

SZENT ISTVÁN EGYETEM
ÁLLATTENYÉSZTÉS-TUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

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

Doktori (PhD) értekezés tézisei

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
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Állattudományi Alapok Intézet, Takarmányozástani Tanszék

Témavezető: Dr. Katona Krisztián
egyetemi docens
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Vadvilág Megőrzési Intézet

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

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
A társ-témavezető jóváhagyása

1. A MUNKA ELŐZMÉNYEI ÉS A KITŰZÖTT CÉLOK

Az erdei ökoszisztéma fontos elemét képező patás vadfajok az élettevékenységeik során jelentkező vadhatásokkal sokrétű hatást gyakorolnak élőhelyük, az erdő állapotára és fejlődésére. Szelektív táplálékválasztásukkal (BOULANGER et al. 2009) nagymértékben képesek átformálni a vegetációt, befolyásolni a talaj tápanyagforgalmát (HOBBS 1996), és elősegíthetik (FAGIANI et al. 2014) vagy éppen korlátozhatják egyes állat- és növényfajok megtelepedését (pl. LOZANO et al. 2007, MUÑOZ et al. 2009). 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). 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. 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 „túlszaporodottnak” vélt nagyvadállományt teszik felelőssé. Kevés szó esik az erdőállományok vadkár-érzékenységről (REIMOSER és GOSSOW 1996) és a csemeték vadragásra 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” 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 vadkárok 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.

A dolgozatom címében említett „erdőgazdálkodási mód” kifejezés magában foglal valamennyi erdészeti célú élőhely-formáló beavatkozást, ami hatással van a vadhatások megjelenésére és mértékére. 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.

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?

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?

V. Milyen mértékűek és mintázatúak a különböző vadhatások a Mátra főbb erdőtípusaiban (bükkös, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes, fenyő- és egyéb lombegyes 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 – szerepét kívántuk tisztázni az erdei ökoszisztémában, és gyakorlati segítséget nyújtani az erdei ökoszisztéma megőrzéséhez és használatához.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

Az erdei vegetáció és a vadhatások közötti összefüggések vizsgálatához eltérő léptékű, ugyanakkor egymásra épülő terepi vizsgálatok eredményeit dolgoztam fel, melyek három fő csoportba sorolhatók. 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 e kapcsolatot, addig a vadhatás vizsgálatok elsősorban a hazai nagyvadfajok szemszögéből teszik lehetővé az értékelést (1. táblázat).

1. táblázat: A dolgozatban alkalmazott módszerek csoportosítása

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

2.1. A vizsgálatok és felmérések helyszínei

A szimulált vadragás kísérletek és a vegetációdinamikai vizsgálatok helyszíne az Apc 17/A erdőrésztlet volt, amely Heves-megyében, a Mátra hegység délnyugati lábánál, Apc nagyközség közelében található, 3.9 hektár alapterületű, 40 éves cseres-kocsánytalan tölgyes állomány. Az erdőrésztlet a természetességi állapot szempontjából a 'származék erdő' kategóriába tartozik, területén a fehér akác terjeszkedése figyelhető meg nyugati irányból. 2014 márciusban, a vizsgálatok megkezdése előtt egy 420 m² alapterületű, 1.8 m magas elkerítést alakítottunk ki az erdőrésztlet DNY-i oldalában. A teljes elkerített területet 1x1 m kiterjedésű kvadrátokra osztottam fel, ilyen módon egy 30 oszlopból és 14 sorból álló hálózat jött létre, amelyen a szimulált vadragással kezelt csemetéket sokkal egyszerűbben meg lehetett találni a felmérések során. A vadkizárásnak két

célja volt: 1) a szimulált vadragás vizsgálatok zavartalanságának biztosítása; és 2) a vadkizárás hatására a legkorábban előforduló vegetációdinamikai jelenségek megfigyelése.

A vadhatás felmérések helyszíneiként a Mátra hegység területén fekvő, Natura 2000 hálózatba tartozó kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területek erdőterületei szolgáltak (N=7), mindösszesen 4786 hektár kiterjedéssel. Valamennyi terület a Bükki Nemzeti Park működési területén helyezkedik el. A hét terület közül hat darab a Mátra különleges madárvédelmi területének, három pedig a Mátrai Tájvédelmi Körzetnek is tagja. Az erdők túlnyomó része vágásos kezelésű (~80%), de növekvő arányt képviselnek a folyamatos erdőborítást biztosító átalakító és szálaló üzemmódban kezelt területek. Mind a hét helyszínen 3 db egyenként 100 mintapontból álló transzektet jelöltünk ki a területet jól jellemző erdőtípusokban: **1) bükkösök** (N=501); **2) gyertyános-tölgyesek** (N=297); **3) cseres-tölgyesek** (N=707); **4) fenyő- és egyéb lombelegyes erdők** (N=595). Így a 7 területen 21 db transzektől mindösszesen 2100 mintapont adatai alapján tudtuk jellemezni a vadhatásokat (FEHÉR et al. 2016b).

2.2. A szimulált vadragás kísérletek módszertana

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: **1) kezelt akác foltok**: azon kvadrátok csoportja, ahol a szimulált vadragással kezelt akáccsemeték és a hozzájuk közel (1 m) elhelyezkedő tölgycsemeték találhatóak; **2) kontroll akác foltok**: azon

kvadrátok csoportja, ahol a kezeléssel nem érintett kontroll akáccsemeték és a hozzájuk közel (1 m) elhelyezkedő tölgycsemeték találhatók; **3) tölgyes foltok**: azon kvadrátok csoportja, ahol csak tölgycsemeték fordulnak elő, és a csemeték 1 m-es körzetében sem található akác csemete.

A kezelt akác foltokban lévő akác csemetéken 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 (Wendee-analízis, detergens rosttartalom, tannin tartalom mérés) begyűjtöttem. Ezt követően évszakonként felvételeztem a kezelt-kontroll akáccsemeték és a kijelölt tölgycsemeték fontosabb biometriai adatait: magasság, hosszúság, gyökfő vastagság, hajtásszám, levélszám, pállhatövisek száma. Mindezekon felül az időszakonként elpusztult csemeték regisztrálására is sor került.

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 pállhatövisek esetében a hajtásszámra vonatkoztatva (arány formájában) számítottam ki a változásokat minden csemete esetében, majd azokat a növényzeti foltok szerint csoportosítva átlagoltam. A mortalitási arányt fafajonként, a mortalitási adatok kumulált értékeiből a teljes induló csemeteszámra vonatkoztatva számoltam valamennyi növényzeti foltban, megkülönböztetve az aktuális időszakban történt mortalitást a korábbiaktól. A csemeték fejlődését jellemző változók statisztikai összehasonlításához a kérdés jellegétől függően különböző

statisztikai próbákat alkalmaztam (az adatok egymástól független/nem független jellege, normál eloszlása, és a vizsgált minták száma alapján).

2.3. A vegetáció-felmérések módszertana

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 ötféle magassági kategóriába soroltam őket, amely reprezentálta fejlettségüket is: **1) újulat** = 0-25 cm; **2) csemete** = 26-50 cm; **3) fácska** = 51-200 cm; **4) suháng** = 200 cm > és $d_{1,3} < 5$ cm; **5) kifejlett fa** = 200 cm < és $d_{1,3} > 5$ cm. 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.

A gyűjtött adatokból jellemezni tudtam a fásszárúak frekvenciáját és denzitását, faj és magassági kategória szerint; valamint a fásszárú diverzitást (fajszám, egyenletesség, Shannon-Wiener index, Simpson-Yule index), és az átlagos lágyszárú borítás mértékét.

A talajadottságok feltérképezéséhez egyrészt Pürckhauer-féle talajmintavevő segítségével végzett helyszíni talajtani vizsgálatokat végeztünk 13 db kvadrátban, ami tájékoztató jellegű információkat szolgáltat a talajszelvény felépítésére és fizikai tulajdonságaira vonatkozóan. Másrészt a szűrőbottal megmintázott kvadrátokon felül további négy kvadrátból (N=17) talajmintát is vettünk a felső 25 cm-es szintből, amit bővített laborvizsgálatnak vetettünk alá. Többek között megállapításra került a talajkötöttség, a kémhatás, a humusztartalom, és a N, P, K tartalom. A

talajtani adatokat egyrészt az akác jelenléte/hiánya szerint, másrészt a lejtés mértéke (lejtő teteje, közepe, alja) szerint csoportosítottam és értékeltem.

