Erdészettudományi Közlemények 11. évfolyam 1-2. szám 2021
DOI: https://doi.org/10.17164/EK.2021.003 55–68. oldal

KÜLÖNBÖZŐ ERDÉSZETI BEAVATKOZÁSOK HATÁSA EGY PILISI GYERTYÁNOS-TÖLGYES ALJNÖVÉNYZETÉRE

Horváth Csenge Veronika[1,2], Tinya Flóra[1], Kovács Bence[1] és Ódor Péter[1]

[1]Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet
[2]Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola

Kivonat

Erdőökológiai kísérletünkben a vágásos és az örökerdő gazdálkodásban alkalmazott erdészeti beavatkozások aljnövényzetre gyakorolt kezdeti hatásait vizsgáltuk egy korábban vágásos üzemmódban művelt, egykorú gyertyános-kocsánytalan tölgyesben. A kísérletben kisméretű vágásterületeket, hagyásfacsoportokat, bontóvágással kezelt területeket, lékeket és kontrollként idős, záródott állományokat hasonlítottunk össze az aljnövényzet fajszáma, borítása és kompozíciója, valamint négy növényi funkciós csoport összegzett borítása szerint. Kimutattuk, hogy a beavatkozások utáni negyedik évre a fajszám és a borítás leginkább a vágásterületeken és lékekben nőtt meg, míg növekedésük a bontásokban közepes, a hagyásfacsoportokban mérsékelt volt. A kompozíció a vágásterületeken jelentősen átalakult; bennük főleg nem-erdei lágyszárúak, míg a lékekben inkább fény- és nedvességigényes erdei fajok nyertek teret. A növényzet erdei jellegének megőrzése mellett a fás szárú magoncok borításnövekedése is a lékekben és bontásokban volt a legnagyobb. Eredményeink alapján arra következtetünk, hogy a folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodás természetvédelmi és faanyagtermelési szempontból is kedvező lehet.

Kulcsszavak: Pilis Üzemmód Kísérlet, lágyszárú szint, lék, bontóvágás, tarvágás, hagyásfacsoport

THE EFFECT OF DIFFERENT FORESTRY TREATMENTS ON THE UNDERSTORY VEGETATION OF A SESSILE OAK–HORNBEAM FOREST

Abstract

In the framework of a multitaxon forest ecological experiment, we compared the effects of different treatments of rotation and selection silvicultural systems on the understory vegetation of a sessile oak–hornbeam forest stand. The five treatments were: clear-cutting, keeping a retention tree group in the clear-cut, preparation cutting, gap-cutting, and closed mature stands were used as control. We compared species richness, total cover and composition of the understory vegetation, and cover of four plant functional groups in the second and fourth year after the interventions across the treatments. Species richness and total cover increased the most until the fourth year in clear-cuts and gaps, moderately in preparation cuts and the least in retention tree groups. Species composition changed the most in clear-cuts: here the cover of non-forest herbs increased, while species typical of woodlands could prevail in gaps. Gaps and preparation cuts provided the most favourable conditions for forest herbs and for the cover increase of woody saplings, supporting that harvesting methods sustaining continuous forest cover could possibly integrate both conservation and timber production aims.

Keywords: Pilis Forestry Systems, forest management, herbaceous layer, gap, clear-cut, retention tree group

Levelező szerző/Correspondence:
Horváth Csenge Veronika, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4., e-mail: horvath.csenge@ecolres.hu

BEVEZETÉS

Közép-Európában és hazánkban az erdőgazdálkodás az elmúlt másfél-két évszázadban elsősorban vágásos üzemmódban történt, amely az értékes fafajok felújulását, a tervezhető, koncentrált termelést és a gazdálkodás tartamosságát biztosította, azonban homogén kor- és állományszerkezetű erdőket hozott létre és tart fenn (Farrell 2000, Tímár 2016). Az életközösségek számára a vágásos erdőgazdálkodásra jellemző véghasználatok ökológiai szempontból rendszeres, nagy erélyű, viszonylag rövid visszatérési idővel jelentkező és csekély térbeli változatosságú bolygatást jelentenek (Angelstam 2003). A mérsékelt övi erdők természetes dinamikájában ugyanakkor a véghasználatokhoz hasonló, nagy területeken az egész faállományt letaroló természetes bolygatások ritkák (Nagel et al 2017). Fontos szerepe van azonban a faegyedek vagy kisebb facsoportok pusztulásával járó, kis térléptékű bolygatásoknak, melyek a lombozatban nyitott lékek révén teret adnak a fás szárú újulat növekedésének, változatos koreloszlást, és vertikálisan és horizontálisan is heterogén faállomány-szerkezetet alakítva ki (Runkle 1985, Angelstam 2003, Kenderes et al 2008, Kenderes et al 2009, Nagel et al 2017). Az erdőgazdálkodás a faállomány-szerkezetre, valamint annak termőhelyre, mikroklímára és ezzel az élőlények számára elérhető források mennyiségére és eloszlására gyakorolt hatásán keresztül közvetetten a teljes erdei életközösséget befolyásolja (Aussenac 2000, de Groot et al 2016). Ahhoz, hogy az erdei ökoszisztémák természetessége és stabilitása, és így a hozzájuk kötődő számos ökoszisztéma-szolgáltatás a társadalom számára hosszútávon biztosítható legyen, minél inkább természetközeli erdőgazdálkodási módszerek alkalmazására lenne szükség (Standovár 2013). A folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodási módok fontos célja a természetközeli, térben mozaikos erdőszerkezet kialakítása és fenntartása, amelynek egyik elsődleges eszköze a faegyedek vagy kisebb facsoportok szintjén megvalósított fahasználat (Pommerening & Murphy 2004, Csépányi 2017). Az utóbbi évtizedben a folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodási módok minél széleskörűbb alkalmazása ezért hazánkban is stratégiai céllá vált, és a jelenleg alkalmazott erdőgazdálkodási üzemmódok közül az örökerdő (korábbi nevén szálaló) üzemmód keretében valósul meg (Evt. 2009, Nemzeti Erdőstratégia 2016). A vágásos üzemmód számára alternatívát jelentő örökerdő üzemmódra való áttérést pedig az átmeneti (korábbi nevén átalakító) üzemmód segíti, melyben a vágásoshoz képest folyamatosabb erdőborítás fenntartása és az állományokon belüli szerkezeti változatosság növelése a cél (Evt. 2009).

Magyarországon természetközeli erdőtársulásaink közül jelenleg a legnagyobb kiterjedéssel a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek rendelkeznek (Bölöni et al 2011). Hazánkban kezdetben elsősorban bükkösökben kutatták mesterséges, illetve természetes lékek ökológiai hatásait (Gálhidy et al 2006, Kelemen et al 2012, Mihók et al 2007). A gazdasági, természetvédelmi és társadalmi szempontból egyaránt meghatározó szerepű tölgy uralta állományokban a kutatások csak később kezdődtek meg (Tobisch 2009, Csiszár et al 2013, Csicsek & Cseke 2017, Kollár 2017). Kocsányos és kocsánytalan tölgyek (*Quercus robur* L. és *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) által dominált erdeinkben a folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodás központi kihívása a tölgy csemeték fényigényének kielégítése (Csépányi 2008, Csiszár 2013). Tapasztalatok szerint azonban ezekben az erdőkben is sikeres lehet a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás lékvágásokkal, ha a lékek mérete, alakja és kialakítása illeszkedik a tölgy újulat fényigényéhez (Szalacsi et al 2015, Mölder et al 2019). Emellett a léknyitások teret engednek a gazdaságilag szintén értékes, természetvédelmi szempontból is támogatandó elegyfafajok nagyobb érvényre jutásának is (Csépányi 2017).

