

SZEGEDI TUDOMÁNYEGYETEM
FÖLDTUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

Doktori (Ph.D.) értekezés

**Az erdőszerkezet tér- és időbeli mintázatainak
vizsgálata a Haragistya-Lófej erdőrezervátum
(Aggteleki-karszt) területén**

TANÁCS ESZTER

Témavezető:
Dr. Kevei Ferencné Dr. Bárány Ilona
tszvh. egyetemi tanár

Külső konzulens: **Szomorad Ferenc** Aggteleki
Nemzeti Park

SZTE TTIK
ÉGHAJLATTANI ÉS TÁJFÖLDRAJZI TANSZÉK

SZEGED
2011

TARTALOMJEGYZÉK

1	BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK.....	2
2	KUTATÁSTÖRTÉNETI ELŐZMÉNYEK.....	4
2.1	TÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS.....	4
2.2	ERDŐSZERKEZET ÉS MINTÁZATOK	6
2.3	A TERMŐHELYI TÉNYEZŐK, AZ ERDŐTÖRTÉNET ÉS AZ ERDŐSZERKEZET KAPCSOLATA	9
2.4	A FAFAJÖSSZETÉTEL KÖZELMŰLTBELI VÁLTOZÁSÁNAK REKONSTRUKCIÓJA	10
3	A VIZSGÁLT TERÜLET TERMÉSZETFÖLDRAJZI ADOTTSÁGAI.....	12
4	MÓDSZEREK.....	21
4.1	TÖRTÉNETI ADATOK FELDOLGOZÁSA	21
4.1.1	<i>Erdőtörténet.....</i>	<i>21</i>
4.1.2	<i>Klíma – adatbázis és kiértékelési módszer.....</i>	<i>22</i>
4.2	FAÁLLOMÁNY-SZERKEZET ÉS MINTÁZAT - A FELMÉRÉS ÉS KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI	23
4.2.1	<i>Az adatok előállítása – a terepi felmérés módszerei.....</i>	<i>23</i>
4.2.2	<i>Adatfeldolgozás - az alkalmazott mutatók és számítási módszerek.....</i>	<i>26</i>
4.2.3	<i>A természetesség meghatározása.....</i>	<i>29</i>
4.3	A TERMŐHELYI TÉNYEZŐK ÉS A FAÁLLOMÁNY KAPCSOLATA – A FELMÉRÉS ÉS KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI	31
4.4	A FAFAJÖSSZETÉTEL KÖZELMŰLTBELI VÁLTOZÁSAINAK REKONSTRUKCIÓJA	34
5	EREDMÉNYEK.....	36
5.1	TÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS.....	36
5.1.1	<i>Az erdőtörténeti változások áttekintése.....</i>	<i>36</i>
5.1.2	<i>Néhány klimatikus tényező alakulása 1958 és 2008 között.....</i>	<i>42</i>
5.2	FAÁLLOMÁNY-SZERKEZET ÉS MINTÁZAT.....	46
5.2.1	<i>Fajösszetétel és diverzitás.....</i>	<i>47</i>
5.2.2	<i>Struktúra</i>	<i>56</i>
5.2.3	<i>A strukturális tényezők összképe – természetességi viszonyok.....</i>	<i>73</i>
5.3	A FAÁLLOMÁNY ÉS A TERMŐHELY ÖSSZEFÜGGÉSEI	74
5.4	AZ ERDŐTÖRTÉNETI VÁLTOZÓK ÉS AZ ERDŐSZERKEZET ÖSSZEFÜGGÉSEI.....	77
5.4.1	<i>Az erdőtípusok és a kezeléstörténet kapcsolata</i>	<i>78</i>
5.4.2	<i>A faállomány strukturális mutatóinak alakulása az eltérő történetű állományokban.....</i>	<i>79</i>
5.4.3	<i>A természetességi kategóriák és a történeti változók kapcsolata.....</i>	<i>81</i>
5.5	A FAFAJÖSSZETÉTEL KÖZELMŰLTBELI VÁLTOZÁSAINAK REKONSTRUKCIÓJA	83
6	AZ EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA	87
6.1	TÖRTÉNETI VÁLTOZÁSOK ÁTTEKINTÉSE	87
6.2	AZ ERDŐTÖRTÉNETI VÁLTOZÓK ÉS A JELENLEGI FAÁLLOMÁNY-SZERKEZET KAPCSOLATA.....	91
6.3	A TERMŐHELYI TÉNYEZŐK ÉS A FAÁLLOMÁNY KAPCSOLATA	93
6.4	A KÖZELMŰLT ERDŐDINAMIKAI FOLYAMATAINAK KÖZVETETT REKONSTRUKCIÓJA	95
6.5	A MAKROKLIMATIKUS VISZONYOK ALAKULÁSA, ÉS EZEK LEHETSÉGES HATÁSAI	98
7	ÖSSZEGZÉS	101
8	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	106
9	IRODALOMJEGYZÉK.....	107
10	SUMMARY.....	114

1 BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

Földrajzi elhelyezkedésük következtében a magyarországi karsztterületek természetes növénytakarója jellemzően a lombhullató erdő. Ezeken a területeken jelenleg is magas az erdősültség, így jelenlegi és jövőbeli képüket az erdészeti kezelés határozza meg. Mint az európai erdők általában, fafaj-összetétel és elegyarány-viszonyok tekintetében a hazai erdők is erősen magukon viselik a korábbi évszázadok erdőhasználatának nyomait, így természetes állapotuk, dinamikájuk kevésbé ismert. Ahhoz, hogy a karsztos területek sokoldalú hasznosítása hosszabb távon fenntartható legyen, a rendszer valamennyi elemének, így az erdőnek a működését is ismernünk kell. A Gömör-Tornai-karszt egyik fennsíkján elhelyezkedő Haragistya-Lófej erdőrezervátum ideális területe a hosszú távú vizsgálatoknak, mert bár a múltban igen erőteljes emberi hatás alatt állt, az utóbbi évtizedekben az antropogén nyomás csökkent, így a megindult folyamatok a természeteshez közeli állapot kialakulása felé hatnak. Ezek vizsgálata hasznos tanulságokkal szolgálhat a gazdasági erdők természetesebbé alakításához, ami az erdő egyéb funkcióinak felértékelődése miatt jelenleg igen aktuális téma.

A rezervátumban folytatott erdőszerkezeti vizsgálataim egyik elsődleges célja a felhagyás utáni kezdeti állapot rögzítése volt, amely hosszabb távon összehasonlítási alapul szolgál, és lehetővé teszi a változások részletes vizsgálatát. Karsztos jellegéből fakadóan a mintaterület mind domborzat, mind vegetáció szempontjából igen heterogén, ami a faállomány nagyfokú térbeli változatosságával jár, ezért kiemelt figyelmet fordítottam a szerkezet térbeli alakulására, mintázatára.

Miközben a jelenlegi állapot megismerése nélkülözhetetlen a változások felismeréséhez, megértéséhez szükséges az őt létrehozó és befolyásoló folyamatok ismerete is. Munkám során így célom volt az erdőszerkezetet lokálisan befolyásoló természeti és antropogén hatások jelentőségének felmérése is. Ehhez elemeztem a terület erdőinek történetéről rendelkezésre álló anyagokat, áttekintettem az ismert emberi beavatkozásokat és feltártam azok összefüggéseit. A fajösszetétel és rajta keresztül az erdőszerkezet alakulását hosszabb vagy rövidebb távon befolyásoló természeti tényezőkről a mintaterületen kevés, vagy nem megfelelő minőségű adat állt rendelkezésre, ezért a termőhelyi sajátosságok meghatározásához domborzatmodellből számított paramétereket használtam, illetve talajtani méréseket is végeztem. A méret- és szociális helyzet csoportok, valamint a holtfa fajösszetétel felhasználásával kísérletet tettem a közelmúltban-jelenben zajló esetleges változások jellegének és irányának meghatározására is.

A karsztökológiai rendszernek a növényzet alakulását befolyásoló faktorai közül a klíma az, amely a többitől függetlenül viszonylag rövid időn belül is jelentősen megváltozhat. Az elmúlt

években kialakult egyfajta tudományos konszenzus arra nézve, hogy globális klímaváltozás zajlik. Az Aggteleki-karszt egy átmeneti jellegű terület, a hegyvidéki, kontinentális és szubmediterrán fajok küzdelmi zónájában, tehát a klímaváltozás hatásai várhatóan fokozottan érintik majd. Mivel ezek hosszabb távon az egyéb emberi hatásokkal összeadódva befolyásolhatják a természetes erdődinamika alakulását, célom volt elemezni a jelenlegi erdőkép szempontjából meghatározó utóbbi fél évszázad éghajlati viszonyainak alakulását, valamint megvizsgálni a vonatkozó prognózisokat, és összevetni ezeket a legfontosabb állományalkotó fafajok ismert igényeivel.

2 KUTATÁSTÖRTÉNETI ELŐZMÉNYEK

A téma összetett jellegéből adódóan a kutatástörténeti előzmények meglehetősen szerteágazóak. A terjedelmi korlátok miatt így igyekeztem csak a vizsgált témakörhöz szorosan kapcsolódó, és e munka elkészültét befolyásoló művekre kitérni, a teljesség igénye nélkül.

2.1 Történeti áttekintés

Az erdőszerkezet bármilyen természetes, vagy mesterséges zavarás nyomait hosszabb távon is megőrzi (Peterken 1996), tehát elemzésénél elengedhetetlenül fontos a korábbi emberi beavatkozások ismerete. Az első ismert üzemtervet (1934) megelőző időszakból a vizsgált területre vonatkozóan nem állnak rendelkezésre konkrét, helyhez köthető adatok, így történetének korai alakulására közvetve, a tágabb környezet erdőtörténetének jellegzetességeit, különböző szakaszait taglaló munkákból lehet következtetni. Általánosságban az adott korra jellemző erdőhasználatokat, területváltozási tendenciákat ismertet például Csöre (1980) – középkor; vagy Keresztesi (1982) – 20. század. Rövid, és speciálisan természetvédelmi szempontú összefoglalását adja az általános történeti erdőhasználati módoknak Bartha (2001). Az Északi-középhegység területén folyó erdőgazdálkodással két szerző foglalkozott részletesen. Járasi (1997) a hegység keleti felének (a Bükk, a Gömör-Tornai-karszt és a Zemplén erdőinek) történetét foglalja össze, míg Petercsák (1992) könyvében a 18-20. századi paraszti gazdálkodás jellemzőit ismerteti. Mindkét szerző szót ejt a mai Aggteleki Nemzeti Park területéről – előbbi tollából született a nemzeti parkot bemutató kötet erdőtörténeti fejezete is (Járasi 1998). A Szablyár et al. (2000) által szerkesztett, Jósvalő történetét feldolgozó kötet részletesen taglalja a környék birtokviszonyait az államalapításig visszamenőleg, valamint a karsztvidék tájhasználat-változásait a neolitikumtól napjainkig (Schuster és Szmorad 2000). Nagy (2008) térinformatikai módszerekkel, az I-III katonai térképezések anyagait felhasználva dolgozta fel a nemzeti park területének újkori felszínborítás-változásait. Ugyanezen kiadvány előszavában a vidéken évtizedek óta kutató Varga (2008) visszaemlékezéseit olvashatjuk a karsztvidék modernkori változásairól. Bár más tájegységet (a Bakonyt) dolgoz fel, igen részletes ismertetést nyújt a karsztos területeken jellemző erdőhasználat módjairól Hegyi (1978).

A mintaterületről rendelkezésemre álló legrégebbi tényleges térbeli adatok a három magyarországi katonai térképezés anyagai (Első Katonai Felmérés: Magyar Királyság 1780-1784, Második Katonai Felmérés: Magyar Királyság és a Temesi Bánság 1806-1869, Harmadik katonai felmérés: Osztrák-Magyar Monarchia 1872-1884). Ezek elsősorban az erdők

kiterjedéséről nyújtanak fontos információt, valamint bizonyos objektumok (erdésház, utak, gyepfoltok stb.) jelölésével utalnak a korabeli jellemző használatokra.