2.4. A vadhatás felmérések módszertana

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

- **Az újulati szintben és a cserjeszintben rendelkezésre álló növénykínálat jellemzőinek felmérése és az itt tapasztalt vadragás szelektivitásának vizsgálata:** 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
- **Csemetesűrűség meghatározása és a csemetéket érő vadragás minőségi osztályozása:** a mintapontokon egy 4 m² alapterületű körben felmértük az állományalkotó fafajok csemetéinek és 5 cm-nél kisebb mellmagassági átmérőjű idősebb egyedeinek rágottságát. 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.
- **Törzskínálat meghatározása és nagyvadfajok általi használatuk felmérése:** mintapontonként 10 m² 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 és vertikális kiterjedését is regisztráltuk.

- **Vaddisznó által okozott talajbolygatások vizsgálata és felmérése:** A vaddisznótúrásokat mintapontonként 10 m²-es körben vizsgáltuk. Felszíni kiterjedését %-os arányban határoztuk meg a kör területéhez képest, öt kategóriára osztva (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.
- **Patás vadfajok területhasználati intenzitásának felmérése:** A patás vadfajok hulladék- és fekhelysűrűségét a mintavételre kijelölt transekteken végighaladva mintapontokon, és azok között haladva folyamatosan mértük, és db/km formában adtuk meg.

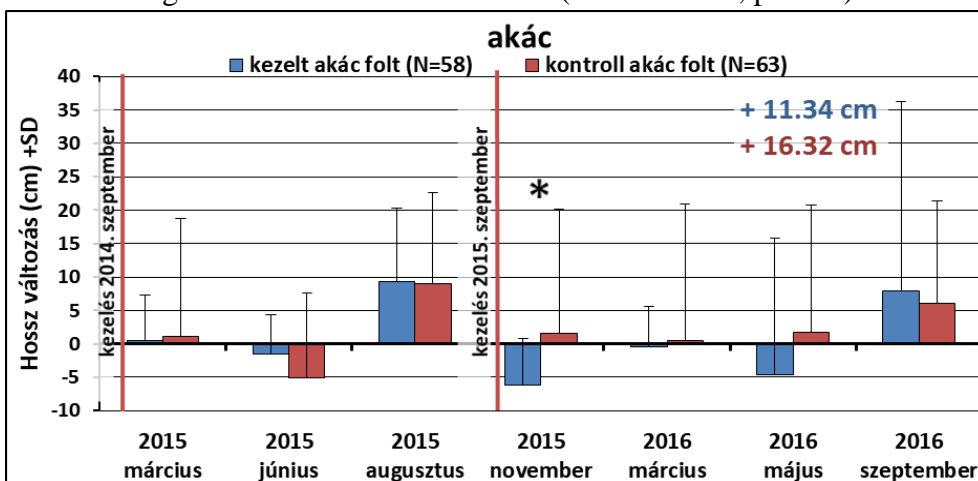
A vadhatás felmérés során valamennyi mintaponton végrehajtásra kerültek ezek a vizsgálatok, amelyekkel minden esetben megmért és számszerű adatokhoz jutottunk. A vadjelek megbízható felismeréséhez és a módszer pontos végrehajtásához egy-egy terepi útmutatót is összeállítottunk (KATONA et al. 2013a, 2013b),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

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, többek között: a fa- és cserjefajok átlagos hajtáskínálata; átlagos rágottsági arány és fajon belüli rágottsági arány a cserjeszintben megtalálható fásszárú fajokra; átlagos csemete-rágottsági arány; a preferált és elkerült fásszárú fajok a Bonferroni-próba és Jacobs-index értékei alapján; a kínált és a nagyvad által használt törzsek mérete; vagy például a vaddisznó által bolygatott terület kiterjedése.

3. EREDMÉNYEK

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

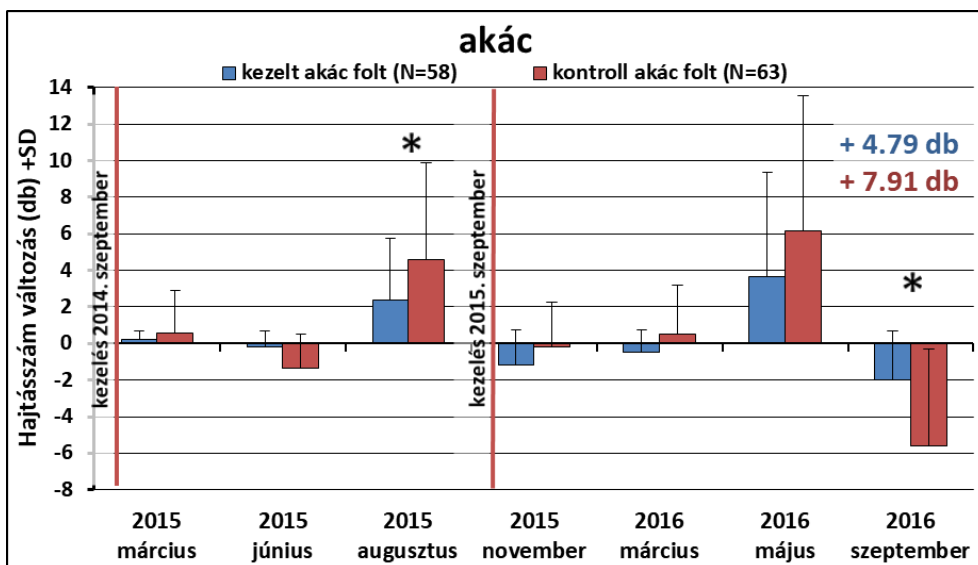
A szimulált vadragás befolyásolta ugyan az akácok növekedési ütemét, de az ismételt kezelést követő 1 év elteltével sem volt kimutatható eltérés a kontroll csoporthoz képest. Ez részben a kezelt akácok esetében tapasztalt kompenzáló növekedéssel magyarázható. A 2015 március-június időszakban a visszaesett növekedés nem volt jelentős a kontroll csoporthoz képest, hiszen a kezeléssel nem érintett egyedeknél átlagban még nagyobb volt a negatív irányú változás (1. ábra). Jelentősebb különbség a második kezelést követően, 2015 ősz - 2016 tavasz időszakában alakult ki, ahol a kontroll csoport egyedeinél rendre pozitív; míg a kezelt csoportnál sorozatosan negatív átlagot vett fel a hosszúság változás. A két csoport között viszont statisztikailag nem volt kimutatható eltérés (Welch: $t=0.7$, $p=0.49$).



1. ábra: A kezelt és kontroll akáccsemeték átlagos hosszúság változása. A különböző színű számok az egyes csoportok teljes időszakra vetített átlagos változását jelzik. A * szignifikáns különbséget jelent ($p \leq 0.05$).

A hajtásszám gyarapodás tekintetében (2. ábra) is hasonló tendencia figyelhető meg a kezelt csoportnál, mint a hosszúságváltozás esetében. Az első szimulált vadragás 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. 2016 májust követően nagymértékű csökkenés figyelhető meg mindkét csoportnál, ami kontroll egyedeknél statisztikailag is erőteljesebb volt (Welch: $t=3.12$, $p=0.003$), a kontroll akácok magasabb hajtásszáma miatt is (mivel a több hajtás több veszteséget is jelent).



2. ábra: A kezelt és kontroll akáccsemeték átlagos hajtásszám változása

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

Az egy hajtásra jutó levélszám-gyarapodás nagyon változékony volt 2015 és 2016 között. 2015 júniusban a kezelt akácok levélképzése intenzívebb volt a kontrollokénál, de csak abszolút értékben. Bár a hajtásképzés a nyári időszakban ugrott meg, a 2015. év nyári aszályos időjárása miatt extrém mértékűvé vált a levélvesztés. Ezt az időszakot a kezelt egyedek jobban megszenvedték a kontroll egyedekhez képest.

A szimulált vadrágással 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 hátterében az egymást követő stresszhatások (vadrágás + hő és víz stressz) összeadódó hatását lehet kiemelni.