Erdőökológiai kísérletünk célja a vágásos üzemmódhoz tartozó beavatkozások (tarvágás, hagyásfacsoport kialakítása, egyenletes ernyős bontóvágás) és az örökerdő üzemmód eszköztárához sorolható lékkialakítások ökológiai szempontú összehasonlítása. A kísérlet a Pilisi Parkerdő Zrt-vel együttműködésben egy gyertyános-kocsánytalan tölgyesben, Pilisszántó határában, a Hosszú-hegyen folyik. A terület természetvédelmi oltalom alatt áll, az állományban a faanyagtermelés korábban vágásos üzemmód keretében, a véghasználat és az erdőfelújítás pedig természetes mageredetű újulatot felhasználó fokozatos felújítóvágással valósult meg. Az Ökológiai Kutatóközpont által vezetett vizsgálat keretein belül a kísérleti fahasználatok erdei mikroklímára,

talajjellemzőkre és az erdei életközösségre gyakorolt hatásait kutatjuk. A tanulmányozott élőlénycsoportok között szerepelnek futóbogarak, pókok, kétszárnyúak, valamint a lebontó folyamatokban fontos szerepet játszó talajlakó levényféreg és ugróvillás közösségek. Emellett vizsgáljuk az erdei aljnövényzet és a fás szárú újulat beavatkozásokra adott válaszát, valamint a kezelésekkel összefüggésben az újulat regenerációját érintő vadhatást is. A projekt általános céljait és eredményeit az Erdészeti Lapokban részletesen is tárgyaltuk (Ódor et al 2020). A kísérlet bemutatása és az eddigi eredmények Sass et al (2020) magyar nyelvű tanulmányában, Elek et al (2018), Boros et al (2019), Kovács et al (2018 és 2020), és Tinya et al (2019 és 2020) angol nyelvű, nemzetközi szakfolyóiratokban publikált közleményeiben, valamint a honlapunkon (https://www.piliskiserlet.ecolres.hu/) olvashatók.

A jelen közleményben bemutatott részvizsgálat célja a kísérlet keretein belül a fahasználatok aljnövényzetre gyakorolt rövidtávú hatásainak térben finom felbontású feltárása volt. Ehhez a beavatkozások utáni második és negyedik években kapott növényzeti válaszokat elemeztük.

Kérdéseink a következők voltak:

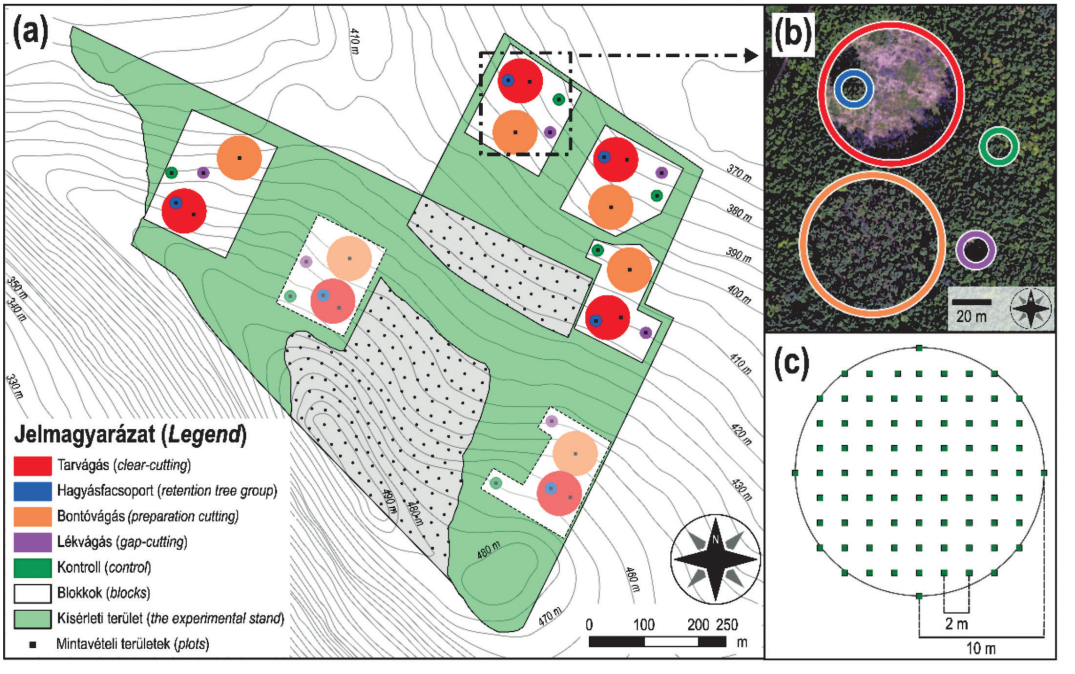
1. Hogyan alakult az egyes kezelésekben az aljnövényzet fajszáma és tömegessége a beavatkozások utáni második és negyedik évben?
2. Milyen eltérések jelentkeztek az aljnövényzet kompozíciójában? Mely fajok mutattak preferenciát az egyes kezelésekhez?
3. Milyen eltérések voltak a kezelésekre adott válaszokban különböző növényi funkciós csoportok között?

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Pilis Üzemmód kísérletet a Pilis-hegységben, Pilisszántó határában található Hosszú-hegyen, egy gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományban alakítottuk ki (47°40’25” N, 18°54’29” E, Pilisszántó 21/A, 24/C és 25/B erdőrészletek). A kísérleti terület északi-északkeleti kitettségű lejtőn (lejtőszög: 7,0-10,6°), 370–470 m tengerszint feletti magasságban található. Az éves átlaghőmérséklet 9,0–9,5 °C, az átlagos éves csapadékmennyiség 650 mm. Az Országos Meteorológiai Szolgálat adatai alapján a vizsgálat időtartama alatt (2014-2018 között) a területen átlagosan 638 ± 93 mm volt az éves csapadékösszeg, amely a vizsgálati évek között nem különbözött szignifikánsan. Az alapkőzetet Dachsteini mészkő, oligocén homokkő és lösz alkotják (Dövényi 2010). A terület alsó részén mélyebb, agyagbemosódásos barna erdőtalajok, a felsőn sekélyebb, barna rendzinák találhatók, a feltalaj pH-ja enyhén savas (4,6±0,2) (részletesebben ld. Kovács et al. 2018 elektronikus mellékletét). Kíséreti területként olyan, a gazdasági művelés alatt álló gyertyános-kocsánytalan tölgyeseket jól reprezentáló idős, záródott állományt választottunk, amelyben az örökerdő gazdálkodásra váltás az erdőgazdálkodó részéről a vágásos erdőgazdálkodással szemben alternatívaként ténylegesen felmerül. A területen korábban alkalmazott fokozatos felújítóvágásos gazdálkodás révén a faállomány szerkezetileg, valamint korát és fajösszetételét tekintve is homogén, a beavatkozások időpontjában 80 éves volt. Az állomány kétszintes, a felső lombkoronaszintben a kocsánytalan tölgy (*Q. petraea*), az alsóban a gyertyán (*Carpinus betulus* L.) domináns, ritka elegyfajként a virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.), a bükk (*Fagus sylvatica* L.), a csertölgy (*Quercus cerris* L.) és a madárcseresznye (*Cerasus avium* L.) is előfordulnak. A lombkorona záródottsága a beavatkozások előtt kb. 90%-os volt. A gyér cserjeszintet főleg a gyertyán és a virágos kőris újulata alkotta. A gyepszint általános és üde erdei fajokat tartalmazott, melyek közül domináns a bükkös sás (*Carex pilosa* Scop.) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora* L.) voltak. Az aljnövényzet borítása a beavatkozások előtt átlagosan 40%-os volt (Aszalós et al. személyes közlés).

