

Feketefenyveseink kutatása



**Szerkesztette:
Csontos Péter**

Feketefenyveseink kutatása

Csontos Péter (szerk.)

**MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport
Budapest, 2007.**

TARTALOM

Szerzők címe

A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra

Dolomitsziklagyeppek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata

Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben

Szárazsági viszonyok változása feketefenyvesekben

Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése

Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában

Dolomitterületek vizsgálata a Budai-hegységben – milyen a növényzet erdőtűz után tíz évvel?

Szerzők címe

- Anton Attila** MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete,
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: anton@rissac.hu
- Bózsing Erika** ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
1117 Budapest, Pázmány P. sétány. 1/c.
e-mail: era.b@freemail.hu
- Cseresnyés Imre** MTA Kémiai Kutatóközpont, Biomolekuláris Kémiai Intézet,
1025 Budapest, Pusztaszeri út 59-67.
e-mail: cseresnyes.imre@freemail.hu
- Csontos Péter** MTA-ELTE, Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport,
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c.
e-mail: cspeter@ludens.elte.hu
- Halbritter András** MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete,
1022 Budapest, Herman Ottó út 15.
e-mail: hal@rissac.hu
- Tamás Júlia** Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár,
1476 Budapest, Pf. 222.
e-mail: tjuli@bot.nhmus.hu

A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra¹

Tamás Júlia

Összefoglaló: Magyarországon az első feketefenyveseket a XIX. század végén telepítették, kísérleti jelleggel és elsősorban talajvédelmi megfontolásból. Az 1950-es és '70-es években már a fatermesztési cél is előtérbe került. Ma Magyarországon az erdők 4,2%-a (70300 ha) feketefenyves. A tájidegen fafaj nagy kiterjedésű, elegyetlen állományai számos ökológiai és természetvédelmi problémát okoznak. Ezért – legalább a védett területeken – nem halasztható tovább fokozatos átalakításuk, kezdetben őshonos fafajokkal vegyes állományokká, majd később a tájba illő természet szerű erdőkké. A dombvidéki feketefenyvesek elegyfájául a virágos kőrist javasoljuk, míg homokterületeken a fehér nyár alkalmazása látszik célszerűnek.

Kulcsszavak: erdősítés feketefenyővel, homokkötés, kopárfásítás, *Pinus nigra*, szemle, történeti áttekintés

Bevezetés

A XIX. század végén induló fenyvesítések elhatározásában a talaj- és tájvédelmi megfontolások játszottak elsődleges szerepet. Meg kellett állítani a degradált növényzetű hegyoldalakon fenyegető talajeróziót és a táj lepusztulását. A fenti célok mellett a fatermesztés eleinte csak másodlagos szempont volt. Később, mivel a feketefenyő várakozáson felül beváltotta a hozzá fűzött reményeket, a termesztési cél nagyobb hangsúlyt kapott, s ezen politikai mozgalmak is lendítettek.

A feketefenyvesekkel szembeni ellenérzés tulajdonképpen csak a XX. század hetvenes éveiben kezdett kialakulni. Ennek magyarázatára több körülmény hozható fel. Egyrészt, megváltozott a természetvédelem hozzáállása. Ekkorra a hegyvidéken szinte teljesen jelentőségét veszítette a legeltető állattartás, aminek következtében a hegyoldalak füves területei magukhoz tértek, néhol még spontán cserjésedés is megindult, s így a feketefenyő talajerózió-elhárító szerepe már kevésbé volt érdekes. Egyúttal mind nagyobb figyelemmel fordult a botanikus természetvédő szakma a behurcolt, esetenként agresszívan terjedő invazív növények problémájára felé (Csontos 1984, 1986, Balogh et al. 1994, Priszter 1997, Udvardy 1998a,b, Bagi 1999, Tamás 1999). A tájidegen fajokra szórt szidalmakból jócskán jutott a feketefenyőnek is.

A társtudományok gondolkodásmódbeli változásától kissé lemaradva, az erdész szakma ezidőtájt éppen nagyszabású egzóta programot hirdet meg. Keresztési (1966) 21 ezer hektár feketefenyvesről tudósít, de jelzi, hogy az irányelvek szerint ezt 80 ezer (!) hektárra kell emelni. Látni fogjuk, hogy az ellenvélemények dacára az erdészek tervüket szinte maradéktalanul véghez is viszik.

Mentségükre hozható fel azonban, hogy Zólyomi Bálint (1955) korai állásfoglalását követően a szóbeli vitáknál fajsúlyosabb ellenvetések, azaz tudományos közlemények botanikus részről

¹ *Megjelent: Természetvédelmi Közlemények 9: 75-85, 2001.*

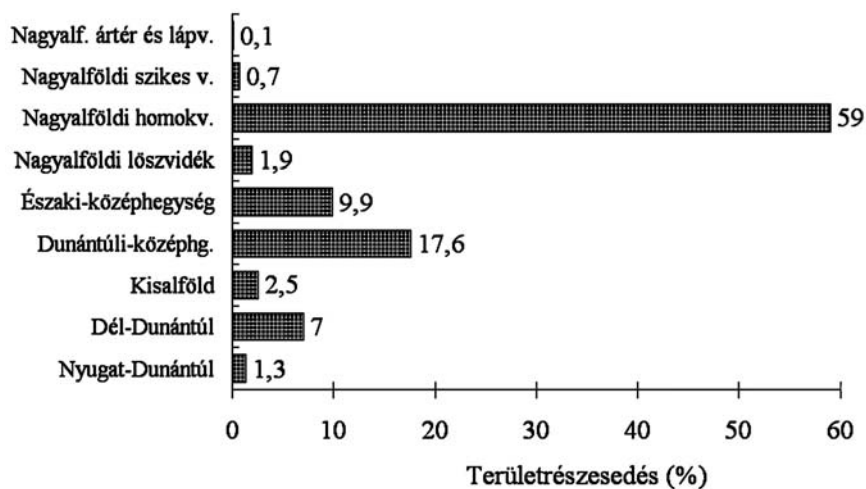
indokolatlanul hosszú ideig nem születnek a témában (Csontos & Lőkös 1992). Ez az állapot csak a kilencvenes évek közepétől változik meg, amikor Horánszky András és munkatársai a Természetvédelmi Közleményekben ismertetik kutatásaik eredményét (Horánszky 1996, Járó 1996, Nagy 1996, Török & Tóth 1996).

A komoly párbeszéd tehát elindult. A feketefenyvesek botanikai helyzetének tisztázására irányuló munkák az utóbbi években szaporodnak (Mihók 1999, Tamás & Csontos 1998, Csontos et al. 2000). Mindezideig nem született azonban olyan dolgozat, amely a feketefenyvesek telepítésének történetét dolgozza fel.

A telepítések története és megítélésének változása

A feketefenyő telepítésének gondolata már a kiegyezés előtti időben megjelent (Podhradszky 1866). Legkorábban a dombvidéki tájak, köztük a dolomitkopárok erdősítésére ajánlották (Podhradszky 1866, Székely 1868). Hamarosan feltűnik azonban az Alföld homokvidékeinek erdősítési terveiben is, amely célra a korábban behozott akácnál is jobbnak ítélik (Pausinger 1879, Kallina 1880). Így ebben az időszakban a feketefenyvesek legnagyobb hányadát a Duna-Tisza közti homokvidéken létesítették (Kiss 1913, 1920, 1927, 1931), s ma is ezeken a területeken található a legnagyobb részarányban (1. ábra). A túllegeltetett területeken megfigyelt kopárosodás megfékezésére feketefenyveseket kezdetben a tenger melléki Karszt területére telepítettek (Nyitray 1913), majd egyre bátrabban alkalmazták a Dunántúli-középhegység dolomitkopárain is. A mediterrán vidékeken honos szárazság- és melegtűrő fafaj telepítése erdészeti szempontból sikeresnek bizonyult: szép állományok nőttek fel a korábban fátlan homokterületeken és hegyoldalakon. A távlati cél – amint ez a korabeli szerzők írásaiból kitűnik (Podhradszky 1866, Székely 1868, Kiss 1931, 1944) – az volt, hogy kihasználva a feketefenyő dús tűavarjának talajjavító hatását, egy viszonylag rövid vágásidejű fenyves stádiumot követően e termőhelyeken nemesebb fafajokból ültethessenek erdőket.

A fenyőtelepítés újabb lendületet vett a második világháborút követő időszakban (Héder 1951). Ennek célja már elsősorban a fenyőfának mint ipari nyersanyagként az előállítás volt. A feketefenyő fája azonban magas gyantatartalma és a nehezen feltisztuló törzs ággöcsös szerkezete miatt jóval kevésbé értékes faanyag, mint a luc- vagy az erdeifenyő (Dérföldi 1966, Márkus 1987).



1. ábra. A feketefenyvesek területének megoszlása erdőgazdasági tájcsoportok szerint az Állami Erdészeti Szolgálat adatai alapján (Szabó 1997).

A fenyvesítés hátránya, hogy számos nehezen kezelhető ökológiai és természetvédelmi problémát okoz. A feketefenyvesek természetes előfordulási területein állományai ligetes szerkezetűek, több lombhullató fajjal elegyesek (pl. *Fraxinus ornus* L., *Carpinus orientalis* Mill., *Ostrya carpinifolia* Scop.), és jól fejlett cserje, illetve gyepszinttel rendelkeznek (Fekete 1959, Horvat et al. 1974, Karrer 1985, Ellenberg 1988). Ezzel szemben a nálunk létesített állományok sűrűn záródtak, az átlagos telepítési tőszám 8-12 ezer hektáronként (Kovács & Veperdi 1990-91), ezért fényszegények és monodominánsak. A monodomináns jelleget jól érzékelteti, hogy az ország *Pinus nigra* Arn. állományaiban a névadó faj részesedése 89,5%-os (Szabó 1997). A fényszegénységre jellemző, hogy egy idős, Tata környéki állományban a gyepszintet érő relatív megvilágítottság 7-9% volt, míg összehasonlításként ez az érték egy idős cseres-tölgyes állományban 15%-nak adódik (Csontos 1996).

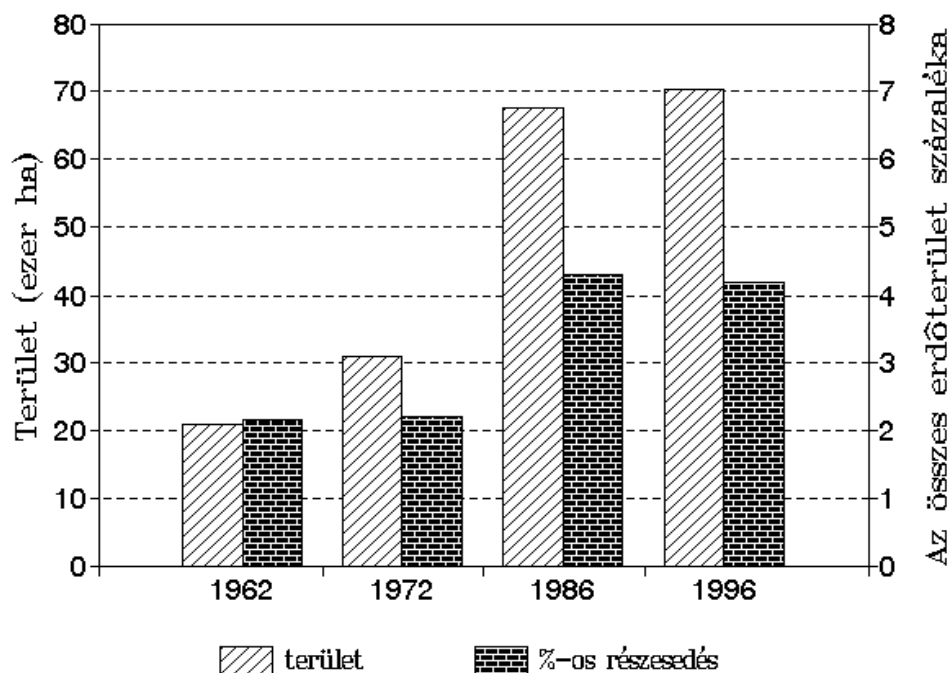
A fenti adottságok következményeként az eredeti növényzet nagyon elszegényedik, amit a dolomitvegetáció esetében többen kimutattak (Borhidi 1956, Bódis 1993, Csontos et al. 1996, Horánszky 1996, Mihók 1999). Bizonyítható, hogy ez maga után vonja az állatközösségek hasonló leépülését is (Loksa 1988, Nagy 1996, Török & Tóth 1996). A dolomit alapközeten kifejlődött természetzerű vegetáció változatos és igen fajgazdag, gyakran bennszülött és reliktum fajok őrzője. A jelenség magyarázatával Zólyomi Bálint foglalkozott (Zólyomi 1942). A feketefenyő telepítése a dolomitvegetáció több társulását is érintette, amelyek között nem csak „kopár”, füves társulások voltak, hanem részben cserjésekkel és rossz növekedésű karsztbokorerdőkkel borított területek is (Héder 1951). Ezek a társulások általában fényben gazdagok voltak. A fenyvesek árnyalásával azonban még a legsötétebb lombos erdő sem veheti fel a versenyt, lévén hogy ott a késő ősztől április végéig terjedő időszakban sem jut fény a talajszintre, amikor egy lombhullató erdő még fényben gazdag (Draskovits 1975). A dolomiton élő növények általában nem adaptálódtak a fényhiányhoz (Drin 1984), sokuk már a legcsekélyebb árnyalásra eltűnik (Bódis 1993, Kelemen 1997).

A felnövekvő fenyvesekben megfigyelt cserje-betelepülést Héder (1954) és Borhidi (1956) mint szukcessziós előrelépést, a karsztbokorerdő felé vezető átmenet jelét értékelte. Az észlelt cserjésedés kis mértékű volt (a cserjeszint összborítása Borhidinál sehol nem haladta meg a 10%-ot), s ha figyelembe vesszük, hogy a kopárfásítás során karsztbokorerdőt is fenyvesítettek, a jelenség pozitív megítélése kétségesse válik. A cserjésedésnél feltűnőbb hatásnak látszik a lágyszárú szint megtizedelődése, néha teljes eltűnése.

Az eredeti növényzetre gyakorolt kedvezőtlen hatások jóval kevésbé léptek volna fel, ha a feketefenyőt lombos fafajokkal elegyes állományokban telepítették volna. A monokultúrák problémáit erdővédelmi szempontból hamar felismerték, s az erdészek már akkor figyelmeztettek erre, amikor még csak az első kísérleti állományok sikeres létesítéséről számoltak be (Tóthi Szabó 1880, Nyitray 1913). Tóthi Szabó (1880) erről így írt: „Tekintettel az immiens tűzveszélyre, mi *tiszta* fenyő állabokban óriási kárt okozhat; tekintettel ezen fanemek számos rovar-ellenségére, egyik vagy másik kártékony rovar tömeges megjelenése egész erdőségeket megsemmisíthet; az erdei- és fekete fenyőt ne tisztán magában, hanem főleg nagyobb kiterjedésben, a hol csak lehet, mindig cserrel, tölgygyel, bálványfa, ákác stb. fanemekkel elegyes állabokban tenyésszék!” Tanácsát általában nem fogadták meg; erre utal az is, hogy Héder 1954-ben a századfordulón telepített, kiöregedő monokultúrák felújításának kérdéseivel foglalkozik. Véleménye szerint a sekély talajú termőhelyeken a 40-50 éves állományok életerejé, ellenállóképessége gyorsan csökken, s ilyen állapotukban néhány avartűz vagy tartósabb aszály gyors ütemű pusztulási folyamatot indíthat meg. Ennek elkerülésére többféle, lombos(!) fával való felújítást javasol. A dolomitkopárokra telepített erdők elsődleges funkciója az erózió elleni védelem (Babos 1954, Rott 1955, Szodfridt & Tallós 1966). A kevert lombú erdő az elegyetlen fenyvesnél ebből a szempontból is előnyösebb lenne, mivel az időjárás szélsőségeivel szemben ellenállóbb. Sűrű, tömött, télen is leveles koronájuk miatt

a fenyők viharok alkalmával sérülékenyebbek, s mivel zárt állományban a téli csapadék jelentős része a talajt el sem érve a lombkoronában elpárolog, a szárazságot is jobban megsínylik (Papp 1966). Különös, hogy ennek ellenére még az 1950-es, 1960-as évekre tehető fenyőtelepítések is monokultúrák. További jelentős növekedést okozott a fekete-fenyvesek területében a hetvenes években meghirdetett fenyvesítési program (v.ö. Keresztesi 1966).

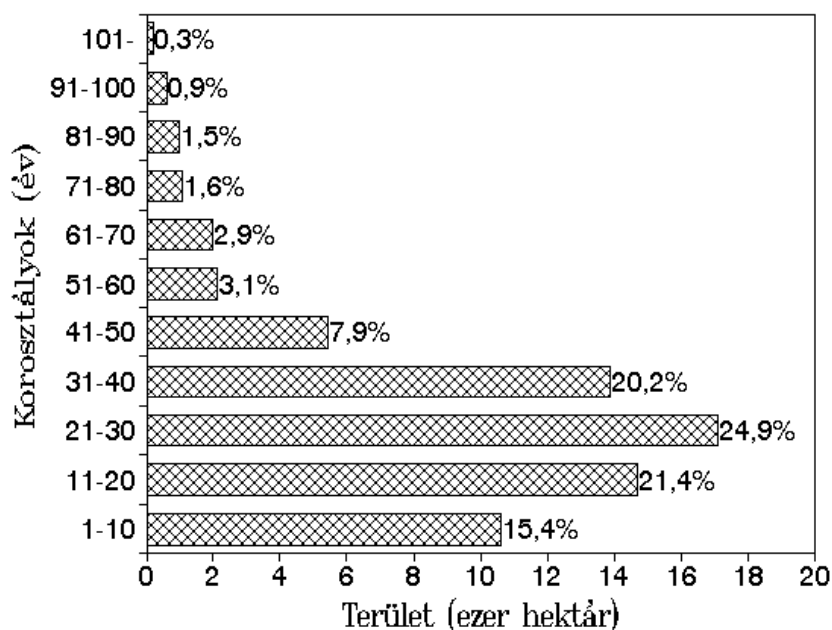
Mindezek eredményeként fekete-fenyveseink területe fokról fokra növekedett (2. ábra), ami jelenleg Magyarország erdőterületeinek 4,2%-át (70300 ha) teszi ki (Szabó 1997). Ezekben az erdőkben az 1990-es évek kezdetén lépett fel tömegesen egy korábban nálunk nem jellemző, hajtáspusztulást okozó gombakártevő, a *Sphaeropsis sapinea* Dyko et Sutton. Az epidémia váratlan kialakulása valószínűleg összefügg az állományok korosodásából következő bőséges tobozterméssel, mivel kimutatták, hogy a növénynek ez a szerve a legérzékenyebb a gombafertőzésre (Koltay 1998, Koltay & Nagy 1999). Ismerve a hazai állományok koreloszlását (3. ábra), megjósolható, hogy egy-két évtized múltán a *Sphaeropsis* okozta erdővédelmi károk tovább fokozódhatnak. Az idősödő állományokban várhatóan ehhez társul még a fokozódó szűkártétel is; például a hatfogú szű (*Ips sexdentatus*) az utóbbi évtizedekben vált gyakorivá fenyveseinkben (Csóka & Kovács 1999). A fekete-fenyvesek kártevőkkel szembeni sérülékenységét növeli, ha nagy kiterjedésű és egykorú állományok a faj fejlődése szempontjából nem optimális termőhelyen élnek. Márpedig a hazai állományok éppen ilyenek: 90,9 százalékuk közepes, vagy gyenge fatermőképességű területeken található (Szabó 1997).



2. ábra. A fekete-fenyő területének változása az utóbbi évtizedekben, Keresztesi (1966), Danszky (1973) és Szabó (1997) adatai alapján.

A fekete-fenyő szerepének jelenlegi megítélését a KTM Természetvédelmi Hivatalának 3. tanulmánykötete ismerteti, amely szerint az elegenden fekete-fenyvesek helyén a célállomány lombos fákkal kevert erdő, a fokozottan védett területeken pedig fokozatosan a fenyő teljes kizárására törekednek (Keszthelyi et al. 1995). A tájidegen fafajok leváltásának igénye

újabbban egyre többször előtérbe kerül a természetközeli erdőgazdálkodást tárgyaló szakkönyvekben (Szmorad 2000, 2001).



3. ábra. A feketefenyő állományok megoszlása korcsoportok szerint az Állami Erdészeti Szolgálat adatai alapján (Szabó 1997).

A fenyvesítésbe vont arid élőhelyek (dolomitlegtők és homokpuszták), amelyek potenciálisan nagy természetvédelmi értékkel bírnak, általában a rossz fatermési osztályba sorolhatók. Azt hihetnénk, hogy az itt élő feketefenyvesek lecserélése könnyen és gyorsan végrehajtható. Mégsem ez a helyzet, mert az idevonatkozó erdészeti üzemtervek ez ellen hatnak. Az ilyen területeken gyakori talajvédelmi célú erdőket a lehető legvégső korig kívánják fenntartani (Veperdi 1993), ami akár 90 – 100 éves vágáskort is jelenthet. Jelenleg az ilyen különleges rendeltetésű feketefenyvesek átlagos életkora 70,6 év (Szabó 1997). A nem talajvédelmi célú, gyenge fatermési osztályba sorolt fenyvesek esetében Kovács és Veperdi (1990-91) gazdaságossági szempontok alapján a korábbi gyakorlat szerinti 50 éves vágáskor növelését javasolja. Ezekben az állományokban a gyenge termőhelyi adottságok miatt minőségi fatermesztés nem lehetséges, így a mennyiségi termelés érdekében gyérítéseket sem végeznek, ezért az állományok szinte ültetési sűrűségben maradnak fenn hosszú ideig (Solymos 1978). Ez az ültetési sűrűség pedig Veperdi (1988-89, 1990-91) szerint 1×1 és 2×2 m-es hálózat között optimális. A fentiekből látható, hogy ha továbbra is az erdészeti szempontok dominálnak, akkor még sokáig találkozhatunk sűrű, sötét feketefenyvesekkel ezeken a területeken.

Összegzés és kitekintés

Magyarországon az első feketefenyveseket a XIX. század végén létesítették, kísérleti jelleggel, a meredek lejtők talajeróziójának megfékezésére, valamint a futóhomok megkötésére. A dél-európai fafaj kitűnően beváltotta a hozzá fűzött reményeket, ezért fatermesztési célú telepítése is megindult. Az ilyen jellegű erdősítések egyik nagy hulláma az 1950-es évekre esik, de az 1970-es évek egészében programja keretében még nagyobb területeken létesí-

tették ültetvényeit. Ezek a faj őshonos állományaitól jóval nagyobb zártságukkal térnek el, aminek következtében a telepítés előtti vegetációból csak néhány széles alkalmazkodóképességű faj marad meg bennük. A természetvédelem oldaláról ez az egyik fő érv a feketefenyvesek ellen. Az ellenvetések között gyakran szerepel még, hogy ezek a faültetvények monokultúrák, diverzitásuk nagyon alacsony, kártevőkkel szemben fogékonyabbak és tűzveszélyesek. A tiszta feketefenyő állományokról szólva, érdemes tudnunk, hogy ezek ültetése annak ellenére történt folyamatosan, hogy közben az erdészek egy része is figyelmeztet a monokultúrák veszélyeire és vegyes faállományok telepítését javasolja.

Napjainkban, legalább a természetvédelmi területek esetében már nem halogatható tovább e monokultúrák átalakítása. Dobrosi és Szabó (1999) rendszerét véve alapul, ahhoz, hogy a faültetvény jellegű állományokat eggyel kedvezőbb kategóriába (vegyes faállomány) vihessük át, az őshonos fajok elegyarányát 33%-ra kell növelnünk. Ezt a célt a középhegységi feketefenyvesek esetében leginkább a virágos kőris segítségével érhetjük el. Ez a fa nem csak a dél-európai őshonos feketefenyvesekben találja meg kedvező életterét (Fekete 1959), de széles alkalmazkodóképessége révén a hazai ültetett állományokba is spontán módon betelepül, és fokozatosan a lombkorona szintbe is beépül (Csontos et al. 2000, Kalapos & Csontos 2000). A zárt fenyőállományok megbontásával ezt a természetes folyamatot kell segítenünk. Végül fenyő nélküli állományok is kialakíthatók a dolomitlejtőkön, hiszen Boriszlavszky (1887) szerint a virágos kőris ezeken a termőhelyeken önmagában is állományalkotó lehet. Az elegyarányok hasonló mértékű átalakítására homokvidékeken a fehér nyár tűnik a legalkalmasabb őshonos fafajnak (v.ö. Magyar 1961).

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet szeretnék mondani Csontos Péternek a kézirat összeállításakor nyújtott segítségért, valamint Horváth Ferencnek és Kézdy Pálnak gondos lektori munkájukért. Munkámat az OTKA (T029784) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Babos, I. (1954): Magyarország táji erdőművelésének alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Balogh, L., Tóthmérész, B. & Szabó, T. A. (1994): Patakkísérő invazív gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei 9, Természettudományok 4: 73-99.
- Bagi, I. (1999): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) – Egy invazív faj biológiája, a védekezés lehetőségei. *Kitaibelia* 4(2): 289-295.
- Bódis, J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. (Effect of black pine on dolomite rock grasslands. I. Textural changes.) *Bot. Közlem.* 80(2): 129-139.
- Borhidi, A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. (Zönologische Verhältnisse unserer Schwarzföhrenwälder). *Bot. Közlem.* 46: 275- 285.
- Boriszlavszky, J. (1887): A virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.), meg a sziklás hegyoldalak. *Erdészeti Lapok* 26: 497-500.
- Csóka, Gy. & Kovács, T. (1999): Xilofág rovarok. Agroiinform Kiadó, Budapest, 189 pp.

- Csontos, P. (1984): Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókövi (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. *Abstracta Botanica* 8: 15-34.
- Csontos, P. (1986): Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in a hardwood forest. *Abstracta Botanica* 10: 341-348.
- Csontos, P. (1996): Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában. *Synbiologia Hungarica* 2(2), Scientia Kiadó, Budapest, 122 pp.
- Csontos, P. & Lőkös, L. (1992): Védett edényes növényfajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai hg. dolomitvidéken – szünbotanikai alapozás természetvédelmi területek felméréséhez. *Bot. Közlem.* 79(2): 121-143.
- Csontos, P., Horánszky, A., Kalapos, T. & Lőkös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annals hist.-nat. Mus. natn. hung.* 88: 69-77.
- Csontos, P., Tamás, J. & Kalapos, T. (2000): Correlation between age and basal diameter of *Fraxinus ornus* L. in three ecologically contrasting habitats. *Acta Bot. Hung.* 43 (in press)
- Danszky, I. (1973): Erdőművelés II. Erdőnevelés – erdővédelem. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 418 pp.
- Dérföldi, A. (1966): Fenyveseink használata. In: Keresztesi, B. (szerk.): A fenyők természete, pp: 487-499. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Dobrosi, D. & Szabó, G. (1999): Természetvédelmi erdők kezelési problémái. *Erdészeti Kutatások* 89: 225-234.
- Draskovits, R. (1975): Light intensity studies in beechwoods of different age. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 21(1-2): 9-23.
- Drin, I. (1984): Antropogén hatások a Nagyszénás vegetációjában – Tájidegen fafaj és rendszeres taposás hatása a Nagyszénás délkeleti lejtőjén kialakult másodlagos gyepre. ELTE szakdolgozat, kézirat, 88 pp.
- Ellenberg, H. (1988): *Vegetation Ecology of Central Europe*. 4th edition, Cambridge University Press, Cambridge.
- Fekete, G. (1959): Angaben zur Zönologie der moesischen Schwarzföhrenwälder. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 5(3-4): 327-347.
- Héder, I. (1951): A dolomit és mészkő kopárfásítások egyes főbb irányelvei. *Erdészeti Tudományos Intézet Évkönyve* 1: 65-90.
- Héder, I. (1954): Dolomit és mészkőkopárokra telepített erdők hatásvizsgálata és a kiöregedő állományok felújítása. *Erdészeti Kutatások* 1954(2): 87-101.
- Horánszky, A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvéd. Közlem.* 3-4: 5-19.
- Horvat, I., Glavac, V. & Ellenberg, H. (1974): *Vegetation Südosteuropas*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 768 pp.
- Járó, Z. (1996): Ökológiai tanulmányok a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvéd. Közlem.* 3-4: 21-53.
- Kalapos, T. & Csontos, P. (2000): A lomblevél szerkezeti és működési sajátosságainak változatossága különböző termőhelyen nőtt *Fraxinus ornus* populációknál. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 11/1, V. Magyar Ökológus Kongresszus előadások és poszterek kivonatai, p: 242.

- Kallina, K. (1880): Az erdei- és feketefenyő ültetése kosarakban, futóhomok-területen (*Pinus sylvestris* et *austriaca*). Erdészeti Lapok 19(1): 31-37.
- Karrer, G. (1985): Waldgrenzstandorte an der Thermenlinie (Niederösterreich). Stapfia 14: 85-103.
- Kelemen, J. (szerk.) (1997): Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 4., Természet-BÚVÁR Kiadó, Budapest.
- Keresztesi, B. (szerk.) (1966): A fenyők termesztése. Akadémiai Kiadó, Budapest, 541 pp.
- Kertész, M. (1982): A fénymintázat és a növényzet kapcsolatának vizsgálata egy páfrányokban gazdag fenyvesben. ELTE szakdolgozat, kézirat, Budapest.
- Keszthelyi, I., Csapody, I. & Halupa, L. (1995): Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 3. A KTM kiadványa, Budapest.
- Kiss, F. (1913): Az alföldi homokterületek erdősítésénél követendő újabb eljárások. Erdészeti Lapok 52(7): 296-318.
- Kiss, F. (1920): Az Alföld fásításának kérdéséhez. Erdészeti Lapok 59: 275-294.
- Kiss, F. (1927): A feketefenyő ültetése. Erdészeti Lapok 66: 249-254.
- Kiss, F. (1931): Az Alföldfásítás gyakorlati kérdéseiről. Erdészeti Lapok 70(3): 210-243.
- Kiss, F. (1944): Harc az elemi csapásokkal a Duna-Tisza közti homokterületeken. Erdészeti Lapok 83: 101-108.
- Koltay, A. (1998): A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton gomba biológiájának vizsgálati eredményei. Erdészeti Kutatások 88: 251-271.
- Koltay, A. & Nagy, L. (1999): Feketefenyő klónok fogékonysága a *Sphaeropsis sapinea* és *Dothistroma septospora* kórokozók fertőzésével szemben. Erdészeti Kutatások 89: 151-162.
- Kovács, F. & Veperdi, G. (1990-91): A feketefenyő fatermése és erdőnevelési modellje. Erdészeti Kutatások 82-83: 328-344.
- Loksa, I. (1988): Fenyvesítés hatása a természetközeli faunára (Nagy-Szénás). Kutatási jelentés „A telepített fenyőállományok hatása természetvédelmi területek termőhelyére” c. pályázathoz, kézirat, Budapest.
- Magyar, P. (1961): Alföldfásítás II. Akadémiai Kiadó, Budapest, 622 pp.
- Márkus, L. (1987): A fenyvesek ökonómiai vizsgálata. In: Bondor, A. (szerk.): A fenyő termesztése és hasznosítása, pp: 180-199. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Mihók, B. (1999): Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. Természetvéd. Közlem. 8: 49-65.
- Nagy, B. (1996): Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai megnagyobbított feketefenyő tisztásokon. Természetvéd. Közlem. 3-4: 55-63.
- Nyitray, O. (1913): A karszterdősítés. In: Fekete, L. & Blattny, T. Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a magyar állam területén. Joerges Ágost özvegye és fia könyvnyomdája, Selmechánya.
- Papp, L. (1966): A fenyők jelentősebb betegségei, károsítói, és az ellenük való védekezés. In: Keresztesi, B. (szerk.): A fenyők termesztése, pp: 428-441. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- Pausinger, J. (1879): Homokkötési munkálatok a deliblati pusztán. Erdészeti Lapok 18(10): 649-655.
- Podhadszky, A. (1866): Előhegyeink kopár déloldalainak, tisztásainak s vizmosásainak legbiztosb és legolcsóbb erdősítéséről. Erdészeti és Gazdászati Lapok 5: 22-32.
- Priszter, Sz. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. Bot. Közlem. 84(1-2): 25-32.
- Rott, F. (1955): A balatonkörnyéki fásítások irányelvei. In: Balatonkörnyéki fásítási ankét. Az erdő 4(12): 483-494.
- Solymos, R. (1978): Erdőnevelés. In: Keresztesi, B. & Solymos, R. (szerk.): A fenyők termesztése és a fenyőfagazdálkodás (2. kiadás), pp: 236-277. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Szabó, P. (szerk.) (1997): Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Országos adatok. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Székely, M. (1868): A feketefenyő (*Pinus austriaca*) művelésének és terjesztésének hasznairól. Erdészeti Lapok 7: 205-210.
- Szomorad, F. (2000): Tájidegen fafajok alkalmazásának kérdése. In: Frank, T. (szerk.): Természet – Erdő – Gazdálkodás, pp: 42-48. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Egyesület, Eger.
- Szomorad, F. (2001): Bokorerdők. In: Bartha, D. (szerk.): Természetközeli erdőgazdálkodás. (in press)
- Szodfridt, I., Tallós, P. (1966): A feketefenyvesek kultúr erdőtípusai. In: Keresztesi B. (szerk.): A fenyők termesztése, pp: 105-106. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tamás, J. (1999): Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. Bot. Közlem. 86-87(1-2): 169-181.
- Tamás, J. & Csontos, P. (1998): A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. In: Csontos, P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása, pp: 231-264. Scientia Kiadó, Budapest.
- Tóthi Szabó, S. (1880): Az erdei és fekete fenyő (*Pinus sylvestris* et *austriaca*) elterjedése és a befásítási ügy Somogy megyében. Erdészeti Lapok 19: 415-422.
- Török, J. & Tóth, L. (1996): A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata. Természetvéd. Közlem. 3-4: 65-70.
- Udvardy, L. (1998a): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. Acta Bot. Hung. 41(1-4): 299-314.
- Udvardy, L. (1998b): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. Acta Bot. Hung. 41(1-4): 315-331.
- Veperdi, G. (1988-89): Feketefenyő ültetési hálózati kísérlet dél-alföldi homoktermőhelyen. Erdészeti Kutatások 80-81: 123-132.
- Veperdi, G. (1990-91): Arid homoktermőhelyek *Pinus nigra* Arn. fafajjal történő hasznosítása Magyarországon. Erdészeti Kutatások 82-83: 391-397.
- Veperdi, G. (1993): A Duna-Tisza közti feketefenyő ültetési hálózati és erdőnevelési vizsgálatának újabb eredményei. Kandidátusi értekezés, ERTI, Budapest, 129 pp.
- Zólyomi, B. (1942): A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. Die Mitteldonau-Florenscheide und das Dolomitphänomen. Bot. Közlem. 39(5): 209-231.
- Zólyomi, B. (1955): Hozzászólások és zárszó a fásítási ankét előadásaihoz. In: Balatonkörnyéki fásítási ankét. Az erdő 4(12): 494-496.

Summary

Austrian pine plantations in Hungary

Júlia Tamás

Abstract: In Hungary the first experimental stands of Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) were planted at the end of the 19th century. At the beginning soil preservation purposes dominated, later wood production received more attention in the 50-ies and 70-ies of the 20th century. Nowadays, *Pinus nigra* stands cover 70300 acres, that is 4.2% of the total forested area of Hungary. The extensive monocultures of this tree cause several problems from nature conservation points of view. Therefore its stands should be transformed to natural vegetation types at least when found in national parks or other nature conservation areas. *Fraxinus ornus* L. seems to be an appropriate native tree to replace Austrian pine on dolomite hills.

Key words: afforestation of barren hillsides, Austrian pine plantations, historical overview, *Pinus nigra*, quick ground stabilization, review

Dolomitsziklagyeppek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata²

Halbritter András, Csontos Péter, Tamás Júlia és Anton Attila

Kulcsszavak: dolomit, feketefenyves, sziklagyeppek, talajkémia, statisztikai értékelés, Budai-hegység

Bevezetés

A sziklagyeppek különleges helyzetét a pannon vegetációban elsőként Borbás (1900) ismerte fel, a dolomitsziklagyeppek önállóságára pedig Zólyomi (1942) mutatott rá, hangsúlyozva azok vegetációtörténeti jelentőségét. Ezt követően a dolomitgyeppek rendszeres vizsgálati objektumaivá váltak a hazai vegetációkutatóknak (Zólyomi 1958, Debreczy 1966, 1973, Podani 1978, Fekete et al. 1989, Szollát és Bartha 1991, Csontos és Lőkös 1992, Penksza et al. 1996). Reliktum fajai, endemizmusai és más védett növényei több esetben önálló tanulmányok tárgyaivá is váltak (Babai 1966, Draskovits 1967, Zólyomi 1987, Bódis 1998, Kalapos 1998).

A természetes dolomitvegetáció mellett a XX. század kezdetétől megjelent, majd több hullámban egyre növekedett a feketefenyvesek jelenléte e tájtypusban (Tamás 2001). A kopárosok fenyvesítésének elsődleges célja a talajerózió megállítása, visszafordítása volt. A korabeli elképzelés szerint (Podhradszky 1866, Székely 1868) a feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) dús tűavarának talajjavító hatása lehetővé teszi, hogy egy viszonylag rövid vágásidejű fenyves stádiumot követően e termőhelyen nemesebb, iparilag értékeesebb fafajokból ültethessenek erdőket. Ugyanakkor a feketefenyvesek létesítése egyet jelentett a dolomitgyeppek felszámolásával az érintett területeken.

A kopárfásítások vegetációra tett hatásáról Borhidi (1956) korai munkáját követően többek között Draskovits és Molnár (1970), Bódis (1993), Csontos és mtsai. (1996) és Mihók (1999) számoltak be.

Az oknyomozó ökológiai szemlélet erősödésével, a dolomitvegetáció esetében is elindult az itt különösen markánsan mutakozó cönológiai mintázatokért felelős háttértényezők keresése. A mikroklíma-mérések mellett elsősorban a talajtani vizsgálatok kerültek előtérbe. A jelenlegi témánk szempontjából releváns, talajtani kutatási előzmények közül említendő Babai (1966) dolgozata, amely a Kis-Szénás északi oldalán, a *Botrychium lunaria* (L.) Sw. (kis holdruta) élőhelyéül szolgáló sziklagyep talajtani elemzését adja. Ugyanebben az évben Láng Edit már összehasonlító talajvizsgálatok eredményeit közli nyílt mészkő- és dolomitsziklagyepekre vonatkozóan. Dolgozata a talaj-növény kapcsolat vizsgálatára is kiterjed – mészkőről három, illetve dolomitról hét fajt bevonva (Kovácsné Láng 1966).

A kezdeti kutatások eredményei szerint a nyílt és zárt dolomitsziklagyeppek egyes talajtani jellemzői eltérnek egymástól. A zárt gyepben a pH és a humusztartalom kis mértékben, míg a Ca²⁺ és a Mg²⁺ ionok koncentrációja jelentősen meghaladta a nyílt gyep talajában mért értékeket (Babai 1966 és Kovácsné Láng 1966). Mindez felhívja a figyelmet arra, hogy e cönológiai markánsan elkülönülő gyeppek talajaikban is különbözök.

² Megjelent: *Természetvédelmi Közlemények* 10: 19-35, 2003.

A témakör kutatásában egy hosszabb szünet után, a XX. század végén Járó Zoltán munkásságának köszönhetően jelentős előrelépés történt. Kiterjedt vizsgálatsorozata a Kis- és Nagy-Szénás sziklagyepain túl a kapcsolódó egyéb társulások talajairól is beszámol (Járó 1996). Különösen üdvözlendő, hogy érdeklődését a feketefenyvesek talaja sem kerülte el, hiszen ezeket az ültetvényeket, mint írtuk, tulajdonképpen a humusztartalom növelésén alapuló talajjavítás céljával létesítették, de ilyen hatásokról részletes adatokat korábban nem publikáltak. Járó eredményei a sziklagyepekre vonatkozóan a humusztartalom tekintetében megerősítik a két korábbi tanulmány (Babai 1966 és Kovácsné Láng 1966) összevetéséből kiolvasható trendet, más tekintetben viszont ellentmondóak (pl. talajkémhatás), illetve nem teljesen azonos talajjellemzőkre vonatkoznak. A feketefenyvesek esetében az adatokból nem állapítható meg egyértelműen, hogy a fásítás megváltoztatta-e, javította-e a sziklagyep talaját.

A növényzet a gyökerek fizikai és kémiai alapközet-mállasztó hatása, a növényi tápanyagfelvétel, a lebomlás útjára tért föld feletti (avar) és föld alatti (gyökérzet) biomaszra révén közvetlenül befolyásolja a talajminőséget. A szervesanyag-tartalomra elsősorban a talajba jutó biomasz mennyisége van hatással. Jobbágy és Jackson (2000) a Föld több mint 2700 talajszelvényének adatai alapján megállapítja, hogy az erdők (köztük a mérsékelt övi erdők) talaja 1 m mélységig általában nem tartalmaz több szervesanyagot a hasonló elhelyezkedésű gyepekhez és cserjésekhez viszonyítva, viszont ennek a szervesanyag-tartalomnak nagyobb része található a felső 20 cm-ben, mint cserjések és gyepek esetében.

Mivel esetünkben, váztalajokról lévén szó, az alapközet feletti talajréteg vékony, erdősítés hatására várható a szervesanyag-tartalom növekedése. A feltételezett talajjavító hatásnak kimutathatónak kell lenni, továbbá

- a tűavar mineralizációjának eredményeképpen a felvehető növényi tápelemek koncentrációjának emelkedésében
- a szerves frakció növekedése során csökkenő alapközet-hatásban, amit többek között az alapközetet alkotó alkáliföldfémek mennyiségének csökkenésében érhetünk tetten.

Várhatjuk még, hogy a tűavar bomlásának következtében a feketefenyvesek talaja valamilyen fokú savanyodást, esetleg kilúgzást mutat. (Ez utóbbi tünete és következménye a kétértékű kationok és a szervesanyag lefelé vándorlása, a felső szintbeli koncentrációk csökkenése a mélyebb szintekhez képest.)

