

# Az erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatásának vizsgálata a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában

CSICSEK GÁBOR\*, CSEKE DOMINIKA

Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar

\*Cím: 7300, Komló Május 1. út 6., gaborcsicsek@gmail.com

CSICSEK, G. & CSEKE, D.: *The influence of gap management on the herb layer in a floodplain oak forest.*

**Abstract:** The Hungarian Forest Act prescribes close-to-nature forestry in valuable forests, as e.g. in the buffer zones of forest reserves. Our research was carried out in the buffer zone of Bükkhát Forest Reserve in south-west Hungary (Drava floodplain). Our research was focused on the difference in the herbaceous layer between large gaps and control area (residual forest). Gap management in this time interval created a degraded habitat, with weeds and invasive species, very different from the residual forest. In the long term (after the successful restoration) a multi-aged forest stand can develop, the herbaceous forest species will also return if propagules are available.

**Keywords:** continuous cover forestry, 91L0 Illyrian oak hornbeam forest, forest species, gap cutting

## Bevezetés

Az erdő, az erdei életközösségek dinamikus rendszerek, térben és időben folyamatosan változnak, alakulnak. Ebben a rendszerbe kapcsolódott be az ember évezredekkel ezelőtt az erdőgazdálkodás folyamatán keresztül antropogén eredetű diszturbanciát létrehozva, az erdőket saját céljainak megfelelően átalakítva. A természetes és az antropogén hatás útján létrejövő diszturbancia jelentős hatással van az erdő aljnövényzetére, annak fajösszetételére és a későbbi felújulás, felújítás folyamata során kialakuló vegetációra (FLEMING & BALDWIN 2008, ROBERTS 2004), azaz a bolygatásnak közösségalkító és gyakran átalakító szerepe van (PICKETT & WHITE 1985, MEURANT 2012). SOMOGYI (1998) szintén kiemeli az erdődinamikai jelenségek közül a bolygatások szerepét, megfogalmazása alapján az erdő fejlődését befolyásoló hirtelen, diszkrét, kisebb-nagyobb erősségű külső hatásokat bolygatásnak nevezzük, melyeknek szerepe van az erdő diverzitásának és működésének hosszú távú fenntartásában. A gyepszint az erdő struktúrájában a zavarásoknak egyik leginkább kitett szintje, gyorsan reagál a mikro (pl.: nagyvad taposás, herbivorok, fagykár) és makroméretű (tűz, szélöntés, elöntés, fakitermelés, jégkár) zavarásokra, ezáltal az erdei ökoszisztémában bekövetkező hosszú és rövidtávú folyamatok megfelelő indikátora (MC CARTHY & FACELLI 1990, ROBERTS & GILLIAM 2003). Közép-Európa erdeinek természetes erdődinamikájára a bolygatások közül leggyakrabban a szélöntés, a jég, az erdőtüzek, és a különböző patogének hatása jellemző (KELEMEN et al. 2012, KENDERES & STANDOVÁR 2003). A gazdálkodás alatt álló erdőterületeken (Magyarországi erdők több mint 90%-a) a természetes bolygatásoknál jellem-

zően nagyobb mértékben van jelen az antropogén hatás útján létrejövő diszturbancia, azaz amikor a hatás emberi eredetű. Ide sorolhatjuk az erdőgazdálkodás különböző formáit (véghasználat, gyérítés, felújítógátás, ápolás), az erdei legeltetés, a mesterségesen a magasan tartott vadlétszám, az antropogén hatásra létrejövő erózió és a különböző szennyezések (talaj, víz, levegő) hatásait (D'AMATO et al. 2016, FOSTER et al. 1997, ROBERTS & GILLIAM 2003, SOMOGYI 1998).

Az erdőgazdálkodás hatására bekövetkező zavarások különböző mértékben befolyásolják az aljnövényzet faji összetételét. Egy fa kidőlése vagy a szállaló gazdálkodás, és egy több hektáros területet érintő végvágás hatása jelentősen eltérő lehet, a hatás súlyosságán kívül, annak gyakorisága is jelentős tényező (ROBERTS & GILLIAM 2003, OLIVER & LARSON 1996). A legintenzívebb zavarás a tarvágás és az azt követő kezelések (gyomirtás, talaj előkészítés) hatásra jöhet létre, ekkor az eredeti vegetáció teljes mértékben nagy területen (több 10 ha) megsemmisül, valamint a talajban lévő magbank is károsodik, az így létrejövő terület kedvező feltételeket biztosít az invazív fajok számára, és nagymértékben visszaveti a természetes erdőfelújulást, lelassítja az erdei lágyszárú fajok visszatelepődését (HALPERN & SPIES 1995, HAMMOND & BROWN 1998). DUFFY és MEIER (1992) szerint a fakitermelés hosszú távon káros hatással van a lágyszárúak fajösszetételre és a sokszínűségére, bizonyos ritka fajok a véghasználatot követően sem képesek regenerálódni és újra megtelepedni.

A fasszárú fajok erdőgazdálkodásra (zavarásra) adott válasza meglehetősen jól ismert, a fénykedvelő fajok számára a beavatkozás legtöbb esetben kedvező, nagyobb mértékű, intenzívebb beavatkozásokra is pozitívan reagálnak, míg a kevésbé fény toleráns fajok esetében kisebb intenzitású vagy többlépcsős beavatkozások javasoltak (MARQUIS & JOHNSON 1989, ROBERTS & GILLIAM 2003). Az aljnövényzet különböző erdőgazdálkodási módokra adott válasza közel sem ilyen egyértelmű és számos vizsgálat tárgyát képezi (DURAK 2012, GILLIAM & TURILL 1993, MIHÓK et al. 2005).

A hagyományos tarvágás alkalmazásával történő véghasználaton alapuló erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt negatív hatását számos tanulmány hangsúlyozza. Itt kiemelik, hogy a lombkoronaszint eltávolítása, az azzal járó bolygatás nagy hatással van az erdei aljnövényzet sokszínűségére és összetételére, beleértve az újulati, az aljnövényzeti és a mohaszintet is, hatása kiterjed az erdei ökoszisztéma, a biológiai sokféleség minden összetevőjére, az élő szervezetektől a talajon át a tápanyagok körforgásáig (BERGER et al. 2004, BOCK et al. 2002, DAI et al. 2001, GILLIAM 2007).

