231695	1,963342	0,0002	1	0,002818	0,009	0,006182	0,0002	1
360	1,236925	3,194747	1,957822	0,0002	1	0,002761	0,009	0,006239	0,0002	1
365	1,206132	3,154034	1,947902	0,0002	1	0,002706	0,0085	0,005795	0,0002	1
370	1,176136	3,12015	1,944014	0,0002	1	0,002657	0,008	0,005343	0,0002	1
375	1,146748	3,097404	1,950656	0,0002	1	0,00261	0,008	0,00539	0,0002	1
380	1,117897	3,073846	1,955948	0,0002	1	0,002561	0,008	0,005439	0,0002	1
385	1,089693	3,04945	1,959757	0,0002	1	0,002515	0,008	0,005485	0,0002	1
390	1,06215	3,025824	1,963673	0,0002	1	0,002471	0,008	0,005529	0,0002	1
395	1,035137	3,001162	1,966025	0,0002	1	0,002428	0,008	0,005572	0,0002	1
400	1,008674	2,975442	1,966767	0,0002	1	0,002385	0,008	0,005615	0,0002	1
405	0,982793	2,94863	1,965837	0,0002	1	0,00234	0,008	0,00566	0,0002	1
410	0,96321	2,923103	1,959893	0,0002	1	0,002802	0,0085	0,005699	0,0002	1
415	0,944176	2,89646	1,952285	0,0002	1	0,003267	0,009	0,005734	0,0002	1
420	0,925688	2,868635	1,942947	0,0002	1	0,00373	0,0095	0,00577	0,0002	1
425	0,907768	2,839548	1,93178	0,0002	1	0,004196	0,01	0,005805	0,0002	1
430	0,890342	2,813225	1,922883	0,0002	1	0,004659	0,0105	0,005842	0,0002	1
435	0,873448	2,785795	1,912348	0,0002	1	0,005125	0,011	0,005876	0,0002	1
440	0,857072	2,75718	1,900107	0,0002	1	0,00559	0,0115	0,005911	0,0002	1
445	0,841237	2,727283	1,886046	0,0002	1	0,00606	0,012	0,00594	0,0002	1
450	0,825863	2,695989	1,870126	0,0002	1	0,006527	0,0125	0,005973	0,0002	1
455	0,811011	2,663152	1,852141	0,0002	1	0,006997	0,013	0,006003	0,0002	1
460	0,796661	2,634798	1,838137	0,0002	1	0,007467	0,0135	0,006033	0,0002	1
465	0,78278	2,604762	1,821982	0,0002	1	0,007937	0,014	0,006063	0,0002	1
470	0,769384	2,572751	1,803366	0,0002	1	0,008409	0,0145	0,006091	0,0002	1
475	0,756417	2,541643	1,785226	0,0002	1	0,008883	0,015	0,006117	0,0002	1
480	0,743873	2,507379	1,763505	0,0002	1	0,009356	0,0155	0,006144	0,0002	1
485	0,730779	2,474615	1,743836	0,0002	1	0,009329	0,015	0,005671	0,0002	1
490	0,717739	2,448667	1,730928	0,0002	1	0,009301	0,015	0,005699	0,0002	1
495	0,70488	2,415512	1,710632	0,0002	1	0,009273	0,0135	0,004227	0,0002	1
500	0,692329	2,405778	1,713449	0,0002	1	0,009249	0,013	0,003751	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
I4	5	3,400508	3,428952	0,028444	0,0172	1	0,0287	0,027	-0,0017	0,185	-1
	10	4,369782	4,309549	-0,06023	0,0068	-1	0,035225	0,033	-0,00223	0,142	-1
	15	5,025252	4,78546	-0,23979	0,0002	-1	0,041179	0,0395	-0,00168	0,229	-1
	20	5,405637	5,038681	-0,36696	0,0002	-1	0,045386	0,0405	-0,00489	0,0096	-1
	25	5,614428	5,185228	-0,4292	0,0002	-1	0,047038	0,041	-0,00604	0,001	-1
	30	5,716472	5,28225	-0,43422	0,0002	-1	0,046562	0,0425	-0,00406	0,0306	-1
	35	5,748642	5,335521	-0,41312	0,0002	-1	0,044476	0,0415	-0,00298	0,098	-1
	40	5,733431	5,385494	-0,34794	0,0002	-1	0,041612	0,0405	-0,00111	0,351	-1
	45	5,683481	5,417858	-0,26562	0,0002	-1	0,03871	0,041	0,00229	0,165	1
	50	5,606788	5,429752	-0,17704	0,0018	-1	0,036219	0,038	0,001781	0,218	1
	55	5,50838	5,460371	-0,04801	0,223	-1	0,034085	0,037	0,002915	0,079	1
	60	5,392877	5,483285	0,090408	0,0952	1	0,03221	0,0365	0,00429	0,0172	1
