



Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Vadvilág Megőrzési Intézet

Növényevő nagyvadfajok akác-rágásának vizsgálata

Készítette: Fehér Ádám

Belső konzulens: Dr. Katona Krisztián, egyetemi docens
Intézetigazgató: Dr. Csányi Sándor, egyetemi tanár

Gödöllő
2012

Tartalomjegyzék

I. Bevezetés.....	3
II. Irodalmi áttekintés.....	6
2.1. Erdő és vad: konfliktus vagy kapcsolat?	6
2.1.1. Miért éppen a szimulált vadragás?	8
2.2. A változatos kínálat játékos hatásáról.....	10
2.3. A fehér akác bemutatása és hazai erdőgazdasági szerepe	11
III. Anyag és módszer	12
3.1. A vizsgálati terület bemutatása.....	12
3.2. Dominancia-preferencia vizsgálat a kínálat és rágtassági adatok alapján	14
3.3. Szimulált vadragással kezelt akác vizsgálata.....	15
3.4. Statisztikai elemzések a szimulált vadragás adatainak elemzéséhez	17
IV. Eredmények	18
4.1. A dominancia-preferencia vizsgálatok eredményei.....	18
4.2. A szimulált vadragás vizsgálatokról kapott eredmények	20
4.2.1. Az öszön kezelt csoporttól és kontroll csoportjától származó eredmények	20
4.2.1.1. Magassági adatok	21
4.2.1.2. Hosszúsági adatok.....	23
4.2.1.3. Törzsátmérő adatok.....	24
4.2.1.4. Hajtásszám adatok.....	25
4.2.1.5. Levélszám adatok.....	26
4.2.2. A tavaszon kezelt csoporttól és kontroll csoportjától származó eredmények	28
4.2.2.1. Magassági adatok.....	28
4.2.2.2. Hosszúsági adatok.....	29
4.2.2.3. Törzsátmérő adatok.....	29
4.2.2.4. Hajtásszám adatok.....	31
4.2.2.5. Levélszám adatok.....	32
V. Értékelés.....	33
5.1. A preferencia vizsgálatból levont következtetések	33
5.2. A szimulált vadragás vizsgálatok értékelése	35
5.3. Összegzés.....	37
VI. Összefoglalás	38
VII. Köszönetnyilvánítás	40
VIII. Felhasznált irodalom	41
IX. Nyilatkozat	46

I. Bevezetés

Számos ismeretterjesztő, szakmai-tudományos irodalom foglalkozik a növényevő állatok és növények kapcsolatának bemutatásával, vagy éppen a részletekbe menő vizsgálatainak leírásával. A bennük tárgyalt növényevő fajok és a növényfajok közötti viszony egyfajta „lebutított” – de semmiképp sem primitív – ragadozó-zsákmány kapcsolatnak is felfogható, hiszen a ragadozóknak a zsákmányfajok sűrűségváltozására adott (viszont)válaszai – funkcionális, numerikus, fejlődési válaszok – a növényevő fajok esetében is nagyon hasonlóak.

A növényevők, köztük kérődző nagyvadfajaink valóban élettani működési és számbeli választ adnak a táplálékkészlet változásaira (Caughley & Sinclair, 1994). A táplálékul szolgáló növényfajok viszont gyakran nem pusztulnak el, de súlyosan károsodhatnak (Csányi, 2007). E két megállapítás a legtömörebben írja le napjainkban a vadgazdálkodási és az erdészeti ágazat között feszülő vadkár problémák alapvető okát. Az erdőgazdálkodók fő gondként a növényevő nagyvad túlszaporodását hangoztatják az említett numerikus válasz gondolatmenetén elindulva, és rendre az erdősítések kivitelezhetetlenségéről számolnak be. A vad károsítása miatt elhalt, vagy erősen sérült csemetéken túlmenően a növekedésben visszamaradt, alakhibás egyedek megjelenését is (Kondor, 2009) elsősorban a vad negatív hatásaira vezetik vissza. Le kell szögeznünk azonban, hogy egy ragadozófaj – jelen esetben pedig egy növényevő nagyvadfaj – táplálékbázisának felderítése sokkal könnyebb, mint ugyanazon ragadozófaj pontos hatásának meghatározása a prédafajra – növényfajra – nézve (Heltai, személyes közlés).

Nem elég tehát csupán azt vizsgálunk, hogy mit és milyen mértékben fogyasztanak kérődző nagyvadjaink, ha a számukra táplálékként szolgáló növényfajok jövőbeli életkilátásait is fel akarjuk térképezni. Éppen ezért veszélyes egyedül a táplálékpreferencia-vizsgálatok alapján a *vesztes* /vad által preferált/, valamint *győztes* /vad által elkerült/ növényfajok (Rooney & Waller, 2003) elkülönítése. Torzíthatja a növényevő nagyvad megítélését az adott térségben uralkodó erdőgazdálkodói szemlélet, így az azon alapuló erdőkezelés is (Kramer et al., 2006). Ezek folyamányaképpen a vadnak az erdőállományok szerkezetét és összetételét negatívan befolyásoló hatásai maximálisan kiütközhetnek. A bűnbakká formált nagyvad képzelte túlszaporodása nélkülözhetetlenné teszi annak apasztását, ám vadkár továbbra is jelentkezik. Valójában a probléma forrása nem a vadlétszám elviselhetetlen mértékű megnövekedése, hanem az a szegényes táplálékkínálatot nyújtó erdei élőhely, melyet alapvetően a főfafajok érdekében tevékenykedő erdőgazdálkodási mód szorgalmaz.

Emiatt nem lehet elégszer hangsúlyozni az erdők cserjeszintjének a növényevő nagyvad táplálkozásában betöltött alapvető szerepét (Mátrai & Szemethy, 2000; Szemethy et al., 2004; Barančková, 2004; Heinze et al., 2011). Ám ennek ellenére a cserjeszint eltávolítása a vágásosan kezelt és az ültetvényszerű erdőkben a mai napig bevett gyakorlat (Szmorad et al., 2002, Katona et al., 2011). Gossow (2002) „antropogén hatások generálta vadkár” implikációjához hasonlóan feltehetnénk a kérdést, hogy melyik tényező a kiszolgáltatottabb: Vajon az erdő a homogenitás és a hiányos aljnövényzet következtében felszaporodó vadkár miatt, vagy az ebből élni „kénytelen” növényevő nagyvadállomány, amely bármikor kártékony fajnak titulálható az aktuális gazdasági helyzet apropóján?

Előítéletektől mentes hozzáállással pedig azt válaszolhatnánk: Mindkettő. Gyakran ugyanis sokan elfelejtik, hogy az erdő és a vad egymással szervesen összefüggő rendszert alkot, és a hatás valójában kölcsönhatás. Ha úgy tetszik, a természetben nem különül el egymástól az erdő- és vadgazdálkodás. Az egyes fafajok egyedeit a károsításuk előtt és után huzamosabb ideig, közvetlenül megfigyelő vizsgálatok meglepően alacsony számúak, legalábbis a publikált hazai kutatások között csak elvétve találni ilyen módszerrel dolgozót. A kizárásos kísérletek nem szolgáltatnak pontos adatokat a fafajok növekedésére vonatkozóan, hiszen az elkerített területeken a szabad környezethez képest egyes bolygatások felerősödhetnek, míg mások a megszűnésig csökkenhetnek. Az erdei vadkárbecslési módszerek eredményei úgyszintén kevés információval rendelkeznek a vad által a faállományban okozott változások valódi hatásait illetően. Továbbá az erdei vadkár elviselhető mértékének meghatározása meglehetősen bizonytalan, és az érdekelt felek részéről óhatatlanul, általában számos érzelmi elemet is tartalmaz (Náhlik & Tari, 2006). Éppen ezért szükséges annak vizsgálata, hogy a fafajokat érintő rágás valóban mindig vadkárként jelentkezik-e – *a csúcshajtás lerágásával vagy letörésével okozott megtérítendő kár* –, vagy csak egy semleges, vagy akár pozitív vadhatásként.

Mindenkori legjobb módszernek tehát az ígérkezik, amely képes arra, hogy a reprezentatív mintát képező faegyedek növekedési-fejlődési változásait rendszeresen, csaknem monitoringszerűen nyomon kövesse, és arról számszerűsíthető adatokat szolgáltatson. Ilyen szisztéma mentén alkalmazható a szimulált vadrágás, a mesterségesen generált vadkárral sújtott faegyedeket egy érintetlen kontrollcsoporttal összehasonlító vizsgálatssorozat is.

A jelen dolgozat tárgyát képező fehér akác */Robinia pseudoacacia L./* fiatal egyedeit úgyszintén hajtás visszavágással kezeltem, remélve azt, hogy rövidtávon is statisztikailag kimutatható eltérések jelentkeznek egy hasonló korú egyedekből álló kezeletlen csoporthoz képest.

Helyszíneként egy, a vizsgálatsorozat szempontjából kedvező adottságokkal rendelkező természetes módon beerdősülő területet választottam, ahol az említett fafaj néhol csertölgygel (*Quercus cerris*) elegyesen, de mindvégig uralkodó mértékben van jelen a változatos korú állományokban.

Egyrészt a szimulált vadrágás módszertana, másrészt a területet érintő korábbi szakdolgozatomból származó tapasztalatok, harmadrészt pedig a területről származó információk finomították a bennem megfogalmazódó kérdéseket, melyek ekképpen körvonalazódtak:

- ❖ Tanúsítanak-e preferenciát a növényevő vadfajok az akác iránt? Ha igen, mekkora mértékben? Hogyan alakul ez, ha a cserjeszintben más fajok is kellő változatosságban lelhetőek fel?
- ❖ Hatással van-e a szimulált vadrágás egy olyan erőteljes növekedésű-fejlődésű fafajra, mint amilyen az akác? Ha igen, miként és hogyan számszerűsíthető ez?
- ❖ Vajon a gyengébb–fiatalabb–fejletlenebb akác példányok rosszabbul tűrik a mesterséges visszavágást, mint az idősebb és egyben erősebb társaik?
- ❖ A kezelés hatásaként jelentkezik-e valamilyen speciális változás a szimulált vadrágással érintett egyedeken?

II. Irodalmi áttekintés

2.1. Erdő és vad: konfliktus vagy kapcsolat?

Hazánkban az erdőgazdálkodás és a vadgazdálkodás egymással gyakran kevésbé összehangoltan tevékenykedő ágazatot képez (Katona et al., 2011). Külföldön szintűgy lehet találkozni hasonló helyzettel (Donaubauer, 1994 idézi Reimoser, 2003), ami maga után vonja a szakmák képviselői közötti konfrontációt is. Valójában tehát az erdő és a vad között feszülő ellentétek a különálló ágazatok különálló érdekeinek konfliktusát jelentik (Gossow & Reimoser, 1985). A túlzottan elfogult kritikák szerint *a vadgazda a minél nagyobb állomány nagyság fenntartása, semmint az ökoszisztéma megőrzésében érdekelt* (Schaller, 2007). Az ilyen egyoldalú megközelítés legnagyobb hibája az, hogy a soktényezős/sokszereplős erdei életközösségből csakis a vadat és annak kizárólagos negatív hatásait ragadja ki. Az erdei ökoszisztémával gazdálkodók éppúgy egymásra utaltak, ahogy a világon minden és mindenki – továbbá a megváltozó erdőgazdálkodási módok miatt egy adott nagyságú vadsűrűség is nagyon eltérő hatást képes kifejteni ugyanarra az erdőterületre (Bleier et al., 2010).

Számos esetben helyezik előtérbe például az erdők bizonyos – gazdasági szempontból meghatározó – funkcióit (Adamowicz et al., 2003), egyfajta rendeltetéssé kovácsolva azt. Probléma rendszerint akkor jelentkezik, amikor az elsődleges rendeltetés – leggyakrabban a faanyagtermelés – fokozott intenzitása következtében megakadályozza a többi, eredendően kedvező funkció érvényre jutását. Jó példája ennek az erdőállományok elegyes szerkezetének a homogenitás felé történő eltolódása (Noss, 1993), az aljnövényzet ismétlődő kiápolása (Katona et al., 2011), de az egykorú-egyszintű monokultúrák létrehozása (Thompson et al., 2003) is. Tehát a változatosság csökkenésében – a természetes bolygatások mellett – az erdőkezelésnek legalább ekkora szerepe van (Halpern & Spies, 1995). Elég csak a – hazánkban széles körben alkalmazott – vágásos művelésre gondolni, ahol a kezelési tervekben foglalt és rendszeres gyakorlattá váló erdőnevelési-állománynevelési munkák az egyes erdőállományok elegyarány viszonyait fokozatosan módosító – rendszerint az elegyfajok részarányát csökkentő – tényezőként lépnek fel (Standovár, 1996). A leginkább vadkárveszélyes időszak rendszerint felújítás során jelentkezik, hiszen a kezdeti ápolás szinte csak a főfafaj csemetéinek jelenlétét engedi meg, vagyis homogenizálásra törekszik.

Viszont az ilyen erdőkben még mindig kedvezőbb élőhelyi feltételek állnak rendelkezésre, mint azokban a faültetvényekben, amelyek elsődleges célja a fatermelés (Evans, 1997). Tudjuk, hogy a homogén faállományok szinte minden tekintetben kisebb ellenálló képességgel rendelkeznek az elegyes, változatos cserje és gyepszinttel rendelkező erdőkhez képest (Ammer et al., 2010). Jóllehet, az intenzíven kezelt ültetvényerdőkben végzett tisztítások és a „gyomirtás”, pozitív hatást

gyakorolnak a főfafaj növekedésére azáltal, hogy csökkentik mind az interspecifikus, mind az intraspecifikus kompetíciót (Jactel et al., 2009). E paradoxon miatt is nehezen észlelhető az ilyen állományok sérülékenysége, és gyakoribb a túlszaporodott – emiatt tetemes károkat okozó – nagyvadállományra (Landgraf et al., 2011) való hivatkozás.

Beláthatjuk tehát, hogy az ilyenkor jelentkező vadkár mértéke sokkal inkább függ a helyben hozzáférhető növényfajok változatosságától, mint az itt megnövekedő vadállomány sűrűségétől. Vagyis egyik növényevő nagyvadfaj állományának sem kell túlszaporodottnak lennie a károkozáshoz. Elég, ha a „számára” kialakított környezet ezt lehetővé teszi. A vad 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 (Völck, 1998 idézi Reimoser, 2003).

Továbbá az egyes fafajok reagálása az ilyen károsításokra rendszerint más és más. A terület vadállománya mellett a termőhelyi sajátosságok – kiváltképp a csapadék – legalább ennyire meghatározóak a növények morfológiai, anatómiai és fiziológiai jellemzői szempontjából (Díaz et al., 2006), különösen, ha kisebb régiók helyett biotopok szintjén vizsgálódunk.

Az „erdő-vad konfliktus” egyik megoldása a kompromisszumkeresésben rejlik, amely mindkét oldal – erdész és vadgazda – áldozatkész hozzáállását kell, hogy jelentse. Európa területéből 1000 millió ha-t foglalnak el az erdők és a különböző fás területek, melyek a nyugati civilizáció számára elképzelhetetlenek lennének többletfunkciók és szolgáltatások nélkül (Johann, 2006). Az erdő faanyagtermelő funkciója Európában sem kérdéses. Jó példa erre Németország, ahol az évente kitermelt fa mennyiség közel háromszorosa Japánénak, holott ez utóbbi ország dupla akkora erdőterülettel rendelkezik (Schaller, 2007). Itt jönnek képbe a hazai faültetvények is: Ültetvényszerű erdőgazdálkodásunk a gyorsan növekvő fafajok – akác, nyár, fűz – termesztésével jelentősen tehermentesíti a természeteshez közeli állapotú erdeinket, és főként az akác, az erdei- és feketefenyő révén segíti a határtermőhelyek kihasználását is (Somogyi & Illés, 2009).

Vagyis az erdőnek, mint egy több irányba „rángatott” élő rendszernek egy olyan összetett szemléletű, de egységes kezelését kell kialakítani, ami a részben ellenérdekeltektől ágazatok igényeit egyaránt kielégíti hosszú távon is (Fehér & Katona, 2011). Ehhez viszont számos olyan vizsgálatra van szükségünk, amelyek részleteiben is megvilágítják, hogy milyen konkrét hatással vannak a nagytestű növényevők a ragadozókra, az élőhelyre, magára az emberre, és nem utolsósorban az élőhely táplálékhálózatára, tehát a növényfajokra nézve (Weisberg & Bugmann, 2003).

2.1.1. Miért éppen a szimulált vadragás?

A kérdés megválaszolására kézenfekvőnek bizonyulnak a növények-növényevők közötti interakciókkal foglalkozó tudományos elméletek, amelyek közül a három legfontosabbat Carter (1994) gyűjtötte össze doktori disszertációjában:

- Az első elmélet magyar elnevezése az *egyensúlyi hipotézis*. Ebben az esetben a növényevő populáció a logisztikus növekedési modell szerint növekedik a K – vagyis az eltartóképesség – szintjéig, azon kismértékben túllő (Riney, 1964 idézi Carter, 1994). Az élőhely leromlása miatt a populáció csökkenni kezd, de a továbbiakban már a K szintje is alacsonyabbra kerül. Végül a populáció a kisebb K szintnél kerül egyensúlyba környezetével. *Az elmélet számunkra fontosabb része viszont az, hogy az egyre romló minőségű élőhelyen csak azok a növényfajok maradnak fenn, melyeket az állatok eddig – rossz ízük, kedvezőtlen összetételük, nehéz hozzáférhetőségük miatt – sorozatosan elkerültek.* A továbbiakban tehát ezek határozzák meg táplálkozásukat, és ezen keresztül dinamikájukat is.
- Kevésbé szokványos, de annál érdekfeszítőbb a második elmélet – *megkönnyítés és visszacsatolás* –, miszerint *a vad a növény hajtásainak/leveleinek lerágásával stimulálja annak produktivitását, ezáltal növelve a preferált növények arányát a vegetációban* (McNaughton, 1979 idézi Carter, 1994). Egyúttal azt is feltételezi, hogy az eltartóképesség szintje a vadlétszám növekedésének megindulásával egy bizonyos ideig növekedni fog, mivel a kedvelt növényfajok – a produktivitás megemelkedése miatt – kezdik kiszorítani a nem fogyasztott/elkerült növényfajokat!
- Végül a harmadik hipotézis – *nagy területű túlhasználat* – nagyban hasonlít az elsőre azzal a különbséggel, hogy itt az eltartóképesség fölé növekedett populáció az összeomlást követően nem kerül egyensúlyba a környezetével, hacsak nem történik emberi beavatkozás – létszámszabályozás vagy kiegészítő takarmányozás – a populáció fennmaradása érdekében (Dyksterhuis, 1949 idézi Carter, 1994). Az élőhely leromlása itt a növényevő populáció felszaporodásával egyre gyorsuló ütemben nő, míg csak néhány kevésbé vagy egyáltalán nem fogyasztható növényfaj marad meg. Tehát a külső beavatkozások itt a minimális életképes populáció fennmaradását szolgálják.

Nyilván a fenti elképzelések elméleti jellegűek, viszont számos olyan részletet tartalmaznak, amelyeket az erdő-vad konfliktust érintő kérdésekben nem lehet megkerülni. Különösen érdekes lenne például a második elmélet igazolódása egyes növényfajok esetében.

Éppen ezért tűnik célszerűnek a szimulált vadragás vizsgálata egy olyan fafajon /akác/, amely a bolygatott, korai szukcessziós stádiumú területeket az elsők között népesíti be (Clark et al., 1998 idézi Richburg et al., 2002), és a mérsékelt éghajlatú területektől kezdve a szubtropikus klímáig bezárólag változatos termőhelyi feltételek között képes megélni (Rédei et al., 2008).

A szimulált vadragást alkalmazó külföldi kutatások is azt bizonyítják, hogy ezt a módszert számos kérdés megválaszolására lehet felhasználni, mind önmagában, mind más technikákkal kiegészítve. Teaschner & Fulbright (2007) 5 károsítási kategóriát kialakítva feltételezte azt, hogy a visszavágás serkenti az ostorfa Amerikában található alfajának *Celtis pallida* biomassza produkcióját. Egy másik kezelt fajtól, az akáciától *Acacia rigidula* pedig csökkent produkciót vártak. Ezzel ellentétben az erőteljesebb-fokozott hajtásképződés éppen az akáccal rokon akáciát – mindketten pillangósvirágúak *Fabaceae* – érintette, nem pedig a célzott ostorfafélét.