A tarvágás káros ökológiai hatásait felismerve fogalmazódott meg az igény egy mind ökológiai, mind ökonómiai érdekeket figyelembe vevő gazdálkodási mód kidolgozására, melyet manapság folyamatos erdőborítás fenntartása melletti gazdálkodásnak hívunk (MASON et al. 1999, PUKKALA & VON GADOW 2011), mely a természetes folyamatokat próbálja meg a gazdaság érdekeit is szem előtt tartva utánozni (POMMERENING & MURPHY 2004). A természetközeli erdőgazdálkodás során az erdészek a természetes erdődinamika, az ezzel járó természetes zavarások hatásait próbálják meg utánozni, mintegy másolni a természetben végbemenő folyamatokat (FRANKLIN et al. 2007, KUULUVAINEN 2009). A mérsékelt övi lomberdők spontán regenerációjának egyik leggyakoribb típusa a lékképződés, így a természetközeli erdőgazdálkodási módok közül a lékvágásos gazdálkodás megfelelő alternatívának tűnik (SCHÜTZ 2002, TOBISCH 2010). Magyarországon a 2009-es erdőtörvény (2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról) az erdők egy részében természetközeli, az erdei ökoszisztémák hosszú távú fennmaradását szolgáló gazdálkodást ír elő. Ez kedvez a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodási módok kipróbálásának és üzemi léptékű alkalmazásának.

Az illír-gyertyános tölgyesek (91L0 Illyrian oak hornbeam forests (*Erythronio-Carpinion*) európai jelentőségű NATURA 2000 élőhelyek, melyek dombvidéki és ala-

csony középhegységi régiókban (Alpok Dél-keleti előterében, a Balkán-félsziget nyugati részén, egészen a Balatonig terjedően), valamint a Dráva és a Száva folyók völgyében helyezkednek el (EUR28 2013). Magyarországon a Dél-Dunántúl jellegzetes erdőtársulása, területük eléri a 60.000 hektárt (KIRÁLY és SZMORAD 2014). Jellemzően keményfás-ligeterdőkkel (91F0 - Riparian mixed forests of *Quercus robur*, *Ulmus laevis* and *minor*, *Fraxinus excelsior* or *angustifolia*, along the great rivers) érintkeznek, sok esetben folyamatos átmenetet képezve (ORTMANN-AJKAI és HORVÁTH 2010). Erdőgazdálkodási szempontból kiemelkedő fontosságúak, mivel a minőségi tölgy faanyagtermesztés legfontosabb helyszínei. A dombvidéki gyertyános-kocsánytalan tölgyesek esetében a természetközeli erdőfelújításhoz KIRÁLY és SZMORAD (2014) szerint fokozatos, többlépcsős 15-30 év alatt véghezvitt felújítás ajánlott, lékek vagy csoportos szálalóvágás alkalmazásával, a munkákat az őshonos elegyfajok kíméletével kell véghezvinni. Síkvidéki gyertyános-kocsányos tölgyesekben jó makktermést követő években, 20-40 évre elnyújtott felújítóvágások alkalmazása ajánlott, a fényigényes és konkurenciaérzékeny tölgyűjulat miatt. TÓTH és KAULÁK (2013) szerint a kocsányos tölgy lékekben történő felújításához 0,15-0,3 hektár területű, elnyújtott ellipszis alakú lékek alkalmazása ajánlott, a klasszikus Pro Silva elvű bontások (lékek mérete = 0,05-0,1 ha) és a terület magára hagyása véleményük szerint a kocsányos tölgy esetében nem alkalmazható. A kezdetben kialakított ellipszis vagy szem alakú, legalább 0,15 ha területű lékekre több lépésben sávos rábontást, bővítést javasolnak (SZALACSI et al. (2015), végső lépésben az így kialakított lékek akár 2 hektár területűek is lehetnek. A megfelelő mennyiségű űjulat érdekében mesterséges kiegészítés (makkvetés, csemetézés) és intenzív ápolás ajánlott.

A léknyitás az ezzel járó zavarás (taposás, talaj előkészítés), a kialakított lék mérete és az ápolás intenzitása, az űjulatot alkotó fásszárú fajokon kívül jelentős hatással van az aljnövényzeti szint légyszárú fajaira is (KELEMEN et al. 2012, KERN et al. 2012). Mivel a gypszint térben és időben érzékenyen reagál a zavarásra, az erdőgazdálkodás hatására bekövetkező változások a gypszint vizsgálatával jól nyomon követhetők (GILLIAM 2007). Kutatásunkban ezért választottuk a vágásterületek aljnövényzetét a területen folyó erdőgazdálkodás indikátorául. A síkvidéki gyertyános-tölgyesek folyamatos erdőborítás melletti felújításáról, nagyságrendekkel kevesebb információ és szakirodalom áll rendelkezésre, mint a bükkösök felújításával kapcsolatban, így munkánk hiánypótló jellegű.

A kutatásban Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában folyó átalakító gazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatását vizsgáltuk a zárt erdő és a lékek aljnövényzetének összehasonlításával, a következő szempontok szerint:

1. Fajösszetétel
2. Fásszárú űjulat
3. Borhidi-féle szociális magatartás típusok
4. Borhidi-féle ökológiai mutatók (L-fény index, W-talajnedvesség index)

## Anyag és módszer

### Vizsgálati terület bemutatása

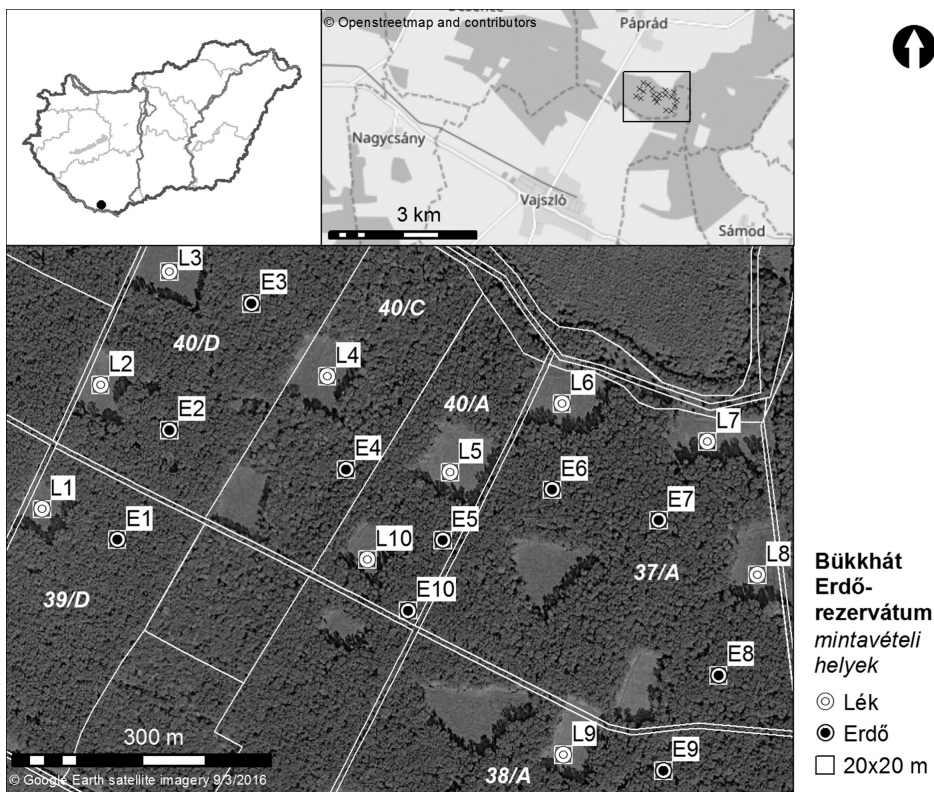
A Bükkhát Erdőrezervátum a Pannon Ökórégióban, Magyarország délnyugati részén a Dráva menti síkság középtájon belül található, Fekete-víz síkján helyezkedik el (45°52'43.83" N, 18°00'28.27" E). A kistájra jellemző átlagos tengerszint feletti magasság 96 és 212 m között változik, a felszínt az egykori Dráva holtágak, és kisebb vízfolyások (Pécsi-víz, Fekete-víz) tagolják. Mérsékelt meleg, mérsékelt nedves éghajlat, 2000-2020 évi napsütéses óra, 10,5-10,7 °C-os évi középhőmérséklet, és 680 mm körü-

