

REKULTIVÁLT MEDDŐHÁNYÓ FÁSÍTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A MECSEK-HEGYSÉGBEN

CSICSEK Gábor¹, ORTMANN-NÉ AJKAI Adrienne¹, LÓCZY Dénes²

¹Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Biológiai Intézet

²Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földrajzi Intézet
7624, Pécs Ifjúság útja 6., e-mail: csicsek@gamma.ttk.pte.hu

Kulcsszavak: rekultivált meddőhányó, tájrehabilitáció, fásszárú fajok, vadkár, Komló

Összefoglalás: A bányászat környezetre gyakorolt negatív hatásának legfőbb jelei a tájban, a bányászati tevékenység közben keletkező és a sokszor évtizedekig rekultiváció nélkül maradó meddőhányók. Ezek a mesterségesen létrehozott lerakók, amellel hogy jelentősen rontják a táj esztétikai állapotát, a bennük lévő veszélyes anyagok miatt jelentős hatást gyakorolhatnak környezetükre. Megfelelően alkalmazott rekultivációs eljárásokkal a meddőhányók a környező tájba illeszthetők és az általuk a környezetre gyakorolt negatív hatás minimalizálható. Kutatásunk során a Mecsek hegység keleti felében, nagymértékben erdőszült tájban található, tíz éve rekultivált meddőhányót vizsgáltunk. Kutatásunk legfőbb célja a rekultiváció sikerességének vizsgálata volt, melyet a területen található növényzet részletes felmérésével tettünk meg. Zobák-aknán (Baranya-megye, Komló) a szénbányászati termelés 2000-ben végleg megszűnt, ezután került sor a rekultivációra. A területen tereprendezést követően gyepesítést végeztek, majd a rákövetkező évben fásítottak. A fásításnál a környező társulásokra (*Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*) jellemző (*Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Cornus mas*, *Tilia tomentosa*), és a Mecsekben őshonos szárazságtűrő fajokat (*Crataegus monogyna*, *Fraxinus ornus*, *Prunus spinosa*, *Quercus cerris*) alkalmaztak. Vizsgálatunk során 2011 május-június hónapokban a területen reprezentatív módon hat darab transzektet jelöltünk ki. Ezekben a transzektokban végeztük el a fásszárú fajok vizsgálatát. Minden felmért egyed esetében egy ötkategóriás rendszerben felvettük a magasságot, és értékeltük a vad által okozott kárfarmákat. A vizsgálat során 14 fa- és cserjefaj 536 egyedét felvételeztük. Mind a nyolc beültetett faj jelenleg is megtalálható a területen, rajtuk kívül további hat spontán megjelenő fajt találtunk (*Eleagnus angustifolia*, *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraeaster*, *Robinia pseudoacacia*, *Rosa canina*, *Rubus fruticosus*). A magasság vizsgálata során megállapítottuk, hogy a felmért egyedek 67%-a a 3. (40–80 cm) és a 4. (80–160 cm) magassági kategóriába tartozik, 26%-uk a legmagasabb 5. kategóriába (160 cm felett). Legmagasabbak a *Tilia tomentosa* és a *Quercus cerris*, a legalacsonyabbak a *Cornus mas* és a *Carpinus betulus* fajhoz tartozó egyedek voltak. A mért magassági adatokat fatermési táblákkal összehasonlítottuk, ennek alapján megállapítható, hogy a csertölgy a korának és az adott termőhelyen elvárható magasságnak megfelelő, a gyertyán és virágos köris ettől elmarad. A vad által okozott kárfarmákat vizsgálva elmondható, hogy a területen található fák és cserjék 36%-a az ép, vadkár által nem sújtott kategóriába sorolható. A vizsgált növények 64%-án valamilyen mértékű vadkár tapasztalható. Legnagyobb arányban és legnagyobb mértékben a *Carpinus betulus* és a *Fraxinus ornus* egyedeket károsította a vad. A mért adatok alapján elmondható, hogy a fák magasságát, a növekedésre való esélyeiket a terület vadállománya befolyásolja. Azok a fajok, amelyeket a vad rendszeresen fogyaszt, képtelenek magasra nőni ("kinőni a vad szája alól"). Vizsgálatunk alapján a rekultivációra legalkalmasabb fajok az adott ökoszisztémában a *Quercus cerris* és a *Tilia tomentosa*, mivel a rekultiváció óta eltelt idő alatt ezek mutatták a legnagyobb növekedést és rajtuk tapasztalható a legkisebb mértékű vadkár. Ez jól mutatja, hogy a hazai természetes flórához tartozó fajokkal is lehetséges rekultivációt sikeresen kivitelezni, szemben a hazánk területén több helyen alkalmazott gyakorlattal, mely tájidegen, nagy tűrőképességű fajok (*Robinia pseudoacacia*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*) alkalmazását részesíti előnyben. A sikeresen elvégzett rekultiváció hatására a Zobák-aknai meddőhányó helyén összefüggő és változatos, látvány tekintetében tájba illő növénytakaró jött létre. A terület a sikeresen elvégzett rekultiváció hatására korábban érte el a tájképileg már megfelelőnek mondható állapotot, mint rekultiváció nélkül, de botanikai szempontból már természetközelinek mondható társulás létrejöttéhez még legalább 25-30 évnek kell eltelnie. A további állapotváltozások detektálásához célszerű lenne vizsgálatunk 5-10 évenként monitoring rendszerben történő megismétlése.