	65	5,264399	5,489767	0,225368	0,0012	1	0,030483	0,036	0,005517	0,0024	1
	70	5,126021	5,479844	0,353823	0,0002	1	0,028829	0,0355	0,006671	0,0004	1
	75	4,980054	5,467456	0,487402	0,0002	1	0,027182	0,0345	0,007318	0,0004	1
	80	4,829368	5,448431	0,619063	0,0002	1	0,025589	0,033	0,007411	0,0004	1
	85	4,675786	5,436325	0,760539	0,0002	1	0,024023	0,0315	0,007478	0,0004	1
	90	4,521057	5,417743	0,896685	0,0002	1	0,022522	0,031	0,008478	0,0002	1
	95	4,366479	5,379238	1,012759	0,0002	1	0,021096	0,029	0,007904	0,0002	1
	100	4,212982	5,345521	1,132539	0,0002	1	0,019753	0,028	0,008248	0,0002	1
	105	4,061342	5,309431	1,248088	0,0002	1	0,018475	0,0275	0,009025	0,0002	1
	110	3,912418	5,260444	1,348026	0,0002	1	0,017273	0,026	0,008727	0,0002	1
	115	3,766612	5,223043	1,456431	0,0002	1	0,016158	0,026	0,009842	0,0002	1
	120	3,624235	5,181945	1,557711	0,0002	1	0,015116	0,025	0,009884	0,0002	1
	125	3,485787	5,143438	1,657651	0,0002	1	0,014146	0,025	0,010854	0,0002	1
	130	3,351385	5,096771	1,745385	0,0002	1	0,013256	0,024	0,010745	0,0002	1
	135	3,220829	5,049432	1,828603	0,0002	1	0,012426	0,0235	0,011074	0,0002	1
	140	3,09442	4,994966	1,900546	0,0002	1	0,011655	0,0235	0,011845	0,0002	1
	145	2,972393	4,932133	1,95974	0,0002	1	0,010935	0,0225	0,011565	0,0002	1
	150	2,854705	4,867344	2,012639	0,0002	1	0,010282	0,022	0,011718	0,0002	1
	155	2,741117	4,800243	2,059127	0,0002	1	0,009687	0,021	0,011313	0,0002	1
	160	2,63132	4,731543	2,100223	0,0002	1	0,009106	0,0205	0,011394	0,0002	1
	165	2,525868	4,65921	2,133342	0,0002	1	0,008579	0,02	0,011421	0,0002	1
	170	2,424621	4,5814	2,156779	0,0002	1	0,0081	0,0185	0,0104	0,0002	1
	175	2,327177	4,523145	2,195968	0,0002	1	0,007644	0,018	0,010356	0,0002	1
	180	2,233796	4,460774	2,226978	0,0002	1	0,007231	0,018	0,010769	0,0002	1
	185	2,143867	4,394714	2,250847	0,0002	1	0,006838	0,0175	0,010663	0,0002	1
	190	2,057602	4,336724	2,279122	0,0002	1	0,006473	0,017	0,010528	0,0002	1
	195	1,974839	4,274936	2,300097	0,0002	1	0,006124	0,017	0,010876	0,0002	1
	200	1,895551	4,217314	2,321763	0,0002	1	0,005806	0,017	0,011194	0,0002	1
	205	1,81953	4,15028	2,33075	0,0002	1	0,005514	0,0155	0,009986	0,0002	1
	210	1,746711	4,094934	2,348223	0,0002	1	0,005244	0,0155	0,010256	0,0002	1
	215	1,676801	4,044667	2,367865	0,0002	1	0,004989	0,015	0,010011	0,0002	1
	220	1,609711	3,990459	2,380748	0,0002	1	0,004746	0,015	0,010254	0,0002	1

225	1,545473	3,929398	2,383925	0,0002	1	0,004518	0,014	0,009482	0,0002	1
230	1,483909	3,883543	2,399635	0,0002	1	0,004308	0,014	0,009692	0,0002	1
235	1,424922	3,833287	2,408365	0,0002	1	0,004106	0,014	0,009894	0,0002	1
240	1,368506	3,781983	2,413477	0,0002	1	0,003925	0,013	0,009075	0,0002	1
245	1,314408	3,744453	2,430045	0,0002	1	0,003751	0,013	0,009249	0,0002	1
250	1,262575	3,703199	2,440624	0,0002	1	0,00359	0,0125	0,00891	0,0002	1
255	1,21285	3,668359	2,45551	0,0002	1	0,003444	0,0125	0,009056	0,0002	1
260	1,165065	3,633193	2,468128	0,0002	1	0,003298	0,012	0,008702	0,0002	1
265	1,119281	3,601779	2,482498	0,0002	1	0,00316	0,012	0,00884	0,0002	1
