

Alföldi Erdőkért Egyesület

KUTATÓI NAP

TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK A GYAKORLATBAN

**2004.
KECSKEMÉT**

Megjelent az Alföldi Erdőkért Egyesület gondozásában

Felelős szerkesztő:
Dr. Barna Tamás

Kiadja: az Alföldi Erdőkért Egyesület
6000 Kecskemét, Külső-Szegedi út 135.
Tel: 76/501-601; Tel/Fax: 76/321-048
e-mail: barnat@kefag.hu
web: www.aee.hu

**Az Alföldi Erdőkért Emlékéremmel kitüntetettek
névsora**

2004.

PUtNOKI BÁLINT okl. erdésztechnikus
MAKRA JÓZSEF okl. erdésztechnikus
MIHÁLYI FERENC okl. erdésztechnikus
SZABÓ BÉLA okl. erdésztechnikus
DARÓCZI AMBRUS okl. erdőmérnök, tanár
Dr. TRASER GYÖRGY okl. erdőmérnök,
egyetemi docens
GÉBER MIKLÓS erdőművelési és
vadgazdálkodási ágazatvezető (*posztumusz*)
CZEGLÉDI ISTVÁN erdőmérnök, környezet- és
tájrendező mérnök (*posztumusz*)

TARTALOMJEGYZÉK

<i>Benke Attila – Szántó Mária: Fajtaösszehasonlító kísérletek alapján ajánlható nemesnyár fajták az Alföldön</i>	5
<i>Dr. Orlović Sasa – Dr. Klasnja Bojana: The opportunity of biomass production with the application of new poplar, willow and black locust clones</i>	17
<i>Dr. Orlović Sasa – Dr. Klasnja Bojana: Short rotation plantations with heigh plant density</i>	22
<i>Dr. Koltay András: Az erdők egészségi állapotának változása vaddisznós kertekben</i>	28
<i>Dr. Sitkey Judit: Csapadékvíz vizsgálatok ökológiai bázisterületeken</i>	32
<i>Manninger Miklós: Erdei fák éves és korszaki növekedésmenete, valamint kapcsolódása egyes ökológiai tényezőkhez</i>	38
<i>Traser György – Horváth-Szováti E.: A tájhasznosítás hatása a talajfaunára: ugróvillás (<i>Parainsecta: Collembola</i>) közösségek diverzitása Csévharaszton</i>	51
<i>Aleksić Jelena – Orlović Saša – Radosavljević Nenad: Concervation of genetic resources of field elm (<i>Ulmus minor</i> Mill.) and european white elm (<i>Ulmus laevis</i> Pall.)</i>	63
<i>Kurucz György: Talajerozió a Mátrában</i>	73
<i>Dr. Horváth Béla: Erdőtűz-technikai kísérletek és fejlesztések Magyarországon</i>	82
<i>Dr. Barna Tamás: The role of mycorrhiza in reforestation</i>	89
<i>Szulcsán Gábor: Az erdőtelepítések költségelemzése 1997-2004.</i>	99

FAJTAÖSSZEHASONLÍTÓ KÍSÉRLETEK ALAPJÁN AJÁNLHATÓ NEMESNYÁRFAJTÁK AZ ALFÖLDÖN

Benke Attila - Szántó Mária
Erdészeti Tudományos Intézet
Sárvár, Nemesítési Osztály

BEVEZETÉS

A dolgozatunk témájául szolgáló nemesnyár üzemi fajtakísérlet kiértékelésének célja az volt, hogy a kísérletben szereplő nemesnyár fajták közül kiemeljük azokat, amelyek hasonló termőhelyi tényezők között magas fatömeg-produkcióra képesek, valamint rezisztencia-tulajdonságaikat, illetve alaki jellemzőiket tekintve átlag feletti teljesítménnyel bírnak.

A KÍSÉRLETI TERÜLET ISMERTETÉSE

A Jászágó 6 A erdőrészletben található egy korábban négy ismétléssel tervezett véletlen blokk elrendezésű, egy tényezős, 9 + 1 kezeléssel üzemi nyárkísérlet. A telepítés során történt elcsúszás miatt azonban csak három ismétlést használunk, ezért a kísérlet területe a korábbi 10,2 ha helyett csak 7,95 ha.

Egy tényezős kísérlet, hiszen a fajták mennyiségi, minőségi, valamint rezisztencia-tulajdonságait csupán a kísérleti területre jellemző egy termőhely-típus-változat hatása alapján vizsgáljuk.

9 + 1 a kezelések száma, amely a vizsgálat tárgyát képező fajták számát jelenti. A 9 vizsgált és a területen jelenlévő fajták a 'BL', 'I-154', 'S 298-8', 'Aprólevelű', 'Blanc du Poitou', 'H-328', 'S 307-24', 'Pannónia' és az 'I-214' voltak. A +1.-ik fajta a 'Meggylevelű' nem alkot önálló parcellákat az ismétlésekben, hanem az ismétlések, valamint az ismétlésekben a parcellák elválasztására alkalmazták a telepítés során. A felvételezések alkalmával ismétlésenként meghatározott számú (30) 'Meggylevelű' egyed felvétele is megtörtént, ezért a kiértékelésben ez a fajta is szerepel.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kísérlet 1988-as telepítését követően 2001-ig csupán megmaradás felvételezéseket végeztünk a területen. Az első teljes állomány-felvételezést 2001 során végeztük el. Ekkor megmértük az egyedek mellmagassági átmérőjét két egymásra merőleges irányból, valamint a magasságukat.

A következő felmérés 2004 őszén történt, amikor is a mennyiségi paraméterek mellett rezisztencia megfigyeléseket végeztünk a legfontosabb nyár károsítók és kórokozók kártételeinek feljegyzésével, valamint parcellánként törzs- és korona-minőség bírálatokat végeztünk.

A VIZSGÁLT KÓR- ÉS KÁROKOZÓK, VIZSGÁLATI METODIKA

A minőségi paraméterek vizsgálata során nagy hangsúlyt fektettünk a kór- és károkozókkal szembeni tolerancia értékelésére. A felvételezés során minősítettük a fajtákat a mozaik vírus, a marssoninás levélfoltosság, a pollacciás hajtáspusztulás, a nyárrozsda-gombák, a nyár-kéregfekély kórokozóival, valamint a rovarok okozta károsítással szembeni toleranciájuk alapján. Az egyes kór- és károkozók esetében a következő kategóriákat alkalmaztuk:

➤ **Mozaik vírus:**

0. Fertőzés mentes,
1. Legfeljebb a levelek 25 %-a fertőzött,
2. A levelek 25-50 %-a fertőzött,
3. A levelek 50-75 %-a fertőzött,
4. A levelek 75-100 %-a fertőzött.

➤ **Marssoninás levelfoltosodás (*Marssonina brunnea* (Ell.et Ev.)Magn. teleomorf: *Drepanopeziza punctiformis* /Kleb./ von Höhn.)**

0. Fertőzés mentes, a levelek felületen termőtest nincs
1. Gyenge fertőzés, legfeljebb a levelek 25 %-án, a levélfelületen elszórtan láthatók termőtestek,
2. Közepes fertőzés, a levelek 25-50 %-án, a felületen nem túl sűrűn gombatermőtestek találhatók,
3. Erős fertőzés, a levelek 50-75 %-án, a levél felületet sűrűn borító gombatermőtestek találhatók,
4. Igen erős fertőzés, a levelek több mint 75 %-án a felületet sűrűn borító gombatermőtestek vannak, ami idő előtti lombhullással jár.

➤ **Pollacciás hajtáspusztulás: (*Pollaccia radiosa* (Lib.)Bald.et Cif., teleomorf: *Venturia tremulae* Aderh.; *Pollaccia elegans* Servazzi, teleomorf: *Venturia populina* Vuill.)**

0. Fertőzés mentes, egészséges hajtások
1. Gyenge fertőzés, a levelek szórványos megbetegedése formájában,
2. Közepes fertőzés, számos levél és néhány hajtás is fertőzött,
3. Erős fertőzés, a levelek és a hajtások nagy része is fertőzött,
4. Igen erős fertőzés.

➤ **Nyárrozsdagombák (*Melampsora alli-populina* Kleb., *Melampsora larici-populina* Kleb.)**

0. Fertőzésmentes, nem található fertőzött levél a növényen
1. Gyenge fertőzés, a növény egyed alsóbb levélemeletein található néhány levél, amelyen elszórtan előfordul néhány narancssárga uredo telep, de ezeket is nagyon kell keresni
2. Közepes fertőzés, már a növény felsőbb levélemeleteire is felért a fertőzés, de a leveleken még mindig csak egyes telepeket látunk, összefüggő telepek csak itt-ott fordulnak elő, a levelek foltokban történő barnulása, elszáradása csak az alsóbb levélemeleteken figyelhető meg, az összkép még mindig inkább pozitív
3. Erős fertőzés, már tele van szinte minden levélemelet fertőzött levelekkel, a leveleknek legalább 50-60 % - a fertőzött, a leveleken található telepek összeérnek, a leveleknek legalább fele már sárgul, barnul, szárad
4. Igen erős fertőzés, itt már nem látható egészséges levél, az egész egyed narancssárga a rengeteg összefüggő uredo teleptől, a levelek több mint 50 %-a barnult, elszáradt, összepöndörödött, a teljes levélvesztés előtti utolsó stádium

➤ **Nyár kéregfekély: *Dothichiza populea* Sacc. et Briard, teleomorf: *Cryptodiaporthe populea* (Sacc.)Butin**

0. Nem károsított törzs,
1. Gyenge fertőzés, néhány törzsön kisebb fertőzés nyoma látható,
2. Közepes fertőzés, a kísérleti parcellában sok törzsön tapasztalható fertőzési nyom, ami az egyed esetében már növekedésbeli zavarokat is okozott,
3. Erős fertőzés, a parcellában valamennyi egyed fertőzött, egyes egyed setében több fertőzés is található a törzsön, a fertőzés érzékelhetően a növekedést is visszafogta.

➤ **Rovarok okozta lombkárosítás:**

0. Nem károsított lombkorona,
1. Gyenge lombvesztés, 0-25 %-os mértékű,
2. Közepes lombvesztés, 25-50%-os mértékű,
3. Erős lombvesztés, 50% feletti.

KIÉRTÉKELÉS:

1. Mennyiségi paraméterek (mellmagassági átmérő, famagasság, fatömeg):

A felvételezések alkalmával mért mellmagassági átmérő és famagasság adatokat, valamint a belőlük fatömegtábla segítségével nyert egyedenkénti fatömegadatokat az OMMI által készített kísérlet-feldolgozó és értékelő programrendszer segítségével értékeltük ki. Az adatbevitelt követően a program felvételi évenként és ismétlésenként elvégezte a fajták parcellaátlagainak kalkulációját. Ezután a program varianciaanalízist végzett, melynek során a fajtaátlagok közötti esetleges szignifikáns különbségeket vizsgálta F próbával, szd=5% szignifikancia szintnél. A szignifikancia-vizsgálat eredményét összesítő táblázatokban foglaltuk össze.

A szignifikancia segítségével tudjuk elkülöníteni a ténylegesen a fajtának tulajdonítható teljesítményt a termőhely és a mérési pontatlanságok okozta torzító hatásoktól. Az egy szignifikancia csoportba tartozó fajták lényegesen nem különböznek teljesítő-képességükben, azaz az adott szignifikancia-szintnél különbségük nem függetleníthető a torzító tényezők hatásaitól. A más szignifikancia csoportba tartozókhoz képest azonban szignifikánsan igazolható teljesítmény különbséggel bírnak.

Az eredmények sorában közölt grafikonon a fajtákat a 2004-es felvételi adatok alapján számolt átlagaik szerint rendeztük sorba, az azonos szignifikancia csoportba tartozó fajták oszlopainak azonos színnel való megjelenítésével.

2. Minőségi paraméterek:

A 2004-es felvételezés során rögzített minőségi és rezisztencia adatokat táblázatos formába foglaltuk, majd belőlük kísérletátlagokat készítettünk. Ezen átlagokat grafikon formájában is bemutatjuk. Mivel a minőségi és rezisztencia paraméterek pontozása ellentétes irányú a mennyiségi paraméterekével (azaz az egyes kategóriákban jó eredményt elért egyed a pontozási leírásnak megfelelően alacsonyabb pontokat kap), a grafikonon ábrázolt fajták közül az kerül előkelőbb helyre, melyhez tartozó oszlop alacsonyabb.

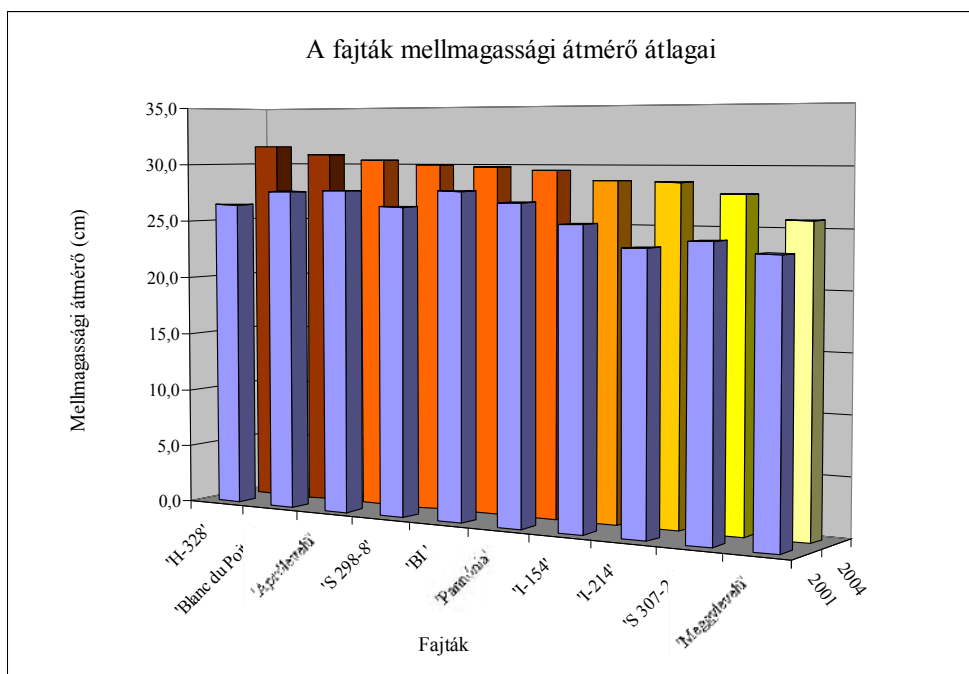
3. Megmaradási értékek:

A 2004-es felvételezés alkalmával teljes egyed-felvételezést végeztünk a területen, melynek eredményeképpen rendelkezésünkre állnak a területe található fajtánkénti egyedszámok. Az üzemi fajta-kísérletben az elmúlt évek során sematikus jelleggel gyérítést végeztek, melynek során a faegyedek mintegy felét eltávolították a területről. Az eredeti telepítéskori egyedszámhoz viszonyított megmaradási értékek ezért csupán tájékoztató jellegűek, azonban alkalmat nyújthatnak bizonyos szintű összehasonlításra. A magasabb megmaradási aránnyal rendelkező fajták valószínűleg termőhely-állóbbak, termőhely-toleránsabbak társaiknál.

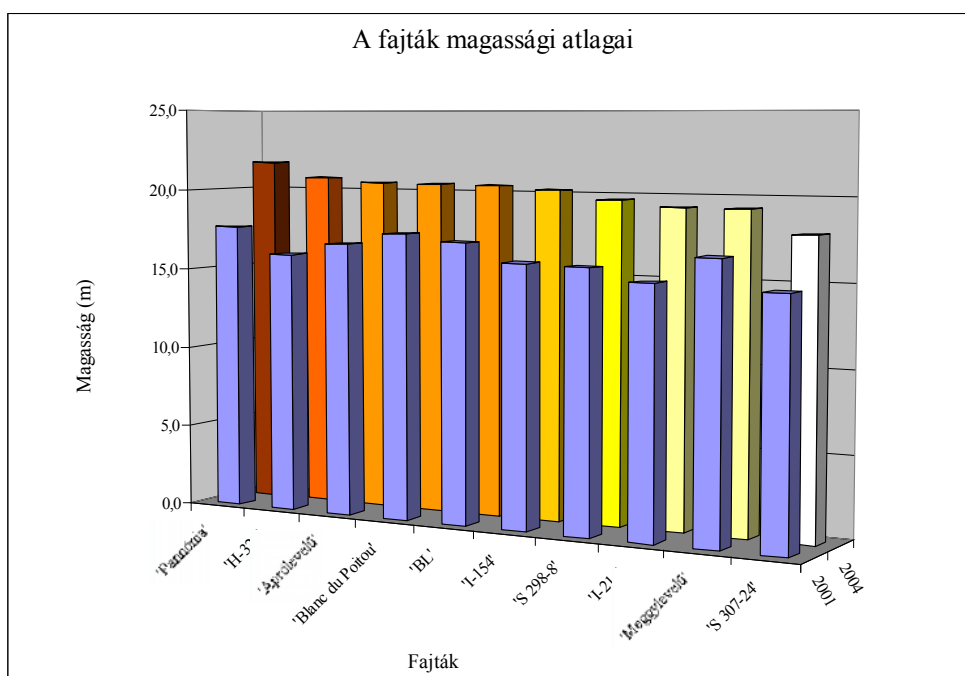
EREDMÉNYEK

MENNYISÉGI PARAMÉTEREK:

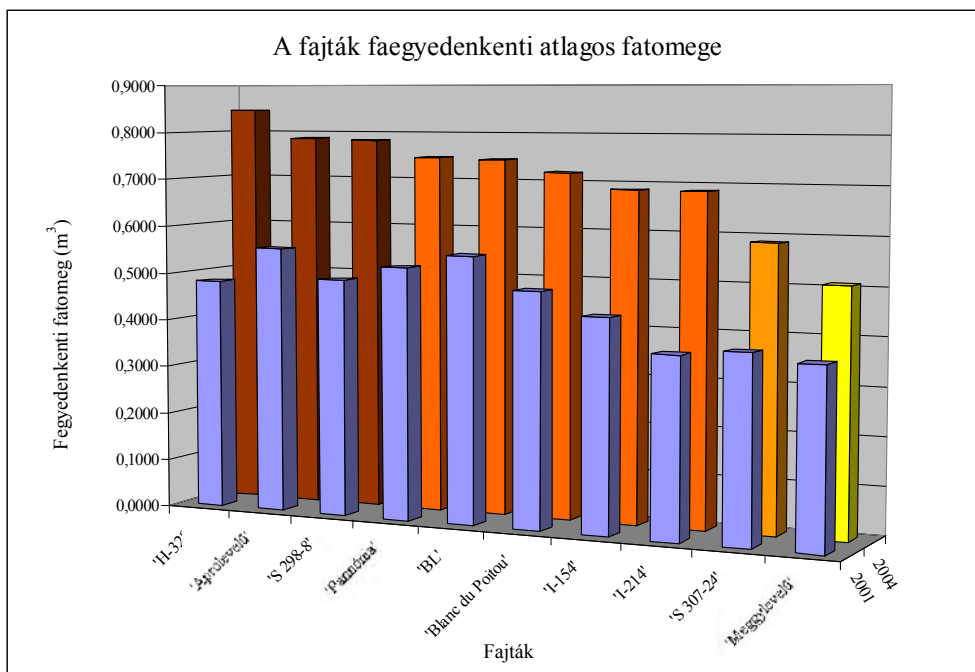
Mellmagassági átmérő összesítő táblázat		
Fajtanév	Kísérleti átlagok (cm)	
	2001	2004
'H-328'	26,5	31,6
'Blanc du Poitou'	27,7	30,9
'Aprólevelű'	27,8	30,4
'S 298-8'	26,5	30,0
'BL'	27,9	29,8
'Pannónia'	27,0	29,6
'I-154'	25,3	28,7
'I-214'	23,5	28,7
'S 307-24'	24,1	27,7
'Meggylevelű'	23,3	25,7



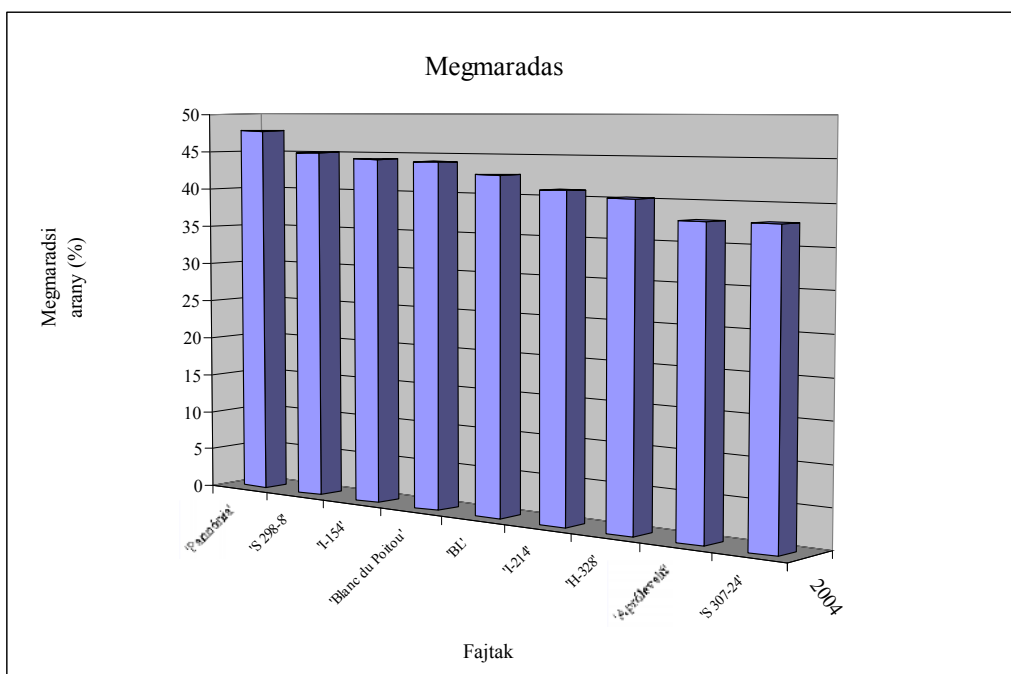
Magasság összesítő táblázat		
Fajtanév	Kísérleti átlagok (m)	
	2001	2004
'Pannónia'	17,7	21,7
'H-328'	16,0	20,7
'Aprólevelű'	16,8	20,5
'Blanc du Poitou'	17,5	20,4
'BL'	17,1	20,4
'I-154'	16,0	20,2
'S 298-8'	15,9	19,7
'I-214'	15,1	19,3
'Meggylevelű'	16,7	19,3
'S 307-24'	14,9	17,9



Fatömeg összesítő táblázat		
Fajtanév	Kísérleti átlagok (m ³)	
	2001	2004
'H-328'	0,4822	0,8454
'Aprólevelű'	0,5563	0,7863
'S 298-8'	0,4943	0,7831
'Pannónia'	0,5250	0,7481
'BL'	0,5535	0,7452
'Blanc du Poitou'	0,4872	0,7202
'I-154'	0,4403	0,6873
'I-214'	0,3725	0,6867
'S 307-24'	0,3841	0,5875
'Meggylevelű'	0,3685	0,5087

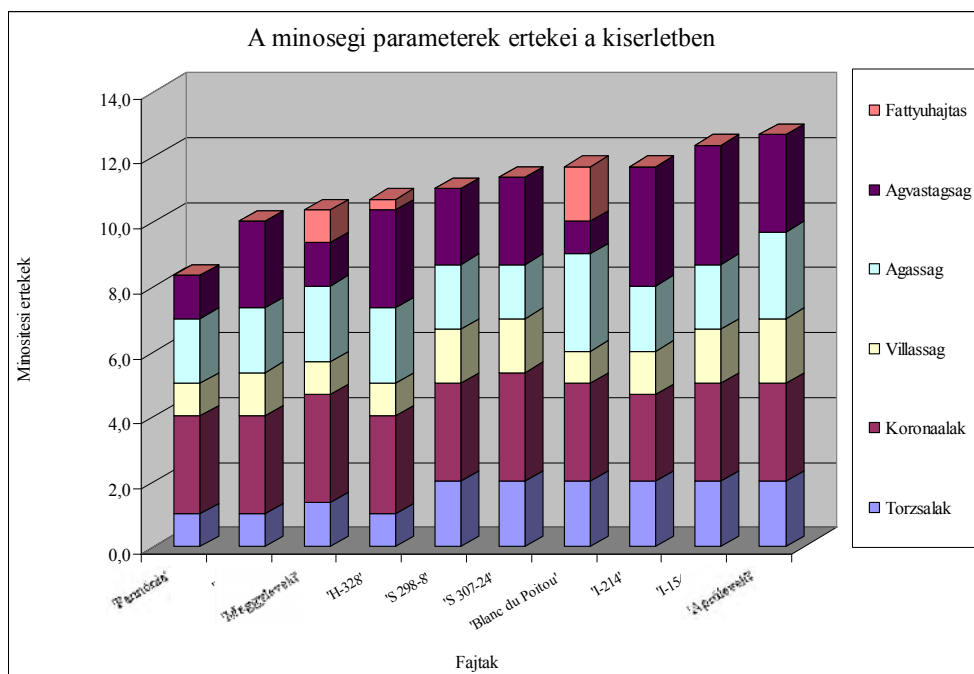


Fajtánkénti megmaradási arány					
Fajták	I. ismétlés	II. ismétlés	III. ismétlés	Összesen	Megmaradási arány (%)
'Pannónia'	88	83	87	258	48
'S 298-8'	79	82	82	243	45
'I-154'	86	78	75	239	44
'Blanc du Poitou'	75	89	74	238	44
'BL'	73	77	80	230	43
'I-214'	53	85	83	221	41
'H-328'	77	60	80	217	40
'Aprólevelű'	76	63	65	204	38
'S 307-24'	77	60	67	204	38

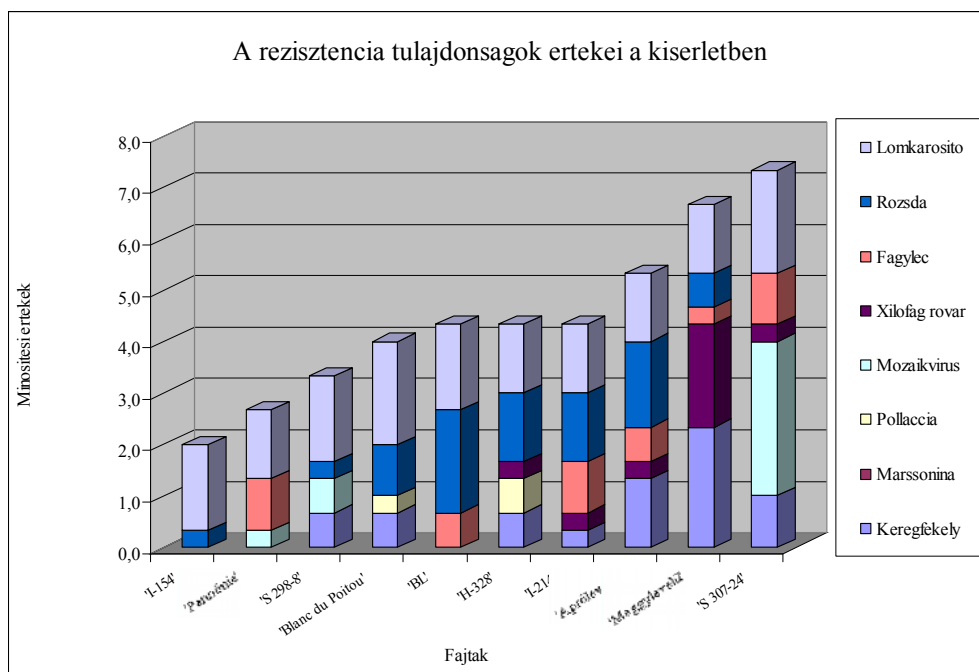


MINŐSÉGI PARAMÉTEREK:

A fajtaátlagok összesítő táblázata (minőségi tulajdonságok)						
Fajta	Törzsalak	Koronaalak	Villásság	Ágasság	Ágvastagság	Fattyúhajtás
'Pannónia'	1,0	3,0	1,0	2,0	1,3	0,0
'BL'	1,0	3,0	1,3	2,0	2,7	0,0
'Meggylevelű'	1,3	3,3	1,0	2,3	1,3	1,0
'H-328'	1,0	3,0	1,0	2,3	3,0	0,3
'S 298-8'	2,0	3,0	1,7	2,0	2,3	0,0
'S 307-24'	2,0	3,3	1,7	1,7	2,7	0,0
'Blanc du Poitou'	2,0	3,0	1,0	3,0	1,0	1,7
'I-214'	2,0	2,7	1,3	2,0	3,7	0,0
'I-154'	2,0	3,0	1,7	2,0	3,7	0,0
'Aprólevelű'	2,0	3,0	2,0	2,7	3,0	0,0



A fajtaátlagok összesítő táblázata (rezisztencia tulajdonságok)								
Fajta	Kéregfekély	Marssonina	Pollaccia	Mozaikvírus	Xilofág rovar	Fagyléc	Rozsda	Lomkárosító
'I-154'	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	1,7
'Pannónia'	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	1,0	0,0	1,3
'S 298-8'	0,7	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,3	1,7
'Blanc du Poitou'	0,7	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,0	2,0
'BL'	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	2,0	1,7
'H-328'	0,7	0,0	0,7	0,0	0,3	0,0	1,3	1,3
'I-214'	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	1,0	1,3	1,3
'Aprólevelű'	1,3	0,0	0,0	0,0	0,3	0,7	1,7	1,3
'Meggylevelű'	2,3	0,0	0,0	0,0	2,0	0,3	0,7	1,3
'S 307-24'	1,0	0,0	0,0	3,0	0,3	1,0	0,0	2,0



AZ EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE, KÖVETKEZTETÉSEK

A vizsgálati eredmények összesítéseként a kísérleti parcellán található fajtákat különböző minősítési csoportba sorolhatjuk az alábbiak szerint:

1. Kiemelkedő:

• 'H-328'

- elsősorban növekedési képességei alapján (legmagasabb egyedenkénti fatömeg),
- törzs- és koronaalakja megfelelő, bár durva oldalágak fejlesztésére hajlamos,
- károsítók, kórokozók kártételére gyengén érzékeny.

2. Jó:

• 'Pannónia'

- Jó növekedési tulajdonságok (második szignifikancia csoportba tartozik a faegyedenkénti fatömeg alapján),
- kiváló alaki (1. hely) és rezisztencia tulajdonságok (2. hely),
- kiváló megeredés (48 %).