Hjältén et al. (1993) csupán a vezérhajtás eltávolításával, illetőleg a levélzettől való megfosztással vizsgálták a molyhos nyír *Betula pubescens* reakcióját az ilyesféle bolygatásokra. Megállapították, hogy kiritkult állományokban a kezelt fiatal egyedek erőteljesebb növekedéssel igyekeztek mintegy kompenzálni a rajtuk esett károkat. A sűrűbb foltokban álló egyedeken viszont semmilyen radikális hatást nem okozott a visszavágás, az ott lévő példányok arra mindvégig érzéketlenek maradtak. Ezek alapján nem volt egyértelműen eldönthető, hogy a kezelés pozitív vagy negatív hatást gyakorolt-e a vizsgált – egyébként pionír – fajra.

Lägerström et al. (2011) három növényfaj – egy pillangósvirágúak közé tartozó cserjeféle (*Carmichaelia odorata*), egy ligetszépefélékhez tartozó kis növéssű fafaj *Fuchsia excorticata*, és egy csónakfaféle örökzöld közép magas fafaj *Weinmannia racemosa* – fejlődésére voltak kíváncsiak az időszakos visszavágás mellett, de kutatásukban a talaj tápanyagtartalmának hatásait is figyelembe vették. Eredményeikből kiderült, hogy – az akáchoz hasonlóan – a nitrogént megkötő *Carmichaelia* a többi fajhoz képest erősebben reagált, különösen a növény tápanyagforgalma, illetve tápanyag háztartása élenkült meg a kezelések hatására. Ezzel szemben a másik két faj esetében csökkent növekedésről és a levélzet csökkenő foszfortartalmáról számoltak be.

Az ilyen kutatások többségéről elmondható, hogy a kezelt növényfajok rendszerint csak a legintenzívebb kezelések hatására károsodtak maradandóan, és felépülésükben más tényezők – megvilágítottság, vízellátás, talajminőség és tápanyagtartalom – meghatározó szerepet játszottak. A fafajok vadkárhoz való viszonyulását tehát a gondos termőhely választás is befolyásolja.

2.2. A változatos kínálat jótékony hatásáról

Miként az fentebb is említésre került, az erdők elegyessége, növényi fajgazdagsága, egyfajta alternatív táplálékforrásként szolgál növényevő nagyvadjainknak. Mi több, a kedvelt cserjefajok jelentős többlet biomasszát biztosíthatnak, így a rágást is elvonhatják az esetleg kevésbé kedvelt főfafajokról (Katona et al., 2007). Egyes cserjék meghatározó jelentőségéről több kutatás is beszámolt, példaként említhető a bodza (Mátrai et al., 2004), a szeder (Prokešová, 2004) vagy a som (Katona et al., 2007). A kökény jórészt csak időszakosan játszhat szerepet a táplálékválasztásban, amikor hajtásvégei még zöldek és tövisei még nem fejlődtek ki teljesen, ahogyan arra Boulanger et al. (2009) megállapításaiból is következtetni lehet. Hasonlóképp viszonyulhat a nagyvad a galagonyához is, miként azt Illius et al. (2002) ennek a növénynek tövisektől való megfosztásával is igazolták. Az ágtövist-tüskét fejlesztő cserjék továbbá nemcsak saját magukat, hanem – kellő sűrűségben – a szomszédos fafajokat is megvédhetik a komolyabb károsítástól (Rebollo et al., 2002). A lényeg ezek közül viszont az, hogy a fafajokat érő károsítás rendre kisebb lehet, ha ésszerű határok között teret engedünk az alternatív táplálékot biztosító cserjék kifejlődésének.

Továbbá a felhagyott területeken megjelenő fásszárú cserje- és fafajok mellett, hogy diverzebbé teszik az állomány struktúráját, szerepet játszanak számos szennyezőanyag kiszűrésében, valamint bűvőhelyként és zöld folyosóként is funkcionálnak (Prach & Pyšek, 1994). A holtfa szórványos jelenléte is emeli az ilyen területek szerepét, hiszen az epifita növények, mohák, szaproxilofág gombák fontos – viszont gyakran alábecsült – szerepet játszanak az erdők növényi fajgazdagságának kialakításában és megőrzésében (Vandekerkhove et al., 2005).

Ám ezeket a kínálkozó előnyöket az erdőgazdálkodás gyakran nem veszi figyelembe – főleg csak a természetközeli üzem módok alkalmazása során –, a különböző cserjefajokat a leendő elegy fafajok csemetéivel együtt már sűrűség korban kiápolják az állományból (Barančuková et al., 2007; Katona et al., 2007). Ennél is aggasztóbb, hogy a cserjefajokon jelentkező rágást többféle szakirodalmi forrás (Ammer et al., 2010; Stritar et al., 2009; Cording, 2006) a fafajokkal egyenértékű visszafordíthatatlan kárként – biodiverzitás csökkenés, talajminőség változás – könyveli el. Arra vonatkozóan viszont, hogy a szarvasnak, őznek, stb., ezek helyett mit kellene egyáltalán fogyasztania, semmilyen információt nem közöl. Több esetben marad tehát a „bármit is csinál az káros” megközelítés.

A napjainkban jórészt csak monokultúrában termesztett akácok esetében Bakkay (1956) még megemlíti azok elegyítését és felsorolja azokat a – kíméletre ugyancsak érdemes – cserjéket, melyek akár egy ültetvényben is természetes módon megjelenhetnek.

2.3. A fehér akác bemutatása és hazai erdőgazdasági szerepe

Több tudományos kutatás alapján is egy magas fehérje és alacsony rosttartalmú pillangósvirágú *Fabaceae*/ növényről van szó (Strode, 1977; Elliot et al., 2002), amely kedvező táplálkozás-élettani hatásai miatt gyakran szerepel a növényevő nagyvadfajok táplálékában (Mátrai et al., 2004). Gyorsan növő (Gould et al., 2004), rövid vágáskorú fafaj, ami töről és gyökérről egyaránt jól sarjad (Stringer & Carpenter, 1986 idézi Brinks, 2010). Legegyszerűbb felújítási módja sem történik másként, mint sarjadztatással (Zaldivar-Garcia et al., 1991), és rendkívül jól tűri a zöldnyesést (Nyári, 2006). Ezzel viszonylag rövid idő alatt erőteljes törzs- és magasságnövekedés érhető el, jövedelmezősége a talajminőséggel arányos (Madrueno idézi Donkó, 1999). Magyarországon az akác idegenhonos fafaj, ám magas növedéke, rövid vágásfordulója miatt leginkább a hazai faellátás javulása, az exportlehetőségek kihasználása, valamint a tőkebefektetés gyors megtérülése szempontjából kap kiemelt szerepet (Erdős, 1999), elsősorban monokultúras faültetvényekben.

Széleskörű feldolgozhatóságával – ipari-fa, tűzifa, gőzölt akác – kivívta magának a „Nyírség aranya” nevet (Csiha, 2010). Juhász (2011) szerint a termőhelyi adottságok az említett tájegységben jórészt csak az akácnak kedveznek, így a fafaj legnagyobb volumenű termesztése a jövőben is itt várható. De a napjainkban érezhető klímaváltozás is egyre több helyen veti fel az erdőállományok átalakításának gondolatát (Kölling et al., 2009), ami Magyarországon ugyancsak az akác szerepét erősíti. Függetlenül idegenhonosságától, hazai területi részesedése a 2010. december 31.-i állapot szerint 24% volt (Miniszeri tájékoztató Magyarország erdőállományairól, 2012), ezáltal hazánk leggyakoribb fafajaként tartjuk számon.

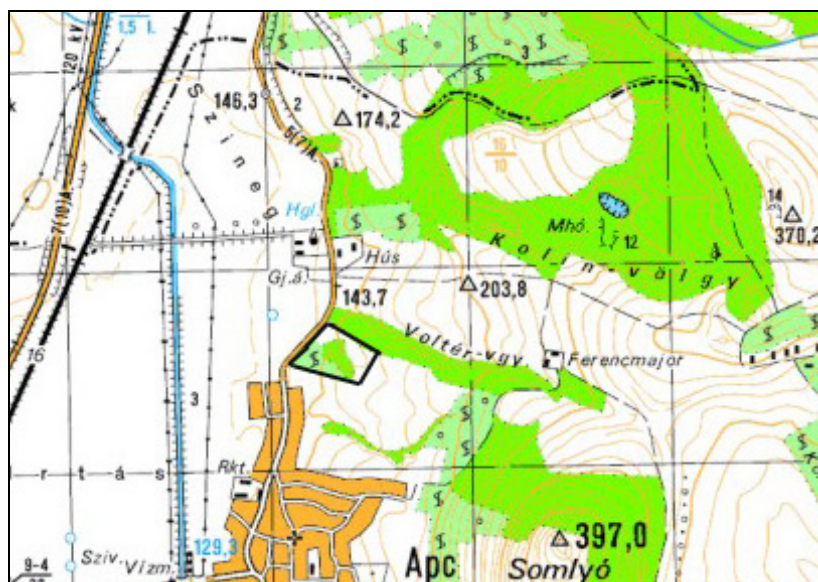
Társadalmi oldalról nézve eléggé vegyes képet alkotnak a faültetvényekről szóló vélemények. Hazánkban főként az akác esetében hallható a legtöbb negatívum a termesztésével kapcsolatban, míg a nyár vagy a fenyő monokultúrák esetében ilyesféle hírek ritkábban látnak napvilágot. Ezzel szemben az Egyesült Államokban radikális környezetvédő szervezetek – Global Justice Ecology Project – hangot emelnek (Lovera, 2010) mindenféle, a sokféleséget nélkülöző faültetvény ellen. 2004-től már kifejezetten a faültetvények ellen szóló világnapot is tartanak – avagy a „zöld” szervezetek a „non-profit” erdőgazdálkodást szorgalmazzák (Erdős, 2007).

Az igazság nyilván félúton lehet a két véglet között, hiszen a természetes és a telepített erdők együttesen biztosítják egész Európában az emberi szükségletekhez nélkülözhetetlen erdei szolgáltatásokat (Csányi, 1998).

III. Anyag és módszer

3.1. A vizsgálati terület bemutatása

Mind a visszavágással kezelt, mind a kontrollcsoportba tartozó akác példányok egy természetes beerdősülés során jelentek meg a vizsgálat területén /mérete 7 ha/, amely Heves megyében, Apc község határától É-ÉK-i irányban terül el /1. ábra/. A környék állami erdőit az Egererdő Zrt. Mátrafüredi Erdészete kezeli, míg erdőtervezési szempontból a gyöngyössolymosi tervezési körzetbe tartoznak az erdőterületek. A vizsgálatlalt érintett helyszín magántulajdonban van. Feltehetőleg a századfordulón (XIX-XX. sz.) alakítottak ki itt gyümölcsös- és szőlőültetvényeket, manapság azonban csak ezek maradványait lehet a helyszínen felfedezni. Az 1960-as évek végétől kerülhetett a terület teljes egészében a helyi termelési szövetkezet művelése alá, amit – valószínűleg a '70-es évek elejétől kezdődően – sorozatosan elhanyagoltak. Ily módon kezdtek érvényesülni a szukcesszió törvényei, de a természetes növényzet mellett az invazív és generalista fajoknak – selyemkóró – is nagy szerepük volt/van a jelenlegi összkép kialakításában. Jelenleg egy gazdag, változatos cserje- és gyepszint jött létre, melyet a beerdősülés következtében egyre nagyobb területen foglalnak el a fafajok, elsősorban az akác, másodsorban a csertölgy, és a kocsánytalan tölgy *Quercus petraea* fiatalabb és idősebb egyedei. A területen valóban nem történt a művelés felhagyását követően nagyobb emberi átalakítás, a megjelenő fafajok mag-, illetve sarjeredetűek, és elenyésző arányú az a terület, ahol a záródás miatt aljnövényzet nem alakult.



1. ábra: Térkép a vizsgálati területről – fekete keretben – és környékéről

Alattuk nagyobb foltokban változatos cserjeszint található /2. ábra/, amit gyepűrózsa *Rosa canina*, közönséges fagyal *Ligustrum vulgare*, fekete bodza *Sambucus nigra*, kökény *Prunus spinosa*, erdei iszalag *Clematis vitalba*, egybibés galagonya *Crataegus monogyna*, veresgyűrűsom *Cornus sanguinea*, húsos som *Cornus mas* alkotnak.

Az aljnövényzetet képező lágyszárúak közül leggyakrabban a hamvas szeder */Rubus caesius/*, vérehulló fecskefű */Chelidonium majus/*, erdei szamóca */Fragaria vesca/*, földi bodza */Sambucus ebulus/*, fekete peszterce */Ballota nigra/*, közönséges medvetalp */Heracleum sphondylium/* jellemző.



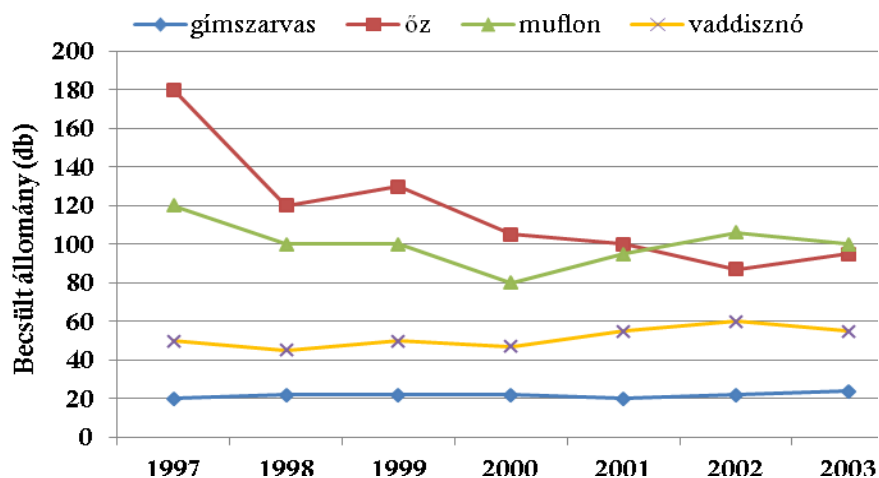
2. ábra: Fotó a vizsgálati területről

Az illetékes vadgazdálkodási egység – Somlyó-hegyi Földtulajdonosok Közössége – hozzávetőlegesen 5500ha területen gazdálkodik.

Üzemterve alapján az ökológiai adottságok a következők: A vizsgálattal érintett térszíneken főként a barna erdőtalaj és a szomszédságukban megjelenő Ramann-féle barna erdőtalaj a meghatározó, amire kisebb mértékű agyagvándorlás jellemző. Csapadék túlnyomórészt a tenyészidőszakban hull, éves viszonylatban átlagosan 540mm jellemző, az aszályos időszakok száma viszonylag magas. A havas napok száma átlagosan 21, de a fagyos napok száma ennél jóval nagyobb /átlagosan 104 nap/. A vegetációs időszak meleg, relatívan csapadékos, míg a téli időszak már zord jellegű.

Az utóbbi években egyre inkább jellemző, hogy tartós hótakaró csak január közepén/február elején keletkezik, és nagyobbak az időjárási szélsőségek. 2010 tavaszán például a rendszeresen lehulló csapadék többszöröse volt az átlagosnak, 2012-ben viszont több hónapig tartó aszály sújtotta a környéket ráadásul a vegetációs időszakban.

A terület vadgazdálkodója az 1997-2003 közötti állományadatokat bocsátotta rendelkezésemre, amiről a 3. ábra tájékoztat:



3. ábra: A vadászterületen előforduló nagyvadfajok becsült állománynagysága az 1997-2003 közötti időszakban.

3.2. Dominancia-preferencia vizsgálat a kínálat és rágottság adatok alapján

A 2008-2010-es vizsgálati időszak során a beerdősülő területről gyűjtött nagyszámú kínálati és rágottsági adat lehetővé tette egy – több komponensből álló – statisztikai vizsgálat elvégzését. Akkoriban a területen megtalálható összes fásszárú faj elérhető hajtásvégeit és frissen rágott hajtásvégeit számoltam 2m magasságig, négy kategóriában, 50x50x30cm kiterjedésű mintatérben. Az elérhető- és rágott biomassa meghatározásához szükséges hajtásokat akkora átmérőnél vágtam le, ahol az a leggyakrabban volt rágva, majd ezekből számoltam kg/ha-ra normált értékeket.

Jóllehet, hogy ugyanezen területtel és a vele szomszédos akáccsal foglalkozó szakdolgozatom és annak eredményeit is feldolgozó cikk (Fehér & Katona, 2011) korábban már tett utalásokat bizonyos cserjeszintalkotók kedvelt voltára, ám az ottani rágottsági arányok csak óvatos következtetéseket engedtek meg erre vonatkozóan. Viszont a terepi felvételezés során alkalmazott módszerek kellően reprezentatív adatsorokat nyújtanak egy megbízhatóbb statisztikai analízishez, melynek alapja a χ^2 (khi-négyzet) illeszkedés próba Bonferroni vizsgálat (Neu et al., 1974).

A fent említett eloszlásokra vonatkozó próba arra keresi az „igen” vagy „nem” választ, hogy illeszkedik-e a fajösszetételre vonatkozó empirikus eloszlás a kiszámított független eloszláshoz. Esetünkben az empirikus (tapasztalati) eloszlást a gyűjtött kínálat- illetve rágottság adatok önmaguk szolgáltatják, míg az elméleti eloszlást szintén ezekből az adatokból, ám annyi – egyenlő nagyságú – osztályra szétbontva számoljuk, amennyi a minta elemszáma – vagyis a felvételezés alá vont cserje- és fajok száma.

Ha az empirikus eloszlás és az elméleti eloszlás között statisztikailag igazolható különbség mutatkozik – mely különbség igen gyakran bekövetkezik, hiszen a számított homogén (elméleti) megoszlást csak ritkán közelíti a valódi –, szükség lesz a „*melyik kategória okozza a különbséget*” kérdést megválaszoló Bonferroni-féle Z-teszt (Byers et al., 1984 nyomán) alkalmazására. E post hoc analízis legfőbb szerepe viszont abban rejlik, hogy ún. korrekciót használ a szignifikancia szint vonatkozásában, megbízhatóbb eredményre juttatva így az egész statisztikai analízist.

A χ^2 -próbát és a Bonferroni-tesztet a kínálati adatokra alkalmazva megállapítható, hogy a különböző növények *gyakori*; *normális előfordulású* – tehát a várt értéktől nem eltérő –, vagy *ritka* fajként fordultak-e elő. Ugyanígy a rágottsági adatok esetében a vad által *preferált*; *normális mértékben fogyasztott-közömbös*; továbbá *elkerült* fajok elkülönítésére nyílik lehetőség.

Ezek ismeretében a Jacobs-index felhasználása adhat árnyaltabb képet a vadnak a különböző növényfajok iránt tanúsított preferenciájának vagy elkerülésének mértékéről. A Jacobs-féle D érték (Jacobs, 1974) minimum -1 és maximum +1 közötti értékeket vehet fel, és a kedveltség (+ előjel) vagy elkerülés (– előjel) feltüntetése mellett annak *erős*; *közepes*; valamint *gyenge* voltát is jelzi. Képlete az egyes növényfajok kínálatának elvárt–tapasztalt, és rágottságának elvárt–tapasztalt arányával számol, ami az Ivlev-index (Ivlev, 1961) módosított, továbbfejlesztett változata:

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

ahol

r = az adott faj rágott hajtásai/összes rágott hajtás

p = az adott faj kínált hajtásai/összes kínált hajtás

3.3. Szimulált vadrágással kezelt akác vizsgálata

Valamennyi növényevő nagyvadfajunk előszeretettel fogyasztja a különböző fásszárúak hajtásvégeit, amelyek számukra táplálóak. A vadrágás szimulálásával célt az volt, hogy a vad általi károsítást a kiválasztott akáccsemetéken és –fácskákon irányított módon reprezentáljam, vizsgálva ezzel a növények fejlődésében bekövetkező változásokat. A faegyedenként időszakosan felvételezett paraméterek számszerűsítve fejezik ki a kezelésnek az akácok jövőbeli növekedésére gyakorolt hatásait, amelyekből már következtethetünk a valódi vadrágásnak kitett faegyedek fejlődésére is.