270	1,075403	3,567238	2,491836	0,0002	1	0,003035	0,0115	0,008465	0,0002	1
275	1,033415	3,537761	2,504346	0,0002	1	0,002925	0,0115	0,008575	0,0002	1
280	0,993041	3,506901	2,51386	0,0002	1	0,002816	0,0115	0,008684	0,0002	1
285	0,954295	3,474476	2,520181	0,0002	1	0,002711	0,0115	0,00879	0,0002	1
290	0,9171	3,440148	2,523048	0,0002	1	0,002614	0,0115	0,008886	0,0002	1
295	0,881358	3,402572	2,521214	0,0002	1	0,002526	0,011	0,008474	0,0002	1
300	0,847009	3,366238	2,519229	0,0002	1	0,002439	0,011	0,008562	0,0002	1
305	0,814028	3,32964	2,515612	0,0002	1	0,002359	0,011	0,008641	0,0002	1
310	0,782426	3,29605	2,513625	0,0002	1	0,002289	0,011	0,008711	0,0002	1
315	0,752048	3,259734	2,507686	0,0002	1	0,002223	0,0105	0,008277	0,0002	1
320	0,722789	3,223505	2,500716	0,0002	1	0,002157	0,0105	0,008343	0,0002	1
325	0,694675	3,186021	2,491346	0,0002	1	0,002096	0,0105	0,008404	0,0002	1
330	0,667683	3,144144	2,476462	0,0002	1	0,002038	0,0095	0,007462	0,0002	1
335	0,641751	3,104503	2,462752	0,0002	1	0,001987	0,0095	0,007513	0,0002	1
340	0,616779	3,060563	2,443784	0,0002	1	0,001938	0,009	0,007062	0,0002	1
345	0,592726	3,018984	2,426257	0,0002	1	0,001894	0,008	0,006106	0,0002	1
350	0,569565	2,983534	2,413969	0,0002	1	0,001848	0,008	0,006152	0,0002	1
355	0,547276	2,946231	2,398955	0,0002	1	0,001807	0,008	0,006193	0,0002	1
360	0,525777	2,908465	2,382688	0,0002	1	0,001763	0,008	0,006238	0,0002	1
365	0,505176	2,8687	2,363524	0,0002	1	0,001726	0,008	0,006274	0,0002	1
370	0,485299	2,827118	2,341819	0,0002	1	0,001689	0,0075	0,005811	0,0002	1
375	0,466098	2,795936	2,329838	0,0002	1	0,001654	0,0075	0,005846	0,0002	1
380	0,447602	2,765458	2,317856	0,0002	1	0,001622	0,0075	0,005879	0,0002	1
385	0,429737	2,733841	2,304104	0,0002	1	0,001589	0,0075	0,005911	0,0002	1
390	0,412534	2,700961	2,288427	0,0002	1	0,001555	0,0075	0,005945	0,0002	1
395	0,39603	2,666623	2,270593	0,0002	1	0,001527	0,0075	0,005973	0,0002	1
400	0,380103	2,630465	2,250362	0,0002	1	0,001501	0,0075	0,005999	0,0002	1
405	0,364722	2,591089	2,226367	0,0002	1	0,001469	0,007	0,005531	0,0002	1
410	0,355982	2,565351	2,209369	0,0002	1	0,001494	0,0075	0,00556	0,0002	1
415	0,347879	2,536862	2,188983	0,0002	1	0,002412	0,0075	0,005088	0,0002	1
420	0,340302	2,507061	2,16676	0,0002	1	0,002883	0,008	0,005117	0,0002	1
425	0,333275	2,475189	2,141914	0,0002	1	0,003357	0,0085	0,005144	0,0002	1
430	0,326753	2,43965	2,112897	0,0002	1	0,003832	0,0085	0,004668	0,0002	1
435	0,320701	2,408464	2,087763	0,0002	1	0,004309	0,0085	0,004191	0,0002	1
440	0,315071	2,382517	2,067446	0,0002	1	0,004782	0,009	0,004218	0,0002	1
445	0,309911	2,354958	2,045047	0,0002	1	0,005256	0,0095	0,004244	0,0002	1
450	0,305216	2,324907	2,019691	0,0002	1	0,005732	0,0095	0,003768	0,0002	1

455	0,300913	2,296935	1,996023	0,0002	1	0,006207	0,01	0,003793	0,0002	1
460	0,297051	2,265398	1,968347	0,0002	1	0,006685	0,01	0,003315	0,0002	1
465	0,293575	2,238037	1,944462	0,0002	1	0,00716	0,0105	0,00334	0,0002	1
470	0,290529	2,21439	1,923861	0,0002	1	0,007637	0,0105	0,002863	0,0002	1
475	0,287861	2,190926	1,903066	0,0002	1	0,008117	0,0105	0,002383	0,0002	1