• 'S 298-8', 'BL', és 'Blanc du Poitou'

- Jó növekedési tulajdonságok, jó rezisztencia és megfelelő minőségi tulajdonságok jellemzik a fajtákat,
- az 'S 298-8' törzse enyhén görbült lehet, a koronában nem minden esetben követhető végig,
- a 'BL' durvább oldalágak képzésére hajlamos,
- a 'Blanc du Poitou' törzsei nem minden esetben követhetők végig a koronában, valamint az átlaghoz képest több oldalág képzésére hajlamos.

• 'Aprólevelű'

- Növekedési tulajdonságai jók (a második legmagasabb egyedenkénti fatömeggel bír a területen),
- Minőségi, valamint rezisztencia-tulajdonságai azonban nem mindenesetben megfelelőek (rezisztenciában a nyolcadik, minőségben az utolsó a sorban),

3. Közepes

• 'I-154' és 'I-214'

- növekedési tulajdonságaik a területen közepesre minősíthetőek,
- minőségi és rezisztencia tulajdonságaik közepes – jóra minősíthetők,
- mindkét fajtára jellemző az enyhén görbült, a koronában nem minden esetben végigkövethető törzs, valamint mindketten hajlamosak erős oldalágak képzésére,
- az 'I-154' továbbá enyhén villásodásra is hajlamos.

4. Gyenge

- **'Meggylevelű' és 'S 307-24'**
 - Fatömeg-produkciójukat tekintve társaiktól ezen termőhelyi feltételek között jelentősen elmaradnak,
 - Bár minőségi tulajdonságaik megfelelőnek tekinthetők (a 'Meggylevelű a harmadik, az 'S 307-24' a hatodik „helyezést” érte el), a kórokozókkal és károsítókkal szembeni rezisztenciájuk a leggyengébb a kísérletben szereplő fajták közül.

Összefoglalóan elmondhatjuk tehát, hogy hasonló termőhelyi feltételek között telepítésre javasoljuk a 'Pannonia', 'BL', 'Blanc du Poitou', 'Aprolevelű' állami elismerésben részesített fajtákat, illetve várható állami elismerésük után szinten alkalmazásra javasoljuk a 'H-328', 'S 298-8' állami elismerésre bejelentett fajtákat.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Munkánk során nagy segítségünkre voltak kollégáink: Páli László, Takács Roland, Kráner Lászlóné és Markó Miklósné erdősztechnikusok, valamint Dr. Borovics Attila és Nagy László kutatók és Dr. Gergáczy József nyugdíjas kutató.

Köszönjük segítségüket!

The opportunity of biomass production with the application of new poplar, willow and black locust clones

(A biomassza termelés lehetőségei új nyár és fűz klónokkal)

Dr. Sasa Orlović – Dr. Bojana Klasnja

Institute of Lowland Forestry and Environment,
Antona Čehova 13, Novi Sad,

Serbia and Montenegro

Abstract

In this study, the wood of Populus x euramericana cl.1, aged one, two and 12, Populus deltoides cl.2, aged one, two and eight, Salix alba L. aged one, two and 14, and Robinia pseudoacacia, aged one, two and ten was examined. After the selection of characteristic sample trees (three trees in each species and age) measured parameters of growth elements were determined and the trees were felled. The following characteristics of the trees were examined: diameter in 130 cm height, the total height of the tree, the bark share, the wood density, the stem mass and the ash content of wood and bark. The total biomass production per hectare and the calorific value of the wood of the above mentioned clones was also determined.

Keywords: clones of poplar, willow and black locust; biomass production; calorific value.

MATERIAL AND METHODS

The wood of *Populus x euramericana* cl.1, aged one, two and 12, *Populus deltoides* cl.2, aged one, two and eight, *Salix alba* L. aged one, two and 14, and *Robinia pseudoacacia*, aged one, two and ten was examined. After the selection of characteristic sample trees (three trees in each species and age) measured parameters of growth elements were determined and the trees were felled. Sample trees were chosen as average plants based on average diameter and height on the experimental plot. The weight of each tree was measured, separately for wood and bark and the proportion of bark calculated. Immediately after felling, samples discs (discs cut at breast height - 130cm) were taken to assess moisture content and wood and bark densities. After natural seasoning of samples for one month at room temperature, wood was ground into wood flour suitable for pellet pressing.

When a moisture content of about 10% was achieved, ash content was determined and the exact moisture content according to standard methodology.

The density was determined on the basis of oven-dry weight per green volume of an individual disk segment. Green volumes were obtained by soaking disk segments for 10 days in water until constant volume was achieved. Excess moisture was removed from the surface of the sample, and each sample's water displacement (volume) was measured. The sample then was oven-dried to constant weight at 104°C and weighed to determine the dry weight.

For the determination of moisture content wood and bark samples were oven dried at 104°C to a constant weight. The ash content was determined by burning 5g of oven-dried and ground sample in a platinum crucible in a muffle furnace at 550°C±25°C. All analyses were done in duplicate and the results were expressed on a dry weight basis.

The calorific value was determined for ground air-dried samples. Pellets were made in a special device, which produced pellets ranging from 0.35 to 0.64g. Samples were combusted in a Parr 1341 adiabatic calorimeter. Correction factors for the formation of acids were not included in the gross heat of combustion (higher heating value) calculations. However, calorific values were corrected for moisture regained during storage. There were three replications for each sample.

Based on taxation elements of the selected trees, their oven dry mass was determined per age (Table 1). Mature trees in both clones are from plantations with 400 trees per hectare, while the plantation density of one-year old trees is 10,000, and two-year old trees 4,444 per hectare. Production capacity of wood volume per unit area of plantations can also be calculated, both depending on the clone and on tree age.

With age, tree size increases and the share of bark decreases and also average densities of wood and bark decrease. The differences in taxation elements of study clones are significant, so that the amounts of oven dry mass of one-year and two-year trees for the clone 2 are twice as high as those for the clone 1. Oven dry mass of black locust stem is min. In older trees these differences are still higher, which is also contributed by the higher densities of the clone 2.

Table 1: Taxation elements and stem mass by species and clones
(A mért elemek és a törzs tömege fajonként és klónonként)

Species	Age yyear	DBH cm	Height m	Bark share %	Wood density kg/m ³	Stem mass kg	Ash content, % wood bark	
Poplar cl.1	1	1,9	2,6	19,0	338	0,31	1,16	6,84
	2	3,8	5,6	18,0	336	1,26	0,73	5,56
	12	12,2	22,4	12,0	320	86,75	0,82	5,32
Poplar cl. 2	1	2,5	3,3	18,6	403	0,62	1,13	5,95
	2	4,4	5,6	18,2	402	2,53	0,73	5,95
	8	26,2	23,7	11,0	388	206,26	0,47	6,26
Willow	1	1,0	3,4	26,7	402	0,11	0,67	4,77
	2	2,4	3,9	16,7	381	0,75	0,89	4,92
	14	18,8	23,2	15,2	377	122,11	0,52	5,94
Black locust	1	0,7	1,5	38,5	580	0,035	0,88	7,34
	2	1,8	2,6	20,0	578	0,38	0,70	6,64
	10	8,4	14,4	16,8	576	45,97	0,52	5,94

The higher heating values calculated for whole stem (with corresponding proportion of bark) were lower than for wood . The highest calorific value of whole stem, were referred from two year old trees (24275 kJ/kg for cl. 1, 23392 kJ/kg for black locust, 22572 kJ/kg for willow, and 20817 kJ/kg for cl.2). This is due to the higher proportion of bark and juvenile wood with high lignin content. The minimum values were measured for poplar clone 1 (one year), and for willow mature wood (14 year), 15787kJ/kg and 16169 kJ/kg respectively.

Table 2: Average calorific values of wood and bark ()
(*A fa és kéreg átlagos hőértéke*)

a) one year (egy éves korban)

Higher heating value, MJ/kg			
Clone	Wood	Bark	Stem with bark
cl.4	17.131	19.808	17.583
cl.5	18.747	16.757	18.293
cl.2	17.420	15.539	17.070
cl.1	15.680	16.245	15.787
cl.3	21.145	17.685	20.505
cl. 6	19.698	19.084	19.559
Black locust	22.240	19.555	20.784
Willow	19.487	18.457	18.460

b) two year (két éves korban)

Higher heating value, MJ/kg			
Clone	Wood	Bark	Stem with bark
cl.4	-	-	-
cl.5	-	-	-
cl.2	21487	17803	20817
cl.1	24758	22076	24275
cl.3	-	-	-
cl. 6	-	-	-
Black locust	24212	20114	23392
Willow	23177	19555	22572

c) mature (idős korban)

Higher heating value, MJ/kg			
Clone	Wood	Bark	Stem with bark
cl.4	-	-	-
cl.5	-	-	-
cl.2	19089	16016	18751
cl.1	18934	17473	18759
cl.3	-	-	-
cl. 6	-	-	-
Black locust	21945	16555	21039
Willow	16379	14996	16169

CONCLUSIONS

Poplars and willows, as the most represented species grown very successfully in short rotation plantations, as well as black locust, can be a significant source of thermal energy, being a relatively quickly renewable energy raw material. Calorific value of wood was researched on the clones *Populus x euramericana* (cl.1) one, two and 12 years; *Populus deltoides* (cl. 2) one, two and 8 years; *Salix alba* one, two and 14 years; *Robinia pseudoacacia* one, two and 10 years old respectively. As the share of bark depends on the age of wood, calorific values were determined

separately for bark and for wood. Based on the share of bark, calorific value was assessed for individual trees of the analyzed clones. Average higher heating value for poplar stem is about 19600 kJ/kg (cl.1) and 18900 kJ/kg (cl.2); for willow about 19000 kJ/kg, and for black locust about 21700 kJ/kg. It is interesting that the highest calorific value of whole stem were for two year old trees (24275 kJ/kg for cl.1, 23392 kJ/kg for black locust, 22572 kJ/kg for willow, and 20817 kJ/kg for cl. 2). This is due to the higher proportion of bark and juvenile wood with high lignin content. The bark of all species has a lower calorific value than wood. Primarily, it should be noted that wood of greater density has a higher calorific value. If we consider a tree as a whole, these differences are lower due to lower deviations of bark density values compared to wood, depending on the clone. It should be pointed out that the calorific value of wood is more favorable than that of bark. Consequently, higher densities of wood and bark, as well as lower moisture and ash contents, have a positive effect on heating value. Density is primarily characterized by the species of wood, then by site, climatic conditions and increment, as well as by planting density.

On the whole, and also based on the above research, it can be concluded that black locust wood, because of highest density, has the highest heating value, and that fast growing broadleaf tree species can be a significant raw material for energy, primarily due to its relatively short rotation and owing to its very acceptable wood volume increment.

Short rotation plantations with high plant density

(Rövid vágásfordulójú, nagy sűrűségű ültetvények)

Dr. Sasa Orlović – Dr. Bojana Klasnja

Institute of Lowland Forestry and Environment,

Antona Čehova 13, Novi Sad,

Serbia and Montenegro

Abstract

*Experimental field plantations were established in experiment estate “Kacka suma”. In the field trial 6 poplar clones (*P.x euramericana* cl. 4, *P.nigra* cl.5, *P. deltoides* cl.2, *P.x .euramericana* cl.1, *P.x euramericana* cl. 3, *P.x euramericana* cl.6), with two different plant densities (38461 plant/ha and 83333 plant/ha) are being tested to examine the biomass capacity of these clones.*

Keywords: poplar clones; plantation of heigh density, biomass production

MATERIAL AND METHOD

An experimental field plantations were established in experiment estate “Kacka suma”. In the field trial 6 poplar clones (*P.x euramericana* cl. 4, *P.nigra* cl.5, *P. deltoides* cl.2, *P.x .euramericana* cl.1, *P.x euramericana* cl. 3, *P.x euramericana* cl.6), with two different plant densities (38461 plant/ha and 83333 plant/ha) are being tested. Trees were planted using 25cm long hardwood cuttings obtained from the Poplar Research Institute Novi Sad. The cuttings were stored at 4⁰ and than soked in water for 24 hours prior to planting. Cuttings were planted to a depth of 22-23cm. Above ground biomass was harvested at the and of of the first growing season. Measurement trees were weighted fresh separately for wood and bark in the field and a random subsample of trees was taken from each plot to estimate moisture content. Samples were dried to a constant weight at 60⁰C and at 105⁰C in a forced air drying oven. Biomass production was calculated on an oven dry weight per ha basis.

After natural seasoning of samples for one month at room temperature, wood was ground into wood flour suitable for pellet pressing. Pellets were made in a special device, and pellets weight ranged between 0.35 and 0.64g. The pellets were combusted in the adiabatic calorimetric bomb (DIN 51 708). The changes in calorimetric bomb were measured in three repetitions for each sample. Correction

factors for the formation of acids were not included in the gross heat of combustion calculations.

The results in Table 1 show significant differences in tree diameters (Dbh) and heights (H), depending on planting density. The consequences of denser plantings are significantly lower diameters, especially cl. 4 (drop for about 64%) and cl.6 (for about 48%). Other clones range in the interval between 16% for the cl. 1 (min) and 37% (cl. 5 and cl.3). The changes of seedling height are not so prominent, and the maximal values are attained by cl. 3 and Robusta. The changed tree sizes, which are the consequence of significantly greater planting density, result also in a significantly lower biomass yield. Based on the weights of measured plants, biomass ranges up to 85% (cl. Ostia and Robusta), i.e. more than 70% for cl. 5 and cl.3. The minimal value (cl. 1) amounts to only a half of the biomass weight reached in the lower-density plantation.

Table 1: Average tree parameters and oven dry weights of stem and bark
(Az átlagos fa paraméterek és a törzs, valamint a kéreg tömege abszolút száraz állapotban)

Clone	Stem dimensions		Average weight, DM kg		
	Dbh cm	H m	Stem with bark	Bark	Wood
<i>Plant density 38461 trees/ha</i>					
cl.4	2.8	2.95	0.590	0.049	0.541
cl.5	1.9	3.30	0.433	0.097	0.336
cl.2	2.5	3.30	0.620	0.120	0.500
cl.1	1.9	2.60	0.310	0.054	0.256
cl.3	2.5	3.65	0.748	0.129	0.619
cl.6	2.1	3.50	0.625	0.088	0.537
<i>Plant density 83333 trees/ha</i>					
cl.4	1.0	2.40	0.083	0.028	0.055
cl.5	1.2	2.90	0.105	0.031	0.074
cl.2	1.8	3.27	0.260	0.068	0.192
cl.1	1.6	2.70	0.156	0.048	0.108
cl.3	1.6	2.50	0.157	0.043	0.114
cl.6	1.1	2.30	0.113	0.036	0.077

Biomass yield per unit area depending on the plantation density was calculated based on the weight of test trees and the number of plants. The quantity of bark per hectare of plantation (Table 2) was calculated based on the bark percentage. Due to the fact that this study deals with the biomass of very young trees, practically one-year-old seedlings in which bark percentage is very high, and because of great differences in diameters of the study mean trees, bark weight per unit area is presented separately, disregarding the fact that the bark is not removed from so

young plants, i.e. the trees are not barked before chipping. However, as the bark has a relatively high calorific value, it is significant to present the percentage of bark in the total energy released by biomass combustion

**Table 2. Biomass production after first growing season
(A biomassza produkció egy tenyészeti év után)**

Clone	Biomass yield, DM t/ha		
	Wood	Bark	Stem with bark
Plant density 38461 trees/ha			
cl.4	20.807	1.885	22.692
cl.5	12.923	3.731	16.654
cl.2	19.231	4.615	23.846
cl.1	9.846	2.077	11.923
cl.3	23.808	4.961	28.769
cl.6	20.653	3.385	24.038
Plant density 83333 trees/ha			
cl.4	4.583	2.333	6.917
cl.5	6.167	2.583	8.750
cl.2	15.999	5.667	21.667
cl.1	8.999	3.999	12.999
cl.3	9.450	3.583	13.083
cl.6	6.417	2.999	9.417

The study results of biomass yield after the first year show (Table 2) that the increase of planting density has not the same effect on all the study clones. Namely, cl. 1 shows the rise of biomass yield for about 8%, i.e. if only the bark yield is taken into account, it is the increase of more than 90%. Biomass yield of the clone 2 has a downward tendency for about 9% (higher yield of bark for about 23%). The clones 4 and cl.6 are significantly behind, because their yield is lower for 60%. Maximal values of biomass yield in the plantations with 38461 plants/ha were attained by the clones 3 (28.769 t/ha year) and 2 (23.846 t/ha year). It should be noted that cl.2 had the maximal yield also in a denser plantation (21.667 t/ha year). Clone 3, with 13.083 t/ha year, is the second by the yield in a denser plantation, although this is only cca 55% of its yield attained in the thinner plantation.

In spite of the higher plant density the biomass production figure is generally in accordance with other studies, reporting biomass production of 10 to 12t dry wood/ha year [13]; the one-year-old shoots of willow clones (52500 plants/ha) also produced about 12t dry wood/ha [14]. Jiranek and Weger [15] referred that natural clones grow slower than the hybrids, and in good natural conditions annual yield of best poplar clones is expected to be over 15 t/ha of dry biomass. The yield after first year (18000 cutting/ha) ranges from 2.2 to 3.6t DM/ha for poplar clones and 2 to 2.5 t DM for willow clones [16]. After the first of four years rotation cycle in

medium density poplar plantations (10000 stems/ha) mean annual increment was 10 to 12 t DM/ha [17]. Riddel-Black et al. [18] reported that yield of six poplar clones (16500 stools/ha) after first growing season was 4.88 to 9.54 t DM/ha. The greatest production of 11.25 t/ha annually can be achieved in experimental plantations with one-year rotations in the production process of 9 years with 40000 trees/ha [19], as well as the fact that plantation establishment and tending, felling, manipulation and preparation for combustion is far simpler and economical than biomass resulting from other forms of production.

To be able to assess the amount of energy obtained from the unit area in two study planting densities, by plantation clear cutting after one-year rotation, the calorific values – higher heating values, were determined for wood and bark specimens of the study clones, clones 1 and 2 [9, 20] were used. The study values are presented in Table 3.

Table 3: Average calorific values of wood and bark
(A fa és a kéreg átlagos hőértéke)

Higher heating value, MJ/kg			
Clone	Wood	Bark	Stem with bark
cl.4	17.131	19.808	17.583
cl.5	18.747	16.757	18.293
cl.2	17.420	15.539	17.070
cl.1	15.680	16.245	15.787
cl.3	21.145	17.685	20.505
cl.6	19.698	19.084	19.559

The analysis of the calorific value of the study poplar wood and bark shows that the calorific value ranges within the interval from 15.68 MJ/kg (min) for the clone 1, to 21.145 MJ/kg (max) for the clone 3. The bark calorific values have a narrower range, between 15.539 MJ/kg and 19.808 MJ/kg and they also have both positive and negative deviations from the respective wood calorific values. The values calculated for unbarked wood show that cl. 1 (15.787 MJ/kg) has the min value and that the max value was recorded for clone 3 – 20.505 MJ/kg. These values are somewhat lower than the values of mean gross calorific value 20.293 MJ/kg [21] reported for adult trees. Also, Ciria et al., [22] reported that heating values of 3-5 years old SRIC poplar wood (stem and branches) 18.1 – 18.3 MJ/kg. Calorific value of bark of clone 1 (16.245 MJ/kg) is somewhat higher when compared with value referred by Danon, 16.065 MJ/kg for the same clone, 15 year old [23] and lower with value of black poplar bark (*P. nigra*) which is 17.260 MJ/kg [24].

The amount of energy that could be produced by the combustion of wood of the study clones was assessed based on the number of trees per unit area and the mass of mean trees of each individual clone, separately for wood and bark, and for the whole tree (based on bark percentage). It is presented in Table 4.

The calculated amounts of energy show that there is a similar tendency as in the calculation of biomass yield. Max value is recorded for the clone 3 (589,908 GJ/ha) in the plantation with 38,641 trees per hectare.

The minimal amount of energy is produced by cl. 1 (188.728 GJ/ha). Clone 2 19/66 has the advantage over the other study clones in the plantations with a lower number of trees. It is interesting that the thermal energy obtained by the combustion of cl.2 trees is similar also in a denser plantation (396.354 GJ/kg) and that the drop is only 3%, which is minor compared to the drop of almost 70% for cl.4 or 61% for cl.6. Clone 1 showed a slight increase (cca 8%) in the denser planting, which is explained by insignificant changes of biomass yield.

**Table 4: Estimated energy production
(Becsült energia termelés)**

Clone	Energy, GJ/ha		
	Wood	Bark	Stem with bark
<i>Plant density 38461 trees/ha</i>			
cl.4	360.169	37.338	398.993
cl.5	242.267	62.520	315.144
cl.2	335.004	71.712	407.051
cl.1	154.385	33.741	188.728
cl.3	503.420	87.735	589.908
cl.6	406.823	64.599	470.159
<i>Plant density 83333 trees/ha</i>			
cl.4	78.511	46.212	121.622
cl.5	115.613	43.283	160.064
cl.2	278.703	94.962	396.354
cl.1	141.104	64.964	205.215
cl.3	199.820	63.365	268.267
cl.6	126.402	57.233	184.187

CONCLUSIONS

The analysis of results obtained by measuring and computing the yield of biomass (and energy) in two field tests with different planting densities, i.e. in the tests with a great number of plants per unit area, shows that in such studies it is necessary to know the characteristics of individual clones. As it can be seen in the Tables, the reaction of the clones to increased planting density is very different. Evidently, the clones 1 and 2 are the least susceptible to higher planting density. Of course, due to its significantly higher basic density, clone 2 is much more interesting, because its biomass yield is in both cases significantly higher: two times higher in the thinner plantation (23.846 t/ha compared to 11.923 t/ha).

Az erdők egészségi állapotának változása vaddisznós kertekben

Dr. Koltay András

Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály

Napjainkban rohamosan szaporodik a vaddisznóskertek száma, mivel egyre több gazdálkodó ismeri fel az ebben rejlő lehetőségeket, előnyöket. Ezek közül talán a legfontosabb a tervezhetőség, a vadászat és vadásztatás biztonsága és ennek függvényében a bevételek pontosabb kiszámíthatósága. A tapasztalatok szerint hozzáértő kezelés és gazdálkodás esetén a vaddisznóskertek üzemeltetése jó jövedelmezőséget eredményez. Mindezek mellett a külső területeken csökkenthető a vaddisznó által okozott károk mértéke, ami a jelenlegi térítési rendszer mellett ugyancsak nem elhanyagolható tényező.

Az Országos Vadgazdálkodási Adattár nyilvántartása szerint jelenleg közel 100 vadaskert üzemel hazánkban, melyek összterülete mintegy 31 ezer hektárt tesz ki. Az egyre nagyobb erdőterületeket érintő intenzív vadtartás azonban új problémákat vet fel az erdőgazdálkodás és a környezetminőség megőrzésének szempontjából. A túlzott vadlétszám fokozott terhelést jelent a környezetre, ami több tényező együttes szerepéből adódik. A vaddisznók elsősorban túrásukkal bolygatják az erdők talaját, ami hasznosnak tekinthető a talaj levegőztetése, átforgatása szempontjából, ugyanakkor nagyobb területre kiterjedve már káros a lágyszárú vegetációra nézve. Intenzív túrás hatására lejtős területeken komoly eróziós problémák léphetnek fel. E mellett a túlzott mértékű taposás a talaj tömörödése révén káros hatással van a talajszerkezetre és a növényzetre. A vaddisznó zárt tartásának további káros tényezője a környezet erős nitrifikációja, ami az eredeti növénytakaró megváltozásához vezethet. A dagonyázás utáni dörgölődés következtében a fák törzsén, gyökfőjében jelentős károk keletkezhetnek, ami szélsőséges esetben a fák pusztulásához vezet. Mindezek alapján egyértelmű tény, hogy a túlzott vadlétszám az erdő növény és állatvilágának faj és egyedszám csökkenését idézi elő, azaz megkezdődik a környezet degradációja.

Úgy gondoljuk az erdőhöz, és a vadászathoz értők számára az eddig elmondottak többé-kevésbé ismert tények, ugyanakkor a felvázolt problémákra vonatkozó konkrét adatok összefüggések ismerete hiányos. Még nem ismerjük pontosan a túlzott vaddisznótartásból adódó károk valós mértékét, a változások irányát, gyorsaságát és az ezeket befolyásoló egyéb tényezőket, valamint ezek összefüggéseit. Ebből adódik, hogy a vaddisznóskertek megítélésekor a korrekt adatok hiánya miatt többnyire egy-egy kiragadott példa alapján, gyakrabban azonban érzelmi és vadászetikai oldalról hangzanak el vélemények, ítéletek.

Számos baráti és szakmai beszélgetés, gyakran késhegyig menő vitáit követően határoztuk el a téma alaposabb vizsgálatát, hogy a vitatott kérdések megválaszolásához egzakt méréseken alapuló adatok álljanak rendelkezésre. Mindemellett a vizsgálatok céljának tekintettük, hogy a kutatási eredményeket felhasználva támpontokat és segítséget adjunk a vaddisznóskertek jelenlegi és leendő tulajdonosainak a kérdéssel kapcsolatos döntések meghozatalakor. Természetesen tudjuk, hogy nem létezik univerzális recept, ugyanakkor már körvonalazódnak azok az ismeretek, amelyek alapján általános érvényű javaslatokat lehet megfogalmazni és így csökkenthető a vaddisznóskertek területén jelentkező környezeti károk mértéke.

A környezet változására vonatkozó vizsgálatok minél hosszabb időszakot ölelnek fel, annál megbízhatóbb eredményeket adnak. A természetben a változások csak ritkán következnek be hirtelen, átmenet nélkül, így a kutatások során többnyire csak tendenciákat, a változások irányát és az adott időszakra vonatkozó intenzitását mérhetjük, amelyek ismeretében azonban már meghatározhatjuk a jövőbeni változásokat. Az általunk immár közel egy évtizede folytatott vizsgálatok eredményei alapján rendelkezünk néhány olyan adattal, ami meghatározó a vaddisznóskertek tekintetében. Az alábbiakban röviden összefoglalva közreadjuk ezeket, bízva abban, hogy a leírtakat figyelembe véve hozzájárulhatunk a vaddisznóskertek hatékonyabb és a környezetet kevésbé igénybe vevő üzemeltetéséhez.

Vizsgálatainkat 1994-ben indítottuk a HM Kaszó Rt.-nél, majd 1995-ben a Gyulaj Rt. Hőgyészi, és 1996-ban a Nagydorogi erdészetének területén újonnan létesített vaddisznóskertekben. A kutatásokat mindhárom helyszínen még a vaddisznóskert céljára kijelölt területek bekerítése előtt kezdtük a kiinduló állapotok felvételével, rögzítésével. A vizsgálatokat azóta folyamatosan végezzük, melyek kiterjednek a vaddisznóskerti erdőállományok egészségi állapotának részletes rögzítésére, a cserje és lágyszárú növényzet cönológiai vizsgálatára, valamint a talajszerkezeti változások mérésére. E mellett a vadállományra vonatkozó aktuális adatokat is figyelembe véve - vadlétszám szezonális változása, befogások, betelepítések, kilövések, elhullás, természetes szaporulat, takarmányozás, vadkár, túrás, taposás mértéke stb. - összehasonlító megfigyeléseket és elemzéseket végzünk, bevonva ebbe a kerten kívül kijelölt kontroll területeket is.

A három dél-dunántúli vaddisznóskertben a területek bekerítését követően a vaddisznó létszám évről évre fokozatosan emelkedett, mivel a befogások és a természetes szaporulat aránya mindig felülmúlta az elhullás és az éves kilövések számát. A vaddisznók létszámában jelentős a szezonális ingás, mivel a külső területekről egész évben folyamatosan töltik fel a kertet, ezzel szemben a téli vadászatok során hirtelen harmadára negyedére csökken az egyedszám. A vizsgált területeken a vadászati üzemtervi adatok szerint a vadeltartó képességet figyelembe véve 100 hektáronként 3-3,5 vaddisznó jelenléte lenne elfogadható. Ezzel szemben a kertekben átlagosan 60-110 disznó él 100 hektáronként, ami 25-30 szorosa a

kívánatosnak. Természetesen ez a létszám a vadászat szempontjából megfelelő, sőt kívánatos, ugyanakkor az erdőterületre nézve igen erős terhelést jelent.

Az eddigi vizsgálatok valamennyi eredményét figyelembe véve javasolható, hogy a kerten belüli vadlétszám maximális értéke ne haladja meg az 1 disznó/hektáros értéket. Az ennél nagyobb vadsűrűség csak rövid ideig tartható fenn, elsősorban a vadászat előtti téli időszakban, amikor a vegetációban nem okoz jelentősebb károkat. A környezeti terhelés csökkentése érdekében célszerű a törzsállományt viszonylag alacsony szinten tartani, azaz a vadászatok során a kertet célszerű minél jobban kiüríteni és az év folyamán fokozatosan feltölteni. Az egyre jobban terjedő (és jövedelmező) kankerteket teljesen elkülönítve célszerű kialakítani, hiszen itt teljességgel belterjes állattartás történik, ami végképp nem tekinthető az erdei ökoszisztéma részének.

A vaddisznóskertekben végzett erdőegészségi állapot vizsgálatok azt mutatták, hogy a közel tízéves időszak során meglepő módon nem jelentkezett mérhető kár a faállományokban. A fák egészségi állapota - összehasonlítva a külső területek kontroll parcelláiban lévőkével - nem mutatott eltérést, kivéve a belső területeken a dagonyák, szórók körzetében. Itt azonban gyakran találtunk a fák törzsén és gyökfőjében dörzsöléses károkat, amelyek néhány év alatt egyes fáknál olyan mértékűvé váltak, hogy ennek következtében elhaltak. A szórók és dagonyák környékén mindenütt sokkal intenzívebb degradáció jelentkezett a koncentrált taposás, túrás és nitrifikáció következtében. Ugyanakkor az etetőhelyek 2-3 évenkénti áthelyezésével kiküszöbölhető a visszafordíthatatlan pusztulás. A tapasztalatok szerint az áttelepítést követő két-három év alatt a terület képes bizonyos mértékben regenerálódni.