A kísérleti fahasználatokat 2015 telén, teljes blokk elrendezésben valósítottuk meg: ötféle mintaterületet kialakítva, hat ismétlésben (1.a és 1.b. ábrák). Minden blokkban létrehoztunk tarvágással egy vágásterületet (a szélső fák tőtávolsága között 80 m átmérőjű kör, kb. 0,5 ha), az összes, a felső és alsó lombszintbe, valamint a

cserjeszintbe tartozó fásszárú egyed eltávolításával. A kis térléptékű tarvágások alkalmazásával célunk kettős volt: egyrészt a tarvágások, mint a lehetséges fahasználatok skálájának erdei környezetre leginkább szélsőséges hatású beavatkozások megjelenítése a kísérletben, másrészt pedig a fokozatos felújítóvágás véghasználata után kialakuló környezetéhez hasonló mikroklimatikus körülmények előidézése és vizsgálata. Minden vágásterületen belül érintetlenül megtartottunk egy kb. 10-12 faegyedből álló hagyásfacsoportot (20 m átmérőjű kör, a szélső fák tőtávolsága alapján), továbbá minden blokkban kialakítottunk egy egyenletesen bontott területet (80 m átmérőjű kör, kb. 0,5 ha), ahol a felső lombkoronaszintbe tartozó faegyedek körlapösszegének 30%-át és a teljes második lombkoronaszintet távolítottuk el (részletesebben ld. Kovács et al 2018 elektronikus mellékletét). A negyedik beavatkozás az örökerdő üzemmód keretén belül a fényigényes fafajok utánpótlásának biztosítását szolgáló lékvágás volt: blokkonként egy kb. egy fahossznyi léket hoztunk létre (20 m átmérőjű kör, kb. 300 m^2) a tarvágáshoz hasonlóan az összes fásszárú eltávolításával. A beavatkozások mellett minden blokkban kijelöltünk egy érintetlen kontroll területet is (20 m átmérőjű kör, kb. 300 m^2). A kísérleti területet nem kerítettük be, de a mintaterületek közepén egy 6 m × 6 m-es térrészt vadkizáró kerítéssel körbevettünk a vadhatás felújulásra gyakorolt hatásának vizsgálata céljából. A kezeléssel érintett területeken a termeléseken kívül később semmilyen további erdészeti beavatkozás nem történt.



1. ábra: a) *A vizsgált blokkok elhelyezkedése a kísérleti területen.* b) *Drónfotó egy blokkról (2015, ©Tóth Viktor).* c) *Mintavételi elrendezés egy mintaterületeken belül*

Figure 1: a) *Location of the experimental blocks and treatments within the experimental area.* b) *Drone picture of a block (2015, ©Viktor Tóth).* c) *Spatial design of the sampling points in the sampling plots*

Az aljnövényzetben a kezelések között megjelenő finom térléptékű különbségek vizsgálatához kijelöltünk a kísérlet hat blokkjából négyben összesen 20 db, egyenként 20 m átmérőjű kör alakú mintaterületet (1. a. ábra), ezeken belül pedig egy, a mintaterületet lefedő 2 m × 2 m-es rácsháló rácspontjaiban 81 db mintavételi pontot (1. c. ábra). A mintavételi pontokban 0,5 m × 0,5 m-es kvadrátokban fajonként rögzítettük az aljnövényzetet adó lágyszárúak, félcserjék és a fásszárú fajok 50 cm-nél alacsonyabb egyedeinek becsült borítását.

A borításbecslés során egy módosított százalékos skálát alkalmaztunk (a borítást 5%-os különbségekkel adtuk meg, kivéve a 10% alatti és 90% feletti borításokat, ahol 1%-os különbségekkel, valamint az 1%-nál kisebb borítások esetén 0,5%-os és 0,1%-os értékekkel). A növényzeti felvételezést a beavatkozások utáni második (2016), majd a negyedik (2018) évben is elvégeztük a vegetációs időszak csúcsán (június-július során), a két vizsgálati év közötti minél inkább azonos időpontválasztás mellett a növényzet aktuális fenotípusos állapotát is figyelembe véve.

A beavatkozások előtt (2014-ben) a mintaterületek közepén 2 m × 2 m-es kvadrátokban végzett növényzeti felmérések alapján az aljnövényzet összetétele a kontroll és a később beavatkozásokkal érintett területek között nem különbözött (Aszalós et al., személyes közlés). Így a kontroll területek alkalmasak voltak arra, hogy a vizsgálat során a többi mintaterületen gyűjtött adatokat a kontrollhoz viszonyítva valóban a kezelések hatását tudjuk kimutatni, kiküszöbölve egyben az adott évek közötti időjárási különbségek hatásait is.

A két vizsgált évben a kvadrátokban rögzített adatokból minden kvadrátra összegeztük az ott előforduló fajok számát, valamint a növényzet tömegességének kezelések közötti összevetéséhez kvadrátonként kiszámítottuk a jelenlévő fajok összesített százalékos borítás-értékeit. A növényfajokat életformatípusuk és rendszertani hovatartozásuk szerint a következő négy funkciós csoportba soroltuk be: egyévesek, évelő fű- és sásfélék, egyéb évelő lágyszárúak és fásszárúak, majd a fajok százalékos borítás-értékeit kvadrátonként az egyes funkciós csoportokra is összegeztük. A szedret (*Rubus fruticosus* agg.) funkcionálisan az évelő lágyszárúak csoportjához soroltuk. A növények terepi határozásánál, a fajok nevezéktanában és a funkciós csoportokba való besorolásuknál az Új Magyar Füvészkönyvet (Király 2009) használtuk.

A kezelések fajszámra, borításra és a növényi funkciós csoportok borítására kifejtett hatásait lineáris kevert modellekkel elemeztük (Faraway et al 2006). A kezelések és az évek függő változókra kifejtett hatása mellett a modellekben random faktorként figyelembe vettük a blokkokba ágyazott mintaterületek hatását is. Amennyiben a modellek reziduálisainak normalitásához és homogenitásához szükséges volt, az adatokat négyzetgyök- vagy logaritmus-transzformáltuk. A kezelések közötti szignifikáns különbségek megállapításához Tukey-próbán alapuló páronkénti többszörös összehasonlítást végeztünk (Bretz et al 2010).

A kompozíció elemzéséhez fajonként összegeztük a mintaterületek kvadrát-szintű borításadatait, majd az adatokat négyzetgyök-transzformáltuk. A mintavételi területek fajösszetételét Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS) vetettük össze a kezelések között (Borcard et al 2011).

Az indikátorfaj-analízis (ISA, Indicator Species Analysis) módszerének segítségével megvizsgáltuk, hogy az egyes kezelésekhez mely fajok mutatnak preferenciális kötődést (Dufrene & Legendre 1997, Borcard et al 2011). A módszer segítségével megállapíthatók a mintavételi egységek előre meghatározott csoportjaihoz preferenciát mutató fajok, azok előfordulási és tömegességi adatainak figyelembevételével. Az elemzés során a mintavételi egységek a mintaterületek, a csoportok a kezelések voltak, a fajok tömegességi viszonyait pedig a mintaterületekre összegzett borításértékek logaritmus-transzformáltja adta meg. A módszer alapján egy adott faj indikátor értéke a csoportra vonatkozó relatív tömegesség és előfordulási gyakoriság szorzata, így egy faj indikátorértéke egy csoportra vonatkozóan akkor magas, ha az adott faj ott nagy relatív tömegességgel és gyakorisággal rendelkezik. Végül indikátorfajnak akkor tekintünk egy fajt, ha az adott csoportra kiszámolt indikátorértéke szignifikánsan magasabb a csoportok közötti permutációk alapján várt véletlenszerű értéktől, melynek kiszámításához 10000 permutációt végeztünk.