A legfontosabb elsődleges forrásnak az erdőt illetően az erdészeti üzemtervek, és a hozzájuk tartozó térképek tekinthetők. Ezek az állományok alapvető jellemzőire (termőhelyi adottságok, lombkoronaszint fajösszetétel, átlagos magasság, átmérő stb.) vonatkozó adatok mellett tartalmazzák az elvégzett erdészeti munkák nyilvántartását, valamint némely esetben történeti adalékok, illetve a korábbi munkák kritikája is megtalálható bennük. A Haragistya-fennsík területéről a legkorábbi ismert üzemterv 1934-ben készült el (n.n 1934). Az ehhez tartozó térkép az erdőrészletek akkori határai mellett sok földrajzi nevet is tartalmaz. Az 1944-es ideiglenes üzemterv, valamint az 1945 utáni első (az 1950-es években készült) terv nem került elő. A II világháború utáni első rendelkezésre álló adatforrás az 1961-es üzemterv (n.n 1961), melyet 1973 után tízévente elkészített továbbiak (n.n 1973, 1983, 1993, 2003) követnek. További forrásanyagok az 1950-es évektől rendszertelen időközönként készült légifotók, valamint a helyi lakosok elbeszélései.

A történeti elemzés tartalmazza a mintaterület éghajlatának alakulását is az 1958 és 2008 közötti időszakban. Eredetileg nem állt szándékomban a terület általános ismertetésén túlmenően foglalkozni ezzel a témával. Az Aggteleki-karszt klímájának leíró jellegű ismertetése számos, a területről szóló kiadványban megjelenik, különböző részletességgel (Jakucs 1975, Ujvárosy 1998, Maucha 2000). Maucha (1998) szerkesztésében a terület 1958 és 1993 közötti napi felbontású hőmérsékleti és csapadék adatsorait is tartalmazó kiadvány jelent meg, amely a karszterület vízháztartását tárgyalja. A növényzet szempontjából kiemelkedő jelentőségű adat, az éves csapadékmennyiség különböző szerzők által megadott átlagos értékei azonban jelentősen eltérnek – valamennyien eltérő hosszúságú idősorokat használtak. Feltűnt azonban, hogy 1950 után minél hosszabb/későbbi adatsorra számolt átlagot adott szerző, annál alacsonyabb értéket adott meg (ld. 1. táblázat). A határ túloldalán kutató Barančok (2001) szerint Szilice környékén az 1981 és 1998 közötti időszakban az éves átlagos csapadékmennyiség az 1931-1960-as időszakhoz képest 20-70 mm-rel csökkent. A látszólagos csökkenő tendenciának ellentmond az a jóval korábbi, Jakucs (1975) által megadott 612 mm-es éves átlagos érték, amely Jósvalő község korábbi, ötvenéves adatsorain alapul. A felsoroltak közül egyik szerző sem foglalkozik a különböző klímaelemek időbeli változásaival, bár Sárváry (1998) az idősorokat diagramokon is ábrázolta, de csak az éves csapadékban megmutatkozó szélsőségek gyakoriságaival foglalkozott. Az ökotonok élővilága nem elsősorban az átlagok megváltozására, hanem az évek közötti variabilitás alakulására érzékeny (Bugmann és Pfister 2000). A fafajok klimatikusan determinált elterjedési határát nem egy hosszabb időszakra jellemző átlagos értékek határozzák meg, hanem rövidebb extrém (száraz)

időszakok, melyek hatására a populáció számos egyede jelentősen károsodik, vagy el is pusztul (Berki et al. 2010). Ezek hatása különböző talajokon mérséklődhet, vagy fel is erősödhet (Gärtner et al. 2008). Az extrém időszakok hatása sokszor időben eltolódva jelentkezik (Csóka et al. 2007); az aszálynak a fákra gyakorolt közvetlen hatása mellett meghatározó szerepe van többek között az erdei rovarkárok kialakulásában (Mátyás 2008, Csóka et al. 2009). Az Aggteleki-karszt átmeneti jellegéből és a száraz, karsztos felszín sajátágaiból adódóan a klíma ingadozásainak hatásai gyorsan és fokozottan érvényesülnek. Ezért tartottam fontosnak, hogy az egyes klímaelemek alakulását, valamint az aszályos időszakok előfordulását a dolgozatban folyamatában is megvizsgáljam. Az aszályosság számszerűsítésére számos mutató létezik, jelen munkában a McKee et al. (1993) által kifejlesztett SPI-t (Standard Precipitation Index) használtam, melynek számításához csak havi bontású csapadékadatokra van szükség. Magyarországi mintaterületen például Zsákovics et al. (2007) használta erdőterületek veszélyeztetettségének felmérésére.

1. táblázat Átlagos éves csapadékmennyiség különböző szerzők különböző időszakokra vonatkozó adatsorai alapján

Szerző	Vizsgált időszak	Átlagos éves csapadékmennyiség (mm)
Jakucs 1975	1901-1950	612
Ujvárosy 1998	1940-1970	680
Maucha 2000	1940-1998	648
Maucha (1998) illetve az OMSZ adatsorai alapján saját számítás	1958-2008	620

2.2 Erdőszerkezet és mintázatok

Leibundgut (1959) sokat idézett elve szerint az emberi hatástól mentes, természetes állapotú (ős)erdők vizsgálata közelebb visz az erdőszerkezet és dinamika megismeréséhez, vagyis a természetes erdők referenciaként szolgálhatnak a gazdasági erdőkben zajló folyamatok megértéséhez. Közép-Európában a természetes erdőmaradványok (és így a rendelkezésre álló adatok) túlnyomó többsége a bükkös övben, illetve felette található, mivel az érintetlenséget legjobban a nehéz megközelíthetőség biztosította (Peterken 1996, Korpel 1995). A régióból már a 19. század második feléből ismertek őserdő-leírások, noha ezek egy része elbeszélő jellegű, és csak néhány tartalmaz a szerkezetre, vagy az erdőhasználatra vonatkozó utalásokat (Standovár és Kenderes 2003). Az 1950-es évektől számos helyen indultak hosszú távú vizsgálatok. Pruša (1985) a cseh és morva őserdőkre vonatkozó információt tekinti át, könyve az összefoglaló értékelések mellett számos adatot tartalmaz a történetet, a földrajzi környezetet, a faállományok fajösszetételét és szerkezetét, a lágyszárú- és cserjeszintet tekintve. Korpel (1995) a Nyugati-Kárpátok őserdőire

vonatkozó hosszú távú méréssorozatokból származó adatokat (történet, földrajzi környezet, főbb fajösszetételi és szerkezeti adatok, ezek időbeli változása) közöl, vegetációs övek szerint csoportosítva a rezervátumokat. Peterken és Jones (1987) saját, Lady Park Woodban (Anglia) végzett vizsgálatainak leírása mellett nyolc olyan európai és amerikai kutatást sorol fel, melyek már 1985-ben többszöri felmérés adataival rendelkeztek. Adott földrajzi környezetben felállított összefüggések azonban máshol nem, vagy csak korlátozottan érvényesek (Badeck et al. 2001). Részben a reprezentativitás iránti igény miatt így a 20. század második felében már olyan rezervátumokat is létrehoztak, amelyek korábban kezelt, majd felhagyott gazdasági erdők voltak. Ezek vizsgálata során a termőhelyi tényezők mellett további magyarázó változóként jelenik meg az állomány kora, illetve az utolsó beavatkozás óta eltelt idő (pl. Vandekerckhove et al. 2009). A hosszú távú kutatások eredményeinek beérésével az egy területhez kötődő leírások mellett már egy-egy erdőtípusra (pl. közép-európai bükkösök – Standovár és Kenderes 2003), illetve adott szerkezeti elemre (pl. a holtfára – Harmon et al. 1986, Christensen et al. 2005) koncentrálnak összefoglaló tanulmányok is születtek. 1995-ben Európában elindult a COST E4-es akció („Forest Reserves Research Network”), mely egy európai erdőrezervátum-hálózat létrehozását, a korábbi kutatási eredmények összegyűjtését, és a további kutatások módszertanának harmonizációját tűzte ki célul (Parviainen et al. 2000).

Az elmúlt két évtizedben a fenntarthatóság előtérbe kerülő kérdésköre kapcsán a diverzitás fogalma a döntéshozók körében is egyre divatosabbá vált, ami újabb lökést adott a téma kutatásának. A kifejezetten a faállomány-szerkezet számszerűsítésére alkalmazott mutatókkal foglalkozó szerzők (pl. McElhinny et al. 2005, vagy Neumann és Starlinger 2001) egyetértenek abban, hogy az erdőszerkezet egyes jellemzőire vonatkozó vizsgálatok népszerűsége kifejezetten a diverzitás, mint fogalom népszerűségének és a számszerűsítés nehézségeinek köszönhető. A védeni kívánt élőlények különböző populációinak monitorozása általában nagy szaktudást, anyagi és időbeli ráfordítást igényel. Kisebb területek vizsgálatakor a faállomány-szerkezet részben, mint könnyen mérhető helyettesítő tényező, részben pedig, mint a biodiverzitás okait és forrásait magyarázó tényező jöhet számba egy erdei ökoszisztémában (Franklin et al. 1981, Franklin 1988, Spies 1998). A Bartha et al. (2005) által kidolgozott, erdőrészlet szintű természetességi érték számításánál például a faállomány (a holtfát is ideértve) sajátosságai teszik ki a pontérték közel felét. Az utólagos regressziós vizsgálat alapján azonban a faállomány összetétele, struktúrája és a holtfa együttesen 97%-ban magyarázta a természetességi mutató varianciáját (Ódor 2005). A szerkezeti elemek állományléptékű vizsgálata azért is jelentős, mert az állomány az erdészeti kezelés egysége és alapja; bár a beavatkozás az erdei ökoszisztéma valamennyi komponensét befolyásolja, elsősorban a szerkezetre irányul (Bartha et al. 2006), melyet közvetlenül és gyorsan képes alakítani.

A beavatkozásoknak a szerkezetre gyakorolt hatása könnyebben és gyorsabban felmérhető, esetleg modellezhető, mint az érintett állat-, illetve növénypopulációkra gyakorolt közvetett hatás (McElhinny et al. 2005). A felmérendő változók körére és a mintavételezés módszereire különböző ajánlásokat tartalmaz pl. Hochbichler et al. (2000), illetve részben ennek alapján Czajlik és Somogyi (2002).

A korábbi kutatások során adott szempont vizsgálatok egy területhez általában egy értéket vagy eloszlást rendeltek, ezért a több eltérő jellegű állományból álló rezervátumokat részekre bontva elemezték (pl. Peterken és Jones 1989). A térbeli vonatkozásokat a vizsgált állományok törzstérképeinek segítségével szemléltették (pl. Pruša 1985, Korpel 1995). Az informatika robbanásszerű fejlődése az 1990-es években e tekintetben is új távlatokat nyitott; a geostatisztikai eszköztárral kibővülő térinformatikai alkalmazások elterjedésével nagyobb területek térbeli változatossága is megjeleníthető, és vizsgálható.

Magyarországon az 1960-as évektől kezdve a méretet és mennyiséget jellemző szerkezeti mutatókra (magasság, átlagos átmérő, fatérfogat, növedék) valamennyi erdőállományból rendelkezésre állnak részlet szintű adatok. Az erdőgazdálkodás céljait közvetlenül nem érintő jellemzőkkel azonban az erdészeti kutatás nem foglalkozott. Miközben a holtfa az egyik legfontosabb erdőállapot-jelző indikátor (MCPFE 2002), a hazai erdészeti üzemtervek a mai napig semmiféle információt nem tartalmaznak róla. Az ökológiai kutatásban pedig a közép-európai tendenciákhoz hasonlóan a florisztikai-cönológiai megközelítés vált uralkodóvá, amely elsősorban a vegetáció osztályozását tűzte ki célul, és ennek során nem, vagy alig alkalmazott a szerkezetben megfigyelhető tulajdonságokat (Bölöni 2004). Az 1990-es évektől kezdődően azonban egyre inkább teret nyer egy új szemlélet, amely az állományok vizsgálata során figyelembe veszi az erdő szerkezetét is (Bölöni 2004, Bölöni et al. 2005) így közvetve a történetét és dinamikáját. E megközelítésekben a szerkezetre vonatkozó információ nominális, vagy rang típusú adatként szerepel, sok esetben nem mérésekből, hanem a cönológiai felvételezést kiegészítő becslésből származik, ezáltal nagyobb területen is előállítható. Ezzel párhuzamosan a tényleges méréseken alapuló hosszú távú vizsgálatok is megkezdődtek. Magyarország mai területén nagyon kevés, illetve nagyon kis kiterjedésű érintetlennek tekinthető erdő található (Czajlik 1994), így a hosszútávú vizsgálatok többsége hosszabb-rövidebb ideje felhagyott gazdasági erdőkben zajlik. Modern értelemben vett faállomány-szerkezeti vizsgálatokat hazánkban elsőként Czajlik Péter végzett, az 1990-es évek elején a Mátrában a *Kékes-Észak* (Czajlik 1991), majd a Gömör-Tornai-karszton az *Alsó-hegyi* erdőrezervátum bükköseiben (Czajlik 1993). Vizsgálta a fák denzitását, méretbeli eloszlását, vitalitását, valamint a lombkoronaszint fajösszetételét. A felméréseket állandósított transzektek mentén hajtotta végre, ami lehetővé tette a rendszeres időközönkénti ismétlést. 2002-

ben a Natman projekt keretében újra felmérték mindkét rezervátumot, és megvizsgálták az említett paraméterek időbeli változásait (Czajlik et al. 2003a, Czajlik et al. 2003b).