Míg a fák egészségi állapotában nem mutatkoztak negatív hatások, addig a cönológiai felvételek eredményei már jelezték a területen bekövetkező degradáció megindulását. A vaddisznóskerti mintaparcellák tanúsága szerint egyértelműen a vad túlzott mértékű jelenléte, túrása, taposása miatt a növényzettel borított részek aránya fokozatosan csökkent, átlagosan évente 3-5 %-ot. Ennek eredményeként jelenleg ez az érték 20-30%-al alacsonyabb, mint a vizsgálatok kezdetén. Az erdőállományok leromlását jelző különféle lágyszárú növények megjelenése és a természetes állapotokra utaló fajok visszaszorulása ugyancsak a kertek degradációját jelzi. Ugyanakkor meg kell említeni, hogy a különféle erdőtársulásokban eltérő mértékű változásokat tapasztaltunk. A nem őshonosnak tekintett akác, erdeifenyő és feketefenyő állományok természetvédelmi érték kategóriák szerint eleve degradáltak tekinthetők, így ezeken a helyeken a kezdetektől magas a degradációs fajok aránya. Ezzel szemben az őshonos cser, kocsányos tölgy, éger, kőris stb. állományokban a természetességet jelző fajok képviselik a többséget. A túrásból, taposásból adódó növényzetpusztulás valamennyi állományban egyaránt jelentkezett, ugyanakkor a fajok összetételében az őshonos állományok nagyobb mértékben változtak, romlottak. Mindezeket figyelembe véve javasolható, hogy a vaddisznóskertek kialakításakor a kijelölt területen lehetőleg nagyobb arányban legyenek a nem őshonos állományok. Célszerű úgynevezett rontott erdőket bevonni a területbe, amely mellett, hogy

kisebb erdőgazdasági értéket képvisel, jobb élőhelyet jelent a vaddisznó számára. Továbbá a környezeti károk csökkentése és a vad szempontjából is javasolható, hogy minél mozaikosabb és vegyesebb összetételű legyen a vaddisznóskert területe.

Végül valamennyi vizsgált paraméter alapján arra következtetésre jutottunk, hogy a vaddisznóskertek üzemeltetését 15-20 évnél tovább nem javasoljuk egy adott területen. Úgy tűnik, hogy az erdőállományok szempontjából ez az időtartam még nem idéz elő végzetes és visszafordíthatatlan változásokat. Mindemellett meg kell jegyezni, hogy ezek a számok és adatok irányadónak tekinthetők, de minden esetben mérlegelni kell a helyi adottságokat is.

Természetesen az itt elmondottak csak esszenciálisan tartalmazzák a kutatási eredményeket, de nem is volt célom ezek részletes ismertetésére. Az általunk végzett vizsgálatok és az ebből levont következtetések, megállapítások közel tíz év vizsgálati eredményein alapulnak, amelyek tapasztalatait igyekeztem megosztani a tisztelt hallgatókkal.

Csapadékvíz vizsgálatok ökológiai bázisterületeken

dr. Sitkey Judit

Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest

Az 1980-as években az Európai Gazdasági Közösség több tagországában is kiterjedt erdőkárokat észleltek. A légszennyeződést mint kiváltó vagy elősegítő tényezőt tartották számon a legtöbb hipotézisben, úgy gondolták az erdőtalajok savanyodásában is részt vesz. 1985 júliusában a nagy kiterjedésű légszennyezésről szóló egyezmény végrehajtó testülete (Executive Body for Convention on Long-range Transboundary Air Pollution) elindította a légszennyeződés erdőkre gyakorolt hatásának felmérésével foglalkozó nemzetközi együttműködési programot (International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, ICP Forests). A program arra hivatott, hogy nemzetközi szinten megkönnyítse az erdők aktuális környezeti feltételeivel összefüggő változásokat (különösen a légszennyezés és a savas ülepedés szempontjából) átfogóan és összehasonlíthatóan jellemző adatok összegyűjtését, javítsa a légszennyeződésből eredő károkkal kapcsolatos trendek értékelését, lehetővé tegye az ok-okozati összefüggések jobb megismerését.

Hazánkban az I. szintnek megfelelő hálózatot az Állami Erdészeti Szolgálat mint nemzeti koordinációs központ (National Focal Center, NFC) működteti, míg az intenzívebb vizsgálatokat (II. és III. szint) az Erdészeti Tudományos Intézet (ERTI) végzi el.

Az intenzív monitoring az erdei ökoszisztémák átfogóbb összefüggés-vizsgálatát helyezi előtérbe. A feladatokat csak az ökológiai bázisterületeken lehetett felvállalni. A bázisterületek mérési és felvételi adatainak általánosíthatóságát, területi kiterjesztését viszont a 16 x 16 km-es nemzeti erdővédelmi hálózat vizsgált ökoszisztémái teszik lehetővé.

A nemzetközi erdővédelmi hálózat keretében az Ökológiai Osztályon 1996-ban elkezdett tevékenység:

- Lombvizsgálat
- Talajvizsgálat
- Depozíció mérése
- Meteorológiai mérések
- Cönológiai felvételek
- Biomassza mennyiségi meghatározása
- Fenológiai megfigyelések
- Léggörkémiai vizsgálatok.

A vízkészlet egyik meghatározó utánpótlási forrása a csapadék. Egy erdővel borított területre hulló csapadék a területet borító, vagyis az ökoszisztémát alkotó erdőn, növényzeten, avaron keresztül jut a talajba, illetve szivárog át a talajon és

hat az erdő fiziológiai folyamataira, szervesanyag-képzésére. A légkörből származó szennyező- és egyéb elemek a csapadékvízben oldva, ún. ülepedésként (depozícióként) jutnak az erdei ökoszisztémába.

Az ERTI Ökológiai Osztályán az erdő és víz kapcsolatára vonatkozó méréseket már az 1980-as évektől végzünk, az ország különböző ökológiai adottságokkal rendelkező kísérleti területein.

A kísérleti területeken végzett vizsgálatok célja, hogy a víz útját mennyiségi és minőségi elemzésekben keresztül nyomon kövessük a hasonló és különböző állományú erdei ökoszisztémákban, valamint hogy a hasonló és különböző ökológiai adottságokkal rendelkező erdőkben a csapadékból származó mennyiségi és minőségi folyamatokat megismerjük.

A Magyarországra jellemző kiválasztott erdőtársulások komplex ökológiai vizsgálatai keretében 15 mintaterületen – az ún. bázisterületeken – különböző erdőtársulásokban folynak ökoszisztéma vizsgálatok. A 15 ökológiai bázisterület képviseli Magyarország 4 erdészeti klímátípusát (bükkös, gyertyános-tölgyes, kocsánytalan-, ill. cserestölgyes és erdőssztyepp), valamint az állományalkotó főfafajokat.

Az Alföld területén a régióra jellemző erdőssztyepp klímájú erdeifenyő, feketefenyő, szürkenyár, valamint a kisebb mértékben előforduló kocsányostölgy, ill. csertölgy állományú bázisterületek és az ezekhez tartozó szabad területek találhatók.

A vizsgálatok során mennyiségi és minőségi elemzéseket végzünk a szabad területi, állományon áthulló, törzsön lefolyó, avar és az avar + 5 cm talajon átszivárgó vízmintákból.

Szabad területen és állomány alatt egyaránt a több éves mérési tapasztalatok alapján kifejlesztett tölcséres csapadékgyűjtők szolgálnak a vízminták lemerésére és begyűjtésére. Szabad területen automata és Hellmann-féle csapadékmérő is méri a lehullott csapadékot. A mintákat a bázisterületeken hetente, ill. egyes helyeken csapadék események után gyűjtjük. A hetente gyűjtött minták a különböző mennyiségű csapadékokat összevontan képviselik, tehát az eseti csapadékokra nem feltétlenül jellemzőek. Általában az 1-2 mm-es napi csapadékok az intercepció miatt csak a folyamatosan esős napok mintáiban jelennek meg. A mért koncentrációk is a mért időszakok összevont mintáit képviselik.

A gyűjtött minták a száraz és nedves ülepedést együtt tartalmazzák. A depozícióból származó anyagok a csapadékkal (nedves depozíció) jutnak a vizsgált ökoszisztémákba, ezért hatásuk értékelésének alapja a depozíciót hordozó csapadékok időbeli, mennyiségi és minőségi mérése és értékelése.

A 2002. év mérési adatai alapján elmondható, hogy a vizsgált bázisterületeken átlagosan 615 mm volt az éves csapadékmennyiség. Az alföldi területekre hullott a legkevesebb csapadék, mennyisége az itt található erdőssztyepp klímának megfelelően 500 mm alatt maradt. Ménteleken, ahol egy 32 éves erdeifenyő és egy 64 éves feketefenyő állomány található, valamint egy 31 esztendő szürkenyár állomány, 373 mm csapadék esett 2002 folyamán. Ez 39 %-kal volt alacsonyabb a csapadékatlagnál. Püspökladányban pedig, ahol egy 74 éves

kocsányostölgy és egy 69 esztendőes kocsányos-csertölgy állomány található, 381 mm-nyi csapadékot mértünk 2002-ben, ami 38 %-kal alacsonyabb az átlagnál.

2002. évi adatok

Fafaj	Bázisterület	Kor	Szabad terület	Koronán áthulló	Törzsön lefolyó		Intercepció
		(év)	(mm)	(mm)	(mm)	(%)	(%)
szürkenyár	Méntelek (M18)	31	373	288	16	4	23
erdeifenyő	Méntelek (M08)	32	373	278	2	0,5	25
feketefenyő	Méntelek (M09)	64	373	249	1	0,2	33
kocsányostölgy	Püspökladány (M10)	74	381	291	1	0,4	24
kocsányos-csertölgy	Püspökladány (M11)	69	381	257	8	2	33

2002-ben a bázisterületeken 23 és 41 % közötti intercepció értékek adódtak. A ménteleki fenyvesekben 23 és 33 %-os intercepciót mértünk, amely az adott évben lehullott viszonylag kevés csapadékmennyiséggel magyarázható.

Az Alföldön található bázisterületek fafajai esetén, a szabad területi csapadékhoz viszonyítva a törzsön lefolyó víz mennyisége 5 % alatt maradt. Különösen kevés vízmennyiség, még 1 % sem folyt le a ménteleki fekete- és erdeifenyők törzsén.

Négy év (1999-2002) csapadék adatait vizsgálva az alföldi bázisterületeken jól látszik, hogy az 1999-es év volt a legcsapadékosabb. Olyannyira, hogy az erdőssztyepp klímára jellemző 500 mm-es éves csapadékot jóval meghaladta a lehullott csapadék mennyisége. A legszárazabb évnek a 2000. bizonyult. Az előző évihez képest Méntelegen 52 %-kal esett kevesebb csapadék. Ebből a szempontból a 2001. év átlagosnak tekinthető, a területre hullott csapadékmennyiség a klímátípusnak megfelelően alakult. 2002 ismét száraz évnek bizonyult, mint azt már korábban bemutattuk.

Ez a táblázat a csapadékmennyiségek megoszlásának nagy időbeli változatosságára hívja fel a figyelmet. De ugyanez a változatosság a térbeli megoszlásra is igaz.

Fafaj	Bázisterület	Év	Szabad terület	Koronán áthulló	Intercepció
			(mm)	(mm)	(%)
erdeifenyő	Méntelek (M08)	1999	768	625	19
		2000	366	254	31
		2001	550	401	27
		2002	373	278	25
feketefenyő	Méntelek (M09)	1999	768	630	18
		2000	366	260	29
		2001	550	379	31
		2002	373	249	33
kocsányostölgy	Püspökladány (M10)	1999	705	508	28
kocsányos-csertölgy	Püspökladány (M11)	1999	705	534	24

A vízminták kémiai elemzése során a pH-értéket, a fajlagos vezetőképességet, valamint a minőségi elemzések szempontjából fontos anionok és kationok koncentrációját határozzuk meg. Ezek az ionok a következők: SO_4^{2-} , Cl^- , NH_4^+ , NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} .

Méntelek-erdeifenyő (2002.)

	Szabad terület		Állomány alatt		Törzsön lefolyó	
	(mg/l)	(kg/ha)	(mg/l)	(kg/ha)	(mg/l)	(kg/ha)
NH_4^+	2,89	10,8	4,81	13,4	29,99	0,6
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2,25	8,4	3,75	10,4	23,32	0,5
NO_3^-	11,39	42,5	11,42	31,8	43,61	0,9
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	2,57	9,6	2,58	7,2	9,85	0,2
SO_4^{2-}	9,45	35,3	15,48	43,1	55,97	1,2
$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$	3,15	11,8	5,16	14,4	18,66	0,4

Méntelek-feketefenyő (2002.)

	Szabad terület		Állomány alatt		Törzsön lefolyó	
	(mg/l)	(kg/ha)	(mg/l)	(kg/ha)	(mg/l)	(kg/ha)
NH_4^+	2,89	10,8	5,25	13,1	32,37	0,3
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2,25	8,4	4,08	10,2	25,17	0,3
NO_3^-	11,39	42,5	13,21	32,8	46,81	0,5
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	2,57	9,6	2,98	7,4	10,57	0,1
SO_4^{2-}	9,45	35,3	15,37	38,2	99,14	1,0
$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$	3,15	11,8	5,12	12,7	33,05	0,3

Méntelek-szürkenyár (2002.)

	Szabad terület		Állomány alatt		Törzsön lefolyó	
	(mg/l)	(kg/ha)	(mg/l)	(kg/ha)	(mg/l)	(kg/ha)
NH_4^+	2,89	10,8	2,59	7,5	3,26	0,5
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2,25	8,4	2,01	5,8	2,54	0,4
NO_3^-	11,39	42,5	10,57	30,4	1,85	0,3
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	2,57	9,6	2,39	6,9	0,42	0,1
SO_4^{2-}	9,45	35,3	20,59	59,3	25,39	3,9
$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$	3,15	11,8	6,86	19,7	8,46	1,3

Az állományokhoz tartozó összes szabad területen a mért pH átlagos értékei a természetesnek megfelelő, gyengén savanyú 5,1–5,9 között voltak. Az állományok koronáján áthullva a vizsgált csapadékminták a szabad területen gyűjtött mintákhoz hasonlóan szintén gyengén savanyú kémhatást mutattak. Csak ritkán, mindössze 4-5 alkalommal mértünk a semleges 6,9–7,2 tartományba eső pH-értékeket itt, az erdőössztyepp klímájú bázisterületeken. Ez a jelenség a bázikus elemeket tartalmazó száraz ülepedés megnövekedett hatásával magyarázható.

A nedves ülepedéssel a légkörből az erdei ökoszisztémába jutó elemek koncentrációja, mennyisége térben és időben rendkívül változó a környezeti tényezők (időjárás, faállomány, talaj, stb) összhatásából adódóan. A vizsgált elemek nem tárolódnak, hanem bekerülnek az ökoszisztéma ökofiziológiai folyamataiba.

Most csak a savasodásban és az eutrofizációban nagy szerepet játszó paramétereket mutatjuk be.

Ammónium (NH_4^+), ammónium-nitrogén ($\text{NH}_4^+\text{-N}$),

A 2002-es évben a 15 bázisterület közül Méntelegen mértük a legnagyobb koncentrációt. Jól látható, hogy az állományon áthulló ülepedés volt a fenyők esetében a legjelentősebb. A szürkenyár állomány ez alól kivétel. A szabad területi csapadékokban kevesebb volt az NH_4^+ , ami a száraz ülepedés hatásával magyarázható. A legnagyobb koncentráció értékeket a törzsön lefolyó mintákban mértük.

Nitrát (NO_3^-), nitrát-nitrogén ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)

Hasonlóan az ammóniumhoz a NO_3^- és $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrációk is ezeken a bázisterületeken voltak a legmagasabbak. A legnagyobb értékeket itt is a törzsön lefolyó vizekben mértük. Meg kell jegyezni, hogy az esetenként nagyobb nitrát-depozíció az év folyamán időben elosztva jelenik meg az ökoszisztémában, és nem tárolódik, hanem tápanyagként felhasználódik, ill. kimosódik. A száraz ülepedés a nitrát-, ill. nitrát-N esetében nem játszik szerepet, ami abból is jól látszik, hogy a

szabad területi csapadéokban mért koncentrációja magasabb, mint az állomány alatti csapadéké.

Szulfát (SO_4^{2-}), szulfát-kén ($\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$)

Szabad területi koncentrációja a bázisterületek közül Ménteleken volt a legmagasabb 2002-ben. Állomány alatt az ülepedés kis mértékben növekedett mindhárom vizsgált fafaj esetében. Tehát a szulfát és a szulfát-S ülepedésében a száraz depozíció fontos szerepet játszik. A fenyő állományú bázisterületek törzsön lefolyó vizében volt a legtöbb szulfát, ill. szulfát-kén. Ez a magasabb koncentráció feltehetően a fafaj természetes savanyító hatásának következménye.

Fontosabb megállapítások:

- A csapadék mennyisége nagy tér- és időbeli változatosságot mutat.
- 2002-ben a vizsgált ionok állomány alatti ülepedése (kg/ha) kivétel nélkül a ménteleki bázisterületeken volt a legnagyobb.
- Az Alföldön található bázisterületeken légszennyezés okozta erdőkárt nem észleltünk. A rendeletben meghatározott kritikus terhelési értékeket a mért paraméterek nem érik el.
- A légszennyezés – nedves ülepedés – mértékét, minőségét ökoszisztéma szemlélettel kell vizsgálni az erdő növekedésével, anyagforgalmával összefüggésben.
- Az Alföldön a száraz ülepedés szerepét nem lehet figyelmen kívül hagyni a depozíció vizsgálatok során kapott eredmények elemzésekor.

ERDEI FÁK ÉVES ÉS KORSZAKI NÖVEKEDÉSMENETE, VALAMINT KAPCSOLÓDÁSA EGYES ÖKOLÓGIAI TÉNYEZŐKHÖZ

Manninger Miklós

tudományos munkatárs

Erdészeti Tudományos Intézet
Ökológiai Osztály
1023 Budapest, Frankel Leó u. 42-44.
Tel: 1 438-5876 Fax: 1 326-1639
e-mail: manninger@merti.hu

Bevezetés

A fák és a faállományok növekedésmérésével az erdészek több mint két évszázada foglalkoznak. A faállományok hasznosítható szervesanyag-produkciójának meghatározására kidolgozták – és folyamatosan fejlesztik – a különböző növedékek mérési és értékelési rendszerét, melyet azután az erdőtervezésben és a gyakorlatban alkalmaznak.

Az erdészeti szakirodalom a növedék, a növekedés elemzésekor elsősorban az egyes fák, faállományok hosszabb időszakokra vonatkozó összefüggéseit tárgyalja. *Solymos* (1973) szerint a növekedési menetet egy adott termelési időszak alatt végbemenő növekedési változások összessége adja. Megkülönbözteti a magasság, az átmérő, a körlap és a fatömeg növekedési menetét, és ezen belül kezdeti, kulminációs és befejező szakaszokat határol el. A tanulmány célja – ettől a megközelítéstől eltérően – az egyes fák, faállományok éven belüli, illetve néhány évre vonatkozó (korszaki) növekedésének bemutatása.

Előzmények

Az állományalkotó fafajok éven belüli vastagsági növekedési menetének vizsgálata a 60-as években kezdődött meg (*Szőnyi*, 1962; *Halupáné*, 1967). A pontszerű és sugárirányú mérések alapján *Halupáné* az évi növekedésmenetet a növekedés ritmusa alapján már kezdeti, fő és befejező növekedési szakaszokra bontotta.

Járó és Tátraaljai (1984) a gödöllői erdei ökoszisztémák víz- és anyagforgalmának vizsgálatokor 18 állománytípusban mérték a kerületnövekedést is. Az alkalmazott méréstechnika (módosított Liming-féle szalag) már lehetővé tette a pontos és folyamatos növekedésmérést is. A 10 éves adatsorok alapján a szerzők ismertették a kezdeti, a fő és a befejező növekedési szakaszok hosszát, a szakaszok alatt képződött növekedés arányát a teljes éves növekedéshez képest.

A növekedési vizsgálatokra építve a szervesanyagképzési és a vízbevételi-, vízfelhasználási folyamatokat *Járó, Führer és Márkus* (1991) kapcsolta egymáshoz.

A 80-as évek közepétől az erdei ökoszisztémák víz- és anyagforgalmának vizsgálatára újabb bázisterületek létesültek az ország különböző részein. Ekkor jelölték ki és szerelték fel *Járó Zoltán* vezetésével az ERTI Ökológiai Osztályának munkatársai a tanulmány adatait szolgáltató mátrai bükkös, lucos és kocsánytalantölgyes mintaterületet is. Az itt végzett növekedésmérések eddigi eredményeiről *Hirka* (1993, 1994) és *Manninger* (1997, 1999, 2000, 2001) számolt be.

Erdővédelmi Hálózat (EVH), ökológiai bázisterületek

Európában a légszennyezés erdőkre gyakorolt hatásának megfigyelésére alakult Nemzetközi Együttműködési Program (ICP Forests) kezdeményezte 1985-ben az erdő állapotában beálló változások nyomon követésére alkalmas megfigyelő hálózat létesítését és üzemeltetését. Magyarország kezdettől részt vett a 35 országot átfogó együttműködésben, és 1987-ben az FM Erdőrendezési Szolgálat létrehozta az erdők egészségi állapotának megfigyelését szolgáló 4x4 km-es ponthálózatot (EVH).

Ennek a reprezentatív felmérésekre tervezett hálózatnak a felhasználásával az Erdészeti Tudományos Intézet Ökológiai Osztálya 1989–1990-ben jelölte ki a nemzetközi program II. szintjének (intenzív monitoring) mintaterületeit. A program egyre bővülő feladatai miatt az erdővédelmi hálózat Intézet által működtetett részének felépítése időközben átalakult és 1996-ban létrejött a nemzeti (16x16 km-es hálózat, 71 mintaterület) és a nemzetközi (ökológiai bázisterületek, 14 mintaterület) erdővédelmi hálózatból álló hazai rendszer (*Tóth*, 1998, *Manninger*, 1999).

Az ökológiai bázisterületeken már az erdővédelmi hálózat beindulása előtt végeztünk kerületnövekedési méréseket. A program keretén belül ezeket a méréseket automata mérésekkel egészítjük ki, hogy a heti leolvasások helyett egy lényegesen pontosabb, a változásokra érzékenyebb (jelen esetben óránkénti) adatsort is kaphassunk. Az első három mérőeszközt és a kapcsolódó adatrögzítőt a mátrai bükkös mintaterületen 1999 januárjában helyeztük ki. Ezt követte 1999 szeptemberében három újabb mérőeszköz felszerelése a mátrai lucos. 2001 novemberében a bükkösben és a lucosban további egy-egy, míg a tölgyesben négy mérőeszközt helyeztünk ki.

A kerületnövekedés mérőeszközei (1. ábra)

A *Járó* által módosított Liming-féle szalag használatáról az előzmények ismertetésekor már említést tettem. Ezt a megoldást alkalmazzuk ma is az ökológiai bázisterületeken, ahol területenként minimum 10-10 fát választottunk ki a főfafajból úgy, hogy megfelelően jellemezzék az állományt (magassági osztály, vastagsági csoportok figyelembevételével). A bronzékek közötti távolságot április elejétől november végéig hetente, a nyugalmi időszak többi részében kéthetente mérjük 0,01 mm pontosságú

digitális tolómérővel. A mellmagasságban elhelyezett szalag felett áprilisban lemérjük a fa kerületét is (kezdőkerület).

Az automata kerületnövekedés-méréshez az UMS német cég által gyártott Strain-Gage Clip-Sensor mérőeszközt használjuk. Ez az eszköz kifejezetten a fák kerületváltozásának nagy pontosságú és folyamatos mérésére készült. Könnyű súlya és egyszerű felszerelése, rögzítése miatt nem károsítja a fát (annak kérgét) és nem befolyásolja a növekedést. A mérés a méretváltozás okozta ellenállás-, illetve feszültségváltozás mérésén alapszik. A szenzorba szerelt Wheatstone-híd könnyen mérhető elektromos jelet ad le, amely arányban áll a méretváltozással. Ezt a mV-ban mért jelet konvertáljuk mm-re.

Az INVAR-acélból készült mérőkábel hőtágulási együtthatója igen alacsony, ezért az ebből adódó mérési hiba elhanyagolható. A kábel és a fa kérge között teflonháló akadályozza meg a benövést, gyantafolyást, az esetleges leragadást. A kábelhossz évenkénti utánállításával a mérőeszköz több éves mérésekre is lehetőséget ad. A mérőeszköz $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$ és $+35\text{ }^{\circ}\text{C}$ közötti hőmérsékleti tartományban használható, nedvesség ellen védett és ellenáll a rozsdásodásnak. A mérés pontossága $5\text{ }\mu\text{m}$.

Eredmények

A kézi mérésű kerületmérő szalagok vizsgálati eredményei

A mátrai bükkös, lucos és kocsánytalantölgyes bázisterületek közül az előbbi kettő a Csórréti-víztározó vízgyűjtőjében, egymástól mintegy 600 m-re, a tölgyes valamivel távolabb, a Mátraházához közeli Tetves-rét mellett található. Míg a bükkös és a lucos környezeti feltételei hasonlóak, addig a tölgyes ezektől termőhelyét tekintve eltér.



1. ábra A kerületmérés mérőeszközei (felső – automata, alsó – kézi)

Figure 1 Equipments of girth measurement (upper – automatic, lower – manual band)

A hetente mért kerületnövekedési adatok összesítőit az 1996. és 2002. közötti időszakra vonatkozóan az I. táblázat tartalmazza, amely a kezdőkerülethez viszonyítva ezrelékben kifejezve mutatja az átlagos kerületnövekedést állományi szinten. Tájékoztatásul megadom az

állományok fontosabb adatait (kor, átlagátmérő, átlagmagasság, törzsszám) is.

Az adatok mindhárom fafaj esetében az éves vagy más néven folyónövedék változatosságát szemléltetik állományi szinten. Ez a változatosság az egyes fáknál még fokozottabban jelentkezik.

hidrológiai év	éves átlagos kerületnövedék ‰-ben		
	bükk kor (1996): 86 év Dg= 33,1 cm Hg= 27,7 m N= 416 db	lucfenyő kor (1996): 30 év Dg= 17,6 cm Hg= 17,3 m N= 1484 db	kocsánytalan- tölgy kor (1996): 59 év Dg= 20,7 cm Hg= 20,6 m N= 816 db
1996	7,97	11,57	5,39
1997	8,36	16,84	6,78
1998	7,13	13,91	6,03
1999	7,08	17,73	14,31
2000	4,46	7,21	6,06
2001	8,38	12,06	8,18
2002	6,16	12,20	6,42

I. táblázat Az éves átlagos kerületnövedék a mátrai területeken

Table I Mean annual girth increment of beech, Norway spruce and sessile oak in ‰

A csapadék és az éves kerületnövedék összefüggésének vizsgálatához a kerületmérések alapján mindhárom fafajra külön-külön meghatároztam a növekedési időszakok (nyugalmi, fő növekedési, befejező növekedési időszak) kezdetét, illetve végét, valamint az egyes időszakok koronán áthulló és törzsön lefolyó csapadékból számolt állományi csapadékát (II. táblázat). Ezek a csapadékmennyiségek már jó közelítést adnak a hasznosuló csapadékról.

A nyugalmi időszak állományi csapadékát a maximum felhasználható csapadékkal vettem össze, melyet a termőréteg természetes, holtvízzel és vázrésszel csökkentett vízkapacitásából számoltam ki. Amennyiben az időszaki csapadék meghaladta a maximum felhasználható csapadékmennyiséget, akkor az utóbbit használtam a számításoknál, mivel a fő növekedési időszak kezdetén legfeljebb ennyi állhat az állományok rendelkezésére. Az adatok szerint a vizsgált évek többségében a nyugalmi időszak csapadéka elegendő a termőréteg természetes vízkapacitásának feltöltéséhez.

A nyugalmi időszak csapadékmennyisége és az éves átlagnövedék között az időszaki csapadék érvényesülése miatt nem várható összefüggés. A fő növekedési időszak csapadékának emelkedésével a tölgy kerületnövedéke már együtt növekszik ($y=0,02x+2,8773$ $R^2=0,68$), míg a lucnál és a bükknél ez az összefüggés sem igazolható (mindkét fafajnál $R^2=0,13$). A tárolási és fő növekedési időszak együttes csapadékmennyisége már mindhárom fafajnál erősebb kapcsolatot mutat az éves növedékkel, de továbbra is csak a tölgynél lehet szorosabb lineáris összefüggésről beszélni ($y=0,0216x-1,3811$ $R^2=0,78$). A várakozásoknak megfelelően a befejező növekedési időszakban az összehasonlítás nem ad eredményt. Az éves átlagnövedékek változása egyik fafajnál sincs összefüggésben a csapadékmennyiségek éves összegével (a tölgynél $R^2=0,18$).