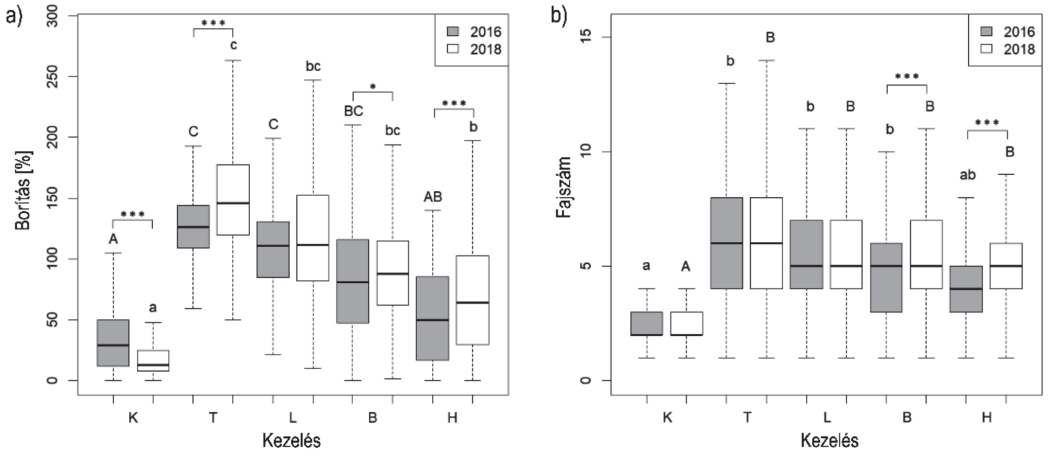
A növényi funkciós csoportok borításának kezelések és évek közötti összevetését a fajszám és az összegzett borítás esetében is alkalmazott lineáris kevert modellekkel végeztük el. A négy funkciós csoport közül az egyévesek borításának kezelések közötti összehasonlításához a nullák magas száma miatt a mintaterületekre összegzett borításokból egy kvadrátra számolt átlagértékek logaritmus-transzformált értékeit használtuk.

Az adatok elemzését az R programcsomagban végeztük el (R Development Core Team, 2017), az eredményeket egységesen $p \leq 0,05$ esetén fogadtuk el szignifikánsnak. A lineáris kevert modellekhez az „nlme”

(Pinherio et al 2018), a determinációs koefficiens számításához a „MuMIn" (Bartoń 2018), a többszörös összehasonlításokhoz pedig az „lsmeans" csomagot (Lenth 2018) használtuk. Az NMDS elemzésekhez R-ben a „vegan" csomag „metaMDS" függvényét használtuk, 500 iterációval (Oksanen 2017). Az indikátorfaj elemzéshez a „labdsv" csomag „indval" függvényét alkalmaztuk (Roberts 2016).

EREDMÉNYEK

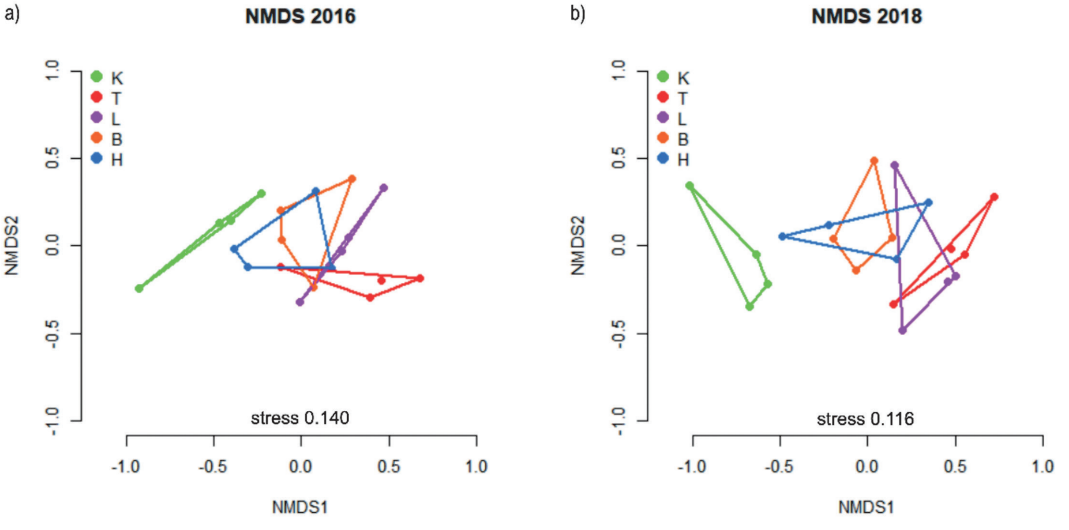
Az összegzett borítás-értékek és a fajszámok is növekvő tendenciát mutattak a beavatkozások intenzitásának függvényében mind 2016-ban, mind 2018-ban (2.a. és 2.b. ábrák). A legerősebb hatása a tarvágásoknak volt: a vágásterületeken alakult ki a negyedik évre a legnagyobb borítás és fajszám, melyet a lékeké és a bontásoké követett. A kontrolltól a legkevésbé a hagyásfacsoportok fajszáma és borítása tért el: a különbségek itt csak a negyedik évben váltak szignifikánssá. Míg a borítás a második és negyedik év között a lékek kivételével minden beavatkozással érintett területen nőtt, a kontrollban csökkent.



2. ábra: *A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző a) összegzett borítás és b) fajszám. Vonallal jelöltük a középértéket (medián), téglalappal az adatok középső tartományát (interkvartilis terjedelem) és pálcikákkal a terjedelmet. Az eltérő betűk a kezelések között egy adott éven belül szignifikánsan eltérő csoportokat jelölik (2016 esetében nagybetűket, 2018 esetében kisbetűket alkalmaztunk). A kettős betűk a csoportok közötti átfedéseket mutatják. A csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.*
Kezelések: K = kontroll, T = tarvágás, L =lékvágás, B =bontóvágás, H = hagyásfacsoport
Figure 2: *a) Summarized cover values in the treatments in 2016 and 2018 and b) Total species number in the treatments in 2016 and 2018. The median is marked with a bold line within the rectangle representing the interquartile range, and the range is marked with whiskers. Letters indicate significant differences between the treatments within the same year: uppercase letters in 2016 and lowercase letters in 2018. The stars show significant differences in one treatment type between the two years.*
Treatments: K = control, T = clear-cutting, L = gap-cutting, B = preparation cutting, H = retention tree group

Annak ellenére, hogy a fajszámra és borításra vonatkozó eredmények alapján a lékvágás a második legerőteljesebb beavatkozásnak látszik rövidtávon, ha mind a második, mind a negyedik év eredményeit figyelembe vesszük, láthatjuk, hogy a növekedés a lékekben a borítás mellett a fajszám esetében is megtorpant a negyedik évre. A fajszám a bontásokban és hagyásfacsoportokban viszont növekedett 2016 és 2018 között.