li évi csapadékösszeg jellemzi a kistáját. Réti és réti öntéstalajok dominanciája mellett, erdő és csernozjomtalajok is előfordulnak, a talajvíz szintje átlagosan 2-4 m mélységben van (DÖVÉNYI 2010).

A Fekete-víz síkja növényföldrajzi szempontból a pannóniai flóratartomány (*Pannonicum*) alföldi flóraidékének (*Eupannonicum*), a Dráva-melléki (*Dravense*) flórajárásához tartozik. Az alapvetően agrártájban (szántók aránya: 63,2%), az erdők aránya 22,7 %. A terület természetes növényzetére jellemzőek az alföldi gyertyános-tölgyesek (*Circaeo-Carpinetum* Borhidi, 2003), a tölgy-kőris-szil ligetek (*Carici brizoidis-Ulmetum* Kevey, 2008). Ezek az erdőtársulások a finom mikrodomborzat, a talajvíz és a különböző előtörténet, használat következtében folyamatos átmenetet képeznek (KEVEY 2007, ORTMANN-AJKAI 1998, 2002).

A Bükkhát Erdőrezervátum a magyarországi kocsányos-tölgy dominálta erdőrezervátumok közül 452 hektáros területével a legnagyobb, melyből a fokozottan védett magterület 58 hektárt tesz ki. A magterületen 20 éve nem folytatnak erdőgazdálkodást, a védőzónában (védelmi funkció megtartása mellett) a 2009-es erdőtörvény előírásainak megfelelő természetközeli erdőgazdálkodás folyik (ORTMANN-AJKAI et al. 2012, 2016, 2017).

A Mecsekerdő Zrt. a védőzóna területén 2002 óta folyamatosan végez lékes felújításokat. Az így kialakított lékek, a hagyományos (bükkösben alkalmazott) lékeknél nagyobb méretűek (0,12-0,6 ha), négyzet vagy téglalap alakúak. A faanyag letermelését és a vágástér takarítását (tuskózás nélkül) követően, a kialakított lékekben a megfelelő mennyiségű kocsányos tölgy újulat érdekében soros makkvetést vagy csemetézést



1. ábra: A kutatási terület áttekintő térképe és a kvadrátok elhelyezkedése



végeznek, ezt évente több alkalommal történő kézi ápolás (kaszálás, csemete pótlás) követi. A lékek területe a Bükkháton nagy létszámban jelen lévő nagyvad (gímszarvas, őz, vaddisznó) állománytól vadkerítéssel (2 m magas, paneles szarvaskerítés) védett, így a vadkár jelentősen csökkenthető. Ezzel a gazdálkodási móddal az egykorú tölgyes erdőtömbök felújítása több évtizedre elnyújtható oly módon, hogy az megfeleljen a természetvédelem elvárásainak és az erdészet számára is biztosítsa a megfelelő hozamokat (ORTMANN-AJKAI et al. 2014).

### *Adatgyűjtés és adatelemzés*

A vizsgálathoz 10 db léket, és az ezek közelében található zárt erdőben 10 db kontroll helyszínt választottunk ki. A lékek kora a vizsgálat évében 3-5 év volt, így már egy stabillabb (nem a léknyitást követő 1-2 évben jelen levő pionír) vegetációt vizsgálhattunk. A zárt erdőben található mintavételi pontok elhelyezésénél arra törekedtünk, hogy az a lékkel egy erdőtömbben, azonos korú és faállomány szerkezetű állományban legyen, valamint a lék hatásától (szegélyhatás) mentesüljön. A mintába bevont területek NATURA 2000 besorolása, védett státusza, jellemzően 100 évnél idősebb erdőrészek és a bennük található lékek. A vizsgálati terület egy tömbben található, és a Páprád községhez tartozó 37/A, 38/A, 39/A,D, valamint a 40/A,C,D erdőrészeket foglalja magába (1. ábra).

Az aljnövényzet felvételezéséhez mind a lékekben, mind a zárt erdőben 20×20 m-es (400m<sup>2</sup>) mintanégyszögeket jelöltünk ki, oly módon hogy az a területre reprezentatív legyen. A mintanégyszögekben cönológiai felvételt készítettünk, azaz feljegyeztük minden lágú és 50 cm alatti fasszárú faj %-os borítását, valamint a négyzetre vonatkoztatott összborítást. Az erdőben elhelyezett kvadrátok esetében az aljnövényzeti szinten kívül, a cserje és lombkoronaszintet alkotó fajok %-os borítása is felmérésre került. A vizsgálatot 2016 július hónapban végeztük, határozásához Király határozóját használtuk (KIRÁLY et al. 2009).

Az adatfeldolgozás során a terepen gyűjtött adatokból csoporttömeget és csoportrészesedést számoltunk, majd az így kapott adatokhoz hozzárendeltük a Borhidi-féle szociális magatartás típusokat, ökológiai mutatókat valamint a cönológiai csoportokat (BORHIDI 1993, HORVÁTH et al. 1995).

A térkép elkészítéséhez, az adatok feldolgozásához és statisztikai értékeléséhez a következő programokat használtuk: IBM SPSS Statistic v.23.0 (GEORGE & MALLERY 2016), Microsoft Excel 2013 és ArcGIS10.2.