Nyílt gyepek alatt – nem záródó, alacsony növényi produkciójú, alapközet- és mikroklímikus hatásoknak erősen kitett vegetációtípus lévén – a zárt gyepekhez viszonyítva alacsonyabb szervesanyag- és növényi tápelem-tartalommal jellemezhető, erősebb alapközet-hatású talaj feltételezhető.

Dolgozatunk célja, hogy sztenderdizált módon végrehajtott, és statisztikai eljárásokkal is értékelhető mintavétel segítségével:

- 1) összehasonlítsuk a nyílt- és zárt dolomitsziklagyep talaját,
- 2) megállapítsuk a zárt dolomitsziklagyepre telepített feketefenyvesek talajmódosító hatását.

Anyag és módszer

A mintaterületek leírása

Célkitűzéseinknek megfelelően egy nyílt és egy zárt sziklagyepet, valamint egy feketefenyvessel borított hegyoldalt választottunk mintaterületül. Valamennyi a Budai-hegységben található, alapközetük dolomit.

A feketefenyves mintaterület (jelölése PP; „pine plantation”) a Zsíros-hegy északi kitettséű lejtőjén található. A faállományt a második világháború utáni kopárfásítások során telepítették. Egy korabeli fényképfelvétel szerint (Pápa 1956) a terület ezt megelőzően erdőtlen volt és jelentős részben zárt dolomitsziklagyep uralta.

A sziklagyepi mintaterületeink közül a zárt dolomitsziklagyep, *Festuco-Brometum erecti archimetricum* (Zólyomi 1958), a Nagy-Szénás északi lejtőjén található (jelölése NG; „north-facing grassland”), míg a nyílt dolomitsziklagyep, *Seseli leucospermi-Festucetum pallenis* (Zólyomi 1958), a Nagykovácsi feletti Kutya-hegy déli lejtőjén helyezkedik el (jelölése SG; „south-facing grassland”). A sziklagyepi mintaterületeken 5-5 db 2 m × 4 m-es állandó kvadrátot jelöltünk ki (ezek korábbi botanikai mintavételek helyszínei voltak), míg a feketefenyvesben 5 db ugyanakkora méretű, ideiglenes kvadrátot alkalmaztunk. Minden kvadrát pozícióját műholdas helymeghatározóval (Garmin GPS-12) rögzítettük. A mintaterületekre vonatkozó geográfiai adatokat az 1. táblázat tartalmazza.

A talajvizsgálatok ismertetése

A talajminta-vételezésekre 2002. március 19-én (az SG és a PP mintaterületeken) és 2002. április 24-én (az NG mintaterületen) került sor. A mintaterületek minden egyes kvadrátjánál 4 helyen, a kvadrátbelső megkímélésével, az oldalaktól 20 – 40 cm-es távolságban vettünk részmintákat a 0 – 5 cm-ig, az 5 – 10 cm-ig és a 10 – 15 cm-ig terjedő talajhorizontokból csőfűró, spatula, illetve laboratóriumi vegyszerkanál segítségével. A laboratóriumban légszáraz állapotot elért mintákból szitálással távolítottuk el a 2 mm-nél nagyobb kődarabokat, gyökereket és egyéb növényi törmeléket. (Az eltávolított rész tömege esetenként a 80 %-ot is elérte.)

A kvadrátonkénti 4-4 rész minta horizontonként azonos tömegei (<2 mm szemcseméret) a későbbiekben egyesítésre kerültek, így módon egy-egy kvadrátot három, kompozit átlagminta reprezentál az egyes horizontoknak megfelelően.

A laboratóriumi vizsgálatok keretében meghatározásra kerültek az általános talajkémiai sajátosságok, a talajminták felvehető N-, P-, K-, valamint összes Na-, Ca-, Mg-, és Ba-elemtartalma.

1. táblázat. A mintaterületek általános jellemzői, és az 5-5 kvadrát GPS-koordinátái.

Jel	Hely	Expozíció	Lejtőszög	Tszf. m. (m)	GPS-koordináták	
					É-i szélesség	K-i hosszúság
NG	Nagy-Szénás, zárt dolomitsziklagyep	ÉNy(320°)-É(20°)	25-30°	385-400	1. 47°35,695'	18°52,778'
					2. 47°35,699'	18°52,779'
					3. 47°35,709'	18°52,803'
					4. 47°35,767'	18°52,739'
					5. 47°35,767'	18°52,727'
SG	Kutya-hegy, nyílt dolomitsziklagyep	D(180°)-DNy(212°)	25-35°	460-500	1. 47°35,132'	18°51,229'
					2. 47°35,132'	18°51,230'
					3. 47°35,153'	18°51,201'
					4. 47°35,263'	18°51,005'
					5. 47°35,227'	18°50,971'
PP	Zsíros-hegy, feketefenyves	É(350°)-É(20°)	20-30°	390-405	1. 47°35,452'	18°53,928'
					2. 47°35,445'	18°53,915'
					3. 47°35,440'	18°53,903'
					4. 47°35,455'	18°53,934'
					5. 47°35,452'	18°53,918'

Az alkalmazott módszerek a következők voltak:

minta-előkészítés, pH: MSz 21470/2-81; szervesanyag—tartalom (tömegszázalékban kifejezve): Tyurin (1951) szerint; K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- : 1 : 5-ös vizes kivonatból, MSz 08-0213-2:1978; NH_4^+ , NO_3^- -tartalom: KCl-os kivonatból, MSz 20135:1999, majd vízgőzdesztilláció; felvehető P (P_2O_5), K (K_2O): Lakanen-Erviö (LE)-kivonatból (Lakanen és Erviö 1971), továbbá összes Na, Ca, Mg és Ba: MSz 20135:1999 szerint.

Az értékeléshez alkalmazott statisztikai eljárások

Az egyes mintaterületek talajtani viszonyainak egyedi értékeléséhez, az ott megmintázott három talajréteg $N=5$ almintáját variancia-analízissel (ANOVA) hasonlítottuk össze minden egyes talajtani jellemző vonatkozásában. A normalitás vizsgálatához Skewness-féle ferdeségi tesztet használtunk. Minden egyes jellemző esetében a párhuzamosok normalitása esetén Bonferroni-teszt alapján, míg ha a normalitás nem teljesült, Kruskal-Wallis teszt alapján soroltuk be a mintákat a megfelelő ANOVA-csoportokba.

A zárt sziklagyep – nyílt sziklagyep, illetve a zárt sziklagyep – feketefenyves relációkban végzett összehasonlításokhoz t -próbák segítségével vetettük össze az élőhelypárok azonos talajhorizontjaiban meghatározott talajtani jellemzők értékeit a mintaterületenként vett ($N=5$) almintá alapján. A varianciák egyenlőségének megállapításához F-próbát használtunk.

Eredmények

Jelen dolgozatunkban az általános kémiai jellemzők vizsgálatából megállapítható, erősen szignifikáns (ANOVA: $p > 95\%$, t -próba: $p > 99\%$) összefüggések feltárására törekszünk.

A talajok szintjeinek összehasonlítása

A 2. 3. és 4. táblázatok tartalmazzák az egyes (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm mélységből vett) talajrétegek almintáinak átlagát, szórását, és az ezek alapján felállított ANOVA-csoportokat a 17 mért jellemző esetén.

A zárt és a nyílt sziklagyepet rétegenként differenciálatlan pH jellemzi, míg a feketefenyves esetében a legfelső 5 cm-en pH-csökkenés következett be. A zárt sziklagyepben lefelé csökken a szervesanyag-tartalom, a K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , P_2O_5 , K_2O , és NH_4^+ , valamint az összes Ca és Ba koncentrációja. A nyílt gyepekben ehhez képest a szerves anyag, a SO_4^{2-} , P_2O_5 , NO_3^- koncentrációja az egyes rétegekben nem különbözik, a Ca^{2+} , Mg^{2+} , K_2O koncentrációja lefelé nő. A feketefenyves talajában a szervesanyag, a K^+ és az NH_4^+ koncentrációja a felső 5 cm-ben magasabb, míg a Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , P_2O_5 , az összes Na-, Mg-, K- és Ba-elemmennyisége az egyes rétegek között nem mutat szignifikáns eltérést. Mindezek alapján az egyes talajokban a három réteg differenciálódása – a szervesanyag-tartalom, az összes Ca-, Mg- és Ba-mennyiség (azaz a kőzetalkotó alkáliföldfémek mennyiségének) és a talajoldat főbb kation- és anion-tartalmának eloszlását figyelembe véve – különbözőnek tekinthető.

A nyílt- és zárt dolomitsziklagyep, valamint a feketefenyves és a zárt dolomitsziklagyep talajának összehasonlítása

Az 5., 6. és 7. táblázatok tartalmazzák az egyes talajok (NG, SG, PP) almintáinak átlagát, szórását, valamint a nyílt sziklagyep (SG) és a feketefenyves (PP) talaj-jellemzőinek a zárt sziklagyep megfelelő értékeitől való eltérését, a 17 mért jellemzőre vonatkozóan.

A nyílt sziklagyep talajának vizes kivonatából mért Ca^{2+} , SO_4^{2-} és NH_4^+ koncentrációja mindhárom rétegben alacsonyabb a zárt sziklagyephez képest. A szervesanyag, a CO_3^{2-} és a Mg^{2+} mennyiségére ugyanez a felső két rétegben érvényes, a K^+ -, Na^+ - és HCO_3^- -koncentrációra az alsó két mintarétegben. Nincs különbség a három rétegbeli pH, P_2O_5 és NO_3^- -koncentráció értékében, valamint a 10-15 cm rétegbeli szervesanyag-, összes Na-, K-, Mg- és Ba-tartalom vonatkozásában.

A feketefenyves talajában a felső két rétegben a Mg^{2+} , mindhárom rétegben a Ca^{2+} , K^+ , NH_4^+ koncentrációja alacsonyabb, mint a zárt gyep talajában. A P_2O_5 , NO_3^- , SO_4^{2-} koncentrációjában egyik szintben sincs eltérés. A feketefenyves alatt a szervesanyag-tartalom egyik rétegben sem haladja meg a zárt gyep megfelelő rétegének szervesanyag-tartalmát.

2. táblázat. A zárt dolomitsziklagyep (NG) három talajrétegének összehasonlítása variancia-analízis alapján (n= 5).

Feltárás	Jellemző	0-5 cm			5-10 cm			10-15 cm		
		átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport
	szervesanyag, t%	24,9	6,5	A	18,3	2,5	A/B	12,0	4,8	B
	pH (H ₂ O)	7,4	0,1	A	7,4	0,0	A	7,5	0,1	A
	Ca^{2+} , mg/kg	271	31,1	A	226	8,2	B	200	14,4	B
	Mg^{2+} , mg/kg	105	13,7	A	87,1	3,9	A/B	65,7	25,2	B
1:5 arányú	Na^+ , mg/kg	5,7	1,1	A	5,6	0,7	A	4,4	2,7	A
vizes kivonat	K^+ , mg/kg	19,5	2,7	A	14,9	2,6	A/B	12,4	2,8	B
	CO_3^{2-} , mg/kg	125	48,4	A	23,4	52,3	B	0	0	*
	HCO_3^- , mg/kg	968	418	A	933	91,3	A	851	88,5	A
	SO_4^{2-} , mg/kg	68,3	11,0	A	62,7	7,2	A	48,1	3,6	B
LE-kivonat	P_2O_5 , mg/kg	46,1	12,4	A	36,1	6,1	A/B	31,0	4,7	B
	K_2O , mg/kg	186	41,5	A	124	8,7	B	91,2	19,1	B
KCl-kivonat	NH_4^+ , mg/kg	36,6	4,5	A	26,2	4,0	B	17,8	4,0	C
	NO_3^- , mg/kg	22,6	18,3	A	8,2	4,6	A	6,6	2,4	A
	Összes Na, ppm	21,9	6,2	A	20,9	1,8	A	20,6	1,7	A
Királyvizes	Összes Mg, ppm	2942	207	A	3244	250	A/B	3428	238	B
feltárás	Összes Ca, ppm	12760	817	A	12140	573	A/B	11340	924	B
	Összes Ba, ppm	9,6	0,9	A	7,3	1,0	B	5,0	1,6	B

A „csoport” oszlopban azonos betű $p \leq 95\%$ -os, különböző betű $p > 95\%$ -os ANOVA-eltérést jelent. A/B jelzés esetén sem az A, sem a B csoporthoz viszonyítva nincs szignifikáns különbség. * jelzi azokat az eseteket, amikor elvi okból (0-érték) szignifikancia nem számolható, de az adott jellemző értéke jelentős eltérést mutat talajrétegenként. A méréshatár alatti értékeknél az átlagot és a szórást önkényesen 0-val jelöltük.

3. táblázat. A nyílt dolomitsziklagyep (SG) három talajrétegének összehasonlítása variancia-analízis alapján (n= 5). A jelölések magyarázata a 2. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	0-5 cm			5-10 cm			10-15 cm		
		átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport
1:5 arányú vizes kivonat	szervesanyag, t%	8,6	1,1	A	6,2	1,3	A	8,4	1,8	A
	pH (H ₂ O)	7,5	0,1	A	7,5	0,2	A	7,6	0,1	A
	Ca ²⁺ , mg/kg	101	12,0	A	127	16,4	B	121	12,4	B
	Mg ²⁺ , mg/kg	38,4	3,8	A	47,4	4,1	B	46,5	5,3	B
	Na ⁺ , mg/kg	7,5	2,7	A	1,1	1,0	B	0,0	0,0	*
	K ⁺ , mg/kg	13,4	6,3	A	5,7	5,4	B	2,9	1,7	B
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	0	0	-	0	0	-	0	0	-
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	420	43,4	A	530	56,5	B	416	62,2	A
SO ₄ ²⁻ , mg/kg	25,2	4,9	A	20,7	2,4	A	20,5	3,1	A	
LE-kivonat	P ₂ O ₅ , mg/kg	41,5	3,0	A	35,8	4,2	A	37,6	3,7	A
	K ₂ O, mg/kg	132	41,5	A	99,4	7,3	A	191	26,6	B
KCl-kivonat	NH ₄ ⁺ , mg/kg	11,0	4,6	A	6,5	1,8	B	9,5	2,2	A/B
	NO ₃ ⁻ , mg/kg	5,6	1,6	A	5,4	1,3	A	5,9	1,7	A
Királyvizes feltárás	Összes Na, ppm	22,0	1,6	A	25,1	2,7	A	24,1	2,9	A
	Összes Mg, ppm	3646	265	A	3598	845	A	3906	423	A
	Összes Ca, ppm	10840	623	A	12440	1021	B	12060	344	A/B
	Összes Ba, ppm	6,3	0,8	A	1,4	0,7	B	3,2	1,0	C

4. táblázat. A feketefenyves (PP) három talajrétegének összehasonlítása variancia-analízis alapján (n= 5). A jelölések magyarázata a 2. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	0-5 cm			5-10 cm			10-15 cm		
		átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport
1:5 arányú vizes kivonat	szervesanyag, t%	20,5	0,7	A	11,2	1,9	B	12,9	2,7	B
	pH (H ₂ O)	7,1	0,1	A	7,4	0,1	B	7,3	0,1	B
	Ca ²⁺ , mg/kg	161	14,8	A	169	10,9	A	165	9,8	A
	Mg ²⁺ , mg/kg	70,4	8,5	A	62,4	7,3	A	64,1	6,3	A
	Na ⁺ , mg/kg	6,0	2,4	A	0,5	0,9	B	0	0	*
	K ⁺ , mg/kg	2,8	3,8	A	0,4	0,8	A	0	0	-
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	0,0	0,0	-	0	0	-	0	0	-
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	553	75,2	A	514	49,5	A	525	54,4	A
SO ₄ ²⁻ , mg/kg	50,9	8,8	A	52,6	5,5	A	47,5	2,3	A	
LE-kivonat	P ₂ O ₅ , mg/kg	34,9	3,1	A	30,4	5,4	A	31,1	7,0	A
	K ₂ O, mg/kg	185	18,0	A	171	14,4	A	218	6,5	B
KCl-kivonat	NH ₄ ⁺ , mg/kg	15,7	6,4	A	7,7	2,7	B	9,3	1,9	B
	NO ₃ ⁻ , mg/kg	11,4	1,2	A	10,4	3,0	A/B	7,8	1,1	B
Királyvizes feltárás	Összes Na, ppm	15,1	3,0	A	16,1	2,0	A	15,9	2,2	A
	Összes Mg, ppm	2342	245	A	2286	284	A	2360	413	A
	Összes Ca, ppm	10648	638	A	10412	538	A	10534	854	A
	Összes Ba, ppm	11,1	1,2	A	9,8	1,6	A	10,8	1,2	A

5. táblázat. A zárt dolomitsziklagyep, a nyílt dolomitsziklagyep és a feketefenyves 0-5 cm mélységű talajrétegeinek összehasonlítása t-próba alapján (n= 5).

Feltárás	Jellemző	zárt dsz. (NG)		nyílt dsz. (SG)			feketefenyves (PP)		
		átlag	szórás	átlag	szórás	szign.	átlag	szórás	szign.
	szervesanyag, t %	24,9	6,5	8,6	1,1	++	20,5	0,7	-
	pH (H ₂ O)	7,4	0,1	7,5	0,1	-	7,1	0,1	++
	Ca ²⁺ , mg/kg	271	31,1	101	12,0	++	161	14,8	++
	Mg ²⁺ , mg/kg	105	13,7	38,4	3,8	++	70,4	8,5	++
1:5 arányú	Na ⁺ , mg/kg	5,7	1,1	7,5	2,7	-	6,0	2,4	-
vizes	K ⁺ , mg/kg	19,5	2,7	13,4	6,3	+	2,8	3,8	++
kivonat	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	125	48,4	0	0	*	0	0	*
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	968	418	420	43,4	+	553	75,2	+
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	68,3	11,0	25,2	4,9	++	50,9	8,8	+
LE-kivonat	P ₂ O ₅ , mg/kg	46,1	12,4	41,5	3,0	-	34,9	3,1	-
	K ₂ O, mg/kg	186	41,5	132	41,5	+	185	18,0	-
KCl-kivonat	NH ₄ ⁺ , mg/kg	36,6	4,5	11,0	4,6	++	15,7	6,4	++
	NO ₃ ⁻ , mg/kg	22,6	18,31	5,6	1,6	-	11,4	1,2	-
	Összes Na, ppm	21,9	6,2	22,0	1,6	-	15,1	3,0	+
Királyvizes	Összes Mg, ppm	2942	207	3646	265	++	2342	245	++
feltárás	Összes Ca, ppm	12760	817	10840	623	++	10648	638	++
	Összes Ba, ppm	9,6	0,9	6,3	0,8	++	11,1	1,2	+

Rövidítések: ++ jelöli a zárt sziklagyeptől való $p > 99\%$, + a $99\% \geq p > 95\%$ eltérést, - a $p \leq 95\%$ eltérést; szign.= szignifikancia; dsz.= dolomitsziklagyep. * Jelzi azokat az eseteket, amikor elvi okból (0-érték) szignifikancia nem számolható, de az adott jellemző értéke jelentős eltérést mutat. A mérés határ alatti értékeknél az átlagot és a szórást önkényesen 0-val jelöltük.

6. táblázat. Az 5-10 cm mélységű talajrétegek összehasonlítása t-próba alapján (n= 5). A rövidítések feloldása az 5. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	zárt dsz. (NG)		nyílt dsz. (SG)			feketefenyves (PP)		
		átlag	szórás	átlag	szórás	szign.	átlag	szórás	szign.
	szervesanyag, t %	18,3	2,5	6,2	1,3	++	11,2	1,9	++
	pH (H ₂ O)	7,4	0,0	7,5	0,2	-	7,4	0,1	-
	Ca ²⁺ , mg/kg	226	8,2	127	16,4	++	169	10,9	++
	Mg ²⁺ , mg/kg	87,1	3,9	47,4	4,1	++	62,4	7,3	++
1:5 arányú	Na ⁺ , mg/kg	5,6	0,7	1,1	1,0	++	0,5	0,9	++
vizes	K ⁺ , mg/kg	14,9	2,6	5,7	5,4	++	0,4	0,8	++
kivonat	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	23,4	52,3	0	0	*	0	0	*
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	933	91,3	530	56,5	++	514	49,5	++
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	62,7	7,2	20,7	2,4	++	52,6	5,5	+
LE-kivonat	P ₂ O ₅ , mg/kg	36,1	6,1	35,8	4,2	-	30,4	5,4	-
	K ₂ O, mg/kg	124	8,7	99,4	7,3	++	171	14,4	++
KCl-kivonat	NH ₄ ⁺ , mg/kg	26,2	4,0	6,5	1,8	++	7,7	2,7	++
	NO ₃ ⁻ , mg/kg	8,2	4,6	5,4	1,3	-	10,4	3,0	-
	Összes Na, ppm	20,9	1,8	25,1	2,7	++	16,1	2,0	++
Királyvizes	Összes Mg, ppm	3244	250	3598	845	-	2286	284	++
feltárás	Összes Ca, ppm	12140	573	12440	1021	-	10412	538	++
	Összes Ba, ppm	7,3	1,0	1,4	0,7	++	9,8	1,6	++

7. táblázat. A 10-15 cm mélységű talajrétegek összehasonlítása t-próba alapján (n= 5). A rövidítések feloldása az 5. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	zárt dsz. (NG)		nyílt dsz. (SG)			feketefenyves (PP)		
		átlag	szórás	átlag	szórás	szign.	átlag	szórás	szign.
	szervesanyag, t %	12,0	4,8	8,4	1,8	-	12,9	2,7	-
	pH (H ₂ O)	7,5	0,1	7,6	0,1	-	7,3	0,1	-
	Ca ²⁺ , mg/kg	200	14,4	121	12,4	++	165	9,8	++
	Mg ²⁺ , mg/kg	65,7	25,2	46,5	5,3	-	64,1	6,3	-
1:5 arányú vizes kivonat	Na ⁺ , mg/kg	4,4	2,7	0	0	*	0	0	*
	K ⁺ , mg/kg	12,4	2,8	2,9	1,7	++	0	0	*
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	0	0	0	0	-	0	0	-
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	851	88,5	416	62,2	++	525	54,4	++
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	48,1	3,6	20,5	3,1	++	47,5	2,3	-
LE-kivonat	P ₂ O ₅ , mg/kg	31,0	4,7	37,6	3,7	+	31,1	7,0	-
	K ₂ O, mg/kg	91,2	19,1	191	26,6	++	218	6,5	++
KCl-kivonat	NH ₄ ⁺ , mg/kg	17,8	4,0	9,5	2,2	++	9,3	1,9	++
	NO ₃ ⁻ , mg/kg	6,6	2,4	5,9	1,7	-	7,8	1,1	-
	Összes Na, ppm	20,6	1,7	24,1	2,9	+	15,9	2,2	++
Királyvizes feltárás	Összes Mg, ppm	3428	238	3906	423	+	2360	413	++
	Összes Ca, ppm	11340	924	12060	344	-	10534	854	-
	Összes Ba, ppm	5,0	1,6	3,2	1,0	+	10,8	1,2	++

Az eredmények értékelése

A mintaterületek jellegéből adódóan az alapkőzet tömörsége miatt a 15 cm alatti mintavétel (különösen a nyílt gyepek esetében) komoly problémákba ütközött volna. Ugyanezen okból teljességében megvalósíthatatlan mintaterületeinken a klasszikus talajtani szelvényleírás is. Mindhárom vegetációtípus talajában a 2 mm-nél nagyobb méretű frakció arányát – rétegektől függően – 0-80 %-ra becsültük: mindhárom talaj vázталajnak tekinthető. Mivel talajtani értékelésünk a vegetációra gyakorolt lehetséges hatást célozza, a 2 mm-nél nagyobb méretű kövek mintából való kizárását elfogadhatónak tartjuk, a frakciónak a növényi gyökerek számára nem meghatározó, kis fajlagos felülete miatt. A három talajréteg (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm) összehasonlítása talajtani szempontból önkényesnek tűnhet, de botanikai szempontból értelmet nyer, mivel így az azonos gyökerezési mélységek összevetésére nyílik lehetőség.

A két sziklagyep összehasonlításakor a pH-értékét mindhárom talajmélységben azonosnak találtuk, a kapott értékek (7,4 – 7,5) pedig leginkább Babai (1966) és Kovács Láng (1966) adataihoz állnak közel. A nyílt sziklagyep javára mutató jellegűen magasabb pH-értéket (Járó 1996) eredményeink nem támasztják alá.

A nyílt dolomitsziklagyep talajában a zárt dolomitsziklagyephez képest alacsonyabb szervesanyag, Ca²⁺, SO₄²⁻, NH₄⁺, Mg²⁺ és K⁺- tartalmak összefüggésbe hozhatók a nyílt gyepek alacsonyabb borítottsági értékeivel, a vegetáció alacsonyabb föld feletti és alatti biomasszájával. A szervesanyag mennyisége, az összes Na-, K-, Mg- és Ba-tartalom 10-15 cm-es szintű hasonlósága arra utal, hogy e szintben már mindkét társulástípus talajában az

alapkőzet hatása dominál, mivel a nem oldott alkáliföldfém-elemtartalom döntően az alapkőzet eredetű ásványi részekhez köthető. A zárt gyepon a Ca^{2+} , a Mg^{2+} és a K_2O koncentrációja felfelé, míg a nyílt gyepon lefelé nő. Ennek magyarázata az lehet, hogy míg a zárt gyepon a 10-15 cm-es réteg gyökerekkel gazdagon behálózott, addig a nyílt gyepon növényei számára a 0-5 cm mély réteg a döntő felszívási zóna, az ennél mélyebb rétegekbe kevésbé hatolnak le a gyökerek, és így a tápanyagfelszívás is kisebb. Az a megfigyelés, miszerint a feketefenyves talajának három vizsgált rétegében nincs szignifikáns eltérés az összes mért elemtartalom és a legtöbb kation- és anionkoncentráció értékében, cáfolja a kilúgzásra vonatkozó feltételezéseket.

A három talajmélységben megmért tizenhét változóból adódó ötvenegy összevethető adatpárból 29 esetben szignifikánsan alacsonyabb mennyiségek mutatkoztak a nyílt sziklagyepon. Fordított szignifikáns relációt 6 esetben regisztráltunk, míg 16 talajtani jellemzőt azonosnak találtunk a két gyepon. Összességében ez igen jelentős eltérést tükröz, ami egyértelműen mutatja, hogy a növényzetükben markánsan különböző nyílt- és zárt dolomitsziklagyepek talajtani vonatkozásban is élesen elkülönülnek.

A feketefenyves alatt a várt elsavanyodás csak a felső talajrétegben volt kimutatható ($\text{pH} = 7,1 \pm 0,1$). Egyes mintaterületein Járó (1996) szintén a felső rétegekben mért alacsony pH-értékeket, de adatai viszonylag tág határok között változtak ($\text{pH} = 6,7 - 7,5$). A szervesanyag-tartalom egyik szintben sem haladta meg a zárt gyepon szervesanyag-tartalmát, mi több, a középső szintben (5 – 10 cm) a zárt gyepi érték szignifikánsan magasabb. Bár a váltakozó mintavételi mélységek Járó adatai vonatkozásában némileg megnehezítik az összevetést, mérései szintén arra utalnak, hogy a zárt gyepon talajának humusztartalma valamelyest meghaladja a feketefenyvesben tapasztalhatót (Járó 1996). Így a feketefenyves talajában a vélt magasabb szervesanyag-tartalom legfeljebb az általunk már nem vizsgált, 15 cm-nél mélyebb talajrétegekben feltételezhető.

Az 51 adatpár összevetéséből adódó relációk szerint 30 esetben a zárt gyepi értékek szignifikánsan magasabbaknak mutatkoztak. A feketefenyves talajában mért értékek csak 5 esetben voltak szignifikánsan nagyobbak, de ezek közül is 3 adat az összes Ba tartalomra vonatkozik, amely a növények számára indifferens.

A fentiek alapján a feketefenyvessel végzett kopárfásítás hatására a talaj tápanyagtőkéjének jelentős növekedésével nem számolhatunk. A növényzetre gyakorolt hatás tekintetében megemlíthető még, hogy a zárt gyepon képest a feketefenyves talaja a felső 15 cm-es rétegben nagyobb homogenitást mutat. Ez a mikro-habitatok uniformizálódása révén szintén hozzájárulhat a dolomitnövényzet feketefenyves alatt megfigyelhető – általában az árnyalásnak tulajdonított – elszegényedéséhez (Bódis 1993, Bartha 2001). Összességében elmondható, hogy a feketefenyvesítés negatívumai – tájidegen fafaj, tűzveszélyes (Tamás 2001), mint monokultúra növényegészségügyileg veszélyeztetett (Koltay 1998, 1999) – mellett általában hangoztatott legfőbb pozitívuma, a humusztartalom növelése által kifejlesztett talajjavító hatás eredményeink fényében nem nyert alátámasztást.

Összefoglalás

A természetes dolomitvegetáció mellett a XX. sz. kezdetétől megjelent, majd több hullámban egyre növekedett a feketefenyvesek jelenléte a pannon dolomitlejtkön. A kopárosok fenyesítésének elsődleges célja a talajerózió megállítása, visszafordítása volt. Dolgozatunk célja, hogy sztenderdizált módon végrehajtott, és statisztikai eljárásokkal is értékelhető mintavétel segítségével: 1) összehasonlítsuk a nyílt- és zárt dolomitsziklagyepek talaját, 2) megállapítsuk a zárt dolomitsziklagyepekre telepített feketefenyvesek talajmódosító hatását.

A laboratóriumi vizsgálatokhoz mindhárom termőhelyről három talajrétegből vettünk mintát (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm), majd meghatároztuk az általános talajkémiai sajátosságokat, a talajminták felvehető N-, P-, K-, valamint az összes Na-, Mg-, Ca-, Ba-tartalmát.

A nyílt dolomitsziklagyep talajában a zárt dolomitsziklagyephez képest többek között alacsonyabb szervesanyag, Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Mg^{2+} és K^+ tartalmakat mutattunk ki. Az összes vizsgált változót figyelembe véve megállapítható, hogy a két sziklagyep talaja igen jelentős mértékben különböző.

A feketefenyves alatt savanyodást csak a felső (0 – 5 cm-es) talajrétegben mutattunk ki. A szervesanyag-tartalom egyik vizsgált szintben sem haladta meg a zárt gyepek szervesanyag-tartalmát, és a mért változók meghatározó többsége (pl. Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , NH_4^+ , stb.) a feketefenyves talajában kisebb mennyiségben volt jelen. Ugyanakkor a zárt gyepekhez képest a feketefenyves talaja a felső 15 cm-es rétegében nagyobb homogenitást mutatott. A kapott eredmények a feketefenyvesítés általában hangoztatott fő pozitívumát, a talajjavító hatást, nem támasztják alá.

Köszönetnyilvánítás

A terepi mintavételezésben nyújtott segítségért Radimszky Lászlónak, az elemvizségeket elvégzéséért Koncz Józsefnek tartozunk köszönettel. A kéziratához fűzött számos jobbító észrevételért Tóth Tibornak mondunk köszönetet. Munkánkhoz az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (OTKA) T-037732 és T-038280 számú pályázatait anyagi támogatást biztosítottak.

Irodalom

- Babai Á. (1966): Cönológiai és talajökológiai vizsgálatok a *Botrychium lunaria* (L.) SW. kislépcsőségi lelőhelyén. – Acta Biol. Debrecina 4: 3-15.
- Bartha S. (2001): Életre keltett mintázatok. A JNP-modellekről. – In: Oborny B. (szerk.) Teremtő sokféleség. Emlékezések Juhász-Nagy Pálra, pp: 61-95. a MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- Borbás V. (1900): A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete. – A M. Földrajzi Társaság Balaton-Bizottsága kiadása, Budapest.
- Borhidi A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. – Bot. Közlem. 46: 275-285.
- Bódis J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. – Bot. Közlem. 80(2): 129-139.
- Bódis J. (1998): Adatok az *Orchis ustulata* biológiájához. – In: Csontos P. (szerk.) Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása, pp: 27-40. Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos P. és Lőkös L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai hg. dolomitvidékén – Szünbotanikai alapozás természetvédelmi területek felméréséhez. – Bot. Közlem. 79(2): 121-143.
- Csontos P., Horánszky A., Kalapos T. és Lőkös L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – Annls hist.-nat. Mus. natn. hung. 88: 69-77.

- Debreczy Zs. (1966): Die xerothermen Rasen der Péter- und Tamás-Berge bei Balatonarács. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* 58: 223-241.
- Debreczy Zs. (1973): A balaton-felvidéki Péter-hegy és környéke cönológiai vizsgálata. – *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 12: 191-220.
- Draskovits R. (1967): A *Linum dolomiticum* Borb. cönológiai viszonyai. – *Bot. Közlem.* 54(3): 193-201.
- Draskovits R. és Molnár E. (1970): Vergleich einiger zönologischer, ökologischer Merkmale der xerothermen Eichen- und gepflanzten Schwarzkieferbestände in den Csiki-Bergen. – *Ann. Univ. Sci. Budapest* 12: 111-115.
- Fekete G., Tölgyesi Gy. és Horánszky A. (1989): Dolomite versus limestone habitats: a study of ionic accumulation on a broader floristic basis. – *Flora* 183: 337-348.
- Járó Z. (1996): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvédelmi Közlem.* 3-4: 21-53.
- Jobbágy, E. és Jackson, R. B. (2000): The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. – *Ecological Applications*, 10(2): 423–436.
- Kalapos T. (1998): A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) Pilis-tetői populációjának dinamikája. – In: Csontos P. (szerk.) *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*, pp: 41-54. Scientia Kiadó, Budapest.
- Koltay A. (1998): A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton gomba biológiájának vizsgálati eredményei. – *Erdészeti Kutatások* 88: 251-271.
- Koltay A. és Nagy L. (1999): Feketefenyő klónok fogékonysága a *Sphaeropsis sapinea* és *Dothistroma septospora* kórokozók fertőzésével szemben. – *Erdészeti Kutatások* 89: 151-162.
- Kovácsné Láng E. (1966): Összehasonlító talaj- és növényanalízis dolomit- és mészkő-sziklagyepekben. – *Bot. Közlem.* 53(3): 175-184.
- Lakanen, E. és Erviö, R. (1971): A comparision of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223-232. Mihók B. (1999): Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. – *Természetvédelmi Közlem.* 8: 49-65.
- Pápa M. (1956): *Budai hegyek útikalauz.* Sport lap- és könyvkiadó, Budapest.
- Penksza K., Káder F. és Benyovszky B. M. (1996): Vegetációtanulmány a Balatonalmádi (Vörösberény) melletti Megye-hegyről. – *Bot. Közlem.* 83(1-2): 71-90.
- Podani J. (1978): A method for clustering of binary (floristical) data in vegetation research. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 24(1-2): 121-137. Podhradszky, A. (1866): Előhegyeink kopár déloldalainak, tisztásainak s vizmosásainak legbiztosb és legolcsóbb erdősítéséről. – *Erdészeti és Gazdászati Lapok* 5: 22-32.
- Székely M. (1868): A feketefenyő (*Pinus austriaca*) művelésének és terjesztésének hasznairól. – *Erdészeti Lapok* 7: 205-210.
- Szollát Gy. és Bartha S. (1991): Pattern analysis of dolomire grassland communities using information theory models. – *Abstracta Botanica* 15: 47-60.
- Tamás J. (2001): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. – *Természetvédelmi Közlem.* 9: 75-85.

- Tyurin, I.V. (1951): K metodike analiza dlja szovesennogo uzucsenyija szosztava pocsvenogo peregnojo ili gumusza. – In: Trudü Pocsvennogo Insztituta V. V. Dokucsajeva, AN. SSSR, Moszkva. 38: 5.
- Zólyomi B. (1942): A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. Die Mitteldonau-Florenscheide und das Dolomitphänomen. – Bot. Közlem. 39(5): 209-231.
- Zólyomi B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi M. (szerk.) Budapest természeti képe, pp: 508-642. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Zólyomi B. (1987): Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. – Acta Bot. Hung. 33(1-2): 3-18.

Summary

Pedological comparisons of dolomite rock grasslands and Austrian pine plantations

András Halbritter, Péter Csontos, Júlia Tamás and Attila Anton

Austrian pine plantations appeared in the beginning of the 20th century on the original dolomite rock grasslands in Hungary, and since then its area increased due to several plantation efforts. The wish to decrease and revolve soil erosion supported the conversion of dolomite grasslands into Austrian pine plantations.

The aim of our work are statistical comparisons 1) of the soils of a closed dolomite rock grassland and an open dolomite rock grassland 2) to determine the pedological effect of an Austrian pine forest planted on a closed dolomite rock grassland. Standardized field sampling was carried out in three soil layers (0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm) of the three studied vegetation types. Statistical comparisons were based on the analyses of classical chemical parameters, available N, P, K and Na, Mg, Ca, Ba contents of the soils.

In case of the open dolomite grassland a lower soil organic content, Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Mg^{2+} and K^+ concentrations were detected, compared to the closed dolomite grassland. Considering the whole set of the measured soil variables great differences appeared between the two grasslands.

Under Austrian pine plantation an acidification was significant only in the uppermost 5 cm. Regarding the organic matter content the pine plantation soils never exceeded the corresponding soil layers of the closed dolomite grasslands. The majority of the measured variables (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , NH_4^+ , etc.) had lower values in the pine plantation soil, than that of the closed dolomite grassland. However, the pine plantation soil was more homogenous within the upper 15 cm layer. Soil amelioration on dolomite slopes, the commonly believed positive effect of Austrian pine plantations is not supported by our results.

Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben³

Cseresnyés Imre, Bózsing Erika és Csontos Péter

Kulcsszavak: égtáji kitettség, feketefenyő, felhalmozott avar, korcsoport, *Pinus nigra*, tűavar

Bevezetés

A feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) telepítését hazánkban a XIX. század második felében kezdték meg, elsősorban talaj- és tájvédelmi megfontolásokból. A dolomitkopárokon a talajerózióknak és a táj lepusztulásának megakadályozása, az Alföld vidékein pedig a homokterületek fásítása volt a fő szempont, később azonban már a fatermesztési célok kerültek előtérbe (Tamás 2001a). A feketefenyvesek területe az azóta eltelt több mint száz év során fokozatosan növekedett, és mára túllépte a 70 000 hektárt, amely a magyarországi erdőterületek mintegy 4,2%-át jelenti. Az állományok jelentős része a nagyalföldi homokvidékeken (59%), valamint a Dunántúli-középhegységben (18%) található, a fennmaradó részt az ország egyéb tájegységeire telepítették (Szabó 1997, Tamás 2001a).

A feketefenyő telepítése számos természetvédelmi problémát vet fel. A középhegységek dolomit alapkőzetén kialakult sziklagyepek botanikai szempontból rendkívül értékes élőhelyek, melyek igen fajgazdagok, gyakran bennszülött és reliktum fajokat is őriznek, koegzisztenciális változatosságuk pedig kiemelkedő mértékű, ezért fokozott védelemre érdemesek (Zólyomi 1958, Csontos és Lőkös 1992, Bartha et al. 1998). Mivel a dolomiton élő növények nem adaptálódtak a fényhiányhoz, a fenyvesítés hatására bekövetkező erős árnyékolás miatt az őshonos flóra nagymértékben elszegényedik, és ez számos növényfaj lokális kipusztulásához vezet (Borhidi 1956, Bódis 1993, Horánszky 1996, Járó 1996, Csontos et al. 1998, Tamás és Csontos 1998, Tamás 2003). Az élőhely kedvezőtlené válásához a nagy mennyiségben felhalmozódó tűavar és a talaj kémiai elem tartalmának részbeni megváltozása is hozzájárul (Cseresnyés és Bózsing 2002, Halbritter et al. 2003). A feketefenyő esetenkénti eltávolítását követően a növényzet regenerációja lassú, mivel a fenyőállományok alatt eltöltött, általában több évtizednyi idő alatt a dolomitvegetáció magbankja nagymértékben elszegényedik (Csontos et al. 1996, 1998).

A fenyvesítés a flóra mellett a faunára is igen kedvezőtlen hatású, a fenyőállományokban jóval szegényesebb állatközösségeket találunk, mint az eredeti dolomitsziklagyepben vagy karsztbokorerdőben (Nagy 1996, Török és Tóth 1996).

A felsorolt gondok egy része nyilván azzal is összefüggésbe hozható, hogy a feketefenyő eredeti areája balkán-mediterrán súlyponttal Szicíliától az Alpokon keresztül Kis-Ázsiáig terjed (Meusel et al. 1965), így hazánkban tájidegen és társulásidegen egzóta faj.

A feketefenyő telepítése erdészeti szempontú problémákkal is jár. Egyrészt kitermelése a meredek hegyoldalakon nagyon nehézkes, alig gépesíthető, ezért gazdaságtalan. Másrészt fájának magas gyantatartalma, és a nehezen feltisztuló törzs ággöcsös szerkezete miatt felhasználhatósága nem annyira sokoldalú, mint az erdeifenyőé (Molnár 2000). Az ágörvök

³ Megjelent: *Természetvédelmi Közlemények* 10: 37-49, 2003.

helyén keletkező „szárnyas göcsök” lerontják mechanikai tulajdonságait, fűrészipari felhasználhatóságát pedig a gyakori kékülés, a „vaseresség” és a nagy gyantatáskák is korlátozzák (Molnár és Bariska 2002).

A legsúlyosabb gazdasági-természetvédelmi probléma azonban a viszonylag gyakran pusztító erdőtűz, mely igen nagy károkat képes okozni (Zambó 1995, Tamás 1997, Tamás és Csontos 1998, Tamás 2001b). Egy területet akkor tekinthetünk tűzveszélyesnek, ha az éghető anyagok elégeése során több hő szabadulna fel, mint amennyi az adott időpontban ott lévő víz elpárologtatásához szükséges (Ghimessy 1995). Az állomány tűzveszélyessége meteorológiai tényezőktől, valamint az éghető szerves anyag mennyiségétől függ (Bussay 1995, Viegas 1998). Az erdei ökoszisztémákban található szerves anyag mennyisége többszörösen felülmúlja a nem erdei vegetációkéét (Précsényi 1971, Molnár 1975), így a telepített fekete-fenyvesek (főként a nagy mennyiségben felhalmozódó, gyantás tűavarrjuk miatt) a területet korábban borító gyepeknél sokszorosan tűzveszélyesebbek lehetnek. Ezt igazolják az elmúlt években a Dunazug-hegységben bekövetkezett fenyvestüzek (Zambó 1995, Tamás 1997). Mivel a tűz kialakulása és a tűzkár összefügg az éghető anyag mennyiségével, ezért célunk a gyúlékony avarfrakció tömegének meghatározása, illetve annak megállapítása, hogy ez milyen összefüggést mutat az állományok korával és égtáji kitettségével.