480	0,28551	2,177288	1,891777	0,0002	1	0,008598	0,011	0,002402	0,0002	1
485	0,282447	2,162031	1,879584	0,0002	1	0,008576	0,011	0,002424	0,0002	1
490	0,279359	2,145617	1,866258	0,0002	1	0,008555	0,011	0,002445	0,0002	1
495	0,276365	2,128551	1,852186	0,0002	1	0,008535	0,011	0,002465	0,0002	1
500	0,273517	2,110883	1,837366	0,0002	1	0,008517	0,011	0,002483	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
NI5	5	5,192748	4,904137	-0,28861	0,0002	-1	0,066965	0,058	-0,00896	0,0002	-1
	10	6,200583	5,907152	-0,29343	0,0002	-1	0,101734	0,086	-0,01573	0,0002	-1
	15	6,5387	6,473228	-0,06547	0,0852	-1	0,111594	0,101	-0,01059	0,0046	-1
	20	6,701936	6,81365	0,111714	0,0194	1	0,110817	0,1095	-0,00132	0,395	-1
	25	6,791751	6,986691	0,19494	0,0004	1	0,106976	0,1135	0,006524	0,0666	1
	30	6,830454	7,080973	0,250518	0,0002	1	0,102859	0,1155	0,012641	0,0032	1
	35	6,826752	7,115282	0,28853	0,0002	1	0,098682	0,1125	0,013818	0,0014	1
	40	6,788495	7,111423	0,322928	0,0002	1	0,094148	0,11	0,015852	0,0002	1
	45	6,723094	7,10366	0,380567	0,0002	1	0,089138	0,1075	0,018362	0,0002	1
	50	6,638369	7,089771	0,451402	0,0002	1	0,084019	0,1045	0,020481	0,0002	1
	55	6,538513	7,057988	0,519474	0,0002	1	0,078766	0,103	0,024234	0,0002	1
	60	6,428662	6,982707	0,554044	0,0002	1	0,07363	0,098	0,024371	0,0002	1
	65	6,311296	6,909635	0,598338	0,0002	1	0,0686	0,095	0,0264	0,0002	1
	70	6,188933	6,836161	0,647229	0,0002	1	0,063765	0,091	0,027235	0,0002	1
	75	6,064028	6,751483	0,687455	0,0002	1	0,059234	0,084	0,024766	0,0002	1
	80	5,937624	6,693206	0,755582	0,0002	1	0,055015	0,0825	0,027486	0,0002	1
	85	5,810569	6,621521	0,810952	0,0002	1	0,051061	0,0775	0,026439	0,0002	1
	90	5,683717	6,561914	0,878197	0,0002	1	0,047368	0,0755	0,028133	0,0002	1
	95	5,558203	6,485522	0,92732	0,0002	1	0,043981	0,0705	0,026519	0,0002	1
	100	5,434371	6,441182	1,006811	0,0002	1	0,040857	0,069	0,028143	0,0002	1
	105	5,31246	6,412484	1,100024	0,0002	1	0,037987	0,0695	0,031513	0,0002	1
	110	5,192824	6,362355	1,16953	0,0002	1	0,035358	0,067	0,031642	0,0002	1
	115	5,076035	6,29319	1,217154	0,0002	1	0,032987	0,062	0,029013	0,0002	1
	120	4,961876	6,237958	1,276081	0,0002	1	0,030807	0,0585	0,027693	0,0002	1
	125	4,850252	6,20032	1,350068	0,0002	1	0,028798	0,0565	0,027702	0,0002	1
	130	4,741553	6,156452	1,414899	0,0002	1	0,026954	0,053	0,026046	0,0002	1
	135	4,635718	6,123859	1,488141	0,0002	1	0,025274	0,0515	0,026227	0,0002	1
	140	4,532549	6,096809	1,564261	0,0002	1	0,023715	0,0515	0,027785	0,0002	1
	145	4,432053	6,062246	1,630193	0,0002	1	0,02229	0,051	0,02871	0,0002	1
	150	4,334497	6,004757	1,67026	0,0002	1	0,020985	0,048	0,027015	0,0002	1
	155	4,239524	5,945788	1,706264	0,0002	1	0,01978	0,0455	0,02572	0,0002	1
	160	4,146935	5,890874	1,743939	0,0002	1	0,018654	0,044	0,025346	0,0002	1
	165	4,056979	5,8241	1,767122	0,0002	1	0,017627	0,041	0,023373	0,0002	1
	170	3,96958	5,778718	1,809139	0,0002	1	0,016677	0,0395	0,022823	0,0002	1

175	3,884524	5,774401	1,889878	0,0002	1	0,015801	0,041	0,025199	0,0002	1
180	3,801747	5,756256	1,954509	0,0002	1	0,014985	0,041	0,026016	0,0002	1