A beerdősülő terület főfafaját alkotó akác meghatározott egyedein 2011 őszétől kezdve végeztem hajtás-visszavágást. Az októberi munka alkalmával 120 db, 2 méter alatti egyed kijelölésére került sor, melyek között 4 kategóriát alakítottam ki, elsősorban magasság szerint:

1. 1 m alatti kezelt egyedek csoportja (30 db újulat-csemete)
2. 1 m feletti kezelt egyedek csoportja (30 db 1-2m közötti fiatal fáska)
3. 1 m alatti kontroll (30 db)
4. 1 m feletti kontroll (30 db)

A kezelés tehát októberben 60 db egyedet érintett, amelyeknek csúcshajtását és oldalhajtásaik felét vágtam vissza csípőfogóval úgy, hogy – elsősorban gyengébb csemeték életben maradása érdekében – az oldalhajtások felét (legalább 2 oldalhajtást) épségben meghagytam. A visszavágás akkora átmérőnél történt, ahol az a leggyakrabban rágva volt – ehhez referenciát a 2008-2010 között végzett kínálati és rágottsági felmérés adatai szolgáltattak. Ez akáchajtások esetében jórészt 0,2-0,4 cm átmérőnél, változó méretű (levéllel együtt kb. 6-12 cm közötti) hajtások levágását jelentette.

Az adatok felvételezését mind a kezelt, mind a kontroll csoportokon elvégeztem, ami kiterjedt:

- az egyedek talajszinttől mért magasságára (cm) – *mérőszalaggal*
 - *A fa magassága: a talajfelszíntől a fa csúcsáig (csúcshajtásig mért függőleges távolság (Veperdi, 2008).*
- a legnagyobb hosszúság lemerésére (cm) – *a növény talajszintből való kilépésétől indulva a mérőszalagot a törzsön végigvezetve egészen a legnagyobb magasságot adó hajtás végéig*
- a törzsátmérő mérésre (cm) – *tolómérővel*
 - *Lehetőség szerint a talaj felszínéhez minél közelebb mérve.*
- a hajtások megszámlálására (db)
- a levélszám meghatározására (db)
 - *Ami jelen esetben az összetett levelek számára, nem pedig a levélkéik számára értendő.*
- valamint a levélzet minőségre
 - **1**- egészséges; **2**- láthatóan beteg, hiányos, rágott, **0**- erősen hiányos vagy nincs

A kezelt példányok esetében az adatok felvételezése mindig a kezelést követően történt meg.

A kezelt és a kontroll csoport jelölését eltérő színű szigetelő szalaggal végeztem, amelyre egyúttal felkerült az aktuális dátum (év, hónap), a kategória jel (↓–1m alatti kezelt; ↑ –1m feletti kezelt; K↓, K↑ – kontroll csoportok), és a sorszám is (kategóriánként 0-tól 30-ig). A későbbi megtalálás érdekében a területet feldolgozó térképeket és GPS-t egyaránt használtam, valamint a jegyzőkönyvben is vezettem az egyes akáccsemeték helyzetét a tájékozódást segítő tereptárgyakhoz képest.

Ismételt adat felvételezésre 2012 márciusában került sor – ezúttal kezelés nélkül –, mégpedig a szisztematikus hatás (kezelés-hatás) lemerése érdekében.

Hasonlóképpen történt a május elején végzett vizsgálat is, ekkor azonban a meglévő 120 db akácegyed adat felvételezése mellett további 120 db példányt jelöltem ki a fenti kategorizálásnak megfelelően. Az utóbbi csoport felét (30 db 1m alatti és 30 db 1m feletti egyedek csoportja) az októberivel megegyező kezelésnek vetettem alá, a fennmaradó akácok pedig a kontroll csoport példányait képezték szintén két magassági kategóriában.

Céлом ezzel a tavaszon végzett kezeléssel – a reprezentativitást erősítő mintaszám növelésén túl – az egymástól lényegesen eltérő évszakok hatásának elemzése a károsított csemetékre vonatkozóan. Míg ugyanis az októberi kezelésen átesett egyedeknek még a téli időszak megpróbáltatásait is át kellett vészelniük, addig a májusban megvágott fácskáknak minden bizonnyal több idő áll rendelkezésükre a regenerálódást illetően. Ennek vizsgálata érdekében volt szükség tehát egy másik akáccsoport tavaszi kezelésére, egyfajta összehasonlítási alapot létrehozva az őszen kezelt egyedekhez viszonyítva. Valamennyi csoport adatait augusztus elején ismételten felvételeztem.

3.4. Statisztikai elemzések a szimulált vadrágás adatainak értékeléséhez

Előfordul, hogy bizonyos csoportok közötti különbségek csupán az átlagok alapján is szemmel láthatóak. Ennek ellenére ez nem mindig lehet kirívó, vagy valódi különbség. Az elfogadható, illetőleg nem elfogadható eltérések közötti döntés lehetőségét a statisztikai próbák teremtik meg számunkra. A legtöbb esetben lépésenként, egy-egy csoportot összehasonlítva kerestem az átlagértékeik közötti szignifikancia létét/nem létét.

A gyűjtött adatokat részben a Microsoft Excel táblázatkezelő programban dolgoztam fel, ahol paraméterek szerint csoportokba szedve valamennyi adatsor átlagát és szórását meghatároztam. Ebből már valamelyest sejteni lehetett, hogy mely tényezők lesznek azok, amik a két vizsgálat között eltéréseket mutatnak. Az igazolható szignifikanciák pontos meghatározására pedig a GraphPad InStat felhasználóbarát statisztikai programját használtam fel a következőképpen:

- Ugyanazon csoport ugyanazon paramétereiről két egymás utáni időpontban gyűjtött adatainak – pl.: 1m alatti csoport, kezelt alcsoportjának magassági adatai október-március között – összehasonlítására **páros t-próbát** alkalmaztam, ha az adatok eloszlása a **Kolmogorov-Smirnov teszt** alapján megfelelt a t-próbához szükséges normál eloszlásnak. Ha az adatok normál eloszlása nem volt bizonyítható, akkor a nem paraméteres **Wilcoxon-próbát** használtam fel.
- Az ugyanazon magassági csoportba tartozó kezelt és kontroll egyedek adatait statisztikailag azonos szórások esetén **kétmintás t-próbával**, eltérő szórások esetén **Welch-korrektcióval – d-próbával – számolt kétmintás t-próbával** számítottam. Amennyiben a változók nem követték a normális eloszlást, a **Mann-Whitney-féle nemparaméteres U-próba** volt alkalmas az összehasonlításra.

IV. Eredmények

4.1. A dominancia-preferencia vizsgálatok eredményei

A Bonferroni-féle próba eredményei alapján a vizsgált területen minden alkalommal gyakori előfordulású faj volt az akác. Emellett kivehető a többi növényfaj fölé magasodó 57%-os preferenciája, vagyis a hét alkalomból négyszer kimutatható kedveltséget állapított meg a Z-teszt /1. táblázat/, továbbá magas Jacobs-index értéket is kapott (átlagosan 0.24 ± 0.37). De az is előfordult, hogy gyakori fellelhetősége ellenére az elvártnál alacsonyabb fogyasztás volt tapasztalható – 2009 telén, amikor a vadfajok a Bonferroni próba szerint elkerülték azt. A csertölgy változó mértékben volt hozzáférhető a statisztika alapján, így a vizsgálatok 60%-ában ritka státuszú fajként került besorolásra, egyúttal preferenciájának mértéke – 7 alkalomból csak egyszer volt kedvelt – csak töredéke volt az akáchoz viszonyítva (Jacobs-index – átlag: -0.202 , szórás: ± 0.77).

	Bonferroni-próba: kínált-rágott hajtások alapján (N=7)						Jacobs-index	
	abundancia			kedveltség			átlag	szórás
növényfajok	gyakori	ns	ritka	preferált	ns	elkerült		
akác	7	0	0	4	2	1	0,24	0,37
somfajok	0	1	6	2	4	1	0,17	0,59
fagyal	4	1	2	0	5	2	- 0,13	0,57
csertölgy	2	1	4	1	2	4	- 0,20	0,77
gyepűrózsa	7	0	0	0	4	3	- 0,26	0,26
bodza	0	0	7	1	2	4	- 0,36	0,64
kökény	1	2	4	0	3	4	- 0,49	0,50
galagonya	1	2	4	0	1	6	- 0,58	0,70
szeder	0	2	5	0	1	6	- 0,68	0,59
iszalag	0	1	6	0	0	7	- 1	0

1. táblázat: A Bonferroni-teszt és a Jacobs-index értékei, az utóbbi alapján sorrendben. Az „ns” oszlop mindkét esetben az empirikus- és a statisztikai érték egyezőségét jelenti, vagyis a növényfaj előfordulása/fogyasztása a várt értéket közelítette.

A cserjéket vizsgálva megállapítható a gyepűrózsa és a fagyal statisztikailag is igazolt tömegessége – a vadrózsa valamennyi időpontban, míg a fagyal a vizsgálatok 60%-ában bizonyult gyakori fajnak /1. táblázat/. Viszont ehhez képest fogyasztásuk nem volt kimutathatóan magas – nem volt preferált egyik sem – hiszen a gyepűrózsa a 7 vizsgálat közül négyszer, míg a fagyal öt alkalommal közelítette a statisztika által normálisan elvárt értéket. Főként a somfajok (Jacobs-index – átlag: 0.17 , szórás ± 0.59), szezonálisan pedig a bodza (Jacobs-index – átlag: -0.36 , szórás ± 0.64) esetében lehet következtetni arra, hogy a területen előforduló vadfajok azokat kifejezetten „keresték”, hiszen jelen esetben a preferencia (som esetében 7 esetből kétszer, bodza esetében 7 esetből egyszer) a várt mértékünél magasabb használatot jelent. Ráadásul a somfajok csak egy alkalommal bizonyultak elkerült fajnak a hét vizsgálat közül.

A kökényt (Jacobs – átlag: -0.49, szórás ± 0.503) és a szedret (Jacobs – átlag: -0.68, szórás ± 0.59) vizsgálva zömében elkerült fajokról lehet szó (a kökény 7-ből négyszer, a szeder 7-ből hatszor elkerült faj). Viszont fogyasztásuknak az elvárt értékhez való időszakos közeledése – „ns” eset – arra enged következtetni, hogy szezonálisan szerepet játszanak a vadfajok táplálkozásában. Mi több, a kökényt a 7 alkalomból 3 esetben még ritkasága ellenére is – a statisztika szerint – normális intenzitású használat érte /1. táblázat/, ami jelzés értékű a cserjefaj szerepének megítélése szempontjából. Ezzel szemben a galagonyáról (Jacobs – átlag: -0.58, szórás ± 0.701) és az erdei iszalagról (Jacobs – átlag: -1) már ez kevésbé mondható el. Míg az előbbi növény 7 alkalomból hatszor elkerült fajként volt jelen, addig az utóbbi egyáltalán nem szerepelt növényevők táplálékában – vagyis a vadfajok mindvégig elkerülték azt.

A némileg „szigorúbb” Jacobs-próba során tehát a legtöbb cserjefaj negatív értéket kapott, igaz, értékeik zömmel a nullához esnek közelebb – vagyis ez inkább közömbösségnek semmint elkerülésnek lenne nevezhető. Érdekes, hogy a Bonferroni-próba szerint kifejezetten preferált bodzát ebben az esetben nemcsak a fagyal és a gyepűrózsa, hanem a csertölgly is megelőzte a táblázat Jacobs-átlagok szerint felállított sorrendjében /1. táblázat/. Ezt az a helyzet is előidézhette, hogy a bodzát a vadfajok csak szezonálisan, főként tavasszal és nyáron – de akkor észlelhetően nagy mértékben – fogyasztották. Továbbá a vizsgálati területen már csak az akácot és a somfajokat lehet kiemelni az index alapján.

Jelentős lesz azonban a változás, ha a Bonferroni-próbát és a Jacobs-index számítását nem az abszolút kínált és rágott hajtásszámok, hanem a – 2010-ben három alkalommal számított – fitomassza adatok alapján végezzük el (Fehér & Katona, 2011). A kínálatban rendelkezésre álló, valamint a ténylegesen fogyasztott növényi tömegértékek összehasonlításának eredményeként a fent vázolt sorrend számottevően megváltozik /2. táblázat/. Előtérbe kerülnek ugyanis azok a cserjefajok, amelyek már korábban is megközelítették az akác kedveltségének mértékét, de mindezidáig alulmaradtak a fafaj preferenciájához képest.

A veresgyűrű- és húsos som az 1. táblázat soraiban is kiemelt helyet foglaltak el, amit fitomassza adatok alapján végzett statisztikák még jobban megerősítenek /2. táblázat/. Gyakoriságuk a három esetből egyszer ritka, két alkalommal pedig a várt értéknek megfelelő volt. Annak ellenére, hogy preferált fajokként egyszer sem kerültek besorolásra, a legnagyobb átlagos Jacobs-index értékkel rendelkeztek (0.34, ± 0.43). Egy alkalommal gyakori fajnak minősült a fagyal (Jacobs – átlag: 0.17, szórás ± 0.11), kedveltsége a Bonferroni-próba alapján minden időpontban megegyezett a somfajokkal és az akáccal /2. táblázat/, az utóbbi fafajt viszont a Jacobs-index esetében megelőzte.

	Bonferroni-próba: kínált-rágott fitomassza alapján (N=3)						Jacobs-index	
	abundancia			kedveltség				
növényfajok	gyakori	ns	ritka	preferált	ns	elkerült	átlag	szórás
somfajok	0	2	1	0	3	0	0,34	0,43
fagyal	1	2	0	0	3	0	0,17	0,11
akác	3	0	0	0	3	0	- 0,07	0,52
kökény	0	2	1	0	1	2	- 0,11	0,81
bodza	0	2	1	1	1	1	- 0,13	0,82
gyepűrózsa	2	1	0	0	2	1	- 0,43	0,16
szeder	0	1	2	0	1	2	- 0,55	0,79
csertölgy	0	0	3	0	1	2	- 0,76	0,41
galagonya	0	0	3	0	1	2	- 0,77	0,39
iszalag	0	2	1	0	0	3	- 1	0

2. táblázat: A vizsgálati terület fa- és cserjefajainak abundanciája és kedveltsége a Bonferroni-teszt és a Jacobs-index alapján, utóbbi szerint sorrendben. Forrásadatok a 2010-es fitomassza adatok.

Jóllehet, az akác 3 alkalomból háromszor gyakori előfordulású volt, a Bonferroni-próba viszont már nem mutatott ki preferenciát egyetlen esetben sem. Továbbá a fajra vonatkozó Jacobs-index is alacsonyabb szinten mozgott (Jacobs – átlag: -0.07, szórás ± 0.52).

A bodza kedveltsége nagyon változékonynak tekinthető, hiszen a Bonferroni-próba mindhárom alkalommal más eredményre jutott /2. táblázat/, de a kapott Jacobs-index értékek (Jacobs – átlag: -0.13, szórás ± 0.82) átlagosan magasabbak voltak, mint amikor a hajtásszámok alapján történt a statisztikai analízis. A többi cserjefajt többségében elkerülték a növényevők, és fogyasztásuk szezonális volt. Jó példája ennek a feltűnően magas Jacobs-átlaggal (-0.11, ± 0.81) rendelkező kökény, amelynek fogyasztása a három alkalomból csak egyszer felelt meg a várt értéknek.

4.2. A szimulált vadrágás vizsgálatokról kapott eredmények

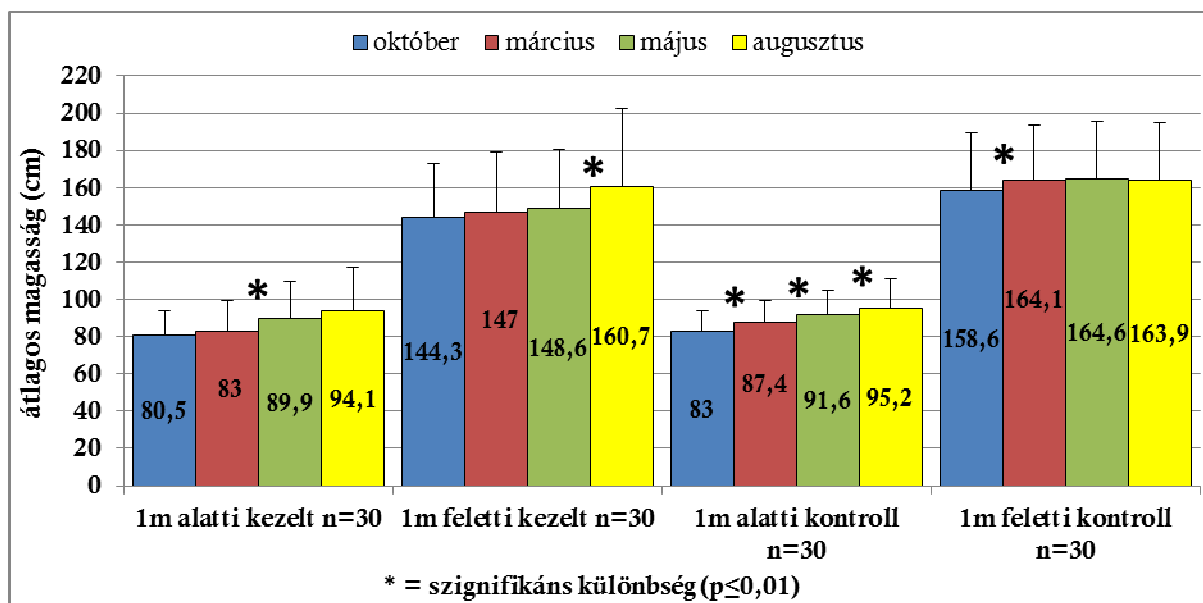
A kezelések és adatfelvételezések eltérő ütemezéséből kifolyólag a 2011 októberében kezelt egyedekhez több vizsgálati alkalom tartozik, mint a 2012 májusában megkezdett kezelésű csoportokhoz. Nevezetesen az októberi felvételezés esetében rendszerint négy, míg a májusban indulónál mindössze kettő alkalom adatai állnak rendelkezésre. Ezen okok miatt, és a jobb áttekinthetőség érdekében a két időszak eredményeit elkülönítve közlöm.

4.2.1. Az őszen kezelt csoporttól és kontroll csoportjától származó eredmények

Meglepő módon alig jelentkeztek érezhető különbségek és fejlődésbeli lemaradás jelei a vágott fácskákon az érintetlen kontroll egyedekhez képest. Továbbá a legtöbb paraméter – főként a magasságról és törzsmérőről gyűjtött adatok – esetében egyfajta ellensúlyozó hatást lehet észrevenni a kezelt egyedek fejlődésében. Hasonlóan intenzívebbnek bizonyult a kezelt egyedek hajtásképzése is, míg a levelesség erősen ingadozott a vizsgálatok során.

4.2.1.1. Magassági adatok

Jól megfigyelhető valamennyi vizsgált csoport növekedése a tíz hónapos időszak alatt /4. ábra/. Az 1m alatti kezelt csoport növekedése folyamatosnak mondható, az időpontok között átlagosan 4.5cm (± 2.2 cm), de statisztikailag is igazolható különbség csak a márciusi és májusi adatsor között mutatkozott (*Wilcoxon*: $W=-410$, $P=0.0001$, $N=30$). Az 1m feletti kategóriába tartozó kezelt egyedeknél nagyobb „ugrás” a nyári időpontra volt tapasztalható, egyúttal statisztikailag is kimutatható a különbség (*páros-t*: $t=2.788$, $P=0.0093$, $N=30$). Itt a növekedés az időpontok között átlagosan 5.5 cm volt (± 5.8 cm).



4. ábra: Az őszi kezelt csoport és kontrolljainak magassági adatai a négy vizsgálat során.

Statisztikailag mindvégig igazolt volt az 1m-nél alacsonyabb kontroll csemeték magassági növekedése (a *páros-t próbák értékei rendre*: $t=7.117$; 3.440 ; és 3.641 voltak, $P=0.001$ körül mozgott) átlagosan 4.1 cm-rel (± 0.4 cm). Növekedésük irama viszont – ha elhanyagolható mértékben is, de – kisebb volt az ugyanekkora magassági kategóriába tartozó kezelt egyedekénél.