Bevezetés

A szénbányászat, mint az emberi tevékenységek általában, közvetve vagy közvetlenül a környezet rombolásával, károsításával jár. Ennek során a biodiverzitás csökken, a terület értéke mind esztétikai, mind természetvédelmi szempontból kisebb lesz. A tájban bekövetkezett negatív változások fokozottan jelentkeznek abban az esetben, ha a bányászati kitermelés egy olyan nagymértékben erdőszült tájban történik, mint a Mecsek. A bányászat felhagyása után, megfelelő rekultiváció nélkül, ezek a területek évtizedekig ronthatják a tájképet, a bennük felhalmozott szennyező anyagok pedig károsíthatják a környezetet (LEHMANN 2008, CZIGÁNY et al. 1997). A gazdaság számára hasznos ipari nyersanyagok felszínre hozatala szükségszerűen együtt jár olyan anyagok feltárással, megmozgatásával és kitermelésével, amelyek értéktelenségük folytán közvetlenül nem használnak fel, tehát úgynevezett meddő anyagok. Ezeket a bányák közelében meddőhányókban halmozák fel (LEHMANN 2008). A bányászati területek rekultivációját, az eredeti tájkép helyreállítását törvények írják elő [bányászatról szóló 1993. évi XLVIII. törvény 36. § (1) pontja; a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény 7. § (2) f pontja]. A rekultiváció során olyan felszínt kell létrehozni, amely nem számít környezeti veszélyforrásnak (erózióknak ellenálló, stabil térszín, amely nem veszélyezteti a vízbázisokat, megakadályozza a deflációt, és megfelelő esztétikai „élményt” nyújt). Különös figyelmet kell fordítani arra, hogy a létrejövő terület ne veszélyeztesse a környező lakosság egészségét, természetközeli és önfenntartó élőhely legyen. Megfelelően rekultivált terület jótékony hatással van környezetére (mikroklíma szabályozó szerep), és az ökoszisztéma szolgáltatások széles körét nyújtja a környező lakosság számára (LÓCZY et al. 2007).

A hazai szakirodalomban a bányászati meddőhányók növényzeti vizsgálatának témaköre meglehetősen hiányos, a nemzetközi irodalomból pedig összehasonlításra csak azok a munkák alkalmasak, melyek közép-európai bányatérsegeket írnak le, más nemzetközi írások az éghajlati és növényzeti különbségek miatt nem hasonlíthatók hazánk területeihez.

A korábbi kutatómunkák túlnyomó többsége a meddőhányókon lezajló primer szukcessziót vizsgálja, különböző szukcessziós sorok felállításával (NOVAK és PRACH 2003, HENDRYCHOVA 2008). A kutatások nagy többsége nem érint olyan területeket, mint a rekultivációval elősegített szekunder szukcesszió, vagy a környező területek vadállományának hatása a rekultivált területre. Ezen munkák legfőbb következtetése, hogy a primer szukcesszió segítségével történő helyreállítás csak akkor valósulhat meg, ha a zavarás kis területet érintett, a közelben természetes társulás található, és a zavarás a terület növényzetét nem változtatta meg nagyobb mértékben (PRACH és PYŠEK 2001). A spontán szukcesszió hátrányai közt említik, hogy sokkal lassabb a célállapot (tájba illő, környezetét nem veszélyeztető terület létrehozása) elérése, a táj esztétikai állapotában bekövetkező változás sokkal több időt vesz igénybe (PRACH et al. 2001, PRACH és HOBBS 2008). Hazánkban a visontai külfejtés meddőhányóinak primer szukcessziójára írtak le szukcessziós sorokat. A kutatás eredményei alapján a rekultiváció végállapotához leginkább hasonlító, fák és bokrok tarkította, ligetes „erdős-sztyepp” fiziognómia, ideális esetben a primer szukcesszió 15. évétől jelenik meg (BARTHA 2010, PRACH et al. 2001).

A Mecsekben található meddőhányók (urán- és szénbányászati) rekultivációjára az elmúlt évtizedekben több kísérlet is történt a pécsi bányatérsegen. Ezen rekultivációk

sikerességét vizsgáló munkák közül több foglalkozik a fásítási kísérletek eredményeivel (MORSCHHAUSER és PÁL 2010), és a meddőhányókon végbemenő szukcessziós folyamatokkal (MORSCHHAUSER és MILICS 2009, MORSCHHAUSER et al. 2012). Ezek a munkák már őshonos fa és cserjefajok (csertölgly, mezei juhar, kökény, ezüst hárs) alkalmazását javasolják a rekultiváció során, szemben korábbi munkákkal melyekben még a bálványfát, fehér akácot, fekete és erdei fenyőt is a rekultiváció során alkalmazandó fajnak tekintették (LEHMANN 1972, SZERÉMI 1981). Manapság ezek a fajok csak erősen indokolt esetben ültethetők meddőhányókra (CSERESNYÉS és CSONTOS 2012), de idővel fafajcserés kiváltásuk ajánlott. Olyan nagymértékben erdősült területen, mint a Mecsek, a rekultiváció célállapota mindenképpen egy tájba illő erdős vegetáció létrehozása, lehetőség szerint őshonos fa- és cserjefajok alkalmazásával.

A kutatásunk során vizsgált komlói bányatérség meddőhányóinak legrészletesebb jellemzése Lehmann Antal és Erdősi Ferenc írásából ismert (LEHMANN 1970, 1972, 2008; ERDŐSI és LEHMANN 1984). A Komló környékén található meddőhányók rekultivációjához több fajt ajánlanak a korábban végzett kutatások (LEHMANN 1972). Állományalkotó fajként rekultivációra alkalmasnak tekintik a feketefenyőt, a fehér akácot, a rezgő nyarat, a kecskefűzet és a virágos kőrist. Elegyféként és a nedvesebb területeken nyír, gyertyán, kocsánytalan és csertölgly, fehér nyár, mezei juhar, keskenylevelű ezüstfa, vadcsersznye, bálványfa és vadvörte telepítését javasolják. Ezekben a fajösszeállításokban több tájidegen, invazív faj is található, amelyek akár súlyos ökológiai károkat is okozhatnak a meddőhányóról a környező természetközeli területekre kivadulva (BOTTA-DUKÁT és MIHÁLY 2006).