A kezelt akácok nem fejlesztettek több védekező képletet, sőt, jelentősen csökkent a pálhatövisek száma a kezelt csoportban. A különbség nem bizonyult szignifikánsnak a csoportok között a magas szórások miatt (Mann-Whitney: $U=275$, $U'=333$, $p=0.57$), mert a tövisekkel egyáltalán nem rendelkező csemeték mindkét csoportban többségben voltak: a vizsgálat kezdetén is csak 30%-uk rendelkezett pálhatövisekkel mindkét csoportban.

A vizsgálat alatt jelentős mértékű volt az akác mortalitása a kezelt és a kontroll csoport egyedei között is. A vadrágással kezelt akáccsemeték abszolút mortalitása nagyobb volt ugyan a kontroll egyedekénél, viszont a különbség statisztikailag nem volt kimutatható. Mindkét csoportban jelentős mennyiségű csemete pusztult el: 2016 szeptemberig az 58 kezelt akácegyedből 19 db (33%); a 63 db kontroll akácegyedből 31 db maradt meg (49%), ami a szimulált vadrágás mellett más, nagyobb hatású korlátozó tényezők érvényesülésére hívja fel a figyelmet.

A kezelt akáccsemeték levágott hajtásainak beltartalmi értékeiben elsősorban a nyersrost-tartalom, ezáltal a rostfrakciók mennyisége emelkedett meg nagyobb mértékben, 1 évvel a szimulált vadrágást követően (2. táblázat). Így a hemicellulóz tartalom 58.9 g/kg-al, a cellulóz tartalom 17.1 g/kg-al 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 tápanyagtartalom 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 csoportnál. Az 1 tömegszázalék körüli érték már magas csersavtartalmat jelent és kedvezőtlen hatása már érvényesül a táplálék hasznosulásakor.

2. táblázat: A szimulált vadragással kezelt és a szabad területről származó, nem rágott akáccsemeték hajtásainak beltartalmi értékei

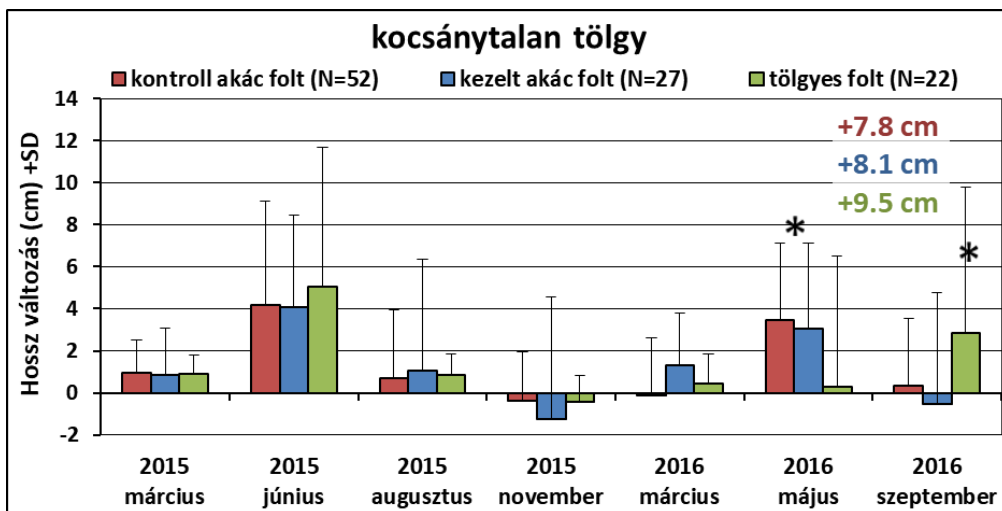
Vizsgált komponens		ALAP ÁLLAPOT (2014 augusztus)	RÁGOTT (2015 szeptember)	NEM RÁGOTT (2015 szeptember)	Módszer
Eredeti sz.a.	(g/kg)	333.4	329.8	325.7	MSZ ISO 6496:1993
Nyersfehérje	(g/kg)	211	219.5	226.6	MSZ 6830-4:1981
Nyerszír	(g/kg)	43.8	44.7	39.9	MSZ 6830-6:1984
Nyersrost	(g/kg)	176.1	216.2	214.2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

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

3.2.1. Kocsánytalan tölgy

Az akácok közelében elhelyezkedő kocsánytalan tölgyecsemeték hasonló mértékben növekedtek az akácmentes foltokban lévő fajtársaikhoz

képe (3. ábra). Jelentősebb eltérés csak a 2016. évi hossznövekedésben volt felfedezhető, a májusi és szeptemberi időszakban ($p < 0.0001$). Összességében azonban a teljes vizsgálat alatt regisztrált növekmény statisztikailag azonos mértékűnek bizonyult (egytényezős ANOVA: $F(2,84)=0.36$, $p=0.7$). 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.



3. ábra: A kocsánytalan tölgy csemeték átlagos hosszúság változása

A kocsánytalan tölgyek hajtásképzése elhelyezkedésüktől függetlenül alacsony intenzitású volt, jócskán elmaradt az akácétól (tölgy 1.14 db vs. akác: 6.17 db). Vélhetően a nagy egyedenkénti variancia miatt nem bizonyítható a tölgycsemeték csökkent hajtásképzése a kontroll akácok közelében. Viszont a kezelt akácok mellett és azok nélkül álló csemeték hasonló gyarapodásából bizonyos mértékű korlátozó hatás feltételezhető.

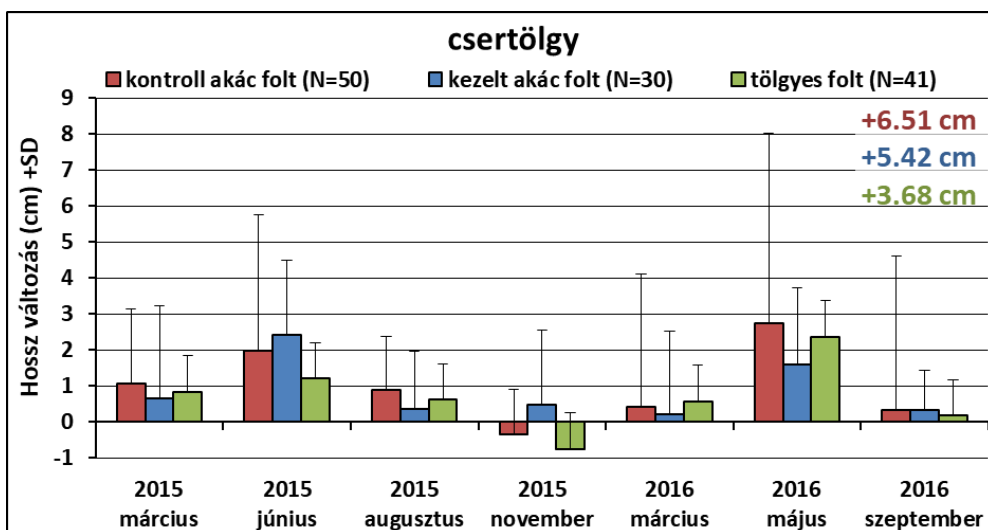
Az akác jelenléte nem korlátozta a tölgycsemeték levélképzését, viszont a teljes időszak alatt, egyedül a tölgyes foltokban lévő csemeték levélszáma emelkedett meg kis mértékben. Viszont a csoportok között nem volt kimutatható statisztikai különbség ($KW=1.09$, $p=0.58$).

A vizsgálatok teljes ideje alatt a 101 db megfigyelésbe vont kocsánytalan tölgy csemete közül 17 db (17%) száradt el. Legtöbbjük az akácos foltokban pusztult el (16 db – a teljes mortalitás 94%-a), ezek közül is ott, ahol nem történt szimulált vadragás a szomszédos akáccsemetéken (11 db – a teljes mortalitás 65%-a; a kontroll csoportba tartozó tölgyek 21%-a). A mortalitás az akác nélküli növényzeti foltokban volt a legalacsonyabb (1 db – a teljes mortalitás 6%-a; a csoportba tartozó tölgyek 5%-a). A számokat tekintve lényegesen több csemete pusztult el az akácos foltokban, mint az akácmentes területeken, viszont statisztikailag nem volt kimutatható egyik időpontban sem ($\chi^2 = 0.25 - 3.12$, $p = 0.3 - 0.9$). A mortalitási arányok alapján, ha az akácot ért kezelés önmagában nem is, de az akác közelsége befolyásoló hatással lehetett a kocsánytalan tölgycsemeték túlélésére.