185	3,721099	5,721004	1,999905	0,0002	1	0,014222	0,039	0,024778	0,0002	1
190	3,642737	5,694743	2,052006	0,0002	1	0,013512	0,039	0,025488	0,0002	1
195	3,566631	5,657083	2,090452	0,0002	1	0,012857	0,0385	0,025643	0,0002	1
200	3,492482	5,611197	2,118715	0,0002	1	0,012237	0,0365	0,024263	0,0002	1
205	3,420424	5,570293	2,149869	0,0002	1	0,011656	0,034	0,022344	0,0002	1
210	3,350365	5,539409	2,189043	0,0002	1	0,011133	0,0335	0,022367	0,0002	1
215	3,28197	5,505962	2,223992	0,0002	1	0,010631	0,034	0,023369	0,0002	1
220	3,21538	5,451052	2,235672	0,0002	1	0,010172	0,0315	0,021328	0,0002	1
225	3,150489	5,409662	2,259173	0,0002	1	0,009728	0,03	0,020272	0,0002	1
230	3,087362	5,392812	2,305449	0,0002	1	0,009315	0,0295	0,020185	0,0002	1
235	3,025836	5,375718	2,349883	0,0002	1	0,008932	0,0295	0,020568	0,0002	1
240	2,965918	5,345302	2,379385	0,0002	1	0,008578	0,028	0,019422	0,0002	1
245	2,907439	5,318781	2,411343	0,0002	1	0,008235	0,027	0,018765	0,0002	1
250	2,850542	5,292501	2,441958	0,0002	1	0,007919	0,027	0,019081	0,0002	1
255	2,795	5,258097	2,463098	0,0002	1	0,00763	0,0265	0,01887	0,0002	1
260	2,740683	5,231692	2,491009	0,0002	1	0,007351	0,0265	0,019149	0,0002	1
265	2,687667	5,196663	2,508996	0,0002	1	0,007093	0,026	0,018907	0,0002	1
270	2,635859	5,159859	2,524001	0,0002	1	0,006844	0,0255	0,018656	0,0002	1
275	2,585316	5,117463	2,532147	0,0002	1	0,006614	0,0245	0,017886	0,0002	1
280	2,535837	5,088127	2,55229	0,0002	1	0,006397	0,025	0,018603	0,0002	1
285	2,487309	5,048548	2,561239	0,0002	1	0,006178	0,025	0,018822	0,0002	1
290	2,439965	5,005281	2,565316	0,0002	1	0,005983	0,025	0,019017	0,0002	1
295	2,393539	4,954197	2,560659	0,0002	1	0,005791	0,024	0,018209	0,0002	1
300	2,348044	4,904127	2,556083	0,0002	1	0,005607	0,0225	0,016893	0,0002	1
305	2,303641	4,86584	2,562199	0,0002	1	0,005435	0,022	0,016565	0,0002	1
310	2,260237	4,827946	2,567709	0,0002	1	0,005276	0,0215	0,016224	0,0002	1
315	2,217687	4,788649	2,570962	0,0002	1	0,005123	0,021	0,015877	0,0002	1
320	2,176027	4,749802	2,573775	0,0002	1	0,004978	0,021	0,016022	0,0002	1
325	2,13519	4,700599	2,565408	0,0002	1	0,004838	0,0195	0,014662	0,0002	1
330	2,095241	4,667518	2,572277	0,0002	1	0,004704	0,019	0,014296	0,0002	1
335	2,056098	4,638787	2,58269	0,0002	1	0,004577	0,019	0,014423	0,0002	1
340	2,017764	4,604433	2,586669	0,0002	1	0,004457	0,0175	0,013043	0,0002	1
345	1,980121	4,586003	2,605882	0,0002	1	0,00434	0,0175	0,01316	0,0002	1
350	1,943157	4,564247	2,62109	0,0002	1	0,004226	0,0175	0,013274	0,0002	1
355	1,906935	4,538846	2,631911	0,0002	1	0,004123	0,0175	0,013377	0,0002	1
360	1,871319	4,512158	2,64084	0,0002	1	0,004017	0,017	0,012983	0,0002	1
365	1,836498	4,491993	2,655495	0,0002	1	0,003919	0,0175	0,013581	0,0002	1
370	1,802388	4,464583	2,662195	0,0002	1	0,003831	0,017	0,013169	0,0002	1
375	1,768774	4,438608	2,669834	0,0002	1	0,003738	0,0165	0,012762	0,0002	1
380	1,735815	4,413508	2,677694	0,0002	1	0,003649	0,016	0,012352	0,0002	1
385	1,703546	4,389638	2,686092	0,0002	1	0,003569	0,0155	0,011931	0,0002	1
390	1,671871	4,368877	2,697006	0,0002	1	0,003488	0,0155	0,012012	0,0002	1