Anyag és módszer

Az avarméréseket 2002. májusától októberig végeztük a Budai-hegységben és a Pilis DK-i részén, 21-108 éves korig terjedő *Pinus nigra* állományokban. A fenyvesek pontos helyéről és koráról a Pilisi Parkerdőgazdaság Budapesti, Budakeszi és Pilisszentkeresztzi Erdészetei adtak felvilágosítást. Az állományokat 4 korcsoportba soroltuk: 20-40 éves, 40-60 éves, 60-80 éves és 80 évnél idősebb. Minden korcsoportra vonatkozóan 12 állományban (4 északi, 4 déli és 4 plató kitettségűben) végeztünk mintavételezést.

Mintaterületeinket az adott állomány egy általunk reprezentatívnak ítélt helyén jelöltük ki (amely mentesnek látszott állati és emberi behatásoktól, valamint nem volt észlelhető benne az avar túlzott felgyülemelése, illetve szél vagy csapadék általi lehordódása). GPS segítségével meghatároztuk ezek pontos földrajzi koordinátáit, a tengerszint feletti magasságot és az égtáji kitettséget. A lejtőszöveget becsléssel állapítottuk meg (1. táblázat). Az avar 3 frakcióra osztottuk fel: 1) tűavarr + 6 mm-nél nem vastagabb ágavarr (ez játszik szerepet a tűzgyulladás folyamatában), 2) ágavarr (6 mm-nél vastagabb), valamint 3) tobozavarr.

Az egyes mintaterületeken a vizsgálathoz 5 db 2 x 2 m-es kvadrátot jelöltünk ki. Ezekből begyűjtöttük a tűavarrt, és a nedves tömeget a helyszínen 50 g-os pontossággal meghatároztuk egy rugós gyorsmérleggel, majd az 5 kvadrátból származó eredményeket átlagoltuk. A mért tömeg 1-1 kvadrát esetében az avar nedvességtartalmától és az állomány korától függően 4-15 kg között változott. Az ágavarrt és a tobozavarrt kisebb összmennyisége miatt 16 m²-es területről (4 db 2 x 2 m-es kvadrátból összesítve) gyűjtöttük be és mértük. Az állományok sűrűségét is meghatároztuk: 10x10 m-es kvadrátot kijelölve megszámloltuk a fenyő egyedeket, továbbá mértük a törzsek mellmagassági kerületét (a talajtól 130 cm-es magasságban a fa lejtőnek felfelé néző oldalán; Newbould 1967).

1. táblázat. A vizsgált feketefenyvesek kora és geográfiai alapadatai. (kor [év], K=kitettség, L=lejtőszög [°], mérés napja (2002))

községhatár és erdőrészlet (földrajzi helynév)	Kor (év)	GPS-koordináták	K	L	Nap
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,489'; E 18°54,559'; 288m	dél	15	09.05
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,505'; E 18°54,496'; 293m	dél	15	09.19
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,507'; E 18°54,606'; 297m	dél	15	10.21
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,568'; E 18°54,569'; 335m	plató	0	09.05
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,553'; E 18°54,489'; 324m	plató	0	09.19
Üröm 2B (Péter-hegy)	23	N 47°35,280'; E 19°01,602'; 230m	észak	25	09.14
Üröm 2B (Péter-hegy)	23	N 47°35,277'; E 19°01,266'; 236m	plató	0	09.12
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,614'; E 18°51,407'; 290m	észak	35	08.29
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,599'; E 18°51,344'; 290m	észak	25	10.19
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,640'; E 18°51,440'; 305m	észak	25	10.19
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,646'; E 18°51,313'; 294m	dél	30	08.27
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,618'; E 18°51,397'; 302m	plató	0	08.27
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,609'; E 18°51,984'; 348m	észak	25	07.23
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,579'; E 18°52,070'; 357m	észak	25	10.01
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,575'; E 18°52,107'; 361m	észak	30	10.01
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,627'; E 18°52,055'; 340m	észak	20	10.23
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,588'; E 18°52,000'; 354m	dél	25	07.23
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,604'; E 18°52,052'; 363m	plató	0	07.18
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,827'; E 18°55,031'; 334m	dél	20	09.10
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,788'; E 18°55,101'; 338m	dél	20	09.11
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,818'; E 18°55,021'; 352m	dél	20	09.29
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,853'; E 18°54,951'; 346m	plató	0	09.10
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,843'; E 18°55,088'; 349m	plató	0	09.11
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,822'; E 18°55,070'; 355m	plató	0	09.29
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,711'; E 18°53,137'; 242m	észak	35	07.14
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°30,102'; E 18°50,688'; 249m	észak	25	08.22
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,643'; E 18°53,106'; 238m	észak	25	09.21
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,720'; E 18°53,151'; 251m	dél	40	07.04
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,733'; E 18°53,202'; 255m	dél	30	09.21
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,701'; E 18°53,202'; 276m	dél	25	10.05
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,679'; E 18°53,188'; 255m	dél	30	10.05
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,606'; E 18°53,162'; 285m	plató	0	05.01
Páty 56C (Pihenőerdő)	61	N 47°30,077'; E 18°50,676'; 266m	plató	0	08.22

1. táblázat. (folytatás)

Nagykovácsi 6C (Zsiros-hegy)	64	N 47°35,760'; E 18°54,008'; 412m	plató	0	07.21
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	68	N 47°37,201'; E 19°00,528'; 229m	észak	20	09.08
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	68	N 47°37,128'; E 19°00,535'; 253m	plató	0	09.08
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,021'; E 18°59,770'; 349m	dél	30	09.17
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,195'; E 18°59,843'; 355m	dél	25	09.18
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,106'; E 18°59,905'; 368m	plató	0	09.17
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,185'; E 18°59,853'; 363m	plató	0	09.18
Üröm 9B (Péter-hegy)	101	N 47°35,221'; E 19°02,006'; 229m	dél	20	09.14
Üröm 9B (Péter-hegy)	101	N 47°35,265'; E 19°01,247'; 243m	plató	0	09.12
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,324'; E 19°00,035'; 373m	észak	20	09.01
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,360'; E 19°00,055'; 369m	észak	20	10.04
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,277'; E 19°00,102'; 359m	észak	25	10.04
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,230'; E 19°00,189'; 363m	dél	15	09.03
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,297'; E 19°00,095'; 363m	plató	0	09.01
Pilisszentiván 15D (Zsiros-hegy)	108	N 47°35,913'; E 18°53,877'; 254m	észak	25	08.23

* = A terület nincs erdőtagokra osztva.

Minden mintaterület esetében, mindhárom mért avarfrakcióból elkülönítettünk egy-egy részmintát, majd ezeket jól záródó fémdobozokban (hogy kiszáradásukat megakadályozzuk) a laboratóriumba szállítottuk, és tömegüket 1 g-os pontossággal megmértük. Ezt követően a mintákat tálcákra helyezve szárítószekrényben 70 °C-on súlyállandóságig szárítottuk, majd száraztömegüket meghatároztuk. A nedves- és száraztömegek alapján kiszámítottuk a bevitt részminták szárazanyagtartalmát, majd ennek ismeretében meghatároztuk az állományokban felhalmozódott avar légszáraz tömegét kg/ha egységben.

A kitettség és korcsoport szerint is megegyező, tehát ismétlésnek tekintett minták adatainak egységességét kiugróérték-elemzéssel ellenőriztük. Ezen felül a terepen mért állomány-sűrűségek és fakerületek ismeretében kiszámoltuk a mintaterületek körlepösszegeit (mint a produktivitással összefüggő jellemzőt), és az azonos korú állományok esetén ellenőriztük, hogy nincs-e köztük kiugró körlepösszegű mintaterület. Mindhárom avarfrakció esetében adatainkat varianciaanalízis segítségével értékeltük az égtáji kitettség és a korcsoportok vonatkozásában (Sváb 1981). Szignifikáns különbségeket $p < 0,05$ szint teljesülése esetén fogadtunk el. Ha az összehasonlítandó csoportok szórásainak szignifikáns különbségei miatt varianciaanalízist nem használhattunk, akkor az adatértékelést Dunn-teszttel végeztük el.

Eredmények

Az állományokban mért avar mennyiségeket kg/ha egységben megadva a 2-4. táblázatokban foglaltuk össze, átlagolva az azonos korcsoporthoz és kitétséghoz tartozó eredményeket (n=4).

Avarmérési eredményeink között nem találtunk kiugró adatot, így egyiket sem zártuk ki a további elemzésből. Nem találtunk statisztikailag kiugró értéket az azonos korú állományok körkép-összegei között sem, tehát ezeket a mintaterületeket produktivitás szempontjából egységesnek tekinthetjük. Ebből következtethetünk arra, hogy egyik mérési területen sem volt olyan állománygyérítés, amely mesterséges módon csökkentette volna a felhalmozódott avar mennyiségét.

2. táblázat. Tüavar-mennyiségek a dolomitra telepített feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitétségek esetén.

Korcsoport	Észak		Dél		Plató	
	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás
20-40 év	12221	2156,2	10892	3176,6	11190	1788,7
40-60 év	12930	616,8	12610	252,1	13208	547,6
60-80 év	18120	1551,3	19270	609,0	15289	3196,3
80 év <	11957	1300,9	12684	502,8	12045	632,4

3. táblázat. Ágavar-mennyiségek a dolomitra telepített feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitétségek esetén. A felső indexben álló betűjelzések a varianciaanalízisben kapott csoportokat jelzik $p < 0,05$ szinten.

Korcsoport	Észak		Dél		Plató	
	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás
20-40 év	2089 ^a	348,5	1043 ^b	348,0	1189 ^b	210,7
40-60 év	2023	155,1	2035	352,8	2310	514,0
60-80 év	2537	803,5	2965	389,1	2788	1223,7
80 év <	2878	1855,0	2460	934,0	1655	846,9

4. táblázat. Tobozavar-mennyiségek a dolomitra telepített feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitétségek esetén

Korcsoport	Észak		Dél		Plató	
	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás
20-40 év	2305	684,1	2535	461,7	2235	564,9
40-60 év	2423	500,4	2795	623,3	2615	138,3
60-80 év	2733	1051,0	3216	598,3	3002	1500,6
80 év <	3175	1625,8	2183	604,7	1790	507,3

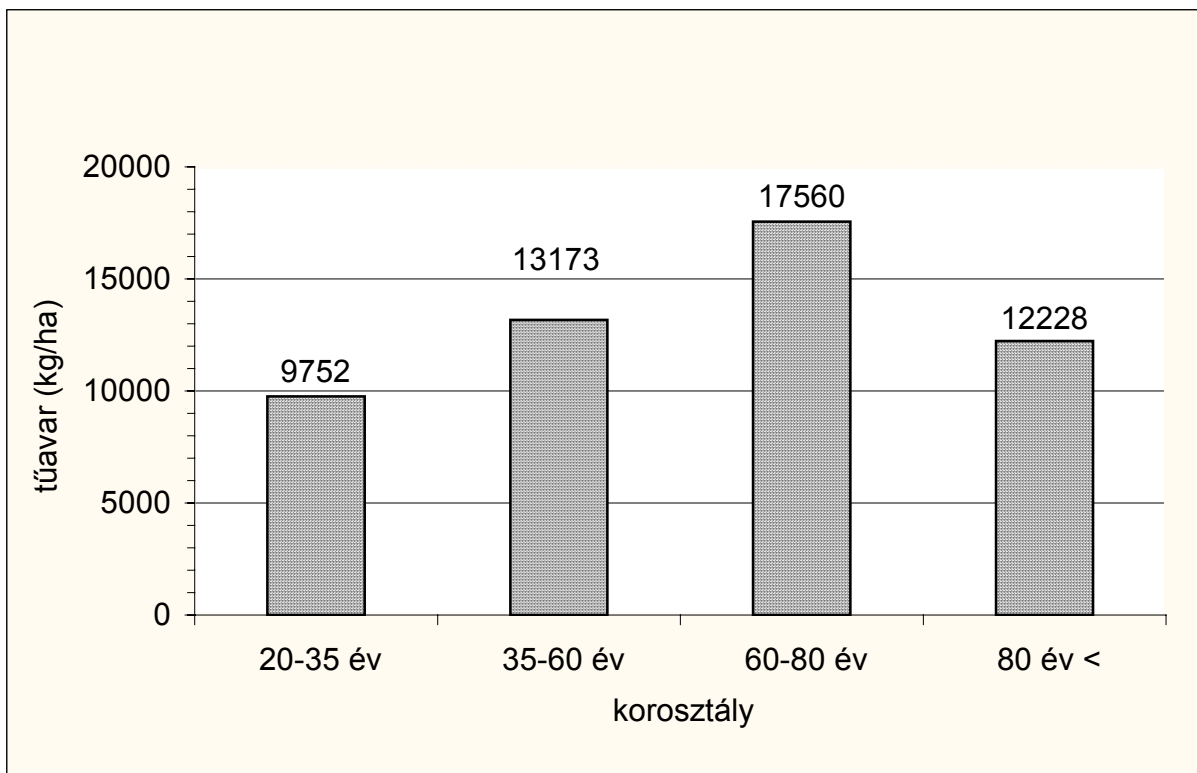
Az azonos korcsoportokhoz tartozó, különböző kitétségű mintaterületek avarmennyiség adatainak szórása a Bartlett-statisztika szerint azonosnak mutatkozott, ezért kiértékelésükhöz varianciaanalízist használtunk. Szignifikáns különbséget csak a 20-40 éves korcsoportban mért ágavarnál találtunk (az északi lejtőn mért ágavar mennyisége meghaladta a déli, illetve a plató kitétségekben mértéket). Mivel sem a többi korcsoportban, sem a tű- és tobozavar esetén nem kaptunk ilyen eredményt, ezt véletlen eltérésként értékeltük, és a továbbiakban figyelmen kívül hagytuk. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy mindhárom avarfrakció mennyisége független az állományok égtáji kitétségétől.

Az avarfrakciók mennyiségeinek korcsoport-függését vizsgálva problémát jelentett, hogy a 20-40 éves korcsoportban 21, 23 és 38 éves, a 40-60 éves korcsoportban pedig 43 és 46 éves állományok szerepelnek (1. táblázat). A tűavar esetén a 38 éves minták átlaga (13 789 kg/ha) jól láthatóan közelebb esett a 40-60 éves korcsoport átlagához (12 916 kg/ha), mint a 21-23 éves korúakéhoz (9752 kg/ha). Ezt az elvégzett t-próba is alátámasztotta, azaz a 21-23 éves és a 38 éves minták eredményei szignifikáns eltérést mutattak ($p < 0,001$; $t = 6,829$), ezzel ellentétben a 38 éves minták eredményei nem különböztek szignifikánsan a 40-60 éves korcsoport eredményeitől. Utóbbi esetben a szórások különbségét szignifikánsnak találtuk ($SD_{38\text{év}} = 1297,8$; $SD_{40-60\text{év}} = 517,7$), így a két csoportot Welch-tesztel hasonlítottuk össze. A kapott eredmények alapján a 40 éves korcsoport-határt 35 évre változtattuk. Így a továbbiakban a következő korcsoportokkal és mintaelem-számokkal dolgoztunk: 20-35 év ($n=7$); 35-60 év ($n=17$); 60-80 év ($n=12$); 80 év felett ($n=12$).

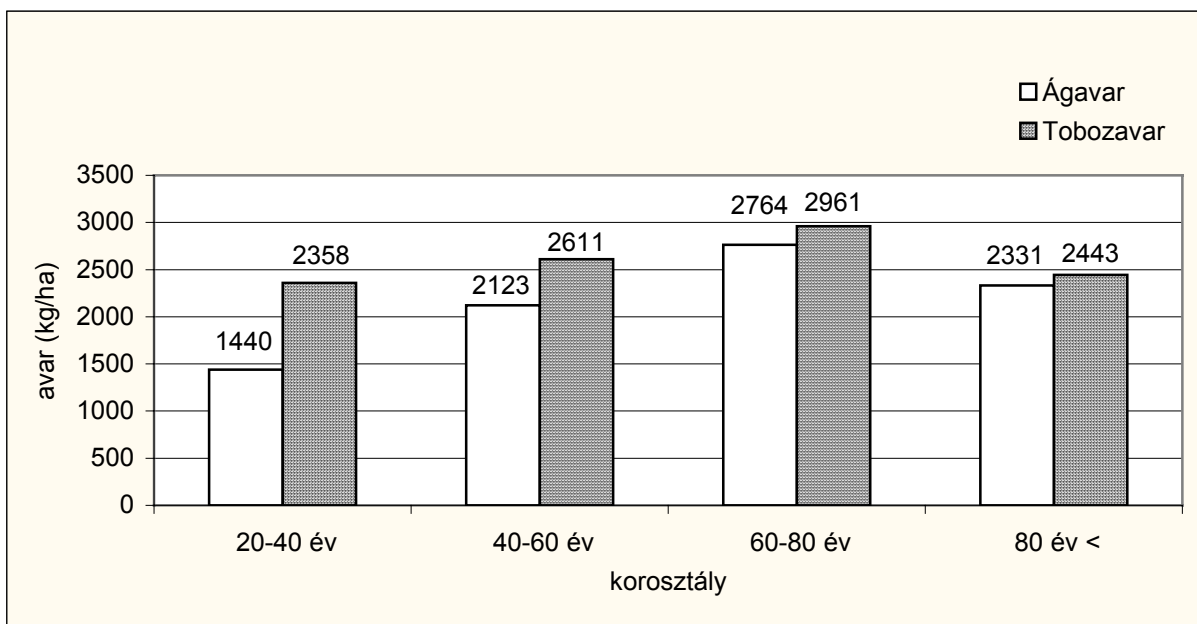
Az ágavar és a tobozavar esetén a 38 éves állományok eredményei nem különböztek szignifikánsan sem a 21-23, sem a 40-60 éves korcsoport eredményeitől, azaz a minták átsorolásának, illetve az ebből következő korcsoport-módosításnak nem volt alapja. Így az ág- és tobozfrakció esetén az eredeti korcsoportok megmaradtak.

A tűavar-mennyiség korfüggésének megállapításához Dunn-tesztet használtunk, mivel a szórások szignifikánsan különböztek. A teszt szignifikáns eltérést mutatott ki az alábbi korcsoportok között: 20-35 és 35-60 év ($p < 0,01$); 20-35 és 60-80 év ($p < 0,001$), 60-80 év és 80 év felett ($p < 0,001$) (5. táblázat). Ebből megállapítható, hogy a felhalmozódott tűavar mennyisége a 60-80 év közötti állományokban a legnagyobb (17560 kg/ha), eddig a korosztályig nő az állomány idősödésével, majd utána ismét csökkenést mutat (1. ábra).

Hasonló eljárással elemeztük az ág- és a tobozavar korfüggését is (5. táblázat). Az ágavarnál a 20-40 és a 60-80 éves korcsoportok között mutatkozott szignifikáns eltérés ($p < 0,001$), azaz a tűavarhoz hasonló emelkedő tendencia kisebb mértékben, de itt is megfigyelhető. Az idős állományokban az ágavar mennyisége valamelyest csökkent, de a különbség nem mutatkozott szignifikánsnak (2. ábra). A tobozavar esetében egyik csoport sem mutatott szignifikáns eltérést, a frakció mennyisége 2358 és 2961 kg/ha értékek között változott.



1. ábra. A felhalmozódott tűavar légszáraz tömege különböző korosztályokba tartozó feketefenyő-állományokban.



2. ábra. A felhalmozódott ág- és tobzavar légszáraz tömege különböző korosztályokba tartozó feketefenyő-állományokban.

Az eredmények értékelése

Eredményeinkből látható, hogy egyik avarfrakció mennyisége sem függ az állomány égtáji kitétségétől, viszont sikerült kimutatni korfüggő változásokat. A felhalmozódott tűavar mennyisége először nő az állomány idősödésével, a 60-80 éves korosztályban maximumot mutat, majd határozottan csökken. A növekedés az ágavar esetén is kimutatható volt, de az időskori visszaesés nem mutatkozott szignifikánsnak. A tobozavar mennyisége is növekedett, majd a legidősebb korcsoportban csökkent, azonban a mennyiségi különbségek egyetlen esetben sem voltak szignifikánsak. Az ág- és tobozavarra jellemző, hogy a tűavarnál nagyobb partikulumokban, és ezért kevésbé egyenletesen hullik. A tobozok eloszlását ezen kívül még a hullás utáni áthalmozódás is befolyásolja. Mindezek következtében adatainkat a tűavarnál nagyobb szórás jellemezte. Nagyobb mintaelemszám, vagy nagyobb kvadrátméret alkalmazásával csökkenthető lenne a szórás, és így feltehetőleg a toboz- és az ágavar mennyiségének korfüggő változása is kimutathatóvá válna. Megjegyzendő, hogy Newbould (1967) a lehulló ágavar mennyiségének méréséhez 20×20 m-es kvadrátot javasol a fent említett ok miatt.

Az erdő produkciója és a felhalmozódott avar mennyisége között szoros korreláció van (Kavvadias et al. 2001). A tűavar mennyiségének csökkenése tehát utal arra, hogy az idős állományok produkciója csökken. Gower és mtsai. (1996) összefoglaló munkát közölnek a föld feletti nettó primer produkció csökkenésének lehetséges okairól, és megállapítják, hogy az főként a mérsékelt és hideg égöv erdeire jellemző, trópusi területeken kevésbé jelentős. Egy általuk részletesen leírt *Picea*-állomány produkciójának maximuma 68 éves kornál jelentkezett, amely jól egyezik a dolomitra telepített feketefenyvesekben mért adatainkkal. Bessie és Johnson (1995) húsz kanadai *Pinus*-állományban végeztek avar-vizsgálatokat és annak mennyiségét minden korosztályban erősen ingadozóknak, de egyöntetűen kisebbnek találták, mint a magyarországi feketefenyvesekben mért értékek. Ennek oka lehet a csapadékos éghajlat, mivel az nagy mértékben elősegíti a dekomponálás folyamatát (Pausas 1997, De Santo et al. 2002). Filcheva és mtsai. (2000) bulgáriai feketefenyvesekben (a mi mérési területünkhöz hasonló éghajlati viszonyok között), 25 éves állományokban 7680 kg/ha tűavart mért, amely viszonylag jól közelíti saját eredményeinket (9752 kg/ha). Kavvadias és mtsai. (2001) ugyanakkor száraz, mediterrán klímájú görögországi feketefenyvesekben igen nagy tömegű, 40 000 kg/ha-os avar-produktumról számoltak be, Kurz és Thiéry (2000) pedig 43 000 kg/ha avartömeget talált 100 éves dél-franciaországi *Pinus*-állományokban. Mindkét tanulmány a klimatikus viszonyok okozta lassú lebomlással magyarázza a szerves anyag nagy mértékű felhalmozódását.

Mindezen tényezők (időjárás, nagy mennyiségben felhalmozódó éghető anyag) érthetővé teszik, hogy a leginkább tűzveszélyes területek a mediterrán, majd a szubtrópusi, és harmadikként a meleg mérsékelt égövi térségek (ahová Magyarország is tartozik).

Hazánkban először az IBP, ill. az annak folytatását képező MAB keretében születtek avarprodukciónak vonatkozó eredmények. Természetes állapotú cseres-tölgyesben Jakucs és munkatársai végeztek erdei avarprodukciónak vizsgálatokat, ahol az évi teljes avarprodukciónak átlagosan 5200 kg/ha volt (Tóth et al. 1985). Isépy (1974) gyertyános-tölgyesekben 3040-3670 kg/ha levélavar-produkciónak értékeit mutatott ki. Mivel a lombavar lebomlása sokkal gyorsabb, mint a tűavaré, a következő évi lombohullásig csak egy csekély hányada tart ki. Ezért, noha az idézett adatok az éves avarprodukciónak vonatkoznak, azoknál számottevően nagyobb mennyiségű éghető anyag valószínűleg hosszabb idő alatt sem halmozódik fel hazánk őshonos erdeiben. Az általunk vizsgált tájidegen feketefenyvesekben a gyúlékony avarfrakciónak tömege ennek több mint háromszorosa is lehet, ebből következően ezek az állományok rendkívül tűzveszélyesek, és az aszályos, tartósan meleg időjárási helyzetek uralkodása alatt fokozott figyelmet követelnek.

5. táblázat. A háromféle avarfrakció korcsoport-függése dolomiton létesített feketefenyvesekben. A felső indexben álló betűjelzések a variancia-analízisben kapott csoportokat jelzik $p < 0,05$ szinten.

Korcsoport	20-35 év (n=7)		36-60 év (n=17)		60-80 év (n=12)		80 év < (n=12)	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás
Tüavar (kg/ha)	9752 ^a	758,4	13173 ^b	879,37	17560 ^b	2568,2	12228 ^a	868,3
Korcsoport	20-40 év (n=12)		40-60 év (n=12)		60-80 év (n=12)		80 év < (n=12)	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás
Ágavar (kg/ha)	1440 ^a	558,3	2123 ^{ab}	362,8	2764 ^b	812,1	2331 ^{ab}	1285,8
Tobozavar (kg/ha)	2358	539,2	2611	452,3	2961	1036,1	2443	1091,7

Összefoglalás

A XIX. század második felében megindult Magyarországon a tájidegen feketefenyő telepítése, előbb táj- és talajvédelmi, később gazdasági megfontolásból. Mára a feketefenyvesek területe meghaladja a 70 000 hektárt. A fenyvesítéstől nem kímélték meg a botanikailag értékes dolomitsziklagyepeket sem. E természetvédelmi probléma mellett fontos gazdasági tényezőt jelent, hogy ezek az állományok igen tűzveszélyesek. A tűzveszélyesség mértéke a meteorológiai tényezők mellett a jelen lévő éghető anyag mennyiségétől is függ, ezért munkánk célja volt meghatározni a felhalmozódott avar mennyiségét és megállapítani ennek függését az állományok korától és kitétségétől.

2 × 2 m-es kvadrátokat kijelölve, meghatároztuk a tüavar, tobozavar és ágavar légszáraz tömegét különböző korú (21-108 éves) és kitétségű (észak, dél és plató) állományokban, majd a kapott eredményeket statisztikai módszerekkel elemeztük.

Megállapítottuk, hogy a felhalmozódott tüavar mennyisége a 60-80 éves korcsoportban a legnagyobb (17 560 kg/ha), eddig a korig növekedést, utána csökkenést mutat. Az ágavarnál is korfüggő növekedés tapasztalható, de a 80 évesnél idősebb állományokban mutatkozó csökkenés itt nem szignifikáns. A tobozavarnál nem mutattunk ki korfüggést. A produktum mennyiségének csökkenése a 80 évesnél idősebb feketefenyvesekben nyilvánvalóan az állomány termelésének csökkenésével magyarázható. Mindhárom avarfrakció mennyisége független volt az állományok égtáji kitétségétől.

A feketefenyvesekben akkumulálódott szerves anyag mennyisége sokszorosán meghaladja a terület korábbi vegetációját alkotó dolomitsziklagyepekre jellemző értéket, és az őshonos lombhullató erdeinkben fellelhető, éghető szervesanyag mennyiségének is legalább kétszorosát teszi ki. Ezért a feketefenyvesek igen tűzveszélyesek, fokozott óvatosságot igényelnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Bakon Gábor erdészetvezetőnek (Pilisi Parkerdő Rt. Budapesti Erdészete) és Apatóczy Istvánnak (Budakeszi Erdészeti) az erdőállományokra vonatkozó adatgyűjtésben nyújtott segítségükért. Tamás Júlia a terepi munka során, valamint a kézirat átolvasásával és javításával nyújtott értékes segítséget. Hálásan köszönjük Horváth Ferenc és Isépy István kritikai észrevételeit és javaslatait a beküldött kéziratra vonatkozóan. Munkánkat az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (T-037732) támogatásával végeztük.

Irodalomjegyzék

- Bartha S., Rédei T., Szolláth Gy., Bódis J. és Mucina L. (1998): Északi és déli kitettségű dolomitsziklagyepek térbeli mintázatának összehasonlítása. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp: 159-182.
- Bessie, W. C., Johnson E. A. (1995): The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* 76(3): 747-762.
- Bódis J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. Texturális változások. *Bot. Közlem.* 80(2): 129-139.
- Borhidi A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Bot. Közlem.* 46: 275-285.
- Bussay A. (1995): Az erdőtűz és a meteorológiai tényezők közötti kapcsolatok. *Erdészeti Lapok* 130(5): 149.
- Cseresnyés I., Bózsing E. (2002): A dolomitra telepített feketefenyvesek tűavar-produkciójának vizsgálata (előadáskivonat). *Bot. Közlem.* 89(1-2): 246.
- Csontos P., Lőkös L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás vizsgálata a Budai-hegység dolomitvidékén – Szünbotanikai alapozás természetvédelmi területek felméréséhez. *Bot. Közlem.* 79(2): 121-143.
- Csontos P., Horánszky A., Kalapos T., Lőkös L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* 88: 69-77.
- Csontos P., Tamás J., Kalapos T. (1998): A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp: 183-196.
- De Santo, A. V., Rutigliano, F. A., Berg, B., Fioretto, A., Puppi, G., Alfani, A. (2002): Fungal mycelium and decomposition of needle litter in three contrasting coniferous forests. *Acta Oecologica* 23(4): 247-259.
- Filcheva, E., Noustorova, M., Gentcheva-Kostadinova, Sv., Haigh, M. J. (2000): Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria. *Ecological Engineering* 15(1-2): 1-15.
- Ghimessy L. (1995): Erdőtűzök és azok hatása erdeinkre. *Erdészeti Lapok* 130(5): 150-151.
- Gower, S. T., McMurtrie, R. E., Murty, D. (1996): Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 378-382.
- Halbritter A., Csontos P., Tamás J., Anton A. (2003): Dolomitsziklagyepek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 19-35.
- Horánszky A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 5-19.
- Isépy I. (1974): Avarprodukción és az avarlebomlás sebességének mérése mezofil lomboserdőkben. *Bot. Közlem.* 61(3): 205-216.
- Járó Z. (1958): Alommennyiségek a magyar erdők egyes típusaiban. *Erdészettudományi Közlemények* 1: 151-160.
- Járó Z. (1996): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 21-53.
- Kavvadias, V. A., Alifragis, D., Tsiontsis, A., Brofas, G., Stamatelos, G. (2001): Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management* 144: 113-127.

- Kurz, C., Thiéry, J. M. (2000): Residence time and decomposition rate of *Pinus pinaster* needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate. *Soil Biology and Biochemistry* 32(8-9): 1197-1206.
- Meusel, H., Jäger, E., Weinert, E. (1965): Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Molnár E. (1975): A survey of studies on grassland production in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 21(1-2): 91-101.
- Molnár S. (2000, szerk.): Faipari kézikönyv I. Faipari Tudományos Alapítvány, Sopron, 428 pp.
- Molnár S., Bariska M. (2002): Magyarország ipari fái. (Wood species of Hungary.) Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 210 pp.
- Nagy B. (1996): Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai megnagyobbított feketefenyő tisztásokon. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 55-63.
- Newbould, P. J. (1967): Methods for estimating the primary production of forest. IBP Handbook. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 48 pp.
- Pausas, J. G. (1997): Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science* 8: 643-650.
- Précsényi I. (1971): A Föld növénytakarója primer produkciójának becslése. *Bot. Közlem.* 58(1): 53-57.
- Sváb J. (1981): Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szabó P. (1997, szerk.): Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Országos adatok. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Tamás J. (1997): A növényzet regenerálódása leégett feketefenyvesek helyén, dolomiton. Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest, 80 pp.
- Tamás J. (2001a): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 75-85.
- Tamás J. (2001b): Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori értekezés kézirat, ELTE, Budapest, 140 pp.
- Tamás, J. (2003): The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62(2): 147-158.
- Tamás J., Csontos P. (1998): A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp: 231-264.
- Tóth J. A., Papp L., Jakucs P. (1985): Litter production of the forest. In: Jakucs P. (ed.): Ecology of an oak forest in Hungary. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp: 211-227.
- Török J., Tóth L. (1996): A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 65-70.
- Viegas, D. X. (1998): Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large fires. In: Moreno, J. M. (ed.): Large forest fires. Backhuys Publishers, Leiden, pp: 31-48.
- Zambó P. (1995): A Pilisi Parkerdő Rt. területén 1993-1994-ben bekövetkezett erdőtüzekről, a kár mértékéről és annak felszámolására tett erőfeszítésekről. *Erdészeti Lapok* 130(5): 152.
- Zólyomi B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: Pécsi M. (szerk.): Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp: 509-642.

Summary

Quantitative analyses of the litter under Austrian pine stands planted on dolomite hills

Imre Cseresnyés, Erika Bózsing és Péter Csontos

Key words: age class, Austrian pine, exposition, litter production, needle litter, *Pinus nigra*, statistical evaluation

Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) – an alien conifer in Hungary – was first used for afforestation in the second half of the 19th century. At the beginning its stands were established for soil protection purposes on steep slopes (mainly of dolomite and limestone hills) and on sandy soils of the Great Hungarian Plain. Later, due to economic considerations, its share from the total forested land of the country increased gradually and today it exceeds 70 000 hectare. However, parallel to the progress of establishing Austrian pine plantations, the drawback of it also received increasing attention. From nature conservation point of view the afforestation of species rich dolomite rock grasslands with Austrian pine is often criticised because the pine stands eliminate the rare and endemic herbs that characterise the original vegetation. An additional problem is the flammability of these forests as it was indicated by the fire events of the latest decades. It is known that the risk of fire initiation and the extent of fire is strongly affected by meteorological factors and the amount of fuel available in the vegetation.

Therefore the aim of the present paper was to quantify the accumulated litter in the Austrian pine stands and its dependence on the age and exposition of the stands.

For sampling forest floor litter 2 m by 2 m quadrats were used in 5 replicates at each stand. Air-dried mass of the litter was determined in three fractions: 1) needles (including twigs with diameter less than 6 mm), 2) branches and twigs (with diameter above 6 mm) and 3) cones. The age distribution of the studied pine stands were between 21 and 108 years and they evenly represented three exposition types: a) north-facing slopes, b) south-facing slopes and c) plateau position. Variance analysis and t-test were used for statistical evaluation of the dry-mass records.

A gradual increase of the needle litter mass was found to the stand age class 60-80 years, where it reached a maximum value of 17 560 kg/ha. In the oldest stands (age > 80 yrs) a significant decrease of needle-litter amount was detected (12 228 kg/ha). Similar trends occurred in case of the branch + twig litter, but the decrease in the oldest age class was not significant. The amount of cone litter did not show age dependence at the applied sampling size. For all the three studied fractions the amount of litter proved to be independent to the exposition. The reduced amount of litter found in the oldest age class is very likely a consequence of the decreasing productivity of Austrian pine stands older than 80 years. The amount of accumulated litter of the planted Austrian pine stands many times exceeds the litter quantity of the dolomite rock grasslands considering every age classes and exposition types. Furthermore, it is 2-3 times higher than the amount of litter reported from native zonal forest communities of Hungary. Therefore, the Austrian pine stands planted on dolomite hills are subjected to an increased risk of fire, thus require appropriate inspection when dry and hot weather conditions prevail.

Szárazsági viszonyok változása feketefenyvesekben⁴

Cseresnyés Imre és Csontos Péter

Kulcsszavak: Byram-Keetch szárazsági index, feketefenyő, nedvességtartalom, kiszáradás, tűavar, tűveszély

Összefoglalás

A hazánk területén több mint 150 éve folyó fenyvesítés számos természetvédelmi és gazdasági problémát vetett fel. Előbbiek közül meg kell említenünk az értékes dolomitflóra tönkretételét, utóbbiak közül pedig az egyre gyakrabban pusztító erdőtüzeket.

Egy-egy állomány tűzveszélyessége a benne felhalmozódott éghető szerves anyag mennyiségén és a fennálló meteorológiai tényezőkön kívül jelentősen függ a szárazsági viszonyoktól. Munkánk során meghatároztuk a felhalmozódott tűavar nedvességtartalmának időbeli változását. Ehhez 48 feketefenyő állományból gyűjtöttünk tűavart, majd nedvességtartalmukat súlyállandóságig történő szárítással és tömegméréssel állapítottuk meg. Csapadékadatok (OMSz) segítségével kiszámoltuk a mintavételeket megelőző csapadékmentes időszakok hosszát, majd a nedvességtartalmat az eső óta eltelt napok számának függvényében ábrázoltuk. Megállapítottuk, hogy a tűavar nedvességtartalma exponenciálisan csökken a csapadékmentes napok számának növekedésével.

A szárazsági viszonyok éves változását a Byram-Keetch szárazsági index (BKDI) segítségével vizsgáltuk, amely a talaj és az avar felső 200 mm-es rétegének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya. A BKDI függ az utolsó nettó csapadék mennyiségétől és az azóta eltelt napok számától. A BKDI napi növekedése (azaz a kiszáradás üteme) a napi maximális hőmérsékletből és csapadékmennyiségből számítható.

A BKDI éves trendjének meghatározásához a Budapest-Lőrinc állomáson 1993-2002. között rögzített napi maximális hőmérsékleteket és csapadékmennyiségeket használtuk fel. Ezekből a 10 év minden napjára kiszámoltuk az index értékét, majd ezeket először évenként átlagoltuk. A BKDI éves átlaga 2000-ben volt a legmagasabb (48,9 mm-ekvivalens), azaz a 10 év közül ez tekinthető a legszárazabbnak. A legcsapadékosabb évnak 1998. bizonyult, ekkor az átlagos BKDI 16,6 mm-ekvivalens volt. Meghatároztuk emellett a BKDI évi maximumának alakulását is. Az index legmagasabb értéke 119,5 mm-ekvivalens volt, melyet 2000. Szeptember 1-jén mutatott.

A napi BKDI értékeket naptári dekádonként átlagoltuk, és éves változását mind a 10 évre meghatároztuk. Kiszámoltuk a 10 év alapján kapott átlagos dekádonkénti értékeket is. Ebből megtudtuk, hogy a BKDI áprilistól kezd jelentősebben emelkedni, maximumát (72,8 mm-ekvivalens) augusztus utolsó harmadában éri el, majd folyamatos csökkenés után év végére 0 közelébe esik vissza. Tehát a szárazság szempontjából leginkább kritikus az augusztus-szeptemberi időszak. A napi maximum hőmérsékletek dekádonkénti átlagolásából kiderült, hogy a legmelegebb időszak augusztus eleje (28,9 °C), tehát a vízvesztés ekkor a legintenzívebb. A kiszáradáshoz szükséges 10 °C-os, vagy annál magasabb napi maximum hőmérsékletekre pedig március közepe és november eleje között kell számítanunk.

⁴ *Megjelent: Tájökológiai Lapok 4(2): 255-268, 2006.*

Bevezetés

Magyarországon több mint 70 000 hektár feketefenyves található, amely mintegy 4,2%-a hazai erdeinknek (SZABÓ 1997, TAMÁS 2001a). Az elmúlt másfél évszázad során telepített fenyvesek komoly természetvédelmi és gazdasági problémákat vetnek fel. Előbbiekhez sorolható a dolomitsziklagyepek gazdag flórájának elszegényítése, illetve lokális kipusztítása. Ennek fő okai az erős árnyékolás, a feketefenyő gyökérkonkurenciája és a nagy mennyiségben felhalmozódó gyantás tűavar (BÓDIS 1993, HORÁNSZKY 1996, JÁRÓ 1996, CSONTOS *et al.* 1998, CSERESNYÉS *et al.* 2003, TAMÁS 2003), amihez hozzájárul még a talaj felső rétegének elsavanyodása, illetve kémiai elem-tartalmának részleges megváltozása (JÁRÓ 1996, HALBRITTER *et al.* 2003, 2005). Emellett a tűavarból olyan anyagok is felszabadulnak, melyek bizonyos növényfajok csírázását és felújulását akadályozzák. Így az értékes sziklagyepek helyén teljesen záródott, *nudum*-típusú, monodomináns *Pinus nigra*-kultúrtársulás alakul ki (BORHIDI 1956, CSONTOS *et al.* 1996, HORÁNSZKY 1996).

Jelentős természetvédelmi probléma, hogy a feketefenyő magoncainak fejlődéséhez vékony talajréteg is elegendő, ezért képesek a gyepekben való megtelepedésre. Emiatt a dolomitra telepített állományok spontán terjedésnek indultak, és veszélyeztetik a még meglévő, védett gyeptársulásokat is (MIHÓK 1999).

A legsúlyosabb gazdasági-természetvédelmi problémát a fenyveseinkben gyakran pusztító – és igen nagy károkat okozó – erdőtüzek jelentik (ZAMBÓ 1995, TAMÁS & CSONTOS 1995, 1998, TAMÁS 1997, 2001b).

Számos ökológiai rendszer fennmaradásában és megújulásában a tűz komoly szerepet tölt be (tulajdonképpen e rendszerek természetes részének tekinthető), a boreális és szubalpin zónákban pedig olyan természetes jelenség, amely szükséges a fenyvesek stabilitásának és diverzitásának megőrzéséhez (BUSSAY 1995, LICHTMAN 1998, RICOTTA *et al.* 1998). Dendrokronológiai és egyéb módszerekkel több kontinensen kimutatták, hogy az emberi tájhasználattal párhuzamosan az erdőtüzek gyakorisága folyamatosan növekszik, ami túlzott mértékű behatást jelent a természetes és telepített állományokra, továbbá hatalmas környezeti és gazdasági károkat okoz (ZACKRISSON 1977, JOHNSON *et al.* 1990, MILLÁN *et al.* 1998, NIKLASSON & GRANSTRÖM 2000, HARTLEY 2002, PALIK *et al.* 2002). Hazánkban és más országokban elvégzett elemzések szerint az elmúlt néhány évtizedben bekövetkezett erdőtüzek 75-90%-át emberi felelőtlenség, vagy szándékos gyújtogatás okozta (JOHNSON & LARSEN 1991, GRANSTRÖM 1993, GELETA 1995, GHIMESSY 1995, VIEGAS *et al.* 1999).