A rekultiváció fontos és elengedhetetlen része a monitoring. A megfelelően kiválasztott fafajok betelepítése után, fontos szempont azok vitalitásának, növekedésének vizsgálata, különös tekintettel a növekedést jelentősen hátráltató vadkárra. Hazánkban az elmúlt évtizedekben jelentős mértékben megnövekedett az erdősítésekben okozott vadkár, különösképpen a szarvasfélék által okozott rágáskár mértéke (SZEMETHY et al. 2004, KATONA et al. 2007). A felújításokban, erdőtelepítésekben okozott károk jelentős mértékben megdrágíthatják a felújítást és lelassíthatják a természetes erdőkép regenerációját. Természetközeli erdőkben és felújításokban több vizsgálat foglalkozott az erdei vadkár mértékének vizsgálatával, de hazai rekultivált ipari területeken, meddőhányókon végzett fásításokon okozott vadkár vizsgálatára nem találtunk adatokat a szakirodalomban. Ezért tartottuk fontosnak a vadkár vizsgálatának bevonását kutatásunkba.

Munkánk során őshonos fa- és cserjefajok telepítésével rekultivált meddőhányó állapotát mértük fel, és értékeltük. Eredményeinket táji kontextusba illesztettük. Vizsgálatunk legfőbb célja az volt, hogy átfogó képet kaphassunk a vizsgált terület és a telepített fajok állapotáról, a szukcessziós folyamatok helyzetéről és irányáról. Ez alapján értékeljük az elvégzett rekultivációs munka sikerességét. A rekultivált területek monitoringja kiemelkedő fontosságú feladat, mivel így tudjuk a már elvégzett rekultivációs munka sikerességét ellenőrizni, és az esetleges további beavatkozásokat megtervezni, koordinálni. A korábban helyrehozott területek felmérésének eredményei, a még rekultiválatlan területek rendezésénél is felhasználhatóak. Ezáltal megkönnyíthetjük a tájseb mihamarabbi begyógyulását, az élővilág regenerációját.

Anyag és módszer

Kutatásunk helyszínéül a Komló település mellett található Zobák-aknai meddőhányót (N 46°11'30.25" E 18°17'19.19") választottuk. A vizsgálati terület a Dunántúli-dombság nagytájon belül a Mecsek és Tolna-Baranyai-dombvidék középtáj, Mecsekvidék kistájhoz tartozik. Komló város keleti részén, a Gesztenyési városrésztől északnyugati irányban található Zobák-aknai dombon helyezkedik el. A 9 hektár területű meddőhányó két részre tagolható, egy közel sík plató részre (3,6 ha) és azt északi, illetve északnyugati irányból körülölelő domboldali részre (5,4 ha). Növényföldrajzi szempontból Komló és térsége a Dél-Dunántúli flóraidéken (Praeillyricum) belül, a Mecseki flórajáráshoz (Sopianicum) tartozik. A terület növényvilága elég változatos, a Mecsek déli és északi oldala közti különbség itt is megfigyelhető (GÓBI és LITKEI 1976). Zobák-akna környékén a növényzet legnagyobb részét erdőtársulások alkotják (1. ábra), de előfordulnak irtásrétek, és a völgytalpakban vizes élőhelyek is. Ezek a területek propagulumforrásként szolgálnak a meddőhányó számára, ezáltal elősegítik a szukcessziót. A környező erdők vadállománya által a fiatal fákra gyakorolt hatás viszont hátráltathatja a terület fejlődését. A környező területeknek két jellemző erdőtársulása van, amelyek a következők: mecseki bükkös (*Helleboro odoro-Fagetum*) és mecseki gyertyános-tölgyes (*Asperulo taurinae-Carpinetum*). A meddőhányóra ültette fafajok kiválasztásánál jelentős szerepet játszott, hogy a rekultivációt követően a rekultiváció célállapotának megfelelő, a környező erdők-höz hasonló társulás jöhessen létre.



1. ábra A Zobák-aknai meddőhányó és környezete műholdfelvételen (forrás: Google Earth 2012)
 Figure 1. The Zobak spoil heap and the surrounding area (picture from Google Earth 2012)

Zobák-akna területén a mélyművelésű bányászat a 1960-as években vette kezdetét. Ennek során a területen 2 millió m³ meddő lerakására került sor. A szén kitermelése 2000-ben gazdasági okokból végleg megszűnt (SZIRTES et al. 1993). Ezután került sor a terület rekultivációjára. Első lépésben tereprendezést végeztek, melynek során elsimították a meddőt, a domboldalakon pedig teraszokat és vízvezető árkokat alakítottak ki, továbbá

a terület 60 cm vastag földborítást kapott. A második szakaszban, a biológiai rekultiváció során végezték el a növénytelepítést. A biológiai rekultiváció célja a terület eróziótól való megvédése, a megfelelő termőtalaj kialakulásának elősegítése, ezáltal a növényzet tartós megtelepedésének biztosítása, a tájba illeszkedő új életterek kialakítása volt (CSICSEK és O. AJKAI 2012). Ez a szakasz két részből állt. 2001-ben a területre fűmagkeveréket vetettek, amely a következő fajokat tartalmazta: csomós ebír (*Dactylis glomerata*), vörös csenkesz (*Festuca rubra*), réti csenkesz (*Festuca pratensis*), angolperje (*Lolium perenne*), réti komócsin (*Phleum pratense*), pántlikafű (*Phalaris arundinacea*). A következő évben (2002) elvégzett fásításnál a környező társulásokra (*Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*) jellemző [mezei juhar (*Acer campestre*), gyertyán (*Carpinus betulus*), húsos som (*Cornus mas*), ezüst hárs (*Tilia tomentosa*)], és a Mecsekben őshonos szárazságtűrő fajokat [(egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*), kökény (*Prunus spinosa*), csertölggy (*Quercus cerris*)] használtak (MECSEKI ERDÉSZETI RT. 2000). A korábbi rekultivációs tervek még a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) telepítését javasolták a Zobák-aknai meddőhányó területére, azzal az indokkal, hogy az akác környezettel szembeni tűrőképessége magas, gyorsan növekszik, ezáltal képes az eróziós és deflációs folyamatok rövidtávon történő megállítására. Az akác 25-30 év elteltével letermelhető, majd egy fafajváltással a terület őshonos fajokkal való beültetése elvégezhető. Az akáccal történő betelepítés tervét végül elvetették és a már említett fa és cserjefajok alkalmazása mellett döntöttek. A telepítés során ékásót használtak a növények ültetéséhez, amely hektáronként közel 10000-es tőszámmal történt. Összesen 89000 csemetét ültettek el. (MECSEKI ERDÉSZETI RT. 2000). A rekultiváció hatására a területen egy elősegített, másodlagos szukcesszió indulhatott meg.