3.2.2. Csertölgy

A csertölgy csemetái a kocsánytalan tölgyhöz képest kisebb intenzitással növekedtek. Az akác környezetében lévő csemeték nagyobb növekedésre tettek szert, bár a csoportok közötti különbség nem volt szignifikáns (KW=1.82, p=0.4).

Az akácmentes területeken lévő csemeték növekedése csak egyetlen alkalommal (2016 március) haladta meg elhanyagolható mértékben a kontroll akácok mellett lévő egyedek hossz-növekedését (4. ábra). A kontroll akácok melletti csertölgyek növekedése összességében a legnagyobbak bizonyult, sorrendben utána következnek a kezelt akácok közelében, majd a tölgyes foltban álló csemeték. Az utóbbi alterületen 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.



4. ábra: A csertölgy csemeték átlagos hosszúság változása

A csertölgy csemeték hajtásszám változásának üteme és intenzitása a kocsánytalan tölgyhöz hasonlóan alacsony mértékű volt. Az akác jelenléte nem korlátozta a csertölgyek hajtásképzését, ráadásul abszolút értékben a csemeték több hajtást fejlesztettek ezeken a növényzeti foltokon, mint az akácmentes területen. A nagy egyedi variancia miatt statisztikai különbség nem jelentkezett a csoportok között (Kruskal-Wallis: KW=0.677, $p=0.71$). A csertölgy csemeték levélképzését illetően sem utalt semmilyen jel arra, hogy az akác jelenléte kifejezetten korlátozó hatású lenne a lombosodásra.

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. 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 kezelt akácok mellett 6 db (a teljes mortalitás 26%-a) pusztult el szezononként változó (1-2 db) mértékben. A

csoportok között semelyik időszakban sem jelentkezett statisztikai különbség ($\chi^2 = 1.2 - 3.5$, $p = 0.17 - 0.54$). Az eredmények így a kocsánytalan tölgyhöz hasonlóan arról árulkodnak, hogy az akáccsemeték jelenléte – kezeléstől függetlenül – fokozhatta a csertölgy csemeték mortalitását.

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

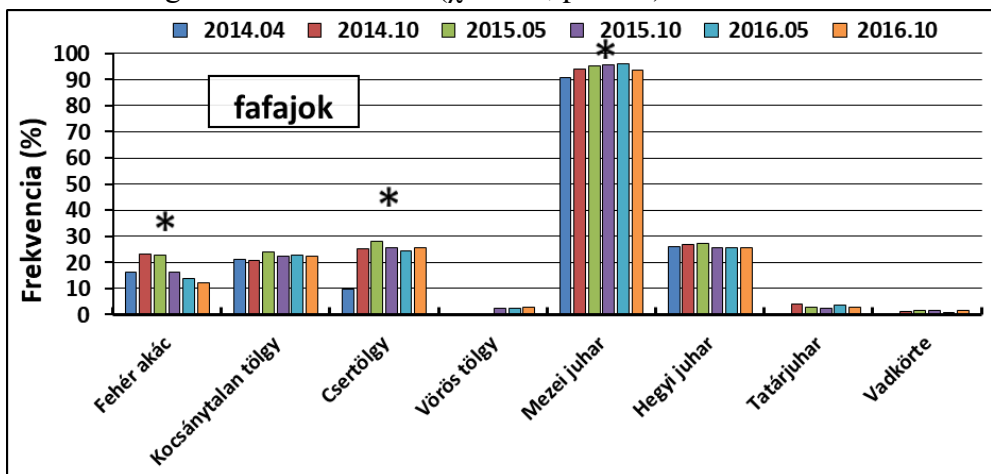
A talajtani laboreredmények szerint a talaj felső 25 cm-es rétege erősen savanyú kémhatású az akácos és akácmentes területeken egyaránt ($N=17$). Az Arany-féle kötöttségi érték alapján a talaj fizikai félesége agyag, agyagos-vályog, amely erősen tömörödött. A pH 4-es értékhez közeli állapota kedvezőtlen talajbiológiai adottságokra és gyenge tápanyagfelvételre utal. 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 növényzeti foltban azonosnak ($KW=1.02$, $p=0.6$) mondhatók, amelyek kompenzálhatják a kedvezőtlen viszonyokat a tölgyes, és az akácos erdőfoltokban egyaránt. A nitrát és az ammónium-ion tartalom nem tekinthető magasnak és jelentős felhalmozódás nem jelentkezett egyik csoportban sem (NH_4^+ : $KW=5.85$, $p=0.06$; NO_3^- : $KW=1.87$, $p=0.39$).

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

A vegetáció felmérések alapján a vadkizárás csak kismértékű átalakulást okozott egy-egy fafaj térfoglalásában. Az akác által elfoglalt kvadrátok aránya 2015 májustól csökkenni kezdett, és 22.8%-os értékéről indulva másfél év alatt a terület 412 kvadrátjából már csak 12.4%-on volt megtalálható 2016 októberére ($\chi^2=19.3$, $p=0.0002$). Az akác egyedsűrűsége

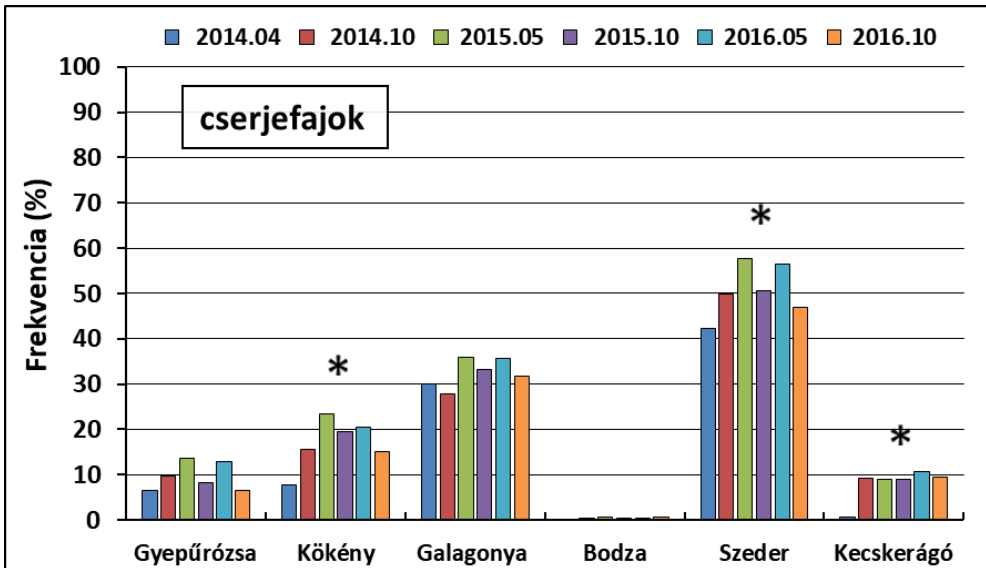
(5. ábra) a kiindulási értéknek ($0.43 \pm 1.5 \text{ db/m}^2$) már csak kevesebb, mint fele volt 2016 októberében ($0.18 \pm 0.7 \text{ db/m}^2$). Az új egyedek sem voltak hosszú életűek, ráadásul a több éves csemeték pusztulása is kezdetét vette.

A kocsánytalan tölgy területfoglalása csak kismértékben emelkedett meg (2014 április: 21.1% → 2016 október: 22.3%). Csertölgy esetében 2014 április után számos csemete indult fejlődésnek olyan kvadrátokon (5. ábra), ahol korábban azok nem voltak megtalálhatók (2014 október: 9.7% → 2016 október: 25.2%). A változás szignifikáns volt ($\chi^2=51.2$, $p<0.0001$). A tölgyek egyedsűrűsége mindvégig stabil maradt (KTT: $0.39 \pm 0.9 \text{ db/m}^2$; CS: $0.33 \pm 0.7 \text{ db/m}^2$), ami arra utal, hogy a csemeték mortalitásával egy időben új csemeték is fejlődésnek indultak. Feltűnő a mezei juhar magas területi részesedése, ami a vizsgálat alatt tovább növekedett (91% → 96%), és statisztikailag is kimutatható volt ($\chi^2=15.1$, $p=0.01$).