A csapadék és a növedék összefüggéseinek vizsgálati eredményei arra mutatnak rá, hogy a csapadékmennyiség még időszaki bontásban sem elegendő a növedék változásainak kielégítő magyarázatához. További vizsgálatok szükségesek a növekedési időszakokon belüli csapadékeloszlás és -intenzitás hatásának megállapításához, illetve az összefüggések elemzésébe újabb tényezőket (pl. levegő- és talajhőmérséklet) kell bevonni.

hidrológiai év	nyugalmi időszak			fő növekedési időszak				nyugalmi és fő növekedési	befejező növekedési			éves állományi csapadék
	hossza	állományi	maximum	kezdete	vége	hossza	állományi csapadék		vége	hossza	állományi csapadék	
		csapadék										
	nap	mm		dátum	dátum	nap	mm	mm	dátum	nap	mm	mm
bükk												
1996	192	274	264 termőréteg: 80 cm	05. 03.	08. 06.	95	187	451	10. 21.	7	229	680
1997	189	155		04. 28.	08. 04.	98	219	374	10. 13.	7	62	436
1998	199	216		04. 30.	08. 06.	98	242	458	11. 02.	8	248	706
1999	172	216		04. 23.	08. 09.	108	371	587	11. 01.	8	121	708
2000	176	226		04. 25.	07. 03.	69	49	275	09. 26.	8	159	434
2001	206	355		04. 20.	08. 13.	115	273	537	11. 05.	8	67	604
2002	167	134		04. 21.	08. 01.	102	377	511	10. 28.	8	287	798
lucfenyő												
1996	217	237	144 termőréteg: 50 cm	05. 06.	08. 19.	105	154	298	10. 21.	6	129	427
1997	203	146		05. 12.	08. 11.	91	160	304	10. 27.	7	53	357
1998	196	218		05. 11.	08. 17.	98	166	310	11. 02.	7	214	524
1999	189	222		05. 10.	08. 24.	106	410	554	10. 12.	4	36	590
2000	196	197		04. 25.	08. 08.	105	140	284	11. 06.	9	46	330
2001	182	368		05. 07.	08. 13.	98	183	327	10. 29.	7	47	374
2002	196	130		05. 13.	08. 12.	91	422	552	11. 04.	8	141	693
kocsánytalantölgy												
1996	195	275	196 termőréteg: 70 cm	05. 06.	08. 06.	92	138	334	10. 21.	7	200	534
1997	196	144		05. 05.	08. 04.	91	226	370	10. 27.	8	84	454
1998	182	192		04. 27.	08. 04.	99	247	439	11. 02.	9	251	690
1999	175	266		04. 26.	09. 27.	154	477	673	11. 01.	3	54	727
2000	183	241		05. 02.	07. 25.	84	89	285	10. 09.	7	103	388
2001	198	392		04. 25.	08. 13.	110	175	371	10. 29.	7	64	435
2002	183	143		04. 30.	08. 05.	97	298	441	11. 04.	9	242	683

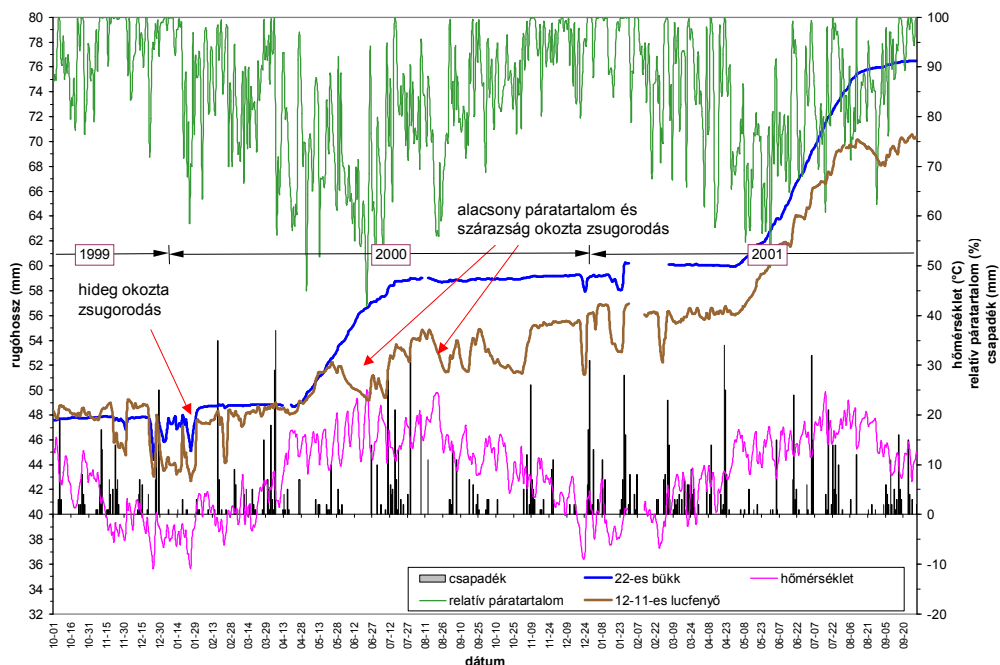
II. táblázat A növekedési időszakok hossza és az állományi csapadék mennyisége fafajonként
Table II Length of growing periods (rest, intensive growth, completion) and the stand precipitation on each plot

Az automata kerületmérés eredményei

A 2. ábra az automata kerületmérés 1999-től 2001-ig terjedő adatait mutatja. Az ábrázolt adatok napi átlagok, melyek a kerületmérés órás, illetve a hőmérséklet és a relatív páratartalom félórás értékeiből származnak. A csapadékadatok a kékestetői OMSZ meteorológiai állomás napi mérési eredményei. A rugóhossz változásai mm-ben mutatják a kerületváltozást.

Az automata mérésre kijelölt fák kiválasztásában döntő szempont volt, hogy a megelőző években ezek a fák mutatták a legnagyobb kerületnövekedést, így feltételezhető volt, hogy ezek reagálnak majd a leggyorsabban és a legnagyobb mértékben a környezet változására. Az ábrán csak egy-egy bükk és lucfenyő adatsora szerepel, de a másik két-két fa kerületnövekedésben vagy -csökkenésben mért reakciói a csapadék, illetve a hőmérsékleti és páratartalmi viszonyok változásaira alig tértek el ezektől. A különbség inkább a növekedés kezdetének és végének időpontjában, illetve az éves növekedés mértékében jelentkezett.

Az automata mérések megerősítették a korábbi vizsgálatok eredményeit. A bükk és a lucfenyő eltérő viselkedése szembetűnő. Míg a bükk növekedésmenete még a vizsgált időszak (1996-2002., kézi mérésekkel) legkisebb növekedését hozó évében (2000.) is töretlen volt, addig a lucfenyő éven belüli növekedése többször is visszaesett. A tenyészidőszaki zsugorodás mértéke a lucfenyőnél összevethető volt az éves növekedéssel.



2. ábra A kerületnövekedés menete a lucfenyvesben és a bükkösben (1999-2001)
Figure 2 The course of girth growth in Norway spruce and beech stand (1999-2001)

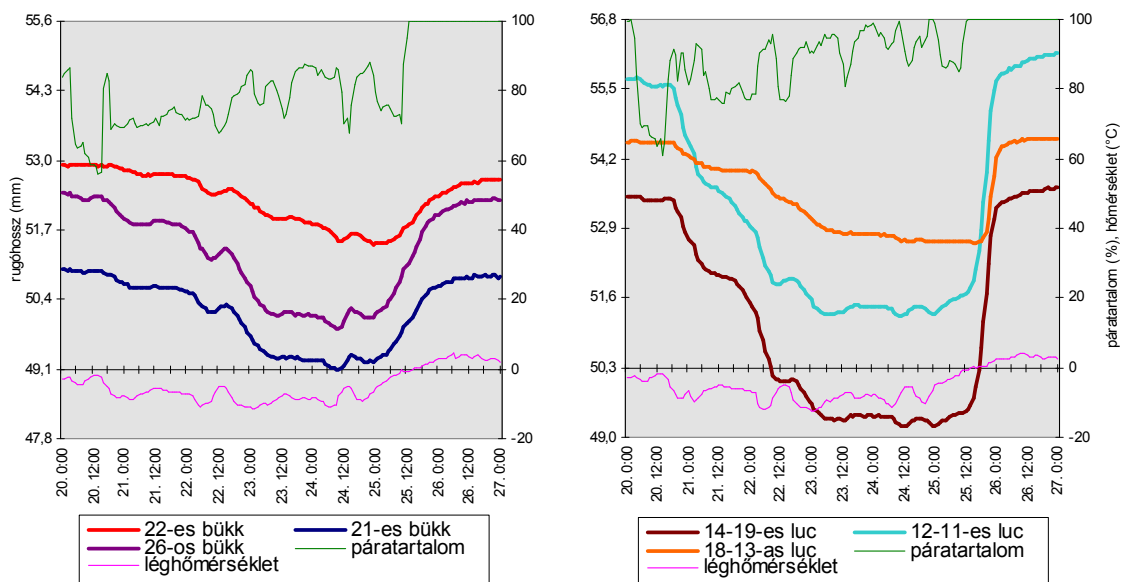
A kerületváltozás napi menetét (3-5. ábra) sok tényező befolyásolhatja, de fafajtól függetlenül van egy többé-kevésbé szabályos, ismétlődő ritmusa. Az ábrán ez mind a fő, mind a befejező növekedési időszakban megfigyelhető. Miként azt már *Halupáné* (1967) is megállapította, a napi menet maximuma a hajnali órákban jelentkezik, és kora délutánra visszaesik a napi minimumra.

A grafikonok a három-három bükk, illetve lucfenyő óránkénti kerületváltozása mellett az állomány alatti hőmérsékletet és relatív páratartalmat, valamint a fő, illetve befejező növekedési szakaszban a szabad területi csapadékmérés órás adatait (30-szoros torzítással) is mutatják. A bal oldali tengely beosztásának, ami a kerületváltozást rugóhosszban szemlélteti, abszolút értelemben nincs jelentése, mert azt az ábrázolás miatt módosítottam, a változások mértéke mm-ben azonban minden esetben valós. Az összevethetőség miatt a két fafaj, illetve a fő és a befejező növekedési szakasz rugóhossz tengelyének skálája azonos léptékű.

A lucfenyő érzékenyebben reagált a hőmérsékleti változásokra (téli fagyok), a fő növekedési időszak csapadékszegény és alacsony

páratartalmú periódusaira. A két faj közötti különbség még feltűnőbb lenne, ha az abszolút változásokat a kerülethez viszonyítanánk, hiszen a bemutatott lucfenyő kezdőkerülete nem éri el a bükkének a felét.

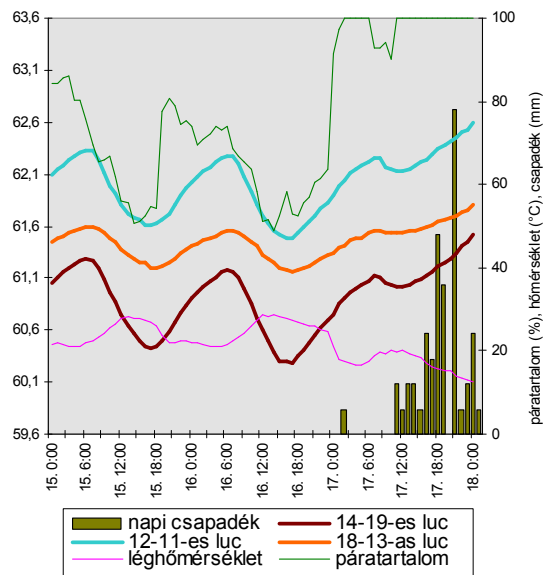
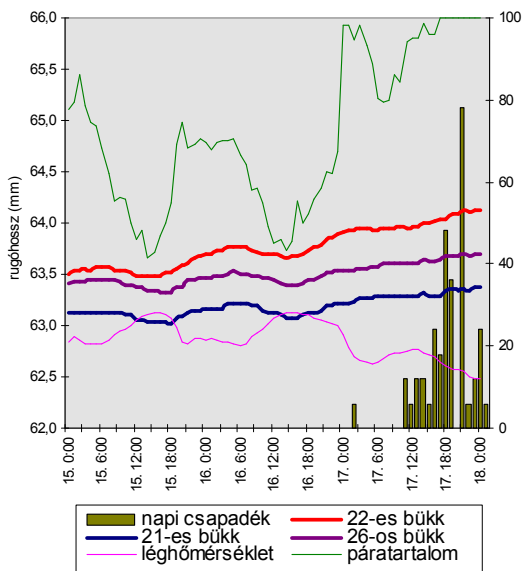
A téli fagyok jól mérhető és a grafikonokon is jól látható zsugorodást okoznak (3. ábra). A mért lucfenyőkön ez elérte a 4-5 mm-t (6-7 ‰ a kezdőkerülethez képest), míg a bükköknél valamivel kevesebb, 2-3 mm volt (2-3 ‰). A fagypont alatti hőmérsékletváltozások azonnal megjelennek a terület változásában, a görbék párhuzamos lefutásúak. A hőmérséklet 0 °C fölé emelkedésével a fák pár óra alatt visszanyerik zsugorodás előtti méretüket.



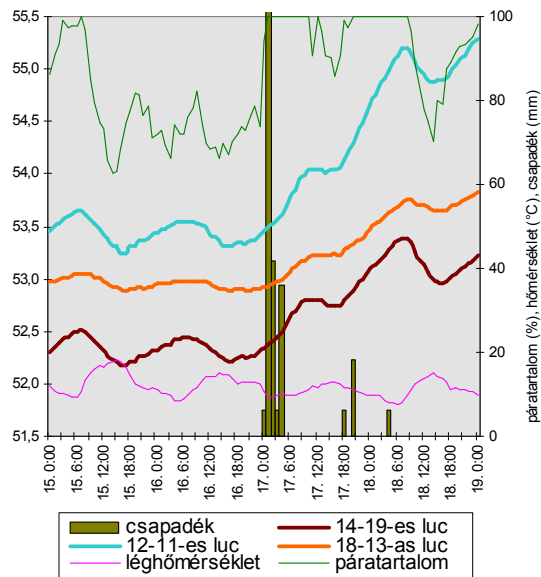
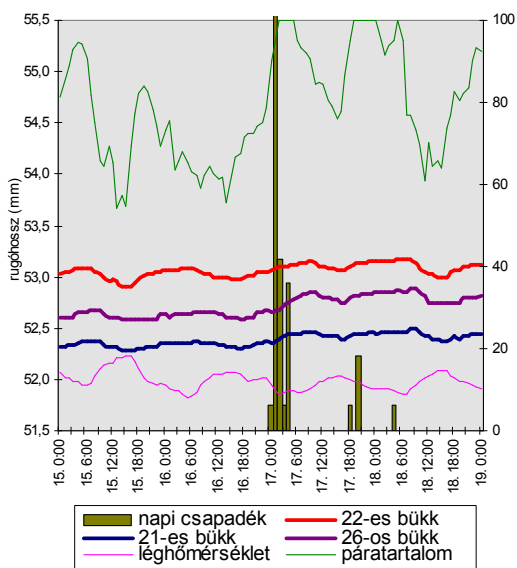
3. ábra A növekedés napi menete a nyugalmi időszakban (2000. XII. 20-26.)

Figure 3 Daily course of the girth growth in the rest period (12. 20-26. 2000.)

A napi növekedésmenetet a száraz, illetve csapadékos napok a két fafajnál eltérően befolyásolják. Míg a bükk alig és csak lassan reagál (folyamatosan növekszik), addig a lucfenyő a tartós szárazságra a napi növekedésmenet jellemzőinek megtartása mellett lassú kerületcsökkenéssel, a csapadékra, a páratartalom emelkedésére gyors kerületnövekedéssel válaszol. Ezt mutatják a fő növekedési időszakból kiválasztott napok is (4. ábra).



4. ábra A növekedés napi menete a fő növekedési időszakban (2001. VII. 15-17.)
Figure 4 Daily course of the girth growth in the intensive growth period (07. 15-17. 2001)



5. ábra A növekedés napi menete a befejező növekedési időszakban (2000. IX. 15-18.)
Figure 5 Daily course of the girth growth in the completion period (09. 15-18. 2000.)

A befejező növekedési időszakban (5. ábra) a lucfenyő megtartja az előbb említett érzékenységét, bár a napi növekedésmenet amplitúdója csökken. A bükk napi növekedési görbéje ellaposodik, a csapadék, illetve szárazság csak alig mérhető hatást gyakorol rá.

A tölgyesben 2001-ben indult automata kerületmérések eredményei szerint a kocsánytalantölgy a lucfenyőhöz hasonlóan, de annál kisebb mértékben reagál a csapadék- és páratartalmi viszonyok változására. A zsugorodás-duzzadás, illetve növekedés értékelése ennél a fafajnál a vastag kéreg miatt még további vizsgálatokat igényel.

Irodalom

- Führer E., Járó Z., Márkus L. 1991. Éghajlati hatások a hosszú termesztési idejű fák növekedésére. In: Az éghajlat változékonysága és változása II. kötet. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, Országos Meteorológiai Szolgálat kiadása, Budapest
- Halupa L.-né 1967. Adatok a sziki tölgyesek növekedési menetének vizsgálatából. Erdészeti Kutatások, Budapest, 63. évf. 1-3. sz. 95-108.
- Hirka A. 1993. Bükk, luc és kocsánytalantölgy éves kerületnövekedési menetének vizsgálata. Erdészeti Kutatások, Vol. 82-83./II. 15-23.
- Hirka A. 1994. Összefüggések bükk és luc állományok éves vastagsági növekedés-menete és csapadékviszonyai között. Erdő és Klíma Konferencia, Noszvaj
- Járó Z., Tátraaljai E.-né 1984-85. A fák éves növekedése. Erdészeti Kutatások, Budapest, Vol. 76-77: 220-234.
- Liming, F.G. 1957. Homemade dendrometers. Journal of Forestry, 55 (8): 575-577.
- Manninger M. 1997. Hőmérséklet- és páratartalom-mérések lucfenyvesben és bükkösben. Erdő és Klíma Konferencia, Sopron
- Manninger M. 1999. Az Ökológiai Osztály feladatai az erdővédelmi hálózatban és az eddigi eredmények. Erdészeti Kutatások, Vol. 89. 13-33.
- Manninger M.: Girthband measurements. (poszter), ICP-Forest Expert Panel Meeting, Lousã (Portugália), 2000. október 18-21.
- Manninger M.: Relationship between environmental factors and growth in beech, spruce and oak stands in Mátra mountain (poszter), International conference on the perspectives of the ecological research in mountain forest ecosystems. Polana (Szlovákia), 2001. október 22-25.
- Solymos R. 1973. Erdőnevelési alapfogalmak. In: Danszky I. (szerk.) Erdőművelés II. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Szőnyi L. 1962. Adatok néhány fafaj vastagsági növekedéséhez. Az Erdő, XI. évf. 7. sz. 289-300.

Tóth J. 1998. Az erdők egészségi állapotát figyelemmel kísérő mérőhálózatok Magyarországon. Erdészeti Kutatások, Budapest, Vol. 88: 109-118.

Abstract

The measurement of the growth and the increment of trees is essential in forestry and in forest research. Focussing on the growth of girth this article presents some preliminary results of the recent investigations dealing with the effect of the environmental variables on growth.

Currently the measurement of girth is carried out in two ways, manually and in some cases automatically on the so-called basic plots, which are partly selected for the international forest protection network (ICP-Forest, Level II) also. For the weekly (biweekly in winter) manual measurements modified Liming-style girth band are used. The equipment of automatic measurement is UMS Strain-Gage Clip-Sensor, whose output signal depends on the circumferential variation and is converted to mm. The measured data are stored every hour.

The results of the beech, sessile oak and Norway spruce plot in Mátra Mountain show:

The annual growth (increment) changes year to year both stand and tree level.

For beech and Norway spruce there is no close connection between the mean annual girth increment and the stand precipitations (throughfall and stemflow) of the different growing periods, whose length were determined each year using the data of girth measurements. In the case of sessile oak, the mean annual girth increment and the stand precipitation of the intensive growth period are in linear connection ($R^2=0,68$). The connection is closer, if the sum of the stand precipitation of the rest and intensive growth period is taken account ($R^2=0,78$).

In the growing season there is a daily course in the change of girth independently of the tree species. The minimum is in early afternoon and maximum is at dawn. The shrinking caused by low temperature (below 0 °C) can be as much as the annual growth in some years, especially for Norway spruce. Beech is insensitive to the rainy days or the dry period, the line of growth curve is uninterrupted, but the length and extent of growth differ year to year. Norway spruce is very sensitive to precipitation and humidity. The determination of real growth can be difficult, because the line of growth curve is composed of increasing and decreasing sections depending on the weather conditions.

TÁJHASZNOSÍTÁS HATÁSA A TALAJFAUNÁRA: UGRÓVILLÁS (*PARAINSECTA: COLLEMBOLA*) KÖZÖSSÉGEK DIVERZITÁSA CSÉVHARASZTON

TRASER Gy.¹ & HORVÁTH – SZOVÁTI E.²

Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron

H-9401 Sopron; Postafiók: 161.

¹Erdő- és Faanyagvédelmi Intézet email: traser@emk.nyme.hu

²Matematika Intézet email: hsze@emk.nyme.hu

ABSTRACT:

Land-use intensity and soil fauna: Collembola (Parainsecta) diversity in Csévharaszt (Hungary)

Collembola communities were investigated in 2001 and 2002 on dry calcareous sandy soil in Central-Hungary (continental climate). A set of simple parameters were used to characterize the Collembola diversity along a land-use gradient (=LUUs) from an old grown forest to arable lands. The complete Collembola collection contained 6637 specimens belonging to 85 species in 39 genera. Collembola abundance per LUUs ranks from 186 to 1241 specimens. In both years, the lowest value of Collembola abundance per LUU was found in LUU4 (= mixed-use landscape, not dominated by a single land-use), however the abundance in the investigation plot LUU1 (= old grown forest) was also very low. The highest abundance was exposed in the LUU6 (= mixed-use landscape, dominated by arable corps). Conclusions demonstrate that the profusion and the species richness increase towards less wooded arable fields. A similar investigation in the Atlantic, Mediterranean climate zone (Western-Europe) (SOUSA et al., 2004) has revealed an opposite tendency, while, at the same study sites in Csévharaszt, the influences of the land use intensity on Collembola and on ground beetle assemblages has shown a parallelism (SZÉL and KUTASI, 2004).

Key words: *Collembola, diversity, land-use intensity, Hungary*

BEVEZETÉS

A csapadék, a hőmérséklet, a talaj és a geomorfológia alapvetően meghatározza egy erdőtársulás szukcesszióját. A gyakorlatban egy erdő “képe” mégis az emberi tevékenység “eredménye”. A természetszerű erdők átalakítása gazdasági erdőkké, a mezőgazdasági területek térhódítása az erdővel borított területek

rovására már hosszú évszázadok / évezredek óta meghatározza Európa és így hazánk tájait.

Ismerve korunk globális ökológiai problémáit – a biodiverzitás elszegényedését – sokat vitatott kérdés, hogy a tájhasznosítás intenzitása milyen hatással bír a fajgazdagságra. A talajfauna – vizsgálatunk tárgyaként az ugróvillás rovarok (az állatok testmérete kb. 0,2 – 2mm nagyságú) – úgy fajgazdagság, mint egyedszám (abundancia) tekintetében meghatározó tényező egy terület biodiverzitását illetően. Számos faunisztikai és ökológiai tanulmány említi az ugróvillásokat, mint fontos bioindikátor szervezeteket, a tájhasznosítás, a mező- és erdőgazdálkodás tekintetében. (DEHARVENG, 1989, 1995; DUNGER, 1974; FJELLBERG, 1985; SLAWSKA, 2002; SOUSA et al., 2000; 2004, TRASER – CSÓKA, 2000)

Kapcsolódva a nemzetközi “BioAssess” biodiverzitás programhoz (EU No: EVK -1999-00280, SOUSA et al., 2004) vizsgálatunk célja volt, hogy megállapítsuk a *Collembola* közösségek diverzitásának változását hat, egymástól eltérő intenzitással művelt csévharashti tájegységben.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület leírása és gyűjtési módszer

Budapesttől délkeletre, az Alföld peremén, Csévharaszt határában hat vizsgálati területet jelöltünk ki, melyek eltérő intenzitású tájhasznosítást és eltérő mértékű erdőszűtséget reprezentáltak. Minden próbaterület (=tájhasznosítási egység: Land-Use Unit vagy LUU) 1x1 km² területű és mind egymáshoz közel, mintegy 5x7 km²-es areán belül található. A hat vizsgálati terület a következő:

- LUU1: Ez a mintaterület reprezentálja a legkevésbé háborított, természetközeli állapotot, az őshonos erdőállományt. Fő fafaja a fehérnyár (*Populus alba*) között boróka bokrokkal (*Juniperus communis*). A száraz meszes talajon gyöngyvirágos kocsányos tölgy állományok maradványai (*Convallario-Ligustro-Quercetum*), a fátlan homokbuckákon a *Festucetum vaginatae danubiale* asszociáció található.
- LUU2: A gazdasági erdőt reprezentáló mintaterület. Itt kb. 80 %-os a fás vegetáció borítása. Ennek összetételét akác, (*Robinia pseudacaci*), erdei fenyő (*Pinus silvestris*) és nemesnyár telepítés, kisebb hányadban kocsányos tölgy (*Quercus robur*) képezi.
- LUU3: Vegyes művelésű terület, ahol főleg az előbb említett telepített erdők és mintegy 30%-ban mezőgazdasági területek találhatók.
- LUU4: Vegyes művelésű terület, ahol nem lehet egy domináns művelésű tájhasznosítási formát sem találni. A fátlan területeket itt inkább parlag és gabona földek képezik.

- LUU5: Vegyes művelésű terület, ahol egy mérsékelt szikesen található kaszáló képezi az uralkodó tájhasznosítási módot, de a kaszálót határoló erdősáv is még ebbe a próbaterületbe tartozik.
- LUU6: Vegyes művelésű terület dominánsan mezőgazdasági földekkel, helyenként elvadult gyümölcsösökkel és egy felhagyott személerakó teleppel.

Meteorológiai állomás nincs a területen, mégis az Alföldre (Bp-től DK-re) jellemző átlagos adatok alapján az alábbi értékekkel számolhatunk:

Éves átlagos csapadékmennyiség 550 – 600 mm/év, a párologtatás (evapotranspiráció) 660 – 700 mm/év. A napsütéses órák száma 2000 – 2100 óra/év.

A legcsapadékosabb hónapok a június – július és a November. Az évi átlaghőmérséklet 10,5 C. A leghidegebb hónap a január, átlaghőmérséklete - 1,5 C -al, míg a legmelegebb júliusban van, + 21 – 22 C átlaghőmérséklettel. A nyár mérsékelt forró és száraz.

A talaj meszes homoktalaj, a felszín sík, nagyobb egyenetlenségek nélküli. Terepi gyűjtéseket

2001-ben május 29 és június 19-e között egy szokatlanul száraz periódusban,

2002-ben március 26 – 27 között, egy mérsékelt nedves időszakban végeztünk.

A BioAssess projekt útmutatása szerint (SOUSA et al., 2004), az ugróvillások gyűjtése 100 cm³-es talajmintákkal, mintaterületenként 16 ponton történt. A mintavételi pontok kijelölése az 1x1 km-es próbaterületeken egy 200m-es “háló metszéspontjaiban” (=4x4) történt. A 100 cm³ –es talajmintákat egy éles peremű fémhengerrel a felső 5 cm-es rétegből gyűjtöttük be és a laboratóriumba szállítás után módosított TULLGREN apparátussal, un. Balog – Loksa -féle papírtölcséres futtatóval (BALOGH, 1957), 10 napos expozíciós idővel nyertük ki belőle az ugróvillásokat. Az állatokat 80% -os etilalkoholban tároltuk a feldolgozásig. A határozást főleg GISIN (1960), BRETTFELD (1999), JORDANA, ARBEA et SIMON (1997), BABENKO et al.(1994), FJELLBERG (1980, 1998), MASSOUD (1967), POMORSKI (1998), ZIMDARS & DUNGER (1994) and STACH (1960, 1963) munkái alapján végeztük. A gyűjtött anyag a NYME Erdő- és Faanyagvédelmi Intézetében található.

Az adatok kiértékelése

A matematikai kiértékelés során a *Collembola* közösségekre jellemző paramétereket, diverzitási indexeket számoltunk ki és ezeket összehasonlítva következtettünk a tájhasználat hatására a talajfauna tekintetében egy alföldi száraz, meszes talajú élőhelyen. Az egyes kísérleti területek (LUU) *Collembola* diverzitását jellemző paraméterek (DEHARVENG, 1986) a következők:

* = a minta elemszámától függő paraméter

- Fajgazdagság

*N: összegyedszám a vizsgálati területen, N_j = egyedszám a „j” mintavételi területen

* $N_{\max}$: a legnagyobb abundanciájú (=egyedszám/terület) faj egyedszáma

*S : összes fajszám a vizsgálati területen

* S_j : fajszám a „j” mintavételi területen

* S_g : globális fajgazdagság az egész gyűjtött anyagra

*RSR : relatív fajgazdagság % $RSR_j = 100 \cdot \frac{S_j}{N_j}$ a „j” vizsgálati területen

$$RSR = 100 \cdot \frac{S_g}{N}$$
 a teljes területen

* $D_{(Mg)}$: Margalef –féle relatív fajgazdagság $D_{(Mg)_j} = \frac{S_j - 1}{\ln N_j}$

* $D_{(Mn)}$: Menhinick –féle relatív fajgazdagság $D_{(Mn)_j} = \frac{S_j}{\sqrt{N_j}}$

- mintaterületek közötti diverzitás

* S_β : Whittaker, 1972 – féle β diverzitás $S_\beta = \frac{S_g}{S_\alpha}$

- Dominancia

d : Berger – Parker –féle index $d = \frac{N_{\max}}{N}$ ahol $N_{\max}$ = a legnagyobb abundanciájú faj egyedszáma

* S_{50} : az egyedszám 50% -t kitevő fajok száma

*D : a Simpson –féle index (gyakoriságnégyzetek összege) $D = \sum p_i^2$;

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

- Ritkaság

S_r : a minták kevesebb mint 5% -ban előforduló fajok száma

* $R_{5\%}$: a ritka fajok száma % -ban $R_{5\%} = 100 \frac{S_r}{S_g}$

* $R_{1\%}$: a nagyon alacsony abundanciájú fajok száma %-osan $R_{1\%} = 100 \frac{S_{r'}}{S}$

$S_{r'}$ = az összegyedszám 1%-nál kisebb egyedszámú fajok száma

- Közösségi organizáció

$$H' : \text{Shannon –féle index } H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i ; \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

$$E : \text{Egyenletesség (evenness)} \quad E = \frac{H'}{\ln S}$$

EREDMÉNYEK

A két vizsgálati évben gyűjtött *Collembola* anyag összesen 85 faj 6637 egyedét tartalmazta, melyek 39 nemhez (genus) tartoztak. Az abundancia értékek 2001-ben a vizsgálati területeken (=LUU) 186 egyedtől 779 egyedig, míg 2002-ben 373 tól 1241 egyedszámig terjedtek. Mindkét évben a legalacsonyabb abundancia érték a 4-es, a legmagasabb pedig a 6-os LUU-ban adódott. Érdekes, hogy a tendencia az egyes LUU abundancia értékek között mindkét évben azonos jellegű volt, annak ellenére, hogy a két év gyűjtési anyagában jelentős eltérés található.

1.sz. Táblázat: abundancia és fajgazdagság 2001-2002-ben a hat vizsgálati területen.

	abundancia		fajgazdagság	
	2001	2002	2001	2002
LUU1	275	459	19	22
LUU2	320	551	15	32
LUU3	341	900	23	28
LUU4	186	373	20	21
LUU5	518	695	36	34
LUU6	779	1241	33	35
Σ	2419	4218	Σ 68	Σ 67

Collembola abundancia tendencia a hat vizsgálati területen:

év **2001**: LUU4 < LUU1 < LUU2 < LUU3 < LUU5 < LUU6

év **2002**: LUU4 < LUU1 < LUU2 < LUU3 < LUU5 < LUU6

A *Collembola* fajgazdagság értéke 2001-ben próbaterületenként 15 – 36 között (átlag 24,3 faj), míg 2002-ben 21 – 35 faj között változott (átlag: 28,6). A tendencia itt is hasonló volt az abundancia értékekhez: egyfajta „gyarapodás” az LUU5 és LUU6 „felé”.