Az 1990-es években a nemzetközi trendekhez alkalmazkodva megindult a magyarországi erdőrezervátum program is (Horváth és Borhidi 2002), melynek keretében a 2000-es évek eleje óta egyre több területen kezdődnek hosszú távú vizsgálatok (2. táblázat). 2004-től a program keretében felmért rezervátumokban a felvételezés általában az ún. "ERDŐ+h+á+l+ó" rendszer szerint, 50 m-es rácsháló pontjaiban elhelyezkedő mintakörökben történt (Horváth et al. 2006, 2007). A vizsgált állományok többsége ugyan emberi hatástól hosszabb-rövidebb ideje mentes, de a Kékes kivételével nem tekinthető érintetlen őserdőnek (vö. Czajlik 2009).

Jelen munka illeszkedik az ezredforduló után megindult felvételezések sorába, a mintakörökben felmért faállomány-szerkezeti jellemzők sok szempontú, részletes felmérésén és elemzésén alapul. A részletesen feldolgozott 90 ha-os mintaterület magyar viszonylatban nagynak számít, karsztos jellegéből és kiterjedéséből adódóan termőhelyi viszonyai és kezeléstörténete elég változatosak a komplex közelítés alkalmazásához.

2.3 A termőhelyi tényezők, az erdőtörténet és az erdőszerkezet kapcsolata

Az erdőszerkezetet faállomány szinten leíró mennyiségi és méretet jellemző strukturális mutatók és a termőhely kapcsolatának vizsgálata majdnem egyidős az erdészeti kutatással. Már a 18. század végén felismerték, hogy az egyes fafajok növekedési menete függ a termőhelytől, de problémát okozott a termőhelyi minőség számszerűsítése (Tavi 1890). Közvetlen mérésekre nem volt mód, a termőhely jellemzésére vagy a lágyszárú növényzet, vagy a faállomány valamely mérhető jellemzője lehetett alkalmas. Megállapították, hogy a fatérfogatot és a lágyszárú szintet az állomány keletkezése és kezelési módja jelentősen befolyásolja, ezért tértek át a magasság (később a felsőmagasság, vagyis a kimagasló törzsek átlaga) alkalmazására (ld. Fekete 1916, Kovács 1933, Magyar 1941). A különböző beavatkozások hatásait az erdészeti kutatás jellemzően közvetlenül, (sokszor hosszú távú) kísérletek útján vizsgálta. 1897-től kísérleti állomásokat alakítottak ki, melyek többek között a természetes erdőfelújítások és a gyérítések tapasztalatait voltak hivatva vizsgálni (Solymos 2008).

Az erdőszerkezetet leíró mutatók másik nagy csoportja a fajösszetételhez kötődik. A növényfajok elterjedésének szabályszerűségei évszázadok óta foglalkoztatják a kutatókat (Parmesan et al. 2005). A terepi megfigyelésen alapuló módszerek azonban a tényezők bonyolult kölcsönhatásai miatt ritkán jártak sikerrel (Grime 1991, Long et al. 2004). Az 1950-es évek végén a hazai erdészeti kutatásban egy olyan irányzat került előtérbe, amely a fafajok (illetve az

erdőtársulások) ökológiai igényeinek megismerésén alapult, és az erdőgazdálkodásnak a termőhelyi adottságokhoz való alakítását célozta (Szmorad 2010a). Az egész országra kiterjedő vizsgálatok során többek között a termőhelyet kialakító résztulajdonságok összefüggéseit keresték az állományok fajösszetételével, de azt az eredményt kapták, hogy a kimutatható kapcsolatok nagyon gyengék, tehát nem egyes tényezők a döntőek, hanem az összhatás (Járó 1972). Csesznák (1979) a genetikai talajtípus, a klíma és az erdő-társulások összefüggéseit vizsgálta a Visegrádi-hegység, valamint a Pilis területén. Megállapította, hogy a talajképződést befolyásoló tényezők közül az erdő szempontjából a legfontosabbak az alapközet minősége (a bázistartalom), és az erózió mértéke, mivel a sekély, kedvezőtlen vízháztartású talajokon az időjárási szélsőségek (aszályos időszakok, extrém csapadékesemények) hatása fokozottabban érvényesül. Jakucs (1962) a különböző erdő-társulások mintázata és a domborzat közötti kapcsolatot a karszt példáján mutatta be. Bárány-Kevei (1985, 1987, 1992, 1998, 2000a, 2000b, ill. Kevei-Bárány néven 2002, 2004) a karsztökológiai rendszer egészének komplex vizsgálata során foglalkozott a domborzat, a talaj és a növényzet összefüggéseivel, főleg töbrökben. Kis léptékben igen részletes és komplex hosszútávú ökológiai vizsgálatok folytak (és folynak ma is) az 1972-ben létrehozott Síkfőút Kísérleti Erdő (Bükk) területén, egy cseres-kocsánytalan tölgyes állományban (ld. Jakucs 1985). Az egyes növényfajok átlagos viselkedése alapján felismerhető törvényszerűségeken alapul a fitoindikációs elv, mely a növényekhez relatív, ordinális skálán értelmezhető értékeket, ún. ökológiai indikátorértékeket rendel (pl. Zólyomi et al. 1967, Borhidi 1993, Borhidi 1995).

Miközben a különböző szempontú közelítések régóta léteznek egymással párhuzamosan, részben az eltérő szemléletmód és célkitűzések miatt ezek kombinációit Magyarországon kevesen alkalmazták. Főleg nagyobb területek erdőállományainak faji mintázatait magyarázták a történeti és termőhelyi viszonyok együttes figyelembe vételével pl. Bölöni (2004) kutatásai a Tési-fennsíkon, Szmorad (2010b) vizsgálatai a Soproni-hegység területén, vagy Tímár (2002) hasonlóan komplex közelítést alkalmazó elemzése a Vendvidék erdeiről. Állományléptékben például Standovár és Somogyi (1992) vizsgálta a fák szerkezeti jellemzői (fatérfogata, növekedése) és egészségi állapota, valamint a termőhely lágyszárúak által indikált térbeli viselkedése közötti kapcsolatot Bükkzsércen (Bükk-hegység).

2.4 A fajösszetétel közelmúltbeli változásának rekonstrukciója

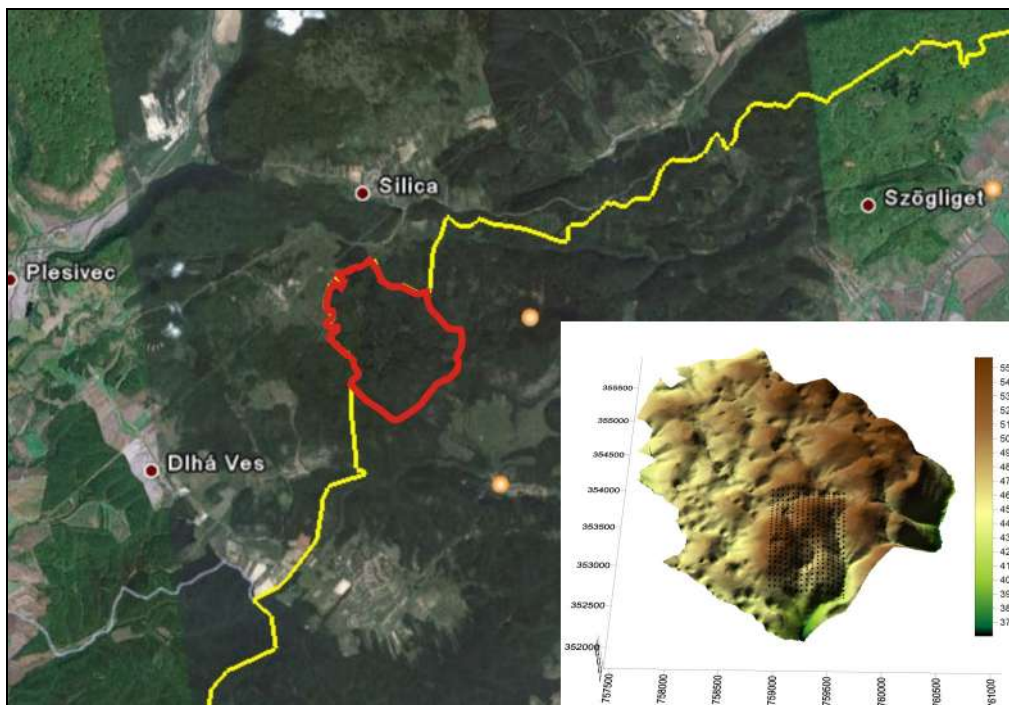
A különböző természetes és/vagy természetközeli erdőkben folytatott hosszú távú kutatások a természetes szerkezet megismerése mellett a változások vizsgálatát is célozzák. Igaz, hogy csak a rendszeres időközönként ismételt felvételezések adhatnak megfelelő információt a fajösszetétel és a

szerkezet alakulásáról, de mivel lassú folyamatokról van szó, az új információ szerzéséhez sok idő szükséges (Standovár 1996). Számos erdőtípus kutatása csak az utóbbi évtizedekben kezdődött meg. Az erdőket veszélyeztető globális jelenségek azonban gyorsabban jelentkeznek, ezért ahol nem állnak rendelkezésre megfelelő idősorok, ott hatásaik modellezéséhez helyettesítő adatokra van szükség. Az eljárás korlátait szem előtt tartva esetenként egyszeri felmérés eredményei is segítségül hívhatóak a közelmúltbeli folyamatok rekonstruálásához. Ahol ez lehetséges, egymáshoz térben közel, azonos termőhelyen található, különböző korú foltok felhasználhatóak időszorként – mint Peterken és Jones (1989) már említett, Lady Park Woodban (Anglia) végzett vizsgálataiban. A faállományon akár évszázadokig megmaradó nyomot hagynak az azt alakító folyamatok (Peterken 1996); a faállomány-szerkezet és az erdőtörténet együttes vizsgálata hozzájárul a fafajcserék folyamatának és eredetének megértéséhez (Cowell és Hayes 2007). Erre épül például Mázsa et al. (2009a) közelítése, akik az egyes fafajok megjelenését vizsgálták adott szociális helyzetekben, illetve átmérőosztályokban. A Vár-hegyi erdőrezervátumban (Bükk-hegység) ezzel a módszerrel kapott eredmények szerint a fényigényes tölgyfajokat rövid- és középtávon az alsó lombkoronaszintet adó árnyéktűrő fajok (a mezei juhar és a gyertyán), továbbá a magas köris váltják fel. Ez (bár ismételt felmérések még nem támasztják alá), egybecseng a közeli Síkfőkúton több évtizedes mérésorozatot során tapasztalt jelenségekkel (pl. Kotroczó et al. 2007, Misik és Kárász 2009). Az USDA Forest Service erdőállomány-adattárából származó adatok alapján Woodall és Nagel (2006) az élő fák és a holtfa fajösszetételének összevetésével próbáltak nagyobb területen (Minnesota, Wisconsin és Michigan államok, USA) következtetni a szukcessziós folyamatok, vagy zavarás jelenlétére. Nem tapasztaltak táji szintű elmozdulást, eredményeik szerint a változások iránya az egyes állományok egyedi történetétől függött. Von Oheimb et al. (2006) a németországi Serrahnban felhagyott, természetközeli bükkös állományban a holtfa-dinamika vizsgálata során a holt és élő fa fajösszetételének eltéréséből az erdő záródására és a fafajok arányainak módosulására következtetett.