A nem metrikus skálázás (NMDS) eredményei azt mutatják meg, hogy a mintaterületek növényzetének fajösszetétele milyen mértékben tér el egymástól, az összes faj jelenlétének és tömegességének figyelembevételével (3. ábra). Az eredményül kapott ordinációs ábrán a pontok (mintaterületek) közötti távolságok a növényzet különbözőségével arányosak. Az egy kezeléshez tartozó mintaterületeket konvex sokszögek foglalják be, melyek a kezelések vizuális elválasztásával segítik az értelmezést. A 2016-os év eredményei alapján (3. a. ábra) láthatjuk, hogy a kezelések között az aljnövényzet fajösszetételében már két évvel a beavatkozások után mutatkozott eltérés. Ugyanakkor bár a kontrolltól mind a négy beavatkozás növényzete eltért, egymással még számottevő hasonlóságot (átfedést) mutattak. A negyedik évre (3. b. ábra) a különbségek nem csak a kontroll és a beavatkozások, de az egyes beavatkozások között is megnövekedtek, azaz a kezelések kompozíciójukat tekintve még jobban szétváltak. A vágásterületek növényzeti összetétele ekkorra a bontásokétól és hagyásfacsoportokétól elkülönült, míg a lékeké köztes, átmeneti jelleget mutatott.



3. ábra: *A fajösszetétel ordinációs vizsgálatának (NMDS) eredménye a beavatkozások utáni a) második és b) negyedik évben. Az ábrán a mintaterületeket a kezelések szerint színezett pontok jelölik: K: kontroll, T: tarvágás, L: lékvágás, B: bontóvágás, H: hagyásfacsoport*

Figure 3: *Results of the NMDS ordination analysis of species composition in a) the second and in b) the fourth year after the interventions. Sampling plots are marked with points coloured according to the treatments: K: control, T: clear-cutting, L: gap-cutting, B: preparation cutting, H: retention tree group*

Az indikátorfaj-analízis eredményei (1. táblázat) alapján a lékekben a második és negyedik évben is elsősorban fény-flexibilis erdei fajok voltak jellemzők (*M. uniflora*, *Campanula rapunculoides* L., *Vicia sepium* L., *Athyrium filix-femina* (L.) Roth). A vágásterületeken ugyanakkor néhány fény-flexibilis erdei faj (pl. *C. pilosa, Ajuga reptans* L.) elszaporodása mellett jellegzetesen nem-erdei, egyéves és bolygatástűrő fajok nyertek teret (pl. *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Erigeron annuus* (L.) Pers., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, *Solidago gigantea* Aiton). A vágásterületeken a negyedik évben tipikus fajok egyrészt továbbra is fény-flexibilis erdei (*A. reptans*, *Euphorbia amygdaloides* L., *C. pilosa*), másrészt pedig nyílt élőhelyekhez kötődő növények (*C. epigeios*, *Cirsium arvense* (L.) Scop., *E. annuus*) voltak. Emellett a negyedik évre tömegessé vált a vágásterületeken a földi szeder (*R. fruticosus* agg.) is. Az elemzés a negyedik évben a bontásokra jellemző növényfajként mutatta ki a felső lombkoronaszintben domináns kocsánytalan tölgyet (*Q. petraea*). Ennek oka az itt nagy tömegben megjelenő 50 cm alatti tölgy újulat volt.

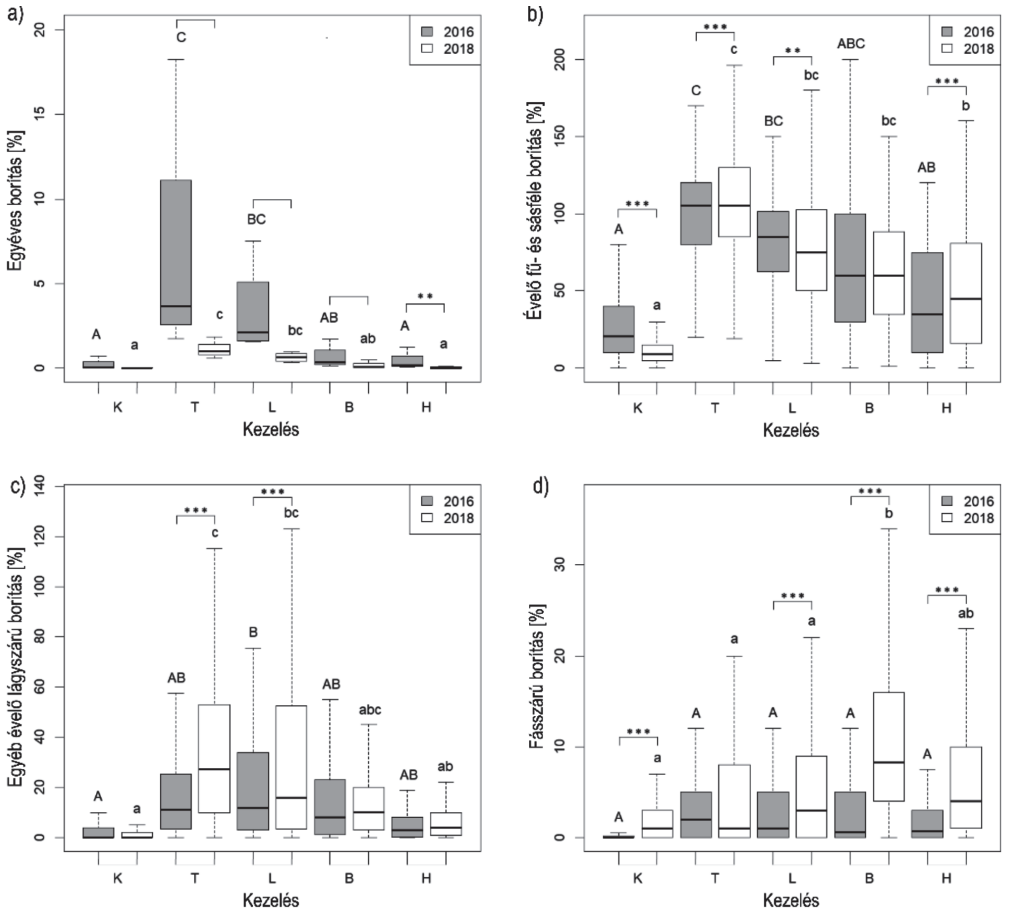
1. táblázat: *Az egyes kezelésekre jellemző indikátorfajok a beavatkozások utáni 2. és 4. évben*
Table 1: *Indicator species characteristic to the treatments in the second and fourth year.*
Treatments: Kontroll = control, Lékvágás = gap-cutting, Tarvágás = clear-cutting, Bontás = preparation cutting

2016	
Kontroll	*Ligustrum vulgare*
Lék	*Melica uniflora*
	Campanula rapunculoides
Tarvágás	*Calamagrostis epigeios*
	Erigeron annuus
	Cirsium arvense
	Eupohorbia amygdaloides
	Carex pilosa
	Ajuga reptans
	Solidago gigantea
	Conyza canadensis
	Hypericum perforatum
	Centaurium erythraea
	Vicia hirsuta
	Dactylis polygama

2018	
Kontroll	*Ligustrum vulgare*
Lék	*Melica uniflora*
	Vicia sepium
	Athyrium filix-femina
Tarvágás	*Calamagrostis epigeios*
	Erigeron annuus
	Cirsium arvense
	Eupohorbia amygdaloides
	Carex pilosa
	Ajuga reptans
	Rubus fruticosus agg.
	Geum urbanum
Bontás	*Quercus petraea*

A funkciós csoportok közül az egyévesek esetében a vágásterületeken és a lékekben is robbanásszerű borításnövekedést mutattunk ki a második évben, ezen fajok borítása a negyedik évre azonban mindenhol visszaesett (4. a. ábra).