A fajgazdagság tendenciája a vizsgálati területeken:

év **2001**: LUU2 < LUU1 < LUU4 < LUU3 < LUU6 < LUU5

év **2002**: LUU4 < LUU1 < LUU3 < LUU2 < LUU5 < LUU6

Ezzel ellentétben a relatív fajgazdagság értékek az alacsonyabb abundanciájú területeken mutatták a legnagyobb értéket. 2001-ben a relatív fajgazdagságot kifejező Margalef és Menchinick indexek egyaránt az LUU5 területen mutatták, míg a legalacsonyabb értékeket az LUU2-ben. Meg kell jegyezni, hogy a két év adataiban azonban nem látszott megegyezés. (3.-4. táblázatok)

Dominancia:

A dominancia viszonyokra jellemző Berger-Parker index átlagos értéke 0,33 volt 2001-ben és 0,26 2002 -ben. Ezek az értékek 2001-ben 0,198 -tól 0,76-ig, míg 2002-ben 0,18 -tól 0,347-ig terjedő értékeket vettek fel. Ez a növekvő tendenciájában egybeesik az egyedszám 50%-ot meghatározó faszámmal, ami 1 – 4 volt 2001-ben és 2 –től 6 2002-ben.

Az úgynevezett Simpson index (gyakoriságnégyzetek összege) 2001-ben 0,09 (LUU5) és 0,584 (LUU1) között változott, míg 2002-ben 0,085-től (LUU5) 0,209-ig (LUU4) terjedt. (Az alacsony értékek mindig nagyon egyenetlen eloszlásmintázatra utalnak.)

A ritka fajok száma a legnagyobb értéket – mindkét évben – az LUU6-ban érte el, 20 illetve 19 fajszámmal. Az 1%-os összes egyedszám alatt maradó fajok százalékos aránya ($R_{1\%}$) igen magas úgy az LUU1 mint az LUU6 próbaterületeken.

Az egyedszám dominancia maximális értéke *Collembola* családonként leggyakrabban az LUU5 és LUU6-os mintaterületekre esett, mégpedig mindkét évben általában megegyezően.

2.sz.Táblázat: Collembola családok maximális dominancia értékei LUU- és évek szerint.

Maximális dominancia % LUU- szerint			
Collembola familia	LUU	2001	2002
Onychiuridae	LUU5	62%	33%
Tullbergiidae	LUU6	50%	31%
Hypogastruridae	LUU6	45%	41%
Neanuridae	LUU5	41%	41%
Odontellidae	LUU5	100%	---
Brachistomellidae	LUU6	88%	76%
Isotomidae	LUU6	33%	28%
Entomobriidae	LUU1	31%	LUU2 35%
Cyphoderidae	LUU6	58%	100%
Arrhopalitidae	LUU2	---	66%
Katiannidae	LUU3	40%	LUU5 38%
Sminthuridae	LUU5	33%	90%
Neelidae	LUU2	100%	100%

α -diverzitás és evenness

A *Collembola* közösségek mintaterületen belül értendő diverzitását a Shannon – index (= α -diverzitás) fejezi ki. Átlagos értéke 2001-ben 2,165-nek és 2002-ben 2,421-nek adódott a gyűjtési adatok alapján. Az egyenletesség (evenness), ami az itt elérhető maximális diverzitási értékre utal ekkor 0,68 és 0,72 között változott, ami a közepesnél kissé jobb értéknek tekinthető. A legnagyobb diverzitási értékeket az abundanciához hasonlóan az LUU5 és LUU6 területek, vagyis a réttel és a mezőgazdasági területtel jellemezhető kísérleti területek nyújtották. Az eltérések mégis itt számszerűen közel sem olyan kiugróak az erdős területekhez képest (LUU1; LUU2), mint az abundancia értékek esetében.

ÖSSZEFOGLALÁS

2001-ben és 2002-ben Csévharaszton száraz, meszes homoktalajon hat darab egyenként 1x1 km-es mintavételi területet jelöltünk ki, az eltérő intenzitású tájhasznosítás reprezentálása céljából, a természetközeli erdőállománytól a mezőgazdasági művelés alatt álló területekig. A hat mintaterület (LUU₁₋₆) minegyikéről évente egy alkalommal 16 – 16 db, egyenként 100 cm³ talajmintát gyűjtöttünk a felső 5 cm-es mélységből. A két év alatt összesen 85 fajhoz tartozó 6637 *Collembola* példányt gyűjtöttünk. Az abundancia értékek a két év során az egyes területeken 186-tól 1241 példányig terjedtek. Megállapítottuk, hogy az eltérő intenzitású tájhasznosítást reprezentáló mintaterületeken (=LUU₁₋₆) a talajfauna (*Collembola*) abundancia értékei jelentősen eltérnek egymástól. Maga az abundancia abszolút értéke egyik évről a másikra erősen változhat, mégis a mintaterületek közötti különbségek jellege megmarad. Csévharaszton száraz meszes homoktalajban a *Collembola* fajgazdagság és egyedszám gazdagság fokozatosan növekvő tendenciát mutat a természetközeli borókás – fehérványás állománnyal erdősült területtől a mezőgazdasági területek irányába. A váratlan jelenség értelmezésében segíthet az, hogy maga az erdősült állomány erősen sínylődött a rossz vízellátás miatt, míg a mezőgazdasági területen részben öntözött zöldség kultúrák (répa) és talaj nitrogén tartalmát dúsító lucerna földek is kerültek a mintavételbe. Utóbbi jelentősen kedvezett a talajéletnek és így megnövelte a gyűjtési adatokat. A hasonló módon elvégzett nyugat – európai „BioAssess” vizsgálatok eredményei, – melyeknél a mintaterületek az atlantikus és mediterrán klímazónába estek – éppen ellentétes tendenciát, vagyis az erdősülttől a mezőgazdasági területek felé csökkenő *Collembola* diverzitást találtak (SOUSA et al., 2004). Ugyanakkor a Csévharaszton tanulmányozott futóbogár közösségek (*Carabidae*) diverzitása az ugróvillásoknál tapasztalt eredményekkel nagy hasonlóságot mutat (SZÉL and KUTASI, 2004).

Köszönetnyilvánítás: A terepi gyűjtéseknél nyújtott segítségéért köszönetünket fejezzük ki Szél Győzőnek, Kontschán Jenőnek és Seres Anikónak. A „BioAssess” vizsgálatok koordinálásáért, folyamatos támogatásáért köszönettel tartozunk Korsós Zoltánnak. Ezt a munkát anyagilag az EU BioAssess project (No: EVK -1999-00280) és részben az OTKA Nr. TO 37566 támogatta.

3.sz. táblázat: Diverzitási paraméterek globális áttekintése: Csévharaszt; Collembola adatok

PARAMÉTEREK		2001.	2002.
N (összegyedszám)		2419	4218
Fajgazdagság	$D_{(Mg)} = \frac{S_g - 1}{\ln N}$	8,599545	7,906922
	$D_{(Mn)} = \frac{S_g}{\sqrt{N}}$	1,3825823	1,0316242
$S_\alpha = \frac{\sum_{j=1}^M S_j}{M}$		24,33333	28,66667
$S_\beta = \frac{S_g}{S_\alpha}$		2,794524	2,337207
Dominancia	$d = \frac{N_{\max}}{N}$	0,16205	0,178995
	S_{50}	6	4
	$D = \sum_{i=1}^L p_i^2$	0,065078	0,081722
S_r		63	62
$R_{5\%} = 100 \cdot \frac{S_r}{S_g}$		92,64706	92,53731
Diverzitás & eveness	$H' = -\sum_{i=1}^L p_i \cdot \ln p_i$	3,172424	3,07298
	$E = \frac{H'}{\ln S_g}$	0,751847	0,730845
Domináns faj		59.	11.

59. *Entomobrya multifasciata* (Tullberg, 1871)

11. *Mesaphorura macrochaeta* Rusek, 1976

4.sz. táblázat: *Collembola* diverzitási paraméterek a vizsgálati területeken 2001-ben

PARAMÉTEREK 2001		LUU1	LUU2	LUU3	LUU4	LUU5	LUU6	mean
N_i		275	319	339	186	518	779	402,67
$N_{i\max}$		209	77	74	53	103	217	122,17
S_i		19	15	23	20	36	33	24,33
Fajgazdagság	$RSR_j = 100 \cdot \frac{S_j}{N_j}$	6,91	4,70	6,78	10,75	6,95	4,24	6,72
	$D_{(Mg)_j} = \frac{S_j - 1}{\ln N_j}$	3,20	2,43	3,78	3,64	5,60	4,81	3,91
	$D_{(Mn)_j} = \frac{S_j}{\sqrt{N_j}}$	1,15	0,84	1,25	1,47	1,58	1,18	1,24
Dominancia	$d_j = \frac{N_{j\max}}{N_j}$	0,76	0,24	0,22	0,28	0,20	0,28	0,33
	S_{50j}	1	3	3	3	4	3	2,83
	$D_j = \sum_{i=1}^L p_{ij}^2$	0,58	0,16	0,14	0,13	0,09	0,14	0,21
S'_r		10	7	12	4	19	20	12
$R_{1\%} = 100 \cdot \frac{S'_r}{S_j}$		52,63	46,67	52,17	20	52,78	60,61	47,48
Diverzitás & eveness	$H'_j = -\sum_{i=1}^L p_{ij} \cdot \ln p_{ij}$	1,13	2,00	2,29	2,40	2,80	2,38	2,16
	$E_j = \frac{H'_j}{\ln S_j}$	0,38	0,74	0,73	0,80	0,78	0,68	0,68
Domináns fajok		59	71	74	59	3	35	

59. *Entomobrya multifasciata* (Tullberg, 1871)
71. *Lepidocyrtus cf. tellacheae* Arbea & Jordana, 1990
74. *Pseudosinella alba* Packard, 1873
3. *Protaphorura serbica* (Loksa & Bugojevic, 1967)
35. *Brachystomella curvula* Gisin, 1948

5.sz. táblázat: *Collembola* diverzitási paraméterek a vizsgálati területeken 2002-ben

PARAMÉTEREK 2002		LUU1	LUU2	LUU3	LUU4	LUU5	LUU6	mean
N_j		418	542	872	373	683	1241	688,16
$N_{j\max}$		102	157	303	122	123	252	176,5
S_j		22	32	28	21	34	35	28,666
Fajgazdagság	$RSR_j = 100 \cdot \frac{S_j}{N_j}$	5,26	5,90	3,21	5,63	4,98	2,82	4,63
	$D_{(Mg)_j} = \frac{S_j - 1}{\ln N_j}$	3,48	4,92	3,99	3,38	5,06	4,77	4,27
	$D_{(Mn)_j} = \frac{S_j}{\sqrt{N_j}}$	1,08	1,37	0,95	1,09	1,30	0,99	1,13
Dominancia	$d_j = \frac{N_{j\max}}{N_j}$	0,24	0,29	0,35	0,33	0,18	0,20	0,26
	S_{50_j}	4	3	2	2	6	4	3,5
	$D_j = \sum_{i=1}^L p_{ij}^2$	0,11	0,13	0,20	0,21	0,08	0,11	0,14
S'_r		9	15	14	9	17	19	13,833
$R_{1\%} = 100 \cdot \frac{S'_r}{S_j}$		40,90	46,87	50	42,85	50	54,28	47,48
Diverzitás & eveness	$H'_j = -\sum_{i=1}^L p_{ij} \cdot \ln p_{ij}$	2,43	2,57	2,09	2,00	2,77	2,67	2,42
	$E_j = \frac{H'_j}{\ln S_j}$	0,79	0,74	0,63	0,66	0,79	0,75	0,72
Domináns fajok		44	52	11	11	11	38	

44. *Folsomides portucalensis* da Gama, 1961

52. *Isotoma viridis* Bourlet, 1839

11. *Mesaphorura critica* Ellis, 1976

38. *Cryptopygus bipunctatus* (Axelson, 1903)

IRODALOM

- BABENKO, A. B.; CHERNOVA, N. M.; POTAPOV, M. B.; STEBAEVA, M. B. (1994): *Collembola of Russia and adjacent countries: Family Hypogastruridae*. Nauka, Moskow. (in russian) pp.1 – 336.
- BALOGH, J. (1958): *Lebensgemeinschaften der Landtiere*. Akadémia kiadó, Budapest – Berlin.
- BRETFELD, G. (1999): *Symphyleona*. In: Dunger, W. ed.: *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: 2. Staatliches Museum für Naturkunde, Görlitz. pp. 1 – 318.
- DEHARVENG, L.; BEDOS, A.; LEKSAWASDI, P. (1985): Diversity in tropical Forest soils: the Collembola of Doi Inthanon (Thailand). 3rd International Seminar on Apterygota. Sienna. pp. 317-328.
- DEHARVENG, L. (1995): Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: a case study in the Pyrenees (France). *Conservation Biology*, pp. 74-84.
- DUNGER, W. (1974): Aktuelle Probleme der Bodenzoologie. Ber.13.Tag.“Probleme der Phytonematologie“ Gross Lüsewitz. 7.Juni 1974, pp.115-128.
- FJELLBERG, A. (1980): *Identification keys to Norwegian Collembola*. Norsk Entomologisk Forening. pp. 1 – 152.
- FJELLBERG, A. (1985): Recent advances and future needs in the study of Collembola Biology and systematics. *Quaestiones Entomologicae*, 21: 559-570.
- FJELLBERG, A. (1998): *The Collembola of Fennoscandia and Denmark*. Part I.: *Poduromorpha*. Fauna Entomologica Scandinavica, Vol.: 35. Brill, Leiden – Boston – Köln. pp. 1- 184.
- GISIN, H. (1960): *Collembolenfauna Europas*. Museum d'Histoire Naturelle, Geneve. pp. 1 – 312.
- JORDANA, R.; ARBEA, J. I. & CARLOS SIMÓN, M. J. L. (1997): *Collembola Poduromorpha*. Fauna Iberica, Vol.: 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. pp. 1 – 807.
- MASSOUD, Z. (1967): *Monographie des Neanuridae, Collemboles Poduromorphes a pièces buccales modifiées*. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. pp. 1 – 399.
- POMORSKI, J. R. (1998): *Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae)*. Wroclaw. pp. 1 – 201.
- SLAWSKA, M. (2002): Collembola responses to silviculture practices – communities of stand patches retained on logging area. *Annales of Warsaw Agricultural University – SGGW, Forestry and Wood Technology* No 52, pp.3-15.
- SOUSA, J.P.; GAMA, M.M.da; FERREIRA, C.; BARROCAS, H.(2000): Effect of eucalyptus plantations on Collembola communities in Portugal: a review. *Belgian Journal of Entomology* 2, 187-201.
- SOUSA, J.P.; T. BOLGER; M.M.DA GAMA; T. LUKKARI; J.-F. PONGE; C. SIMÓN; G. TRASER; A. VANBERGEN; A. BRENNAN; F. DUBS; E. IVITS; A. KEATING; C. ARROYO; C. PINTO; S. STOFER; A. WATT (2004): Changes in Collembola species

assemblages along a gradient of land-use intensity: a pan European study. XIth International Colloquium on Apterygota. Rouen, 2004.

STACH, J. (1960): *The Apterygotan fauna of Poland in relation to the world – fauna of this group of insects. Tribe: Orchesellini*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Krakowie. pp. 1 – 151.

STACH, J. (1963): *The Apterygotan fauna of Poland in relation to the world – fauna of this group of insects. Tribe: Entomobryini*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Krakowie. pp. 1 – 126.

SZÉL, GY.; KUTASI, CS. (2004): Influences of landscape intensity on the ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) of Central Hungary. – In: Lövei, G. & Toft, S. (eds.): *European Carabidology 2003. Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting*. DIAS Reports No. XX. (8 pp. In Print)

TRASER, GY.; CSÓKA, GY. (2000): Ásotthalmi fenyő- és tölgy erdők összehasonlító talajfaunisztikai vizsgálata. In: Horváth, B. (szerk.): *Tudományos Eredmények a Gyakorlatban. Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap 1998-1999*. Baja-Kecskemét-Sopron. pp.75-80.

ZIMDARS, B. & DUNGER, W. (1994): *Tullbergiinae*. In: DUNGER, W.(ed.): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: I. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Bd. 68/Nr. 3 – 4. pp. 1 – 71.

CONSERVATION OF GENETIC RESOURCES OF FIELD ELM (*Ulmus minor* Mill.) AND EUROPEAN WHITE ELM (*Ulmus laevis* Pall.)

Aleksić Jelena, Orlović Saša and Radosavljević Nenad

University of Novi Sad, Faculty of Agriculture, Institute of Lowland Forestry
and Environment, Antona Čehova 13, Novi Sad, Serbia and Montenegro

E-mail: jelenaa@polj.ns.ac.yu

Abstract: *It is considered that the main cause of erosion of field elm (*Ulmus minor* Mill.) genetic diversity is the Dutch elm disease, and in case of European white elm (*Ulmus laevis* Pall.) it is the destruction of natural habitats. Aiming at the conservation of genetic resources of the above species, one population of each species was selected for sampling. The selected trees were located by GPS (Global Position System) and the data were entered in GIS (Geographic Information Systems) database. The position of individual trees was presented on a topographic map, and in case of European white elm also on aerial photograph of the region. The plant material (branchlets with buds) was taken from eight field elms and from ten white elms for clone production through in vitro vegetative propagation. The produced clones of two genotypes of field elm and eight genotypes of white elm were planted in beds in the nursery of the Institute of Lowland Forestry and Environment, and during the next year, they will be used for the establishment of field gene banks on the Institute's experimental estate at Petrovaradin. In this way, the process of ex situ conservation of genetic resources of the above elm species begins.*

A mezei szil (*Ulmus minor* Mill.) esetében a szilfavész nevű betegséget, míg a vénicszil (*Ulmus laevis* Pall.) esetében a pusztulásuk fő okának a termőhelyek tönkretételét tekintik. A fent említett fajok genetikai megőrzését kitűzve célként, kijelöltünk mindkét fajhoz egy-egy mintaterületet. A kiválasztott fák helyét GPS-szel (Global Position System) jelöltük meg, aminek az adatait GIS (Geographic Information System) adatbázisba vittük be. A mintafák helyzetét térképen ábrázoltuk, és a vénic szil esetében még légifényképen is ábrázoltuk. Nyolc mezei szilről és tíz vénic szilről gyűjtöttünk növényi szaporítóanyagot az *in vitro* szaporításhoz. Két mezei szil klónt és nyolc vénic szil klónt sikerült előállítani, amelyek csemetéit az Alföldi és Környezetvédelmi Intézet csemetekrti ágyásaiba ültettünk ki. A következő év folyamán ezekből gén bankot létesítünk az intézet péterváradai kísérleti telepén. Ezzel kezdetét vette ezen fafajok *ex situ* génmegőrzése.

Key words: *Ulmus*, *ex situ* conservation, *in vitro*, GIS

INTRODUCTION

Elms (*Ulmus* spp.) are greatly valued across Northern Hemisphere for their landscape, amenity and timber quality. However, the past century brought the erosion of genetic diversity and the disappearance of elms from natural populations and urban environments, predominantly due to Dutch elm disease (Collin, 2002). The disease is caused by two related species of Ascomycetes: *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf. (syn.: *Ceratocystis ulmi* (Buisman) Moreau) and *Ophiostoma novo-ulmi* Brasier (Brasier, 1990), and it is transmitted by elm bark beetles (*Scolytus* sp.) as the vectors or from the diseased to the healthy trees by ingrown roots (Peace, 1962). Dutch elm disease is considered as the main cause of reduction of field elm genetic diversity, which is especially susceptible to the disease. European white elm is less endangered by Dutch elm disease and the main cause of reduction of its genetic resources is thought to be the destruction of its natural habitats (Collin, 2002).

Many international projects have been initiated to conserve the genetic resources of elms. Efficient conservation can be realised by the application of *in situ* or *ex situ* methods of conservation of genetic resources, as well as by their combination (IPGRI, 2000). The usual method of *ex situ* conservation of forest genetic resources is the establishment of field gene banks, by planting the clones obtained by cuttings or grafting (IPGRI, 2000; Collin, 2002). However, it has been shown that some elm species are amenable to tissue culture and that is possible to produce numerous clones in relatively short time (Fenning et al., 1996; Gartland et al., 2000).

Also, modern computer methods (such as GIS) and GPS have been increasingly applied in the conservation of genetic resources and in the assessment of the genetic diversity distribution. The application of the above methods and techniques can show the distribution of a species in a selected region, and based on the correlation between biophysical properties of the sites and edaphic, climatic and other demands of the species, it is possible to monitor the changes and predict the distribution of the species in a selected period (IPGRI, 2000).

The aim of our research is *ex situ* conservation of genetic resources of two elm species (field elm and European white elm) by the establishment of field gene banks. The selected trees were located by GPS and presented on a topographic map of the region. Their clones obtained by *in vitro* vegetative propagation (micropropagation and organogenesis) will be planted in low hedges on the

experimental estate of the Institute of Lowland Forestry and Environment at Petrovaradin. The justification of the application of *ex situ* method of conservation of genetic resources of the above populations will be discussed.

MATERIAL AND METHODS

A natural population of field elm is situated in Forest Estate (F.E.) Sremska Mitrovica, Forest Directorate (F.D.) Morović, Management Unit (M.U.) Vinična-Žeravinac-Puk. This population is the only group of field elm trees on the territory of the entire Management Unit (total area 3,552.8 ha), in addition to some individual, randomly distributed trees. The population consists of 11 trees distributed on the area of 0.08 ha. It is thought that the trees are cca 115 years old. The trees were previously marked, their height and diameter at breast height were measured. The coordinates of individual trees were positioned by GPS and entered in GIS program. The exact position of trees was presented on a topographic map of the region.

A natural population of European white elm is situated in F.E. Novi Sad, F.D. Bačka Palanka, M.U. Palanačke Ade-Čipski Poloj. This M.U. occupies the area of 1,283.03 ha, and the white elm population is situated on a small river island (no name for the time being), area 5.84 ha. Nine white elm plus trees were left after the felling during 2000. The tenth solitary white elm tree grows on the other river island (no name) 2,712 m far, and tree groups and solitary, randomly distributed white elm trees grow on the territory of the above M.U. The trees are cca 40 years old and distributed on the area of 1.86 ha. All trees were marked, their height and diameter at breast height were measured. The coordinates of individual trees were positioned by GPS and entered in GIS program. The exact position of trees was presented on a topographic map and on aerial photograph of the region.

Plant material (branchlets with buds) was taken from 8 field elm trees (the material could not be taken from 3 trees because it was impossible to reach the crowns), as well as from all 10 European white elm trees. The material was collected in March 2003, after which the buds were introduced into tissue culture for *in vitro* vegetative propagation. The optimal protocols for micropropagation and organogenesis of the selected species were applied. *In vitro* methods will not be discussed.

Ten clones for two genotypes of field elm and 30 clones for 8 genotypes of European white elm were planted in beds, spacing 30x30 cm, in the nursery of the Institute of Lowland Forestry and Environment during the summer 2004.

The plants were shaded during the first 30 days, watered when necessary and treated with insecticides. Next year, the clones will be used for the establishment of field gene banks on the Institute's experimental estate at Petrovaradin. Planting will be in the form of low hedges, with spacing between rows 70 cm and spacing between plants in rows 30 cm.

RESULTS AND DISCUSSION

Sampling from natural elm populations

The main problem in conservation of forest genetic resources is the sampling from natural populations in the aim of conservation of the species evolution potentials, which is extremely difficult in the absence of knowledge on distribution and patterns of genetic variability (Eriksson, 1998). According to Eriksson (1995, after Collin, 2002), the alleles which occur with intermediary frequencies (10-90%) are the most interesting ones from the evolution aspect and the first ten randomly selected individuals from one natural population contain a sufficient number of alleles for the conservation of the evolution potentials of the species. The general guidelines for sampling in natural populations for the application of *in situ* and *ex situ* methods of genetic resources conservation of common Noble Hardwoods were reported by Jensen et al. (1999, after Collin, 2002). The additional procedures which should be applied in the conservation of genetic resources of elms were given by Collin (2002).

The sampling in natural populations in the aim of conservation of the greatest possible adaptive value in field elm is extremely difficult. According to Armstrong and Sell (1996), Collin (2002) and other authors, field elm has a great diversity of forms and a complex distribution of genetic variability, which is the consequence of the anthropogenic cultivation during the past 2000 years, the introgression of *Ulmus glabra* Huds. and the coexistence of sexual and asexual reproduction. Also, field elm is extremely susceptible to Dutch elm disease, which led to the destruction of susceptible species throughout the North Hemisphere in two epidemics during the last century (Brasier, 1990). The presence of Dutch elm disease additionally complicates the sampling for the conservation of genetic resources (Collin, 2002).

European white elm is also susceptible to Dutch elm disease, but as it is less attractive to elm bark beetles, which are the vectors of the fungal pathogen, it is not thought to be greatly endangered by the disease. The main cause of reduction of European white elm genetic resources is the destruction of natural

habitats (Collin, 2002). Namely, European white elm inhabits the flooded forests along large rivers which were cleared and substituted by poplar monoplantations, or the land was converted to agricultural land use by the construction of embankments (Tomić, 1992). In this way, natural populations of European white elm were reduced to small size fragmented populations, consisting of not more than 20 adult trees distributed in small areas of several hectares each (Collin, 2002).

Application of *ex situ* method of conservation of elm genetic resources

Taking into account the specific characteristics and the different causes of reduction of genetic variability of the above elm species, according to Collin (2002), the adequate method of conservation of genetic resources in case of field elm is *ex situ*, and in case of European white elm, *in situ* conservation of genetic resources. Also, *ex situ* method of conservation is recommended for both elm species in case when the populations are too small for the application of *in situ* method and in case of endangered, marginal populations.

In agreement with Collin's study (2002), it is considered that the application of *in situ* method of conservation in the field elm population in M.U. Morović is not an adequate method of conservation. Namely, the population consists of only 11 genotypes. Such a small population does not have a sufficient genetic variability and there is a risk of genetic drift and inbreeding. Also, as it was already noted, the number of individuals for sampling in natural populations should be minimum 10, and for field elm the minimal recommended distance between individual trees is 50 m because of the possibility of the occurrence of clonal patches which do not have genetic variability, as the consequence of an intensive coppicing capacity of field elm (Collin, 2002). In the study population such sampling was not possible, because the trees were spaced between 2 and 30 m and all trees were distributed in the area of only 0.08 ha. On the other hand, thanks to intensive field elm coppicing vigour and narrow spacing between the trees, it is possible that all trees present only one or several genotypes. However, as the trees are cca 115 years old and as they survived both epidemics of Dutch elm disease, they are considered as resistant or tolerant to the disease. According to Collin (2002), the genotypes with some type of resistance or tolerance to Dutch elm disease should be conserved. Therefore, it would be beneficial to conserve all trees, i.e. the entire genotypes, by the application of *ex situ* method of conservation, and by subsequent analyses to identify if it is one or more genotypes. However, it would be useless if the trees survived the Dutch elm disease epidemics by chance (Collin, 2002). During the collection of branchlets with buds for the *in vitro* vegetative propagation, on cross sections of all 8

genotypes of field elm, there were characteristic dark rings which indicate the presence of Dutch elm disease. It was concluded that the trees were not resistant to the disease and that they survived both epidemics accidentally because they were not perceived by the vectors of fungal pathogen or because they were not attractive, due to unfavourable smell, bark taste, etc. (Pajares, 2003; Webber, 2003; Piou et al., 2003; Martin et al., 2003). However, by monitoring during 4 years it was observed that the trees were still vital. Therefore, it was presumed that the genotypes possessed the properties (such as the small vessel diameter) which enabled a certain degree of tolerance and a moderate infection (McNabb et al., 1970, after Gartland et al., 2001).

In agreement with Collin's study (2002), although European white elm is recommended for *in situ* method of genetic conservation, it is considered that the adequate method for European white elm population in M.U. Palanačka Ada-Čipski Poloj is *ex situ* conservation, because the population is endangered. Namely, after felling during 2000, the population was reduced to 9 trees distributed on the area of 1.86 ha. The presence of fragmented populations of European white elm along the banks of large rivers, which are small size and distributed on the areas of several hectares is, according to Collin (2002), a common occurrence resulting from the conversion of natural European white elm habitats into other forms of land use. Small white elm populations can be at risk of genetic drift and inbreeding (Collin, 2002). However, as very often such populations are not very far (1-10 km) from other populations and solitary trees of the same species in the region, it is thought that the effect of genetic drift and inbreeding in European white elm natural populations can be counterbalanced if there is a gene flow (pollen and seed dispersion) between the populations (Collin, 2002). This means that the application of *in situ* method of conservation is in this case justified (Collin, 2002). However, it was presumed that white elm trees in the above population would not survive the changed environmental conditions after felling of the remaining part of the population (direct sun, wind, storms, etc.), because it is known that European white elm is a moderate shade bearer which do well under forest cover (Collin, 2001). This was confirmed in the field, a year after taking the samples for *in vitro* vegetative propagation, when it was recorded that one tree died (tree number 4), most probably because of the weather (thunderstorm), and that the other tree (tree number 10) situated on the very bank of the river island, was endangered by water erosion which undermines the roots. Consequently, the application of *ex situ* method of conservation of the above European white elm population is justified, as an emergency measure for the conservation of genetic resources of the endangered population. The European white elm trees did not show the symptoms of presence of Dutch elm disease.



Figure 1: Position of individual trees of European white elm on an aerial photograph of the region, scale 1:15.000.

Average height of field elm trees is $33.45 \pm 1.92\text{m}$, and European white elm $25.10 \pm 1.76\text{m}$. The average diameter at breast height of field elms is $40.64 \pm 4.71\text{ cm}$, European white elms $62.70 \pm 13.51\text{ cm}$. All trees were located by GPS and the coordinates were entered in GIS program and transferred into coordinates in LAT/LONG system. The position of individual field elm trees is presented on a topographic map of the region. European white elm is presented on an aerial photograph of the region (Fig. 1). The spacing between individual trees within each population were calculated (the data were not presented), the distance of the solitary European white elm tree (tree number 10) from the study population (2,712 m), as well as the areas occupied by the study populations (0.08 ha - field elm population, 1.86 ha - European white elm population). It was shown that the application of modern methods (GPS and GIS) is suitable for the presentation of spatial distribution of genetic resources (position of individual trees, i.e. genotypes), as well as for the identification of the parameters significant in the conservation of genetic resources.

***In vitro* vegetative propagation of elms**

By the application of *in vitro* methods of vegetative propagation (micropropagation and organogenesis) a great number of clones of 2 field elm genotypes (trees 11 and 16) and of 8 European white elm genotypes (trees number 1, 2, 4, 6, 7, 8, 9 and 10) were produced during a time period of 8 months (Fig. 2a). Optimal protocols were applied for *in vitro* vegetative propagation of the study species (Aleksić, in print).



Figure 2: a) Plantlets of European white elm obtained *in vitro*; b) Clones of European white elm in the nursery.

Establishment of field gene banks of elms

Ten clones for 2 genotypes of field elm and 30 clones for 8 genotypes of European white elm were planted in beds, spacing 30x30 cm, in the nursery of the Institute of Lowland Forestry and Environment during the summer 2004. The growth of the clones was rapid (Fig. 2b).