## Eredmények

### *A lék és az erdő fajkészletének jellemzése*

Az zárt erdőben elhelyezett kvadrátokban összesen 66 fajt, a lékekben 105 fajt mutatunk ki. Összességében a 20 kvadrátban 125 faj jelenlétét mutattuk ki. Az átlagos fajszám lék kvadrátban: 45, erdőben 31 faj. A lék egyértelműen fajgazdagabb, az alkalmazott kétmintás t-teszt alapján a különbség szignifikáns ( $p < 0,001$ ). A 125 feljegyzett fajból, 20 (16,0 %) csak az erdőben (pl.: *Arum maculatum*, *Convallaria majalis*, *Galium odoratum*), 59 (47,2 %) csak a lékben fordult elő (pl.: *Cirsium arvense*, *Eupatorium cannabinum*, *Tanacetum vulgare*), a közös (mindkét típusban előforduló) fajok száma 46 (36,8 %) (pl.: *Lysimachia nummularia*, *Pulmonaria officinalis*, *Urtica dioica*).

Az aljnövényzet borítása a lékben közel 100%, míg az erdei kvadrátokban 75-80% körül alakul. A borítás alapján a lék leggyakoribb fajai a következők: *Juncus effusus* (24%), *Rubus fruticosus* agg. (16 %), *Calamagrostis epigeios* (9%), *Solidago gigantea* (8%), *Carex sylvatica* (7%), *Rubus caesius* (7%), *Quercus robur* (ültetett - 3%), *Glechoma hederacea* (3%),

*Dactylis polygama* (2%), *Carex hirta* (2%). A zárt erdő gyepszintje is fejlett, benne a társulásra jellemző és zavarástűrő fajok egyaránt előfordulnak. A borítás alapján az erdő leggyakoribb fajai a következők: *Carex sylvatica*, (11%), *Hedera helix* (9%), *Carpinus betulus* (9%), *Galeobdolon luteum* (8%), *Rubus caesius* (8%), *Galium odoratum* (8%), *Rubus fruticosus* agg. (7%), *Brachypodium sylvaticum* (6%), *Dactylis polygama* (3%), *Acer campestre* (3%). Az erdei kvadrátok kétszintes lombkoronájának záródása 70-85% között változik. A felső lombkoronaszintjében a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) dominál, az alsó lombkoronaszintben a mezei juhar (*Acer campestre*), gyertyán (*Carpinus betulus*), mezei szil (*Ulmus minor*) és tatár juhar (*Acer tataricum*) jellemző.

A 30-50%-os borítással jellemezhető cserjeszintben az alsó lombkoronaszint fafajai mellett a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*), fagyal (*Ligustrum vulgare*) és az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) jellemző.

Az erdő kvadrátokban 3 invazív (*Fraxinus pennsylvanica*, *Robinia pseudoacacia*, *Solidago gigantea*) és 4 védett fajt (*Arum maculatum*, *Cephalanthera longifolia*, *Primula vulgaris*, *Ruscus aculeatus*), a lék kvadrátokban összesen 12 invazív fajt (pl.: *Asclepias syriaca*, *Erigeron annua*, *Phytolacca americana*) jegyeztünk fel.

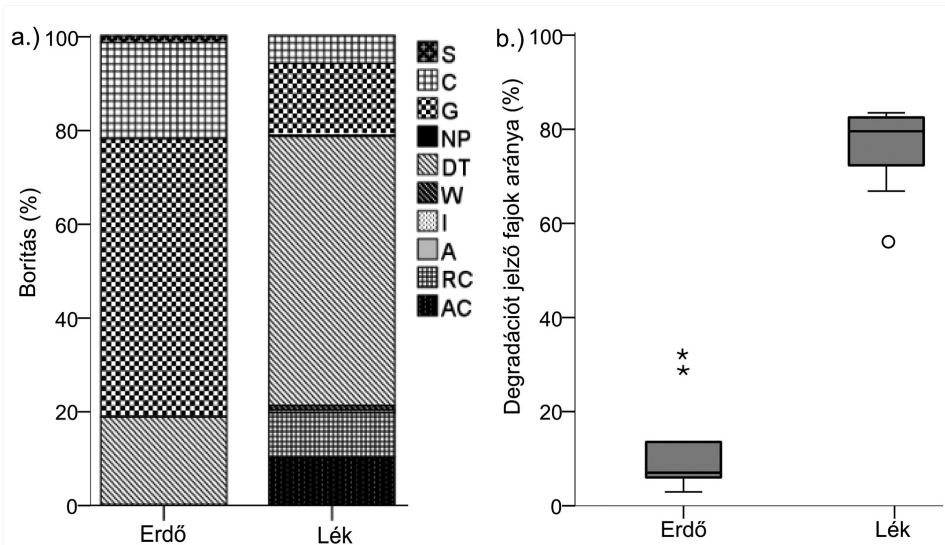
Az antropogén zavarás hatása az aljnövényzetre (erőd-lék különbségek vizsgálata Borhidi-féle szociális magatartás típusok és ökológiai mutatók alapján).

A szociális magatartás típusok (BORHIDI 1993) vizsgálata alapján megállapítható, hogy csoporttömeg alapján a jó állapotban levő élőhelyeket indikáló specialista (S), kompetitor (C) és generalista (G) fajok előfordulása az erdőhöz köthető (lék: 21,2%, erdő: 81,2 %), mint például: *Acer tataricum*, *Deschampsia caespitosa*, *Stellaria holostea*, *Ulmus laevis*. A természetes zavarástűrők (DT) mind az erdőben (18,7 %), mind a lékben (57,2%) jellemzőek. A degradált élőhelyeket jelző honos gyomfajok (W), adventív (A) és invazív fajok (I), valamint a ruderális (RC) és agresszív (AC) kompetitorok a lék területére jellemzőek, összesített arányuk az erdőben nem éri el az 1 %-ot. (2/a. ábra)

Egy terület növényzetét, ezen keresztül annak állapotát jól jellemezhetjük, ha megvizsgáljuk degradációt jelző fajok arányát. A degradáltságot a szociális magatartás típusok alapján, a zavarástűrő természetes gyomfajok (DT), a természetes gyomfajok (W), a ruderális kompetitorok (RC) és az agresszív tájidegen inváziós fajok (AC) borítás értékeinek arányával határoztuk meg (MORSCHHAUSER 1995). A degradációt jelző fajok aránya a lék esetében 78,5%, az erdei kvadrátoknál 18,8 % (2/b. ábra) A különbség lék és erdő között szignifikáns (Mann-Whitney U-teszt,  $p < 0,05$ ). Azaz a lék a fajkészlet alapján sokkal degradáltabb állapotban van, mint a zárt erdő.