A területre ültetett és a spontán megtelepedett fa és cserjefajok vizsgálatához 6 db transzektet jelöltünk ki, úgy hogy a terület minél nagyobb részét reprezentatív módon fel tudjuk mérni. A transzekteteket GPS készülék segítségével mértük be, a felmérés megismételhetőségének érdekében. A transzektet a terület déli végéből indultak és északi, északnyugati lefutásúak voltak. A felvételezést 2011. május-június hónapokban végeztük.

A vizsgálat során a transzekt mentén végighaladva, az attól 1m-es távolságon belül található fákat és cserjéket felvételeztük. Minden vizsgált egyed esetében meghatároztuk a növény fajtát, megmértük a magasságát és vizsgáltuk a vad hatását. A magasság mérése mérőpálca segítségével történt. A határozás során SIMON (2000) nevezéktanát vettük alapul. A magasságokat a növény tövéhez helyezett mérőpálcáról olvastuk le, és egy ötkategóriás rendszerben értékeltük (1. táblázat), melynek alapja a csemeték ültetésekor jellemző átlagmagassága (20 cm) volt. A vad hatásának mértékét (szarvasfélék által okozott kárformákat) szintén egy ötkategóriás rendszerben vizsgáltuk (1. táblázat). Ehhez a MÉM Erdészeti és Faipari Hivatala „Az erdei vadkárók és azok értékelése” című 1987-ben kiadott javaslata alapján vett kárformákat használtuk (MÁRKUS 1987). A kapott adatokból meghatároztuk a teljes rágottsági arányt (összes rágott egyed száma / egyedek száma a vizsgálati területen \times 100). A vad hatásának felmérése során a növények állapotát szemrevételezéssel állapítottuk meg. A kategóriákat és a hozzájuk tartozó magassági osztályokat és kárformákat az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat Magassági osztályok és vad által okozott kárformák
Table 1. Height categories and game damage (browsing) categories

Kategória	Magasság (cm)	Kárformák
1	0–20	Ép csemete
2	20–40	Oldalhajtásán sérült
3	40–80	Vezérhajtásán sérült
4	80–160	Többször, nagyobb mértékben sérült
5	160 <	Torz, életképtelen

Eredmények

A területen található fa- és cserjefajok felmérése során 14 faj 536 egyedét mértük fel, az általunk vizsgált 6 db transektben. Minden, a területre beültetett fa- és cserjefajt megtaláltunk, és további 6, spontán betelepedett, illetve már a rekultiváció előttről a területen maradt faj is előkerült (a rekultiváció során a területen spontán felnőtt fákat nem távolították el). Ezek a következők voltak: keskenylevelű ezüstfa, közönséges fagyal, vadkörte, fehér akác, gyepűrózsa, vadszeder. A telepített fajok aránya 88% (473 példány), a nem telepített fajok aránya 12% (63 példány). A talált fajok 69%-a fa (370 példány) és 31%-a cserje (166 példány). A fajonként eloszlást, a telepített és nem telepített egyedek arányát a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat A felmérés során talált fa és cserjefajok mennyisége a vizsgált területen, telepített és nem telepített fajok aránya

Table 2. Plant number of tree and shrub species in study area, the rate of planted and spontaneous grown species

Fa/Cserjefaj	Mennyiség (db)	Százalék (%)	Telepített (%)	Nem telepített (%)
Csertölgy	62	11,57	13,11	—
Egybibés galagonya	59	11,01	12,47	—
Ezüst hárs	81	15,11	17,12	—
Fagyal	1	0,19	—	1,59
Fehér akác	29	5,41	—	46,03
Gyertyán	33	6,16	6,98	—
Húsos som	45	8,40	9,51	—
Keskenylevelű ezüstfa	1	0,19	—	1,59
Kökény	35	6,53	7,40	—
Mezei juhar	84	15,67	17,76	—
Rózsa sp.	8	1,49	—	12,70
Vadkörte	6	1,12	—	9,52
Vadszeder	18	3,36	—	28,57
Virágos kőris	74	13,81	15,64	—
Összesen	536	100	100	100

Az általunk vizsgált területen a leggyakoribb fajok a következők voltak: mezei juhar (84 db), ezüst hárs (81 db), virágos kőris (74 db), csertölgy (62 db). A telepített fajok közül legkevesebbet kökényből (35 db), és gyertyánból (33 db) találtunk. A nem telepített fajok közül legnagyobb arányban a fehér akác (46%), a vadszeder (28%) és a gyeprózsa (13%) jelent meg. Keskenylevű ezüsthárból és közönséges fagyalból egy-egy példányt találtunk a felmérés során.