3 A VIZSGÁLT TERÜLET TERMÉSZETFÖLDRAJZI ADOTTSÁGAI

A vizsgált terület az Aggtelek-Rudabányai hegyvidéken belül az Aggteleki-hegység kistáj részét képezi (Marosi és Somogyi 1990), amely az É-i Kárpátok déli mészköves vonulatának, a korábban Gömör-Tornai-karsztnak nevezett hegyvidéknek a déli része. Területén 400-600 m magas, száraz karsztfennsíkok emelkednek ki (Jakucs 1975). A Haragistya ezek egyikének, a nagyobbbrészt szlovák területen elhelyezkedő Szilicei-fennsíknak Magyarországra eső délkeleti folytatása. A Nagy-oldal fennsíkjától keleten a Lófej-völgy csak részlegesen választja el, délről a Kecső-völgy határolja, északon pedig a Király-kút vízfolyása, valamint a Borzovai-polje (Móga 2001).

A dolgozatban Haragistya elnevezéssel elsősorban az erdőtörténeti források alapján lehatárolt, egykor Szádvárborsa, ma Aggtelek községhatárhoz tartozó, nagyjából 10 km²-es kiterjedésű területet jelölöm (1. ábra), amelynek északi és nyugati határa egybeesik a magyar-szlovák államhatárral. Ez néhány, a védőzónába tartozó erdőrészlet kivételével magában foglalja a Haragistya-Lófej erdőrezervátum területét. Az erdőtörténeti elemzés során az ilyen értelemben vett Haragistya teljes területét vizsgáltam, míg faállomány-szerkezeti felméréseimet egy kisebb, a (758950; 353700) (759650; 352550) EOV koordináták által határolt, 90 ha-os, téglalap alakú mintaterületen végeztem el (1. ábra).

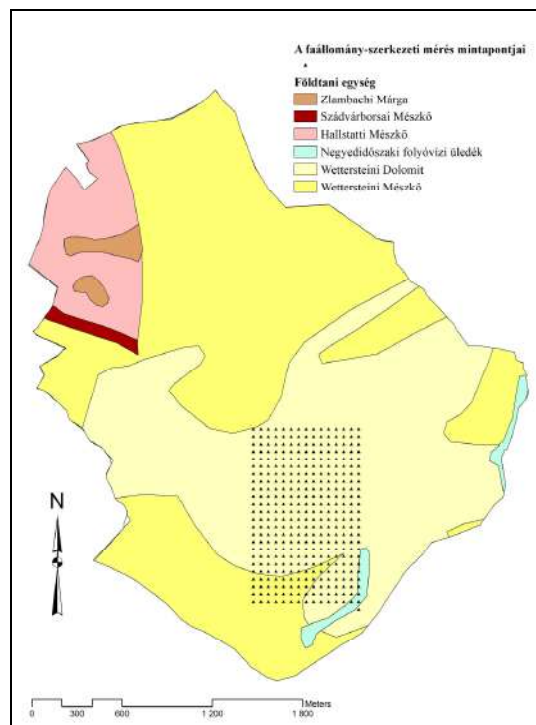


1. ábra A mintaterület (és azon belül a faállomány-szerkezeti felméréssel érintett terület) elhelyezkedése

Közzetani felépítése szempontjából a fennsík földrajzi helyzete meghatározó. Az Aggtelek-Rudabányai-hegység a Szlovák-karszttal együtt az Északnyugati Kárpátok legbelső tagja. A földtani

értelemben vett Aggteleki-hegység nem egyezik meg a földrajzi kistájjal; Szentpétery és Less (2006) szerint az Aggteleki-karszt tartozik ide, az Alsó-heggyel, a Galyasággal, és az Esztramossal együtt. Földtani felépítését tekintve Magyarország egyik legbonyolultabb területe, kialakulását többek között Less (1998) és Zámbo (1998a) ismerteti. A Haragistya (a Szilicei-fennsík részeként) egy korábbi egységes planina maradványa, ahol a pliocén végétől több szakaszban zajló, máig tartó kiemelkedés révén a nem-karsztos törmelékes fedőüledék jelentős része lepusztult és megindult a felszíni karsztosodás.

A fennsík nagy részén Wettersteini mészkő és dolomit található a felszínen (2. ábra), csak az országhatár által körülölelt északnyugati részen jelenik meg néhány egyéb, kisebb kiterjedésű formáció (Szentpétery és Less 2006). A részletesen felmért, szűkebb mintaterületen mindenütt a Wettersteini Formációt találjuk a felszínen, jellemzően a dolomitot, illetve a DNY-i részen kisebb foltban mészkövet.



2. ábra A Haragistya földtani felépítése (Less 1998 nyomán) – a pontok a faállomány-szerkezeti felmérés mintapontjait jelölik

Az Aggteleki-hegység kistáj töréses-gyűrt szerkezetű sasbérc-vonulat, többségében alacsony középhegységi, részben dombsági jelleggel. *Geomorfológiáját* a már említett karsztplatók mellett vízlevezető-völgyekkel és aszóvölgyekkel tagolt felszín jellemzi (Marosi és Somogyi 1990). A magasabban fekvő karsztfennsíkokra az A-típusú, autogén karsztosodás jellemző, mivel nem-karsztos takarójuk a kiemelkedés korai szakaszában lepusztult. A korán megszakadt eróziós völgyképződés kezdeményeit rövid, sekély vápák képviselik. A földalatti járatrendszerek

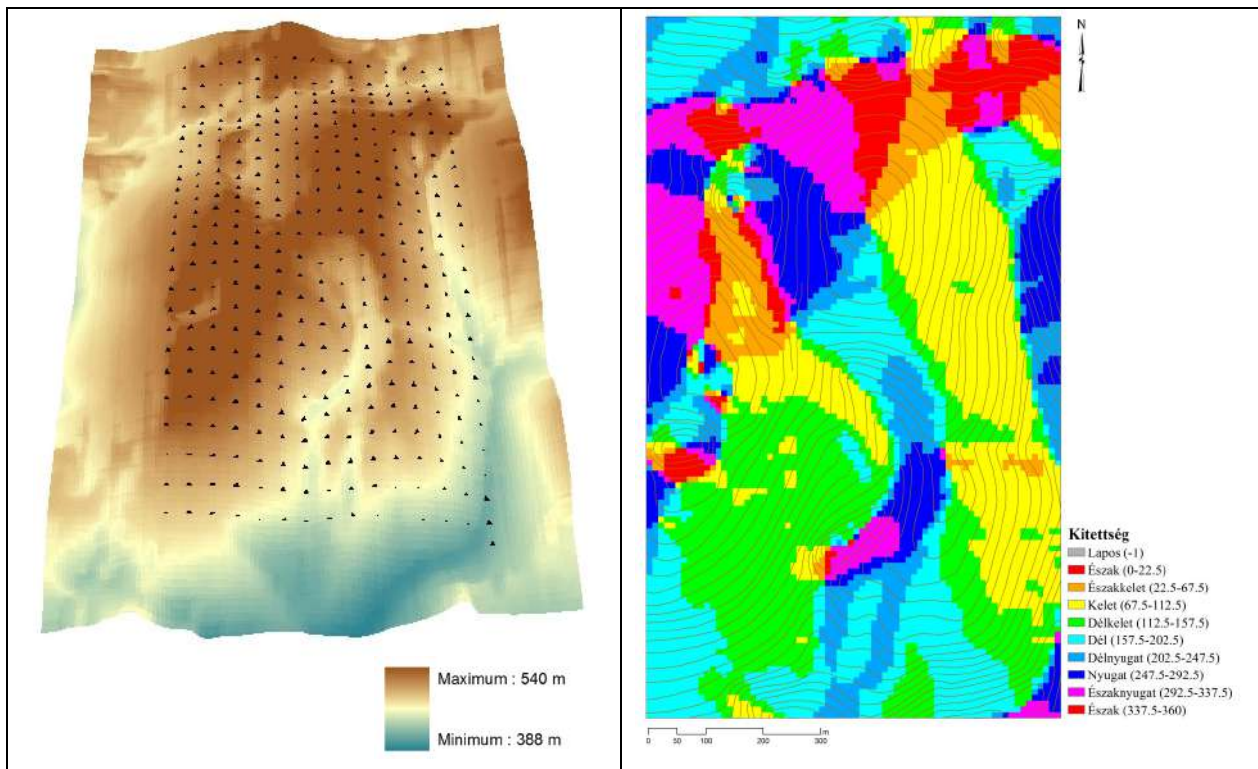
kialakulását a felszíni karsztkorróziós folyamatok követték, a felszínen a töbörképződés és uvalaformálódás vált dominánssá (Zámbó 1998a).

A Haragistya fennsíkjának morfológiáját több szerző is részletesen ismerteti (Zámbó 1998a, Hevesi 1991, Móga 2001). A fennsík 400-600 m-es tengerszint feletti magasságon fekszik, az egykori tönkfelszín emlékeit őrző maradványtetők csak kis mértékben emelkednek ki belőle (pl. a Lófej-tető, a Káposztás-bérc, vagy az Ocsisnya-tető). A tetőfelszíneken többnyire csak karros oldásformák találhatók, sok helyen kibukkan a szálban álló karbonátos alapkőzet. Erőteljesen bevágódó völgyek inkább a dolomit alapkőzeten alakultak ki, sokkal tagoltabb felszínt eredményezve, mint a mészkövön. A nagyobb dolomitfoltokon a peremektől távolabb vakvölgyek alakultak ki, amelyek pár száz méter után felszíni lefolyás nélküli mélyedésekben végződnek. Ezekben dolinasoros szárazvölgyek, vakvölgyek, elsősorban töbörök formálódtak, néhány karsztos vízlevezető kezdemény is színezi a domborzatot. A haragistyai töbörök korróziós úton alakultak ki. Néhány magányos, tetőhelyzetű óriástöbör kivételével a felsorolt felszínformák szabályos sorokba rendeződve, hálószerűen jelennek meg (Móga 2001). A Haragistya magyarországi részén jelentősebb víznyelő nem található. Ismert viszont néhány idős barlangröns (pl. a Szarvasól-barlang), amelyek a karsztosodás korábbi fázisában (feltehetően a pleisztocén elején) alakultak ki.

A szűkebb mintaterület domborzata igen változatos. Keleti peremén egy nagyobb, É-D-i irányú, száraz, átöröklött karsztvölgy található (Hosszú-völgy), tőle Ny-ra párhuzamosan egy kisebb, töbörben elvégződő vakvölgy fut (a továbbiakban Száraz-völgy). A kettő között egy kisebb kiemelkedés (Káposztás-bérc; 539 m), és az arról délre lefutó hát adja a mintaterület gerincét. A nyugati részt az 535 m magas Ocsisnya-tető uralja, melyen a tető közelében egy töbör, illetve víznyelő is található. A lejtőket több helyen kisebb vápák tagolják, ezek az 1:10000-es topográfiai térképen nem mind jelennek meg. A vizsgált terület északi határát egy ÉK-DNy-i irányú töbör sor képezi. Északkeleti sarkában, a Hosszú-völgy völgyfőjétől északra egy legalább három töbör összeolvadásával keletkezett uvalát találunk. (3. a) ábra) A területen a délkeleti, déli és keleti lejtők dominálnak, nagyjából hasonló arányban (18-20%), összesen a terület 57%-át teszik ki. Az igen kis kiterjedésű vízszintes felszíneket nem számítva legkisebb arányban az északi (2,7%) és északkeleti (5,4%) lejtők jellemzőek (3. b) ábra).