A fű- és sásfélék borítása mindenhol megnőtt a beavatkozások hatására, a hagyásfacsoportokban azonban csak a negyedik évre haladta meg jelentősen a kontrollra jellemző értékeket, a kontrollban és a lékekben a második és a negyedik év között pedig csökkent (4. b. ábra). Az egyéb évelő lágyszárúak borítása a második évre még csak a lékekben növekedett meg szignifikánsan, a negyedik évre azonban a vágásterületeket jellemző borítás ezt is meghaladta (4. c. ábra). Az 50 cm alatti fás szárú egyedek esetében a második évben még sehol sem, és a negyedik évben is kizárólag a bontásokban alakult ki szignifikáns borítástöbblet, a kísérlet alatt bekövetkező makktermések hatására. Ugyanakkor a kontrollban, a lékekben és a hagyásfacsoportokban is növekedett az 50 cm alatti újulat borítása 2016 és 2018 között (4. d. ábra).



4. ábra: A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző, funkciós csoportonként összegzett borítás: a) egyévesek, b) évelő fű- és sásfélék, c) egyéb évelő lágyszárúak és d) fásszárúak. Vonallal jelöltük a középértéket (medián), téglalappal az adatok középső tartományát (interkvartilis terjedelem) és pálcikákkal a terjedelmet. Az eltérő betűk a kezelések között egy adott éven belül szignifikánsan eltérő csoportokat jelölik (2016 esetében nagybetűket, 2018 esetében kisbetűket alkalmaztunk). A kettős betűk a csoportok közötti átfedéseket mutatják. A csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket mutatják. K = kontroll, T = tarvágás, L =lékvágás, B =bontás, H = hagyásfacsoport

Figure 4: Summarized cover values of each functional group in the treatments in 2016 and 2018: a) annuals, b) perennial graminoids, c) other perennial herbs and d) woody species. The median is marked with a bold line within the rectangle representing the interquartile range, and the range is marked with whiskers. Letters indicate significant differences between the treatments within the same year: uppercase letters in 2016 and lowercase letters in 2018. The stars show significant differences in one treatment type between the two years. Treatments: K = control, T = clear-cutting, L = gap-cutting, B = preparation cutting, H = retention tree group

AZ EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

A beavatkozások hatására a fahasználatok utáni negyedik évre az összes érintett mintaterületen megnőtt a borítás és az aljnövényzet fajszáma is. Az erdészeti beavatkozások a faállomány-szerkezetben bekövetkező változásokon keresztül módosítják az erdei mikroklímát és a talajviszonyokat, az idős fák eltávolításával pedig megnő az aljnövényzet számára elérhető források (tápanyagok, víz, fény) mennyisége (Collins et al 1985, Aussenac 2000). Mivel erdei viszonyok között a fény a növények számára az egyik legfontosabb limitáló forrás, a lombkoronaszint záródottságának csökkenésével arányosan jelentkező fénytöbblet az aljnövényzet borítására meghatározó hatással van (Whigham 2004, Márialigeti et al 2016). Tarvágásokban és különösen lékekben a beavatkozások hatására üde termőhelyen a talajnedvesség is jelentősen megnövekedhet, ami szintén hozzájárul a borítás növekedéséhez (Keenan & Kimmins 1993, Gálhidy et al 2006, Tinya et al 2019, Kovács et al 2020).

Az aljnövényzet összetétele leginkább a tarvágások hatására alakult át. A vágásterületeken a megvilágítottság és a hőmérséklet megnövekedése, valamint a talajfelszín bolygatása megnöveli a zárt erdei viszonyokhoz alkalmazkodott, árnyéktűrő növények mortalitását, visszaveti növekedésüket, ugyanakkor a jobb diszperziós képességű, nyílt területekhez kötődő, fényigényes fajok megtelepedésének és növekedésének kedvez (Collins et al 1985, Small et al 2002, Boch et al 2013). A vágásterületeken a teljes borítás jelentős részét az évelő fű- és sásfélék, legfőképpen a bükkös sás (*C. pilosa*) és a siska nádtippan (*C. epigeios*) adták. A vizsgált két év közötti idő alatt kezdetben jelentős egyéves-borítás visszaesett, teret nyertek azonban az évelő lágyszárúak között inváziós növények, melyek közül jelentősen nőtt a magas aranyvessző (*S. gigantea*) borítása. Néhány fény-flexibilis erdei faj fennmaradása mellett továbbra is vágástéri és bolygatott területekhez kötődő növények maradtak meghatározóak, és a lágyszárúak borítása még a tarvágások utáni negyedik évre is növekedett.

A lékek növényzete átmeneti jelleget mutatott a vágásterületek és a két további beavatkozás között. A fajösszetétel elvált a kontrolltól, megnövekedett a fajszám és a borítás. Ugyanakkor a lékekben mindkét vizsgált évben erdőkre jellemző fajok voltak indikátorfajok, jelezve az erdei viszonyok viszonylagos állandóságának fennmaradását. A borítás növekedése a negyedik évre már kizárólag az 50 cm alatti fásszárúakra volt jellemző. A lékekben, a bontásokhoz és hagyásfacsoportokhoz hasonlóan elsősorban a már a kontrollban is jelenlévő fű-és sásfajok borítása nőtt. Csiszár et al (2013) eredményeivel, és a vágásterületeken tapasztalttal ellentétben a lékekben az inváziós növények (pl. *S. gigantea*) nem tudtak teret nyerni, és a négy lékből mindössze egyben jelent meg számottevő borítással a szeder (*R. fruticosus* agg.). A tarvágásokkal szemben a lékvágás hatására tapasztalt borítás- és fajszámnövekedés természetvédelmi szempontból kedvezőnek tekinthető: a lékek állomány-léptékben növelik az élőhely szerkezeti heterogenitását, az erdei környezet viszonylagos helyi állandóságának fenntartása mellett (Muscolo et al 2014, Kovács et al 2020). A zárt erdőben történő léknyitás hatására megváltozó környezeti feltételek, valamint az újonnan megtelepedő erdei növényfajok és a már jelenlévő fajok térnyerése más élőlénycsoportok számára is fontos mikroélőhelyek létrejöttét, és összességében az aljnövényzethez kapcsolódó többi trofikus szint diverzitásának növekedését idézik elő, ezáltal segítve az erdei biodiverzitás megőrzését (de Groot et al 2016, Hilmers et al 2018).

A fásszárúak borítása csak a bontásokban volt szignifikánsan magasabb a kontrollnál. A kocsánytalan tölgy anyafák visszahagyása a bontásokban biztosította a mageredetű újulat megjelenését, ugyanakkor a második lombkoronaszintet és a felső lombkoronaszint egy részét adó faegyedek eltávolítása forrástöbbletet biztosított a kicsírázó magoncok számára, amik így nagyobb arányban éltek túl, mint a kontrollban. Tobisch (2009) mesterséges léknyitások és egyenletes bontóvágások összehasonlításakor megállapította, hogy a kezelések utáni 5. évben a bontásokban – a lékekkel szemben – jelentős tölgy újulat fejlődött ki. Ugyanakkor Csiszár et al (2013) szerint a kocsánytalan tölgy újulat borítása a lékek korával pozitívan korrelál, azaz az idővel várható a fásszárúak térnyerése a lékekben is. A tölgy felújulásáról kizárólag az 50 cm alatti egyedek borítása alapján nem vonhatunk le következtetéseket, a kísérlet keretében végzett további vizsgálatok azon-

ban kimutatták, hogy a kezelések közül a csemeték a lékekben és a vágásterületeken mutatják a legnagyobb mértékű növekedést (Tinya et al 2020).