A telepített fajok arányát összevetettük a telepítési tervben szereplő, fa és cserjefajokra vonatkozó adatokkal (MECSEKI ERDÉSZETI RT. 2000). Eztán kiszámoltuk a különbséget a mért adatok és a tervben szereplő adatok között. A telepítési tervben szereplő értékektől a legnagyobb eltérést negatív irányban a csertölgy és a virágos kőris esetében tapasztaltunk. Az előbbi esetében 6,9, az utóbbi esetében 4,4%-al kevesebb egyedet találtunk, mint ami kiültetésre került. Az ezüst hárs és az egybibés galagonya esetében látható nagyobb mértékű pozitív irányú eltérés. Előbbi esetében 7,1%-al, míg az utóbbi esetében 4,5%-al több egyedet találtunk, mint ami ültetési tervben szerepel. A számolt különbségek minimálisak, melyeket okozhatott az ültetési tervtől való eltérés vagy az eltelt 10 év alatt az ültetett csemetékben végbemenő pusztulás is.

Az öt kategóriás rendszerben elvégezett magasságmérés eredményiből elmondható (3. táblázat), hogy a felmért egyedek nagy többsége a 3. (40–80 cm) és a 4. (80–160 cm) kategóriába tartozik, kisebb számban megtalálhatók a 2. (20–40 cm) és az 5. (160 cm-nél magasabb) kategóriába sorolható egyedek is. Legalacsonyabb 1. (0–20 cm) kategóriába tartozó példányt nem találtunk, ez a mérettartomány volt a csemeték mérete a kiültetéskor.

3. táblázat Különböző fajok egyedeinek száma a magassági osztályokban
 Table 3. The number of individuals in the five height category

Fa/Cserjefaj	Magassági osztályok				
	1	2	3	4	5
Csertölgy	0	4	13	19	26
Egybibés galagonya	0	1	17	30	11
Ezüst hárs	0	3	3	18	57
Fagyal	0	0	0	1	0
Fehér akác	0	2	2	8	17
Gyertyán	0	5	22	4	2
Húsos som	0	8	26	11	0
Keskenylevelű ezüsthfa	0	0	0	0	1
Kökény	0	3	19	13	0
Mezei juhar	0	3	39	29	13
Rózsa sp.	0	0	4	3	1
Vadkörte	0	0	4	2	0
Vadszeder	0	0	11	6	1
Virágos kőris	0	9	20	34	11
Összesen	0	38	180	178	140

A telepített fajok közül az ezüst hárs egyedek magassága kiemelkedő. Több mint 70%-uk (57 db) a legmagasabb 5. (160 cm felett) kategóriába tartozik. A csertölgy és az egybibés galagonya egyedek, több mint 65%-a 4., illetve az 5. magassági kategóriába tartozik. A telepített fajok közül a legalacsonyabbak a közönséges gyertyán és a húsos som példányok. Ezek magassága elmarad a többi vizsgált fajtól, egyedeik nagy része a 3. (40-80 cm) kategóriába tartozik. 5. kategóriába tartozó példányt a húsos som esetében nem, míg a gyertyán esetében csupán 2 alkalommal találtunk. A spontán megtelepedő és a területen korábról visszamaradt fa- és cserjefajok közül a legmagasabbnak a fehér akác és a keskenylevelű ezüstfa egyedei bizonyultak, melyek jellemzően 160 cm feletti.

A vad által okozott kárformákat vizsgálva elmondható (4. táblázat), hogy a területen található fák és cserjék 36%-a (195 db) az 1. (ép csemete) kategóriába sorolható. A vizsgált növények 64%-án valamilyen mértékű vadkár tapasztalható. A károsodott csemetek 61% (209 db) a 2. (oldalhajtsáson sérült) kategóriába sorolható, tehát kisebb mértékű, a fiatal egyed fejlődésre enyhébb hatást gyakorló vadkárt szenvedett. A 3. (vezérhajtsáson sérült) kategória aránya 25% (86 db), a 4.-é (többször sérült) 14% (46 db) a rágáskárt elszenvedett egyedek között. A vezérhajtsáson való sérülés és az ismétlődő vadkár már jelentős negatív hatással van az egyed növekedésére, életképességére. Az 5. kategóriába tartozó torz, életképtelen egyedeket a felmérés során nem találtunk.

4. táblázat A vizsgált kárformák aránya az egyes fajknál
Table 4. The number of individuals in five game damage (browsing) category

Fa/Cserjefaj	Kárforma osztályok				
	1	2	3	4	5
Csertölgy	32	23	6	1	0
Egybibés galagonya	26	30	2	1	0
Ezüst hárs	75	5	1	0	0
Fagyal	1	0	0	0	0
Fehér akác	11	11	4	3	0
Gyertyán	4	1	8	20	0
Húsos som	7	23	12	3	0
Keskenylevelű ezüstfa	1	0	0	0	0
Kökény	6	24	4	1	0
Mezei juhar	4	59	18	3	0
Rózsa sp.	8	0	0	0	0
Vadkörte	2	3	1	0	0
Vadszeder	14	4	0	0	0
Virágos kőris	4	26	30	14	0
Összesen	195	209	86	46	0

A telepített fa és cserjefajokat vizsgálva elmondható, hogy a vad legkevésbé az ezüsthárs, a csertölgy és az egybibés galagonya példányokat károsítja. Az ezüsthársak 93%-a, az 1. teljesen ép kategóriába tartozik, tehát semmilyen kárforma nem látható rajtuk. A vad rágásának hatása leginkább a közönséges gyertyán és a virágos kőris példányokat érinti. Előbbi esetében az egyedek 61%-a, az utóbbi esetében 19%-a a 4. többször, nagyobb

mértékben sérült kategóriába tartozik, ezek az egyedek az évenként többször ismétlődő rágás hatására, fejlődésükben elmaradtak, nem mutatják a koruknak megfelelő fizikai állapotot. A nem telepített fák és cserjék közül a vad legkevésbé a vadrózsa és a vadszeder példányokat károsítja.