395	1,640846	4,342128	2,701281	0,0002	1	0,003413	0,0145	0,011087	0,0002	1
400	1,610415	4,33202	2,721605	0,0002	1	0,003337	0,015	0,011663	0,0002	1

405	1,580577	4,317573	2,736996	0,0002	1	0,003265	0,015	0,011735	0,0002	1
410	1,556687	4,303462	2,746775	0,0002	1	0,0037	0,015	0,0113	0,0002	1
415	1,533324	4,294295	2,760971	0,0002	1	0,004137	0,0155	0,011363	0,0002	1
420	1,510489	4,281619	2,77113	0,0002	1	0,004573	0,0155	0,010927	0,0002	1
425	1,48819	4,271418	2,783228	0,0002	1	0,00501	0,016	0,01099	0,0002	1
430	1,466449	4,259801	2,793352	0,0002	1	0,005456	0,0165	0,011044	0,0002	1
435	1,445155	4,246768	2,801613	0,0002	1	0,005896	0,017	0,011104	0,0002	1
440	1,424397	4,232302	2,807905	0,0002	1	0,006345	0,0175	0,011155	0,0002	1
445	1,404056	4,216361	2,812306	0,0002	1	0,006792	0,018	0,011208	0,0002	1
450	1,384188	4,198885	2,814697	0,0002	1	0,007242	0,0185	0,011258	0,0002	1
455	1,364806	4,179777	2,814972	0,0002	1	0,007695	0,019	0,011305	0,0002	1
460	1,345913	4,158898	2,812985	0,0002	1	0,008146	0,0195	0,011354	0,0002	1
465	1,327488	4,136024	2,808536	0,0002	1	0,0086	0,02	0,0114	0,0002	1
470	1,309489	4,110747	2,801258	0,0002	1	0,009055	0,0205	0,011445	0,0002	1
475	1,291962	4,081591	2,789629	0,0002	1	0,009515	0,0205	0,010985	0,0002	1
480	1,274771	4,059674	2,784903	0,0002	1	0,009973	0,0215	0,011527	0,0002	1
485	1,257001	4,030505	2,773504	0,0002	1	0,009933	0,021	0,011067	0,0002	1
490	1,23926	4,002659	2,7634	0,0002	1	0,009894	0,0205	0,010606	0,0002	1
495	1,22174	3,97532	2,75358	0,0002	1	0,009858	0,0205	0,010642	0,0002	1
500	1,204422	3,944812	2,740389	0,0002	1	0,009824	0,0205	0,010676	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
I5	5	2,173352	2,09572	-0,07763	0,0002	-1	0,012717	0,0135	0,000783	0,287	1
	10	2,801222	2,568619	-0,2326	0,0002	-1	0,01321	0,0145	0,00129	0,149	1
	15	3,370482	2,944259	-0,42622	0,0002	-1	0,013521	0,017	0,003479	0,0002	1
	20	3,764149	3,218276	-0,54587	0,0002	-1	0,014347	0,017	0,002654	0,0002	1
	25	4,020231	3,417471	-0,60276	0,0002	-1	0,014914	0,016	0,001086	0,1	1
	30	4,177456	3,565174	-0,61228	0,0002	-1	0,015246	0,015	-0,00025	0,453	-1
	35	4,262667	3,689018	-0,57365	0,0002	-1	0,015425	0,015	-0,00043	0,318	-1
	40	4,294752	3,784755	-0,51	0,0002	-1	0,015488	0,015	-0,00049	0,27	-1
	45	4,287493	3,854209	-0,43328	0,0002	-1	0,015466	0,015	-0,00047	0,296	-1
	50	4,251211	3,914559	-0,33665	0,0002	-1	0,015376	0,0165	0,001124	0,0002	1
	55	4,193816	3,940359	-0,25346	0,0004	-1	0,015221	0,016	0,000779	0,19	1
	60	4,120936	3,947427	-0,17351	0,0126	-1	0,014974	0,0155	0,000526	0,362	1
	65	4,037397	3,93772	-0,09968	0,117	-1	0,01463	0,016	0,00137	0,0452	1
	70	3,94662	3,911271	-0,03535	0,35	-1	0,014216	0,0145	0,000284	0,501	1
	75	3,851283	3,905256	0,053973	0,297	1	0,013732	0,0145	0,000768	0,278	1
	80	3,753682	3,883095	0,129413	0,113	1	0,013198	0,014	0,000802	0,276	1
	85	3,655189	3,87989	0,224701	0,0226	1	0,012658	0,014	0,001343	0,134	1
	90	3,557278	3,874314	0,317036	0,0036	1	0,01208	0,014	0,00192	0,051	1
	95	3,460623	3,868513	0,407891	0,0006	1	0,011505	0,0135	0,001995	0,0478	1