Ugyanekkor az 1m feletti csoportba tartozó kontroll egyedeknél csökkenés figyelhető meg augusztusra, amelyet a nyár eleji viharos időjárás miatti széltörés okozott, és amit a súlyosabban károsodott egyedek kizárásával sem lehetett teljesen kiküszöbölni /4. ábra/. Emiatt az utóbbi csoport átlagos növekedése visszafogottabbnak tűnik – 1.8 cm (± 3.3 cm) –, és kimutatható különbség csak október-március között jelentkezett (*páros-t*: $t=4.416$, $P=0.0001$, $N=30$).

Statisztikailag kimutatható különbségek csak az 1m feletti kategóriában jelentkeztek a kezelt és a kontroll csoportok között, még hozzá három alkalommal /3. táblázat/.

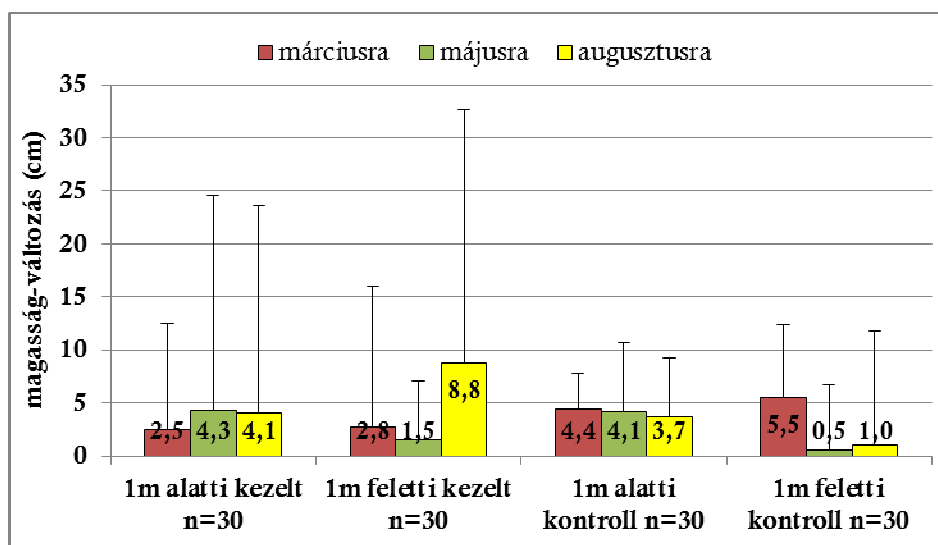
Esetükben az októberben fennálló gyenge szignifikancia (*kétmintás-t*: $t=1.858$, $P=0.0683$, $N=30$), márciusra erősebbé vált (*kétmintás-t*: $t=2.165$, $P=0.0345$, $N=30$), majd májusban ismét alacsonyabb értéket vett fel (*kétmintás-t*: $t=1.976$, $P=0.0529$, $N=30$), augusztusra pedig már ez a különbség is elmosódott /3. táblázat/.

időpont	október	március	május	augusztus
1m alatt: $\bar{x}$ kontroll - $\bar{x}$ kezelt	2.52	4.37	1.62	1.13
1m felett: $\bar{x}$ kontroll - $\bar{x}$ kezelt	14.3*	17.03*	16*	3.2

3. táblázat: Átlagos magasságkülönbségek a kontroll és a kezelt csoportok között (cm). A * jel statisztikailag is kimutatható különbséget jelent.

Az 5. ábra segítségével a kezelt és a kontroll csoportok növekedési erélyét is összehasonlíthatjuk. Itt látható, hogy a visszavágott egyedek magassági növekménye a tavaszi időszaktól kezdődően erőteljesebb alakulást mutat, mint a kezeletlen egyedeké. Ennek mértéke az 1m alatti kezelt csoportban március-május között, míg az 1m feletti kezelt példányok esetében május-augusztus között bizonyult a legintenzívebbnek.

A kezelt csoport fokozottabb növekedését jól szemlélteti az időszakok közötti magasságváltozásról tájékoztató 5. ábra:



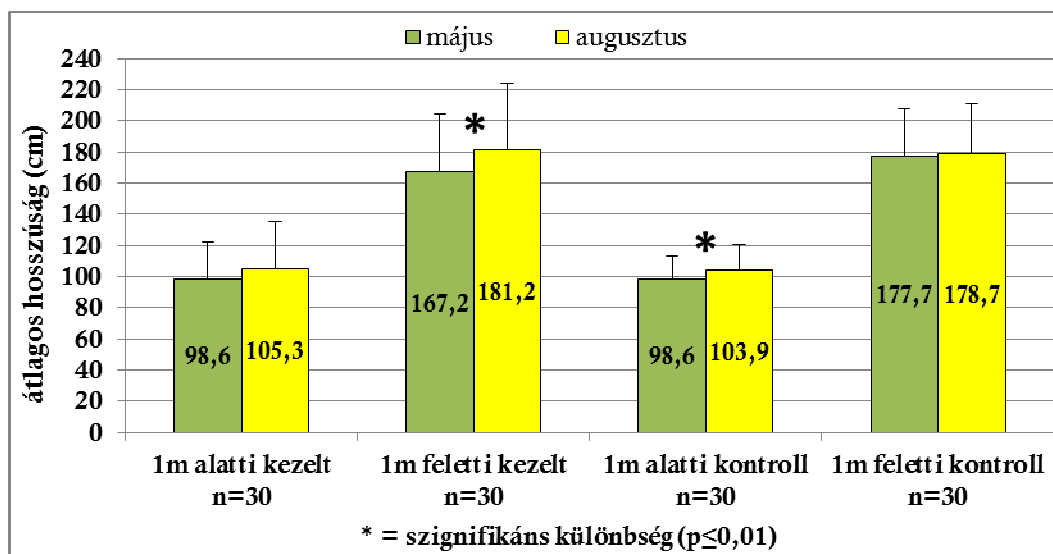
5. ábra: Az őszi kezelt csoport és kontrolljainak magasságváltozása a négy vizsgálat során.

A magas szórások egyben azt is jelzik, hogy a kezelt csoportban nagyok voltak az egyedi különbségek – és ez által a növekedési képességük is változékonyabb volt –, míg a kontroll csoport példányai már valamivel gyengébb növekedést produkáltak a vizsgálatok ideje alatt.

Szignifikáns különbség csak május-augusztus intervallumban jelentkezett, az 1m feletti kezelt csoport és kontroll csoportja között (*Mann-Whitney U* teszt: $U=304$, $U'=596$, $P=0,0315$, $N=30$).

4.2.1.2. Hosszúsági adatok

Változatos terepi viszonyok között egy 1,5-2 méter körüli fácska centiméterre pontos megmérése nem is olyan egyszerű. Ilyen módon „sikerült” egy-egy példányt alacsonyabbnak mérni a korábbi állapotához képest. A hosszúsági adatok gyűjtését különösen ez indokolta, ugyanis a csemeték-fácskák sokszor egyenetlen térszínen vagy változó meredekségű lejtőn helyezkedtek el, ami csökkentette a magassági adatok megbízhatóságát az ismételt mérések során. Másrészt ezek az adatok – hasonló tendencia esetén – megerősítik a magassági paraméterekről kapott eredményeket. Felvételezésük májustól rendszeres, így magassági kategóriánként kettő-kettő adatsor áll rendelkezésre /6. ábra/.



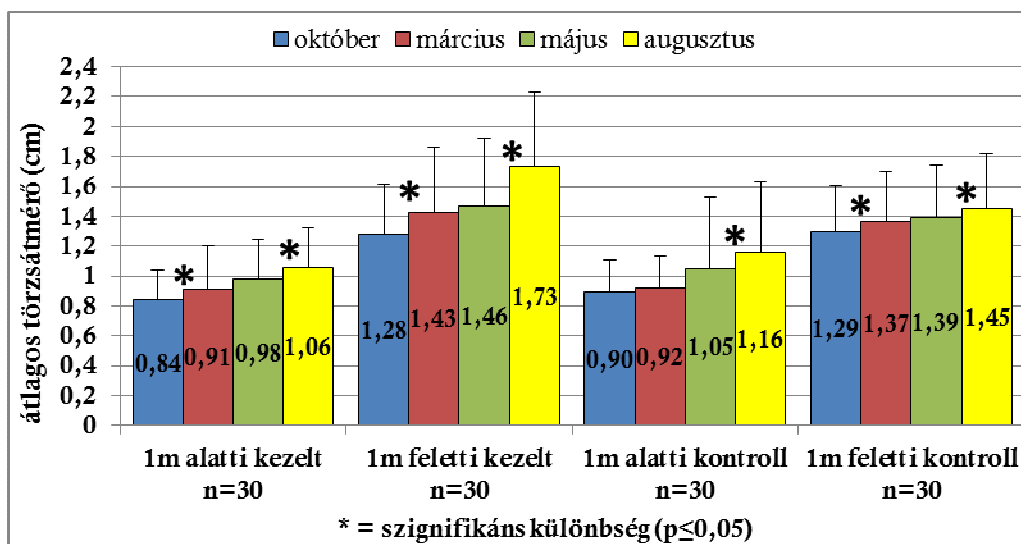
6. ábra: Az őszen kezelt csoport és kontrolljainak hosszúsági adatai a két vizsgálat során.

A magassági adatokhoz hasonló tendencia figyelhető meg a hosszúsági paraméter esetében is /6. ábra/, mind az 1m alatti, mind az 1m feletti kategóriában. A kezelt egyedek hosszúsági növekedése nem állt meg, különösen az 1m-nél magasabb csoport gyarapodása lehet említésre méltó (*Wilcoxon*: $W=-281$, $P=0.0001$, $N=30$), itt volt ugyanis legnagyobb a változás – az átlagok különbsége alapján 14 cm. Az 1m alatti kezelt egyedeknél csak nagyon gyenge szignifikancia áll fenn (*Wilcoxon*: $W=-179$, $P=0.062$, $N=30$), ám ugyanezen kategóriába tartozó kontroll csoport esetében már határozottan kimutatható a különbség (*páros-t*: $t=3.951$, $P=0.0005$, $N=30$). A magasságról tájékoztató diagramon még látható volt a széltörés miatt jelentkező hirtelen magasságcsökkenés, viszont a hosszúsági adatok esetében ez már kevésbé vehető ki.

A kezelt és a kontroll csoport azonos magasságba tartozó egyedei statisztikailag nem különböztek egymástól sem májusban, sem augusztusban (*kétmintás-t*: $t=0.2254$, $P=0.8226$, $N=30$; illetve $t=0.5844$, $P=0.5612$, $N=30$). Viszont az 1m feletti kezelt és kontroll csoport hosszúságváltozása esetében szignifikáns különbség mutatható ki közöttük (*Mann-Whitney*: $U=270$, $U'=630$, $P=0,0080$, $N=30$). Vagyis az 1m-nél nagyobb kezelt akácok erősebb növekedése ezúton is igazolt.

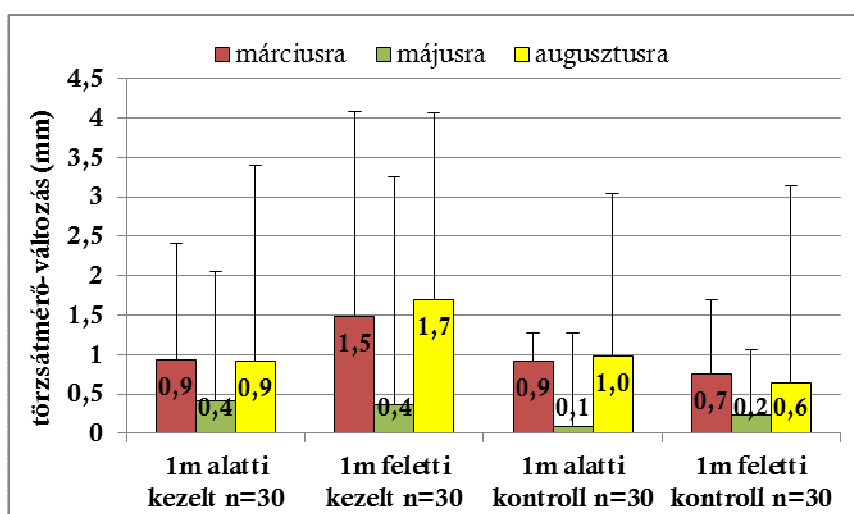
4.2.1.3. Törzsátmérő adatok

A vizsgálatok kezdetekor az azonos magassági kategóriába tartozó kezelt-kontroll csoportok közel azonos méretekkel indultak, statisztikailag sem különböztek egymástól /7. ábra/. A kezelt példányok közül az 1m alatti csoport átlagos törzsátmérő-gyarapodása 0.72 mm (± 0.1 mm), az 1m felettieké ennek több mint a kétszerese volt, – 1.5 mm (± 1.11 mm). A kontroll egyedek 1m alatti tagjainak törzsátmérője átlagosan 0.88 mm-rel (± 0.55 mm) növekedett az egyes alkalmak között, míg az 1m feletti kategóriába tartozók esetében ez az érték 0.53 mm (± 0.27 mm).



7. ábra: Az őszen kezelt csoport és kontrolljainak törzsátmérő adatai a négy vizsgálat során.

A legnagyobb törzsátmérő növekedés – a tíz hónapos időtartam alatt – az 1m feletti kezelt akácegyedeknek tulajdonítható, nemcsak a május-augusztus között megugrott különbség végett, hanem az azt megelőző időszakok – többi csoportot felülmúló – növekményei miatt is /7.-8. ábra/. Az augusztusra történt intenzív törzsnövekedés statisztikailag kimutatható (*páros-t*: $t=4.358$, $P=0.0002$, $N=30$), de a többi csoport esetében is igazolódtak a különbségek a nyári időszakra.



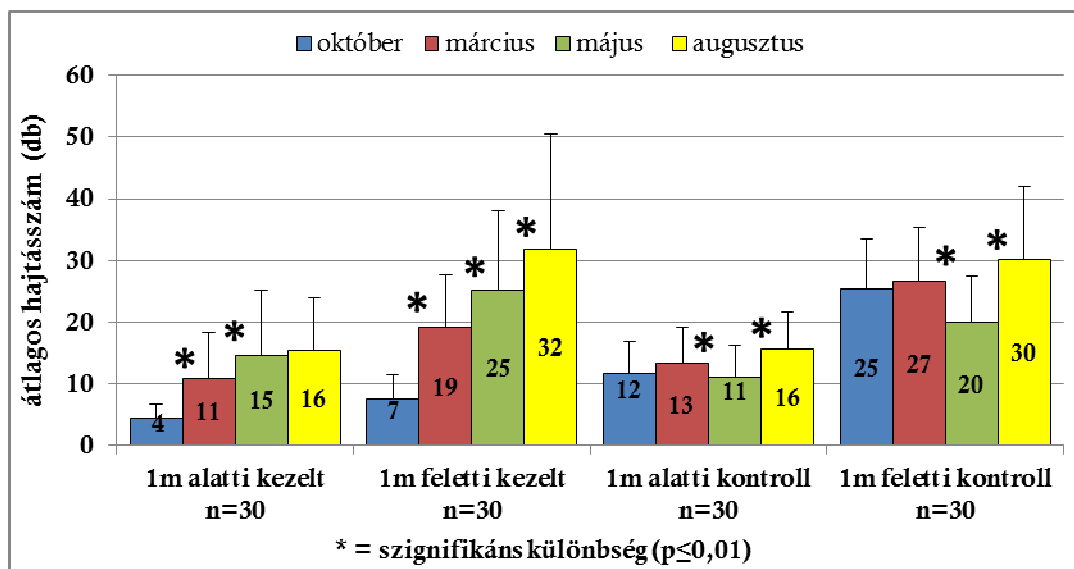
8. ábra: Az őszen kezelt csoport és kontrolljainak törzsátmérő változása a négy vizsgálat során.

Törzsátmérő változás esetében az 1m alatti kezelt csoportnál szintén az említett időszakban történt nagyobb gyarapodás (*páros-t*: $t=2.050$, $P=0.0487$, $N=30$), miként az azonos kategóriába tartozó kontroll akácoknál is. Az 1m-nél magasabb kezeletlen példányok pedig október-március között (*páros-t*: $t=4.319$, $P=0.002$, $N=30$) növekedtek a legerősebben /8. ábra/.

Ha kezelt és a kontroll csoportok törzsátmérő-változását hasonlítjuk össze, akkor szignifikáns különbség a május-augusztus közötti időszakban jelentkezett, amikor a kezelt egyedek törzsátmérő változása a legnagyobb mértékű volt a kontroll csoportokéhoz képest /8. ábra/. Az 1m alatti kezelt-kontroll összehasonlítás esetében a *Welch-próba értékei*: $t=2.411$, $P=0.0196$, $N=30$; az 1m feletti kategóriában pedig *Mann-Whitney-próba eredményei*: $U=301$, $U'=599$, $P=0,0281$, $N=30$ voltak.

4.2.1.4. Hajtásszám adatok

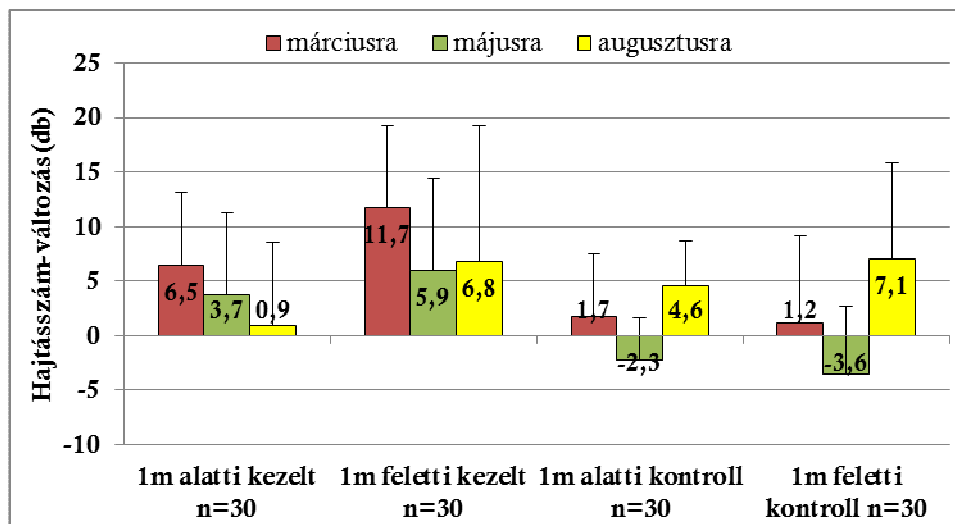
Az októberben kezelt egyedek alacsonyabb átlagos hajtásszámmal indultak a kontroll csoportokhoz képest, mind az 1m alatti (*Welch*: $t=7.068$, $P=0.0001$, $N=30$), mind az 1m feletti kategóriákban (*Welch*: $t=10.865$, $P=0.0001$, $N=30$). Mindkét károsított csoportnál egy monoton növekedés figyelhető meg egészen az utolsó időpontig, míg a kontroll példányok átlagos hajtásszáma kisebb ingadozásokkal, és lassabban emelkedett /9. ábra/.



9. ábra: Az őszi kezelt csoport és kontrolljainak hajtásszáma a négy vizsgálat során.

Augusztusra mindkét kezelt csoport átlagos hajtásszáma elérte – az 1m felettieké meg is haladta – a magassági kategóriájának megfelelő kontroll csoportok értékét. Közöttük különbség ekkor már nem volt kimutatható. Ez a szignifikancia az 1m alatti kezelt és kontroll egyedek esetében tehát csak októberben állt fenn, az 1m feletti kezelt és kontroll példányoknál pedig márciusban volt utoljára kimutatható (*kétmintás-t*: $t=3.302$, $P=0.0016$, $N=30$).

A hajtásszám változásról tájékoztató 10. ábra alapján a kezelt egyedek hajtásképzése érdekes módon október-március között – tehát a késő őszi/kora tavaszi időszakban – volt a legnagyobb. Ezt követően az 1m alatti kezelt példányok csökkenő intenzitással gyarapodtak, míg a nagyobb kategóriába tartozók hajtásszám növekedése magasabb szinten maradt. A kontroll csoportba tartozók esetében alacsonyabb volt a változás mértéke, ráadásul májusban még kismértékű csökkenés is elkönnyvelhető volt /10. ábra/.