A hagyásfacsoportokban ugyan a kontrollhoz közeli állapotok maradtak fenn, növényzetükben azonban már a második és negyedik év közt is jelentős változások következtek be. Nőtt az évelő fű -és sásfélék borítása, az aljnövényzet kompozíciója pedig a kontrollra jellemzőtől a beavatkozások utáni második és negyedik vegetációs időszak között elvált. A tarvágások hatása itt tehát késleltetve, de egyre növekvő mértékben érvényesült. Ugyan a fásszárúak borítása is növekedett, de a csemeték egyedi növekedése a hagyásfacsoportokban elhanyagolható volt (Tinya et al 2020).

Bár nem vártuk, a kontrollban megfigyelhető volt a borítás csökkenése 2016 és 2018 között. A Pilisben 2014 decemberében lezajlott jégtörés (Csépányi et al 2017) kismértékben a kísérleti területen is éreztette hatását, a fák egy része részleges koronatörést szenvedett. Ez a fény mennyiségének növekedését, valamint feltételezhetően az aljnövényzet borításának növekedését okozta. A 2016 és 2018 közötti időszakban a lombkorona regenerációja, és ezáltal a fény mennyiségének csökkenése volt megfigyelhető a zárt kontroll állományban, ez okozhatta az aljnövényzet borításának második és negyedik év között kimutatott csökkenését.

A növényzeti mintavételt 2020 nyarán is megismételtük. Azt tapasztaltuk, hogy a szeder (*R. fruticosus* agg.) és a sarjeredetű gyertyán egyedek (*C. betulus*) növekedése a vágásterületeken továbbra is folytatódik, és egyre nagyobb borítással jelenik meg az inváziós magas aranyvessző (*S. gigantea*). A bontásokban a tölgy újulat borítása továbbra is jelentős, de a csemeték magassági növekedése (a vágásterületekkel és a lékekkel ellentétben) itt nem számottevő. A hagyásfacsoportok növényzete a hatodik évre is szinte változatlan, továbbra is a zárt erdeihez leginkább hasonló, a lékekben pedig fennmaradt az erdei fajok dominanciája és változatossága. A lékek középső részén a fásszárúak borítás- és magasság-növekedése jelentős.

Eredményeink alapján az aljnövényzet a beavatkozásokra az első években dinamikusan válaszol, a változások kezdeti iránya pedig várhatóan a későbbi folyamatokat is alapvetően meghatározza. A vizsgált erdészeti beavatkozások és a vegetáció regenerációja közötti kapcsolatok részletesebb megértéséhez, és a tendenciák évek közötti időjárási különbségektől független feltárásához azonban hosszabbtávú vizsgálatra van szükség, ezért aljnövényzeti mintavételünket tovább folytatjuk.

ÖSSZEFOGLALÁS

Összességében a vizsgált beavatkozások aljnövényzet fajszámára, összegzett borítására és fajösszetételére gyakorolt hatását az egyes fahasználatok térbeli léptéke és erélye döntően meghatározta. A kontrollhoz képest a legnagyobb mértékű eltéréseket a tarvágások hatására tapasztaltuk, a legkisebbeket a hagyásfacsoportokban és bontásokban, a lékek pedig átmeneti eredményeket mutattak. A felújítás és az állomány letermelésének időbeli elnyújtása, valamint a vágásterületen belül hagyásfacsoportok megtartása egyaránt hozzájárulnak az erdei környezet folytonosságának biztosításához, azonban e hatás mindkét esetben korlátozott. A fokozatos felújítóvágás végvágása során, bár a fás szárú újulat megléte biztosított, a vágásérett állomány teljes eltávolításával az erdei környezeti viszonyok idővel megszűnnek. A hagyásfacsoportok eleinte fenntartják a zárt erdeihez közeli aljnövényzetet, de a szegélyek felől egyre jellemzőbb a tarvágás fajainak megtelepedése és a borítás növekedése, így korlátozott kiterjedésük miatt a fajösszetételük idővel átalakul. A beavatkozások utáni első négy év tapasztalatai alapján a lékek sikeresek a fás szárú újulat érvényre juttatásában, ugyanakkor a növényzet változatosságának növeléséhez is hozzájárulnak úgy, hogy közben az erdőborítás állomány-léptékű folyamatosságának fenntartása révén segítik megőrizni az élőhely erdei jellegét.

Eredményeink alapján a természetvédelem és a faanyagtermelést célzó erdőgazdálkodás szempontrendszereinek egyidejű érvényesítéséhez a léknyitás gyertyános-tölgyesekben is célravezető lehet. Hazai tölgyes állományokra vonatkozóan a folyamatos erdőborítást fenntartó erdőgazdálkodás kidolgozásában – jelen vizs-

gálat folytatása mellett – a következő mérföldkövet a lékek méretének, alakjának és kialakításának vizsgálata, valamint alkalmazásuk állomány-léptékű hatásainak feltárása jelenthetik.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A dolgozat az Erdészeti Lapok 2020-as szakcikkpályázatán kiemelt díjat nyert. A projektet az Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet Erdőökológiai Kutatócsoportja és a Pilisi Parkerdő Zrt. együttműködésével valósítjuk meg. Köszönjük Csépányi Péter, Farkas Viktor, Szenthe Gábor és Simon László támogatását! A kutatás anyagi feltételeit a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alap (K128441, PD134302), az Emberi Erőforrások Minisztériuma Új Nemzeti Kiválóság Programja (ÚNKP-19-3) és az MTA Kiválósági Együttműködési Program (Társadalmi jóllét ökológiai alapjai) biztosították. A terepmunkában nagy segítséget nyújtott Németh Csaba, Horváthné Hadobás Olga, Konrád Krisztina, Hafenscher Viktória Priszcilla, Szabó Gyula, Vadas Ákos, Garamvölgyi Dániel és Gelniczky Blanka.

FELHASZNÁLT IRODALOM

Angelstam P. K. 2003: Reconciling the linkages of land management with natural disturbance regimes to maintain forest biodiversity in Europe. In: Bissonette J. A. & Storch I. (eds): Landscape Ecology and Resource Managament: Linking Theory with Practice. Island Press, Washington DC, 193–226.

Aussenac G. 2000: Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. Annals of Forest Science 57: 287–301. https://doi.org/ 10.1051/forest:2000119

Bartoń K. 2018: MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn

Boch S., Prati D., Müller J., Socher S., Baumbach H., Buscot F. et al 2013: High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. Basic and Applied Ecology 14(6): 496–505. https://doi.org/ 10.1016/j.baae.2013.06.001

Borcard D., Gillet F. & Legendre P. 2011: Numerical Ecology with R. In: Gentleman R., Hornik K. & Parmigiani G. G. (eds): Use R!. Springer-Verlag New York. https://doi.org/ 10.1007/978-1-4419-7976-6

Boros G., Kovács B. & Ódor P. 2019: Green tree retention enhances negative short-term effects of clear-cutting on enchytraeid assemblages in a temperate forest. Applied Soil Ecology 136: 106–115. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.018

Bölöni J., Tímár G., Csiky J., Ódor P., Bodonczi L., Borhidi A. et al 2011: K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. In: Bölöni J., Molnár Zs. & Kun A. (eds): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót, 262–268.

Bretz F., Hothron T. & Westfall P. 2010: Multiple Comparisons Using R. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton.

Collins B. S., Dunne K. P. & Pickett S. T. A. 1985: Responses of Forest Herbs to Canopy Gaps. In: Pickett S. T. A. & White P. S. (eds): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Inc., London, 218–234.

Csépányi P. 2008: A tölgy és a folyamatos erdõborítás. Erdészeti Lapok 143(10): 294–297.

