



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

**A VADÁSZATI CÉLÚ ETETŐHELYEK VEGETÁCIÓRA,
MAGBANKRA ÉS TALAJRA GYAKOROLT HATÁSAI A
MÁTRA HEGYSÉGBEN**

Doktori (PhD) értekezés tézisei

Kissné Rusvai Katalin

Gödöllő

2023

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudományok

vezetője: Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika
az MTA doktora, egyetemi tanár, DSc
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Környezettudományi Intézet,
Talajtani Tanszék

Témavezetők: Prof. Dr. Czóbel Szilárd Endre
egyetemi tanár, PhD
Szegedi Tudományegyetem, Mezőgazdasági Kar,
Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet

Dr. Saláta Dénes
egyetemi docens, PhD
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet,
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

.....
Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
Prof. Dr. Czóbel Szilárd Endre
A témavezető jóváhagyása

.....


Dr. Saláta Dénes
A társtémavezető jóváhagyása

1. A munka előzményei, célkitűzések

A vadtakarmányozás, illetve különösen a kiegészítő táplálás hatásait már széles körben kutatták, de többnyire maguk az állatfajok és populációik kerültek a középpontba (Inslerman et al. 2006; Richardson 2006; Milner et al. 2014). A természetes vegetációra gyakorolt hatások általában kevés esetben jelentek/jelennek meg fő szempontként, annak ellenére, hogy a természetes erdei ökoszisztémák működésében és a nagyvadak természetes táplálékbázisának biztosításában is elsődleges szerepe van az egészséges és fajgazdag aljnövényzetnek (Riggs et al. 2004). A legtöbb tanulmány jellemzően a mező- és erdőgazdaság szempontjából fontos fajokat, elsősorban a cserje- és újulat rágottságát, valamint ennek tér- és időbeli változását vizsgálta a vadetetés hatására (Milner et al. 2014), míg a lágyszárú vegetációban bekövetkező változások kevésbé kutatottak (Rinella et al. 2012), jellemzően csak megemlítik ez etetőhelyeket, mint az exóta fajok potenciális forráspontjait (Kosowan & Yungwirth 1999; Spurrier & Drees 2000). Ráadásul a kapcsolódó tanulmányok jelentős része észak-amerikai, illetve észak-európai területeken jelent meg, s itt is általában csak a téli kiegészítő etetés kapcsán történtek vizsgálatok (Inslerman et al. 2006; Milner et al. 2014).

Hazánkban is csupán szórványosan fordulnak elő hasonló témájú szakirodalmak. Egyes vadkár felmérésre irányuló kutatások ugyan megemlítik a vadetető helyeket, mint degradációval erősebben érintett, elgyomosodott területeket (pl. Heltai & Sonkoly 2009; Bleier et al. 2006), de egészen az utóbbi évekig egyikük sem irányult kifejezetten a vadászati célú etetőhelyek körül terjedő gyom- és/vagy inváziós fajok vizsgálatára. Holott tulajdonképpen Európában ez a fajta vadetelési módszer nem csak hogy évszázados múltúnak, de feltehetőleg magyar eredetűnek is tekinthető. Aldo Leopold a vadtakarmányozás kezdeteit kutatva, az 1700-as évek végén az akkori Magyarország területén *elsőként* nevezte meg a kontinensen a nagyvadetetők mellett ezt az etetési módszert is, mikor a vaddisznó számára kihelyezett elsősorban gabonafélék révén a vadászati lehetőségek javítása a cél („*grain-baiting of wild boars to decoy them within range of blind*”) (Leopold 1933). A vaddisznó etetőhelyen történő elejtése azóta is igen nagy népszerűségnek örvend a kontinensen, s különösen Kelet- és Közép-Európában igen kedvelt és széleskörben alkalmazott gyakorlattá vált (Apollonio et al. 2010). Magyarországon sincsen ez másképp: a hazai vadászati köznyelvben ún. *szóró* néven ismert helyszínek országszerte igen elterjedtek, s jellemzően meglehetősen intenzíven használják is őket (Nagy 2004). Sokféle, s rendszerint igen nagy mennyiségű etetőanyag kerül ki ezekre a helyszínekre, ami – ismerve a különböző takarmányok jelentős gyommagtartalmát (Wilson et al. 2016; Gervilla et al. 2019) –, egyre növekvő fenyegetést jelent a környező természetes élőhelyekre. Ráadásul a

folyamat rendkívül összetett, mivel nem csak a mesterséges propagulum források beérkezéséről, így a felszíni és a felszín alatti vegetáció közvetlen befolyásolásáról van szó. A megmaradt takarmányok és a fokozott állatsűrűség okozta megnövekedett hullatékmennyiség (Malo et al. 2000), valamint a rendszeres állati eredetű bolygatás (Barrios-Garcia & Ballari 2012) a talaj tápanyagtartalmát, főbb fizikai és kémiai paramétereit is megváltoztathatja, s mindemellett figyelembe kell venni a takarmánykihordással járó antropogén zavarások, továbbá a megváltozott állati viselkedés (pl. Arnold et al. 2018), és a különböző magterjesztési mechanizmusok közvetett és közvetlen hatásait is (Blossey & Gorchov 2017). Emellett, tekintettel arra, hogy az antropogén eredetű források természetes környezetbe kerülése szükségszerűen együtt jár az idegenhonos fajok bekerülésének veszélyével is (Auffret 2011), az ilyen helyszínek akár egy biológiai invázió potenciális gyújtópontjai is lehetnek (Spurrier & Drees 2000; MacDougall & Turkington 2005). Ez hazánk szempontjából különösen jelentős lehet, tekintve, hogy a hazai természetes élőhelyeinken napjainkban az inváziós fajok terjedése jelenti a legnagyobb problémát (Kézdy et al. 2018). S mivel jól ismert, hogy az inváziók kapcsán a legfontosabb a megelőzés, így kifejezetten fontos valamennyi lehetséges terjedési gócpont megtalálása (Mihály & Botta-Dukát 2004).

Éppen ezért tűztem ki célul a vadászati célú etetőhelyek (azaz az ún. *szórók*) vegetációra, talajmagbankra és talajra gyakorolt hatásainak vizsgálatát a Mátra területén. A kutatás kezdetén többen figyelmeztettek, hogy ez a téma nem éri meg, hogy tudományos szempontból foglalkozzak vele: a vadászati ágazat szereplőivel nehéz az együttműködés, talán nem is létezik a vadgazdálkodás és a természetvédelem közötti pozitív kapcsolat, csak egy lokális problémáról van szó, a gyomfajok nem terjednek be az erdőbe, következésképp nemcsak szükségtelen, de értelmetlen is ezzel a problémával foglalkozni. Legfeljebb csak a természetjárás során találkozhatunk ezzel a tájképromboló látvánnyal, de egyéb jelentősége, mely megérné a tudományos figyelmet, nincsen. A problémafelvetés talán az én esetemben is így kezdődött: a hazai hegyvidéki területeket járva gyakran tapasztaltam, hogy a magaslesek mellett egykor szép tisztásokon sűrű gyomtenger, illetve sokszor a különböző élelmiszer- és takarmánymaradványok jelentős mennyiségű, kellemetlen szagú halma rontja a látképet, mely nem illik egy természetes élőhelyre, védett területeken pedig különösképp elfogadhatatlan. S bár néha előfordul, hogy a jobb láthatóság érdekében maguk a vadászok kaszálják le a területet, a probléma mégis országszerte jelen van, s tekintve, hogy nagyon sok és sokféle takarmányt kihordanak – ráadásul legtöbbször gépjárművekkel teszik meg ezt –, így szinte elkerülhetetlen, hogy előbb vagy utóbb olyan idegen és/vagy inváziós fajok, gyomfajok kerüljenek be a természetes környezetbe,

melyek utána akár az úthálózatok mentén, akár állati vagy emberi eredetű magterjesztés révén tovább terjedhetnek.