In the spring 2005, the clones will be planted on the Institute's experimental estate at Petrovaradin. Planting will be in the form of low hedges, because it was shown that thus planted trees were not attractive to the vectors of the fungal pathogen (Collin, 2002). This will prevent the possibility of the subsequent

infection by Dutch elm disease, and the material will be readily available for further research and improvement (IPRGI, 2000).

In this way, *ex situ* conservation of genetic resources of the study populations of field elm and European white elm, will be realised as the initial activity in the aim of conservation of genetic resources of the study elm species in Vojvodina.

REFERENCES CITED

Aleksić J., 2005: *Ex situ* konzervacija genetičkih resursa poljskog bresta (*Ulmus minor* Mill.) i veza (*Ulmus laevis* Pall.). Magistarska teza, Poljoprivredni fakultet Univerziteta u Novom Sadu: in print.

Armstrong J.V. and Sell P.D., 1996: A revision of the British elms (*Ulmus* L., *Ulmaceae*): the historical background. Botanical Journal of the Linnean Society 120: 39-50.

Brasier C.M., 1990: China and the origins of Dutch Elm Disease: an appraisal. Plant Pathology 39: 5-16.

Collin E., 2001: Elm. In Eric Teissier du Cros, editor. Forest Genetic Resources Management and Conservation, France as a case study. Ministry of Agriculture and Fisheries. Bureau of Genetic Resources. Commission of Forest Genetic Resources. INRA DIC, Paris: 38-39.

Collin E., 2002: Strategies and guidelines for the conservation of genetic resources of the European elms. In Turok J.G., Eriksson G., Russell K. and Borelli S., editors. Noble Hardwoods Network, Report of the fourth meeting, 4-6 September 1999, Gmunden, Austria, and the fifth meeting, 17-19 May, Blessington, Ireland. IPGRI, Rome, Italy: 50-67.

Eriksson G., 1998: Sampling for genetic resources in the absence of genetic knowledge. In Turok J., Collin E., Demesure B., Eriksson G., Kleinschmidt J., Rusanen M. and Stephan R., compilers. Noble Hardwoods Network, Report of the second meeting, 22-25 March 1997, Lourizan, Spain. IPGRI, Rome, Italy: 61-75.

Fenning T.M., Tymens S.S., Gartland J.S., Brasier C.M. and Gartland K.M.A., 1996: Transformation and regeneration of English elm using wild-type *Agrobacterium tumefaciens*. Plant Science 116: 37-46.

Gartland J.S., McHugh A.T., Brasier C.M., Irvine R.J., Fenning T.M. and Gartland K.M.A., 2000: Regeneration of phenotypically normal English elm (*Ulmus procera*) plantlets following transformation with an *Agrobacterium tumefaciens* binary vector. *Tree Physiology* 20: 901-907.

IPGRI, 2000: Forest Genetic Resources. IPGRI's Strategic Action Plan. IPGRI, Rome, Italy: 10.

Martin D., Garcia-Vallejo M.C., Pajares J.A. and Diez J.J., 2003: Elm bark components and their potential influence on the *Scolytus* attac. Second International Elm Conference, Valsain, Spain. Programme and Abstracts: 39-39.

Pajares J.A., 2003: Elm breeding for resistance to bark beetles. Second International Elm Conference, Valsain, Spain. Programme and Abstracts: 28-28.

Peace T.R. (1962): Diseases of elms. *In* Peace T.R., editor. Pathology of trees and shrubs with special references to Britain. Oxford University Press, Amen House, London E.C.4, UK: 417-427.

Piou D., Collin E. and Gutleben B., 2003: Evaluation of specific and clonal attractiveness for *Scolytus* sp. in European elms. Second International Elm Conference, Valsain, Spain. Programme and Abstracts: 31-31.

Tomić Z. (1992): Šumske fitocenoze Srbije. Univerzitet u Beogradu, Šumarski fakultet. 132.

Webber J.F., 2003: Experimental studies on the factors influencing the transmission of Dutch elm disease. Second International Elm Conference, Valsain, Spain. Programme and Abstracts: 29-29.

TALAJERÓZIO MÉRÉSE A MÁTRÁBAN

Kurucz György

Erdészeti Tudományos Intézet
1023 Budapest, Frankel leó 42-44.
kuruczgy@erti.hu

Magyarországon a hegy- és dombvidéki kopárok nagyrészt túllegeltetett, már felhagyott legelőkön alakultak ki. Ezek részben szikla, nagyobb részükben földes kopárok. Jellemzőjük, hogy a sok évtizedes taposás következtében felszínük poros, talajuk felső rétegükben erősen tömörödött, vízgazdálkodásuk rossz. Területük nagy részét mély vízmosások szabdalják fel.

A lehullott csapadék nagy része sebesen lefolyik, magával sodorva a talajt, amely eltömi a vízelvezető árkokat, áradással veszélyeztetve az alatta elterülő falvakat.

1955-ben a vulkáni felépítésű Mátra hegység déli oldalának a Gyöngyös és Verpelét közötti szakaszán, Kismána község határában, a Tarnóca patak vízgyűjtőjéhez tartozó Dolina völgy egyik mellék vízgyűjtő területét jelölték ki a kísérletek céljára (1. ábra).

A terület legyezőszerűen szétterülő völgyfő, amelyről a lehullott csapadék talajfelszínen lefolyó részét négy közepes mélységű, a fővölgy előtt egymásba torkolló vízmosás és ezekbe szakadó több, kisebb vízmosás gyűjti össze és vezeti le. A vízgyűjtő felső peremét egy enyhe lejtésű elbokrosodott fennsíki legelő határolja, alja egy vízmosásba fut össze. A vízgyűjtőterületen állandó és időszakos forrás, valamint állandó vízfolyás nincs.

Fő kitettsége déli, lejtése 5-22°, tengerszint feletti magassága 134-202 m közötti. A mért kísérleti terület kiterjedése 4,9 ha. Alapkőzete riolittufa, kissé repedezett, könnyen málló. Legtöbb helyen az elsekélyesedett, alapkőzetig lepusztult maradékát találjuk az egykori savanyú barna erdőtalajnak. Vízáteresztő képessége részben a talaj agyagossága, részben a sok taposás tömörítő hatása miatt rossz. A vízgazdálkodást a terület kitettsége és lejtési viszonyai is erősen rontják.

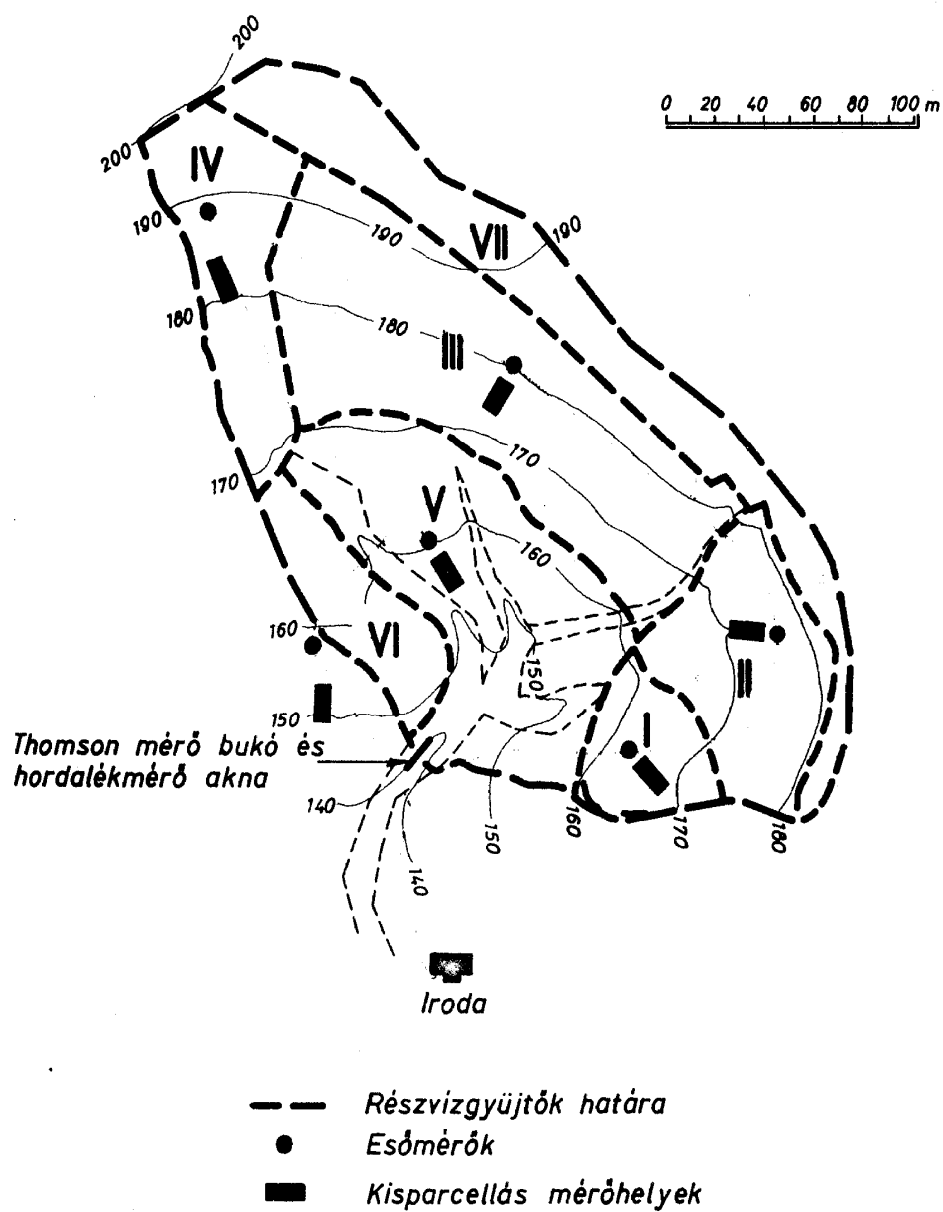
A terület éghajlata a csupán dél felől nyitott fekvése következtében igen meleg, csapadéokban szegény, átlagos hőmérséklete 10 °C. Az Alföldről érkező száraz, meleg levegő akadálytalanul behatolhat, míg az észak felől érkező hűvös áramlatokat a Mátra főgerince fogja fel.

A mérések megkezdése előtt a területet a környékbeli emberek évtizedekig legelőként használták. A mérések megindulása után még öt évig folytatták a legeltetést. Ekkor a legelőn csak elszórtan álltak, kisebb facsoportok, foltokban állandóan visszarágott felferődő sarjak és cserjék.

A lejtési és az eredeti talajfedettség különbözőségei alapján hét típusterületre (I-VII.) osztották fel a vízgyűjtőt. (I. táblázat). 1957 őszétől árkos-padkás talaj-előkészítéssel, erdei- és feketefenyő magvetéssel megkezdték az I, II. és IV. területen az erdősítést. 1960-ban a III. és V. területet tarra vágták és kocsánytalan tölgy csemetével beültették. A VI. számú kopár terület nagy részét, ahol alapkőzetig teljesen lekopott a termőréteg csúszáson hagyták, csak kisebb foltokban vetették a két fenyőt. A VI. terület képe keveset változott, nagy része továbbra is kopár, de a laposabb részein, mélyedésekben összegyűlt málladákon már találunk foltokban fákat, bokrokat. A vízgyűjtő többi részét 60-80%-os záródású erdő borítja.

Az egész vízgyűjtőterület felszínéről lefolyó víz mérésére a terület alján levő 1,5x1,7 m méretű és 7 m hosszú csillapító vízláda alsó végében elhelyezett derékszögű háromszög nyílású Thomson rendszerű mérőbukó szolgál (2. ábra).

A bukó élén átbukó víz magasságát a csillapító vízlárával összeköttetésben levő mérőaknában elhelyezett úszós vízállásíró (limnigráf) rögzíti. 2002 óta digitális vízszintmérő műszerrel is ki van egészítve. A bukónál a lefolyó víz lebegtetett hordalék mennyiségét a vízminták bepárologatásával, a görgetett hordalékot a mérőbukó előtt levő hordalékfogó aknában, kiköbözéssel kapjuk.



1.ábra

A kísérleti terület térképe



2.ábra Thomson mérőbukó



3.ábra Mérőhely

I. Táblázat Típussterületek

Jele	Területe (m²)	Leírása	Kitettsége	Lejtfok	Növényzet
I	2116	kavicsos, vízáteresztő, gyengén savanyú vályog, kopárosodó erdő	É-ÉNY	14-16	ritkás, 2-2,5 m magas erdei-fenyő és virágos kőris csoportok, szórtan vadrózsa
II	5440	kis vízmosásokkal szabdalt, sekély, kötött vályog	NY-DNY	14-16	egy-két feketefenyő, molyhos tölgy és kocsánytalan tölgy
III	12718	gyengén savanyú, repedezett,	DNY-D	18-22	szórtan 3-4 m-es akác és cser, galagonya, kökény
IV	13416	gyengén savanyú, felszínig köves, repedezett, erősen kötött	D-DK	6-15	egy-két akác, néhány vadrózsa, fagyal, szeder
V	6280	gyengén savanyú, kötött vályog	ÉNY-DK	8-12	sarj eredetű akác, ligetszerűen, sok fagyal, galagonya,
VI	1283	apró vízmosásokkal szabdalt, fedetlen, alapkőzetig lepusztult terület	DK-D	5-20	egy- két galagonya
VII	7515	félkör alakú, füves legelőcsík	D-DK	0-1	elszórtan 1-2 vadrózsa és galagonya

A mérőgát közelében egy meteorológiai mérőhely van, ahol mérjük a levegő és a talaj (0, 2, 5, 10, 20, 40, 65, 90, 115 cm mélyen) hőmérsékletét, valamint a napsugárzást (Campbell-Stokes sugármérő). A csapadékgyűjtést Hellmann csapadékgyűjtővel és automata mérővel is végezzük. Feljegyezzük a talaj állapotát, a felhőzeti és szélviszonyokat.

Az egyes típusterületeken – a VII. kivételével – 20 m²-es mérőterületet tűztek ki, alsó végükben egy 2 m³-es gyűjtőaknával (3. ábra). Ezeken a területeken külön mérjük a lehullott csapadékot, a 20 m²-es felszínen lefolyt vízmennyiséget, valamint a szállított hordalékot.

A korábbi megfigyelések alapján, a talajfelszínen lefolyó víz és a víz által lemosott hordalék mennyisége a geomorfológiai viszonyokon, és a talaj fedettségen kívül függ az éghajlati tényezőktől. Az éghajlati tényezők közül a hőmérsékletnek és a csapadéknak van a legnagyobb befolyása a talaj állapotára, vízbefogadó képességére, mállására (*Bánky* 1959).

A levegő hőmérséklete nagymértékben befolyásolja a hólé levonulását. A tavaszi felmelegedés és a fagyott talaj felengedésének üteme fontos tényezője annak, hogy a téli csapadékból a kora tavaszi hónapokban mennyi szivárog be a talajba. A levegő hirtelen megemelkedett hőmérsékletét szorosan nem követi a talaj hőmérséklete. A talaj még fagyott, kicsi a vízbefogadó képessége, így a meredek oldalon a víz megindul a lejtő irányába. Mire a talaj képes lenne a vizet befogadni, annak jelentős része már levonult. Fokozatos felmelegedéskor a talaj legfelső rétegei időnként felengednek, a hólé egy része a talajba beszivárog, csökken a lefolyás. A téli hónapokban a hőmérséklet, a nyári hónapok során a csapadék intenzitása játszik meghatározó szerepet a lefolyás alakulásában.

A lehullott csapadék és a lefolyt vízmennyiség közti párhuzamot mutatja a II. táblázat. A csapadék 25 éves (1955-1980) átlaga 645 mm volt. 1999-ben 980 mm, 2000-ben 521 mm, 2003-ban 615 mm hullott.

A 25 évre (1955-1980) átlagosan 10,1 % lefolyási értéket számítottak ki (*Újvári*, 1981). Az erősen csapadékos 1999-es évben, 30,4%, az átlag alatti 2000-es évben, 1,9 % és az átlagos 2003-as évben ez az érték 11,5% volt. A példákban látható, hogy a nagyobb csapadékos évben általában nagyobb a felszíni lefolyás. 25 éves átlagban a lefolyás a téli félévben 70%, a nyáriban 30% volt. A vizsgált évek során ettől mindkét irányba eltértek az értékek.

		1955-1980 átlag	1999	2000	2003
Csapadék	mm	645	980	521	615
Téli hónapok	%	45	33	63	30
Nyári hónapok	%	55	67	37	70
Felszíni lefolyás	mm	65	298	10	71
Felszíni lefolyás	%	10,1	30,4	1,9	11,5

II. Táblázat Csapadék — lefolyás

Az éves csapadék mennyiségi különbsége önmagában nem magyarázza a hordalék nagy különbségét, annál inkább az egyes csapadékok nagysága és intenzitása. Míg 2000-ben egyszer volt egy 32 mm-es eső, 2003-ban két alkalommal, addig 1999-ben hat alkalommal volt 30 mm-nél nagyobb csapadék.

Az 1999-es évben a nagy csapadékok nagy intenzitással párosultak. A vizsgálatok szerint a nagy, intenzív csapadékok alkalmával mosódik le az éves hordalékmennyiség több, mint 90%-a (III. táblázat). Az intenzív csapadékok túlnyomó része a vegetációs idő alatt hullik. A termelt hordalék döntő többsége öt hónap alatt, áprilistól augusztus végéig hagyta el a vízgyűjtőt.

lefolyással járó csapadékok		30 mm-nél nagyobb csapadékok			hordalék
ideje	száma	ideje	mm	mm/óra	m ³
1998-1999	31	98 november 4.	31	2,5	0,0
		június 16.	105	32,8	13,3
		július 9.	32	10,2	6,3
		július 10.	78	6,0	
		július 14.	82	7,2	6,1
		augusztus 16.	41	10,2	9,8
1999-2000	11	április 5.	32	1,4	0,3
2002-2003	9	július 30.	129	6,6	3,7
		október 8.	34	6,3	0,0

III. Táblázat Csapadék -intenzitás — hordalék

A kopár és erdővel borított típusokon található 20 m²-es mérőhelyek aknáiban mért hordalék a három év során mennyiségében és arányában jelentősen eltért a korábbi évek átlagától (IV. táblázat).

		1955-1980 átlag	1999	2000	2003
Csapadék	mm	645	980	521	615
Hordalék 1 283 m ² kopáron	m ³	3,87	1,73	0,02	0,07
Hordalék 47 485 m ² erdőben	m ³	1,15	2,33	0,04	0,10
Hordalék 1 ha kopáron	m ³	30,16	13,48	0,16	0,55
Hordalék 1 ha erdőben	m ³	0,24	0,49	0,01	0,02
Hordalék a bukó élnél	m ³	11,59	38,32	0,33	4,12

IV. táblázat Hordalék különböző típusú területeken

Az I–V. típusú terület erdős, fával, cserjével fedett, ezért az öt típusról távozó hordalékot összevontan értékeltük. A VI. típus fedetlen, kopár. Az egy hektárról lemosott talajmennyiségekből látható, hogy az erdőben a hordalékképződés alacsony.

A típusú területeken mért hordalék összege és a mérőbukónál mért hordalékmennyiség között jelentős különbséget találtunk. A többlet a vízmosásokban termelt hordalékból származik. A korábbi hosszú vizsgálati időszak alatt négy évben az is előfordult, hogy a típusú területeken több hordalékot mértek, mint a mérőbukónál

A vízmosásokban, száraz medrekben az összegyűlt víz gyorsabban mozog, mint az erdőben az avarral fedett talajon. Jelentős szerepet játszik még a 20 m²-es parcellák és a vízgyűjtő eltérő hossza. A 20 m²-es parcellák 10m hosszúak, a vízgyűjtő legtávolabbi pontja a mérőbukótól viszont 300 m-re van. A kisebb csapadékok során a lejtőről megindult hordalék nem jut el a mérőbukóig, a lefolyó víz tetemes része beszívárog a talajba. Onnan a hordalékot csak a nagy esők képesek eljuttatni a lejtő aljába.

Az erdő fontos szerepet játszik, a víz megtartásában, a lefolyás csökkentésében. Védi a talajt a víz erodáló hatásával szemben, az erdőben a hordalékszállítás alacsony, de az erdőterületen belül a vízmosásokban, árkokban, közelítő

nyomokon jelentős mennyiségű hordalék keletkezik. Ez felhívja a figyelmünket, hogy a hasonlóan lejtős, könnyen kopárosodó erdőterületen fokozott figyelemmel kell megválasztani az utak, közelítő nyomok irányát, helyét, hogy elkerüljük a folyamatot, amikor a helytelen emberi beavatkozás következtében egy út, vagy nyom fokozatosan mélyülő vízmosássá alakul.

Irodalom

Bánky Gy, 1959: A kisháti eróziómérő állomás háromévi munkásságának eredményei. *Erdészeti Kutatások*, Vol. 6, No.3, 139-160.

Szőnyi L., 1967: Az erdő hatása a víz levonulására. *Az erdő*, 9, 411-414.

Újvári F, 1981: Az erdők szerepének értékelése a vízgyűjtő területek hordalék lemosódásának megakadályozásában. *Erdészeti Kutatások*, Vol. 74, 107-124.

Erdőtűz-technikai kísérletek és fejlesztések Magyarországon*

Dr. Horváth Béla

egyetemi tanár, intézetigazgató

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdészeti-műszaki
és Környezettechnikai Intézet Géptani Tanszéke

9401. Sopron, Pf. 132. Tel.: 99/518-153.

E-mail: horvathb@emk.nyme.hu

1. Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben Magyarországon számos erdőtűz pusztított, számában több, volumenében és kárértékében nagyobb, mint az azt megelőző évek átlagai. A szakemberek szerint az erdőtüzek keletkezésében, és még inkább tovaterjedésében meghatározó szerepe van az utóbbi évek csapadékszegényebb időjárásnak. Mivel a hosszabb távú előrejelzések szerint a csapadék-szegénység a következő években is megmarad, az erdőtüzek keletkezésének valószínűsége nem lesz kisebb az eddigieknél. A közelmúlt erdőtüzei kapcsán bebizonyosodott, hogy a jelenlegi technikai háttér – beleértve a tűzoltóság erdőtüzekhez mozgósítható eszközeit is – nem igazán hatékony az erdőtüzekkel szemben.

A Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kara 2001-ben nyújtott be pályázatot a Nemzeti Kutatási és Fejlesztési Programokhoz, „A nemzeti erdővagyon védelme, fenntartható hasznosítása és fejlesztése” címmel, mely kutatási program 2002-től támogatást kapott. A kutatási program egyik részfeladata az erdőtüzek elleni védekezés technikai és technológiai és hátterének fejlesztését célozza.

Az elmúlt évtizedben hazánkban keletkezett vegetációtüzek számának és kiterjedésének folyamatos emelkedése rávilágított az erdő- és vegetációtüzekkel kapcsolatos kutatások és fejlesztések fontosságára. Az erdőtüzekkel kapcsolatos kutatások Magyarországon mintegy 50 éves késéssel kezdődtek csak meg. A világ számos országában évtizedek óta sok kutatócsoport foglalkozik ennek a multidiszciplináris témának a vizsgálatával. Jelen kutatási programon belül a magyarországi viszonyoknak megfelelő tűzoltó eszközök kifejlesztését, és a hatékony tűzoltási taktikák és módszerek kialakítását tűztük ki célul.

Az erdőtüzek elleni védekezés technikai és technológiai és hátterének fejlesztése a tüzek elleni védekezés módszereinek feltárását és lehetséges

* A kutatás-fejlesztés az OM által finanszírozott NKFP-4/0029/2002. „Erdő-vad” kutatási projekt keretében valósult meg.

mértékű alkalmazását jelenti. A védekezési módszerek közül azok a legeredményesebbek, amelyek a különböző technikai megoldások alkalmazására épülnek. Erdőtüzek ellen csak olyan technika lehet eredményes, amely természetes anyagokkal, vízzel vagy/és földdel (homokkal) olt, olyan anyagokkal, amelyek a helyszínen megtalálhatók, vagy könnyen odaszállíthatók. A nemes oltóanyagok (mesterséges porok, habanyagok) már csak költséges voltak miatt sem jöhetnek érdemben számításba a nagykiterjedésű erdőtüzek oltásánál. Esetleg szóba jöhet még olyan technika, amely mesterséges ellentüzek keltésére alkalmas.

A fejlesztés célja olyan hatékony gép- és eszközrendszer terveinek létrehozása, amely alkalmas az erdőtüzek lokalizálására és oltására. Ezen eszközrendszer a víz, a föld (homok) és/vagy levegő hatékony felhasználásával működik. A vízzel, a földdel és a levegővel oltó vonal egymástól függetlenül is, de egymással párhuzamosan is működtethető.

A kutatási és fejlesztési eredmények alapján megvalósítható technikai háttér hozzájárulhat az erdőtüzek lokalizálásához, megteremtve az alapját egy országos erdőtűz-elhárító rendszer kiépítésének. A kutatási-fejlesztési program – a területen eddig elért eddigi eredményekre építve – a szükséges gépekkel kapcsolatos alap- és fejlesztő kutatások elvégzését és a gépek tervezését tűzte ki célul. Ennek érdekében kísérletek, vizsgálatok folytak, melyek eredményeit felhasználva eszközfejlesztések valósultak meg.

2. Kísérletek, vizsgálatok

2.1 Terepjáró-képesség vizsgálatok

Az erdőtüzek oltásához eddig használt berendezések elemzésekor egyértelműen bebizonyosodott, hogy az erdőtűz-oltó technika alapgépei terepjáró-képességének meghatározó jelentősége van. Többször bebizonyosodott, hogy a városi tűzoltó járművek az alföldi homokos területeken elakadtak, mozgásképtelenné váltak. Mindezt terepjáró-képesség elemzéseket folytattunk számos járászerkezet-típussal, melyeket erdészeti és katonai járműveknél már alkalmaznak. Ezt a prioritást indokolja az egyes berendezések több célú használhatósága és az erdészeti tűzoltás berendezéseinek gazdaságos kialakítása. A fentiek természetesen nem azt jelentik, hogy a javasolt típusok nem válthatók ki hasonló paraméterekkel rendelkező más gyártmányokkal.

A vizsgálatba vont típusok: RÁBA FA 27.235-6.6 típusú háromtengelyes, összkerék-hajtású erdészeti tehergépkocsi; RÁBA H-25 típusú háromtengelyes, összkerék-hajtású honvédségi jármű; RÁBA H-22 típusú négytengelyes, összkerék-hajtású honvédségi jármű; PTSZ-M lánctalpas úszó gépkocsi. Ezen járművekre vonatkozóan elvégeztük a terepjáró-képesség elemzését, a kapaszkodóképességnek, a talaj- és a járászerkezet kapcsolatának, a

makro-egyenetlenségek, akadályok leküzdő képességének értékelésén keresztül.

A vizsgálati eredmények alapján az erdőtűz oltásban résztvevő eszközök alapjárművének a RÁBA H-25 típusú háromtengelyes, összkerékajtott katonai járművet javasoljuk. Az alapgép gazdaságos kihasználása olyan rendszer kialakítását követeli meg, amelyben lehetséges az egyes oltásra használt berendezésféleségek egyszerű cseréje.

2.2 Impulzus vízköddel oltók vizsgálata

Vizsgálatokat az IFEX-1 típusú impulzuspisztollyal végeztünk, mely 1 dm³-es lövellő-térfogatú kézi eszköz. Max. lövési távolsága: 16 m; sugár-szélessége: 3 m; az általa képzett vízcseppek mérete: 2-200 mikron; össztömege: 23,3 kg.

Használatával hatásosan lángmentesíthető a máglyatűz. Megállapítottuk, hogy az impulzuspisztoly egy lövésével – mely alatt 1 dm³ vizet porlaszt és terít szét – átlagosan 10 m³ erdőtérfogat oltható. Természetesen az erdőtüzekhez alapvetően a nagyobb kapacitású (min. 12 dm³-es) impulzuságyú lehet hatásos.

2.3 Földszórók vizsgálata

A vizsgálatba két katonai eszközt, a PZM-2 típusú földmunkagépet és az MDK-2M típusú fedezékásó gépet vontuk be.

A PZM-2 típusú földmunkagép – 0,268 km/h haladási sebesség mellett – 10 m szélességben 6-10 cm vastag földréteg (homok) terítésére képes. Teljes mértékben akkor lehet hatásos a munkája, ha óránként legalább 1000 m-t tud megtenni a gép. Ennek érdekében továbbfejlesztése szükséges, mivel a gépen – jelenlegi kivitelében – csak a vizsgálat alatt megvalósított mászósebesség kapcsolható (ezt követő nagyobb sebességfokozata 3 km/h körüli). Előnyös tulajdonsága, hogy közúton gumikerekekkel képes mozogni.

Az MDK-2M típusú fedezékásó gép – 3,5 m-es fogásszélesség, 0,45 m-es fogásmélység és 0,387 km/h haladási sebesség mellett – 12-13 m dobási távolságra, hosszanti (a gép haladási irányával párhuzamos) prizma alakot létrehozva képes akár kötött vályogtalaj szórására is. A gép teljesítménye megfelelően nagy, de problémát okoz, hogy csak prizma alakba tudja szórni a földet. Ennek érdekében továbbfejlesztése szükséges, mely során a földterítést kell megoldani. További nehézséget jelent, hogy a helyszínre juttatásához szállítójármű szükséges, mivel a járószerkezete láncotalpas rendszerű.

2.4 Lövésejes permetezőgép vizsgálata

A vizsgálatához egy nagyteljesítményű, a KERTITOX-CITIZEN típusú, lövésejes permetezőgépet választottuk, mely UNIMOG típusú alapgépre szerelt,

1.000 dm³ tartálytérfogató, radiál ventilátoros; 35 m hatótávolságú; 50 bar porlasztó nyomású; 40 dm³/min vízmennyiség kijuttatására képes eszköz. A berendezés jelen kivitelében tűzoltásra nem alkalmas, mert nem elég koncentrált a vízcspepeket hordozó légsugár, továbbá nem megfelelő eloszlásban és mennyiségben kerül a légáramba a porlasztott víz. Ez a gép permetezési célokra lett kialakítva, így teljes tűzoltási hatékonyságot nem lehet tőle elvárni. Továbbfejlesztéssel – mely nagyobb vízkoncentrációt kell, hogy jelentsen – elképzelhető a tűzoltásban való alkalmazása.

3. Eszközfejlesztések

Az elvégzett kísérletekre, vizsgálatokra alapozva eddig a folyadékkal oltók fejlesztése indult el, nagyteljesítményű- és gyorsbeavatkozó változatokban.