Az Aggteleki-karszton a meszes alapkőzet hatására kialakult intrazonális *talajok* (elsősorban sekély rendzinák, köves-sziklás váztalajok) különböző változatai borítják a felszínt. A változatos domborzat helyenként megőrizte a korábbi, többnyire melegebb klímájú időszakok során létrejött vörösgyagyas málladéktakarót, amely a karbonátos kőzetekkel együtt a mai talajok alapkőzetét képezi. A nem karsztosodó kőzetekből felépülő, valamint a hosszabb ideje állandó erdőborítással rendelkező részeken megtalálhatóak még a zonális barna erdőtalajok, illetve lokális hatásra kisebb

területeken öntéstalajok és lejtőhordalék talajok. A területen a genetikai talajtípusoknak egy szűk, jól körülhatárolható köre fordul elő, de a nagyon változatos domborzat következtében a típusokon belüli változatosság nagy, az áthalmozódások, lepusztulási és akkumulációs folyamatok következtében elterjedtek a különféle zavart, illetve átmeneti szelvények. Zámbó László évtizedes munkásságának köszönhetően (Zámbó 1986, 1998b), rendelkezésre áll a fennsík talajtípusainak részletes térképe (1. melléklet). Azonban a terület nagy részét lefedő 'vörösföld' kategória hármas osztályozása az erodáltság fokán, illetve jellegén alapul, ami a többi, genetikai alapon elkülönített típushoz nehezen viszonyítható.



3. ábra a.) A mintaterület domborzata b.) A mintaterület kitérttségi viszonyai

A szűkebb mintaterület alábbi, részletesebb jellemzése saját vizsgálatokon (Tanács és Barta 2006, Tanács et al. 2007 és Barta et al. 2009) alapul. A legelterjedtebb talajtípusai a különböző rendzinák. E talajok aggregátumszerkezete rendkívül laza, gyökerekkel igen sűrűn átszőtt. Vízáteresztő képességük alapján elmondható, hogy rajtuk felszíni lefolyás csak a legnagyobb zivatarok során, illetve fagy esetén képzelhető el. Sekély mélységük miatt kevés vizet képesek tárolni, száraz időszakokban szélsőséges vízhiány jellemezheti őket. Fizikai talajféleségük vályog, illetve agyagos vályog. Szénsavas mésztartalmuk változó, de jellemzően magas, kémhatásuk semleges. A vizes és a KCl-os pH különbsége jóval 1 alatt marad, tehát savanyodásra nem hajlamosak. Délen a legáltalánosabban elterjedt talajtípus a barna rendzina (lejtők, völgyoldalak, gerincek – 4. a) ábra). Alapkőzete wettersteini mészkő vagy dolomit, a szelvény vastagsága változó, jellemzően 20-60 cm közötti. Az alapkőzet felé fokozatos átmenetet mutató szelvényeket minden

esetben ebbe a típusba soroltuk. A fekete rendzina (4. b) ábra) a területen csak foltszerű elterjedést mutató típus (tetőhelyzetben, gerinceken, lejtőpihenőkön jellemző). Wettersteini mészkövön képződött, mélysége sehol nem haladja meg a 20-30 cm-t. Bizonyos átmeneti szelvények esetében a két típus elkülönítése csak a laborvizsgálatokat követően, a szerkezetük és a humusztartalmuk alapján volt lehetséges (Barta et al. 2009).



4. a.) ábra Barna rendzina



4. b.) ábra Fekete rendzina



4. c.) ábra Vörösayagos rendzina



4. d.) ábra Agyagbemosódásos barna erdőtalaj



4. e.) ábra Lejtőhordalék talaj

Szintén a rendzinákhoz tartoznak a korábbi humid klímán kialakult vörösayagos málladékon képződött vörös rendzinák (4. c) ábra), ezek a területen még a fekete rendzinánál is kisebb kiterjedésben jelennek meg (nyergek, egyes völgyfők). Alapkőzetüket a korábbi földtörténeti időszakok során felhalmozódott, vitatott eredetű vörös színű agyagos málladék képezi. Az agyagbemosódásos barna erdőtalajoktól élesen elkülönülnek, színük jellemzően élénkebb, szelvényük erősen homogén, és vízgazdálkodási paramétereiben, valamint pH-jában is eltér azokról. Kémhatásuk jellemzően savanyú.

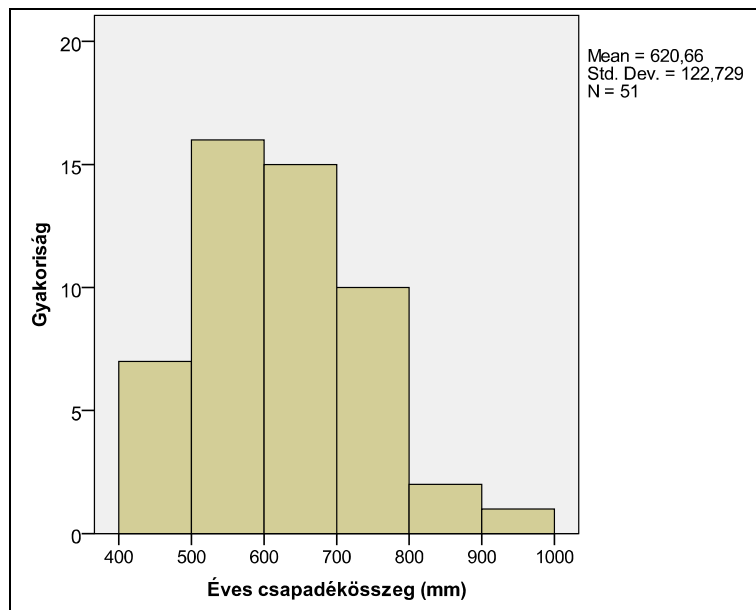
Az agyagbemosódásos barna erdőtalajok (4. d) ábra) típusos kifejlődése nem jellemző, előfordulásuk csak a völgyfők és a völgytalpak egyes szakaszaira korlátozódik, alapkőzetüket különböző eredetű agyagos málladékok, illetve fosszilis talajok képezik. Szelvényeik általában 100-120 cm mélyek. Gyökerekkel kevésbé átszöttek, kémhatásuk a rendzinákénál alacsonyabb (de még mindig a semleges, esetleg az enyhén savanyú tartományba esik), humusztartalmuk és szénsavas mésztartalmuk szintén kevesebb, agyagtartalmuk viszont magasabb. A szintek között az átmenetek fokozatosak. A KCl-os pH értékei jellemzően alacsonyabbak, mint a vizes pH-é, ami e talajok savanyodásra való hajlamát jelzi. A völgytalpakon és a lejtők alsó szakaszain a lejtőhordalék talajok (4. e) ábra) általánosan elterjedtek, vastagságuk akár a 2 m-t is elérheti. Kémhatásuk semleges, illetve enyhén lúgos, és jellemzőjük, hogy a szénsavas mésztartalom, valamint a kémhatás a szelvény teljes mélységében hasonló értékeket mutat. Humusztartalmuk a fekete rendzinákhoz hasonlóan magas. Ez utóbbi két típus sajátos keveredése, illetve jellemző folyamataik együttes jelenléte több szelvéynél is megfigyelhető. A megfigyelések, ill. mérések alapján e jelenségre vonatkozóan azt a következtetést vontuk le, hogy az anyagáthalmozás a történelmi időkben bekövetkezett antropogén hatásokkal (talajművelés, erdőirtás) függhet össze, ugyanakkor az azóta eltelt időszakban az erdőtalajokra jellemző folyamatok ismét beindultak (Tanács et al. 2007). A talajtulajdonságok jellemző értékeit a 2. melléklet tartalmazza.

Az Aggteleki-hegység felszíni *vízhálózata* szegényes. A Sajó vízgyűjtőjéhez tartozik, karsztos területein mindössze két komolyabb felszíni vízfolyást találunk, a Jósua- és a Ménespatakot. Sokkal jelentősebb a felszín alatti vizek szerepe, hiszen a területet alkotó karsztosodott, kitűnő vízvezető tulajdonságú mészkövekben jelentős méretű hasadék- illetve barlangrendszerek alakultak ki (Sásdi 1998, Sásdi 2006). Mivel a vizsgált (kiemelt helyzetű nyílt karsztos) fennsíkon a vegetáció szempontjából a karsztrendszerbe bejutó, illetve onnan a hegylábi forrásokon át kijutó víz szerepe elhanyagolható, itt csak a mintaterület és közvetlen környezete vízrajzának ismertetésére szorítkozom.

A Haragistya felszíne a felépítő kőzeteknek megfelelően száraz, terepi megfigyeléseink alapján felszíni lefolyás a legnagyobb zivatarok idején sem jellemző a területen. A fennsíkon felszíni víz mindössze két helyen található, északnyugaton időszakosan a Vízfakadásnál, valamint keleten a Lófej-forrásnál, illetve a Lófej-völgy felső szakaszán. Móga (2001) szerint a szerkezeti, kőzettani, morfológiai viszonyok azt valószínűsítik, hogy a Haragistya-fennsík alatt nagyon bonyolult vízvezető rendszer alakult ki, melynek legfejlettebb víznyelői a szlovákiai Borzovától délre nyílnak. A magyarországi részen mélybe szivárgó vizek a Lófej-forrásban, valamint feltehetően a Kis- és a Nagy-Tohonya forrásban látnak napvilágot. A fentiekből levonható az a következtetés, hogy a faállomány-szerkezeti felmérés által érintett területen a növényzet számára

szükséges nedvességet kizárólag a lehulló csapadék biztosítja, tehát többletvízhatástól függetlennek tekinthető. A beszivárgás és evapotranspiráció mértékéről a teljes Jósua-völgyi karszterület többéves vízháztartás-vizsgálata adhat képet, mely szerint a 82%-ban erdő borította területen a lehullott csapadék 27%-a szivárgott be, míg a felszíni lefolyás kb. 2% volt (Maucha 1998).

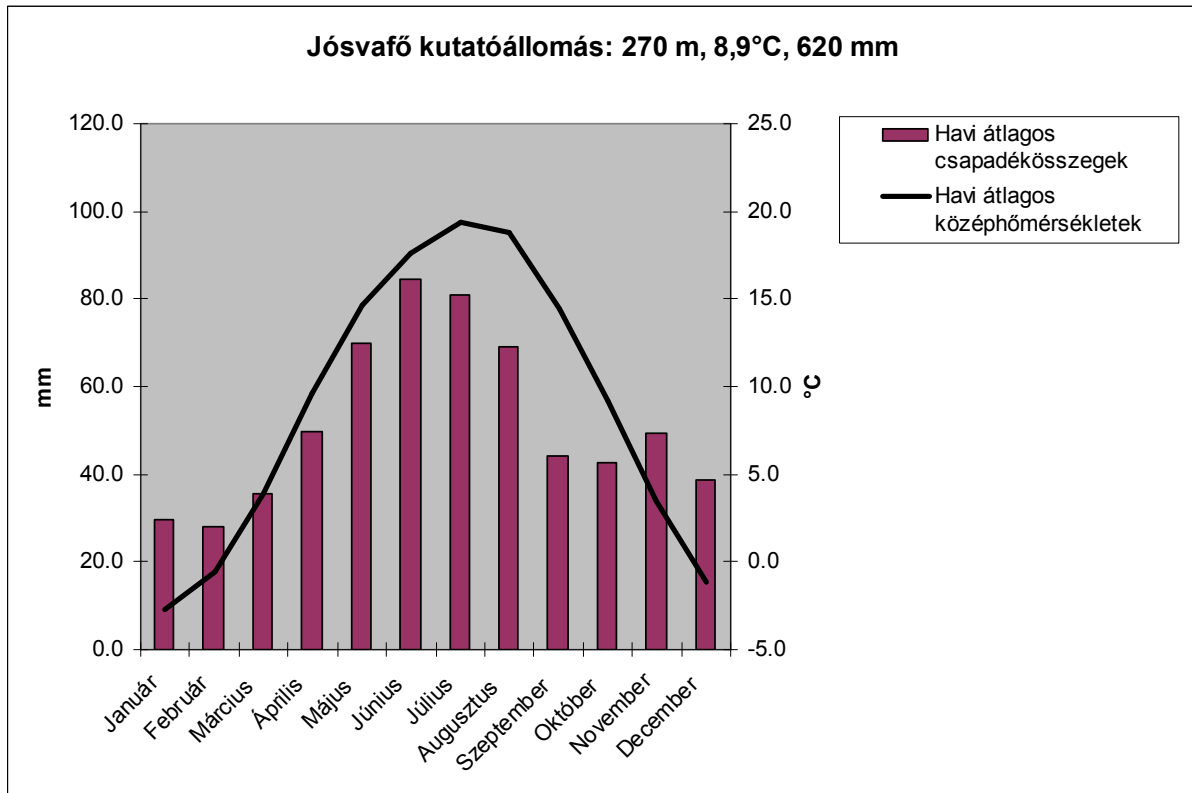
Az Aggteleki-karszt földrajzi helyzete, átlagos tengerszint feletti magassága, és a közeli, 1000 m-t meghaladó magasságú hegyvidékek miatt Magyarország leghidegebb tájegységei közé tartozik. *Éghajlata* a Trewartha-féle osztályozás szerint nedves kontinentális, hosszú nyárral, és erős hegyvidéki hatással (Ujvárosy 1998). Más besorolás szerint hűvös-mérsékelt nedves kontinentális (Marosi és Somogyi 1990). Az éves középhőmérséklet a jósvafői kutatóállomás 1958-2008-as adataira alapján 8,9°C-nak adódik. Az irodalomban általában 8,5-9,1°C közötti értékek szerepelnek (Jakucs 1975, Ujvárosy 1998, Maucha 2000). A januári átlagos középhőmérséklet -2,8°C, a júliusi 19,2°C. Ujvárosy (1998) szerint a tenyészidőszak 175 nap, amelyet 15,5°C-os középhőmérséklet jellemez. Jellemző a hosszú téli időszak, az utolsó fagyos napok általában április végére esnek. A csapadék mennyisége évente átlag 620 mm, jellemzően 500 és 700 mm között mozog (5. ábra). 1958 és 2008 között a legalacsonyabb mért érték 402 mm (1992-ben), a legmagasabb pedig 957 mm volt (1970-ben).