Az erdőgazdálkodás hatására bekövetkező zavarás egyik legszembetűnőbb változása a besugárzott fénymennyiség, hirtelen és drasztikus növekedése. A besugárzott fény mennyiségének megváltozását a növényzet indikációja alapján vizsgáltuk. Borítás adatok alapján számolt Borhidi-féle relatív fényigény alapján a fajokat két csoportra osztottuk. Árnyéktűrő (árnyéktűrő és félárnyéknövények (L2 – L5)), valamint napfénynövények (félnapfénynövények és napfénynövények (L6 – L9)). L1-es fajt a területen nem találtunk (3. ábra). A lék és az erdő közötti különbség az árnyéktűrő és napfénynövények egymáshoz viszonyított arányát vizsgálva szignifikáns (Mann-Whitney U-teszt,  $p < 0,05$ ).

Az erdőben az árnyéktűrő fajok (pl.: *Arum maculatum*, *Carex sylvatica*, *Galeobdolon luteum*) dominanciája jellemző (73,2 %), de megjelennek a napfénynövények (pl.: *Ajuga reptans*, *Urtica dioica*) (26,8 %) is. A csúcs az árnyék-félárnyék növényeknél (L4) jelentkezik. Az erdőben a változatos besugárzási viszonyok, a lomkorona szerkezete, 70-85%-os átlagos záródás, valamint a 100 év feletti állományokra jellemző természetes mikrolékképződés, kedvez a különböző fényigénnyel rendelkező növények megjelenésének, így a fényspektrum széles, elnyújtott lesz, kiugró csúcsok nélkül (3. ábra).

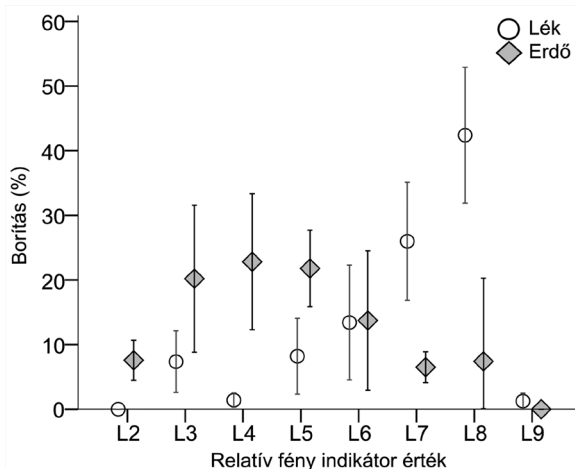


2. ábra: a.) Szociális magatartás típusok; b.) Degradációt jelző fajok aránya

A lékben a napfénynövények (pl.: *Conyza canadensis*, *Tanacetum vulgare*) dominálnak (83,4%), az árnyéknövények aránya alacsony (16,6%). A csúcs a napfénynövényeknél tapasztalható (L8).

A lombkorona eltávolítása a látható változásokon (besugárzás megnövekedése) kívül, a talajban is változásokat indikál, a kialakított lék a talajnedvességre is hatással van. Ezt a változást a növényzet is követi. A növényzet indikációját erdő-lék összehasonlításban, borítási adatokra alapozva, a Borhidi-féle relatív talajnedvesség indikátor számok alkalmazásával vizsgáltuk.

A talajnedvesség indikátor értékek alapján az erdő területén, az uralkodó társulásnak (alföldi gyertyános- tölgyes) megfelelő félüde (W5 – 44,8%) és üde (W6 – 37,2%) erdei fajok dominanciája jellemző (pl.: *Galium odoratum*, *Primula vulgaris*, *Sanicula europa-*



3. ábra: Relatív fény indikátor értékek

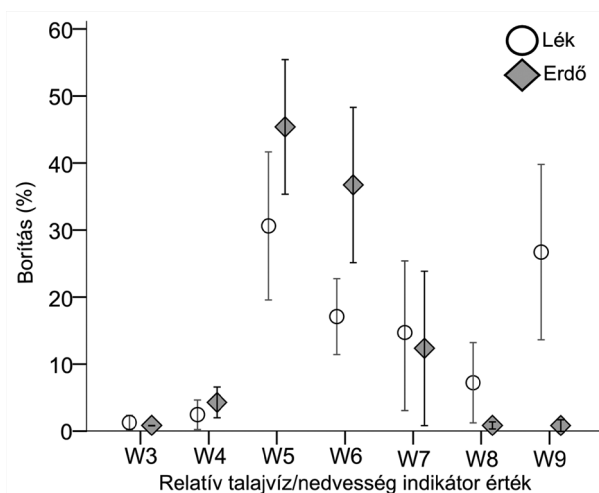
ea). Az erdőben a szárazabb (W3, W4) és a nevesebb élőhelyeket jellemző (W7, W8, W9) fajok is megtalálhatók. A lékre vetített talajvíz indikátor spektrum kétsúcsú, a félüde (W5 – 31,1%) és üde (W6 – 17,2%) fajok mellett megjelennek a talajnedvesség (W7 – 13,9%; W8 – 8,0%) és talajvízjelző (W9 – 25,8%) növények (pl.: *Bidens tripartita*, *Juncus effusus*, *Lycopus europaeus*, *Polygonum hydropiper*). (4. ábra) A növényzeti indikáció alapján is látható az erdő-lék különbség, a léknyitás hatására megnövekvő talajnedvesség a növényzet változását, nedvességekedvelő fajok megjelenését vonja maga után.

#### Fásszárú újulat vizsgálata

Az erdőben elhelyezett kvadrátokban összesen 22, lékben 25 (ültetett kocsányos tölgyet beleszámítva) fa és cserjefaj újulatát mértük fel. Az átlagos fajsza szám mindkét területen 12 (5/b. ábra). A fás/lágyszárú arányt tekintve (5/a. ábra) az erdő területén a fásszárú fajok borítás aránya szignifikánsan magasabb, mint a lékekben (erdő: 23%, lék 7%). A fásszárú fajok borítása közötti különbség szignifikáns (kétmintás t-teszt,  $t: 2,894$ ,  $p < 0,05$ ), míg a fásszárú fajok számban lék és erdő között szignifikáns különbséget nem találunk (kétmintás t-teszt,  $t: -0,135$ ,  $p > 0,05$ ).

Az erdőben az alsó lombkorona- és cserje szintet alkotó fa és cserjefajok újulata dominál (*Carpinus betulus*, *Acer campestre*, *Ligustrum vulgare*, *Ulmus minor*). A kocsányos tölgy természetes újulatát 10-ből 9 kvadrátban megtaláltuk, jellemzően egy-kétéves magoncok formájában, borításuk nem érte el az 1%-ot. A fásszárú újulatban két invazív faj jelent meg (*Fraxinus pennsylvanica*, *Robinia pseudoacacia*).