Magyarország a meleg mérsékelt övben terül el, amely a mediterrán és a nedves szubtrópusi területek után erdőtüzek szempontjából a leginkább veszélyeztetett (TAMÁS 1997, 2001b).

Az állomány tűzveszélyessége a benne felhalmozódott éghető szerves anyag mennyisége mellett a meteorológiai tényezőktől is függ, mivel az időjárás irányítja azt a folyamatot, amelynek során a felhalmozódott szerves anyag éghető állapotba kerülhet (BUSSAY 1995, VIEGAS 1998). Az erdei ökoszisztémákban található szerves anyag mennyisége többszörösen felülmúlja a nem erdei vegetációtípusokét (PRÉCSÉNYI 1971, MOLNÁR 1975), ezért az időszakosan csapadékszegény területek erdei fokozottan tűzveszélyesek. A természetes hazai lombos erdőkben számottevő avarfelhalmozódást nem tapasztalunk, mivel a lombavar maradóktalanul lebomlik (PAPP 1972). A tűavar lebomlása azonban – eltérő kémiai összetételének köszönhetően – jóval lassúbb, ezért akkumulációra hajlamos (JÁRÓ 1996, KAVVADIAS *et al.* 2001, CSERESNYÉS *et al.* 2003, CSERESNYÉS 2004).

Ez az oka annak, hogy a telepített feketefenyvesek nemcsak a területet korábban borító gyepeknél, hanem a hazai természetes erdőtípusoknál is sokszorosan tűzveszélyesebbek lehetnek. EBERHARDT és LATHAM (2000) statisztikailag igazolta, hogy a fenyvesekben szignifikánsan gyakoribbak az erdőtüzek, mint a velük azonos klímájú lomberdőkben. Faszén- és pollen-analitikai vizsgálatokkal is kimutatták, hogy az utolsó jégkorszak óta eltelt 10000 év során a fenyvesek elterjedésével párhuzamosan az erdőtüzek gyakorisága növekedett (CLARK *et al.* 1996). A fenyvesek fokozott tűzveszélyességére utalnak az elmúlt években a Dunazug-hegységben bekövetkezett erdőtüzek is. (TAMÁS 1997).

A meteorológiai tényezők mellett a növényzet és az avar szárazsága is jelentősen befolyásolja a tűzveszély mértékét. Többen kimutatták, hogy egy adott területen kapcsolat van a bekövetkező tüzek száma és a megelőző időszak során lehullott csapadék mennyisége között, tehát az átlagosnál szárazabb években gyakrabban pusztítanak erdőtüzek (VIEGAS *et al.* 1990, 1992, GRANSTRÖM 1993, SWETNAM 1993).

Ha az avar nedvességtartalma meghaladja a 20%-ot, a tüzesetek száma, valamint a leégett területek nagysága is jelentősen csökken (VIEGAS 1998). A nagy tüzesetek szinte mindig 10% alatti nedvességtartalomhoz kötődnek. Ha a nedvességtartalom 35-40% fölé emelkedik, a tűz terjedése megszűnik, és a tűz kialszik. Ez az ún. kioltási nedvességtartalom.

Az európai erdők a nyári és őszi hónapokban a legszárazabbak. Ráadásul ekkor a legnagyobb az antropogén tüzek gyakorisága is (elsősorban a turizmus, természetjárás és egyéb szabadtéri tevékenységek miatt). Magyarországon a július-szeptember közötti időszak tekinthető a legszárazabbnak (KAKAS 1960).

Munkánk során vizsgáltuk a feketefenyvesek talaján felhalmozódott tűavar nedvességtartalmának időbeli változását, kiszáradásának ütemét. Emellett meteorológiai adatok segítségével nyomon követtük, hogyan változnak a szárazsági viszonyok az év folyamán, azaz melyek az év leginkább tűzveszélyes időszakai.

Anyag és módszer

A tűavar nedvességtartalmának meghatározásához 48 feketefenyves állományból vettünk mintát a Budai-hegységben és a Pilis délkeleti részén (*1. táblázat*). Ez a térség az átlagos évi talajnedvesség szempontjából az egyik legszárazabb a hazai hegy- és dombvidékek közül (DUNKEL *et al.* 1990).

Mintaterületenként 5 db 2 x 2 m²-es kvadrátot jelöltünk ki, majd ezekből összegyűjtöttük a tűavart. Az avar esetlegesen különböző nedvességtartalmú rétegeit alaposan átkevertük, és egy kb. 2-4 liter térfogatú részt különítettünk el belőle. Ezt – a vízvesztést megakadályozó – zárt fémdobozban laboratóriumba szállítottuk, majd tömegét 1 g-os pontossággal megmértük. Ezt követően a mintát tálcára helyezve, szárítószekrényben 70 °C-on súlyállandóságig szárítottuk (a súlyállandóság elérését ellenőriztük). Hasonló szárítási hőmérsékletet (60-75 °C) többen is alkalmaztak munkájuk során (GARCÍA-PLÉ *et al.* 1995, PAUSAS 1997, FIORETTO *et al.* 1998, KAVVADIAS *et al.* 2001).

1. táblázat: A vizsgált feketefenyvesek helye, a mintavétel ideje, az utolsó csapadék óta eltelt idő, illetve a tűavar nedves- és száraztömege, valamint nedvességtartalma. * = A terület nincs erdőtagokra osztva.

Községhatár, erdőtag, erdőrészlet (földrajzi hely)	Mintavétel ideje	Eső óta eltelt napok száma	Avar nedves tömege (g)	Avar száraz tömege (g)	Avar nedvességtartalma (%)
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	2002.09.08	25	140	128	8,6
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	2002.09.08	25	231	209	9,5
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.05	22	192	173	9,9
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.05	22	132	112	15,2
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.19	36	191	161	15,7
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.09.19	36	174	153	12,1
Budakeszi 17E (Vadaspark)	2002.10.21	4	624	269	56,9
Budakeszi 18D (Vadaspark)	2002.09.10	27	116	103	11,2
Budakeszi 18D (Vadaspark)	2002.09.10	27	177	167	5,6
Budakeszi 18D (Vadaspark)	2002.09.11	28	142	131	7,7
Budakeszi 18D (Vadaspark)	2002.09.11	28	218	198	9,2
Budakeszi 18D (Vadaspark)	2002.09.29	4	1045	482	53,9
Budakeszi 18D (Vadaspark)	2002.09.29	4	441	212	51,9
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.09.01	18	211	180	14,7
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.09.01	18	156	137	12,2
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.09.03	20	154	136	11,7
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.10.04	5	543	328	39,6
Budapest 19E (Látó-hegy)	2002.10.04	5	527	305	42,1
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.17	34	209	183	12,4
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.17	34	216	183	15,3
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.18	35	226	198	12,4
Budapest 21A (Látó-hegy)	2002.09.18	35	214	182	15,0
Nagykovácsi 6C (Zsíros-hegy)	2002.07.21	2	464	263	43,3
Páty 56C (Pihenőerdő)	2002.08.22	8	192	124	35,4
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.07.18	1	307	158	48,5
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.07.23	1	239	135	43,5
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.07.23	1	225	118	47,6
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.10.01	2	646	388	39,9
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.10.01	2	418	243	41,9
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	2002.10.23	6	550	276	49,8
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.08.27	13	156	112	28,2
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.08.27	13	255	205	19,6
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.08.29	15	243	172	29,2
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.10.19	2	841	277	67,1
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	2002.10.19	2	551	197	64,2
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.05.01	17	1011	819	19,0
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.07.14	3	311	172	44,7
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.07.14	3	603	291	51,7
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.08.22	8	347	194	44,1
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.09.21	1	191	111	41,9
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.09.21	1	302	187	38,1
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.10.05	6	744	410	44,9
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	2002.10.05	6	447	255	43,0
Pilisszentiván 15D (Zsíros-h.)	2002.08.23	9	325	198	39,1
Üröm 2B (Péter-hegy)	2002.09.12	29	157	147	6,4
Üröm 2B (Péter-hegy)	2002.09.14	31	147	129	12,2
Üröm 9B (Péter-hegy)	2002.09.12	29	203	168	17,2
Üröm 9B (Péter-hegy)	2002.09.14	31	153	132	13,7

A kiszáritott részmintát szintén 1 g-os pontossággal újramértük, majd nedves- és száraz-tömege alapján kiszámítottuk nedvességtartalmát.

Az Országos Meteorológiai Szolgálat által kiadott Napi Időjárásjelentésekből kigyűjtöttük a Budapest-Lőrinc meteorológiai állomáson (N 47°25'45''; E 19°10'56''; 138 m; OMSZ) a vizsgálat évében (2002-ben) rögzített csapadékmennyiségeket napi lebontásban. Ebből kiszámoltuk minden mintavételezés esetén az utolsó csapadék lehullása óta eltelt napok számát, majd ennek függvényében grafikonon ábráztuk a túavar nedvességtartalmának változását (*1. ábra*).

Mivel a szárazság nehezen kvantifikálható, szükséges egy szisztematikus módszer, amellyel megbízhatóan jósolhatjuk e tényező változását, és ebből előre jelezhetjük a tűzveszélyt. A szárazság alakulását a Byram-Keetch szárazsági index segítségével követjük nyomon.

A Byram-Keetch szárazsági indexszel kapcsolatos kérdéseket KEETCH és BYRAM (1968) eredeti munkája alapján ismertetjük. A továbbiakban az indexnek a szakirodalomban is elterjedt angol nyelvű rövidítését (BKDI = Byram-Keetch Drought Index) használjuk.

A felső talajréteg, valamint az ezt fedő avar nedvességtartalma fontos tényező a tüzek szempontjából. Amikor az éghető anyag szárazabb, a tűz mélyebb rétegeket is érint, az általa okozott kár nagyobb, a lángok megfékezése nehezebb és költségesebb. Igen nagy szárazság esetén a még élő növényi részek nedvességtartalma is jelentősen csökkenhet, ezáltal nő a pusztulás mértéke. Meg kell tudnunk állapítani, hogy a különböző szárazsági viszonyok esetén milyen mértékű tűzveszélyességgel számolhatunk.

A tűzőkológiában a szárazság egy folytonos kvantitatív változó, mely numerikus formában leírható. Értéke nullától (amikor a talaj és az avar vízzel telített) emelkedhet egy meghatározott maximális értékig; az emelkedés összefügg a víz hiányának mértékével a talajban, illetve az avarban.

KEETCH és BYRAM (1968) a szárazsági indexet úgy definiálja, mint egy számszerű kifejezést az evapotranszpiráció és a csapadékhullás együttes hatásának. A szárazsági index kvantitatív módon megadja a talajon lévő szerves anyag gyulladásának valószínűségét. A szerzők maguk is kiemelik a BKDI fontosságát a fenyvesekkel kapcsolatban. Felhívják a figyelmet arra, hogy a nagy mennyiségben felhalmozódó túavar kiszáradása komoly fenyegetést jelent az erdőtüzek szempontjából.

A BKDI meghatározása a következőkön alapul:

- 1) A nedvesség elvesztésének (kiszáradásnak) a sebessége függ a területen lévő növényzet biomasszájától. Ugyanakkor a biomassza és az ezzel összefüggő párologtatási kapacitás az évi átlagos csapadékmennyiség függvénye.
- 2) A talajnedvesség-tartalom csökkenésének rátáját az evapotranszpirációs viszonyok szabják meg.
- 3) Minél nagyobb egy területen az átlagos évi csapadékösszeg, annál nagyobb a fitomassza mennyisége, és ezáltal az evapotranszpiráció mértéke. Következésképpen a csapadékhiányos időszakokban a kiszáradás üteme is nagyobb.
- 4) A talaj és az avar víztartalmának csökkenése exponenciális függvénnyel írható le.
- 5) A talaj- és avarréteg együttes vastagsága, amelyben a szárazságot értelmezzük, 8 inch (200 mm). Ennek megválasztása ésszerűnek tűnik tűzőkológiai használat esetén.

Tehát a BKDI az avar- és a talajréteg felső 200 mm-ének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya. Ha nincs vízhiány a talajban (a talaj víztelített), az index értéke 0, ha a talaj teljesen kiszáradt, értéke 200. Matematikailag a 200-as érték elérése végtelen időt igényel,

ezért ilyen állapot a gyakorlatban nem fordulhat elő. Az elméleti maximumot a skála lezárásához használjuk.

A BKDI tehát exponenciális kiszáradási formulán alapul. Még vitatott, hogy pontosan miként írható le a talaj vízvesztésének folyamata, de legtöbbször az exponenciális formulát fogadják el (KEETCH & BYRAM 1968).

A BKDI és változása bármilyen átlagos évi csapadékmennyiség mellett kiszámítható. Minden csapadékmennyiség-intervallumra kialakítottak egy-egy BKDI számítási táblázatot. Bármely kiválasztott hely esetén csak egyetlen táblázat szükséges. Mivel a csapadék-intervallumok eléggé szélesek, a megfelelő táblázat kiválasztásához elegendő a legközelebbi meteorológiai állomás adatait ismerni. Számunkra az 508-737 mm éves csapadékmennyiségre készült táblázat (2. táblázat) a megfelelő, mivel a Dunazug-hg. csapadékmennyiségei mindenütt e két érték közé esnek (KAKAS 1960).

A táblázat első oszlopában le kell olvasnunk a 2 m-es magasságban mért napi maximális hőmérsékletet. Bármely adott hőmérséklet esetén a BKDI aznap értékét megkapjuk, ha előző napi értékéhez hozzáadjuk a táblázatban leolvasható napi növekményt. A napi növekedés mértéke függ az előző napi BKDI nagyságától (ez az első sorban olvasható le). Minél nagyobb a BKDI, annál kisebb mértékű növekedés történik egy adott maximális hőmérsékletű napon; ezért minden sorban balról jobbra haladva csökkenő tendenciát mutatnak a napi változások. A táblázat segítségével a BKDI változását napról-napra haladva meghatározhatjuk. Figyelembe kell vennünk, hogy a felvételezés kezdetén a BKDI értéke nagy valószínűséggel nem nulla. A nulla pont talán hetekkel vagy hónapokkal azelőtt lehetett, de az is előfordulhat, hogy a megelőző évben. Ennek megállapításához visszamenőleg meg kell keresni azt a napot, amikor a talaj feltételezhetően telítődött nedvességgel, majd ekkor nulláról indítva lehet a BKDI-t napról napra haladva felvenni. Ha a télen volt hótakaró, akkor a talaj telítődött állapotúnak tekinthető akkor, amikor a tavaszi a hóolvadás befejeződik (a valóságban ez nem feltétlenül igaz, függhet a hó mennyiségétől és a megelőző időszak csapadékviszonyaitól). Amikor az adatok rögzítését hómentes területen vagy évben végezzük, vissza kell mennünk egy erősen csapadékos időszakig, amikor feltételezhetően elegendő csapadék hullott a talaj felső rétegének telítéséhez.

Amikor sikerült a startpontot meghatározni, akkor a BKDI meghatározása egy ismétlődő procedúrával történik napról napra. Ez két lépést foglal magába:

- 1) Ha az adott napon volt nettó csapadék, annak mm-ben kifejezett mennyiségét le kell vonni az előző napi BKDI-ből.
- 2) Növelni kell a BKDI nagyságát a táblázat megfelelő cellájában feltüntetett értékkel.

A lehullott (bruttó) csapadékból ki kell vonni 5 mm-t ahhoz, hogy a nettó csapadékot megkapjuk. Körülbelül ez az a mennyiség, amely eljut az erdő talajára, mivel megközelítően az első 5 mm-t a lombkorona visszatartja (intercepció). Ha a napi csapadékmennyiség nem haladja meg az 5 mm-t, a nap csapadékmentesnek számít, tehát az 1. lépést figyelmen kívül kell hagyni. Amennyiben egymást követő csapadékos napok vannak, akkor az 5 mm kivonást csak az első napon kell elvégezni. 10 °C-nál alacsonyabb napi maximum hőmérséklet alatt nem kell számolnunk a BKDI növekedésével.

Összefoglalva: a BKDI növekedésének feltétele, hogy ne legyen nettó csapadék, és a napi maximum hőmérséklet elérje a 10 °C-ot.

2. táblázat: A Byram-Keetch szárazsági index (BKDI) napi változása a napi maximum hőmérséklet és az előző napi BKDI függvényében, Keetch és Byram (1968) nyomán.

Napi max. hőmérséklet (°C)	Előző napi szárazsági index (vagy annak csapadékkal csökkentett értéke)															
	0-12	13-24	25-37	38-49	50-62	63-74	75-87	88-99	100-112	113-124	125-137	138-159	160-174	175-189	190-199	200
41,2<	7,5	7	6,5	6	5,5	5	4,5	4	3,5	3	2,75	2	1,25	0,75	0,25	0
39,5-41,1	6,25	6	5,5	5	4,75	4,25	4	3,5	3	2,75	2,25	1,75	1	0,5	0,25	0
37,9-39,4	5,5	5	4,75	4,5	4	3,75	3,25	3	2,75	2,25	2	1,5	0,75	0,5	0,25	0
36,2-37,8	4,75	4,25	4	3,75	3,5	3,25	2,75	2,5	2,25	2	1,75	1,25	0,75	0,5	0,25	0
34,5-36,1	4	3,75	3,5	3,25	3	2,75	2,5	2,25	2	1,75	1,5	1	0,75	0,25	0,25	0
32,9-34,4	3,5	3,25	3	2,75	2,5	2,25	2	1,75	1,75	1,5	1,25	1	0,5	0,25	0,25	0
31,2-32,8	3	2,75	2,5	2,25	2,25	2	1,75	1,5	1,5	1,25	1	0,75	0,5	0,25	0,25	0
29,5-31,1	2,5	2,25	2,25	2	1,75	1,75	1,5	1,25	1,25	1	1	0,75	0,5	0,25	0,25	0
27,9-29,4	2	2	1,75	1,75	1,5	1,5	1,25	1,25	1	1	0,75	0,5	0,25	0,25	0	0
26,2-27,8	1,75	1,75	1,5	1,5	1,25	1,25	1	1	0,75	0,75	0,75	0,5	0,25	0,25	0	0
24,5-26,1	1,5	1,25	1,25	1,25	1	1	1	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0	0
22,9-24,4	1,25	1,25	1	1	1	0,75	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0	0
21,2-22,8	1	1	1	0,75	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0
19,5-21,1	0,75	0,75	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0
17,9-19,4	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0
16,2-17,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0
14,5-16,1	0,5	0,5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0
12,9-14,4	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0
11,2-12,8	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0	0
10,0-11,1	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0	0	0	0	0	0	0

Átlagos hőmérsékleti viszonyú és csapadékeloszlású évben a BKDI egy jól meghatározható trend szerint változik. Hasonló lefutást kaphatunk, ha több év átlagértékét vesszük figyelembe. KEETCH és BYRAM (1968) az Egyesült Államok több klímaövében is elvégezte a BKDI évi változásának meghatározását 10 éves adatsorok felhasználásával. EBERHARDT és LATHAM (2000) 30 évre visszamenőleg kiszámította az index lefutását, és nyomon követte évi maximumainak változását.

Az ilyen görbék felvétele igen fontos, mivel látható belőlük, hogy az év egy adott szakában milyen mértékű átlagos szárazsággal kell számolnunk, vagyis meghatározhatók az erdőtüzek szempontjából leginkább kritikus időszakok.

A BKDI évi változásának görbéjét elkészítettük a Dunazug-hg. területére, szintén Budapest-Lőrinc meteorológiai állomás adatai alapján. A Napi Időjárásjelentésekből kigyűjtöttük az 1993-2002-ig terjedő időszak napi maximális hőmérsékleteit és csapadékmennyiségeit (a 10 év minden napjára külön-külön).

Mivel télen rendszerint vannak hótakarós időszakok (KAKAS 1960), és a napi maximális hőmérséklet is csak nagyon ritkán emelkedik 10 °C fölé (OMSZ 1993-2002), ezért a BKDI

kiindulási értékét 1993. január 1-jén nullának tekintettük. Ezt követően a korábban leírt módon kiszámítottuk a BKDI értékét a 10 év minden napjára.

Először meghatároztuk minden évre a BKDI átlagát (a 365 db BKDI adat átlagolásával), így megtudtuk, hogy a 10 év közül melyik volt a legcsapadékosabb (legkisebb BKDI átlagú), illetve a legaszályosabb (legnagyobb BKDI átlagú).

A BKDI évi trendjének megállapításakor a napi adatokat dekádonként átlagoltuk, így minden évre 36 BKDI értéket kaptunk. A 10 év azonos dekádjait is átlagoltuk, így megkaptuk az 1993-2002. időszakra jellemző átlagos BKDI lefutást. Emellett külön felvettük a legaszályosabb, valamint a legcsapadékosabb évek görbéit. Így láthatóvá vált, milyen mértékű ingadozások vannak a szárazság évi változásában.

A 10 éves periódus átlaggörbéjéből következtethetünk arra, hogy az év mely időszakában kell leginkább számolnunk csapadékhiánnyal.

A napi maximális hőmérsékleteket is dekádonként átlagoltuk, ebből látható, hogy a különböző hónapokban milyen sebességű kiszáradás jellemző a csapadékmentes napokon.

Eredmények és megvitatásuk

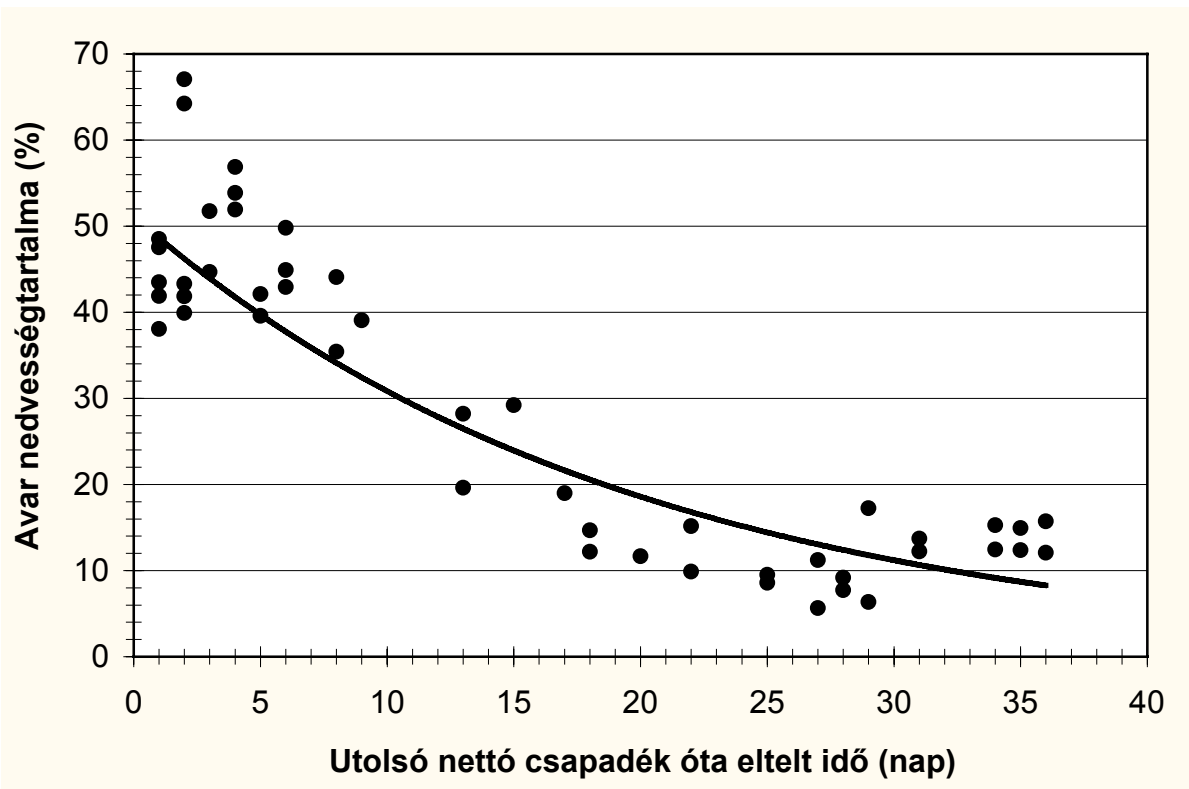
A gyűjtött tűavar-minták száraz- és nedvestömegét, nedvességtartalmát, valamint a mintavétel idejét és az utolsó nettó csapadék óta eltelt napok számát az *1. táblázat* mutatja. A vizsgált tűavar-minták nedvességtartalma tág határok között változott. A legnagyobb nedvességtartalmú (67,1%) mintát a piliscsabai Vörös-hegyről gyűjtöttük be 2002. október 19-én, 2 nappal egy csapadékos időszak után. A legkisebb nedvességtartalmú (6,4%) avarfrakció az ürömi Péter-hegyen került mintavételezésre 2002. szeptember 12-én, mintegy 4 héttel az utolsó csapadék lehullását követően.

VIEGAS (1998) szerint tűveszéllyel akkor kell számolnunk, ha az avar nedvességtartalma 20% alá csökken. A 48 mintavételezés majdnem felénél (23 esetben) találtunk 20%-nál kisebb nedvességtartalmú avert. Hét mintaterületen a gyűjtött frakciók nedvességtartalma 10% alatt volt, ez a nedvességtartalom már lehetővé teszi a nagy területet érintő, és nehezen megfékezhető tüzek kialakulását (VIEGAS 1998).

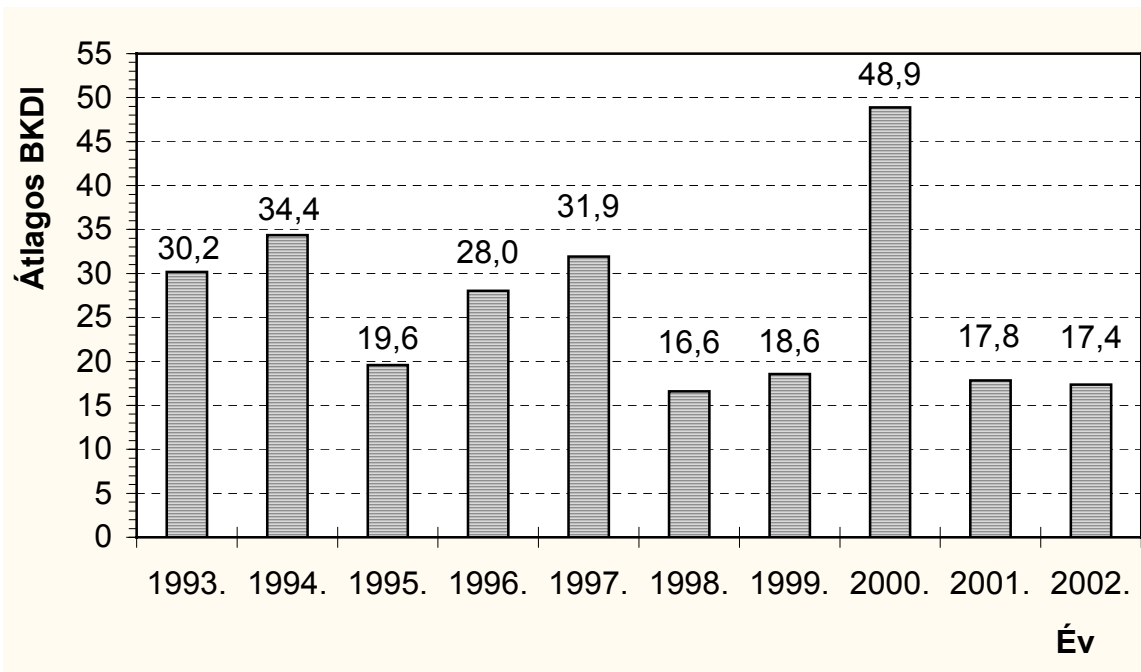
A tűavar nedvességtartalmát az utolsó nettó csapadék lehullása óta eltelt idő függvényében ábrázoltuk (*1. ábra*). Az eredmények alátámasztják a KEETCH és BYRAM (1968) által is használt exponenciális kiszáradási formula helyességét. A nedvességtartalom az $Y = 51,145e^{-0,0506X}$ egyenlet szerint változik, ahol Y a tűavar nedvességtartalma (%), X az utolsó nettó csapadék óta eltelt idő (nap). A regressziós koefficiens értéke: $R^2 = 0,7799$, amely $p < 0,01$ szinten szignifikáns (INSTAT 1997). A kapott összefüggés szerint 19 csapadékmentes nap szükséges ahhoz, hogy a tűavar nedvességtartalma 20% alá csökkenjen, és 32 nap múlva 10% alá kerül a nedvességtartalom.

Az 1993-2002. időszak minden egyes napjára (a már ismertetett módon) kiszámolt BKDI értékeket először évenként átlagoltuk. Az index éves átlaga 2000-ben volt a legmagasabb (48,9 mm-ekvivalens), így ez tekinthető a tíz év közül a legaszályosabbnak (*2. ábra*). A legkisebb átlagot (16,6 mm-ekvivalens) 1998-ra kaptuk, tehát ez volt a legcsapadékosabb év.

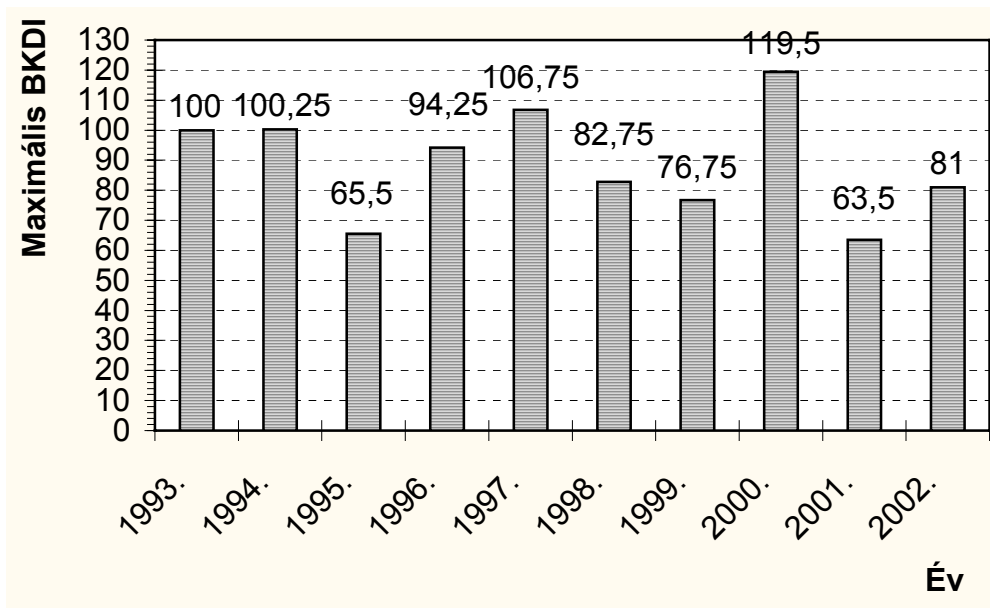
A *3. ábra* a BKDI évi maximumainak alakulását mutatja. A BKDI 10 éves időszakban mért maximuma 119,5 mm-ekvivalens volt, mely 2000. szeptember 1-jén állt elő. Az index évi maximális értéke 2001-ben volt a legalacsonyabb, ez év szeptember 5-én mindössze 63,5 mm-ekvivalenst ért el. Tehát a maximumok 63,5 és 119,5 mm-ekvivalens között ingadoztak.



1. ábra. A tüávar nedvességtartalmának változása az utolsó csapadék óta eltelt idő függvényében. A kapott görbe egyenlete: $Y = 51,145e^{-0,0506X}$, $R^2 = 0,7799$.



2. ábra. A BKDI (azaz a talaj és az avar felső 200 mm-ének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya) évi átlagának alakulása a vizsgált 10 év (1993-2002) során.



3. ábra. A BKDI éves maximumainak alakulása a vizsgált 10 év (1993-2002) során.

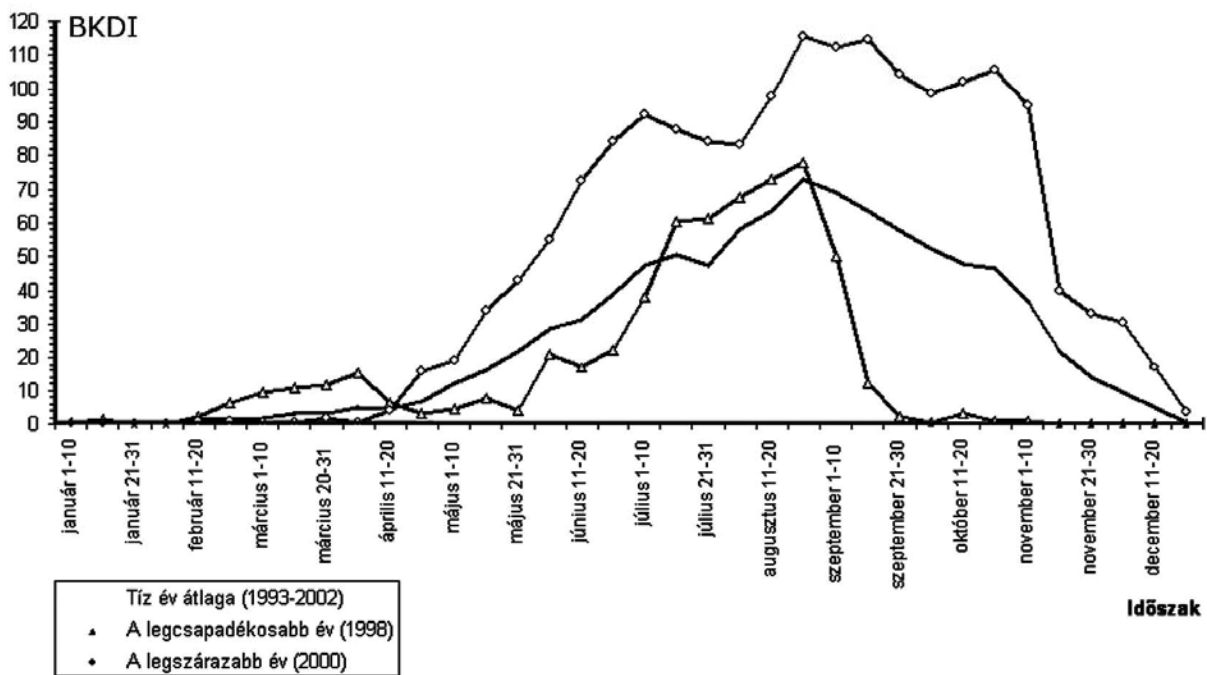
EBERHARDT és LATHAM (2000) pennsylvaniai *Pinus rigida*-állományok vizsgálata során az 1960-tól 1990-ig terjedő évekre számolta ki a BKDI változását. Az évi maximumok saját eredményeinknél tágabb határok között, 45 és 137 mm-ekvivalens között változtak.

A napi BKDI értékeket naptári dekádonként is átlagoltuk az egyes éveken belül. Az index évi alakulása a legszárazabb és legcsapadékosabb években, valamint a 10 évet átlagolva a 4. ábrán látható. A 10 éves átlaggörbéről leolvasható, hogy a BKDI áprilistól kezd jelentősebben emelkedni, legmagasabb értékét (72,8 mm-ekvivalens) augusztus utolsó harmadában éri el. Ezt követően folyamatosan csökken, majd év végére nulla közelébe esik vissza. Tehát a szárazság szempontjából legkritikusabb időszaknak augusztus és szeptember hónapok tekinthetők. A BKDI átlagában átmeneti csökkenés figyelhető meg július végén. Ennek oka az lehet, hogy a 10 éves vizsgálati periódus túl rövid volt ahhoz, hogy kiegyenlítse a BKDI nagyobb nyári esőkből adódó, véletlenszerűen azonos időszakokra eső csökkenéseit.

A csapadékban gazdag 1998. évben szintén augusztus utolsó dekádjában emelkedett a legmagasabbra a BKDI értéke (átlagosan 77,8 mm-ekvivalens). Ez némileg meghaladja a 10 éves átlagot, de ezt az időszakot követően az index meredeken csökkent, és szeptember végétől már nulla közelében maradt. Ez is jelzi, hogy az átlagot egy-egy rövidebb időszak erejéig, az egyes konkrét években (még a csapadékosokban is) könnyen meghaladhatja a BKDI aktuális értéke.

A 2000. év csapadékhiánya volt a leginkább szembetűnő. Az index maximumát szintén augusztus végén érte el (115,3 mm-ekvivalens). Jelentősebb csökkenése csak november közepén következett be, és csak december utolsó napjaiban állt vissza nullára, azaz a talaj felső rétege ekkorra érte el a teljes víztelítettséget.

Mivel a kiszáradás sebessége a napi maximális hőmérséklet függvénye, ennek dekádonkénti értékét is kiszámoltuk, 10 évet átlagolva. A napi maximum hőmérséklet március második dekádjától november első dekádjáig meghaladja a 10 °C-ot, tehát ezekben a hónapokban kell száradással számolnunk a csapadékmentes napokon. A legmelegebb időszak augusztus eleje (28,9 °C), a talaj vízvesztése ekkor a leggyorsabb. A legnagyobb ütemű száradás tehát leginkább július-augusztus folyamán valósul meg.



4. ábra. A BKDI (Byram-Keetch szárazsági index) évi változása 10 év (1993-2002) átlagaként, valamint a legcsapadékosabb (1998) és a legszárazabb (2000) évben.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Bózsing Erikának a terepmunkában nyújtott értékes segítségért. Munkánkat az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (T-037732) támogatásával végeztük.

Irodalom

- BÓDIS J. 1993: A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. Texturális változások. Bot. Közlem. 80(2): 129-139.
- BORHIDI A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. Bot. Közlem. 46: 275-285.
- BUSSAY A. 1995: Az erdőtűz és a meteorológiai tényezők közötti kapcsolatok. Erdészeti Lapok 130(5): 149.
- CLARK, J. S., ROYALL, P. D., CHUMBLEY, C. 1996: The role of the fire during climate change in an eastern deciduous forest at Devil's Bathub, New York. Ecology 77(7): 2148-2166.
- CSERESNYÉS I. 2004: Dolomitra telepített feketefenyvesek avarproduktumának és tűzveszélyességének vizsgálata. Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest, 89 pp.
- CSERESNYÉS I., BÓZSING E., CSONTOS P. 2003: Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. Természetvéd. Közlem. 10: 37-49.
- CSONTOS P., HORÁNSZKY A., KALAPOS T., LÖKÖS L. 1996: Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. Annls hist.-nat. Mus. natn. hung. 88: 69-77.

- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 1998: A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálódásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183-196.
- DUNKEL Z., STOLLÁR A., SZABÓ T., TIRINGER Cs. 1990: A területi párolgás meghatározása Magyarországon. Időjárás 94(2-3): 149-155.
- EBERHARDT, R. W., LATHAM, R. E. 2000: Relationships among vegetation, surficial geology and soil water content at the Pocono mesic till barrens. J. of the Torrey Bot. Soc. 127(2): 115-124.
- FIORETTO, A., MUSACCHIO, A., ANDOLFI, G., DE SANTO, A. V. 1998: Decomposition dynamics of litters of various pine species in a Corsican pine forest. Soil Biology and Biochemistry 30(6): 721-727.
- GARCÍA-PLÉ, C., VANRELL, P., MOREY, M. 1995: Litter fall and decomposition in a *Pinus halepensis* forest on Mallorca. J. of Vegetation Science 6: 17-22.
- GELETA F. 1995: Erdőtüzek okainak hatásvizsgálata. Erdészeti Lapok 130(5): 150.
- GHIMESSY L. 1995: Erdőtüzek és azok hatása erdeinkre. Erdészeti Lapok 130(5): 150-151.
- GRANSTRÖM, A. 1993: Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. J. of Vegetation Science 4: 737-744.
- HALBRITTER A., CSONTOS P., TAMÁS J., ANTON A. 2003: Dolomitsziklagyepek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata. Természetvéd. Közlem. 10: 19-35.
- HALBRITTER A., CSONTOS P., TAMÁS J., ANTON A. 2005: Van-e a feketefenyves-telepítésnek hatása a dolomit-váztalajok minőségére? In: Antal K., Michéli E. & Szabóné Kele G. (szerk.) Talajtani Vándorgyűlés, Kecskemét, 2004. 08. 24-26. (a Talajvédelem különszáma) Talajvédelmi Alapítvány, Budapest, pp. 250-258.
- HARTLEY, M. J. 2002: Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forest. Forest Ecology and Management 155: 81-95.
- HORÁNSZKY A. 1996: Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. Természetvéd. Közlem. 3-4: 5-19.
- INSTAT 1997: GraphPad InStat Demo, Version 3.00 for Win 95/NT. GraphPad Software Incl., San Diego.
- JÁRÓ Z. 1996: Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. Természetvéd. Közlem. 3-4: 21-53.
- JOHNSON, E. A., FRYER, G. I., HEATHCOTT, M. J. 1990: The influence of man and climate on frequency of fire in the interior wet belt forest, British Columbia. J. Ecol. 78: 403-412.
- JOHNSON, E. A., LARSEN, C. P. S. 1991: Climatically induced change in fire frequency in the southern Rockies. Ecology 72(1): 194-201.
- KAKAS J. 1960 (szerk.): Magyarország éghajlati atlasza. Országos Meteorológiai Intézet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KAVVADIAS, V. A., ALIFRAGIS, D., TSIONTSIS, A., BROFAS, G., STAMATELOS, G. 2001: Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. Forest Ecology and Management 144: 113-127.