Csépányi P. A. 2017: Örökerdő-gazdálkodás ökonómiai sajátosságai bükkösökben és cseresekben a Pilisi Parkerdő Zrt-nél. Doktori értekezés. Soproni Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Sopron.

Csépányi P., Magassy E., Kontor Cs., Szabó Cs., Szentpéteri S., Németh R. et al 2017: A 2014. decemberi jégkár okai és következményei a Pilisi Parkerdő Zrt. által kezelt erdőállományokra. Erdészettudományi Közlemények 7(1): 25–41. https://doi.org/ 10.17164/EK.2017.002

Csicsek G. & Cseke D. 2017: Az erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatásának vizsgálata a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában. Natura Somogyiensis 30: 5–18. https://doi.org/ 10.24394/NatSom.2017.30.5

Csiszár Á., Zaxné Simon E., Zagyvai G., Korda M., Winkler D. & Bartha D. 2013: Gyertyános-tölgyesben kialakított lékek gyomnövényzetének és újulatának vizsgálata a sárvári Farkas-erdőben. Magyar Gyomkutatás és Technológia 14(2): 25–42.

de Groot M., Eler K., Flajšman K., Grebenc T., Marinšek A. & Kutnar L. 2016: Differential short-term response of functional groups to a change in forest management in a temperate forest. Forest Ecology and Management 376: 256–264. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.025

Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott, javított és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.

Dufrene M. & Legendre P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs 67(3): 345–366.

Elek Z., Kovács B., Aszalós R., Boros G., Samu F., Tinya F. & Ódor P. 2018: Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. Scientific Reports 8: 16990. https://doi.org/10.1038/s41598-018-35159-z

Evt. 2009: 2009. évi XXXVII. törvény. az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról.

Faraway J. J. 2006: Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton.

Farrell E. P., Führer E., Ryan D., Andersson F., Hüttl R. & Piussi P. 2000: European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. Forest Ecology and Management 132: 5–20. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00375-3

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: 133–145. https://doi.org/10.1007/s11258-005-9012-4

Hilmers T., Friess N., Bässler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H. et al 2018: Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology 55: 2756–2766. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238

Keenan R. J. & Kimmins J. P. 1993: The ecological effects of clear-cutting. Environmental Reviews 1(2): 121–144. https://doi.org/10.1139/a93-010

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., Mihók B. & Standovár T. 2008: Thirty years of gap dynamics in a central European beech forest reserve. Forestry: An International Journal of Forest Research 81(1): 111–123. https://doi.org/10.1093/forestry/cpn001

Kenderes K., Král K., Vrška T. & Standovár T. 2009: Natural gap dynamics in a Central European mixed beech–spruce–fir old-growth forest. Écoscience 16(1): 39–47. https://doi.org/10.2980/16-1-3178

Király G. (ed) 2009: Új Magyar Füvészkönyv: Magyarország hajtásos növényei. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.

Kollár T. 2017: Light Conditions, Soil Moisture, and Vegetation Cover in Artificial Forest Gaps in Western Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 13(1): 25–40. https://doi.org/10.1515/aslh-2017-0002

Kovács B., Tinya F., Guba E., Németh Cs., Sass V., Bidló A. & Ódor P. 2018: The short-term effects of experimental forestry treatments on site conditions in an oak-hornbeam forest. Forests 9: 406. https://doi.org/10.3390/f9070406

Kovács B., Tinya F., Németh Cs. & Ódor P. 2020: Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-year experiment. Ecological Applications 30(2): 1–17. https://doi.org/10.1002/eap.2043

Lenth R. V. 2016: Least-Squares Means: The R Package lsmeans. Journal of Statistical Software 69(1): 1–33. https://doi.org/10.18637/jss.v069.i01

Márialigeti S., Tinya F., Bidló A. & Ódor P. 2016: Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. Plant Ecology 217: 549–563. DOI: 10.1007/s11258-016-0599-4

Mihók B., Gálhidy L., Kenderes K. & Standovár T. 2007: Gap Regeneration Patterns in a Semi-natural Beech Forest Stand in Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 3: 31–45.

Mölder A., Meyer P. & Nagel R. V. 2019: Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur, Q. petraea*) forests: An overview. Forest Ecology and Management 437: 324–339. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006

Muscolo A., Bagnato S., Sidari M. & Mercurio R. 2014: A review of the roles of forest canopy gaps. Journal of Forestry Research 25(4): 725–736. https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7

Nagel T. A., Mikac S., Dolinar M., Klopcic M., Keren S., Svoboda M. et al. 2017: The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. Forest Ecology and Management 388: 29–42. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.047

Nemzeti Erdőstratégia 2016-2030. 2016: Földművelésügyi Minisztérium Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztálya.

Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D. et al 2018: vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

Ódor P., Tinya F., Kovács B., Aszalós R., Bidló A., Boros G. et al 2020: Különböző erdészeti beavatkozások termőhelyre, biodiverzitásra és felújulásra gyakorolt hatása gyertyános tölgyesekben: Beszámoló egy 5 éve indult erdőökológiai kísérlet eredményeiről. Erdészeti Lapok 155(1): 8–12.

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. https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27

Pinherio J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., R Core Team. 2018: nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effect Models. R package version 3.1-137. https://CRAN.R-project.org/package=nlme

R Development Core Team. 2017: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org

Roberts D. W. 2016: labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.8-0. https://CRAN.R-project.org/package=labdsv

Runkle J. R. 1985: Disturbance Regimes in Temperate Forests. In: Pickett S. T. A. & White P. S. (eds): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Inc., London, 17–34.

Sass V., Ódor P.& Bidló A. 2020: Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy gyertyános-tölgyes avartakarójára. Erdészettudományi Közlemények 10(2): 69–82. https://doi.org/10.17164/EK.2020.006

Small C. J. & McCarthy B. C. 2002: Effects of simulated post-harvest light availability and soil compaction on deciduous forest herbs. Canadian Journal of Forest Research 32(10): 1753–1762. https://doi.org/10.1139/x02-099

Standovár T. 2013: A természetes erdő és a benne zajló folyamatok. In: Bartha D. & Puskás L. (eds): Silva naturalis Vol. 1. A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 23–40.

Szalacsi Á., Veres Sz. & Király G. 2015: Adatok a síkvidéki gyertyános-tölgyesek erdőműveléséhez: lékes felújítóvágás alkalmazásának gyakorlati tapasztalatai és növényzeti hatásai a Szatmár-beregi síkon. Erdészettudományi Közlemények 5(1): 85–99. https://doi.org/10.17164/EK.2015.006

Tímár G. 2016: A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése. In: Korda M. (ed): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 11–30.

Tinya F., Kovács B., Prättälä A., Farkas P., Aszalós R. & Ódor P. 2019: Initial understory response to experimental silvicultural treatments in a temperate oak-dominated forest. European Journal of Forest Research 138(1): 65–77. https://doi.org/10.1007/s1034 2-018-1154-8

Tinya F., Kovács B., Aszalós R., Tóth B., Csépányi P., Németh Cs. & Ódor P. 2020: Initial regeneration success of tree species after different forestry treatments in a sessile oak-hornbeam forest. Forest Ecology and Management 459: 1–12. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117810

Tobisch T. 2009: Egyenletes bontáson és lékvágáson alapuló erdőfelújítás összehasonlítása gyertyános-kocsánytalan tölgyesben. Doktori értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron.

Whigham D. F. 2004: Ecology of Woodland Herbs in Temperate Deciduous Forests. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35(1): 583–621. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105708

A projekt honlapja: https://www.piliskiserlet.ecolres.hu/ (Letöltés időpontja: 2021.01.06.)

Érkezett: 2021. február 23.
Közlésre elfogadva: 2021. április 27.