A lék újulatában az ültetett kocsányos tölgy mellett 24 faj jelenlétét mutattuk ki. A környező állományokat alkotó fa és cserjefajok újulata mellett, a zárt erdőben nem megtalálható pionír fajok (*Morus alba*, *Populus alba*, *Populus canadensis*, *Salix alba*) is megjelentek, valamint 3 invazív fajt találtunk (*Fraxinus pennsylvanica*, *Gleditsia triacanthos*, *Robinia pseudoacacia*).

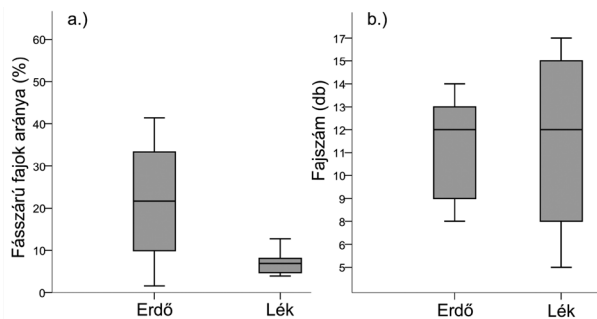


4. ábra Relatív talajvíz indikátor értékek



## Megvitatás

A vizsgálat eredményeiből egyértelműen látható, hogy az erdőgazdálkodás hatására bekövetkező antropogén eredetű zavarás hatására a lék területén egy teljesen új, a zárt erdőállománytól eltérő másodlagos vegetáció alakult ki. Az új élőhely, az erdő mozaikosságát növeli és teret ad számos olyan fajnak, ami a zárt erdőben nem fordul elő. A lék és a zárt erdő eltérő fajkombinációjából arra következtethetünk, hogy a lékvágás nagymértékben megváltoztatja a fajkombinációt, mely az erdei fajok (*Arum maculatum*, *Galium odoratum*, *Primula vulgaris*) eltűnéséhez és zavarástűrő valamint invazív fajok (*Asclepias syriaca*, *Calamagrostis epigeios*, *Solidago gigantea*) tömeges megjelenéséhez vezet. A léknyitás következtében bekövetkező diszturbancia jelenségét, mely az élőhely degradációjához, ezáltal az zavarástűrők, az agresszív és ruderalis kompetitorok, valamint az invazív fajok megjelenéséhez vezet, KELEMEN et al. (2012), KENDERES et al. (2003), valamint MIHÓK et al. (2005) is leírják Magyarországi montán bükkösökből,



5. ábra a.) Fásszárú fajok borítása; b.) Fásszárú fajok fajszáma

SZALACSI et al. (2015), TOBISCH et al. (2010) és TÓTH & KAULÁK (2013) pedig sík és dombvidéki gyertyános-tölgyesekből közölnek hasonló adatokat. A degradációt jelző, jellemzően gyomfajok kolonizációja legtöbb esetben a közelben található nyílt (mezőgazdasági, végvágás) területekről, vagy erdei utakról történik MCINTYRE et al. (1995) és különösen intenzív lehet egy olyan mozaikos tájban, mint a Dráva-menti síkság.

Az erdőgazdálkodás hatására bekövetkező zavarás teret enged az invazív fajok megjelenésének, ez mind természetvédelmi, mind gazdálkodási szempontból problémás, hiszen az ellenük való védekezés költséges. Az invazív fajok terjedésének visszaszorítás a magyarországi természetvédelem egyik legkomolyabb problémája, megjelenésük, és terjedésük a maradó erdőállományokat is veszélyezteti, így a kezelések során visszaszorításuk javasolt. A zavarástűrő egyszikű lágyszárúak felújításokban történő térhódítását számos szakirodalom nemkívánatosnak tekinti. Ezek a fajok gyökérkonkurenciájukkal gyakran csemeteelhalást okozhatnak (pl.: *Calamagrostis epigeios* – siskanád tippan), mivel elszívják a tápanyagokat a csemeték elől, és sok esetben árnyékoló hatásukkal a besugárzott fény mennyiségét is csökkentik (AGÓCS 1995, MOLNÁR 2014, NÁHLIK & TARI 2006). A sikeres felújításra a két szederfaj (*Rubus caesius*, *Rubus fruticosus* agg.) tömeges megjelenése szintén negatív hatással lehet, a siskanád tippanhoz hasonlóan a tápanyag elszívásával és leárnyékolással vetik vissza az újulat fejlődését. Ám a szeder hatása kettős, mivel a vad károsításával (rágaskár) szemben részben védelmet, másrészt a nagyvad számára alternatív táplálékot nyújt (NÁHLIK & TARI 2006, PARTL et al. 2002).

A Borhidi-féle ökológiai mutatók (relatív talajnedvesség és fény) eredményei alapján egyértelműen látszik a gazdálkodás hatására az erdő fényklímájára és a talaj vízháztartására.

A lombkorona eltávolításával jelentős mennyiségű többletfény jut a vágásterületre és annak hatászónájára. A lék bizonyos részei teljes naphosszban kitetté válnak a besugárzásnak, emellett a lék többi részén is megváltozik a mikroklíma, a többletfény hatása a léket körülvevő hatászónára (erdő) is kiterjed. Ezáltal a korábban félárnyékos erdőben is megváltozik a megvilágítottság, megnő a beeső fény mennyisége. Ez az árnyékkedvelő jellemzően erdei specialista, generalista és kompetitor fajok eltűnéséhez, és a már korábban említett fénykedvelő, zavarástűrő fajok megjelenéséhez vezet (GÁLHIDY et al. 2006, MIHÓK et al. 2005, PICKETT & WHITE 1985). A besugárzott fény mennyisége a lágyszárú fajok megjelenésén kívül, az erdő regenerációjához elengedhetetlen természetes újulat megjelenést is jelentős mértékben befolyásolja, a beeső fény mennyiségének függvényében a fénykedvelő fajokat tartalmazó újulat megjelenéséhez vezet (BOBIEC 2007).