- KEETCH, J. J., BYRAM, G. M. 1968: A Drought Index for Forest Fire Control. U.S.D.A. Forest Service Research Paper SE-38. Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, NC, 32 pp.
- LICHTMAN, P. 1998: The politics of wildfire: Lessons from Yellowstone. *J. Forestry* 96(5): 4-9.
- MIHÓK B. 1999: Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. *Természetvéd. Közlem.* 8: 49-65.
- MILLÁN, M. M., ESTRELA, M. J., BADENAS, C. 1998: Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish mediterranean coast. In: Moreno, J. M. (ed.): Large forest fires. Backhuys Publishers, Leiden, pp.1-30.
- MOLNÁR E. 1975: A survey of studies on grassland production in Hungary. *Acta Bot. Hung.* 21(1-2): 91-101.
- NIKLASSON, M., GRANSTRÖM, A. 2000: Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6): 1484-1499.
- ORSZÁGOS METEOROLÓGIAI SZOLGÁLAT 1993-2002: Napi Időjárásjelentések.
- PALIK, B. J., MITCHELL, R. J., HIERS, J. K. 2002: Modelling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the Longleaf pine (*Pinus palustris*) ecosystem: balancing complexity and implementation. *Forest Ecol. Manag.* 155: 347-356.
- PAPP L. 1972: Az avarprodukciónak és jelentőségének a biológiai produktivitásban. *Bot. Közlem.* 59: 173-180.
- PAUSAS, J. G. 1997: Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *J. of Vegetation Science* 8: 643-650.
- PRÉCSÉNYI I. 1971: A Föld növénytakarója primer produktívjának becslése. *Bot. Közlem.* 58(1): 53-57.
- RICOTTA, C., AVENA, G. C., OLSEN, E. R., RAMSEY, R. D., WINN, D. S. 1998: Monitoring the landscape stability of Mediterranean vegetation in relation to fire with a fractal algorithm. *Intern. J. of Remote Sensing* 19(5): 871-881.
- SWETNAM, T. W. 1993: Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science* 262: 885-889.
- SZABÓ P. 1997 (szerk.): Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Országos adatok. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- TAMÁS J. 1997: A növényzet regenerálódása leégett feketefenyvesek helyén, dolomiton. Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest, 80 pp.
- TAMÁS J. 2001a: A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvéd. Közlem.* 9: 75-85.
- TAMÁS J. 2001b: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori értekezés kézirat, ELTE, Budapest, 140 pp.
- TAMÁS J. 2003: The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62(2): 147-158.
- TAMÁS J., CSONTOS P. 1995: Comparative coenological studies following forest fires. Abstracts of the 7th European Ecological Congress, EURECO 95, August 20-25, Budapest, p. 244.

- TAMÁS J., CSONTOS P. 1998: A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 231-264.
- VIEGAS, D. X. 1998: Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large fires. In: Moreno, J. M. (ed.): Large forest fires. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 31-48.
- VIEGAS, D. X., BOVIO, G., FERREIRA, A. D., NOSENZO, A., SOL, B. 1999: Comparative study of various methods of fire danger evaluation in Southern Europe. Intern. J. of Wildland Fire 9(4): 235-246.
- VIEGAS, D. X., VIEGAS, M. T., FERREIRA, A. D. 1990: Characteristics of some forest fuels and their relation to the occurrence of fires. Proc. 1st Int. Conf. on Forest Fire Research, Paper B.03, Coimbra, Portugal, 13 pp.
- VIEGAS, D. X., VIEGAS, M. T., FERREIRA, A. D. 1992: Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. Intern. J. of Wildland Fire 2(4): 69-86.
- ZACKRISSON, O. 1977: Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. Oikos 29: 22-32.
- ZAMBÓ P. 1995: A Pilisi Parkerdő Rt. területén 1993-1994-ben bekövetkezett erdőtüzekről, a kár mértékéről és annak felszámolására tett erőfeszítésekről. Erdészeti Lapok 130(5): 152.

Summary

Change in drought conditions of *Pinus nigra* stands in Hungary

Imre Cseresnyés and Péter Csontos

Key words: Byram-Keetch Drought Index, Austrian pine, water content, drying, needle litter, fire danger

Planting of Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) has been in progress for 150 years in Hungary and causes many nature conservation and economic problems. The pine stands eliminate the species rich dolomite rock grassland vegetation. Important additional problems are the frequent forest fires which cause grave damages.

The risk of fire initiation in the pinewood depends on the amount of available fuel, the existing meteorological factors and the drought conditions. In our study we determined the temporal change in water content of the accumulated needle litter. The needle litter samples were collected from 48 pine stands, and their water contents were determined by measuring fresh- and dry weights. Number of days since last rain was counted using the rainfall data of Budapest-Lőrinc meteorological station. The water content of accumulated needle litter was represented graphically as a function of days since last rain. The water content of needle litter showed exponential decrease with the increase of days since last rain.

The annual change in drought conditions was examined by means of Byram-Keetch Drought Index (BKDI), which is the water deficit (expressed in mm-equivalent) in the upper 200 mm layer of the litter and soil. The BKDI depends on the amount of last net rain and the number of days since last rain. The daily increase of BKDI (which shows the drying rate) can be calculated from the daily maximum temperature and the daily rainfall.

To analyse the annual trend of BKDI we used the daily maximum temperature and daily rainfall had fixed at Budapest-Lőrinc station from 1993 to 2002. On the basis of these data the daily BKDI's were calculated from 1993 to 2002. The annual means of BKDI were counted from the daily BKDI values. This mean was the highest in 2000 (48.9 mm-equivalent), so this was the most droughty year. 1998 proved to be the wettest year, the annual mean of BKDI was 16.6 mm-equivalent. The annual maximum values of BKDI were determined, too. The highest BKDI between years 1993 and 2002 was 119.5 mm-equivalent, which prevailed on September 1st, 2000.

The means of BKDI were calculated on every decade from the daily BKDI values, and the annual change in this means were counted in the 10 studied years both separately and together. Our results clearly demonstrate that the BKDI begins to increase in April, reaches its maximum (72.8 mm-equivalent) in the last decade of August and after a continuous decrease falls to zero by the end of December. Consequently, regarding fire-risk the most crucial months are August and September, because the drought is the greatest at this time. The first decade of August is the hottest season in the year (average daily maximum temperature: 28.9 °C), so the drying is the most intensive in this term. The temperature requirement for drying is a daily maximum of 10 °C or above, that prevails from the middle of March to early November in the studied region.

Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése⁵

Cseresnyés Imre és Csontos Péter

Kulcsszavak: erdőtűz, feketefenyő, lángmagasság, szárazsági faktor, terjedési sebesség, tűzveszélyességi index, üszökvetési távolság

Bevezetés

A kezdetben táj- és talajvédelmi, később gazdasági célokkal hazánk területén telepített feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) napjainkra természetvédelmi és gazdasági problémák okozójává vált. Árnyékoló hatásának, valamint felhalmozódó tűavarjának következtében a botanikailag értékes dolomitflóra elszegényedett, illetve lokálisan kipusztult (Bódis 1993, Járó 1996, Csontos *et al.* 1998, Cseresnyés *et al.* 2003, Tamás 2003). Emiatt az egykor gazdag flórájú sziklagyepek jelentős részének helyén *nudum*-típusú, monodomináns *Pinus nigra*-kultúr-társulást találunk (Borhidi 1956, Csontos *et al.* 1996, Horánszky 1996). A feketefenyő esetleges eltávolítását követően is lassú az őshonos növényzet regenerálódása, mivel az állományok talajában eltöltött több évtizedet csak néhány faj képes magbankjának segítségével átvészélni (Csontos *et al.* 1996, 1998).

A legsúlyosabb károkat azonban a fenyveseinkben gyakran pusztító erdőtüzek okozzák (Zambó 1995, Tamás & Csontos 1995, 1998, Tamás 1997, 2001a). Több kontinensen kimutatták, hogy az erdőtüzek gyakorisága évtizedek óta folyamatosan növekszik (Zackrisson 1977, Johnson *et al.* 1990, Millán *et al.* 1998, Niklasson & Granström 2000, Hartley 2002, Palik *et al.* 2002), és ezek jelentős része emberi felelőtlenségre vagy szándékos gyújtogatásra vezethető vissza (Johnson & Larsen 1991, Granström 1993, Geleta 1995, Ghimessy 1995, Viegas *et al.* 1999).

Magyarország a meleg mérsékelt övben terül el, amely a mediterrán és a nedves szubtrópusi területek után erdőtüzek szempontjából a leginkább veszélyeztetett (Tamás 1997, 2001b). Aszályos nyarakon fokozott tűzveszéllyel kell számolnunk. Hazánkban a tüzek évente átlagosan 600-800 ha erdőt károsítanak vagy pusztítanak el, kiemelkedően kedvezőtlen, csapadékhiányos években azonban a leégett állományok területe a 2000 ha-t is meghaladhatja! Kizárólag a Pilisben és a Budai-hegységben az aszályosnak számító 1993-94-es években 50 erdőrészletben, 230 ha területen pusztított erdőtűz (Zambó 1995).

Agócs (1995) szerint az erdőtüzek okozta természeti károk közül a flóra és fauna pusztulása mellett kiemelendő a jelentős mértékű légszennyezés, valamint az „A” szint átégése és az agyagásványok degradálódása következtében fellépő talajerózió (de nem hanyagolható el az invazív növényfajok utólagos térhódítása sem).

Az állományok tűzveszélyessége a bennük felhalmozódott éghető anyag mennyiségétől, meteorológiai tényezőktől, valamint a terület topográfiai viszonyaitól függ (Bussay 1995, Millán *et al.* 1998, Viegas 1998). A tűavar – lassú lebomlása miatt – nagy mennyiségben halmozódik fel a feketefenyvesek talaján (Járó 1996, Kavvadias *et al.* 2001, Cseresnyés *et al.* 2003, Cseresnyés 2004a), ezért a telepített feketefenyvesek a terület korábbi vegetációját

⁵ Megjelent: *Tájökológiai Lapok* 2(2): 231-252, 2004.

alkotó sziklagyepeknél, valamint a hazai természetes erdőtípusoknál is sokszorosan tűzveszélyesebbek lehetnek.

A tűzveszély mértékére jelentős hatással van az avar és a növényzet szárazsága. Az átlagosnál szárazabb években a területet sújtó erdőtüzek gyakorisága és kiterjedése is növekszik (Viegas *et al.* 1990, 1992, Granström 1993, Swetnam 1993). Magyarországon a szárazság szempontjából legkritikusabb az augusztus-szeptemberi időszak, mivel az avar- és a felső talajréteg vízhiánya általában ekkor a legnagyobb (Cseresnyés 2004a,b).

Tanulmányunkban (megfelelő tűzveszélyességi modell alkalmazásával) arra kerestünk választ, hogy milyen mértékű tűzveszéllyel kell számolnunk a különböző korú és égtáji kitettségű állományokban. Célunk volt továbbá megállapítani, hogyan függenek a tűz jellemzői a meteorológiai tényezőktől, valamint, hogy milyen mértékű tűzveszélyességi helyzetek állhatnak elő extrém időjárási körülmények közepette. A modellezéshez a Dunazug-hegység dolomitvidékeire telepített feketefenyő állományokat használtuk fel.

Anyag és módszer

A tűzveszélyességi modellek célja: meghatározott kiindulási adatok (éghető anyag mennyisége, meteorológiai és topográfiai viszonyok stb.) alapján előrejelezni a tűzveszély mértékét, és a tűz várható fő tulajdonságait.

A modellek kidolgozása az 1940-es években kezdődött, napjainkra mind az empirikus, mind az elméleti modellek száma meghaladja a harmincat (Pastor *et al.* 2003). Több tucat számítógépes program is kidolgozásra került, melyek komplex topográfiai helyzetekben jósolják meg a tűznek és terjedésének jellemzőit (Lopes *et al.* 2002).

A tűzveszély mértékének jelzésére nagyszámú indexet dolgoztak ki, melyek közül Európában is többfélét használnak (Viegas *et al.* 1999). A kicsi adatigényű indexek rendszerint kevesebb információt szolgáltatnak. Ilyen pl. a Svédországban használt Angström-index, amely csak a levegő relatív páratartalmára és hőmérsékletére épül (Bussay 1995). Más mutatók (pl. az Európában és Amerikában alkalmazott *Fire Weather Index*) megbízhatóbbak és pontosabbak, viszont kiszámításuk jóval több adat ismeretét követeli meg (Lopes *et al.* 2002).

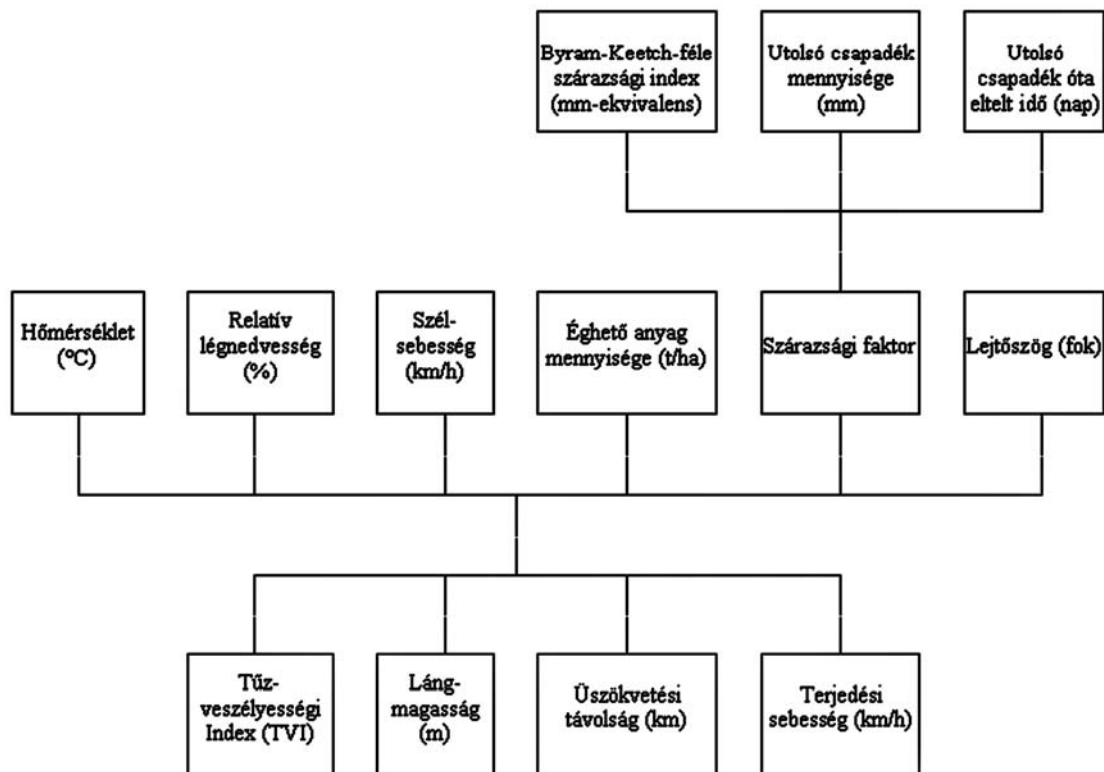
A. G. McArthur 1966-67-ben dolgozta ki modelljének alapjait. Az empirikus modell több mint 800 tüzeset kiterjedt terepi vizsgálata alapján készült el, először új-dél-walesi legelőkre, valamint eukaliptusz-erdőkre (Noble *et al.* 1980). Később többször is átdolgozásra került, ilyen formában használatra alkalmassá vált európai és észak-amerikai lombos- és tűlevelű erdőkben egyaránt. Gyakorlati felhasználhatóságát tekintve az egyik legjobb modell, melyet ma is széles körben használnak Ausztráliában, Észak-Amerikában és Európa mediterrán területein is (Pastor *et al.* 2003). Terepi tesztelését is sokhelyütt elvégezték, sőt tűzvédelmi technológiák kidolgozásához is felhasználták. Sajátos alkalmazása, hogy segítségével a tüzek előfordulási gyakoriságaiból hosszú időre visszamenőleg rekonstruálták az adott terület klímaviszonyainak jellemzőit és változásait (Noble *et al.* 1980). Használatos az erdők hosszú távú, tűzzel kapcsolatos dinamikájának jellemzésére is.

A modell legtöbb matematikai összefüggése egyszerű, könnyen linearizálható, jól illeszthető az empirikus adatokra. A kapott eredmények természetesen nem pontos értékek, hanem csak ésszerű becslések. A tűzveszélyességi index a tűzveszély mértékét inkább csak kvalitatív módon fejezi ki, a tűz viselkedéséről azonban némileg pontosabb eredményt kapunk.

Ahhoz, hogy a tűzveszélyességet és a tűz jellemzőit megkapjuk, szükségünk van a hőmérséklet, a relatív légnedvesség, a szélesebbesség, a lejtőszög, az éghető anyag mennyisége és a

szárazsági faktor ismeretére. A szárazsági faktor kiszámítása az utolsó csapadék mennyiségén, az azóta eltelt esőmentes napok számán, valamint az ún. Byram-Keetch-féle szárazsági index értékén alapul (Cseresnyés 2004).

Mindezek ismeretében a modell megadja a tűzveszélyességi indexet, a láng magasságát, az üszökvetési távolságot és a tűz terjedési sebességét. A McArthur-modell felépítését az 1. ábra mutatja. A fent említett változókra kell először bővebben kitérnünk.



1. ábra. A McArthur-féle tűzveszélyességi modell felépítése.

1) Hőmérséklet:

A modell a 2 m-es magasságban mért napi maximális hőmérsékletet veszi figyelembe °C-ban megadva. Fontos azonban megemlíteni, hogy a talajfelszín (ahol a tűzveszély forrását adó avarréteg elhelyezkedik) és a felette lévő légréteg hőmérséklete több fokkal is meghaladhatja a 2 m-es magasságban mért értéket mind a dolomitkopárokon, mind a telepített fenyvesek szegélyén és lokálisan kiritkult belső részein (Draskovits & Kovács-Láng 1968).

Az 1993-2002. közötti évek meteorológiai adataiból megállapítottuk, hogy Magyarországon a legmelegebb időszak augusztus első dekádja, azaz ekkor kell leginkább számolnunk a hőmérséklet hatásával (OMSZ 1993-2002, Cseresnyés 2004a,b).

2) Relatív légnedvesség:

A levegő relatív páratartalmát %-ban kell megadni. A légnedvesség előrejelzése nagyon nehéz, mivel igen rövid idő (néhány óra) alatt képes óriási mértékű fluktuációkra. Napi periodikus változása is jelentős lehet. A havi átlagos légnedvesség júliusban a legalacsonyabb (41%), napi minimumát rendszerint 15 óra körül éri el (Bacsó *et al.* 1953, Bacsó 1958).

3) Szélsebesség:

A modell km/h-ban mért szélesebbességgel számol. A szélesebbesség (a relatív páratartalomhoz hasonlóan) nehezen jelezhető előre, térben és időben rendkívül változékonny lehet. A domborzat jelentősen befolyásolja a szélviszonyokat. A legtöbb földrajzi régióban vannak olyan széltípusok, melyek igen tűzveszélyes helyzeteket teremthetnek. Ezek mindig száraz és erősen turbulens légáramlatok (Millán *et al.* 1998).

A szél a lejtőszög mellett fontos faktor a koronatűz kialakulása és terjedése szempontjából is, mivel a lombkorona sokkal inkább ki van téve a szél hatásának, mint a talaj közeli vegetáció és a lehullott avar (Viegas 1998).

Hátszél esetén a tűz terjedésének sebessége a $V = V_0(1+\varphi_w)$ egyenlet szerint növekszik, ahol V_0 a sík terepen, szélcsendben mért terjedési sebesség, φ_w a szélesebbességtől függő faktor (Simeoni *et al.* 2001). A gyorsabb terjedés oka, hogy csökken a lángnyelv talajjal bezárt szöge, így a láng okozta hőszugárzás hatékonyabban képes előmelegíteni a tűzfront előtt lévő éghető anyagot (az elméletet Simeoni és mtsai. *Pinus pinaster* avarrétegen laboratóriumi kísérletekkel is igazolták). A széllal szemben történő terjedés sebessége megegyezik a szélcsendben tapasztalattal (Viegas *et al.* 1994).

Magyarországon a június és a július a két legszelesebb hónap (Bacsó *et al.* 1953, Bacsó 1958). Átlagos napokon 12-15 óra között mérhető a legnagyobb szélesebbesség, de ez az időjárási helyzettől függően nagymértékben variálhat (Bartholy & Radics 2000). A Dunántúli-középhegység (ezen belül is főként a Dunazug-hegység) hazánk legszelesebb területeinek egyike. A Pilisvörösvári-árok szélcatornaként engedi be az északnyugati szeleket (Lovász & Majoros 1997).

A dolomitvidékekre a meredek hegyoldalak és a kiálló, éles gerincek jellemzők. Ezeken a területeken fokozottan kell számolnunk erős, sokszor viharos széllökésekkel még a viszonylag csendes időjárású napokon is.

4) Lejtőszög:

A lejtőszög és a szélesebbesség hatása között sok hasonlóság figyelhető meg. Ha a tűz a hegyoldalon felfelé terjed, a terjedési sebesség nő a lejtőszöggel a $V = V_0(1+\varphi_s)$ összefüggés szerint, ahol φ_s a lejtőszögtől függő tényező (Santoni & Balbi 1998). A szélesebbesség és a lejtőszög egymástól függetlenül gyorsítja a tűz terjedését, ekkor a $V = V_0(1+\varphi_s+\varphi_w)$ összefüggés írható fel (Viegas & Neto 1991). A lejtőszög hatása szintén a láng talajjal bezárt szögének csökkenésén keresztül valósul meg. Lejtőn lefelé a tűz ugyanolyan sebességgel terjed, mint sík terepen, a lejtőszögnek ilyenkor nincs szerepe (Viegas 1998). A leírtakat Morandini és mtsai. (2001) kísérleti körülmények között is igazolták. A lejtőszög növeli a láng magasságát és a koronatűz kialakulásának esélyét is (Santoni & Balbi 1998). A dolomitterületeken gyakoriak a meredek lejtők, ezért a lejtőszög tűzveszélyt növelő hatásai fokozottan érvényesülnek.

5) Az éghető anyag mennyisége:

Mivel a modell a 6 mm-nél kisebb éghetőanyag-frakcióval számol, és a koronatűzzel nem foglalkozik, éghető anyagként a 6 mm-nél kisebb avarfrakció szerepel. Erre vonatkozóan a feketefenyves állományok négy korosztályára nézve rendelkezünk adatokkal. A 20-35 éves állományokban 10574 kg/ha, a 35-60 évesekben 14024 kg/ha, a 60-80 évesekben 18564 kg/ha, a 80 évesnél idősebbekben pedig 13056 kg/ha a 6 mm-nél kisebb avarfrakció mennyisége (Cseresy 2004a). Mivel az éghető anyag mennyisége a 60-80 éves állományokban a legnagyobb, így a leginkább tűzveszélyesnek az ilyen korú erdők tekinthetők.

A tűzgyulladás valószínűsége független az éghető anyag mennyiségétől, de a lángmagasság, a terjedési sebesség és az üszökvetési távolság növekszik az avar tömegének emelkedésével. Morvan és Dupuy (2001) kísérletekkel támasztották alá, hogy a terjedési sebesség kezdetben lineárisan növekszik az éghető anyag mennyiségének növekedésével, majd 20 t/ha körüli avarmennyiségnél telítődést mutat.

6) Szárazsági faktor:

A szárazsági faktor a növényzet, az avar, valamint a felső talajréteg szárazságának mértékét jelzi, értéke 0-10-ig terjedő egész szám lehet. Az utolsó csapadék mennyiségéből és idejéből, valamint a Byram-Keetch szárazsági index értékéből számítható (*1. ábra*).

A szárazság a tűzveszély egyik kulcseleme. Az avar nedvességtartalmának növekedésével lineárisan csökken a tűz terjedési sebessége, melynek oka a gyulladáshoz szükséges idő növekedése. (Viegas *et al.* 1990, Viegas & Neto 1991).

Ha az avar nedvességtartalma meghaladja a 20%-ot, a tüzesetek száma, valamint a leégett területek nagysága is jelentősen csökken (Viegas 1998). A nagy tüzesetek szinte mindig 10% alatti nedvességtartalomhoz kötődnek. Ha a nedvességtartalom 35-40% fölé emelkedik, a tűz terjedése megszűnik, és a tűz kialszik. Ez az ún. kioltási nedvességtartalom. Már néhány mm csapadék is jelentősen megemelheti az elhalt szerves anyagok nedvességtartalmát, ezzel nagymértékben csökken a tűz kialakulásának valószínűsége az elkövetkező néhány napra nézve.

Az európai erdők a nyári és őszi hónapokban a legszárazabbak. Ráadásul ekkor a legnagyobb az antropogén tüzek gyakorisága is (a megnövekedett turizmus, természetjárás és egyéb szabadtéri tevékenységek miatt).

Magyarországon az augusztus-szeptember közötti időszak tekinthető a legszárazabbnak (Cseresnyés 2004a,b). Az átlagos évi talajnedvesség szempontjából a Dunazug-hegység az egyik legszárazabb a hazai hegy- és dombvidékek közül (Dunkel *et al.* 1990). Az alapkőzet is nagymértékben befolyásolja a terület vízháztartását és kiszáradásának ütemét (Eberhardt & Latham 2000).

Az eredményként kapott tűzveszélyességi index (a továbbiakban: TVI) a gyulladás valószínűségét fejezi ki a fennálló körülmények esetén. A TVI verbalizált fokozatai a következők: 0-4: alacsony; 5-11: közepes; 12-23: magas; 24-49: nagyon magas; 50 felett: extrém.

A lángmagasságot m-ben, a terjedési sebességet km/h-ban kapjuk meg.

Az üszökvetési távolság az a km-ben megadott legnagyobb távolság, ameddig az égés során keletkező, izzó, parázsló anyag képes légi úton eljutni. Ennek következtében van lehetőség arra, hogy akár nagy távolságban is keletkezhessenek új tűzfészkek, ami rendkívül megnehezítheti a védekezést, és jelentősen emelheti a leégett terület nagyságát.

Ahogy az *1. ábra* mutatja, a szárazsági faktor kiszámításához a Byram-Keetch szárazsági index (Byram-Keetch Drought Index = BKDI), valamint az utolsó csapadék mennyisége és ideje szükséges. A BKDI az avar- és a talajréteg felső 200 mm-ének mm-ekvivalensben kifejezett csapadékhiánya (Keetch & Byram 1968).

A BKDI-t korábban már meghatároztuk 1993-2002. időszak minden egyes napjára, a Budapest-Lőrinc meteorológiai mérőállomáson (N 47°25'45''; E 19°10'56''; 138,1 m) rögzített napi maximális hőmérsékletek és csapadékmennyiségek felhasználásával (OMSZ 1993-2002, Cseresnyés 2004a,b). Ezek ismeretében a 10 éves periódus minden napjára végigszámoltuk a szárazsági faktort a „Drought Factor Calculator” program segítségével, olyan módon, hogy megadtuk az adott napra már kiszámolt BKDI-t, majd visszakerestük az utolsó nettó csapadék

mennyiségét és ennek idejét napokban (nettó csapadék alatt a mért bruttó csapadék és az 5 mm-es intercepció különbsége értendő; Keetch & Byram 1968). A naponkénti szárazsági faktorokat azután naptári dekádonként átlagoltuk, és a legcsapadékosabb, valamint a legaszályosabb évekre ábrázoltuk. Emellett minden dekádra kiszámoltuk a 10 év átlagát és feltüntettük ennek változását is.

A szárazsági faktor évi változásának ismerete igen fontos információ a tűzveszélyesség modellezése szempontjából. Egyrészt megállapítható belőle, hogy az év mely részében kell számítanunk a legnagyobb szárazságra, tehát melyik az év legtűzveszélyesebb időszaka. Másrészt a TVI és a tűz jellemzőinek ismeretéhez meg kell adni a szárazsági faktort, mint a modell egyik bemenő paraméterét. A görbe alapján tudhatjuk meg, milyen szárazsági faktoriall kell számolnunk valójában az átlagosnak mondható, valamint az aszályos évek kritikus időszakaiban.

Az előbbieken részletesen megtárgyaltuk azokat a tényezőket, amelyekről a tűzveszélyességi index és a tűz jellemzői függenek (1. ábra). Meg kell vizsgálnunk, hogyan hat a különböző meteorológiai tényezők változása a tűzveszélyességi viszonyokra.

Ennek bemutatásához a hat tényező közül egyet-egyet kiválasztva, értékét bizonyos intervallumban változtattuk, mialatt a többi öt tényezőt állandó értéken tartottuk, és ennek hatását a négyféle eredményre (tűzveszélyességi index, lángmagasság, üszökvetési távolság, terjedési sebesség) grafikonokon ábrázoltuk.

Az alkalmazott konstans értékek és a változtatás intervallumai a következők:

1) Hőmérséklet: Konstans értékét 30 °C-nak választottuk, mivel a leginkább tűzveszélyes nyári időszakban ez a hőmérséklet gyakran fennáll. Budapest környékén a hőségnapok száma (amelyeken a napi maximum hőmérséklet eléri a 30 °C-ot) évente átlagosan 20, de ennél jóval több is lehet (Kakas 1960). Amikor a hőmérséklet volt a változtatandó tényező, akkor értékeit 0-40 °C-ig terjedő intervallumban vettük figyelembe.

2) Relatív páratartalom: Konstans értékét 30%-nak választottuk. Az OMSZ adatai alapján a júliustól szeptemberig tartó időszakban 18-20%-os gyakorisággal fordul elő ilyen vagy ennél alacsonyabb páratartalom, tehát egy átlagos nyári napon ez az érték ésszerűnek tűnik. A változtatás intervalluma 0-100%-ig terjedt.

3) Szélsebesség: Konstans értéke 30 km/h. Ez a Beaufort-Köppen-skála szerint élénk szelet jelent. Ilyen erősségű szél az év minden szakában nagy gyakorisággal előfordul, különösen a hegytetőkön és a gerinceken (Bartholy & Radics 2000). A változtatás 0-70 km/h-ig terjedt, tehát a szélcsendről a viharig lefedte a szélerősséget.

4) Lejtőszög: A lejtőszöget 30°-nak választottuk, mely jellemző a dolomitvidékeken. Értékét nem változtattuk. A grafikonokon minden esetben külön ábrázoltuk a lejtőn felfelé kapott terjedési sebességet (a 30°-os lejtőszög megadásával), valamint a lefelé terjedés sebességét. Mivel utóbbi a sík terepen megfigyelhető terjedési sebességgel azonos (Viegas & Neto 1991, Viegas 1998), ennek felvételekor a modellbe 0°-os lejtőszöget írtunk be.

5) Az éghető anyag mennyisége: Ide a korábban már említett értékeket írtuk a különböző korcsoportok esetén.

6) Szárazsági faktor: Konstans értéknek a maximális 10-et választottuk, szintén számításaink végeredményei alapján (melyekből kiderült, hogy ilyen mértékű szárazság hosszabb ideig fennállhat az aszályosabb években, de még az átlagos időjárású években is előfordul; Cseresnyés 2004). A változtatás intervalluma 0-10-ig terjedt, tehát a teljes skálát lefedte.

A kapott eredményeket összehasonlítottuk a szakirodalomban leírtakkal, melyeket kísérletes úton nyertek. Ezáltal némileg tesztelhetjük a modell megbízhatóságát és gyakorlati alkalmazhatóságát is azon felül, hogy konkrét adatokkal szolgálhattunk a Dunazug-hegység feketefenyves állományainak tűzveszélyességéről.

Az előzőekben leírt konstansok mindegyike egy „átlagos” nyári napra vonatkozik. 30 °C maximum hőmérséklet, 30 km/h szél és 30% relatív páratartalom viszonylag gyakran előfordul a nyári időszak folyamán. Ritkábban azonban kialakulhatnak szélsőséges időjárási helyzetek, amelyek nagymértékben megnövelik a tűzveszélyességet. Egy ilyen helyzetet is megvizsgáltunk. A választott értékek az alábbiak voltak:

- 1) Hőmérséklet: 37 °C. Nyáron esetenként előfordul ilyen magas hőmérséklet, főként a napsütötte, déli erdőszegélyek talajközeli légrétegeiben (Draskovits & Kovács-Láng 1968).
- 2) Relatív páratartalom: Igen meleg, száraz napokon a relatív páratartalom 16-17%-ra is lecsökkenhet (Bacsó *et al.* 1953, Bacsó 1958). Ebből kiindulva a modellezéshez 16%-ot használtunk.
- 3) Szélsébség: 55 km/h. A Beaufort-Köppen-skálán ez a szél viharos erősségű. Budapest környékén évente átlagosan 58 nap van, amikor a legerősebb szellőkések elérik vagy meghaladják ezt a sebességet; ebből 7 nap esik júliusra, 5 augusztusra és 4 szeptemberre (Bacsó *et al.* 1953). Évi átlagban mintegy 20 napon a szélsébség a 75 km/h-t is elérheti.
- 4) Lejtőszög: Mivel 30°-osnál meredekebb lejtőkkel is találkozhatunk a dolomitterületeken, ezúttal 40°-os lejtőszöget használtunk.
- 5) Az éghető anyag mennyisége: A mintaterületeken korábbi vizsgálataink során mért legnagyobb avarmennyiséget szerepeltettük (Cseresnyés 2004a).
- 6) Szárazsági faktor: Maximális értékével (10) számoltunk.

A felsorolt adatok felhasználásával is kiszámítottuk a TVI-t és a tűz jellemzőit, rámutatva ezzel az extrém helyzetek jelentőségére.

Eredmények és értékelésük

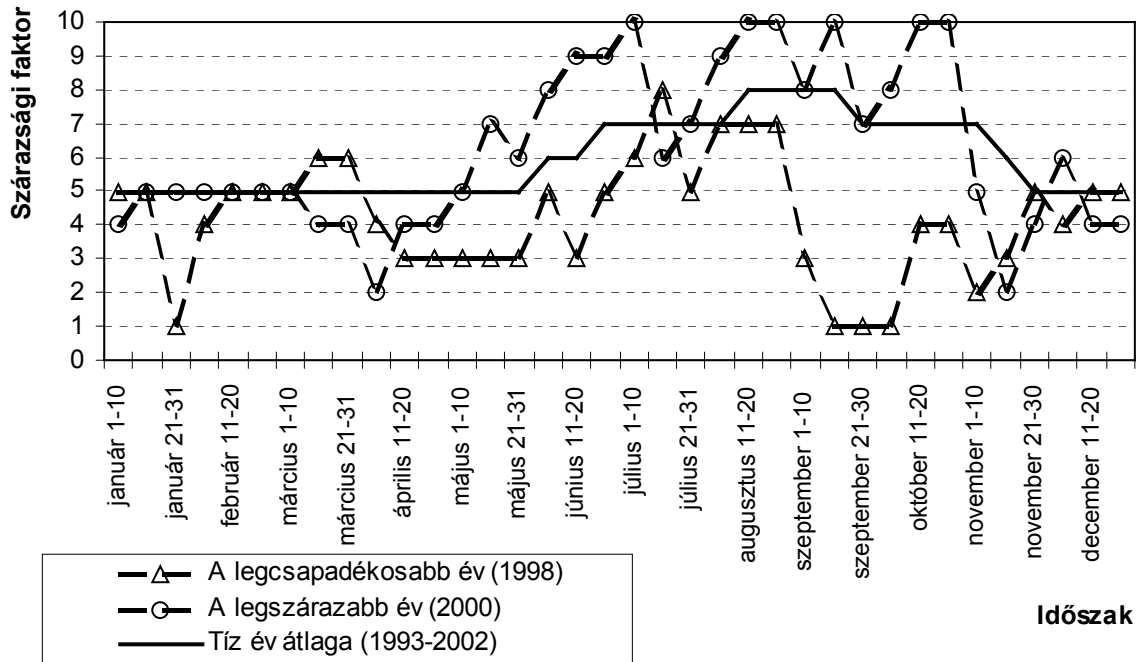
A BKDI adatok és a csapadékmennyiségek alapján számoltuk ki a szárazsági faktor napi értékeit és évi változását. A 2. ábrán 10 év átlaga mellett külön ábrázoltuk a legaszályosabb és a legcsapadékosabb évet is.

A 10 évre vonatkozó átlagos szárazsági faktor januártól májusig egyenletesen 5-ös érték, emelkedése június elején indul meg. Maximumát (8-at) augusztus közepétől szeptember közepéig mutatja, majd fokozatos csökkenést követően november végén 5-re áll vissza. Tehát az év legszárazabb időszaka általában augusztus-szeptember. (Hasonló eredményre jutottunk a BKDI számítása kapcsán; Cseresnyés 2004a,b)

A legaszályosabb év (2000) során a szárazsági faktor átlaga 6 dekádban is elérte a maximális 10-et (2. ábra). Ez a maximális szárazság 2000-ben 83 napon állt fenn, először június 22-én, utoljára november 4-én. A leghosszabb egybefüggő 10-es szárazsági faktorú időszak augusztus 7. és szeptember 2. között volt (27 napon át). A legcsapadékosabb évben (1998) a szárazsági faktor egyetlen napon sem emelkedett 10-re, maximális 9-es értéke is csak az év 3 napjára (július 19-21.) korlátozódott.

Az adatokból látható, hogy a Dunazug-hegységben az erősen csapadékhiányos években számítanunk kell arra, hogy a szárazsági faktor tartósan eléri a maximális értéket (főként augusztus-szeptemberben, de akár a nyár eleji vagy a késő őszi időszakban is).

A Dunazug-hegység egyik legnagyobb erdőtüze 1993. augusztus 15-én pusztított a Pilisszentiván és Nagykovácsi között emelkedő Zsíros-hegyen (Zambó 1995). A tűz napjára kiszámolt BKDI meglehetősen magas, 80,25 mm-ekvivalens (Cseresnyés 2004a), a szárazsági faktor pedig a maximálishoz közeli 9 volt. Az adatok jól mutatják a kérdéses napon uralkodó szárazsági viszonyokat, nem beszélve arról, hogy a napi hőmérséklet 33 °C-ig emelkedett aznap (OMSZ 1993-2002), tovább növelve a tűzveszélyt.



2. ábra. A szárazsági faktor évi változása dekádok szerint 10 év (1993-2002) átlagaként, valamint a legcsapadékosabb (1998) és a legszárazabb (2000) évben.

A McArthur-modell által szolgáltatott eredményeket a 3-18. ábrák foglalják össze. A tűzveszélyességi index és a tűz jellemzőinek számítása során nem foglalkoztunk külön a 80 évesnél idősebb állományokkal, mivel egyrészt az ilyen korú monodomináns feketefenyvesek ritkák, másrészt a bennük felhalmozódott éghető anyag mennyisége statisztikai számításaink szerint lényegében megegyezik a 35-60 éves korosztályéval (Cseresnyés *et al.* 2003, Cseresnyés 2004a).

A környezeti tényezők hatását a TVI alakulására a 3-6. ábrák mutatják (a korcsoportokat nem jelöltük külön, mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől, vagyis az állomány korától). A hőmérséklet emelkedése növeli a TVI értékét (3. ábra). A korábban leírt konstans paraméterek mellett már 10 °C-os hőmérsékletnél magas (TVI = 12), 30 °C-nál pedig nagyon magas (TVI = 24) tűzveszélyességgel kell számolnunk. A relatív légnedvesség szintén fontos tényező a tűzveszélyesség szempontjából (4. ábra). 30%-nál alacsonyabb értéke nagyon magas tűzveszélyességet eredményez (TVI = 24), növekedésével a TVI gyorsan csökken, de még 50% relatív humiditásnál is magas a tűzveszélyesség (TVI = 12). A szélsébség emelkedése egyre nagyobb mértékben növeli a TVI-t (5. ábra). A választott konstansok mellett már szélcsend esetén is magas a tűzveszélyesség, 60 km/h felett pedig már extrém mértékűre növekszik. A TVI lineárisan emelkedik a szárazsági faktoral (6. ábra). Az év bármely szakában kialakulhat 5-ös szárazsági faktor (2. ábra), amely már magas tűzveszélyességet eredményez; 10-es szárazsági faktornál (ami a nyári és őszi hónapokban gyakori lehet) pedig nagyon magas tűzveszélyességgel számolhatunk.

A lángmagasság a hőmérséklet (7. ábra) és a szélesebbesség (9. ábra) növekedésével egyre meredekebben, a szárazsági faktor emelkedésével (10. ábra) pedig egyenletesen növekszik. A relatív humiditás növekedése csökkenti a lángmagasságot (8. ábra). A lángmagasság növekszik az éghető anyag mennyiségével, tehát a legkisebb lángmagasság a 20-35, a legnagyobb pedig a 60-80 éves állományokban tapasztalható. A meteorológiai változók és a lejtőszög konstans tartásával, maximális (10-es) szárazsági faktor esetén a 20-35 éves állományokban 4,22 m, a 35-60 évesekben 6,70 m, a 60-80 évesekben pedig 9,19 m lángmagasság várható (10. ábra). A meteorológiai tényezők közül leginkább a szélesebbességnek van hatása a lángmagasságra (9. ábra). A leginkább tűzveszélyes, 60-80 éves állományokban 70 km/h sebességű széllokések esetén a lángmagasság megközelíti a 20 m-t, de még a legfiatalabb állományokban is 10 m fölé emelkedik.

Az üszökvetési távolság szintén növekszik az éghető anyag mennyiségével, azaz a 20-35 éves állományokban kell a legkisebb, a 60-80 évesekben pedig a legnagyobb üszökvetési távolsággal számolnunk (11-14. ábra). Az üszökvetési távolság a hőmérséklettel gyorsuló ütemben növekszik (11. ábra), értéke még viszonylag alacsony hőmérséklet esetén is számottevő lehet, a 60-80 éves fenyvesekben 30 °C mellett pedig az 1,5 km-t is meghaladja. A relatív humiditás növekedésével gyorsan csökken az üszökvetési távolság (12. ábra). A 60-80 év közötti állományokban 20% relatív légnedvességnél kb. 2,3 km távolsággal kell számolnunk, de ez az érték 70% légnedvesség felett 0-ra csökken. A legfiatalabb állományokban már 60% relatív humiditásnál sincs számottevő üszökvetés. Az üszökvetési távolságot azonban leginkább a szélesebbesség befolyásolja (13. ábra). A legtűzveszélyesebb korcsoportban már szélcsend esetén is közel 0,6 km az üszökvetési távolság, de 70 km/h sebességű széllokések az izzó anyagot akár 4,5 km-re is eljuttathatják. Ez rendkívül megnehezíti a tűz elleni védekezést, mivel igen nagy távolságokban is kialakulhatnak lokális tűzfészkek. Ehhez természetesen a később tárgyalásra kerülő nagy lángterjedési sebesség is hozzájárul. A szárazsági faktor emelkedése is növeli az üszökvetési távolságot (14. ábra). Amennyiben a szárazsági faktor értéke 2, vagy annál alacsonyabb, nem kell számítani üszökvetésre (a 20-35 éves fenyvesekben még 3-as szárazsági faktornál sem). Ennél nagyobb mértékű szárazság esetén azonban az üszökvetési távolság egyenletesen emelkedik, és a 60-80 éves erdőkben eléri a másfél kilométert.