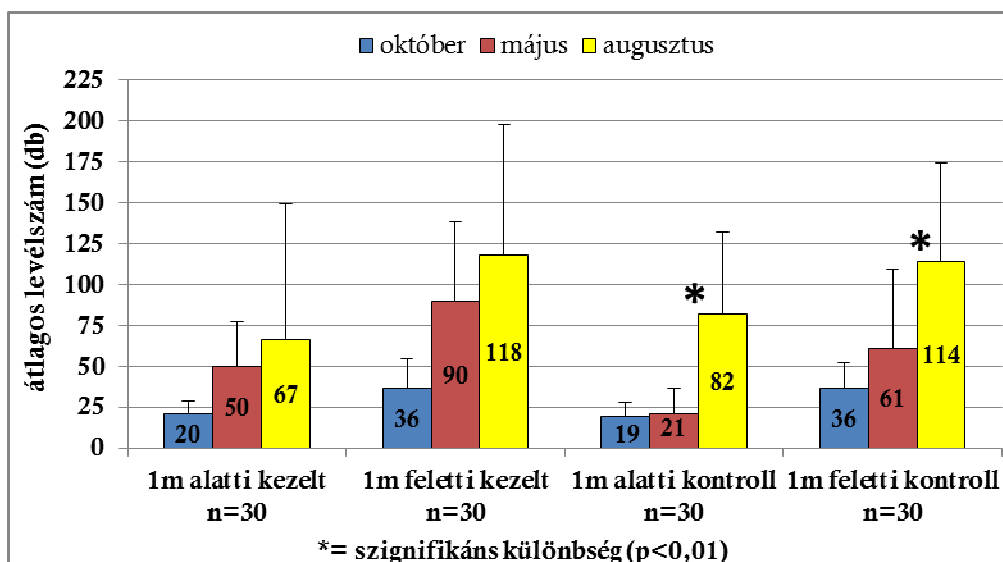


10. ábra: Az őszi kezelt csoport és kontrolljainak hajtásszám-változása a vizsgálatok során.

Hajtásszám változás tekintetében szignifikáns különbség a kezelt-kontroll egyedek között az október-március, és március-május közötti időszakban jelentkezett. Ez a különbség mindkét magassági kategóriában igazolható volt. Az összehasonlító statisztikák eredményei október-március időszakra – 1m alatt kezelt vs. kontroll: *Welch: $t=4.685$, $P=0.0001$, $N=30$* ; – 1m felett kezelt vs. kontroll: *Welch: $t=7.532$, $P=0.0001$, $N=30$* . Ugyanezen statisztika március-május időszakra – 1m alatt kezelt vs. kontroll: *Mann-Whitney: $U=165,50$, $U'=881,50$, $P=0.0001$, $N=30$* ; – 1m felett kezelt vs. kontroll: *Welch: $t=4.939$, $P=0.0001$, $N=30$* voltak. Augusztusra ilyen különbségek már nem mutatkoztak, vagyis a károsított példányok hajtásszám változásának üteme megegyezett a kontrollokéval – természetesen ugyanazon magassági kategórián belül.

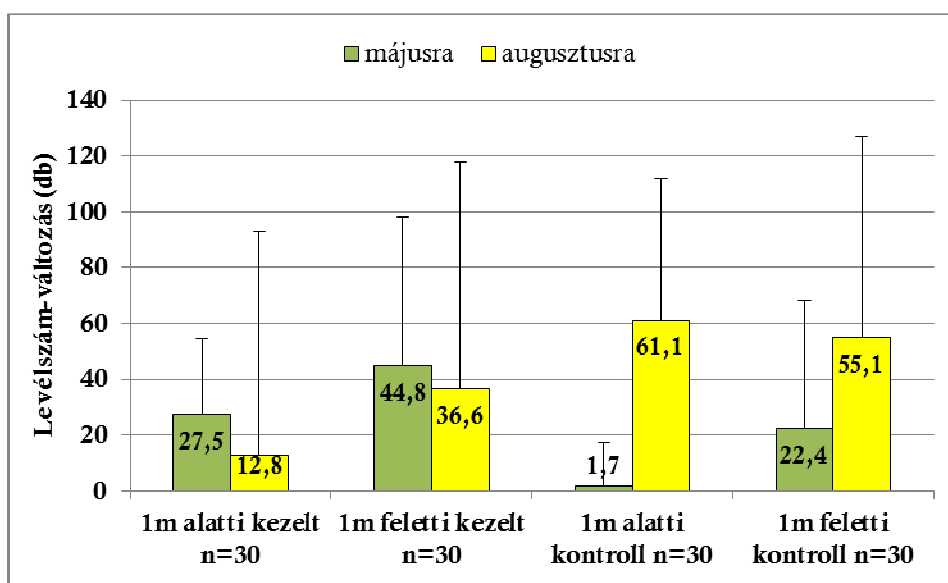
4.2.1.5. Levélszám adatok

A levelesség vizsgálata a négy alkalom közül csak háromban volt lehetséges, de azok alapján is megállapítható, hogy a kezelt egyedek levelessége eltérő ütemben növekedett, mint a kontroll példányoké /11. ábra/. Még annak ellenére is, hogy októberben az azonos magassági kategóriába tartozó kezelt-kontroll csoportok átlagban azonos értékekkel indultak – vagyis nem volt kimutatható különbség közöttük. Májusban viszont már szignifikáns eltérés igazolódott köztük az 1m alatti (*Welch: $t=5.253$, $P=0.0001$, $N=30$*) és feletti (*Welch: $t=2.248$, $P=0.0287$, $N=30$*) kategóriában is.



11. ábra: Az ősön kezelt csoport és kontrolljainak levelessége a három vizsgálat során.

Mindkét károsított csoportnak a tavaszi időszakban volt legmagasabb a levélszám gyarapodása, míg a kezeletlen csoportokban jórészt május és augusztus között volt nagyobb a változás /11. és 12. ábra/. A 12. ábrán feltüntetett „májusra” oszlop az október és május közötti levelesség-változást jelzi, mivel értelmetlen lett volna a lombzat nélküli márciusi időponttal való összevetés. Így viszont jól látható, hogy a kezelt egyedek levélképzése nemhogy csökkent mértékű, de még a kontroll csoportok levelesség-változását is meghaladta a májusi időpontig /12. ábra/ – szignifikáns különbség 1m alatt (*Welch: $t=4.805$, $P=0.001$, $N=30$*) és gyenge eltérés 1m felett (*kétmintás-t: $t=1.746$, $P=0.0860$, $N=30$*). Vagyis a kezelt egyedek több levelet fejlesztettek a vegetációs időszak megindulásától kezdve, mint amennyivel ősön rendelkeztek.



12. ábra: Az ősön kezelt csoport és kontrolljainak levélszám-változása a három vizsgálat során.

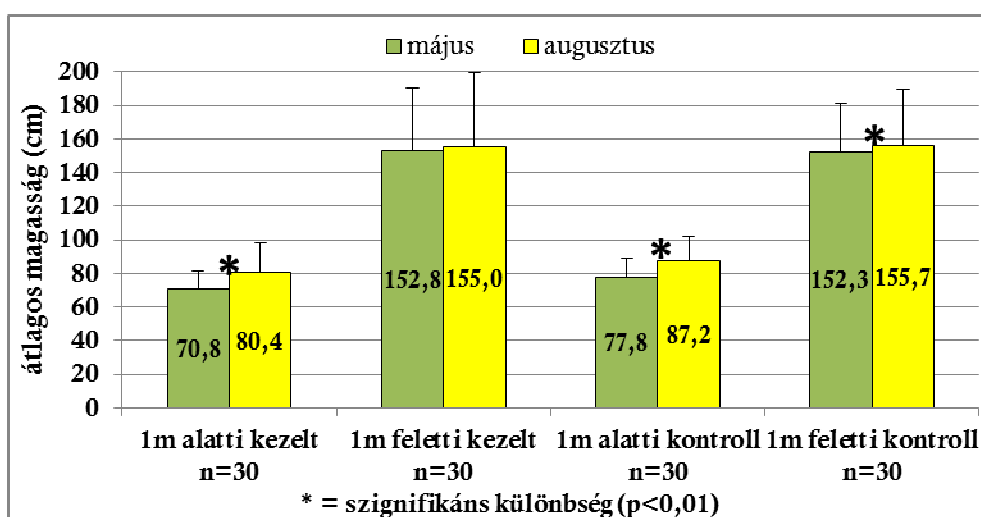
4.2.2. A tavaszon kezelt csoporttól és kontroll csoportjától származó eredmények

A május elején kezelt és melléjük kijelölt kontroll egyedek között egyetlen paraméter esetében sem keletkeztek nagy különbségek a két vizsgálat által közrefogott három hónapos időszak alatt. Az egyes tényezők vizsgálatakor inkább azonos mértékű és irányú változásokat – rendszerint méretbeli vagy számbeli növekedést – lehetett megfigyelni a károsított és érintetlen csoportok között.

4.2.2.1. Magassági adatok

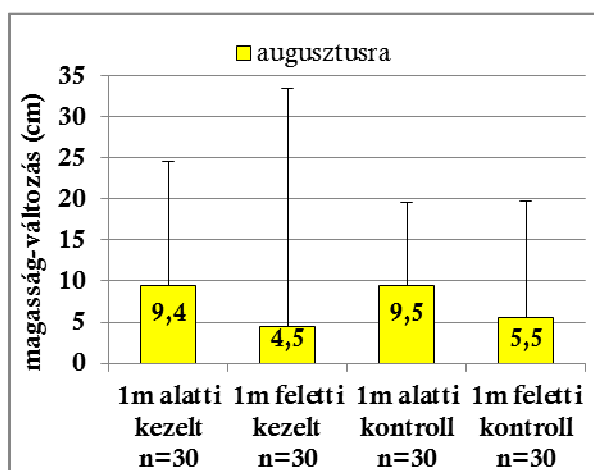
Májusban közel azonos átlagértékekkel rendelkező kezelt és kontroll csoportokat sikerült kiválasztani, amelyek között csak az 1m-nél alacsonyabb kategóriában volt szignifikáns különbség (kezelt vs. kontroll – kétmintás- t : $t=2.494$, $P=0.0155$, $N=30$). Ez viszont az augusztusi időpontra eltűnt (kétmintás- t : $t=1.619$, $P=0.1109$, $N=30$), miközben ugyanezen csoportok közötti átlag különbség alig változott (a májusi 6.99 cm-ről az augusztusi 6.86 cm-re).

Augusztusban tehát statisztikailag egyik kezelt csoport sem különbözött a hozzá tartozó kontroll csoportjától. Csupán a csoportokon belül igazolódtak eltérések a két időpont között /13. ábra/.



13. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak magassági adatai a két vizsgálat során.

Érdekes, hogy nagyobb változás a májusi-augusztusi intervallumban nem az 1m feletti – életerősebb – akácoknál, hanem az alacsonyabb kategóriában volt tapasztalható, függetlenül attól, hogy azok károsítottak voltak-e vagy sem /14. ábra/. A változás mértéke viszont kategóriánként megegyezett a kezelt-kontroll csoportok között, ilyen módon statisztikai eltérés sem jelentkezett.

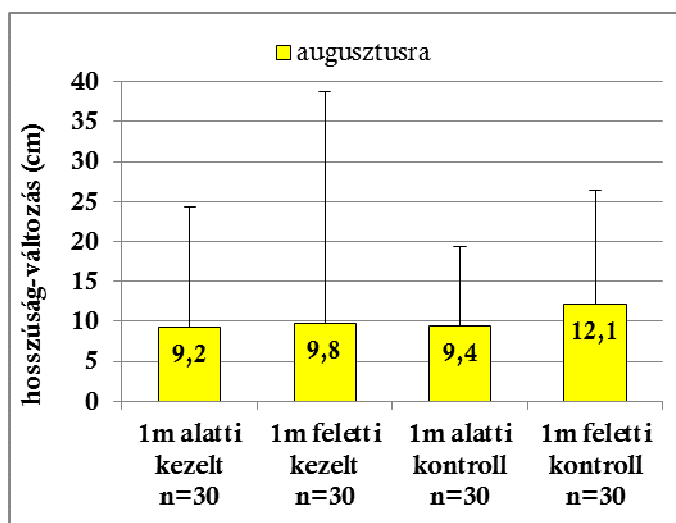


14. ábra: A tavaszi csoportok magasság-változása.

4.2.2.2. Hosszúsági adatok

A négy csoport átlagos hosszúsági méretei májusban a következők voltak: kezelt csoport 1m alatt: 76.4 cm (± 13.76), 1m felett: 166.58 cm (± 44.25); kontroll csoport 1m alatt: 82.26 cm (± 11.99), 1m felett: 162.45 cm (± 31.27). A kezelt-kontroll csoportok között szignifikáns különbség egyik magassági kategória esetében sem mutatkozott, és a két időpont viszonylatában a magassági adatok /13. ábra/ tendenciáihoz nagyban hasonló diagram lenne elkészíthető, ami ebben a fejezetben nem szerepel. Ennél érdekesebbek a hosszúság-változásról gyűjtött adatok /15. ábra/, amelyek hatással vannak a csoportok magasságváltozásáról kapott információk értékelésére is.

A 14. ábrán még csak az 1m alatti csemeték/fácskák nagyobb mértékű növekedése volt megállapítható a magasabbakhoz képest. Itt /15. ábra/ viszont legalább ugyanakkora ütemben történt az 1m feletti példányok növekedése, mint 1m alatt. Vagyis a magasabb példányoknál is tapasztalható volt egyfajta gyarapodás, ám ez – a változatosabb törzsalakulások, több elágazódás – miatt kisebb mértékben

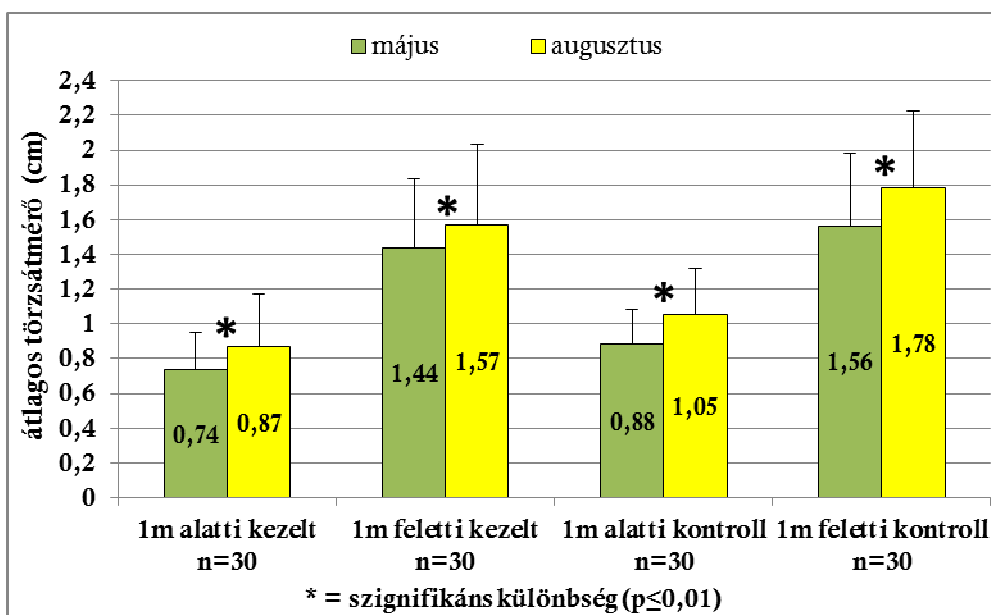


15. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak hosszúság változása két vizsgálat adatai alapján.

látszódot meg az egyedek talajszinttől mért függőleges távolságán, tehát a magasságon. Szignifikáns különbség a kezelt egyedek és kontroll csoportjaik között nem volt kimutatható, ahogyan arra az azonos mértékű – de magas szórású – átlagértékekből is következtetni lehet.

4.2.2.3. Törzsátmérő adatok

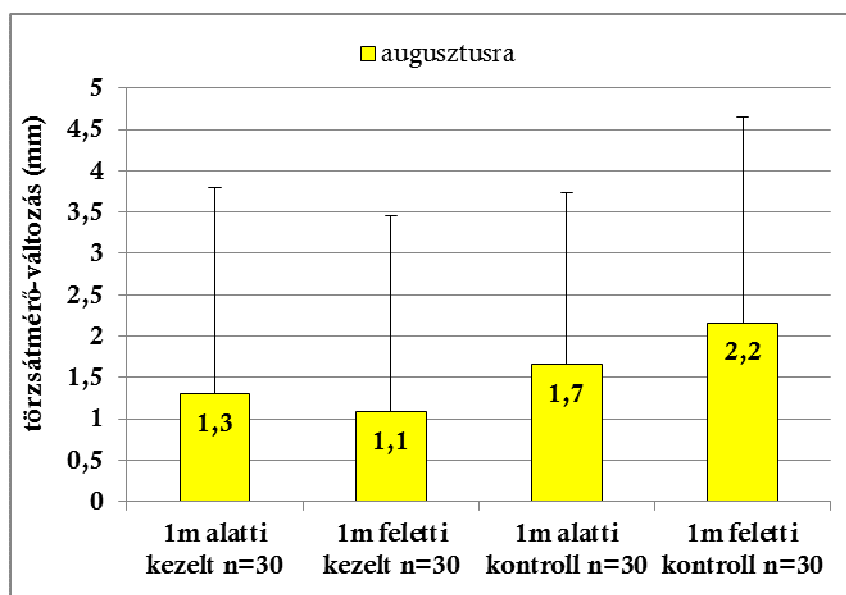
Valamennyi csoport törzsátmérője növekedett a május-augusztus közötti időszakban /16. ábra/, ami statisztikailag is jelentkezett a két időpont értékeinek összehasonlításakor minden csoportnál. (1m alatt –kezelt: *páros-t*: $t=3.869$, $P=0.0006$, $N=30$; –kontroll: *páros-t*: $t=6.563$, $P=0.0001$, $N=30$; 1m felett –kezelt: *páros-t*: $t=2.681$, $P=0.0122$, $N=30$; –kontroll: *páros-t*: $t=9.716$, $P=0.0001$, $N=30$). Továbbá májusban az 1m alatti kezelt és kontroll csoportok közötti különbséget a statisztika szignifikánsnak találta (*kétmintás-t*: $t=2.276$, $P=0.0074$, $N=30$), ami augusztusban is fennmaradt (*kétmintás-t*: $t=2.430$, $P=0.0183$, $N=30$). Ez részben a vizsgált két csoport átlaga közötti különbség növekedését is jelzi, ami májusban 1.48 mm, augusztusban pedig 1.82 mm volt.



16. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak törzsátmérő adatai a két vizsgálat során.

A 16. ábra alapján a kezelt csoportok törzsátmérő növekedésében különösebb lemaradás nem látszik, viszont az augusztusi időpontra bekövetkezett változásokról tájékoztató diagram már határozottabban utal erre /17. ábra/.