A léknyitás hatása megmutatkozik a relatív talajvíz, talajnedvesség indikáció vizsgálatával is. A zárt erdőnél a fák elszívó hatása nagymértékben érvényesül, ez hat a talajvízre, talajnedvességre. A léknyitás hatására a lékekben lokálisan megváltozik a vízháztartás, a fák vízelszívó hatásának hiányában, megemelkedik a talaj nedvességtartalma, ennek hatására a tavaszi időszakban pár hetes pangóvízes fázisok is előfordulnak a lék bizonyos részein, valamint egész évben magasabb a lék területén a talaj nedvességtartalma. KALICZ et al. (2014) szerint a talajnedvesség térbeli változásait jelentős mértékben befolyásolja a maradó állomány gyökérzónájának nedvességhelvétele, ennek hiányában létrejövő talajvíztöbbletet a lékbe beeső fény szárító hatása nem képes ellensúlyozni. Ezt a jelenséget jól indikálja a lékre jellemző nedvességgkedvelő fajok megjelenése (pl.: *Juncus effusus*, *Iris pseudacorus*, *Stachys palustris*). Ez a jelenség szintén szerepet játszhat az erdei fajok eltűnésében, valamint hosszú távon a felújulást megnehezítheti, gyakori egymást követő csapadékos évek esetén meg is gátolhatja. KALICZ et al. (2014) vizsgálata a talajnedvességben bekövetkező változásokat és a talajvízben bekövetkező változásokat a Bükkhát Erdőrezervátum területén is detektálták.

A lékben megjelenő fásszárú újulat a spontán regeneráció egyértelmű jele, a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás alapját képezi (SZALACSI et al. 2015). A lék területén megjelenő fásszárúak alkotják a majdani erdő faállományának alapjait a telepített kocsányos tölgygel együtt, így fenntartásuk ökológiai (fafaj diverzitás, többszintűség) és erdészeti szempontból (pl.: árnyalás) is fontos feladat. Az elegyfajokban (*Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor*) gazdag természetes újulat ápolások során történő megóvása, valamint a nemkívánatos invazív fajok eltávolítása az erdőgazdálkodó fontos feladata. A kvadrátokban megjelenő természetes újulat az erdő természetes regenerációjához járul hozzá.

Véleményünk szerint, hosszabb távon a sikeres felújítást követően egy többkorú, változatos faállomány szerkezetű állomány alakulhat ki. Az invazív és zavarástűrő fajok a szukcesszió előrehaladtával (és a célzott ápolás hatására) kiszorulhatnak, a maradó állományokból történő kolonizációs folyamatoknak köszönhetően az erdei aljnövényzet sikerrel regenerálódhat, ez legalább még 20-30 évet vesz igénybe. Az erdőgazdálkodó szerepe a folyamatban kiemelkedő fontosságú.

## Köszönetnyilvánítás

A kutatómunka megvalósításában nyújtott segítségért köszönet illeti a Mecsekerdő Zrt.-t, és Pyber Attila (Mecsekerdő Zrt. – Vajszló) kerületvezető erdész-t. A térkép (1. ábra) elkészítésért köszönet Józsa Edinának.

## Irodalom

- AGÓCS J. 1995: *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth. - Erdészeti Lapok 130(11): 334-335.
- BERGER, A. L., PUETTMMANN, K. J. & HOST, G. E. 2004: Harvesting impacts on soil and understory vegetation: the influence of season of harvest and within-site disturbance patterns on clear-cut aspen stands in Minnesota. - Canadian Journal of Forest Research 34(10): 2159-2168.
- BOBIEC, A. 2007: The influence of gaps on tree regeneration: a case study of the mixed lime-hornbeam (*Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962) communities in the Białowieża Primeval Forest. - Polish Journal of Ecology 55: 441-455.
- BOCK, M. D. & VAN REES, K. C. 2002: Forest harvesting impacts on soil properties and vegetation communities in the Northwest Territories. - Canadian Journal of Forest Research 32(4): 713-724.
- BORHIDI A. 1993: A Magyar Flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. - Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs 93. pp.
- DAI, K. O., JOHNSON, C. E. & DRISCOLL, C. T. 2001: Organic matter chemistry and dynamics in clear-cut and unmanaged hardwood forest ecosystems. - Biogeochemistry 54(1): 51-83.
- D'AMATO, A. W., ORWIG, D. A., FOSTER, D. R., BARKER PLOTKIN, A., SCHOONMAKER, P. K. & WAGNER, M. R. 2016: Longterm structural and biomass dynamics of virgin Tsuga canadensis, Pinus strobus forests after hurricane disturbance. - Ecology, 98(3), pp. 721-733.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. - MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest pp. 124-135.
- DUFFY, D. C. & MEIER, A. J. 1992: Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting? - Conservation Biology 6(2): 196-201.
- DURAK, T. 2012: Changes in diversity of the mountain beech forest herb layer as a function of the forest management method. - Forest Ecology and Management 276: 154-164.
- EUR 28 2013: Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR28. - European Commission Directorate-General Environment 121 pp.
- FLEMING, R. L., & BALDWIN, K. A. 2008: Effects of harvest intensity and aspect on a boreal transition tolerant hardwood forest. I. Initial postharvest understory composition. - Canadian journal of forest research 38(4): 685-697.
- FOSTER, D. R., ABER, J. D., MELILLO, J. M., BOWDEN, R. D. & BAZZAZ, F. A. 1997: Forest response to disturbance and anthropogenic stress. - BioScience 47(7): 437-445.
- FRANKLIN, J. F., MITCHELL, R. J., & PALIK, B. J. 2007: Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. - United States Department of Agriculture. General Technical Report NRS-19
- GÁLHIDY, L., MIHÓK, B., HAGYÓ, A., RAJKAI, K. & STANDOVÁR, T. 2006: Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. - Plant Ecology 183(1): 133-145.
- GEORGE, D., & MALLERY, P. 2016: IBM SPSS Statistics 23 step by step: A simple guide and reference. - Routledge 68 pp.
- GILLIAM, F. S. 2007: The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. - Bioscience 57(10): 845-858.
- GILLIAM, F. S. & TURRILL, N. L. 1993: Herbaceous layer cover and biomass in a young versus a mature stand of a central Appalachian hardwood forest. - Bulletin of the Torrey Botanical Club pp. 445-450.
- 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.
- HAMMOND, D. S. & BROWN, V. K. 1998: Disturbance, phenology and life-history characteristics: factors influencing distance/density-dependent attack on tropical seeds and seedlings. - Disturbance, phenology and life-history characteristics: factors influencing distance/density-dependent attack on tropical seeds and seedlings pp. 51-78.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., & SZERDAHELYI T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2 : Taxonlista és attribútum-állomány. - Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 1995
- KALICZ P., ZAGYVAINÉ KISS K., GRIBOVSKIZKI Z., KIRÁLY G., BROLLY G., KOLLÁR T. & MANNINGER M. 2014: A folyamatos erdőborítás hidrológiai szempontú vizsgálata. - In: BARTHA D. és PUSKÁS L. (szerk.): Silva Naturalis – A folyamatos erdőborítás elméleti alapjainak és gyakorlati megvalósításának sorozata Vol. 6. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron pp. 34-50.
- KERN, C. C., MONTGOMERY, R. A., REICH, P. B. & STRONG, T. F. 2012: Canopy gap size influences niche partitioning of the ground-layer plant community in a northern temperate forest. - Journal of Plant Ecology 6(1): 101-112.