Az eredmények megvitatása

A Zobák-aknai meddőhányóra telepített és az ott spontán meglepedett fa- és cserjefajok vizsgálatának eredményeiből megállapítható, hogy a rekultivációt követően tíz évvel a területre ültetett mind a nyolc fa- és cserjefaj egyedei megmaradtak, bár a telepítési tervben szereplő arányoktól kismértékben eltérnek. A terület spontán betelepülő fajokkal bővült, ami a változatos természetközeli növénytakaró létrejöttéhez jelentős mértékben hozzájárul. A rekultiváció során meghagyott fehér akác és keskenylevelű ezüstfa egyedek is megtalálhatóak a területen. Annak ellenére, hogy tájidegen fajokról van szó, mégis érdemes volt őket meghagyni, mivel védelmet nyújtottak a rekultivációt követő első években, a létrejövő növényzet számára, gátolták az eróziót, és hozzájárultak ahhoz, hogy a terület jobban illeszkedjen környezetébe. A keskenylevelű ezüstfa Magyarország területén sok helyen invazív fajként terjed, de az általunk vizsgált területen nem találoztunk fiatal egyedekkel (BOTTA-DUKÁT és MIHÁLY 2006).

Amagasságmérés során kapott adatainkat összehasonlítottuk fatermési táblák megfelelő adataival (SOPP 1974), azon fajok esetében ahol ilyen értéket találtunk a szakirodalomban. Az adatok értékelésekor a VI. leggyengébb fatermési osztályban található, az állomány 10 éves korában jellemző magassági adatokat vettük viszonyítási alapul. A fatermési táblák adatai alapján megállapítható, hogy a területen található csertölgyek magassága megfelel a 10 éves korban és az adott termőhelyen elvárható értéknek (0,8 m), bizonyos mértékig meg is haladja azt. A gyertyán és a virágos kőris egyedek magassága elmarad a koruknak megfelelő magassági értékektől (gyertyán: 1,1 m, kőris: 2,5 m). A tapasztalt különbségek okai között a kedvezőtlen termőhelyi adottságok mellett jelentős szerepe van a területen élő vadállománynak. A fiatal fákon tapasztalt vadkár a kérődző nagyvad (szarvasfélék) által okozott rügy- és hajtásrágásokban nyilvánult meg. A telepített fajok közül a csertölgy és az ezüst hárs példányokat preferálta a vad legkevésbé (rajtuk észlelhető a legkisebb mértékű rágáskár), magassági növekedésükben a vad kevésbé korlátozta őket, ezáltal a rekultivált terület képének meghatározó elemeivé váltak. A vad hatása leginkább a gyertyánon és a virágos kőrison nyilvánult meg. A gyertyán egyedek megjelenésére jellemző, hogy erős törzssel rendelkező, többször visszarágott, 50–60 cm magas bokorszerű formát mutatnak. A gyertyán egyedeken több alkalommal találoztunk többször ismétlődő rágás nyomaival, amelynek hatása jelentős lehet az egyed magassági növekedésére. Szakirodalmi adatok alapján ismert, hogy a vad táplálkozásával ezt a kárformát mindaddig képes előidézni, míg a növény „ki nem nő a vad szája alól”, azaz amíg a csúcshajtás (vezérhajtás), illetve annak rügye a vad számára elérhető magasságban vagy oldaltávolságban van. A többször visszarágott csemete ekkor bokorszerű alakot ölt, és rendszeres károsítás miatt olyan szélessé válhat, hogy a kárt okozó vad már nem éri el a tetemes palástfelületű fácska felső felületrézének közepét. Ez esetben a vad számára elérhetetlen helyről indulva, kialakul egy felfelé irányuló erőteljes hajtás, amely rendkívül gyorsan képes növekedni a kifejlett gyökérzetnek köszönhetően.

Néhány évtized elmúltával, legfeljebb az elbokrosodásra utaló törész fogja elárulni, a fa korai életében elszenvedett károkat (KÖHALMY 2002). Ennek alapján vadkár hatására méretbeli és minőségi hátrányt szenvedett, bokorszerű gyertyán és virágos kőris egyedek esetében is várható növekedés, de későbbi esetleges faipari hasznosíthatóságuk kétséges, viszont a természetközeli erdős vegetáció kialakulásához képesek így is hozzájárulni.

A fásszárú fajok felmérése során tapasztalt különbségek okát az egyes fajok eltérő életciklusa mellett a területre a vad által gyakorolt jelentős rágási nyomásnak tudhatjuk be. A vizsgált egyedek több mint 60%-a valamilyen mértékű rágaskárt szenvedett. Ez az érték kimagaslónak tekinthető, ha adatainkat összevetjük különböző őshonos fafajokból álló vagy tájidegen fajokkal betelepített erdőkben végzett kutatások adataival. Erdős vegetációval jellemezhető élőhelyen a teljes rágottsági arány 5–15% között mozog, néhány esetben eléri az 50%-ot is (SZEMETHY et al. 2004, KATONA et al. 2007). A szarvasfélék táplálkozásuk és mozgásuk során előnyben részesítik a sűrű cserjeszintű területeket, mert ott táplálékot és búvóhelyet találnak (MÁTRAI et al. 2004). A meddőhányó területe ezért a nagyvad számára ideális élőhelyet biztosít, szemben a környező területeken található gazdaságilag kezelt erdőkkel.

A meddőhányó fásítása és a faj választás tapasztalataink alapján sikeresnek tekinthető. A terület képeinek meghatározásában a rekultiváció során telepített fás vegetációnak fontos szerepe van. A rekultivációra legalkalmasabbnak a csertölgy és az ezüst hárs bizonyult az adott körülmények között, mivel az eltelt közel 10 év alatt ezek fejlődtek a legjobban és ezeken tapasztalható a legkisebb mértékű vadkár. Természetvédelmi és hosszabb távon gazdasági szempontból is jó választás volt a tájidegen akáccal szemben őshonos, a környező erdőkre jellemző fa- és cserjefajokkal elvégezni a rekultivációt. A telepített fafajok a megfelelő terület előkészítésnek (talajréteg kialakítása), és az ültetést követő gondozásnak (kaszálás a telepítést követő két évben) köszönhetően nagy számban megmaradtak és hozzájárulnak egy természetközeli, a tájba illeszkedő élőhely kialakulásához. A vadkárok elhárításának és a fák gyorsabb növekedésének érdekében a rekultiváció első éveiben ajánlott lett volna vadvédelmi intézkedéseket tenni (kerítés, kémia védelem, hang- és fémhatású, valamint szaganyagokkal működő riasztók), a rekultiváció sikeressége ezáltal fokozható és gyorsítható lett volna.