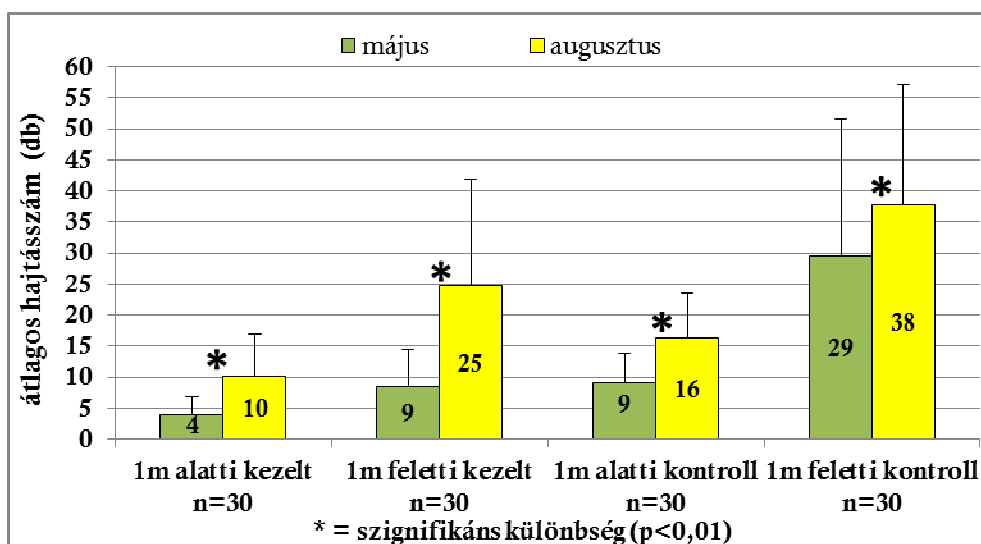
Az időszak alatt az 1m-nél magasabb kezelt akácok növekedése volt legkisebb mértékű, a különbség a hozzá tartozó kontroll csoport változásával – ami valamennyi közül a legnagyobb – összehasonlítva szignifikánsan is kiütözik (Welch: $t=2.304$, $P=0.0261$, $N=30$). Az 1m-nél kisebb példányok esetében ilyen kimutatható eltérés nem fordult elő, átlagértékeik egyébként is közel estek egymáshoz /17. ábra/.



17. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak törzsátmérő változása a két vizsgálat során.

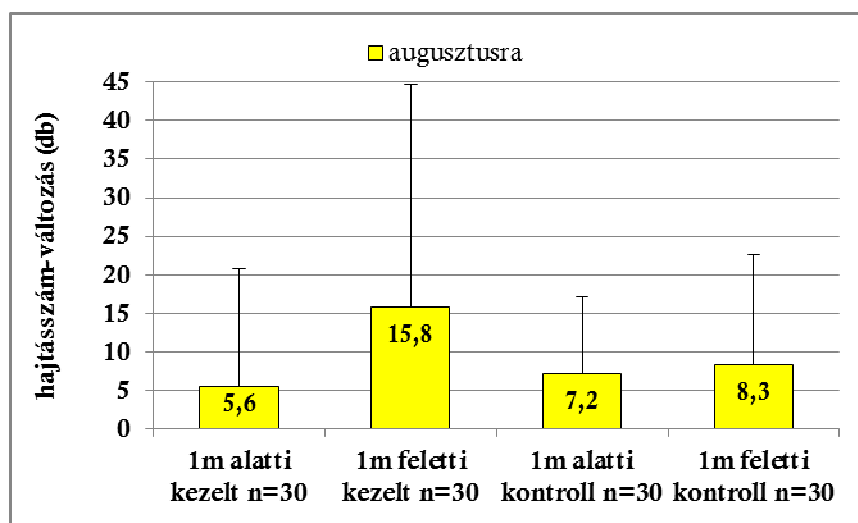
4.2.2.4. Hajtásszám adatok

A májusi vizsgálat idején mind az 1m alatti, mind az 1m feletti kezelt csoport alacsonyabb hajtásszámmal rendelkezett a kontroll csoportokhoz viszonyítva (1m alatt kezelt vs. kontroll – *Mann-Whitney*: $U=105$, $U'=795$ $P=0.0001$, $N=30$; 1m felett kezelt vs. kontroll – *Welch*: $t=4.995$, $P=0.001$, $N=30$). Ez a különbség augusztusban is fennállt a kezelt és a kontroll csoportok között (1m alatt – *kétmintás-t*: $t=3.254$, $P=0.019$, $N=30$; 1m felett – *kétmintás-t*: $t=2.743$, $P=0.0081$, $N=30$) annak ellenére, hogy a köztük lévő különbségek csökkentek /18. ábra/.



18. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak hajtásszám adatai a két vizsgálat során.

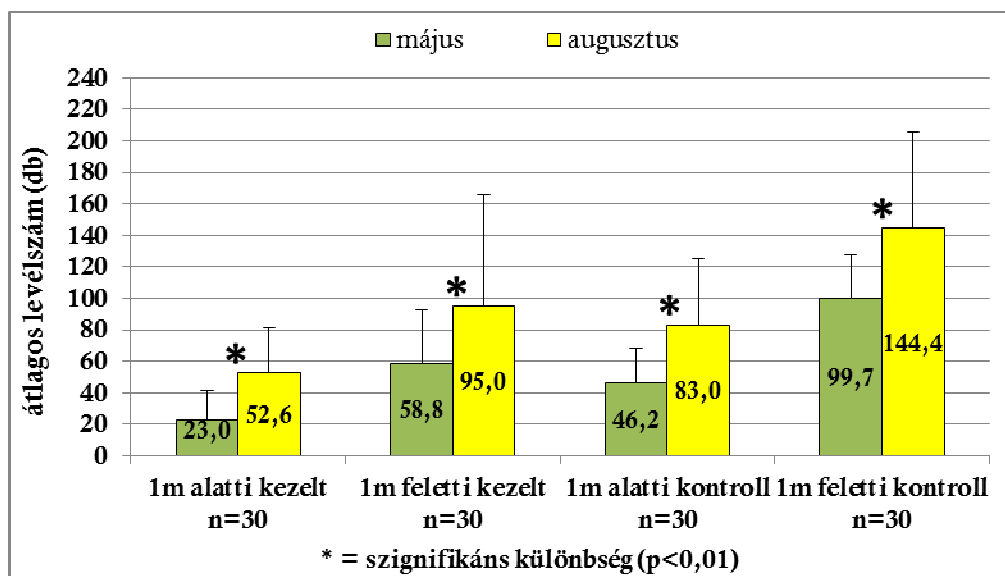
Növekedés mind a négy csoportban jelentkezett, ám legintenzívebb az 1m feletti kezelt csoportban volt /19. ábra/. Ez a kiemelkedő változás az 1m feletti kontroll egyedek viszonylatában szignifikáns különbségnek bizonyult (*kétmintás-t*: $t=2.256$, $P=0.0280$, $N=30$), ám – valószínűleg a kezelt csoport magas szórásértéke (± 13.408) miatt – alacsony megbízhatósággal. Az 1m alatti kategóriában a kontroll csoport hajtásképzése mutatkozott erőteljesebbnek a kezelthez képest, bár az egyedi különbségek itt is nagyok voltak – amire a magas szórásértékek is utalnak.



19. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak hajtásszám változása a két vizsgálat során.

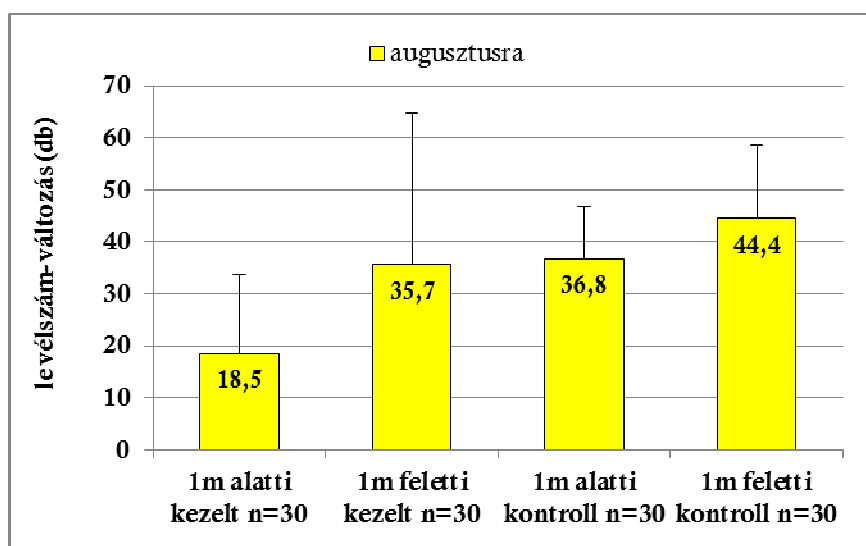
4.2.2.5. Levélszám adatok

A 20. ábra alapján elmondható, hogy a kezelt és kontroll egyedek lombozata egyaránt a nyári időszakra – augusztus – teljeseedett ki. Az kezelt egyedek átlagos levélszáma statisztikailag is különbözött a kontroll példányokétól májusban és augusztusban. Az előbbi időpontban a statisztika eredményei: 1m alatt, kezelt vs. kontroll – *kétmintás-t*: $t=4.379$, $P=0.0001$, $N=30$; 1m felett – *kétmintás-t*: $t=5.054$, $P=0.0001$, $N=30$. Augusztusban: 1m alatt, kezelt vs. kontroll – *Welch*: $t=3.119$, $P=0.030$, $N=30$; 1m felett – *kétmintás-t*: $t=2.853$, $P=0.0060$, $N=30$ voltak.



20. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak levelessége a két vizsgálat során.

A kontroll csoportok levélszám gyarapodása mindkét magassági kategóriában meghaladta a kezeltét /21. ábra/, de statisztikailag szignifikáns különbségként ez egyik esetben sem jelentkezett. Rendszerint az 1m-nél magasabb csoportba tartozók több levelet fejlesztettek augusztusra, mint a kisebb társaik, továbbá a kezelt egyek között nagyobb volt az 1m alattiak „lemaradása”, mint a kontroll csoportok esetében.



21. ábra: A tavaszon kezelt csoport és kontrolljainak levélszám-változása a két vizsgálat során.

V. Értékelés

5.1. A preferencia vizsgálatból levont következtetések

A növényevő nagyvadfajok táplálékválasztása szempontjából valóban meghatározó jelentőségű faj az akác, amit a preferencia vizsgálatok során kapott eredmények is alátámasztanak /1. és 2. táblázat/. Hasonló eredményekről számoltak be Mátrai et al. (2004) is a gímszarvastól gyűjtött hullatékok mikroszövettani elemzése folyamán. E faj preferenciája még olyan ültetvényekben is kiemelkedő, ahol a cserjeszintben elérhető akác mennyisége csupán 1 százaléknyi (Szemethy et al., 2001). Ennek oka elsősorban az akác leveleinek magas fehérje és alacsony rosttartalmában (Barrett et al., 1990) keresendő. Nem meglepő tehát, hogy az – egyébként is gyér cserjeszintű – 1ha körüli/alatti ültetvényekre a szarvas hatása katasztrofális lehet, és csak 5-10ha méretnél bizonyulhat elegendőnek az állomány biomassza produkciója ahhoz, hogy az időnként megemelkedő károsítást az ültetvény megfelelően tolerálja (Mitchell, 1992).

Mondani sem kell, hogy ekkor az alternatív táplálékforrást biztosító növények a fajokon keletkező károk mérsékelésében kulcsszerepet kapnak (Katona et al., 2007), amit az 1. táblázat adatai is bizonyítanak. Nem szabad ugyanis elfelednünk, hogy a preferált fajok között a somfajok és a bodza is szerepeltek. Továbbá az „ns” – *not significant* vagyis nincs eltérés – kedveltségű fajoknak valódi fontosságukhoz képest rendszerint csak kis jelentőséget tulajdonítunk, mondván: „az úgyis csak átlagos”. Éppen ezért hangsúlyozni kell, hogy az imént említett statisztikai kifejezés csupán arra utal, hogy az adott fajnak az adott időpontban tapasztalt fogyasztása megfelelt a kínálata alapján előre jelzett értéknek. Tehát az ilyen kategóriába sorolt fajok ugyanúgy szerepelhetnek – akár nagy tömegben is – a növényevők táplálékában, ha kellő mennyiségben állnak rendelkezésre. Sőt, az elkerült faj is fogyasztott lehet – minél intenzívebb a növényevők nyomása, annál nagyobb mértékben! Ennek következtében megállapítható, hogy a 2. táblázatban felsorolt cserjeszint alkotók közül több cserjefaj is befolyást gyakorolt a nagyvadfajok táplálékválasztására még akkor is, ha az akác szerepe egész idő alatt meghatározó volt.

Például mind a növényi hajtások, mind a fitomassza alapján számított preferencia értékek elemzésekor figyelemre méltóan alakult az egyes somfajok kedveltsége /1. és 2. táblázat/. Hasonlóképpen Hygnstrom et al. (2009), Boulanger et al. (2009) is a növényevő nagyvad által legintenzívebben fogyasztott fajok között sorolta fel a veresgyűrű somot. Hauck & Popp (2010) szerint még a szarvasmarhák is szívesen fogyasztották a legelők közelében elérhető sombokrok hajtásait. Szerepét az a tény is hangsúlyozza, hogy sohasem minősült gyakori fajnak a vizsgálatok alatt, fogyasztása – ezáltal preferáltsága – mégis számottevő mértékű volt.

Ha az egyes vizsgálati időpontokat összefüggéseiben vizsgáljuk, kiemelhetjük még a fagyalt, amelynek magas Jacobs-index értékei arra engednek következtetni, hogy fogyasztását nem csupán a gyakori hozzáférhetősége befolyásolta.

A bodza a fitomassza /2. táblázat/ és a hajtások rágottsága /1. táblázat/ alapján egyaránt szerepelt a preferált fajok között, de csak egy alkalommal. Részben emiatt, részben kedveltségének nagy változékonysága miatt – a hajtások alapján 7-ből négyszer volt elkerült, a fitomassza szerint pedig egyenlő mértékben volt preferált/átlagosan fogyasztott/elkerült – miatt gondolom úgy, hogy jelentősége nem akkora mértékű, mint a fentebb említett fajoké. Időszakosan megemelkedő rágottsága inkább hozzájárul a cserjefajok vadkár-elvonó (Fehér & Katona, 2011) hatásához, amellyel a fafajokon keletkező károsítást csökkenthetik.

Emiatt is lehet veszélyes egyes cserjefajok „kiemelése”, hiszen az átlagtól nem különböző gyakoriságú/fogyasztású növények az akár egyszer is preferált fajok mögött háttérbe szorulnak. Ám valójában ezek a cserjék is fontos szerepet játszanak a fafajokon jelentkező vadkár csökkentésében – kökény, gyepűrózsa, szeder – annyi különbséggel, hogy elvonó hatásuk együttesen érvényesül. Ahhoz tehát, hogy a főfafaj károsítása stabil (csökkent) értéken maradjon, a növényevő nagyvadaink által kedvelt cserjefajok megfelelő mértékű jelenléte szükséges (Szemethy et al., 2004). De kimutatható védőhatása lehet más, nagy sűrűségben előforduló, kevésbé ízletes, tüskékkel/tövisekkel rendelkező cserjéknek is – távol tartva a növényevőket a védendő fajoktól (Baraza et al., 2006).

A kapott eredmények alapján megválaszolhatóak a dolgozat elején feltett kérdések, nevezetesen:

*Tanúsítanak-e preferenciát a növényevő vadfajok az akác iránt? Ha igen, mekkora mértékben?
Hogyan alakul ez, ha a cserjeszintben más fajok is kellő változatosságban lelhetőek fel?*

Igen, az akác kiemelkedő preferáltsága bizonyított. A hajtásszámok alapján a Bonferroni-próba valamennyi időpontban igazolta a nagyvadfajoknak az akác iránt tanúsított preferenciáját, egyúttal a fafaj magas pozitív Jacobs-index értékkel rendelkezett.

Nagyobb eltérések a fitomasszából számított statisztikák esetén állnak elő, ami a cserjék együttes, rágást elvonó, azt befolyásoló hatására utalnak. Legnagyobb szerepet ebben főként somfajoknak, a fagyalnak, valamint a bodzának lehet tulajdonítani. Viszont megállapítható az is, hogy akác kedveltsége még így is számottevő mértékű marad.

5.2. A szimulált vadragás vizsgálatok értékelése

Meglepő módon a magassági-, hosszúsági-, és törzsátmérő adatokból nyert eredmények alapján nagyobb mértékű, kifejezetten a mesterséges károsításnak betudható negatív hatások nem, vagy csak alig érzékelhető mértékben jelentkeztek a kezelt akácokon. Az egyedek közötti nagymértékű eltérések ellenére fejlődésbeli megállás sem mutatkozott semelyik magassági kategóriában.

Ismeretes, hogy az akác nitrogén megkötő képessége révén képes olyan tápanyagban szegény talajú termőhelyen is megtelepedni, ahol a legtöbb fafaj nem marad életképes (Sabo, 2000). Bolygatás- (Lee et al., 2003) és nem utolsó sorban szárazságtűrő (Hanover & Mebrahtu, 1991). Emellett a helyi vegetációt relatíve rövid idő alatt át tudja alakítani, az őshonos fajok kiszorítása által (Richburg et al., 2002), metszés után pedig gyorsan regenerálódik (Burner et al., 2006). Minden bizonnyal ezek a tulajdonságok teszik képessé arra is, hogy az ilyen időszakos károsításoknak különösebb teljesítményromlás nélkül ellenálljon.

Ráadásul az őszi, 1m feletti kezelt csoport esetében a magassági /5. ábra/, és törzsátmérő /6. ábra/ növekedés nagyobb üteműnek látszik az ugyanekkora kontroll egyedekéhez képest, amiben óvatos közelítéssel akár a kezelés hatása is szerepet játszhat /4. táblázat/. Ám ez nem alapozható meg teljes bizonyossággal, hiszen az egyedi különbségek – szórás – mindvégig magasak voltak. Viszont jó eséllyel következtethetünk arra, hogy az ilyen mértékű egyszeri károsítással szemben az akácok nagy része „érzékeny” maradt, függetlenül attól, hogy a visszavágás tavasszal vagy ősszel történt-e meg.

A tavasszal kezelt példányok magassági-, hossz- és törzsátmérő értékeinek alakulásával kapcsolatban még nehéz lenne bármilyen következtetést levonni az ismétlések alacsony száma miatt. Az ősszel kezelt egyedek reakciójának analógiájára a tavasszal károsítottakat még kisebb mértékben viselheti meg a szimulált vadragás hatása, ami talán a hosszúság-változások esetében már jelentkezett is /15. ábra/

Ezek alapján a bevezetőben feltett kérdésekre a következőképpen válaszolhatunk:

Hatással van-e a szimulált vadragás egy olyan erőteljes növekedésű-fejlődésű fafajra, mint amilyen az akác? Ha igen, miként és hogyan számszerűsíthető ez?

A gyűjtött magassági-, hosszúsági-, és törzsátmérő adatok ismeretében a szimulált vadragás hatása az akácon nem bizonyított, de ha van is valamilyen befolyással az egyedekre, akkor – a jelenlegi eredmények alapján – erős negatív hatásként az nem jelentkezett.

Az eddigi eredmények ismeretében inkább a károsított egyedek fejlett kompenzáló képességét lehet valószínűsíteni, mind az ősszel, mind a tavasszal kezelt csoportnál.

Vajon a gyengébb–fiatalabb–fejletlenebb akác példányok rosszabbul tűrik a mesterséges visszavágást, mint az idősebb és egyben erősebb társaik?

Az 1m alatti akáccsemeték magassági növekedése és törzsátmérő gyarapodása nem állt meg, kétségtelen viszont, hogy az ősszel kezelt példányok esetében a magasság /5. ábra/ -, hosszúság- és törzsátmérő-változás /8. ábra/ mértéke kisebbnek ismerhető el a magasabb kategóriába tartozó kezelt egyedekhez képest. Bonyolítja a helyzetet, hogy a kontroll csoportok hasonló ütemben fejlődtek, ami miatt nehezen hihető a szimulált vadrágás korlátozó hatása.

Itt inkább a csemeték magassági helyzetéből adódó tényezők játszhatnak közre, mint a korlátozott fényhez jutás – az akác fényigényes fafaj (Bartha, 1999) –, az átlagosan kisebb levélszám – ezáltal kisebb fotoszintetizáló felület – a magasabb egyedekhez képest /11. és 20. ábra/.

A tavasszal kezelt példányokról jelenleg nem mondható el az alacsonyabb magassági kategóriába tartozók csökkent növekedése /15. és 17. ábra/, de ennek megalapozására további vizsgálatokra van szükség.

A kezelés hatásaként jelentkezik-e valamilyen speciális változás a szimulált vadrágással érintett egyedeken?