- KELEMEN, K., MIHÓK, B., GÁLHIDY, L., & STANDOVÁR, T. 2012: Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a Central European beech stand. - *Silva Fennica* 46(1): 53-65.
- KENDERES, K. & STANDOVÁR, T. 2003: A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. - *Applied Ecology and Environmental Research* 1: 19-46.
- KEVEY, B. 2007: A baranyai Dráva-sík gyertyános-tölgyesei. - *Natura Somogyiensis* 10: 41-71.
- KIRÁLY G., & SZMORAD F. 2014: 91L0 Illir gyertyános-tölgyesek. - In: HARASZTHY L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár* pp. 912-914.
- KIRÁLY G., VIRÓK V., és MOLNÁR V. A. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv I-II. - *Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósza*
- KUULUVAINEN, T. 2009: Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: the complexity challenge. - *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 38(6): 309-315.
- MARQUIS, D. A. & JOHNSON, R. L. 1989: Silviculture of eastern hardwoods. RM Burns (compiler), The scientific basis for silvicultural and management decisions in the National Forest System. - General Technical Report WO-55. USDA Forest Service, Washington DC pp. 9-17.
- MASON, B., KERR, G. & SIMPSON, J. 1999: What is continuous cover forestry? - Forestry Commission Information Note 29. Forestry Commission, Edinburgh.
- MCCARTHY, B. C. & FACELLI, J. M. 1990: Microdisturbances in oldfields and forests: implications for woody seedling establishment. - *Oikos* Vol. 58, No. 1, pp. 55-60.
- MCINTYRE, S., LAVOREL, S. & TREMONT, R. M. 1995: Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. - *Journal of Ecology* 83: 31-44.
- MEURANT, G. 2012: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. - Academic press.
- MIHÓK, B., GÁLHIDY, L., KELEMEN, K. & STANDOVÁR, T. 2005: Study of gap-phase regeneration in a managed beech forest: relations between tree regeneration and light, substrate features and cover of ground vegetation. - *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 1: 25-38.
- MOLNÁR M. 2014: A siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*) erdőgazdasági jelentőségének vizsgálata kérdőíves módszer. - *Erdészettudományi Közlemények* 5(1): 159-169.
- NÁHLIK A. & TARI T. 2006: A gímszarvas és az őz téli erdősítés-használatára és csemeterágására ható tényezők vizsgálata az erdei kár csökkentése céljából. - *Gyepgazdálkodási közlemények* 2006/4: 75-79.
- OLIVER, C. D. & LARSON, B. C. 1996: Forest stand dynamics: updated edition. - John Wiley and sons.
- ORTMANN-AJKAI A. 1998: Vegetation mapping as a base of botanical GIS applications II. Vegetation map of the Vajszlo forest. - *Acta Botanica Hungarica*
- ORTMANN-NÉ AJKAI A. és HORVÁTH F. 2010: "A Mecsek-hegység déli síkja": A Drávamenti-síkság vegetációjának kistáji szintű áttekintése a MÉTA adatbázis alapján. - *Dunántúli Dolgozatok: A Természettudományi sorozat* 12: 266-280.
- ORTMANNÉ AJKAI ADRIENNE, CSICSEK GÁBOR, BÖLÖNI JÁNOS, és HORVÁTH FERENC 2012: Merre tart a Bükkhat Erdőrezervátum? - *Természetvédelmi Közlemények* 18: 415-424.
- ORTMANN-NÉ AJKAI A., HORVÁTH GY., SASS V. és CSICSEK G. 2014: A kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) felújulása az Ormánságban: lékes kísérletek a spontán felújulás táji léptékű vizsgálata. - *Silva Naturalis* 6: 165-178.
- ORTMANN-AJKAI A., G. CSICSEK, R. HOLLÓS, B. KEVEY, A. BORHIDI 2016: Comparison of spontaneous regeneration in unmanaged oak (*Quercus robur* L.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) forests: implications for close-tonature silviculture. - *Austrian Journal of Forest Science* 132. Jahrgang (2016)1:53-80.
- ORTMANN-AJKAI A., CSICSEK, G., LUKÁCS, M. & HORVÁTH, F. 2017: Regeneration patterns in a pedunculate oak (*Quercus robur* L.) strict forest reserve in southern Hungary. - *Šumarski list* 141(1-2): 39-46.
- PARTL, E., SZINOVATZ, V., REIMOSER, F. & SCHWEIGER-ADLER, J. 2002: Forest restoration and browsing impact by roe deer. - *Forest Ecology and Management* 159(1): 87-100.
- PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. 1985: The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. - Academic Press, Orlando, Florida, US. pp. 53-69.
- POMMERENING, A., & MURPHY, S. T. 2004: A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. - *Forestry* 77(1): 27-44.
- PUKKALA, T. & VON GADOW, K. (Eds.) 2011: Continuous cover forestry (Vol. 23). - Springer Science & Business Media.
- ROBERTS, M. R. 2004: Response of the herbaceous layer to natural disturbance in North American forests. - *Canadian Journal of Botany* 82(9): 1273-1283.
- ROBERTS, M. R. & GILLIAM, F. S. 2003: Response of the herbaceous layer to disturbance in eastern forests. The herbaceous layer in forests of eastern North America. - Oxford University Press, Oxford: 302-320.
- SCHÜTZ, J. P. 2002: Silvicultural tools to develop irregular and diverse forest structures. - *Forestry* 75(4): 329-337.

- SOMOGYI, Z. 1998: A bolygatás jelensége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. - Erdészeti Kutatások 88:165-194.
- SZALACSI, Á., VERES, SZ. és KIRÁLY, G. 2015: Adatok a síkvidéki gyertyános-tölgyesek erdőműveléséhez: lékes felújítógátás alkalmazásának gyakorlati tapasztalatai és növényzeti hatásai a Szatmár-beregi síkon. - Erdészettudományi Közlemények 5(1): 85-99.
- TOBISCH, T. 2010: Parent Stand Growth Following Gap and Shelterwood Cutting in a Sessile Oak-Hornbeam Forest. - Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 6: 33-48.
- TÓTH J. & KAULÁK G. 2013: A Szatmár-Beregi kocsányos tölgyesek erdőgazdálkodási tapasztalatai. - Alföldi Erdőkért Egyesület, Kutató Nap XXI. Tudományos eredmények a gyakorlatban. Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét: 32-38.