A rekultiváció törvényben meghatározott céljai teljesültek, a területen az erózió és a defláció megszűnt, stabil, a környező tájba megfelelően illeszkedő térforma alakult ki. A sikeresen végrehajtott rekultiváció hatására a tájseb részben begyógyult, a területen összefüggő és változatos növényzet jött létre, amely laikus szemlélő számára természetes életközösség látványát kelti. A növényzet jelenlegi képe leginkább egy „erdős-sztyepphez” hasonlít. A gypszintben az évelők dominálnak, a terület képét pedig a beültetett, sikeresen megtelepedett és növekedésnek indult fák határozzák meg (főleg ezüst hárs és csertölgy). Az inváziós fajok (japánkeserűfű fajok, magas aranyvessző) terjedése és a területen nagymértékben elszaporodott vadállomány a rekultiváció sikerességét veszélyeztetheti. Ez felveti a külső beavatkozás esetleges szükségességét (inváziós fajok irtása, vadkerítés alkalmazása). A rekultivációval elősegített szekunder szukcesszió hatására a terület korábban érte el a tájképileg már megfelelő állapotot, mint rekultiváció nélkül (NOVAK és PRACH 2003, BARTHA 2010), de botanikai szempontból már természetközelinek mondható társulás létrejöttéhez még legalább 25–30 évnek kell eltelnie.

A sikeresen elvégzett rekultivációval a terület ökoszisztéma szolgáltatásai is bővültek. Elsősorban a rekreációs értékre kell gondolni: kiváló kiránduló-, pihenőhely lehet a környék lakóinak számára. A sikeres rekultiváció hatására a terület állatvilága is gazdagodott (nagyvadak, rovarok, madarak). A jövőben érdemes lenne a szukcesszió további menetének rendszeres vizsgálata, a terület 5-10 évenkénti monitoringja.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondunk a Pécsi Erőmű Rt. dolgozóinak, akik szakmai tanácsokkal láttak el minket a mecseki kőszénbányászattal és a Zobák-aknai meddőhányóval kapcsolatban, és megismertették velünk az elvégzett rekultiváció folyamatát. Köszönet illeti Csicsék Lászlót aki a terepi munkához szükséges felszereléseket elkészítette és segítette a terepi felmérések kivitelezésében.

Irodalom

- BARTHA S. 2010: Miért kell a MÉTA-túrának meddőhányókra menni? In: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., VARGA A. (szerk.) „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében terem?”. MTA ÖBKL, Vácrátót, pp. 449-455.
- BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. 2006: Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények II. KvVM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 10. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest pp. 50-55.; pp. 69-90.
- CZIGÁNY SZ., LOVÁSZ GY., VARGA I. 1997: Geoökológiai vizsgálatok a pécs-komlói szénbányászati térségben. JPTE-TTK Természetföldrajzi Tanszék Közlemények 5. szám, Pécs
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2012: Feketefenyővel rekultivált bauxit külfejtések vegetációjának természetvédelmi szempontú értékelése. Tájékológiai Lapok 10(2): 315–340.
- CSICSEK G., ORTMANN-NÉ AJKAI A. 2012: Rekultivált meddőhányó szekunder szukcessziójának vizsgálata a gyepszint alapján. Természetvédelmi Közlemények 18: 105-114.
- ERDŐSI F., LEHMANN A. 1984: A környezetváltozás és hatásai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GÓBI J., LITKEI J. 1976: Komló környékének természeti földrajza. In: Komló földrajza. I. fejezet. Komló Város Tanács, Komló, pp. 8-18.
- HENDRYCHOVA M. 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. Journal of Landscape Studies 1: 63–78.
- KATONA K., SZEMETHY L., NYESTE M., FODOR Á., SZÉKELY J., BLEIER N., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A., DEMES T. 2007: A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. Természetvédelmi Közlemények 13: 119–126.
- KÓHALMY T. 2002: A vad által okozott erdészeti károk. In: Mészáros K. (szerk): Az erdei vadkár értékelése. Nyugat-Magyarországi Egyetem Sopron pp. 49–50.
- LEHMANN A. 1970: A mecseki szén- és kőbányák meddőhányóinak növényzete. Dunántúli Tudományos Gyűjtemény 94, Series Geographica 42: 153–184.
- LEHMANN A. 1972: A mecseki szén- és kőbányák meddőhányóinak termőhely-jellemzése és hasznosítási lehetőségei. Dunántúli Tudományos Gyűjtemény 111, Series Geographica 47: 153–184
- LEHMANN A. 2008: Bányászati felszínek növényzete, taljai és újrahasznosítási lehetőségei a Mecsek térségében. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest
- LÓCZY D., GYENIZSE P., PIRKHOFFER E. 2007: Veszélyforrás a város peremén: felhagyott bányaterületek Pécssett. In: OROSZ Z, FAZEKAS I. (szerk.) Települési környezet: a 2007. november 8-10-én a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszéke szervezésében megrendezett Települési Környezet Konferencia előadásai. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, pp. 165–170.
- MÁRKUS L. 1987: Erdei vadkárok és azok értékelése. Mezőgazdasági és Élelmezéstudományi Minisztérium Erdészeti és Faipari Hivatal, Budapest.
- 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.