5. ábra Az éves csapadékmennyiségek gyakorisága (1958-2008)

A legszárazabb hónapok a január (29,8 mm) és a február (28,2 mm), a legcsapadékosabb a június (84,6 mm) és a július (80,9 mm). Az átlagos havi csapadékmennyiségeket vizsgálva megfigyelhető egy kevésbé markáns késő őszi második csapadékmaximum is (6. ábra), ami gyenge szubmediterrán hatásra utal. Az uralkodó szélirány az ÉNY-i és Ny-i (Marosi és Somogyi 1990). Az éves átlagos szélsébség a meteorológiai állomásnál 1,47 m/s. A szélcsendes időszakok aránya

magas, 23,2 %, sőt, decemberben ez az érték meghaladja a 32 %-ot, ami az országban az egyik legmagasabb (Radics 2004). Ugyanakkor a hegység fennsík jellegéből következően a völgyi és hegyi széljárás bizonyos helyeken igen kifejezetten észlelhető (Jakucs 1975).



6. ábra Klímadiagram, Jósvalő Kutatóállomás (1958-2008)

A kutatás szempontjából az *élővilág* bemutatása során a növényzet, elsősorban az erdők részletesebb ismertetését tartom fontosnak, az állatvilágra terjedelmi okoknál fogva nem térek ki. Utóbbiról részletes leírást ad Varga et al. (1998), valamint Boldogh és Tóth (2000). Az Aggteleki-hegység a Pannóniai flóratartományon belül az Északi-középhegység flóraidék Tornense flórajárásába tartozik (Marosi és Somogyi 1990). Flórája igen változatos, kárpáti elemek éppúgy előfordulnak, mint szubmediterrán és kontinentális fajok. A Gömör-Tornai-karszt magasabb fennsíkjaival való területi összefüggés eredményeképpen élővilága sokkal inkább hegyvidéki, mint az a pusztaság alapján várható lenne – a klíma ingadozásai miatt a hűvösebb, nedvesebb időszakokban a Kárpátokra jellemző élőlénycsoportok válhatnak gyakoribbá, míg szárazabb, melegebb időszakokban fordított irányú folyamatok indulnak meg. Így az élővilág folyamatosan a dinamikus változás állapotában van (Varga et al. 1998). A határterület jelleg mellett az élővilág változatosságának kialakításában a mikroélőhelyeknek a karsztos felszín formáiból következő mozaikossága is nagy szerepet játszik. Tovább színesítette a képet az emberi tevékenység, mely a hagyományos tájhasználat során másodlagos élőhelyeket – kaszálókat, legelőket, gyümölcsösöket, szántókat – alakított ki (Boldogh és Tóth 2000). Egy részüket ma is művelik, másutt a felhagyott

szőlők és gyümölcsösök helyén xerotherm bokorerdők és száraz, félszáraz gyepek találhatók (Vojtkó 2008). Jobbára a kopár mészkőoldalak (pl. az Ördögszántás az Aggteleki Tó-hegyen) is az emberi hatás nyomait őrzik. A növényzet eltávolításával az eredetileg is sekély talajú, meredek oldalokról a csapadék lemosta a talajtakarót, és az így létrejött szélsőséges mikroklímájú és vízháztartású területeken (az erdőirtást követő legeltetésnek is köszönhetően) az eredeti fásszárú növények újulata nem bírta a versenyt az ősi kopárfoltokról betelepülő füves növényzettel (Jakucs 1961).

A terület erdői kis területen belül is igen változatos képet mutatnak (Jakucs 1961, Varga et al. 1998, Vojtkó 2008). Szubmontán bükkösök (*Melitti-Fagetum*) kisebb, extrazonális helyzetű foltokban fordulnak elő, északi lejtőkön, völgyek alján. Ezekhez kapcsolódóan kisebb foltokban (elsősorban nagyobb töbrök meredek oldalain, a karsztfennsíkok hűvös, sziklás peremein) jelennek meg a szurdokerdők (*Phyllitidi-Aceretum*), törmeléklejtő-erdők (*Mercuriali-Tilietum*), hársas-körisések (*Tilio-Fraxinetum excelsioris*). A kistáj egészére azonban elsősorban a tölgyesek jellemzők (Vojtkó 2008). A karsztos fennsíkok tetőin és az északias kitettségű lejtőkön a legjellemzőbb erdőtársulás a gyertyános-kocsánytalan tölgyes (*Carici pilosae-Carpinetum*). Az alacsonyabb tetők és a délies lejtők erdőtársulásai a xerotherm tölgyesek. A mélyebb talajokon a cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum-petraea-cerris*) típusos (de zömmel cser nélküli) állományai is előfordulnak, azonban a dús cserjeszintű melegkedvelő tölgyes (*Corno-Quercetum pubescenti-petraeae*) elterjedtebb. Jellegzetes társulásai a területnek a gyep-erdő mozaikot megjelenítő karsztbokorerdők (*Ceraso-Quercetum pubescentis*), amelyek egy része másodlagosan, a mészkedvelő tölgyesek degradációja révén alakult ki (Jakucs 1961).

A Haragistya fennsíkján a felsoroltak közül a bükkösöket, gyertyános-tölgyeseket, cseres-kocsánytalan tölgyeseket és a melegkedvelő tölgyeseket találjuk meg nagyobb kiterjedésben, a sziklaerdőket csak kisebb foltokban, töbrök meredek oldalain, a karsztbokorerdők pedig hiányoznak. Nagyobb területet foglalnak el viszont a telepített fenyvesek, amelyek többnyire lombos fajokkal elegyesen, foltokban találhatóak meg a fennsík területén. A telepítésekben a luc- és erdeifenyő mellett megjelenik a feketefenyő és a vörösfenyő is. A teljes képhez hozzátartoznak a kisebb-nagyobb irtásrétek, amelyek egy részét az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság élőhelyvédelmi okok miatt kaszálással tartja fenn, más részük viszont a beerdősülés különböző stádiumaiban van. A beerdősülés az északi területeken elsősorban nyírral, rezgőnyárral, lisztes berkenyével, kocsányos tölgygel és mogyoróval történik, míg a délre néző meredekebb oldalak tisztásain borókát, molyhos tölgyet, húsos somot és egybibés galagonyát találunk.

4 MÓDSZEREK

4.1 Történeti adatok feldolgozása

A történeti áttekintés két fő részből áll. Egyrészt megvizsgálom a Haragistya-fennsík erdőinek történetét, szakirodalmi leírások, archív térképek és a 20. századból rendelkezésre álló üzemtervi adatok felhasználásával; másrészt elemzem az elmúlt 50 évre jellemző klimatikus viszonyok alakulását a területen.

4.1.1 Erdőtörténet

Az első üzemtervezést megelőző időszakok elemzéséhez a Nagy (2003 ill. 2008) által az I-II-III. katonai térképezés alapján készített területhasználat-térképeket, továbbá a kutatástörténeti előzményeknél ismertetett szakirodalmat használtam fel. Az üzemterveket (a területen tevékenykedő erdőgazdálkodó, az Északerdő Zrt. jóváhagyásával) az Állami Erdészeti Szolgálat Miskolci Igazgatósága bocsátotta rendelkezésemre. Az 1934-ben készült első üzemterv után az adatok 1961-től kb. tízéves időközönként (1973, 1983, 1993, 2003) állnak rendelkezésre. A térképeket állaguk miatt nem scannerrel, hanem digitális fényképek készítésével digitalizáltam, majd ERDAS Imagine 8.6 szoftver segítségével korrigáltam. A georeferálás kezdetben polinomiális transzformációval történt, de az erős torzulások miatt a hiba többnyire elérte a 30-40 métert. Mivel az erdőrészlet-határokat sokszor völgyvonalak, illetve utak mentén húzzák meg, és a módosítások is többnyire a részletek összevonásával vagy szétvágásával történnek, úgy ítélt meg, hogy kellő mennyiségű illesztőpont alkalmazásával a kitűzött célnak a rubbersheet módszerrel (n.n 2007) egymáshoz, illetve a topográfiai térképhez illesztett térképek felelnek meg legjobban. Az illesztés több száz (a részlethatárok töréseinél felvett) pont segítségével történt. A hibák kiszűrése céljából ellenőrzést végeztem, az üzemtervben feljegyzett terület és a poligonok területének összehasonlításával: az átlagos különbség 0,26 és 0,3 ha között mozog. A térképeket ezután ArcView GIS 3.2 szoftverrel digitalizáltam, és az erdőrészletekhez kapcsoltam az Excel táblákba vitt üzemtervi adatokat. Ezekből állítottam elő a különböző időszakokra jellemző elegyarány-viszonyok, valamint erdőhasználat térképeit. A különböző időpontokban készült tervek tartalma nem teljesen egységes, csak 1973 után tekinthető közel változatlannak az adatrögzítés metodikája. Az erdőtervezés egysége az erdőrészlet, melynek mérete, határvonala üzemtervi ciklusonként változhat, mivel a részlethatárokat igyekeznek a termőhelyi tényezőkhez, illetve az elvégzett vágásokhoz igazodva kialakítani. Az adatok az erdőrészletre vonatkoznak, így a részleten belüli térbeli mintázatokról nem szolgáltatnak információt, ami a változatos karsztfennsíkon komoly

információvesztést jelent. A gyakorlat ennél is súlyosabb következménye, hogy a részlethatárok megváltoztatása esetén az idősorok felállítása ellehetetlenül.

Az elemzés során a különböző évekből származó térképeket egyesítve megkaptam azokat a poligonokat, amelyek története (legalábbis az ismert adatok alapján) 1934 óta egységesen alakult. 1973 és 1993 között a legtöbb részlet határaiban nem történt módosítás, így ezeken a területeken ebben az időszakban számszerűen nyomon követhetők az elegyarány-változások. Ennek vizsgálatát a területen leggyakoribb három fafajra (bükk, gyertyán és kocsánytalan tölgy) végeztem el.

4.1.2 Klíma – adatbázis és kiértékelési módszer

Mivel a szűkebb mintaterületről nem állnak rendelkezésre mikroklíma-mérések, a dolgozatban az 1958 és 2008 közötti időszak makroklimatikus viszonyainak alakulásával, mint a fajösszetétel változásainak szempontjából kiemelt jelentőségű háttértényezővel (Csesznák 1968a, 1979) általánosságban foglalkozom. Az elemzés az OMSZ jósvafői mérőállomásának három forrásból származó adatsorain alapul. Ez a Haragistya-fennsíktól, illetve a szűkebb értelemben vett mintaterület középpontjától dél-délkeleti irányban kb. 2 km-re található, 270 m tengerszint feletti magasságon.