3.1 Nagyteljesítményű erdőtűz-oltó berendezés

A nagyteljesítményű erdőtűz-oltó berendezés fejlesztése az OM által finanszírozott NKFP-4/0029/2002. „Erdő-vad” kutatási projekt keretében valósult meg.

A nagyteljesítményű erdőtűz-oltó berendezés alapgépe – előzetes felmérések és a terepjáró-képesség vizsgálatok alapján – a honvédségnél rendszeresített RABA H-25 típusú háromtengelyes, összkerék-hajtású terepjáró alváz. A járóképes alváz a dízelmotorból, az alvázkeretből, az erőátvitelből (tengelykapcsoló, sebességváltó, osztómű), a járószerkezetből (felfüggesztések, mellső futómű, hátsó futómű, kerekek), a kormányműből, a fékrendszerből, az elektromos rendszerből és a vezetőfülkéből áll.

A 11,1 t saját tömegű járóképes alvázat – mely max. 12,5 t tömegű rakomány hordására képes – MAN D2866 LF E3 típusú, 301 kW névleges teljesítményű dízelmotor hajtja. Terepjáró-képességére jellemző, hogy teljes rakománnyal elméletileg max. 47°-os emelkedő leküzdésére képes; a megengedett emelkedő, melyen biztonságosan haladhat 30°-os; a megengedett oldaldőlése 20°-os; gerincáthaladási szöge 23°-os; leküzdhető lépcsőmagassága 530 mm; leküzdhető árokszélessége: 800 mm; leküzdhető gázlómélysége előkészítés nélkül 1,2 m; hatótávolsága közúton 720 km; hatótávolsága terepen 500 km.

A járóképes alváz alvázhosszának meghatározásánál a terepjáró képesség és a felszerelhető felépítmény mérete – utóbbin keresztül a beépíthető víztartály térfogata – egymással ellentétes követelményeket támasztanak, ezért végső megoldásként azt a minimális tengelytávolsággal (3.600 mm) épített alvázat választottuk, amelyre még az intenzív tűzoltás szempontjából elfogadható térfogatú (7.000 dm³-es) víztartály csatlakoztatható.

A nagyteljesítményű erdőtűz-oltó berendezés alapgépére – a hatásosság érdekében – három technikai megoldású, csereszabatos felépítmény kerül, nevezetesen:

vízzel és habbal oltó felépítmény;
impulzus vízköddel oltó felépítmény és
légporlasztással nedvesítő felépítmény.

A felépítmény-cserét – az egyszerűsége törekvése, valamint a jármű kedvezőbb stabilitási viszonyai miatt emelőlábas megoldással biztosítjuk. Az emelés a jármű hidraulikájáról elektromos távvezérléssel működtethető. Az emelő rudazatba csatlakozó segédtartók lehetővé teszik a felépítmény felemelt helyzetében is a hosszabb ideig tartó biztonságos tárolást. Az emelőlábak felemelt helyzetben a felépítmény vonalába simulnak, ahol rögzíthetők.

A tervcél szerinti felépítményeket úgy alakítottuk ki, hogy a hármas tagozódásuk azonos méretű legyen, nevezetesen:

a mellső tároló tér 800 mm;
a víztartály 7.000 dm³-es, és az emelőlábakkal együtt 3.030 mm-es hosszirányú helyet foglalnak el;
a hátsó tároló- és manipulációs tér 1.542 mm hosszú.

A nagyteljesítményű erdőtűz-oltó berendezés felépítményei az építőszerkevény-elv alapján kerültek kialakításra, azaz közös szerkezeti egységeik a vázszerkezet, a víztartály és az emelőlábak. A vázszerkezet tehát – apróbb eltérésekkel – mindhárom felépítménynél azonos. Azonos továbbá a víztartály, amely el van látva búvónyílással, beömlő és szívócsonkkal, túlfolyóval, nyomásbiztosító szeleppel, szintjelzővel, valamint hullámtörővel. A víztartály a két hosszanti oldalon hozzáhegesztett szoknyán keresztül van rögzítve a vázszerkezethez, amely gumilemez ágyakon nyugszik. Megegyeznek továbbá az emelőlábak is, mindhárom felépítménynél.

A vízzel és habbal oltó felépítmény a közös részekben (vázszerkezet, víztartály, emelőlábak) túl a vízszivattyút hajtó dízelmotorból (53 kW teljesítményű); a vízszivattyúból (folyadékszállítása 8 bar nyomásnál 2400 dm³/min, 40 bar nyomásnál 250 dm³/min); a motor és szivattyú tér elemeiből; a műszer és vezérlőtér elemeiből; a habképző anyag tartályból (700 dm³-es); a habképző anyag adagoló szivattyúból; a hab-vízágyúból; a hab-vízágyú emelőszerkezetéből; a gyorsbeavatkozó egységből és további, az előzőeket kiszolgáló elemekből áll.

Az impulzus vízköddel oltó felépítmény a közös részekben (vázszerkezet, víztartály, emelőlábak) túl a hajtómotorból (13,2 kW teljesítményű); a vízszivattyúból (folyadékszállítása 6 bar nyomásnál 800 dm³/min, 9 bar nyomásnál 400 dm³/min); a műszer és vezérlőtér elemeiből; az impulzuságyúból (típusa IFEX 3000 INTRUDER II., vízkapacitása 12 dm³, csőtorkolati kezdősebessége 120 m/sec, a szelep nyitó- és záró ideje 20 ms, lőtávolsága max. 60 m, hatásos lőtávolsága 10-40 m, a vízcseppek mérete 25-250 micron, üzemi nyomása 25 bar, újratöltési ideje 2-3 sec); az impulzuspisztolyokból (2 db,

típusa IFEX-1, egyenkénti vízkapacitása 1 dm^3 , lőtávolsága max. 16 m, hatásos lőtávolsága 1-10 m, permetfelhő szélessége 5 m-es hatótávolságnál 3 m, a vízcseppek mérete 2-200 micron, a levegő üzemi nyomása 25 bar); a légtartályokból és további, az előzőeket kiszolgáló elemekből áll.

A légorlasztással nedvesítő felépítmény a közös részeken (vázszerkezet, víztartály, emelőlábak) túl a hajtómotorból (53 kW teljesítményű); a ventilátoros permetező egységből (típusa GUN 500 Fieni Giovanni, légszállítása $8,33 \text{ m}^3/\text{s}$, légsebessége 42 m/s, vízszintes hatótávolsága 35 m, függőleges hatótávolsága 20 m); a vízszivattyúból (folyadékszállítása 10 bar nyomásnál $1300 \text{ dm}^3/\text{min}$) és további, az előzőeket kiszolgáló elemekből áll.

3.2 Gyorsbeavatkozó erdőtűz-oltó berendezés

A hazai fejlesztésű és gyártású gyorsbeavatkozó erdőtűz-oltó berendezés a "VÍZÖNTŐ" erdőtűzoltó aggregát elnevezést viseli. Az eszköz fejlesztése és prototípus gyártása az OM által finanszírozott NKFP-4/0029/2002. „Erdő-vad” kutatási projekt keretében valósult meg.

Felépítését tekintve utánfutóra szerelt 400 dm^3 térfogatú polietilén tartállyal, 4,2 kW teljesítményű benzinmotoros szivattyúval ($Q_n = 40 \text{ dm}^3/\text{min}$; $P_n = 40 \text{ bar}$), kétkörös, 5 - 10 m hatótávolságú szóró-oltópisztollyal ellátott gyorsbeavatkozó erdőtűzoltó egység.

Oltási teljesítményére jellemző, hogy 2400 m^3 erdőtérfogat a tartály 400 dm^3 vízállásával 10 perc alatt oltható el. További vízpótlást jelenthet a vontató Pickup kivitelű terepjáró rakfelületére felszerelt 1000 dm^3 -es tartály, mely csővezetékekkel rácsatlakoztatható a VÍZÖNTŐ rendszerére. Az így összeépített Pickup + VÍZÖNTŐ szerelvény teljes oltási teljesítménye kb. 8400 m^3 erdőtérfogat a két tartály 1400 dm^3 vízmennyiségével, 35 min oltási idő alatt.

4. Összefoglalás

A magyarországi, tűzzel veszélyeztetett erdőtársulások a biomassa és a terepviszonyok vonatkozásában nagy változatosságot mutatnak. A fejlesztett speciális erdőtűz-oltó eszközöknek alkalmasnak kell lennie az összes társulás-típusban bekövetkező tüzek elleni védekezésre. A legalkalmasabb megoldás egy nagy terepjáró képességű alapgépre kidolgozott speciális tűzoltóeszköz család, amelynél az adapterek cseréje biztosítja a széleskörű bevetethetőséget. Emellett szükséges kidolgozni az egyes társulás-típusokra alkalmazandó – az eltérésekből adódóan – társulás-specifikus tűzoltás-taktikai irányelveket.

Az erdei tűzkárok elleni védekezés színvonala ma Magyarországon elmarad a más területek technikai fejlettségének szintjétől, ezért fejlesztésével indokolt foglalkozni. Az EMKI Géptani Tanszéke által irányított kutatás eredményeinek gyakorlati hasznosítása előbbre lépést jelent az erdőtűz-károk

megelőzésében, az erdőtűzek elleni védekezés technikai hátterének fejlesztésében. A kutatás-fejlesztés alapján megvalósítható technikai háttér hozzájárul az erdőtűzek lokalizálásához, megteremtve az alapját egy országos erdőtűz-elhárító rendszer kiépítésének.

Irodalom

- Bányai P. - Horváth B. - Mészáros K. - Nagy L. - Paksy P.- Szedlák T. (2004):* Az erdőtűz elleni védekezés kérdései. Védelem, XI. 2:11-14. p.
- Fekete Gy. - Horváth B. - Végh Gy. (1995):* Az erdőtűzek elleni védekezés technikai hátterének fejlesztése. Járművek, Építőipari és Mezőgazdasági Gépek, 42. 5:195-197.
- Fekete Gy. - Horváth B. - Végh Gy. (2004):* Technikai és technológiai fejlesztés az erdőtűzoltásban. Védelem, XI. 3:37-39. p.
- HM (1978):* Az MDK-2M fedezékásó gép leírása és üzemeltetési utasítása.
- HM (1982):* A PZM-2 típusú földmunkagép munkavégző szerveinek kezelési és karbantartási szakutasítása.
- Horváth B. (2001):* Az erdőgazdaság gépesítésének helyzete, fejlesztési lehetőségei. A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának 2000. évi tájékoztatója. Agroinform Kiadó és Nyomda Kft., Budapest. 192-198. p.
- Horváth B. szerk. (2003):* NKFP-4/0029/2002. „Erdő-vad” kutatási projekt, 3. alprojekt. Részjelentés 1. Az erdőtűzek elleni védekezés technikai és technológiai és hátterének fejlesztése. Kézirat, Sopron. 124 p.
- Horváth B. szerk. (2004):* NKFP-4/0029/2002. „Erdő-vad” kutatási projekt, 3. alprojekt. Részjelentés 2. Az erdőtűzek elleni védekezés technikai és technológiai és hátterének fejlesztése. Kézirat, Sopron. 70 p. + 2 melléklet.
- Horváth B. - Juhász G. (1999):* RÁBA FA 27.235-6.6-000 / LOGLIFT F60S erdészeti tehergépkocsi. Gépesítési információ, 13. Soproni Egyetem, Sopron. 30 p.
- Horváth B. - Kocsó M. - Mészáros K. - Traser Gy. (2003):* Az erdei tűzkárok elleni védekezés fejlesztése. Erdészeti Lapok, CXXXVIII. 1:14-17. p.
- IFEX Tűzvédelmi Kft.: Az IFEX ERDŐ I. - II. speciális erdőtűzoltó járművek,* Műszaki leírás, Budapest.
- Laib L. szerk. (2002):* Terepen mozgó járművek. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 340 p.
- Sitkei Gy. (1986):* Mezőgazdasági és erdészeti járművek modellezése. Akadémiai Kiadó, Budapest. 86 p.
- Turba J. (1976):* Porlasztók. Műszaki Könyvkiadó, Budapest. 416 p.

The role of mycorrhiza in reforestation

(A mikorrhiza szerepe az erdősítésekben)

BARNA Tamás

KEFAG R.T.
Center for Production of Forestry Propagation Materials
József A. u. 2.
H-6000 Kecskemét

Abstract

Hungary is facing to perform intensive afforestation on 700 thousand – 1 million hectares during the next 40 years. New forests and wood plantations will be planted mostly on dry, poorly fertile soils nonprofitable for agricultural use to be found firstly on the Great Hungarian Plain. Applying artificially mycorrhized seedlings may considerably increase the effectivity of afforestation assuring of more intake of nutrients and water for the seedlings.

Keywords: Mycorrhiza, nutrient and water uptake, reforestation

INTRODUCTION

Hungary had always belong to the European forefront of quantitative afforestation. Therefore after the Second World War the forest area could be increased from 11 % by the present to 19 %. The extent of agricultural territories suitable for afforestation in the country is calculated to be between 700 thousand and 1 million hectares [1,2,3].

The agricultural territories possibly involved in afforestation belong partly to the very dry, sandy areas where the drought is often raised by high lime content. The other part of land potentially usable for afforestation is the steeps of mountains and hills previously covered by woods. These areas have been cultivated for centuries but exhaustion and erosion degraded the soils, so their agricultural use is nonprofitable. The humus content of these soils is very low, usually below 1 %. In additon agricultural soils miss the normal microbiota of

forest soils the trees are adapted to and contain highly different microbe communities disadvantageous for the development of planted seedlings.

It can be stated that the roots of tree seedlings planted into agricultural soils get into a hostile environment which a part of the plantlets cannot cope with. That is one reason why new plantations must be planted in average 1,6 – 1,7 times or even twice.

According to our results merely in Bács-Kiskun County there are more than 300 thousand hectares of unprofitable agricultural land can be proceeded. In such case afforestation seems to be the most reasonable land use [4].

Rapid ecological changes of the last years (e.g. warming up, drying and sink of underground water level) warn us to look for new ways of afforestation successful also in disadvantageous circumstances. Establishing artificial mycorrhizae on the roots of seedlings is such a new and in addition a natural method.

THE EFFECT OF MYCORRHIZAE ON THE NUTRIENT AND WATER UPTAKE OF FOREST TREES

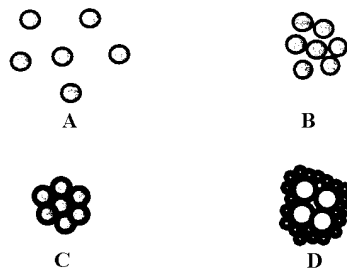
Mycorrhiza, a symbiotic relationship between roots and fungi, is widespread all over the world. Different types of mycorrhizae, characteristic to plant communities having evolved in different geographical and climatical zones, exist. In the deciduous and needle woods under temperate climate trees typically form ectomycorrhizal connections mainly with basidiomycetes, less with some ascomycetes. There are of course some broadleaved species having endomycorrhiza connections (*Fraxinus sp.*, *Acer sp.*, *Prunus sp.*, *Sorbus sp.*, etc.)

The mycorrhiza fungi have a great influence on the growth, water and mineral uptake of the trees to be as host plants and they can increase their drought-tolerant. Moreover, fungal strains differ widely in this respect. Several mechanisms are involved: a direct effect on water uptake through various strategies of soil exploration by the mycelium, an indirect effect through the modification of water status regulation by the tree and changes in the water-use efficiency of photosynthetic carbon.

In ectomycorrhizae, a dense sheet of fungal mycelium, the so called *mantle*, is covering the root tips. Emanating hyphae, growing from the mantle

into the soil, multiply the covered soil volume, and permit the increased water and mineral uptake. It happens the same way in the case of endomycorrhizae (Fig. 1-2.)

The advantage of mycorrhizae compared to non-mycorrhized plants is more distinctly manifested in dry soils, poorly supplied with phosphorous and nitrogen. Mycorrhization increases growth (Table 1.) as well as P and N content of plants (Table 2.)



- A: myceliums consisting dispersed, individual hyphae
 B: myceliums organised loose bundle
 C: mycelium bundle containing closed connected hyphae
 D: complex, water-conduit rhizomorpha consisting thick, hollow hyphae inside and thin, cortical hyphae outside

Fig. 1. Organization of hyphae bundle [7]
(A hyfa kötegek szerveződése a víz és a tápanyag szállítás céljából)

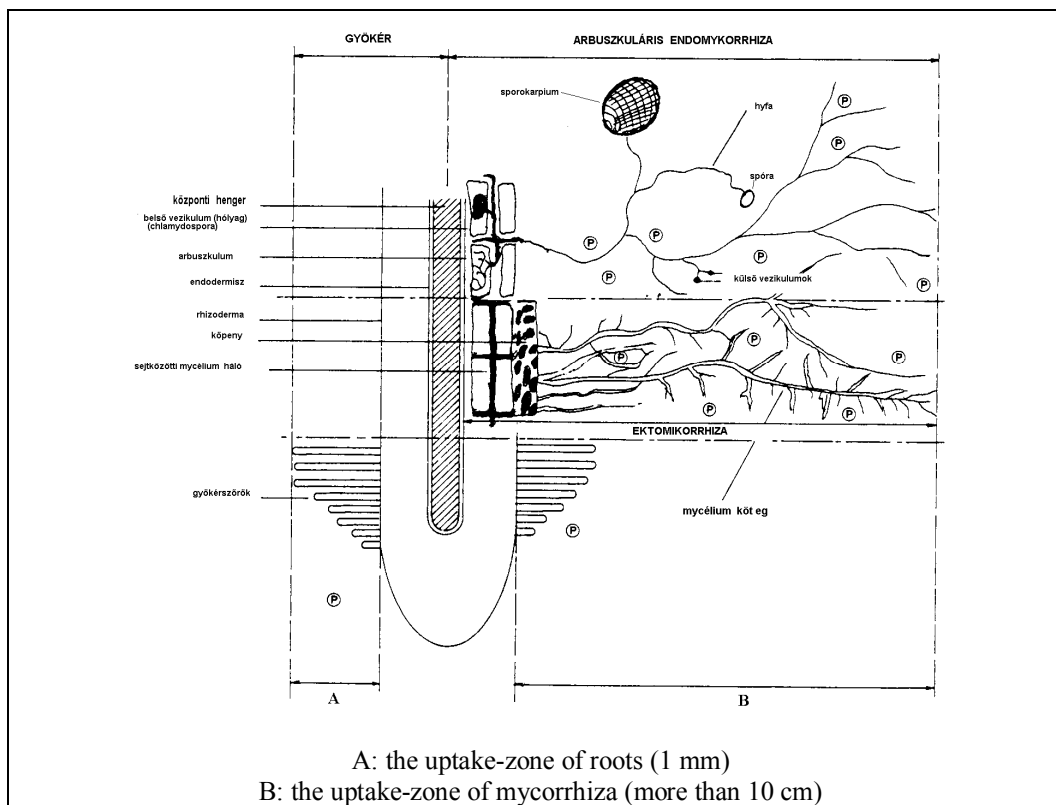


Fig. 2. The extension of mineral and water uptake-zone surroundings of mycorrhiza
[PLENCHETTE et al. 1982 cited in 10]
(A víz és a tápanyag felvételi zóna kibővítése a mikorrhizák segítségével)

Mycorrhiza help plants to survive dry periods and adapt to lime [8, 9, 13]. Mycorrhizal seedlings can tolerate higher soil temperature and lower pH conditions. Mycorrhizae increase tolerance of plants against inorganic and organic toxic substances, protecting them from heavy metal stress [5, 6, 14, 15]. This is extremely significant economically in afforestation and reafforestation of dry, poor and polluted areas.

Soil	Non-mycorrhized control	Natural mycorrhiza	Pisolithus tinctorius	Hebeloma cylindrosporum
1.	1,4 ± 0,2	3,5 ± 1,2	10,6 ± 1,6	13,5 ± 2,1
2.	0,6 ± 0,3		7,3 ± 2,6	8,9 ± 1,7
3a.	1,4 ± 0,7	3,5 ± 0,5	7,7 ± 0,7	6,9 ± 1,1
3b.	1,5 ± 0,3		4,6 ± 0,8	3,8 ± 0,4

The test was realised partly in controlled conditons. One part of the 3.5 months age seedlings were inoculated with artificialy produced mycelium, the other part of them were inoculated with naturally mycorrhized root extract.

The soil samples were taken from the A level.

1. humous podzol; 2. eluviated adobed sand; 3a. slightly humous sand (humous content < 0,55 %); 3b. slightly humous sand (humous content = 0,08 %).

Table 1. The effect of ectomycorrhiza on overground growth of *Pinus pinaster* seedlings 10 months after planting out (fresh plant mass in g) [MOUSSAIN et al. 1979 cited in 10
(Az ektomikorrhiza hatása a *Pinus pinaster* magoncok föld feletti növekedésére, 10 hónappal a kiültetés után – a zöld növény tömege g-ban)

Content	Non-mycorrhized control	Natural mycorrhiza	Pisolithus tinctorius	Hebeloma cylindrosporum
Total P	0,09	0,17	0,21	0,32
Total N	1,79	2,19	2,10	2,77

Table 2. The effect of mycorrhization on the N and P content on overground parts of *Pinus pinaster* seedlings 10 months after planting out (expressed in % of dry mass)
(A mikorrhiza hatása a *Pinus pinaster* magoncok N és P felvételére, 10 hónappal a kiültetés után – a szárazanyag tömeg %-ában kifejezve)
[MOUSSAIN et al. 1979 cited in 10]

During the planting seasons 2004. spring there were outplanting black locust (*Robinia pseudoacacia*), white poplar (*Populus alba*) and ash (*Fraxinus excelsior*) one year old seedlings by the Forest Enterprise Kiskunság Co. in the region between Danube and Tisza (Table 3).

The soil types on which the reforestations were realised were sandy, the humus content less than 0,5 %, the lime content more than 10 %. This reforestation region is one of the most arid region of Hungary. The average precipitation is less than 550 mm.

There were applicated two different methodes of mycorrhiza treatment:

- seedlings were mycorrhized by the inokulation of the nursery soil;

- seedlings were mycorrhized by dipping in inokulum just before the outplanting in the forest.

After one vegetation period leaf samples were taken to examine their nutrition contents. The leaf analysis was made by the Central Laboratory (Kecskemét) of the Research Institute for Viticulture and Enology of the Ministry of Agriculture. The results of this analysis is summarised by the table 4. It can be seen that the nutrition content of the mycorrhized plants are higher than the non-mycorrhized ones.

Locality Község Tag, részlet	Mycorrhized area Mikorrhizált terület (ha)	Applicated mycorrhized seedlings (1000 pieces) Felhasznált mikorrhizált csemete (edb)		
		Black locust A	White poplar FNY	Other broadleaved E LOMB
Forestry Firection Nord-Kiskunság (Észak-Kiskunsági Erdészet)				
Szalkszentmárton 10C	0,3			2,0
Solt 4SZ-5SZ	1,0		4,2	
Solt 16C	4,0		16,2	
Ágasegyháza 16J	0,5	2,1		
Ágasegyháza 23B	2,0	8,4		
Kunbaracs 19B	0,5	2,1		
Lajosmizse 3H	4,1	16,8		
Csongrád 903A	1,0	4,2		
Szentkirály 902A	1,5	6,4		
Total Észak- Kiskunsági Erdészet	14,9	40,0	20,4	2,0
Forestry Direction Császártöltés (Császártöltési Erdészet)				
Császártöltés 114D	4,3	6,0	12,0	
Hajós 152C	0,7	3,0		
Hajós 197E	0,5	2,2		4,0
Kecel 14I	0,5	2,0		
Kéleshalom 125C	1,7	2,8	4,2	
Kéleshalom 129C	3,1	5,0	8,0	
Total Császártöltési Erd.	10,8	18,0	24,2	4,0
Forestry Direction South-Kiskunság (Dél-Kiskunsági Erdészet)				
Harkakötöny 74C	0,5	1,0	1,0	
Harkakötöny 14A	0,8	3,5	3,8	
Harkakötöny 63I	0,5	2,15		
Kömpöc 12A	4,4	6,35	12,0	
Balotaszállás 149K	5,6	10,0	13,5	
Total Dél-Kiskunsági Erdészet	11,8	23,0	30,3	

<i>Forestry Direction Bugac (Bugaci Erdészet)</i>				
Bócsa 5I	2,0		8,2	
Bócsa 6B	1,0	1,7	2,5	
Bócsa 23F	0,9		3,7	
Bócsa 2E	3,0		12,6	
Bócsa 3A	5,5		23,1	
Bócsa 3C	1,5		6,3	
Bócsa 3H	1,8		7,6	
Orgovány 3A	1,0		4,2	
Orgovány 4B	1,7		7,2	
Bugac 142D	2,3	9,7		
Bugac 142C	0,6	2,5		
Bugac 137D	4,2	5,9	11,8	
Jakabszállás 9C	1,9	3,8		
Jakabszállás 21F	0,3	1,3		
Jászszentlászló 8E	3,3		13,9	
Petőfiszállás 650C	2,1	8,8		
<i>Total Bugaci Erd.</i>	<i>33,1</i>	<i>33,7</i>	<i>101,1</i>	
<i>Total KEFAG Co.</i>	<i>70,6</i>	<i>114,7</i>	<i>176,0</i>	<i>6,0</i>
<i>2004. spring (tavasz)</i>				

Table 3 Reforestation made by the Forest Enterprise KEFAG Co. with mycorrhized seedlings in spring 2004
(A KEFAG R.T. területén, mikorrhizált csemetékkel végzett erdősítés 2003. őszén)

No of the sample Lab. szám	The name of the sample A minta jele	N %	P %	K %	Ca %	Mg ppm	Zn ppm	Mn ppm
16342	Akác k. (Black locust)	2.98	0.28	0.56	4.16	0.50	20	59
16343	Akác M-cs (Black locust)	3.02	0.28	0.65	4.17	0.44	25	68
16344	Akác M-m (Black locust)	3.66	0.22	0.87	4.10	0.41	55	72
16345	Fehér nyár k. (White poplar)	3.07	0.66	1.08	1.61	0.27	69	77
16346	Fehér nyár M-cs (White poplar)	3.10	0.66	1.33	1.58	0.29	43	74
16347	Fehér nyár M-m (White poplar)	3.41	0.77	1.17	1.70	0.32	46	92
16348	Cser k. (Quercus cerris)	2.19	0.28	0.45	1.43	0.42	23	31
16349	Cser M-cs (Quercus cerris)	2.23	0.28	0.73	1.55	0.26	25	70
16350	Cser M-m (Quercus cerris)	2.50	0.33	0.79	1.18	0.35	45	56
16351	Magas kőris k. (Fraxinus excelsior)	2.79	0.25	0.60	2.61	0.63	18	38
16352	Magas kőris M-m (F. excelsior)	3.27	0.28	1.10	2.42	0.55	28	69
16353	Fehér nyár k (White poplar).	2.99	0.66	1.29	1.45	0.32	209	58
16354	Fehér nyár M-m (White poplar)	3.61	0.82	1.17	1.21	0.29	302	79

Key to the signs used (Jelmagyarázat): k – control (kontroll)

M-m – Mycorrhized by dipping (Mikorrhizált helyszíni

Mártogatással)

M-cs – Mycorrhized in the nursery (Mikorrhizált csemetekerti

Talajoltással)

Table 4 The effect of the mycorrhiza on the nutrition contents of the seedling after the first vegetation period (A mikorrhiza hatása az erdőültetésbe kiültetett csemeték tápanyag tartalmára az 1. tenyésztési időszak végén) (SZBKI Központi Laboratórium, Kecskemét 2004)

CONCLUSIONS

The analysis of nutrition contents of the leaves of mycorrhized plants has proved our expectation and his results are in agreement with the data of MOUSSAIN et al. 1979 (ited in 10).

We hope that using mycorrhized plants for the reforestations and for the afforestations, we can partly establish healthier forest ecosystems and more productively wood stands, partly may decrease the total costs of afforestations because it will be no need to repeat the plantations.

REFERENCES

1. Barna, T.: A hosszú távú erdőtelepítési program. (The-long term afforestation program.) Erdészeti Lapok **76**, 168 (1991)
2. Barna, T.: Erdőtelepítések az Alföldön. (Afforestations on the Great Plain). Hidrológiai Közöny **73**, 34-39 (1993)
3. Barna, T., Király, L., Kőhalmy, T., Varga, F.: Az erdő- és vadgazdálkodás. (Forest and wild economy) AGRO-21. **7**, 5-35 (1995)
4. Barna, T.: A racionális földhasználat lehetőségei erdő- és ültetvénytelepítéssel (Possibility of land use by afforestation and tree plantation) In: Kiút a válságból. MTA RKK Pécs 157-161 (1993)
5. Berry, C.R.: Survival and growth of pine hybrid seedlings with *Pisolithus ectomycorrhizae* on coual spoils in Alabama and Tennessee. Journal of Environmental Quality **11**, 709-715 (1982)
6. Bradley, R., Burt, A.J., Read, D.J.: The biology of the mycorrhiza in the Ericaceae VIII. The role of mycorrhizal infection in heavy metal resistance. New Phytol. **91**, 197-210 (1982).
7. Garbaye, J – GUEHL, J.-M.: Le rôle des ectomycorrhizes dans l'utilisation de l'eau par les arbres forestiers. Revue Forestière Française XLIX. N° spec. 110-120 (1997).
8. Hocine, H. et al.: Possibilités de mycorrhization de *Cedrus atlantica* Manetti. Annales de la Recherches Forestières au Maroc. **27**. spéc. Vol. I-XXXVI.: 350-361 (1993).
9. Le Tacon, F.: La mycorrhization contrôlée et ses possibilités d'application (les progres réalisés aux USA). Revue Forestière Française 30, 353-362 (1978).
10. Mousain, D. – Matumoto-Pinto, Paula – Quiquampoix, H.: Le rôle des mycorrhizes dans la nutrition phosphatée des arbres forestiers. Revue Forestière Française XLIX. N° spec. 67-81 (1997).
11. Schmitz-Zeitz, D.: Mykorrhizaeinsatz im Langzeitversuch. AFZ/Der Wald **23**. 1264-1265 (1995).
12. Stenström, E., Damm, E., Unestam, T.: Le rôle des mycorrhizes dans la protection des arbres forestiers contre les agents pathogènes du sol. Revue Forestière Française XLIX. N° spec. 121-128. (1997).
13. Theodoru, C., Bowen, G.D.: Mycorrhizal reponses of radiata pine in experiments with different fungi. Austral For. **34**, 183-191 (1970).