	100	3,365991	3,863671	0,49768	0,0004	1	0,010954	0,0135	0,002546	0,0182	1
	105	3,273326	3,856869	0,583544	0,0002	1	0,010415	0,0135	0,003085	0,006	1
	110	3,183116	3,841668	0,658552	0,0002	1	0,009893	0,013	0,003107	0,0054	1
	115	3,095695	3,831746	0,73605	0,0002	1	0,009386	0,013	0,003614	0,0008	1
	120	3,011349	3,817296	0,805947	0,0002	1	0,008936	0,013	0,004064	0,0002	1

125	2,929545	3,801288	0,871744	0,0002	1	0,008483	0,0125	0,004017	0,0004	1
130	2,850608	3,776941	0,926333	0,0002	1	0,008065	0,012	0,003935	0,001	1
135	2,774545	3,755213	0,980668	0,0002	1	0,007667	0,0115	0,003833	0,0006	1
140	2,701086	3,734369	1,033283	0,0002	1	0,007294	0,0115	0,004206	0,0004	1
145	2,630376	3,706555	1,07618	0,0002	1	0,006943	0,011	0,004057	0,0004	1
150	2,562117	3,687566	1,125449	0,0002	1	0,00661	0,011	0,00439	0,0002	1
155	2,496181	3,66698	1,170799	0,0002	1	0,006297	0,011	0,004704	0,0002	1
160	2,432611	3,646123	1,213512	0,0002	1	0,005999	0,011	0,005001	0,0002	1
165	2,371269	3,625016	1,253747	0,0002	1	0,005725	0,011	0,005275	0,0002	1
170	2,311929	3,598174	1,286245	0,0002	1	0,005458	0,0105	0,005042	0,0002	1
175	2,254649	3,572243	1,317594	0,0002	1	0,005208	0,01	0,004792	0,0002	1
180	2,199363	3,553268	1,353905	0,0002	1	0,00497	0,01	0,00503	0,0002	1
185	2,145926	3,532404	1,386478	0,0002	1	0,004754	0,01	0,005246	0,0002	1
190	2,094191	3,50954	1,415349	0,0002	1	0,004548	0,01	0,005452	0,0002	1
195	2,044069	3,482804	1,438735	0,0002	1	0,004364	0,01	0,005636	0,0002	1
200	1,995364	3,454965	1,459601	0,0002	1	0,004186	0,01	0,005814	0,0002	1
205	1,948155	3,4244	1,476246	0,0002	1	0,004023	0,01	0,005977	0,0002	1
210	1,902312	3,390538	1,488225	0,0002	1	0,003866	0,01	0,006134	0,0002	1
215	1,857721	3,347907	1,490186	0,0002	1	0,003716	0,0095	0,005784	0,0002	1
220	1,814373	3,309266	1,494893	0,0002	1	0,003583	0,0095	0,005918	0,0002	1
225	1,772169	3,26432	1,492151	0,0002	1	0,003457	0,0085	0,005043	0,0002	1
230	1,73105	3,22457	1,49352	0,0002	1	0,003337	0,0075	0,004163	0,0002	1
235	1,690983	3,193196	1,502213	0,0002	1	0,003232	0,007	0,003768	0,0002	1
240	1,651915	3,167676	1,515761	0,0002	1	0,003131	0,007	0,003869	0,0002	1
245	1,613793	3,142701	1,528908	0,0002	1	0,003041	0,0065	0,003459	0,0002	1
250	1,576522	3,124266	1,547745	0,0002	1	0,002954	0,0065	0,003546	0,0002	1
255	1,540125	3,104525	1,5644	0,0002	1	0,002875	0,0065	0,003625	0,0002	1
260	1,504557	3,083547	1,578991	0,0002	1	0,002802	0,0065	0,003698	0,0002	1
265	1,46972	3,062123	1,592403	0,0002	1	0,002731	0,0065	0,003769	0,0002	1
270	1,435629	3,04017	1,604541	0,0002	1	0,002663	0,0065	0,003837	0,0002	1
275	1,402256	3,016651	1,614395	0,0002	1	0,002603	0,0065	0,003897	0,0002	1
280	1,369652	2,99115	1,621498	0,0002	1	0,002544	0,0065	0,003957	0,0002	1
285	1,337815	2,962123	1,624308	0,0002	1	0,002489	0,006	0,003511	0,0002	1
290	1,306688	2,938325	1,631637	0,0002	1	0,002437	0,0055	0,003063	0,0002	1
295	1,27626	2,922564	1,646305	0,0002	1	0,002387	0,0055	0,003113	0,0002	1
300	1,246486	2,905757	1,659271	0,0002	1	0,002341	0,0055	0,003159	0,0002	1
305	1,217305	2,888357	1,671052	0,0002	1	0,002296	0,005	0,002704	0,0002	1