A kutatást a diplomadolgozatom készítése során kezdtem el, melynek eredményei alapján egyértelműen elmondható, hogy a szórók bár valóban jellemzően lokálisan, de jelentősen képesek megváltoztatni a környezetüket, s a gyomfajok akár igen nagy tömegben is képesek megjelenni ezeken a helyszíneken (Rusvai 2018; Rusvai et al. 2022). Akkor csak a növényzetet felvételezttem, doktori kutatásom azonban – tekintettel az előzőekben ismertetett sokféle tényezőre –, a felszíni vegetáció mellett magában foglalja a talajmagbank és egyes talajparaméterek, valamint más zonális élőhelytípusok vizsgálatát egyaránt, sőt különböző korú felhagyott etetőhelyek felmérése révén az ezeken a helyszíneken esetlegesen bekövetkező regenerációs folyamatok feltárása is a kitűzött célok közt szerepelt, annak érdekében, hogy a vadászati célú etetés, mint rendkívül összetett folyamat hatásait minél átfogóbban feltárhassam.

Mindezek kapcsán az alábbi kérdéseket fogalmaztam meg:

1. A vadászati célú etetőhelyeken tapasztalható gyomfertőzöttség hosszabb időtávban is kimutatható-e, s minden évben jellemző lesz-e az éven belüli változás, miszerint augusztusban rendszerint több gyomfaj nagyobb borítással van jelen a szórók környezetében?
2. Van-e szerepe a főbb meteorológiai tényezőknek a gyomfertőzöttség mértékében az egyes években, több, esetleg kevesebb csapadék, illetve a magasabb vagy alacsonyabb hőmérséklet befolyásolja-e a gyomfajok számát és/vagy borítását?
3. Milyen hatással van a szórók több éven át tartó működése a talaj egyes fizikai-kémiai paramétereire, illetőleg a talajmagbankra?
4. A gyomfertőzöttség mértéke különbözik-e az egyes magassági zónákban; a bükkös övben elhelyezkedő szórók kevésbé gyomosak-e, mint az alacsonyabban fekvő, kedvezőbb klímájú cseres-tölgyesekben lévők?
5. Mi történik a szórókkal a működésüket követően, bekövetkezik-e a spontán regeneráció, ha igen, milyen ütemben, meddig és milyen mértékben jelennek meg a felszíni és a felszín alatti vegetációban a gyomfajok a felhagyás után?

2. Anyag és módszer

A vizsgálatokat három nagy kutatási egységben végeztem: *I.) Hosszú távú vizsgálat a cseres-tölgyes zónában*, mely során három erdei és három tisztáson lévő szóró vegetációját vizsgáltam 2016, 2018, 2019 és 2020 májusában és augusztusában, illetve emellett 2019-ben talajmagbank és laboratóriumi talajminta vétel is történt, továbbá ekkor referencia élőhelyek (egy erdei, egy tisztás) hasonló vizsgálatát is elvégeztem. *II.) Szórók vizsgálata a bükkös övben*: 2020 és 2021 májusában és augusztusában három bükkös zónában lévő erdei szórón készült vegetációvizsgálat, illetve 2020-ban talajmagbank mintavétel. *III.) Felhagyott szórók vizsgálata*: 2019 és 2020 májusában és augusztusában három különböző korú (1, 8 és 10 éve) felhagyott etetőhelyen történt cönológiai felvételezés, illetve 2019-ben talajmagbank mintavétel.

Az elvégzett vizsgálatok során az alábbi módszereket alkalmaztam:

1.) *Vegetációvizsgálatok*: a felszíni vegetáció vizsgálata transzszektek módszer segítségével történt. A transzszektek a szórók középpontjából 4 irányba, egymással 90°-os szöget bezárva indultak ki, mindegyiken 22-22 db, 1x1 méteres érintő kvadrát került elhelyezésre, melyekben százalékos borításbecslés formájában minden év májusában és augusztusában cönológiai felvételezés történt. Emellett a kontroll élőhelyekkel történő összehasonlíthatóság érdekében (valamint a talaj-vegetáció összevetéséhez) egy évben a szórók középpontjában egy db 2 m sugarú körben, míg a referencia élőhelyeken 5-5 db hasonló mintavételi egységben külön is történt vegetációfelvétel.

2.) *Talajmagbank vizsgálat*: egy 10x10 cm alapterületű, 5 cm mélységű fém mintavevő négyzet segítségével a szórók középpontjában kijelölt 2 m sugarú körön belül random elhelyezve 12 db 500 cm³-es talajmintát (6000 cm³/szóró) vettem ki, melyeket azután szórónként egyesítettem. Hasonlóképpen történt a mintavételezés a két kijelölt kontrollterületen is, ott élőhelyfolton belül, a random elhelyezésre került mintavételi körökön (r=2m) belül lett kivéve a 12 db mintavételi kvadrát. Ugyanezekben az egységekben külön cönológiai felvétel is készült a talaj-vegetáció összehasonlíthatósága érdekében. A feldolgozás a továbbiakban üvegházi csíráztatás formájában történt (Csontos 2001).

3.) *Talajparaméterek vizsgálata*: a felszín növényi anyagtól való megtisztítását követően a talaj felső 0-10 cm-es rétegéből 10-10 db, körülbelül 100 cm³-es mintát vettem az érintett szórók középpontjából (r=2m) és a kontrollterületekről (random mintavétel). A szórók esetében a vegetációs transzszektek mentén is, annak valamennyi kvadrátjából vettem mintákat (100 cm³/kvadrát). A minták szárítását, tisztítását és szitálását követően a laboratóriumi elemzést a volt SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszékén végeztem. Megállapításra került a minták kémhatása, sótartalma,

elérhető nitrogén- és foszfor- és káliumtartalma, valamint a szerves szénttartalom (SOC) is, valamennyi az MSZ-08-0210: 1977 magyar szabvány által előírtak szerint.

Mindemellett 2019 májusában minden mintavételi egységben a talaj nedvességtartalmát és tömörödöttségét (talajjellenállást) is mértem a hazai gyakorlatban is gyakran alkalmazott (Böröczky et al. 2021) Eijkelkamp Penetro Viewer Vs. 6.08 eszköz segítségével.

3. Eredmények

Az eredmények kiértékelése ezt követően szintén a három nagy kutatási tématerület szerint történt. A *hosszú távú vizsgálat*ba bevont erdei és tisztáson lévő szórókon a 4 év alapján is sikerült bizonyítani, hogy az etetés lokálisan bár, de jelentős degradációt képes okozni a természetes élőhelyeken. Ennek megfelelően valamennyi évben kimutatható volt a feltételezett zavarási gradiens, miszerint a degradációt jelző fajok borítása a szórók középpontjában volt a legnagyobb, attól távolodva csökkent a sűrűségük és fajsza­muk is, míg a természetes fajok száma és borítása általában növekedett. Ennek mértéke és térbeli kiterjedése azonban különböző volt az egyes szórótípusokon. A várt­nak megfelelően a tisztáson lévő létesítmények bizonyultak a leginkább degradáltak. Ez esetben jellemzően 5-8 méterig összefüggő gyomborítás jellemezte a szórók területét, míg az erdei helyszíneken inkább a csupasz, avarmentes talajfelszín dominált, szá­lanként megjelenő gyomfajokkal. A jelenség feltehetőleg a sík, nyitott élőhelyek inváziókkal szembeni nagyobb érzékenysége­nek (Pauchard et al. 2009), illetve a gyomfajok sajátos környezeti igényeinek köszönhető (Pinke & Pál 2005). Jelentős különbség volt a vizsgált időszakok növényzete között is: augusztusban jellemzően valamennyi helyszínen több gyomfaj, nagyobb borítással volt jelen, bár ennek mértékében és a fajösszetétel alakulásában jelentős szerepe volt az egyes időjárási tényezőknek is. Jánoska (2006) eredményeit megerősítve azt az észrevételt tudtam tenni, hogy aszályos években jellemzően felerősödött a degradáció mértéke, míg csapadékosabb időszakokban regenerációs folyamatok is megfigyelhetőek voltak.

Emellett számos egyéb tényező is hatással lehetett a gyomborítás alakulására, többek között az egyedi élőhelyi sajátosságok, egyéb antropogén eredetű bolygatások, illetve feltételezhetően az ASP terjedése miatt csökkenő vaddisznó állomány és a Covid-19 okozta lezárások következtében kissé visszaeső vadászati intenzitás is hozzájárulhatott a változások egy részéhez. Mindeközben a talajmagbank vizsgálat eredményei alapján elmondható, hogy a szórók és kontroll területeik ugyan jól elkülönültek, a két élőhelytípus között azonban már nem volt jelentős eltérés. Átlagban ugyan a tisztáson lévő szórók magbankja bizonyult gyommagvakkal fertőzöttebbnek, de a nagy statisztikai szórás miatt jellemzően nem volt szignifikáns különbség a két élőhely között, sőt a legnagyobb gyommag denzitás éppen egy erdei helyszínen volt kimutatható. Ez jól jelzi a gyommagvakkal terhelt takarmányok alkalmazásának a jelentőségét, mely ilyen módon élőhelytől és a felszíni gyomfertőzöttségétől függetlenül is jelentős lehet. A vegetáció-magbank hasonlóság ellenben jól tükrözte az élőhelyi sajátosságokat és a zavarás hatását is: általánosságban a tisztásokon és azon belül is az erőteljesebben zavart szórókon volt a legnagyobb a

hasonlóság, míg az erdei területeken kisebb, ahogyan ezt hazai kutatások is bizonyították (Csontos 2001; Kiss 2016). A magvak perzisztenciáját illetően alapvetően a hosszú távú perzisztens fajok dominanciája volt jellemző valamennyi helyszínen, de a zavartabb szórókon általában nagyobb arányban voltak jelen, mint a kontroll területeken.

A talajparaméterek kapcsán pedig elmondható, hogy a Jánoska (2006) által vaddisznóskertekben tapasztaltakhoz hasonlóan a szórás talajfizikai paraméterekre gyakorolt hatása – bár kisebb mértékű tömörödés és szárazodás valamennyi helyszínen tapasztalható volt – a vártnál kevésbé volt jelentős, míg a talaj kémiai tulajdonságai erőteljesen megváltoztak. A kémhatás például a kihordott takarmányok felszínén megmaradó tömegének hatására lúgos irányba tolódott el, míg a fő tápanyagalkotók (N, P, K) mennyisége jelentősen növekedett. A degradáció mértékét jól jelzi, hogy egyes erősen használt helyszíneken a szerves trágyához hasonló értékek is kimutathatóak voltak (Hoffmann et al. 2006). E hatások minden esetben a középpontban voltak a legerőteljesebbek és a vegetáció degradációjával párhuzamosan, illetve a zavarási gradiensnek megfelelően, a transzszekt mentén távolodva egyre csökkentek. Külön említést érdemel emellett a talaj sótartalma, mely elsősorban az erdei szórókon, az ott kihelyezett sötömbök földön történő elhelyezésének volt köszönhető. Hatásuk egyértelműen megmutatkozott az érintett helyszíneken gyérebb vegetáció (Ramakrishna & Viraraghavan 2005; Hon et al. 2020) és ritkább magbank (Gul et al. 2013) formájában.

Összességében tehát elmondható, hogy a vegetációt és a talajt érintően egyértelműen a tisztáson lévő szórók bizonyultak a leginkább degradáltnak, ahol a gyomfertőzés mértéke és összetétele hasonlóan jelentős volt a Kochjarová és munkatársai (2023) által szlovákiai vadetetőhelyeken tapasztaltakhoz, míg az erdei helyszíneken ez kevésbé volt kimutatható. A talajmagbank gyommagvakkal való terheltsége azonban élőhelytől és a felszíni degradáció mértékétől függetlenül is jelentős lehetett, aminek következménye, hogy egy esetleges bolygatás során megnyíló lombkorona esetén akár az erdei helyszíneken is a tisztásokhoz hasonló mértékű változások következhetnek be (Davis & Pelsor 2001).

A **bükkös övben** kijelölt erdei szórók vizsgálata alapján elmondható, hogy a várttal ellentétben a gyomfertőzés mértéke nagyon hasonló volt a cseres-tölgyesben lévő (erdei) etetőhelyekhez, a kimutatott különbségek elsősorban csak élőhelyi sajátosságokból adódtak. Így ugyan általában valóban kevesebb gyomfaj, kisebb borítással jelent meg e helyszíneken, de arányaiban nézve a bükkösök bizonyultak degradáltabbnak. Sőt feltehetőleg a kisebb vadsűrűség következtében éppen e helyszíneken volt jellemző a takarmánynövények kicsírázása, s ennek viszonylag nagy borítása a központi részeken, míg a másik erdőtípusban csak szálszerűen jelentek meg a gyomfajok, s azok többsége is inkább természetes gyomfaj volt.

Említésre méltó mindemellett, hogy a szlovákiai etetőhelyek környezetében tapasztaltakhoz hasonlóan (Kochjarová et al. 2023) még a bükkös zóna hegyvidéki környezetében, 900 m tengerszint feletti magasságában is kimutathatóak voltak olyan fajok, mint például a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.), vagy éppen az idegenhonos parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.), mely jelenség jól jelzi a klímaváltozás (Kueffer et al. 2013), valamint a bolygatások idegenhonos fajok megtelepedésében betöltött szerepét (Rejmánek et al. 2013). Az egyedi környezeti tényezők ez esetben is fontosak voltak, többek között az eltérő nedvesség- és talajviszonyok, valamint az egyéb antropogén hatások (pl. zöldhulladék kihelyezése), melyek jelentősen befolyásolták a növényzetet. A magbankban a vegetációhoz hasonlóan alig volt kimutatható különbség, s ezek többsége is csak élőhelyi eredetű volt. Bár ez esetben is inkább a bükkösök magbankja bizonyult fertőzöttebbnek, ami jól jelzi a gyommagvakkal szennyezett takarmányok szerepét. A vegetáció-magbank hasonlóság és a perzisztencia szintén nem tért el jelentősen a két élőhely viszonylatában, de a zavarás jelenléte egyértelműen kimutatható volt. Így összességében a két erdőtípust illetően elmondható, hogy bár a felszíni és a felszín alatti vegetáció alakulásában is nagy szerepe volt a környezeti tényezőknek, a magbank hasonló gyomterheltsége azonban jól jelzi az antropogén hatások jelentőségét (Möst et al. 2015).

A **felhagyott szórók** vizsgálata alapján jól kimutathatónak bizonyult, hogy az idő múlásával ugyan jelentősen csökkent a degradációt jelző fajok borítása, illetve ezek többségében már nem a szántóföldi fajok, hanem egyéb természetes gyomok, illetve nitrofrekvens növények voltak, a gyomfajok száma azonban jellemzően nem változott. Sőt az egykor feltehetően tömeges szegetális fajok szálanként vagy kisebb foltokban ugyan, de még a legidősebb felhagyott helyszínen is megtalálhatóak voltak. Ez jól összeegyeztethető a hazai parlagszukcessziós folyamatok során tapasztaltakkal (pl. Csecserits et al. 2007), illetve egy, a felhagyott jószágállások hatásait vizsgáló kutatás (Hödör 2013) eredményeivel is.

A működő szórókon tapasztalható időbeli változások, miszerint a gyomfajok borítása és fajszáma jellemzően nőtt a nyárvégi időszakra, még e helyszíneken is jellemzőek voltak, de már nem olyan jelentős mértékben, mint a jelenleg is üzemelő szórókon, mely jól jelzi ezen élőhelyek nagyobb stabilitását és a rendszeres bolygatások hiányát (Kratz et al. 2003).

Az időjárási tényezőknek ellenben ez esetben is nagy szerepe volt. Jánoska (2006) eredményeihez, illetve a hosszú távú vizsgálatba bevont működő szórókon tapasztaltakhoz hasonlóan az aszályos időszakokban e helyszíneken is növekedett kissé a gyomfajok borítása, míg csapadékosabb években inkább a természetes fajok nagyobb denzitása volt megfigyelhető. A magbank vizsgálatok eredményei mindeközben egyértelműen bizonyították, hogy a takarmányozás során a talajba bekerült gyommagvak több év után is

kimutathatóak a talajban, sőt egyes fajok, mint például a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) közel egy évtizedes távlatban is jelentős denzitással megtalálható volt. A szórók felhagyását követő regenerációhoz így, tekintve a magbank gyommag terheltségét és a talajban feltehetőleg jellemző jelentős tápanyagtartalmat (Klemmedson & Tiedemann 1994), akár több évtizedre is szükség lehet (Bossuyt & Hermy 2001; Plue et al. 2008).

4. Következtetések és javaslatok

Összességében tehát elmondható, hogy bár a gyomfajok borítása jellemzően csak a szórók közvetlen környezetére terjed ki, de így is értékes élőhelyfoltok pusztulhatnak el (pl. Bíró 1998; Molnár 2014). Ráadásul a folyamatos magutánpótlásnak köszönhetően az idegen eredetű fajok jelenléte bár lokális, de állandó marad (Kochjarová et al. 2023), mely a gyommagvak nagy túlélőképessége (Baskin & Baskin 1985) mellett jelentős veszélyforrást jelent a környező természetes élőhelyekre. Ráadásul, tekintve a kihordott takarmányok, illetve a megnövekedett vizelet- és hullatékmenyiség miatti tápanyag-feldúsulást (Malo et al. 2000; Smit & Putman 2011), a szennyezett etetőanyaggal behozott, hosszú ideig életképes gyommagvakat (Livingston & Allessis 1968; Kivilaand & Bandurski 1981), a nagyobb állatkonzentráció miatti fokozott tús és taposás hatásait (Barrios-Garcia & Ballari 2012), az etetés hatására felszaporodó vadpopulációk okozta növekvő környezetterhelést, valamint az egyéb járulékos zavaró hatásokat, terjedési mechanizmusokat és lehetséges befolyásoló tényezőket – a szórók akár egy biológiai invázió gyújtópontjai is lehetnek (Spurrier & Drees 2000, Davis & Pelsor 2001; MacDougall & Turkington 2005).

Az idegenhonos fajok jelenléte valamennyi helyszínen kimutatható volt, s bár sok esetben csak a felszín alatt, a talajmagbankban voltak képesek megjelenni, ezek egyfajta várakozó állapotban (ún. *'sleeper cells'* formájában), kedvező körülmények esetén a felszíni vegetációban is megjelenhetnek (Gioria et al. 2014). Ráadásul az élőhelyi viszonyok és a magbank nagy mértékű változása akár más idegen fajok megtelepedését is elősegítheti, mely ilyen módon akár másodlagos inváziókhoz is vezethet (az ún. *„invasional meltdown hypothesis”*-nek megfelelően; Simberloff & von Holle 1999). Egyes kutatások szerint az inváziós viselkedésű fajok esetében, ha azok már 30%-ot érnek a magbankban a természetes fajok rovására, jelentős az esély a megtelepedésükre (Dairel & Fidelis 2020). S tekintve, hogy ez esetben a felszínen inváziós tulajdonságokat mutató gyomfajok magvai gyakran 90% fölötti részarányt voltak képesek elérni a magbankban, meglehetősen kicsi az esély a természetes fajok térnyerésére.

Mindemellett pedig, figyelembe véve, hogy Európában szinte valamennyi ökoszisztéma fogékony valamilyen szinten az invázióra (Hulme 2007), illetve mivel a szórók országszerte jelentős számban megtalálhatóak (Nagy 2004), ezek egyfajta hálózatot alkotva, jelentős fertőzési gócpontokként is szolgálhatnak. Így, bár ahogyan látható volt, helyileg jellemzően csak lokális marad a gyomfertőzés, és feltételezhetően a kisméretű tisztásokon tömegessé váló fényigényes gyomfajok szomszédos erdőterületekre történő továbbterjedése sem várható (Burst et al. 2017), az úthálózaton és egyéb módokon keresztül terjedve akár távolabb is felléphet degradáló hatásuk az arra alkalmas élőhelyfoltok (pl. zavart tisztások,

felnyíló erdőfoltok, nem záródott felújításfoltok) esetében (Sukopp 1962; Kleijn & Sutherland 2003). E feltételezés realitását jelzi, hogy például a szomszédos Szlovákiában, ahol hasonló módon és mértékben zajlik etetési tevékenység, a nemzeti parkok területén évről évre növekszik az idegenhonos növényfajok száma, melynek fő forrásai között egyes kutatók e vadászati létesítményeket is megnevezik (Kochjarová & Blanár 2018). Ráadásul jól láthatóan e helyszínek regenerációja is meglehetősen korlátozott: a gyom- és idegen fajok jelenléte a magbankban jól mutatja, hogy egy esetleges újabb zavarás esetén, a nyílt és bolygatott, tápanyagban gazdag felszíneken ismételten megjelenhetnek a korábban tömeges fajok, vagy akár inváziós fajok is (Davis & Pelsor 2001; Devlaeminck et al. 2005). A felsorolt folyamatokat tovább súlyosbíthatja az éghajlatváltozás (Van der Putten et al. 2016), valamint az ennek következtében meggyengülő erdőegészségügyi állapot (Milad et al. 2011), ami a gyakran helytelen erdőgazdálkodási módszerekkel és egyéb antropogén hatásokkal párosulva az erdők megnyílásához vezethet (Dale et al. 2001), s ez ilyen módon akár a zártabb erdőterületeken (Laurence & Yensen 1991; Martin et al. 2009) és egyéb értékes élőhelyfoltokban (Rejmánek et al. 2013) is a gyomfajok és inváziós fajok terjedését, s az érintett közösségek erőteljes degradációját segítheti elő (Kueffer et al. 2013).

Összességében tehát elmondható, hogy a legkisebb környezetterhelést egyértelműen a vadászati célú etetőhelyek (szórók) természetvédelmi területeken való betiltása és megszüntetése vagy jelentős korlátozása jelentené. Ennek megvalósítása azonban hazai viszonyok között feltehetőleg csak több lépcsőben, hosszabb folyamat eredményeként valósítható meg, melyet figyelembe véve, előkészítő jellegű javaslataim a következők:

Javaslataim mindezek alapján a következők:

1. Mindenképpen szükséges a *vonatkozó jogi szabályok* és ágazati tervek módosítása, különös tekintettel a '*szóró*', mint fogalom tisztázására, mely a további előírások alapját képezheti. Ilyen formában pedig a következőket javaslom:
 - legalább rendeleti szinten jelenjen meg a *szórók elhelyezésének* korlátozása: létesítésük védett természeti területen minden esetben engedélyhez kötendő tevékenység legyen. Ehhez kapcsolódóan Stergar & Jerina (2017) tapasztalatai szerint ajánlom, hogy a szórókat lehetőleg a legkevésbé sérülékeny élőhelyeken, jelen esetben inkább erdei területeken helyezték el, mert tapasztalataim és eredményeim szerint is jóval kisebb mértékű degradációt okoznak ezeken az élőhelyeken. A kis erdei tisztásokat kímélni javasolt, mivel ezek sokszor értékes élőhelyfoltokat képviselnek, ahol már kismértékű zavarás is fajszegényedéshez és a növényi összetétel

megváltozásához vezethet. Ezen észrevételeket lehetőség szerint a természetvédelmi kezelési tervekben, Natura 2000-es fenntartási tervekben, valamint a vadgazdálkodási tervekben, nem védett természeti területek kapcsán is érdemes lenne legalább ajánlás szintjén megjeleníteni.

- a *szórók számának* meghatározása: területegységre vonatkoztatva a maximálisan kialakítható etetőhelyek számát meg kell nevezni. Szlovákiában például rendeletben szerepel, hogy minden megkezdett 300 ha vadászterület után egy szóró létesíthető (344/2009 minisztériumi rendelet a vadászati törvény végrehajtásáról; [http1](#)). Ilyen módon hazánkban is maximalizálható lehetne ezen vadászati létesítmények száma, ezáltal a természetes környezetbe kijutó degradáló források eloszlása is kedvezőbb lenne. Ez egyes kutatások eredményei szerint az erdei kártétel szempontjából is kedvezőbb (Månsson et al. 2015), valamint a lehetséges szennyezések nyomkövetése is jóval egyszerűbb lenne így.

- az etetőanyag *mennyiségének* szabályozása: ennek megvalósítását illetően az egyik lehetséges út az afrikai sertéspestissel szembeni védekezés során kiadott határozatban ([http2](#)) is szereplő előírás, miszerint a kihelyezhető mennyiséget egy adott helyszínre és időtartamra vonatkoztatva határozzák meg (heti 10-15 kg takarmány/szóró). Szlovákiában ehhez hasonló korlátozás értelmében egy hónap alatt legfeljebb 30 kg szemes vagy 100 kg lédús takarmányt rakhatnak ki ([http1](#)), mely hazánkban országos szintre és határozatlan időtartamra kiterjesztve, akár egy reális cél lehetne.

- a szórókon *megmaradó takarmányok* rendszeres eltakarításának előírása szintén javallott, vadászati törvényünkben ugyanis jelenleg csak a téli takarmányozás kapcsán van vonatkozó pont a megmaradó széna eltávolítására. Szlovákiában ez szintén szerepel jogszabályi szinten: a 274/2009. vadászati törvény 61 § (2) bekezdése értelmében az etetés után a fel nem használt takarmányt minden esetben el kell távolítani, sőt itt külön kiemelésre kerül az is, hogy a romlott vagy egészségtelen takarmányt és annak maradványait is el kell szállítani az etetőlétesítményekről és azok környezetéből.

- a kihelyezhető takarmányok *minőségének* további korlátozása: e kérdést illetően az észak-amerikai kontinens egyes területein elterjedt módszer, a gyommagmentes takarmányok alkalmazása lehetne az egyik lehetséges megoldás (Clark 2003). Ennek hazai megvalósítása azonban, annak jelentős anyagi és egyéb vonzatait tekintve nem releváns. Az esetleg még használható darált vagy pelletált takarmányok szintén csökkenthetnék az idegen eredetű propagulumok kikerülésének esélyét, azonban ezek beszerzése is igen költséges, ráadásul még ezek is bizonyítottan tartalmazhatnak

életképes gyommagvakat (Cash et al. 1998; Sheeley et al. 2000), illetve az erdei kártételt jellemzően ezek alkalmazása sem csökkenti (Priesmayer et al. 2014). Egyes kutatók (pl. Edenius et al. 2014; Felton et al. 2017) javasolják az állatok természetes táplálékösszetételéhez hasonló etetőanyagok (pl. faanyag maradék, lomblevelekből készült bálák) használatát, azonban feltehetően ezek sem oldanák meg a problémát, ráadásul előállításuk sem egyszerű, sőt még természetkárosító is lehet. Így mindenképpen inkább olyan előírásokat javaslok, mely a jelenlegi hazai szabályozásnál kissé bővebben és részletesebben tartalmazza a felhasználható anyagok körét, illetve azok elhelyezésének módját, hasonlóan a szlovákiai példához, ahol számos országos és regionális szintű, elsősorban állatorvosi és humánegészségügyi dokumentum kapcsán vannak az ezzel kapcsolatos korlátozások (<http1>).

2. Javaslom mindezek mellett egy olyan *adatbázis*, illetve *rendszer* kialakítását, mely a szórók nyilvántartásba vétele mellett jobban ellenőrizhetővé tenné a szabályok betartását is. A legjobb megoldás talán a szlovákiai példa, ahol nemrégiben a közvélemény, illetve a média nyomására létrehoztak egy internetes alkalmazást, mely segítségével bárki lekérdezheti, hogy az általa talált etetőhely legálisan működik-e (<http3>). Ehhez azonban előbb a hazai szórók regisztrálása, illetve egy országos, térképes adatbázis létrehozása szükséges, melyet valamennyi vadászattal foglalkozó szervezet számára előírt bejelentési kötelezettség révén lehetne megvalósítani.
3. A továbbiakban pedig tanácsos lenne nagyobb figyelmet fordítani a hatályban lévő *jogszabályok érvényesítésére* és betartatására is. Jellemző, hogy a jelenleg érvényben lévő néhány korlátozást sem tartják be a szórók üzemeltetése során (pl. sötömbök elhelyezése a szórón közvetlenül a talajfelszínen, vegyes élelmiszerhulladékok nagy mennyiségű alkalmazása, kaszálás elmaradása). Így megfelelő engedélyezési és ellenőrzési rendszer, illetve szemléletformálás, oktatás hiányában, az esetlegesen bevezetésre kerülő új szabályok sem lesznek hatékonyak. Éppen ezért a jövőben mindenképpen hatékonyabb együttműködésre és gyakori egyeztetésekre lenne szükség a természetvédelem és vadgazdálkodás szakemberei között.
4. Végezetül javaslom *további kutatások* elvégzését, melyek az ország más tájegységeit és élőhelytípusait érintve és számos tudományterületet bevonva, szintén segíthetik a szórók okozta degradáció hatásmechanizmusainak a megértését. Érdemes lenne emellett átfogóbb vizsgálatokat is tervezni, melyek a szórók kistáji-táji szintű változásokban betöltött szerepének felkutatására, különös tekintettel az inváziós és gyomfajok terjedésére és megtelepedésére helyezik a hangsúlyt.

5. Új tudományos eredmények

Új tudományos eredményeimet az alábbi pontokban foglalom össze:

1.) Bizonyítást nyert, hogy az alkalmazott etetőanyagok szennyezettsége következtében a talajmagbank gyommag tartalma élőhelytől és a felszíni degradáció mértékétől függetlenül is jelentős lehet, sőt a gyomfajok még közel egy évtizedes felhagyást követően is számottevő denzitásban jelenhetnek a szórókon.

2.) Megállapítottam, hogy a talaj számos fizikai és kémiai paramétere – különösen a tömörödöttség, kémhatás és tápanyagtartalom – is megváltozik a szórók működése során, s ez különösen az erősebben degradált tisztáson lévő szórók esetében és elsősorban a közvetlenül a takarmánykiszórás által érintett középponti részekben volt kimutatható.

3.) A felhagyott szórók esetében bizonyítottam, hogy a parlagszukcessziós folyamatokhoz hasonlóan a gyomborítás mértéke az idő előrehaladtával ugyan jelentősen csökkent, a gyomfajok száma azonban jellemzően nem változott, a szegetális gyomfajok jelenléte még évtizedes időtávlatban is kimutatható volt.

4.) Valamennyi vizsgált etetőhelyen igazolható volt, hogy a növényzet a szórók középpontjától távolodva egyfajta zavarási gradiens mentén változik: a degradációt jelző fajok száma és borítása jellemzően a központi részekben a legnagyobb, attól távolodva csökken, míg a természetes fajok száma és borítása növekszik, mely tendencia a két zonális erdőtípus (cseres-tölgyes, bükkös) helyszíneinek közel egyformán gyér gyomborítása mellett kevésbé, míg az erőteljesen degradált tisztásokon jól kimutatható volt.

5.) A szántóföldi gyomvegetációban ismert szezonális változások a szórók esetében is igaznak bizonyultak: a gyomfajok számának és borításának nyárvégi időszakra történő, életformai sajátosságokból eredő növekedése általában valamennyi évben és helyszínen kimutatható volt, melynek mértékét azonban az időjárási tényezők jelentős mértékben befolyásolták: aszályos években jelentősebb volt a degradáció mértéke, míg csapadékosabb időszakokban némi regenerációs folyamatok is megfigyelhetők voltak.

6.1. Tudományos folyóiratokban megjelent, lektorált, teljes szövegű tudományos közlemények

Idegen nyelvű, impakt faktoros folyóiratban:

- Rusvai K.,** Wichmann B., Saláta D., Grónás V., Skutai J., Czóbel Sz. (2022): Changes in the Vegetation, Soil Seed Bank and Soil Properties at Bait Sites in a Protected Area of the Central European Lower Montane Zone. Sustainability. 14(20): 13134. <https://doi.org/10.3390/su142013134>
- Rusvai K.,** Saláta D., Falvai D., Czóbel Sz. (2022): Assessment of weed invasion at bait sites in a Central European lower montane zone. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. Vol. 55. 125667. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2022.125669>
- Demeter A., Saláta D., Tormáné Kovács E., Szirmai O., Trenyik P., Meinhardt S., **Rusvai K.,** Verbényiné Neumann K., Schermann B., Szegleti Zs., Czóbel Sz. (2021): Effects of the Invasive Tree Species *Ailanthus altissima* on the Floral Diversity and Soil Properties in the Pannonian Region. Land. 10: 1155. <https://doi.org/10.3390/land10111155>

Idegen nyelvű, nem impakt faktoros folyóiratban:

- Rusvai K.,** Czóbel Sz., Kispál L. (2019): Assessment of weed invasion at bait sites in the Mátra Landscape Protection Area. Columella – Journal of Agricultural and Environmental Sciences. 6(2): 37–44. DOI: 10.18380/SZIE.COLUM.2019.6.2.37

Magyar nyelvű, nem impakt faktoros hazai folyóiratban:

- Rusvai K.,** Czóbel Sz. (2021): A vadászati célú etetőhelyek gyomfertőzöttsége a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. Erdészettudományi Közlemények. 11(1–2): 1–11. <https://doi.org/10.17164/EK.2021.001>
- Rusvai K.,** Czóbel Sz. (2021): A vadászati célú etetőhelyek gyomfertőzöttsége a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. Erdészeti Lapok. CLVI. évf. 3. szám. 94–97.
- Rusvai K.,** Czóbel Sz. (2020): Gyomos szórók – avagy miért nem elégséges a kaszálás? Magyar Vadászlap, XXIX. évfolyam 7. szám: 24–25.
- Rusvai K.** (2020): Gyomos szórók: valóban lokális a probléma? Hunor II. évfolyam 4. szám: 10–12.

- Rusvai K.**, Czóbel Sz. (2019): Az erdei tisztásokon kialakított szórók növényzetének és magkészletének degradációja a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. Gyepgazdálkodási Közlemények. 17(2): 31–38.
- Rusvai K.** (2019): VIII. Tájökológiai Konferencia. Tájökológiai Lapok 17(2): 303–305.
- Rusvai K.** (2019): 28. EVS Kongresszus. Tájökológiai Lapok 17(2): 311–314.
- Balogh L., Bathó B., Beregi L., Dedák D., Forintos N., Kiss A., Mihalik R., Nagy Sz., Péter N., Pörge Á., Rozgonyi Zs., **Rusvai K.**, Stilling F., Szenek Z. (2016): A világ természetvédelmének története 1991 és 1996 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok 14 (2): 99–115.
- Bognár F., Kálmán N., Kiss A., Krajcsovsky B., Luca V., Magyar V., Mák R., Morvai Gy. E., Ragó M., **Rusvai K.**, Tóth N., Tóth T., Szilágyi Zs. (2016): A világ természetvédelmének története 1996 és 2000 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok 14 (2): 191–205.

6.2. Kongresszusi kiadványokban megjelent közlemények

Teljes szövegű közlemény, kongresszusi kiadványban, idegen nyelven, lektorált formában megjelentetve:

- Orosz Gy., Köhalmi B., Skutai J., **Rusvai K.**, Grónás V. (2022): Landscape use changes in the city of Debrecen in the light of development projects. In: J, Vitková; L, Botyanszká (szerk.) Interdisciplinary Approach in Current Hydrological Research Bratislava, Szlovákia: Slovak Academy of Sciences, Institute of Hydrology (2022) 233 p. pp. 204–211., 8 p
- Rusvai K.**, Czóbel Sz. (2021): Changes in soil seed bank and vegetation at abandoned bait sites in a Central European hilly area In: Michael, Wink (szerk.) Proceedings of 1st International Electronic Conference on Biological Diversity, Ecology and Evolution. Basel, Svájc: MDPI (2021) Paper: 9422, 9 p. DOI: 10.3390/BDEE2021-09422.

Teljes szövegű közlemény, kongresszusi kiadványban, magyar nyelven, lektorált formában megjelentetve:

- Rusvai K.**, Czóbel Sz. (2020): Különböző típusú szórók gyomfertőzöttségének vizsgálata a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. In: Bihari E., Molnár D., Szikszai-Németh K. (szerk.): Tavaszi Szél – Spring Wind 2019 Tanulmánykötet I. kötet. Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest, 643 p., 465–478. p. ISBN 978-615-5586-60-6

Rusvai K., Czóbel Sz. (2019): Az erdei tisztásokon kialakított szórók növényzetének degradációja a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. pp. 227-230. In: Fazekas I., Lázár I. (szerk.): Tájak működése és arculata. MTA DTB Földtudományi Szakbizottság. Debrecen, 2019. 452 p. ISBN: 978-963-7064-39-5

Egy oldalas idegen vagy magyar nyelvű összefoglaló - előadás vagy poszter alapján - tudományos folyóiratban, vagy annak különszámában:

Orosz Gy., Köhalmi B., Skutai J., **Rusvai K.,** Grónás V. (2022): Landscape use changes in the city of Debrecen in the light of development projects. In: Rončák, P.; Botyanszka, L. Transport of water, chemicals and energy in the soil – plant – atmosphere system in conditions of the climate variability: Book of Abstracts from the 29TH POSTER DAY 2022 Bratislava, Szlovákia: Institute of Hydrology of the Slovak Academy of Sciences 42 p. pp. 30., 1 p.

Rusvai K., Czóbel Sz. (2021): A vadászati célú etetés vegetációra, magkészletre és talajra gyakorolt hatásainak vizsgálata a Mátra hegységben. In: Takács A. & Sonkoly J. (szerk.) (2021): *XIII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében* nemzetközi konferencia. Program és összefoglalók. – Ökológiai Kutatóközpont & Debreceni Egyetem, Debrecen. pp. 58.

Rusvai K., Czóbel Sz. (2021): Vegetáció és magkészlet változások a Mátra hegység különböző korú felhagyott vadászati célú etetőhelyein. In Tinya, F. (szerk.): 12. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadások és posztterek összefoglalói. 2021. 08. 24-26., Vác. 191. p.

Rusvai K. (2020): A szórók gyomfertőzőtségének vizsgálata a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. pp. 49. In: Biskup, M., Havel, A., Pető, Á., Radó, J., Simon, B., Waltner, I. (szerk.): XVII. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia előadásainak összefoglalói. Botanika és Természetvédelem Szekció. Gödöllő. 159 p. ISBN 978-963-269-906-6

Rusvai K., Czóbel Sz. (2019): Különböző típusú szórók gyomfertőzőtségének vizsgálata a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. pp. 189. In: Németh K. (szerk.): Tavaszi Szél konferencia 2019. Nemzetközi Multidiszciplináris Konferencia: Absztraktkötet. Doktoranduszok Országos Szövetsége, Budapest. 747 p. ISBN 978-615-5586-42-2

Rusvai K., Czóbel Sz. (2019): Az erdei tisztásokon kialakított szórók növényzetének degradációja a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. pp. 63. In: Fazekas I., Lázár I. (szerk.): VIII. Magyar Tájökológiai Konferencia. Előadásainak és posztereinek összefoglalói: Kisvárda,

- Magyarország 2019. augusztus 29-31.: Debreceni Egyetem, Földtudományi Intézet. 101 p. ISBN: 978-963-508-915-4
- Rusvai K.**, Baltazár T., Czóbel Sz. (2019): Investigation of the weed infection of baits in the Mátra Landscape Protection Area. pp. 79. In: Gavilán, R.G., Gutiérrez-Girón, A. (ed.): 28th Meeting of the European Vegetation Survey: Vegetation Diversity and Global Change, Abstracts & Programme. 2-6 September 2019 Madrid, Spain. Pharmacology, Pharmacognosy and Botany Department Pharmacy. Complutense University. 182 p. ISBN: 978-84-09-13738-1
- Czóbel Sz., Maglódi G., Baltazár T., **Rusvai K.**, Szirmai O. (2019): Fine-scale patterns of mountain tundra vegetation. pp. 20. In: Gavilán, R.G., Gutiérrez-Girón, A. (ed.): 28th Meeting of the European Vegetation Survey: Vegetation Diversity and Global Change, Abstracts & Programme. 2-6 September 2019 Madrid, Spain. Pharmacology, Pharmacognosy and Botany Department Pharmacy. Complutense University. 182 p. ISBN: 978-84-09-13738-1
- Rusvai K.**, Házi J., Czóbel Sz. (2018): A szórók gyomfertőzőtségének vizsgálata a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. p. 18. In: Molnár V. A., Sonkoly J. & Takács A. (szerk.): Program és összefoglalók. XII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia. – Debreceni Egyetem TTK Növénytan Tanszék, Debrecen. 108 old.
- Rusvai K.** (2017): Tanösvénytervezés az érzékeny természeti értékekkel bíró Kékestetőn, a természetvédelem és turizmus együttműködési lehetőségeinek figyelembe vételével. p. 292. In: Varga Z. (szerk.): XXXIII. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Agrártudományi szekció. Pályaművek összefoglalói - Konferenciakötet, Mosonmagyaróvár. pp. 333.

6.3. Könyv, könyvrészlet, oktatási anyagok

- Penksza K., **Kissné Rusvai K.**, S.-Falusi E., Fűrész A., Papp V. (2023): Növényismeret agrár- és kertészmérnök hallgatók számára I. [Tantárgyi forgatókönyv] Gödöllő, Magyarország: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem. 26 p. ISBN: 9789632699486

7. Irodalomjegyzék

- Apollonio M., Andersen R., Putman R. (2010): European ungulates and their management in the 21st century. New York: Cambridge University Press. 618 p.
- Auffret A.G. (2011): Can seed dispersal by human activity play a useful role for the conservation of European grasslands? *Applied Vegetation Science* 14(3): 291–303.
- Barrios-Garcia M.N., Ballari S.A. (2012): Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. *Biological Invasions*. 14: 2283–2300.
- Baskin M.J., Baskin C.C. (1985): The annual dormancy cycle in buried weed seeds: a continuum. *BioScience* 35(8): 492–498.
- Bíró I. (1998): A vadászat és vadgazdálkodás természetvédelmi vonatkozásai Békés megyében. *A Puszta* 1998. 1/15, 73–96.
- Bleier N., Katona K., Bíró Zs., Szemethy L., Székely J. (2006): A vadföldek, a kiegészítő takarmányozás, a szók és a dagonyák jelentősége a nagyvadgazdálkodásban. *Vadbiológia* 12: 29–39.
- Blossey B., Gorchov D.L. (2017): Introduction to the special issue: ungulates and invasive species: quantifying impacts and understanding interactions. *AoB Plants* 9: plx063.
- Bossuyt B., Hermy M. (2001): Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24: 225–238.
- Böröczky A., Deákvári J., Kiss P., Kiss B.L. (2021): A talajok mechanikai ellenállásának és nedvességtartalmának vizsgálata. *Mezőgazdasági technika* 62. évf. 4. sz. 2-4.
- Cash S.D., Zamora D.L., Lenssen A.W. (1998): Viability of weed seeds in feed pellet processing. *Journal of Range Management* 51: 181–185.
- Clark J. (2003): *Invasive Plant Prevention Guidelines* Center for Invasive Plant Management. 15 p.
- 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: 195–207.
- Csontos P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Budapest, Magyarország: Scientia Kiadó, 155 p. (*Synbiologia Hungarica* 4.)
- Dairel M., Fidelis A. (2020): The presence of invasive grasses affects the soil seed bank composition and dynamics of both invaded and non-invaded areas of open savannas. *Journal of Environmental Management* 276: 111291.
- Dale V.H., Joyce L.A., McNulty S., Neilson R.P., Ayres M.P., Flannigan M.D., Hanson P.J., Irland L.C., Lugo A.E., Peterson C.J., Simberloff D., Swanson F.J., Stocks B.J., Wotton B.M. (2001). *Climate Change and Forest Disturbances*. *BioScience* 51(9): 723–734.
- Davis M.A., Pelsor M. (2001): Experimental support for a resource - based mechanistic model of invasibility. *Ecology Letters* 4: 421–428.
- Devlaeminck R., Bossuyt B., Hermy M. (2005) Inflow of seeds through the forest edge: evidence from seed bank and vegetation patterns. *Plant Ecology* 176: 1–17.
- Edenius L., Roberge J.-M., Månsson J., Ericsson G. (2014): Ungulate-adapted forest management: effects of slash treatment at harvest on forage availability and use. *European Journal of Forest Research* 133: 191–198.
- Felton A.M., Felton A., Crooms J.P.G.M., Edenius L., Malmsten J., Wam H.K. (2017): Interactions between ungulates, forests, and supplementary feeding: the role of nutritional balancing in determining outcomes. *Mammal Research* 62: 1–7.

- Gervilla C., Rita J., Cursach J. (2019): Contaminant seeds in imported crop seed lots: a non-negligible human-mediated pathway for introduction of plant species to islands. *Weed Research*. 59: 245–253.
- Gioria M., Jarošík V., Pyšek P. (2014): Impact of invasions by alien plants on soil seed bank communities: Emerging patterns. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 16(3): 132–142.
- Gul B., Ansari R., Flowers J.T., Khan M.A. (2013): Germination strategies of halophyte seeds under salinity. *Environmental and Experimental Botany* 92: 4–18.
- Heltai M., Sonkoly K. (2009): A takarmányozás szerepe és lehetőségei a vadgazdálkodásban (Irodalmi áttekintés). *Animal welfare, ethology and housing systems*. Volume 5, Issue 1. 22 p.
- Hoffmann S., Schulz E., Csitári G., Bankó L. (2006). Influence of mineral and organic fertilizers on soil organic carbon pools. *Archives of Agronomy and Soil Science* 52(6): 627–635.
- Hon J., Shibata S., Samejima H. (2020). Species Composition and Use of Natural Salt Licks by Wildlife Inside a Production Forest Environment in Central Sarawak. In: Ishikawa, N., Soda, R. (eds) *Anthropogenic Tropical Forests. Advances in Asian Human-Environmental Research*. Springer, Singapore. p. 171–180.
- Hődör I. (2013): Felhagyott jószágállások növényzetének vizsgálata a Hortobágyi Nemzeti Parkban. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 1-2: 21–27.
- http1: <https://www.nlcsc.org/portal/apps/sites/#/vnadiska-diviaka> [Lekérdezés időpontja: 2023-06-28]
- http2: https://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/902001/2_2021_OFA_hatarozat.pdf [Lekérdezés időpontja: 2023-03-12]
- http3: <https://www.mpsr.sk/aktualne/rezort-podohospodarstva-predstavil-aplikaciu-na-evidenciu-vnadisk/18410/> [Lekérdezés időpontja: 2023-06-28]
- Hulme P.E. (2007): Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses. In: Hester R.E., Harrison R.M., Harrison R., Hester R.: (Eds.): *Biodiversity Under Threat*. The Royal Society of Chemistry, 2007. Vol. 25, Chapter 3. 56–80. p.
- Inslerman R.A., Baker D.L., Cumberland R., Doerr P., Miller J.E., Kenamer J.E., Stinson E.R., Williamson S.J. (2006): Baiting and Supplemental Feeding of Game Wildlife Species. The Wildlife Society. Technical Review 06-1, Washington, D.C., USA
- Jánoska F. (2006): Környezeti hatásvizsgálatok vaddisznóskertekben. *Gyepgazdálkodási Közlemények*. 4: 82–85.
- Kézdy P., Csiszár Á., Korda M., Bartha D. (2018): Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000-es területein, európai összehasonlítással. *Természetvédelmi Közlemények* 24: 85–103.
- Kiss R. (2016): A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. *Kitaibelia* 21(1): 116–135.
- Kivilaand A., Bandurski R.S. (1981): The one-hundred-year period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botanica* 68: 1290–1292.
- Kleijn D., Sutherland W.J. (2003): How effective are European agrienvironment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947–969.

- Klemmedson J.O., Tiedemann A.R. (1994): Soil and vegetation development in an abandoned sheep corral on degraded subalpine rangeland. *Great Basin Naturalist* 54: 301–312.
- Kochjarová J., Blanár D., Jarolínek I., Slezák M. (2023): Wildlife supplementary feeding facilitates spread of alien plants in forested mountainous areas: a case study from the Western Carpathians. *Biologia* 2: 1–19.
- Kosowan A., Yungwirth F. (1999): Canada thistle survey summary. East Boreal. Ecoregion, Saskatchewan Environment.
- Kratz T.K., Deegan L.A., Harmon M.E., Lauenroth W.K. (2003): Ecological Variability in Space and Time: Insights Gained from the US LTER Program. *BioScience*. 53(1): 57–67.
- Kueffer C., McDougall K., Alexander J., Daehler C., Edwards P., Haider S., Milbau A., Parks C., Pauchard A., Reshi Z.A., Rew L.J., Schroder M., Seipel, T. (2013): Plant Invasions into Mountain Protected Areas: Assessment, Prevention and Control at Multiple Spatial Scales. *Plant Invasions in Protected Areas*. 89–113.p. In: Foxcroft L.C., Pyšek P., Richardson D.M., Genovesi P. (Eds.): *Plant invasions in protected areas. Patterns, problems and challenges*. *Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology*. Volume 7. 656 p.
- Laurence W.F., Yensen E. (1991): Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77–92.
- Leopold A. (1933): *Game management*. Charles Scribner's Sons, New York, New York, USA 481 p.
- Livingston R.B., Allessis M.L. (1968): Buried viable seed in successional field and forest stands, Harvard Forest, Massachusetts. *Bull. Tirrey Bot. Club*. 95: 58–69.
- MacDougall A.S., Turkington R. (2005): Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42–55.
- Malo J.E., Jimenez B., Suarez F. (2000): Herbivore Dunging and Endozoochorous Seed Deposition in a Mediterranean Dehesa. *Journal of Range Management* 53(3): 322–328.
- Månsson J., Roberge J.-M., Edenius L., Bergström R., Nilsson L., Lidberg M., Komstedt K., Ericsson G. (2015). Food plots as a habitat management tool: forage production and ungulate browsing in adjacent forest. *Wildlife Biology* 21(5): 246–253.
- Martin P.H., Canham C.D., Marks P.L. (2009): Why forests appear resistant to exotic plant invasions: Intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 142–149.
- Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 9., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 pp.*
- Milad M., Schaich H., Konold, W. (2011): How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and Conservation* 22: 1181–1202.
- Milner J.M., Van Beest F.M., Schmidt K.T., Brook R.K., Storaas T. (2014) To feed or not to feed? Evidence of the intended and unintended effects of feeding wild ungulates. *Journal of Wildlife Management* 78 (8): 1322–1334.
- Molnár V.A. (2014): *Természetvédelmi botanika. Oktatási segédanyag a Debreceni Egyetem kurzusához. Debreceni Egyetem TTK Növénytani Tanszék, Debrecen 65 p.*

- Möst L., Hothorn T., Müller J., Heurich M. (2015): Creating a landscape of management: Unintended effects on the variation of browsing pressure in a national park. *Forest Ecology and Management* 338: 46–56.
- MSZ-08-0206-1: 1978 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Általános előírások. A talajminta előkészítése.
- MSZ-08-0210: 1977 A talaj szerves széntartalmának meghatározása.
- Nagy E. (2004): Vaddisznó-gazdálkodásunk időszerű kérdései. In: Nagy E. (szerk.) (2004): A vadgazdálkodás időszerű kérdései c. konferencia, Nemzeti Ménesbirtok Kft. 2004. június 10. Dénes Natúr Műhely kiadó. 55 p.
- Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C. C., Alexander, J., Edwards, P. J., Arévalo J.R., Cavieres L., Guisan A., Haider S., Jakobs G., Mcdougall K., Millar C., Naylor B., Parks C., Rew L., Seipel T. (2009): Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(9): 479–486.
- Pinke Gy., Pál R. (2005): Gyomnövényeink eredete, termőhelye és védelme. Alexandra Kiadó, Pécs. 232 p.
- Plue J., Hermy M., Verheyen K., Thuillier P., Saguez R., Decocq G. (2008). Persistent changes in forest vegetation and seed bank 1,600 years after human occupation. *Landscape Ecology*. 23(6): 673–688.
- Priesmayer W.J., Fulbright T.E., Grahmann E.D., Hewitt D.D., DeYoung C.A., DRaeger D.A. (2014): Does Supplemental Feeding of Deer Degrade Vegetation? A Literature Review. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 66: 107–113.
- Ramakrishna D.M., Viraraghavan T. (2005): Environmental impact of chemical deicers: a review. *Water, Air, and Soil pollution* 166: 49–63.
- Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P. (2013): Plant Invasions and Invasibility of Plant Communities. 387–424. p. In: van der Maarel E., Franklin J. (Eds.): *Vegetation Ecology*. 2nd edn. Wiley-Blackwell, Oxford., 576 p.
- Richardson C. (2006): Supplemental feeding of deer in west texas. *Trans-pecos wildlife management series*. Leaflet No.9, 10.
- Riggs R.A., Cook J.G., Irwin L.L. (2004): Management implications of ungulate herbivory in Northwest forest ecosystems. *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 69: 759–784.
- Rinella M.J., Dean R., Vavra M., Parks C.G. (2012): Vegetation responses to supplemental winter feeding of elk in western Wyoming. *Western North American Naturalist* 72: 78–83.
- Rusvai K. (2018): A szórók gyomfertőzöttségének vizsgálata a Mátrai Tájvédelmi Körzetben. Diplomadolgozat. Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Gödöllő. 65 p.
- Rusvai K., Saláta D., Falvai D., Czóbel Sz. (2022): Assessment of weed invasion at bait sites in a Central European lower montane zone. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. Vol. 55. 125667.
- Sheeley R., Manoukian R., Marks G. (2000): Preventing Noxious Weed Invasion. *Montiguide MT 199517 AG8/2002*. Montana State University, Extension Service, Montana. 4 p.
- Simberloff D., von Holle B. (1999): Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions* 1: 21–32.
- Smit C., Putman R. (2011): Large herbivores as 'environmental engineers', Ungulate management in Europe, Cambridge University Press, 260-283, New York.

- Spurrier C., Drees L. (2000): Hostile takeovers in America: invasive species in wildlands and waterways. Transactions of the 65th North American Wildlife And Natural Resources Conference 65: 315–325.
- Stergar M., Jerina K. (2017): Wildlife and forest management measures significantly impact red deer population density. Šumarski List 141(3-4): 149–150.
- Sukopp H. (1962): Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft, Band 75, Heft 6: 193–205.
- Van der Putten W.H., Bradford M.A., Brinkman P.E., van de Voorde, T.F.J., Veen G.F. (2016): Where, when and how plant-soil feedback matters in a changing world. Functional Ecology 30(7): 1109–1121.
- Wilson C.E., Castro, K.L., Thurston G.B., Sissons A. (2016): Pathway risk analysis of weed seeds in imported grain: A Canadian perspective. NeoBiota 30: 49–74.