5. ábra: Fafajok által elfoglalt kvadrátok aránya a vadkizárt területen

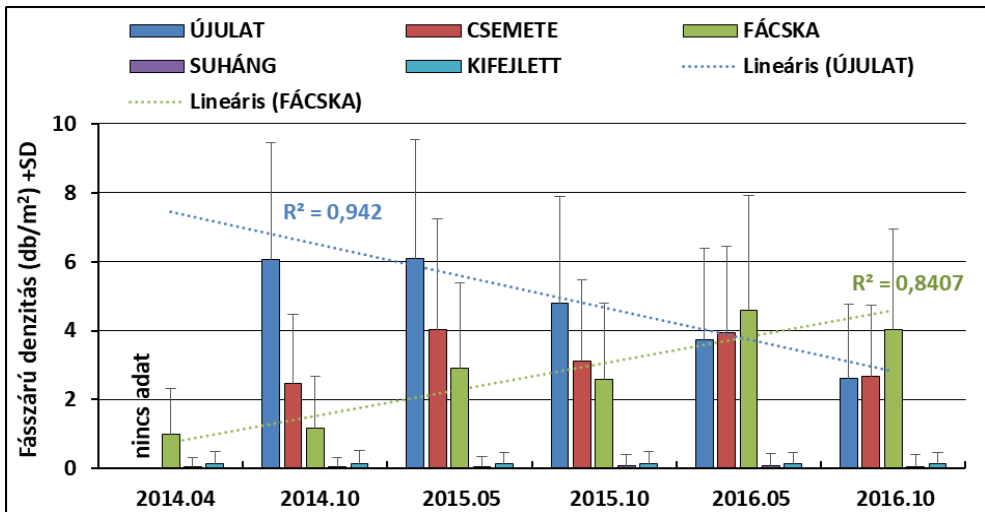
A fafajoknál erőteljesebb térfoglalásba kezdtek a cserjék: a kökény és a szeder; valamint tartósan megjelent a csíkos kecskerágó ($p<0.0001$). Köztük a legnagyobb egyedsűrűséggel mindvégig a szeder rendelkezett (6. ábra), bár denzitása a tavaszi és őszi időszakok között erősen ingadozott ($Fr=379.9$, $p<0.0001$). A post-hoc analízis az első és az utolsó felmérés között nem állapított meg szignifikáns különbséget a denzitást illetően (Dunn: $p>0.05$).



6. ábra: Cserjefajok által elfoglalt kvadrátok aránya a vadkizárt területen

Cserjék esetében az egyedsűrűség emelkedése gyakrabban járt együtt újabb területek (kvadrátok) elfoglalásával, szemben a fafajok többségével, ahol főként a korábban elfoglalt kvadrátokon belül jelentek meg új csemeték.

A vadkizárást követő két év elteltével jelentősen megváltozott az egyes magassági kategóriákba tartozó fásszárúak aránya is. 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 (7. ábra). Az 50 cm-nél magasabb egyedek sűrűsége 2016. májusban már meghaladta az összes többi csoport denzitását. A növekedő cserjeszint túlnyomó részét a mezei juhar tette ki, amelynek részaránya az újulati szintben a vizsgálat alatt 62%-ról 44%-ra csökkent (Fr=301, $p < 0.0001$; Dunn < 0.01), a fácskák szintjében viszont 43%-ról 68%-ra ($2.74 \pm 2.4 \text{ db/m}^2$) növekedett (Fr=859, $p < 0.0001$; Dunn < 0.0001). Mindezek alapján elsősorban a mezei juhar dominanciája erősödött meg, és további vadkizárás esetén ez a faj fogja meghatározni a kerített erdőréssz képét a jövőben.



7. ábra: Az egyes magassági kategóriákba tartozó fásszárúak sűrűsége a 17/A erdőrészt elkerített területén

Az elkerítés hatására bizonyos különbségek eltűntek, mások felerősödtek az erdőrészt szabadon álló vegetációjához képest. 2015-ben az akác egyedsűrűsége szignifikánsan alacsonyabb volt a bekerített területhez képest (Mann-Whitney: $U=16648$, $U'=24552$, $p=0.003$), 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. Az elkerített területen magasabb volt a kocsánytalan tölgy sűrűsége az erdőrészt szabadon álló részéhez viszonyítva mindkét évben ($p=0.01$). Csertölgy esetében ennek éppen a fordítottja jelentkezett: a szabad területi egyedsűrűség több mint háromszorosa volt az elkerített területének ($p<0.0001$), és denzitása mindkét alkalommal erősen különbözött a kerített és a szabad terület között ($p<0.0001$), az előbbi javára. A cserjék egyedsűrűségében további növekedés várható az elkerítésben, továbbra is a szeder dominanciájával.

Az akác jelenléte nem rontotta a fásszárú diverzitást, a legmagasabb értékek éppen az akácos növényzeti foltokban jelentkeztek (min: 2.5 ± 1.2 db/m²; max: 3.8 ± 1.2 db/m²). A tölgyes foltok átlagértékei (min: 2.6 ± 1.1

db/m²; max: 3.4 ±1.3 db/m²) sohasem haladták meg a kontroll akácok foltok átlagait. Gyenge statisztikai különbség csak egy alkalommal volt megállapítható (U=3528, U'=5167, p=0.03) a kontroll akácok foltok javára. Az egyenletesség és a Simpson-Yule index értékei 0.4-0.5 között alakultak. A Shannon-Wiener index értéke 1.4-1.6 közötti volt, ami szintén alacsony, mivel természetes rendszerekben ez az érték általában 1.5-4.5 között mozog. Legjobb értékekkel a kontroll akácok foltok rendelkeztek (E: min= 0.55, max=0.62; H: min=1.5, max=1.65). A vadkizárt terület fajgazdagsága nem volt egyértelműen nagyobb a szabad területénél (E: 0.45-0.67; H: 1.31-1.82).

A lágyszárú borítás a tavaszi felmérések alkalmával emelkedett meg valamennyi területen. Rendszerint az akácok növényzeti foltokban volt a legmagasabb a tavaszi felmérések során (min: 24 ±22 %/m²; max: 68 ±20 %/m²), míg ősszel inkább a tölgyes és a tölgyek nélküli kvadrátokban (min: 5.5 ±11%/m²; max: 14 ±22 %/m²). Az elkerített terület szignifikánsan magasabb borítással rendelkezett a szabad területéhez képest.

3.5. Milyen mértékűek és mintázatúak a különböző vadhatások a Mátra főbb erdőtípusaiban?

A bükkösök az erdőtípusok közül a legszegényebb fászszerű fajkészlettel és a legalacsonyabb hajtáskínálattal rendelkeztek. Cserjeszintjükben csupán 8 fászszerű fajt regisztráltunk, és túlnyomóan csak a főfafaj (bükk) hajtásai fordultak elő (98 ±284 edb hajtás/ha), azok is a mintapontok 27%-án. A bükk relatívan magas kínálata ellenére, a legrágottabb fajok az elvétve előforduló elegyfajok, a gyertyán (25 ±33%), a kőrisek (23 ±28%) és a mezei juhar (13 ±25%) voltak.

A gyertyános-tölgyesek kínálata több mint duplája volt a bükkösökének (297 ±609 edb hajtás/ha), 17 féle fászszerűvel a cserjeszintben,

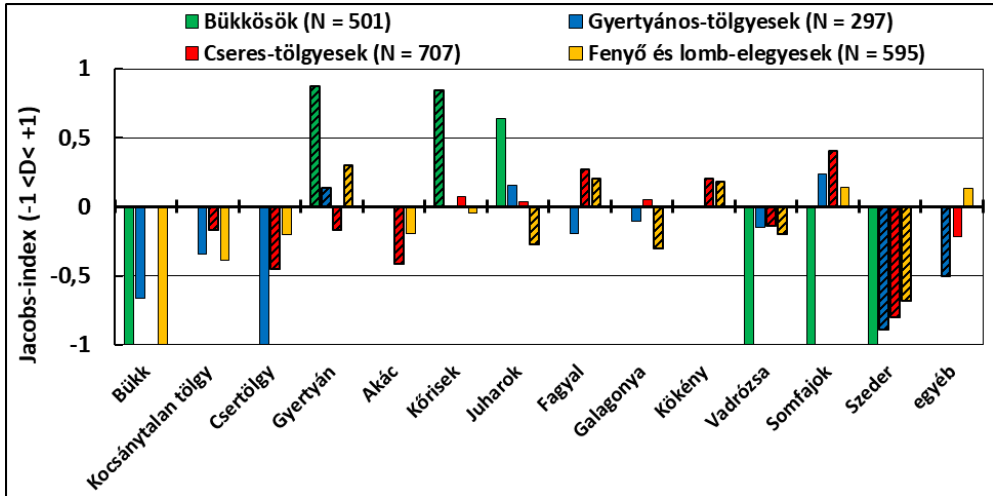
a mintapontok 46%-án. Legnagyobb rágottságot a cserjék érték el (átlagosan $33 \pm 30\%$), közülük a fagyal és a veresgyűrű som rágottsága volt kiemelkedő.

Az egy mintapontra eső fásszárúak fajszáma (0.72 ± 0.8 db/mintapont) cseres-tölgyesek esetében volt a legnagyobb ($p < 0.0001$), 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 fajon. A kocsánytalan tölgy ($18 \pm 31\%$) és a csertölgy ($6 \pm 20\%$), rágottsága alacsony mértékű volt. A legrágottabb cserjék a fagyal, a somok és a kökény voltak, az összes cserjefaj rágottsága átlagosan $22 \pm 30\%$ körül alakult.

A fenyő-elegyes és a törmeléklejtő-erdőket, szurdokerdőket tömörítő negyedik erdőtípus cserjeszintjének kínálatát elsősorban a kőrisek (virágos kőrís) és a juharok (mezei és hegyi juhar) határozták meg. A cserjék átlagos rágottsága kicsivel magasabb volt a cseres-tölgyesekhez képest ($24 \pm 31\%$). Legnagyobb vadrágás a gyertyánt érte ($41 \pm 39\%$), ami helyi viszonylatban és az erdőtípusok között is kiemelkedő volt, de statisztikailag nem számított szignifikánsnak (Dunn: $p > 0.05$). Az erdőtípus teljes rágottsági aránya ($23 \pm 29\%$) statisztikailag megegyezett a cseresekre és a gyertyános-tölgyesekre jellemző értékekkel (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 (8. ábra). A főfafajok (bükk és tölgyek) egyetlen alkalommal sem minősültek preferáltnak, és Jacobs-index értékeik is negatív értéket vettek fel ($D = -0.16 - -1$). A gyertyán a legtöbb esetben preferált tápláléknak minősült. 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. Legalacsonyabb értékekkel a szeder, a vadrózsa és a galagonya szerepeltek,

sokszor elkerült fajként. Viszont ez nem jelenti azt, hogy a nagyvadfajok nem fogyasztottak belőlük.



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

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 vadragást nem regisztráltunk. Ám feltűnően magas a cserjeszint nélküli mintapontok száma, ami lokális problémát okozhat, káros mértékűvé emelve a környező meglévő cserjeszintű erdők és a főfafaj csemetéinek rágottságát.

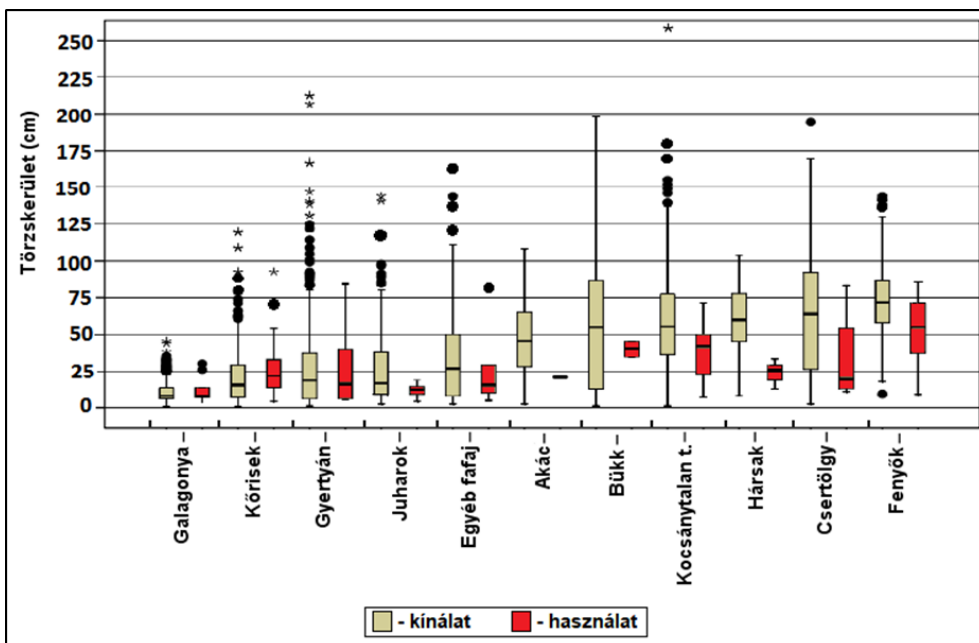
A főfafaj csemetesűrűsége éles különbséget mutatott bükkösök és tölgyesek között. Míg a bükkösökben a bükk csemetesűrűsége a 30 ezret is meghaladta, addig a tölgyesekben a kocsánytalan tölgy hektáronkénti csemeteszáma a hármezret sem érte el. A csertölgy sűrűsége erősen változó volt az erdőtípusok között (átlag 0.4 - 4.6 edb/ha), a kocsánytalan tölgyé kevésbé (átlag 1.7 - 2.8 edb/ha között). Gyertyános-tölgyesekben kiemelkedő volt a gyertyán csemetesűrűsége (5.5 ± 16 edb/ha). A rágott csemeték aránya bükkösökben volt a legalacsonyabb, bükk és gyertyán csemeték esetében is 5% alatt maradt a rágottság mértéke. Gyertyános-tölgyesekben a maximális

18% (± 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 60-80%-a a csúcshajtásán és oldalhajtásain is rágott volt. A fafajok közül a gyertyán csemetéi voltak a legrágottabbak ($18 \pm 10\%$). 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 legkevesebb sérült törzs bükkösökben, a legtöbb pedig cseres-tölgyesekben fordult elő. A bükk (0.3%) és a tölgyek (KTT: 2%; CS: 2.2%) valamennyi erdőtípusban csak kis mértékben sérültek, cseres tölgyesekben a szálanként talált bükk használati aránya viszont a szórványos előfordulása miatt magasnak mutatkozott (33%). Elsősorban a hársakon, a kőrisek közül a virágos kőrisen, ill. a juharokon találtuk a legtöbb vadnak tulajdonítható sérülést. A sérülések 79%-a hántás (107 eset), 14%-a agancsok okozott sérülés (19 eset) és 7%-a dörgölözés volt (9 eset). Preferencia csak kőrisek esetében jelentkezett cseres tölgyesekben ($D=0.67$, Bonferroni: $p<0.05$) és az egyéb lomb-elegyes erdőkben ($D=0.77$, $p<0.05$).

A használt törzsméreték középértéke – a kőriseket kivéve – mindig alacsonyabb volt a kínált törzsekénél (9. ábra). A legtöbb sérülés a 3 - 22 cm kerületű törzseken történt. A nagyvadfajok eltérő méretű törzseket használtak a kéreghántás (\bar{x} : 18 cm, interkvartilis tartomány: 14.8), az agancsverés (\bar{x} : 37 cm, IKT:14.6), és a dörgölözés során (\bar{x} : 51 cm, IKT:19 cm), ami statisztikailag is kimutatható volt ($p<0.0001$). Jelentőségük térségi szinten elhanyagolható volt, részben az esetek alacsony száma, részben a főfafajok elkerülése miatt is. Az elérhető törzsekkel rendelkező mintapontok kevesebb, mint 5%-án, és az összes vizsgált törzseknek (3693 db) csupán 3.8%-án találtunk nagyvad okozta sérülést.



9. ábra: A kínált és használt törzsméretetek, fajok szerinti bontásban. A fekete pontok a mediánhoz közeli kiugró értékeket, a csillagok mediántól távoli kiugró értékeket jelzik.

Vaddisznótúrások a bükkösökben fordultak elő legritkábban, a vizsgált 501 mintapont 7%-án. A talajbolygatás is itt volt a legenyhébb a többi erdőtípushoz képest, elsősorban az avarszintet érő és sekély túrások voltak jellemzőek. A tölgyesekben egyetlen erdőtípus esetében sem maradt 10% alatt a túrt pontok aránya (gyertyános-tölgyesek: 19%; cseres-tölgyesek: 16%; egyéb lomb-elegyesek: 13%). Megjelentek a mélyebb vaddisznótúrások is, de alapvetően a 2.5 m²-nél kisebb, foltszerű és sekély túrások maradtak gyakoriak. A feltúrt terület a gyertyános-tölgyesekben volt a legnagyobb (10.1% - 299 m²), ezt követték a cseres-tölgyesek (8.6% - 612 m²), majd a fenyő és egyéb lomb-elegyes erdők (5% - 277 m²). Az eredmények alapján a vaddisznótúrás nem jelent súlyos problémát a vizsgált mátrai területeken. Ez a vadhatás elsősorban a természetes felújítás előtt álló tölgyesekben okozhat időszakosan problémákat.

A vaddisznótúrások kivételével valamennyi vadhatásról elmondható, hogy megjelenésük szoros összefüggést mutatott a cserjeszint hajtáskínálatával. A magasabb kínálatú (de nem feltétlenül diverzebb) cserjeszint valamennyi erdőtípusban képes volt aggregálni a cserjeszintben és a fafajok csemetéin jelentkező vadragást 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. A vaddisznó hatásai nem egyértelműek a csemeték túlélésére nézve, hiszen a túrt foltokban nem jelentkezett szignifikánsan kevesebb csemete. A fekhelysűrűség magasabb volt azokban az erdőtípusokban, ahol dúsabb cserjeszint alakult ki.

3.6. 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 fejlesztettük 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 vadrágás, 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.

4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

4.1. Vadrágás hatása az akáccsemeték fejlődésére és a növényi kompetícióra a termőhelyi jellemzők háttérében

1) Az akác fejlődésében a termőhelyi adottságok bizonyulnak elsődleges korlátozó tényezőnek a vadrágással szemben. A tömődött, levegőtlen talaj és nagy lejtők különösen hátrányos tényezők az akác szempontjából (VÍTKOVÁ et al. 2015). Az elkerített területen viszont ezek a hatások érvényesülnek, amit az időjárás szélsőségei (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. hossz-változás 1. vs. 3. és 4. ábra), ami kedvezőtlen talajadottságok mellett hatványozottan jelentkezhet. A növények tápanyagfelvételére jelentős hatással van az elkerített terület talajának erősen savanyú kémhatása, 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, ezáltal a védekező képletek fejlesztését is.

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 allelopatiajának köszönhetően.

Az átlagos hosszúság- és hajtásszám változás adatok időről-időre magas szórása jelentős egyedenkénti variabilitásra utal, vagyis az akáccsemeték fejlődését és vadragással szembeni toleranciáját a lokális növényzeti folt fényviszonyai, vízellátása és a konkurens fajtársak/fajok egyedei is befolyásolták.

A kezelést követően az akáccsemeték rosttartalma kismértékben megemelkedett (2. táblázat), vagyis a fehérje-nyersrost arány romlása miatt kevésbé jelentett értékes táplálékot a növényevő patások számára. A rosttartalom természetes őszi megemelkedése, és a vadragás hatására romolhat az akác táplálkozási értéke. Természetes körülmények között ez a folyamat csökkentheti az ismételt vadragás esélyét a sérült csemetéken, javítva így a csemeték további életkilátásait.

4.2. 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. 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 elviselhetek a fényigényes akácnál.

Jó példa erre a mezei juhar kiugróan magas egyedsűrűsége (5. ábra) és térfoglalása. Sűrűsége a szabad területi érték többszöröse volt az elkerítésben, ami már a többi fásszárú fajra is korlátozó hatással lehet. A mezei juhar, a pionírokhoz hasonló tulajdonságokkal rendelkezik, úgymint a széles ökológiai spektrum vagy a kiváló társulásképeség (FRANK 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 növénytér kihasználása is (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 (SCHMIDT és TÓTH 2006). 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 mezei juhar elhatalmasodásnak.

Jelentősebb tölgy újulat megjelenésére 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.

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 ezen 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: esetükben 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.

4.3. Vadhatások jelentősége és kezelési lehetőségei a Mátrában

A Mátrában a cserjefajok hajtásai adták a növényevő nagyvadfajok fő táplálékforrását, amennyiben azok kellő gyakoriságban elérhetőek voltak. Elkerülhetetlennek látszik a vadrágás ténye az olyan fásszárúakon, amelyek kínálata átlép egy határt a cserjeszintben, ami lehetővé teszi, hogy a patások rendszeresen megtalálják az adott növényfajt. Eredményeink szerint ez többnyire 2000 db hajtás/ha sűrűség felett jelentkezik, és nincs közvetlen összefüggésben a patásoknak az adott faj iránt tanúsított preferenciájával, és a rágottság mértékével sem. Vagyis egy bizonyos mértékű rágottságra 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 és súlyosságú vadrágást. Ismerve az említett fafajok kínálatát, a felmérés során megállapított rágottság mértéke egyetlen erdőtípusban sem jelent mennyiségi korlátozó hatást a patások részéről, hiszen a hajtások és csemeték háromnegyede sértetlen volt! Ráadásul mindhárom fafaj elkerültnek minősült az összes vizsgált erdőtípusban (8. 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 vadrágás a csúcs- és oldalhajtásokat az esetek túlnyomó részében érintette. Felújulást illetően nem a csemeték rágottsági aránya, hanem az alacsony tőszám okozhat komoly problémákat, aminek hátterében számos környezeti hatótényező áll.

A gyertyán több esetben is kedvelt tápláléknak minősült (8. ábra), ami gyertyános- tölgyesekben és az egyéb lombelegyes állományokban tapasztalt rendkívül magas kínálata mellett már erős szabályozó nyomást feltételez a

növényevők részéről. Ezzel a szelektív táplálkozással a patások kiemelt szerepet játszanak a gyertyán visszaszorításában, amely gyors növekedésével komoly konkurenciája a tölgyeknek és a bükknek is.

Kiemelt problémaként kezelendő, hogy a vizsgált mintapontok feléről hiányoztak a fásszárúak hajtásai, tehát nem volt elérhető cserjeszint. Az ilyen területek megemelhették a közeli táplálkozó foltok használatát. Emiatt fordulhatott elő, hogy a dúsabb hajtáskínálattal rendelkező mintapontokon magasabb vadragás jelentkezett cserjeszintben és a csemetéken, továbbá a törzssérülések gyakorisága is megemelkedett. Mindezek ellenére a nagyvadfajok rágása korántsem jelent térségi szintű korlátozó hatást, és a „*botrányos mértékű hatás*” megközelítés (FRANK és SZMORAD 2014) is átgondolandó. A lokális vadhatás problémák háttérben sem csupán a magas vadsűrűség áll (GERHARDT et al. 2013), ezért a vadállomány csökkentés önmagában nem vezethet hosszú távon eredményre.

A hajtásrágáshoz hasonlóan a patások törzshasználata esetében is kimutatható bizonyos szelektivitás (FEHÉR et al. 2016c). Válogató használat nemcsak fafajok, hanem törzsméretük szerint (9. ábra) is jelentkezik. A patások a kéreghántás, agancstisztítás és dörgölözés céljából különböző fafajhoz tartozó és különböző méretű törzseket kerestek fel. Ezért a kedvelt fafajok a patások számára ideális átmérő eloszlás mellett fokozottan ki lehetnek téve az ilyen vadhatásoknak. A sérült törzsekkel rendelkező mintapontok egy tisztítás korú állománynak megfelelő törzssűrűséggel rendelkeztek. Figyelembe véve a sérült törzsek faji megoszlását és a tény, hogy a vadhatással érintett mintapontok háromnegyedén legalább egy törzs épen maradt, a patások kedvező irányban is befolyásolhatják az erdő elegyarányát, mintegy kiegészítve az erdészeti beavatkozások hatásait!

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). Nem találtunk egyértelmű összefüggést: 1) a csemetesűrűség és a feltúrt területek mérete között; 2) a csemeték előfordulása és a túrások gyakorisága között. Ráadásul a teljesen feltúrt mintapontokon kimutathatóan több csemete fordult elő. Mindezek alapján a vaddisznótúrás csak lokálisan alacsony csemetesűrűség esetén, más vadhatásokkal együtt lehet jelentős korlátozó tényező.

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.

5. AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉHEZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK

IMPAKT FAKTORRAL RENDELKEZŐ FOLYÓIRATBAN MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK:

Fehér Ádám, Szemethy László, Katona Krisztián (2016): Selective debarking by ungulates in temperate deciduous forests: preference towards tree species and stem girth. *European Journal of Forest Research* 135(6): 1131-1143. p.

IDEGEN NYELVŰ REFERÁLT FOLYÓIRATBAN MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK:

Fehér Ádám, Katona Krisztián, Bleier Norbert, Hejel Péter, Szemethy László (2014): Monitoring of ungulate impact in Hungarian forested Natura 2000 sites. *REVIEW ON AGRICULTURE AND RURAL DEVELOPMENT* 3:(1) pp. 126-130.

MAGYAR NYELVŰ REFERÁLT FOLYÓIRATBAN MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK

Fehér Ádám, Katona Krisztián, Szemethy László (2016): Okozhatnak-e a csülkös vadfajok térségi szintű problémákat a Mátra erdőiben? *VADBIOLÓGIA* 18: pp. 17-26.

Katona Krisztián, **Fehér Ádám**, Szemethy László, Saláta Dénes, Pápay Gergely, S.-Falusi Eszter, Kerényi-Nagy Viktor, Szabó Gábor, Wichmann Barnabás, Penksza Károly (2016): Vadrágás szerepe a mátrai hegyvidéki gyeppek becserjésedésének lassításában. *GYEPGAZDÁLKODÁSI KÖZLEMÉNYEK* 14:(2) pp. 29-35.

Penksza Károly, **Fehér Ádám**, Saláta Dénes, Pápay Gergely, S –Falusi Eszter, Kerényi-Nagy Viktor, Szabó Gábor, Wichmann Barnabás, Szemethy László, Katona Krisztián (2016): Gyepregeneráció és vadhatás vizsgálata cserjeirtás után parádóhutai (Mátra) mintaterületen. GYEPGAZDÁLKODÁSI KÖZLEMÉNYEK 14:(1) pp. 31-41.

Fehér Ádám, Katona Krisztián (2015): Mesterséges vadrágással kezelt akác hajtásvégek elszáradásának vizsgálata. VADBIOLÓGIA 17: pp. 8-12.

Fehér Ádám, Tóth Bálint, Heltai Miklós (2015): Agrár-környezetgazdálkodási programok és különböző művelésű agrárterületek hatása az énekesmadarak fajdiverzitására. TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK 13:(1) pp. 19-31.

Katona Krisztián, **Fehér Ádám**, Szemethy László (2015): Vadkár-okozók állománycsökkentésétől a növény-növényevő kapcsolatrendszerek többoldalú kezeléséig. TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK 21: pp. 108-115.

Katona Krisztián, **Fehér Ádám**, Bleier Norbert, Hejel Péter, Szemethy László (2015): Patások erdei élőhelyeken tapasztalható hatásainak felmérése: a vadhatás monitoring. VADBIOLÓGIA 17: pp. 1-7.

Fehér Ádám, Katona Krisztián (2013): Spontán beerdősülő területek és a nagytestű növényevők hatása: lehetőség a fenntartható gazdálkodásra. TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK 11:(2) pp. 197-204.

MAGYAR NYELVŰ KÖNYVFEJEZET:

Szemethy László, **Fehér Ádám**, Heltai Miklós, Patkó László, Szabó László, Katona Krisztián (2016): Vadgazdálkodási javaslatok Natura 2000 fenntartási tervek készítéséhez. In: Bérczi Szabolcs, Fabók Veronika, Fehér Ádám, Heltai Miklós, Kalóczkai Ágnes, Katona Krisztián, Kelemen Eszter,

Kovács Eszter, Králl Attila, Margóczy Katalin, Marticsek József, Mihók Barbara, Ónodi Gábor, Patkó László, Szabó László, Szemethy László, Standovár Tibor, Szmorad Ferenc, Tímár Gábor Gallai Zsófia (szerk.): Módszertani kézikönyv a Natura 2000 fenntartási tervek készítéséhez. Printorg, Budapest, pp. 85-96

ISMERETTERJESZTŐ FOLYÓIRATBAN MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK:

Fehér Ádám, Katona Krisztián (2013): Akácrágás: vadkár vagy vadhatás? ERDÉSZETI LAPOK CXLVIII:(9) pp. 278-281.

Fehér Ádám, Katona Krisztián (2011): Vadkárérzékenység, vadkár, és az akác. ERDÉSZETI LAPOK CXLVI:(2) pp. 49-51.

*NEMZETKÖZI KONFERENCIÁN TARTOTT ELŐADÁSOK
PUBLIKÁCIÓI:*

Fehér Ádám, Szabó Boglárka, Katona Krisztián, Pósa Patrícia, Centeri Csaba (2016): Effects of soil structure, nutrient availability and humus content on vegetation dynamics in a Turkey oak-sessile oak forest, Hungary. Proceedings of the 15th Alps-Adria Scientific Workshop, Mali Lošinj, Horvátország, április 25-30., pp. 231-234.

Fehér Ádám, Szabó Boglárka, Centeri Csaba (2014): Effects of soil properties and simulated browsing on oak-black locust competition in an oak dominated forest. In: Celkova A (szerk.): 21st International Poster Day and Institute of Hydrology Open Day: Transport of water, chemicals and energy in the soil-plant-atmosphere system. pp. 4-5. Bratislava, Szlovákia.

Fehér Ádám, Katona Krisztián, Szemethy László (2014): Selective tree-trunk utilization of ungulates in Natura 2000 forests of Mátra Mountains. In: Zimmermann Zita, Szabó Gábor (szerk.): "II. Sustainable development in the Carpathian Basin" international conference. pp. 7-9. Budapest.

HAZAI KONFERENCIÁN TARTOTT ELŐADÁSOK PUBLIKÁCIÓI:

Fehér Ádám, Katona Krisztián, Szemethy László (2016): Vadhatások monitorozása: nagyhatású emlős vadfajok szerepének mérése sérülékeny fajok és élőhelyek védelmében. In: Csorba G, Kovács-Hostyánszki A, Németh A, Szepesváry C, Vili N (szerk.) X. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia: Műhelytalálkozó „Zászlóshajók, karizmák és esernyők: mit tehet az emlőskutatás a természetvédelemért”. Konferencia helye, ideje: Mórahalom, Magyarország, 2016.04.01-2016.04.03

Fehér Ádám, Katona Krisztián (2016): Vadrágás hatása az akác-tölgy kompetícióra cseres-tölgyes állományban. VI. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, 2016. március 18.

NEMZETKÖZI KONFERENCIÁN MEGJELENT POSZTEREK:

Fehér Ádám, Katona Krisztián, Szemethy László (2015): Ungulate impact monitoring: a tool for adaptive forest ecosystem management. STUDENT CONFERENCE ON CONSERVATION SCIENCE, 2015, Tihany

Katona Krisztián, **Fehér Ádám**, Bleier Norbert, Hejel Péter, Szemethy László (2015): Monitoring selectivity patterns: a tool to manage ungulate-related conservation problems. ICCB-ECCB 2015: 27th International Congress for Conservation Biology- 4th European Congress for Conservation Biology: Mission Biodiversity: Choosing new paths for conservation 777 p.

Katona Krisztián, **Fehér Ádám**, Szemethy László (2014): Evaluating the impact of wild boar on oak regeneration in Hungary. In: Policnik H, Pokorny B (szerk.): Abstracts of the 10th International Symposium on Wild Boar and Other Suids: p. 99. Velenje, Szlovénia.