A terjedési sebesség (a lángmagassághoz és az üszökvetési távolsághoz hasonlóan) növekszik az éghető anyag mennyiségével, tehát a 20-35 éves állományokban a legalacsonyabb, a 60-80 évesekben pedig a legmagasabb. A tűz felfelé mindig nagyobb sebességgel terjed, mint lefelé vagy sík területen; 30°-os lejtőszög mellett felfelé kb. 8-szor akkora terjedési sebességet kaptunk, mint lefelé. A terjedési sebesség alakulását bemutató grafikonokon (15-18. ábra) csak a felfelé terjedés sebességét tüntettük fel. A hőmérséklet egyre meredekebben növeli a terjedési sebességet (15. ábra). A 60-80 éves állományokban, egy 35 °C-os nyári napon felfelé közel 5 km/h terjedési sebesség állhat elő. A relatív humiditással gyorsan csökken a terjedési sebesség (16. ábra). A legtűzveszélyesebb korcsoportban, 20% relatív légnedvességnél például felfelé közel 6 km/h-val terjednek a lángok, de a légnedvesség 70%-ra emelkedésével ez mindössze 1 km/h-ra csökken. A terjedési sebességet is leginkább a szélesebbesség növeli (17. ábra). Felfelé a 60-80 éves állományokban már 40 km/h szélnél is több mint 5 km/h, 70 km/h szélesebbeségnél több mint 10 km/h a terjedési sebesség. A szárazsági faktoral a terjedési sebesség egyenletesen emelkedik (18. ábra). Amennyiben a szárazsági faktor 0, a terjedési sebesség is 0. A legmagasabb szárazsági faktor esetén a legtűzveszélyesebb állományokban a terjedési sebesség felfelé 4,19 km/h. A lefelé terjedés sebessége az alkalmazott paraméter-kombinációk egyikénél sem haladta meg az 1,35 km/h-t.

Felmerülhet a kérdés, hogy a modell eredményei mennyire közelítik a valóságot. Ennek megválaszolására néhány kísérlet eredményét használjuk, melyek a nemzetközi szakirodalomból ismertek.

Morandini és mtsai. (2001) szerint, ha a tűz 30°-os lejtőszög mellett felfelé terjed, akkor a terjedési sebesség 8-10-szerese a vízszintes terepen mérhető sebességnek. Az égetéses kísérletet *Pinus pinaster*-tűvar felhasználásával, laboratóriumi körülmények között végezték. Eredményeikkel szinte teljesen megegyező az általunk kapott 7,8-8-szoros különbség, amely a két sebesség között fennáll. Más kísérleti körülmények között ennél valamivel kisebb, 6-7-szeres különbséget észleltek (Santoni & Balbi 1998).

Hasonló kísérletben vizsgálták a szélesebb hatású lángok terjedésére (Simeoni *et al.* 2001). A szélesebb hatású lángok terjedési sebesség nagyobb mértékű növekedését kapták, mint a McArthur-modell szerinti értékek. Ennek alapján a modell talán kissé alulbecsli a szél hatását a terjedési sebességre.

Morvan és Dupuy (2001) az éghető anyag tömegét változtatva mérte a terjedési sebességet. Saját eredményeink szerint, ha az éghető anyag tömege 10574 kg/ha-ról (20-35 éves állományok) 18564 kg/ha-ra (60-80 éves állományok) emelkedik (vagyis mintegy 75%-kal megnő), akkor a terjedési sebesség kb. 1,8-szeresére nő. Morvan és Dupuy (2001) kísérleteik során, hasonló avarmennyiségek alkalmazásakor 1,5-1,6-szoros különbségeket találtak, tehát a modell ehhez képest kismértékben ugyan, de felülbecsli az éghető anyag tömegének hatását a terjedési sebességre.

Viegas és mtsai. (1994) kísérletesen igazolták, hogy a lefelé történő terjedés sebessége a lejtőszögtől független, és azonos a plató helyzetben mérhetővel. Felfelé terjedésnél a terjedési sebesség egyre nagyobb ütemben emelkedik a lejtőszög növekedésével. A 30°-os lejtőszögnél mért terjedési sebesség 4-6-szorosa a sík terepen megfigyelhetőnek, ami kisebb különbség, mint a McArthur-modell szerinti.

A kísérletekből látható, hogy a McArthur-modell eredményei egyes esetekben elég pontosan megfelelnek a kísérleti adatoknak, máskor kisebb-nagyobb mértékben eltérnek azoktól. Részletesebb összehasonlítást nem tudunk tenni, hiszen a kísérletek során nem kerültek publikálásra a relatív humiditások, a léghőmérsékletek, de bizonyos esetekben az avar nedvességtartalma és mennyisége sem.

A korábban leírt eredményekből is látható, hogy egy „átlagos” nyári napon (a választott konstans paraméterekkel) is nagyon magas (TVI = 24) tűzveszélyesség áll fenn. Szélsőséges időjárási viszonyok között – azaz 37 °C hőmérséklet, 16% relatív humiditás, 55 km/h szélesebb hatású és 10-es szárazsági faktor esetén – a TVI értéke 90, amely messze meghaladja az extrém tűzveszélyességi fokozat alsó határát (TVI = 50). Egy ilyen szélsőséges napon, az általunk mért legnagyobb avarmennyiség figyelembevételével (21272 kg/ha, Fehér-hegy 61 éves állománya; Cseresnyés 2004a) a kialakult tűz lángmagassága meghaladja a 30 m-t, az üszökvetési távolság kb. 7,5 km, a tűz terjedési sebessége pedig egy 40°-os lejtőn a 30 km/h-t is elérheti abban az esetben, ha a szél hátulról éri! Széllel szemben vagy szélcsendben ez az érték 9,9 km/h-ra, a lángmagasság 11,2 m-re csökken.

Az ilyen forró, száraz nyári napokon csak a legkritikább esetben kell ekkora széllel számolnunk, de 30 km/h szél esetén még mindig extrém mértékű tűzveszélyességet (TVI = 50), közel 20 m-es lángmagasságot, 4 km-es üszökvetési távolságot, valamint felfelé 20 km/h terjedési sebességet kapunk.

Mindezekből jól látható, hogy nemcsak a mediterrán területeken kell komoly tűzveszélyre számítanunk, hanem hazai feketefenyveseinkben is. Ezért fokozott figyelmet kell fordítanunk

ezekre az állományokra a kritikusnak számító száraz, meleg nyarakon annak érdekében, hogy a jelentős természeti és gazdasági károkkal járó tüzeket megelőzhessük.

Összefoglalás

Magyarország területén a tájidegen feketefenyő állományok fokozottan tűzveszélyes vegetációtípusnak tekinthetők, amit a Dunazug-hegység erdőtüzei is bizonyítanak. Az állományok tűzveszélyességét a bennük felhalmozódott éghető anyag mennyisége, a fennálló meteorológiai tényezők, valamint topográfiai viszonyok határozzák meg.

A Dunazug-hegység telepített feketefenyveseinek tűzveszélyességi viszonyait a McArthur-féle empirikus modell segítségével vizsgáltuk. A modell az éghető anyag mennyisége, a hőmérséklet, a relatív légnedvesség, a szélesebbesség, a lejtőszög és a szárazsági faktor ismeretében megadja a gyulladási valószínűségként értelmezhető tűzveszélyességi indexet (TVI), a lángmagasságot, a terjedési sebességet, valamint az üszöketési távolságot. A szárazsági faktor aktuális értéke az utolsó csapadék mennyiségéből, a lehullása óta eltelt időből, valamint a Byram-Keetch szárazsági indexből (BKDI) számítható ki.

Korábbi vizsgálatainkból tudjuk, hogy az éghető anyag mennyisége a 60-80 éves állományokban a legnagyobb, így ezek vannak leginkább kitéve az erdőtüzek pusztító hatásának. Emellett már meghatározásra kerültek a BKDI napi értékei az 1993-2002. közötti időszakra vonatkozóan.

A BKDI adatok és a Budapest-Lőrinc meteorológiai állomáson 1993. és 2002. között rögzített napi csapadékmennyiségek alapján számoltuk ki a szárazsági faktor napi értékeit és éves változását. Megállapítottuk, hogy az átlagos szárazsági faktor januártól májusig 5-ös értéket mutat, június elején emelkedni kezd, maximumát (8-at) az augusztus-szeptemberi időszakban mutatja, majd folyamatos csökkenés után november végén 5-re áll vissza. A vizsgált időszak legaszályosabb éve (2000) során azonban a szárazsági faktor átlaga hat dekádban is elérte a maximális 10-et.

Ezután vizsgáltuk, hogyan hatnak a különböző meteorológiai tényezők változásai a tűzveszélyességi viszonyokra. A hat tényezőtől (éghető anyag mennyisége, hőmérséklet, relatív légnedvesség, szélesebbesség, lejtőszög és szárazsági faktor) egyet-egyet bizonyos intervallumban változtattunk, és a többi öt tényezőt állandó értéken tartva vizsgáltuk ennek hatását a négyféle eredményre (tűzveszélyességi index, lángmagasság, terjedési sebesség és üszöketési távolság). A kiválasztott állandó értékek a következők voltak: hőmérséklet 30 °C, relatív légnedvesség 30%, szélesebbesség 30 km/h, lejtőszög 30°, szárazsági faktor 10. Éghető anyagként a korábbi vizsgálatokból ismert 6 mm-nél kisebb avarfrakciók szerepeltek.

Eredményeink szerint a hőmérséklet, a szélesebbesség és a szárazsági faktor emelkedése növeli, míg a relatív légnedvesség növekedése csökkenti a tűzveszélyességi indexet, a lángmagasságot, a terjedési sebességet és az üszöketési távolságot. Az éghető anyag mennyisége nem befolyásolja a tűzveszélyességi indexet, de növekedése elősegíti a tűz terjedését, és növeli a lángmagasságot. A tűz lejtőn felfelé mindig sokkal nagyobb sebességgel terjed, mint sík terepen vagy lefelé. A tűzveszélyesség a fent megállapított konstans paraméterek mellett (tehát egy átlagosnak számító nyári napon) is eléri a nagyon magas fokozatot (TVI = 24), a lángmagasság a 60-80 éves állományokban 9,19 m, a terjedési sebesség lejtőn felfelé 4,19 km/h, az üszöketési távolság 1,53 km. Szélsőséges időjárási helyzetek (37 °C, 16% relatív légnedvesség és 55 km/h szél) kialakulása esetén a tűzveszélyesség extrém mértékűre emelkedik (TVI = 90), hasonlóan a közismerten tűzveszélyes mediterrán területekhez.

A McArthur-modell megbízhatóságát szakirodalmakból vett laboratóriumi kísérletek eredményeinek elemzésével vizsgáltuk, és megállapítottuk, hogy a modell segítségével kiszámított tűzveszélyességi jellemzők viszonylag jól megfelelnek a kísérleti adatoknak.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Bózsing Erikának a terepmunka elvégzésében nyújtott segítségéért és hasznos tanácsaiért. Bakon Gábor erdészetvezető (Pilisi Parkerdő Rt. Budapesti Erdészete), Apatóczky István (Budakeszi Erdészet) és Farkas Viktor (Pilisszentkereszti Erdészet) az erdőállományokra vonatkozó adatgyűjtésben nyújtottak segítséget. Munkánkat az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (T-037732) támogatásával végeztük.

Irodalomjegyzék

- Agócs J. (1995): Az erdő égetése. *Erdészeti Lapok* 130(5): 153.
- Bacsó N. (1958): Budapest és környékének éghajlata. In: Pécsi M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 355-418.
- Bacsó N., Kakas J., Takács L. (1953): *Magyarország éghajlata*. Országos Meteorológiai Intézet, Budapest, 226 pp.
- Bartholy J., Radics K. (2000): *A szélenergia hasznosítás lehetőségei a Kárpát-medencében*. Egyetemi Meteorológiai Füzetek 14, ELTE, Budapest, 79 pp.
- Bódis J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. Texturális változások. *Botanikai Közlemények* 80(2): 129-139.
- Borhidi A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Botanikai Közlemények* 46: 275-285.
- Bussay A. (1995): Az erdőtűz és a meteorológiai tényezők közötti kapcsolatok. *Erdészeti Lapok* 130(5): 149.
- Cseresnyés I. (2004a): *Dolomitra telepített feketefenyvesek avarproduktumának és tűzveszélyességének vizsgálata*. Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest, 89 pp.
- Cseresnyés I. (2004b): Szárazsági viszonyok változása feketefenyvesekben. *Természetvédelmi Közlemények* (in press).
- Cseresnyés I., Bózsing E., Csontos P. (2003): Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 37-49.
- Csontos P., Horánszky A., Kalapos T., Lőkös L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* 88: 69-77.
- Csontos P., Tamás J., Kalapos T. (1998): A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálásában korábban feketefenyvessel borított területeken. In: Csontos P. (szerk.): *Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183-196.
- Draskovits R., Kovács-Láng E. (1968): Mikroklimamessungen in Kalkstein- und Dolomitmelsenrasen. *Ann. Univ. Sci. Budapest Sect. Biol.* 9-10: 115-129.
- Dunkel Z., Stollár A., Szabó T., Tiringér Cs. (1990): A területi párolgás meghatározása Magyarországon. *Időjárás* 94(2-3): 149-155.
- Eberhardt, R. W., Latham, R. E. (2000): Relationships among vegetation, surficial geology and soil water content at the Pocono mesic till barrens. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127(2): 115-124.

- Geleta F. (1995): Erdőtüzek okainak hatásvizsgálata. *Erdészeti Lapok* 130(5): 150.
- Ghimessy L. (1995): Erdőtüzek és azok hatása erdeinkre. *Erdészeti Lapok* 130(5): 150-151.
- Granström, A. (1993): Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 737-744.
- Hartley, M. J. (2002): Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forest. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.
- Horánszky A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 5-19.
- Járó Z. (1996): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 21-53.
- Johnson, E. A., Fryer, G. I., Heathcott, M. J. (1990): The influence of man and climate on frequency of fire in the interior wet belt forest, British Columbia. *Journal of Ecology* 78: 403-412.
- Johnson, E. A., Larsen, C. P. S. (1991): Climatically induced change in fire frequency in the southern Rockies. *Ecology* 72(1): 194-201.
- Kakas J. (1960, szerk): *Magyarország éghajlati atlasza*. Országos Meteorológiai Intézet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kavvadias, V. A., Alifragis, D., Tsiontsis, A., Brofas, G., Stamatelos, G. (2001): Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management* 144: 113-127.
- Keetch, J. J., Byram, G. M. (1968): *A Drought Index for Forest Fire Control*. U.S.D.A. Forest Service Research Paper SE-38. Southeastern Forest Experiment Station, Asheville, NC, 32 pp.
- Lopes, A. M. G., Cruz, M. G., Viegas, D. X. (2002): *FireStation* – an integrated software system for the numerical simulation of fire spread on complex topography. *Environmental Modelling & Software* 17: 269-285.
- Lovász Gy., Majoros Gy. (1997): *Magyarország természeti földrajza I*. University Press, Pécs, 271 pp.
- Millán, M. M., Estrela, M. J., Badenas, C. (1998): Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish mediterranean coast. In: Moreno, J. M. (ed.): *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden, pp.1-30.
- Morandini, F., Santoni, P. A., Balbi, J. H. (2001): The contribution of radiant heat transfer to laboratory-scale fire spread under the influences of wind and slope. *Fire Safety Journal* 36: 519-543.
- Morvan, D., Dupuy, J. L. (2001): Modelling of fire spread through a forest fuel bed using a multiphase formulation. *Combustion and Flame* 127: 1981-1994.
- Niklasson, M., Granström, A. (2000): Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6): 1484-1499.
- Noble, I. R., Bary, G. A. V., Gill, A. M. (1980): McArthur's fire-danger meters expressed as equations. *Australian Journal of Ecology* 5: 201-203.
- Országos Meteorológiai Szolgálat (1993-2002): *Napi Időjárásjelentések*.
- Palik, B. J., Mitchell, R. J., Hiers, J. K. (2002): Modelling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the Longleaf pine (*Pinus palustris*) ecosystem: balancing complexity and implementation. *Forest Ecology and Management* 155: 347-356.

- Pastor, E., Zárate, L., Planas, E., Arnaldos, J. (2003): Mathematical models and calculation system for the study of wildland fire behaviour. *Progress in Energy and Combustion Science* 29: 139-153.
- Santoni, P. A., Balbi, J. H. (1998): Modelling of two-dimensional flame spread across a sloping fuel bed. *Fire Safety Journal* 31: 201-225.
- Simeoni, A., Santoni, P. A., Larini, M., Balbi, J. H. (2001): On the wind advection influence on the fire spread across a fuel bed: modelling by a semi-physical approach and testing with experiments. *Fire Safety Journal* 36: 491-513.
- Swetnam, T. W. (1993): Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science* 262: 885-889.
- Tamás J. (1997): *A növényzet regenerálódása leégett feketefenyvesek helyén, dolomiton.* Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest, 80 pp.
- Tamás J. (2001a): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 75-85.
- Tamás J. (2001b): *Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben.* Egyetemi doktori értekezés kézírata, ELTE, Budapest, 140 pp.
- Tamás J. (2003): The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62(2): 147-158.
- Tamás J., Csontos P. (1995): Comparative coenological studies following forest fires. *Abstracts of the 7th European Ecological Congress, EURECO 95, August 20-25, Budapest, p. 244.*
- Tamás J., Csontos P. (1998): A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. In: Csontos P. (szerk.): *Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása.* Scientia Kiadó, Budapest, pp. 231-264.
- Viegas, D. X. (1998): Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large fires. In: Moreno, J. M. (ed.): *Large forest fires.* Backhuys Publishers, Leiden, pp. 31-48.
- Viegas, D. X., Bovio, G., Ferreira, A. D., Nosenzo, A., Sol, B. (1999): Comparative study of various methods of fire danger evaluation in Southern Europe. *International Journal of Wildland Fire* 9(4): 235-246.
- Viegas, D. X., Neto, L. P. C. (1991): Wall shear-stress as a parameter to correlate the rate of spread of a wind induced forest fire. *International Journal of Wildland Fire* 1(3): 177-188.
- Viegas, D. X., Varela, V. G. M., Borges, C. P. (1994): *On the evolution of a linear fire front in a slope.* Proc. 2nd Int. Conf. on Forest Fire Research, Coimbra, Portugal, pp. 301-318.
- Viegas, D. X., Viegas, M. T., Ferreira, A. D. (1990): *Characteristics of some forest fuels and their relation to the occurrence of fires.* Proc. 1st Int. Conf. on Forest Fire Research, Paper B.03, Coimbra, Portugal, 13 pp.
- Viegas, D. X., Viegas, M. T., Ferreira, A. D. (1992): Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 2(4): 69-86.
- Zackrisson, O. (1977): Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22-32.
- Zambó P. (1995): A Pilisi Parkerdő Rt. területén 1993-1994-ben bekövetkezett erdőtüzekről, a kár mértékéről és annak felszámolására tett erőfeszítésekről. *Erdészeti Lapok* 130(5): 152.

Summary

Analysis of fire-risk conditions in *Pinus nigra* stands by using McArthur's model

Imre Cseresnyés and Péter Csontos

Keywords: forest fire, Austrian pine, flame height, drought factor, rate of spread, fire danger index, spotting distance

Austrian Pine (*Pinus nigra* Arn.), an alien conifer in Hungary, forms highly flammable vegetation type due to the accumulation of needle litter. The flammability of these forests was indicated by the frequent fire events in Dunazug Mountains during the latest decades.

The fire-risk relations in Dunazug Mountains were examined by using of McArthur's empirical model. If the amount of fuel, temperature, relative humidity, wind speed, degree of slope and drought factor are known, the fire danger index (FDI; which is the probability of combustion), flame height, rate of spread and spotting distance can be calculated. The actual value of drought factor was determined from the amount of last precipitation, the days since last rain and the Byram-Keetch Drought Index (BKDI).

It is known from our previous studies that the fuel reaches a maximum mass in the stand age class 60-80 years, therefore forest fires are expected mainly in this age class. BKDI values were already known from our previous studies for years between 1993 and 2002.

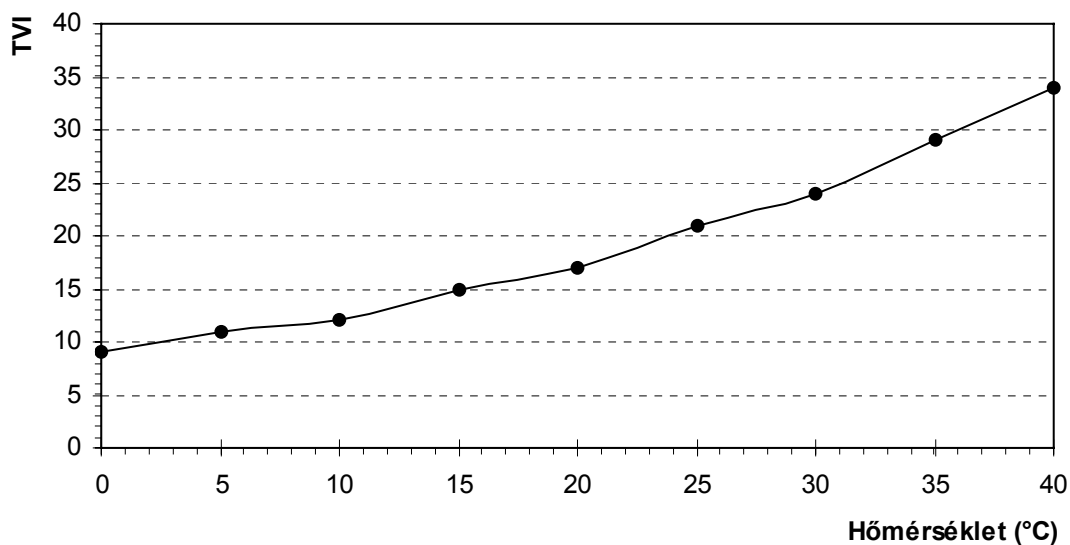
To analyse the daily maximum and the annual trend of drought factor we used the daily BKDI values and daily rainfall had fixed at Budapest-Lőrinc meteorological station from 1993 to 2002. The mean value of drought factor was 5 from January to May then began to increase in early June, showing its maximum (value 8) in August and September. Later the drought factor decreased continuously till the end of November, when it stabilized at value 5. During the most droughty year (2000) the drought factor reached the highest possible value (10) in six decades.

It was also examined how the changing meteorological factors affect the fire-risk relations. One factor among six (amount of fuel, temperature, relative humidity, wind speed, degree of slope and drought factor) was changed within an appointed interval (while the other 5 parameters were kept constant) and its result on the four outgrowths of the model (FDI, flame height, rate of spread, spotting distance) was examined. We used the following fixed parameters: 30 °C temperature, 30% relative humidity, 30 km/h wind speed, 30° of slope and Drought Factor value 10. The fuel load (diameter less than 6 mm) has already known from our former research.

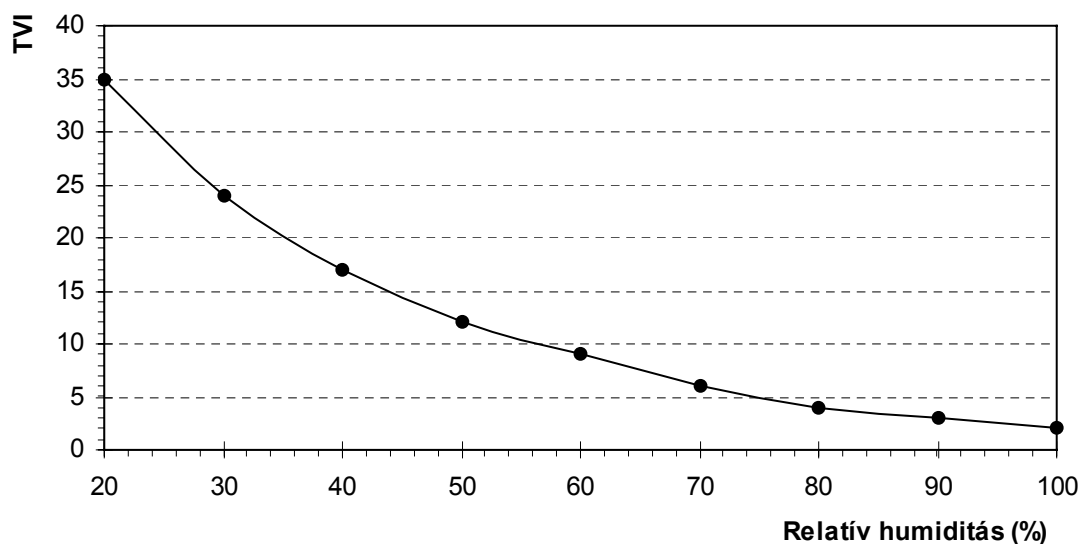
Our results show that the increase of temperature, wind speed and drought factor rise the FDI, flame height, rate of spread and spotting distance, while the increase of relative humidity has the opposite effect. The amount of fuel doesn't influence the FDI, but its increase promotes the spread of fire and rises the flame height. The rate of spread is always much higher uphill than on flat ground or downhill. On an average summer day (when the mentioned fixed parameters prevail) the fire-risk is very high (FDI = 24), the flame height is 9.19 m in the stand age class 60-80 years, the rate of spread is 4,19 km/h uphill and the spotting distance is 1.53 km. If the weather conditions become extreme (37 °C, 16% relative humidity, 55 km/h wind speed), the fire-risk rises also to extreme (FDI = 90) similar to the Mediterranean regions.

The reliability of McArthur's model was tested by analysing of experimental laboratory results originating from scientific literature. Our own results proved to be compatible with these data.

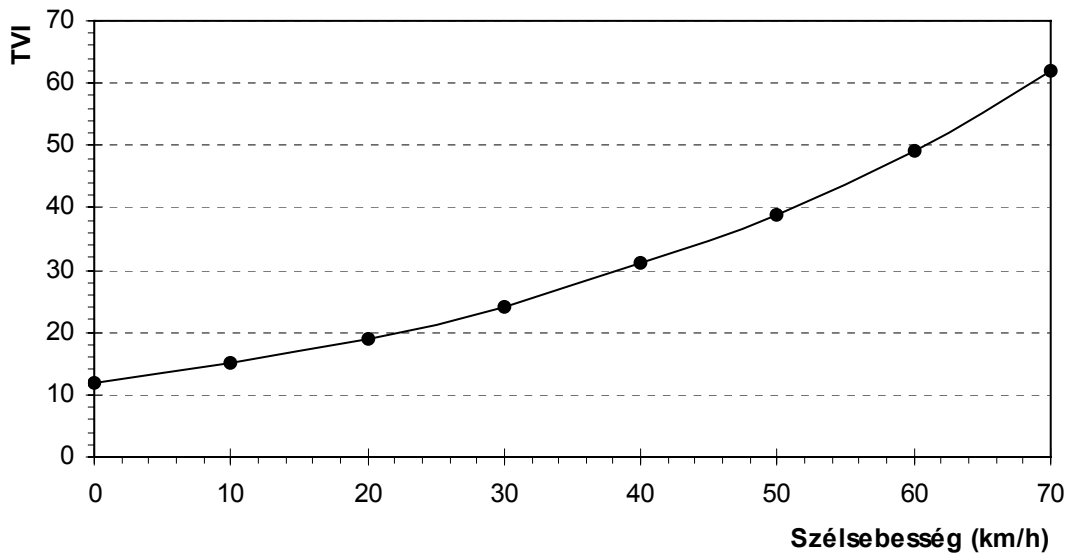
Melléklet



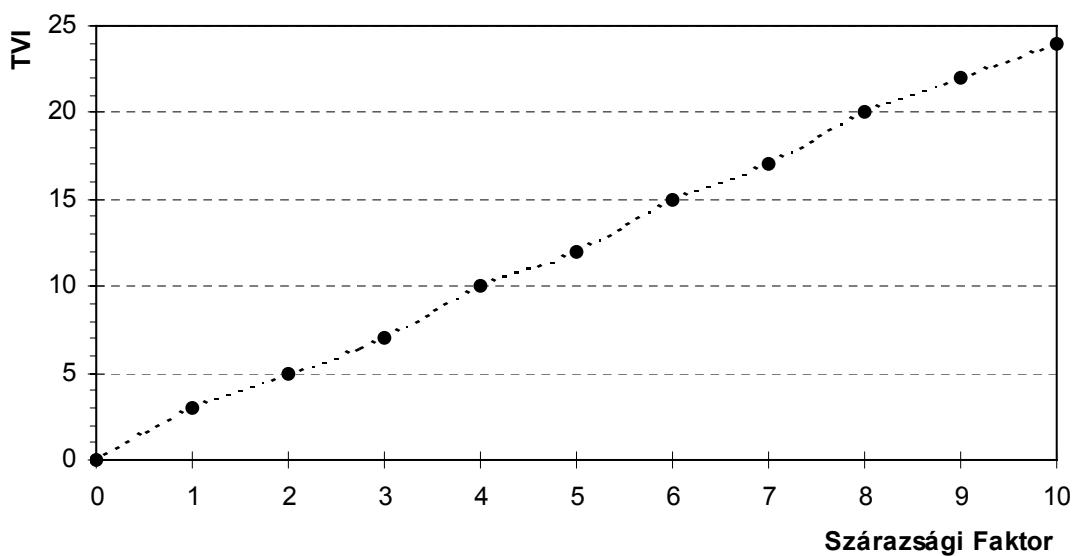
3. ábra. A TVI (tűzveszélyességi index) változása a hőmérséklettel, bármely állománykor esetén (mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől). Relatív humiditás= 30%, szélsébség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°.



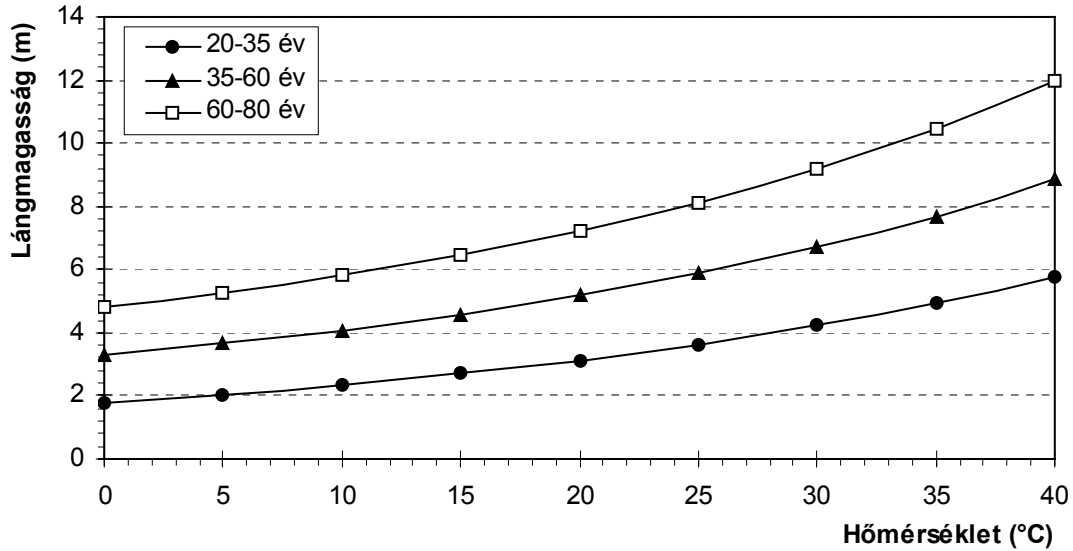
4. ábra. A TVI (tűzveszélyességi index) változása a relatív humiditással, bármely állománykor esetén (mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől). Hőmérséklet= 30 °C, szélsébség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°.



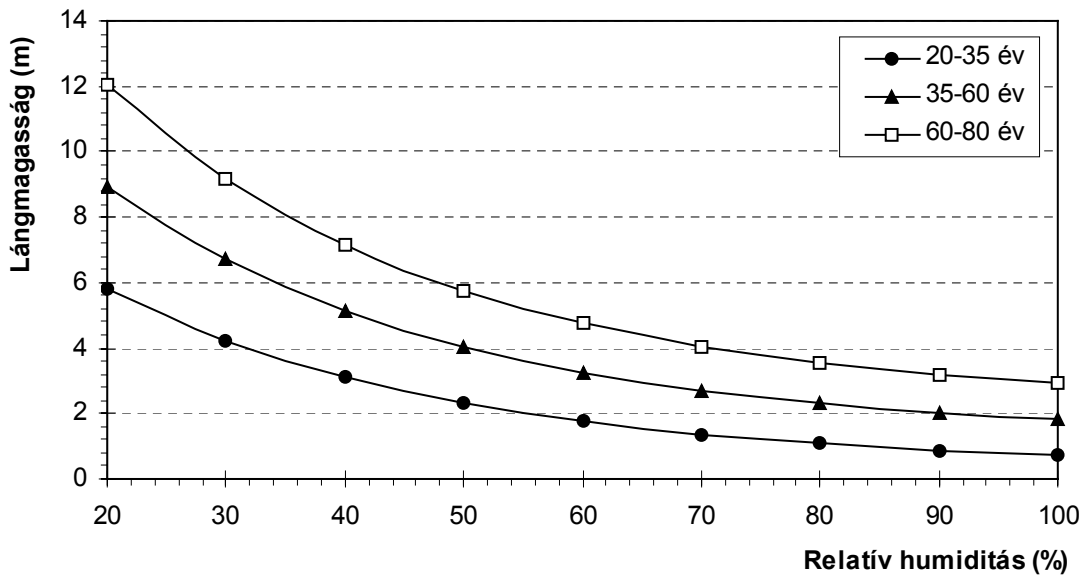
5. ábra. A TVI (tűzvesélyességi index) változása a szélességgel, bármely állománykor esetén (mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől). Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°.



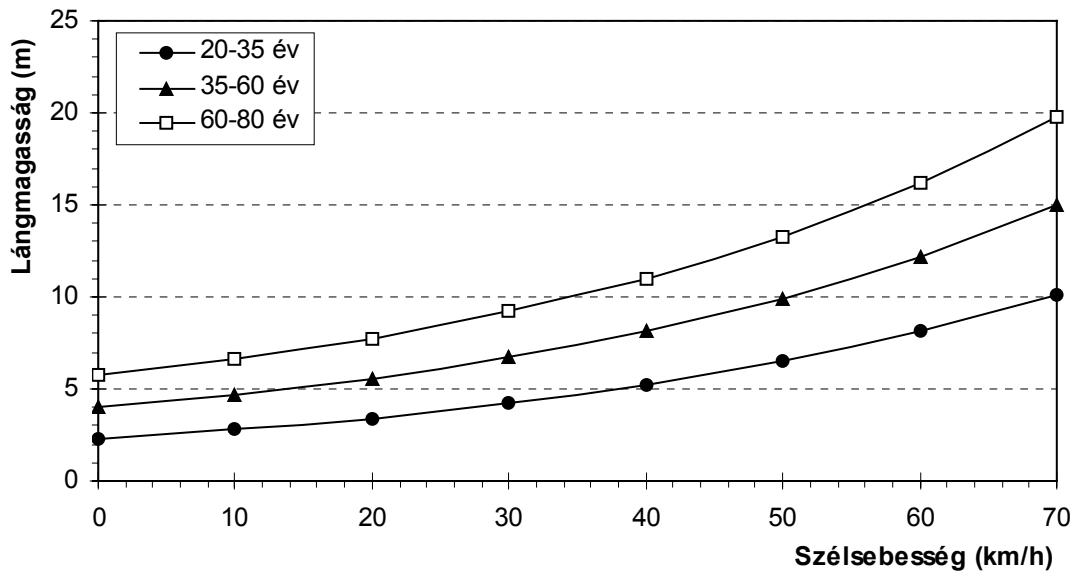
6. ábra. A TVI (tűzvesélyességi index) változása a szárazsági faktoral, bármely állománykor esetén (mivel a TVI független az éghető anyag mennyiségétől). Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szélesség= 30 km/h, lejtőszög= 30°.



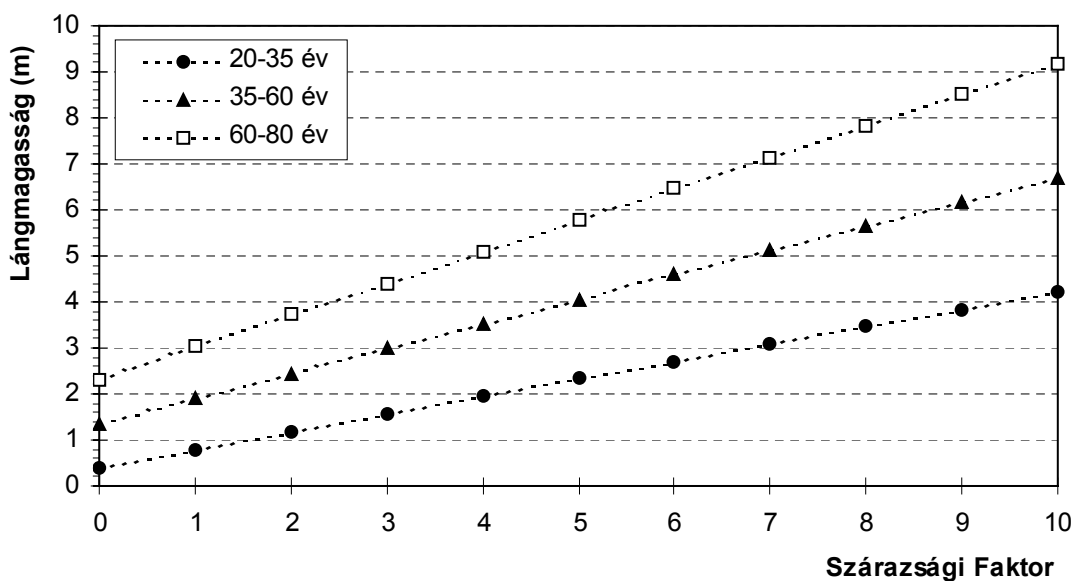
7. ábra. A lángmagasság változása a hőmérséklettel, három korcsoport esetén. Relatív humiditás= 30%, szélesség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°, éghető anyag mennyisége a korcsoportokban: 20-35 év= 10574 kg/ha; 35-60 év= 14024 kg/ha; 60-80 év= 18564 kg/ha.