- 1958-1993 között az „Aggteleki-hegység karszthidrológiai kutatás eredményei és zavartalan hidrológiai adatsorai, 1958-1993” című kiadványban (Maucha 1998) közreadott napi hőmérsékleti és csapadék adatsorok
- 1994-2000 között csak (az OMSZ által e kutatás céljaira átadott) havi csapadékösszegek, havi minimum, maximum és átlaghőmérsékletek álltak rendelkezésre, mivel az időjárási napi-jelentésekben szereplő jósvafői adatok hiányosak
- A 2000. január 1. és 2008. december 31. közötti időszaknak az OMSZ által kiadott időjárási napi-jelentésekből kigyűjtött napi hőmérséklet- és csapadékadatok

Az Ellenberg-féle klímahányados (Ellenberg 1988) alkalmas a csapadék és a hőmérséklet tendenciáinak ökológiai szempontú vizsgálatára. Értéke a következő formulával számítható: júliusi középhőmérséklet/éves csapadékösszeg*1000. A csapadékhányados időszakok előfordulását és hosszát a területen a viszonylag új keletű *SPI aszályindex* (Standardized Precipitation Index – (McKee et al. 1993) használatával vizsgáltam, amely valójában legalább 30 év havi csapadékadatoknak normál eloszlásra transzformálása után a felhasználó által meghatározott

bázisidőszakra (ebben az esetben 3 hónap) számított szórás. A számításhoz a (Hayes 2006) által közzétett SPI SL 6 programot¹ használtam.

4.2 Faállomány-szerkezet és mintázat - a felmérés és kiértékelés módszerei

A faállomány-szerkezeti felmérést 2006 áprilisától 2007 novemberéig végeztem el, önkéntesek, valamint a Szegedi Tudományegyetem geográfus, földrajztanár és környezetkutató szakos hallgatóinak részvételével. A munka a Haragistya-Lófej erdőrezervátum (758950; 353700) (759650; 352550) EOV koordináták által határolt, 90 ha-os, téglalap alakú részterületén zajlott, amelynek északi fele a rezervátum magterületére, a déli pedig a védőzónába esik. A területen 361 db, 50x50 m-es rácshálóban elhelyezkedő mintapontot jelöltem ki, kézi GPS és kiegészítő távolságmérések segítségével (kb. 10 m-es pontossággal), ezeket betonvas karókkal állandósítottuk, és egy közeli fára sárga festékjelzést helyeztünk el. A karó elhelyezkedését a jelzett fához képest fotókkal dokumentáltam, az újbóli megtalálást a felmérés adataiból előállított ponttérképek (3. melléklet) is segítik. A mintapontok azonosítói a K-NY-i irányú sorok számaiból (északról délre haladva 15-39) és az oszlopok betűjeleiből (nyugatról keletre haladva AN-től BB-ig) állnak (4. melléklet).

4.2.1 Az adatok előállítása – a terepi felmérés módszerei

Az álló fák esetében a *felmérés tárgyát* a 10 m sugarú mintakörökbe eső, 5 cm-nél nagyobb mellmagassági átmérőjű és/vagy 5 m-nél magasabb fásszárúak képezték (3. táblázat). Bár a többi erdőrezervátum felmérése során 8,92 m sugarú mintakört alkalmaztak (ld. Horváth et al. 2007, Mázsa et al. 2009a), az idősebb bükkösökben így a statisztikák számításához túl kevés fa esett volna a mintakörbe. A mintakörök kijelöléséhez, illetve a faegyedek pozicionálásához vízszintes távolságot mértem, Haglöf Vertex III típusú ultrahangos távolságmérővel. Hogy az esetleges (például a légköri viszonyokból adódó) mérési pontatlanságok miatt egy fa se essen ki a felvételezésből, a 10 m-en felül 30 cm-es puffertávolságot alkalmaztam, az ebbe eső fák adatait felvettem, de a jelenlegi feldolgozásba nem kerültek be. A többi rezervátumhoz hasonlóan felmérésre kerültek a mintakörön kívül elhelyezkedő, de a 2-es szorzójú szögszámláló-próbába (Veperdi 2008) beleeső fák is. A fekvő holtfa esetében eltértem a többi erdőrezervátumban használt vonal menti mintavételtől (Ódor 2005), és terület-alapú felvételezést alkalmaztam. Azt a Stahl et al. (2001) által említett közelítést használtam, amely szerint minden 5 cm középátmérőnél nagyobb fekvő holtfa-darab adatai rögzítendőek, ha valamely része beleesett a 10 m sugarú körbe.

¹ http://www.drought.unl.edu/monitor/spi/program/spi_program.htm

3. táblázat A faállomány-szerkezeti felmérés kritériumai

	Felmérés típusa	Mintakör mérete	Feltétel	D_{min}
Álló fák	Mintakörös	10 m	A fa középvonala 10.3 m-en belül	5 cm
Fekvő holtfa	Mintakörös	10 m	A törzs/ág valamely része 10 m-en belül	5 cm

A felmért tulajdonságok eltérőek voltak az élő, az álló holt és a fekvő holt egyedek esetében, összefoglalásukat a 4. táblázat tartalmazza, az adatrögzítéshez használt adatlapokat pedig az 5/1. és 5/2. mellékletek. Átmérő helyett kerületet mértem, ebből számítottam ki a későbbiekben *mellmagassági átmérő*ként ($d_{1,3}$) használt értéket, ami a fával megegyező kerületű kör átmérője. Mivel az egyedi *famagasság*ok mérése időigényes feladat, és jellegéből fakadóan a mérés pontossága sem túl nagy, csak egy kisebb, 27 pontból álló részmintán végeztem el (2006 áprilisában), különböző magasságú és jellegű állományokban. Azokon a pontokon, ahol nem történt földi magasságmérés, az uralkodó szint magasságának meghatározásához egy digitális terepmodell és egy domborzatmodell különbségeként előállított famagasság-térképet használtam fel (Zboray 2007). A térkép pontosságát és felhasználhatóságát a részletesen felmért 27 mintapont, valamint manuális fotogrammetriai mérések segítségével ellenőriztük (Zboray et al. 2007). Az adott mintapontra vonatkozó állománymagasság értéket a 10 m sugarú mintakör által lefedett cellák átlagaként állítottam elő. A *fatérfogat-számításhoz* az egyes egyedek magasságát a 27 mintapontban megmért 565 db élő faegyed adatai alapján elkészített fajonkénti magassági görbék segítségével határoztam meg, a (Veperdi 2008) által leírt módszerrel. Az álló holt fák magasságát a terepen becsültem. A szociális helyzet meghatározásához az erdőrezervátum-kutatás módszertanához hasonlóan (Horváth et al. 2007) egy hatfokozatú skálát alkalmaztam, amely a Kraft-féle osztályozáson alapul (Kraft 1884):

1. kimagasló, különösen jól fejlett koronával
2. uralkodó, jól fejlett koronával
3. elmaradó, kevésbé fejlett koronával – ebbe a kategóriába került a közészorult korona is, ha még kiért a fényre
4. uralt vagy túlszárnyalt, feltörekvő, vagy közbeszorult koronával – ez egy átmeneti kategória, azokat a feltörekvő, fiatalabb egyedeket soroltam ide, amelyek már majdnem elérték az uralkodó szintet, illetve a második lombkoronaszintet alkotó fákat
5. alászorult, elhaló – az egyértelműen beteg, elhaló fák kapták ezt a kódszámot
6. elnyomott, életképes koronával – azok a fiatal, egészséges egyedek kapták ezt a minősítést, amelyek még jóval a lombkoronaszint alatt maradtak

A 4-5-6 kategóriák együtt képezik az „alászorult” csoportot. Cserjék csak kivételes esetben kaptak külön szociális helyzet minősítést, egyébként a 4-es csoportosításban az alászorult kategóriába kerültek.

Rögzítettem továbbá a faegyedek feltételezett eredetét, koronaalakjuk jellegét, a rajtuk található odúk számát, egymással való esetleges kapcsolatukat, az esetleges betegség jeleit, illetve hogy kapnak-e többletfényt.

4. táblázat A faegyedenként felmért jellemzők

Felmért jellemző	Álló élő egyedek	Álló holt fák és cserjék	Fekvő holtfa
Faj	x	x	x
Mintaponttól való táv (m)	x	x	-
Azimut (°)	x	x	-
Mellmagassági kerület (cm)	x	x	-
Középátmérő (cm)	-	-	x
Becsült magasság (m)	-	x	-
Hossz (cm)	-	-	x
Kapcsolat (egy töről nőző egyedek összetartozása)	x	x	-
Szociális helyzet (1-6)	x	-	-
Eredet (sarj vagy mag)	x	x	-
Sarjtuskók száma	x	x	-
Odúk száma	x	x	-
Betegnek látszik-e (0-1)	x	-	-
Csonk vagy lábonszáradt	-	x	-
Korhadtsági fok (1-6)	-	-	x

A fekvő holtfa esetében a faj mellett a fatérfogat becsléséhez szükséges hosszat és középátmérőt, valamint a korhadtsági fokozatot jegyeztem fel. A terület változatos jellege és faállománya miatt a bükkre kidolgozott korhadtsági fokozatok (Ódor és van Hees 2004) az egyéb fajok esetében nem bizonyultak jól alkalmazhatónak, így az ebből munka közben kifejlődött univerzális (saját) rendszer alapján dolgoztam:

1. Frissen (ált. pár hónapon belül) kidőlt fa: a kérge ép, még rajta vannak az apróbb ágak és elszáradt levelek; faja egyértelműen azonosítható.
2. A kérge még ép, a fa kemény, de kisebb ágak, levelek már nincsenek rajta, a faj, de legalább a nemzetség ennél is egyértelműen azonosítható.
3. A kérge nagyobb foltokban hiányzik, a fa még kemény, alakját tartja.
4. Kérge már nincs rajta, a fa kemény, alakját még itt is többé-kevésbé őrzi.

5. Kéreg csak a bibircses nyír és madárcseresznye esetében található rajta, az alak kezd megbomlani, finom fizikai ráhatásra (ami nem mozdítja el a darabot, és nem tesz kárt a rajta/körülötte található élőlényekben) jellegzetes reccsenést hallat. Keményebb fájú fajok esetében elsősorban a megbomlott alak lehet árulkodó.
6. Majdnem a talaj része, a formáját teljesen elveszíti.

E minősítési rendszer előnye, hogy egyszerű, könnyen tanulható, és némi megszorítással valamennyi, a területen előforduló fajra alkalmazható. Hátránya, hogy (a többihez hasonlóan) szubjektív, valamint hogy a korhadás kezdeti fázisaiban túl finom időléptékű a felbontás, míg a későbbi fázisokban egy darab évtizedeket is eltölthet adott kategóriában (Ódor P. szóbeli közlés). A Kovács (2005) által tölgyekre kidolgozott minősítésről csak akkor szereztem tudomást, amikor a felmérés már zajlott, és nem volt értelme a terület egy részén új osztályozási módszert bevezetni. Az 5. táblázat az általam alkalmazott, valamint a szakirodalomban található néhány korhadtsági skála lehetőség szerinti megfeleltetését tartalmazza.