Mindkét magassági kategóriában bokrosodást tapasztaltunk az ősszel kezelt akácok esetében /10. ábra/, amely a kontroll csoportokhoz viszonyítva október-március, illetve március-május közötti intervallumban statisztikailag is kimutatható volt. Jól jellemzi ezt a károsított akácok erősebb levélszám változása is a tavaszi időszakban /11. és 12. ábra/. A levélszámok alakulását vizsgálva az is megállapítható, hogy az ősszel kezelt egyedek lombozata hamarabb gyorsabb ütemben kezdett el kifejlődni, mint a kontroll csoportba tartozóké. A kontroll példányok hajtásszám csökkenésében /10. ábra/ a területen megforduló növényevők is közrejátszhattak, aminek valószínűségét a vizsgált akácegyedek helyének biztonságosabb megválasztásával sem lehet teljesen kizárni.

Idevágó eredményeket kapott Teaschner & Fulbright (2007) is, miszerint fokozott hajtásképzéssel reagált az öt ért károsításokra az akáccal rokon akácia. A más jellemzőkkel bíró vörös juhar *Acer rubrum* is képesnek bizonyult erre (Canham et al., 1993), emellett még a kocsányos tölgy *Quercus robur* esetében is jelentkezhet fokozott levélképződés (Hilton et al., 1987). Az utóbbi faj esetében viszont a csökkent növekedés is többször előfordul (Harmer, 1991).

A tavasszal károsított egyedeknél mindössze az 1m alatti kezelt csoport lemaradását lehet észrevenni a hajtásszám-/19. ábra/ és a levélszám-változások /21. ábra/ esetében. Tehát érzékelhető bokrosodás vagy levélszám gyarapodás itt nem fejeződött ki. Ez az őszi eredmények ismeretében arra enged következtetni, hogy a károsítás okozta fokozott hajtásképződés egy meghatározott idő elteltével – időkésés – jelentkezik a kezelt egyedeken. Viszont ezt a feltételezést csak a vizsgálatok folytatásával, az újabb eredményekkel kiegészítve tudjuk majd cáfolni vagy megerősíteni.

5.3. Összegzés

A preferencia vizsgálatok segítségével kielégítő választ kaphattunk a területen fellelhető fa- és cserjefajok kedveltségéről, vagy éppen elkerülésének mértékéről. Miként azt a hajtásszámok és a fitomassza alapján számított statisztikai eredmények összehasonlításából láttuk, a növényevő nagyvad kihasználja a beerdősülő terület nyújtotta változatos táplálékkínálatot. Lehet ez akár a gímszarvas, amely plasztikusan alkalmazkodik a környezet kínálatához (Szemethy et al., 2001). Vagy lehet az őz, akinek táplálék összetételét hasonló módon az élőhely növényzete határozza meg (Mátrai, 2000). De lehet a fűféléket előszeretettel fogyasztó muflon is (Hofmann, 1989) – kinek étrendjében a fásszárúak (Heroldová et al., 2007) és a cserjék (Thiele et al., 1989, Prien & Peukert, 1989) időszakosan dominálhatnak az egyszikűekkel szemben. Vagyis valamennyi nagyvadfaj lehetőségeihez mérten törekszik a lehető legjobb minőségű és legkedvezőbb összetételű táplálék fogyasztására. Ez pedig a fenti eredmények alapján nem csak és kizárólag az akác lehet!

A 2011 októberétől folyó szimulált vadrágás vizsgálatokból származó eredmények mindezeitől még számos kérdést nyitva hagytak, jórészt csak néhány előrejelzést engednek meg. Mivel különösebb negatív hatását a kezeléseknak sem az ősszel, sem a tavasszal kezelt akác egyedeknél nem észleltük, ezért feltételezzük, hogy hosszú távon sem jelent megrázkódtatást az akácnak egy ilyen mértékű egyszeri károsítás.

Viszont ha ez megalapozottnak bizonyul, újra át kell gondolnunk az erdei vadkárral és a kárformákkal kapcsolatos megállapításainkat, legalábbis e főfafaj esetében mindenképpen. Ha emellett figyelembe vesszük még a kezelt akácok fejlett kompenzáló képességét is – amit az értékelés fejezetben is valószínűsítettünk –, akkor bizony számolnunk kell McNaughton (1979, idézi Carter, 1994) elméleti elképzelésével is, ami a károsított/rágott egyed erőteljesebb produktivitását feltételezi. Annak megválaszolására, hogy ez valóban jelentkezik-e az akác esetében – és ha igen, milyen formában realizálódik –, még kevés eredményünk van.

Mindenesetre mérlegelnünk kell, hogy az ekkora mértékű mesterséges kezeléssel egyenértékű vadrágás ténylegesen kárnak minősül-e, vagy egy olyan vadhatásnak, melynek még jótékony kihatása sem zárható ki.

VI. Összefoglalás

Az akác */Robinia pseudoacacia L./* növényevő nagyvadjaink által igencsak kedvelt növény, amire már számos hazai és külföldi kutatás rámutatott. Miként arra is, hogy a nagyvadfajok és élőhelyük között bonyolult oda-vissza kapcsolatok működnek. E kölcsönhatást azonban gyakran elfogultan magyarázzák, melynek mibenléte rendszerint az érintett ágazatok érdekeitől függ. Továbbá a hazai kutatások között elenyésző azoknak a tanulmányoknak a száma, ami a vadrágás hosszú távú hatását vizsgálná egy-egy fafajra nézve. Éppen ezért tűnnek megalapozatlannak az olyan állítások, amelyek szerint a haszonfa minőségromlásában a vadrágás legalább akkora szerepet játszik, mint a rovarkárosítók vagy a termőhelyi szélsőségek.

A vizsgálati területen gyűjtött hajtáskínálat-használat adatok alapján preferenciaszámolásokkal (χ^2 próba, Bonferroni-féle Z-teszt és Jacobs-index) elemeztem egyik alapvető gazdasági főfafajunkra, az akácra nehezedő növényevő nyomás valószínűségét. Szimulált vadrágás vizsgálatokkal pedig meghatároztam a vadrágás hatását a fiatal akácegyedek fejlődésére-növekedésére. Az eddig elvégzett vizsgálatokra a Heves-megyei Apc határában, egy spontán beerdősülő területen került sor 2011 októbere és 2012 augusztusa között, összesen négy alkalommal. A kezelés során a területen található akác csemete és újulati korú egyedeit választottam ki; magassági csoportonként (1m alatt és 1m felett) 30-30 darabot. Ezek vezérhajtásait és oldalhajtásainak felét vágtam vissza akkora átmérőnél, amekkoránál az leggyakrabban rágva volt. A kezelés-hatás lemerése érdekében kontroll csoport – ugyancsak 30-30 db – kijelölésére is szükség volt, amelyek szintén a hasonló korban lévő akáccsemeték-fácskák közül kerültek ki. Minden példánynál felvételezésre került a magasság, hosszúság, törzsátmérő, hajtásszám valamint a levélszám. Ezt a kezelést a tél beállta előtt, és egy másik ugyanekkora létszámú csoporton a telet követően is elvégeztem. A szimulált vadrágás eredményeihez összehasonlító statisztikai próbákat használtam.

A preferencia vizsgálatok igazolták az akác kiemelkedő szerepét, kedveltségét a rágott hajtások alapján, viszont a biomassza adatokkal számolva már nem lehetett ilyen preferenciát kimutatni, szemben bizonyos cserjefajok kedveltségével. A szimulált rágás nem állította meg az akác magassági és törzsátmérő növekedését, az említett paraméterek vonatkozásában a kezelt és a kontroll csoportok között jelentősebb különbség nem volt kimutatható. Viszont a kezelt egyedek nagyobb hajtásszám növekedést mutattak, mint a kontroll csoport egyedei.

Preferenciaszámolásaink nyilvánvalóan mutatták az akác nagyvadfajok általi kedveltségét, amire viszont a változatos cserjeszint jelenléte – mint alternatív táplálékforrás – is hatással van. A szimulált rágásos vizsgálatok eddigi eredményei alapján még egy jelentősebb mértékű hajtásrágás sem volt kimutatható negatív hatással rövidtávon az akác méretbeli növekedésére. Vagyis a várakozásokkal és más fafajokon tapasztaltakkal ellentétben az akácegyedeket kevésbé viselte meg a szimulált vadrágás - legalábbis szűk egyéves időtávlatban. Több kutatás eredményéhez hasonlóan kismértékű bokrosodás volt megfigyelhető az akác esetében is mind az októberben, mind az áprilisban kezelt csoportokon. Az egyedek további követésével a hosszabb távú hatásokat is mérni fogjuk.

VII. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom konzulensemnek Dr. Katona Krisztiánnak, nemcsak a jelen dolgozat elkészítésében nyújtott útmutatásaiért és készséges segítségéért, hanem az elmúlt öt év során készült tudományos diákköri dolgozatom, szakdolgozatom, és szakmai folyóiratban megjelent publikáció összeállításában nyújtott szakmai támogatásáért is.

Kiss Márton vadgazda-mérnök szakos hallgatónak a preferencia vizsgálatokhoz szükséges statisztikai elemzések metodikájának, módszertanának elsajátításában nyújtott közreműködéséért.

Hálás szívvel mondok köszönetet szüleimnek és bátyámnak, mindenkori támogatásukért és a terepi munkák során nyújtott segítségükért.

Köszönet illeti továbbá a Somlyó-hegyi Földtulajdonosok Közösségét, a dolgozat készítésében nyújtott érdemi segítségéért.

VIII. Felhasznált irodalom

- ADAMOWICZ, W., L., ARMSTRONG, G., W., MESSMER, M., J. (2003): THE ECONOMICS OF BOREAL FOREST MANAGEMENT. –IN: BURTON, P., J., MESSIER, C., SMITH, D., W., ADAMOWICZ, W., L. (EDS): TOWARDS SUSTAINABLE MANAGEMENT OF THE BOREAL FOREST. NRC RESEARCH PRESS, OTTAWA, ONTARIO, CANADA. PP. 181-211
- AMMER, C., VOR, T., KNOKE, T., WAGNER, S. (2010): DER WALD-WILD-KONFLIKT – ANALYSE UND LÖSUNGANSÄTZE VOR DEM HINTERGRUND RECHTLICHER, ÖKOLOGISCHER UND ÖKONOMISCHER ZUSAMMENHÄNGE. UNIVERSITÄTSVERLAG GÖTTINGEN, 199 PP.
- BAKKAY, L. (1956): NEVELŐVÁGÁSOK AKÁCOSOKBAN. – AZ ERDŐ, XCI. ÉVFOLYAM, 10. SZÁM: 409-416
- BARANČEKOVÁ, M. (2004): THE ROE DEER DIET: IS FLOODPLAIN FOREST OPTIMAL HABITAT? –IN: FOLIA ZOOLOGICA – 53(3): 285-292
- BARAZA, E., ZAMORA, R., HÓDAR, A., J. (2006): CONDITIONAL OUTCOMES IN PLANT-HERBIVORE INTERACTIONS: NEIGHBOURS MATTER. – OIKOS 113: 148-156
- BARRETT, R., P., MEBRAHTU, T., HANOVER, J., W. (1990): BLACK LOCUST: A MULTI-PURPOSE TREE SPECIES FOR TEMPERATE CLIMATES. – IN: JANICK J., SIMON J., E. (EDS.): ADVANCES IN NEW CROPS. TIMBER PRESS, PORTLAND, OR, P.: 278-283.
- BARTHA, D., GÁLHIDY, L. (SZERK) (2007): A MAGYARORSZÁGI ERDŐK TERMÉSZETESSÉGE. –WWF MAGYARORSZÁG, BUDAPEST, 44 PP.
- BLEIER, N., HAJDÚ, M., SZEMETHY, L. (2010): GONDOLATOK A VADKÁRRÓL, VADLÉTSZÁMRÓL. – ERDÉSZETI LAPOK, CXLV. ÉVFOLYAM, 12. SZÁM: 416-417
- 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. – FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 258: 1397-1406
- BRINKS, J., S. (2010): TWO YEAR RESPONSE OF A WOODY BIOFUEL PLANTATION TO INTENSIVE MANAGEMENT ON A RECLAIMED SURFACE MINE IN EASTERN KENTUCKY. UNIVERSITY OF KENTUCKY MASTER'S THESES. UNIVERSITY OF KENTUCKY, LEXINGTON, KENTUCKY, USA, 90 PP.
- BURNER, D., M., POTE, D., H., ARES, A. (2006): FOLIAR AND SHOOT ALLOMETRY OF POLLARDED BLACK LOCUST, ROBINIA PSEUDOACACIA L. – AGROFORESTRY SYSTEMS 68: 37-42
- BYERS, C., R., STEINHORST, R., K., KRAUSMAN P., R. (1984): CLARIFICATION OF A TECHNIQUE FOR ANALYSIS OF UTILIZATION-AVAILABILITY DATA. – JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 48(3): 1050-1053
- CANHAM, D., C., MCANINCH, B., J., WOOD, M., D. (1993): EFFECTS OF THE FREQUENCY, TIMING AND INTENSITY OF SIMULATED BROWSING ON GROWTH AND MORTALITY OF TREE SEEDLINGS. – CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 24 (4): 817-825
- CARTER, C., N. (1994): PLANT-HERBIVORE DINAMICS ASSOCIATED WITH AN ERUPTING UNGULATE POPULATION: A TEST OF HYPOTHESES. – THESIS FOR THE DEGREE OF DOCTOR OF PHILOSOPHY, THE UNIVERSITY OF BRITISH COLUMBIA, DEPARTMENT OF ZOOLOGY, 146 PP.
- CAUGHLEY, G., SINCLAIR, A., R., E. (1994): WILDLIFE ECOLOGY AND MANAGEMENT. BLACKWELL SCIENCE LTD., OXFORD, UNITED KINGDOM, 334 PP.
- CORDING, R., R. (2006): THE IMPACT OF DEER OVERPOPULATION ON DESIGNING RESIDENTIAL LANDSCAPES ACROSS SUBURBAN NORTHERN NEW JERSEY. GRADUATION PAPER, COLUMBIA UNIVERSITY LANDSCAPE DESIGN PROGRAM, 31 PP.
- CSÁNYI, S. (1998): ERDŐINK TERMÉSZETESSÉGI RANGSOROLÁSA. – ERDÉSZETI LAPOK, CXXXIII. ÉVFOLYAM, 9. SZÁM: 285-286
- CSÁNYI, S. (2007): VADBIOLÓGIA, – MEZŐGAZDA KIADÓ, BUDAPEST, 135 PP.
- CSIHA, I., (2010): „AKÁC A NYÍRSÉG ARANYA”. AKÁCTERMESZTÉSEL KAPCSOLATOS SZAKMAI KONFERENCIA BAKTALÓRÁNTHÁZA.

- DÍAZ, S., LAVOREL, S., MCITYRE, S., FALCZUK, V., CASANOVES, F., MILCHUNAS, D. G., SKARPE, C., RUSCH, G., STERNBERG, M., NOY-MEIR, I., LANDSBERG, J., ZHANG, W., CLARK, H. CAMPBELL, B. D. (2007): PLANT TRAIT RESPONSES TO GRAZING – A GLOBAL SYNTHESIS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 13: 313–341
- DONKÓ, K. (1999): ÜLTETVÉNYSZERŰ FATERMESZTÉS – FATERMÉSI EREDMÉNYEK, GAZDASÁGOSSÁGI SZÁMÍTÁSOK. – IN: PÁPAI, G. (SZERK.): ERDŐGAZDÁK ÚJ KÖNYVE, MEZŐGAZDA KIADÓ, BUDAPEST, PP. 277-281
- ELLIOTT, KATHERINE J.; BORING, LINDSAY R.; SWANK, WAYNE T. 2002. ABOVEGROUND BIOMASS AND NUTRIENT ACCUMULATION 20 YEARS AFTER CLEAR-CUTTING A SOUTHERN APPALACHIAN WATERSHED. *CANADIAN JOURNAL OF FORESTRY RESEARCH*. 32: 667-683
- ERDŐS, L. (1999): ÜLTETVÉNYSZERŰ FATERMESZTÉS. –IN: PÁPAI, G. (SZERK.): ERDŐGAZDÁK ÚJ KÖNYVE, MEZŐGAZDA KIADÓ, BUDAPEST, PP. 266-283
- ERDŐS, L. (2007): ÜLTETVÉNYERDŐK SZEREPE A TÁVLATI FÖLDHASZNÁLATBAN. ASPECTS AND VISIONS OF APPLIED ECONOMICS AND INFORMATICS CONGRESS - SESSION MEETING FOR NATURAL RESOURCES, DEBRECEN, 2007. MÁRCIUS 21.
- EVANS, J. (1997): THE SUSTAINABILITY OF WOOD PRODUCTION IN PLANTATION FORESTRY. ELEVENTH WORLD FORESTRY CONGRESS, 13-22 OCTOBER OF 1997, ANTALYA, TURKEY.
- FEHÉR, Á., KATONA, K. (2011): VADKÁRÉRZÉKENYSÉG, VADKÁR, ÉS AZ AKÁC – ERDÉSZETI LAPOK, CXLVI. ÉVFOLYAM, 2. SZÁM: 49-51
- GOSSOW, H. (2002): INTEGRATED AND INTERACTIVE FORESTRY – WILDLIFE MANAGEMENT IN MOUNTAIN RANGES: THE AUSTRIAN ALPS AS A CASE EXAMPLE. PROCEEDINGS OF THE RESEARCH COURSE: THE FORMULATION OF INTEGRATED MANAGEMENT PLANS FOR MOUNTAIN FORESTS. BARDONECCHIA, ITALY, 10 PP
- GOSSOW, H., REIMOSER, F. (1985): ANMERKUNGEN ZUM ZIELKONFLIKT WALD-WILD-WEIDE-TOURISMUS (COMMENTS ON THE TARGET CONFLICTS AMONG FOREST, GAME, PASTURE, AND TOURISM). *SCHWEIZERISCHE ZEITSCHRIFT FÜR FORSTWESEN*, 136: 913-929
- GOULD, PETER J.; STEINER, KIM C.; FINLEY, JAMES C.; MCDILL, MARC E.; FEI, SONGLIN. 2004. THE POST-HARVEST COMPETITIVE ENVIRONMENT IN 13 MIXED-OAK STANDS IN PENNSYLVANIA. IN: YAUSSY, DANIEL; HIX, DAVID M.; GOEBEL, P. CHARLES; LONG, ROBERT P., EDS. PROCEEDINGS, 14TH CENTRAL HARDWOOD FOREST CONFERENCE; 2004 MARCH 16-19; WOOSTER, OH. GEN. TECH. REP. NE-316. NEWTON SQUARE, PA: U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE, NORTHEASTERN RESEARCH STATION: 427-433.
- GRAPHPAD SOFTWARE INC. (2009): GRAPHPAD INSTAT VERSION 3.10 FOR WINDOWS, – LA JOLLA, CALIFORNIA, USA
- HALPERN, C., B., SPIES, T., A. (1995): PLANT SPECIES DIVERSITY IN NATURAL AND MANAGED FORESTS OF THE PACIFIC NORTHWEST. – *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, 5(4): 913-934
- HANOVER, J., W., MEBRAHTU, T. (1991): ROBINIA PSEUDOACACIA: TEMPERATE LEGUME TREE WITH WORLDWIDE POTENTIAL. – *NITROGEN FIXING TREE HIGHLIGHTS*, 91 (3): 2 PP.
- HARMER, R. (1999): SURVIVAL AND NEW SHOOT PRODUCTION BY ARTIFICALLY BROWSED SEEDLINGS OF ASH, BEECH, OAK AND SYCAMORE GROWN UNDER DIFFERENT LEVELS OF SHADE. – *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*. 116: 39-50
- HAUCK, M., POPP, A. (2010): THE EFFECTS OF CATTLE BROWSING ON WOODY VEGETATION IN LARGE-SCALE PASTURES OF THE THURINGIAN RHOEN AND THE SOUTH BLACK FOREST. –IN: PLACHTER, H., HAMPICKE, U. (EDS): LARGE-SCALE LIVESTOCK GRAZING – A MANAGEMENT TOOL FOR NATURE CONSERVATION, SPRINGER-VERLAG, HEIDELBERG, BERLIN, PP. 128-142
- HEINZE, E., BOCH, S., FISCHER, M., HESSENMÖLLER, D., KLENK, B., MÜLLER, J., PRATI, D., SCHULZE E.-D., SEELE, C., SOCHER, S., HALLE, S. (2011): HABITAT USE OF LARGE UNGULATES IN NORTHEASTERN GERMANY IN RELATION TO FOREST MANAGEMENT. – *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 261 (2011), PP. 288-296
- HEROLDOVÁ, M., HOMOLKA, M., KAMLER, J., KOUBEK, P., FOREJTEK, P. (2007): FORAGING STRATEGY OF MOUFLON DURING THE HUNTING SEASON AS RELATED TO FOOD SUPPLY. – *ACTA VETERINARIA BRNO*, 76: 195-202
- HJÁLTÉN, J., DANELL, K., ERICSON, L. (1993): EFFECTS OF SIMULATED HERBIVORY AND INTRASPECIFIC COMPETITION ON THE COMPENSATORY ABILITY OF BIRCHES. – *ECOLOGY* 74 (4), PP. 1136-1142
- HOFMANN R., R. (1989): EVOLUTIONARY STEPS OF ECOPHYSIOLOGICAL ADAPTATION AND DIVERSIFICATION OF RUMINANTS: A COMPARATIVE VIEW OF THEIR DIGESTIVE SYSTEM. – *OECOLOGIA* 78: 443-457