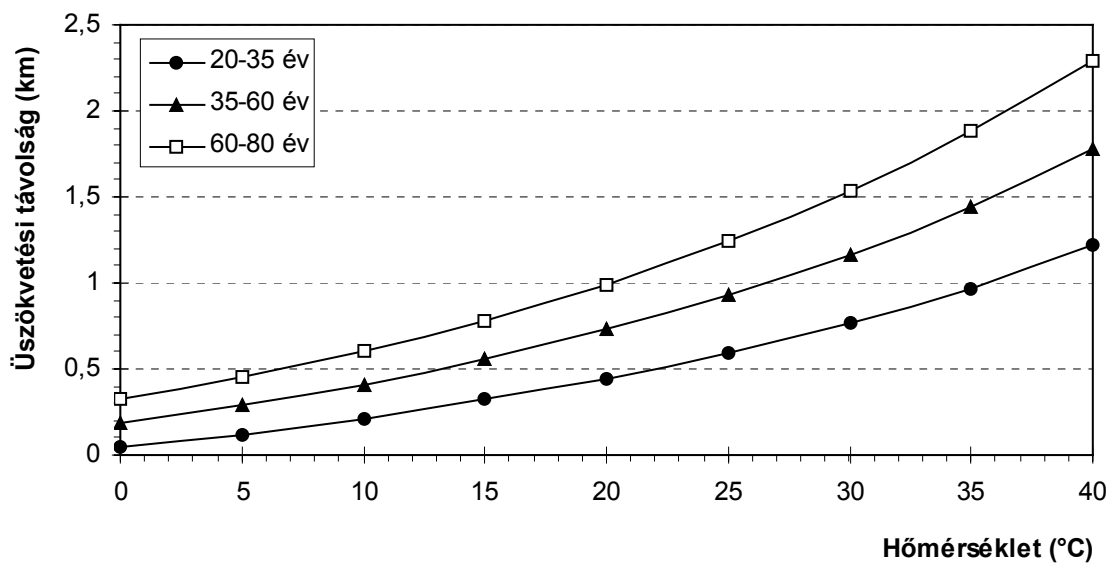
8. ábra. A lángmagasság változása a relatív humiditással, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, szélesség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



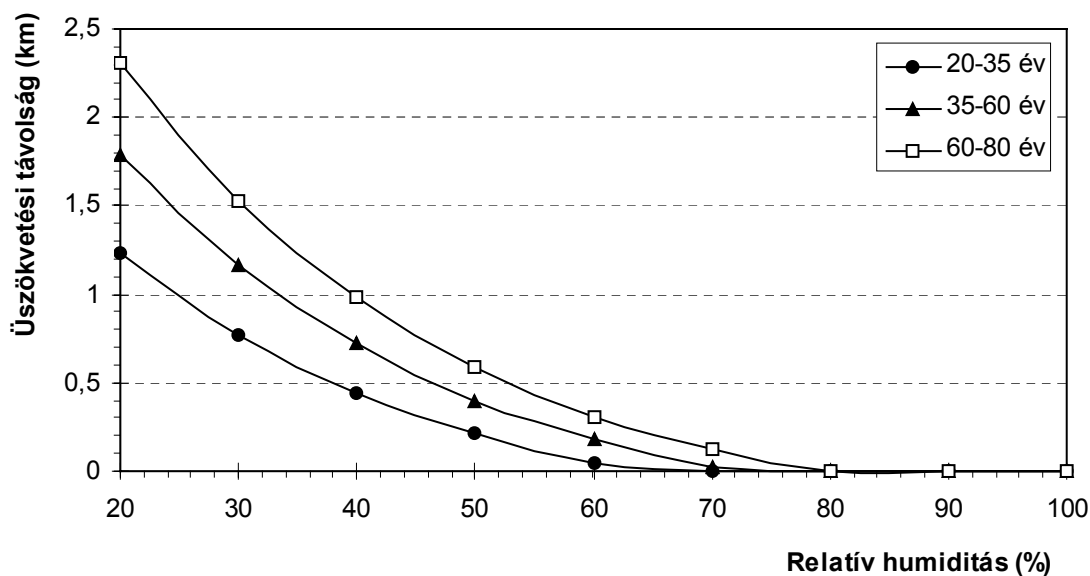
9. ábra. A lángmagasság változása a szélsebességgel, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



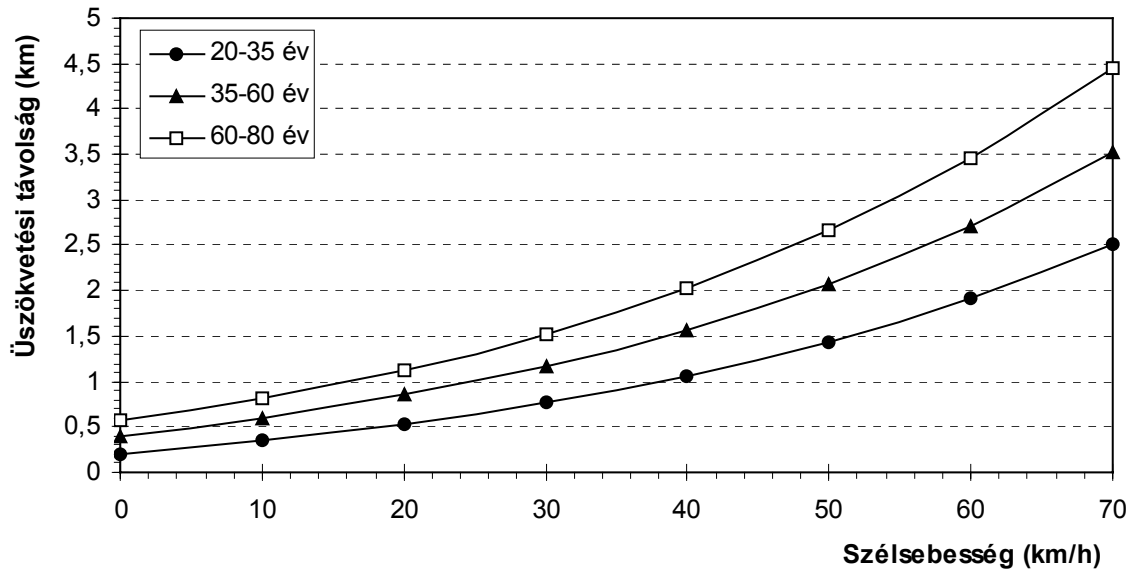
10. ábra. A lángmagasság változása a szárazsági faktórral, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szélsebesség= 30 km/h, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



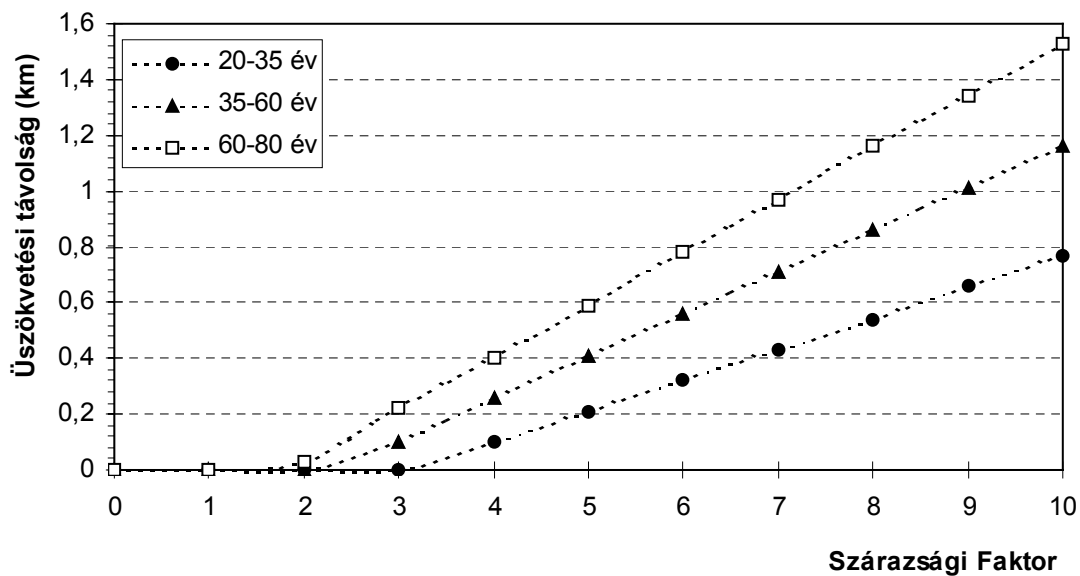
11. ábra. Az üszökvetési távolság változása a hőmérséklettel, három korcsoport esetén. Relatív humiditás= 30%, szélesség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



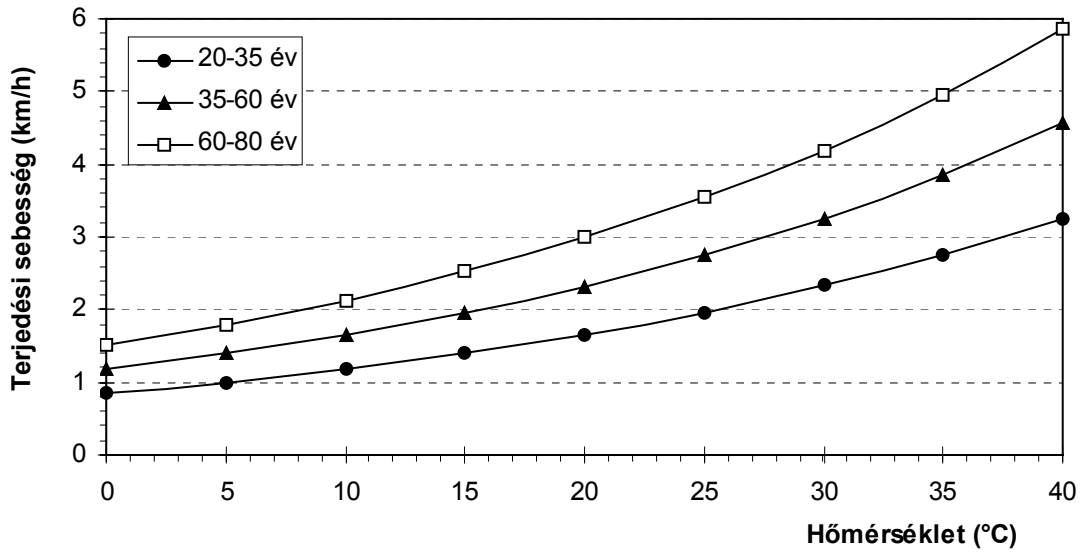
12. ábra. Az üszökvetési távolság változása a relatív humiditással, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, szélesség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



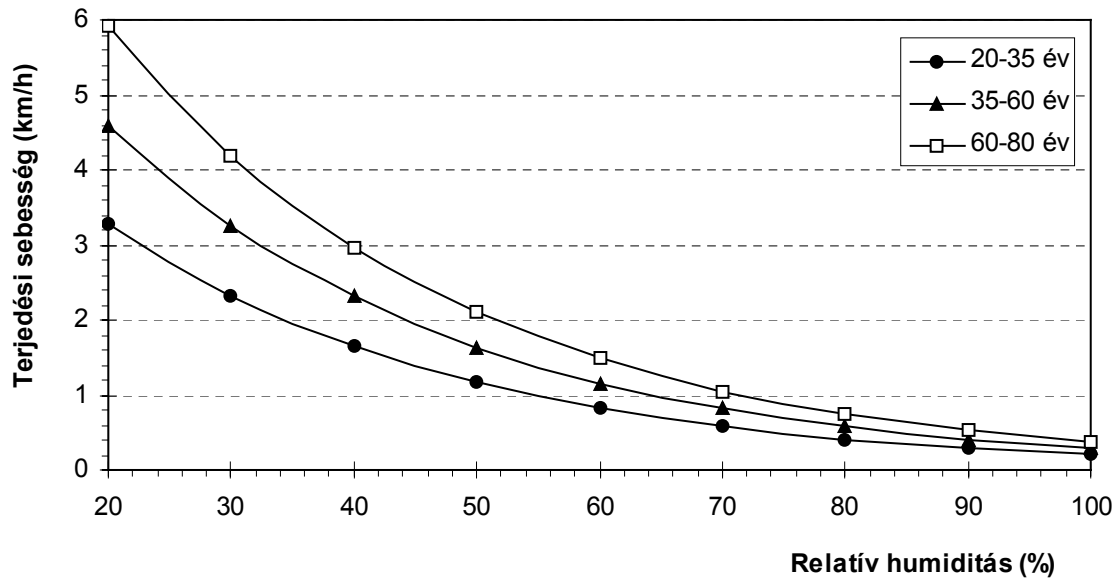
13. ábra. Az üszökvetési távolság változása a szélsebességgel, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



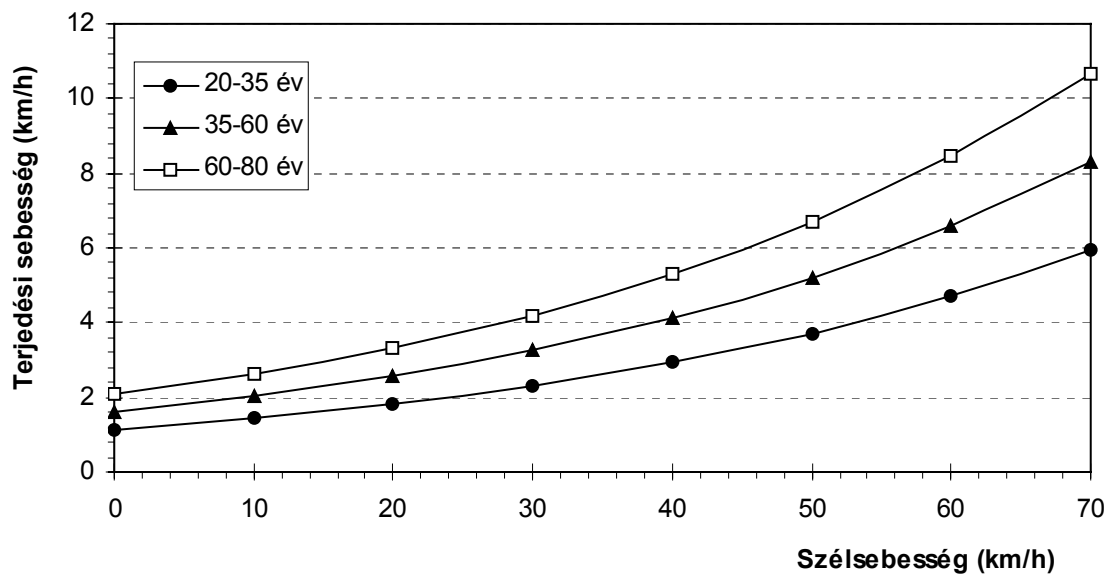
14. ábra. Az üszökvetési távolság változása a szárazsági faktorról, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szélsebesség= 30 km/h, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



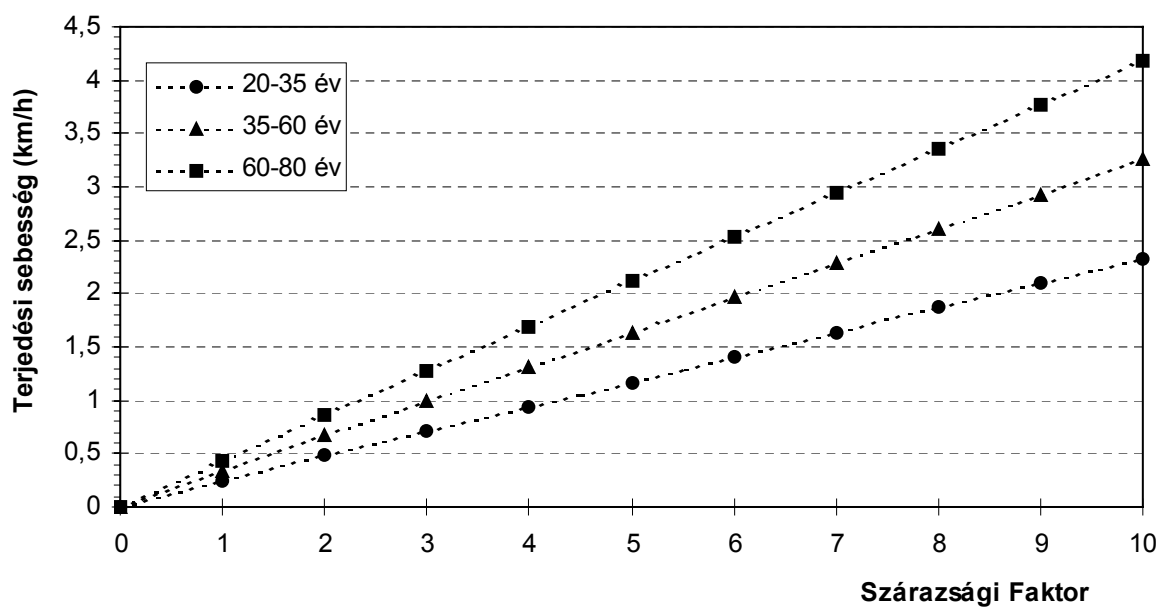
15. ábra. A tűz terjedési sebességének változása a hőmérséklettel, három korcsoport esetén. Relatív humiditás= 30%, szélesebbesség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



16. ábra. A tűz terjedési sebességének változása a relatív humiditással, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, szélesebbesség= 30 km/h, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



17. ábra. A tűz terjedési sebességének változása a szélsebességgel, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szárazsági faktor= 10, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.



18. ábra. A tűz terjedési sebességének változása a szárazsági faktoral, három korcsoport esetén. Hőmérséklet= 30 °C, relatív humiditás= 30%, szélsebesség= 30 km/h, lejtőszög= 30°. A figyelembe vett éghető anyag mennyiségek azonosak a 7. ábránál megadottakkal.

Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában

Csontos Péter

Bevezetés, problémafelvetés

A dolomitlejtőkön kialakult gyepek természetvédelmi jelentősége jól ismert a hazai botanikusok körében. Az endemikus fajok nagy száma, valamint a glaciális és interglaciális korokból egyaránt fennmaradt reliktum növények különleges botanikai arculatot adnak ezeknek a területeknek (Zólyomi 1942, 1958, 1987). Egy-egy jobb állapotú dolomitos területünkön a védett edényes növények fajsza és egyedszáma, valamint a vegetáció kompozicionális változatossága (florális diverzitás; Juhász-Nagy 1973) szintén igen magas lehet (Debreczy 1973, Csontos és Lőkös 1992, Kovács és Takács 1995, Lencsés 1996, Bartha et al. 1998).

A fentiek ellenére, a 19. század végétől, több hullámban történtek erdőtelepítések e tájakon a flóraidegen *Pinus nigra* felhasználásával. Az eredeti termőhelyén laza szerkezetű, elegyes állományokat alkotó fenyőfajt (Fekete 1959, Horvat et al. 1974) nálunk zárt monokultúrákban ültették, aminek hatására a korábban ott megtalálható gyeptársulások drasztikusan átalakultak, legtöbbször teljesen megszűntek (Borhidi 1956, Bódis 1993, Bartha 2001). Az idősödő állományokban később növényvédelmi problémák is felmerültek (Koltay 1997, 1998), valamint a tűavar egyre jelentősebb akkumulálódása következtében (amely 15-18 t/ha is lehet) az amúgy is fenyegető erdőtüzek kialakulásának esélye is fokozódott (Cseresnyés et al. 2003, Cseresnyés és Csontos 2004, Cseresnyés et al. 2006). Ha mindezekhez hozzávesszük, hogy a feketefenyő fája iránti piaci kereslet visszaesett és az állományok talajjavító hatása sem nyert egyértelmű bizonyítást, akkor érthető törekvésnek tekinthetjük, hogy e területekkel kapcsolatban egyre gyakrabban felmerül a tájrekonstrukció igénye, amely a gyeptervegetáció visszaállításának a lehetőségével is foglalkozik.

Egy restaurációs ökológiai beavatkozás megtervezésekor az egyik fontos lépés a célnövényzet kialakítását segítő *in situ* magbank minőségének és mennyiségének felderítése (Bakker et al. 1996). Ismeretes, hogy számos faj magvai képesek sok évtizedes túlélésre a talajban. Ezért, jelen esetben legalább az 1950-es évek kopárfásítási hullámában létesült állományok alatt elvileg számíthatunk a korábbi gyeptervegetáció fajainak túlélő magbankjára. Az egyes fajok magvainak (és terméseinek) perzisztencia képességei azonban – eltekintve néhány rendszertani koherenciától (Czimer 1970, Baskin és Baskin 1998) – nehezen megjósolhatóak, s így célzott vizsgálatok nélkül egy-egy vegetációtípusra, vagy növénytársulásra vonatkozóan csak bizonytalan becsléseket tehetnénk. Ezért elhatároztuk, hogy a feketefenyvesítéssel leginkább érintett ősmátrai dolomitgyepek magbankjának túlélőképességét kísérletes úton vizsgáljuk meg.

A vizsgálatok helyszínei és az alkalmazott módszerek

A főváros környékének triász földolomitján kialakult kopárok többségükben a 20. század közepéig évtizedeiben fásították, és a Budai TK újabban „Európa Diplomás” területének kezelése révén itt mutatkozik a legerősebb törekvés a feketefenyvesek visszaszorítására (Sipos 2004). Tehát ezen szempontokból nézve a Budai-hegység Nagy-Szénás csoportjának dolomitlejtői ideális helyszínek vizsgálataink elvégzéséhez. A továbbiakban még arra fordítottunk figyelmet, hogy a mintaterületül

választott feketefenyvesek helyén az erdősítést megelőzően a gyepvegetáció jelenléte bizonyítható legyen. (Egyes területeken ugyanis letermelt karsztbokorerdők helyén létesítettek fenyveseket.) Így esett a választásunk a solymári Ördög-torony környékére, amely a *Linum dolomiticum* ismert lelőhelye volt, és a Pilisszentiván melletti Fehér-hegyre, amelynek régebbi kopár voltáról neve is árulkodik. Mindkét mintaterület korábbi gyepvegetációval való borítottságát Horánszky András szóbeli közlése is megerősítette.

A mintaterületeken a magbank mintavételezésének idején az alábbiak szerint jellemezhető kiterjedt feketefenyvesek álltak:

1. Az Ördög-torony feletti mintaterületen, északias kitettségű, 20-25°-os lejtőn a fenyőállomány kora 45-50 év, az átlagos fmagasság 10 m, a mellmagassági átmérő 20,3 cm (S.d. 4,6) volt. A lombkoronaszint borításából 50%-ot képviselt az uralkodó feketefenyő, további 25%-ot pedig a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) tett ki, amely morfológiai és fiziológiai plaszticitása révén (Csontos et al. 2001, Kalapos és Csontos 2003) spontán alátelepüléssel vegyeskorú, második lombkoronaszintet alkotott. A kőrisek átlagos kora 25 év volt (S.d. 12,3). A két fafaj együttesen 65 százalékos záródású lombstrat alkotott, amely alatt gyér aljnövényzet fejlődött.

2. A Fehér-hegyi mintaterület észak-keleti kitettségű, 25°-os lejtőn helyezkedett el. A fenyőállomány kora 45-50 év, átlagos fmagassága 16 m, mellmagassági átmérője 17,1 cm (S.d. 4,2) volt. A lombkoronaszint borítása 80 százalékos volt, amelyet kizárólag feketefenyő alkotott. Az aljnövényzet az előző területnél is gyengébb kifejlődésű volt, szórványosan, szálanként előforduló, általában csak a vegetatív életszakaszig eljutó példányokból állt.

A magbank mintavételezésére mindkét területen 1991. október 24.-én került sor. Mintaterületenként összesen 17 500 cm³ talajt gyűjtöttünk be, ami jóval meghaladta azt a talajtérfogatot (2000 cm³), amit Hayashi és Numata (1971) két mérsékelt övi gyep vizsgálatkor a minták fajsúlyának telítési értékéhez szükségesnek talált. A magbank becsülésének pontosságát növelendő, az 1-1 mintához szükséges talajt 36 rész minta formájában gyűjtöttük be, mivel korábbi vizsgálatokból már ismert, hogy a legtöbb faj magbankja aggregált eloszlást mutat a talajban (Thompson 1986, Warr et al. 1993). A részmintákat egy 100 négyzetméteres mintaterületen random eloszlásban vágtuk ki a talajból, 6 cm mélységig, a tűavar előzetes eltávolítása után. A magbank talajmélység szerinti eloszlásával kapcsolatos számos tanulmány alapján – amelyek a magbank denzitásának gyors csökkenését mutatták ki a talajprofil mentén (ld. 2.1. fejezet) – várható, hogy a fenti módon gyűjtött mintáink a terület magbankjának legalább 80%-át tartalmazzák. A talajmintákat 1991/92 telén szabadban tároltuk, ez idő alatt fóliatakarással védtük a fénytől, az állatok bolygatásától és a nem kívánt magesztól. Ezután magtartalmukat hajtatasos módszerrel vizsgáltuk az ELTE Botanikus kertjének üvegházában, 1992. áprilistól novemberig. A teljes vegetációs időszakot átívelő üvegházi hajtatással a különböző fény- és hőmérséklet-igényű fajok csírázását kívántuk minél jobban elősegíteni. A csíranövények azonosítása heti rendszerességgel történt Csapody (1968) és Muller (1978) határozókönyveinek és a MTM Növénytára csíranövény-herbáriumának segítségével. Az azonosított csíranövényeket minden esetben eltávolítottuk. Azoknál a fajoknál, ahol a pontos azonosításhoz fejlettebb egyedek szükségesek, a csíranövényeket virágcserepekbe átültetve tovább neveltük és meghatározásukat a következő vegetációs időszakban végeztük el.

Ahhoz, hogy a magbankból esetleg kimutatásra kerülő fajok eredetéről véleményt alkothassunk, szükségünk volt a feketefenyvesek aljnövényzetének pontos ismeretére is. Ezért mindkét mintaterületen 5-5 db, 5×5 m²-es kvadrát alkalmazásával cönológiai felvételt készítettünk két alkalommal (május 4.-én és június 25.-én). A fajok borítását százalékban adtuk meg, úgy, hogy a két felvételezési időpontban regisztrált értékek közül mindig a nagyobbat vettük figyelembe. Végül az öt kvadrát alapján kapott átlagos borításokkal jellemeztük az adott mintaterület aljnövényzetét.

A feketefenyvesek alatti magbankra vonatkozó eredmények és megvitatásuk

A feketefenyvesek alól gyűjtött talajmintákból összesen 52 csíranövényt mutattunk ki, amelyek 28 fajhoz tartoztak (1. és 2. táblázat). A valamelyest nyitottabb lombsátrú Ördög-toronyi terület magbankját 18, a zártabb Fehér-hegyiét 13 faj alkotta, és a magdenzitás arányai is hasonlóan alakultak (105,6 mag/m², ill. 66 mag/m² az említés sorrendjében). Külföldi szerzők mészkő- és dolomitgyepekre vonatkozóan – amelyek lehetnek természetesen, vagy legeltetettek, de nem erdősítettek – minden esetben a fentieknél nagyobb, olykor jóval nagyobb fajszám és egyedszám adatokat közöltek (Ryser és Gigon 1985, Milberg és Hansson 1994, Kalamees és Zobel 1998, Stark et al. 2003). A hazai sziklagyepek magbankját korábban senki sem vizsgálta, így közvetlen összehasonlítás nem tehető, de a feketefenyvesek alól kimutatható maradvány magbanknál néhány más jellegzetes szárazgyepünk magbankja szintén bőségesebbnek mutatkozott (Virágh és Gerencsér 1988, Halassy 2001, Matus et al. 2003).

1. táblázat. A solymári Ördög-torony feletti feketefenyves talajából kimutatott magbank egyedszámai, valamint a föld feletti vegetáció borításértékei.

A magbank fajainak csoportosítása: G= dolomitgyepi faj, N= más, természetközeli növény-társulás faja, W= gyom, ill. behurcolt faj, B= feltehetőleg a botanikus kertből származó faj.

Fajnév ¹	Fajcsoport	Csíranövény- szám (db)	Átlagos borítás (%)
Csak a magbankban előforduló fajok			
Calamagrostis epigejos	N	4	
Campanula sibirica	G	2	
Cardamine impatiens	N	1	
Colutea arborescens	G	1	
Epilobium tetragonum	N	1	
Filipendula vulgaris	G	1	
Poa annua	B	1	
Polygala amara	G	1	
Salix caprea	B	3	
Solidago canadensis	W	1	
Sonchus asper	W	1	
Viola rupestris	G	2	
ismeretlen fű		1	
ismeretlen kétszikű		1	

A magbankban és a vegetációban is meglévő fajok			
Asperula tinctoria	G	1	0,7
Carex humilis	G	8	5
Reseda lutea	G(W)	1	0,4
Taraxacum officinale s.l.	W	1	0,05
Csak a vegetációból kimutatott fajok			
<i>Lombkoronaszint (összborítás: 65%)</i>			
Pinus nigra			50
Fraxinus ornus			25
<i>Cserjeszint (összborítás: 10%)</i>			
Berberis vulgaris			0,25
Fraxinus ornus			8
Pinus nigra			2
Quercus petraea			0,25
<i>Gyepszint (összborítás: 25%)</i>			
Allium senescens ssp. montanum			0,1
Anthericum ramosum			1,5
Berberis vulgaris			0,3
Biscutella laevigata			0,05
Brachypodium sylvaticum			0,2
Bromus pannonicus			13
Campanula rapunculoides			0,05
Campanula rotundifolia			0,7
Cardaminopsis arenosa			0,05
Chamaecytisus supinus			0,25
Euphorbia cyparissias			0,4
Fraxinus ornus			2,5
Galium glaucum			0,05
Galium mollugo			0,2
Geum urbanum			0,05
Hieracium murorum			0,04
Peucedanum oreoselinum			0,05
Phyteuma orbiculare			0,25
Poa nemoralis			2,5
Polygonatum odoratum			0,3

Quercus cerris	0,05
Rosa canina s.l.	0,04
Solidago virga-aurea	0,05
Stachys recta	0,1
Teucrium chamaedrys	0,05
Thalictrum minus ssp. pseudominus	0,05
Veronica officinalis	0,1
Veronica spicatum	0,1
Viola odorata	0,1
<u>Viola reichenbachiana</u>	0,05
<hr/>	
A magbank fajszáma	18 (16)*
A magbank összegyedszáma	32 (28)
1 négyzetméterre számított magszám	105,6 (92,4)
<hr/>	

* = A zárójelben álló számok a „B” csoport nélkül vett összegeket mutatják.

¹ = A fajnevek írásmódja Simon (2000) határozókönyvét követi.

2. táblázat. A Fehér-hegy feketefenyvesének talajából kimutatott magbank, valamint a föld feletti vegetáció adatai. (A rövidítések azonosak az 1. táblázatban alkalmazottakkal.)

Fajnév ¹	Fajcsoport	Csíránövény- szám (db)	Átlagos borítás (%)
Csak a magbankban előforduló fajok			
Artemisia vulgaris	W	1	
Berteroa incana	W	1	
Cardamine impatiens	N	1	
Chenopodium album	W	1	
Conyza canadensis	W	2	
Poa annua	B	1	
Populus alba	B	1	
Populus nigra (ssp. pyramidalis)	B	4	
Stellaria media	B	2	
Teucrium montanum	G	3	
undet. herb 1.		1	
undet. herb 2.		1	

A magbankban és a vegetációban is meglévő fajok			
Carex humilis	G	1	0,50
Csak a vegetációból kimutatott fajok			
<i>Lombkoronaszint (összborítás: 80%)</i>			
Pinus nigra			80
<i>Gyepszint (összborítás: 2%)</i>			
Allium senescens ssp. montanum			0,10
Anthericum ramosum			0,30
Bromus pannonicus			0,05
Campanula rotundifolia			0,50
Campanula sibirica			0,05
Euphorbia cyparissias			0,10
Festuca pallens			0,30
Galium aparine			0,05
Galium austriacum			0,10
Koeleria cristata			0,05
Prunus mahaleb			0,10
Quercus petraea			0,10
Quercus pubescens			0,10
Taraxacum officinale s.l.			0,10
Thalictrum minus ssp. pseudominus			0,10
Veronica spicatum			0,10
Vincetoxicum officinale			0,05
Viola reichenbachiana			0,05
A magbank fajszáma		13 (9) [*]	
A magbank összegyedszáma		20 (12)	
1 négyzetméterre számított magszám		66 (39,6)	

* = A zárójelben álló számok a „B” csoport nélkül vett összegeket mutatják.

¹ = A fajnevek írásmódja Simon (2000) határozókönyvét követi.

A fentiek alapján azt mondhatjuk, hogy a több évtizedes feketefenyvesítés a dolomitgyepek magbankjának jelentős elszegényedéséhez vezetett. Ez abban is megnyilvánult, hogy a megfigyelt fajoknak több mint kétharmadát csak 1-1 életképes mag képviselte.

A fenyesítés magbank-degradáló hatását közvetlenül is kimutatta Toscana-ban Maccherini és Dominicis (2003), akik kétféle cédrussal (*Cedrus atlantica* és *C. deodara*) beültetett mészkő-sziklagyepek magbankját elemezték. Eredményeik szerint az érintetlen gyepehez képest a 25 éves cédrus állományok alatt a fajszám az eredeti érték 66 százalékára, az egyedszám pedig 59 százalékára esett vissza. Egy mészkő-sziklagyepnek töviskes-bozótos stádiumon át lezajló spontán befásodásának hatását még részletesebben elemezte Angliában Davies és Waite (1998). Adataikat Spearman-féle rang-korrelációval vizsgálva szignifikáns negatív kapcsolatot igazoltak a fásszárú vegetáció fennállásának időtartama és a magbank mennyisége között. Szintén e gyepek magbankjának korlátozott túlélőképességét jelzi az az Overtonban (Anglia) elvégzett kísérlet, ahol egy sziklagyepet 1,6-1,8 m vastag földréteggel fedtek be, majd 32 év elteltével megvizsgálták a felszínre hozott eredeti talaj magbankját (Hendry et al. 1995). (A nagyszabású kísérletet egyébként régészeti céllal, fa- és cseréptárgyak földalatti öregedésének vizsgálatára indították, de a magbank kutatók is lecsaptak a lehetőségre.) A vizsgálat eredménye még a Fehér-hegyi területen kimutatottnál is szegényesebb, mindössze 35 mag/m² denzitású magbankot mutatott.

Az egyes fajok vonatkozásában a legnagyobb magdenzitást a *Carex humilis* mutatta (8 mag, 26,4 db/m²). Mivel ez a faj mindkét területünkön az aljnövényzetben is jelen volt, s így esetleges magprodukcója nem zárható ki, magtúlélését az adatok alapján csak tranziens besorolással minősíthetjük (Thompson et al. 1997). Ugyanakkor az aljnövényzetben vegetáló példányai – legalábbis a megfigyelés évében – nem virágoztak, ami arra utal, hogy a faj magvai képesek lehetnek bizonyos fokú perzisztenciára. Ezt valószínűsítik Schütz (2000) adatai is, aki (bár a *Carex humilis*-t nem vizsgálta) 18 sásfajra nézve közöl legkevesebb 3,5 éves, de sok esetben ennél jóval hosszabb magtúlélést. Javasoljuk ezért a lappangó sás (*C. humilis*) magbank típusának célzott kísérletekkel való feltárását, ami vélhetően pozitív eredményre vezetne. Ennek az ad különös szakmai jelentőséget, hogy egy társulásépítő fajról van szó. A szakirodalom ugyanis rendszerint a társulásokat meghatározó, domináns fajok magbank-beli hiányáról számol be.

A lappangó sáson kívül mindössze 3 olyan faj akadt, amely a magbankban és a föld feletti vegetációban is képviseltette magát: *Asperula tinctoria*, *Reseda lutea* és *Taraxacum officinale*. Ezek magbank típusáról szintén nem állíthatunk biztosat, a csoport alacsony fajszáma pedig azt jelzi, hogy a feketefenyves ültetvényekben a magbank és az aktív vegetáció között az általában szokásosnál is nagyobb különbség áll fenn. A Sørensen-index értéke az Ördög-toronynál 0,138, a Fehér-hegyen 0,061, azaz a feketefenyő záródottságának fokozódásával méginkább lecsökkent.

A talajmintákból kihajtatott többi faj esetében (tehát azoknál, amelyek a föld feletti vegetációban nem fordultak elő) a magbank típus hosszútávú perzisztensnek tekinthető (Thompson 1993).

Ahhoz, hogy a vizsgált fenyő ültetvények magbankját a dolomitgyep fajainak túlélési esélye szemszögéből értékelhessük, célszerű a talajmintákból kimutatott fajkészletet az alábbi csoportokra osztanunk:

- G = dolomitgyepek túlélő fajai,
- N = más természetközeli, vagy féltermészetes növénytársulások fajai,
- W = gyomok, illetve behurcolt fajok,
- B = feltehetőleg a botanikus kertből származó fajok.

A „B” csoportot alkotó 5 fajt „szennyeződésnek” kell tekintenünk, mivel ezek magvai minden bizonnyal az üvegházi hajtás közben keveredtek a vizsgált talajba. A *Poa annua* és a *Stellaria media* gyakori gyomok voltak a kísérletünkhöz használt üvegházban a *Populus nigra ssp. pyramidalis*-nak pedig kifejlett példánya állt az üvegház közelében, amelyről a repítő-készülékes magok bejutását az üvegház szellőzőrendszerén át magam is megfigyeltem. Szintén a légi úti érkezés valószínűsíthető a *Populus alba* és a *Salix capraea* esetében is.

A három érdemi fajcsoport (G, N és W) százalékos megoszlását a 3. táblázat mutatja be.

3. táblázat. A magbank jellegzetes fajcsoportjainak összetétele a vizsgált feketefenyő állományok talajában. (G= dolomitgyepek fajai, N= más, természetesen növénytársulások fajai, W= gyomok, behurcolt fajok)

Magbank komponens	Ördög-torony (92,4 mag/m ²)*		Fehér-hegy (39,6 mag/m ²)*		A két terület átlaga (66 mag/m ²)*	
	faj- szám	egyed- szám	faj- szám	egyed- szám	faj- szám	egyed- szám
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
G	57	65	29	40	43	52,5
N	21,5	23	14	10	17,75	16,5
W	21,5	12	57	50	39,25	31
Összesen	100	100	100	100	100	100

* A denzitás értékek a „B” fajcsoport nélkül kerültek megadásra (ld. 1.-2. táblázatok)

Látható, hogy a legnagyobb százalékos részesedést a dolomitgyepek fajai (G) mutatják, de ismerte az alacsony faj- és egyedszámokat ezt óvatosan kell megítélnünk. A G-csoportban ugyanis mindössze 8(9) fajról beszélhetünk, amelyek közül 6 fordult elő kizárólagosan a magbankban: *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium chamaedrys* és *Viola rupestris*. Jellemző, hogy a felsorolt fajokra vonatkozóan a szakirodalom csak néhány adatot közöl. Így Poschlod és mtsai. (1991) megerősítik a *Teucrium* perzisztenciáját, míg Milberg és Hansson (1994) a *Filipendula* esetében tranziens magbankot állapított meg svédországi gyepekben. A többi négy faj magbankjára vonatkozó adatok e hazai vizsgálatban kerültek először megállapításra.

A fenti rövid fajlista elméletileg még mintegy tucatnyi fajjal bővíthető, ha beszámítjuk azokat a fajokat, amelyek dolomitgyepekben is előfordulnak, de perzisztenciájukat más hazai szárazgyepekből igazolták (pl. *Dianthus serotinus*, *Erysimum odoratum*, *Euphorbia cyparissias*, stb.; Virágh és Gerencsér 1988, Sendtko 1999, Halassy 2001, Matus et al. 2003). Ez azonban még így is igen csekély részarányt képvisel a fajgazdag dolomitflóra vonatkozásában, amely tény mellett még azt is figyelembe kell vennünk, hogy e perzisztens magbankú fajok szinte kizárólag a dolomitgyepek kis borítású, járulékos (akcesszórius), vagy véletlen (akcidens) elemei közül kerülnek ki. Ráadásul hasonló fajkészletű gyepek számos fajával kapcsolatban közvetlenül, vagy közvetett módon bizonyítható, hogy magbankjuk csak rövidtávú perzisztenciával rendelkezik (Ryser és Gigon 1985, Kalapos 1998, Csontos 2006).

Az N-csoport, azaz a más, természetközeli, vagy féltermészetes növénytársulások fajai, általában nagyon alárendelt szerepet mutattak (átlagosan 16-18 százalékot tettek ki). Három

fajok közül kettő (*Calamagrostis egigejos* és *Epilobium tetragonum*) jó anemochor képességű propagulumokkal rendelkeznek, így valószínűleg a szél révén jutott a mintaterületre. Valószínű, hogy a mageső útján számos további faj magvai érkeznek időről időre a dolomitgyepek, illetve a későbbiekben rájuk telepített feketefenyvesek magbankjába, de rendkívül alacsony denzitásuk miatt ezek kimutatása esetleges. Az N-csoport harmadik faja a virágrúgó kakukkorma volt.

A gyomok és behurcolt fajok (W) csoportja az előzőnél nagyobb figyelmet érdemel. Részesedése a hegységperemi és településhez közeli Fehér-hegyen a legnagyobb frakciót képezi, de átlagosan is a fajsza 39%-át és az egyedszám 31%-át teszi ki (3. táblázat). Jelenléte minden bizonnyal az erdősítés idején végrehajtott beavatkozásoknak tulajdonítható. A talajforgatás okozta bolygatás, valamint a faiskolákból származó földlabdás csemeték révén az erdőtelepítést követő években a gyomfajok széles skálája tenyészhetett a mintaterületeken, amelyek termést érlelve magvaikkal telíthették a magbankot, ahol egy részük a mai napig túlélhetett. (A kilencvenes években erdőtüzeket követő újraerdősítések során ezt a jelenséget magam is megfigyeltem a solymári Zsíros-hegyen és környékén.)

Az erdősítési időszakon kívül a W-csoport anemochor tagjainak magvai a későbbi időkben is folyamatosan érkezhettek a területeinkre (*Conyza canadensis*, *Solidago canadensis*, *Sonchus asper* és *Taraxacum officinale*). Külön is kiemeljük, hogy ebben a csoportban tájidegen, invazív átalakító fajok is előfordulnak (Balogh 2003), ami jól mutatja ezek agresszív terjedési stratégiáját: gyökeret vert állományaikhoz képest igen távoli területeken is beszennyezik a természetes magbankot, és ha kedvező alkalom kínálkozik, megjelennek a terület vegetációjában.

A feketefenyvesek magbankjának elemzéséből arra a következtetésre jutunk, hogy a fenyő eltávolítása esetén a túlélőképes „jó” fajok kis száma, és az ültetvények alatt eltöltött több évtizednyi idő miatt visszamaradó alacsony magsűrűség miatt a magbank csak korlátozott mértékben segítheti a gyepfajok visszatelepedését. Ugyanez várható a fenyőállomány erdőtűz okozta pusztulása után is. A magbank eredetű regenerálódás másik nehézségét az adja, hogy az eddig megismert, dolomitgyepi, perzisztens magbankú fajok rendszerint alacsony borítást mutató kísérőfajai a megfelelő növénytársulásoknak, ami alól talán az egyetlen kivételt a *Carex humilis* jelentheti.

Tekintettel arra, hogy az egykorú fenyőállományok tarvágása, vagy az esetleges erdőtüzek általában nagy kiterjedésű területeket érintenek, így e bolygatásokat követően a szomszédos, természetes gyepekről érkező magesőnek csak korlátozott és késleltetett szerepe lehet a gyepek regenerálódásában. Egyértelműen erre utalnak Sendtko (1999) Tokaj-hegyi szárazgyepekben végzett mageső vizsgálatai is.

A dolomitgyepek regenerációs esélyeit elemezve azt is figyelembe kell vennünk, hogy az első évben a magbankból kialakuló gyér vegetáció egyes fajai mennyire szaporák, helyben mutatott magtermelésükkel mennyire gyorsan tudják elfoglalni a még csupasz területeket. Ebben a versenyben a sziklagyep és lejtősztyep fajok – akár a magbankból, akár a magesővel jutottak a területre – alulmaradnak, mivel többnyire évelők és így kezdetben nem, vagy csak korlátozott mennyiségben teremnek magot. Velük szemben jelentős előnyben vannak egyes nagy magtermelésű és jó diszperziós képességű gyomok, különösen akkor, ha perzisztens magbankjuk révén már eleve jelen voltak a területen (1. és 2. táblázatok „W” fajai). Mindez a bolygatást követő években egy területidegen növényzet felerősödéséhez vezet, amelynek kialakulását az 1993-as Zsíros-hegyi erdőtűz kapcsán, állandó kvadrátokban végzett monitorozás módszerével közvetlenül is kimutattuk (Csontos et al. 1996/97, Tamás és Csontos 1998). Az pedig a magbank előrejelző szerepét nyomatékosítja, hogy az erdőtűz után kialakult pionír növényzetnek éppen a magbankból is kimutatott *Conyza canadensis* volt a vezérfaja. A

betyárkóró ilyen szerepe egyébként valószínűleg csakugyan nem tekinthető véletlen elszabadulásnak (amit egyébként a gyom-inváziók kapcsán gyakran valószínűsítenek), hanem többé-kevésbé általános jelenségként értékelhető a hasonló szituációkban, ugyanis Prach és mtsai. (1995) a Zsíros-hegyen tapasztalattal teljesen egybecsengő dominanciájáról számolt be egy nyugat-szlovákiai erdeifenyves erdőtüzét követő szukcesszió kapcsán. A betyárkóró sikerességét minden bizonnyal az is segíti, hogy az erdőtüzek rendszerint a nyár második felében pusztítanak, így a betyárkóró magszórása idején azok már elérhetőek. A faj őszi csírázása szintén szerencsés a tavasszal gyorsan vízhiányossá váló dolomitajtók kolonizálásához.