5. táblázat Az általam használt és a szakirodalomban található néhány korhadtsági skála összevetése

Saját	(Kovács 2005) – kocsánytalan tölgy	(Ódor és van Hees 2004) - bükk	(Maser et al. 1979) - duglászfenyő
1	1	1	1
2	1	1	1
3	1	2-3	2
4	2-3	3-4	3
5	4-5	5	4
6	6	6	5

4.2.2 Adatfeldolgozás - az alkalmazott mutatók és számítási módszerek

A faállomány jellemzéséhez néhány általánosan használt strukturális és fajösszetételi mutatót választottam, elsősorban McElhinny et al. (2005) és Neumann és Starlinger (2001) összefoglalói nyomán. Ezek értékeit mintapontonként a teljes felmért faállományra, illetve annak különböző szempontok szerinti alcsoportjaira is kiszámítottam, és az értékeket térképen ábrázoltam. A csoportok a faegyedek állapotán (élő, álló holt, illetve a kettő együtt), a fajok jellemző szerepén (cserje, vagy fatermetű, illetve a kettő együtt), és ezek kombinációin alapulnak. A mutatók értékeit a mintapontok különböző csoportjai között is összehasonlítottam. A mintapontokat három fő szempontrendszer szerint osztályoztam. A termőhely minőségén alapuló csoportosításhoz a SAGA

GIS szoftver „Surface specific points” modulját használtam, amely a domborzatmodellből származtatott paraméterek eredőjeként jelöli ki a jellemző felszinformákat (negatív és pozitív formák, homorú, egyenes és domború lejtők) Peucker és Douglas (1975) módszere alapján. Ezeket kitettség szerint tovább osztottam (6. melléklet). A kétféle erdőtörténeti csoportosítás a felújulás üzemtervben szereplő éve alapján számított koron, valamint az utolsó ismert beavatkozás évén alapult, míg az állományok fajösszetétel szerinti csoportosítása az e célból terepen készített erdőtípus-térkép alapján történt (a csoportokat és jellemzésüket az „Eredmények” c. fejezet tartalmazza). Az első két, elméletileg függetlennek tekinthető közelítéssel ellentétben a különböző erdőtípusok kialakulása a termőhely minősége és az azon folytatott emberi tevékenység eredőjének tekinthető. Ezért kontingenciatáblák felhasználásával vizsgáltam, hogy van-e, és milyen kapcsolat az egymástól függetlenül képzett csoportok között. A kapcsolat létét Pearson χ^2 próba, erősségét pedig a kontingencia koefficiens (Pearson 1904) segítségével próbáltam meghatározni. A faállomány-szerkezeti mutatók eltéréseit az egyes csoportokban a Mann-Whitney-féle U-teszt alkalmazásával vizsgáltam (Mann és Whitney 1947).

4.2.2.1 Mutatók

Szerkezeti (strukturális) mutatók: a felmért fák térbeli elhelyezkedését, méretbeli változatosságát, mintázatait jellemzik, mind horizontálisan, mind vertikálisan. A **horizontális mutatók** egy része a felmért törzsek attribútumain alapul, ezek jellemzően méretet, vagy mennyiséget leíró értékek. A *mellmagassági átmérő átlagát*, illetve *eloszlását* különböző erdőtípusokban sikeresen alkalmazták szukcessziós fázisok elkülönítésére (McElhinny et al. 2005). A *hektáronkénti körlapösszeg* az erdészeti irodalomban gyakran használt érték, a fatérfogatot és a biomassa mennyiségét jellemzi. Az egyes fák fatérfogatát a Király-féle fatömegszámítási egyenlet felhasználásával (ld. Veperdi 2008) becsültem, a mintakörökre kapott összegből területi alapon adtam becslést a *hektáronkénti fatérfogatra*. A változatosságot leíró, közvetve a természetességhez köthető mutató a *mellmagassági átmérő szórása*, mely a különböző méretű egyedek jelenlétére, vagy hiányára, így közvetve a korosztályviszonyok változatosságára utal. Ezt az értéket az átlaghoz viszonyítva kapjuk a *mellmagassági átmérő relatív szórását*. Franklin et al. (1981) észak-amerikai fenyevesekben végzett vizsgálatain során úgy találta, hogy ez az érték különítette el legjobban azokat az idősebb állományokat, ahol az átlagátmérő a fiatalabbakhoz hasonló volt. A *holtfa jellemzői* (törzsszám, arány, forma és fatérfogat) a természetesség egy másik aspektusáról adnak képet. Az álló holtfa mint élőhely képvisel jelentős értéket (Bölöni 2004, Csóka 2000), természetes erdők esetében pedig jelezheti a szukcessziós fázist is (Harmon et al. 1986). A *fekvő holtfa méretbeli és korhadtság szerinti diverzitása* a rajta élő szervezetek változatosságával mutat kapcsolatot, így

szintén a természetesség jelzője (Heilmann-Clausen és Christensen 2004). A fekvő holtfa fatérfogatát a mért középátmérő és hossz alapján a henger egyenletével becsültem.

A horizontális mutatók másik csoportja nem a felmért törzsek tulajdonságait, hanem térbeli elhelyezkedésüket veszi figyelembe. Jelentőségük abban rejlik, hogy a térbeli mintázat segítségével lehetőség nyílik információt nyerni az ezt kialakító folyamatokról (Dale 1999). Legegyszerűbb közülük az általánosan használt *hektáronkénti törzsszám*. A térbeli eloszlás részletesebb elemzésénél a kétdimenziós pontmintázatok értékelésére szolgáló térbeli statisztikai módszerek használatosak. A leggyakrabban a tapasztalt mintázatnak a térben teljesen random eloszlástól (ami a homogén Poisson-eloszlásnak felel meg) való eltéréseinek vizsgálatát alkalmazzák (Cressie 1993). Amennyiben van eltérés, a pontok megoszlása lehet egyenletes, vagy csoportos. Bármilyen módszert is választunk, a vizsgált mintázatok fontos jellemzője a léptékfüggőség, ezért egy mintaterület legjobban több léptékben jellemezhető (Dale 1999). Elterjedt módszer a *Ripley-féle K függvény*, amelyet Magyarországon pl. Gálhidy (1996) alkalmazott a Kékes-Észak erdőrezervátumban. A Haragistya-Lófej rezervátum esetében azonban a mintakörös felvételezés jellegéből adódóan csak mintapontonként lett volna alkalmazható, és csak ott, ahol a mintakörbe eső fák száma meghaladja a 30-at. Ezért, valamint a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében inkább egy olyan mutatót választottam, amely egy mintaponthoz nem eloszlást, hanem egyetlen értéket rendel. Ez a szintén gyakran alkalmazott, Clark és Evans (1954) által kifejlesztett *legközelebbi szomszéd mutató (NNI)*, amely az egymáshoz legközelebb eső fák tényleges távolságát (d_{NN}) osztja el azzal az elméleti távolsággal, amelyet a véletlen eloszlás eredményezne (d_{ran}). Ha a kapott érték nem tér el szignifikánsan 1-től, akkor az elhelyezkedés random, ha kisebb 1-nél, akkor csoportos, míg ha nagyobb, akkor egyenletesnek tekinthető.

A faállomány-szerkezet vizsgálata során a lombkoronaszint **vertikális struktúráját** kvantitatívan leíró tényezők elemzésére viszonylag ritkán kerül sor, pedig az erdei élővilág szempontjából a korona tulajdonságai, a rendelkezésre álló fény mennyisége létfontosságú. Sajnos a vertikális struktúra leírására az általam felvett adatok is csak korlátozottan alkalmasak. A *lombkorona színtezettségére* az egyes szociális helyzet csoportok jelenlétéből és megoszlásából próbáltam következtetni. Az *állománymagasság* a vizsgált területen elsősorban a domborzati és ezzel összefüggésben a talajviszonyok függvénye, így a termőhely minőségéről szolgáltat információt.

Fajösszetételi mutatók: Az egyes mintapontokon külön vizsgáltam a *törzsszám* és a *körlapösszeg szerinti elegyarányokat* a felmért fák különböző csoportjaira. Meghatároztam az adott ponton előforduló *fajok számát*, és a *Shannon-féle diverzitási indexet* (Shannon és Weaver 1949), melynek előnye, hogy a fajsza mellett az egyedek megoszlásának egyenletességét is figyelembe

veszi (Pielou 1977). Az *evenness* értéke pedig a fajszámot kizárva csak a fajeloszlás egyenletességét veszi figyelembe (Neumann és Starlinger 2001).

A mintapontokra számított értékekből „természetes szomszéd” interpoláció (Natural Neighbour Interpolation – Sibson 1981) segítségével felületet képeztem, a mért értékek térbeli eloszlásának bemutatására. A vizsgált jelenség jellegénél fogva a képzett felületek nem alkalmasak területi számítások végzésére, az eljárás célja kizárólag az átláthatóbb megjelenítés volt. A „természetes szomszéd” módszer a mintapontokban megtartja az eredeti értékeket, közöttük egy folyamatos átmenetet generál, és az interpolált értékek minden esetben az eredeti értékkészleten belül maradnak. A kategóriahatárok megválasztásánál elsősorban arra törekedtem, hogy a felmért faegyedek különböző csoportjaira számított mutatók ábrázolásai összehasonlíthatóak legyenek. A mintaterületen belüli tendenciák érzékeltetésére a mutatók pontonkénti értékein lokális térbeli autokorreláció elemzést (Cluster and Outlier Analysis) végeztem, amely az Anselin Local Moran's I statisztika (Anselin 1995) segítségével jelöli ki a környezetüktől szignifikánsan eltérő pontokat, illetve az egymás mellett elhelyezkedő, hasonló, de a teljes adatbázishoz képest magasabb, vagy alacsonyabb értékkel bíró csoportokat. A kapott csoportokat ponttérképen ábrázolva fektettem rá az interpolált felületre.

4.2.3 A természetesség meghatározása

Mivel egyes élőlénycsoportok bizonyos szerkezeti tulajdonságok meglétére, vagy hiányára reagálnak, mások számára viszont ezek kombinációi fontosak, az egyes mutatók elemzése mellett az összehasonlításukat is fontosnak tartottam megvizsgálni. Ehhez a természetesség egyfajta közelítését választottam. A legtöbb szerző (pl. Frank 2000, Bölöni et al. 2005, Ódor et al. 2005, Bartha 2006, stb.) egyetért abban, hogy adott típusú erdőállomány általában annál természetesebb, minél változatosabb a fajösszetétele, a koreloszlása, minél több szinttel rendelkezik, és minél nagyobb mennyiségben, változatosságban van benne jelen a holt faanyag. A különböző potenciális erdőtársulások esetében azonban a fafajösszetétel és a termőhely alapvető különbségei miatt a jellemző értékek eltérnek (Bartha et al. 2005), így a mintapontok közvetlenül nem összevethetőek egymással. Ezért az elemzéshez az adatbázist három nagy csoportra bontottam, ezek A.) száraz tölgyesek B.) üde gyertyános tölgyesek C.) bükkösök. Átmeneti jellegük miatt ebben az elemzésben a mintapontok egy része nem szerepel.

A fajösszetétel változatosságának jellemzésére a teljes felvett állomány körlap szerinti relatív gyakorisága alapján számított Shannon Indexet alkalmaztam. A korosztályok változatosságát a fatermetű fásszárúak mellmagassági átmérőinek relatív szórásával írtam le, míg a vertikális rétegzettség jellemzésére négy lehetséges szociális helyzetre (kimagasló, uralkodó, közészorult,

alászorult, utóbbi tartalmazza a cserjéket is) törzsszám alapján számított Shannon Indexet használtam. A vizsgált változók között szerepelt az álló és fekvő holtfa becsült hektáronkénti fatérfogata (ill. ezek 10-es alapú logaritmus). A fekvő holtfa diverzitásának jellemzésére az átmérő relatív szórását, valamint a 6 korhadtsági fokra számított Shannon Indexet alkalmaztam. A legtöbb szerző javasolja a nagyméretű élő és holt fák számának figyelembe vételét is a természetesség vizsgálatánál. Ezeket nem vettem bele az elemzésbe, részben az eloszlásuk miatt, részben pedig azért, mert egyébként is szoros összefüggést mutattak egyéb mutatókkal (pl. az álló és fekvő holtfa hektáronkénti fatérfogatával).

Első közelítésként egy közismert többváltozós statisztikai módszert, hierarchikus klaszteranalízist alkalmaztam a mintapontjaim természetességet növelő tényezők alapján történő csoportosítására. Az eljárás során cosinus távolságmértéket használtam, és az adatokat automatikusan standardizáltam. Külön kezeltem a három fő erdőtípusba tartozó mintapontokat, az eljárást valamennyi esetben több, különböző módszerrel is megismételtem. Az eredmények „jóságának” meghatározására, a klaszteranalízis során alkalmazandó paraméterek optimalizálására, továbbá a csoportosításban meghatározó változók azonosítására diszkriminancia analízist használtam (ld. pl. Podani 1997). E módszer alkalmazásának feltétele, hogy az objektumoknak létezzen egy előre létrehozott osztályozása $k \geq 2$ csoportba (ez jelen esetben a klaszteranalízis eredménye volt). Az elemzés során a program olyan, lineárisan korrelálatlan új tengelyeket keres, amelyek a lehető legjobban megmagyarázzák a csoportok közötti különbségeket, függetlenül a csoporton belüli tendenciáktól. