

**SZENT ISTVÁN EGYETEM  
ÁLLATTENYÉSZTÉS-TUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA**

**KÜLÖNBÖZŐ ERDŐGAZDÁLKODÁSI MÓDOK HATÁSA A  
NÖVÉNYEVŐ NAGYVADFAJOK ÉLŐHELYÉRE ÉS A  
VADKÁR KIALAKULÁSÁRA**

**Doktori (PhD) értekezés**

**Fehér Ádám**

**Gödöllő  
2019**

## **A doktori iskola**

**megnevezése:** Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Állattenyésztési tudományok

**vezetője:** Dr. Mézes Miklós  
egyetemi tanár, az MTA rendes tagja  
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

**Témavezető:** Dr. Katona Krisztián  
egyetemi docens  
Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar  
Vadvilág Megőrzési Intézet

**Társ-témavezető:** Dr. Szemethy László  
egyetemi docens  
Pécsi Tudományegyetem, Kultúratudományi, Pedagógusképző és  
Vidékfejlesztési Kar  
Vidékfejlesztési Intézet

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

.....  
A társ-témavezető jóváhagyása

# TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. Bevezetés .....</b>	<b>5</b>
<b>2. Irodalmi áttekintés .....</b>	<b>10</b>
<b>2.1. Növényevés: a patások és az erdei vegetáció kölcsönhatásai .....</b>	<b>10</b>
<b>2.2. Patás vadfajok hatásai a növényekre .....</b>	<b>12</b>
2.2.1. Növényegyed szintű reakciók és módosító hatások .....	12
2.2.2. Vadkizárás hatásai a növényzetre .....	14
2.2.3. Patások, mint ökoszisztéma-mérnök fajok .....	16
<b>2.3. Növények hatásai a patás vadfajokra .....</b>	<b>19</b>
<b>2.4. Vadkártól a vadhatásig: Miről tehetnek a patások és miről nem? .....</b>	<b>22</b>
<b>3. Anyag és módszer .....</b>	<b>25</b>
<b>3.1. A vizsgálati terv felépítése .....</b>	<b>25</b>
<b>3.2. A szimulált vadragás kísérletek és a vegetációdinamikai vizsgálatok helyszínei .....</b>	<b>27</b>
<b>3.3. A vadhatás vizsgálatok helyszínei .....</b>	<b>30</b>
<b>3.4. A szimulált vadragáshoz kapcsolódó vizsgálatok bemutatása .....</b>	<b>34</b>
3.4.1. A szimulált vadragás kísérletek módszertana.....	34
3.4.2. Gyűjtött akáchajtások beltartalmi laborvizsgálatának ismertetése .....	36
<b>3.5. A vegetáció-felmérésekhez kapcsolódó vizsgálatok bemutatása .....</b>	<b>37</b>
3.5.1. A vegetáció-felmérések módszertana.....	37
3.5.2. A talajtani vizsgálatok módszertana.....	38
<b>3.6. A vadhatás felmérésekhez kapcsolódó vizsgálatok bemutatása .....</b>	<b>39</b>
3.6.1. A vadhatás felmérések módszertana .....	39
3.6.2. A vadhatás felmérés terepi megvalósítása.....	41
<b>3.7. Adatfeldolgozás .....</b>	<b>41</b>
3.7.1. A szimulált vadragás vizsgálatok adatainak feldolgozása .....	41
3.7.2. A vegetáció-felmérések adatainak feldolgozása .....	43
3.7.3. A vadhatás felmérések adatainak feldolgozása .....	44
<b>4. Eredmények .....</b>	<b>47</b>
<b>4.1. Képes-e korlátozni egy erőteljes vadragás az akác fejlődését és túlélését; valamint negatívan befolyásolni a beltartalmi értékeit?.....</b>	<b>47</b>
4.1.1. Korlátozza-e a vadragás az akác magassági növekedését? .....	47
4.1.2. Korlátozza-e a vadragás az akác hajtásképzését?.....	48
4.1.3. Korlátozza-e a vadragás az akác levélképzését? .....	49
4.1.4. Növeli-e a vadragás az akác védekező képleteinek mennyiségét?.....	50
4.1.5. Rontja-e a vadragás az akáchajtások beltartalmi értékeit a patás növényevők számára?.....	51
4.1.6. Nagyobb lesz-e a rágott akáccsemeték mortalitása a sértetlen fajtársakhoz képest? .....	52
<b>4.2. Visszafogja-e az akác megjelenése a környezetében található tölgyek csemetéinek fejlődését, és korlátozza-e túlélésüket? Befolyásolja-e ezt a hatást az akácot ért vadragás? .....</b>	<b>53</b>
4.2.1. Lassítja-e a kocsánytalan tölgy csemeték növekedését, ha a közelükben akác található? .....	53
4.2.2. Korlátozza-e az akác jelenléte a kocsánytalan tölgy csemeték hajtásképzését?.....	55
4.2.3. Korlátozza-e az akác jelenléte a kocsánytalan tölgy csemeték levélképzését? .....	56
4.2.4. Nagyobb lesz-e a kocsánytalan tölgy csemeték mortalitása, ha közelükben akác található?....	57
4.2.5. Lassítja-e a csertölgy csemetéinek növekedését, ha a közelükben akác található?.....	58
4.2.6. Korlátozza-e az akác jelenléte a csertölgy csemeték hajtásképzését?.....	59

4.2.7. Korlátozza-e az akác jelenléte a csertölgy csemeték levélképzését?.....	60
4.2.8. Nagyobb lesz-e a csertölgy csemetéinek mortalitása, ha közelükben akác található? .....	61
<b>4.3. Kedvezőtlenebbek-e a talaj kémiai és fizikai adottságai a tölgyek számára azokon a területeken, ahol az akác is megtalálható? .....</b>	<b>62</b>
4.3.1. Magasabb-e a talaj nitrogéntartalma az akáccal borított erdőfoltokban az akáctól mentes foltokhoz képest?.....	62
<b>4.4. Növeli-e a fásszárú diverzitást a vadkizárás, vagy az akác terjedését elősegítve, közvetett úton rontja a változatos vegetáció kialakulását?.....</b>	<b>63</b>
4.4.1. Jelentős hatással van-e a vadkizárás az akác vagy egyéb fásszárú fajok terjedésére? .....	63
4.4.2. Jelentős hatással van-e a vadkizárás az akác vagy egyéb fásszárú fajok egyedsűrűségére? .....	65
4.4.3. Negatívan befolyásolja-e az akác jelenléte a fásszárúak diverzitását? Kompenzálja-e ezt a hatást a vadkizárás? .....	68
4.4.4. Negatívan befolyásolja-e az akác jelenléte a lágyszárú borítást? Kompenzálja-e ezt a hatást a vadkizárás? .....	71
4.4.5. Rövidtávon befolyásolja-e a fásszárúak dinamikáját a vadkizárás?.....	72
<b>4.5. Milyen mértékűek és mintázataik a különböző vadhatások a Mátra főbb erdőtípusaiban?.....</b>	<b>74</b>
4.5.1. Mennyire szelektív a növényevők táplálkozása a különböző erdőtípusok cserjeszintjében?....	74
4.5.2. Eltér-e az állományalkotó fafajok csemetesűrűsége és rágottsága az egyes erdőtípusokban? ..	77
4.5.3. Mennyire szelektív a nagyvadfajok törzshasználata a fafajt és a törzsméretet illetően a különböző erdőtípusokban?.....	79
4.5.4. Eltér-e a vaddisznó által okozott talajbolygatás a különböző erdőtípusokban? .....	81
4.5.5. Térségi szinten vagy lokálisan jellemző-e, hogy a fenti vadhatások korlátozhatják az erdő felújulását? .....	82
4.5.6. Miként befolyásolja az egyes erdőtípusok kínálata a különböző vadhatásokat?.....	85
<b>4.6. Új tudományos eredmények .....</b>	<b>87</b>
<b>5. Következtetések és javaslatok .....</b>	<b>88</b>
5.1. Vadrágás hatása az akáccsemeték fejlődésére és a növényi kompetícióra a termőhelyi jellemzők hátterében .....	88
5.2. Vadkizárás hatása a fásszárú vegetáció dinamikájára és diverzitására.....	91
5.3. Vadhatások jelentősége és kezelési lehetőségei a Mátrában .....	94
5.3.1. A vadrágás, mint legjelentősebb vadhatás.....	94
5.3.2. A nagyvadfajok által okozott törzssérülések szerepe az erdő dinamikájában.....	97
5.3.3. A vaddisznó talajbolygatásának jellemzői .....	99
5.3.4. Vadhatásokon alapuló adaptív élőhelykezelés és beavatkozási logika .....	100
5.4. Kezeljük helyén a vadhatásokat! .....	104
<b>6. Összefoglalás .....</b>	<b>106</b>
<b>7. Summary .....</b>	<b>109</b>
<b>8. Mellékletek .....</b>	<b>112</b>
M1. Irodalomjegyzék .....	112
M2. Melléklet .....	127
<b>9. Köszönetnyilvánítás.....</b>	<b>140</b>

*Oh nézd a tölgyet, erős gyökerével  
A földből szíja élte nedveit,  
De felfelé hajt minden erejével,  
S az éghez nyújtja lombos ágait.*

*(Eötvös József: Tanács)*

## **1. BEVEZETÉS**

Az ENSZ Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete által 2011-ben, az erdők nemzetközi évében kiadott közlemény alapján a Föld erdői szervesen hozzájárulnak a biodiverzitás megőrzéséhez, a klímaváltozás által okozott szélsőségek ellensúlyozásához és nem utolsósorban az erdő fa- és nem fa alapú szolgáltatásait használó emberi társadalmak egzisztenciájának megteremtéséhez és fenntartásához (FAO 2011). Ezek a sokrétű szolgáltatások kivétel nélkül ökoszisztéma szolgáltatásoknak tekinthetők (JACOBSEN et al. 2014), melyeket leggyakrabban a természet és az emberi társadalom viszonylatában helyezünk el és értelmezzük (KOVÁCS et al. 2011). Ugyanakkor egy természetes ökoszisztéma – köztük az erdei ökoszisztéma – egyik legfontosabb ismérve az, hogy alkotóelemei között számtalan kapcsolat biztosítja a rendszer egészséges működését, és a környezetével dinamikus kapcsolatot fenntartó, de mégis önálló státuszát (HOLLING 1973), egyfajta koegzisztenciális egységet (JUHÁSZ-NAGY 1993) alkotva. Ezek a feltételek teremtik meg az életfeltételeinket biztosító ökoszisztéma szolgáltatások lehetőségét és a sajátos komplexitást, amelyekkel az alkotóelemek önmagukban nem jellemezhetők (ANDERSON 1972).

Az életközösségen belüli legalapvetőbb kapcsolatoknak a rendszer anyag- és energiaforgalmát biztosító táplálkozási (trofikus) kapcsolatok tekinthetők, amelyből a növények és a növényevők (herbivorok) kölcsönhatásai alapvető jelentőségűek. Akárcsak a rovarvilág növényevő képviselői, úgy a növényevő patás állatfajok is erőteljes hatást képesek gyakorolni élőhelyükre pusztán a szelektív táplálékválasztással (BOULANGER et al. 2009), a tápanyagforgalom befolyásolásával (HOBBS 1996), esetleg más állat- és növényfajok előfordulását korlátozó (pl. LOZANO et al. 2007, MUÑOZ et al. 2009) vagy éppen elősegítő (pl. FAGIANI et al. 2014) hatásaikkal. A patás növényevők hosszabb-rövidebb ideig fennálló hiánya is drasztikus élőhelyi változásokat képes eredményezni, ami legerőteljesebben a növényközösségek kompozicionális és strukturális átalakulásában (NEWMAN et al. 2014, PEKIN et al. 2014) jelentkezik, gyakran kaszkádszerű folyamatokként. A nagytestű növényevők és a növények kapcsolata egy interaktív és dinamikus kölcsönhatás, ami a táplálkozási hálózat többi tagjára is közvetett hatást gyakorol és viszont (SKARPE és HESTER 2008).

E nagyvonalakban felvázolt viszonyból is érzékelhető, mennyire sokrétű hatással lehetnek hazai nagyvadfajaink az erdők állapotára és fejlődésére. Terjedelmes mennyiségű vizsgálat igazolta az erdei élőhelyek sokféleségének, faállomány-szerkezetének, mozaikosságának befolyásoló hatásait is a patás nagyvadfajok táplálkozása szempontjából (pl. PARTL et al. 2002, KUIJPER et al. 2009), és ugyancsak számos esettanulmány foglalkozott a patások élőhely-módosító szerepével (pl. SMIT és PUTMAN 2011, SANDOM et al. 2013). Hazai és nemzetközi viszonylatban rendre visszatérő probléma az erdők sikertelen felújulása és regenerálódása (BLEIER et al. 2010), a természetesen megjelenő vagy telepített csemeték alacsony fokú megmaradása, amiért lokális és regionális szinten is elsősorban a „túlszorodottnak” vélt nagyvadállományt teszik felelőssé. Kevés szó esik az erdőállományok vadkár-érzékenységről (REIMOSER és GOSSOW 1996) és a csemeték vadrágásra tanúsított változatos reakcióiról, amit a fafaj, a különböző termőhelyi adottságok és kompetíciós viszonyok legalább annyira befolyásolnak, mint a nagyvad hatásai. Emiatt az erdei vadkárt érintő kérdésekben sem tudunk tisztán látni, és csakis az állományszabályozást tekintjük az egyetlen hatékony megoldásnak.

A növény-növényevő kapcsolat illetve az ebből vizionált „erdő-nagyvad konfliktus” (AMMER et al. 2010) egy összetett, soktényezős rendszer és korántsem kezelhető egyszerű, rögtönzött beavatkozásokkal. Ez a bonyolultság jelentősen megnehezíti az erdő szolgáltatásainak fenntartható használatát különösen akkor, ha ökoszisztéma szemlélet helyett a rendszer egyes elemeivel különböző érdekek és gazdasági szempontok alapján kiragadva, ágazati szinten gazdálkodunk (KATONA et al. 2011).

Dolgozatom legfőbb célja, hogy rávilágítson 1) a sok konfliktust generáló erdei vadkárak ökológiai hátterére, 2) másfelől a nagyvadfajok nélkülözhetetlen szerepére az erdei életközösségekben; továbbá 3) egy új, alkalmazkodóbb és operatívabb megközelítést kínáljon fel a kedvezőtlen vadhatások hatékony megelőzéséhez és kezeléséhez egy általunk kidolgozott terepi módszertan segítségével.

Az eddigi tapasztalatok alapján az „eltűrhető” nagyvad létszámokkal kapcsolatos megállapítások gyakran szültek parttalan szakmai vitákat. Be kell látnunk, hogy az állományszabályozás önmagában nem kielégítő eszköz a vadkár problémák rendezéséhez (KATONA et al. 2009a). Minél szélesebb körben és többféle léptékben vizsgáljuk a növények és a patás nagyvadfajok között fennálló kapcsolatokat, annál több szabályozó tényezőt fedezhetünk fel. Ezek kiemelt figyelmet igénylő, kritikus beavatkozási pontokként használhatók a gyakorlatban, amelyeket a vadhatás felmérése során mérhető indikátorok (bioindikátorok) alapján képesek vagyunk kiértékelni és hasznosítani. Az erdei ökoszisztémát érő emberi hatások (kiemelten az erdőgazdálkodási tevékenységek) ugyancsak fontos szabályozó tényezők.

A címben említett „erdőgazdálkodási mód” kifejezés magában foglal valamennyi erdészeti célú élőhely-formáló beavatkozást, ami hatással lehet a vadhatások megjelenésére és mértékére is. Ebből kifolyólag nem erdőgazdálkodási üzemmódok összehasonlítása a fő célom, hanem összefüggések keresése az erdészeti beavatkozások jellege, az aktuális vadhatások mértéke, és a jellemző erdőtípusok élőhelyi adottságai között.

Kutatásom az erdei vegetáció és a patások kapcsolatát három különböző léptékben vizsgálja, a növényegyedektől, a növényzeti foltokon át, egészen a társulások szintjéig. Kérdéseimet öt nagy csoportba rendeztem, megválaszolásukhoz több alkérdést is fel kell tennem.

Az első három kérdés a csemeték egyedi szintjén foglalkozik a vadrágás, a kompetíció és a termőhelyi tényezők módosító hatásaival. A vadrágás kísérletek középpontjában az erdőgazdasági szempontból is jelentős, ám invazív fehér akác áll (*Robinia pseudoacacia* – ld. I. kérdés). Mivel a vadrágás a növényi kompetícióra is hatással van, ezért az akác kondícióját és térbeli terjeszkedését a hazai erdők jelentős, őshonos állományalkotó fafajaival: a kocsánytalan tölgyvel (*Quercus petraea*) és a csertölgyvel (*Quercus cerris*) összefüggésben is vizsgáltam (ld. II. kérdés). A hatótényezők biztos elkülönítéséhez az egyik legjelentősebb termőhelyi tényezőt, a talajt és annak fizikai-kémiai adottságait is figyelembe kell vennem (ld. III. kérdés):

**I. Képes-e korlátozni egy erőteljes vadrágás az akác fejlődését és túlélését; valamint negatívan befolyásolni a beltartalmi értékeit?**

- a) Korlátozza-e a vadrágás az akác magassági növekedését?
- b) Korlátozza-e a vadrágás az akác hajtásképzését?
- c) Korlátozza-e a vadrágás az akác levélképzését?
- d) Növeli-e a vadrágás az akác védekező képleteinek mennyiségét?
- e) Rontja-e a vadrágás az akáchajtások beltartalmi értékeit a patás növényevők számára?
- f) Nagyobb lesz-e a rágott akáccsemeték mortalitása a sértetlen fajtársakhoz képest?

**II. Visszafogja-e az akác megjelenése a környezetében található tölgyek csemetéinek fejlődését, és korlátozza-e túlélésüket? Befolyásolja-e ezt a hatást az akácot ért vadrágás?**

- a) Lassítja-e a kocsánytalan tölgy csemeték növekedését, ha a közelükben akác található?
- b) Korlátozza-e az akác jelenléte a kocsánytalan tölgy csemeték hajtásképzését?
- c) Korlátozza-e az akác jelenléte a kocsánytalan tölgy csemeték levélképzését?

- d) Nagyobb lesz-e a kocsánytalan tölgy csemeték mortalitása, ha közelükben akác található?
- e) Lassítja-e a csertölgy csemetéinek növekedését, ha a közelükben akác található?
- f) Korlátozza-e az akác jelenléte a csertölgy csemeték hajtásképzését?
- g) Korlátozza-e az akác jelenléte a csertölgy csemeték levélképzését?
- h) Nagyobb lesz-e a csertölgy csemetéinek mortalitása, ha közelükben akác található?

**III. Kedvezőtlenebbek-e a talaj kémiai és fizikai adottságai a tölgyek számára azokon a területeken, ahol az akác is megtalálható?**

- a) Magasabb-e a talaj nitrogéntartalma az akáccal borított erdőfoltokban az akáctól mentes foltokhoz képest?

A nagyvad jelenléte/hiánya és legjelentősebb hatása: a vadragás már a helyi növényközösségek, növényzeti foltok szintjén is nagy változásokat képes okozni. A vadkizárásnak legtöbbször kedvező hatást tulajdonítanak a növényi diverzitás és az erdőfelújulás szempontjából (pl. KONDOR 2009), de ilyen esetekben a növényi összetételre és kompetícióra irányuló részletes vizsgálatok háttérbe szorulnak (ld. IV. kérdés). Fontos lenne viszont olyan bioindikátorok meghatározása is, amelyek nem csak a túlságosan magas, hanem a túl alacsony vadhatások mértékét is jelzik!

**IV. Növeli-e a fásszárú diverzitást a vadkizárás, vagy az akác terjedését elősegítve, közvetett úton rontja a változatos vegetáció kialakulását?**

- a) Jelentős hatással van-e a vadkizárás az akác vagy egyéb fásszárú fajok terjedésére?
- b) Jelentős hatással van-e a vadkizárás az akác vagy egyéb fásszárú fajok egyedsűrűségére?
- c) Negatívan befolyásolja-e az akác jelenléte a fásszárúak diverzitását? Kompenzálja-e ezt a hatást a vadkizárás?
- d) Negatívan befolyásolja-e az akác jelenléte a lágyszárú borítást? Kompenzálja-e ezt a hatást a vadkizárás?
- e) Rövidtávon befolyásolja-e a fásszárúak dinamikáját a vadkizárás a területen?



A hazai nagyvadfajoknak az erdőfejlődésre vonatkozó hatásait illetően azt kell mérhető módon meghatároznunk, hogy mikortól tekinthetjük korlátozó mértékűnek az egyes vadhatásokat (ld. V. kérdés) és ezek szabályozására milyen élőhelyi beavatkozásokat kell megtennünk. Természetes körülmények között egyetlen fajnak sem lehetnek abszolút negatív vagy pozitív hatásai, így a nagyvadfajoknak sem (KATONA et al. 2015a). A fajok szerepeinek és hatásainak káros vagy hasznos megítélése az emberi érdekektől vagy az élőhely adottságaitól függően egy szűkebb vagy tágabb tartományban mozoghat.

**V. Milyen mértékűek és mintázatúak a különböző vadhatások a Mátra főbb erdőtípusaiban (bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes, fenyő- és egyéb lombergyes erdők)?**

- a) Mennyire szelektív a növényevők táplálkozása a különböző erdőtípusok cserjeszintjében?
- b) Eltér-e az állományalkotó fafajok csemetesűrűsége és rágottsága az egyes erdőtípusokban?
- c) Mennyire szelektív a nagyvadfajok törzshasználata a fafajt és a törzsméretet illetően a különböző erdőtípusokban?
- d) Eltér-e a vaddisznó által okozott talajbolygatás a különböző erdőtípusokban?
- e) Térségi szinten vagy lokálisan jellemző-e, hogy a fenti vadhatások korlátozhatják az erdő felújulását?
- f) Miként befolyásolja az egyes erdőtípusok kínálata a különböző vadhatásokat?

A fent vázolt öt fő kérdés megválaszolására többféle módszer alkalmazására volt szükség, amelyek a céltól függően rendszeres vagy egyszeri terepi vizsgálatokat, adatgyűjtéseket valamint laborvizsgálatokat jelentettek. Az öt fő kérdéssel együttesen a vadhatások – mint ökoszisztéma szolgáltatás – természetét és szerepét kívántuk tisztázni az erdei ökoszisztémában, és gyakorlati segítséget nyújtani az erdei ökoszisztéma megőrzéséhez és használatához.

Eredményeimet az egyes alkérdések sorrendjében mutatom be és válaszolom meg.

*Nincs vége-hossza, mindig újra fák.  
Zsibongva-élő összevisszaság  
lélekdik és arcodba vág  
az ág,  
s nem múlanak, csak most kezdődnek el,  
a völgybe le, a hegyre fel.  
A fák.*

*(Kosztolányi Dezső: Ezek a fák)*

## 2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1. Növényevés: a patások és az erdei vegetáció kölcsönhatásai

Elsőre meglepő ugyan, de a növényevést (herbivoria) a predáció egy speciális típusának tekinthetjük (SINCLAIR et al. 2006). Pár jelentősebb eltéréssel a herbivoria esetében is felfedezhetők a ragadozó-zsákmány kapcsolatokra jellemző ökológiai törvényszerűségek. A legfeltűnőbb talán az ún. numerikus válasz, vagyis a nagyvadfajok állományainak és a táplálékul szolgáló növényfajok egyedszámának kölcsönös számbeli változása, ami egyben a vadkár problémák leggyakoribb kiindulópontja (pl. a magas vadlétszám - alacsony csemetesűrűség rendre visszatérő eseteit illetően). Fontos azonban kiemelni, hogy a növények moduláris organizmusok, fiziológiailag önálló részekkel (SKARPE és HESTER 2008), tehát a vadragás hatására gyakran nem pusztulnak el, bár súlyosan károsodhatnak (CSÁNYI 2007).

Miként a ragadozók is válogatnak a prédafajok és azok egyedei között, úgy a patás növényevők sem egyforma módon fogyasztanak a rendelkezésre álló növényi kínálatból. Egyes növényfajokat preferálnak, míg másokat elkerülnek (BOULANGER et al. 2009) vagy csak szezonálisan fogyasztanak (PROKEŠOVÁ et al. 2010), de tömegességüknel fogva olyan növények is a táplálékukba kerülhetnek, amelyek iránt nem mutatnak különösebb preferenciát (KATONA et al. 2007). A szelektív táplálkozást a növények beltartalmi értékei és a fizikai-kémiai védekező eszközei alapjaiban befolyásolják (SKARPE és HESTER 2008). Értékesek a sok emészthető fehérjét és kevés cellulózt, hemicellulózt, lignint (fő nyersrost alkotók) tartalmazó növényi részek, vagyis azok a növények, melyek fehérje/nyersrost aránya kedvező (ZWEIFEL-SCHIELLY et al. 2012). A fűfélék elsősorban a magas szilikáttartalmuk miatt, a fásszárúak pedig az elfásodás következtében megemelkedő lignintartalmuk miatt veszíthetnek a táplálkozási értékükből. Kifejezetten a kémiai védekezést szolgálják a fásszárúakban és a nem fűféle lágyszárúakban termelődő másodlagos növényi anyagok, amelyek közvetlenül gátolják a növény emészthetőségét: mint a csersav (tannin), amely a legtöbb fafaj esetében megtalálható, illetve a terpének és illóolajok, amelyek leginkább a lombos örökzöldekre és a tűlevelűekre jellemzőek.

Másik csoportjuk a véráramba felszívódva okoz mérgezéseket: ilyenek többek között a különböző fenolok, alkaloidák és glikozidák (DUNCAN és POPPI 2008). Ezen felül számos közismert példát lehet felhozni a növények fizikai védekezéséről is, amelyek a közvetlen elfogyasztást hivatottak megakadályozni a tövisek, tüskék, szőrök segítségével. Az így „felszerelt” növények a szomszédos védtelenebb egyedeket is képesek megvédeni a vadragástól (REBOLLO et al. 2002), hasonlóan a mechanikai védekező képletekkel nem rendelkező, de rossz táplálhatóságuk miatt elkerült növények védő hatásához (BARAZA et al. 2006).

A vadhatásokkal, köztük a rágással szembeni ellenállás (rezisztencia) vagy annak eltűrése (tolerancia) olyan tulajdonságok, amelyek a növényevők bolygató hatásának eredményeként fejlődhetnek ki és folyamatos alkalmazkodásra készítik a növényeket (STRAUSS és AGRAWAL 1999). Természetesen ez az adaptációs kényszer a növényevők oldaláról is igaz. A kérődzők nyálában található fehérjék például az aktuálisan fogyasztott fűszárú növény csersavtartalmának egy részét képesek semlegesíteni (ún. tanninkötő fehérjék), így javítva a fermentáció hatékonyságát a bendőben (AUSTIN et al. 1989). A heveny toxikózist okozó másodlagos növényi anyagok többsége is ártalmatlan alkotórészekre esik szét és hasznosul a kérődzők bendőjében (ESTELL 2010). Bár a tövisek vagy tüskék jelenléte csökkenti ugyan a vadragás esélyét, de teljes védelmet ez sem garantál (ILLIUS et al. 2002). Tavasszal az ilyen növények is rágottak lehetnek, amikor a fiatal, magas tápértékű hajtások felületén a tövisek/tüskék még puhák és fejletlenek (MÁTRAI et al. 2002, BOULANGER et al. 2009).

A változatos védekezési formák és táplálkozási stratégiák kialakulása evolúciós léptékben fontosabb mérföldkövekhez kapcsolódik. A *szekvenciális (követő) evolúció* elmélete szerint kizárólag a növények hatnak a növényevőkre, és klasszikus értelemben vett kölcsönhatás nem jelentkezik a fejlődést illetően; bár ez az elmélet alapvetően növényevő rovarokra vonatkozik (JERMY 1976). Nagytestű növényevők esetén a *koevolúciót* és annak speciális formáit ismerik el meghatározónak: ahol a növényi védekezési technikák fejlődését a növényevők táplálkozási szokásai indukálják és fordítva (AGRAWAL 2011). Mivel több növényevő is használhat egy növényt (rovarok és gerincesek), ezért a növényfajra gyakorolt hatásuk „összemosódik”, és a fogyasztás sorrendje/helye befolyásolja a növény reakcióit. Ez utóbbi esetet harmadik lehetőségként, ún. *diffúz koevolúció* vagy *guild koevolúció* névvel illetik (STRAUSS et al. 2005).

A növényi védekezési formák sokfélesége miatt a növényevőnek nem mindig egyszerű jó minőségű és elegendő táplálékhoz jutnia, amivel túlélését, reprodukcióját szavatolhatná. Számára a világ egy „zöld-sivatagként” is felfogható (MOEN et al. 1993), ahol a környezet alapvetően rossz minőségű táplálékot nyújt, ezért a túlélést valamint a versenyelőnyt a magas fehérjetartalmú, könnyen emészthető táplálékot nyújtó, és hozzáférhető élőhelyi foltok jelentik.

## 2.2. Patás vadfajok hatásai a növényekre

A növényi védekezési formák változatosságából következik, hogy egy adott vadhatásnak (pl. egy hajtásvég leharapása) is sokféle következménye lehet az érintett növényegyed túlélésére, kondíciójára vagy kompetíciós képességére vonatkozóan. Éppen ezért elhamarkodott dolog lehet pusztán a növényevők által kedvelt és elkerült növényfajokból kiindulva (ROONEY és WALLER 2003) a hosszú távon *vesztes* és *győztes* növényfajokat meghatározni a vegetációban, majd ezek alapján prognosztizálni egy jövőbeli növényközösség összetételét. Ugyanígy félrevezető lehet a kocsánytalan tölgyet a növényevő nagyvadfajok kedvelt táplálékként feltüntetni csupán azért, mert a tölgyesek nem újulnak fel (KUITERS és SLIM 2002). Kétségtelen, hogy a vadragás fitomassza veszteséget és különböző mértékű sérüléseket okoz, viszont nem mindegy, hogy a növény melyik részét, mikor, milyen fenofázisban, hány alkalommal, mekkora mértékben éri vadragás (FEHÉR és KATONA 2013). Mindezekon felül a növény felépülését, életkilátásait még számos tényező képes befolyásolni.

### 2.2.1. Növényegyed szintű reakciók és módosító hatások

Egyedi szinten döntő jelentőségűek a faji adottságok, a fiziológiailag önálló elemekből álló növényi testfelépítés sajátosságai: az osztódó szövetek elhelyezkedése (a talajhoz közel – *bazális merisztéma* vagy a hajtáscsúcsban – *apikális merisztéma*); a fizikai/kémiai védekezés *konstitutív* (folyamatosan meglévő/termelődő) vagy *indukált* (külső hatásra: pl. vadragásra aktiválódó) jellege; a másodlagos növényi anyagok termelése; a regenerálódást megkönnyítő tápanyag raktározó szervek (gyöktörzs, tarack, stb.); a magassági növekedés üteme („elmenekülés” a rágott szintből); a hajtás elágazási formái és a rügyállás; de még a lombhullató vagy örökzöld tulajdonság is (SKARPE és HESTER 2008).

A növény környezetéből egyrészt további herbivor fajok gyakorolhatnak közvetlen hatást a regenerálódásra (pl. rovarok), másrészt a fajtársakkal és más növényfajok egyedeivel történő versengés jelentősen befolyásolja a vadragás iránt tanúsított válaszokat. Általában a növény igényeit maximálisan kielégítő termőhelyi feltételek mellett a növények jól tolerálják a bolygató hatásokat, így a rovarrágást és a vadragást is (BARAZA et al. 2007). A fény- és csapadékviszonyok megváltozása, vagy a talajjellemzők kedvezőtlen alakulása rendszerint stresszként jelentkezik, amit egy időközben bekövetkező vadragás csak súlyosbíthat. Elégtelen mennyiségű forrás (víz, ásványi anyagok, fény) esetén az adott növényi szerv fenntartása költségesebb lehet, mint az új növekedéséé (NAGY 2007).

A sok változó miatt pontosabb információt a vadragás növényegyedre gyakorolt hatásáról csak a sérült növények közvetlen monitorozása és egy kontroll csoporttal történő összehasonlítása adhat. Leghatékonyabb a vadragás szabályozott imitálása természetes vagy mesterséges körülmények között, amelyet *szimulált vadragás kísérlet* néven ismerünk. Javarást ilyen vizsgálatokból derül fény arra, hogy az adott növényfaj sérült egyede: **1)** lemarad-e a fejlődésben; **2)** a veszteség ellenére ugyanakkora eréllyel fejlődik-e tovább; **3)** *kompenzálja* az elvesztett fitomasszát; vagy **4)** még erőteljesebb növekedésbe kezd, azaz *túlkompenzál*. Vagyis e módszerrel a növényi tolerancia különböző fokozatait figyelhetjük meg.

Szinte alig fordul elő olyan szimulált vadragás vizsgálat, ahol a kapott eredmények egyértelműen igazolják valamelyik tolerancia fokozat kizárólagosságát. HILTON et al. (1987) kocsányos tölgy */Quercus robur/* csemetéken végzett kísérletei alapján a lombzat harmadának eltávolítása nem okozott kimutatható különbséget a kontroll egyedekhez képest. Az ennél nagyobb levélvesztés hatására valamennyi csemete kompenzálni igyekezett a kárt: a kontrollhoz képest több, de rövidebb oldalhajtás és kisebb levelek fejlesztésével. A mortalitás és a lemaradás a levélzetüktől teljesen megfosztott tölgyek esetében volt a legnagyobb, de a csemeték 30%-a még ezt is túlélte. Fokozott hajtásképzést mutatott ki DREXHAGE és COLIN (2003) is kocsánytalan tölgy esetében. Itt a kezelt csemeték levél- és gyökértömege nagyobb, magassági növekedése viszont alacsonyabb volt a kontroll csoport egyedeihez képest.

A vadragás tolerálásának egyik jelentős fokmérője a növény tápanyag-allokációs képessége a raktározó szervekből a föld feletti részekbe: a megmaradt szervek hatékonyságának növeléséhez, a fotoszintézishez és az új szövetek képzéséhez (STRAUSS és AGRAWAL 1999). A molyhos nyír */Betula pubescens/* és kocsánytalan tölgy csemeték szimulált vadragás kezelését követően a megmaradó levelek előregedése mindkét fajnál később következett be, és a levelek nitrogén és szénhidrát-tartalma is megemelkedett a kezeléssel nem érintett csemetékhez képest (PALACIO et al. 2013). Vagyis a rágást követően ezek a csemeték akár értékesebb táplálékot is jelenthetnek a növényevők számára! Erre utalnak MATHISEN et al. (2017) eredményei is, miszerint a jávorszarvas */Alces alces/* azokat a fiatal fákat kereste fel újra és újra, amelyekből az állatok már korábban is fogyasztottak, egyúttal rágásukkal „biztosították”, hogy a faegyedek következő évben is fiatal hajtásokat fejlesszenek a számukra elérhető magasságban. Viszont a rendszeresen ismétlődő rágás illetve törzshántás már a növény torz növekedését (SCOTT et al. 2009) vagy pusztulását okozhatja (NÁHLIK és WALTERNÉ 2000). A hegyi juhar */Acer pseudoplatanus/* és a magas kőris */Fraxinus excelsior/* csemetéi különösen rosszul viselték az öt éven keresztül tartó rendszeres visszavágást, azonban a bükk */Fagus sylvatica/* és a kocsányos tölgy csemeték mortalitására a kezelés nem volt kimutatható hatással (HARMER 2001).

Döntő jelentőségű lehet a rágás időzítése is: általában a csemeték könnyebben pótolják a vegetációs időszak elején jelentkező veszteségeket, mint a nyugalmi időszak előtt bekövetkező károkat (GUILLET és BERGSTRÖM 2006). Az utóbbi esetben a szövetek regenerálódása és a növény felépülése is nehezebb. Ugyanakkor a fehér akác csemetéi még az októberben bekövetkező vadragást is képesek voltak kompenzálni, amiben vélhetően az elhúzódó és kedvező őszi időjárási viszonyok is szerepet játszottak (FEHÉR és KATONA 2013). Lombhullató fajoknál általában a vegetációs időszakon kívül bekövetkező rágás esetén éri a legkisebb stressz a növényt (CANHAM et al. 1994), miként azt a vörös tölgy /*Quercus rubra*/ szabad- és burkolt gyökerű csemetéin végzett szimulált vadragás kísérletek is megerősítették (WOOLERY és JACOBS 2014). Fenyők esetében a rügyek sajátos elhelyezkedéséből és több faj esetében az örökzöld tulajdonságból adódóan is nagyobb kockázattal jár a lomb- és hajtásvesztés (SAUNDERS és PUETTMANN 1999, HESTER et al. 2004, VANDENBERGHE et al. 2008).

A szimulált vadragás vizsgálatok mellett, hogy képesek pontosan leírni a vadragás hatására jelentkező növényi reakciókat, módszertantól függően más hatótényezők szerepét is feltérképezik, amelyek leggyakrabban termőhelyi hatások. KULLBERG és WELANDER (2003) vizsgálataiban például a talajnedvesség viszonyok kimutathatóan nagyobb mértékben befolyásolták a kétéves kocsányos tölgy csemeték növekedését, mint a szimulált vadragás kísérleteik. A vörös juhar /*Acer rubrum*/, a fehér kőris /*Fraxinus americana*/ és a kései meggy /*Prunus serotina*/ mortalitása magasabb volt a szimulált vadragást követően, ha a csemeték árnyékos területen helyezkedtek el (CANHAM et al. 1994).

A kompetíció ugyancsak befolyásolja a növény sikeres felépülését. Molyhos nyír csemetéknél a csúcshajtás levágása utáni túlkompensálás csak alacsony tőszám mellett jelentkezett (90 db/m<sup>2</sup>), nagyobb sűrűségeknél (340 db/m<sup>2</sup> felett) már nem volt kimutatható (HJÄLTÉN et al. 1993). A simafenyő /*Pinus strobus*/ kezelt egyedeinek mortalitása pedig nagyobb volt cserje konkurencia jelenlétében (SAUNDERS és PUETTMANN 1999).

### **2.2.2. Vadkizárás hatásai a növényzetre**

Mindezek ismeretében tehát nem nehéz belátnunk, hogy a nagyvadfajok hatásai csupán egyetlen komponensét képezik a vegetációt alakító folyamatoknak. Jelentőségüket mégsem becsülhetjük alá, ami paradox módon éppen a patás fajok teljes hiánya, ill. kizárása esetén észlelhető a legjobban. Függetlenül attól, hogy a kerítések vadkár elhárítási vagy kutatási célból létesülnek, az elzárt területen egy fontos szabályozó tényezőt, a vadhatást iktatjuk ki, és az élőhelyet is fragmentáljuk (BOONE és HOBBS 2004). Idővel sűrű és magas fásszárú növényzet alakulhat ki. A szabad területhez képest kiugróan magas fitomassza-növekményt legtöbbször az elkerített erdő sikeres felújulásaként és a diverzitás növekedéseként azonosítják (MEYER 2014,

AMMER et al. 2010), pár esetben az erdőfelújulás egyedüli zálogaként hangsúlyozva a vadkizárást (NÁDAS 2002, KONDOR 2009). Azonban az elkerített területen gyakorta olyan fafajok, cserjék vagy lágyszárúak válnak dominánssá, amelyek agresszív terjedésük, idegenhonosságuk, gyors növekedésük miatt veszélyeztetik a célállomány növekedését vagy a védett fajok megmaradását, illetve a természetes erdőkép kialakulását. Emiatt újból emberi beavatkozásra van szükség a kívánt fajszám és elegyarány fenntartásához (LEONARDSSON et al. 2015), mintegy helyettesítve a növényevő nagyvadfajok szelektív táplálkozásából adódó szabályozó hatást. Vagyis a nagyvad jelenlétének egyaránt vannak kedvező és kedvezőtlen hozadékai. A vadkizárt területen elsőként a nagyvadfajok által preferált növények denzitása emelkedik meg (PELLERIN et al. 2010). Ugyanitt a vastagabb avartakaró keletkezésének és a csökkent bolygatásnak köszönhetően gazdagabb avarlakó és talajlakó rovarfauna alakulhat ki (LESSARD et al. 2012), és főként a kétszikű lágyszárúak fajgazdagsága emelkedhet meg (ARANY et al. 2007). A cserjék feldúsulásával növekedhet a kistrágszálók számára alkalmas bűvőhelyek mennyisége (MUÑOZ et al. 2009), így a kisemlősök sűrűsége is az elkerített területeken (MOSER és WITMER 2000, SMIT et al. 2001). Emiatt viszont a kistrágszálók a terület első számú magpredátoraivá léphetnek elő (PÉREZ és MARAÑÓN 2008).

Másfelől a vadkizáró kerítések létesítése és fenntartása költséges (CEDERLUND et al. 1998, VERCAUTEREN et al. 2006). Bár a villanypásztoros vadkizárás olcsóbbnak bizonyul és képes a vadrágást eliminálni a védett területről, önmagában ez sem garantálja a magasabb növényi diverzitást (LYON és SHARPE 1995). Ráadásul a szabad területen élő madárfajok (pl. baglyok) és nagytestű emlősök táplálkozására, területhasználatára is negatív hatással lehet az elkerítés, hiszen fizikai barrierként működik, ami különösen a védett fajok esetében okozhat természetvédelmi problémákat (HAYWARD és KERLEY 2009).

A nagyvadfajoktól elzárt területeken nem az általuk kiváltott vadhatások, hanem a növényfajok közötti és a fajon belüli versengés lesz az elsődleges szabályozója a vegetáció összetételének, ezért homogenizálódási folyamat mehet végbe (NEWMAN et al. 2014). Vagyis egyetlen vagy néhány gyorsabban növekedő/terjeszkedő/alkalmazkodó növényfaj válik dominánssá az elkerített terület cserjeszintjében. Jó példa erre az Észak-Amerikában idegenhonos hagymaszagú kányazsombor *Allaria petiolata* (MORRISON és BROWN 2004), az ezüsfafélékhez tartozó *Elaeagnus umbellata* és a kutyabenge *Frangula alnus* terjedése az elzárt erdőrészekben (KNAPP et al. 2008); vagy az európai eredmények közül a szeder *Rubus spp.* feldúsulása a kerített felújításokban (AMMER et al. 2010). PEKIN et al. (2014) kizárásos vizsgálatai alapján a nagy területű természeti katasztrófák és erdőtüzek utáni erdőfejlődésben a nagyvadfajoknak kulcsszerepe van, mivel gátolják a becserjésedést a felnyílt területeken, közvetett módon segítve így a fafajok térnyerését.

Ez nem jelenti azt, hogy a rágást egyébként rosszul toleráló vagy ritka növényfajokban ne okozhatna érzékeny sérülést akár egy alacsonyabb intenzitású vadhatás. Ilyenkor a sérülékenyebb növényfajok túlélésének zálogai lehetnek az elkerítések (LESSARD et al. 2012), illetve a természetes védelmet biztosító menedékek, mint a nehezen járható sziklás erdőfoltok (CHOLLET et al. 2013), továbbá a ragadozók vagy a holtfa jelenléte is (KUIJPER et al. 2013). Észak-Amerikában jelenleg is folynak vizsgálatok a kerítések vágástéri apadékkal (visszahagyott ágak és koronarészek) történő helyettesítésére, amely megfelelő sűrűségben és magasságig felhalmozva költséghatékonyabb és természetkímélő megoldás lehet (SMALLIDGE 2017).

Hazánkban a kerítések megítélése bizonytalan, többnyire a „szükséges rossz” szintjén mozog. Az erdőgazdálkodás számára a nagy területű homogén felújítások biztonságosabb végrehajtása érdekében létesítik, ugyanakkor a vadkizárás élőhely-csökkentő hatása is közismert (KATONA et al. 2011). A természetvédelem számára sem mindig kézenfekvő megoldás a kerítés: az értékes gyepek eltűnését a nagyvad is veszélyeztetheti, ugyanakkor az elkerítés miatti becserjesedés többletmunkát generál az ilyen területek megőrzésében (KUN et al. 2006). Hasonlóképpen NÁHLIK és DREMMEL (2009) egy meredek lejtésű sziklagyepen bekerítéssel meg tudták akadályozni a folyton bekövetkező eróziót, azonban a legelés, illetve rágás elmaradása a gyeperjesedését eredményezte, vagyis a sziklagyep eddigi fennmaradását a nagyvad, illetve a habitatban leggyakrabban jelen lévő muflon *Ovis musimon*/ tette lehetővé.

Tehát a vadkizárást támogató és elutasító érvek száma közel azonos, és még kerítés mellett sem biztosított a vegetáció megőrzésének vagy fejlődésének sikere. Hatékony megoldást a vadkár érzékenységet csökkentő erdészeti - vadgazdálkodási - természetvédelmi beavatkozások, és a vadhatások aktuális mértékéhez igazodó gazdálkodási gyakorlat jelenthetnek. A vadállomány csökkentésére irányuló törekvések csak ezzel karöltve lehetnek sikeresek.

### **2.2.3. Patások, mint ökoszisztéma-mérnök fajok**

Miért tekintenek mégis a mérsékelt övi és boreális erdők kiemelt problémájaként a nagyvadfajokra? Főként azért, mert hosszú távú hatásaikkal jelentősen képesek átalakítani egy-egy életközösség működését, miként azt az erdőt használó emberi társadalmak is teszik a különböző erdei haszonvételek formájában (NOBLE és DIRZO 1997). Vagyis az „erdő-vad” konfliktus valójában az érdekek konfliktusa: részben a nagyvadfajok igényei és az emberi érdekek között, de még inkább a különböző gazdálkodói ágazatok között leledzik (REIMOSER 2003). Nemcsak a rágás vagy a legelés, hanem a kéreghántás, a taposás vagy a trágyázás is alapelemeit képezik a vadhatásoknak, amelyekkel a nagyvadfajok a növényzetet egyedi és közösségi szinten formálni képesek, beavatkozva ezzel az életközösség anyagforgalmába is.



Mindezek alapján joggal nevezhetők a növényevő patások ún. ökoszisztéma-mérnök (SMIT és PUTMAN 2011), vagy „tájérendező” fajoknak (SINCLAIR 2003). A vaddisznó */Sus scrofa/* talajt átforgató túrásai miatt szintén ilyen kulcsfontosságú fajként kezelhető (SANDOM et al. 2013). Bár az említett fogalom többnyire pozitív jelentést hordoz, a hangsúly a nagymértékű tájformáló hatáson van, amely egyes koegzisztens fajok számára kedvező, míg másoknak kedvezőtlen lehet (GORDON et al. 2004). A viszonylagosan nagy otthonterület és a változatos élőhelyszerkezet iránti igényük miatt a patás vadfajokkal történő gazdálkodás egyben tájgazdálkodást is jelent, sűrűségük pedig az élőhely minőségének is indikátora (HANLEY 1996).

Az erdei vegetációban elsőként a rágást kevésbé toleráló, a növényevők által preferált és a lassú növekedésű fafajok szorulhatnak vissza, ami hosszú ideig fennálló egyenletes növényevő nyomás mellett drasztikus átalakulást jelent, kihatással az erdők elegyarányára és színtezettségére (DIDION et al. 2009). A növényzet regenerálódása lassú és gyakran csak részleges lehet: a nagyvadfajok fokozott vadászati hasznosítása ellenére a preferált növényfajok sűrűsége még évtizedek múltán sem éri el a magasabb kiindulási szintet, amiben a megváltozott növényi összetétel és kompetíciós viszonyok, és az elégtelen propagulum képzés is szerepet játszanak (TANENTZAP et al. 2011). Mindeközben a kedvelt cserjék és fafajok visszaszorulásával egyre több fény jut a talajra, ami a csökkent bolygatással párosulva az egyéves, ill. évelő lágyszárú növényzet megerősödését eredményezi (HEGLAND et al. 2013). Alacsony produktivitású környezetben a patásokkal egyazon táplálékforrást hasznosító kisebb testű növényevők (pl. nyúlfélék) könnyen hátrányba kerülhetnek, és állománycsökkenésük a velük táplálkozó védett ragadozók állományait is veszélyeztetheti (LOZANO 2007).

Bizonyos növényi szaporító képletek testfelületen (epizoochoria) vagy tápcsatornában (endozoochoria) történő szállításában a nagyvadfajok is részt vesznek, indirekt módon is megváltoztatva a növényközösség összetételét. JAROSZEWICZ et al. (2013) vizsgálatai alapján a terjesztett növények többsége lágyszárú, ezek közül is perjefélék */Poaceae spp./*, palkafélék */Cyperaceae spp./* és fészkesek */Asteraceae spp./* voltak, ugyanakkor előfordultak az apró magvú fafajok, mint a nyírfafélék */Betulaceae/* és a fűzfafélék */Salicaceae/* magjai is. A nagyvadfajok közül talán a „legsikeresebb” magterjesztő a vaddisznó. Ürülékében a vadgyümölcsök és cserjék csírázóképes magjait egyaránt megtalálták (PEREDO et al. 2013, MRÁZ és KATONA 2016), míg a szőrzetből számos lágyszárú magja került elő (MRÁZ et al. 2016).

A vaddisznó nagymértékben felelős lehet a nagymagvú fafajok (tölgyek, bükk) makkterméseinek elfogyasztásáért, lévén hogy kiemelt jelentőségű táplálékforrásainak számítanak (CUTINI et al. 2013). A kisemlősök által összehordott terméseket is képes sikerrel felkutatni (FOCARDI et al. 2000), ilyen módon is alakítva az erdő fafaj összetételét.

Az általa okozott talajbolygatás pedig számos végkifejlettel járhat: MASSEI és GENOV (2004) áttekintése alapján a feltúrt talajfoltok közvetlen közelében élő bükk csemeték hosszabb hajtásokat fejlesztettek az intenzívebbé vált tápanyagforgalom miatt; illetve a lucfenyő /*Picea abies*/ fiatalosokat látogató disznók segítették a fenyők növekedését azáltal, hogy a túrásaikkal csökkentették a konkurenciát jelentő növények sűrűségét.

A disznótúrás, mint vadhatás kedvező vagy kedvezőtlen megítélésében döntő szerepet játszik a lokális (bolygatatlan) vegetáció szerkezete, összetétele és természetvédelmi értéke is. A vaddisznótúrásokban a felszín közelébe került és el nem fogyasztott magok könnyebben csírázásnak indulnak, de ez egyaránt lehet sokféleséget csökkentő, homogenizáló (BUENO et al. 2011), és diverzitást fenntartó hatású (BIRÓ et al. 2012). Az utóbbi esetben a kisebb-nagyobb foltokban feltúrt talajfelszín következtében egy térben is mozaikosabb vegetációs szerkezet alakulhat ki. Mély talajbolygatás a nedves, állandó vízhatás alatt álló területeken gyakori (WELANDER 2000), különösen a geofitonokban gazdag térszíneken (SANDOM et al. 2013).

A talajélet és a tápanyagforgalom üteme nem csak a vaddisznótúrások, hanem a nagyvadfajok trágyázása következtében is jelentősen megváltozhat. Ez leginkább tetten érhető a talajok szerves szénttartalmának és nitrogéntartalmának emelkedésében (MOHR et al. 2005), így a C:N arány megváltozásában/csökkenésében is (BUENO és JIMÉNEZ 2014). Hatásuk az ökoszisztéma nettó primer produkciójára (NPP) olyan folyamatokat indíthat el, amely a vegetáció megújuló képességétől és az invazív fajok sűrűségétől függően stabilizálni vagy destabilizálni képes az adott életközösséget (HOBBS 1996).

Több kutatás előrejelzése alapján a nagytestű növényevők a klímaváltozás által okozott élőhely-átalakulást is módosítani képesek: a délies kitettségű meleg és száraz termőhelyeken „felgyorsítják” az erdők felritkulását és eltűnését, ugyanakkor lassítják a bükkös és lucos öv feljebb tolódását (DIDION et al. 2011) – vagyis jelentős hatást tulajdonítanak a növényevők szelektív táplálkozásának. Más modellek alapján viszont a klímaosztályok átrendeződését a patások aligha befolyásolják (CAILLERET et al. 2014).

Akárhogyan is történjék, a nagyvadfajokkal történő gazdálkodás során érdemes a szelektív táplálkozásukból adódó pozitív hatásokat kihasználnunk, amivel egyes szárazságtűrő invazív fajok (pl. fehér akác) terjedése lassítható (KATONA et al. 2013c). Viszont az ilyen és ehhez hasonló folyamatok megfigyeléséhez rendszeresen nyomon kell követnünk a táplálékkínálat és a vadállomány mennyiségi-minőségi változásait, ami a bioindikátorokra alapozott, adaptív gazdálkodásnak is feltétele (SMIT és PUTMAN 2011).

### 2.3. Növények hatásai a patás vadfajokra

A többször említett szelektív táplálkozás fő oka az optimális táplálkozásban keresendő: a növényevők olyan táplálék fogyasztására törekednek, amiből minimális energiabefektetéssel maximális haszonhoz juthatnak (STEPHENS és KREBS 1986). Megállapítható, hogy a növényevő állatok a nyereségesebb (jobb) „zsákmányból” többet fogyasztanak, mint az a környezetben való előfordulásuk és a véletlenszerű fogyasztás alapján várható lenne (CSÁNYI 2007). Az állat igényeit maximálisan kielégítő táplálkozás viszont csak elméleti síkon létezik, hiszen a táplálék hozzáférhetőségét, mennyiségét számos tényező befolyásolja (PYKE 1984), köztük a vegetáció szukcesszionális, periodikus és szezonális változásai is.

A korábban ismertetett egyedi szintű védekezésen túl a növény ökológiai igényei is meghatározzák a nagyvadfajok számára elérhető táplálék térbeli és időbeli jellemzőit. Árnytűrő fafajok dominanciája esetén a cserjeszintben elérhető növények kínálata jóval alacsonyabb egy fényigényes fafajokból álló erdőhöz képest, mivel a cserjeszint és az aljnövényzet mintázata jelentősen függ a lombkoronaszint mintázatától (TINYA és ÓDOR 2014). Bár a közvetlen fényben növő fényigényes fafajok csemetéi magasabb C:N aránnyal rendelkeznek a félárnyékban lévőkhöz képest (tehát rosszabb minőségű táplálékot adnak), de a felújításokban nagy tömegben jelennek meg, ami koncentrálnodó vadragást is előidézhet (KUIJPER et al. 2009). Ebben az esetben máris torzul az optimális tápanyagbevitelről alkotott elméleti képünk: a növényevő a létfontosságú nitrogén megszerzése érdekében kénytelen nagy mennyiségű szemet is elfogyasztani, a növényi szövetek felépítéséből adódóan. Ez a táplálkozási hálózat anyagforgalmára nézve is erősen korlátozó hatású lehet (BARAZA et al. 2007). Nem mindegy az sem, hogy a növényevő patások az avarból vagy az élő növényből táplálkoznak, mivel a növények a szénescens levelek foszfor és nitrogén tartalmának közel felét visszanyerik a levélhullás előtt (NAGY 2007). Tehát a növényvilág a limitáló ásványi anyagok mennyiségén és feltárhatóságán keresztül képes leginkább „féken tartani” a növényevőket (WHITE 1993). Nagy vadsűrűségű vadaskertekben viszont az állatok – a felélt cserjeszint híján – ezért fanyalodhatnak az avar fogyasztására (MÁTRAI et al. 2014).

A patások számára értékes táplálkozó- és búvóhelyek eloszlása nem egyenletes, inkább kisebb-nagyobb foltok hálózataként jelenik meg a vegetációban. Ezt a növényzeti mozaikosságot a termőhelyi tényezők, a kompetíció és a külső bolygató hatások (pl. a növényevők rágása) alakítják. Mivel egyetlen növényfaj sem képes egyszerre mindhárom tényezőhöz maximálisan alkalmazkodni, ezért előfordulásuk a felsorolt hatótényezőkkel szembeni tűrőképességüktől függ. Ez a felismerés hívta életre GRIME (1988) koncepcióját a növényi életstratégiákról, amely a stressztűrő, zavarástűrő és kompetitor stratégiákat, valamint ezek átmeneteit különbözteti meg.

A három fő stratégia jól jellemzi a különböző erdőfejlődési fázisban megjelenő fafajokat is. BRZEZIECKI és KIENAST (1994) elemzése alapján a pionír fafajok, mint a nyárok */Populus spp./*, a fűzek */Salix spp./* és a nyírek */Betula spp./* elsősorban a zavarástűrők közé tartoznak. A forráshiányos területeken a stressztűrők gyakoriak: pl. a boróka */Juniperus communis/* vagy a berkenyék */Sorbus spp./*; az átmeneti és a klimaxtársulás felé haladva pedig erősödik a kompetitív jelleg: megjelennek a tölgyek, a szilek */Ulmus spp./* és a bükk.

A korai szukcessziós stádiumú erdők kedvező feltételeket biztosítanak a patásoknak (SKARPE és HESTER 2008): egyrészt az alacsony záródás következtében diverz lágyszárú és cserje vegetáció alakul ki, másrészt az uralkodó fafajok jó visszaszerző képességűek és a rágást is jól tolerálják (GIERTYCH et al. 2006). Magas növényevő nyomás mellett az erdőfejlődés megrekedhet ezen a szinten, vagy regresszív úton akár egy korábbi állapotba is kerühet (HOBBS 1996). Vagyis a növényevők a rágásukkal tulajdonképpen fenntartják a számukra kedvező állapotot (MATHISEN et al. 2017). A klimax társulások jellemző fafajai rosszul viselik a túlzott bolygatásokat (GRIME 1988), ezért is lehet nehézkes a felújulásuk (KUIJPER et al. 2009).

A tölgyesek és bükkösök fennmaradását viszont nagyban segíti a szinkronizált magszórási stratégiájuk, amely ciklikusan, általában 8-10 évenként ismétlődik. Ilyenkor a nagy mennyiségben hulló makk a tömegessége folytán mintegy „telíti” a magpredátorokat és elegendő propagulum marad a faj fennmaradásához (BARAZA 2007). Ugyanez visszájára is fordulhat, ha térségi szinten nem lesz bőséges és kiegyenlített a makktermés (pl. a lokálisan kedvezőtlen időjárás miatt), mivel az ezzel táplálkozó fajok több évre megpecsételhetik a sikeres felújulás sorsát (KOENIG és KNOPS 2002).

A lágyszárú és a fásszárú növények eltérő felépítése és másodlagos anyagcseretermékeik miatt a növényevők is különböző stratégiákat fejlesztettek ki a hatékony emésztés érdekében. Evolúciós szinten legszembetűnőbbek a kérődzők emésztésmorfológiai különbségei, amelyek alapján két végletet, ún. *koncentrátum válogatókat* és *fűevőket* különíthetünk el (HOFMANN 1989). Az előbbi csoport a könnyen emészthető és alacsony rosttartalmú növényi részek fogyasztására „szakosodott”, intenzívebb táplálkozási periódusokkal; míg a fűevők közé tartozó fajok rendszerint nagyobb mennyiségű rostdús takarmányt is képesek elfogyasztani probléma nélkül. A válogató típusra jó példa az őz */Capreolus capreolus/*, a tipikusan fűevő stratégiát pedig hazánkban a muflon képviseli. A gímszarvas */Cervus elaphus/* és a dámszarvas */Dama dama/* táplálkozására a kettő közötti, *átmeneti* táplálkozás a jellemző, ami élőhelytől függően egy rendkívül plasztikus táplálékválasztást tesz lehetővé. Gímszarvasra egyaránt jellemző lehet a *legelő típusú* táplálkozás (COSGROVE és HODGSON 2003), de ártéri erdőkben végzett vizsgálatok éppen a koncentrátum válogatókhoz helyezték közelebb a fajt (PROKEŠOVÁ 2004).

A vegetáció mozaikosságától függően a válogató stratégia csak akkor lehet kifizetődő, ha nem kell aránytalanul sok energiát fordítani az értékes táplálékok felkeresésére (ILLIUS et al. 2002). A fiziológiai felépítésből adódó táplálkozási és környezeti kényszerek együttesen az őz territoriális viselkedését is magyarázzák (KJELLANDER et al. 2004). Hazánkban ilyen viselkedés a gímszarvasra ugyan nem jellemző, de a fásszárúak fellelhetősége számára is meghatározó erdei és mezőgazdasági területen egyaránt (SZEMETHY et al. 2000). Jó minőségű és bőséges táplálék esetén a mozgáskörzetük mérete csökkenhet (RITTER et al. 1999). Ráadásul a füevőként ismert muflon táplálkozásában is fontos szerepet játszhatnak a fásszárúak hajtásai, amennyiben azok könnyen hozzáférhetőek az élőhelyén (MARCHAND et al. 2013).

A növényvilág egyedi és közösségi szintű dinamikája kulcsfontosságú a rá épülő táplálékhálózat szempontjából. Csupán a patás vadfajokra szorítkozva is számos szabályozó tényezőt fedezhetünk fel. A nagyvadfajok területhasználata és viselkedése (MÁTRAI et al. 2004, SEARLE és SHIPLEY 2008); agancs- és testméreteik (LEHOCZKI et al. 2010) mind összefüggést mutatnak a vegetációval, elegendő csak a makktermés és a vehemépítés/szaporulat pozitív kapcsolatára gondolnunk (CUTINI et al. 2013).

A számos példa ellenére továbbra sem egyértelmű, hogy az erdei életközösség táplálkozási hálózatai ún. forrásvezérelt (tehát a producensek felől szabályozott „*bottom-up*”) szabályozottságúak-e, vagy a növényi produkció helyett inkább a csúcsragadozók (köztük az ember) felülről jövő „*top-down*” szabályozása érvényesül (SINCLAIR 2003). Manapság elfogadott nézet, hogy a kettő nem zárja ki egymást, és döntő jelentőségű az adott ökoszisztéma produktivitása és fajgazdagsága, amit az emberi hatások mindkét irányból befolyásolnak (GANDIWA 2013). A mérsékelt övi erdők – ahol csak kevés nagytestű növényevő faj szolgálhat zsákmányként maximum egy-két nagyragadozó faj számára – alapvetően *bottom-up* vezéreltek (SINCLAIR 2003). Európa nagy részéről viszont hiányoznak a nagyragadozók, a vadászati hasznosítás pedig csak részben képes helyettesíteni a szerepüket (JĘDRZEJEWSKI et al. 2011), ráadásul a patások állománysűrűsége Európa-szerte növekedett az elmúlt évtizedben (CSÁNYI és LEHOCZKI 2010). Ugyanakkor a növényzet *bottom-up* szabályozását a mindennapi gyakorlatban csak ritkán, főként az időjárási szélsőségek következményeként érzékeljük a nagyvadfajok állományain. A korlátozó tényezőkre látszólag érzéketlen patások állománynövekedése miatt rendre megjelenik a „túlszaporodás” problémája és a kontroll alól kiszabadult nagyvadállomány (CÔTÉ et al. 2004) víziója. A vadkár problémák rendezéséhez viszont ismernünk kell a probléma valódi hátterét is, amelyek az ökológiai szabályok hiányos ismeretéből vagy alulértékeléséből, és az ágazatok közötti érdekellentétekből fakadnak.

## 2.4. Vadkártól a vadhatásig: Miről tehetnek a patások és miről nem?

Az idők során sokféle meghatározás született a vadkár definíciójára. BLEIER (2014) disszertációjában részletesen tárgyalja a meghatározás fő kritériumait, összegyűjtve az eddigi tapasztalatokat: 1) a károsodott növény/állatfajnak vagy tárgynak rendelkeznie kell valamilyen, az emberi társadalom számára kifejezhető értékkel; 2) szükség van emberi „károsultra” is, aki az adott vadhatásról képes megállapítani annak káros jellegét; 3) az észlelt vadhatásnak ütköznie kell valamilyen, az emberi társadalom jólétét szolgáló célokkal. Az emberközpontúság és a korábban már említett érdekütközés tehát a vadkár-problémákból nem hagyható ki (REIMOSER 2003). Maga a károsodás nemcsak az elmaradt (gazdasági) hasznot testesítheti meg, hanem pl. egy védett faj eltűnése vagy egy számunkra esztétikus élőhely átalakulása miatt történt biológiai, „minőségi” értékvesztést is (LINNELL és ZACHOS 2011). Jellemző, hogy a negatív hatások következményeit azonnal, vagy rövid időn belül észleljük, míg a számunkra kedvező folyamatok hatását – így a pozitív vadhatásokét – csak késéssel, vagy azok megszűnése után vesszük észre.

Az erdő élete során jelentkező vadhatások következményeinek monitorozása nehéz, különösen a vadkárok miatt keletkező értékcsökkenés diszkontálása, amit időközben egyéb környezeti és gazdasági hatások jelentősen módosítanak (REIMOSER és PUTMAN 2011). A hazai vonatkozó jogszabály (79/2004. FVM rendelet) szerint erdőgazdálkodásban okozott vadkárnak minősül *az erdősítésben a vad rágása, hántása, túrása, taposása, törése által a csemeték elhalását előidéző, vagy a csúcshajtás lerágásával, letörésével a csemeték fejlődését akadályozó, továbbá az erdei magok elfogyasztása által a természetes erdőfelújulás elmaradását okozó károsítás*. Tehát a jogi szabályozás alapvetően az erdősítésekben jelentkező kedvezőtlen vadhatásokat azonosítja kárként. Egyszerűbb esetet képez az ún. mennyiségi károk felbecslése, melynek alapját a vadkár miatt elpusztult/elfogyasztott szaporítóanyag pénzbeli értéke képezi. Minőségi kár esetén a sérült csemete életben marad, de értékcsökkenést szenved el, amit becslés alapján közelítőleg határoznak meg. Még nehezebb helyzet áll fenn a patások által okozott törzssérülések megítélésében, mivel következményei a kárforma változatossága és hosszabb távon ismeretlen hatásai miatt nehezen becsülhetők (NAGY 2017). Különösen ilyen esetekben a keletkező erdei vadkár elviselhető mértékének meghatározása meglehetősen bizonytalan, és az érdekelt felek részéről óhatatlanul, általában számos érzelmi elemet is tartalmaz (NÁHLIK és TARI 2006).

A gazdasági károkon túl, a védett természeti értékek eltűnését vagy veszélyeztetetté válását is gyakran a patások számlájára írják. A hazai Natura 2000 területek esetében a „*túltartott vadállomány és a vadak károkozása*” a negyedik legtöbbet említett veszélyeztető tényező, amit csak a klímaváltozás, az invazív fajok terjedése és a legeltetés felhagyása előz meg (PETŐ

2017). A vadállomány *túltartottsága* már évszázadok óta visszatérő vitaalapot képez hazánkban a vadkár problémák rendezésekor és szakmai körökben egyaránt (BLEIER et al. 2010). Ez a fogalom egy, az emberi érdekek által meghatározott szint átlépését jelenti, és kevés esetben van köze az ökológiai értelemben vett *túlszaporodáshoz*, ahonnan eredetileg származik. Az esetek döntő többségében a fenntartható vadlétszám szintjét – kimondva vagy kimondatlanul – a környezetben tevékenykedő ágazatok céljai és érdekei határozzák meg (CSÁNYI 2003, PUTMAN et al. 2011), emiatt vadeltartó képesség helyett igazából *vadtűrő-képességről* beszélhetünk (FARAGÓ és NÁHLIK 2007). A helyzetet tovább súlyosbítja, hogy a vadgazdálkodás, az erdőgazdálkodás és a természetvédelem által több irányba „rángatott” erdei ökoszisztéma kezelése sem egységes elvek alapján történik hazánkban (KATONA et al. 2011), és gyakoriak az érdekütközések. FRANK és SZMORAD (2014) szerint a természetes erdődinamikai folyamatok érvényesülését a patások botrányos mértékűvé fokozódott taposása, túrása, rágása, hántása akadályozza meg, amely egyes térségekben már katasztrofális szintet ért el (SZMORAD és KIRÁLY 2014). A szélsőséges, egyoldalúan negatív megítélés oda vezet, hogy a patások létjogosultságát is több alkalommal megkérdőjelezzük az erdőben (KOLOSZÁR 1980, BODOR 2014). Gyakori kijelentés, hogy a vadgazda a minél nagyobb állomány nagyság fenntartása, semmint az ökoszisztéma megőrzésében érdekelt (SCHALLER 2007).

Az erdőgazdálkodás és a vadgazdálkodás egyazon ökoszisztéma más-más elemével gazdálkodik, és igyekszik tevékenységét a legnagyobb gazdasági haszon elérése mellett folytatni (BLEIER et al. 2010). Valamennyi természeti erőforrás – így a vadállomány – hasznosításával szemben támasztott alapvető követelmény a fenntarthatóság biztosítása és a biodiverzitás megőrzése, ami megköveteli a tervszerű és alkalmazkodó állomány szabályozást (CSÁNYI 2009). Éppen ezért sosem lehet cél a nagyvadfajok létszámának állandó növelése. Ráadásul a vadkár mértékét illetően nem a nagyvadállomány létszáma, hanem lokális sűrűségük; és az élőhelyi jellemzők függvényében kialakult hatásuk a meghatározó (PUTMAN et al. 2011).

GERHARDT et al. (2013) összesen 38 európai vizsgálat eredményét feldolgozva állapították meg, hogy a kedvezőtlen vadhatások kialakulását az erdő szerkezete, záródása, a szegélyhatás, és az elérhető táplálék minősége sokkal erősebben befolyásolja, mint az aktuális nagyvad sűrűség. A patások táplálkozása során keletkező vadkár mértéke és az erdő vadkár-érzékenysége között ugyanis erőteljes korreláció mutatható ki, míg e vonatkozásban a vadállomány sűrűsége csak kis szerepet játszik (REIMOSER 2003). Vágásos üzemmódú erdőkben az állománynevelési munkák során a különböző cserjefajokat már sűrűség korban kiápolják az állományból (BARANČEKOVÁ et al. 2007). Viszont közülük több cserjefaj a gímszarvas és az őz preferált tápláléka (BOULANGER et al. 2009), míg mások alternatív

táplálékforrást és búvóhelyet biztosítanak számukra. Rágás-elvonó szerepük különösen akkor értékelődik fel, ha a célállományt alkotó, uralkodó fafaj(ok) is kedvelt tápláléknak minősülnek (FEHÉR és KATONA 2011). A faültetvények viszont még a gyér cserjeszintű erdőkhöz képest is gyengébb ellenálló képességgel rendelkeznek bármilyen károsítással szemben, függetlenül a vadlétszámtól (LANDGRAF et al. 2011). Itt egyedüli megoldás gyakran csak az elkerítés lehet (GILL és TROUT 2011).

A folyamatos erdőborítást biztosító örökerdő (korábban szálaló) üzemmód és a hozzá vezető átmeneti (korábban átalakító) üzemmód az elegyfajok kíméletén és a cserjeszint fenntartásán keresztül képes megteremteni az erdő- és vadgazdálkodás harmóniáját, kihasználva a nagyvad szelektív táplálkozásából adódó előnyös hatásokat is. A Pilis-tető szálaló bükköseiben a növényevő nagyvad és a folyamatos árnyalás, az elegyarányt szabályozó ápolási munkák fő végrehajtója, azaz költségmegtakarító tényező (KATONA et al. 2009a). A csoportos szálalóvágással kezelt lékekben ugyancsak bőséges alternatív táplálékforrás jelent meg, miközben a főfafajok csemetéi elegendő sűrűségben fordultak elő a felújuláshoz (KATONA et al. 2009b). A kellő egyensúly biztosításához egyrészt a vadállomány rendszeres szabályozására is szükség van (KERESZTES és MEGGYESFALVI 2006, SIFFER 2016), másrészt az ilyen erdőkezelésnek egy nagyobb, összefüggő területen kell megvalósulnia, hogy elkerüljük a szigetszerűségből adódó, patásokat koncentráló hatást (KUIJPER et al. 2009). A szálalás sikerességét fényigényes fafajok esetében ugyan kétségesnek tartják (KOLOSZÁR 2010), de pozitív példák tölgyesekben is előfordulnak (CSÉPÁNYI 2008, SIFFER 2016).

A felsorolt példákból is látható, hogy a vadhatások kedvező vagy kedvezőtlen megítélése mindig az adott természeti-, gazdasági-, és társadalmi környezet aktuális helyzetétől és igényeitől függ (REIMOSER és PUTMAN 2011). A vadkár a vadhatás egy sajátos komponensként értelmezendő. A vadkárt értelmezi a jog, az ún. „*vadhaszon*” fogalma viszont még nem került bevezetésre, és nincs értékkel felruházva. Az erdei vadkárra vonatkozó szabályozás nem veszi figyelembe azt, hogy a nagyvadfajok növényzetre gyakorolt hatása nagymértékben függ attól, hogy az erdőgazdálkodó milyen szabályok és feltételrendszerek mellett dolgozik, és milyen élőhelyi állapotokat alakít ki (KATONA et al. 2015a).

A vadhatások objektív meghatározásához nemcsak az erre utaló vadjelek (pl. hajtásrágás) gyakoriságát kell felmérnünk, hanem a rendelkezésre álló növénykínálat mennyiségi és minőségi jellemzőit is, amihez viszonyíthatunk. A felméréshez szükséges mintapontok térbeli kijelölését és elemszámuk meghatározását pedig minden esetben a terület jellegéhez, a vizsgálat igényeihez, továbbá az előzetesen feltett kérdéseinkhez kell igazítani, betartva a reprezentativitás szabályait (SZEMETHY et al. 2013).



*Jött a vegyes erdő vegyes illatával,  
jött a cser, kesernyés vörösborszagával,  
jött a bükkös oszlopos csendje,  
és jött a fenyők imádságos zsongása, amiben  
benne van minden mindenszentek könnye  
és minden karácsony kisgyertyás öröme.*

*(Fekete István: Erdei utakon)*

### 3. ANYAG ÉS MÓDSZER

#### 3.1. A vizsgálati terv felépítése

Az erdei vegetáció és a vadhatások közötti összefüggések vizsgálatához eltérő léptékű, ugyanakkor egymásra épülő terepi vizsgálatok eredményeit dolgoztam fel, melyek három fő csoportba sorolhatók:

1. táblázat: A dolgozatban alkalmazott módszerek csoportosítása

Módszer	Lépték	Mért változó	Felhasználhatóság
<b>Szimulált vadrágás vizsgálatok</b>	Növényegyed szintje (fafajok csemetéi)	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ magassági változás</li> <li>➤ hajtásképzés</li> <li>➤ levélképzés</li> <li>➤ tövissek fejlesztése (akác)</li> </ul>	Növényi reakciók megfigyelése különböző típusú vadrágások hatására
<b>Vegetáció- dinamikai és talajvizsgálatok</b>	Növényzeti foltok szintje (erdőfoltok)	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ Fásszárú növények <ul style="list-style-type: none"> <li>• gyakorisága (frekvencia)</li> <li>• denzitása</li> <li>• diverzitása</li> </ul> </li> <li>➤ talajtani adottságok</li> </ul>	Növényi kompetíció és fajösszetétel változások elemzése összefüggésben a talajadottságokkal
<b>Vadhatás vizsgálatok</b>	Társulások szintje (erdőrészletek, erdőtársulások)	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ fásszárúak kínálata és rágottsága (cserjeszint)</li> <li>➤ nagyvad törzshasználata</li> <li>➤ vaddisznó talajbolygatása</li> <li>➤ nagyvad területhasználata</li> </ul>	Nagyvadfajok ökológiai hatásainak értékelése az erdődinamikai folyamatokban

A három különböző módszercsoporttal különböző szintű kérdések válaszolhatóak meg az erdei vegetáció és a patás nagyvadfajok kapcsolatait illetően. Míg a szimulált vadrágás kísérletek és a vegetációdinamikai felmérések segítségével a növények szempontjából jellemezhetjük a kapcsolatot, addig a vadhatás vizsgálatok elsősorban a hazai nagyvadfajok (gímszarvas, dámszarvas, őz, muflon és vaddisznó) szemszögéből teszik lehetővé az értékelést.

A szimulált vadragás alkalmazásával a vadragás mintázatai különböző térbeli és időbeli léptékben (ragás intenzitása, ismétlődése, helye a csemetén) reprezentálhatók a különböző fafajok csemetéin. A faegyedenként rendszeresen felvételezett növekedési és fejlődési változók számszerűsítve fejezik ki a kezelésnek a csemeték jövőbeli növekedésére gyakorolt hatásait. Ezekből a valódi vadragásnak kitett faegyedek fejlődésére is következtethetünk. Az adatokat egy érintetlen kontroll csoport adataival is szükséges összevetni.

A természetben viszont nem csak a vadragás az egyetlen vegetációfejlődést módosító vagy korlátozó tényező. Legalább ennyire jelentős a termőhely, azon belül is a talaj hatása a lokális növényzetre, valamint a növényegyedek között folyamatosan jelentkező interspecifikus és intraspecifikus kompetíció. Az ütemezett vegetációdinamikai vizsgálatokkal a felsorolt tényezők hatásait vizsgáltam a fásszárú fajok elterjedésére és denzitására vonatkozóan.

Az eredményeket a szimulált vadragás adataival összefüggésben értékelve prioritást állíthattam fel a vadragás, a növényi kompetíció és a limitáló talajtani tényezők között a csemeték fejlődésével kapcsolatban.

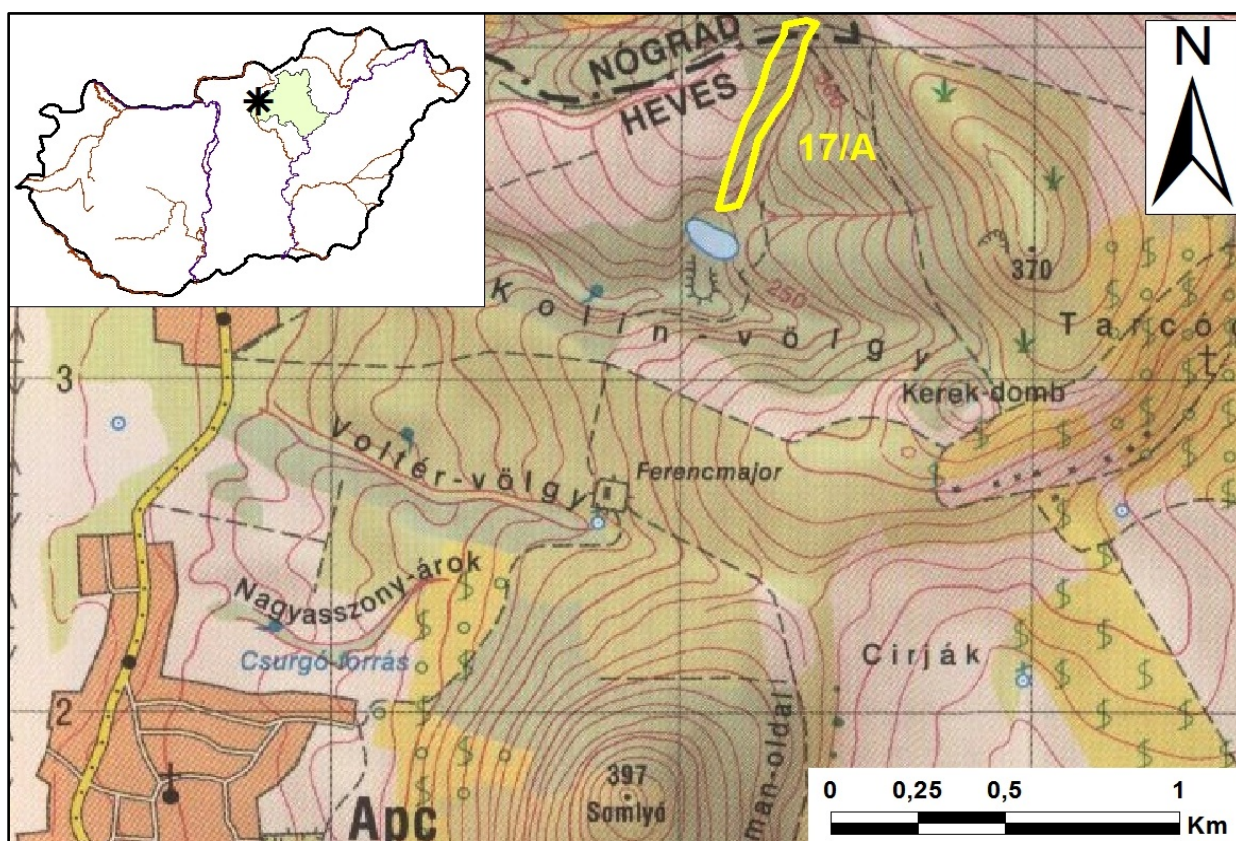
A SZIE Vadvilág Megőrzési Intézete által kidolgozott vadhatás monitoring egy kipróbált, részletes és több szempontú módszertanra épül. Így lehetővé válik akár több felmérés eredményeinek összevetése is térben és időben, továbbá a patás vadfajaink tényleges ökológiai szerepének értékelése az erdődinamikai folyamatokban (KATONA et al. 2013a, 2013b), tudományosan tisztázva a hazai erdőállományokra gyakorolt kedvező és kedvezőtlen vadhatásokat (KATONA et al. 2015b). Ezzel a módszerrel meghatározhatók a hazai növényevő vadfajok által preferált és elkerült növények, a különböző erdőtípusokban jellemző rágási mintázatok, és a vaddisznó talajbolygató hatásai is számszerűen mérhetők és összehasonlíthatók egymással.

Az eltérő léptékekben történő vizsgálódással és az így kapott eredményekkel a kapcsolatrendszer lokális és regionális léptékű elemzését végeztem el. Eredményeimet és értékelésüket is ebben a hármas módszertani tagolásban mutatom be rávilágítva a közöttük lévő összefüggésekre.

### 3.2. A szimulált vadragás kísérletek és a vegetációdinamikai vizsgálatok helyszínei:

#### Apc 17/A erdőrészlet

Az erdőrészlet Heves-megyében, a Mátra hegység délnyugati lábánál, Apc nagyközség közelében található (É 47°48'55"; K 19°42'55"), 3.9 hektár alapterületű, 40 éves cseres-kocsánytalan tölgyes állomány (1. térkép). Nyugati irányból egy 20-30 m szélességű, rendezetlen gazdálkodói viszonyú, zömmel fehér akác által dominált erdősáv határolja, közelében művelt gyeppek és szőlőültetvényekkel; keletről pedig egy 2-4 m mély vízmosás vonalát követi, ezért az egész területre 5-10 fokos lejtés jellemző keleti fekvéssel. Bár az erdőrészlet a vonatkozó erdészeti leíró lap szerint többletvíz hatásától független, a lejtés miatt a szivárgó víz hatásai aktuálisan is érvényesülhetnek. A talaj andezit alapkőzeten (Nagyhársasi Andezit Formáció) fejlődött mély termőrétegű Ramann-féle barna erdőtalaj (barnaföld), fizikai féleségét tekintve vályog illetve agyagos-vályog.



1. térkép: Az Apc 17/A erdőrészlet földrajzi elhelyezkedése és határvonala

Az erdőrészlet a természetességi állapot szempontjából a 'származék erdő' kategóriába tartozik, területén a fehér akác terjeszkedése figyelhető meg nyugati irányból. Az Országos Erdőállomány Adattár 2016-os adatai szerint a kocsánytalan tölgy 43%, a csertölgy 33%, a vörös tölgy 11%, míg az akác 13%-os elegyarányban van jelen a területen.

Nagy mennyiségben mezei juhar */Acer campestre/*, a területen egy csoportban mezei szil */Ulmus minor/*, szórványosan hegyi juhar, virágos kőris */Fraxinus ornus/*, szálanként tatárjuhar */Acer tataricum/* és gyertyán */Carpinus betulus/* fordul elő (1. ábra).

A cserjeszint dús, főként az említett fafajok újulata és cserjék: egybibés és kétbibés galagonya */Crataegus monogyna & laevigata/*, kökény */Prunus spinosa/*, hamvas szeder */Rubus caesius/*, földi szeder */Rubus fruticosus agg./*, csíkos kecskerágó */Euonymus europaeus/* és gypűrózsa */Rosa canina agg./* alkotják. Lágyszárúak között gyakori az erdei gyömbérgyökér */Geum urbanum/*, a salátaboglárka */Ranunculus ficaria/*, a tyúkhúr */Stellaria media/*, a kereklevelű kapotnyak */Asarum europaeum/*, helyenként az édeslevelű csüdfű */Astragalus glycyphyllos/*, az üde vízgazdálkodást jelző gyöngyvirág */Convallaria majalis/* és a salamonpecsét */Polygonatum spp./*. Az akácos foltokban jellemző a nagy csalán */Urtica dioica/*, a piros árvacsalán */Lamium purpureum/*, a fekete peszterce */Ballota nigra/* és a vérehulló fecskefű */Chelidonium majus/* is.



1. ábra: Fotó a 17/A erdőrészletből

A terület magántulajdonban van, természetvédelmi oltalom alatt nem áll és nem része a Natura 2000 hálózatnak sem. A gyöngyösolymosi erdőtervezési körzetbe tartozik, melynek 93%-án (14108 ha) a vágásos üzem mód jellemző (ŐSZ et al. 2010), ahogyan az Apc 17/A erdőrészlet területén is. Az utolsó beavatkozás 2011-ben történt, törzskiválasztó gyérítés formájában.

A területileg illetékes vadgazdálkodó a Somlyóhegyi Vadásztársaság (VGE – 12-551360), amely az Északi hegy- és dombvidéki vadgazdálkodási táj, Nógrád-Cserhádi tájegységének legdélebbi tagja. A vadászterület kiterjedése 3674 hektár. Nagyvadfajok közül a vaddisznó, az őz és a muflon rendszeresen előfordul, az utóbbi faj a kedvező területi adottságok miatt nagy sűrűségben van jelen. A gímszarvas csak szórványosan jelenik meg a területen, vadgazdálkodási jelentősége kicsi. Az erdőállomány fafaj- és korosztályviszonyai miatt ezen a területen nincs különösebb gond az erdőgazdálkodókkal való összhang megteremtése terén. A Zagyva folyó előterében és a környező szántóterületeken apróvadas jellegűvé válik a táj, ahol a fácán */Phasianus colchicus/* és a mezei nyúl */Lepus europaeus/* mellett az őz is megtalálja életfeltételeit.



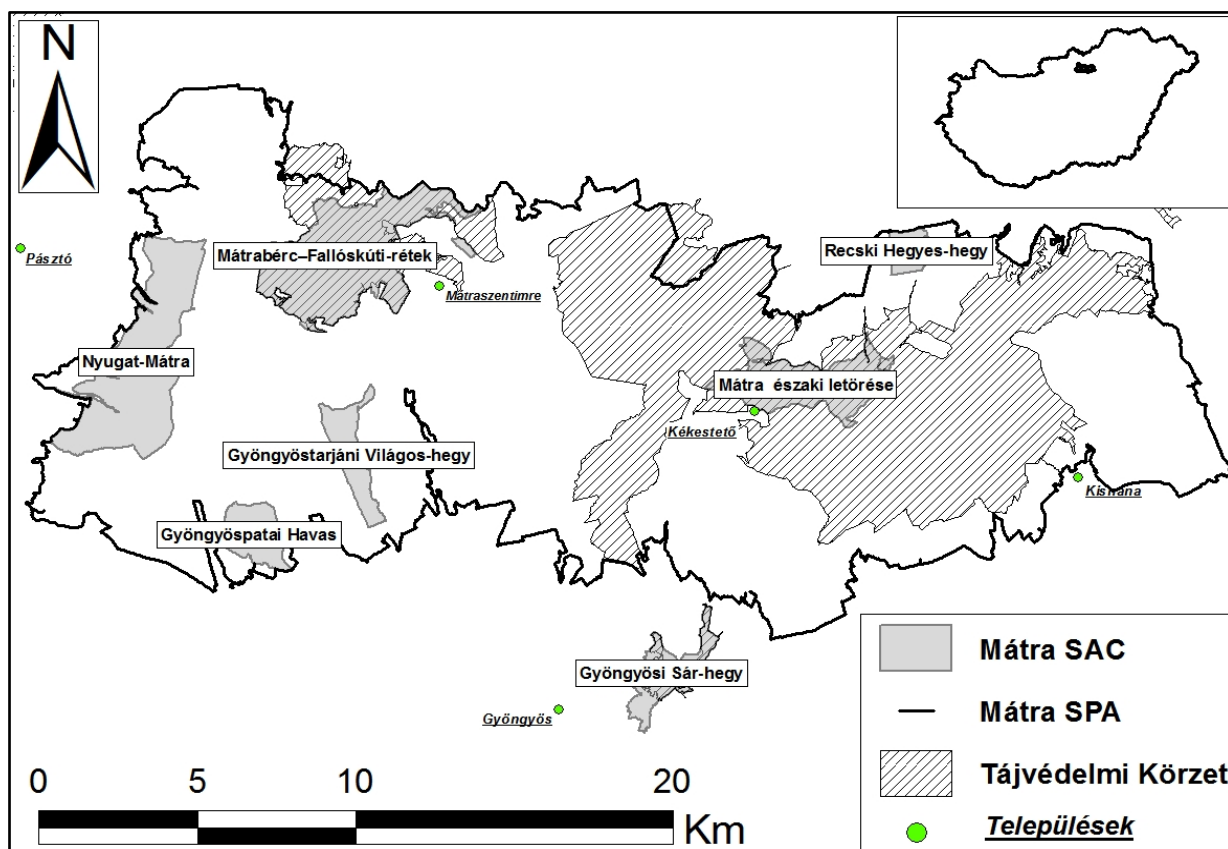
2. ábra: Fotó a 17/A erdőrészletben létesített vadkizáró kerítésről

### 3.3. A vadhatás vizsgálatok helyszínei:

#### A Mátra kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területei

A vadhatás felmérések helyszíneiként a Mátra hegység területén fekvő, Natura 2000 hálózatba tartozó *kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek* (Special Area of Conservation – SAC) erdőterületei szolgáltak, mindösszesen 4786 hektár kiterjedéssel. Valamennyi terület a Bükk Nemzeti Park működési területén helyezkedik el (2. térkép):

- Gyöngyösi Sár-hegy természetvédelmi terület – HUBN20046 (186 ha)
- Gyöngyöstarjáni Világos-hegy és Rossz-rétek – HUBN20048 (327 ha)
- Gyöngyöspatai Havas – HUBN20050 (325 ha)
- Nyugat-Mátra – HUBN20051 (1499 ha)
- Mátrabérc - Fallóskúti-rétek – HUBN20049 (1507 ha)
- Recski Hegyes-hegy – HUBN20044 (162 ha)
- Mátra északi letörése – HUBN20047 (780 ha)



2. térkép: A kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek földrajzi elhelyezkedése. SAC = kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület; SPA = különleges madárvédelmi terület. A hét terület közül hat darab a Mátra különleges madárvédelmi területének (Special Protection Area – SPA; 37307 ha), három pedig a Mátrai Tájvédelmi Körzetnek (11841 ha) is tagja (2. térkép).

Mindezekon felül két erdőrezervátum is megtalálható a térségben: A Kékes-észak erdőrezervátum (143 ha) a Mátra északi letörése területén; míg a Csörgő-völgy erdőrezervátum (133 ha) a Mátrabérc - Fallóskúti-rétek területén fekszik.

A Natura 2000 oltalom alá tartozó területek kijelölésének alapja az Európai Unió madárvédelmi (79/409/EGK majd 2009/147/EK) és élőhelyvédelmi irányelve (92/43/EGK). A direktívákban foglalt közösségi jelentőségű élőhelyek ún. *jelölő élőhelyek*, továbbá állat- és növényfajok ún. *jelölő fajok* előfordulása alapján történt meg a területek kijelölése, melyek állapotát rendszeresen monitorozni szükséges az adaptív védelem érdekében (MAGOS et al. 2010).

A hegység vulkanikus eredete miatt uralkodó talajképző kőzet az andezit, és a jelentős területeket fedő andezit- és riolittufa (DOBOS 2010). Leggyakoribb talajok az agyagbemosódásos barna erdőtalaj, a Ramann-féle barnaföld, az erubáz (fekete nyiroktalaj) és a vékony talajú sziklás térszíneken jellemző Ranker talaj. Kémhatásuk savas, átlagosan 5-6.5 között változik.

Az erdősültség 45-50%-os. Legelterjedtebb erdőtársulások a cseres-kocsánytalan tölgyesek */Quercetum petraeae-cerris/*, melyek a déli-Mátrában 250 m tengerszint feletti magasságtól kezdődően találhatóak (3. ábra), és akár 700 m-es, a szubmontán bükkösökre */Melittio-Fagetum/* jellemző szinten is találkozhatunk extrazonális állományjaival (SRAMKÓ és VOJTKÓ 2010).



3. ábra: Dús cserjeszintű cseres-kocsánytalan tölgyes a Gyöngyöspatai Havas területén

Pannon gyertyános-tölgyesek /*Quercus petraea-Carpinetum*/, szórványosan hegyvidéki gyertyános-tölgyesek /*Carici pilosae-Carpinetum*/ általában 600 m tengerszint feletti magasságig fordulnak elő (4. ábra).



4. ábra: Gyertyános-tölgyes a Recski Hegyes-hegy területén

A magasság emelkedésével fokozatosan szubmontán bükkösök (5. ábra), majd 800-850 m felett a montán bükkösök /*Aconito-Fagetum*/ jelennek meg. A Magas-Mátra és Nyugati-Mátra kistájakra jellemző nagy szintkülönbségek és meredek hegyoldalak miatt sokfelé előfordulnak szikla- és törmelékerdők /*Tilio-Fraxinetum excelsioris*/, déli kitettségekben molyhos tölgyesek /*Quercetalia pubescentis*/ virágos kőrissel és tatárjuharral (6. ábra). Szórványosan jellemzőek szurdokerdők /*Parietario-Aceretum*/ valamint a bükkösöknek megfelelő klímán a törmeléklejtő erdők /*Mercuriali-Tilietum*/ és a görgeteg sziklaerdők /*Rosa pendulinae-Tilietum platyphylli*/. Alacsonyabb magasságon telepített erdei fenyvesek /*Pinetum sylvestris cultum*/ és fekete fenyvesek /*Pinetum nigrae cultum*/; a magasabb részeken lucfenyvesek /*Piceetum abietis cultum*/ is találhatóak (SRAMKÓ és VOJTKÓ 2010), monokultúrában vagy lombelegyes állományokban.

A Mátra területének közel 75%-án az Egererdő Zrt. az illetékes erdő- és vadgazdálkodó. Az erdők túlnyomó része vágásos kezelésű (~80%), de növekvő arányt képviselnek a folyamatos erdőborítást biztosító átalakító és szálaló üzemmódban kezelt területek. Vadkizáró kerítéseket elsősorban cseres-tölgyes állományok felújításakor alkalmaznak, de az elkerített területek aránya az utóbbi 15 évben jelentősen (46%-al) csökkent a Társaság által kezelt erdőterületeken, 59%-ról a jelenlegi 13%-ra (HEJEL et al. 2016).



A térségben is növekvő tendenciát mutat a nagyvadállomány sűrűsége, egyedül a dámszarvas létszáma stagnáló, lévén hogy főként vadaskertekben tartott vadfaj (M2. melléklet 1. táblázat).



*5. ábra: Gyér cserjeszintű bükkös a Mátrabérc Fallóskúti-rétek területén*



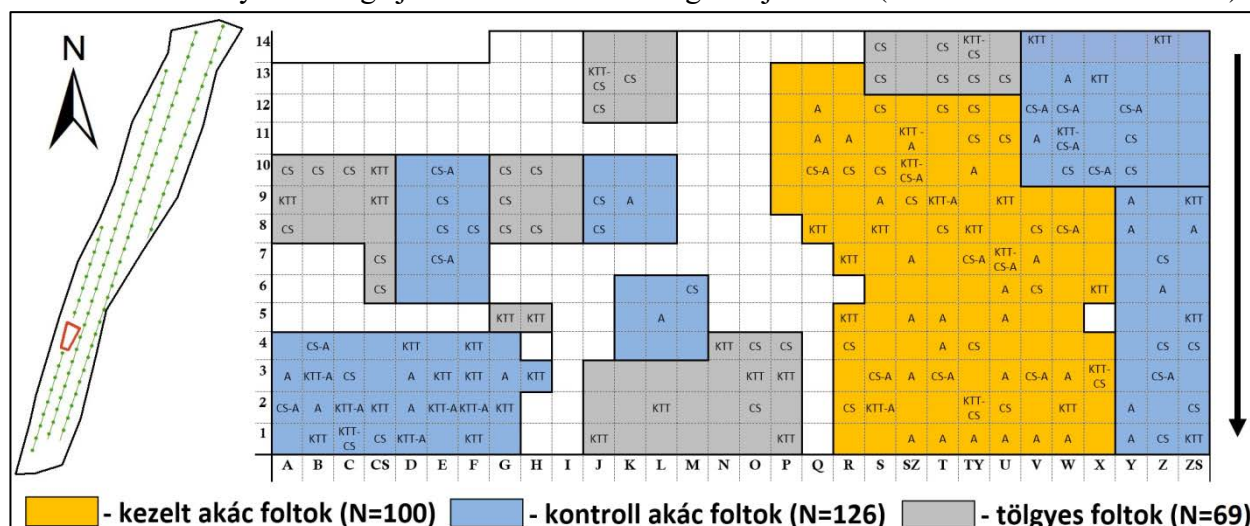
*6. ábra: Molyhos tölgyes a Nyugat-Mátra területén*

### 3.4. A szimulált vadragáshoz kapcsolódó vizsgálatok bemutatása

#### 3.4.1. A szimulált vadragás kísérletek módszertana

2014 márciusban, a vizsgálatok megkezdése előtt egy 420 m<sup>2</sup> alapterületű, 1,8 m magas elkerítést alakítottunk ki az Apc 17/A erdőrészlet DNY-i oldalában (2. ábra; M2. melléklet 1. ábra). A vadkizárásnak két célja volt: 1) a szimulált vadragás vizsgálatok zavartalanságának biztosítása; és 2) a vadkizárás hatására a legkorábban előforduló vegetációdinamikai jelenségek megfigyelése.

A teljes elkerített területet 1x1m kiterjedésű kvadrátokra osztottam fel, ilyen módon egy 30 oszlopból és 14 sorból álló hálózat jött létre (3. térkép), amelyen a szimulált vadragással kezelt csemetéket sokkal egyszerűbben meg lehetett találni a felmérések során. Az oszlopok határvonalait a kerítés szemben álló oldalaihoz kifeszített zsineggel, a sorok távolságát pedig 1 méterenként elhelyezett sárga jelzőkarókkal fizikailag is kijelöltem (M2. melléklet 2. és 3. ábra).



3. térkép: A külső mintavételezési vonalak és a kerített terület elhelyezkedése az Apc 17/A erdőrészletben (balra); és a benne kijelölt kvadrátháló növényzeti foltjainak térképe (középen). A jobb oldali nyíl a lejtés irányát jelöli az elkerített területen.

A kvadrátokban lévő betűk a szimulált vadragás vizsgálat szempontjából kiemelt fajok csemetéit jelölik: KTT = kocsánytalan tölgy; CS = csertölgy; A = fehér akác.

A szimulált vadragás kísérletek alanyai fehér akác csemeték voltak, amelyek nagyobb foltokban helyezkedtek el az elkerítés területén. Az állományalkotó kocsánytalan tölgy és csertölgy csemetéi a legtöbb kvadrátban megtalálhatóak voltak, néhol az akáccsemetékhez közel vagy azokkal együtt, néhol önmagukban álltak. Mindezek alapján három nagyobb növényzeti foltot (mint vizsgálati egység) különítettem el a területen a vizsgálatok kezdetén:

- **kezelt akác foltok:** azon kvadrátok csoportja, ahol a szimulált vadragással kezelt akáccsemeték és a hozzájuk közel (1 m) elhelyezkedő tölgycsemeték találhatóak; (100 db kvadrát; 58 db akác, 27 db kocsánytalan tölgy, 30 db csertölgy csemete)

- **kontroll akác foltok:** azon kvadrátok csoportja, ahol a kezeléssel nem érintett kontroll akáccsemeték és a hozzájuk közel (1 m) elhelyezkedő tölgycsemeték találhatóak; (126 db kvadrát; 63 db akác, 52 db kocsánytalan tölgy, 50 db csertölgy csemete)
- **tölgyes foltok:** azon kvadrátok csoportja, ahol csak tölgycsemeték fordulnak elő, és a csemeték 1 m-es körzetében sem található akác csemete; (69 db kvadrát; 22 db kocsánytalan tölgy, 41 db csertölgy csemete).

A kijelölés során különböző színű szalaggal jelöltem meg a kezelésre váró és kontroll akáccsemetéket, valamint a tölgycsemetéket.

A kezelt akácos foltokban lévő 58 db akác csemeten két alkalommal hajtottam végre kezelést: 2014 szeptemberben és egy évvel később 2015 szeptemberben. Mindkét időpontban egy erős vadragást szimulálva, a csemeték csúcshajtását és meglévő oldalhajtásainak a felét (darabszámban) távolítottam el, melyeket különböző beltartalmi laborvizsgálatok elvégzése céljából begyűjtöttem. Ezt követően évszakonként felvételeztem a kezelt-kontroll akáccsemeték és a kijelölt tölgycsemeték fontosabb biometriai adatait:

- **magasság** (mérőszalaggal mérve, cm-ben kifejezve)
  - *A csemete magassága: a talajfelszíntől a csemete csúcsáig (csúcshajtásig) mért függőleges távolság (VEPERDI 2008).*
- **hosszúság** (mérőszalaggal mérve, cm-ben kifejezve)
  - *A csemete talajszintből való kilépésétől indulva a mérőszalagot a törzsön végigvezetve egészen a legnagyobb magasságot adó hajtás végéig mért távolság.*
- **gyökfő vastagság** (tolómérővel mérve, mm-ben kifejezve)
  - *A talaj felszínéhez a lehető legközelebb mért szárátmérő.*
- **hajtásszám** (db)
  - *Az utolsó elágazást követő hajtásrészek darabszáma.*
- **levélszám** (db)
  - *Az egy hajtásra jutó levelek darabszáma (akác esetében az összetett levelek darabszámára, nem pedig a levélké darabszámára értendő).*
- **pálhatövisek száma** (db)
  - *Az egy hajtásra jutó pálhatövisek darabszáma (kizárólag akác esetében értelmezhető).*

Mindezek felül az időszakonként elpusztult csemeték regisztrálására is sor került.

### 3.4.2. Gyűjtött akáchajtások beltartalmi laborvizsgálatának ismertetése

A kezelt akácok eltávolított hajtásait mindkét kezelés alkalmával begyűjtöttem. Ezen felül a szabad területen álló, hasonló korú, nem rágott akácokról is gyűjtöttem hajtásokat a második (2015. évi) kezelés idején, a táplálóanyag-tartalom és a takarmányozási érték összehasonlításához:

- **Weende-analízis:** Segítségével pontosan meghatározható a takarmány szárazanyag tartalma és szerves alkotórészeinek aránya. Ez a módszer a különböző kémiai karakterű táplálóanyag-csoportokat (nyerszír, nyersfehérje, nyersrost, nitrogénmentes kivonható anyagok és nyershamu) szakszerűen, a gyakorlati takarmányozás céljait kielégítő módon választja el egymástól (SCHMIDT 2003).
- **Detergens rosttartalom (rostfrakciók) meghatározása** (Van Soest módszer): A rosttartalom jelentős hatással van a takarmányok emészthetőségére, ezáltal minőségükre is. A módszer segítségével a növényi sejtfal rostalkotóinak (hemicellulóz, cellulóz, lignin) elkülönítése és mennyiségi meghatározása válik lehetővé (VETÉSI 2005).
- **Tannin (csersav) tartalom meghatározása:** A növényi sejtfal elfásodása következtében megemelkedő lignin tartalom mellett egy másodlagos növényi anyag, a csersav (tannin) tartalom is jelentősen rontja a takarmány értékesülését. Ez a glikozidák közé tartozó antinutritív anyag elsősorban a fehérjék rosszabb emészthetőségén keresztül fejt ki negatív hatását (SCHMIDT 2003).

A Weende-analízist és a rosttartalom meghatározását a *SZIE Takarmányozástani Tanszék Laboratóriuma*; a csersav tartalom meghatározását a *Nébih Takarmányvizsgáló Nemzeti Referencia Laboratóriuma* végezte el a Magyar Takarmánykódex és a vonatkozó szabványok előírásai alapján.

### 3.5. A vegetáció-felmérésekhez kapcsolódó vizsgálatok bemutatása

#### 3.5.1. A vegetáció-felmérések módszertana

Az elkerített területen kialakított kvadrátháló jó eszköz volt a vegetációdinamikai felmérésekre is, hiszen így négyzetméteres pontossággal lehetett nyomon követni a változásokat. A vizsgálatok 2014-től kezdve tavasszal (április-május) és ősszel (október) történtek meg, amikor minden egyes kvadrátban (N=412) felmértem az ott található fásszárú fajok darabszámát, egyúttal magassági kategóriákba ( $h$ ) is soroltam őket, amely reprezentálta fejlettségüket is:

**1)  $h = 0 - 25$  cm (újulat)**

- azok a kisméretű fásszárú egyedek, melyek első lomblevelei már kifejlődtek, de még fejletlen hajtás- és gyökérrendszerrel rendelkeznek, ezért mind a biotikus mind az abiotikus környezeti hatásokra fokozottan érzékenyek

**2)  $h = 26 - 50$  cm (csemete)**

- azok a fásszárú egyedek, amelyek erőteljes gyökérfejlesztésük következtében vélhetően hosszú távon képesek tápanyagot felvenni a talajból, azon megeredni, és intenzív magassági növekedést produkálni, de a külső bolygató hatásokra még érzékenyek

**3)  $h = 51 - 200$  cm (fácska)**

- azok a fásszárú egyedek, amelyek kifejlett gyökérrzettel rendelkeznek, és fokozott magassági növekedésbe kezdenek a fényért való versengés miatt

**4)  $h = 200$  cm felett; mellmagassági átmérő ( $d_{1.3}$ )  $< 5$  cm (suháng)**

- a nagyvad szája alól hamarosan kinövő fásszárú egyedek, hajtásaik a cserjeszintben még megtalálhatók, és törzsük a nagyvad számára hozzáférhető felületet ad

**5)  $h = 200$  cm felett; mellmagassági átmérő ( $d_{1.3}$ )  $> 5$  cm (kifejlett fa)**

- a lombkoronaszintbe törekvő több tízéves faegyedek, hajtásaik a nagyvad számára általában már nem elérhetőek, de a törzsük igen

A magassági kategóriák elnevezése nem minden esetben követi a köznyelvben vagy erdészeti gyakorlatban megszokott formát, számomra itt az egyes csoportok jó elkülöníthetősége volt a cél. A kvadrátok pontos lehatárolásában a jelzőkarók és zsinegek segítettek, a fásszárúak magassági osztályozásához pedig egy erre a célra kialakított mérőbotot alkalmaztam. Ezzel egy időben kvadrátonként meghatároztam a lágyszárú fajok százalékos borítását is, faji elkülönítés nélkül. Ugyanezt az adatgyűjtést a 17/A erdőrészlet szabadon álló területén is elvégeztem. Itt 4 transzekt mentén, 100 db szisztematikusan elhelyezett kvadráton felvételeztem az adatokat, 2015 és 2016 májusában (3. térkép).

### 3.5.2. A talajtani vizsgálatok módszertana

A csemeték fejlődését alapjaiban meghatározó talajadottságok feltérképezéséhez kétféle mintavételt végeztünk el az elkerített területen 2014 októberben:

#### 1. Pürckhauer-féle talajmintavevő segítségével végzett helyszíni talajtani térképezés:

Az erre a célra szolgáló szűrőbottal (M2. melléklet 4. ábra) 13 db kvadrátból vettünk talajmintát az M2. melléklet 5. ábra szerinti elrendezésben, figyelembe véve a lejtésből adódó eróziós hatásokat is (FEHÉR et al. 2014a). Ez a módszer tájékoztató jellegű információkat szolgáltat a talajszelvény felépítésére és fizikai tulajdonságaira vonatkozóan:

- talajszintek elkülönítése Munsell-színskála segítségével, talajszintek vastagságának meghatározása, fizikai féleség és talajszerkezet helyszíni meghatározása, tömödöttség érzékszervi meghatározása.

#### 2. Bővített talajtani laborvizsgálatok: A szűrőbottal megmintázott kvadrátokkal részben átfedésben, 17 db kvadrátból talajmintát is vettünk a felső 25 cm-es szintből az M2. melléklet 5. ábra szerinti elrendezésben (FEHÉR et al. 2016a). A gyűjtött talajminták laborvizsgálata során az alábbi tényezők mérésére került sor BUZÁS (1988, 1993) és DEBRECZENI (1991) vizsgálati módszertana alapján:

- Arany-féle kötöttség ( $KA$ ) – a talaj kötöttségének meghatározásához; hidrolitos aciditás ( $yI$  érték) – a talajsavanyúság megítéléséhez; kémhatás ( $pH$ ); vízben oldható sótartalom (%); szénsavas mésztartalom ( $CaCO_3$  %); humusztartalom (%); összes szerves széntartalom ( $TOC$ ).
- Nitrogén tartalom ( $NH_4^+$  és  $NO_3^-$   $mg/kg$ ); foszfor tartalom ( $P_2O_5$   $mg/kg$ ) – ammónium-laktát (AL) módszerrel; kálium tartalom ( $K_2O$   $mg/kg$ ) – ammónium-laktát (AL) módszerrel; mangán tartalom ( $HNO_3$  kivonatból  $mg/kg$ ).

A laborvizsgálatokat a SZIE Talajtani és Agrokémiai Tanszék Laboratóriuma végezte el.

A gyűjtött talajtani adatokat egyrészt az akác jelenléte/hiánya szerint, másrészt a lejtés mértéke (lejtő teteje – lejtő közepe – lejtő alja) szerint csoportosítottam és értékeltem. Akác jelenlétében a vélt nitrogén felhalmozódás, a lejtőszög tekintetében pedig az eróziós hatások (várhatóan erősebb kilúgzás és alacsonyabb humusztartalom a lejtő tetején) gyakorolhatnak erős korlátozó hatást a tölgycsemeték és egyéb fásszárúak fejlődésére.

### 3.6. A vadhatás felmérésekhez kapcsolódó vizsgálatok bemutatása

#### 3.6.1. A vadhatás felmérések módszertana

A vadhatás-felmérés módszertanilag öt nagyobb vizsgálati elemből épül fel (FEHÉR et al. 2014b), és túlnyomó többségben mintapontokhoz kapcsolódó adatrögzítés történik:

##### 1. Az újulati szintben és a cserjeszintben rendelkezésre álló növénykínálat jellemzőinek felmérése és az itt tapasztalt vadragás szelektivitásának vizsgálata

A cserjeszint táplálékkínálatának és rágottságának felméréséhez a kitűzött mintapontokon egy 50x50x30 cm kiterjedésű mintatérben megszámláltuk a fásszárú fajok ép és rágott hajtásvégeit. A hajtásszámlálást a nagyvadfajok által elérhető magasságig 0-2 m szintben végeztük el, mely a keret méreteiből adódóan 0-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm és 150-200 cm magassági kategóriákra osztható fel.

*A hazai növényevő nagyvadfajok kivétel nélkül kérődzők, felső fogsorukból a metszőfogak hiányoznak. Ezért rágásuk egy tépőmozdulattal történik. Az általuk megrágott hajtásvégen egy szálszerűen lelógó növényi rész marad vissza, ami idővel beszáradhat. Maga a vadragás könnyen felismerhető, de az okozó vad faj nem azonosítható egyértelműen.*

##### 2. Csemetesűrűség meghatározása és a csemetéket érő vadragás minőségi osztályozása

Az erre vonatkozó adatgyűjtés valamennyi mintaponton egy 4 m<sup>2</sup> alapterületű körben történt, ahol az állományalkotó fafajok csemetéinek és 5 cm-nél kisebb mellmagassági átmérőjű idősebb egyedeinek rágottságát mértük fel. A fajhatározást követően az egyedeket a rágottság fokozata szerint kategorizáltuk: nem rágott (NR), csak csúcshajtáson rágott (C), csak oldalhajtáson rágott (O), csúcs- és oldalhajtáson rágott (CO) és torz (T) csoportokba. A csemetéket/fácskákat magasság szerint is elkülönítettük 0-50 cm; 50-200 cm; és 200 cm feletti osztályokba, reprezentálva így az egyes fejlettségi állapotokat is.

##### 3. Törzskínálat meghatározása és nagyvadfajok általi használatuk felmérése

A felmérések során mintapontonként 10 m<sup>2</sup> alapterületű körben megmértük az 1.3 m magasságot meghaladó, a patások számára hozzáférhető törzsfelülettel rendelkező fásszárú egyedek törzskerületét és meghatároztuk minden egyed faji hovatartozását. Nagyvadnak tulajdonítható sérülés esetén a vadhatást: 1) hántás, 2) agancssal okozott sérülés, vagy 3) dörgölözés kategóriába soroltuk be, majd annak horizontális (0; 25; 50; 75; 100%) és vertikális (sérülés legalacsonyabb-legmagasabb pontja) kiterjedését is regisztráltuk.

*Kéreghántás során a nagyvad metszőfogaival megkezdte a kérget, majd hosszanti mozdulatokkal letépi a törzsről, hosszanti irányú kéregsérülést hátrahagyva a fa törzsén.*

*Az agancs tisztítása során az állatok az elkészült agancs felületéről távolítják el az elhalt bőrképleteket, változó kiterjedésű és mélységű sérülést okozva a fa kérgén. Ennek súlyosabb formája az agancsverés, amikor az állatok a fák vékonyabb ágait is letörik agancsaikkal, vagy fiatalabb fa estén a törzsét is kettétörik.*

*Dörgölöző fákat leggyakrabban a vaddisznó hoz létre, hogy megszabaduljon a dagonyázás közben ráragadt sártól, ill. a külső élősködőktől. Általában 20-150 cm-es magasságban található, kikoptatott, sima felületű kéregrész található a törzsön, változó kiterjedésben.*

#### **4. Vaddisznó által okozott talajbolygatások vizsgálata és felmérése**

A vaddisznótúrásokat mintapontonként egy 10 m<sup>2</sup>-es körben vizsgáltuk. Felszíni kiterjedését %-os arányban határoztuk meg a kör területéhez képest, öt kategóriára osztva (nincs - 0%; 1-25%; 26-50%; 51-75%; 76-100%). Mélységét három csoportra bontva adtuk meg: 1. csak az avarszint bolygatott, 2. a talaj felső rétege is bolygatott, 3. a talaj mélyebb rétege is bolygatott.

*A vaddisznótúrás a környező ép talajfelszíntől szembeűnően elüt, benne változó mélységben átforgatott talajt találunk, az avar és a földréteg keveredik. Több esetben a vaddisznó nyoma esetleg hullatéka is megtalálható a túrásban vagy környékén.*

#### **5. Patás vadfajok területhasználati intenzitásának felmérése**

A patás vadfajok hulladék- és fekhelysűrűségét a mintavételre kijelölt transzekteken végighaladva mintapontokon, és azok között haladva folyamatosan mértük, és db/km formában adtuk meg.

*A kérődzők hullatéka hosszúkás bogyszerű képletekből áll, amelyek fajtól függően gyakran összetapadnak. A mindenevő vaddisznó hullatéka javarészt nagyobb homogén képletekből áll össze, ezért jól megkülönböztethető a kérődzőkétől.*

*A fekhely a talajon az elfekvő patások által hátrahagyott bemélyedő folt, mely környezetétől jellegzetesen eltér (lenyomott aljnövényzet, elkapart avar). Mérete a használó állat méreteitől függ, esetenként hullatékot, lábnyomot, szőrszalakat vagy vizeletnyomokat is találhatunk a környékén, de a használó vadfaj biztos elkülönítése sokszor nem lehetséges.*

A vadhatás felmérés során valamennyi mintaponton végrehajtásra kerültek ezek a vizsgálatok, amelyekkel minden esetben megmért és számszerű adatokhoz jutottunk. A vadjelek megbízható felismeréséhez és a módszer pontos végrehajtásához egy-egy terepi útmutatót is összeállítottunk (KATONA et al. 2013a, 2013b), ami alapján egy online multimédiás kurzus is készült a *Webuni.hu* oktatási felületén (SZEMETHY et al. 2016).



### **3.6.2. A vadhatás felmérés terepi megvalósítása**

A Mátra hét kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területét érintő felméréseket (2. térkép) előzetes terepi bejárás és a mintavételezési útvonalak kijelölése előzte meg 2014 január-április között. A felmérés megtervezésekor figyelembe vettük az ilyen jellegű vizsgálatoknál szükséges reprezentativitást biztosító kritériumokat (SZEMETHY et al. 2013). Mind a hét helyszínen 3 db egyenként 100 mintapontból álló transzektet jelöltünk ki a területet jól jellemző erdőtípusokban (M2. melléklet 6. ábra). A vonalak hossza átlagosan 1560 ( $\pm 540$ ) m volt; a mintapontok egymástól egyenlő távolságra helyezkedtek el. Így a 7 db területen 21 db transzektéről mindösszesen 2100 mintapont adatai alapján tudtuk jellemezni a vadhatásokat (FEHÉR et al. 2016b).

A vizsgálatokra 2014 június 16 és június 27 között került sor. A felmérést végzők az 'FM ASZK - Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola' erdész- és vadgazdálkodási technikus végzős, érettségizett tanulói közül kerültek ki (12 fő). Előzetesen számukra elméleti oktatást és terepi gyakorlati felkészítést tartottunk. Munkájukat a Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársaival, valamint a módszertant jól ismerő vadgazda hallgatókkal közvetlenül irányítottuk és ellenőriztük. A feladatköröket a felmérést végzők és a munkát segítő felügyelők részére meghatároztuk, amiről a résztvevők előzetesen írásban is tájékoztatást kaptak. A felmérést végzők párokban dolgoztak, térképpel, tájolóval és terepi GPS-el felszerelve ellenőrizték a helyes nyomvonalkövetést és rögzítették a mintapontok helyét (M2. melléklet 7. ábra). Az 50x50x30 cm ürméretű mintatér kijelöléséhez egy speciális keretet; a mintakörök kijelöléséhez pedig egy 1.78 m hosszúságú botot használtak (a 10 m<sup>2</sup> területű kör kijelöléséhez), rajta 1.13 m-nél elhelyezett jelöléssel (a 4 m<sup>2</sup> területű kör kijelöléséhez). A törzskerület méréséhez műanyag mérőszalagot (szabócenti) használtak. Az adatokat a felméréshez tematikusan összeállított adatlapokon rögzítették.

## **3.7. Adatfeldolgozás**

### **3.7.1. A szimulált vadrágás vizsgálatok adatainak feldolgozása**

Az akác és a tölgy csemetékről rendszeresen gyűjtött adatokat 1) a csemeték egyedi azonosítójához és 2) a releváns növényzeti folt típusához (kezelt akác folt; kontroll akác folt; tölgyes folt) kötve a Microsoft Excel táblázatkezelő programban, szűrhető módon rögzítettem. Mivel a csemeték fejlődését befolyásoló hatásokat vizsgáltam, ezért az egymást követő időpontok között történt változások adataival dolgoztam, tehát egy adott csemete adott időpontban mért/számolt változóinak értékéből vontam ki a megelőző felmérés releváns értékeit. Az így kapott különbségek számtani átlagát és szórását minden egyes növényzeti foltra kiszámítottam.

A levelesség és az akác pálhatóvisek esetében a hajtásszámra vonatkoztatva (arány formájában) számítottam ki a változásokat minden csemete esetében, majd azokat a növényzeti foltok szerint csoportosítva átlagoltam. Ezek az arányszámok megbízhatóbb értékelést tesznek lehetővé akkor is, ha az egyes növényzeti foltok csemetái már a kiinduláskor statisztikailag különböznek egymástól a levélszám vagy pálhatóvisek mennyiségében. A felmért változók közül a csemeték magasság változásáról és gyökfő vastagság változásáról nem számolok be részletesen a dolgozatban. Ezt az előbbi változónál a hosszúság adatokkal történt nagyfokú egyezés, utóbbi változónál a kismértékű változások indokolják.

Az időszakonként jelentkező csemetepusztulást nem abszolút értékben, hanem arány formájában fejeztem ki. A mortalitási arányt fafajonként, a mortalitási adatok kumulált értékeiből a teljes induló csemeteszámmal vonatkoztatva számoltam valamennyi növényzeti foltban, megkülönböztetve az aktuális időszakban történt mortalitást a korábbiaktól.

A csemeték növekedését és fejlődését jellemző változók statisztikai összehasonlításához a kérdés jellegétől függően különböző statisztikai próbákat alkalmaztam (2. táblázat). Az adatok normál eloszlását Kolmogorov-Smirnov teszttel vizsgáltam, egyúttal meghatározva azt is, hogy az összehasonlításához paraméteres próbát kell-e használnom vagy sem.

2. táblázat: Az alkalmazott statisztikai próbák táblázata

	paraméteres próbák	nem paraméteres próbák
<b>két független minta esetén</b> (pl. akác kezelt és akác kontroll csoport hosszúság változásának összehasonlítása egy időszakban)	<i>t-próba; Welch-próba</i>	<i>Mann-Whitney U-teszt</i>
<b>kettőnél több független minta esetén</b> (pl: tölgycsemeték növekedésének összehasonlítása a három növényzeti foltban, egy időszakban)	<i>egytényezős varianciaanalízis + Dunn post-hoc teszt</i>	<i>Kruskal-Wallis teszt + Dunn post-hoc teszt</i>
<b>két nem független minta esetén</b> (pl: két különböző időszak összehasonlítása kezelt akácok esetében)	<i>páros t-próba</i>	<i>Wilcoxon-féle előjeles rang próba</i>
<b>kettőnél több nem független minta esetén</b> (pl: kettőnél több időszak változásainak összehasonlítása ugyanazon csoportba tartozó tölgyek esetén)	<i>ismételt méréses varianciaanalízis</i>	<i>Friedman-teszt + Dunn post-hoc teszt</i>
<b>mortalitás összehasonlítása a növényzeti foltok között</b>	<i><math>\chi^2</math> (<math>Chi^2</math>) homogenitás teszt</i>	

### 3.7.2. A vegetáció-felmérések adatainak feldolgozása

A félévente regisztrált adatokkal a vadkizárás hatására felszaporodó, ill. háttérbe szoruló fásszárúak horizontális és vertikális megoszlását tudtam monitorozni, többféle szempontból:

- **előfordulási arány (frekvencia):** az adott fásszárú faj által elfoglalt kvadrátok száma az összes kvadráthoz viszonyítva (százalékos érték)
- **egyedsűrűség (denzitás):** az adott faj átlagos egyedszáma kvadrátonként ( $\text{db/m}^2$ )
- **egyedsűrűség magassági kategória szerint:** az 'újulat-csemete-fácaska-suháng-kifejlett' kategóriákba tartozó fásszárúak denzitása ( $\text{db/m}^2$ )
- **fásszárú diverzitás:**
  - o **fajsám (S):** fásszárú fajok átlagos száma kvadrátonként ( $\text{db/m}^2$ )
  - o **Shannon-Wiener vagy Shannon-Weaver index (H):** Az előforduló fásszárú fajok egymáshoz viszonyított relatív gyakoriságával ( $p_i$ ) operál. A rendszer rendezettségét számszerűsíti (BENEDEK 2012), érzékeny a ritka fajok jelenlétére. A nagyobb érték nagyobb diverzitást jelent.

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

- o **Egyenletesség (E):** Azt mutatja meg, hogy a teljes fásszárú egyedszám mennyire egyenletesen oszlik meg a területen előforduló fásszárú fajok között. „Legideálisabb” az az állapot, amikor minden faj egyenlő egyedsűrűségben van jelen. Értéke 0-1 között változhat, a nagyobb érték nagyobb diverzitást jelent.

$$E = \frac{H}{\ln S}$$

- o **Simpson-Yule index (D):** Annak valószínűségét fejezi ki, hogy két véletlenszerűen kiválasztott egyed mekkora eséllyel tartozik két különböző fajba. A domináns fajok jelenlétére érzékenyebb. Értéke 0-1 között változhat, a számolás menete miatt a kisebb értékek jelentenek nagyobb diverzitást. Képletében az  $N$  a teljes egyedszámot,  $n_i$  az  $i$  faj egyedszámát jelöli.

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Az adatokat szintén az Excel táblázatkezelő programban dolgoztam fel, az alkalmazott statisztikák esetében a 2. táblázatban már közölt próbákat használtam. Az előfordulási arányok (frekvencia) statisztikai összehasonlításához  $\chi^2$  homogenitás tesztet alkalmaztam.

### 3.7.3. A vadhatás felmérések adatainak feldolgozása

A terepi felmérések során gyűjtött mintegy 70.000 adat rendszerezéséhez és hatékony kiértékeléséhez a terepi jegyzőkönyvek felépítéséhez illeszkedő önszámoló táblázatot állítottunk össze, az Excel programba beépített matematikai, logikai és statisztikai függvények kombinálásával. A kiértékelő űrlap segítségével lehetőség nyílt átfogó elemzések elvégzésére:

#### 1) A cserjeszint fásszárú növénykínálatának és a vadragás szelektivitásának értékeléséhez számított mutatók:

- fa- és cserjefajok átlagos hajtáskínálata (ezer db/hektár formában kifejezve)
- cserjeszinttel rendelkező mintapontok aránya (százalékban kifejezve)
- mintapontonkénti átlagos fásszárú fajszám (db/mintapont formában kifejezve)
- rágott hajtásokkal rendelkező mintapontok aránya (százalékban kifejezve)
- átlagos rágottsági arány (az összes rágott hajtás és az összes számolt hajtás darabszámának hányadosa mintapontonként meghatározva, majd átlagolva)
- átlagos fajon belüli rágottsági arány (az adott növényfaj rágott és összes számolt hajtásának hányadosa mintapontonként meghatározva, majd átlagolva)
- a gyakori és ritka, valamint a nagyvadfajok által preferált és elkerült fásszárú fajok meghatározása Bonferroni-próba és Jacobs-index alapján:

*A statisztikai analízis alapja a  $\chi^2$  illeszkedés teszt, ami a gyűjtött kínálati vagy rágottság adatok alapján határozza meg, hogy illeszkedik-e a fajösszetételre vonatkozó empirikus eloszlás a kiszámított független eloszláshoz. Szignifikáns különbség esetén az ún. Bonferroni-féle Z-teszt (NEU et al. 1974; BYERS et al. 1984) segítségével meghatározhatók a gyakori növények (a kínálati adatokból) és a nagyvadfajok által preferált növények (a rágottsági adatokból).*

*A fenti statisztika ún. Jacobs-index számításával is kiegészíthető (JACOBS 1974), ami számszerűen adja meg a preferencia vagy az elkerülés mértékét. Értéke (D) -1 és +1 között változik, a nagyobb érték magasabb kedveltséget jelent:*

$$D = \frac{r - p}{r + p - 2rp}$$

*ahol  $r$  = adott faj rágott hajtásai/összes rágott hajtás aránya*

*$p$  = az adott faj kínált hajtásai/összes kínált hajtás aránya*

## **2) A csemetesűrűség és a csemetéket érő vadrágás értékeléséhez számított mutatók:**

- állományalkotó fafajok átlagos csemetesűrűsége (ezer db/hektár formában kifejezve)
- csemetével rendelkező mintapontok aránya (százalékban kifejezve)
- rágott csemetével rendelkező mintapontok aránya (százalékban kifejezve)
- átlagos rágottsági arány (a rágott csemeték és az összes számolt csemete darabszámának hányadosa mintapontonként meghatározva, majd átlagolva)
- csúcsrágott csemeték aránya (a csúcsrágott csemeték és az összes számolt csemete darabszámának hányadosa mintapontonként meghatározva, majd átlagolva)

## **3) A törzskínálat és a nagyvadfajok törzshasználatának értékeléséhez számított mutatók:**

- átlagos törzssűrűség (fajok szerinti bontásban, db/hektár formában kifejezve)
- törzsekkel rendelkező, és a nagyvad által használt törzsekkel rendelkező mintapontok aránya (százalékban kifejezve)
- nagyvad által használt törzsek sűrűsége (fajok szerinti bontásban, db/hektár formában kifejezve)
- a kínált és a nagyvad által használt törzsek kerülete (medián, fajok szerinti bontásban, cm-ben kifejezve)
  - különböző sérülések: hántás, agancsverés, dörzsölés szerint is csoportosítva
- Bonferroni-teszt és Jacobs-index számítása a nagyvad által preferált fásszárú fajok és törzsméretek meghatározásához

## **4) A vaddisznótúrásokról gyűjtött adatok értékelése**

- vaddisznótúrással érintett mintapontok aránya (százalékban kifejezve)
  - a túrás erőssége (mélység és kiterjedés) szerint csoportosítva
- vaddisznó által bolygatott terület kiterjedése (százalékban kifejezve)
  - a túrás erőssége (mélység és kiterjedés) szerint csoportosítva

## **5) Nagyvad területhasználati indexek értékelése**

- nagyvadfajok hulladék- és fekhelysűrűsége (fajok szerint elkülönítve, db/km formában kifejezve)

A terjedelmes kiértékelés előtt a mintapontokat a jellemző erdőtypusokba soroltuk be aszerint, hogy a mintavételi útvonalak milyen elegyarányú erdőrészeket érintettek, és milyen erdőállományokban történt adatrögzítés a mintavételi pontokon. Az eredmények mennyisége miatt a dolgozatban csak a négy legfontosabb erdőtypus alapján rendeztem a mintapontok adatait:

1) Bükkösök (N = 501 mintapont)

➤ elegyes és egyetlen bükkös erdőállományok

2) Gyertyános-tölgyesek (N = 297 mintapont)

3) Cseres-tölgyesek (N = 707 mintapont)

4) Fenyő elegyes és egyéb lombos fajokkal elegyes erdőtypusok (N = 595 mintapont)

➤ tőelegyes erdők valamint olyan erdőrészek, ahol a molyhos tölgy, a vörös tölgy, a kőrisek, vagy az akác relatívan magas elegyaránya (min. 10%) miatt állományalkotó fafajnak minősül.

„Márpedig a Természet Nagy Titokkönyvét senki se tudja maradéktalanul kitanulni... Annak a csodákkal telt tudománynak mindnyájan csak többé-kevésbé tökéletlen tanítványai, s minél öregebbek leszünk, minél többet tanulunk, annál alázatosabb hallgatói lehetünk.”

(Széchenyi Zsigmond: *Ahogy elkezdődött*)

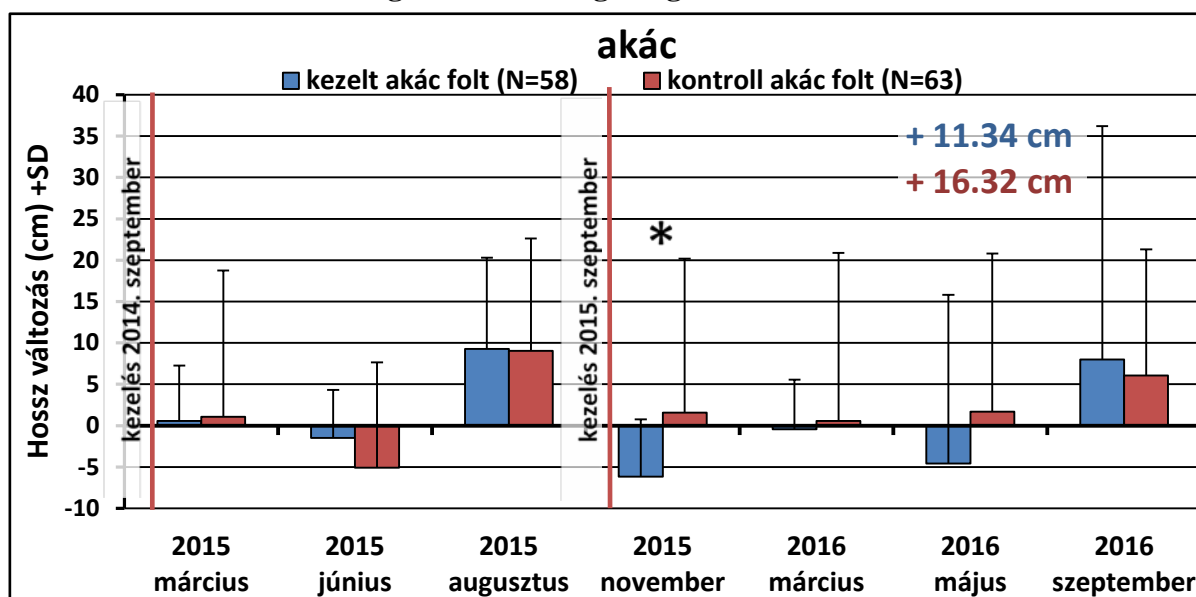
## 4. EREDMÉNYEK

### 4.1. Képes-e korlátozni egy erőteljes vadrágás az akác fejlődését és túlélését; valamint negatívan befolyásolni a beltartalmi értékeit?

#### Kezelt és kontroll csoportok kiindulási állapota:

A vizsgált tényezők (hossz, hajtásszám, levelesség, pálhátövisék száma) közül csak a hajtásszám esetében állt fenn statisztikai különbség a kezelésre kijelölt ( $1.76 \pm 1.5$  db) és a kontroll csoport ( $5.37 \pm 4.4$  db) között a vizsgálatok kezdetén (Mann-Whitney:  $U=644$   $U'=3011$ ,  $p<0.001$ ,  $n_1=58$ ,  $n_2=63$ ). A csemeték kiindulási adatsora az M2. melléklet 2. táblázatban található.

#### 4.1.1. Korlátozza-e a vadrágás az akác magassági növekedését?



7. ábra: A kezelt és kontroll akáccsemeték átlagos hosszúság változása. A különböző színű számok az egyes csoportok teljes időszakra vetített átlagos változását jelzik.

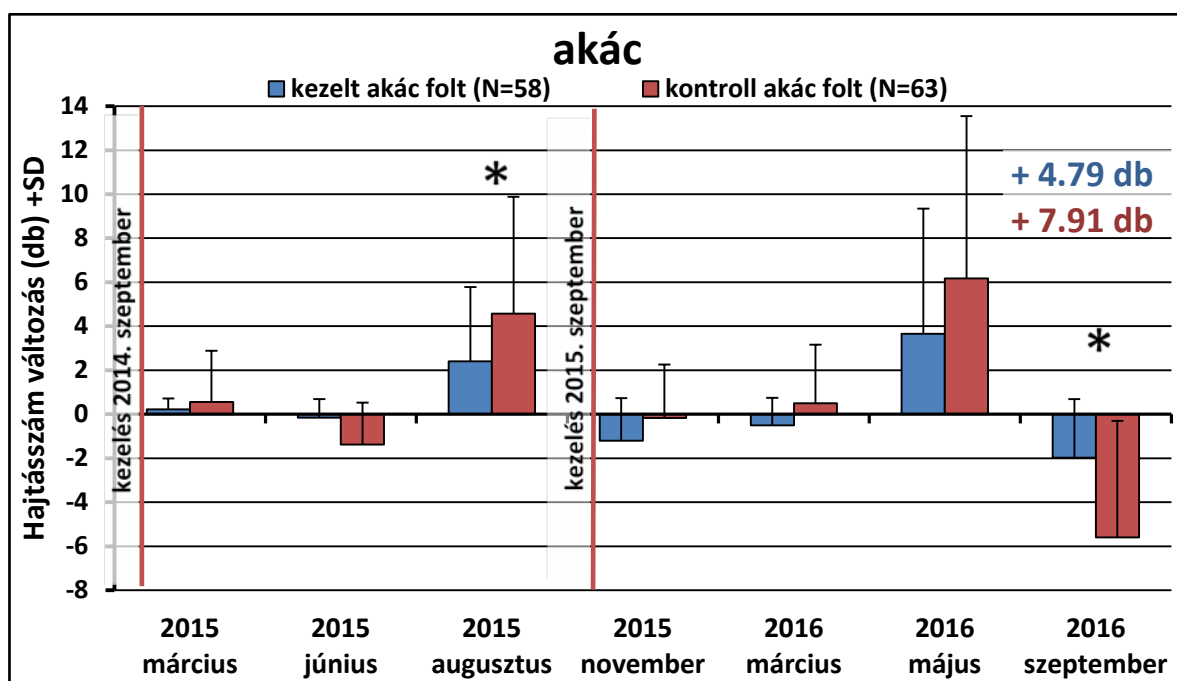
A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

A szimulált vadrágással érintett akáccsemeték növekedését illetően lemaradás az első kezelést követő évben csak enyhén, míg a második kezelést követő évben már erőteljesebben jelentkezett (7. ábra). A 2014. év késő őszi (ld. 2015 március) és a 2015. év tavaszi (ld. 2015 június) időszakában a visszaesett növekedés nem volt jelentős a kontroll csoporthoz képest, hiszen a kezeléssel nem érintett egyedeknél átlagban még nagyobb volt a negatív irányú változás (ld. 2015 június). Jelentősebb különbség a második kezelést követően, 2015 ősz - 2016 tavasz időszakában alakult ki (ld. 2015 november és május), ahol a kontroll csoport egyedeinél rendre pozitív; míg a kezelt csoportnál sorozatosan negatív átlagértéket vett fel a hosszúság változás.

A kezelt akácok összesített növekedése a 2016 szeptemberi ellenőrzésig átlagosan 11.34 cm ( $\pm 27.7$ ) a kontrolloké 16.32 cm ( $\pm 18$ ) volt. Ez az 5 cm-es különbség nem számottevő, ráadásul mindkét kezelés után erőteljes kompenzáció figyelhető meg a visszavágott akácegyedeknél a nyári időszakban (ld. 2015 augusztus és 2016 szeptember), ami ekkoriban kontroll csoport növekedését is meghaladta. Viszont a két csoport közötti különbségek csupán abszolút értékben voltak észrevehetőek, statisztikailag már nem volt kimutatható eltérés közöttük (Welch:  $t=0.7$ ,  $p=0.49$ ,  $df=27$ ).

A szimulált vadrágás befolyásolta ugyan a kezelt akácok növekedési ütemét, de az ismételt kezelést követő 1 év elteltével sem volt kimutatható eltérés a kontroll csoporthoz képest. Ez részben a kezelt akácok esetében tapasztalt kompenzáló növekedéssel magyarázható.

#### 4.1.2. Korlátozza-e a vadrágás az akác hajtásképzését?



8. ábra: A kezelt és kontroll akáccsemeték átlagos hajtásszám változása. A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

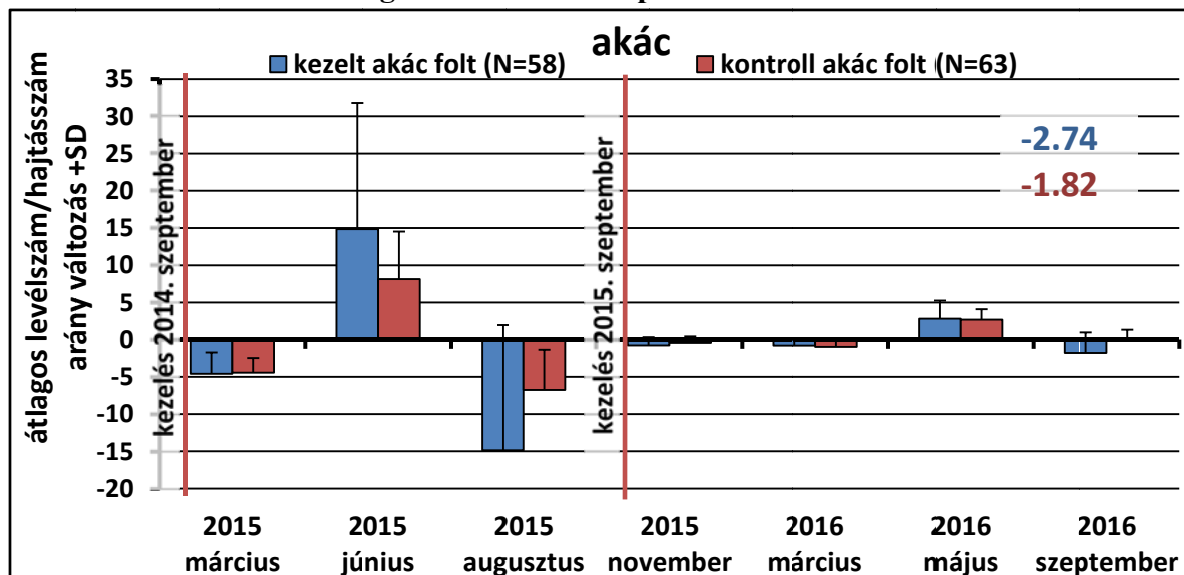
A hajtásszám gyarapodás tekintetében (8. ábra) is hasonló tendencia figyelhető meg a kezelt csoportnál, mint a hosszúságváltozás esetében. Az első szimulált vadrágás kezelést követően szinte semmilyen jelentős negatív eltérés nem jelentkezett, csupán a második kezelés után volt kimutatható kismértékű hajtásszám csökkenés, ami sem a novemberi (Mann-Whitney U-teszt:  $p=0.07$ ) sem a márciusi ( $p=0.07$ ) felmérésnél nem volt szignifikáns a kontroll csoporthoz képest. A hajtásképzés a 2015 évben a nyári; a 2016 évben a tavaszi időszakban volt jelentős mind a kezelt mind a kontroll akácegyedek esetében, de a kezeléssel érintett csoport mindkét évben alulmaradt a kontroll akácokhoz képest. 2015-ben ez a különbség szignifikáns volt (Welch:  $t=2.42$ ,  $p=0.02$ ,  $df=85$ ), 2016-ban viszont nem (Welch:  $t=1.47$ ,  $p=0.15$ ,  $df=56$ ).



Össességében a kezelt példányok átlagos hajtásszám gyarapodása 4.79 db ( $\pm 6.21$ ), míg a kontrolloké ennek másfélszerese, 7.91 db ( $\pm 8.78$ ) volt, de statisztikai különbség nem jelentkezett (Welch:  $t=1.47$ ,  $p=0.15$ ,  $df=47$ ). 2016 májust követően nagymértékű csökkenés figyelhető meg mindkét csoportnál, ami kontroll egyedeknél statisztikailag is erőteljesebb volt (Welch:  $t=3.12$ ,  $p=0.003$ ,  $df=44$ ), vélhetően a kontroll akácok magasabb hajtásszáma miatt is (mivel a több hajtás több potenciális veszteséget is jelent). A vizsgálatok kezdetén a kezelt-kontroll csoportok között fennálló különbség továbbra is megmaradt az egy egyedre jutó átlagos hajtásszámot illetően (kezelt:  $7.8 \pm 6.4$  db, kontroll:  $14.4 \pm 12.1$  db; Welch:  $t=2.4$ ,  $p=0.02$ ,  $df=44$ ).

*A szimulált vadragás nem korlátozta jelentős mértékben a kezelt akácok hajtásképzését. A vegetációs időszakok alatt a kezelt egyedek hajtásképzése abszolút értékben elmaradt a kontroll csoportétól, viszont ismeretlen okból a kontroll egyedeknél erőteljes hajtásszám csökkenés jelentkezett az utolsó időszakban.*

#### 4.1.3. Korlátozza-e a vadragás az akác levélképzését?



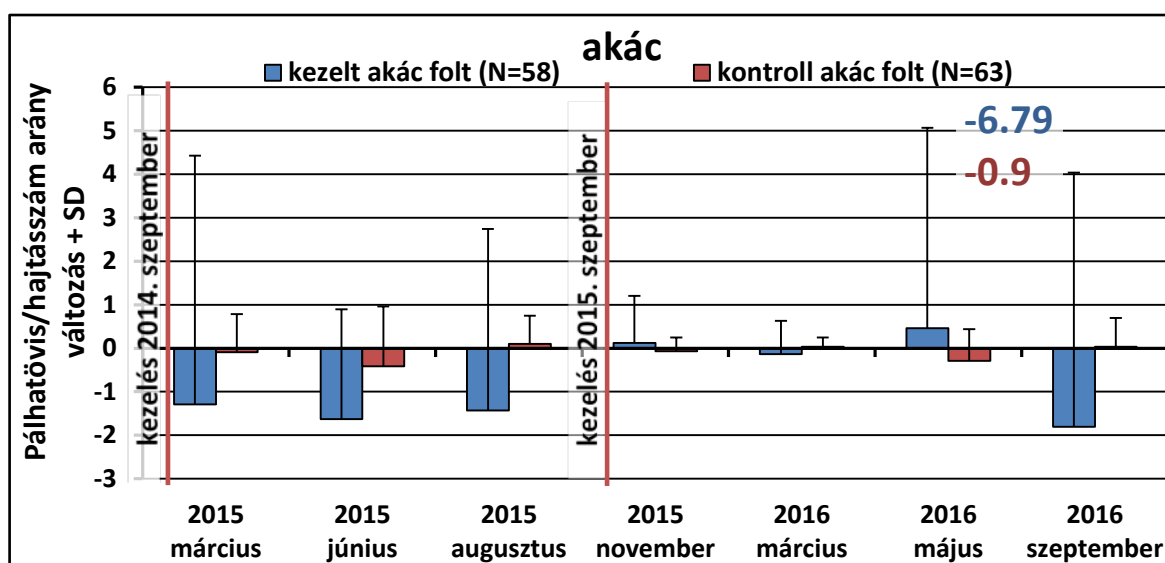
9. ábra: A kezelt és a kontroll akáccsemeték egy hajtására jutó levélszámának átlagos változása.

Az egy hajtásra jutó levélszám-gyarapodás nagyon változékony volt 2015 és 2016 között (9. ábra). Az első szimulált vadragást követő tavasszal (ld. 2015 június) a kezelt akácok levélképzése intenzívebb volt a kontroll példányokénál, de csak abszolút értékben (Mann-Whitney:  $U=1080$ ,  $U'=1419$ ,  $p=0.244$ ,  $n_1=52$ ,  $n_2=57$ ). Bár a hajtásképzés a nyári időszakban ugrott meg (ld. 8. ábra), a 2015. év nyári aszályos időjárása miatt extrém mértékűvé vált a levélvesztés. Ezt az időszakot a kezelt egyedek jobban megszenvedték a kontroll egyedekhez képest, de ez az eredmény csak 90%-os megbízhatóság mellett minősül szignifikánsnak (Mann-Whitney:  $U=768$ ,  $U'=1169$ ,  $p=0.09$ ,  $n_1=48$ ,  $n_2=53$ ). A 2016. évben csak a tavaszi időszakban volt kismértékű pozitív változás az arányszámokban, ami mindkét csoport esetében közel ugyanakkora mértékű volt (Welch:  $t=0.27$ ,  $p=0.78$ ,  $df=35$ ).

A teljes vizsgálat viszonylatában a csoportok negatív átlagértékkel jellemezhetők (9. ábra). A levélszám csökkenés a kontroll akácok esetében a 2016. évre is kiható aszályos időjárással ( $-1.82 \pm 7.3$ ); a kezelt akácok esetében pedig a kezelés additív hatásaival is magyarázható ( $-2.74 \pm 3$ ), bár a csoportok statisztikailag nem különböznek egymástól (Welch:  $t=0.52$ ,  $p=0.6$ ,  $df=21$ ).

Összességében a szimulált vadragással kezelt akácok nem fejlesztettek igazolhatóan kevesebb levelet a kontroll csoport egyedeinél. Az első kezelést követően megugrott a kezelt példányok lombképzése, de az aszály jelentősebb veszteséget okozott a kezelt egyedekben a kontroll csoporthoz viszonyítva. A tekintélyes levélvesztés háttérében az egymást követő stresszhatások (vadragás + hő és víz stressz.) összeadó hatását lehet kiemelni.

#### 4.1.4. Növeli-e a vadragás az akác védekező képleteinek mennyiségét?



10. ábra: A kezelt és kontroll akáccsemeték egy hajtására jutó töviseinek átlagos változása

A pálhatövisek gyakoriságát és képzését illetően a kezelt akácok nem fejlesztettek több védekező képletet a kontroll példányokhoz képest. Ezzel szemben inkább erőteljes csökkenés volt megfigyelhető a kezelt példányok tövisszámában (10. ábra). A csökkenés 2015-ben az első kezelés után bizonyult intenzívebbnek, majd 2016 nyarán ismét felerősödött (ld. 2016 szeptember:  $-1.8 \pm 5.8$ ). Összességében mindkét csoportnál negatív volt az egy hajtásra jutó pálhatövisek számában történt változás: a kezelt csoportnál  $-6.79 (\pm 16.9)$ ; a kontroll csoportnál  $-0.9 (\pm 1.6)$ ; de statisztikai különbség nem jelentkezett (Mann-Whitney:  $U=275$ ,  $U'=333$ ,  $p=0.57$ ,  $n_1=19$ ,  $n_2=31$ ).

A kezelt akácok a várakozásokkal ellentétben nem fejlesztettek több védekező képletet, sőt, jelentősen csökkent a pálhatövisek száma a kezelt csoportban. Ugyanakkor a különbség nem bizonyult szignifikánsnak a csoportok között a magas szórások miatt, mert a tövisekkel egyáltalán nem rendelkező csemeték mindkét csoportban többségben voltak: a vizsgálat indulásakor is csak 30%-uk rendelkezett pálhatövisekkel mindkét csoportban.

#### 4.1.5. Rontja-e a vadrágás az akáchajtások beltartalmi értékeit a patás növényevők számára?

3. táblázat: A szimulált vadrágással kezelt és a szabad területről származó, nem rágott akáccsemeték hajtásainak beltartalmi értékei (N-m.k.a =nitrogénmentes kivonható anyagok)

Vizsgált komponens		ALAPÁLLAPOT (2014 augusztus)	RÁGOTT (2015 szeptember)	NEM RÁGOTT (2015 szeptember)	Módszer
<b>Eredeti sz.a.</b>	(g/kg)	333.4	329.8	325.7	MSZ ISO 6496:1993
<b>Nyersfehérje</b>	(g/kg)	211	219.5	226.6	MSZ 6830-4:1981
<b>Nyerszsír</b>	(g/kg)	43.8	44.7	39.9	MSZ 6830-6:1984
<b>Nyersrost</b>	(g/kg)	176.1	216.2	214.2	MSZ 6830-7
<b>Nyershamu</b>	(g/kg)	103	94.7	96.6	MSZ ISO 5984
<b>N-m.k.a.</b>	(g/kg)	466.1	424.9	422.8	számított
<b>NDF</b>	(g/kg)	339.5	419.7	418.1	Van Soest, 1963
<b>ADF</b>	(g/kg)	231.7	253	235.4	Van Soest, 1963
<b>ADL</b>	(g/kg)	78.2	82.4	71	Van Soest, 1963
<b>Csersav (tannin)</b>	% (m/m)	0.99	0.84	1.33	MSZ ISO 9648:1994

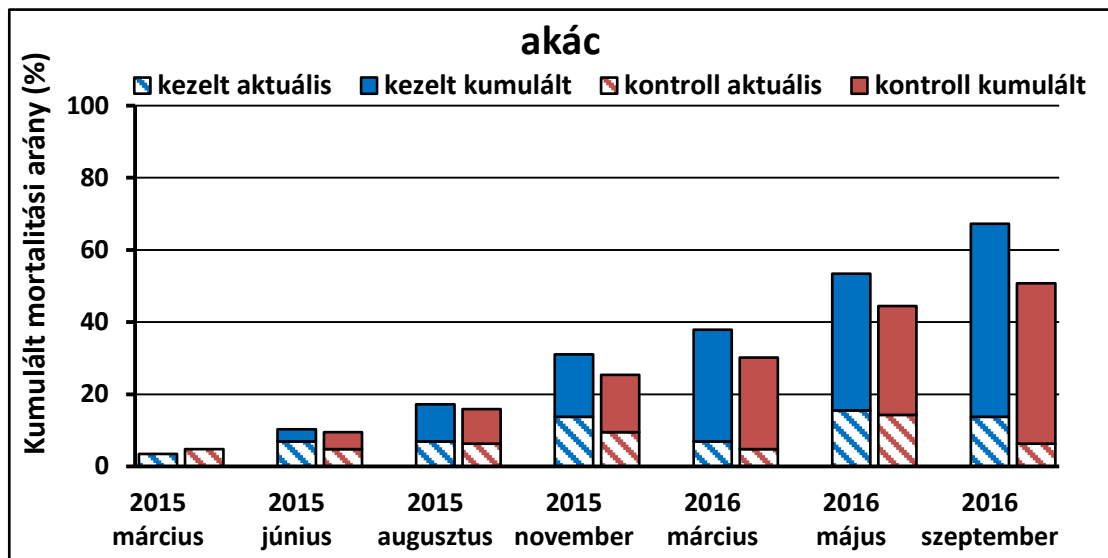
A beltartalmi vizsgálatokhoz szükséges akáchajtások alacsony tömege miatt a kezelt csoportból származó mintát nem lehetett kisebb egységekre osztani, ami a statisztikai összehasonlításhoz az alapsokaságot biztosította volna. Ezért statisztikai próbákra nem, csupán leíró jellegű statisztikai sorok készítésére volt lehetőség (3. táblázat).

A kezelt akáccsemeték levágott hajtásainak beltartalmi értékeiben elsősorban a nyersrost-tartalom, ezáltal a rostfrakciók (NDF – neutrális detergens rost; ADF – savdetergens rost; ADL – savdetergens lignin) mennyisége emelkedett meg nagyobb mértékben, 1 évvel a szimulált vadrágást követően (ld. 3. táblázat: rágott 2015 szeptember). Így a hemicellulóz tartalom 58.9 g/kg-al (NDF-ADF különbség alapján), a cellulóz tartalom 17.1 g/kg-al (ADF-ADL különbség alapján) emelkedett meg. A lignintartalomban az ADL-érték növekedése alapján szintén emelkedésre lehet következtetni, de a külső kontrollterületről gyűjtött minták adataihoz képest ezek a változások nem voltak jelentősek. A fehérjetartalom elenyésző mértékben emelkedett, ugyanakkor a nitrogénmentes kivonható anyagok (köztük: szénhidrátok) esetében jelentősebb csökkenés vehető észre (41.2 g/kg), ami szintén utal a tápanyag-tartalom romlására.

A kezelt akácok csersav tartalma a várt növekedés ellenére kismértékben csökkent az első szimulált kezelés óta eltelt egy év alatt, míg a kontrollként gyűjtött minta tannintartalma magasabb volt a kezelt csoporténál (3. táblázat). Az 1 tömegszázalék körüli érték már magas csersavtartalmat jelent és kedvezőtlen hatása már érvényesül a táplálék hasznosulásakor.

A szimulált vadragás hatására legerőteljesebben a rosttartalom változott (emelkedett) meg, ami hatással lehet a táplálék emészthetőségére és táplálóhatására is, rontva annak értékesülését. A csersavtartalom elhanyagolható mértékben csökkent. Kismértékben csökkent a kezelt akácok szénhidrát tartalma is, amely egyébként értékes tápanyagot jelent a patás növényevők számára, míg a fehérjetartalmat illetően kismértékű emelkedés volt tapasztalható.

#### 4.1.6. Nagyobb lesz-e a rágott akáccsemeték mortalitása a sértetlen fajtársakhoz képest?



11. ábra: A kezelt és a kontroll akáccsemeték adott időszakokra vonatkozó és kumulált mortalitási aránya

A vizsgálat időtartama alatt jelentős mértékű volt az akác mortalitása nemcsak a kezelt, hanem a kontroll csoport egyedei között is. A kipusztult egyedek teljes száma közel azonos volt mindkét csoportnál az egyes szezonokban, de 2015 júniustól kezdve pár alkalommal a kezelt akácok mortalitása 1-2 egyeddel meghaladta a kontrollokét (11. ábra). A legmagasabb értéket 2016 tavaszán érte el (ld. 2016 május), amikor mindkét csoport esetében 9-9 egyed száradt ki. Ekkorra az összesített mortalitás meghaladta a kiindulási csemeteszám felét a kezelt csoportnál, majd 2016 szeptemberére a kontroll csoportnál is elérte az 50%-ot (11. ábra). Szignifikáns különbség viszont egyetlen alkalommal sem jelentkezett a kezelt-kontroll csoportok között, még 2016 szeptemberében, a legnagyobb különbség fennállása idején sem (homogenitás teszt:  $\chi^2=2.73$  df=1, p=0.09). 2016 szeptemberig az 58 kezelt akácegyedből 19 db (33%); a 63 db kontroll akácegyedből 31 db maradt meg (49%). Összességében a kezelt akácoknál fordult elő több kipusztult egyed (39 db), de csak kismértékben maradt le ettől a kontroll csoport (32 db).

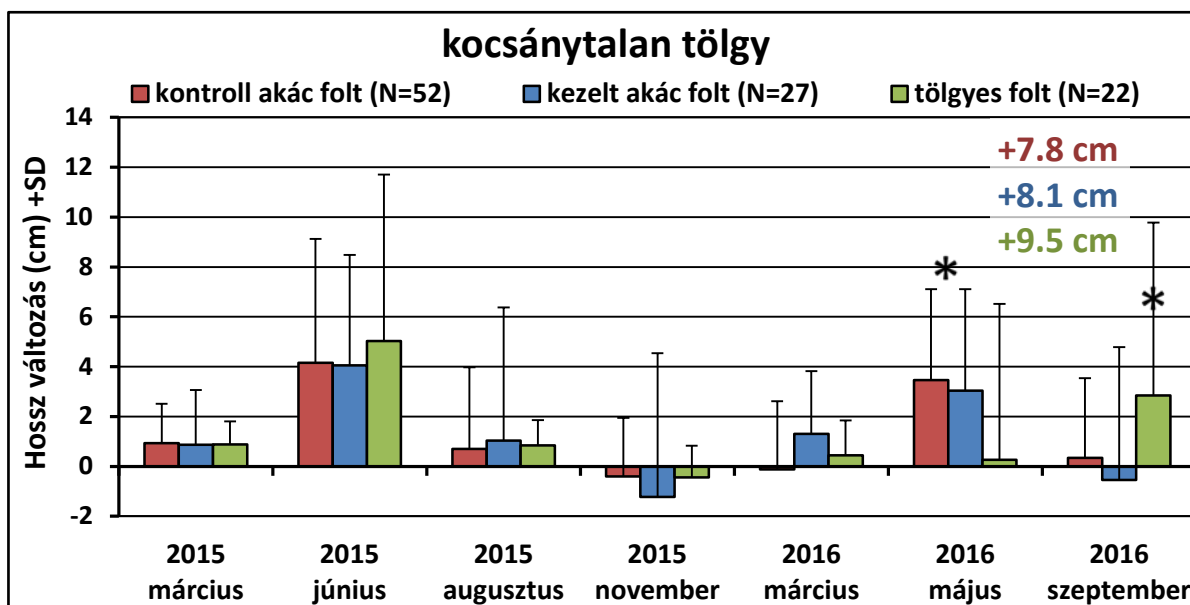
A vadragással kezelt akáccsemeték abszolút mortalitása nagyobb volt ugyan a kontroll egyedekénél, viszont a különbség statisztikailag nem volt kimutatható. Mindkét csoportban jelentős mennyiségű akác pusztult el, ami a szimulált vadragás mellett más, nagyobb hatású korlátozó tényezők érvényesülésére hívja fel a figyelmet.

## 4.2. Visszafogja-e az akác megjelenése a környezetében található tölgyek csemetéinek fejlődését, és korlátozza-e túlélésüket? Befolyásolja-e ezt a hatást az akácot ért vadragás?

**Akác közelében lévő és akác nélküli kocsánytalan tölgycsemeték kiindulási állapota:**

A vizsgált tényezők (hossz, hajtásszám, levelesség) vonatkozásában szignifikáns statisztikai különbség nem jelentkezett a csoportok között a vizsgálatok elején (Kruskal-Wallis:  $KW=0.5 - 0.9$ ,  $p=0.61 - 0.77$ ). A felmérésben szereplő kocsánytalan tölgy csemeték kiindulási adatsora az M2. melléklet 2. táblázatban található.

### 4.2.1. Lassítja-e a kocsánytalan tölgy csemetéinek növekedését, ha a közelükben akác található?



12. ábra: A kocsánytalan tölgy csemeték átlagos hosszúság változása. A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

A kocsánytalan tölgy csemeték szezonális növekedése hasonlóan alakult a kezelt és a kontroll akácok közelében, míg az akác nélküli foltokban többnyire ettől eltérő üteműnek bizonyult (12. ábra). 2015-ben a tavaszi időszakban (ld. 2015 június) volt legintenzívebb a tölgycsemeték növekedése elhelyezkedéstől függetlenül. 2016-ban viszont az akác közelében lévő tölgyek az év tavaszi időszakában (kezelt akác mellett:  $3.04 \pm 4.07$  cm; kontroll akác mellett:  $3.46 \pm 3.66$  cm) növekedtek a legerőteljesebben, míg az „önmagukban” álló tölgyek a nyári aszpektusban ( $2.85 \pm 6.93$  cm).

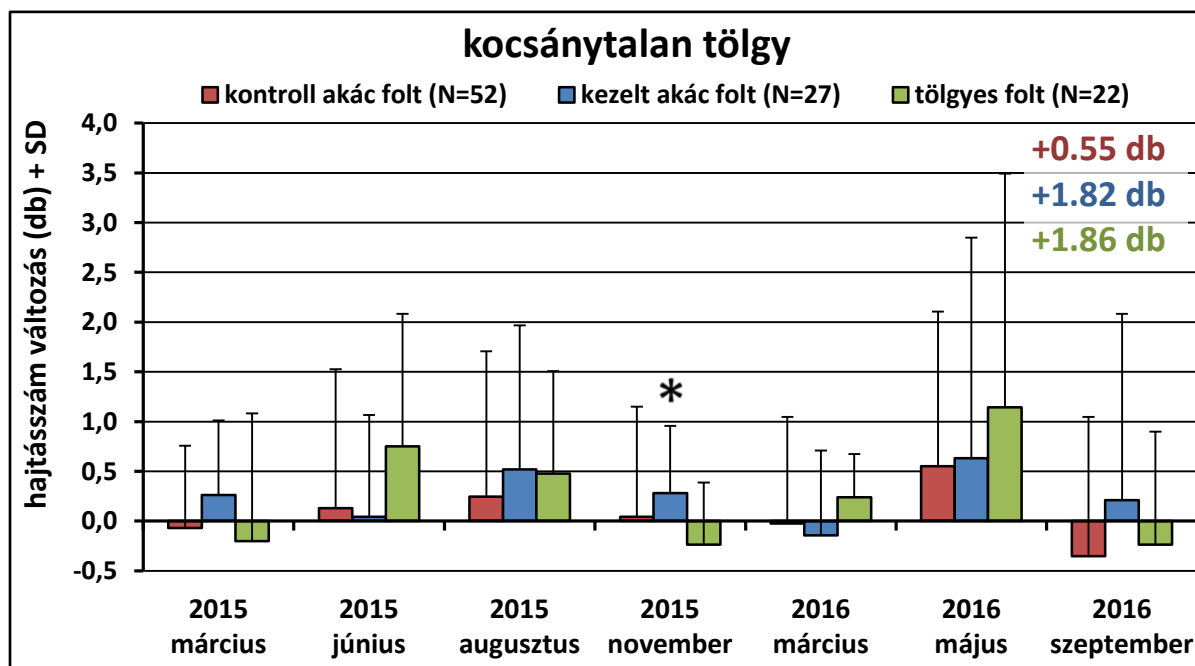
Az akácos és a tölgyes foltok csemetéinek növekedése a 2016 májusi (Kruskal-Wallis:  $KW=46.26$ ,  $p < 0.0001$ ) és szeptemberi ( $KW=45.9$ ,  $p < 0.0001$ ) időszakban szignifikánsan különbözött egymástól.

A teljes vizsgálati időszak átlagában a kezelt ( $8.1 \pm 6.68$  cm) és a kontroll akácok közelében ( $7.8 \pm 7.29$  cm) elhelyezkedő tölgyek növekedése statisztikailag azonosnak mondható. Az akác nélkül álló tölgycsemeték növekedése csak abszolút értékben ( $9.5 \pm 7.8$  cm) bizonyult nagyobbak, a statisztika szerint nem különböztek egymástól (egytényezős ANOVA:  $F(2,84)=0.36, p=0.7$ ).

Az akáccsemeték növekedési dinamikájához hasonlítva a kocsánytalan tölgyek növekedése korántsem volt olyan rapszodikus ütemű, csupán a vegetációs időszak kezdete-csúcsa-vége miatt látható kisebb mértékű „hullámozás” az adatokban (vö. 7. ábra vs. 12. ábra). Kompetíció szempontjából kiemelendő, hogy az akác esetében elkönnyvelt növekedés a kezelt akácok esetében másfélszerese, a kontroll akáccsemeték esetében pedig közel kétszerese volt a kocsánytalan tölgyeknél mért átlagos értékeknek.

*Az akácok közelében elhelyezkedő kocsánytalan tölgycsemeték hasonló mértékben növekedtek az akácmentes foltokban lévő fajtársaikhoz képest. Jelentősebb eltérés egyedül a 2016. évben a hossznövekedés ütemezésében volt felfedezhető. Összességében azonban a teljes vizsgálat alatt regisztrált növekmény statisztikailag azonos mértékűnek bizonyult. Ezért a csemeték növekedését az akác közelsége aligha befolyásolta, vagy igazolható mértékű hatás a vizsgált időszaknál hosszabb távon fog jelentkezni. A kocsánytalan tölgy számára legfőbb hátrányt a csemeték lassú növekedési erélye jelentheti az akáccal szemben.*

#### 4.2.2. Korlátozza-e az akác jelenléte a kocsánytalan tölgy csemeték hajtásképzését?

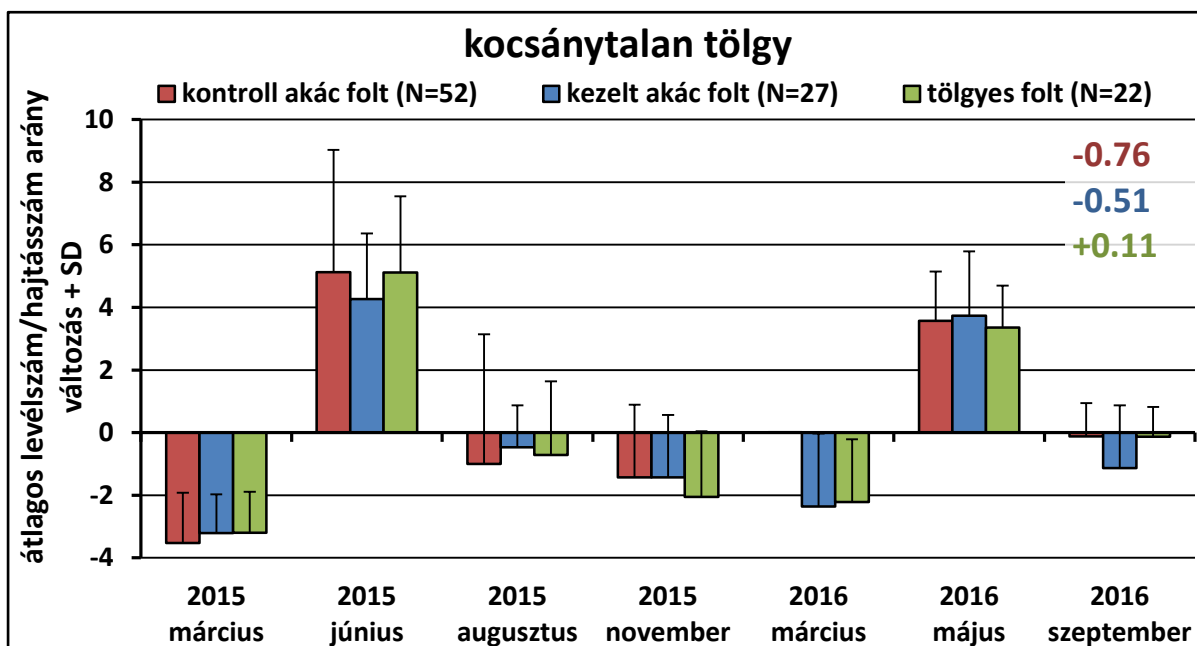


13. ábra: A kocsánytalan tölgy csemeték átlagos hajtásszám változása. A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

A kocsánytalan tölgyek hajtásképzése elhelyezkedésüktől függetlenül alacsony intenzitású volt (13. ábra), kompetíció szempontjából nézve jócskán elmaradt az akácétól (vö. 8. ábra: kezelt akác:  $4.8 \pm 6.2$  db). Az akácmentes növényzeti foltok tölgycsemetéinél érte el a legmagasabb értéket a hajtásszám növekedés úgy szezonális (ld. 2016 május:  $1.14 \pm 2.35$  db), mint összesített viszonylatban ( $1.86 \pm 2.31$  db). Ettől nem sokkal maradt el a kezelt akácok környezetében lévő tölgyek hajtásképzése ( $1.82 \pm 2.94$  db). A kontroll akácok mellett található tölgycsemeték szezononként és összességében ( $0.55 \pm 2.15$  db) is alulmaradtak, bár a különbség statisztikailag nem volt igazolható (egytényezős ANOVA  $F(2,84) = 2.99$ ,  $p = 0.0557$ ).

Vélhetően a nagy egyedenkénti variancia miatt nem bizonyítható a kocsánytalan tölgycsemeték csökkent hajtásképzése a kontroll akácok közelében. Mindenesetre a kezelt akácok mellett és az akácmentes foltokban álló tölgycsemeték hasonló gyarapodásából következtetni lehet bizonyos mértékű korlátozó hatásra.

#### 4.2.3. Korlátozza-e az akác jelenléte a kocsánytalan tölgy csemeték levélképzését?



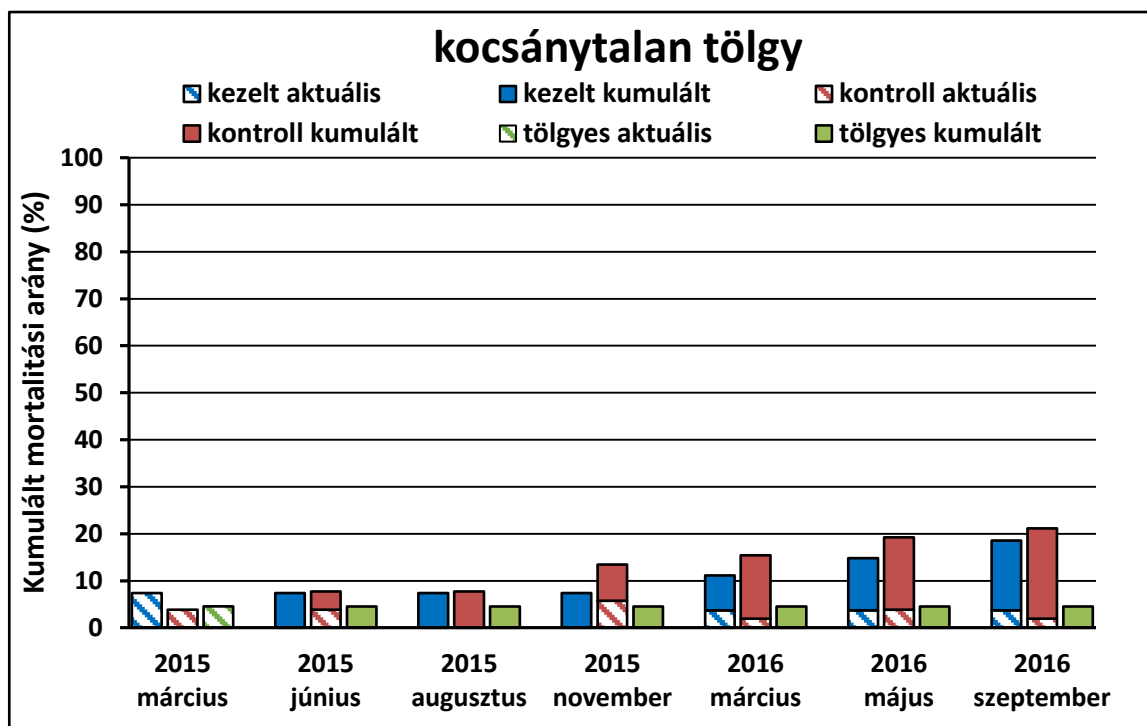
14. ábra: A kocsánytalan tölgy csemeték egy hajtásra jutó levélszámának átlagos változása

A csemeték túlnyomó részére az öt levélből álló „tölgyecsillag” alakzat volt jellemző a vizsgálatok ideje alatt. Az ábrán jól kivehető a csemeték tavaszi lombfakadása, ezt követően további levélképzés ritkán történt, vagyis a tavasszal képződött levelek adták az asszimilációs felületet az év hátralévő részében (14. ábra). A 2015 nyarán jelentkező aszály kismértékű levélvesztést okozott mindhárom csoportban, leginkább a kontroll akácok közelében lévő tölgycsemetékre volt negatív hatással (ld. 2015 augusztus:  $-1.04 \pm 4.14$ ). Az egy hajtásra eső levélszámok aránya mindhárom csoport esetén közel mozgott egymáshoz a lombképzés idején, a csoportok statisztikailag megegyeztek (2015 június: Kruskal-Wallis:  $KW=1.17$ ,  $p=0.55$ ; 2016 május:  $KW=0.75$ ,  $p=0.69$ ). Az akác nélküli foltokban és a kezelt akácok mellett álló foltokban lévő tölgycsemeték később hullajtották le leveleiket, erre utalnak a 2016 tél végén (2016 március) regisztrált negatív értékek, amelyek csak e két csoport esetében mutatkoztak. A teljes vizsgálati időszak változásai alapján a csoportok között nem volt kimutatható statisztikai különbség ( $KW=1.09$ ,  $p=0.58$ ).

*Az akác jelenléte nem korlátozta a tölgycsemeték levélképzését, viszont a teljes időszakra vetített levélszám változás szerint, egyedül a tölgyes foltokban lévő csemeték levélszáma emelkedett meg kis mértékben.*



#### 4.2.4. Nagyobb lesz-e a kocsánytalan tölgy csemetéinek mortalitása, ha közelükben akác található?



15. ábra: A kocsánytalan tölgy csemeték adott időszakokra vonatkozó és kumulált mortalitási aránya

A vizsgálatok teljes ideje alatt a 101 db megfigyelésbe vont kocsánytalan tölgy csemete közül 17 db (17%) száradt el (15. ábra). A legtöbb kocsánytalan tölgy csemete az akácos foltokban pusztult el (16 db – a teljes mortalitás 94%-a), ezek közül is ott, ahol nem történt szimulált vadrágás a szomszédos akáccsemetéken (11db – a teljes mortalitás 65%-a; a kontroll csoportba tartozó tölgyek 21%-a). Egyedül 2015 augusztusában nem fordult elő kiszáradt tölgy csemete (15. ábra), a többi időszakban viszont kivétel nélkül jelentkezett mortalitás a kontroll akácok mellett, s csupán egyetlen alkalommal (2015 március) az akác nélküli növényzeti foltokban (1 db – a teljes mortalitás 6%-a; a csoportba tartozó tölgyek 5%-a). Sorrendben a kettő között helyezkedik el a kezelt akácok környékén előforduló tölgy csemeték mortalitási aránya, (5db – a teljes mortalitás 29%-a, a csoportba tartozó tölgyek 18%-a).

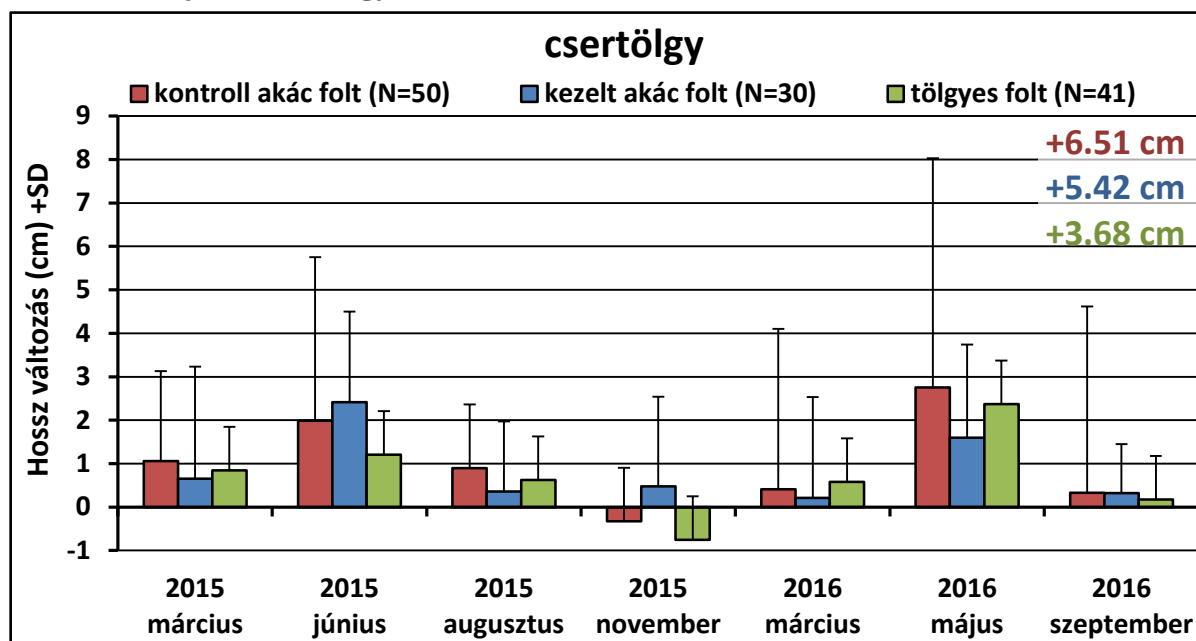
Bár a különbségek a tölgyes és az akácos foltokban történt mortalitást illetően szemmel láthatóak, statisztikailag mégsem voltak kimutathatóak (homogenitás teszt:  $\chi^2 = 0.25 - 3.12$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.3 - 0.9$ ).

A számokat tekintve lényegesen több tölgycsemete pusztult el az akácos foltokban, mint az akácmentes területeken. A mortalitási arányok alapján, ha az akácot ért kezelés önmagában nem is, de az akác közelsége befolyásoló hatással lehetett a kocsánytalan tölgycsemeték túlélésére.

### Akác mellett elhelyezkedő és akác nélküli csertölgy csemeték kiindulási állapota:

A vizsgált tényezők (hossz, hajtásszám, levelesség) vonatkozásában szignifikáns statisztikai különbség nem jelentkezett a csoportok között a vizsgálatok elején (Kruskal-Wallis: KW=1.1 - 3.2, p=0.2 - 0.58). A felmérésben szereplő csertölgy csemeték kiindulási adata az M2. melléklet 2. táblázatában található.

#### 4.2.5. Lassítja-e a csertölgy csemetéinek növekedését, ha a közelükben akác található?

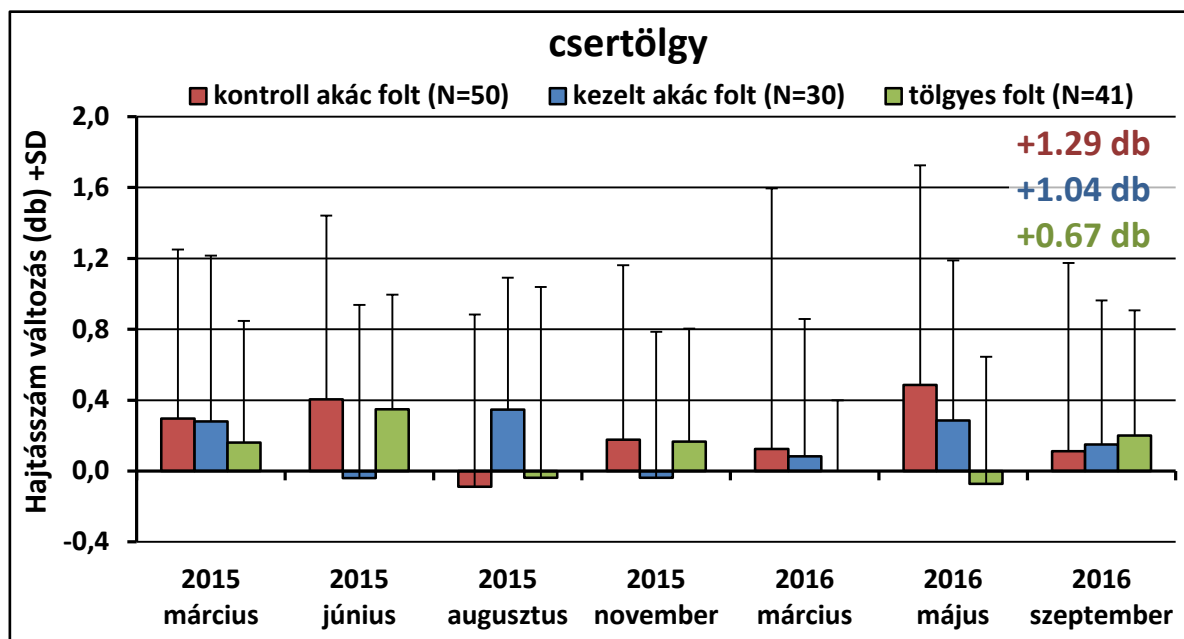


16. ábra: A csertölgy csemeték átlagos hosszúság változása

A csertölgy csemeték a kocsánytalan tölgyhöz képest kisebb intenzitással növekedtek, és a tavaszi időszakban regisztrált „ugrások” sem voltak olyan erőteljesek (16. ábra). A csertölgy esetében inkább az akác környezetében lévő csemeték tettek szert nagyobb növekedésre, bár a csoportok közötti különbség nem volt szignifikáns (KW=1.82, p=0.4). Az akácmentes területeken lévő egyedek növekedése csak egyetlen alkalommal (2016 március) haladta meg elhanyagolható mértékben a kontroll akácok mellett lévő fajtársak hossz-növekedését. A kontroll akácok melletti csertölgyek növekedése összességében a legnagyobbak bizonyult (6.51 ±7.4 cm), sorrendben utána következnek a kezelt akácok közelében (5.42 ±4.72 cm), majd a tölgyes foltban álló csemeték (3.68 ±5.2 cm) értékei. Az utóbbi területen a csertölgyek közvetlen közelében (ugyanazon kvadrátban) vagy velük szomszédosan kocsánytalan tölgy csemeték is voltak, amelyek – hasonló környezeti igényük miatt – befolyással lehettek a csertölgy növekedésére is.

A csertölgy csemeték növekedésére az akác jelenléte nem volt negatív hatással. Az akácmentes foltokban lévő csertölgyek növekedése volt a legalacsonyabb; szemben a kocsánytalan tölgyekkel, amelyek éppen az akác hiányában tettek szert a legnagyobb növekményre. Éppen ezért más hatótényezők szerepe fontosabb lehet a csertölgy növekedésében az akácénál.

#### 4.2.6. Korlátozza-e az akác jelenléte a csertölgy csemeték hajtásképzését?

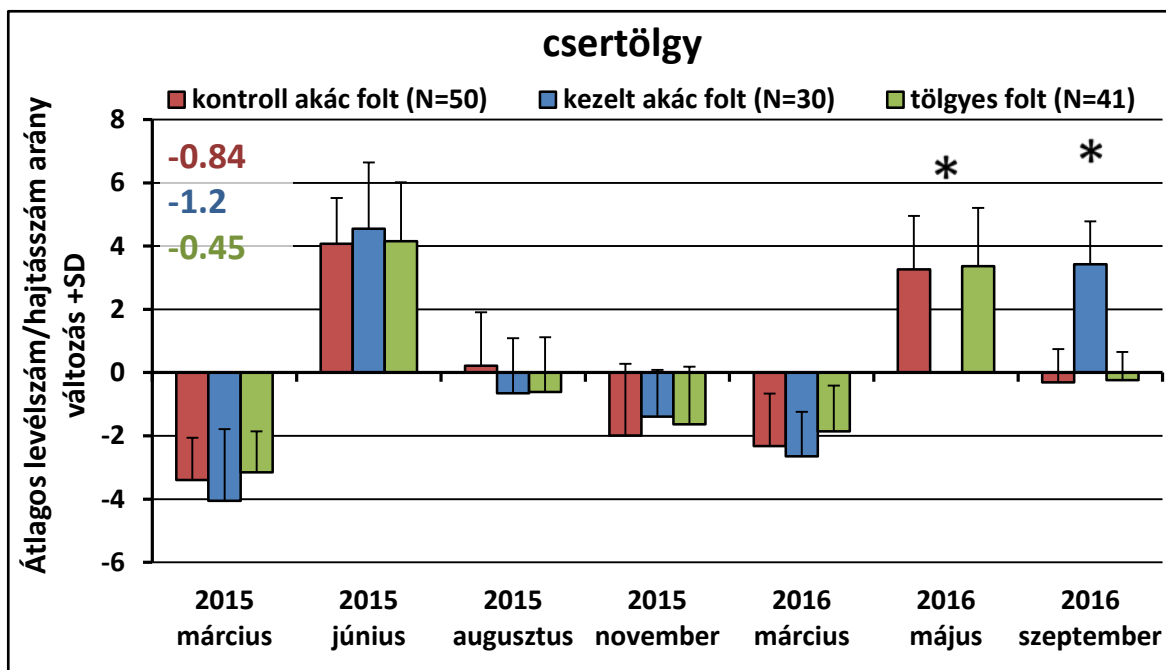


17. ábra: A csertölgy csemeték átlagos hajtásszám változása

A csertölgy csemeték hajtásszám változásának üteme és intenzitása a kocsánytalan tölgyhöz hasonlóan alacsony mértékű volt. Néhány egyednél a késő őszi időszakokban is előfordult hajtásképzés, ami a 2015 és 2016 márciusi adatokból vehető észre, hiszen ezek az időszakok az előző év októberi-novemberi hónapjában történt változásokat is magukban foglalják (17. ábra). A 2015. évi nyári aszály idején egyedül a kezelt akácok melletti csemeték hajtásszám-változása maradt pozitív (ld. 2015 augusztus:  $0.35 \pm 0.8$  db). Összességében az akác nélküli foltokban álló csemeték hajtásképzése volt a legalacsonyabb ( $0.67 \pm 1.1$  db), miközben a kezelt ( $1.04 \pm 1.6$  db) és a kontroll akácok közelében ( $1.29 \pm 2.5$  db) található csertölgyek értékei hasonlóan alakultak. A nagy egyedi variancia miatt statisztikai különbség nem jelentkezett a csoportok között (Kruskal-Wallis:  $KW=0.677$ ,  $p=0.71$ ).

Az akác jelenléte nem korlátozta a csertölgyek hajtásképzését, ráadásul abszolút értékben a csemeték több hajtást fejlesztettek ezeken a növényzeti foltokon, mint az akácmentes területen.

#### 4.2.7. Korlátozza-e az akác jelenléte a csertölgy csemeték levélképzését?



18. ábra: A csertölgy csemeték egy hajtásra jutó levélszámának átlagos változása. A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

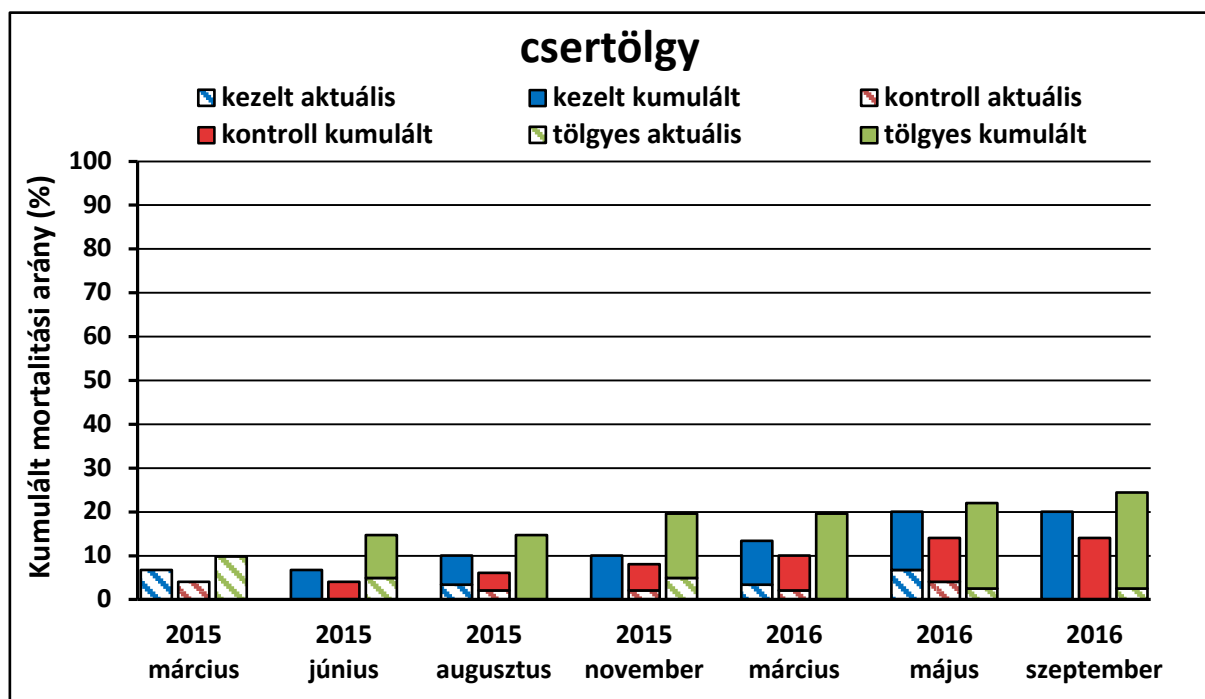
A csertölgy lombosodásáról is elmondható, hogy elsősorban a tavasszal képződött levelek adják a lombzatot a vegetációs idő hátralevő részében. A 18. ábráról jól kivehető a csertölgy azon tulajdonsága is, miszerint a leveleinek többsége a tél folyamán elszáradva a hajtáson marad és tél végén - kora tavasszal hullik le (ld. 2015 és 2016 márciusi negatív értékek). A legtöbb levél azokon a csemetéken maradt fenn, amelyek a kezelt akácok mellett fordultak elő, de statisztikailag a különbség nem volt kimutatható (2015 március –  $KW=3.76$ ,  $p=0.15$ ; 2016 március –  $KW=2.11$ ,  $p=0.35$ ). A lombfakadás 2015 júniusban egységes volt mindhárom csoportban ( $KW=0.87$ ,  $p=0.65$ ), de 2016-ban a kezelt akácok környezetében lévő csertölgyek – kivétel nélkül – csak a tavasz végén, ill. nyár elején fejlesztették ki leveleiket (ld. 2016 szeptember). A teljes vizsgálati időszakot nézve minden csoport esetében csökkenést lehetett megállapítani, melyek statisztikailag nem különböztek egymástól ( $KW=1.69$ ,  $p=0.43$ ).

A csertölgy csemeték levélképzését illetően semmilyen jel nem utal arra, hogy az akác jelenléte kifejezetten korlátozó hatású lenne ebből a szempontból.

#### 4.2.8. Nagyobb lesz-e a csertölgy csemetéinek mortalitása, ha közelükben akác található?

A 121 db vizsgált csertölgy csemetéből 23 db (a csemeték 19%-a) pusztult el a vizsgálatok ideje alatt. Közülük legtöbb (összesen 13 db) az akáccal rendelkező növényzeti foltokban száradt ki. Az akácmentes területeken történt mortalitás értéke ezt megközelíti (10 db – a teljes mortalitás 44%-a; a csoportba tartozó csemeték 24%-a), de itt a mortalitás üteme 2016 szeptemberig fokozatosan csökkenő tendenciát mutatott, viszont nem szűnt meg teljesen (19. ábra). Az akácos foltokban mért mortalitás (13 db) csak együttesen haladja meg a tölgyes foltokét, közülük a kontroll akácok mellett 7 db (a teljes mortalitás 30%-a; a csoportba tartozó csemeték 14%-a), a kezelt akácok mellett 6 db (a teljes mortalitás 26%-a; a csoportba tartozó csemeték 20%-a) pusztult el szezononként változó (1-2 db) mértékben. A csoportok között semelyik időszakban sem jelentkezett szignifikáns statisztikai különbség ( $\chi^2= 1.2 - 3.5$ ,  $df=2$ ,  $p=0.17 - 0.54$ ).

A csertölgy csemeték esetében a hét időszaktól öt esetben jelentkezett pusztulás az akác nélküli növényzeti foltokban, míg kocsánytalan tölgy esetében csak egyszer (vö. 15. ábra - 2015 március). A csertölgy növekvő mortalitása 2016 szeptemberében már statisztikailag is kimutatható volt a kocsánytalan tölgyekhez képest ( $\chi^2= 3.9$ ,  $df=1$ ,  $p=0.04$ ), az akácos foltok vonatkozásában viszont nem jelentkezett szignifikáns különbség.



19. ábra: A csertölgy csemeték adott időszakra vonatkozó és kumulált mortalitási aránya

A csertölgy csemeték mortalitása hasonlóan alakult a szimulált vadragással kezelt és kontroll akácok közelében, ezért inkább az akác jelenléte/hiánya szempontjából érdemes megvizsgálni a mortalitást. Az eredmények így a kocsánytalan tölgyhöz hasonlóan arról árulkodnak, hogy az akáccsemeték jelenléte – kezeléstől függetlenül – fokozhatta a csertölgy csemeték mortalitását.

### 4.3. Kedvezőtlenebbek-e a talaj kémiai és fizikai adottságai a tölgyek számára azokon a területeken, ahol az akác is megtalálható?

#### 4.3.1. Magasabb-e a talaj nitrogéntartalma az akáccal borított erdőfoltokban az akáctól mentes foltokhoz képest?

A Pürckhauer-féle szűrőbottal vett minták (N=13) alapján egy meglehetősen kötött és vékony humuszos szinttel rendelkező talajról beszélhetünk, amelyen a lejtés miatt a vízmozgás okozta eróziós hatások is érvényesülnek. A humuszos A-szint egy esetben hiányzott a talajszelvény-mintából, vastagsága nagy szórást mutatott ( $8.4 \pm 8.3$  cm) attól függően, hogy a lejtő tetejéről-közepéről vagy éppen az aljáról származott-e (M2. melléklet 3. táblázat). Az eluviális avagy kilúgzási szint (E szint =  $35 \pm 23$  cm) és az altalaj (B szint =  $55 \pm 27$  cm) meglehetősen mély volt, a talajképző kőzetet (C szint) a mintavevő csak egyetlen esetben érte el.

4. táblázat: Talajtani laborvizsgálati eredmények az elkerített területről

Vizsgált tényező	kezelt akác foltok (N = 5 minta)		kontroll akác foltok (N = 8 minta)		tölgyes foltok (N = 4 minta)	
	átlag	relatív szórás (%)	átlag	relatív szórás (%)	átlag	relatív szórás (%)
<b>K<sub>A</sub></b>	52.8	7.8	45.7	6.1	47.3	7.8
<b>pH<sub>H2O</sub></b>	4.3	2.4	4.3	4.9	4.4	2.4
<b>pH<sub>KCl</sub></b>	2.6	1.9	2.7	4.3	2.7	1.9
<b>y<sub>1</sub></b>	61.3	8.4	53	14	54.3	8.4
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N mg/kg</b>	7.3	41.4	4.6	30.1	7.3	41.4
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N mg/kg</b>	18.4	17.7	15.8	32.4	13.7	17.7
<b>Humusz %</b>	5.3	32.7	4.5	31.1	5.2	32.7
<b>TOC</b>	3.1	31.6	2.6	31.1	3.0	31.6
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> mg/kg</b>	44.1	12.4	43	30.3	35.2	12.4
<b>K<sub>2</sub>O mg/kg</b>	193.3	58.6	129.8	35.8	191.6	58.6
<b>Mn mg/kg</b>	198.3	30.4	190.5	58	204.3	30.4

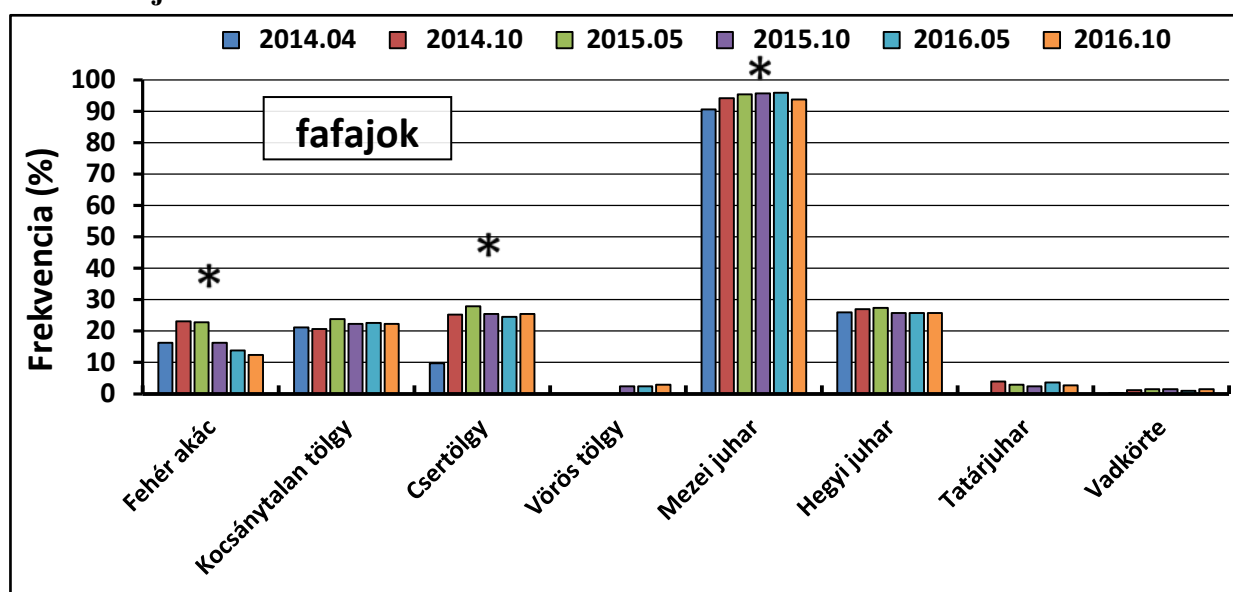
A talajtani laboreredmények (4. táblázat) szerint a talaj felső 25 cm-es rétege erősen savanyú kémhatású az akácos és akácmentes területeken egyaránt (N=17). Az Arany-féle kötöttségi érték (K<sub>A</sub>) alapján a talaj fizikai félesége agyag, agyagos-vályog, amely erősen tömörödött. A pH 4-es értékhez közeli állapota kedvezőtlen talajbiológiai adottságokra és gyenge tápanyagfelvételre utal. Éppen ezért a hidrolitos-aciditás (y<sub>1</sub>) értékei is magasak, a talaj meszeztést igényelne. Ezek a tényezők már önmagukban kedvezőtlen állapotokat idéznek elő a csemeték fejlődése szempontjából. Ugyanakkor a humusztartalom valamint az ezzel összefüggő összes szerves széntartalom (TOC) értékei magasnak (zömmel 5% feletti értékek) és mindhárom csoportban azonosnak (KW=1.02, p=0.6) mondhatók, amelyek kompenzálhatják a kedvezőtlen viszonyokat úgy a tölgyes, mint az akácos erdőfoltokban.

A nitrát és az ammónium-ion tartalom nem tekinthető magasnak egyik területen sem. A nitrogéntartalmat illetően jelentős felhalmozódás nem jelentkezett egyik csoportban sem ( $\text{NH}_4^+$ :  $\text{KW}=5.85$ ,  $p=0.06$ ;  $\text{NO}_3^-$ :  $\text{KW}=1.87$ ,  $p=0.39$ ). A minták foszfor és a kálium tartalma meglehetősen alacsony volt, míg a mangán mennyisége az erősen savanyú kémhatás ellenére jónak mondható. Statisztikai különbség nem jelentkezett a csoportok között ( $\text{KW}=1.2 - 3$   $p > 0.2$ ).

A talaj nitrogéntartalma nem különbözött az akácos és akácmentes területek között.

#### 4.4. Növeli-e a fásszárú diverzitást a vadkizárás, vagy az akác terjedését elősegítve, közvetett úton rontja a változatos vegetáció kialakulását?

##### 4.4.1. Jelentős hatással van-e a vadkizárás az akác vagy egyéb fásszárú fajok terjedésére?



20. ábra: Az elkerített területen előforduló fajok által elfoglalt kvadrátok aránya. A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

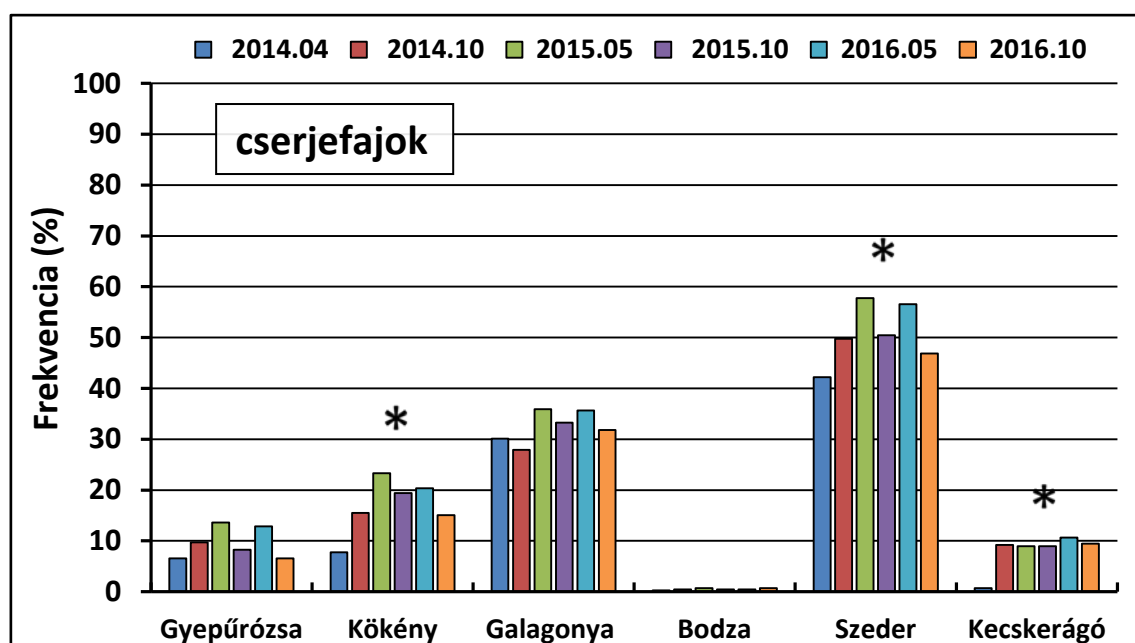
A vegetáció felmérések alapján a vadkizárás csak kismértékű átalakulást okozott egy-egy faj térfoglalásában (20. ábra). Az akác által elfoglalt kvadrátok aránya 2015 tavasztól csökkenni kezdett, az említett időszak 22.8%-os értékéről indulva másfél év alatt a terület 412 kvadrátjából már csak 12.4%-on volt megtalálható 2016 októberére. Ez a területvesztés statisztikailag is szignifikánsnak bizonyult (homogenitás teszt:  $\chi^2=19.3$ ,  $\text{df}=3$ ,  $p=0.0002$ ).

A kocsánytalan tölgy által elfoglalt kvadrátok aránya csak kismértékben emelkedett a teljes időszak alatt (2014 tavasz: 21.1%  $\rightarrow$  2016 október 22.3%), statisztikai különbség a teljes időtávlatban nem volt kimutatható ( $\chi^2=1.5$ ,  $\text{df}=5$ ,  $p=0.91$ ). Csertölgy esetében 2014 április után számos csemete indult fejlődésnek olyan kvadrátokon, ahol korábban azok nem voltak megtalálhatók. A terjedést a felmérés 2014 októberében mutatta ki először (9.7% vs. 25.2%), ami statisztikailag a két szezon között ( $\chi^2=34.5$ ,  $\text{df}=1$ ,  $p < 0.0001$ ) és a teljes vizsgálati idő viszonylatában is szignifikáns különbséget eredményezett ( $\chi^2=51.2$ ,  $\text{df}=5$ ,  $p < 0.0001$ ).

A fajok közül legfeltűnőbb a mezei juhar magas területi részesedése (2014. április: 91%), ami a vizsgálat időtartama alatt kismértékben ugyan, de még tovább növekedett (2015. május: 96%). Az adatok alapján tehát alig akadt olyan négyzetmétere a területnek, ahol a mezei juhar nem lett volna megtalálható. Enyhe visszaesés csak 2016 októberére történt (94%). Összességében a mezei juhar terjeszkedése statisztikailag is kimutatható volt ( $\chi^2=15.1$ ,  $df=5$ ,  $p=0.01$ ).

A juharok közül mindvégig 20% feletti területi arányban fordult elő a hegyi juhar, átlagosan 26%-os részesedéssel, ami a szezonok között csekély mértékben változott (20. ábra). A tatárjuhar és a vadkörte mindvégig csak kisebb foltokban, szálanként volt megtalálható. 2015 októberben jelent meg pár darab vörös tölgy magonc az elkerített területen, amelyek tartósan meg is maradtak a vizsgálatok hátralevő részében is (2015 október: 2.5% → 2016 október: 2.9%).

A vadkizárt területen szórványosan előfordult még a virágos kőris, a közönséges dió, a madárcseresznye és a nyugati ostorfa; valamennyi faj 5%-ról 2%-ra csökkenő területi aránnyal.



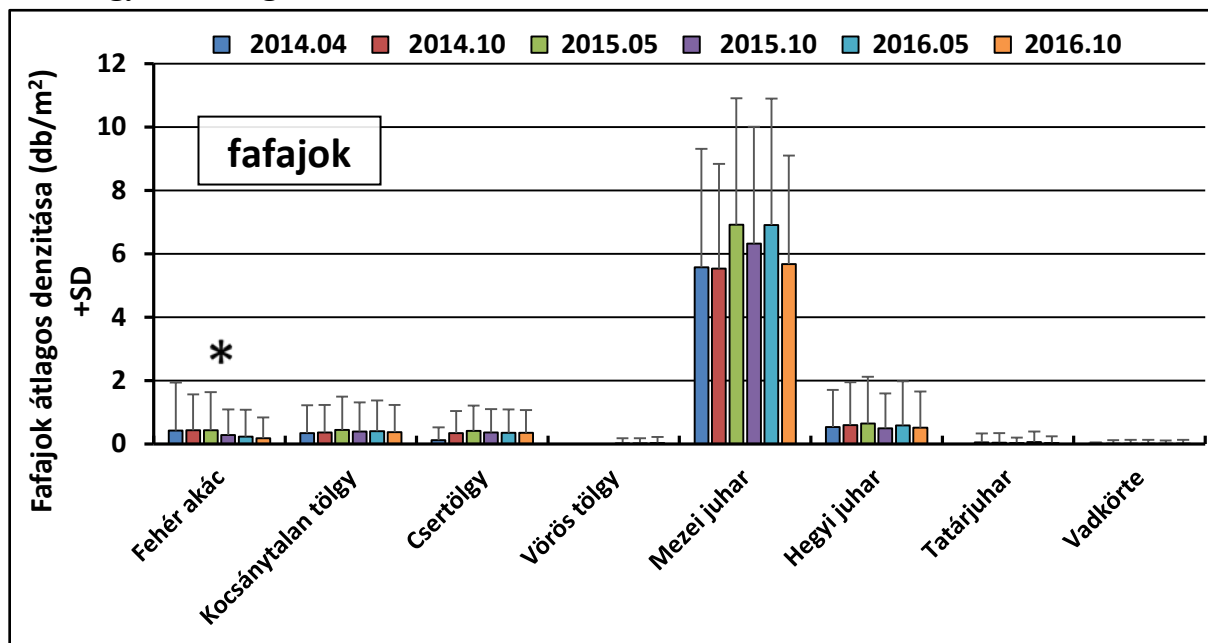
21. ábra: Az elkerített területen előforduló cserjefajok által elfoglalt kvadrátok aránya. A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

Az elkerített területen nagyobb mennyiségben előforduló cserjefajokra – a csíkos kecskerágó és a fekete bodza kivételével – erőteljes térbeli fluktuáció volt jellemző a tavaszi-őszi aspektusok között (21. ábra). Míg a csíkos kecskerágó (2014 április: 0.7% → 2016 október: 9.5%;  $\chi^2=36.7$ ,  $df=5$ ,  $p<0.0001$ ) és a fekete bodza (2014 április: 0.2% → 2016 október: 0.7%) a vadkizárást követően terjedt el nagyobb mértékben, addig a gyepúrózsa, a kőkény, a galagonya és a szeder már a vizsgálatok kezdetétől jelentékeny arányban megtalálhatóak voltak a területen. A kőkény és a szeder esetében kismértékű növekedés is megfigyelhető volt a vizsgálati időszak alatt (kőkény:  $\chi^2=42.4$ ,  $df=5$ ,  $p<0.0001$ ; szeder:  $\chi^2=28.3$ ,  $df=5$ ,  $p<0.0001$ ). A galagonya terjeszkedése nem volt szignifikáns a teljes időszakra vetítve.



A fajok és a cserjefajok előfordulási adatai alapján látható, hogy önmagában a vadkizárás nem vonta maga után az akác térfoglalását, sőt, 2015 májust követően egyre kevesebb volt azon kvadrátok aránya, ahol az akác megtalálható volt. Ezzel egy időben viszont enyhén növekedett a mezei juhar, a csertölgy és a vörös tölgy által elfoglalt kvadrátok aránya. Az említett fajoknál erőteljesebb térfoglalásba kezdtek a cserjék: nevezetesen a kökény és a szeder, valamint tartósan megjelent a területen a csíkos kecskerágó.

#### 4.4.2. Jelentős hatással van-e a vadkizárás az akác vagy egyéb fásszárú fajok egyedsűrűségére?



22. ábra: Az elkerített területen előforduló fajok átlagos denzitása.

A csillag \* szignifikáns különbséget jelent az adott csoportok között ( $p \leq 0.05$ ).

Amint azt a 20. ábrán is láthattuk, az akácot inkább a területvesztés semmint a terjeszkedés jellemezte. Ez a változás az elkerített területre vonatkozó fásszárú denzitás adataiból is megállapítható (22. ábra), amely szerint az akác kvadrátonkénti ( $1 \text{ m}^2$ ) egyedsűrűsége a kiindulási értéknek ( $0.43 \pm 1.5 \text{ db/m}^2$ ) már csak kevesebb, mint fele volt 2016 októberében ( $0.18 \pm 0.7 \text{ db/m}^2$ ). A csökkenés szignifikáns volt (Friedman teszt:  $Fr=58.9$ ,  $p < 0.0001$ ; Dunn's többszörös összehasonlítás: 2015. május vs. 2016. október  $p < 0.05$ ). Vagyis a 2014 októberi és 2015 májusi felméréskor elsőként regisztrált – „növekményt” biztosító – új akác egyedek sem voltak hosszú életűek, ráadásul a több éves csemeték pusztulása is kezdetét vette (ld. 11. ábra).

A szabad területi felmérések alapján (M2. melléklet 4. táblázat) az akác egyedsűrűsége 2015-ben szignifikánsan alacsonyabb volt a bekerített területhez képest (Mann-Whitney:  $U=16648$ ,  $U'=24552$ ,  $p=0.003$   $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ), 2016-ban viszont már megegyezett azzal ( $U=19967$ ,  $U'=21234$ ,  $p=0.63$ ). Ezt a változást az akác visszaszorulása okozta az elkerítésben, mivel a szabad területen jelentkező növekedés elenyésző mértékű volt ( $U=4646$ ,  $U'=5354$ ,  $p=0.36$ ).

A kocsánytalan tölgy és a csertölgy sűrűsége mindvégig stabil maradt (kocsánytalan tölgy:  $0.39 \pm 0.9$  db/m<sup>2</sup>; csertölgy:  $0.33 \pm 0.7$  db/m<sup>2</sup>), ami arra utal, hogy a tölgy csemeték mortalitásával egy időben (lásd tölgy mortalitás 15. és 19. ábra) új csemeték is fejlődésnek indultak.

Az elkerített területen mindkét alkalommal magasabb volt a kocsánytalan tölgy sűrűsége az erdőrészlet szabadon álló részéhez viszonyítva (2015:  $U=17214$   $U'=23986$ ,  $p=0.01$ ,  $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ; 2016:  $U=17389$ ,  $U'=23811$ ,  $p=0.01$ ). Csertölgy esetében ennek éppen a fordítottja jelentkezett (M2. melléklet 4. táblázat): a szabad területi egyedsűrűség több mint háromszorosa volt az elkerített területének (2015:  $U=14463$   $U'=26737$ ,  $p<0.0001$   $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ; 2016:  $U=12852$ ,  $U'=28349$ ,  $p<0.0001$ ).

A hegyi juharnál a 2015. és 2016. év tavaszi időszakában jelentek meg új csemeték (2015 május:  $0.64 \pm 1.48$  db/m<sup>2</sup>; 2016 május:  $0.59 \pm 1.4$  db/m<sup>2</sup>), amelyek azonban nem maradtak életképesek az őszig (2015 október:  $0.5 \pm 1.1$  db/m<sup>2</sup>; 2016 október:  $0.52 \pm 1.1$  db/m<sup>2</sup>). Mivel a fafaj sűrűségadatainak „hullámozása” nem követi pontosan a térfoglalással kapcsolatos előfordulási arányt (20. ábra vs. 22. ábra) ezért az elpusztult csemeték jó eséllyel ugyanazokon a kvadrátokon lehettek, ahol már jelen volt hegyi juhar csemete. Egyedsűrűsége szignifikánsan magasabb volt az elkerítésben, mint az erdőrészlet külső területén (M2. melléklet 4. táblázat).

A mezei juhar a többi fafajtól eltérően szinte az összes kvadráton (20. ábra) tömegesen előfordult, a teljes időszakra vetítve  $6.2$  db/m<sup>2</sup> ( $\pm 3.7$ ) egyedsűrűségben (22. ábra). Mennyisége a szabad területen mért értékek kétszeresét is meghaladta a vadkizárt területen (2015:  $U=8691$   $U'=32510$ ,  $p<0.0001$ ,  $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ; 2016:  $U=8403$   $U'=32797$ ,  $p<0.0001$ ). A hegyi juharhoz hasonlóan ennél a fafajnál is felfedezhető nagyobb hullámozás a tavaszi-őszi időszakok között (22. ábra), ami a vadkizárást követő első évtől kezdve vált erőteljesebbé (2015 május:  $6.92 \pm 4$  db/m<sup>2</sup>; 2016 október:  $5.7 \pm 3.4$  db/m<sup>2</sup>). Statisztikailag ezek a hullámozások kimutatható különbséget okoztak ( $F=270$ ,  $p<0.0001$ ), de az első és az utolsó időszak adatai már megegyeztek (Dunn:  $p>0.05$ ). A vörös tölgy, a tatárjuhar és a vadkörte denzitása mindvégig  $0.05$  db/m<sup>2</sup> alatt maradt. A meglévő egyedeken felül újabb csemeték sem az elfoglalt kvadrátokon belül, sem azon kívül nem jelentek meg (vö. előfordulás 20. ábra).

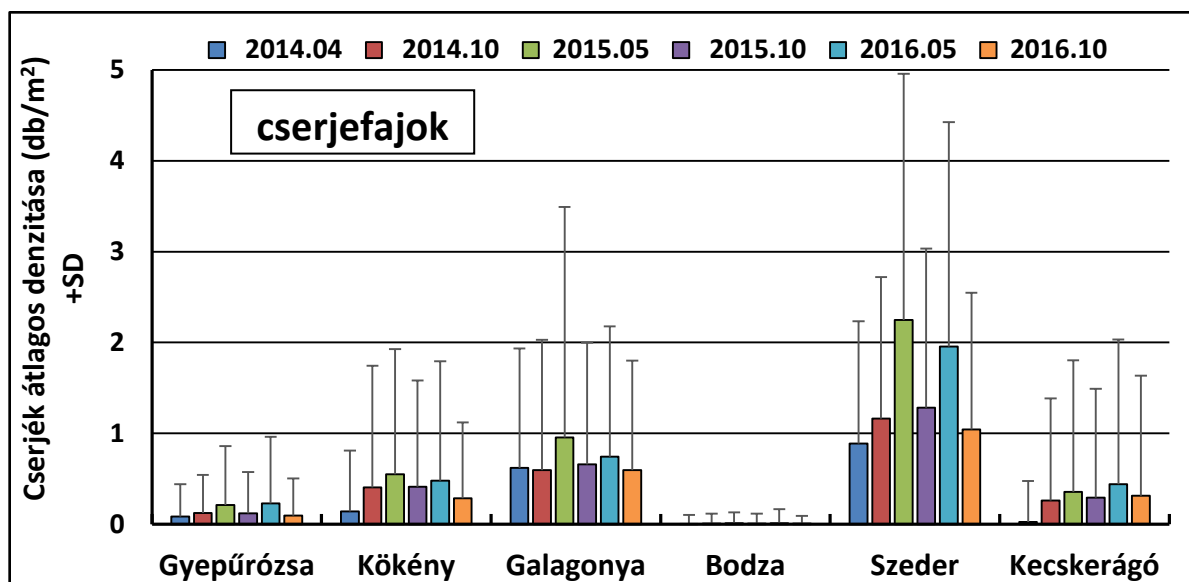
Cserjék közül a legnagyobb egyedsűrűséggel végig a szeder rendelkezett (23. ábra), annak ellenére, hogy denzitása a tavaszi és őszi időszakok között erősen ingadozott (pl. 2015 május:  $2.3 \pm 2.7$  db/m<sup>2</sup> vs. 2015 október:  $1.3 \pm 1.8$  db/m<sup>2</sup>). Bár az időszakok közti különbség statisztikailag szignifikáns ( $F=379.9$ ,  $p<0.0001$ ), a post-hoc analízis az első és az utolsó felmérés között nem állapított meg szignifikáns különbséget (Dunn:  $p>0.05$ ). Sűrűsége mindkét alkalommal különbözött a kerített és a szabad terület között (2015:  $U=11296$   $U'=29904$ ,  $p<0.0001$ ,  $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ; 2016:  $U=11106$   $U'=30095$ ,  $p<0.0001$ ), az előbbi javára (M2. melléklet 4. táblázat).

Galagonya esetében csak a 2015 tavaszi denzitás növekedés ( $0.95 \pm 2.5 \text{ db/m}^2$ ) bizonyult szignifikánsnak az őszi időszakok értékeihez viszonyítva ( $F=46.6, p<0.0001$ ;  $Dunn: p<0.05$ ). Itt az első és az utolsó felmérés adatai közel megegyeznek ( $0.62 \pm 1.3 \text{ db/m}^2$  vs.  $0.6 \pm 1.2 \text{ db/m}^2$ ), vagyis a galagonya egyedsűrűsége nem emelkedett meg az elkerítést követően (23. ábra).

A kökény denzitása 2014 áprilishoz ( $0.14 \pm 0.7 \text{ db/m}^2$ ) képest rendre magasabb értékeket vett fel, ám a növekedés statisztikailag nem igazolt ( $Dunn: p>0.05$ ), csupán a kiinduló sűrűségérték különbözött a 2015 és 2016 tavaszi adatsoroktól ( $F=99.8 p<0.0001$ ;  $Dunn: p<0.001$ ).

A csíkos kecskerágó 2014 októbertől jelent meg nagyobb számban a területen ( $0.26 \pm 1.1 \text{ db/m}^2$ ), egyedsűrűsége ezt követően stabil maradt, statisztikailag kimutatható különbségek nélkül, valószínűleg a magas szórások miatt ( $Dunn: p>0.05$ ).

Alacsony sűrűségben a gyepűrózsa ( $0.1 \pm 0.5 \text{ db/m}^2$ ) és a bodza ( $0.01 \pm 0.1 \text{ db/m}^2$ ) is megtalálható volt valamennyi időpontban.



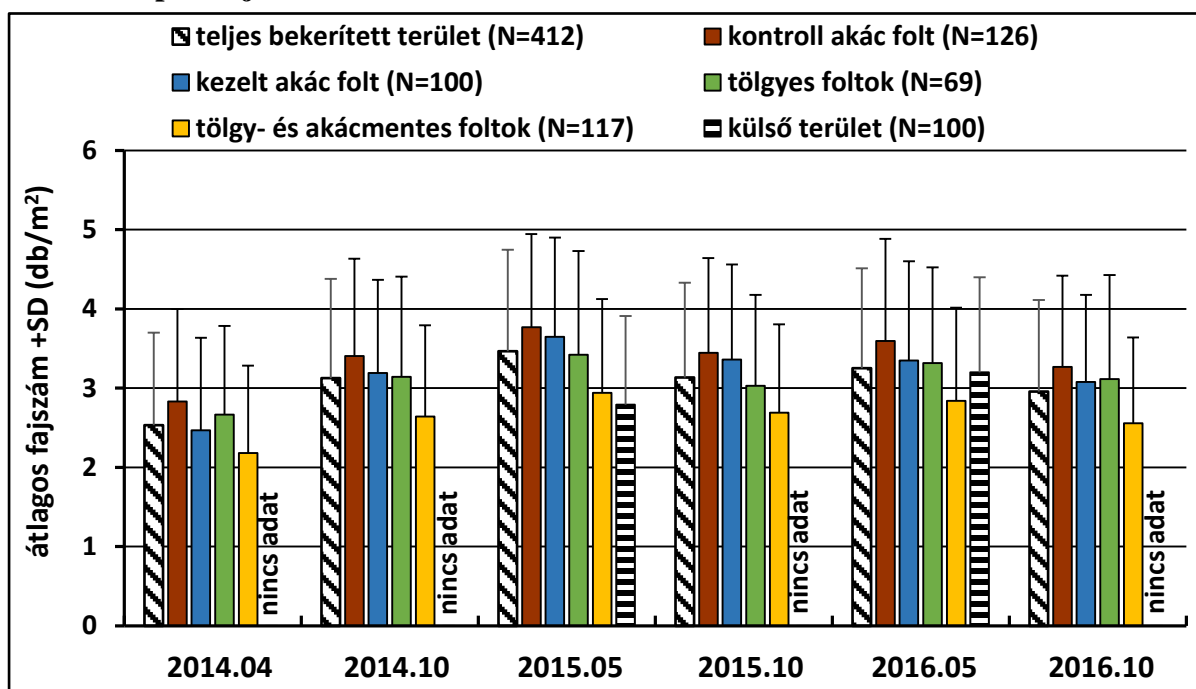
23. ábra: Az elkerített területen előforduló cserjefajok átlagos denzitása

A cserjefajok esetében a denzitás és az előfordulási adatok (21. ábra vs. 23. ábra) szorosabban követik egymást a fafajokhoz képest. Ez alapján az egyedsűrűség emelkedése gyakrabban járt újabb területek (kvadrátok) elfoglalásával, szemben a fafajok többségével, ahol inkább a korábban elfoglalt kvadrátokon belül jelentek meg új csemeték. Az erdőrésztlet külső területével összehasonlítva egyedül a szeder volt szignifikánsan is nagyobb sűrűségben megtalálható az elkerített területen belül (M2. melléklet 4. táblázat és M2. melléklet 10. ábra).

Az akác nem vált dominánssá sem a területi elterjedését, sem a denzitását illetően. Viszont a mezei juhar már aktuálisan is jelentős egyedszámmal és térfoglalással található meg a területen, markáns az eltérés a szabad területhez képest is. A cserjék egyedsűrűségében növekedés várható, továbbra is a szeder dominanciájával.

#### 4.4.3. Negatívan befolyásolja-e az akác jelenléte a fásszárú fajok diverzitását?

##### Kompenzálja-e ezt a hatást a vadkizárás?



24. ábra: Az egy kvadrátra eső fásszárúak átlagos fajszáma a bekerített terület különböző növényzeti foltjain és a 17/A erdőrésztlet szabad területén

A legtöbb fásszárú növényfaj a kontroll akácokhoz tartozó kvadrátokon volt megtalálható valamennyi felmérés alkalmával (min:  $2.8 \pm 1.2$  db/m<sup>2</sup>; max:  $3.8 \pm 1.2$  db/m<sup>2</sup>), ami a teljes elkerített területre megállapított átlagos fajszaámot is meghaladta (Mann-Whitney:  $p=0.009 - 0.161$ ) mind a hat időpontban (24. ábra). Ettől nem sokkal maradtak le a kezelt akácsemetékhez tartozó növényzeti foltokon mért fajszaámok (min:  $2.5 \pm 1.2$  db/m<sup>2</sup>; max:  $3.7 \pm 1.3$  db/m<sup>2</sup>), statisztikai különbség a kontroll akácokhoz képest csak 2014 áprilisban jelentkezett (Mann-Whitney:  $U=5178$ ,  $U'=7423$ ,  $p=0.02$ ,  $n_1=100$ ,  $n_2=126$ ). Az akác nélküli tölgyes kvadrátok fásszárú fajgazdagsága pedig csak 2014 áprilisban volt szám szerint nagyobb a kezelt akác foltokénál ( $2.7 \pm 1.1$  db/m<sup>2</sup> vs.  $2.5 \pm 1.2$  db/m<sup>2</sup>), de statisztikailag ez nem számított szignifikánsnak ( $U=3040$ ,  $U'=3860$ ,  $p=0.19$ ,  $n_1=69$ ,  $n_2=100$ ). A tölgyes foltok átlagértékei (min:  $2.6 \pm 1.1$  db/m<sup>2</sup>; max:  $3.4 \pm 1.3$  db/m<sup>2</sup>) sohasem haladták meg a kontroll akácok foltok átlagait (24. ábra). Gyenge statisztikai különbség 2015 októberében volt megállapítható ( $U=3528$ ,  $U'=5167$ ,  $p=0.03$ ,  $n_1=69$ ,  $n_2=126$ ) a kontroll akácok foltok javára.

A fennmaradó, akác- és tölgysemete mentes kvadrátokat jellemző fajszaám az egész időszak alatt a legalacsonyabb mértékű volt (min:  $2.2 \pm 1.1$  db/m<sup>2</sup>; max:  $2.9 \pm 1.2$  db/m<sup>2</sup>), a teljes kerített terület átlagát sem érte el (Mann-Whitney:  $p=0.0001 - 0.007$ ,  $n_1=117$ ,  $n_2=412$ ).

Az elkerítést követően a fásszárú fajszám növekedése statisztikailag szignifikánsnak bizonyult a teljes terület (Fr=272.7,  $p < 0.0001$ ; Dunn:  $p < 0.05$ ), és a kontroll akác foltok adatsorait vizsgálva (Fr=91.23,  $p < 0.0001$ ; Dunn:  $p < 0.05$ ). A bekerített terület fajszáma 2015 májusban kimutathatóan magasabb volt a külső szabad területhez képest ( $3.5 \pm 1.3 \text{ db/m}^2$  vs.  $2.79 \pm 1.1 \text{ db/m}^2$ ;  $U=14137$ ,  $U'=27064$ ,  $p < 0.0001$ ,  $n_1=412$ ,  $n_2=100$ ), viszont egy évvel később közel azonosak voltak az értékek (24. ábra).

A diverzitás értékeléséhez többféle index számítását végeztem el. Összességében elmondható, hogy mind az elkerített, mind a szabad terület alacsony-közepes besorolásúnak felel meg mindhárom indikátor alapján (5. táblázat). Az egyenletesség (E) és a Simpson-Yule index (D) értékei 0.4-0.5 körül mozognak a legtöbb esetben, vagyis az értékelési skála [0-1] közepén. A Shannon-Wiener (H) index értéke 1.4-1.6 között változik, ami szintén alacsony érték, ha tudjuk, hogy természetes rendszerekben ez az érték általában 1.5 és 4.5 között mozog.

Jobb értékek az erdőrészlet szabadon álló területein sem voltak jellemzőek, egyedül 2015 májusban volt magasabb a Shannon index és az egyenletesség az elkerített területhez képest ( $H=1.64$  vs.  $1.82$ ,  $E=0.56$  vs.  $0.67$ ).

A fajszámok a kontroll akác foltokban a területi átlag felett voltak (24. ábra). Hasonlóképp az egyenletesség valamint a Shannon diverzitás esetében is ezek a kvadrátok rendelkeztek a legmagasabb értékekkel a legtöbb időpontban ( $E$ : min=0.55, max=0.62;  $H$ : min=1.5, max=1.65). Mindezek alapján a fellelhető fásszárú fajok száma és megoszlása itt volt a legkedvezőbb az elkerített területen belül.

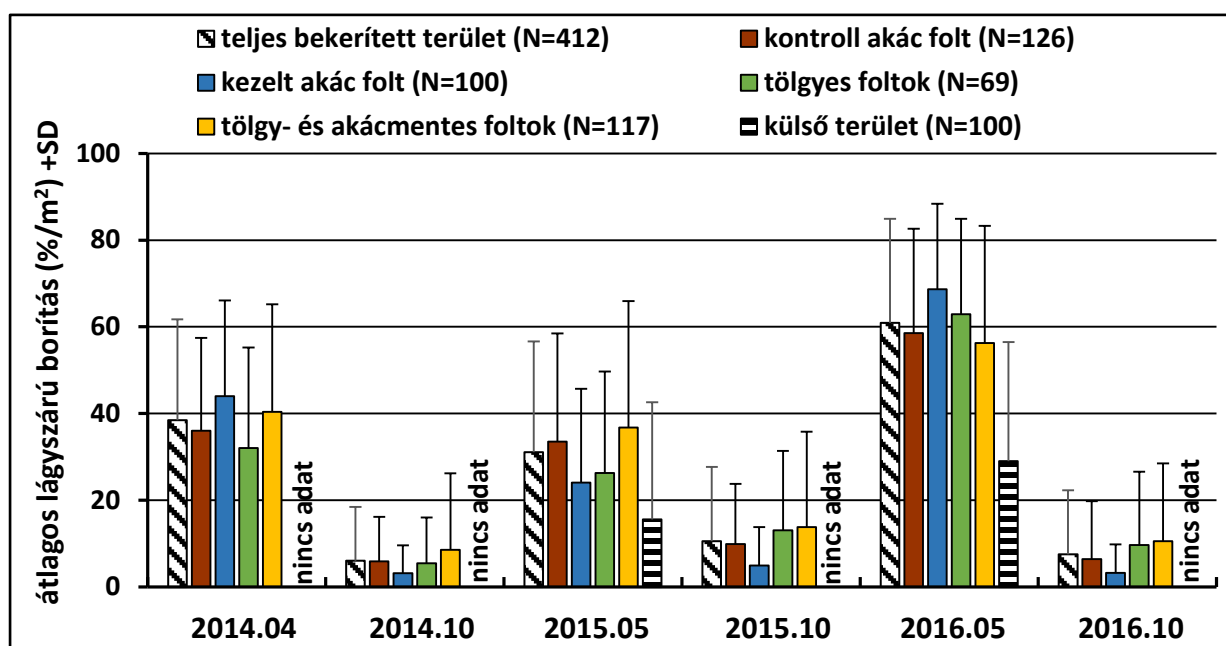
A domináns fajokra érzékenyebb Simpson-Yule index esetében a kisebb értékek jelentenek magasabb diverzitást, melyek szintén a kontroll akác erdőfoltokra voltak jellemzőek (5. táblázat). Legrosszabb értékeket érdekes módon a tölgyes erdőfoltok kapták ( $D$ : min=0.35, max=0.48). Itt elsősorban az akác hiánya (alacsonyabb fajszám miatt), és a nagyobb tömegben jelenlévő mezei juhar is szükségszerűen ronthatta a diverzitás értékeit.

*Az akác jelenléte nem rontotta a fásszárú diverzitást, a legmagasabb értékek éppen az akácos növényzeti foltokban jelentkeztek. A vadkizárt terület fajgazdagsága nem volt egyértelműen nagyobb a szabad területénél.*

5. táblázat: Diverzitás indexek értékei a bekerített terület különböző növényzeti foltjain és a 17/A erdőrészlet szabad területén.

		2014. 04	2014. 10	2015.05	2015.10	2016.05	2016.10
<b>Egyenletesség (E)</b> [0 - 1]	<b>kezelt akác folt (N=100)</b>	0.52	0.56	0.58	0.56	0.56	0.53
	<b>kontroll akác folt (N=126)</b>	0.56	0.62	0.62	0.57	0.57	0.55
	<b>tölgyes foltok (N=69)</b>	0.51	0.59	0.60	0.55	0.57	0.56
	<b>tölgy- és akácmentes foltok (N=117)</b>	0.54	0.61	0.60	0.57	0.59	0.57
	<b>teljes kerített terület (N=412)</b>	0.48	0.58	0.56	0.55	0.54	0.52
	<b>külső terület (N=100)</b>	n.a.	n.a.	0.67	n.a.	0.45	n.a.
<b>Shannon-Wiener index (H)</b> (H > 0)	<b>kezelt akác folt (N=100)</b>	1.20	1.57	1.63	1.54	1.55	1.49
	<b>kontroll akác folt (N=126)</b>	1.39	1.65	1.62	1.54	1.58	1.50
	<b>tölgyes foltok (N=69)</b>	1.22	1.51	1.53	1.38	1.54	1.47
	<b>tölgy- és akácmentes foltok (N=117)</b>	1.24	1.51	1.54	1.42	1.47	1.45
	<b>teljes kerített terület (N=412)</b>	1.36	1.63	1.64	1.51	1.56	1.54
	<b>külső terület (N=100)</b>	n.a.	n.a.	1.82	n.a.	1.31	n.a.
<b>Simpson-Yule index (D)</b> [0 - 1]	<b>kezelt akác folt (N=100)</b>	0.48	0.37	0.34	0.38	0.37	0.41
	<b>kontroll akác folt (N=126)</b>	0.38	0.31	0.30	0.36	0.33	0.38
	<b>tölgyes foltok (N=69)</b>	0.48	0.37	0.35	0.43	0.37	0.40
	<b>tölgy- és akácmentes foltok (N=117)</b>	0.47	0.38	0.33	0.40	0.37	0.39
	<b>teljes kerített terület (N=412)</b>	0.43	0.34	0.32	0.38	0.35	0.38
	<b>külső terület (N=100)</b>	n.a.	n.a.	0.23	n.a.	0.44	n.a.

#### 4.4.4. Negatívan befolyásolja-e az akác jelenléte a lágyszárú borítást? Kompenzálja-e ezt a hatást a vadkizárás?



25. ábra: A lágyszárú borítás átlagos értékei a bekerített terület különböző növényzeti foltjain és a 17/A erdőrészlet szabad területén

A lágyszárú borítás a vegetáció aszeptusos változásának megfelelően a tavaszi felmérések alkalmával emelkedett meg valamennyi területen (25. ábra). A tavaszi időszakban rendszerint az akáccal is rendelkező erdőfoltok valamelyikén (kezelt vagy kontroll) volt legmagasabb a borítás (min:  $24 \pm 22$   $\%/m^2$ ; max:  $68 \pm 20$   $\%/m^2$ ), ősszel viszont azokon a kvadrátokon, ahol akác nem fordult elő (min:  $5.5 \pm 11$   $\%/m^2$ ; max:  $14 \pm 22$   $\%/m^2$ ).

A bekerített területre jellemző tavaszi lágyszárú borítás közel duplája volt a szabad területen tapasztaltaknak (Mann-Whitney: 2015:  $U=10242$ ,  $U'=30958$ ,  $p<0.0001$ ,  $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ; 2016:  $U=8025$ ,  $U'=33175$ ,  $p<0.0001$ ), és itt arányaiban több kvadráton fordultak elő lágyszárúak, mint a szabad területen (2015: 93% vs. 51%; 2016: 99% vs. 80%).

A májusi felméréseket tekintve a lágyszárú borítás – átmeneti csökkenés után – 2016-ban már meghaladta a 60%-ot a bekerített területen (Friedman teszt:  $Fr=237$ ,  $p<0.0001$ , Dunn:  $p<0.05$ ).

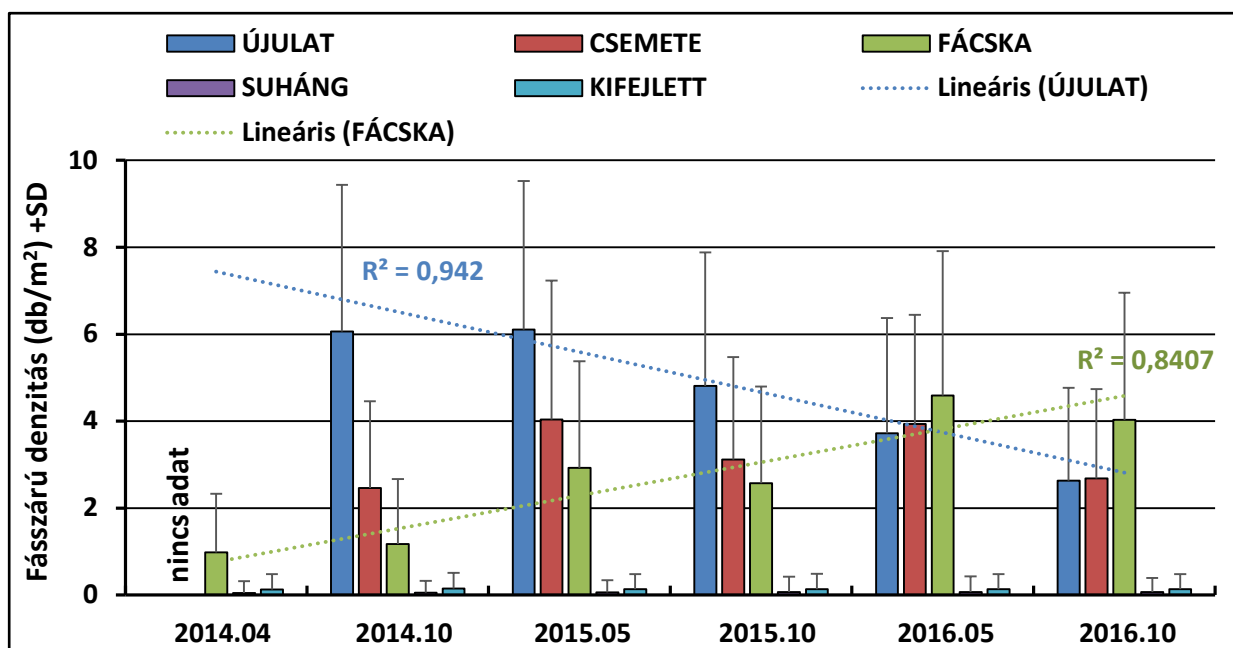
A kezelt akácos foltok lágyszárú borítása 2014 áprilisban ( $U=16830$ ,  $U'=22371$ ,  $p=0.0301$ ,  $n_1=100$ ,  $n_2=412$ ) és 2016 májusban ( $U=5772$ ,  $U'=35429$ ,  $p<0.0001$ ) haladta meg a területi átlagot. 2015 tavaszán nem volt kimutatható statisztikai különbség sem a kontroll akác foltok ( $33.5 \pm 25$   $\%/m^2$ ), sem a tölgycsemeték nélküli foltok ( $37 \pm 30$   $\%/m^2$ ) javára (25. ábra).

A lágyszárú borítás mértéke rendszerint az akácos növényzeti foltokban volt a legmagasabb a tavaszi felmérések során, míg ősszel inkább a tölgyes és a tölgyek nélküli kvadrátokban. Az elkerített terület szignifikánsan magasabb borítással rendelkezett a szabad területéhez képest.

#### 4.4.5. Rövidtávon befolyásolja-e a fásszárúak dinamikáját a vadkizárás?

A vadkizárást követő két év elteltével jelentősen megváltozott az egyes magassági kategóriákba tartozó fásszárúak aránya. 2015 májustól erőteljesen csökkenni kezdett a 25 cm-nél alacsonyabb 'újulat' kategóriába tartozó egyedek száma (Fr=570,  $p < 0.0001$ ; Dunn  $< 0.05$ ), és növekedni kezdett az 50 cm magasságot meghaladó 'fácskák' sűrűsége (Fr= 954,  $p < 0.0001$ ), vagyis egyre magasabb és sűrűbb cserjeszint kezdett kialakulni (26. ábra). Az 50 cm-nél magasabb egyedek sűrűsége 2016. májusban már meghaladta az összes többi csoport denzitását. Mivel a 25-50 cm magasságú fásszárúakat tartalmazó 'csemete' kategória egyfajta átmeneti csoportnak is tekinthető, ezért ebben az adatsorban kisebb mértékű hullámzás figyelhető meg.

A növekedő cserjeszint túlnyomó részét a mezei juhar tette ki, amelynek részaránya az újulati szintben a 2014 októberi 62%-ról 44%-ra csökkent (Fr=301,  $p < 0.0001$ ; Dunn  $< 0.01$ ), a fácskák szintjében viszont a 2014 áprilisi 43%-ról 68%-ra ( $2.74 \pm 2.4 \text{ db/m}^2$ ) növekedett (Fr=859,  $p < 0.0001$ ; Dunn  $< 0.0001$ ) 2016 októberére. Mindezek alapján elsősorban a mezei juhar dominanciája erősödött meg, és további vadkizárás esetén ez a faj fogja meghatározni a kerített erdőréssz képét a jövőben (M2. melléklet 11. ábra).



26. ábra: A különböző magassági kategóriába tartozó fásszárúak átlagos sűrűsége a 17/A erdőrésszlet elkerített részén az egymást követő időpontokban

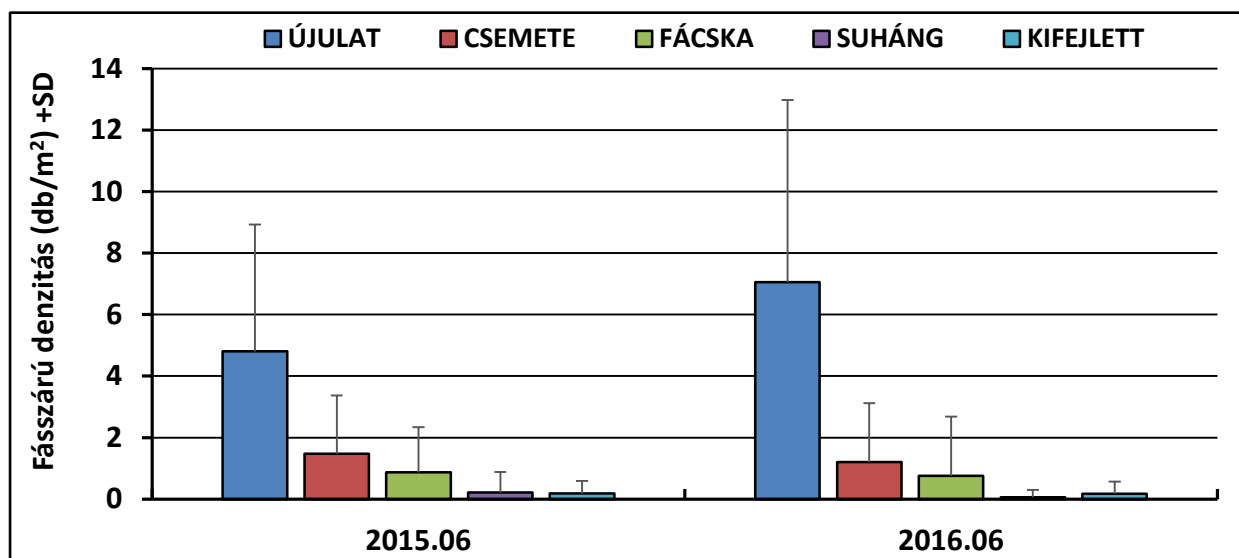
A kocsánytalan tölgy újulati korú egyedek sűrűsége alig változott a 2 év alatt (2014:  $0.23 \pm 0.73 \text{ db/m}^2 \rightarrow 2016: 0.24 \pm 0.67 \text{ db/m}^2$ ) és a csemete korú egyedek száma is végig alacsony maradt (2014:  $0.03 \pm 0.23 \text{ db/m}^2 \rightarrow 2016: 0.04 \pm 0.22 \text{ db/m}^2$ ). A csertölgy esetében is jóval lassabban megy végbe ez a magassági átrendeződés, de fokozatosan növekvő tendenciát mutat a 25 cm-nél magasabb csemeték sűrűsége (2014-ben 3 db csemete:  $0.007 \pm 0.09 \text{ db/m}^2 \rightarrow 2016$ -ban 16 db csemete:  $0.04 \pm 0.23 \text{ db/m}^2$ ).



Az akác egyedsűrűsége – eltekintve a 2 m-t meghaladó 'suháng' és 'kifejlett' egyedek közel állandó számától – valamennyi kategóriában erőteljesen csökkent 2014-2016 között (újulat:  $0.11 \rightarrow 0.04 \text{ db/m}^2$ ; csemete:  $0.15 \rightarrow 0.03 \text{ db/m}^2$ ; fácska:  $0.1 \rightarrow 0.09 \text{ db/m}^2$ ).

A mezei juharhoz hasonló, de kisebb mértékű változást hegyi juhar esetében lehetett regisztrálni, ahol 2016 májusra az újulati korú egyedek száma megfeleződött (2014:  $0.31 \pm 0.9 \text{ db/m}^2 \rightarrow 2016: 0.11 \pm 0.4 \text{ db/m}^2$ ), a fácska kategóriába tartozóké viszont négyszeresére emelkedett (2014:  $0.06 \pm 0.3 \text{ db/m}^2 \rightarrow 2016: 0.26 \pm 0.7 \text{ db/m}^2$ ).

A cserjék közül a legtöbb egyed a 25-50 cm közötti 'csemete' kategóriáig jutott el a növekedésben a vadkizárást követő két év alatt. Külön említendő a galagonya, amelynek 2 métert meghaladó egyedei már az elkerítéskor jelen voltak és fennmaradtak. Másik jelentős átalakulást a szeder okozta, melynek megerősödő egyedei növekvő arányban jelentek meg 50 cm magasság felett, a 'fácska' kategóriájában (2014:  $0.39 \text{ db/m}^2 \rightarrow 2016: 0.55 \text{ db/m}^2$ ).



27. ábra: A különböző magassági kategóriába tartozó fásszárúak átlagos sűrűsége a 17/A erdőrészlet szabadon álló részén az egymást követő felmérési időpontokban

A szabad terület cserjeszintjét zömmel 25 cm-nél alacsonyabb fásszárúak alkották (27. ábra). Az 'újulat' kategórián belül legnagyobb részesedése a mezei juharnak ( $44\% - 2.5 \pm 4.2 \text{ db/m}^2$ ), a csertölgynek ( $18\% - 1.3 \pm 1.8 \text{ db/m}^2$ ) és a galagonyának ( $7\% - 0.5 \pm 0.9 \text{ db/m}^2$ ) volt 2016-ban. A kocsánytalan tölgy ebben a kategóriában csak 1.5%-ban, az akác pedig 1%-ban fordult elő ( $0.1 \pm 0.5 \text{ db/m}^2$ ). A 'csemete' kategóriában a mezei juhar (53%) és a kökény (17%); 'fácska' kategóriában a tatárjuhar (32%) és a mezei juhar (17%) volt a leggyakoribb.

*Az elkerítés hatására jelentős magassági növekedésre tett szert a mezei juhar, amely a szabad terület cserjeszintjének is leggyakoribb tagja. A szeder és a mezei juhar tömegessé válásával komoly konkurenciát jelenthet a kocsánytalan tölgy és a csertölgy csemetéknek. Az akác a vadkizárt területen és azon kívül egyaránt visszaszorult.*

## **4.5. Milyen mértékűek és mintázatúak a különböző vadhatások a Mátra főbb erdőtípusaiban?**

### **4.5.1. Mennyire szelektív a növényevők táplálkozása a különböző erdőtípusok cserjeszintjében?**

Elsőként azt kell megvizsgálunk, hogy a rendelkezésre álló kínálat egyáltalán lehetővé tette-e a növényevő patások szelektív táplálkozását. A bükkösök az erdőtípusok közül a legszegényebb fásszárú fajkészlettel (Kruskal-Wallis: KW= -39.9; Dunn post-hoc teszt:  $p < 0.0001$ ) és a legalacsonyabb hajtáskínálattal rendelkeztek (KW= -89.2, Dunn:  $p < 0.0001$ ). Cserjeszintjükben mindösszesen 8 db fajt regisztráltunk, és túlnyomóan csak a főfafaj (bükk) hajtásai fordultak elő ( $98 \pm 284$  edb hajtás/ha), azok is a mintapontok 27%-án. A bükk relatívan magas kínálata ellenére, a legrágottabb fajok az elvétve előforduló elegyfajok hajtásai, sorrendben a gyertyán, a kőrisek és a mezei juhar voltak (6. táblázat). Statisztikailag egyedül a gyertyán rágottsága különbözött a bükkötől (KW= 13.1,  $p = 0.004$ , Dunn:  $p < 0.05$ ). Mivel a táblázatban az elegyetlen és elegyes bükkösök összevonva szerepelnek, ezért fontos megemlíteni, hogy a nudum állományokban még ennél is szegényesebb cserjeszint volt jellemző.

A gyertyános-tölgyesek kínálata már több mint duplája volt a bükkösökének ( $297 \pm 609$  edb hajtás/ha), 17 féle fásszárúval a cserjeszintben, a mintapontok 46%-án. Legnagyobb rágottságot a cserjék érték el (átlagosan  $33 \pm 30\%$ ), közülük is a veresgyűrű som és a fagyal esetében találtuk a legtöbb rágott hajtásvéget (6. táblázat). Az 'egyéb' csoportba tartozó ritkább fajok közül elsősorban a kislevelű hárs rágottsága volt magas. Az állományalkotó fafajok közül a bükk és a kocsánytalan tölgy hajtások kevesebb, mint negyede volt rágott, míg csertölgyön vadrágás nem fordult elő. Kiugróan magas volt a gyertyán részaránya ( $125 \pm 369$  edb/ha), ami az elegyfaj aktuálisan jelentkező konzociációs hatására is utal (Dunn-post hoc teszt:  $p < 0.01$ ). Rágottsága a fafajok közül a legnagyobb volt ( $28 \pm 35\%$ ), viszont statisztikailag nem különbözött a többi növényfaj rágottságától (KW= 24.7,  $p = 0.006$ , Dunn:  $p > 0.05$ ).

Az egy mintapontra eső fásszárúak fajszáma ( $0.72 \pm 0.8$  db/mintapont) cseres-tölgyesek esetében volt a legnagyobb (KW= -39.9,  $p < 0.0001$ , Dunn:  $p < 0.05$ ), miként a cserjeszintben fellelhető fa- és cserjefajok abszolút mennyisége is: összesen 22 db. Ezek az erdőtípusok változatos és nagy mennyiségű kínálatot biztosítottak, de vadrágás is előfordult valamennyi regisztrált fajon (6. táblázat). A fő állományalkotó fafajok rágottsága alacsony mértékű volt (kocsánytalan tölgy:  $18 \pm 31\%$ ; csertölgy  $6 \pm 20\%$ ), de statisztikailag csak a csertölgyé különbözött a fagyal, a somok és a kőkény rágottságától (KW= 48.8,  $p < 0.0001$ , Dunn:  $p = 0.05 - 0.001$ ). A legrágottabb fajok is a felsorolt cserjék közül kerültek ki, az összes cserjefaj rágottsága átlagosan  $22 \pm 30\%$  körül alakult (6. táblázat).

6. táblázat: A cserjeszintben található fásszárú fajok hajtáskínálata és rágottsági aránya a Mátra négy fő erdőtípusában. Az 'egyéb' kategóriába tartozó fajok: vörös tölgy, molyhos tölgy, közönséges mogoró, mezei szil, vadkörte, kislevelű hárs. \* = szingifikáns kedveltség a Bonferroni-próba alapján ( $p < 0.05$ )

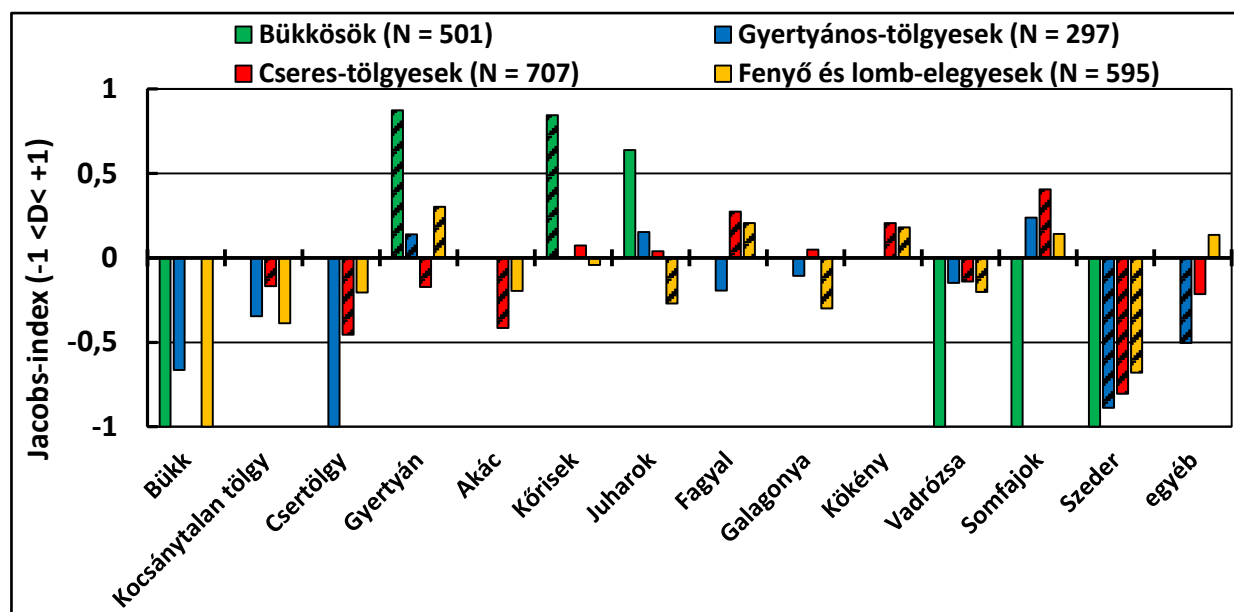
	Bükkösök (N=501)		Gyertyános-tölgyesek (N=297)		Cseres-tölgyesek (N=707)		Fenyő- és lomb-elegyesek (N=595)	
	átlagos fásszárú fajsám (db/mintapont)							
	0.32 ±0.5		0.6 ±0.8		0.72 ±0.8		0.65 ±0.8	
	kínálat (ezer db/ha)	rágottság (%)	kínálat (ezer db/ha)	rágottság (%)	kínálat (ezer db/ha)	rágottság (%)	kínálat (ezer db/ha)	rágottság (%)
<b>Bükk</b>	98 ±284	6 ±16	3 ±23	8 ±20	0	0	0.8 ±17	0
<b>Kocsánytalan tölgy</b>	0	0	19 ±132	22 ±37	50 ±266	18 ±31	5 ±62	13 ±30
<b>Csertölgy</b>	0	0	6 ±43	0	17 ±153	6 ±20	10 ±89	11 ±18
<b>Gyertyán</b>	9 ±71	25 ±33*	125 ±369	28 ±35*	36 ±258	18 ±30	46 ±323	41 ±39*
<b>Akác</b>	0	0	0	0	6 ±96	11 ±16	12 ±165	9 ±10
<b>Körisek</b>	6 ±58	23 ±28*	0	0	38 ±0.1	20 ±29	147 ±586	24 ±30
<b>Juharok</b>	2 ±18	13 ±25	50 ±299	23 ±36	39 ±240	15 ±23	53 ±289	15 ±28
<b>Fagyal</b>	0	0	13 ±93	33 ±47	72 ±327	27 ±35*	43 ±234	33 ±32*
<b>Galagonya</b>	0	0	15 ±115	27 ±28	88 ±382	20 ±27	60 ±326	17 ±33
<b>Kökény</b>	0	0	0	0	63 ±267	30 ±32*	69 ±309	33 ±31*
<b>Vadrózsa</b>	1 ±30	0	12 ±78	22 ±23	58 ±317	17 ±23	50 ±275	13 ±21
<b>Somfajok</b>	0.1 ±3	0	22 ±154	57 ±22	7 ±63	53 ±46*	27 ±163	34 ±37
<b>Szeder</b>	2 ±36	0	10 ±77	4 ±9	42 ±208	4 ±17	20 ±109	6 ±20
<b>egyéb</b>	0	0	19 ±189	33 ±58	11 ±0.1	18 ±32	25 ±195	23 ±34
<b>ÖSSZESEN</b>	<b>118 ±304</b>	<b>8 ±19</b>	<b>297 ±609</b>	<b>25 ±31</b>	<b>527±838</b>	<b>21 ±29</b>	<b>568 ±982</b>	<b>23 ±29</b>

A fenyő-elegyes és a törmeléklető-erdőket, szurdokerdőket tömörítő negyedik erdőtípus képét elsősorban a körisek (főként virágos kőris) és a juharok (főként mezei és hegyi juhar) határozták meg, ami a cserjeszint hajtáskínálatában is észrevehető (6. táblázat). A cseres-tölgyesekhez hasonlóan itt is gyakoriak voltak a cserjék, átlagos rágottságuk kicsivel magasabb volt a csereseknél (24 ±31%). Legnagyobb vadrágás a gyertyánt érte (41 ±39%), ami helyi viszonylatban és az erdőtípusok között is kiemelkedő értékű volt, de statisztikailag egyik esetben sem számított szignifikánsnak (Dunn:  $p > 0.05$ ). Az erdőtípus teljes rágottsági aránya (23 ±29%) statisztikailag megegyezett a cseresekre és a gyertyános-tölgyesekre jellemző értékekkel (KW=48.8,  $p < 0.0001$ ; Dunn:  $p > 0.05$ ).

Az elérhető fásszárúak kínálata és rágottsága alapján statisztikailag is megerősítést nyert, hogy a cserjeszint egyes fajait a patás növényevők kifejezetten „keresik”, másokat pedig rendre elkerülnek a különböző erdőtípusokban (28. ábra).

A főfafajok (bükk és tölgyek) például egyetlen alkalommal sem minősültek preferáltnak, és Jacobs-index értékeik is mindig negatív értéket vettek fel ( $D = -0.16 - -1$ ). A gyertyán a legtöbb esetben szignifikánsan preferált tápláléknak minősült, viszont cseres tölgyesekben ennek épp az ellentéte jelentkezett ( $D = -0.17$ , Bonferroni:  $p < 0.05$ ). Itt vélhetően a magasabb fajszám és a közöttük megoszló rágottsági nyomás miatt csökkent a gyertyán fogyasztása (vö. 6. táblázat). A kőriseket és a juharokat zömmel a kínálatuknak megfelelő arányban fogyasztották a nagyvadfajok, statisztikai eltérés csak két esetben fordult elő (28. ábra).

Cserjék közül legkedveltebb fajoknak a kökény ( $\bar{D} = 0.2 \pm 0.02$ ), a fagyal ( $\bar{D} = 0.1 \pm 0.3$ ) és a somok ( $\bar{D} = -0.05 \pm 0.6$ ) bizonyultak. Utóbbi faj esetében a negatív átlag oka, hogy bükkösökben a somot rendkívül alacsony gyakorisága miatt a növényevők valószínűleg meg sem találhatták. Legalacsonyabb értékekkel a szeder, a vadrózsa és a galagonya szerepeltek, sokszor elkerült fajként. Viszont ez nem jelenti azt, hogy a nagyvadfajok nem fogyasztottak belőlük (ld. 6. táblázat).



28. ábra: A cserjeszintben található fásszárúak Jacobs-index értékei a Mátra négy erdőtípusában. A sávozott oszlopok a Bonferroni-próba alapján szignifikánsan kedvelt (pozitív érték) illetve elkerült (negatív érték) fajokat jelölik ( $p < 0.05$ ).

A patás növényevők a kínálat mennyisége és összetétele függvényében szelektív táplálkozásra törekedtek mind a négy erdőtípusban. Főfafaj nem szerepelt a kedvelt fajok között, viszont az elszaporodásra hajlamos gyertyán igen. Legtöbbször a cserjék és az elegyfajok voltak nagy arányban rágottak és preferáltak. Legtöbb esetben a vadrágás a cserjeszint valamennyi növényét érintette, de a rágottság mértéke fajonként jelentősen eltérő volt.

#### 4.5.2. Eltér-e az állományalkotó fafajok csemetesűrűsége és rágottsága az egyes erdőtípusokban?

Az 50 cm magasságot meg nem haladó csemeték sűrűsége és nagyvad fajok általi rágottsága kritikus jelentőségű lehet az erdő felújulása és későbbi fafaj összetétele szempontjából. A főfafaj csemetesűrűsége éles különbséget mutatott bükkösök és tölgyesek között (7. táblázat). Míg a bükkösökben a bükk csemetesűrűsége a 30 ezret is meghaladta, addig a tölgyesekben a kocsánytalan tölgy hektáronkénti csemeteszáma a háromezret sem érte el. A csertölgy sűrűsége erősen változó volt az erdőtípusok között, legnagyobb értéket ( $4.6 \pm 17$  edb/ha) a gyertyános-tölgyesekben mértük. Mennyisége csak a fenyő- és egyéb lomb-elegyes erdőkben volt alacsonyabb a kocsánytalan tölgnél ( $KW=39.5$ ,  $p<0.0001$ ,  $Dunn: p<0.05$ ).

Gyertyános-tölgyesekben kiemelkedő volt a gyertyán csemetesűrűsége ( $5.5 \pm 16$  edb/ha), ami cserjeszintben tapasztalt kínálata mellett (vö. 6. táblázat) ismételten utal a gyertyán meglehetősen magas sűrűségére. A klimatikus adottságok miatt ezekben az erdőtípusokban még előfordult bükk újulat, a bükkösökhöz képest már jóval alacsonyabb, de nem elhanyagolható sűrűségben ( $4 \pm 14$  edb/ha).

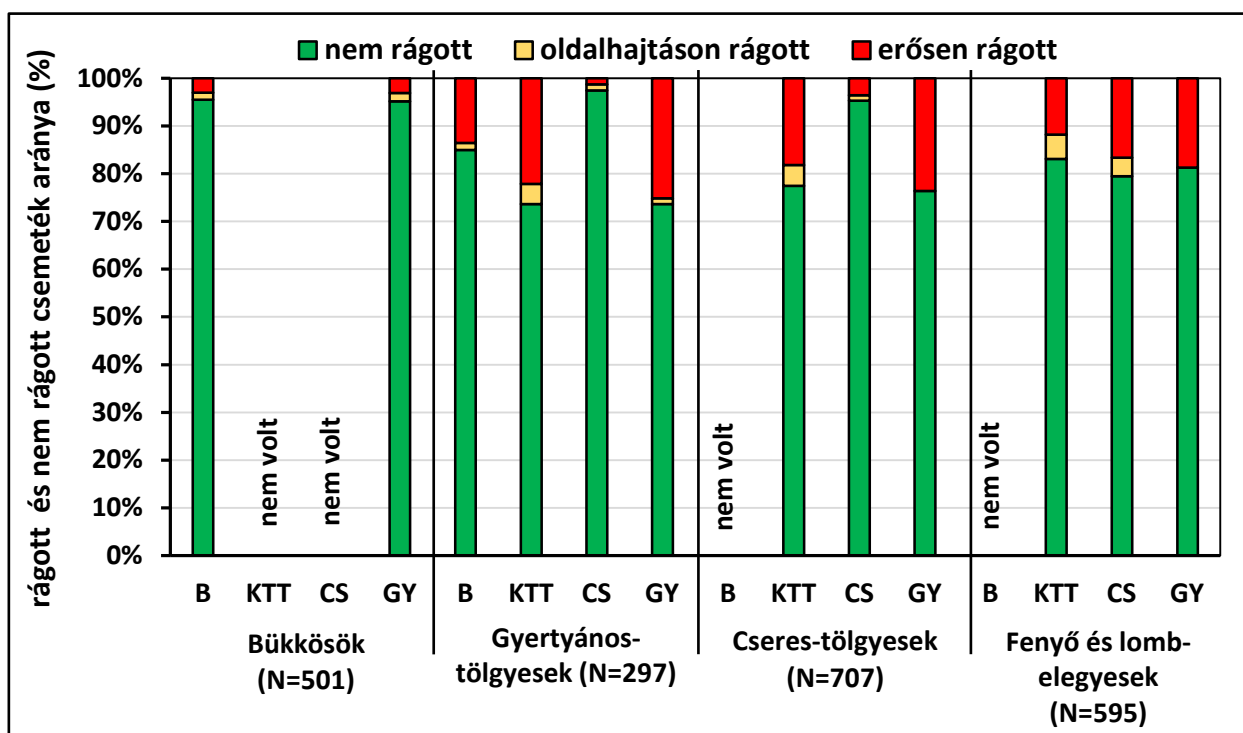
A fenyő-elegyes erdőkben csak elvétve találtunk pár fenyő csemetét (erdei fenyő). A sziklaerdők és szurdokerdők többségében a kocsánytalan tölgy csemetéi voltak a leggyakoribbak ( $2.9 \pm 9.3$  edb/ha) a célállomány fafajai közül.

7. táblázat: Az állományalkotó fafajok 50 cm alatti csemetéinek sűrűsége a Mátra négy fő erdőtípusában

átlagos csemetesűrűség (ezer db/ha) 0-50 cm				
Állományalkotó fafaj	Bükkösök (N=501)	Gyertyános-tölgyesek (N=297)	Cseres-tölgyesek (N=707)	Fenyő és lomb-elegyesek (N=595)
<b>Bükk</b>	33 $\pm$ 38	4 $\pm$ 14	0	0
<b>Kocsánytalan tölgy</b>	0	2.8 $\pm$ 9	1.7 $\pm$ 6.9	2.9 $\pm$ 9.3
<b>Csertölgy</b>	0	4.6 $\pm$ 17	3.8 $\pm$ 12	0.4 $\pm$ 2.8
<b>Gyertyán</b>	1.3 $\pm$ 6.6	5.5 $\pm$ 16	0.4 $\pm$ 3	0.2 $\pm$ 1.3
<b>Molyhos tölgy</b>	0	0	0.03 $\pm$ 0.5	0.3 $\pm$ 2.1
<b>Erdei fenyő</b>	0	0	0	0.01 $\pm$ 0.2

A rágott csemeték aránya bükkösökben volt a legalacsonyabb, bükk és gyertyán csemeték esetében is 5% alatt maradt a rágottság mértéke (29. ábra). Tölgyesekben a legtöbb esetben már ennél magasabb volt a csemeték rágottsága. Gyertyános-tölgyesekben a maximális 18% ( $\pm 11$ ) körül alakult a rágott csemeték átlagos aránya, sorrendben ez után következtek a fenyő- és lomb-elegyes erdőtípusokra ( $14 \pm 10\%$ ) és a cseres-tölgyesekre ( $13 \pm 12\%$ ) megállapított értékek.

A rágott csemeték többsége (60-80%-a) erősen rágott volt, vagyis a csúcshajtásán és oldalhajtásain is felfedezhetőek voltak a nagyvad táplálkozásának nyomai. A fafajok közül a gyertyán csemetéi voltak a legrágottabbak a négy erdőtípus viszonylatában ( $18 \pm 10\%$ ), a torzra rágott egyedeinek aránya a 15%-ot is elérte gyertyános-tölgyesekben. Sorrendben utána következett a kocsánytalan tölgy ( $16 \pm 12\%$ ), a csertölgy ( $7 \pm 9\%$ ) majd a bükk ( $5 \pm 7\%$ ) rágottsága. A tölgyek esetében az ismétlődő rágástól torz csemeték aránya maximálisan 5% volt a gyertyános- tölgyesekben, másutt mindenhol 1% alatt maradt, akárcsak a bükk csemetéké.



29. ábra: Az állományalkotó fafajok 50 cm alatti csemetéinek rágottsága a Mátra négy fő erdőtípusában. B=bükk; KTT=kocsánytalan tölgy; CS=csertölgy; GY=gyertyán. Az 'erősen rágott' kategória a csúcshajtáson rágott, a csúcs- és oldalhajtáson rágott, valamint a vadrágás miatt torz alakulású csemetéket tartalmazza.

A főfafaj csemetéinek sűrűsége és rágottsága a bükkösök és tölgyesek között mutatott jelentősebb különbségeket. A bükk bőséges újulata megfelelő alapot szolgáltat a bükkösök természetes felújulásához. Tölgyesekben viszont már sok helyütt alacsony volt a tölgyek – különösen a kocsánytalan tölgy – csemetesűrűsége. Az aktuális csemeterágottság mértéke (16%) önmagában valószínűleg nem szab gátat a felújulásnak, viszont a tölgycsemeték elszórt megjelenésével együtt már problémát jelenthet a folyamatban. Ezen felül viszont a vadrágás képes lassítani a gyertyán elhatalmasodását a cserjeszintben és a csemeték között is.

### 4.5.3. Mennyire szelektív a nagyvadfajok törzshasználata a fafajt és a törzsméretet illetően a különböző erdőtípusokban?

Legváltozatosabb törzskínálat cseres-tölgyesekben (18 fafaj) valamint a fenyő- és lomb-elegyes erdőkben (23 fafaj) volt jellemző. Gyertyános-tölgyesekben nagyon magas volt a gyertyán törzssűrűsége a többi erdőtípushoz képest (KW=530.8, Dunn:  $p < 0.001$ ). A dúsabb cserjeszintű erdőkben a galagonya törzse is jelentős sűrűségben volt elérhető. A legkevesebb sérült törzs bükkösökben, a legtöbb pedig cseres-tölgyesekben fordult elő. A bükk és a tölgyek valamennyi erdőtípusban csak kis mennyiségben sérültek, viszont cseres tölgyesekben a szálanként talált bükk használati aránya éppen a szórványos előfordulása miatt magasnak mutatkozott (8. táblázat). Elsősorban a hársakon (nagylevelű hárs), a kőrisek közül a virágos kőrisen, ill. a juharokon (mezei és tatár juhar) találtuk a legtöbb sérülést. A törzssérülések 79%-a hántás (107 eset), 14%-a agancssal okozott sérülés (19 eset) és 7%-a dörgölözés volt (9 eset). A legtöbb kéreghántás és agancssal okozott sérülés virágos kőrisen fordult elő (14% - 3%), míg dörgölözés során elsősorban a durva kéreggel rendelkező fafajok (fenyők, tölgyek) sérültek, kínálatukhoz képest rendkívül alacsony esetszámban (0.6 %).

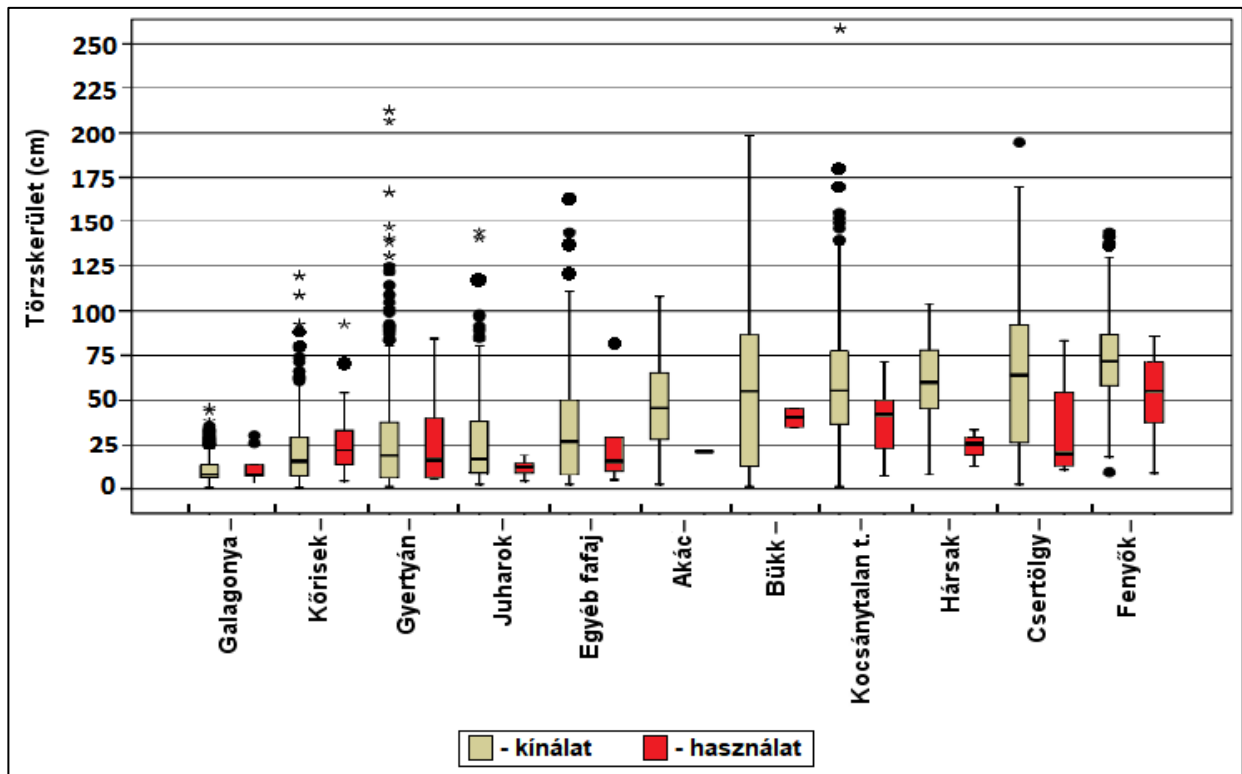
A bükk pozitív Jacobs-index értéket vett fel a cseres-tölgyesekben ( $D=0.83$ ) és negatív értékeket a többi erdőtípusban ( $D= -0.5 - -0.8$ ), ami egyik esetben sem volt szignifikáns (Bonferroni:  $p > 0.05$ ). A tölgyek értékei minden esetben negatívak voltak ( $D= -0.32 - -1$ ), a cseres-tölgyesekben szignifikánsan elkerült fajnak számítottak (Bonferroni:  $p < 0.05$ ).

8. táblázat: A Mátra négy fő erdőtípusában jellemző fafajok törzssűrűsége és vadfajok általi használati aránya. Az 'egyéb fafaj' kategóriába tartozó fajok: molyhos tölgy, vörös tölgy, közönséges mogyoró, madárcseresznye, ezüstfa, vadkörte, diók, nyárok, szilek.

\* = szignifikáns kedveltség a Bonferroni-próba alapján ( $p < 0.05$ )

	Bükkösök (N = 501)		Gyertyános-tölgyesek (N = 297)		Cseres-tölgyesek (N = 707)		Fenyő és lomb-elegyesek (N = 595)	
	törzs sűrűség (db/ha)	használati arány (%)	törzs sűrűség (db/ha)	használati arány (%)	törzs sűrűség (db/ha)	használati arány (%)	törzs sűrűség (db/ha)	használati arány (%)
<b>Bükk</b>	934	0.2	54	0	6	33.3	24	0
<b>Kocsánytalan t.</b>	8	0	269	1.8	627	1.4	235	3.7
<b>Csertölgy</b>	0	0	88	0	202	1.8	188	3.3
<b>Gyertyán</b>	224	0.6	818	1.7	153	7.4	133	0
<b>Fenyők</b>	18	0	7	0	14	12.5	252	4.2
<b>Kőrisek</b>	10	0	7	0	122	19.4*	471	11.4*
<b>Juharok</b>	20	0	34	14.3	98	14.3	69	0
<b>Hársak</b>	0	0	20	20	16	28.5	7	0
<b>Akác</b>	0	0	0	0	30	0	69	4.5
<b>Egyéb fafaj</b>	10	0	54	12.5	44	0	185	1.9
<b>Galagonya</b>	4	0	61	0	388	3.8	309	1.6
<b>ÖSSZESEN</b>	<b>1228</b>	<b>0</b>	<b>1411</b>	<b>3</b>	<b>1697</b>	<b>5</b>	<b>1941</b>	<b>4</b>

A rendelkezésre álló törzsek méreteiről elmondható, hogy többségük a 3-22 cm közötti törzskerület-kategóriákba tartozott. Az 50 cm kerületet meghaladó törzsek javarészt az állományalkotó (fő)fafajok közül (bükk, tölgyek illetve fenyők) kerültek ki (30. ábra).



30. ábra: A kínált és használt törzsméret, fafajok szerinti bontásban. A pontok a mediánhoz közeli kiugró értékeket, a csillagok mediántól távoli kiugró értékeket jelzik.

Szemléltetéshez az adatok mediánját ( $\tilde{x}$ ) használtam, amit kevésbé torzítanak a kiugró értékek. A használt törzsméretetek középértéke – a kőriseket kivéve – mindig alacsonyabb volt a kínált törzsméretetekénél (30. ábra). A legtöbb sérülés a 3 - 22 cm közötti kerületű törzseken történt. A nagyvadfajok eltérő méretű törzseket használtak a kéreghántás ( $\tilde{x}$ : 18 cm, interkvartilis tartomány: 14.8), az agancsverés/dörzsölés ( $\tilde{x}$ : 37 cm, IKT:14.6), és a dörgölözés során ( $\tilde{x}$ : 51 cm, IKT=19 cm), ami statisztikailag is kimutatható volt (KW= 22.1,  $p < 0.0001$ ; Dunn:  $p < 0.01$ ).

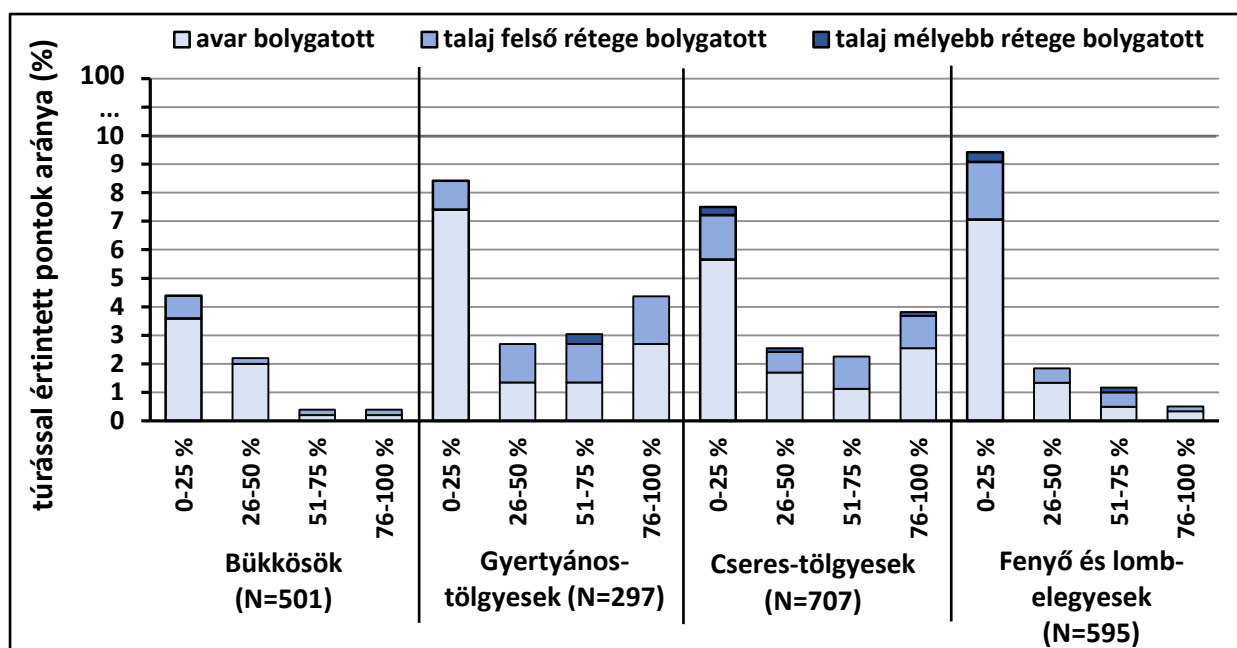
*A vadragáshoz hasonlóan a nagyvadfajok törzshasználatában is felfedezhető volt egy szűkebb körű preferencia egyes fafajok (kőrisek) és törzsméretetek (vékonyabb, 3-22 cm kerületű törzsek) iránt. Ráadásul a különböző korú fafajok eltérő szerepet tölthetnek be a patások törzsválasztásában attól függően, hogy táplálkozás vagy agancstisztítás céljából, vagy éppen dörgölöző faként kívánják-e az adott törzset igénybe venni.*



#### 4.5.4. Eltér-e a vaddisznó által okozott talajbolygatás a különböző erdőtípusokban?

Vaddisznótúrások a bükkösökben fordultak elő a legritkábban, a vizsgált 501 mintapont 7%-án. A talajbolygatás súlyossága is itt volt a legalacsonyabb a többi erdőtípushoz képest, elsősorban az avarszintet érő és sekély túrások voltak jellemzőek (31. ábra). A bükkösök teljes felmért területének 2.9%-át (145 m<sup>2</sup>) érintette ez a vadhatás.

A tölgyesekben ennél már intenzívebb volt a talajbolygatás, a vizsgált mintapontok viszonylatában egyetlen erdőtípus esetében sem maradt 10% alatt a túrt pontok aránya (gyertyános-tölgyesek: 19%; cseres-tölgyesek: 16%; egyéb lomb-elegyesek: 13%). Megjelentek az erőteljesebb bolygatást okozó, mélyebb vaddisznótúrások is, de alapvetően a 2.5 m<sup>2</sup>-nél kisebb, foltszerű és sekély túrások maradtak gyakoriak (31. ábra). A túrt pontok aránya a gyertyános-tölgyesek és cseresek között, valamint a cseresek és egyéb lomb-elegyesek között statisztikailag megegyezett; többi esetben viszont a különbség szignifikáns volt a területek között (homogenitás teszt:  $\chi^2 = 4.6 - 22.7$ ,  $p < 0.05$ ).



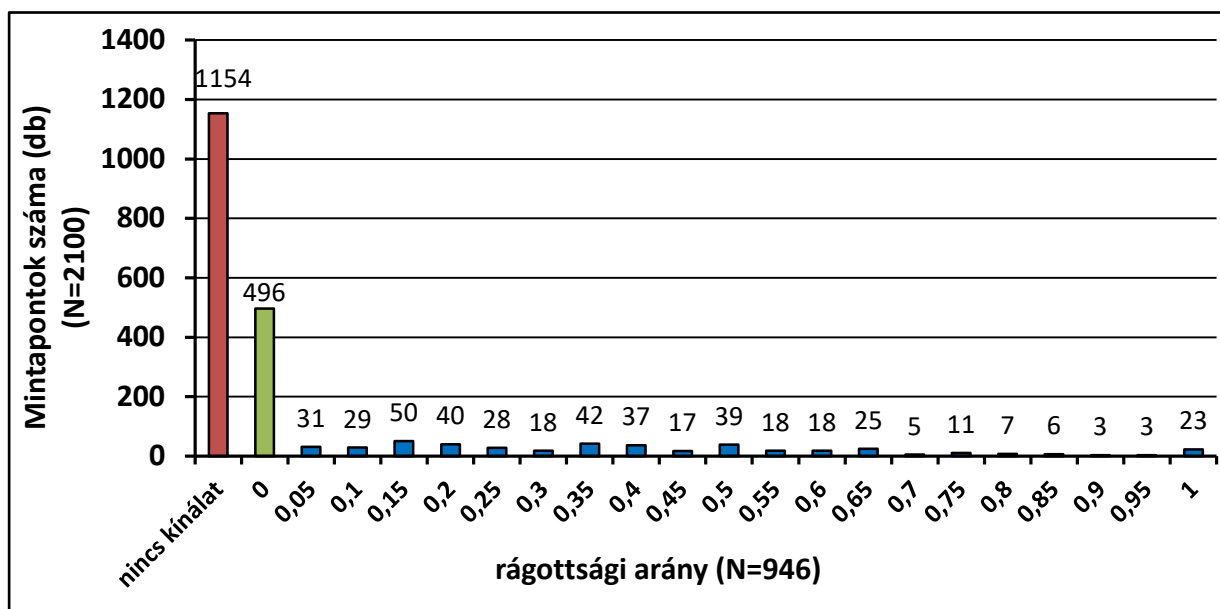
31. ábra: A vaddisznótúrással érintett mintapontok aránya a túrás kiterjedése és mélysége szerinti bontásban a Mátra jellemző erdőtípusaiban.

A feltúrt terület mérete arányaiban a gyertyános-tölgyesekben volt legnagyobb (10.1% - 299 m<sup>2</sup>), ezt követték a cseres-tölgyesek (8.6% - 612 m<sup>2</sup>), majd a fenyő és lomb-elegyesek (5% - 277 m<sup>2</sup>).

A vaddisznótúrások gyakorisága és súlyossága eltérő mértékűnek mutatkozott a bükkösök és tölgyesek között. Az utóbbi erdőtípusokban a túrt pontok aránya minden esetben meghaladta a 10%-ot, és szórányosan ugyan, de jelentkeztek mély talajbolygatást okozó disznótúrások is. A legtöbb túrás területe nem haladta meg a 2.5m<sup>2</sup>-t, viszont gyertyános-tölgyesekben és cseresekben megemelkedett a 100%-ban feltúrt pontok aránya.

#### 4.5.5. Térségi szinten vagy lokálisan jellemző-e, hogy a fenti vadhatások korlátozhatják az erdő felújulását?

A vadhatás felmérés során vizsgált 2100 db mintapont adatai szerint kiemelkedően magas volt a cserjeszinttel nem rendelkező mintavételi pontok száma (1154 mintapont – 55%). Vagyis innen a nagyvadfajok fő táplálékát adó fásszárú növények hajtásai teljesen hiányoztak (32. ábra).

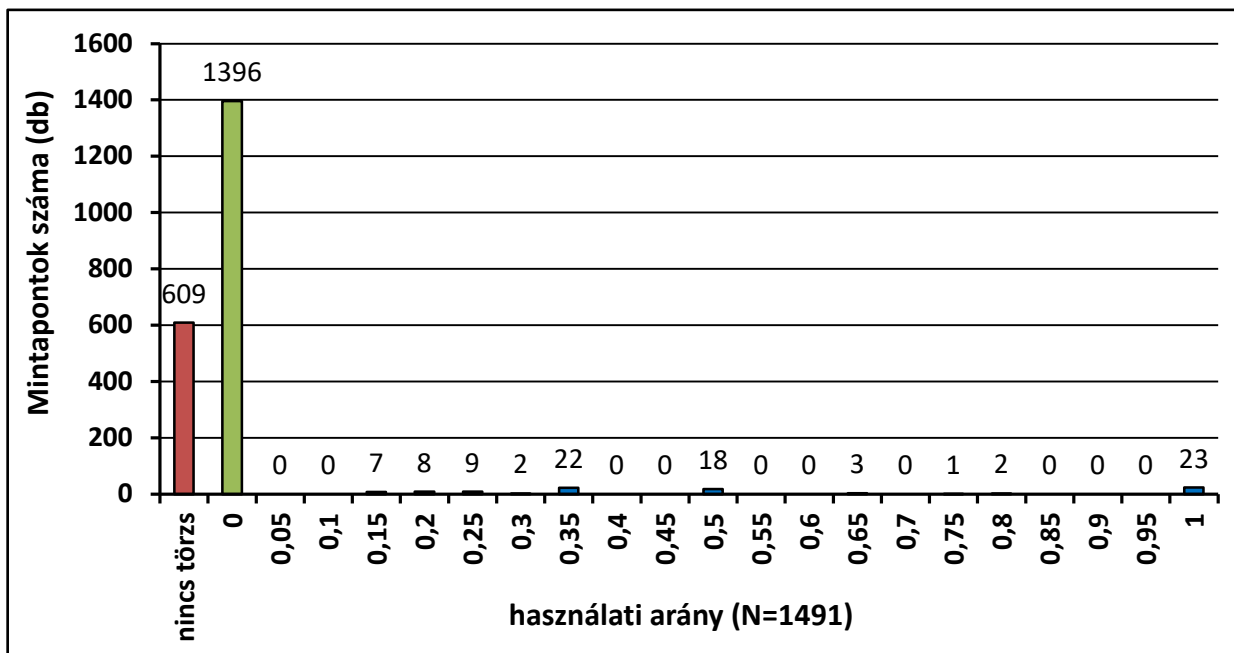


32. ábra: Hisztogram a cserjeszint rágottságának megoszlásáról. Piros oszlop = nincs cserjeszint; zöld oszlop = nincs rágott hajtás a cserjeszintben; kék oszlop = rágott cserjeszintű mintapontok száma a rágottsági arányuk szerinti bontásban.

Ugyanakkor a cserjeszinttel rendelkező mintavételi pontok több mint fele (52%) a vadrágás szempontjából érintetlen volt (496 pont – az összes pont 24%-a), és csak a fennmaradó 450 ponton (21%) lehetett különböző mértékű vadrágásról beszélni. A rágott és kínált hajtások arányai alapján a rágott mintavételi pontok 65%-a (292 pont – az összes 14%-a) 50%-alatti rágottságú volt, tehát itt az elérhető hajtások fele épen maradt. Az 50-70%-os erős rágást elszenvedett mintavételi pontok száma ennek már kevesebb, mint a fele (105 pont), ami a rágott pontok 23%-át adja. A 75-100% rágottság közé eső súlyosan rágott pontok gyakorisága a legalacsonyabb volt (53 pont - a rágott pontok 12%-a).

Regionális viszonylatban alacsony volt az erős vagy súlyos rágottságot (>50%) elszenvedett mintapontok aránya (összes pont 7.5%-a, kínálattal rendelkezők 16.7%-a). A cserjeszinttel rendelkező pontok felén semmilyen vadrágást nem regisztráltunk. Ám feltűnően magas a cserjeszint nélküli mintapontok száma, ami lokálisan problémát okozhat, káros mértékűvé emelve a környező meglévő cserjeszintű erdők és a főfafaj csemetéinek rágottságát (ld. M2. melléklet 5. táblázat 2.6. indikátor).

A 2100 mintapont közül csupán 95 ponton (az összes pont 4.5%-a) fordultak elő nagyvadfajok által okozott törzssérülések (hántás, agancssal okozott sérülés, dörgölözés), míg a pontok 66%-án (1396 pont) ép törzseket találtunk. A fennmaradó 609 mintavételi ponton (29%) a nagyvadfajok számára ilyen célra elérhető törzs nem fordult elő (33. ábra). A sérült törzsekkel rendelkező mintapontokon belül az 50% alatti és 50% feletti használati arányú (sérült törzsek részaránya) pontok száma közel megegyezett (48 pont vs. 47 pont). 23 ponton az összes elérhető törzs sérült volt (az összes mintapont 1.1%-a).



33. ábra: Hisztogram a nagyvadfajok által okozott törzssérülések megoszlásáról.

Piros oszlop = nincs elérhető törzs; zöld oszlop = nincs sérült törzs; kék oszlop = sérült törzsszel rendelkező mintapontok száma a használati arányuk szerinti bontásban.

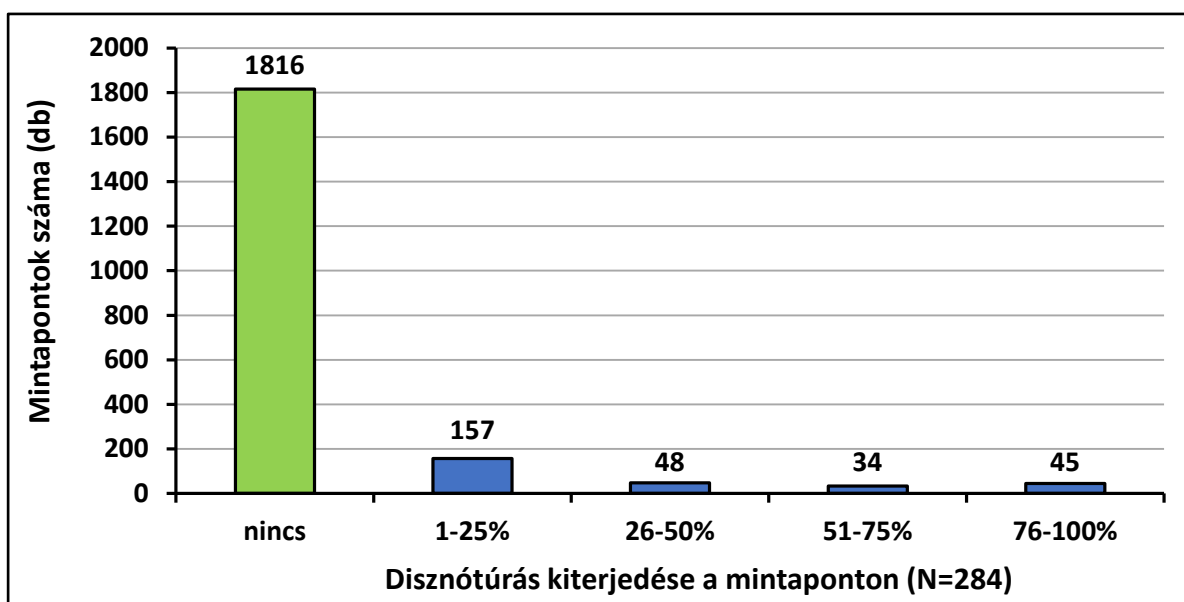
Térségi szinten elhanyagolható jelentőségűek voltak a nagyvad okozta törzssérülések, részben az esetek alacsony száma, részben a főfafajok elkerülése miatt is. Az elérhető törzsekkel rendelkező mintapontok kevesebb, mint 5%-án, és az összes vizsgált törzs (3693 db) csupán 3.8%-án észleltünk nagyvadnak tulajdonítható sérülést. Az ilyen típusú vadhatások elsősorban lokálisan, a változatos kínálatú és magas törzssűrűségű területeken játszhatnak nagyobb szerepet a felújulásban és az elegyarány módosításában.

Vaddisznótúrást 284 esetben, a mintavételi pontok 14%-án regisztráltunk. Az érintett mintapontok többségén (55%) a feltúrt terület 2.5 m<sup>2</sup>-nél kisebb volt, vagyis a pontonként vizsgált 10 m<sup>2</sup>-es mintakör negyedét sem érte el (34. ábra).

A túrt mintapontok 17%-án a túrás elérte a vizsgált terület felét, 12%-án a háromnegyedét, és 45 esetben (16%) pedig a teljes mintakörre kiterjedt. A vadhatás felmérés során vizsgált teljes területhez (21ezer m<sup>2</sup>) viszonyítva 1338 m<sup>2</sup>, vagyis az összterület 6%-a volt feltúrva.

Legtöbbször csak az avarszintet érte bolygatás (202 mintapont – a túrt pontok 71%-a). A talaj felső rétegét ért túrásokat 74 esetben (26%), mélyebb túrásokat pedig csak 8 esetben (3%) találtunk.

A túrások kiterjedése és mélysége nagy kontrasztot mutatott a bükkösök és tölgyesek között (vö. 31. ábra). Ezért, ha térségi szinten nem is, de lokálisan a vaddisznó hatással lehet az tölgy újulat megjelenésére és sűrűségére pl. cseres-tölgyesekben.



34. ábra: Hisztogram a vaddisznótúrással érintett mintapontok megoszlásáról.

Zöld oszlop = nincs disznótúrás, kék oszlop = túrt mintapontok száma a túrás intenzitása szerinti bontásban.

Az eredmények alapján a vaddisznótúrás nem jelent súlyos problémát a vizsgált mátrai területeken. A mély és nagy területet érintő talajbolygatások mindenütt szórványosak voltak. Ez a vadhatás elsősorban a természetes felújítás előtt álló tölgyesekben okozhat időszakosan problémákat (ld. M2. melléklet 5. táblázat 4.1. indikátor adatai).

#### 4.5.6. Miként befolyásolja az egyes erdőtípusok kínálata a különböző vadhatásokat?

A cserjeszint jelenléte, hajtáskínálata jelentős módosító hatással volt valamennyi vadhatás mértékére és intenzitására. Egyrészt mind a négy erdőtípusban magasabb volt a vadragással érintett mintapontok hajtáskínálata (Mann-Whitney:  $U = 609 - 7327$ ,  $p < 0.01$ ) az érintetlen cserjeszintű pontokhoz képest. Ez a különbség átlagosan bükkösökben:  $9.1 \pm 7$  vs.  $3.4 \pm 3$  db; gyertyános-tölgyesekben:  $13 \pm 14$  vs.  $6.5 \pm 7$  db; cseresekben:  $16 \pm 15$  vs.  $11 \pm 13$  db; egyéb lomb-elegyes erdőkben:  $21 \pm 18$  vs.  $16.5 \pm 16$  db hajtás volt mintapontonként. A fásszárúak fajszáma statisztikailag csak a fenyő és egyéb lomb-elegyes erdők rágott mintapontjain volt szignifikánsan nagyobb ( $U = 7430$ ,  $U' = 10619$ ,  $p = 0.01$ ,  $n_1 = 94$ ,  $n_2 = 188$ ); a többi három erdőtípusban statisztikailag nem különbözött a nem rágott mintapontok fajkészletétől.

Az állományalkotó fafajok csemetéinek rágottsága is nagyobb volt (átlagosan 26% vs. 15%) azokon a mintapontokon, ahol a cserjeszint elérhető volt (Kruskal-Wallis:  $KW = 22.5 - 44.8$ ,  $p < 0.0001$ ). Egyedüli kivételt az egyéb lomb-elegyes erdők jelentettek: itt a csemeték rágottsága statisztikailag megegyezett a cserjeszint nélküli pontok ( $16 \pm 27\%$ ), a rágott cserjeszinttel rendelkező pontok ( $25 \pm 31\%$ ) és a nem rágott cserjeszintű pontok ( $23 \pm 35\%$ ) között, függetlenül a cserjeszintben jelentkező vadragástól ( $KW = 2.9$ ,  $p = 0.23$ ).

A teljes terület viszonylatában a nagyvad által okozott törzssérülések szintén olyan mintapontokon fordultak elő, ahol a cserjeszint magasabb fásszárú diverzitással ( $U = 77849$ ,  $U' = 117187$ ,  $p < 0.001$ ,  $n_1 = 56$ ,  $n_2 = 890$ ) és hajtáskínálattal rendelkezett ( $U = 77494$ ,  $U' = 117541$ ,  $p < 0.001$ ). Ezekon a mintapontokon cserjeszint rágottsága is rendre magasabb volt ( $U = 19254$ ,  $U' = 32182$ ,  $p < 0.01$ ), mint azokén, ahol törzssérülések nem fordultak elő ( $27 \pm 29\%$  vs.  $17 \pm 26\%$ ). A vakaródzó fák száma nem volt sok ( $N = 10$ ), de többségük (60%) olyan mintaponton volt jellemző, melynek 100 méteres körzetében legalább egy vaddisznótúrás előfordult.

A vaddisznótúrások sem előfordulásukat sem kiterjedésüket illetően nem mutattak szignifikáns összefüggést a cserjeszint jelenlétével (homogenitás teszt:  $\chi^2 = 0.55$ ,  $p = 0.5$ ); kínálatával (Mann-Whitney:  $U = 29620 - 141813$ ,  $p = 0.2 - 0.9$ ); és fajszámaival ( $U = 28346 - 141435$ ,  $p = 0.24 - 0.85$ ) egyik erdőtípusban sem. Érdekes módon a 100%-ban feltúrt mintapontok átlagos csemetesűrűsége ( $7.8 \pm 11$  db/mintapont) szignifikánsan nagyobb volt a nem túrt pontokénál ( $5.3 \pm 10$  db/mintapont;  $KW = -6.2$ ,  $p < 0.0001$ , Dunn:  $p < 0.05$ ). A kisebb méretű talajbolygatások esetében pedig nem jelentkezett statisztikai különbség a nem túrt pontok értékeivel szemben (min:  $4.3 \pm 6$ , max:  $5.3 \pm 10$  db csemete/mintapont; Dunn:  $p > 0.05$ ).

A térségre jellemző nagyvadfajok mindegyike jelen volt a vizsgált területeken a hullatéksűrűség adatok alapján (9. táblázat).

A bükkösökben tapasztalt alacsony cserjeszint kínálat és borítás ellenére az összesített hullatéksűrűség a legmagasabb volt itt (5.3 db/km), és meglepő módon éppen a fenyő és lomb-elegyes erdőkben a legalacsonyabb (3.4 db/km).

A fekhelysűrűség esetében viszont már a bükkösök rendelkeztek a legalacsonyabb értékkel (3.7 db/km) az erdőtípusok közül, és a fenyő és lomb-elegyesek a legmagasabbal (7.4 db/km). Mindazonáltal az erdőtípusok közötti különbségek sem a hullatéksűrűség (KW= 0.32, p=0.95, Dunn: p>0.05), sem a fekhelysűrűség (KW= 0.5, p=0.92, Dunn: p>0.05) esetében nem minősültek statisztikailag szignifikánsnak.

9. táblázat: A Mátra négy fő erdőtípusában előforduló nagyvadfajok hulladék és fekhely sűrűsége.

		Bükkösök (N=501)	Gyertyános- tölgyesek (N=297)	Cseres- tölgyesek (N=707)	Fenyő és lomb- elegyesek (N=595)
hulladék sűrűség (db/km)	gímszarvas	1.99	0.7	1.9	1.76
	őz	1.49	0.46	0.42	0.88
	muflon	0.5	0.46	1.16	0.5
	vaddisznó	1.12	1.39	0.53	0.38
	nem azonosított	0.25	1.85	0.95	0.5
fekhely sűrűség (db/km)	gímszarvas	0.37	0.7	0.63	0.38
	őz	0.5	0.23	0.53	0.38
	muflon	0.25	0.23	0	0
	vaddisznó	0	1.62	0.32	2.65
	nem azonosított	2.61	2.78	5.18	4.03

Az adatok a muflon és a vaddisznó esetében voltak a legváltozékonyabbak a területek között, (9. táblázat), viszont figyelembe kell venni azt is, hogy több esetben az észlelt vadjelet nem sikerült minden kétséget kizáróan fajra pontosan azonosítani.

A vaddisznótúrások kivételével valamennyi vadhatásról elmondható, hogy megjelenésük szoros összefüggést mutatott a cserjeszint hajtáskínálatával. A magasabb (de nem feltétlenül diverzebb) kínálatú cserjeszint valamennyi erdőtípusban képes volt aggregálni a cserjeszintben és a fafajok csemetéin jelentkező vadrágást és a nagyvad által okozott törzssérüléseket. Ez a hatás még erősebb lehet az olyan erdőkben, ahol a cserjeszint csak a foltszerűen jelenik meg (pl. bükkösök). A csemeték rágottsága esetében viszont sejthető egy határ, ami felett a rágás jobban megoszlik az egyes cserjefajok között, és emiatt a csemeték rágottsága csökkenni kezd (vö. 6. táblázat és 29. ábra: fenyő és lomb-elegyes erdők adatai). A vaddisznó hatásai nem egyértelműek a csemeték túlélésére nézve, hiszen a túrt foltokban nem jelentkezett szignifikánsan kevesebb csemete. A hullatéksűrűség nem mutatott értékelhető összefüggést a vadhatásokkal, viszont a fekhelysűrűség magasabb volt azokban az erdőtípusokban, ahol dúsabb cserjeszint alakult ki.

## 4.6. Új tudományos eredmények

1. Eredményeim alapján a zárt tölgyes erdőkben a vadragás nem elégséges feltétele az akác visszaszorításának. A szimulált vadragás hatására az akác mortalitása nem emelkedett jelentősen. A csemeték kompenzáló növekedést mutattak.
2. Az akác jelenléte nem korlátozta egyértelműen a kocsánytalan és csertölgy csemeték sűrűségét és növekedését. Az akácon jelentkező vadragás sem befolyásolta jelentősen az akác és a tölgyek közötti potenciális kompetíciót ilyen rövid időtávban a zárt cseres tölgyesekben.
3. A vadkizárás elsősorban a meglévő fásszárú vegetáció magassági növekedését segítette elő; de a fásszárú diverzitás nem növekedett. Az akác a várt terjeszkedéssel szemben visszaszorult. A vadkizárás következményeként a mezei juhar és a szeder erőteljes növekedése volt megfigyelhető. A patások szelektív táplálkozásából adódó szabályozó hatás elmaradása miatt ezek alapján nagyobb ráfordítást igénylő erdészeti beavatkozásra lehet szükség a későbbiekben.
4. Hazánkban elsőként fejlesztettünk ki, teszteltünk és alkalmaztunk egy olyan monitoring módszertant, amely alkalmas a patás nagyvadfajok ökológiai hatásainak felmérésére és értékelésére erdei környezetben.
5. Megállapítottam, hogy a Mátrában az erdőgazdasági szempontból kiemelt jelentőséget képviselő tölgy és bükk fajok elkerült tápláléknak minősülnek a nagyvadfajok szempontjából. Magas rágottságuk lokálisan kedvezőtlen élőhelyi feltételek esetén, és nagy területű homogén felújításokban jelentkezhet. Kimutattam, hogy szelektivitás nemcsak a patások táplálkozása, hanem törzshasználata esetében is fennáll: a nagyvadfajok válogatnak a fafajok és törzsméretük között, különböző fajhoz tartozó és különböző méretű törzseket használnak kéreghántáshoz, agancstisztításhoz és dörgölözéshez.
6. A komplex vadhatás felmérés eredményei alapján a Mátrában a vadragás, a kéreghántás és a vaddisznótúrás nem egyöntetű regionális probléma. Viszont lokálisan megemelkedett gyakorisága és intenzitása kedvezőtlen következményekkel járhat. A táplálkozási foltok szigetszerű elhelyezkedésének fokozódása (pl. a környező erdőtömbök gyér cserjeszintje miatt) erősíti a vadhatások mértékét a cserjeszinttel még rendelkező erdőkben és felújításokban.

*Hegynek vitt az erdei út.  
Megálltam. Vacogtak a fák,  
jobbra-balra messze kinyílt  
szemeim előtt a világ:  
a táj, mint vén agy vértelen  
eszméi, úgy levetkezett  
és nem maradt belőle, csak  
a csontváztisztta szerkezet.*

*(Szabó Lőrinc: Téli fák)*

## **5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK**

### **5.1. Vadrágás hatása az akáccsemeték fejlődésére és a növényi kompetícióra a termőhelyi jellemzők hátterében**

A kezelt akáccsemeték reakciói nem minden esetben voltak egyértelműek. A kontroll csemetékhez viszonyított kismértékű, nem jelentős eltérések arra utalnak, hogy a vadrágás inkább zavarokat okozott a kezelt csemeték fejlődésében, de kimutatható lemaradást ilyen időtávlatban nem idézett elő. A kezelt csemeték statisztikailag azonos növekedése és hajtásképzése egy bizonyos mértékű kompenzálást feltételez, amelyre a kapcsolódó szakirodalomban is számos példát találunk (pl. HILTON 1987, HESTER et al. 2004), bár meglehetősen kevés vizsgálat foglalkozik a fehér akác reakcióival hazai és nemzetközi szinten egyaránt. Elmaradt a kezelt csemeték fokozott hajtásképzéséből adódó ún. túlkompensáció, amit az aktuális vizsgálati területhez közel fekvő, ám eltérő talajadottságokkal rendelkező termőhelyen korábban már kimutattunk (FEHÉR és KATONA 2013). Az akáccal rokon és ugyancsak amerikában honos *Acacia rigidula* esetében is beszámoltak már túlkompensációról (TEASCHNER és FULBRIGHT 2007). A vizsgálati időszak derekán (2015. június - augusztus) jelentkező több hónapos aszály hívta fel a figyelmem arra, hogy az időjárási szélsőségek és a termőhelyi tényezők legalább annyira fontosak az egyébként gyors növekedésű és terjedésű akác fejlődésében, mint a vadrágás hatásai, függetlenül annak mesterségesen előidézett vagy természetes formájától. HJÄLTÉN et al. (1993) szerint nem elégséges azt vizsgálnunk, hogy a vadrágás pozitív vagy negatív hatással van-e a növény növekedésére: azokat a körülményeket is pontosan meg kell határoznunk, amelyek ugyanolyan mértékű vadrágás mellett eltérő válaszreakciót váltanak ki az adott növényfajnál.

A növényevő patásoktól független biotikus eredetű zavarások és abiotikus eredetű stresszhatások mind hozzájárulhatnak a vadrágás negatív hatásaihoz (CANHAM et al. 1994, KULLBERG és WELANDER 2003), de önmagukban is jelentős korlátozó tényezők lehetnek. Kocsánytalan tölgy, bükk és gyertyán egyedeken végzett vizsgálatok szerint a hosszantartó



aszály jelentősen rontotta a növények fotoszintetikus aktivitását és gázcseréjét, de komoly veszélyt az ilyen szélsőségek ismétlődése jelenthet (LEUZINGER et al. 2005). A nyári hő- és vízstressz elsőként a csemeték fokozódó levélvesztésében nyilvánult meg az akác (9. ábra) és a tölgyek esetében egyaránt, de az utóbbi fajoknál ez kevésbé bizonyult intenzívnek (14. és 18. ábra). Ráadásul az akáccsemeték lombosodása 2016-ban töredéke volt az előző évinek (9. ábra), függetlenül a szimulált vadrágástól. A stresszhatások által indukált levélvesztés védekezési stratégia is lehet: pl. a funkcióját veszített rágott levelek lehullajtása vagy a párologtató felület csökkentése aszály esetén (GIERTYCH et al. 2006). Ám a fotoszintetizáló felület hosszú távú csökkenése jelentősen megemelheti a mortalitást és a vadrágás hatásait is elfedheti (STRAUSS és AGRAWAL 1999). Vizsgálataimban elsősorban az aszálynak tulajdonítom a fokozott mortalitást, hiszen a kezelt és kontroll csoportok mortalitása statisztikailag megegyezett egymással, jóllehet, a kezelt akácok közül számszerint több csemete pusztult el.

A pállhatövisek számának csökkenése, és az új tövisek képzésének elmaradása szintén forráshiányos környezetre utal. A fizikai védekezőképletek fejlesztése ugyanis számos esetben komoly tápanyag allokációt és befektetést igényel (BARAZA et al. 2007). Ennek egyik gátja éppen a talaj egyöntetűen alacsony tápanyagtartalma lehet (4. táblázat), amit a tömődöttség és a lejtésből adódó eróziós hatások tovább fokoznak (FEHÉR et al. 2014a, 2016a).

Az átlagos hosszúság- és hajtásszám változás adatok időről-időre magas szórása (7. és 8. ábra) jelentős egyedenkénti variabilitásra utal, vagyis a csemeték fejlődését és vadrágással szembeni toleranciáját a lokális növényzeti folt fényviszonyai, vízellátása és a konkurens fajtársak/fajok egyedei is befolyásolták.

A kezelést követően az akáccsemeték rosttartalma (rostfrakciók – NDF, ADF, ADL tartalom) kismértékben megemelkedett (3. táblázat), vagyis a fehérje-nyersrost arány romlása miatt kevésbé jelentett értékes táplálékot a növényevő patások számára. SZEMETHY et al. (2000) tavasszal gyűjtött és vizsgált akáchajtás mintái sokkal alacsonyabb nyersrostot (92.9 g/kg) és nyershamut (54.9 g/kg) tartalmaztak, de a nitrogénmentes kivonható anyagok részesedése (588.6 g/kg) is kedvezőbb volt a 3. táblázatban mért értékekhez képest. Ennek oka részben az eltérő begyűjtés ideje lehet, mivel a tavaszi és őszi beltartalmi értékek a vegetációs időszak előrehaladtával egyre jobban elválnak egymástól (MÁTRAI et al. 2002, BARANČEKOVÁ et al. 2007). A rosttartalom természetes őszi megemelkedése, és a vadrágás hatására romolhat az akác táplálkozási értéke (3. táblázat). Természetes körülmények között ez a folyamat csökkentheti az ismételt vadrágás esélyét a sérült csemetéken, javítva így a csemeték további életkilátásait.

Kutatásomnak ugyan nem volt célja prioritást felállítani az egyes hatótényezők jelentősége között, azonban a jövőbeli szimulált vadragás vizsgálatoknak célszerű lenne összekapcsolódnuk a növényéletteni kutatásokkal. Csak így érthetjük meg részletesen az erdőgazdasági szempontból jelentős fafajok változatos reakcióit a vadragással kapcsolatban.

Figyelembe véve a kezelt akácok esetében megjelenő kompenzáló hatást, és a kezelés után megemelkedő rosttartalom értékeit, a vadragás kevésbé tudja korlátozni az akác növekedését és jövőbeli terjedését.

A kocsánytalan tölgy és a csertölgy csemetéknél semmilyen, az akáchoz köthető, korlátozó hatást nem sikerült igazolni. Egyedül a tölgycsemeték mortalitása volt abszolút értékben magasabb a kezelt és a kontroll akácos foltokban (15. és 19. ábra), viszont ez nem jelentett statisztikailag kimutatható különbséget.

Mindezek alapján az alábbi következtetésekre jutottam:

- 1) A termőhelyi adottságok elsődleges korlátozó tényezők az akác fejlődésében a vadragással szemben. A tömődött, levegőtlen talaj és nagy lejtők különösen hátrányos tényezők az akác szempontjából (VÍTKOVÁ et al. 2015). Viszont az elkerített területen éppen ezek a hatások érvényesülnek, amit az időjárási szélsőségek (aszály) súlyosbítanak.
- 2) A szélsőséges hőmérsékleti- és csapadékviszonyok jobban megviselik az akácot a tölgyekhez képest, mivel az akác intenzívebb növekedési üteme nagyobb egységnyi befektetést, ezáltal nagyobb kockázatot is jelent számukra, a lassú növekedésű tölgyekhez viszonyítva (ld. levélszám változás 9. vs. 14. és 18. ábra; hossz-változás 7. vs. 12. és 16. ábra), ami kedvezőtlen talajadottságok mellett hatványozottan jelentkezhet.  
A növények tápanyagfelvételére jelentős hatással van az elkerített terület talajának erősen savanyú kémhatása (4. táblázat), mivel a 4.5 és ennél savanyúbb viszonyok között mozog a talajban a háromértékű vasion és az alumíniumion (STEFANOVITS 1992). Mindkettő feldúsulása kedvezőtlen a növények számára, és megnehezíti az oldott tápanyagok felvételét.
- 3) Az akáccsemeték kompetitív adottságai a tölgyekkel szemben nem tudnak érvényre jutni ilyen rövid időtávlatban. Ennek oka lehet az, hogy a fiatal akácok allelopatikus képessége, ill. nitrogén felhalmozó szerepe még nem jelentős ebben az életkorban; hiszen ez a tulajdonságuk elsősorban a lehulló akáclevelek mennyiségétől is függ (NASIR et al. 2005).
- 4) Kedvező környezeti feltételek esetén az akác a gyors növekedéséből származó előnye miatt nyomhatja el a tölgyeket, semmint az allelopátiájának köszönhetően.

## 5.2. Vadkizárás hatása a fásszárú vegetáció dinamikájára és diverzitására

A vizsgálatok központi elemét képező akác a várakozásaimmal ellentétben számos kvadrátról visszaszorult, és az elfoglalt kvadrátokon is jelentősen csökkent az egyedsűrűsége (M2. melléklet 8. ábra). Ennek hátterében elsősorban az aszály okozta mortalitás áll, amit korábban már tárgyaltam. Másrészt az elkerítés egy középkorú tölgyes állomány alatt, kb. 80%-os záródásnál történt, amit a félárnyéktűrő fajok könnyebben elviselhettek a fényigényes akácnál. VANDENBERGHE et al. (2008) többszemponútú vizsgálataik alapján arra az eredményre jutottak, hogy a vadragás korlátozó hatása leginkább az érintett faj árnytűrésétől és a versenytársak elnyomó hatásától függ, ami jelentősen befolyásolhatja a csemeték túlélését.

Jó példa erre a mezei juhar kiugróan magas egyedsűrűsége (22. ábra) és térfoglalása (20. ábra, M2. melléklet 9. ábra). Sűrűsége a szabad területi érték többszöröse volt az elkerítésben (M2. melléklet 4. táblázat), ami már a többi fásszárú fajra is korlátozó hatással lehet. A mezei juhar ún. „előfutár” faj, a pionírokhoz hasonló tulajdonságokkal rendelkezik (SCHMIDT és TÓTH 2006), úgymint a széles ökológiai spektrum vagy a kiváló társulásképeség (FRANK 2014). Höigényes, jól viseli a szárazságot, de az erős téli hideget is (BARTHA 2014). Száraz termőhelyeken a tölgyekkel sikeresebben konkurál, itt dominanciára hajlamos; ráadásul fiatalon nagyon jól tűri az árnyalást, csak a magtermő kortól van szüksége több fényre (NAGY és DUCCI 2004). Említésre méltó a jó növétér kihasználása is: a szomszédos fák kidőlése vagy lékek keletkezése esetén a levélzet majd a korona súlypontja fokozatosan a lék irányába tevődik át, így alkalmazkodva a jobb megvilágítású foltok mintázatához (LONGUETAUD et al. 2013). Emiatt a fényigényesebb tölgyek növekedését is korlátozhatja. Feltűnően nagy elegyarányuk mindig átmeneti felfutásban vagy leromlásban lévő állapotot jelez a vegetáció fajösszetétele és szerkezete szempontjából, míg alacsony elegyarányuk megállapodott stádiumra utal (SCHMIDT és TÓTH 2006). A Grime-féle növényi stratégiarendszerben a stressz-toleráns és zavarástűrő fajok közé lehet besorolni a mezei juhart (BRZEZIECKI és KIENAST 1994). Úgy tűnik, a nagyvad bolygató hatásának elmaradásával éppen az a hatás szűnt meg, ami a faj szempontjából a legerősebb korlátozó tényezőként hatott a területen, utat nyitva a juhar elhatalmasodásnak.

Tölgy újulat olyan kvadrátokon is megjelent, ahol korábban nem fordult elő, de sem a csertölgy, sem a kocsánytalan tölgy sűrűsége nem emelkedett meg az elkerítést követően a folyamatosan jelentkező mortalitás miatt (15. és 19. ábra). Jelentősebb újulat megjelenésére nyilvánvalóan a jó makktermésű években lehet számítani, azonban a csemeték megeredését az erősen tömődött feltalaj, életben maradásukat pedig a megerősödő konkurencia (mezei juhar) nehezítheti meg. A csertölgy csemetesűrűsége ezért is mutathatott éles kontrasztot az elkerített és a szabad terület között (M2. melléklet 4. táblázat).

A vadkizárás következményeként más fásszárú fajok is terjeszkedni kezdtek. A kökény és a szeder által elfoglalt kvadrátok száma tovább növekedett, és az eddig alacsony számban jelenlévő csíkos kecskerágó egyedsűrűsége is magasabb lett – vélhetően a vadrágás megszűnése miatt. A kúszó és indás cserjék feldúsulásának erdővédelmi vonatkozásai is lehetnek: a növekvő szederborítás a pár éves csemetéket behálózva többszörösére emelheti a téli hónymás miatt bekövetkező töréskárokat az újulatban (AMMER 2010).

A legfeltűnőbb változás kétségkívül a cserjeszint átlagos magasságának fokozatos növekedése volt (26. ábra). Ezzel egyidőben a 25 cm magasságot el nem érő fásszárúak száma csökkenni kezdett ('újulat' kategória). Vadkizárásos területeken ezt a látványos folyamatot gyakran használják fel a szabad területen uralkodó erős vadnyomás szemléltetésére (pl. KONDOR 2009, AMMER 2010). Viszont ne felejtsük el, hogy a felszaporodó növényzet elegyaránya nem minden esetben tükrözi a kívánt fajeloszlást: esetünkben a vadkizárásos terület túlnyomó részén a mezei juhar vált dominánssá (M2. melléklet 9. ábra). LEONARDSSON et al. (2015) 10 évet felölelő vizsgálatában a kerítés biztosította ugyan a kocsánytalan tölgy magassági növekedését, viszont az elegyfajok közül a madárberkenye */Sorbus aucuparia/* és a rezgő nyár */Populus tremula/* szaporodott fel jelentős mértékben. KUITERS és SLIM (2002) kísérletei során a bükk és kocsánytalan tölgy csemetéket kimutatható növekedéshez segítette hozzá az elkerítés, viszont a csemetesűrűség mindkét fafaj esetében folyamatos, aggasztó mértékű csökkenést mutatott. Hazánkban a 2001-2008 között működő *Vadállomány okozta Élőhely Változás (VÉV)* monitoring kizárásos kísérletei ugyancsak fokozatos elegyarány eltolódásról számoltak be a felmérés által „egyéb” kategóriába sorolt fafajok (hársak, gyertyán, kőrisek, juharok) javára, és említésre méltó volt a szeder elterjedése a kerítéseken belül (MGSZH 2009).

Az egyedsűrűség, az elterjedés és a magassági kategóriák adatait összevetve megállapítható, hogy a vadkizárást követően a vörös tölgy, a csíkos kecskerágó és a fekete bodza alacsony egyedszámmal, de stabilizálódott a területen: vagyis a nagyvad jelenléte főként e fajok megtelepedését korlátozhatta. A mezei juhar és a hegyi juhar közül egyre több csemete jelent meg a 0.5-2 m majd a 2 m feletti magasságtartományban, valamint a szeder hajtásai közül a 0.5-2 m közötti magasságban: esetünkben a vadrágás a magassági növekedést szabályozta.

A vadkizárással tehát az aktuális környezeti feltételekhez legjobban alkalmazkodó fásszárúak vették át az uralmat az elkerített terület cserjeszintjében, ami hosszú távon a vegetáció homogenizálódása felé vezet. A fásszárúakra számított diverzitás-mutatók sem utaltak egyértelműen kedvezőbb feltételekre az eltelt időszak alatt. Nagyságuk a 2014 tavaszi felmérést követően egy magasabb szinten stabilizálódott, de nem emelkedett tovább (5. táblázat).

A jövőbeli értékek alakulása elsősorban a mezei juhar térfoglalásától és elnyomó hatásától függ, mivel a legtöbb diverzitás-mutató számításának kiinduló pontja az egyes fajok relatív gyakorisága. A domináns faj részarányának növekedésével, illetve a ritka fajok visszaszorulásával a fásszárú diverzitás is csökken, ha a vegetáció egyöntetűvé válását tekintjük érvényes forgatókönyvnek. Ez a folyamat az ún. *közepes zavarás elmélet (Intermediate Disturbance Hypothesis - IDH)* fontosságára is felhívja a figyelmet. A teória lényege, hogy mind a túlságosan alacsony, mind a túlságosan magas zavarás hátrányos a sokféleség szempontjából, ugyanis a maximális növényi diverzitás eléréséhez bizonyos mértékű bolygató hatásoknak mindenképp érvényesülniük kell. Bár az elmélet leginkább a trópusi esőerdők, illetve a koralltelepek megőrzésével kapcsolatban tört be (CONNELL 1978) a szakmai köztudatba, számos pontja az aktuális vizsgálatom szintjén is értelmezhető. Különösen az a kitétele, amely a maximális diverzitást biztosító szintjét egy átmeneti állapotként vagy instabil egyensúlyi helyzetként (*non-equilibrium*) vázolja fel. Az aktuális vizsgálat esetében jól utal a megváltozott egyensúlyra a vegetáció gyors reagálása a vadkizárásra, ami leginkább a mezei juhar tömegessé válásával szemléltethető.

A teljes elkerített területre megállapított diverzitás értékek és az egyes növényzeti foltokra számított mutatók közötti eltérések (24. ábra és 5. táblázat) a fásszárúak csoportosuló eloszlását is jelzik, ami folyamatosan fennállt a vizsgálatok ideje alatt. Továbbra is előfordult pár olyan szomszédos kvadrát az elkerítésben, ahonnan hiányoztak a fásszárúak (pl. M2. melléklet 9. ábra). Ez szintén a talaj- és fényviszonyok kedvezőtlen hatásait jelzi, vagyis a vadkizárással a termőhelyi problémák még nem oldódnak meg. A vadkizárásra alapozó erdőfelújítási gyakorlat hátránya, hogy a patások életterét csökkentve, megnövekedett vadnyomást generál a szabadon álló területek cserjeszintjében (AMMER et al. 2010). Ráadásul a bekerített területen a növényi kompetíció elsődlegessé válása és a szelektív vadragás hiánya miatt az ápolási munkák ráfordítás igénye is növekedhet, különösen a fényigényes fafajokból álló célállomány esetén, amint azt a kapott adatokból is látni lehet.

A vadkizárásnak elsősorban a lágyszárúak megjelenésére és borítására lehet komoly pozitív hatása (OHEIMB et al. 2003). ARANY et al. (2007) mézskedvelő tölgyesben végzett botanikai felméréseik alapján nemcsak a fitomassza növekedése, hanem a lágyszárú fajkészlet átrendeződése is kimutatható volt az elkerítésben: a kétszikű lágyszárúak virágzási sikere növekedett, míg a fűféléké csökkent. Az általam vizsgált területen a kora tavaszi, és a tavaszi aspektusok lágyszárú borítása ugyancsak magasabb volt a szabad területhez képest (25. ábra). Ugyanakkor a hazai VÉV vizsgálatok éppen a bekerített területeken találtak ritkább lágyszárú borítást, amit a csemeték nagyobb záródottságával magyaráztak (MGSZH 2009).

## 5.3. Vadhatások jelentősége és kezelési lehetőségei a Mátrában

### 5.3.1. A vadragás, mint legjelentősebb vadhatás

Figyelembe véve az egyes vadhatások jelentőségét, a növényevő nagyvadfajok által okozott hajtásragás mind közül a legfontosabb szerepet játssza az erdő kompozíciójának és szerkezetének kialakításában (PUTMAN 1996). Nem meglepő, hogy a vadhatás felmérés során a leggyakrabban előforduló vadhatásként regisztráltuk, hiszen a patások természetes táplálkozási kényszereiből adódóan is óhatatlanul, és hosszú távon jelentkezik (32. ábra).

Ugyanígy elkerülhetetlennek látszik a vadragás ténye az olyan fásszárúakon, amelyek kínálata átlép egy bizonyos határt a cserjeszintben. Ez lehet egyben az a kínálatmennyiség is, amely elegendő ahhoz, hogy a patások rendszeresen megtalálják az adott növényfajt. Eredményeink szerint ez leggyakrabban a kétezres hektáronkénti hajtásszám felett jelentkezik és nincs közvetlen összefüggésben a patásoknak az adott faj iránt tanúsított preferenciájával, és a rágottság mértékével sem (6. táblázat). Vagyis egy bizonyos mértékű rágottsági nyomásra az elkerült növényfajok esetében is számítani kell (KATONA et al. 2007).

Ilyen módon a bükk, a kocsánytalan tölgy és a csertölgy esetében is regisztráltunk erdőtípusonként eltérő mértékű (6. táblázat) és súlyosságú (29. ábra) vadragást. Az említett fafajok hajtáskínálatát és csemetesűrűségét ismerve, a felmérés során megállapított rágottság mértéke egyetlen erdőtípusban sem jelent mennyiségi korlátozó hatást a növényevő nagyvadfajok részéről, hiszen a regisztrált hajtások és csemeték háromnegyede sértetlen volt (ld. 6. táblázat és 29. ábra)! Ezen felül a preferenciáról árulkodó Jacobs-index értékek mindhárom fafaj esetében negatívak maradtak az összes vizsgált erdőtípusban (28. ábra), tehát a nagyvadfajok táplálkozása szempontjából ezek a fafajok nem jelentenek prioritást. Ha kedvezőtlen vadhatás ilyen szempontból jelentkezik is, akkor az lokálisan, a csemeték magassági növekedését akadályozva fordulhat elő, mivel a csemetéken jelentkező vadragás a csúcs- és oldalhajtásokat az esetek túlnyomó részében érintette (M2. melléklet 5. táblázat). A hatályos törvényi szabályozás szerint (61/2017. FVM rendelet 36§ 5. bek. c) pont) az aktuálisan mért értékek nem mindenhol felelnének meg az erdőfelújításra vonatkozó *befejezetté nyilvánítás* azon kritériumának, miszerint a csemeték 90%-nak ép vezérhajtással kell rendelkeznie. A vadhatás-felmérés során alacsony területi arányt képviseltek a felújítás előtt és alatt álló területek, ezért ez az eredmény önmagában nem igazolná sem a felújulás kudarcát, sem annak sikerét. Hangsúlyozandó azonban, hogy láthatóan nem a csemeték rágottsági aránya (29. ábra), hanem az alacsony tőszám okozhat problémákat (7. táblázat és M2. melléklet 5. táblázat *1.1. indikátor*), aminek hátterében számos környezeti hatótényező áll.

A főfafajok csemetesűrűsége jelentősen különbözött a bükkösök és tölgyesek között (előbbieik javára). A magas szórás értékek arra is utalnak, hogy eloszlásuk sem volt egyenletes (7. táblázat). Hazánkban a bükk és a kocsánytalan tölgy által uralt erdők többnyire mesterséges szelekció miatt élesen elkülönülnek, holott a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek széles zónájában, a jelenleginél sokkal nagyobb arányban jönnének létre a természetes folyamatokra alapozva e két faj elegyes állományai (ÓDOR 2016). A bükk és a tölgyek között fennálló különbség elsősorban a fafajok eltérő környezeti igényeiből fakad. A bükk árnytűrő faj, csemetekorban kifejezetten igényli az árnyalást; míg a kocsánytalan tölgy és a csertölgy fényigényesek, különösen az utóbbi: tartós árnyalás alatt növekedésük lelassul és közvetlen fény hiányában csemetéik 4-5 évet bírnak ki (SIFFER 2016). Elégtelen megvilágítás miatt a csemeték hosszabb ideig maradhatnak a rágott szintben, amit az egyébként is lassú kezdeti növekedésük tovább fokoz. Helyi szinten ezek a tényezők és az alternatív táplálékforrás hiánya megemelhetik a vadragás esélyét a csemetéken.

A gyertyán több esetben is kedvelt tápláléknak minősült (28. ábra), ami gyertyános-tölgyesekben és az egyéb lombelegyes állományokban tapasztalt rendkívül magas gyertyánkínálat mellett már erős szabályozó nyomást feltételez a növényevők részéről. A legtöbb torzra rágott csemetét szintén a gyertyán esetében regisztráltuk (29. ábra). Az ilyen csemeték rendszerint ismétlődő vadragásnak vannak kitéve, ezáltal növekedésük is korlátozott. Ezzel a szelektív táplálkozással a növényevő patások kiemelt szerepet játszanak a gyertyán visszaszorításában, amely gyors növekedésével és jó visszaszerző képességével komoly konkurenciája a tölgyeknek és a bükknek is.

A korábbi hazai vizsgálatokhoz hasonlóan a Mátrában is a cserjefajok hajtásai adták a növényevő nagyvadfajok fő táplálékforrását (6. táblázat), ha azok kellő gyakorisággal elérhetőek voltak. Az univerzálisan preferált táplálékként ismert szeder (PARTL et al. 2002, HOMOLKA és HEROLDOVÁ 2003, SZEMETHY et al. 2004, MOSER et al. 2006) helyett erdőtípusonként más-más cserjefajokat részesítettek előnyben a patások. A szeder hajtásai elsősorban a téli időszakban szolgálhatnak értékes táplálékkul ott, ahol egyéb alternatív táplálékfajból időszakos hiány mutatkozik (BOULANGER et al. 2009). Hasonlóképpen a fehér akác esetében sem fordult elő jelentős rágottság, vélhetően azért, mert a Mátra általunk vizsgált, természetközeli Natura 2000 területein csak szórványosan fordult elő. Ugyanakkor MÁTRAI (1996) által a Gödöllői dombság területén és MÁTRAI et al. (2002) által az Alföldön végzett vizsgálatok az akácot a legfontosabb táplálékkalkotóként azonosították úgy, hogy az ottani akácok cserjeszintjében csak 1% elérhető akác volt! A cserjék közül a veresgyűrű- és húsos som, a fagyal, valamint a kökény bizonyult kedvelt fajnak. A somfajok BARANČEKOVÁ et al. (2007) és BOULANGER et al.

(2009) vizsgálataiban is kedvelt fajnak bizonyultak, de a kökény és a fagyal fogyasztása időszakos volt, akárcsak a gyertyáné. A fagyal a magas energiatartalma miatt – nitrogénmentes kivonható anyagok (köztük cukrok) – lehet fontos preferált táplálék (SZEMETHY et al. 2000).

A legdúsabb és legváltozatosabb cserjeszinttel a cseres-tölgyesek és az egyéb lombegyes erdők rendelkeztek, az ilyen állományok a patások számára értékes élőhelyek. A hajtáskínálat mértéke jelentősen befolyásolta egyes vadhatások, köztük a cserjeszintben és a cseteteken jelentkező vadrágás, valamint a törzssérülések megjelenését, mivel azok általában a dúsabb hajtáskínálattal rendelkező mintapontokon fordultak elő, tehát koncentrálták azokat. Ez az eredmény részben ellentmond a cserjeszint – és benne a cserjefajok – rágás-elvonó szerepének, amit ezidáig számos vizsgálat bizonyított (pl. PARTL et al. 2002, MOSER et al. 2006, FEHÉR és KATONA 2011, HEJEL et al. 2016). Magas kínálat esetén a rágottság túlnyomó része valóban a cserjefajokra helyeződött át, viszont a dúsabb cserjeszintnél felszaporodó vadrágás és törzshasználat a cserjeszint foltszerű megjelenésére utal. A foltszerű táplálékforrások könnyebben megtalálhatók, és gazdaságosabban is hasznosíthatók a növényevők számára a szórványosan/szálanként előforduló növényi táplálékhoz képest (SEARLE és SHIPLEY 2008). Az alacsony záródású erdőfoltok kedveznek a cserjék és lágyszárúak megtelepedésének, ezért a patás növényevők szintén ezeket a foltokat keresték fel, mivel a megnövekedett fásszárú diverzitás egyben növekedő táplálékbázist is jelent számukra (KUIJPER et al. 2009).

Kiemelt problémaként kezelendő, hogy a vizsgált mintapontok feléről hiányoztak a fásszárúak hajtásai, tehát nem volt elérhető cserjeszint (32. ábra). Ezért az ilyen területek megemelhették a közeli táplálkozó foltok használatát. Kiváltképp a bükkösök esetében fordultak elő nagyterületű nudum állományok (6. táblázat). A bükkösök záródása gyakran igen magas, az ilyen állományok belsejét így sajátos mikroklimatikus és megvilágítási viszonyok jellemzik (CSÓKA és AMBRUS 2016). Jórészt csak az árnyűrő bükk hajtásai voltak fellelhetőek a mintapontokon. Cserjeszint híján itt a teljes rágottság értéke is alacsony szinten mozgott, de a hulladék- és fekhelysűrűség adatok alapján semmi jel nem utalt arra, hogy a bükkösöket a nagyvadfajok kevésbé használnák (9. táblázat). Ezért fordulhatott elő, hogy lokálisan (Natura 2000 területek szintjére bontva) a főfafajra eső vadrágás aránya meghaladta az 50%-ot a szórványosan fellelhető cserjeszintben (ld. M2. melléklet 5. táblázat - 2.6. *indikátor*)!

Mindezek ellenére a nagyvadfajok rágása korántsem jelent térségi szintű korlátozó hatást, és a „*botrányos mértékű hatás*” megközelítés (FRANK és SZMORAD 2014) is átgondolandó. Ráadásul a lokális vadhatás problémák sem mindig vezethetők vissza pusztán a vadsűrűségre (GERHARDT et al. 2013), ezért fontos megjegyezni, hogy önmagában a vadállomány csökkentés még nem vezethet hosszú távon eredményre.



A patásokhoz köthető élőhely-átalakulás mellett egyidőben fenntartó szerepük is érvényesülhet, például megakadályozzák az értékes mátrai gyepek cserjésedését (PENKSZA et al. 2016, KATONA et al. 2016). Mindinkább szükség van olyan felmérési módszerek alkalmazására, amelyek a nagyvadfajok hatásait az aktuálisan rendelkezésre álló kínálat függvényében értékelik, és a főfafajon kívül a patások számára sokszor fontosabb alternatív táplálékforrások (elegyfajfajok és cserjék) mennyiségét is figyelembe veszik (PUTMAN et al. 2011). Ez az adott terület érzékenységét is hatékonyan képes jelezni a vad jelenlétével szemben (REIMOSER és GOSSOW 1996, KATONA et al. 2015b).

### **5.3.2. A nagyvadfajok által okozott törzssérülések szerepe az erdő dinamikájában**

A vadragással kapcsolatos ismereteinkhez viszonyítva meglehetősen kevés vizsgálat foglalkozik a fásszárúak törzseit érintő vadhatásokkal hazai és nemzetközi szinten egyaránt. Az ilyen jellegű vadhatások megítélését nehezíti, hogy az eddigi kutatások alapján számos tényező közrejátsszik a kialakulásukban, a hosszú távú hatásaikról pedig még kevesebb eredményünk van. A kéreghántás mögött a kéreg relatív magas tápanyagtartalma (JIANG et al. 2005) és emésztést segítő hatása (SAINT-ANDRIEUX et al. 2009) állhat. A sűrűn tartott fiatal faállományokban (főképp fenyvesek) a kedvező bűvóhelyi feltételek miatt szintén gyakori lehet a kéreghántás (BORKOWSKI és UKALSKI 2012), különösen téli időszakban, amikor a kiegészítő takarmányozás sok egyedet képes egy helyre koncentrálni (JERINA et al. 2008). Az agancssal okozott törzssérülések egyrészt a szarvasfélék agancstisztítása során, másrészt a párzási időszakban a hím egyedek sajátos viselkedése miatt jelentkeznek. Őz esetében vizuális jelként is szolgálhat a fajtársak számára a territoriális időszakban (JOHANNSON és LIBERG 1996, CARRANZA és MATEOS 2001). Dörgölözésre elsősorban a vaddisznó használ masszívabb törzseket tisztálkodás céljából. Ezen a közismert tényen felül szinte semmit sem tudunk az esetleges preferencia meglétéről, vagy például a használt fafajok további életkilátásairól.

A Mátrában elvégzett felmérés alapján bizonyossá vált, hogy a hajtásragáshoz hasonlóan a patások törzshasználata esetében is kimutatható bizonyos szelektivitás (FEHÉR et al. 2016c). Válogató használat nemcsak fafajok (8. táblázat), hanem törzsméretek szerint (30. ábra) is jelentkezik. Éppen ezért a kedvelt fafajok a patások számára ideális átmérő eloszlás mellett fokozottan ki lehetnek téve az ilyen kéreghántásoknak. Leggyakrabban kéreghántás fordult elő zömmel a vékony és sima kéreggel rendelkező fafajokon (kőrisek, gyertyán, juharok, hársak). Gyertyános- tölgyesekben feltűnően nagy volt a gyertyán törzssűrűsége, de a patások általi használat mértéke mindenhol alacsony maradt. Úgy tűnik, a nagyvadfajok csak a hajtásragáson keresztül képesek befolyásolni a fafaj dominanciáját; viszont lokálisan (Natura 2000 területek szintjén) ez a vadhatás is fontos szabályozó tényező lehet (ld. M2. melléklet 5. táblázat - 3.7.

*indikátor*). Kéreghántást illetően a magas kőris és a virágos kőris kiemelt fajnak számítanak (VOSPERNIK 2006, VERHEYDEN et al. 2006), ismétlődő hántás is előfordulhat rajtuk (NAGY és KÁMPEL 2015). Vizsgálataink alapján két erdőtípusban is preferált fajnak minősültek. Hántás és agancsverés elsősorban a fiatal, még vékony törzszű fákön jelentkeznek (NEVŘELOVÁ és RUŽICKOVÁ 2015), de a mérettartomány vizsgálatonként kisebb eltéréseket mutat: RAMOS et al. (2006) 10-47 cm, GHEYSEN et al. (2011) 19-40 cm, AKASHI és NAKASHIZUKA (1999) 19-47 cm, JERINA et al. (2008) 16-90 cm között határozta meg a sérült törzsek kerületét. Az általunk regisztrált hántott törzsek többsége az ezeknél kisebb, 3-22 cm közötti tartományba esett. Mivel a kéreghántásnak elsősorban táplálkozási célja van, ezért az állatok preferenciáit a kéreg és a háncsrész tápanyagtartalma, és a kéreg leválaszthatósága befolyásolja (SAINT-ANDRIEUX et al. 2009), ami a vékony kérgű fafajok fiatal egyedein legideálisabb a patásoknak.

Az agancsverésre használt törzsek esetében az állékonyság lehet kiemelt szempont, amit a kifejlett gyökérzet és nagyobb törzsméret képes biztosítani. Dörgölözés esetén a durvább kéreg is fontos szempont lehet a patások számára. Az egyes fafajok a kéreg felépítése és törzsméreteik szerint különböző célra lehetnek alkalmasak, amit eredményeink is alátámasztanak.

A kéregsérülések megjelenése pozitív összefüggést mutatott a törzssűrűséggel: a sérült törzsekkel rendelkező mintapontok átlagos törzsszáma  $3547 \pm 2465$  db/ha volt; ha csak a főfafaj sérült törzseivel (tölgyek és bükk) rendelkező pontok törzsszámát vesszük figyelembe, akkor ez az érték  $4000 \pm 2739$  db/ha-ra emelkedik (FEHÉR et al. 2016c). Ha ezeket az adatokat az erdőművelésben alkalmazott *erdőnevelési modell táblák* adataival vetjük össze, a kapott törzsszámok egy ún. *sűrűség* korú állományra illenek valamennyi fatermőképességi csoportban (M2. melléklet 6. táblázat), amelyekben az ún. *tisztítás* egy előírt erdőművelési beavatkozás. A tisztítás során a cserjék, sarjak és a főfafajnál gyorsabb növekedésű kísérő fafajok visszaszorítása a legfontosabb feladat (FOLCZ 2016). Figyelembe véve a sérült törzsek faji megoszlását (8. táblázat) és azt a tényt, hogy a vadhatással érintett mintapontok háromnegyedén legalább egy törzs épen maradt (33. ábra), a patások akár kedvező irányban is befolyásolhatják a főfafaj további növekedését, mintegy kiegészítve az erdészeti beavatkozások hatásait! Faegyedek szintjén az ilyen kéregsérülés különböző farontó gombák számára nyithat kaput (VASILIAUSKAS 1998); állomány szinten már egy erőteljes elegyarány szabályozó hatás lehet. A keletkezett seb mérete és a vadhatás esetleges ismétlődése jelentősen befolyásolja, hogy az egyed, vagy az állomány szintjén jelentkezik-e növedékvesztés (NAGY és KÁMPEL 2015).

A gyertyánon tapasztalt szelektív rágottság tükrében ismételten felmerül tehát a kérdés: Minden esetben negatív következményekkel jár-e a patás vadfajok válogató törzshasználata az erdei folyamatokra, vagy ökoszisztéma szolgáltatásként is kezelhető?

### 5.3.3. A vaddisznó talajbolygatásának jellemzői

A vaddisznótúrásoknak rendkívül változatos vegetációdinamikai hatásai lehetnek. Kedvező és kedvezőtlen következményeiről egyaránt beszámoltak kutatások, amely tovább bonyolítja a vadhatás megítélését (BARRIOS-GARCIA és BALLARI 2012). Az ilyen talajbolygatás a legtöbb esetben csökkenti ugyan a növények egyedszámát, de a vegetáció diverzitására vonatkozó hatásáról már erősen megoszlanak az eredmények (MASSEI és GENOV 2004).

A vadhatás felmérés eredményei alapján nem találtunk egyértelmű összefüggést:

- 1) a csemetesűrűség és a feltúrt területek mérete között;
  - 2) a csemeték előfordulása és a túrások gyakorisága között;
- sem a főbb erdőtípusok, sem a Natura 2000 területek szintjén.

A Natura 2000 területekre vonatkozó részletes eredmények szerint a hasonló mértékű túrással érintett területek merőben eltérő csemetesűrűséggel rendelkeztek (M2. melléklet 5. táblázat - *1.1. vs 4.1. és 1.6. vs 4.2. indikátorok*), vagyis a vaddisznó térségi szintű korlátozó hatása nem volt bizonyítható. A túrások gyakorisága és kiterjedése szignifikánsan magasabb értékeket mutatott tölgyesekben a bükkösökhöz képest (31. ábra). Ez főként az erdőtípusok markánsan eltérő cserjeborítottságával lehet összefüggésben (6. táblázat), ami tölgyesekben több búvóhelyi lehetőséget nyújthat a vaddisznó számára. Túrások nyilván ott jelennek meg, ahol a fizikai akadályok száma minimális, a mintapontonkénti cserjeborítás ezért is lehetett semleges/negatív kapcsolatban a túrások lokális megjelenésével. Viszont a cserjeszint jelenléte közvetetten a túrások gyakoriságát is megemelheti, hasonlóan korábban tárgyalt vadhatásokhoz. A túrások megjelenése az évszakok között is eltéréseket mutat: erdei környezetben rendszerint az őszi és téli időszakban gyakoribb, ami a makkhullással is kapcsolatban áll (SANTOS et al. 2004), és laza, felázott talajokon nagyobb kiterjedésű lehet (WELANDER 2000).

Eredményeink alapján a vaddisznó legtöbbször foltszerű és sekély talajbolygatásokat okozott, vagyis a talajfelszín közelében kereste táplálékát. Egyes növények magvait éppen ilyenkor forgatja be a talajba, míg másokat elfogyaszt (SANDOM et al. 2013). A tölgyek szinkronizált makkhullása fontos tényező lehet abban, hogy a vaddisznó „hatékonysága” ne legyen 100%-os a túrás során (SUNYER et al. 2015), és pár makkot mélyebbre juttasson a fellazított talajban. Akár ez lehet a magyarázata annak is, hogy a teljesen feltúrt mintapontokon kimutathatóan több csemetét találtunk. Mindezek alapján a vaddisznótúrás csak lokálisan alacsony csemetesűrűség esetén, más vadhatásokkal együtt lehet jelentős korlátozó tényező (34. ábra). A bolygatott talajfelszínen lejátszódó vegetációdinamikai folyamatokról még kevés hazai eredmény született, viszont a jövőben éppen az ilyen vizsgálatok segíthetnek megérteni a vaddisznó szerepét az erdei ökoszisztémában, és a fafajok felújulásában.

#### 5.3.4. Vadhatásokon alapuló adaptív élőhelykezelés és beavatkozási logika

A vadhatás felmérés eredményei alapján a Mátra különleges madárvédelmi területére (Mátra SPA) és a hét kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területre (SAC) is elkészítettük az élőhely és vadállomány kezelési javaslatainkat, amelyeket a területek fenntartási terveibe szántunk. A gyűjtött adatok alkalmasak a vadhatások pozitív és negatív következményeinek jellemzésére, ezáltal az erdei élőhelyek minőségének értékelésére is. Segítségükkel meghatározható, hogy a különböző vadhatások milyen körülmények esetén segítik vagy hátráltatják az élőhelyi célállapot és a jelölőfajok számára megfelelő élőhelyi feltételek elérését.

A Mátra különleges madárvédelmi területére (Mátra SPA) összeállított javaslatcsomag jól összefoglalja a részterületekre is alkalmazható általános kezelési szempontokat:

- Minimalizálni kell a nagyvad élőhelyének állapotát rontó beavatkozások és létesítmények számát és valamennyi erdő- és vadgazdálkodási tevékenységet, ami közvetlen vagy közvetett módon az erdei ökoszisztémában a negatív vadhatások és/vagy gazdasági értelmű vadkárak bekövetkezését generálhatja, mértékét emelheti, vagy térbeli kiterjedését növelheti. Ezek a beavatkozások elsősorban erdészeti jellegű tevékenységekből (cserje/bozótirtás, homogén állományok kialakítása, fahasználatok, elkerítések) erednek.
- A vadászati létesítmények közül elsősorban a szórók elhelyezését kell átgondolni és odafigyeléssel megválasztani, ha magas természeti értékű területeken kívánják azt elhelyezni. Minden vadetetésnek csak a vadászat megkönnyítése, ill. a károsított területektől való elterelés lehet a célja. Az állomány növelését célzó etetés kerülendő. A nem kívánt gyomszennyezés elkerülése érdekében ellenőrizni kell a kivitt takarmány minőségét.
- Az erdők felújítása és a ritka élőhelytípusok megőrzése érdekében létrehozni kívánt kerítések csak a legszükségesebb esetben létesíthetők. Lehetőség szerint a mobilkerítések használata indokolt, és a bekerítés után a kedvezőbb állapotok kialakulását monitorozni szükséges, majd a kerítést a lehető leghamarabb meg kell szüntetni. Ilyenkor mérlegelni kell az elzárásra kerülő területek vegetációjában várható pozitív és negatív irányú folyamatokat, valamint figyelemmel kell lenni a nagyvad élőhelyvesztése következtében fellépő megváltozott területhasználati szokásokra, és a vad más érzékeny területekre való szorításának elkerülésére.
- A magas reprezentativitású közösségi jelentőségű erdei élőhelyek megőrzése, és természetességének növelése érdekében az eddig vágásosan kezelt területek átalakító majd szálaló üzemmód szerinti kezelését kell szorgalmazni. Ez jobb minőségű táplálékbazist biztosít a nagyvadnak, ami elvonhatja a rágás egy jelentős részét a főfafajokról.

- A jövőben esedékes erdészeti beavatkozások során kerülni kell a nagyterületű felújítások kialakítását. A Mátrában több helyütt jelentkező fenyőpusztulással érintett területek felújítását is lehetőleg nagyobb foltokban, fokozatosan kell kivitelezni, elősegítve a megjelenő cserje és elegyfajok térnyerését.
- Törekedni kell arra, hogy a magasabb kínálatot nyújtó területek minél egyenletesebben helyezkedjenek el, kerülve a foltszerű-feldúsuló megjelenést.
- A nagyvadfajok hasznosítását – összhangban más gazdálkodási tevékenységek szempontjaival – növelni kell (gímszarvas, vaddisznó és muflon).
- Valamennyi nagyvad faj esetében a nőivar és a szaporulat hatékony szabályozásának lehetőségeit célszerű keresni.
- Szükséges a vadhatás-monitoring további rendszeres alkalmazása. A különböző vadhatások (rágás, hántás, túrás) mértékének és mintázatának rendszeres felmérésével megállapítható, hogy az egyes vadhatások aktuálisan természetes szabályozóként segítik-e a kívánt élőhelyi folyamatokat, vagy éppen hátráltatják azt. Segítségével a fenntartási tervekben foglalt élőhely-kezelési és vadállomány-kezelési javaslatok teljesülése is monitorozható.
- Az ivararányt a szaporodási időszakban rendszeres és kiterjedt terepi megfigyelésekkel (pl. a vadászatok alkalmával) fel kell mérni. Közelíteni kell az 1:1-es ivararányhoz.
- A nagyvadfajok felnevelt szaporulatát, szintén a vadászatok alkalmával fel kell jegyezni. A hasznosítás tervezésekor a felnevelt szaporulat változását kell figyelembe venni. A hasznosításnál a fiatal korosztályok létszámapasztására kell helyezni a hangsúlyt. Jobb felnevelési években ezt az arányt növelni kell.
- A nagyvad túrását és taposását a sziklatörmelék-erdők, peripannon cserjések, erdőszyeppek, természetes száraz gyepek területén kiemelt figyelemmel kell kezelni. A természetes dinamikai, illetve regenerációs folyamatok érvényesüléséhez a taposással, túrással bolygatott területfelszín, a legérzékenyebb élőhelyi foltokban szezonálisan ne legyen több 10%-nál, és az egybefüggően bolygatott területek mérete ne haladja meg a 10 m<sup>2</sup>-t. Azon élőhelyeken, ahol egyes vadhatások kedvezőtlen hatásai ismétlődően és egyértelműen kimutathatóak, ott a ténylegesen ható kockázati tényezők konkrét vizsgálata, a problémát kiváltó okok feltárása, majd a terület érzékenységének csökkentése megfelelő élőhely-kezeléssel, ill. lokálisan a problémát okozó vadfaj távoltartásával a területtől indokolt. A kezelések hatékonyságát monitorozni kell.

- **INDOKLÁS:** A vad általi talajbolygatás maximális területi kiterjedésére megadott 10%-os érték egy irányszám. Ez a küszöb az érintett élőhelytípusok helyi méretétől függően magasabb szinten is megállapítható. A bolygatás súlyosságának meghatározásában fontosabb az egybefüggően feltúrt/taposott területek méretéhez való igazodás, mivel egy foltszerű vagy nagy területre kiterjedő talajbolygatás hatásai különbözőek lehetnek. Konkrét érték meghatározásában az okozott probléma és az elérendő cél pontos megfogalmazása mindig szükséges.

A természetmegőrzési területek szintjén már lehetőség volt operatívabb javaslatok kialakítására is. A javasolt beavatkozások hatásait a vadhatás felmérés módszertana alapján monitorozni szükséges. Csak így vagyunk képesek pontosan meghatározni, hogy elértük-e a kitűzött célokat. A beavatkozások során nemcsak a nagyvadfajok kedvezőtlen hatásait kell megelőznünk vagy elhárítanunk, hanem a pozitív vadhatásokból származó előnyöket is ki kell használnunk.

Példaként részlet a Mátrabérc-Fallóskúti-rétek kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területre összeállított javaslatokból:

- A terület cserjeszintjének táplálékkínálata és fajszáma nagyon alacsony.
  - Bükkösökben a cserjeszint táplálékkínálatát ezért növelni szükséges úgy, hogy a fogyasztható hajtásvégek legalább 25%-a elegyfafajokból, 10%-a cserjefajokból származzon. Ez a jelenlegi kínálathoz viszonyítva elegyfajok esetén 60 ezer db/ha-ról 77 ezer db/ha-ra történő kínálatnövekedést, cserjék esetén 8 ezer db/ha-ról 31 ezer db/ha-ra történő emelkedést jelent.
  - Bükkösökben a cserjeszint kínálatának legalább 30%-a az 1 m feletti szintből származzon.
    - **INDOKLÁS:** A jelenlegi érték alacsony, 1 m felett csak a hajtások 1-19%-a található (2-19 ezer db/ha), ami szinte kizárólag (90%-ban) bükkből áll.
- Gyertyánosokban elegyfajként több helyen kimagasló a gyertyán dominanciája. Valamennyi erdészeti munka során kímélni és segíteni kell a juharok és a kőrisek megjelenését a cserjeszintben, hogy ezek a fajok fogyasztható hajtásvégei legalább 10%-ot tegyenek ki a cserjeszint kínálatában. Ugyancsak törekedni kell a cserjefajok (kökény, galagonya, som, gypűrózsa) meghagyására.
- Bükkösökben magas volt az 50 cm alatti bükk újulat sűrűsége, viszont az 51-200 cm közötti csemetesűrűség ennek töredéke. A változatos és a többkorú állományok kialakítása

érdekében szükség van alternatív táplálékforrások biztosítására, és a vadállományhoz rugalmasan alkalmazkodó hasznosítási módszerekre.

- Gyertyános-tölgyesekben a gyertyán dominanciája érvényesül a kocsánytalan tölgygel szemben. Ezért itt javasolt, hogy a kocsánytalan tölgy csemetesűrűsége elérje az 1200-1500 db/ha értéket.
- Szükséges a holtfa visszahagyása az egész területen, ezek közül is kiemelten azokban az állományokban, ahol a főfafaj csemetesűrűsége a 1 ezer db/ha értéket nem éri el.
  - **INDOKLÁS:** A fennmaradó holt faanyag védelmet nyújthat a megjelenő csemetéknek és elősegítheti a felújulást.
- A nagyvadfajok hasznosításának tervezésekor figyelembe kell venni, hogy a területen a nagyvad fajok hasznosítása a körzetre jellemzőnél már most magasabb, és az elmúlt években növekvő tendenciát mutatott.
- A növényevő nagyvad állománykezelését az alábbi indikátorok szerint szükséges szabályozni:
  - Bükkösökben a főfafaj 50 cm magasságot meghaladó csemetéinek sűrűsége érje el a 800-850 db/ha értéket (a jelenlegi sűrűség 622 db/ha).
  - Az 1m feletti cserjeszint hajtáskínálata a jelenlegi 9 ezer db/ha értékről legalább 15 ezer db/ha-ra növekedjék.
    - **INDOKLÁS:** A jelenleg fennálló alacsony fajkínálat miatt a nagyvad szelektív táplálkozása nem érvényesül, legtöbb esetben az állományalkotó főfafajon keletkezik rágás. A bükköt érő vadrágás csökkentésének leghatékonyabb módja a cserjeszint minőségi és mennyiségi kínálatának javítása az elegyfajok és cserjék arányának növelésén keresztül.
- Gyertyános- és cseres-tölgyesekben a hántás és agancsverés mértéke tölgyeken ne haladja meg a kínálatához viszonyított 5%-ot, gyertyán esetében pedig a kínálatához viszonyított 20%-ot. A vadállomány kezelésének tervezésekor a sérült kocsánytalan törzsek arányát kell fő indikátornak tekinteni.
  - **INDOKLÁS:** Gyertyános-tölgyesekben nagyon magas a gyertyán törzskínálata (62%; 852 db/ha), ezért a gyertyánon a törzssérülések mértéke magasabb szinten engedhető meg. Ugyanakkor a kocsánytalan tölgy törzskínálata csak 86 db/ha (6%).

A vadhatás monitoring alkalmazásával lehetőség nyílik egy bioindikátorokon alapuló értékelő rendszer kialakítására, ami a nagyvadfajok és élőhelyük között fennálló pillanatnyi viszonyt jellemzi és segítséget nyújt a szakmai döntések meghozatalában. A gondolatrendszer áttekintését és megismerését folyamatábra segíti (M2. melléklet 12. ábra), ami tovább bővíthető és tökéletesíthető. A módszer sikeres elsajátításához és a vadjelek felismeréséhez pedig az interneten is elérhető módszertani füzeteket (KATONA et al. 2013a, 2013b), és egy online multimédiás kurzust (SZEMETHY et al. 2016) is összeállítottunk.

#### **5.4. Kezeljük helyén a vadhatásokat!**

A különböző léptékű vizsgálatok legfőbb célja az volt, hogy általuk a vadhatások növényegyed-növényközösség-növénytársulás szinten jelentkező specifikus (csak egyes szinteken észlelhető) és univerzális (minden léptékben észlelhető) vonásait meghatározzam. Kérdéseimet sikerült általuk megválaszolniom – bár a több esetben felmerülő bizonytalanság miatt nem mindig kielégítő módon. Az adatok kiértékelése során egyre világosabbá vált, hogy önmagukban a vadhatások sohasem ítélnélők kedvezőnek illetve kedvezőtlennek, ami egyúttal eredményeim legfontosabb üzenete is. A részletkérdések fokozatos megválaszolásával egyre összetettebb kép alakul ki az erdő és a nagyvadfajok kapcsolatáról. A növények oldaláról a fajonként eltérő életmenet-stratégiák, a termőhelyi és kompetíciós viszonyok; a patások szempontjából pedig az állatok fiziológiai adottságai, etológiai sajátosságai és táplálkozási stratégiái alapjaiban határozzák meg a vadhatások biológiai következményeit. A vadhatásoknak kedvező vagy kedvezőtlen besorolást a különböző emberi érdekek adnak, és gyakran csak jelentősen leegyszerűsítve veszik figyelembe ezeket a biológiai összefüggéseket. Az ökoszisztéma szemléletű erdőkezeléshez viszont nemcsak vadhatások pillanatnyi mértékét és mintázatát kell ismernünk, hanem azokat a folyamatokat is, amelyek kialakulásuk hátterében állnak és meghatározzák az adott vadhatás számunkra kedvező vagy kedvezőtlen következményeit.

A szimulált vadrágás vizsgálatok esetében megfigyelhettük, hogy a legerősebb szabályozó hatást a talajadottságok és az időjárás sztochasztikus jellege (aszály) gyakorolta a csemetékre, fafajtól és szimulált vadrágás kezeléstől függetlenül. A szimulált vadrágás additív módon hozzájárult ugyan kedvezőtlen hatásokhoz, de az akác csemeték még képesek voltak kompenzálni a lemaradást, viszont a túlkompensáció (FEHÉR és KATONA 2013) éppen az aszályos időjárás miatt maradhatott el. A tölgyeken végrehajtott kezelés valószínűleg sokkal nagyobb veszteségeket okozott volna ilyen környezeti hatások mellett. Ennek ellenére gyakran



alábecsüljük a másodlagosnak gondolt környezeti tényezők korlátozó szerepét, és túlértékeljük a vadrágás negatív hatásait.

A vadkizárásos területen egyre feltűnőbbé vált a növényevő nagyvadfajok szelektív táplálkozásából adódó szabályozó hatás elmaradása. A mezei juhar a vadkizárást követően olyan magassági növekedésre tett szert, amivel nemcsak az akác és a tölgyek növekedését, hanem életben maradásukat is képes korlátozni. Ugyanilyen hatást fejthet ki a túlságosan megerősödött szeder borítása. A vadkizárás tehát önmagában nem optimális megoldás az erdők felújítására, mivel a növényi kompetíció a vadrágással korábban szinten tartott elegyfajok növekedésének kedvez. Emiatt gyakrabban lehet szükség ápolási munkákra, elmaradásuk pedig nem kívánt elegyarány eltolódáshoz, konszociáció kialakulásához is vezethet.

Éppen ezért nem „ördögtől való gondolat”, hogy a patások szelektív táplálkozása és törzshasználata az erdőművelés hasznára is válhat. Több erdőtípus esetében bizonyítást nyert, hogy ezek a vadhatások kiemelt szerepet játszanak a gyertyán visszaszorításában, és ökoszisztéma szolgáltatásként azonosíthatók. A vadrágás elsősorban cserje- és elegyfajokra irányult, a bükk és tölgyek elkerült tápláléknak bizonyultak.

Ugyanakkor STANDOVÁR et al. (2017) a Mátrában ezzel egyidőben végzett erdőállapot értékelés vizsgálatai jelentősen ellentmondanak a vadhatás felméréseink eredményeinek: *„az állapot értékelés alapján a hegységben komoly mértékű, de a tapasztalatok alapján a természetes erdődinamikai folyamatokat, illetve a természetes erdőfelújítást teljesen nem ellehetetlenítő vadhatás (főként a gímszarvas rágáskár) érvényesül”*.

Lényegesen magasabb értékben találtak rágott csemetéket is a főfafajok esetében: *„a bükk domináns újulata esetében a legalacsonyabb az „erősen rágott” minősítés aránya (41.44%), míg a többi fafajnál ennél jóval magasabb, 70%-ot megközelítő, vagy afeletti értékek adódtak. Mindebből arra következtethetünk, hogy a vadhatás (vadrágás) mértéke a bükkújulat dominanciájával leírható állományokban és helyszíneken (illetve a bükkre vonatkozóan) jóval alacsonyabb, mint a többi fafaj (kocsánytalan tölgy, cser, őshonos elegyfák) esetében.”*

A fenti vizsgálatokat nem tudjuk a saját vizsgálatainkhoz hasonlítani, mivel azok nem a csemetéken egyértelműen azonosítható vadrágás tényleges megmérésén és az ép/rágott csemeték átlagos (és szórás!) előfordulásának meghatározásán alapultak, hanem mintaterületek szemrevételezéses jellemzésével, majd a rágással érintett mintaegységek arányának megadásával történtek. Sajnos az ilyen ellentmondások elbizonytalanítják a témában járatos szakembereket is. Ezek feloldására csak egyetlen univerzális megoldás lehetséges: egy egységes módszertanon és valódi méréseken alapuló, reprezentatív vadhatás monitoring rendszer összeállítása, amihez a vadhatás-felmérésünk módszertana kiváló alapot nyújt.

## 6. ÖSSZEFOGLALÁS

Az erdei ökoszisztéma fontos elemét képező patás vadfajok sokrétű hatással lehetnek élőhelyük, az erdő állapotára és fejlődésére. Az élettevékenységeik során jelentkező vadhatásokkal nagymértékben képesek átformálni a vegetációt, befolyásolni a talaj tápanyagforgalmát, és elősegíteni vagy éppen korlátozni egyes állat- és növényfajok megtelepedését. Jelentős tájformáló hatásuk miatt „ökoszisztéma-mérnök” vagy „tájrendező” fajoknak is nevezik őket, amely egyes koegzisztens fajok számára kedvező, míg másoknak kedvezőtlen lehet. A vadhatások következményeiben megnyilvánuló kettősség miatt a patás vadfajok megítélése sem egyforma a különböző gazdálkodói ágazatok között. A növény-növényevő kapcsolat, illetve az ebből vizionált „erdő-nagyvad konfliktus” egy összetett, soktényezős rendszer és korántsem kezelhető egyszerű, rögtönzött beavatkozásokkal. Ez a bonyolultság jelentősen megnehezíti az erdő szolgáltatásainak fenntartható használatát különösen akkor, ha ökoszisztéma szemlélet helyett a rendszer egyes elemeivel különböző érdekek és gazdasági szempontok alapján kiragadva, ágazati szinten gazdálkodunk.

Dolgozatom legfőbb célja, hogy rávilágítson 1) a sok konfliktust generáló erdei vadkárak ökológiai hátterére, 2) a nagyvadfajok nélkülözhetetlen szerepére az erdei életközösségekben; továbbá 3) egy alkalmazkodóbb és operatívabb megoldást kínáljon fel a kedvezőtlen vadhatások hatékony megelőzéséhez és kezeléséhez egy általunk kidolgozott terepi módszertan segítségével.

Kutatásom az erdei vegetáció és a patások kapcsolatát három különböző léptékben vizsgálja, a növényegyedektől, a növényzeti foltokon át, egészen a társulások szintjéig. A szimulált vadragás kísérletek és a vegetációdinamikai felmérések segítségével a növények szempontjából jellemezhetjük e kapcsolatot, míg a SZIE Vadvilág Megőrzési Intézete által kidolgozott vadhatás monitoring a hazai nagyvadfajok szemszögéből teszi lehetővé az értékelést.

A szimulált vadragás kísérletek és a vegetációdinamikai vizsgálatok helyszíne az Apc 17/A erdőrészlet cseres-kocsánytalan tölgyes állománya volt, ahol egy 420 m<sup>2</sup> alapterületű elkerítést alakítottam ki, és azt 1x1m kiterjedésű kvadrátokra osztottam fel. A vadkizárásnak két célja volt: 1) a szimulált vadragás vizsgálatok zavartalanságának biztosítása, és 2) a vadkizárás hatására legkorábban előforduló vegetációdinamikai jelenségek megfigyelése. A szimulált vadragás kísérletek alanyai fehér akác csemeték voltak, amelyeket két alkalommal kezeltem: a csemeték csúcshajtását és az oldalhajtások felét távolítottam el, és a hajtásokat beltartalmi laborvizsgálatok elvégzése céljából begyűjtöttem. Ezt követően évszakonként felvételeztem a kezelt-kontroll akáccsemeték és a kontroll tölgycsemeték fontosabb biometriai adatait.

A félévenként végzett vegetációdinamikai felmérésekkel a vadkizárás hatására felszaporodó, ill. háttérbe szoruló fásszárúak horizontális és vertikális megoszlását tudtam monitorozni. Minden egyes kvadrátban felmértem az ott található fásszárú fajok darabszámát, egyúttal magassági kategóriákba is soroltam őket, amely reprezentálta fejlettségüket is.

A vadhatás felmérések helyszíneiként a Mátra hegység területén fekvő, Natura 2000 hálózatba tartozó, kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek szolgáltak. A módszer öt nagyobb vizsgálati elemből épült fel: 1) a cserjeszint kínálatának és rágottságának felmérése, 2) a csemetesűrűség és -rágottság felmérése, 3) a törzskínálat és nagyvadfajok törzshasználatának felmérése, 4) a vaddisznótúrások vizsgálata, 5) a területhasználati indexek felmérése. Alapvetően mintapontokhoz (N=2100) kapcsolódó adatrögzítés történt.

A szimulált vadrágással érintett akáccsemeték reakciói nem minden esetben voltak egyértelműek. A kontroll akáccsemetékhez viszonyított kismértékű, nem jelentős eltérések arra utalnak, hogy a kezelés inkább zavarokat okozott a csemeték fejlődésében, de kimutatható lemaradást a vizsgált 2 év alatt nem idézett elő. A kezelt csemeték statisztikailag azonos növekedése és hajtásképzése egy bizonyos mértékű kompenzálást feltételez. Az akác jelenléte nem korlátozta egyértelműen a kocsánytalan és csertölgy csemeték sűrűségét és növekedését. A szimulált vadrágás nem befolyásolta kimutathatóan az akác és a tölgyek közötti kompetíciót.

A vadkizárás elsősorban a meglévő fásszárú vegetáció magassági növekedését segítette elő; de a fásszárú diverzitás nem növekedett. Az akác a várt terjeszkedéssel szemben több kvadrátról visszaszorult. A kizárás következményeként egyre több mezei juhar jelent meg a 2 m feletti magasságban, valamint a szeder esetében a 0.5-2 m közötti tartományban. A vadkizárással az aktuális környezeti feltételekhez legjobban alkalmazkodó fásszárúak vették át az uralmat az elkerített terület cserjeszintjében, ami hosszú távon a vegetáció homogenizálódása felé vezet.

A vadhatás felmérés eredményei alapján a vadrágás, a kéreghántás és a vaddisznótúrás nem regionális probléma a Mátrában. Viszont lokálisan megemelkedett gyakorisága és intenzitása kedvezőtlen hatásokkal járhat. Minél szigetszerűbben helyezkednek el ugyanis az egyes értékes táplálkozási foltok (pl. a környező erdőtömbök gyér cserjeszintje miatt), annál erősebb vadhatásokkal kell számolni a közeli cserjeszinttel rendelkező erdőkben illetve felújításokban. Az erdőgazdasági szempontból kiemelt jelentőségű tölgyek és a bükk elkerült tápláléknak minősültek. A növényevő patások szelektív táplálkozásukkal fontos szerepet játszanak a gyertyán visszaszorításában, ezzel az ökoszisztéma szolgáltatással tevékeny szerepet vállalnak a konszociációk megakadályozásában. Szelektivitás a patások törzshasználatára esetében is fennállt: kéreghántás, agancstisztítás és dörgölözés céljából különböző fafajokhoz tartozó és különböző méretű törzseket kerestek fel. Viszont nem találtunk egyértelmű összefüggést: 1) a

csemetesűrűség és a feltúrt területek mérete között; 2) a csemeték előfordulása és a túrások gyakorisága között.

A szimulált vadragás eredményei alapján bebizonyosodott, hogy a vadragás csupán egy eleme a növényt érő stresszhatásoknak, mivel a különböző biotikus és abiotikus hatótényezők additív vagy szubsztraktív módon befolyásolják a növények válaszreakcióit a vadragással szemben. A tömődött, levegőtlen talaj és a nagy lejtők különösen hátrányos tényezők az akác szempontjából. Viszont az elkerített vizsgálati területen éppen ezek a hatások érvényesülnek, amit az időjárási szélsőségek (aszály) súlyosbítanak.

A vadkizárásos területeken felszaporodó növényborítást gyakran használják fel a szabad területen uralkodó erős vadnyomás szemléltetésére. Viszont a patás növényevők hosszabb-rövidebb ideig fennálló hiánya is drasztikus élőhelyi változásokat képes eredményezni, ami legerőteljesebben a növényközösségek kompozicionális és strukturális átalakulásában jelentkezik. Így a felszaporodó növényzet elegyaránya sem mindig tükrözi a kívánt fajeloszlást: a 17/A erdőrészlet elkerített területén a mezei juhar és a szeder vált dominánssá, és feltűnővé vált a növényevő nagyvadfajok szelektív táplálkozásából adódó szabályozó hatás elmaradása.

A vadhatás felmérés rámutatott, hogy a vadhatások mértéke és mintázata az erdő táplálékkínálatától és a faállomány szerkezetétől is függ. Kiemelt problémaként kezelendő, hogy a vizsgált mintapontok felén nincs elérhető cserjeszint, ami fokozhatja a kedvezőtlen vadhatások kialakulását. Felújulást illetően nem a csemeték rágottsági aránya, hanem az alacsony tőszám okozhat komoly problémákat, aminek háttérében számos környezeti hatótényező áll. Ezért be kell látnunk, hogy a vadállomány-csökkentés önmagában nem kielégítő eszköz a vadkár problémák rendezéséhez. Mindinkább szükség van olyan felmérési módszerek alkalmazására, amelyek a nagyvadfajok hatásait az aktuálisan rendelkezésre álló kínálat függvényében értékelik, és a főfafajon kívül a patások számára sokszor fontosabb alternatív táplálékforrások (elegyfajok és cserjék) mennyiségét is figyelembe veszik. Ezáltal a kedvező vadhatások is könnyen azonosíthatók, és ki is használhatók az adaptív gazdálkodás során; másrészt a terület érzékenysége is előre jelezhető.

A különböző vadhatások eredményeként kialakuló állapot sem lesz sehol egységes, a megőrzést segítő vagy hátráltató vadhatások egyaránt előfordulnak, viszont a károsítás ténye mindig feltűnőbb. Ezért szükséges pontosan meghatároznunk a természetszerű erdei élőhelyeken fenntartandó állapotot, és a vadhatásoknak azt a szintjét, ami segíti elérni és fenntartani azt. Ehhez a vadhatás felmérésünk módszerei kiváló alapot szolgáltatnak.

## 7. SUMMARY

Ungulates as main parts of the forest ecosystem can exert various impact on their habitat, and shape the structural and compositional attributes of the forest. They have a significant effect on vegetation diversity and soil nutrient cycles through browsing, debarking and grubbing, furthermore their facilitating or interfering effects were also revealed on several plant and animal species. The strength and pattern of ungulate impact play a key role in habitat changes, therefore ungulates - especially large game herbivores - can act as „ecosystem engineers” or „environmental engineers”. Ungulates have both positive and negative effects at the same time, depending on their relation with other coexisting species and the scale of the observed ecological level. This complexity renders ungulate impact to a controversial phenomenon: when differing human interests overwrite the ecosystem-based approach of sustainable forest use, the plant-herbivore interactions turn into a forest-ungulate conflict.

My dissertation has three main aims as 1) revealing the ecological background of game damage in forest habitats; 2) revealing the essential role of ungulates in forest ecosystem functions; and 3) introducing a complex ungulate impact monitoring method to predict and manage the negative impacts of ungulates.

I studied the ungulate-vegetation relationship from a multiscale perspective: from leaf to landscape view. Simulated browsing and botanical survey methods were implemented to monitor vegetational responses to ungulate impacts. On the other hand, our ungulate impact monitoring protocol was used to determine how do vegetation attributes influence each specific ungulate impact and vice versa.

Simulated browsing and direct botanical surveys took place inside a 420 m<sup>2</sup> large fenced area, in a managed Turkey oak – sessile oak forest in Heves county, Hungary (N 47°49'0.2"; E 19°42'59"). Fencing had two main purposes: 1) to exclude interfering effects of ungulate herbivory; and 2) observe the vegetational changes in absence of ungulates. The site was partitioned to 1 m<sup>2</sup> large sampling plots to get detailed information about vegetation dynamics in high spatial resolution. Saplings of black locust were chosen for simulated browsing: their main shoot and 50% of lateral shoots were clipped on two occasions. I collected the removed shoots for feed analysis, and registered the biometric data of the browsed locust saplings and control saplings (locust, sessile oak and Turkey oak) seasonally.

The botanical surveys were focused on woody plant dynamics and implemented in every spring and autumn from 2014 to 2016. I measured the density of all woody species in every sampling

plot (to monitor horizontal dynamics), and classified them into height categories (to monitor vertical dynamics).

Field works of ungulate impact monitoring were implemented on Natura 2000 sites in Mátra Mountains, Hungary. The monitoring protocol contained five main types of field research: 1) food supply and browsing impact on understory woody plants; 2) tree sapling density and browsing patterns of ungulates on saplings; 3) tree stem availability and utilization by ungulates; 4) wild boar rooting intensity; and 5) habitat use intensity surveys. The total number of measured sampling points was 2100.

Reactions of locust saplings were not obvious towards simulated browsing. The treated group showed a slight derangement in growth, but the differences compared to control locusts were not statistically significant. Shoot development and relative height growth of treated locusts confirmed the compensatory ability of the species. Interfering effects on growth and density of sessile oak and Turkey oak saplings were neither significant. Therefore simulated browsing did not influence the interspecific competition between oak and locust.

The height growth of woody vegetation was enhanced inside the enclosure, but woody plant diversity did not change. Contrary to expectations, black locust disappeared from the majority of the previously occupied plots. The most conspicuous phenomenon was the intensive growth of field maple (reaching 2 m and above in height) and *Rubus* spp. (reaching 0.5-2 m in height), which can become overdominant in the enclosure in a short time.

The results of ungulate impact monitoring showed, that browsing, debarking and grubbing is not a regional threat to the environment in Mátra Mountains. Negative impacts at high frequency and intensity mostly occurred locally due to the sparse understory vegetation, which generated aggregated foraging patches, therefore the ungulate impact increased. Oak species and beech belonged to the least preferred species by ungulate herbivores, but hornbeam was one of the most selected woody species. High browsing and debarking on hornbeam can act as an ecosystem service of ungulates which helps the forest plant community by preventing the emergence of hornbeam dominated consociations. Selective debarking was also revealed: ungulates utilized different sized trunks and different tree species for bark stripping, antler rubbing and bark rubbing. We did not find any correlation between 1) tree sapling density and grubbed area; nor 2) tree sapling frequency and boar grubbing frequency.

Many biotic and abiotic factors can aggravate or mitigate the negative effects of ungulate browsing. Therefore, browsing itself is just one (sometimes primer) of the current stress factors which will jointly shape the response of plants. High bulk density, soil compaction and steep

lands are unfavourable for black locust saplings, but these factors are currently prevalent on the fenced area with severe summer droughts.

High ungulate pressure is often demonstrated with exclosures, where the vegetation is suggested to be higher and more diverse inside the fenced area. But the developing plant composition and density can greatly diverge from the ideal situation. On the other hand, the long lasting elimination of ungulate herbivores can lead to an unwanted structural and compositional shift in the plant community. The studied exclosure site is a good example for this: the unregulated and intensive growth of field maple and *Rubus* spp. turned into a real problem for oak regeneration.

As it was revealed by the ungulate impact monitoring, the temporal and spatial patterns of ungulate impact greatly depend on the quantity and quality of woody food sources and forest stand structure. The lack of understory is a crucial issue in the forests of Mátra, since it was unavailable for ungulates on the majority of the surveyed sampling points. Therefore much more intense ungulate impact and damage can arise on the regeneration sites and the remaining foraging patches. Low sapling density is the primary multifactorial problem of successful oak regeneration; the current browsing intensity can only be a potentially limiting factor. Reduction of ungulate numbers through hunting alone is not an adequate solution to manage ungulate impact and damages. Exact methods and monitoring systems are needed to numerically evaluate ungulate impact in relation with alternative food supply and sapling density. This way we can understand the control mechanisms and create intervention plans based on the bioindicators of ungulate effects. Moreover the potential negative effects can also be forecasted.

Browsing, grubbing or debarking will result diverse effects in different habitats, and their consequences can vary under different environmental conditions. Positive and negative impacts occur simultaneously, but damages are always conspicuous. The ideal levels of ungulate impact are needed to be assigned which can contribute to sustain natural habitats through their positive effects. The methods of our ungulate impact monitoring offer a useful tool for forest management, wildlife management and nature conservation for better understanding of the forest-ungulate relationships.

## 8. MELLÉKLETEK

### M1. Irodalomjegyzék

- AGRAWAL A. A. (2011): Current trends in the evolutionary ecology of plant defence. In: *Functional Ecology*, 25(2) 420-432. p. DOI 10.1111/j.1365-2435.2010.01796.x
- AKASHI N, NAKASHIZUKA T. (1999): Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. In: *Forest Ecology and Management*, 113(1) 75-82. p. DOI 10.1016/S0378-1127(98)00415-0
- AMMER C, VOR T., KNOKE T., WAGNER S. (2010): Der Wald-wild-konflikt. Universitätsverlag Göttingen, 199 pp. DOI 10.17875/gup2010-280
- ANDERSON P. W. (1972): More is different. In: *Science*, 177 (4047) 393-396. p. DOI: 10.1126/science.177.4047.393
- ARANY I., TÖRÖK P., ASZALÓS R., MATUS G. (2007): Vadkizárás hatásának vizsgálata egy déli-bükkli endemikus erdőtársulásban: kompozíció, produktivitás és virágzási siker. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 81-92. p.
- AUSTIN P. J., SUCHAR L. A., ROBBINS C. T., HAGERMAN A., E. (1989): Tannin-binding protein in saliva of deer and their absence in saliva of sheep and cattle. In: *Journal of Chemical Ecology*, 15(4) 1335-1347. p. DOI 10.1007/BF01014834
- BARANČEKOVÁ M., PROKEŠOVÁ J., HOMOLKA M. (2007): Impact of deer browsing on natural and artificial regeneration in floodplain forest. In: *Folia Zoologica*, 56(4) 354-364. p.
- BARAZA E., ZAMORA R., HÓDAR J. A. (2006): Conditional outcomes in plant/herbivore interactions: neighbours matter. In: *Oikos*, 113 148-156. p. DOI 10.1111/j.0030-1299.2006.14265.x
- BARAZA E., ZAMORA R., HÓDAR J. A., GÓMEZ J. M. (2007): Plant-herbivore interaction: Beyond a binary vision. 481-514. p. In: PUGNAIRE F. I., VALLANDARES F. (Szerk.): *Functional Plant Ecology*. Second Edition, CRC Press, USA, ISBN 9780849374883
- BARRIOS-GARCIA M. N., BALLARI S. A. (2012): Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review. In: *Biological Invasions*, 14(11) 2283-2300. p. DOI 10.1007/s10530-012-0229-6
- BARTHA D. (2014): A mezei juhar (*Acer campestre*) botanikai jellemzése. In: *Erdészeti Lapok*, 149 (2) 55-57. p. ISSN 1215-0398.
- BENEDEK, ZS. (2012): Biodiverzitás-indikátorok a döntéshozatalban: a jelenleg népszerű indexek kritikai áttekintése és megoldási javaslatok. In: *Fenntartható Életmód*, 1 (1) 1-18. p. ISSN 2062-3224.
- BIRÓ ZS., KATONA K., BLEIER N., LEHOCZKI R., ÚJVÁRY D., SZILÁGYI ZS., MARKOLT F., SZEMETHY L. (2012): A kőrösladányi vadaskert vaddisznó állományának hatása a védett növényekre. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 18 67-76. p.
- BLEIER N. (2014): A mezőgazdasági vadkár ökológiai és ökonómiai összefüggései. Doktori (PhD) értekezés, Szent István Egyetem, Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskola, Gödöllő, 124. p. DOI 10.14751/SZIE.2014.04
- BLEIER N., HAJDU M., SZEMETHY L. (2010): Gondolatok vadkarról, vadlétszámról. In: *Erdészeti Lapok*, 145 (12) 416-417. p. ISSN 1215-0398.
- BODOR L. (2014): Helyzetjelentés erdei vadkár ügyben. In: *Erdészeti Lapok*, 149 (3) 76-78. p. ISSN 1215-0398.



- BOONE R. B., HOBBS N. T. (2004): Lines around fragments: effects of fencing on large herbivores. In: *African Journal of Range & Forage Science*, 21(3) 147-158. p. DOI 10.2989/10220110409485847
- BORKOWSKI J., UKALSKI K. (2012): Bark stripping by red deer in a post-disturbance area: the importance of security cover. In: *Forest Ecology and Management*, 263 17-23. DOI 10.1016/j.foreco.2011.09.029
- BOULANGER V., BALTZINGER C., SAÏD S., BALLON P., PICARD J. F., DUPOUEY J. L. (2009): Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. In: *Forest Ecology and Management*, 258 (7) 1397-1406 p. DOI 10.1016/j.foreco.2009.06.055
- BRZEZIECKI B., KIENAST F. (1994): Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. In: *Forest Ecology and Management*, 69(1-3) 167-187. p. DOI 10.1016/0378-1127(94)90227-5
- BUENO C. G., JIMÉNEZ J. J. (2014): Livestock grazing activities and wild boar rooting affect alpine earthworm communities in the Central Pyrenees (Spain). In: *Applied Soil Ecology*, 83 71-78.p. DOI 10.1016/j.apsoil.2014.04.013
- BUENO C. G., REINÉ R., ALADOS C. L., GÓMEZ-GARCIA D. (2011): Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. In: *Basic and Applied Ecology*, 12 (2) 125-133. p. DOI 10.1016/j.baae.2010.12.006
- BUZÁS I. (1988): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, 242 pp. ISBN 9632326571.
- BUZÁS I. (1993): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. INDA 4231 Kiadó, 357 pp. ISBN 9638512601.
- BYERS C. R., STEINHORST R. K., KRAUSMAN P. R. (1984): Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. In: *Journal of Wildlife Management*, 48 (3) 1050-1053 p. DOI 10.2307/3801467
- CAILLERET M., HEURICH M., BUGMANN H. (2014): Reduction in browsing intensity may not compensate climate change effects on tree species composition in the Bavarian Forest. In: *Forest Ecology and Management*, 328 179-192. p. DOI 10.1016/j.foreco.2014.05.030
- CANHAM C. D., MCANINCH J. B., WOOD D. M. (1994): Effects of the frequency, timing, and intensity of simulated browsing on growth and mortality of tree seedlings. In: *Canadian Journal of Forest Research*, 24 (4) 817-825. p. DOI 10.1139/x94-107
- CARRANZA J., MATEOS-QUESADA P. (2001): Habitat modification when scent marking: shrub clearance by roe deer bucks. In: *Oecologia*, 126 (2) 231-238. p. DOI 10.1007/s004420000511
- CEDERLUND G., BERGQUIST J., KJELLANDER P., GILL R., GAILLARD M. J., BOISAUBERT B., BALLON P., DUNCAN P. (1998): Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society. 337-372. p. In: ANDERSEN R., DUNCAN P., LINNELL J. D. C. (Szerk.): *The European roe deer: The biology of success*. Scandinavian University Press, ISBN 9788200376828
- CHOLLET S., BALTZINGER C., OSTERMANN L., SAINT-ANDRÉ F., MARTIN J. L. (2013): Importance for forest plant communities of refuges protecting from deer browsing. In: *Forest Ecology and Management*, 289 (1) 470-477. p. DOI 10.1016/j.foreco.2012.10.043
- CONNELL H. J. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. In: *Science*, 199 (4335) 1302-1310. p. DOI 10.1126/science.199.4335.1302

- COSGROVE G. P., HODGSON J. (2003): Diet selection by deer: principles, practice and consequences. 93-100. p. In: *The nutrition and management of deer on grazing systems*. Grassland Research and Practice Series No. 9., New Zealand Grassland Association
- CÔTÉ S., ROONEY T. P., TREMBLAY J-P., DUSSAULT C., WALLER D. M. (2004): Ecological impacts of deer overabundance. In: *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35 113–147. p. DOI 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725
- CUTINI A., CHIANUCCI F., CHIRICHELLA R., DONAGGIO E., MATTIOLI L., APOLLONIO M. (2013): Mast seeding in deciduous forests of the northern Apennines (Italy) and its influence on wild boar population dynamics. In: *Annals of Forest Science*, 70 (5) 493-502. p. DOI 10.1007/s13595-013-0282-z
- CSÁNYI S. (2003): Eltartóképességről és gazdálkodásról az őz kapcsán. 51-57. p. In: PECHTOL J. (Szerk.) *Vadászévkönyv*. Dénes Natur Műhely Kiadó, Százhalombatta, ISBN 9639369233
- CSÁNYI S. (2007): Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest 135 pp. ISBN: 9789632863672
- CSÁNYI S. (2009): Fenntarthatóság és tervszerűség a vadgazdálkodásban. In: *Rubicon Történelmi Magazin*, 20 (197-198) 114-116. p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKI R. (2010): Ungulates and their management in Hungary. 291-318. p. In: APOLLONIO M., ANDERSEN R., PUTMAN R. (Szerk.): *Ungulate management in Europe in the XXI century*. Cambridge University Press, doi:10.1017/cbo9780511974137.014
- CSÉPÁNYI P. (2008): A tölgy és a folyamatos erdőborítás. <http://parkerdo.hu/wp-content/uploads/2017/12/A-tölgy-és-a-folyamatos-erdőborítás.pdf>
- CSÓKA GY., AMBRUS A. (2016): Erdei fa- és cserjefajok szerepe a herbivor rovarok fajgazdagságának fenntartásában. 155-192. p. In: KORDA M. (Szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, ISBN 9786155241192
- DEBRECZENI B. (1991): Agrokémiai gyakorlatok. Pannon Agrártudományi Egyetem Georgikon Mezőgazdaság tudományi Kar, Keszthely, 230 p.
- DIDION M., KUPFERSCHMID A. D., BUGMANN H. (2009): Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. In: *Forest Ecology and Management*, 258S S44-S55. p. DOI 10.1016/j.foreco.2009.06.006
- DIDION M., KUPFERSCHMID A. D., WOLF A., BUGMANN H. (2011): Ungulate herbivory modifies the effects of climate change on mountain forests. In: *Climatic Change*, 109 (3-4) 647-669. p. DOI 10.1007/s10584-011-0054-4
- DOBOS E. (2010): A Mátravidék talajai. 141-174. p. In: BARÁZ CS., DUDÁS GY., HOLLÓ S., SZUROMI L., VOJTKÓ A. (Szerk.) *A Mátrai Tájvédelmi Körzet*. Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, ISBN 9789639817197
- DREXHAGE M., COLIN F. (2003): Effects of browsing on shoots and roots of naturally regenerated sessile oak seedlings. In: *Annals of Forest Science*, 60 (2) 173-178. p. DOI 10.1051/forest:2003010
- DUNCAN A. J., POPPI D. P. (2008): Nutritional ecology of grazing and browsing ruminants. 89-116. p. In: GORDON I. J., PRINS H. H. T. (Szerk.): *The Ecology of Browsing and Grazing*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 9783642091483
- Egyesült Nemzetek Szervezetének Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Szervezete (2011): State of the World's Forests 2011. Róma, Olaszország, 178 p. ISBN 9789251067505

- ESTELL R. E. (2010): Coping with shrub secondary metabolites by ruminants. In: *Small Ruminant Research*, 94 (1-3) 1-9. p. DOI 10.1016/j.smallrumres.2010.09.012 . p.
- FAGIANI, S., FIPALDINI, D., SANTARELLI, L., BURRASCANO, S., DEL VICO, E., GIARRIZZO, E., MEI, M., TAGLIANTI, A. V., BOITANI, L., MORTELLITI, A. (2014): Monitoring protocols for the evaluation of the impact of wild boar (*Sus scrofa*) rooting on plants and animals in forest ecosystems. In: *Hystrix*, 25 (1) 31-38. p. DOI 10.4404/hystrix-25.1-9314
- FARAGÓ S., NÁHLIK A. (2007): A vadállomány szabályozása. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 316 p. ISBN 9789639239333
- FEHÉR Á., KATONA K. (2011): Vadkárérzékenység, vadkár, és az akác. In: *Erdészeti Lapok*, 146 (2) 49-51. p. ISSN 1215-0398.
- FEHÉR Á., KATONA K. (2013): Akácrágás: vadkár vagy vadhatás? In: *Erdészeti Lapok*, 148 (9) 278- 281. p. ISSN 1215-0398.
- FEHÉR Á., KATONA K., BLEIER N., HEJEL P., SZEMETHY L. (2014b): Monitoring of ungulate impact in Hungarian forested Natura 2000 sites. In: *Review on Agriculture and Rural Development*, 3 (1) 126-130. p. ISSN 2063-4803
- FEHÉR Á., KATONA K., SZEMETHY L. (2016b): Okozhatnak-e a csülkös vadfajok térségi szintű problémákat a Mátra erdőiben? In: *Vadbiológia*, 18 17-26. p. ISSN 0237-5710
- FEHÉR Á., SZABÓ B., CENTERI CS. (2014a): Effects of soil properties and simulated browsing on oak-black locust competition in an oak dominated forest. In: *21st International Poster Day and Institute of Hydrology Open Day: Transport of water, chemicals and energy in the soil-plant-atmosphere system*. (2014) Bratislava, Szlovákia, CELKOVA A. p. 4-5.
- FEHÉR Á., SZABÓ B., KATONA K., PÓSA P., CENTERI CS. (2016a): Effects of soil structure, nutrient availability and humus content on vegetation dynamics in a Turkey oak-sessile oak forest, Hungary. 231-234. p. In: *Proceedings of the 15th Alps-Adria Scientific Workshop*, Mali Lošinj, Horvátország, 2016. április 25-30., DOI 10.12666/Novenyterm.65.2016.Supp
- FEHÉR Á., SZEMETHY L., KATONA K. (2016c): Selective debarking by ungulates in temperate deciduous forests: preference towards tree species and stem girth. In: *European Journal of Forest Research*, 135 (6) 1131-1143. p. DOI 10.1007/s10342-016-1000-9
- FOCARDI S., CAPRIZZI D., MONETTI D. (2000): Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. In: *Journal of Zoology*, 250 (3) 329-334. p. DOI 10.1111/j.1469-7998.2000.tb00777.x
- FOLCZ T. (2016): Erdőművelés. Herman Ottó Intézet, Budapest, 256 pp. ISBN 9789639675353
- FRANK N. (2014): A mezei juhar (*Acer campestre*) erdőművelési tulajdonságai. In: *Erdészeti Lapok*, 149 (4) 128-129. p. ISSN 1215-0398.
- FRANK T., SZMORAD F. (2014): Védett erdők természetességi állapotának fenntartása és fejlesztése. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 160 p. ISBN: 9786155241123
- GANDIWA E. (2013): Top-down and bottom-up control of large herbivore populations: a review of natural and human-induced influences. In: *Tropical Conservation Science*, 6 (4) 493-505. p. DOI 10.1177/194008291300600404
- GERHARDT P., ARNOLD J. M., HACKLANDER K., HOCHBICHLER E. (2013): Determinants of deer impact in European forests - A systematic literature analysis. In: *Forest Ecology and Management*, 310 173-186. p. DOI 10.1016/j.foreco.2013.08.030

- GHEYSEN T., BROSTAUX Y., HÉBERT J., LIGOT G., RONDEUX J., LEJEUNE P. (2011): A regional inventory and monitoring setup to evaluate bark peeling damage by red deer (*Cervus elaphus*) in coniferous plantations in Southern Belgium. In: *Environmental Monitoring and Assessment*, 181 (1-4) 335-345. p. DOI 10.1007/s10661-010-1832-6
- GIERTYCH J. M., KAROLEWSKI P., ZYTKOWIAK R., OLEKSYN J. (2006): Differences in defence strategies against herbivores between two pioneer tree species: *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. and *Betula pendula* Roth. In: *Polish Journal of Ecology*, 54 (2)181-187. p.
- GILL R. M. A., TROUT R. C. (2011): Potential impacts of mammals on short rotation forest biomass crops. 191-210. p. In: McKAY H. (Szerk.): *Short Rotation Forestry: review of growth and environmental impacts*. The Research Agency of the Forestry Commission, Surrey, UK.
- GORDON J. I., HESTER J. A., FESTA-BIANCHET M. (2004): The management of wild large herbivores to meet economic, conservation and environmental objectives. In: *Journal of Applied Ecology*, 41 (6) 1021-1031. p. DOI 10.1111/j.0021-8901.2004.00985.x
- GRIME J. P. (1988): The C-S-R model of primary plant strategies – origin, implications and tests. 371-394. p. In: GOTTLIEB D. L., JAIN K. S. (Szerk.): *Plant Evolutionary Biology*. Chapman and Hall Ltd., ISBN 9789401070362
- GUILLET C., BERGSTRÖM R. (2006): Compensatory growth of fast-growing willow (*Salix*) coppice in response to simulated large herbivore browsing. In: *Oikos*, 113 (1) 33-42. p. DOI 10.1111/j.0030-1299.2006.13545.x
- HANLEY A. T. (1996): Potential role of deer (cervidae) as ecological indicators of forest management. In: *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2) 199-204. p. DOI 10.1016/S0378-1127(96)03803-0
- HARMER R. (2001): The effect of plant competition and simulated summer browsing by deer on tree regeneration. In: *Journal of Applied Ecology*, 38 (5) 1094-1103. p. DOI 10.1046/j.1365-2664.2001.00664.x
- HAYWARD W., M. KERLEY, H. I. G. (2009): Fencing for conservation: Restriction of evolutionary potential or a riposte to threatening processes? In: *Biological Conservation*, 142 (1) 1-13. p. DOI 10.1016/j.biocon.2008.09.022
- HEGLAND S. J., LILLEENG S. M., MOE R. S. (2013): Old-growth forest floor richness increases with red deer herbivory intensity. In: *Forest Ecology and Management*, 310 267-274. p. DOI 10.1016/j.foreco.2013.08.031
- HEJEL P., KATONA K., BÉKÉSI SZ., SZEMETHY L. (2016): Effects of natural and artificial beech regeneration methods on food diversity and browsing intensity in the Inner Western Carpathians. In: *Austrian Journal of Forest Science*, 133 (2) 139-156. p. ISSN 0379-5292
- HESTER A. J., MILLARD P., GORDON J., WENDLER B., WENDLER R. (2004): How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Sorbus acuparia*? In: *Oikos*, 105 (3) 536-550. p. DOI 10.1111/j.0030-1299.2004.12605.x
- HILTON G. M., PACKHAM J. R., WILLIS A. J. (1987): Effects of experimental defoliation on a population of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). In: *New Phytologist*, 107 (3) 603-612. p. DOI 10.1111/j.1469-8137.1987.tb02930.x
- HJÄLTÉN J., DANELL K., ERICSON L. (1993): Effects of simulated herbivory and intraspecific competition on the compensatory ability of birches. In: *Ecology*, 74 (4) 1136-1142. p. DOI 10.2307/1940483
- HOBBS N. T. (1996): Modification of ecosystems by ungulates. In: *The Journal of Wildlife Management*, 60 (4) 695-713. p. DOI 10.2307/3802368

- HOFMANN R. R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. In: *Oecologia*, 78 (4) 443-457. p. DOI 10.1007/BF00378733
- HOLLING C. S. (1973): Resilience and stability of ecological systems. In: *Annual review of ecology and Systematics*, 4 1-23. p. DOI: 10.1146/annurev.es.04.110173.000 245
- HOMOLKA M., HEROLDOVÁ M. (2003): Impact of large herbivores on mountain forest stands in the Beskydy Mountains. In: *Forest Ecology and Management* 181 (1-2) 119-129. p. DOI 10.1016/S0378-1127(03)00121-X
- ILLIUS A., DUNCAN P., RICHARD C., MESOSCHINA P. (2002): Mechanisms of functional response and resource exploitation in browsing roe deer. In: *Journal of Animal Ecology*, 71 723-734. p. DOI 10.1046/j.1365-2656.2002.00643
- JACOBS J. (1974): Quantitative measurement of food selection. In: *Oecologia*, 14 413-417. p. DOI 10.1007/BF00384581
- JACOBSEN J., B., BARTCZAK A., GIERGICZNY M. (2014): Forests and biodiversity externalities. 37-40. p. In: THORSEN B., J., MAVSAR R., TYRVÄINEN L., PROKOFIEVA I., STENGER A. (Szerk.): *The Provision of Forest Ecosystem Services*. Európai Erdészeti Intézet, Joensuu, Finnország, ISBN 9789525980134
- JAROSZEWICZ B., PIROŽNIKOV E., SONDEJ I. (2013): Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. In: *Forest Ecology and Management*, 305 (1) 21-28. p. DOI 10.1016/j.foreco.2013.05.004
- JĘDRZEJEWSKI W., APOLLONIO M., JĘDRZEJEWSKA A. B., KOJOLA I. (2011): Ungulate-carnivore relationships in Europe. 284-318. p. In: PUTMAN R., APOLLONIO M., ANDERSEN R. (Szerk.): *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, ISBN 9780521760591
- JERINA K., DAJČMAN M., ADAMIČ M. (2008): Red deer (*Cervus elaphus*) bark stripping on spruce with regard to spatial distribution of supplemental feeding places. In: *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 86 33-43.p.
- JERMY T. (1976): Insect-Host-plant Relationship – Co-evolution or Sequential Evolution? In: *Symposia Biologica Hungarica*, 16 109-113. p. DOI 10.1007/978-1-4613-4274-8\_16
- JIANG Z., UEDA H., KITAHARA M., IMAKI H. (2005): Bark stripping by sika deer on veitch fir related to stand age, bark nutrition, and season in northern Mount Fuji district, central Japan. In: *Journal of Forest Research*, 10 (5) 359-365. p. DOI 10.1007/s10310-005-0155-x
- JOHANSSON A., LIBERG O. (1996): Functional aspects of marking behavior by male roe deer (*Capreolus capreolus*). In: *Journal of Mammalogy*, 77 (2) 558-567. DOI 10.2307/1382829
- JUHÁSZ-NAGY P. (1993): Az eltűnő sokféleség. (A bioszféra-kutatás egy központi kérdése). Scientia Kiadó, Budapest, 147 p.
- KATONA K., BLEIER N., FEHÉR Á., SZEMETHY L. (2015a): Ökológiai ismeretek jelentősége az erdei vadkárral kapcsolatos szakértésben. Erdő-Mező Online <http://erdo-mezo.hu/2015/06/17/okologiai-ismeretek-jelentosege-az-erdei-vadkarral-kapcsolatos-szakertesben> lekérdezés ideje: 2018.05.02.
- KATONA K., BLEIER N., HEJEL P., FEHÉR Á., SZEMETHY L. (2013a): Terepi módszertani segédlet a vadonélő patás fajok erdei élőhelyeken megfigyelhető hatásainak méréséhez. Patamat Bt., Vértessomló, 14 p.

- KATONA K., FEHÉR Á., BLEIER N., HEJEL P., SZEMETHY L. (2015b): Patások erdei élőhelyeken tapasztalható hatásainak felmérése: A vadhatás monitoring. In: *Vadbiológia* 17 1-7. p. ISSN 0237-5710
- KATONA K., FEHÉR Á., SZEMETHY L., SALÁTA D., PÁPAY G., S-FALUSI E., KERÉNYI-NAGY V., SZABÓ G., WICHMANN B., PENKSZA K. (2016): Vadrágás szerepe a mátrai hegyvidéki gyepek becserjésedésének lassításában. In: *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 14 (2) 29-35. p.
- KATONA K., HEJEL P., SZEMETHY L. (2013b): Terepi módszertani segédlet a vadonélő patás fajok jelenlétére, élőhely-használatára utaló jelek felismeréséhez. Patamat Bt., Vértessomló, 20 p.
- KATONA K., KISS M., BLEIER N., SZÉKELY J., NYESTE M., KOVÁCS V., TERHES A., FODOR Á., OLAJOS T., RASZTOVITS E., SZEMETHY L. (2013c): Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary. In: *Biodiversity and Conservation*, 22 (5) 1167-1180. p. DOI 10.1007/s10531-013-0490-8
- KATONA K., SZEMETHY L., CSÁNYI S. (2011): Forest management practices and forest sensitivity to game damage in Hungary. In: *Hungarian Agricultural Research*, 1 12-16. p.
- KATONA K., SZEMETHY L., HAJDU M., CSÉPÁNYI P. (2009a): A folyamatos erdőborítás és a vadállomány harmonikus kapcsolata a Pilis-tető bükköseiben. In: *Erdészeti Lapok*, 144 (7-8) 240-242. p. ISSN 1215-0398
- KATONA K., SZEMETHY L., KHOYI E. A., TERHES A. (2009b): Mit ér egy lék a szarvasnak? A királyréti átalakító üzemmód első évi tapasztalatai. In: *Erdészeti Lapok*, 144 (6) 176-177. p. ISSN 1215-0398
- KATONA K., SZEMETHY L., NYESTE M., FODOR Á., SZÉKELY J., BLEIER N., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A., DEMES T. (2007): A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 13 119-126. p.
- KERESZTES GY., MEGGYESFALVI I. (Szerk.) (2006): Szálalás és természetközeli erdőgazdálkodás. HM Budapesti Erdőgazdaság, Budapest, 88 p.
- KJELLANDER P., HEWISON A. J. M., LIBERG O., ANGIBAULT J. M., BIDEAU E., CARGNELUTTI B. (2004): Experimental evidence for density-dependence of home-range size in roe deer (*Capreolus capreolus* L.): a comparison of two long-term studies. In: *Oecologia*, 139 (3) 478-485. p. DOI 10.1007/s00442-004-1529-z
- KNAPP B. L., FOWNES H. J., HARRINGTON A. R. (2008): Variable effects of large mammal herbivory on three non-native versus three native woody plants. In: *Forest Ecology and Management*, 255 (1) 92-98. p. DOI 10.1016/j.foreco.2007.08.023
- KOENIG W. B., KNOPS J. M. H. (2002): The behavioural ecology of masting in oaks. 129-148. P. In: MCSHEA W. J., HEALY W. M. (Szerk.): *Oak Forest Ecosystems*. The Johns Hopkins University Press, ISBN 0801867452
- KOLOSZÁR J. (1980): Az erdő, az erdei ökoszisztéma. 9-14. p. In: SZAPPANOS A. (Szerk.): *Erdészeti munkák szervezése és technológiái: Szakmérnöki jegyzet*. Sopron: Erdészeti és Faipari Egyetem
- KOLOSZÁR J. (2010): Utak és tévutak – avagy gondolatok az átalakító és a szálaló üzemmódról. In: *Erdőkerülő*, 37 (4) 4-5. p.
- KONDOR I. (2009): Az erdőgazdálkodás és a vadgazdálkodás diszharmóniája 105-110. p. In: VARGA, I., CSÉPÁNYI, P., KONDOR, I. (Szerk.): *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Pro Silva Hungaria, Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium, Budapest

- KOVÁCS E., KELEMEN E., PATAKI GY. (2011): Ökoszisztéma szolgáltatások a tudományterületek és a szakpolitikák metszéspontjaiban. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 17 1-11. p.
- KUIJPER D. P. J., CROMSIGT J. P. G. M., CHURSKI M., ADAM B., JEDRZEJEWSKA B., JEDRZEJEWSKI W. (2009): Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? In: *Forest Ecology and Management*, 258 (7) 1528-1535. p. DOI 10.1016/j.foreco.2009.07.010
- KUIJPER D. P. J., DE KLEINE C., CHURSKI M., VAN HOOFT P., BUBNICKI J., JEDRZEJEWSKA B. (2013): Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. In: *Ecography*, 36 (12) 1263-1275. p. DOI 10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x
- KUITERS A. T., SLIM P. A. (2002): Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. In: *Biological Conservation*, 105 (1) 65-74. p. DOI 10.1016/S0006-3207(01)00204-X
- KULLBERG Y., WELANDER N. T. (2003): Effects of simulated winter browsing and drought on growth of *Quercus robur* L. seedlings during establishment. In: *Forest Ecology and Management*, 173 (1-3) 125-133. p. DOI 10.1016/S0378-1127(02)00017-8
- KUN A., RÉV SZ., VERŐ GY., NAGY I., DEMETER L. (2016): Erdőssztyepp-erdők kezelése. 501-532. p. In: KORDA M. (Szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, ISBN 9786155241192
- LANDGRAF D., BRUNNER J., HELBIG C. (2011): The impact of wild animals on SRC in Germany - a widely underestimated factor. 133-140. p. In: *Short rotation forestry and Agroforestry: an exchange of experience between CDM countries and Europe: proceedings*. (2011), Marchesi di Barolo, Olaszország: Benwood project consortium. p. 133-140.
- LEHOCZKI R., SONKOLY K., CSÁNYI S. (2010): Környezeti tényezők területenkénti eltérő jelentősége az őz agancsfejlésében. In: *Vadbiológia*, 13 24-33. p. ISSN 0237-5710
- LEONARDSSON J., LÖF M., GÖTMARK F. (2015): Exclosures can favour natural regeneration of oak after conservation-oriented thinning in mixed forests in Sweden: A 10-year study. In: *Forest Ecology and Management*, 354 1-9. p. DOI 10.1016/j.foreco.2015.07.004
- LESSARD J-P., REYNOLDS N., BUNN W., GENUNG M., CREGGER M., FELKER-QUINN E., BARRIOS-GARCIA N., STEVENSON M., LAWTON M., BROWN C., PATRICK M., ROCK J., JENKINS M., BAILEY J., SCHWEITZER J. (2012): Equivalence in the strength of deer herbivory on above and below ground communities. In: *Basic and Applied Ecology*, 13 (1) 59-66. p. DOI 10.1016/j.baae.2011.11.001.
- LEUZINGER S., ZOTZ G., ASSHOFF R., KÖRNER C. (2005): Responses of deciduous forest trees to severe drought in Central Europe. In: *Tree Physiology*, 25 (6) 641-650. p. DOI 10.1093/treephys/25.6.641
- LINNELL D. J., ZACHOS E. F. (2011): Status and distribution patterns of European ungulates: genetics, population history and conservation. 12-53. p. In: PUTMAN R., APOLLONIO M., ANDERSEN R. (Szerk.): *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, ISBN 9780521760591
- LONGUETAUD F., PIBOULE A., WERNSDÖRFER H., COLLET C. (2013): Crown plasticity reduces inter-tree competition in a mixed broadleaved forest. In: *European Journal of Forest Research*, 132 (4) 621-634. p. DOI 10.1007/s10342-013-0699-9

- LOZANO J., VIRGÓS E., CABEZAS-DIAZ S., MANGAS G. J. (2007): Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat? In: *Biological Conservation*, 138 (3-4) 321-329. p. DOI 10.1016/j.biocon.2007.04.027
- LYON J., SHARPE E. W. (1995): Impacts of electric deer exclusion fencing and soils on plant species abundance, richness, and diversity following clearcutting in Pennsylvania. 47-59. p. In: GOTTSCHALK K. W., FOSBROKE S. L. C. (Szerk.): *Proceedings, 10th Central Hardwood Forest Conference*. 1995, Morgantown, USA
- MAGOS G., SZABÓ SZ., SZUROMI L., URBÁN L. (2010): Természetvédelem a Mátrai tájegységben. 373-398. p. In: BARÁZ CS., DUDÁS GY., HOLLÓ S., SZUROMI L., VOJTKÓ A. (Szerk.): *A Mátrai Tájvédelmi Körzet*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, ISBN 9789639817197
- MARCHAND P., REDJADJ C., GAREL M., CUGNASSE J-M., MAILLARD D., LOISON A. (2013): Are mouflon *Ovis gmelini musimon* really grazers? A review of variation in diet composition. In: *Mammal Review*, 43(4) 275-291. p. DOI 10.1111/mam.12000
- MASSEI G., GENOV P. V. (2004): The environmental impact of wild boar. In: *Galemys*, 16: 135-145. p. ISSN 1137-8700
- MATHISEN K. M., MILNER J. M., SKARPE C. (2017): Moose-tree interactions: rebrowsing is common across tree species. In: *BMC Ecology* 17 12-15. p. DOI 10.1186/s12898-017-0122-3
- MÁTRAI K. (1996): A cserjeszint fásszárú növényzetének szerepe a gímszarvas nyári (július-augusztus) táplálékában In: *Vadbiológia*, 5 60-67. p. ISSN 0237-5710
- MÁTRAI K., KATONA K., SONKOLY K., BLEIER N., SCHALLY G., SZABÓ L., GALLÓ J., SZEMETHY L. (2014): A gímszarvas táplálékának összehasonlítása egy vadaskertben és környékén. In: *Vadbiológia*, 16 11-20. p. ISSN 0237-5710
- MÁTRAI K., KATONA K., SZEMETHY L., OROSZ SZ. (2002): A szarvas táplálékának mennyiségi és minőségi jellemzői a vegetációs időszak alatt egy alföldi erdőben. In: *Vadbiológia*, 9 1-9. p. ISSN 0237-5710
- MÁTRAI K., SZEMETHY L., TÓTH P., KATONA K., SZÉKELY J. (2004): Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. In: *Journal of Wildlife Management*, 68 (4) 879-888. p. DOI 10.2193/0022-541X(2004)068[0879:RUBRDI]2.0.CO;2
- Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Központi Erdészeti Igazgatóság (2009): Vadállomány okozta élőhely változás, Jelentés a VÉV mintapontok 2008. évi felvétele alapján, Budapest 27. p. [http://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/112551/Vad\\_által\\_okozott\\_elohely\\_valtozas\\_2008\\_evi\\_jelentes.pdf/214dce29-49d9-4825-a4c1-ea273008073a](http://portal.nebih.gov.hu/documents/10182/112551/Vad_által_okozott_elohely_valtozas_2008_evi_jelentes.pdf/214dce29-49d9-4825-a4c1-ea273008073a), lekérdezés ideje 2018.05.22.
- MEYER P. (2014): Monitoring der eigendynamischen Gehölzverjüngung in Waldforschungsflächen des Nationalparks Harz (WFF) und niedersächsischen Naturwäldern. In: *Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz*, 12 27-36.
- MOEN J., GARDFJELL H., OKSANEN L., ERICSON L., EKERHOLM P. (1993): Grazing by food-limited microtine rodents on a productive experimental plant community: Does the „green desert” exist? In: *Oikos*, 68 (3) 401-413. DOI 10.2307/3544908
- MOHR D., COHNSTAEDT W. L., TOPP W. (2005): Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. In: *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (4) 693-700. p. DOI 10.1016/j.soilbio.2004.10.002
- MORRISON A. J., BROWN L. (2004): Effect of herbivore enclosure caging on the invasive plant *Aliaria petiolata* in three southern New York forests. In: *Bartonia*, 62 25-43. p.



- MOSER B., SCHÜTZ M., HINDENLANG K. E. (2006): Importance of alternative food resources for browsing by roe deer on deciduous trees: The role of food availability and species quality. In: *Forest Ecology and Management*, 226 (1-3) 248-255. p. DOI 10.1016/j.foreco.2006.01.045
- MOSER W. B., WITMER W. G. (2000): The effects of elk and cattle foraging on the vegetation, birds, and small mammals of the Bridge Creek Wildlife Area, Oregon. In: *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45 (3-4) 151-157. p. DOI 10.1016/S0964-8305(00)00036-6
- MRÁZ B., KATONA K. (2016): Vaddisznó is talál szemet! In: *Erdészeti Lapok*, 151(10) 331-333. p. ISSN 1215-0398
- MRÁZ B. PENKSZA K., KATONA K. (2016): A vaddisznó magterjesztő szerepének ökológiai értékelése. In: *Vadbiológia*, 18 44-50. p. ISSN 0237-5710
- MUÑOZ A., BONAL R., DÍAZ M. (2009): Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. In: *Basic and Applied Ecology*, 10 (2) 151-160. p. DOI 10.1016/j.baae.2008.01.003
- NAGY I. (2017): Vadkárbecslési segédletek 2017-2018. erdészeti tudományos intézet, Sárvár. <http://www.erti.hu/hu/publikációk/publikációs-hírek/465-vadkarbecslesi-segedletek-2013-2014>, Lekérdezés ideje 2018.01.30.
- NAGY I., KÁMPEL J. (2015): Szakértői vélemény, A rudas és lábas erdőkben a gím- és dámszarvas által okozott törzs hántási, a kéreg elfogyasztásával, sebzésével okozott vadkárok értékelési módszertanának kidolgozása, a károk számszerűsítése magas kőrös állományokban. NAIK-ERTI, 96. p. [http://www.erti.hu/images/erti/Friss/Szakvelemeney\\_Bakonyerdo.pdf](http://www.erti.hu/images/erti/Friss/Szakvelemeney_Bakonyerdo.pdf) Lekérdezés ideje 2018.04.16.
- NAGY L., DUCCI F. (2004): Technical guidelines for genetic conservation and use for field maple (*Acer campestre*). EUFORGEN, International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, 6. p.
- NAGY Z. (2007): A szárazföldi (terresztris) növényzet produkciója. 742-751. p. In: TUBA Z., SZERDAHELYI T., ENGLONER A., NAGY J. (Szerk.): *Botanika III*. Nemzeti Tankönyvkiadó ISBN 9789631958508
- NASIR H., IQBAL Z., HIRADATE S., FUJII Y. (2005): Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. In: *Journal of Chemical Ecology*, 31(9) 2179-2192. p. DOI 10.1007/s10886-005-6084-5
- NÁDAS J. (2002): Vadkárhelyzet, vadkár gondok Somogyban. In: *Erdészeti Lapok*, 137 (9) 255-257. p. ISSN 1215-0398
- NÁHLIK A., DREMMEL L. (2009): A muflon (*O. gmelini musimon*) helye a jövő vadgazdálkodásában. 7-18. p. In: NAGY E., BÍRÓ G. (Szerk.): *A vadgazdálkodás időszerű kérdései* 9. Országos Magyar Vadászkamara, ISBN 9789639783140
- NÁHLIK A., TARI T. (2006): A gímszarvas és őz téli erdősítés-használatára és csemeterágására ható tényezők vizsgálata az erdei kár csökkentése céljából. In: *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 4 75-79. p. ISSN 1785-2498
- NÁHLIK A., WALTERNÉ I. V. (2000): A szimulált vadragás hatása fenyő és lombos csemeték fejlődésére. In: *A Soproni Egyetem Tudományos Közleményei*, 46 167-170. p.
- NEU C., W., BYERS C., R., PEEK J. M. (1974): A technique for analysis of utilization-availability data. In: *Journal of Wildlife Management*, 38 541-545 p. DOI 10.2307/3800887

- NEVŘELOVÁ M., RUŽIČKOVÁ J. (2015): Woody plants affected by ungulates in winter period, impacts and bark renewal. In: *Ekológia (Bratislava)*, 34 (3) 235-248. p. DOI 10.1515/eko-2015-0023
- NEWMAN M., MITCHELL F. J. G., KELLY D. L. (2014): Exclusion of large herbivores: Long-term changes within the plant community. In: *Forest Ecology and Management*, 321 136-144. p. DOI 10.1016/j.foreco.2013.09.010
- NOBLE R. I., DIRZO R. (1997): Forests as human-dominated ecosystems. In: *Science*, 277 (5325) 522-525. p. DOI 10.1126/science.277.5325.522
- OHEIMB G., KRIEBITZSCH W. U., ELLENBERG H. (2003): Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren. In: *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 174 1–7.
- ÓDOR P. (2016): Erdőgazdálkodás hatása az erdei moha és zuzmóközösség biodiverzitására 57-70. p. In: KORDA M. (Szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, ISBN 9786155241192
- ŐSZ G., BALLÓK J., KORMOS J., SCHMIDT Z., VAJDA Z., VERÓK T., ZSILVÖLGYI L. (2010): Gyöngyössolymosi erdészeti tervezési körzet második erdőterve (2009-2018). Heves-megyei Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal, Eger, 127 p.
- PALACIO S., HESTER A. J., MAESTRO M., MILLARD P. (2013): Simulated browsing affects leaf shedding phenology and litter quality of oak and birch saplings. In: *Tree Physiology*, 33 (4) 438-445. p. DOI 10.1093/treephys/tpt023
- PARTL E., SZINOVATZ V., REIMOSER F., SCHWEIGER-ADLER J. (2002): Forest restoration and browsing by roe deer. In: *Forest Ecology and Management*, 159 (1-2) 87-100. p. DOI 10.1016/S0378-1127(01)00712-5
- PEKIN B. K., WISDOM M. J., ENDRESS, B. A., NAYLOR B. J., PARKS C. G. (2014): Ungulate browsing maintains shrub diversity in the absence of episodic disturbance in seasonally-arid conifer forest. In: *PloS ONE*, 9 (1) e86288. DOI 10.1371/journal.pone.0086288
- PELLERIN M., SAÏD S., RICHARD E., HAMANN J.-L., DUBOIS-COLI C., HUM P. (2010): Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. In: *Forest Ecology and Management*, 260 (4) 429-437. p. DOI 10.1016/j.foreco.2010.04.031
- PENKSZA K., FEHÉR Á., SALÁTA D., PÁPAY G., S. FALUSI E., KERÉNYI-NAGY V., SZABÓ G., WICHMANN B., SZEMETHY L., KATONA K. (2016): Gyepregeneráció és vadhatás vizsgálata cserjeirtás után parádóhutai (Mátra) mintaterületen. In: *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 14 (1) 31-41. p.
- PEREDO A., MARTÍNEZ D., RODRÍGUEZ-PÉREZ J., GARCÍA D. (2013): Mammalian seed dispersal in Cantabrian woodlands pastures: Network structure and response to forest loss. In: *Applied Ecology*, 14 (5) 378-386. p. DOI 10.1016/j.baae.2013.05.003
- PÉREZ-RAMOS M. I., MARANÓN T. (2008): Factors affecting post-dispersal seed predation in two coexisting oak species: Microhabitat, burial and exclusion of large herbivores. In: *Forest Ecology and Management*, 255 (8-9) 3506-3514. p. DOI 10.1016/j.foreco.2008.02.032
- PETŐ R. (2017): Hazai Natura 2000 területeket veszélyeztető tényezők jelentőségének értékelése. Szakdolgozat, Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Vadgazdálkodási Igazgatási szakirányú továbbképzési szak, Gödöllő, 52. p.
- PROKEŠOVÁ J. (2004): Red deer in the floodplain forest: the browse specialist? In: *Folia Zoologica*, 53 (3) 293-302. p.

- PROKEŠOVÁ J., BARANČEKOVÁ M., ŠUSTR P., HEURICH M. (2010): Feeding patterns of red deer *Cervus elaphus* along an altitudinal gradient in the Bohemian forest: effect of habitat and season. In: *Wildlife Biology*, 16 (2) 173-184. p. DOI 10.2981/09-004
- PUTMAN J. R. (1996): Ungulates in temperate forest ecosystems: perspectives and recommendations for future research. In: *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2) 205-214. p. DOI 10.1016/S0378-1127(96)03878-9
- PUTMAN J. R., LANGBEIN J., GREEN P., WATSON P. (2011): Identifying threshold densities for wild deer in the UK above which negative impacts may occur. In: *Mammal Review*, 41(3) 175-196. DOI 10.1111/j.1365-2907.2010.00173.x
- PYKE H. G. (1984): Optimal foraging theory: A critical review. In: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15 523-575. p. DOI 10.1146/annurev.es.15.110184.002515
- RAMOS J. A., BUNGALHO M., CORTEZ P., IASON G. (2006): Selection of trees for rubbing by red and roe deer in forest plantations. In: *Forest Ecology and Management*, 222 (1-3) 39-45. p. DOI 10.1016/j.foreco.2005.10.017
- REBOLLO S., MILCHUNAS D. G., NOY-MEIR I., CHAPMAN P. L. (2002): The role of a spiny plant refuge in structuring grazed shortgrass steppe plant communities. In: *Oikos*, 98 53-64. p. DOI 10.1034/j.1600-0706.2002.980106.x
- REIMOSER F. (2003): Steering the impacts of ungulates on temperate forests. In: *Journal for Nature Conservation*, 10 (4) 243-252. p. DOI 10.1078/1617-1381-00024
- REIMOSER F., GOSSOW H. (1996): Impact of ungulates on forest vegetation and its dependence on the silvicultural system. In: *Forest Ecology and Management*, 88 (1-2) 107-119. p. DOI 10.1016/S0378-1127(96)03816-9
- REIMOSER F., PUTMAN R. (2011): Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. 144-191. p. In: PUTMAN R., APOLLONIO M., ANDERSEN R. (Szerk.): *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, ISBN 9780521760591
- RITTER D., MOCSKONYI ZS., SZEMETHY L. (1999): Gímszarvas élőhelypreferencia vizsgálatok egy alföldi élőhelyen. In: *Vadbiológia*, 6 61-72. p.
- ROONEY T. P., WALLER D. M. (2003): Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. In: *Forest Ecology and Management*, 181 (1-2) 165-176. p. DOI 10.1016/S0378-1127(03)00130-0
- SAINT-ANDRIEUX C., BONENFANT C., TOÏGO C., BASTILLE M., KLEIN F. (2009): Factors affecting beech *Fagus sylvatica* bark stripping by red deer *Cervus elaphus* in a mixed forest. In: *Wildlife Biology*, 15 (2) 187-196. DOI 10.2981/07-100
- SANDOM C. J., HUGHES J., MACDONALD D. W. (2013): Rewilding the Scottish highlands: do wild boar, *sus scrofa*, use a suitable foraging strategy to be effective ecosystem engineers? In: *Restoration ecology*, 21 (3) 336-343 p. DOI 10.1111/j.1526-100X.2012.00903.x
- SANTOS P., ALMEIDA M. L., FONSECA P. F. (2004): Habitat selection by wild boar *Sus scrofa* L. in Alentejo, Portugal. In: *Galemys*, 16:167-184. p. ISSN 1137-8700
- SAUNDERS M. R., PUETTMANN K. J. (1999): Effects of overstory and understory competition and simulated herbivory on growth and survival of white pine seedlings. In: *Canadian Journal of Forest Research*, 29 (5) 536-546. p. DOI 10.1139/x99-017
- SCHALLER M. (2007): Forests and Wildlife Management in Germany - A mini-review. In: *Eurasian Journal of Forest Research*, 10 (1) 59-70. p.

- SCHMIDT J. (2003): A takarmányok kémiai összetétele és a táplálóanyagok sorsa az állati szervezetben. 9-13. p. In: BOKORI J., GUNDEL J., HEROLD I., KAKUK T., KOVÁCS G., MÉZES M., SCHMIDT J., SZIGETI G., VINCZE L. (Szerk.): *A takarmányozás alapjai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, ISBN 9789632863399
- SCHMIDT G., TÓTH I. (2006): *Kertészeti dendrológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 404 pp. ISBN 9789632864440
- SCOTT D., WELCH D., ELSTON D. A. (2009): Long-term effects of leader browsing by deer on the growth of Sitka spruce (*Picea sitchensis*). In: *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 82 (4) 387-401. p. DOI 10.1093/forestry/cpp007
- SEARLE R. K., SHIPLEY A. L. (2008): The comparative feeding behaviour of large browsing and grazing herbivores. 117-148. p. In: GORDON I. J., PRINS H. H. T. (Szerk.): *The Ecology of Browsing and Grazing*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 9783642091483
- SIFFER S. (2016): Szálalás lehetőségei és korlátai a zánkai száraz tölgyesekben. 647-658. p. In: KORDA M. (Szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, ISBN 9786155241192
- SINCLAIR A. R. E. (2003): Mammal population regulation, keystone processes and ecosystem dynamics. In: *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 58 (1438) 1729-40. p. DOI 10.1098/rstb.2003.1359
- SINCLAIR A. R. E., FRYXELL J. M., CAUGHLEY G. (2006): *Wildlife ecology, conservation and management*. Blackwell Publishing, USA 488 p. ISBN 9781405107372
- SKARPE C., HESTER A. (2008): Plant traits, browsing and grazing herbivores and vegetation dynamics. 217-261. p. In: GORDON I. J., PRINS H. H. T. (Szerk.): *The Ecology of Browsing and Grazing*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, ISBN 9783642091483
- SMALLIDGE P. (2017): *Rules and Regulations*. Arnot Teaching and Research Forest, Cornell University, NY USA, <http://blogs.cornell.edu/arnotforest/rules-and-regulations/>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: slash wall arnot. Lekérdezés ideje: 2018. 01. 18.
- SMIT R., BOKDAM J., DEN OUDEN J., OLFF H., SCHOT-OPSCHOOR H., SCHRIJVERS M. (2001): Effects of introduction and exclusion of large herbivores on small rodent communities. In: *Plant Ecology*, 155 (1) 119-127. p. DOI 10.1023/A:1013239805915
- SMIT C., PUTMAN R. (2011): Large herbivores as 'environmental engineers'. 260-283. p. In: PUTMAN R., APOLLONIO M., ANDERSEN R. (Szerk.): *Ungulate Management in Europe: Problems and Practices*. Cambridge University Press, ISBN 9780521760591
- SRAMKÓ G., VOJTKÓ A. (2010): A Mátra jelentősebb növénytársulásai. 150-159. p. In: BARÁZ CS., DUDÁS GY., HOLLÓ S., SZUROMI L., VOJTKÓ A. (Szerk.): *A Mátrai Tájvédelmi Körzet*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, ISBN 9789639817197
- STANDOVÁR T., SZMORAD F., KELEMEN K., KENDERES K. (2017): Az erdőállapot felmérés eredményei. 189-439. p. In: STANDOVÁR T., BÁN M., KÉZDY P. (Szerk.): *Erdőállapot-értékelés Középhegységi Erdeinkben*. Duna-Ípoly Nemzeti Park Igazgatóság. ISBN 9786155241208
- STEFANOVITS P. (1992): *Talajtan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 379. p. ISBN 9638160012
- STEPHENS D. W., KREBS J. (1986): *Foraging Theory*. Princeton University Press, USA, 262 p. ISBN 9780691084428
- STRAUSS S. Y., AGRAWAL A. A. (1999): The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. In: *Trends in ecology and evolution*, 15 179-185. DOI 10.1016/S0169-5347(98)01576-6

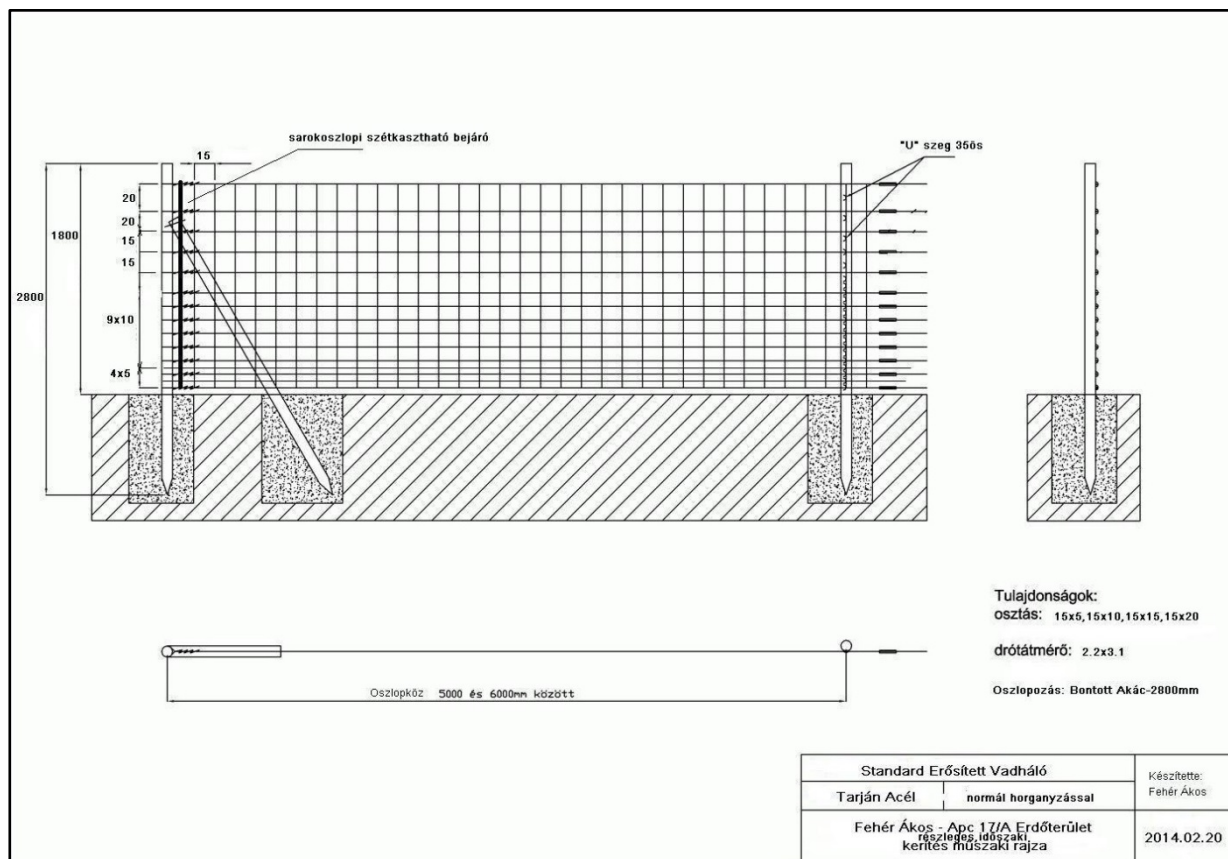
- STRAUSS S. Y., SAHLI H., CONNER J. K. (2005): Toward a more trait-centered approach to diffuse (co)evolution. In: *New Phytologist*, 165 (1) 81-89. p. DOI 10.1111/j.1469-8137.2004.01228.x
- SUNYER P., BOIXADERA E., MUNOZ A., BONAL R., ESPELTA J. M. (2015): The interplay among acorn abundance and rodent behaviour drives the spatial pattern of seedling recruitment in mature Mediterranean oak forests. In: *PloS ONE*, 10 (6) 13 pp. DOI 10.1371/journal.pone.0129844
- SZEMETHY L., KATONA K., BLEIER N., FEHÉR Á. (2016): A vadhatás felmérés elméleti és gyakorlati alapjai. <https://webuni.hu/kepzes/vadhatas-kurzus>. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: webuni vadhatás kurzus. Lekérdezés időpontja: 2017.07.06.
- SZEMETHY L., KATONA K., CSÁNYI S., HAJDU M., HEJEL P., BLEIER N. (2013): A vadhatás mérésének módszertani problémái. In: *Erdészeti Lapok*, 148 (11) 360-361. p. ISSN 1215-0398
- SZEMETHY L., KATONA K., SZÉKELY J., BLEIER N., NYESTE M., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A. (2004): A cserjeszint táplálékkínálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. In: *Vadbiológia*, 11 11-23. p.
- SZEMETHY L., MÁTRAI K., OROSZ SZ., PÖLÖSKEI B., SZAKA GY. (2000): A gímszarvas táplálékválasztása erdei és mezőgazdasági élőhelyen tavasszal. In: *Vadbiológia*, 7 10-18. p.
- SZMORAD F., KIRÁLY G. (2014): Az erdők természetvédelmi szempontú kezelése. 758-760. p. In: HARASZTHY L. (Szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár. ISBN 9789630888530
- TANENTZAP A. J., BAZELY D. R., KOH S., TIMCISKA M., HAGGITH E. G., CARLETON T. J., COOMES A. D. (2011): Seeing the forest for the deer: Do reductions in deer-disturbance lead to forest recovery? In: *Biological Conservation*, 144 (1) 376-382. p. DOI 10.1016/j.biocon.2010.09.015
- TEASCHNER B. T., FULBRIGHT E. T. (2007): Shrub biomass production following simulated herbivory: A test of the compensatory growth hypothesis. 107-111. p. In: SOSEBEE R. E., WESTER D. B., BRITTON C. M., MCARTHUR E. D., KITCHEN S. G. (Szerk.): *Proceedings: Shrubland dynamics - fire and water*. 2004 August 10-12; Lubbock, TX. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station
- TINYA F., ÓDOR P. (2014): A fény és az aljnövényzet térbeli mintázatának összefüggései a Szalafői Óserdő Erdőrezervátumban. 105-122. p. In: BARTHA D., HORVÁTH J. (Szerk.): *A Szalafői Óserdő*. Silva Naturalis 3., Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- VAN SOEST, P.J.(1963): The use of detergents in the analysis of fibrous feeds: II. Rapid method for the determination of fiber and lignin. In: *Official Agriculture Chemistry*, 46 829-835. p.
- VANDENBERGHE C., FRELÉCHOUX F., BUTTLER A. (2008): The influence of competition from herbaceous vegetation and shade on simulated browsing tolerance of coniferous and deciduous saplings. In: *Oikos*, 117 (3) 415-423. p. DOI 10.1111/j.2007.0030-1299.16264.x
- VASILIAUSKAS R. (1998): Patterns of wounding and decay in stems of *Quercus robur* due to bark peeling. In: *Scandinavian Journal of Forest Research*, 13 (1-4) 437-441. p. DOI 10.1080/02827589809383004
- VEPERDI G. (2008): Erdőbecslés. Oktatási segédanyag, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Matematikai és ökonómiai intézet, Erdőrendezéstani tanszék, Sopron, 109 pp.
- VERCAUTEREN K. C., LAVELLE M. J., HYGNSTROM S. (2006): From the field: Fences and deer-damage management: A review of designs and efficacy. In: *Wildlife Society Bulletin*, 34 (1) 191-200. p. DOI 10.2193/0091-7648(2006)34[191:FADMAR]2.0.CO;2

- VERHEYDEN H., BALLON P., BERNARD V., SAINT-ANDRIEUX C. (2006): Variations in bark-stripping by red deer *Cervus elaphus* across Europe. In: *Mammal review*, 36 (3) 217-234. p. DOI 10.1111/j.1365-2907.2006.85900085.x
- VETÉSI M. (2005): A takarmányok nyersrost-tartalma. 13-17. p. In: VETÉSI M., ERDÉLYI M., HAUSENBLASZ J., MÉZES M., OROSZ SZ. (Szerk.): *Általános takarmányozástan*. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Gödöllő
- VÍTKOVÁ M., TONIKA J., MÜLLEROVÁ J. (2015): Black locust–Successful invader of a wide range of soil conditions. In: *Science of the Total Environment*, 505 315-328. p DOI 10.1016/j.scitotenv.2014.09.104
- VOSPERNIK S. (2006): Probability of bark stripping damage by red deer (*Cervus elaphus*) in Austria. In: *Silva Fennica*, 40 (4) 589-601. p. DOI 10.86514214/sf.316
- WELANDER J. (2000): Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. In: *Journal of Zoology*, 252 (2) 263-271. p. DOI 10.1111/j.1469-7998.2000.tb00621.x
- WHITE T. C. R. (1993): *The inadequate environment: Nitrogen and the abundance of animals*. Springer-Verlag, Germany, 425 p. DOI: 10.1007/978-3-642-78299-2
- WOOLERY O. P., JACOBS D. F. (2014): Planting stock type and seasonality of simulated browsing affect regeneration establishment of *Quercus rubra*. In: *Canadian Journal of Forest Research*, 44 (7) 732-739. p. DOI 10.1139/cjfr-2013-0492
- ZWEIFEL-SCHIELLY B., LEUENBERGER Y., KREUZER M., SUTER W. (2012). A herbivore's food landscape: seasonal dynamics and nutritional implications of diet selection by a red deer population in contrasting Alpine habitats. In: *Journal of Zoology*, 286 (1) 68-80. p. DOI 10.1111/j.1469-7998.2011.00853.x

## M2. Melléklet

1. táblázat: A Mátra SPA terület vadállományának értékelése az érintett vadászatra jogosultak adatai alapján. (Forrás: Országos Vadgazdálkodási Adattár, SZIE-VMI, 2014)

Vadfaj	A körzet jellemző állománysűrűsége (pld/100ha)	A körzet jellemző hasznosítási sűrűsége (pld/100ha)	A terület jellemzői			
			Állománysűrűség (2003-2014)		Hasznosítási sűrűség (2003-2013)	
			pld/100 ha	trend	pld/100 ha	trend
Gímszarvas	1.44	0.12	2.63	növekvő	0.96	növekvő
Dámszarvas	0.03	0.001	0.04	stagnáló	0.002	stagnáló
Őz	2.42	0.09	1.97	növekvő	0.61	stagnáló
Muflon	0.45	0.09	1.89	növekvő	0.79	növekvő
Vaddisznó	1.47	0.35	1.69	növekvő	2.47	növekvő
Mezei nyúl	1.12	0.04	0.94	csökkenő	0.15	csökkenő
Fogoly	0.15	0	0.03	csökkenő	0.00	stagnáló
Róka	0.69	0.04	0.9	stagnáló	0.22	stagnáló
Borz	0.43	0.01	0.35	stagnáló	0.03	növekvő
Aranysakál	0.004	0	0.001	stagnáló	0	stagnáló



1. ábra: Az Apc 17/A erdőrészletben létesített vadkizáró kerítés műszaki rajza

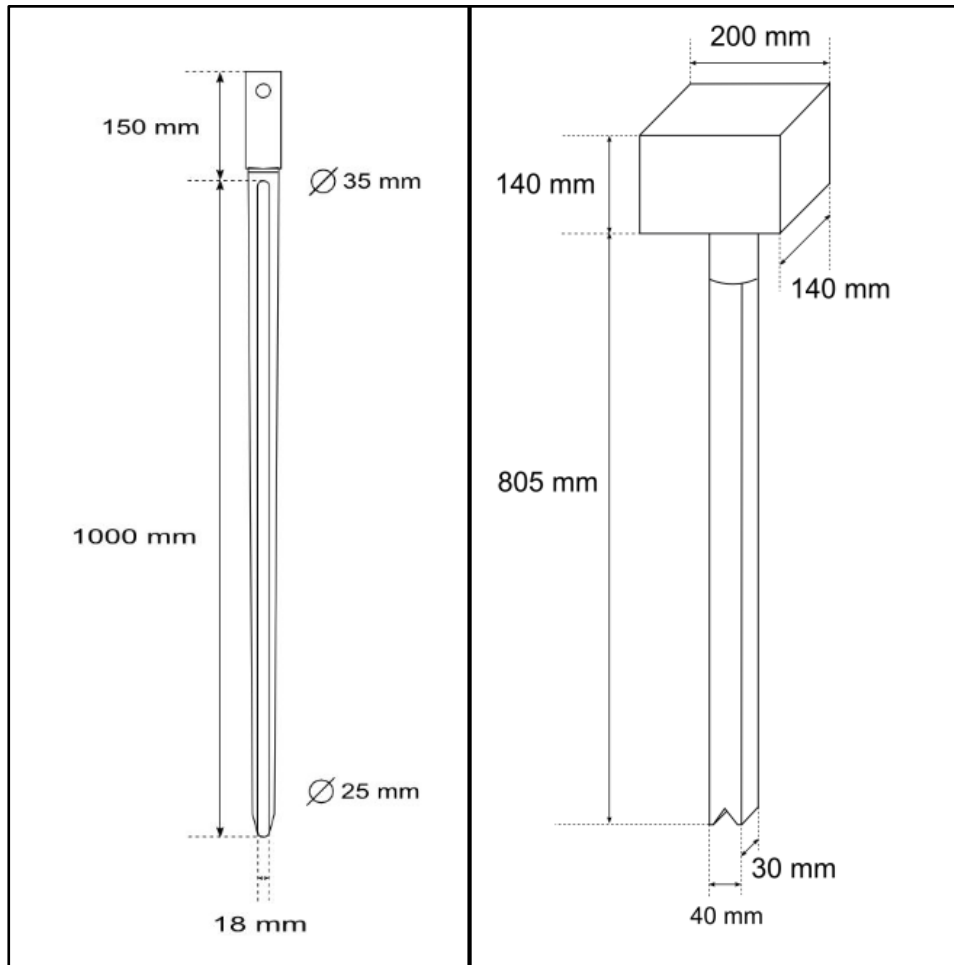


2. ábra: A kvadrátok elhelyezkedését jelző vizuális elemek a 17/A erdőrészlet elkerített területén

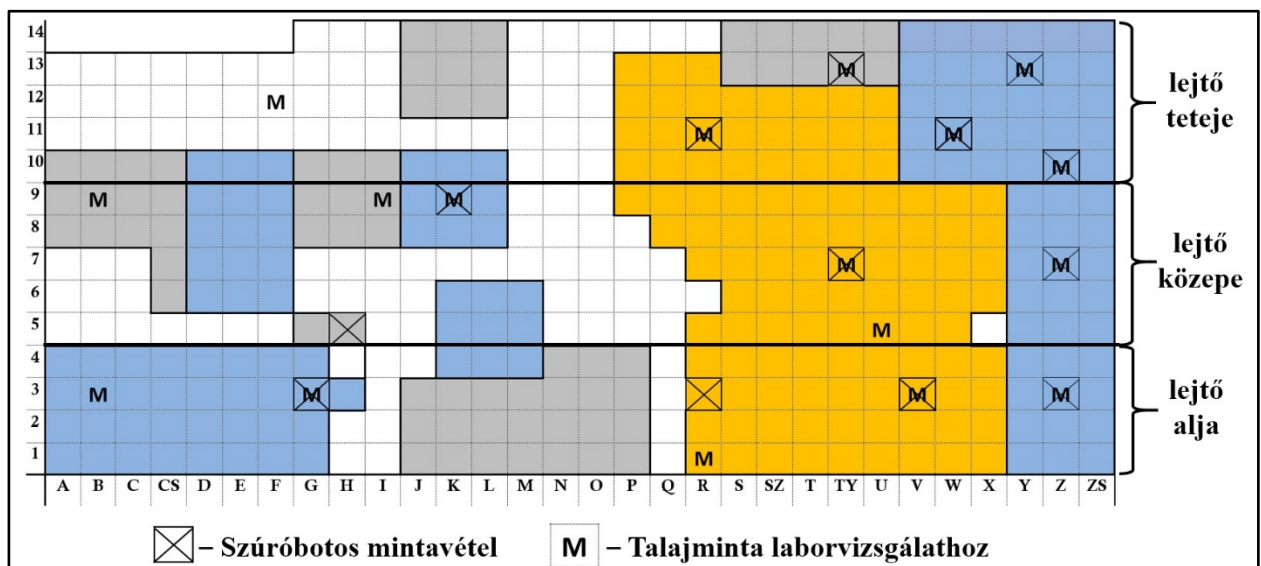


3. ábra: A kvadrátok határát jelző karó

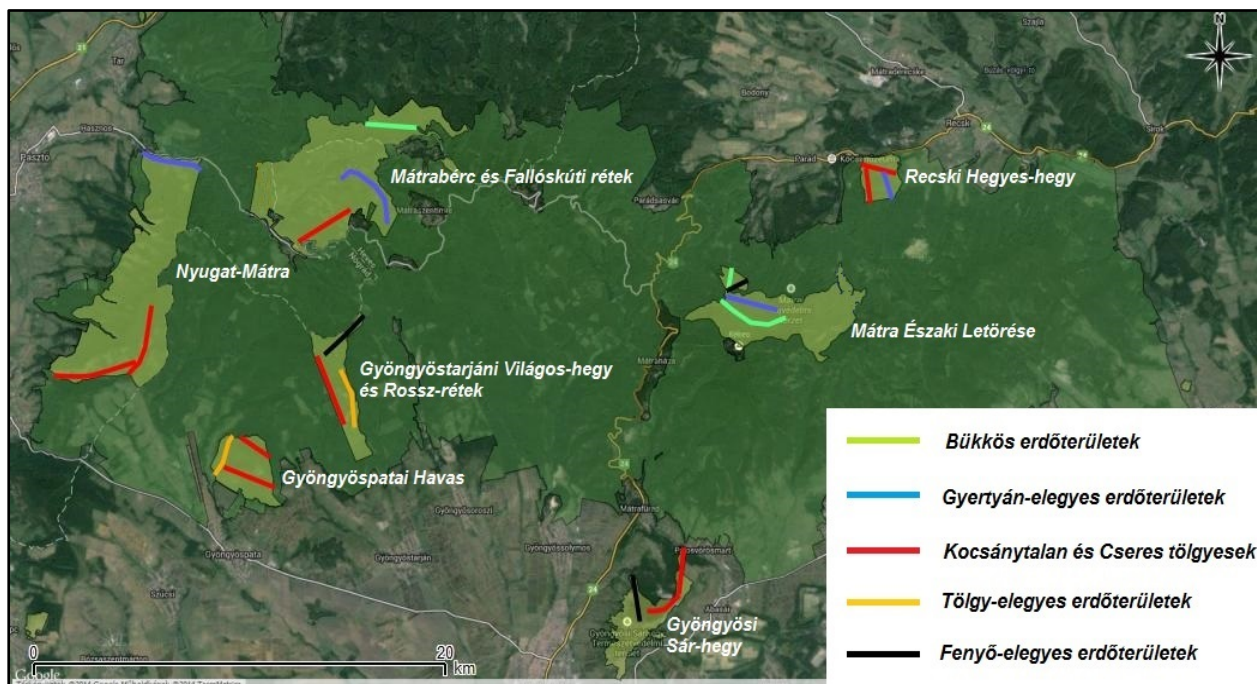




4. ábra: A Pürckhauer-féle talajmintavevő szonda felépítése, méretei (balra) és a hozzá tartozó kalapács (jobbra). Rajz: Pörge Ágota, 2014



5. ábra: Talajvizsgálatok és mintavételi helyek a 17/A erdőrészt elkerített területén



6. ábra: A vadhatás felmérés kijelölt nyomvonalai



7. ábra: Felmérést végzők munka közben

2. táblázat: A szimulált vadragás vizsgálatok csemetéinek kiindulási adatai. A csillag jelek szignifikáns különbséget jeleznek a két csoport között (\*\*\*)  $p < 0.001$ ).

Fafaj	növényzeti folt típus	induló csemeteszám (db)	hossz (cm)	hajtásszám (db)	levélszám/hajtásszám arány	pálhatövis/hajtásszám arány
akác	kezelt akác folt	58	51 ±36.4	<b>1.76 ±1.5***</b>	4.5 ±2.8	4.7 ±11.5
	kontroll akác folt	63	62.4 ±44.1	<b>5.37 ±4.4***</b>	4.6 ±2	1.33 ±4.3
kocsánytalan tölgy	kezelt akác folt	27	17 ±8.7	2.8 ±1.8	3.2 ±1.3	-
	kontroll akác folt	52	18.9 ±9.9	2.5 ±1.7	3.6 ±1.4	
	tölgyes folt	22	16.7 ±7.3	2.6 ±1.6	3.4 ±1.4	
csertölgy	kezelt akác folt	30	13.3 ±4.7	1.9 ±1.5	3.9 ±2.1	-
	kontroll akác folt	50	15.1 ±4.9	2.3 ±1.4	3.3 ±1.3	
	tölgyes folt	34	15.3 ±5.5	1.8 ±0.84	3.3 ±1.4	

3. táblázat: A talajszelvény szintjeinek átlagos vastagsága a 17/A erdőrészlet elkerített területén

Talaj szintezettsége	Lejtő alja (N=5)	Lejtő közepe (N=3)	Lejtő teteje (N=5)
	talajszint átlagos vastagsága (cm) ± szórás		
A	7.8 ± 7	7.3 ± 4	11.2 ±11
E	43.8 ± 33	31.7 ± 31	29 ±19
B	50.4 ± 36	67 ± 33	53 ± 8
C	0	0	0.2 ± 0.5

4. táblázat: A 17/A erdőrezsletben előforduló fásszárú fajok átlagos sűrűsége az elkerített területen és az erdőrezslet szabadon álló részén. A csillagok \* statisztikai különbséget jeleznek a belső és a külső terület között.

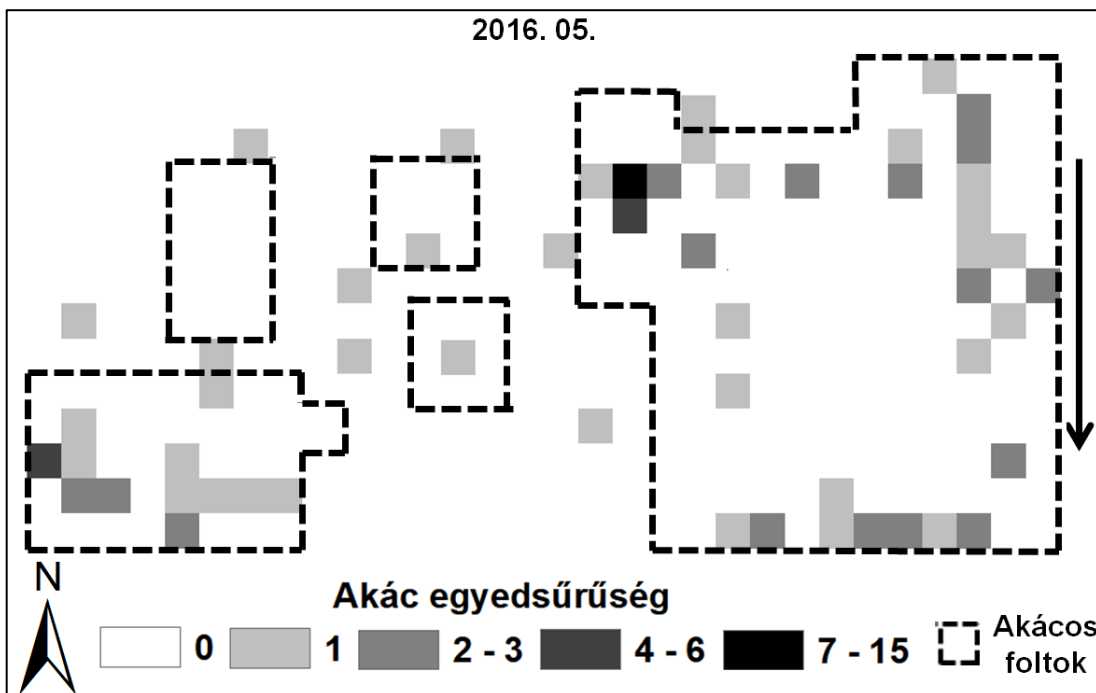
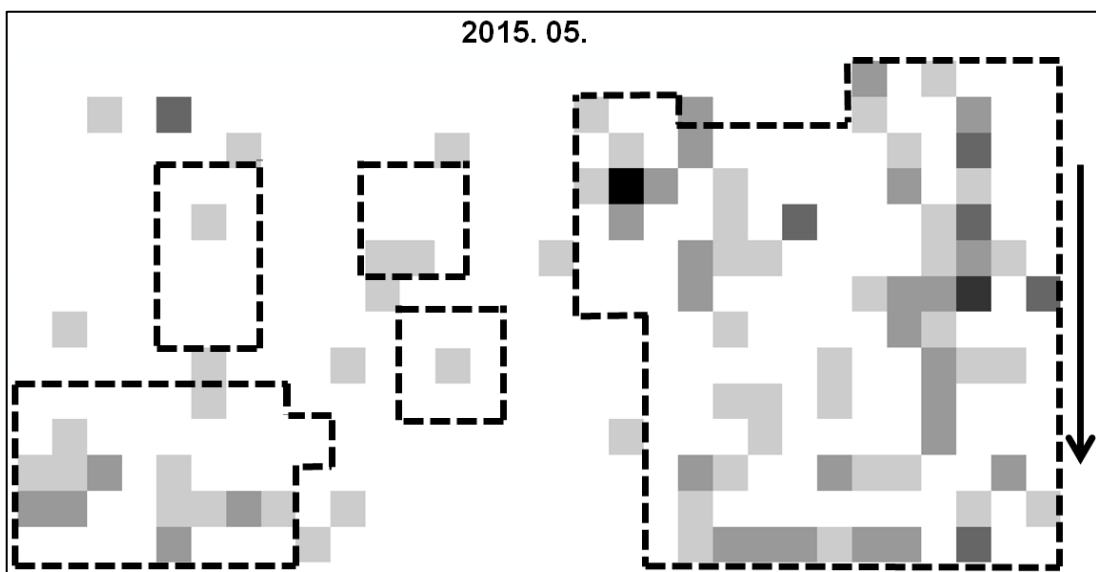
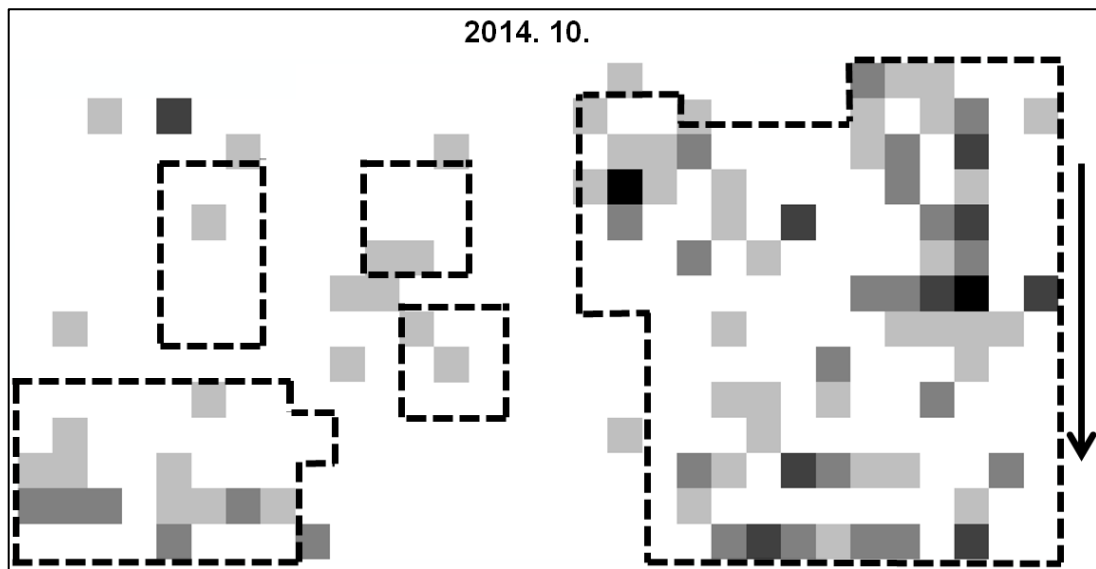
\*  $p \leq 0.05$ ; \*\*  $p \leq 0.01$ ; \*\*\*  $p \leq 0.001$ ; \*\*\*\*  $p \leq 0.0001$

Fásszárú faj (N=22)	2015 május-június		2016 május-június	
	bekerített terület (N=412)	külső terület (N=100)	bekerített terület (N=412)	külső terület (N=100)
kocsánytalan tölgy	0.5 ±1**	0.09 ±0.3	0.4 ±1**	0.1 ±0.5
csertölgy	0.4 ±0.8****	1.3 ±1.8	0.4 ±0.7****	1.4 ±2
vörös tölgy	0	0	0.02 ±0.2	0.03 ±0.2
fehér akác	0.4 ±1.2**	0.04 ±0.2	0.2 ±0.8	0.2 ±0.5
gyertyán	0.001 ±0.05	0.01 ±0.1	0.001 ±0.1	0.1 ±0.4
mezei juhar	6.9 ±4****	3.2 ±4.1	6.9 ±3.4****	3.2 ±5
hegyi juhar	0.6 ±1.5***	0.1 ±0.7	0.6 ±1.4***	0.1 ±0.6
tatárjuhar	0.04 ±0.3	0.2 ±0.75	0.06 ±0.3**	0.9 ±2.9
angol szil	0	0.3 ±1.4	0	0.1 ±0.5
virágos kőris	0.001 ±0.05	0.1 ±0.5	0.001 ±0.1	0.1 ±0.3
magas kőris	0	0	0	0.1 ±0.5
gyepűrózsa	0.2 ±0.65	0.1 ±0.4	0.2 ±0.7	0.3 ±1
kökény	0.6 ±1.4	0.6 ±1.2	0.5 ±1.3	1 ±2.1
galagonya	0.9 ±2.5	0.7 ±1.1	0.7 ±1.4	0.7 ±1.1
bodza	0.01 ±0.12	0	0.01 ±0.2	0.01 ±0.1
szeder	2.3 ±2.7****	0.4 ±1.2	1.9 ±2.5****	0.4 ±1
kecskerágó	0.4 ±1.5	0.1 ±0.5	0.4 ±1.6	0.6 ±1.5**
vadkörte	0.01 ±0.12	0.3 ±0.2	0.01 ±0.1	0
fagyal	0.001 ±0.1	0.3 ±1.8	0.001 ±0.1	0.1 ±0.6
közönséges dió	0.01 ±0.09	0	0.002 ±0.1	0
madárcseresznye	0.01 ±0.09	0	0.002 ±0.1	0.04 ±0.4
nyugati ostorfa	0.01 ±0.05	0	0.002 ±0.1	0.01 ±0.1

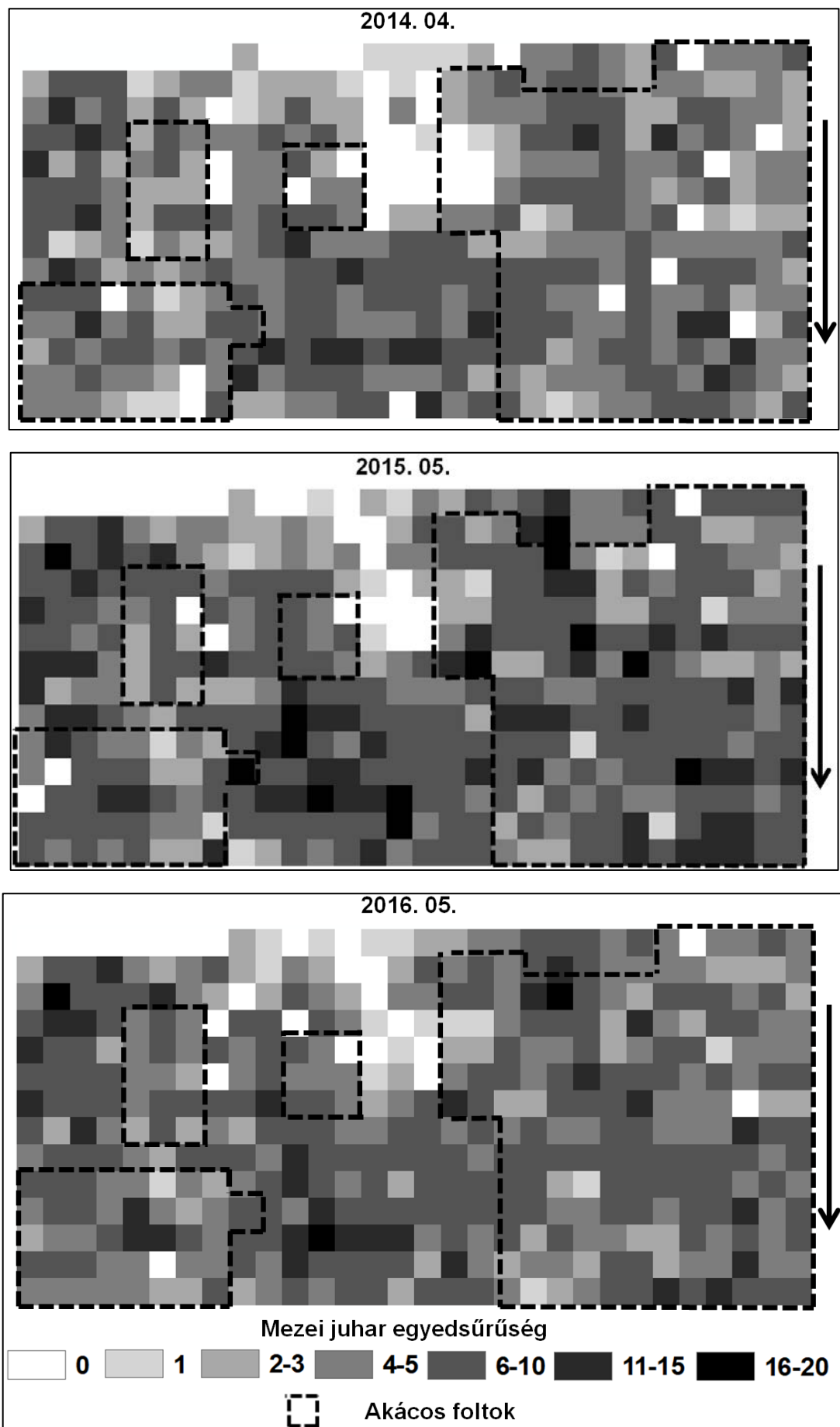
5. táblázat: A mátrai Natura 2000 területeken elvégzett vadhatás felmérés részletes eredményei erdőtípusok szerinti bontásban

Változó/helyszín		csemeték							cserjeszint								törzsek								dísznótulás	
		1.1. főfajaj sűrűség (Edb/ha)	1.2. Főfajaj Rágott csemeték aránya (%)	1.3. főfajaj Csúcsrágott csemete arány (%)	1.4. Rágott csemeték aránya (%)	1.5. Csúcsrágott csemete arány (%)	1.6. Csemetés pontok aránya (%)	1.7. Rágott csemetés pontok aránya (%)	2.1. fajszám	2.2. főfajaj arány (%)	2.3. főfajaj pontok aránya (%)	2.4. Kínálattal rendelkező pontok aránya (%)	2.5. Főfajaj rágottsági aránya (%)	2.6. Főfajajra eső rágás aránya (%)	2.7. Főfajaj preferált ?	2.8. preferált fajok	3.1. Fajszám	3.2. Főfajaj aránya (%)	3.3. főfajaj pontok aránya	3.4. kínálattal rendelkező pontok aránya (%)	3.5. Főfajaj használati arány (%)	3.6. Főfajajra eső használat aránya	3.7. Leg- használtabb fajok	3.8. preferált fajok	4.1. túrt terület (%)	4.2. túrt pontok aránya %
Elegyetlen-Bükkös	Mátrabérc és Fallóskúti-rétek	37,6	4,8	1,81	4,8	1,81	86,36	28,41	3	67,4	20,45	25	10,52	60	NEM	GY	4	94,545		59,09	0	0		nincs	0,57	2,27
	Mátra északi letörése	31,43	2,11	0,84	4,18	0,81	85,79	13,01	3	80	16,56	19,52	1,19	100	NEM	nincs	4	92,8	59,16	63,3	0	0		nincs	0,44	1,78
Elegyes-Bükkös	Mátrabérc és Fallóskúti-rétek	25,4	7,57	4,7	7,46	4,58	77,87	27,43	6	82,8	34,5	41,59	6,35	65,306	NEM	nincs	4	92,11	53,09	61,06	0,53	100	B	B	6,19	15,93
	Mátra északi letörése	31,43	2,11	0,84	2,03	0,812	83,96	28,24	3	85,86	38,93	43,51	6,7	81,81	NEM	nincs	8	45,87	50,38	73,28	0	0	GY	GY	4,77	10,7
Gyertyános-tölgyes	Gyöngyös-tarjáni Világos-hegy	3,42	25,67	4,72	25,94	4,08	45,37	16,6	8	5,32	8,33	41,67	14,8	6,25	NEM	nincs	10	34,07	34,25	79,62	0	0	NH, KMO	nincs	3,47	7,41
	Nyugat-Mátra	5,18	24,8	15,6	32,52	10,26	76,47	47,05	9	9,4	19,11	75	20,51	4,7	NEM	nincs	12	11,11	11,76	61,76	0	0	MJ, GY	nincs	10,29	22,1
	Mátrabérc és Fallóskúti-rétek	1,38	33	13	11,21	3,79	46,91	16,05	7	1,25	1,23	18,51	0	0	NEM	nincs	10	6,03	8,6	85,02	14	25	KMO, GY	nincs	17,9	28,4
	Recsk Hegyes-hegy	32	1,9	1,3	1,8	1,2	90,24	12,19	5	0	0	48,78	0	0	NEM	GY	5	5	7,3	65,85	0	0	nincs	nincs	11,59	21,95
Elegyetlen-Tölgyes	Gyöngyös-tarjáni Világos-hegy	4,27	18,18	11,68	18,18	11,68	48,88	15,55	7	3,6	8,88	31,11	8,3	22,22	NEM	nincs	7	61,01	46,66	68,8	1,5	0,33	GY	nincs	12,22	22,22
Cseres-Tölgyes	Gyöngyös Sár-hegy	3,77	23,22	13,85	23,02	13,05	40,67	21,46	13	7,6	12,42	61,06	26,51	18,51	NEM	fagyal	20	45,43	58,19	83,61	2,1	27,77	FF,CSE, TJ, KH, GY	nincs	2,54	6,8
	Gyöngyös-tarjáni Világos-hegy	9,6	19,04	9,2	23,12	10,69	54,87	29,26	8	3,2	3,65	15,85	77,77	14,28	IGEN	KTT	9	53,125	43,9	59,75	0	0	Fagyal	Fagyal	5,79	14,63
	Gyöngyöspatai Havas	3,26	23,32	10,67	23,35	9,8	45,86	21,64	12	1,85	4,63	70,62	12,96	4,1	NEM	nincs	12	26,16	29,38	68,55	0,93	12,5	VK, B, MJ, galagonya	VK	10,82	21,13
	Nyugat-Mátra	5,27	26,48	11,46	23,56	10,91	50	27,5	13	15,34	18,33	78,33	11,01	17,79	NEM	nincs	12	25,91	21,66	63,33	1,28	12,5	MJ, VK	nincs	2,08	6,67
	Recsk Hegyes-hegy	0,81	14,28	14,28	2,72	0,9	85,98	18,69	11	0	0	42,99	0	0	NEM	kökény	7	5,73	5,6	69,15	0	0	GY	GY	21,5	30
KTT-Egyéb	Gyöngyöspatai Havas	2,65	15,9	12,5	16,94	14,4	36,14	14,57	8	0,28	1,2	28,91	0	0	NEM	VK	12	17,68	25,3	67,46	0	0	VK	VK	7,23	17
	Recsk Hegyes-hegy	0,12	0,5	0	24,6	11,47	36,36	27,27	9	0	0	84,48	0	0	NEM	nincs	7	0	0	81,81	0	0	CS	CS	16,67	45,5
Fenyő-elegyes	Gyöngyös Sár-hegy	1,016	10	2	14,17	5,5	33,33	10,56	11	2,15	4,87	69,1	2,38	1,19	NEM	Fagyal, Kökény	15	4,73	10,56	82,11	10,71	25	KTT, CS, VK	nincs	1,42	6,5
	Gyöngyöspatai Havas	0,65	5,8	0	5,8	0	15,38	1,53	5	1,26	1,53	15,38	0	0	NEM	Vadrózsa	9	32,65	27,69	83,07	0	0	EF,LF	nincs	1,92	7,7
	Nyugat-Mátra	2,03	34,28	20	30	17,5	27,9	13,95	11	1,34	9,3	79,06	37,5	4,3	NEM	MJ	17	4,83	11,62	72,09	20	50	LF, KTT	KTT	8,72	18,61
	Recsk Hegyes-hegy	6,73	9,04	0,95	9,04	0,95	37,17	14,1	5	0,94	1,28	10,25	0	0	NEM	nincs	7	22,33	21,8	33	0	0	nincs	nincs	2,88	11,54
Egyéb-elegyes	Nyugat-Mátra	9,32	23,69	3,06	23,69	3,06	50	24,28	7	0	0	40	0	0	NEM	nincs	11	10,55	21,42	81,42	6,67	12,5	A, galagonya, kecskerágó	nincs	5	11,43

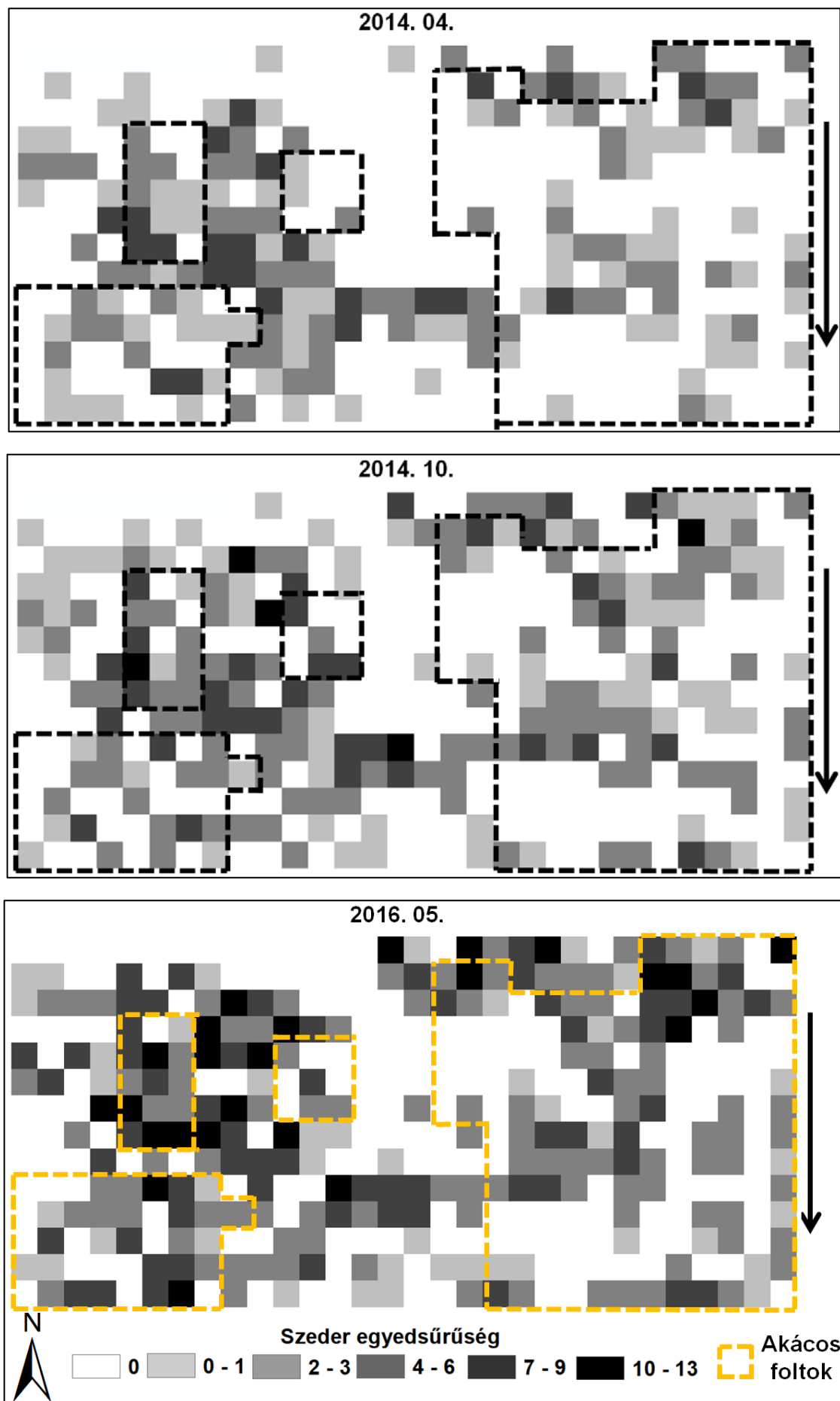
Rövidítések: B - bükk, GY - gyertyán, NH - nagylevelű hárs, KMO - közönséges mogyoró, MJ - mezei juhar, FF - fekete fenyő, CSE - madárcseresznye, TJ - tatárjuhar, KH - kislevelű hárs, VK - virágos kóris, CS - csertölgy, KTT - kocsánytalan tölgy, EF - erdei fenyő, LF - lucfenyő, A - fehér akác



8. ábra: A fehér akác eloszlása a vadkizárt területen. A nyíl a lejtés irányát jelöli.



9. ábra: A mezei juhar eloszlása a vadkizárt területen. A nyíl a lejtés irányát jelöli.



10. ábra: A szeder eloszlása a vadkizárt területen. A nyíl a lejtés irányát jelöli.





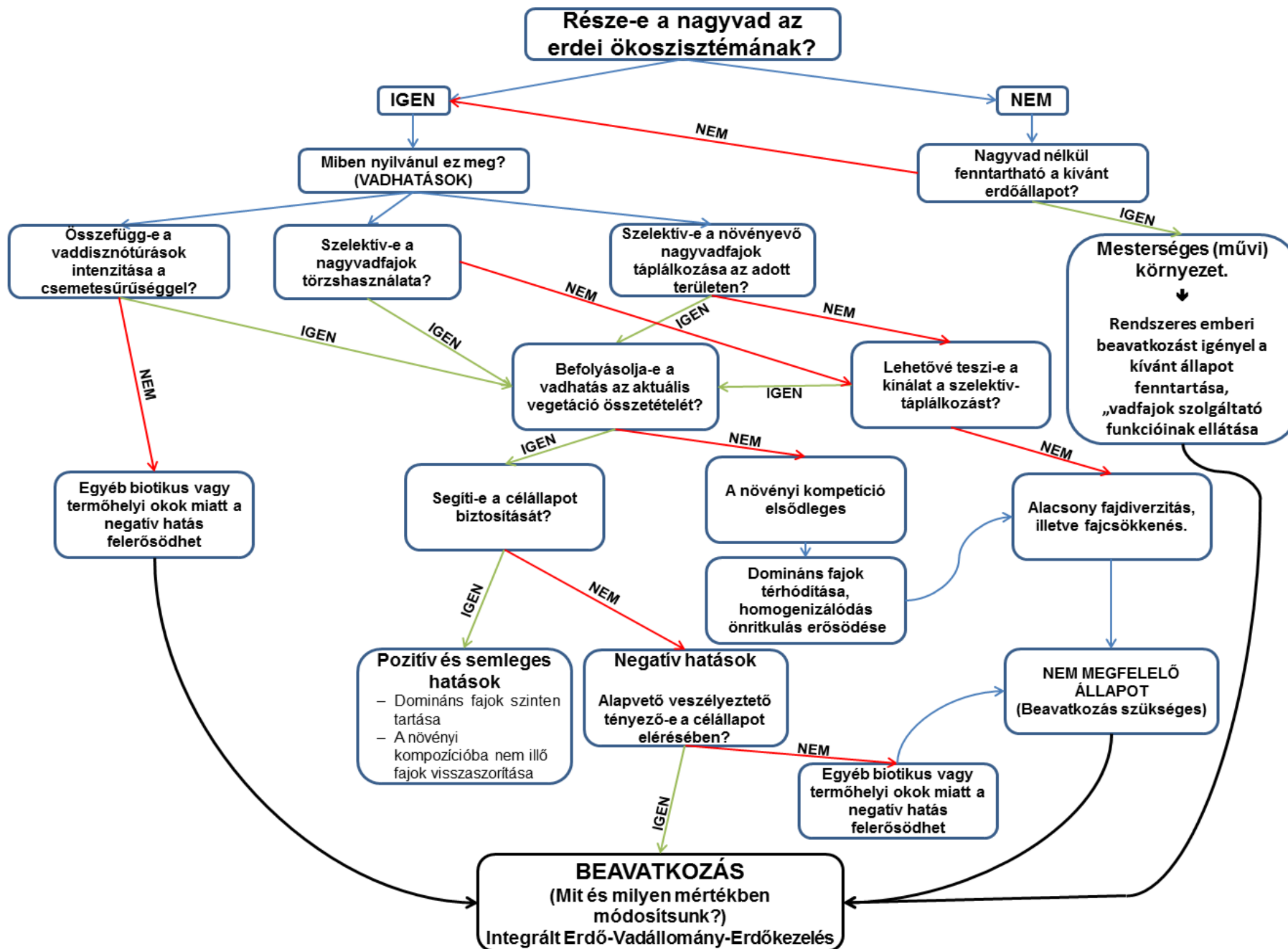
*11. ábra: A kerítésen belül burjánzó növényzet nem mindig jelent kedvező állapotot*

6. táblázat: Részlet a bükk és a kocsánytalan bükk erdőnevelési modell táblázataiból (FOLCZ 2016)  
Az 'A' fatermőképességi csoport a fajaj számára legideálisabb termőhelyi jellemzők melletti növekedést jelöli

Művelet			Bükk (MENDLIK 1975)						
jele	megnevezése	száma	A fatermőképességi csoport						
			kor	törzs- szám	körlap	célátmérő	átlag- magasság	növőtér	átlag tőtávolság
			év	db/ha	m <sup>2</sup> /ha	cm	m	m <sup>2</sup>	m
1	Tisztítás	1.	9-13	15000	10	3	4	0.7	0.9
		2.	16-20	8000	15	5	7	1.3	1.2
		3.	23-27	5000	19	7	11	2.0	1.5
2	TKGY	1.	31-35	2500	22	11	14	4.0	2.2
		2.	38-42	1200	25	16	18	8.3	3.1
3	NFGY	1.	48-52	800	28	21	21	12.5	3.8
		2.	63-67	500	32	28	26	20.0	4.8
		3.	78-82	350	35	36	29	28.6	5.7
		4.	98-102	230	37	45	33	43.5	7.1
4	VH		114-126	230	46	50	35	43.5	7.1

Művelet			Kocsánytalan tölgy (BOGYAI és KISS 1975)						
jele	megnevezése	száma	A fatermőképességi csoport						
			kor	törzs- szám	körlap	célátmérő	átlag- magasság	növőtér	átlag tőtávolság
			év	db/ha	m <sup>2</sup> /ha	cm	m	m <sup>2</sup>	m
1	Tisztítás	1.	6-8	10000	3	2	3	1.0	1.1
		2.	11-13	5700	9	5	6	1.8	1.4
		3.	17-19	3000	12	7	9	3.3	2.0
		4.	22-24	2000	15	10	12	5.0	2.4
2	TKGY	1.	31-33	1200	18	14	15	8.3	3.1
		2.	39-41	840	20	17	18	11.9	3.7
		3.	49-51	600	23	22	21	16.7	4.4
3	NFGY	1.	62-64	430	25	27	24	23.3	5.2
		2.	77-79	320	27	33	26	31.3	6.0
		3.	94-96	250	29	38	27	40.0	6.8
		4.	114-116	200	32	45	28	50.0	7.6
4	VH		120-150	200	36	48	29	50.0	7.6



12. ábra: A nagyvadfajok aktuális hatásaihoz igazodó élőhelykezelés gondolati modellje

## 9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Kiemelt köszönettel tartozom konzulenseimnek Dr. Katona Krisztiánnak és Dr. Szemethy Lászlónak a doktori dolgozatom elkészítésében nyújtott segítségükért, és értékes szakmai útmutatásaikért. Egyetemi és doktori tanulmányaim alatt egyaránt számíthattam rájuk. A tanórák és a személyes beszélgetések során átadott holisztikus ökológiai szemléletük erős motivációt adott a kutatói pályám megkezdéséhez és a dolgozat megírásához.

Köszönettel tartozom az Állattenyésztés-tudományi Doktori Iskolának, a kutatási témám befogadásaért, és a Vadvilág Megőrzési Intézetnek, amely kiváló környezetet biztosított ehhez.

Kiemelt köszönet illeti a Mátra Erdészeti, Mezőgazdasági és Vadgazdálkodási Szakképző Iskola munkatársait: Gréczy Lászlót, Budai Lászlót, Kovácsné Fejes Erikát és Hornyánszki Endrét a vadhatás felmérés terepi munkáinak megszervezésében nyújtott jelentős segítségéért.

Kiemelten köszönöm Barabás Atillának és Márton Mihálynak, hogy segítséget nyújtottak a vadhatás felmérés terepi koordinálásában és a zavartalan munka biztosításában. Köszönöm Hoffer Krisztiánnak a terepi jegyzőkönyvek pontos digitalizálását.

Hálás szívvel mondok köszönetet a vadhatás felmérés pontos és szakszerű terepi kivitelezéséért Ambrus Ádámnak, Brevák Editnek, Czimer Ivettnek, Csintalan Zsombornak, Hepp Kingának, Herbály Márknak, Janák Evelinnek, Konyha Gergőnek, Lóki Dórának, Nagy Zsoltnak, Noszka Zoltánnak, Varga Annának és Ványi Péternek!

Nagyon köszönöm Dr. Centeri Csaba és Szabó Boglárka önzetlen segítségét a talajtani vizsgálatok kivitelezésében és a laboreredmények kiértékelésében.

Ezúton köszönöm a SZIE Talajtani Tanszékének, kiemelten Dr. Füleky György útmutató segítségét és Prokainé Nemes Ágnes segítségét a talajtani laborvizsgálatok kivitelezésében.

Köszönöm a SZIE Takarmányozástani Tanszékének, kiemelten Balláné Dr. Erdélyi Márta segítségét a takarmányozástani beltartalmi laborvizsgálatok elvégzéséért.

Köszönet illeti az Egererdő Erdészeti Zrt.-t és a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságot a vadhatás felmérésben nyújtott érdemi segítségéért. Munkánkat a Svájci-Magyar Együttműködési Program (Fenntartható természetvédelem megalapozása magyarországi Natura 2000 területeken' projekt) támogatta.

Köszönöm a SZIE Doktori, Habilitációs és Tudományszervezési Hivatal munkatársainak Törökné Hajdú Mónika, Kamenszki Anita és Simáné Dolányi Edit szíves segítségét.

S végül, lehetlen pár sorban megköszönni mindazt, amit Szüleim és Bátyám támogatásukkal, útmutatásukkal és segítségükkel lehetővé tettek számomra. Fáradhatatlan biztatásuk sokat jelentett az dolgozatom elkészítése során. Ezúton is Hálásan Köszönöm Nekik!