14. Trappe, J.M., Molina, R., Castellano, M.: Reaction of mycorrhizal fungi and mycorrhiza formation to pesticides. *Ann. Rev. Phytopathol.* **22**, 331-359 (1984)
15. Turnau, K., Kottke, I., Oberwinkler, F.: *Paxillus involutus* – *Pinus sylvestris* mycorrhizae from heavily polluted forest. *Bot. Acta* **106**, 213-219 (1993).

Az Erdőtelepítések költségelemzése 1997-2004.

Szulcsán Gábor

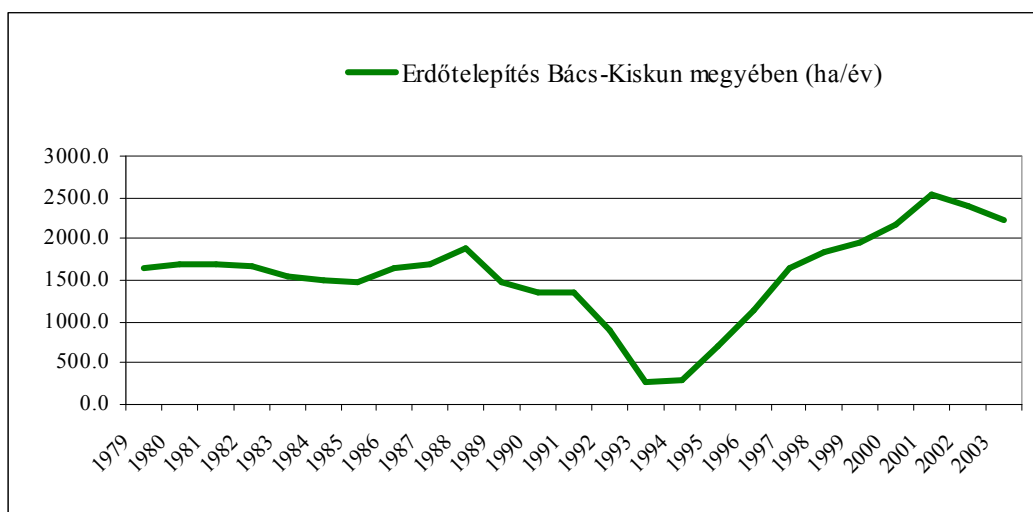
KEFAG Rt. Erdészeti Szaporítóanyag Termesztési Központ
Kecskemét

Bevezetés

A tanulmány az erdőtelepítések költségeinek változását mutatja be a KEFAG Rt. adatai alapján, az elmúlt 8 év vonatkozásában.

A első részben egy általános áttekintést adok az erdősítésekről, a második részben pedig ezek pénzügyi vonatkozásait tárgyalom. Elkészítettem a főbb célállomány-típusok 1997-2004. közötti költségeinek elemzését az első kivittől a befejezésig. A számítások során törekedtem arra, hogy az eredmények csak a mindenképpen felmerülő költségeket tartalmazzák, így küszöbszámoknak tekinthetők. A felhasznált adatok 2003-ig tényszámok alapján, 2004-re vonatkozóan, előzetes, becsült adatokkal dolgoztam.

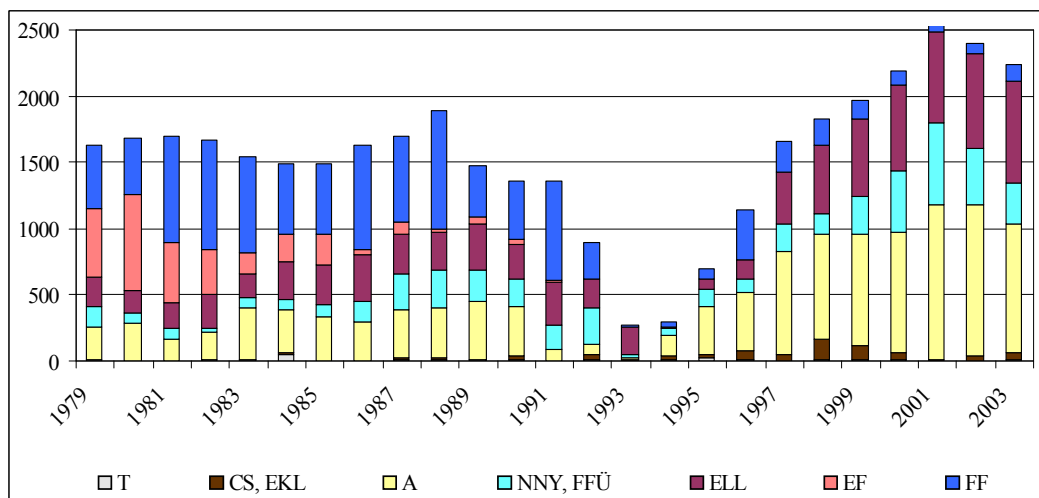
Erdőtelepítés



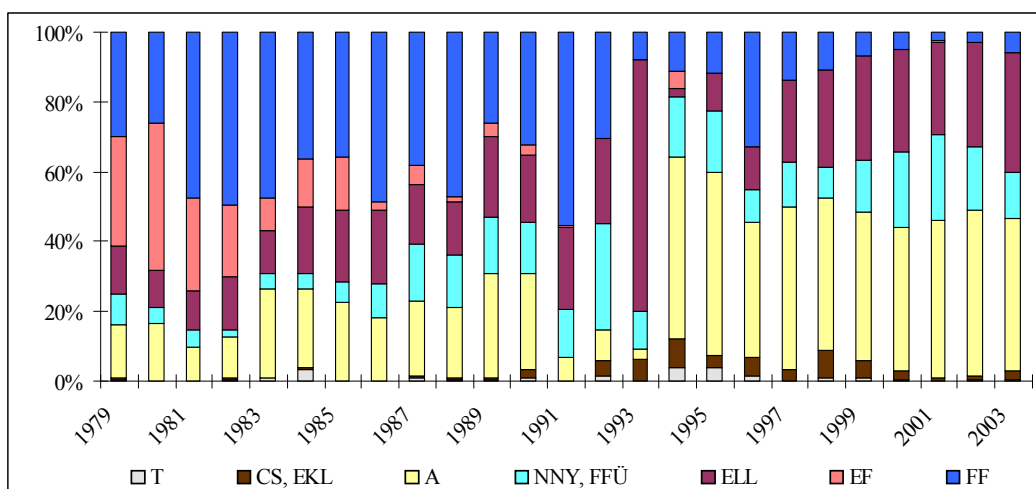
1. ábra Első kivittől erdőtelepítés és fásítás 1979-2003. közötti időszakban, Bács-Kiskun megyében

A múlt

Az 1. ábrán jól látható a rendszerváltást megelőző években az erdőtelepítés mértéke átlagosan 1600 ha/év körüli nagyságrendben volt. A rendszerváltás zavaros éveiben az erdőtelepítés területe drasztikusan lecsökkent. 1993—1994 volt a mélypont. 1995-től rohamosan elkezdett növekedni és 1997-re elérte a 10 évvel azelőtti szintet, *de ekkor már szinte kizárólag magántulajdonban álló területeken folyik a munka.* 2001-ben érte el eddigi maximumát.



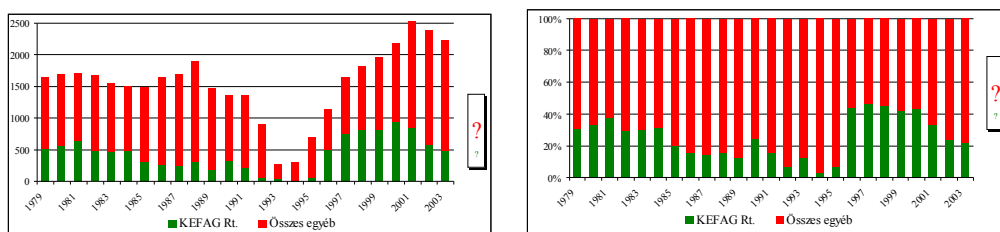
2. ábra Az erdőtelepítések célállomány-típusainak összetétele ha/év –ben



3. ábra Az erdőtelepítések célállomány-típusainak %-os összetétele

A 2. és 3. ábrán jól látható, hogy a rendszerváltás előtti időszakban igen magas volt a fenyők részaránya. Megfigyelhető, hogy 1995-től, a kárpótlások után, a magán szektorba került területeken induló erdőtelepítésekben a gazdák előszeretettel választják az akácot.

Az erdeifenyő az utolsó nyolc évben szinte teljesen kiszorult, a hazai nyár részaránya az akáchoz hasonlóan emelkedett, a nemesnyár részaránya többé-kevésbé állandó képet mutat. A 90-es évek végén az egyéb keménylomb és a tölgytelepítések biztatóan megindultak, de mára területük és részarányuk is csekély.



4. ábra Az erdőtelepítések kivitelezői

A 90-es évek közepén felfutó erdőtelepítésekben a KEFAG Rt. az előző időszakhoz képest pozícióját megerősítette, és a telepítések több mint 40%-át végezte el. A diagrammokból jól látható, hogy 2001-óta kis mértékben, de folyamatosan csökken az erdőtelepítés területe és a KEFAG Rt. részesedése is visszaszorulóban van az erdőtelepítések kivitelezését tekintve.

A jelen

Az erdőtelepítési kedv 2003-ban enyhe, 2004-ben pedig, már jelentős visszaesést mutat. A csökkenő tendencia elsősorban az Európai Unió csatlakozásunk körüli bizonytalanságokra vezethető vissza. A gazdák kívánnak, a gazdák és a kivitelezők a bizonytalan támogatási környezetben nem tudják, nem akarják felvállalni a kockázatot, hogy a támogatást nem kapják meg, támogatás nélkül nem tudják, nem akarják vállalni, előfinanszírozni az erdőtelepítés költségeit.

2004 március elején megjelent a 6/2004-es (I.22.) Korm. rendelet az Európai Unió közös forrásaiból származó agrártámogatások, az azokhoz kapcsolódó, nemzeti költségvetésből nyújtott kiegészítő támogatások, valamint a nemzeti hatáskörben nyújtott agrártámogatások igénybevételének feltételeiről. A rendelet a nem mezőgazdasági területen végzett erdőtelepítések támogatásáról

rendelkezik. Mivel a telepítések általában szántó vagy rét, legelő művelési ágú területeken valósulnak meg ezért mindenki feszülten várta a mezőgazdasági területek erdősítésével kapcsolatban megjelenő pályázati lehetőségeket.

Szeptember 11-én jelent meg a *132/2004.(IX.11) FVM rendelet a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv alapján az Európai Unió által társfinanszírozott mezőgazdasági területek erdősítéséhez nyújtott támogatás igénybevételének részletes szabályairól*. A bizonytalanság, az információéhség, a kívárák következtében a rendelet megjelenése után kezdtek csak el a telepítési tervdokumentáció összeállítását és nem készültek el a rendeletben meghatározott határidőig. Az ÁESZ Kecskeméti Igazgatóságához október 15.-ig 2007 ha-ra érkezett be pályázat.

2004-es évet már teljes jogú tagként kezdtük az Európai Unióban, de a 2004-öszi telepítési szezonban az utolsó pillanatig feszült volt a hangulat. Az elhúzódó fagymentes ősz hátráltatta a munkák megkezdését.

A jövő

A beadott pályázatok, a megvalósult erdőtelepítések tényadatai alapján az elkövetkező években az erdőtelepítési kedv továbbra is megmarad, a támogatási körülmények rendeződése után növekedni fog. A közeljövőben az 200-2500 ha/év erdőterület növekedéssel számolhatunk Bács-Kiskun megyében.

Az erdőtelepítések költségelemzése

A vizsgálatok célja

A költségek és a telepítések után igényelhető normatív támogatás összevetésével megállapítottam, milyen mértékben fedezi az állami támogatás a felmerülő költségeket. Ezzel az volt a célom, láthatóvá váljék, hogy ráfordítások és a bevételek milyen arányban vannak, a támogatottság az időben hogyan változott, hol tart.

Az alapok

A vizsgálatok alapjául az 1997-2004 ig terjedő időszak erdőtelepítések költségeit és támogatási normáit vettem. Az erdőtelepítések befejezetté nyilvánításig a felmerülő költségeket állítottam szembe a befejezett kori egységár összegével, ezen belül az egyes évek pénzügyi mérlegét nem vizsgáltam. A 2004-es évre már a 132/2004(IX.11.) FVM rendeltben Európai

Unió által társfinanszírozott mezőgazdasági területeken történő erdősítésekhez igénybe vehető támogatásokkal számoltam. A kapható támogatási összegből leszámoltam a kifizetendő ÁFA-t, az összehasonlíthatóság érdekében. Mivel a támogatási cél megvalósítására a ráfordítások után nem igényelhető vissza az ÁFA.

A költségek megállapításánál az adott évben kiadott vállalkozói árjegyzékekből és a KEFAG Rt. év végi tényszámaiból indultam ki (Erre azért volt szükség, mert az árak, vállalkozói díj a területtől, a megbízás gyakoriságától, a kézi munkaerő árától jelentős mértékben függ, nagy szórás van az adatokban, ezért ahol jelentős eltérést tapasztaltam ott átlagoltam, korrigáltam az árakat.) Különös figyelmet fordítottam arra, hogy csak a közvetlen költségek kerüljenek be a számításokba.

Az elemzéseket a négy leggyakoribb célállomány – típusra készítettem el: A NNY, ELL, F.

Ezek a Bács-Kiskun megyei telepítések 97%-át teszik ki. (Az ELL gyakorlatilag szürkenyart, az F fekete fenyőt jelent).

A forrásadatok begyűjtése során 2000. évig ültetési szezonra bontott adatokat találtam, az utána következő években (az integrált vállalatirányítási rendszer üzembe helyezésének köszönhetően) naptári évekre vonatkozó forrásadataim vannak. A részeredmények összehasonlíthatósága érdekében az ültetési szezonra vonatkozó bemenő adatokat lineáris interpolációval naptári évekre számítottam. A naptári évben gondolkodás mellett szól az a tény is, hogy a normatív támogatás összege is a naptári évek szerint adott.

Módszer

Termőhelyi-feltárás, erdőtelepítési kiviteli terv készítésének költsége

Az erdőtörvény kimondja: „az erdőgazdálkodó erdő telepítését – ha e törvény másként nem rendelkezik – csak jóváhagyott telepítési – kivitelezési terv alapján végezheti.” E tervet termőhely-feltérési szakvélemény alapján erdőmérnök készítheti el. Ezek hiányában az erdőtelepítés nem végezhető el. A tervezés költsége az erdőtelepítés költségeitől nem választható el.

Kivitelezés költségek

Mélyforgatás

A sikeres erdőtelepítés egyik biztosítéka a mélyforgatás. A költség, az adott évre, a KEFAG Rt. Főkönyvében szereplő, a munkaműveletre vonatkozó vállalkozói díjak átlaga alapján vettem.

Ültetés

Az ültetési technológia szerint lombcsemetéket a mélyforgatással egy menetben „eke után” a fenyő csemetéket ültetőgéppel ültetjük. A költség, az adott évre, a KEFAG Rt. főkönyvében szereplő, a munkaműveletre vonatkozó vállalkozói díjak átlaga alapján vettem.

Csemete ár

A KEFAG Rt. adott évben aktuális csemeteárjegyzékéből vettem át az adatokat. Az árjegyzéki árak ültetési szezonra vonatkoznak (ősztől tavaszig érvényesek), ebből következik, hogy egy naptári évben két ár – egy tavasz és egy őszi – jelentkezik. A számításoknál a tavaszi árakat használtam.

A KEFAG Rt. tényszámai alapján átlagosan 10%-os pótlással számoltam lomb és fenyő telepítése esetén egyaránt.

Célállomány	Csemete méret	Csemeteigény (db/ha)	Pótlás +10% (db)	Összesen (db)
Akác	1/0, 60+	5000	500	5500
NNY	0/1/0, A	625 (4*4-es hálózathoz)	63	688
ELL	1/0, 60+	5000	500	5500
F	2/0, 8/20	8500	850	9350

1. táblázat A KEFAG R.T. erdőtelepítéseinek alkalmazott csemete szám (db/ha)

Ültetés után törevágás

A Duna-Tisza köze mostoha termőhelyi viszonyai között, általános gyakorlat, számolni kell a lombcsemeték ültetést követő törevágásával. A költség, az adott évre, a KEFAG Rt. főkönyvében szereplő, a munkaműveletre vonatkozó vállalkozói díjak átlaga alapján vettem.

Ápolás pótlás költsége

Év	Lomb				Fenyő	
	Tőrevágás	Tárcsázás	Kapálás	Egyszálra metszés	Tárcsázás	Kapálás
1.	1	3	3	1	3	3
2.	-	2	1	-	3	2
3.	-	-	-	-	3	1
4.					2	-
5.					2	-
Összesen	1	5	4	1	13	6

2. táblázat A KEFAG R.T-nél alkalmazott erdősítés ápolási gyakorlat

A költségeket, az adott évre, a KEFAG Rt. főkönyvében szereplő, a munkaműveletre vonatkozó vállalkozói díjak átlaga alapján vettem.

Egyéb közvetlen költség

Igazolások költsége

Az 1998/99-es ültetési szezontól kezdve állami támogatás igénybe vételéhez az igénylőnek a pályázati kérelem benyújtását, ill. a támogatás igénybevételét megelőző hatvan napnál nem régebben kiállított igazolással kell igazolnia, hogy lejárt adó-, vám-, egészség-, nyugdíjbiztosítási hátralékkal nem rendelkezik.

Az állami támogatást legjobb esetben 3 év (gyorsan növény lomb), ill 5 év (fenyő) alatt volt felvehető évi két részletben. Ez minimum 6, ill 10 kifizetést jelentett, s minden alkalommal kötelező volt beszerezni az új igazolásokat. 2004-től az igazolások beszerzése már nem terheli a gazdálkodót. Az Unió által társfinanszírozott telepítések esetén viszont számításba kell venni, hogy a gazdálkodónak rendelkeznie kell a telepítéshez szükséges forrás teljes összegével, mert a támogatást utólag, a telepítés költségeinek felmerülése után kaphatja meg a gazdálkodó. A felmerülő költségek kifizetése és a támogatás folyósítása között eltelt idő meghaladhatja 12-18 hónapot.

Egyéb közvetlen költségek

Az erdőtelepítést számos egyéb közvetlen költség terheli. Ilyen pl. a kivitelezés szakmai irányítójának (kötelezően alkalmazandó szakember) bére, gépkocsi futás, (terepi kiszállás, csemete szállítás, munkák, pl. tárcsázás, kapálás terepi ellenőrzése, ...)

Ezen költségek nagyságrendjét meghatározni nem könnyű feladat, Az erdőgazdaság többéves tapasztalata alapján ez az össze költség 20-25%-a. A számításoknál 20%-os egyéb közvetlen költséggel kalkuláltam.

Közvetlenül el nem számolható költségek

A számításoknál erdészeti általános költséggel, vállalati általános költséggel nem számoltam

Költségszámítások

(A költségszámítások nettó árakat tartalmaznak.)

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
	Ft/ha							
<i>Talajvizsgálat</i>	1100	1100	1300	1400	1600	1850	2000	2200
<i>Szakvélemények, pályázat</i>	4500	5000	5500	6000	6500	7000	7500	7800

Összesen:	5600	6100	6800	7400	8100	8850	9500	10000
------------------	------	------	------	------	------	------	------	-------

3. táblázat A termőhely-feltárás és az erdőtelepítési kiviteli terv készítésének költsége

<i>Munkaművelet Ft/ha</i>	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
<i>Tervezési költség</i>	5600	6100	6800	7400	8100	8850	9500	10000
<i>Mélyforgatás</i>	40000	45000	50000	55000	56000	59000	63000	70000
<i>Ültetés eke után</i>	7600	8500	9500	11500	12000	11000	11000	11000
<i>Ültetés ültetőgéppel</i>	13000	15000	17000	17000	18000	19000	21000	23000
<i>Ültetés utáni tőrevágás</i>	3100	3500	4000	4000	4000	4000	3900	4050
<i>Tárcsázás</i>	2000	2400	3000	3000	3000	3500	3200	3250
<i>Kapálás</i>	7500	8500	10000	10000	10000	11000	9800	11000
<i>Egyszálra metszés</i>	4500	5100	6000	6000	6000	6200	6500	6500
<i>Pótlás</i>	16000	20000	24000	24000	28000	32000	36000	37250

4. táblázat A kivitelezés, a pótlás és az ápolás költsége a KEFAG R.T -nél

Célállomány típus	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
	Ft/db							
<i>Akác</i>	6.8	7	7.5	9	9	9	9	9
<i>Nemesnyár</i>	30	35	40	42	45	45	45	45
<i>Egyéb lágylomb (SZNY)</i>	9	11	12	13	14.5	15	15	15
<i>Fenyő (Fekete fenyő)</i>	3.8	4.5	5	7	8	8	10	11

5. táblázat A csemete egységára a vizsgált időszakban

Célállomány típus	Felh. csemete	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
		Ft/ha							
<i>Akác</i>	5500	37400	38500	41250	49500	49500	49500	49500	49500
<i>Nemesnyár</i>	687.5	20625	24063	27500	28875	30938	30938	30938	30938
<i>Egyéb lágylomb (SZNY)</i>	5500	49500	60500	66000	71500	79750	82500	82500	82500
<i>Fenyő (Fekete fenyő)</i>	9350	35530	42075	46750	65450	74800	74800	93500	102850

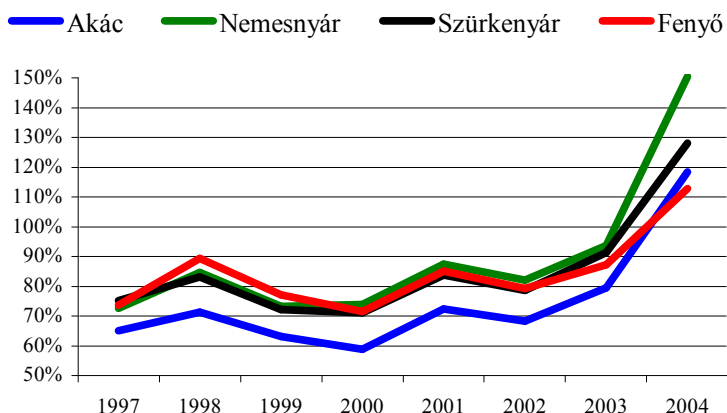
6. táblázat A felhasznált csemete ára (telepített + pótoltt csemete) a KEFAG R.T-nél

Munkaművelet Ft/ha	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
<i>Egyéb közvetlen ktg.</i>								
Igazolások költsége	A költségek 20 %-a							

7. táblázat Egyéb közvetlen költség

Összesen:

A) 2004-től az unió által társfinanszírozott mezőgazdasági területek erdősítéséhez nyújtott támogatás igénybevételével **nem védett mezőgazdasági területen**

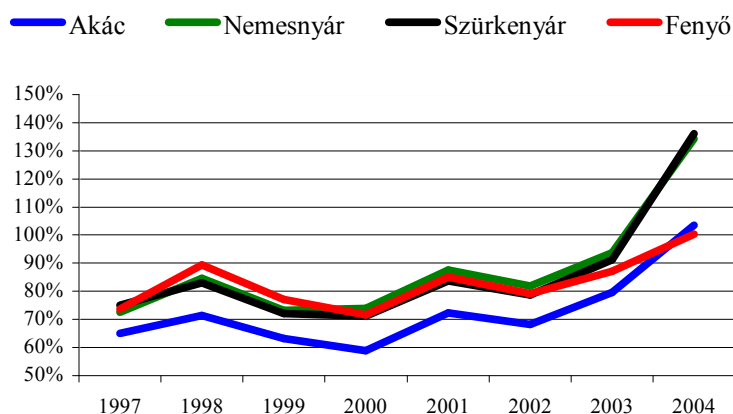


1. diagramm A különböző célállomány-típusok támogatottsága 1997-2004. között I.

AKÁC	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	169 200 Ft	196 140 Ft	221 550 Ft	254 880 Ft	262 320 Ft	278 460 Ft	289 200 Ft	299 760 Ft
Állami támogatás	110 000 Ft	140 000 Ft	140 000 Ft	150 000 Ft	190 000 Ft	190 000 Ft	230 000 Ft	355 128 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	65%	71%	63%	59%	72%	68%	80%	118%
Támogatottság átlag 1997-2003	68 %							
NEMESNYÁR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	151 726 Ft	177 432 Ft	204 660 Ft	230 155 Ft	240 072 Ft	256 212 Ft	266 952 Ft	277 512 Ft
Állami támogatás	110 000 Ft	150 000 Ft	150 000 Ft	170 000 Ft	210 000 Ft	210 000 Ft	250 000 Ft	417 164 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	72%	85%	73%	74%	87%	82%	94%	150%
Támogatottság átlag 1997-2003	81%							
SZÜRKENYÁR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	186 360 Ft	216 600 Ft	249 600 Ft	281 280 Ft	298 620 Ft	318 060 Ft	328 800 Ft	339 360 Ft
Állami támogatás	140 000 Ft	180 000 Ft	180 000 Ft	200 000 Ft	250 000 Ft	250 000 Ft	300 000 Ft	434 889 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	75%	83%	72%	71%	84%	79%	91%	128%
Támogatottság átlag 1997-2003	79%							
FENYŐ	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	203 433 Ft	234 903 Ft	272 355 Ft	321 420 Ft	340 680 Ft	366 180 Ft	401 400 Ft	425 520 Ft
Állami támogatás	150 000 Ft	210 000 Ft	210 000 Ft	230 000 Ft	290 000 Ft	290 000 Ft	350 000 Ft	480 256 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	74%	89%	77%	72%	85%	79%	87%	113%
Támogatottság átlag 1997-2003	80%							

8. táblázat A különböző célállomány-típusok támogatottsága 1997-2004. között

B) 2004-től az unió által társfinanszírozott mezőgazdasági területek erdősítéséhez nyújtott támogatás igénybevételével védett mezőgazdasági területen



2. diagramm A különböző célállomány-típusok támogatottsága 1997-2004. között II.

AKÁC	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	169 200 Ft	196 140 Ft	221 550 Ft	254 880 Ft	262 320 Ft	278 460 Ft	289 200 Ft	299 760 Ft
Állami támogatás	110 000 Ft	140 000 Ft	140 000 Ft	150 000 Ft	190 000 Ft	190 000 Ft	230 000 Ft	310 605 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	65%	71%	63%	59%	72%	68%	80%	104%
Támogatottság átlag 1997-2003	68%							
NEMESNYÁR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	151 726 Ft	177 432 Ft	204 660 Ft	230 155 Ft	240 072 Ft	256 212 Ft	266 952 Ft	277 512 Ft
Állami támogatás	110 000 Ft	150 000 Ft	150 000 Ft	170 000 Ft	210 000 Ft	210 000 Ft	250 000 Ft	372 852 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	72%	85%	73%	74%	87%	82%	94%	134%
Támogatottság átlag 1997-2003	81%							
SZÜRKENYÁR	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	186 360 Ft	216 600 Ft	249 600 Ft	281 280 Ft	298 620 Ft	318 060 Ft	328 800 Ft	339 360 Ft
Állami támogatás	140 000 Ft	180 000 Ft	180 000 Ft	200 000 Ft	250 000 Ft	250 000 Ft	300 000 Ft	461 687 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	75%	83%	72%	71%	84%	79%	91%	136%
Támogatottság átlag 1997-2003	79%							
FENYŐ	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Kivitelezés, pótlás ápolás költsége	203 433 Ft	234 903 Ft	272 355 Ft	321 420 Ft	340 680 Ft	366 180 Ft	401 400 Ft	425 520 Ft
Állami támogatás	150 000 Ft	210 000 Ft	210 000 Ft	230 000 Ft	290 000 Ft	290 000 Ft	350 000 Ft	427 082 Ft
TÁMOGATOTTSÁG %-BAN	74%	89%	77%	72%	85%	79%	87%	100%
Támogatottság átlag 1997-2003	80%							

9. táblázat. A különböző célállomány-típusok támogatottsága 1997-2004. között II.

Értékelés

Az 1. diagrammon bemutatott célállományok támogatottságának értékelésénél figyelembe kell venni, hogy a 2004-évre számított támogatási összeget a 132/2004-es (IX.11)FVM rendelet mellékleteiben közölt Euro/ha és Euro/ha/év adatokkal számoltam, 242,66 Ft/Euro árfolyamon, nem védett mezőgazdasági területen történő erdőtelepítésre vonatkozó értékekkel.

Az adatsorokból jól látható, hogy 1997-2003-ig a támogatottság átlagosan az akácnál 68 %, a másik három célállomány típusnál 79-81 %. Az Unió csatlakozás után a társfinanszírozott mezőgazdasági területek erdősítéséhez pályázható támogatások révén a tevékenység támogatottsága jelentősen megnőtt. Minden esetben elmondható, hogy a jelenlegi Euro árfolyam mellett az erdőtelepítés ösztönzött, jól támogatott tevékenység. Amennyiben a kormánynak sikerül az erős Forintot gyengíteni, akkor a támogatottság mértéke még emelkedhet is.

Az értékeléséből az is kitűnik, hogy a fenyő célállomány-típus támogatottsága az utóbbi időszakban a többiekhez képest folyamatosan csökkent.

1997 évtől a nemesnyár célállomány-típus a támogatottsági mutatóival fokozatosan vette át a vezető szerepet.

A diagrammokról és a táblázatokból leolvasható, hogy a támogatásokat 2-3 évente korrigálták. Az értékek felülvizsgálatakor akácnál a 70 %, a másik három célállomány-típusnál a 80 % körüli átlagérték elérése lehetett a cél, mindemellett egy nagyon enyhe növekedés látszik 2003-ig.

Az erdőtelepítési egységárak ilyen jelentős mértékű emelkedése megindíthatná a régóta hirdetett erdőtelepítési programokhoz a gazdák, a tulajdonosok nagyobb tömegét. Jelentős problémát jelent a korábbi támogatási rendszerhez képest az, hogy a telepítés teljes költségét előre meg kell finanszírozni, előleg igénybevételére nincs lehetőség. A forráshiány miatt elutasított erdőtelepítéseket a tulajdonosok tőkehiány miatt biztos, hogy nem fogják saját forrásból megvalósítani. Az erdőtelepítés elvégzése után, a telepítésre támogatás, utólag, már nem adható.

Köszönetnyilvánítás:

Köszönetet szeretnék mondani Dr. Gácsi Zsoltnak, a témában korábban elkészített tanulmányának rendelkezésemre bocsátásáért, Vass Ilonának, Gyenes Károlynak, Koczka Zoltánnak az alapadatok legyűjtésében nyújtott segítségéért, ÁESZ Kecskeméti Igazgatóságának a rendelkezésemre bocsátott adatokért.