- MECSEKI ERDÉSZETI RT. ÁRPÁDTETŐI ERDÉSZET 2000: PERT Rt. Zobák-aknai meddőhányójának erdőtelepítési terve, Pécs.
- MORSCHHAUSER T., MILICS G. 2009: Mapping stress in natural and artificial ecosystems. *Cereal Research Communications* 37: 577–580.
- MORSCHHAUSER T., PÁL R. 2010: Nutrient supply experiments by revegetation of mining wastelands. *Növénytermelés* 59: 85–88.
- MORSCHHAUSER T., KUN M., MILICS G. 2012: Using isoecological curves for indication of the green water distribution. 11th Alps-Adria Scientific Workshop, Smolenice, Slovakia, 2012. *Növénytermelés* 61(Suppl): 341–344.
- NOVAK J., PRACH K. 2003: Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Vegetation Science* 6: 111–116.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACH K., BARTHA S., JOYCE CHRIS B., PYŠEK P., VAN DIGGELEN R., WIEGLEB G. 2001: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Vegetation Science* 4: 111–114.
- PRACH K., HOBBS J. R. 2008: Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16 (3): 363–366.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOPP L. 1974: Fatömegszámítási táblázatok: fatermési táblákkal. 2. átdolgozott bővített kiadás, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZEGI J., OLÁH J., FEKETE G., HALÁSZ T., VÁRALLYAY GY., BARTHA S. 1988: Recultivation of the Spoil Banks Created by Open-cut Mining Activities in Hungary. *Ambio* 17: 137–143.
- SZEMETHY L., KATONA K., SZÉKELY J., BLEIER N., NYESTE M., KOVÁCS V., OLAJOS T., TERHES A. 2004: A cserjeszint táplálékkinálatának és rágottságának vizsgálata különböző erdei élőhelyeken. *Vadbiológia*, 11: 11–23.
- SZERÉMY P. 1981: Felhagyott bányaterületek erdősítésének lehetősége a Mecsekben. *Az Erdő* 305: 228–230.
- SZIRTES B., KISS J., LAFFERTON GY., SÜTŐ I., TISZAI L. 1993: A mecseki kőszénbányászat. – II. rész Művelődés-történeti áttekintés. Kútforrás Kiadó, Pécs, pp. 39–175.
- http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=99300048.TV 1993. évi XLVIII. törvény a bányászatról 36.§ (1) pontja
- http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=99600053.TV 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről 7.§ (2) f pontja

RESEARCH OF RECULTIVATED COAL MINING SPOIL HEAP IN SW-HUNGARY

G. CSICSEK¹, A. ORTMANN AJKAI¹, D. LÓCZY²

¹University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Biology

²University of Pécs, Faculty of Sciences, Institute of Geography

7622, Pécs Ifjúság út 6. e-mail: csicsek@gamma.ttk.pte.hu

Keywords: spoil heap, biological recultivation, reforestation, large game browsing, post mining landscape

Unreclaimed spoil heaps have remarkable impact of the surrounding landscape. The aesthetical value of the landscape is decreased and the damage of environmental pollution is intensified. The purpose of the recultivation is to create new habitats with semi-natural vegetation. Our study was executed in Zobak coal mine in the Mecsek Mountains, in southwest Hungary. The natural vegetation of Zobak area is oak-hornbeam (*Asperulo taurinae-Carpinetum*) and beech (*Helleboro odoro-Fagetum*) forest, which can be regarded as the target of the recultivation. Mining in Zobak area has been ended in the year of 2000. The mining company after the closure have planted grasses (2001), trees and shrubs (2002). The planted trees and shrubs: *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Cornus mas*, *Tilia tomentosa*, *Crataegus monogyna*, *Fraxinus ornus*, *Prunus spinosa*, *Quercus cerris*. These species are native in Mecsek Mountains, and some of the species are very dry-tolerant. The research was carried out in spring and summer of 2011. Six transects in six directions (from north to northwest) were placed starting from the south (highest) side of the area. The species composition, and game damage of shrub and herb layer have been determined along the transects. Every woody species were recorded, and measured the height of every individuals, and defined the game damage (browsing damage). The woody species were recorded in five height (0–20, 20–40, 40–80, 80–160 and above 160 cm), and five game damage category. In the six transects 536 individuals of 14 tree and shrub species were found. All planted species were found in the study area, and moreover we found 6 spontaneous growth species (*Eleagnus angustifolia*, *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraster*, *Robinia pseudo-acacia*, *Rosa canina*, *Rubus fruticosus*). The majority of measured individuals (66%) were in the 3rd (between 40–80 cm) and 4th (between 80–160 cm) height category, some individuals were in 2nd (between 20–40 cm), and 5th (above 160 cm) height category. Height of *Tilia tomentosa* and *Quercus cerris* individuals were outstanding. From the assessed 536 individuals of shrubs and trees, 195 were undamaged and 341 were browsed by large games. In this area the browsing rate is 64%, so the pressure of wildlife is high. The game damage of *Tilia tomentosa*, *Crataegus monogyna* and *Quercus cerris* individuals were low damaged, and undamaged. 93% of *Tilia* individuals were in the 1st (not browsed) game damage category. The highest browsing was found on *Carpinus betulus* and *Fraxinus ornus*. These species occurred in greater proportion in the 3rd and 4th game damage category. Recultivation followed by ten years of spontaneous development has led to diverse semi-natural vegetation, which fits well into the surrounding landscape. Compared to literature data from non-recultivated spoil heaps, recultivation accelerated the process of succession with about ten years. The damage of environmental pollution has been discontinued; Zobak spoil heap has been covered with a mosaic of tree stands and herbs. The species selection was successful, all planted species have survived, and grown properly. The two most appropriate species of recultivation are *Quercus cerris* and *Tilia tomentosa*. Legally prescribed aims of recultivation are fulfilled, but from the viewpoints of botany and nature conservation, the area is far from natural yet. In the future, more systematic examination of the course of succession, repeated every 5–10 years is recommended.