- HYGNSTROM, E., S., SKELTON, D., P., JOSIAH, J., S., GILSDORF, M., JASON, VIRCHOW, R., D., BRANDLE, A., J., JAYAPRAKASH, A., K., ESKRIDGE, M., K., VERCAUTEREN, C., K. (2009): WHITE TAILED DEER BROWSING AND RUBBING PREFERENCES FOR TREES AND SHRUBS THAT PRODUCE NONTIMBER FOREST PRODUCTS. – HORTTECHNOLOGY 19 (1): 204-211
- ILLIUS, A., DUNCAN, P., RICHARD, C., MESOCHINA, P. (2002): MECHANISMS OF FUNCTIONAL RESPONSE AND RESOURCE EXPLOITATION IN BROWSING ROE DEER. – JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY 71: 723-734
- IVLEV, V., S. (1961): EXPERIMENTAL ECOLOGY OF THE FEEDING OF FISHES. YALE UNIVERSITY PRESS, NEW HAVEN, CONNECTICUT, USA, 302 p.
- JACOBS, J. (1974): QUANTITATIVE MEASUREMENT OF FOOD SELECTION. – OECOLOGIA 14: 413-417
- JACTEL, H., BRANCO, M., GONZALEZ-OLABARRIA, J.R., GRODZKI, W., LÅNGSTRÖM, B., MOREIRA, F., NETHERER, S., NICOLL, B.C, ORAZIO, C., PIOUS, D., SANTOS, H., SCHELHAAS, M.J., TOJIC, K., VODDE, F. (2009): FOREST STANDS MANAGEMENT AND VULNERABILITY TO BIOTIC AND ABIOTIC HAZARDS. –IN: EFORWOOD, TOOLS FOR SUSTAINABILITY IMPACT ASSESSMENT, 6.3 GLOBAL CHANGE AND ECOSYSTEMS.
- JOHANN, E. (2006): TRADITIONAL FOREST MANAGEMENT UNDER THE INFLUENCE OF SCIENCE AND INDUSTRY: THE STORY OF THE ALPINE CULTURAL LANDSCAPES. – IN: CULTURAL HERITAGE AND SUSTAINABLE FOREST MANAGEMENT: THE ROLE OF TRADITIONAL KNOWLEDGE. PROCEEDINGS OF THE CONFERENCE, FLORENCE, ITALY, VOLUME 1.
- JUHÁSZ, L. (2011): A NYÍRERDŐ NYÍRSÉGI ERDÉSZETI ZRT. BEMUTATÁSA –IN: MOLNÁR, J., P. (SZERK.): ERDŐJÁRÓK ERDÉSZETI FILMSOROZAT – 2011. OKTÓBER 15.-I ADÁS, MAGYAR TELEVÍZIÓ ZRT. [HTTP://VIDEOTAR.MTV.HU/VIDEOK/2011/10/15/14/ERDOJAROK_2011_OKTOBER_15_ASPX](http://videotar.mtv.hu/Videok/2011/10/15/14/ERDOJAROK_2011_OKTOBER_15_ASPX) ,ELÉRÉS IDEJE: 2012. IX. 11.
- KATONA, K., SZEMETHY, L., CSÁNYI, S. (2011): FOREST MANAGEMENT PRACTICES AND FOREST SENSITIVITY TO GAME DAMAGE IN HUNGARY. – HUNGARIAN AGRICULTURAL RESEARCH, 2011/1: 12-16
- KATONA, K., SZEMETHY, L., NYESTE, M., FODOR, Á., SZÉKELY, J., BLEIER, N., KOVÁCS, V., OLAJOS, T., TERHES, A., DEMES, T. (2007A): A HAZAI ERDŐK CSERJESZINTJÉNEK SZEREPE A NAGYVAD-ERDŐ KAPCSOLATOK ALAKULÁSÁBAN. – TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK 13, pp. 119-126
- KONDOR, I. (2009): A VADÁLLOMÁNY SZEREPE AZ ERDEI ÉLETKÖZÖSSÉGBEN, A „VADKÁR” FORMÁI. ELŐADÁS ANYAG. ERDŐ ÉS VADÁLLOMÁNY KONFERENCIA, 2009 OKTÓBER 27. [HTTP://WWW.VADASZAT.NET/HIREK/2009/FVM/KONDOR_ISTVAN.PDF](http://www.vadaszat.net/hirek/2009/fvm/kondor_istvan.pdf), ELÉRÉS DÁTUMA: 2012. IX. 03.
- KÖLLING, C., DIETZ, E., FALK, W., MELLERT, K.-H. 2009A. PROVISORISCHE KLIMA-RISIKOKARTEN ALS PLANUNGSHILFE FÜR DEN KLIMAGERECHTEN WALDUMBAU IN BAYERN. FORST UND HOLZ 64, 40-47
- KRAMER, K., BRUIDERINK, G., PRINS, H., H., T. (2006): SPATIAL INTERACTIONS BETWEEN UNGULATE HERBIVORY AND FOREST MANAGEMENT. – FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 226: 238-247
- LANDGRAF, D., BRUNNER, J., HELBIG, C. (2011): THE IMPACT OF WILD ANIMALS ON SRC IN GERMANY – A WIDELY UNDERESTIMATED FACTOR. BENWOOD: SHORT ROTATION FORESTRY AND AGROFORESTRY: AN EXCHANGE OF EXPERIENCE BETWEEN CDM COUNTRIES AND EUROPE – CONFERENCE PROCEEDINGS: 133-140.
- LÄGERSTRÖM, A., BELLINGHAM, J., P., BONNER, I., K., WARDLE, A., D. (2011): THE EFFECT OF SIMULATED HERBIVORY ON GROWTH AND NUTRIENT STATUS OF FOCAL AND NEIGHBOURING EARLY SUCCESSIONAL WOODY PLANT SPECIES. – OIKOS, 120: 1380–1392
- LEE, C., S., CHO, H., J., YI, H. (2003): STAND DYNAMICS OF INTRODUCED BLACK LOCUST (ROBINIA PSEUDOACACIA L.) PLANTATION UNDER DIFFERENT DISTURBANCE REGIMES IN KOREA. – FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 189: 281-293
- LOVERA, S. (2010): GETTING TO THE ROOTS – UNDERLYING CAUSES OF DEFORESTATION AND FOREST DEGRADATION, AND DRIVERS OF FOREST RESTORATION. GLOBAL FOREST COALITION, PARAGUAY
- MÁTRAI, K. (2000): AZ ŐZ TÉLI TÁPLÁLÉKA: ÉLŐHELYTŐL FÜGGŐ AZONOSSÁGOK ÉS KÜLÖNBΣÉGEK. – VADBIOLÓGIA, 7: 47-53
- MÁTRAI, K., SZEMETHY, L., (2000): A GÍMSZARVAS SZEZONÁLIS TÁPLÁLÉKÁNAK JELLEGZETESSÉGEI MAGYARORSZÁG KÜLÖNBŐZŐ ÉLŐHELYEIN. – VADBIOLÓGIA, 7: 1-9
- MÁTRAI, K., SZEMETHY, L., TÓTH, P., KATONA, K., SZÉKELY, J. (2004): RESOURCE USE BY RED DEER IN LOWLAND NONNATIVE FORESTS, HUNGARY. – JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 68(4): 879-888

- MICROSOFT CORPORATION (1999): MICROSOFT EXCEL 2000, VERSION: 9.0.2812 – REDMOND, WA
- MITCHELL, C., P., FORD-ROBERTSON, J., B., HINCKLEY, T., SENNERBY-FORSSE, L. (1992): ECOPHYSIOLOGY OF SHORT ROTATION FOREST CROPS. ELSEVIER SCIENCE PUBLISHERS LTD., ESSEX, 311 PP.
- NÁHLIK, A, TARI, T. (2006): A GÍMSZARVAS ÉS ŐZ TÉLI ERDŐSÍTÉS-HASZNÁLATÁRA ÉS CSEMETERÁGÁSÁRA HATÓ TÉNYEZŐK VIZSGÁLATA AZ ERDEI KÁR CSÖKKENTÉSE CÉLJÁBÓL. – GYEPGAZDÁLKODÁSI KÖZLEMÉNYEK, 2006/4: 75-79
- NEU, C., W., BYERS, C., R., PEEK, J., M. (1974): A TECHNIQUE FOR ANALYSIS OF UTILIZATION-AVAILABILITY DATA. – JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 38: 541-545
- NOSS, R., F. (1993): SUSTAINABLE FORESTRY OF SUSTAINABLE FORESTS? – IN: APLET, G., H., JOHNSON, N., OLSON J., T., SAMPLE, A. (EDITORS): DEFINING SUSTAINABLE FORESTRY. ISLAND PRESS, WASHINGTON DC, USA. PP. 1-43
- NYÁRI, L. (2006): KORONAALAKÍTÓ METSZÉS ÉS ÁGNYESÉS ERDÉSZETI KULTÚRÁKBAN. – AGRÁR-ERDÉSZETI JEGYZETEK, NR. 5, 2006. NOVEMBER
- PRACH, K., PYŠEK, P. (1994): SPONTANEOUS ESTABLISHMENT OF WOODY PLANTS IN CENTRAL EUROPEAN DERELICT SITES AND THEIR POTENTIAL FOR RECLAMATION. – RESTORATION ECOLOGY 2(3): 190-197
- PRIEN, S., PEUKERT, R. (1989): ERKENTNISSE ZUR ERNÄHRUNG UND FÜTTERUNG DES MUFFELWILDES. –IN: SCHÜTZE, M.(SZERK.) BEITRÄGE ZUR JAGD UND WILDFORSCHUNG. BAND 16, VEB DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTSVERLAG, MÜNCHEN, PP. 26-33
- PROKEŠOVÁ, J. (2004): RED DEER IN THE FLOODPLAIN FOREST: THE BROWSE SPECIALIST? – FOLIA ZOOL. 53(3): 293-302
- REBOLLO, S., MILCHINAS, G., D., NOY-MEIR, I., CHAPMAN, P., L. (2002): THE ROLE OF A SPINY PLANT REFUGE IN STRUCTURING GRAZED SHORTGRASS STEPPE PLANT COMMUNITIES. – OIKOS 98: 53-64
- REIMOSER, F. (2003): STEERING THE IMPACTS OF UNGULATES ON TEMPERATE FORESTS. – JOURNAL FOR NATURE CONSERVATION, 10: 243-252
- RÉDEI, K., BÁRÁNY, G., TRECZKER, K., VEPERDI, I. (2008): AZ AKÁCTERMESZTÉS FEJLESZTÉSÉNEK BIOLÓGIAI ALAPJAI KÜLÖNÖS TEKINTETTEL A SZÁRAZ TERMŐHELYEKKRE. MUNKABESZÁMOLÓ. OTKA
- RICHBURG, A., J., DIBBLE, C., A., PATTERSON, A., W. (2002): WOODY INVASIVE SPECIES AND THEIR ROLE IN ALTERING FIRE REGIMES OF THE NORTHEAST AND MID-ATLANTIC STATES. – TALL TIMBERS RESEARCH STATION PUBLISHING, PP. 104-111
- ROONEY, T., P., WALLER, D., M. (2002): DIRECT AND INDIRECT EFFECTS OF WHITE-TAILED DEER IN FOREST ECOSYSTEMS. – FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 181: 165-176
- SCHALLER, M. (2007): FORESTS AND WILDLIFE MANAGEMENT IN GERMANY – A MINI-REVIEW –. EURASIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH, 10(1): 59-70
- SABO, E., A. (2000): ROBINIA PSEUDOACACIA INVASIONS AND CONTROL IN NORTH AMERICA AND EUROPE. – RESTORATION AND RECLAMATION REVIEW, STUDENT ON-LINE JOURNAL, 6(3): 9 PP.
[HTTP://CONSERVANCY.UMN.EDU/HANDLE/59013/BROWSE-TITLE](http://CONSERVANCY.UMN.EDU/HANDLE/59013/BROWSE-TITLE) ELÉRÉS DÁTUMA: 2012. IX. 10.
- STRITAR, M., L., SCHWEITZER, J., A., HART, S., C., BALLEY, J., K. (2009): INTRODUCED UNGULATE HERBIVORE ALTERS SOIL PROCESSES AFTER FIRE. – BIOLOGICAL INVASIONS, 12(2): 313-324
- STRODE, DONALD D. 1977. BLACK LOCUST/ ROBINIA PSEUDOACACIA L. IN: WOODY PLANTS AS WILDLIFE FOOD SPECIES. SO-16. ATLANTA, GA: U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE, SOUTHERN FOREST EXPERIMENT STATION: 215-216.
- SOMOGYI, Z., ILLÉS, G. (2009): ERDŐGAZDÁLKODÁS. KÉZIRAT. KIEGÉSZÍTÉSEK AZ „ERDŐGAZDÁLKODÁS” TÁRGY TANANYAGÁHOZ. – SZENT ISTVÁN EGYETEM, MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR, VADGAZDA MÉRNÖKI SZAK, GÖDÖLLŐ, 91 PP.
- STANDOVÁR, T. (1996): AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS HATÁSA AZ ERDŐK TERMÉSZETES SOKFÉLELÉSÉRE. – TERMÉSZET VILÁGA, 2. KÜLÖNSZÁM, PP. 34–38
- SZEMETHY, L., KATONA, K., SZÉKELY, J., BLEIER, N., (2004): A CSERJESZINT TÁPLÁLÉKKÍNÁLATÁNAK ÉS RÁGOTTSÁGÁNAK VIZSGÁLATA KÜLÖNBÖZŐ ERDEI ÉLŐHELYEKEN. –VADBIOLÓGIA, 11: 11-23

- SZEMETHY, L., MÁTRAI, K., KATONA, K., OROSZ, SZ. (2001): A FORRÁS-FELHASZNÁLÁS DINAMIKÁJA A TERÜLETVÁLÓ GÍMSZARVASNÁL EGY ERDŐ-MEZŐGAZDASÁG KOMPLEXBEN. VADBIOLÓGIA, 8: 9-20
- SZMORAD, F., BODOR, L., FRANK, T., KOVÁCS, T. (2002): A CSERJESZINT SZEREPE. – ERDÉSZETI LAPOK, CXXXVII. ÉVFOLYAM, 5. SZÁM: 129-132
- TEASCHNER, B., T., FULBRIGHT, E., T. (2007): SHRUB BIOMASS PRODUCTION FOLLOWING SIMULATED HERBIVORY: A TEST OF THE COMPENSATORY GROWTH HYPOTHESIS. IN: SOSEBEE, R., E., WESTER, D., B., BRITTON, C., M., MCARTHUR, E. D., KITCHEN, S., G., COMPS. PROCEEDINGS: SHRUBLAND DYNAMICS -- FIRE AND WATER; 2004 AUGUST 10-12; LUBBOCK, TX. PROCEEDINGS RMRS-P-47. FORT COLLINS, CO: U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE, ROCKY MOUNTAIN RESEARCH STATION, PP. 107-111.
- THIELE, E., PEUKERT, R., PRIEN, S. (1989): DIE NAHRUNGSWAHL DES MUFFELWILDES IM EINSTANDSGEBIET OSTHARZ IN ABHÄNGIGKEIT VON DER JAHRESZEIT. –IN: SCHÜTZE, M.(SZERK.) BEITRÄGE ZUR JAGD UND WILDFORSCHUNG. BAND 16, VEB DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTSVERLAG, MÜNCHEN, PP. 71-77
- THOMPSON I., D., BAKER J., A., TER-MIKAELIAN M. (2003): A REVIEW OF THE LONG-TERM EFFECTS OF POST-HARVEST SILVICULTURE ON VERTEBRATE WILDLIFE, AND PREDICTIVE MODELS, WITH AN EMPHASIS ON BOREAL FORESTS IN ONTARIO, CANADA. – FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 177 (2003), PP. 441-469
- VANDEKERKHOVE, K., KEERSMAEKER L., BAETÉ, H., WALLEYN, R. (2005): SPONTANEOUS RE-ESTABLISHMENT OF NATURAL STRUCTURE AND RELATED BIODIVERSITY IN A PREVIOUSLY MANAGED BEECH FOREST IN BELGIUM AFTER 20 YEARS OF NON INTERVENTION. – FOREST SNOW AND LANDSCAPE RESEARCH – 79(1/2): 145-156
- VEPERDI, G. (2008): ERDŐBECSLÉSTAN. OKTATÁSI SEGÉDANYAG, NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM, ERDŐMÉRNÖKI KAR, MATEMATIKAI ÉS ÖKONÓMIAI INTÉZET, ERDŐRENDEZÉSTANI TANSZÉK, SOPRON, 109PP.
- VIDÉKFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM (2012): MINISZTERI TÁJÉKOZTATÓ MAGYARORSZÁG ERDŐÁLLOMÁNYÁNAK FŐBB ADATAIRÓL AZ ERDŐRŐL, AZ ERDŐ VÉDELMEÉRŐL ÉS AZ ERDŐGAZDÁLKODÁSRÓL SZÓLÓ 2009. ÉVI XXXVII. TÖRVÉNY 21. § -ÁNAK (9) BEKEZDÉSE ALAPJÁN [HTTP://WWW.KORMANY.HU/DOWNLOAD/0/11/70000/777_4_Miniszteri%20t%C3%A1j%C3%A9koztat%C3%B3%20sz%C3%B6veg.pdf#!DOCUMENTBROWSE](http://www.kormany.hu/download/0/11/70000/777_4_Miniszteri%20t%C3%A1j%C3%A9koztat%C3%B3%20sz%C3%B6veg.pdf#!DOCUMENTBROWSE), ELÉRÉS DÁTUMA: 2012. X. 13.
- WEISBERG, J., P., BUGMANN, H. (2003): FOREST DYNAMICS AND UNGULATE HERBIVORY: FROM LEAF TO LANDSCAPE. – FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 181 (2003), PP. 1-12
- ZALDIVAR-GARCIA, PILAR; TEW, D. THOMPSON. 1991. TEN YEAR REGENERATION OF SOUTHERN APPALACHIAN HARDWOOD CLEARCUTS AFTER CONTROLLING RESIDUAL TREES. IN: MCCORMICK, LARRY H.; GOTTSCHALK, KURT W., EDS. PROCEEDINGS, 8TH CENTRAL HARDWOOD FOREST CONFERENCE; 1991 MARCH 4-6; UNIVERSITY PARK, PA. GEN. TECH. REP. NE-148. RADNOR, PA: U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE, FOREST SERVICE, NORTHEASTERN FOREST EXPERIMENT STATION: 332-346.

IX. Nyilatkozat

Alulírott Fehér Ádám, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Vadgazda mérnök MSc. szak levelező tagozat II. évfolyamos hallgatója nyilatkozom, hogy e Tudományos Diák Köri dolgozat a saját munkám, melynek elkészítése során a felhasznált irodalmat és adatokat korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. Hozzájárulok ahhoz, hogy dolgozatom egyoldalas összefoglalója felkerüljön a Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar/ Vadvilág Megőrzési Intézet honlapjára.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem

Gödöllő, 2012. október 24.

hallgató aláírása

A dolgozat készítőjének konzulense nyilatkozom arról, hogy a dolgozatot áttekintettem, a felhasznált irodalmat a hallgató korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezelte.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem

Gödöllő, 2012. október 24.

témavezető aláírása