310	1,188724	2,872625	1,683901	0,0002	1	0,002254	0,005	0,002746	0,0002	1
315	1,160665	2,856125	1,69546	0,0002	1	0,002215	0,005	0,002786	0,0002	1
320	1,133133	2,838811	1,705678	0,0002	1	0,002178	0,005	0,002822	0,0002	1
325	1,106171	2,820628	1,714456	0,0002	1	0,002139	0,005	0,002861	0,0002	1
330	1,079782	2,801486	1,721705	0,0002	1	0,002105	0,005	0,002896	0,0002	1
335	1,05389	2,781332	1,727442	0,0002	1	0,00207	0,005	0,00293	0,0002	1
340	1,028564	2,763756	1,735192	0,0002	1	0,00204	0,005	0,00296	0,0002	1
345	1,003759	2,746433	1,742675	0,0002	1	0,002008	0,005	0,002992	0,0002	1
350	0,979474	2,728218	1,748744	0,0002	1	0,001979	0,005	0,003021	0,0002	1

355	0,955624	2,708823	1,753199	0,0002	1	0,001951	0,005	0,003049	0,0002	1
360	0,932228	2,686972	1,754744	0,0002	1	0,001926	0,0045	0,002574	0,0002	1
365	0,909293	2,671754	1,76246	0,0002	1	0,0019	0,0045	0,0026	0,0002	1
370	0,886851	2,655955	1,769104	0,0002	1	0,001877	0,0045	0,002624	0,0002	1
375	0,864772	2,639493	1,774721	0,0002	1	0,001853	0,0045	0,002647	0,0002	1
380	0,843156	2,622229	1,779073	0,0002	1	0,001832	0,0045	0,002668	0,0002	1
385	0,82199	2,603881	1,78189	0,0002	1	0,00181	0,0045	0,00269	0,0002	1
390	0,801278	2,583179	1,781901	0,0002	1	0,001788	0,004	0,002212	0,0002	1
395	0,780983	2,570424	1,789441	0,0002	1	0,001768	0,004	0,002232	0,0002	1
400	0,761094	2,557192	1,796098	0,0002	1	0,001751	0,004	0,002249	0,0002	1
405	0,741602	2,543349	1,801746	0,0002	1	0,001733	0,004	0,002268	0,0002	1
410	0,72835	2,532908	1,804558	0,0002	1	0,002219	0,004	0,001782	0,0008	1
415	0,715449	2,528564	1,813115	0,0002	1	0,002702	0,0045	0,001799	0,0004	1
420	0,702899	2,524896	1,821997	0,0002	1	0,003184	0,005	0,001817	0,0004	1
425	0,690761	2,521057	1,830296	0,0002	1	0,003667	0,0055	0,001833	0,0004	1
430	0,678985	2,517045	1,83806	0,0002	1	0,00415	0,006	0,00185	0,0004	1
435	0,667616	2,512858	1,845242	0,0002	1	0,004634	0,0065	0,001866	0,0004	1
440	0,656615	2,508495	1,85188	0,0002	1	0,005119	0,007	0,001881	0,0004	1
445	0,645949	2,503953	1,858004	0,0002	1	0,005604	0,0075	0,001896	0,0004	1
450	0,635622	2,499231	1,863609	0,0002	1	0,006086	0,008	0,001914	0,0004	1
455	0,625664	2,494326	1,868662	0,0002	1	0,00657	0,0085	0,00193	0,0004	1
460	0,616089	2,489236	1,873148	0,0002	1	0,007053	0,009	0,001947	0,0004	1
465	0,606951	2,483959	1,877008	0,0002	1	0,007539	0,0095	0,001961	0,0004	1
470	0,598176	2,478492	1,880317	0,0002	1	0,008023	0,01	0,001977	0,0004	1
475	0,589761	2,472833	1,883072	0,0002	1	0,008506	0,0105	0,001994	0,0004	1
480	0,581694	2,466978	1,885284	0,0002	1	0,00899	0,011	0,00201	0,0004	1
485	0,572934	2,459924	1,88699	0,0002	1	0,008973	0,011	0,002027	0,0004	1
490	0,564139	2,454404	1,890266	0,0002	1	0,008957	0,011	0,002044	0,0002	1
495	0,555444	2,448469	1,893025	0,0002	1	0,008941	0,011	0,002059	0,0002	1
500	0,546857	2,442178	1,895321	0,0002	1	0,008927	0,011	0,002073	0,0002	1

Állomány	Area	aCD (bit)	fCD (bit)	dCD (bit)	p (CD)	t (CD)	aNRF	fNRF	dNRF	p (NRF)	t (NRF)
----------	------	--------------	--------------	--------------	-----------	-----------	------	------	------	------------	------------