Visszatérve a dolomitgyepek regenerálódásának kérdéséhez, a kezdeti gyomosodásnak egy pozitív vonását, a talajerózió fékező hatást kell kiemelnünk. A lassan regenerálódó dolomitlakó fajok ugyanis kis borításuk folytán képtelenek lennének a talajlehordódás megakadályozására, így ha más módon is (nem az azonnali gyepesedést előidézve) a magbanknak mégis van pozitív szerepe a terület regenerálódásában. Ráadásul a betyárkóró gyenge kompetitor és az elfoglalt területekről néhány év leforgása alatt „magától” eltűnik (Tamás 1999), miközben alatta a dolomitgyepek fajai megerősödnek (Tamás 2001). Ezzel együtt a dolomitgyepek visszatelepülésének meggyorsítására minden olyan eljárás ajánlható, amely a természetes társulásépítő fajok propagulum denzitását növeli. Ennek legkézenfekvőbb módja a vetés (vagy felülvetés) lehet, elsősorban a viszonylag nagymagvú fűvek, így *Bromus pannonicus*, *Bromus erectus* és *Festuca pallens* megfelelő magkeverékével, mivel ezek a fajok szinte definíció-szerűen hiányoznak a perzisztens magbankból (Peco et al. 2003) és diszperziós képességük sem jelentős (Fenner és Thompson 2005). Ugyanakkor megtelepedésük és elszaporodásuk döntő mértékben járulhat hozzá a dolomitajtókra jellemző vegetáció textúra, később pedig a struktúra kialakulásához.

Köszönetnyilvánítás

A terepmunkák és az üvegházi vizsgálatok során nyújtott segítségükért Horánszky Andrásnak, Kalapos Tibornak és Lőkös Lászlónak tartozom köszönettel.

Irodalom

- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45(4): 461-490.
- Balogh L. 2003. Az adventív-terminológia s.l. négy nyelvű segédszótára, egyben javaslat egyes szakszavak magyar megfelelőinek használatára. *Bot. Közlem.* 90(1-2): 65-93.
- Bartha S. 2001. Életre keltett mintázatok. A JNP-modellekről, pp: 61-95, in: Oborny B. (szerk.) *Teremtő sokféleség. Emlékezések Juhász-Nagy Pálra.* MTA-ÖBKI, Vácrátót.
- Bartha S., Rédei T., Szollát Gy., Bódis J. & Mucina, L. 1998. Északi és déli kitettségű dolomitsziklagyepek térbeli mintázatainak összehasonlítása, pp: 159-182, in: Csontos P. (szerk.) *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása.* Scientia, Budapest.
- Baskin, C. C. & Baskin, J. M. 1998. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination.* Academic Press, San Diego. 666 pp.
- Borhidi A. 1956. Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Bot. Közlem.* 46: 275-285.

- Bódis J. 1993. A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. Botanikai Közlemények 80(2): 129-139.
- Csapody V. 1968. Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Cseresnyés I. & Csontos P. 2004. Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. Tájökológiai Lapok 2(2): 231-252.
- Cseresnyés I., Bózsing E. & Csontos P. 2003. Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. Természetvédelmi Közlemények 10: 37-49.
- Cseresnyés I., Csontos P. & Bózsing E. 2006. Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. Canadian Journal of Botany 84(3): 363-370.
- Csontos P. 2006. Gyomnövények, gyepi fajok és erdei lágyszárúak magvainak túlélése a talajban. Magyar Gyomkutatás és Technológia 7(1): 101-112.
- Csontos P. & Lőkös L. 1992. Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hg. dolomitvidéken. – Szünbotanikai alapozás, természetvédelmi területek felméréséhez. Botanikai Közlemények 79(2): 121-143.
- Csontos P., Tamás J. & Kalapos T. 1996/1997. Soil seed banks and vegetation recovery on dolomite hills in Hungary. Acta Botanica Hungarica 40(1-4): 35-43.
- Csontos P., Tamás J. & Kalapos T. 2001. Correlation between age and basal diameter of *Fraxinus ornus* L. in three ecologically contrasting habitats. Acta Bot. Hung. 43: 127-136.
- Czímber Gy. 1970. A hazai előfordulású, keményhéjú magot termő növények ökológiai és rendszertani vonatkozásai. Agrártud. Egyet. Keszthely, Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei 13(5): 5-40.
- Davies, A. & Waite, S. 1998. The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. Plant Ecology 136: 27-39.
- Debreczy Zs. 1973. A balaton-felvidéki Péter-hegy és környéke cönológiai vizsgálata. Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei 12: 191-220.
- Fekete, G. 1959. Angaben zur Zönologie der moesischen Schwarzföhrenwälder. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 5(3-4): 327-347.
- Fenner, M. & Thompson, K. 2005. The ecology of seeds. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Halassy M. 2001. Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. Community Ecology 2(1): 101-108.
- Hayashi, I. & Numata, M. 1971. Viable buried-seed population in the *Miscanthus*- and *Zoysia* type grasslands in Japan – Ecological studies on the buried-seed population in the soil related to plant succession VI. Jap. J. Ecol. 20(6): 243-252.
- Hendry, G. A. F., Thompson, K. & Band, S. R. 1995. Seed survival and persistence on a calcareous land surface after 32-year burial. J. Veg. Sci. 6: 153-156.
- Horvat, I., Glavač, V. & Ellenberg, H. 1974. Vegetation Südosteuropas. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 768 pp.
- Juhász-Nagy P. 1973. A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek, 2. rész. Elemi beskálázás a florális diverzitás szerint. Bot. Közlem. 60(1): 35-42.

- Kalamees, R. & Zobel, M. 1998. Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecologica* 19(2): 175-180.
- Kalapos T. 1998. A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) Pilis-tetői populációjának dinamikája, pp: 41-54, in: Csontos P. (szerk.) Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest.
- Kalapos, T. & Csontos, P. 2003. Variation in leaf structure and function of the Mediterranean tree *Fraxinus ornus* L. growing in ecologically contrasting habitats at the margin of its range. *Plant Biosystems*, 137(1): 73-82.
- Koltay A. 1997. Új kórokozók megjelenése a hazai feketefenyő állományokban. *Növényvédelem* 33(7): 339-341.
- Koltay A. 1998. A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton biológiájának vizsgálati eredményei. *Erdészeti Kutatások* 88: 251-271.
- Kovács J. A. & Takács B. 1995. A Sümeg-Tapolcai hát és a Déli-Bakony néhány dolomitos felszínének botanikai értékei. *Kanitzia* 3: 97-124.
- Lencsés G. 1996. A várpalotai Baglyas-hegy természeti értékei és növényvilága. BIO-GERO Ökocsoport, Várpalota – Nagykanizsa.
- Maccherini, S. & Dominicus, V. 2003. Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research* 18: 739-751.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M. 2003. Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Appl. Veg. Sci.* 6: 169-178.
- Milberg, P. & Hansson, M. L. 1994. Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 5: 35-42.
- Muller, F. M. 1978. Seedlings of the Norh-western European lowland. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- Peco, B., Traba, J., Levassor, C., Sánchez, A. M. & Azcárate, M. 2003. Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands. *Seed Sci. Res.* 13: 87-95.
- Poschlod, P., Deffner, A., Beier, B. & Grunicke, U. 1991. Untersuchungen zur Diasporenbank von Samenpflanzen auf beweideten, gemähten, brachgefallenen und aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorten. *Verh. Ges. f. Ökol.* 20: 893-904.
- Prach, K., Lukesova, A. & Frouz, J. 1995. The colonization of wildfire-disturbed pine forests by plants and animals in Central Europe. Abstracts of the 7th European Ecological Congress, Budapest, p: 242.
- Ryser, P. & Gigon, A. 1985. Influence of seed bank and small mammals on the floristic composition of limestone grassland (Mesobrometum) in Northern Switzerland. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 52: 41-52.
- Schütz, W. 2000. Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3(1): 67-89.
- Sendtko, A. 1999. Die Xerothermvegetation brachgefallener Rebflächen im Raum Tokaj (Nordost-Ungarn) – pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. *Phytocoenologia* 29(3): 345-448.
- Simon T. 2000. A magyarországi edényes flóra határozója, harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.

- Sipos K. 2004. Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzeti park-igazgatóságokban: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, p: 394, in: Mihály B. & Botta-Dukát Z. (szerk.) Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Stark, K. E., Lundholm, J. T. & Larson, D. W. 2003. Relationship between seed banks and spatial heterogeneity of North American alvar vegetation. *J. Veg. Sci.* 14: 205-212.
- Tamás J. 1999. Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. *Bot. Közlem.* 86-87(1-2): 169-181.
- Tamás J. 2001. Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Ph. D. értekezés, ELTE, Budapest, 140 pp.
- Tamás J. & Csontos P. 1998. A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén, pp: 231-264, in: Csontos P. (szerk.) Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest.
- Thompson, K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733-738.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. 1997. The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- Virágh K. & Gerencsér L. 1988. Seed bank in the soil and its role during secondary successions induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Bot. Hung.* 34(1-2): 77-121.
- Warr, S. J., Thompson, K. & Kent, M. 1993. Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling technics. *Progress in Physical Geography* 17(3): 329-347.
- Zólyomi B. 1942. A közép-dunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. *Bot. Közlem.* 39(5): 209-231.
- Zólyomi B. 1958. Budapest és környékének természetes növénytakarója, pp: 508-642, in: Pécsi M. (ed.) Budapest Természeti Képe. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Zólyomi B. 1987. Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Bot. Hung.* 33(1-2): 3-18.

Dolomitterületek vizsgálata a Budai-hegységben – milyen a növényzet erdőtűz után tíz évvel?⁶

Tamás Júlia, Csontos Péter

Kulcsszavak: dolomitsziklagyep, erdőtűz, Raunkiaer-életformák, feketefenyő, szekunder szukcesszió, természetvédelmi-érték

Összefoglaló

Dolomithegyeink füves lejtői számos értékes növény- és állatfajnak adnak otthont. Fenyvesítésük, amely később már a karsztbokorerdők termőhelyére is kiterjedt, pesszimális életfeltételek közé szorította a dolomitnövényzet fajait, esetenként lokális eltűnésükhöz is vezetett. Természetvédelmi szempontból a fenyvesítés tehát kétes sikerű: mérések alapján „talajjavító hatása” sem igazolható, ugyanakkor a magas gyantatartalmú szerves anyag felhalmozódása tűzveszélyessé teszi ezeket az élőhelyeket.

1993-ban a Budai-hegységben többfelé pusztítottak erdőtűzek. A tűz utáni szukcessziót a Zsíros-hegy északi és déli lejtőjén vizsgáltuk. Kontroll területeknek zárt és nyílt dolomitsziklagyep állományokat választottunk. Az égett területeket 1994-1998 között, valamint 2003-ban mértük fel, a kontroll gyepet 1994-1998, illetve 1996-1998 között mintavételeztük 5-5 állandó kvadráttal.

Kimutatásaink szerint az erdőtűz után kezdetben igen intenzív változások figyelhetők meg: rohamosan növekszik a fajszám és a területek összborítása. A 4.-10. évben a változások inkább minőségi jellegűek: az egyéves fajokat évelők váltják fel, a gyomok mennyisége csökken a természetközeli fajcsoportok térnyerésével párhuzamosan. A tűz utáni növényzetben jellemző volt a spontán eredetű fiatal feketefenyő példányok jelenléte. Jelenlegi denzitásuk kissé meghaladja egy őshonos feketefenyő-állomány fasűrűségét. A tűz után tíz évvel a dolomitsziklagyeppekhez már számos vonásban hasonló a területek növényzete, ami nagy regenerációs képességről tanúskodik.

Bevezetés

A hazai dolomitterületek értékes refúgiumok a növény- és állatfajok számára. Geológiai időléptékben nézve, a dolomit fizikai aprózódásából adódó meredek lejtők különleges mikroklímájú élőhelyeket teremtettek, amelyek számos reliktumfaj túlélését tették lehetővé (Zólyomi 1942, 1987). A meredek lejtők az emberi behatásokkal szemben is hatékony védelmet nyújtanak: az intenzív mezőgazdasági művelés ezeket a területeket kevésbé érinti, mint a környezetüket. A füves domboldalakat korábban többnyire birkalegelőként hasznosították, aminek következtében számos terület elkopárosodott. Feketefenyvesek telepítését elsősorban ezeken a lejtőkön kezdeményezték az 1860-as évektől kezdődően (Podhradszky 1866, Székely 1868, Nyitray 1913). A fenyvesítés eredetileg az erózióvédelmet szolgálta

⁶ *Megjelent: In: Kalapos T. (szerk.) Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük. Scientia, Budapest, pp: 105-115, 2006*

volna: rövid vágásidejű fenyves után lombhullató fajokkal tervezték betelepíteni a területeket (Babos 1954, Rott 1955, Szodfridt & Tallós 1966). Később került előtérbe a fatermelési cél (Tamás 2001a). A fenyőtelepítés ekkor már a gyenge növekedésű karsztbokorerdők termőhelyére is kiterjedt, s ezzel egyidejűleg sajnos elmaradt a fenyvesek leváltása is (Héder 1951, 1954, Járó 1996). Ezek a területeken tehát napjainkban leggyakrabban idős, zárt állományú feketefenyvesek állnak. A dolomitsziklagyep regenerációs képességét nem ismerhették a fenyvesek telepítői, de az bizonyos, hogy a túllegettetés után a fényben szegény fenyvesek telepítése egy következő nehezen túlélhető időszakot hozott a dolomitnövényzet fajai számára (Bódis 1993, Csontos *et al.* 1996, Kelemen 1997, Tamás 2003).

Természetvédelmi szempontból tehát a fenyvestelepítés megítélése legalábbis kétséges. Talajvizsgálatok szerint a feketefenyvesek talaja nem tartalmaz több tápanyagot, mint a dolomitsziklagyep alatt kialakult rendzina talaj, vagyis a „talajjavító hatást” nem igazolhatjuk (Halbritter *et al.* 2002, 2005). Ugyanakkor a fenyvesekre jellemző a magas gyantatartalmú, nehezen lebomló szerves anyag felhalmozódása, ami különösen a nyári hónapokban erősen tűzveszélyessé teszi ezeket az élőhelyeket (Cseresnyés & Csontos 2004, Cseresnyés *et al.* 2003, 2006).

1993-ban a Budai-hegységben többfelé pusztítottak erdőtüzek. Jelen tanulmány az égett területek monitorozásával a növényzet regenerációs képességéről ad vázlatos képet.

Anyag és módszer

A tűz utáni szukcesszió vizsgálatához két mintaterületet jelöltünk ki a Nagy-Szénás csoport-hoz tartozó Zsíros-hegyen: az N jelűt északi, az S jelűt déli lejtőn. A tűz egy több száz hektár kiterjedésű telepítés belsejében pusztított. 1993. augusztus 15-én 60 ha feketefenyves égett le, és a sérült erdőrészben 1994 nyarán kivágták a fákat, hogy a másodlagos rovarkártételt megelőzzék.

1. táblázat. A mintaterületek általános jellemzői.

Jel	Kezelési státusz	Hely	Expozíció	Lejtőszög	Tszf. m. (m)	EOTR szám	Felvételezési évek
N	égett	Zsíros-hegy	É(350°)- É(20°)	20-30°	390-405	65-121	1994-1998, 2003
S	égett	Zsíros-hegy	D(180°)- D(200°)	30-35°	405-410	65-121	1994-1998, 2003
NC	kontroll	Nagy-Szénás	ÉNy(320°)- É(20°)	25-30°	385-400	65-121	1994-1998
SC	kontroll	Kutya-hegy	D(180°)- DNy(212°)	25-35°	460-500	65-112	1996-1998

Kontroll területeknek sziklagyep állományokat választottunk, mivel feltételezhető volt, hogy az égés nyomán fátlanná váló hegyoldalak szukcessziója ebbe az irányba halad. Az északi

kitettségű égett terület kontrollja (NC) a Nagy-Szénás északi lejtőjén található zárt dolomitsziklagyep (*Festuco-Brometum erecti archimatricum*). A déli kitettségű leégett terület kontrollja (SC) pedig egy nyílt dolomitsziklagyep (*Seseli leucospermi-Festucetum pallenis*) a Nagykovácsi feletti Kutya-hegyen (Zólyomi 1958). A mintaterületekre vonatkozó információkat az 1. táblázat foglalja össze.

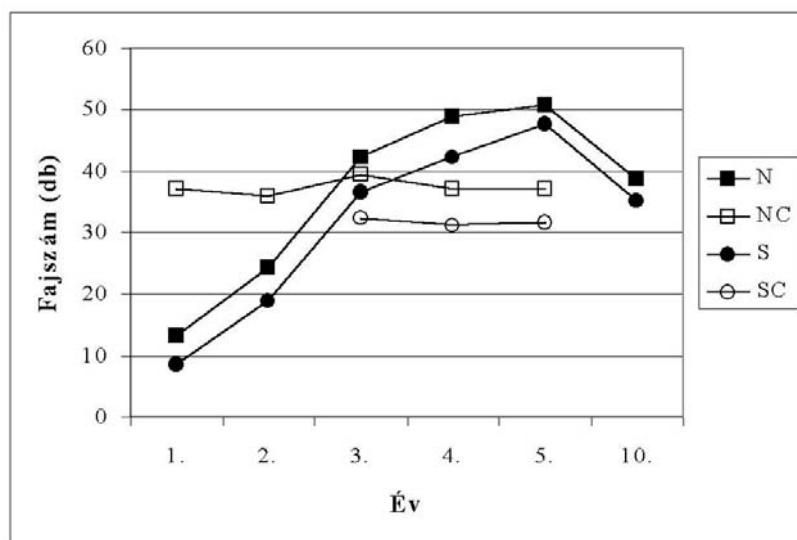
Mintaterületenként 5 db 2 m × 4 m-es, véletlenszerűen kijelölt állandó kvadrátot helyeztünk el. Az égett mintaterületet a tüzet követő öt évben, 1994 és 1998 között, valamint a 10. évben, 2003-ban felvételeztük. Az északi kontroll gyepet 1994 és 1998 között, a déli kontroll területet 1996 és 1998 között mintavételeztük. A növényzet felvételezését évente kétszer végeztük, május-júniusban és szeptemberben. A fajok százalékos borítását rögzítettük. A borításértékek pontos becsléséhez egy 20 cm × 20 cm-es négyzetekre osztott, 1 m²-es rácst használtunk.

A fajnevek a *Flora Europaea* szerint szerepelnek (Tutin *et al.* 1964-1980).

Számításainkhoz a fajok adott évi maximális borítási értékeit használtuk fel. Egy terület összborításának az azévi összes növényfaj borításainak összegét nevezzük. A fajok Raunkiaer-féle életformája, illetve Simon-féle természetvédelmi-érték besorolása (Simon 1988) tekintetében a Flóra adatbázist vettük alapul (Horváth *et al.* 1995).

Eredmények

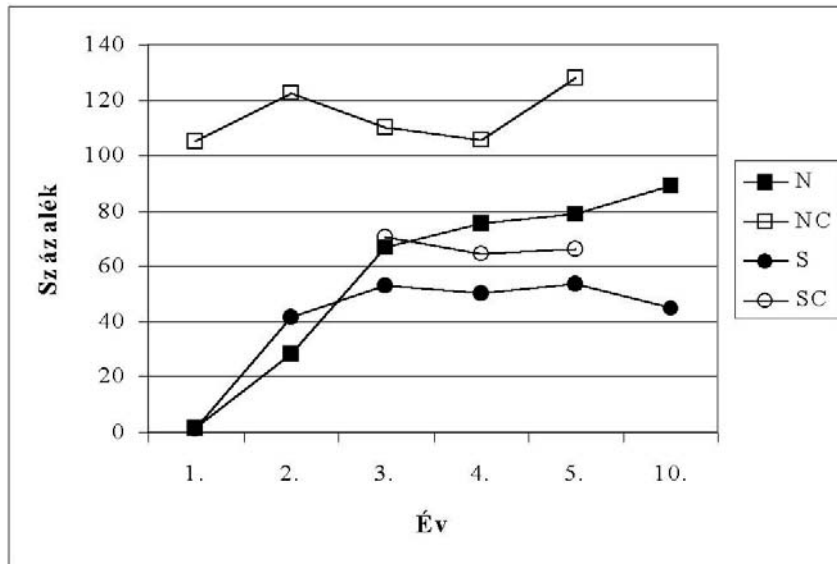
A területek össz fajszámát az 1. ábra mutatja be. Míg a természetközeli állapotú dolomitsziklagyep átlagos fajszáma csupán szűk határok között ingadozott az évek során (NC: 36-39,4; SC: 31,2-32,4), a tűz után regenerálódó növényzet határozott trendet követett. A tüzet követő 3. évig meredeken, majd fokozatosan nőtt a fajszám az 5. évig, de a 10. évben már visszaesést regisztráltunk. A fajszám a 3. évtől kezdődően haladta meg az adott kitettségű sziklagyepre jellemző értéket. Az északi égett területen a kvadrátonkénti átlagos fajszám a 10 éves adatsor szerint 13,2 és 50,8 között volt, míg a déli kitettségű területen 8,6 és 47,8 között változott az évek során.



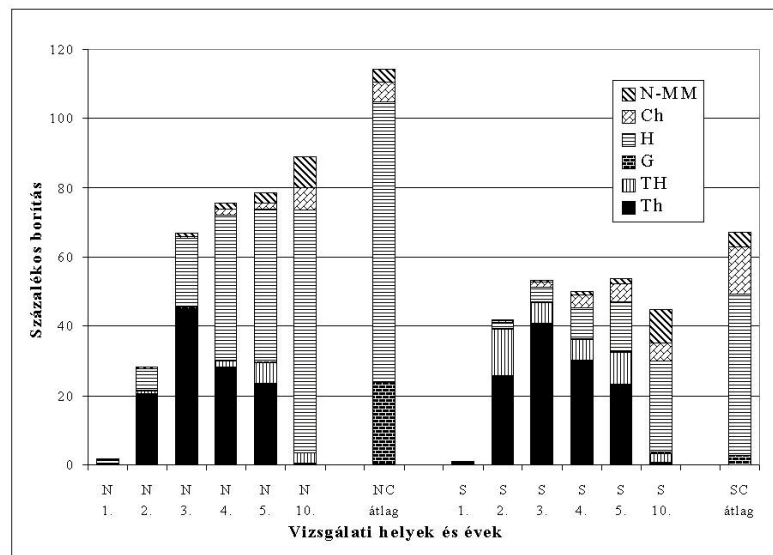
1. ábra. A vizsgált területek kvadrátonkénti átlagos fajszáma.

Jelölések: N: tűz után regenerálódó északi kitettségű mintaterület; NC: északi kitettségű kontroll terület, zárt dolomitsziklagyep; S: tűz után regenerálódó déli kitettségű mintaterület; SC: déli kitettségű kontroll terület, nyílt dolomitsziklagyep.

Az összborítás tekintetében (2. ábra) az égés után regenerálódó területeken kezdetben nagyon erős változásokat regisztrálhattunk. Az északi kitétségű területen a 10. évig folyamatos növekedést tapasztaltunk (1,9% – 89%), míg a déli területen a 3.-5. év lényegileg állandó összborítása után kisebb visszaesés figyelhető meg. Az S területen 0,9 és 53,8% között változott az összborítás. Mind az N, mind az S területre jellemző, hogy a megfigyelési idő alatt tapasztalt maximális borításuk 15-20%-kal elmarad a kitétségüknek megfelelő sziklagyepektől.



2. ábra. A mintaterületek kvadrátonkénti átlagos összborítása.

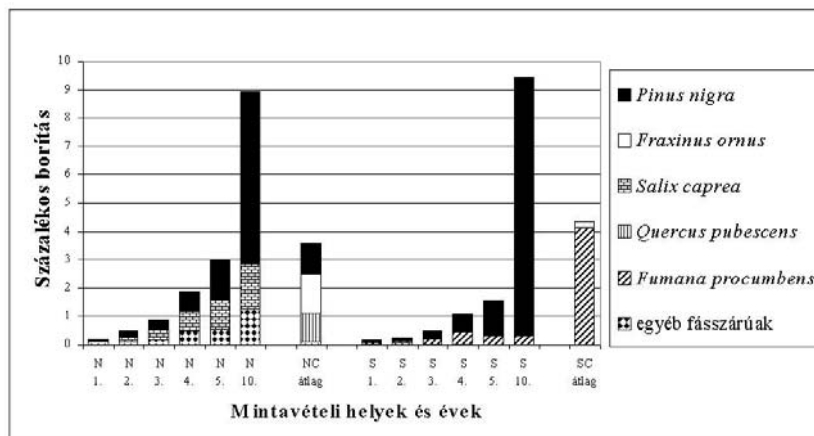


3. ábra. Raunkiaer-féle életformák megoszlása a mintaterületek növényzetében

A területek ökológiai mutatók szerinti értékelésénél a kontroll sziklagyeppek olyan egységes képet mutattak, hogy időbeli változásukat nem ábrázoltuk, hanem a felvételezések 5 (NC), illetve 3 (SC) évét átlagoltuk. A Raunkiaer-féle életforma szerinti oszlopdiagramon (3. ábra) látható, hogy az égett területeket eleinte az egyéves fajok uralták. Maximális borításukat a 3.

évben érték el (N: 45%, S: 41%), az 5. évig mennyiségük fokozatosan csökkent, a 10. évre viszont 1% alá esett. A kétéves életformájú fajok a déli égett terület növényzetében jutottak jelentősebb szerephez (S 2. év: 13,5%). A Th és TH életformák a kontroll dolomitsziklagyepből gyakorlatilag hiányoznak. Az évelő lágyszárúak közül a geofitonok megjelenéséhez a vizsgálat tíz éve nem volt elegendő, a hemikriptofitonok viszont mindkét kitétségben számottevő részesedést értek el, és mennyiségük az idő múlásával növekedett. A 10. évben az N területen 70%, az S területen 26% a részesedésük, amivel – a kontroll gyepekhez hasonlóan – egyértelműen domináns szerepük a növényzetben, bár a természetes gyepekre jellemző értéktől még elmaradnak (NC: 81%, SC: 46%). A kamefiton életformájú fajok jelenléte a nyílt dolomitsziklagyepre jellemző, e tekintetben az S terület még elmarad a sziklagyeptől, de az északi kitétségű égett területen részesedésük eléri a zárt gyepekre jellemző értéket. A fásszárú fajok (törpecserjék, bokrok és fák) mennyisége a tüzet követő évek során folyamatosan növekvő tendenciát mutatott, a vizsgálat utolsó évében mindkét kitétségben 9% körül van, ami 2-2,5-szeresen meghaladja a kontroll gyepekre jellemző értékeket.

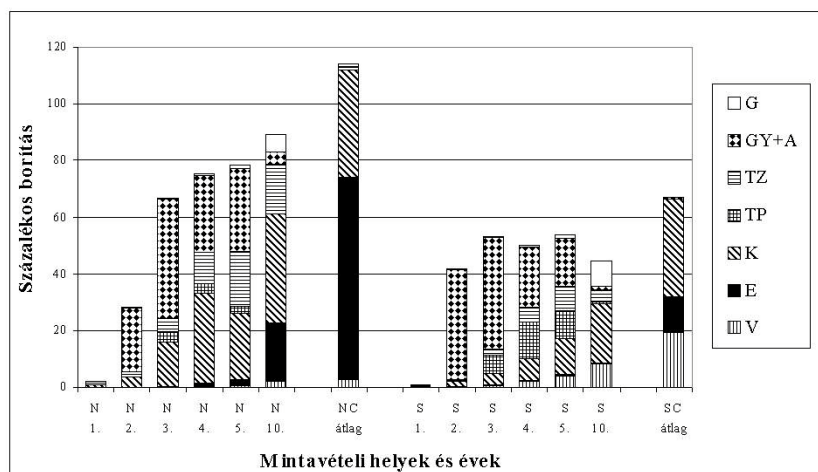
A fásszárú fajok magasabb részesedése mindenképpen feltűnő jelenség. Felmerül a kérdés, vajon a tűz utáni szukcesszió nem is gyeperes növényzet felé tart, hanem valamilyen fás-bokros állomány van kialakulóban? Célszerű tehát megvizsgálni, milyen fajok alkotják a fásszárúak csoportját az egyes mintaterületeken. Az égett és a kontroll területek összehasonlításában azonnal feltűnik, hogy a tűz utáni növényzetben a dolomit-vegetációra jellemző fajok mennyisége alacsony (4. ábra). A nyílt sziklagyepben megfigyelt 4,1%-os *Fumana procumbens* borítással szemben az S területen ez a faj mindössze 0,4%-ot ér el, míg pl. a zárt sziklagyepben előforduló *Fraxinus ornus* és *Quercus pubescens* az északi égett terület növényzetében nem is jelenik meg. Az égett területeken messze a legnagyobb részhányadot a feketefenyő fiatal példányai teszik ki, és ez a 10. évre válik különösen kifejezetté (N: 6%, S: 9,1%).



4. ábra. Fásszárú fajok részesedése a vizsgált területeken.

A növényzet természetességének változása jól nyomon követhető Simon Tibor természetvédelmi-érték besorolásának segítségével (5. ábra). A tűz utáni növényzetben a gazdasági növények csoportjának jelenléte a feketefenyő újlatra utal. Az égett területeket a 3. évig mindkét kitétségben uralták a gyomnövények (maximális részesedésük N: 42,3%, S: 39,5%),

de a 10. évre mennyiségük már jelentéktelenné vált. A természetes zavarástűrők csoportja a 4. évtől kezdődően ért el számottevő borítást, az 5. évben az N területen közel 20%-os, míg az S területen 9%-os a részesedésük. A 10. évre mennyiségük csak a déli területen csökkent lényegesebben. Érdekes tapasztalat, hogy a természetes pionír fajok kissé megkésve, a 3. évben jelentek csak meg, szerepük viszont déli kitétségekben összemérhető a természetes zavarástűrőkével. Az eddig tárgyalt természetvédelmi-érték kategóriák csak a tűz után regenerálódó növényzetre jellemzőek, a kontroll dolomitsziklagyepből hiányoznak. A kísérő-fajok mennyisége mindkét kitétségekben növekedett az évek múlásával. Ez a fajcsoport az N területen a 10. évre el is éri a zárt sziklagyepre jellemző 38% körüli értéket, az S területen 21%-os részesedése viszont még alulmarad a nyílt dolomitsziklagyepnél tapasztalt 34%-os mennyiséghez viszonyítva. Kissé talán meglepő, hogy a tüzet követő időszak alatt az edificátor fajok visszatelepülése mennyire lassú. A déli mintaterületen még a 10. évben is gyakorlatilag hiányzik ez a fajcsoport, az északi területen pedig 20,6%-ot ér el a kontroll gyeppel szemben. A védett fajok fokozatos térnyerése viszont mindkét kitétségekben megfigyelhető. A nyílt dolomitsziklagyep értékes fajokban való gazdagságát a védett fajok magas részaránya is mutatja (SC: 19,3%).



5. ábra. A mintaterületek növényzetének természetvédelmi-érték kategóriák szerinti megoszlása

Értékelés

Kimutatásaink szerint az erdőtüzet követő években kezdetben igen intenzív változások figyelhetők meg: rohamosan növekszik a fajszám és a területek összborítása. Fajcserélődési ráták számításával Rydgren és munkatársai (1998) különböző mértékű bolygatásokból álló kísérletsorozatban a növekvő zavarásra a növényzet egyre intenzívebb fajcseréjét mutatták ki. Bár az eredmények közvetlen összevetése problematikus, mégis elmondható, hogy a tűz utáni változások igen nagy mértékűnek tekinthetők más bolygatási típusokhoz viszonyítva (Dzwonko & Loster 1998, Güsewell *et al.* 1998, Rydgren *et al.* 1998). Az égést követő 4.-10. évben a változások inkább minőségi jellegűek: az egyéves fajokat évelők váltják fel, a gyomok mennyisége csökken a természetközeli fajcsoportok térnyerésével párhuzamosan. A

Raunkiaer-féle életforma-spektrum hasonló megváltozása sokféle szukcessziósor közös saját-sága (Pickett 1982, Bornkamm 1985, Myster & Pickett 1988, Hayashi 1991). A változások üteme szituációtól függően igen eltérő lehet: különböző felhagyott szántók benövénysedésében a terofiton és hemiterofiton fajok dominanciájával jellemezhető szakasz egy-két évig tartott (Bornkamm 1985, Prach 1985), meddőhányók primer szukcessziójának vizsgálata szerint az egyéves fajok egy része hamar visszaszorult (Bartha 1990), ez a folyamat azonban akár 15 évig is elhúzódhat (Prach 1987).

A dolomitterületeken tapasztalt változások üteme jellemző módon eltér a mediterrán, tűz-adaptált növényzeti típusok viselkedésétől. Számos esettanulmány szerint a növényzet ott olyan könnyen regenerálódik, hogy a tüzet követő évben a florisztikai összetétel gyakorlatilag azonos a tűz előttivel (Altenburg *et al.* 1993, Luis-Calabuig & Tarrega 1993), vagy három év alatt igen hasonlóvá válik (Espírito-Santo *et al.* 1993). A kezdeti struktúra-változást követően az életforma spektrum még nagy intenzitású tüzet követően is helyreáll három év alatt (Lucchesi & Giovannini 1993). A jelen tanulmányban bemutatott szukcesszió nem lehetett ilyen gyors, nemcsak a tűzhöz való adaptálódás hiánya miatt, hanem a növényi propagulumok korlátozott elérhetősége miatt sem.

A tűz utáni növényzetben jellemző a fiatal feketefenyő példányok jelenléte. Mintaterületeinket nem erdősítették újra, a fenyőmagoncok spontán eredetűek. Az 1993 nyarán lezajlott erdőtűzben 40-50 éves feketefenyő állomány égett meg, de a fák jelentős része nem pusztult el azonnal, s így a fejlődésben levő tobozokból 1994 tavaszán bőven hullott fenyőmag a területre. A feketefenyő csíranövényei csak fényben gazdag helyen fejlődnek megfelelően (Trabaud & Campant 1991). Területeinken kezdetben igen nagy mortalitás volt körükben tapasztalható, a 3. évtől kezdődően azonban egyedszámuk lényegileg nem változott (Tamás 2001b). A kikelő magoncoknak addigra mindössze 5-8%-a maradt életben, de ez a denzitás még mindig elég magas: kissé meghaladja egy természetes, ligetes szerkezetű bulgáriai feketefenyő-állomány 0,11 db/m²-es fasűrűségét (Valtchev & Nikolov 1993).

A dolomitsziklagyepék a Kárpát-medence számos gyeptársulása közül kitűnnek a védett növények nagy száma, valamint a természetes állapotra utaló fajok magas részaránya miatt (Isépy & Csontos 1996). Ezt az értékes növényzetet, úgy tűnik, nem kell feltétlenül a legvulnerábilisabbak közé sorolnunk. A hosszan tartó fenyvesítést hatalmas bolygatás: a fenyves leégése követte. Tíz évvel a tűz után azonban a sziklagyepékhez már számos vonásában hasonló növényzetet találunk. A változások trendjéből pedig arra következtethetünk, hogy ez a vegetáció az idő előrehaladtával dúsulni fog értékes dolomitfajokban, sőt ezek közül számos már visszatelepedett a területekre, a dolomitsziklagyepék nagy regenerációs képességéről téve tanúságot.

Köszönetnyilvánítás

Szeretettel köszöntjük Simon Tibor professzor urat, és köszönjük mindazt a figyelmet, kedvességet, szakmai és emberi támogatást, amit munkánk során Tőle kaptunk!

Köszönettel tartozunk Bakon Gábor erdészeti vezetőnek a kutatás terepi feltételeinek biztosításáért. Munkánkhoz anyagi támogatást nyújtott az Országos Tudományos Kutatási Alap-programok T037732 számú pályázata.

Irodalom

- Altenburg, R. G. M., Den Nijs, J. C. M. & Oostermeijer, J. G. B. (1993): Post-fire succession in *Quercus suber* L. forests near Argeles, France: an initial study of changes in vegetation and ant species composition. In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds): *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystem Research Report 5, Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp: 221-234.
- Babos, I. (1954): *Magyarország táji erdőművelésének alapjai*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Bartha, S. (1990): Spatial processes in developing plant communities: pattern formation detected using information theory. In: Krahulec, F., Agnew, A. D. Q., Agnew, S. & Willems, J. H. (eds): *Spatial processes in plant communities*. Prague and SPB Academic Publishing, The Hague, pp: 31-47.
- Bódis, J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. *Bot. Közlem.* 80(2): 129-139.
- Bornkamm, R. (1985): Vegetation changes in herbaceous communities. In: White, J. (ed.): *The population structure of vegetation*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Cseresnyés, I. & Csontos, P. (2004): Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. *Tájökológiai Lapok* 2(2): 231-252.
- Cseresnyés, I., Bózsing, E. & Csontos, P. (2003): Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. *Természetvéd. Közlem.* 10: 37-49.
- Cseresnyés, I., Csontos, P. & Bózsing, E. (2006): Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. *Canadian Journal of Botany* 84: 363-370.
- Csontos, P., Horánszky, A., Kalapos, T. & Lökös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* 88: 69-77.
- Dzwonko, Z. & Loster, S. (1998): Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. *Journal of Vegetation Science* 9: 387-394.
- Espírito-Santo, M. D., Rego, F. & Costa, J. C. (1993): Vegetation dynamics in the Serra dos Candeeiros (Central Portugal). In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds): *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystem Research Report 5, Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp: 29-46.
- Güsewell, S., Buttler, A. & Klötzli, F. (1998): Short-term and long-term effects of mowing on the vegetation of two calcareous fens. *Journal of Vegetation Science* 9: 861-872.
- Halbritter, A., Csontos, P., Tamás, J. & Anton, A. (2002): Dolomitsziklagyeppek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata. *Természetvéd. Közlem.* 10: 19-35.
- Halbritter, A., Csontos, P., Tamás, J. & Anton, A. (2005): Van-e a feketefenyves-telepítésnek hatása a dolomit-váztalajok minőségére? In: Antal K., Michéli E. & Szabóné Kele G. (szerk.) Talajtani Vándorgyűlés, Kecskemét, 2004. aug. 24-26. (a *Talajvédelem* különszáma) Talajvédelmi Alapítvány, Budapest, pp: 250-258.
- Hayashi, I. (1991): Secondary succession of herbaceous communities in Japan: a case study in Sugadaira, Central Japan. *Bull. Sugadaira Montane Res. Cen.* 12: 1-12.
- Héder, I. (1951): A dolomit és mészkő kopárfásítások egyes főbb irányelvei. *Erdészeti Tudományos Intézet Évkönyve* 1: 65-90.

- Héder, I. (1954): Dolomit és mészkőkopárokra telepített erdők hatásvizsgálata és a kiöregedő állományok felújítása. *Erdészeti Kutatások* 1954(2): 87-101.
- Horváth, F., Dobolyi, Z. K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi, T. (1995): *FLÓRA adatbázis 1.2 (Taxonlista és attribútum-állomány)*. – FLÓRA munkacsoport, MTA-ÖBKI, MTM Növénytára, Vácrátót, 267 pp.
- Isépy, I. & Csontos, P. (1996): Comparison of 24 grassland communities in the Carpathian Basin with emphasis on their role in nature conservation. *Proceedings of the „Research, Conservation, Management” Conference I.*, pp: 309-317, Aggtelek.
- Járó, Z. (1996): Ökológiai tanulmányok a Kis- és Nagy-Szénáson. *Természetvédelmi Közlemények* 3-4: 21-53.
- Kelemen, J. (szerk.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 4., TermészetBÚVÁR Kiadó, Budapest.
- Lucchesi, S. & Giovannini, G. (1993): Plant community dynamics following fire: a case study in Tuscany. In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds): *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystem Research Report 5, Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp: 47-54.
- Luis-Calabuig, E. & Tarrega, R. (1993): Studies on post-fire regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystems in Leon Province (NW Spain). In: Trabaud, L. & Prodon, R. (eds): *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystem Research Report 5, Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp: 69-85.
- Myster, R. W. & Pickett, S. T. A. (1988): Individualistic patterns of annuals and biennials in early successional oldfields. *Vegetatio* 78: 53-60.
- Nyitray, O. (1913): A karszterdősítés. In: Fekete, L. & Blattny, T. (szerk.): *Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a magyar állam területén*. Joerges Ágost özvegye és fia könyvnyomdája, Selmecbánya, pp: 766-768.
- Pickett, S. T. A. (1982): Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 45-59.
- Podhadszky, A. (1866): Előhegyeink kopár déloldalainak, tisztásainak s vizmosásainak legbiztosb és legolcsóbb erdősítéséről. *Erdészeti és Gazdászati Lapok* 5: 22-32.
- Prach, K. (1985): Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. *Ann. Bot. Fennici* 22: 307-314.
- Prach, K. (1987): Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobot. et Phytotax.* 22(4): 339-354.
- Rott, F. (1955): A balatonkörnyéki fásítások irányelvei. *Az erdő* 4(12): 483-494.
- Rydgren, K., Hestmark, G. & Okland, R. H. (1998): Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 763-776.
- Simon, T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. *Abstracta Botanica* 12: 1-23.
- Székely, M. (1868): A feketefenyű (*Pinus austriaca*) művelésének és terjesztésének hasznairól. *Erdészeti Lapok* 7: 205-210.

- Szodfridt, I. & Tallós, P. (1966): A feketefenyvesek kultúr erdőtípusai. In: Keresztesi B. (szerk.): *A fenyők termesztése*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp: 105-106.
- Tamás, J. (2001a): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. *Természetvéd. Közlem.* 9: 75-85.
- Tamás, J. (2001b): *Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben*. Ph. D. értekezés, ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, pp: 1-140.
- Tamás, J. (2003): History of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Bot. Croatica* 62(2): 147-158.
- Trabaud, L. & Campant, C. (1991): Difficulté de Recolonisation Naturelle du Pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmanii* (Dunal) Franco Apres Incendie. *Biological Conservation* 58: 329-343.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A. (eds) (1964-1980): *Flora Europaea*, Vol. 1-5. Cambridge University Press, Cambridge.
- Valtchev, V. & Nikolov, V. (1993): Production primaire d'un écosystème forestier á *Pinus nigra* de la reserve „Tchervenata Stena”, en Bulgarie. *Belg. Journ. Bot.* 126: 164-174.
- Zólyomi, B. (1942): A közép-dunai flóráválasztó és a dolomitjelenség. *Bot. Közlem.* 39(5): 209-231.
- Zólyomi, B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. In: Pécsi M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp: 508-642.
- Zólyomi, B. (1987): Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Botanica Hungarica* 33(1-2): 3-18.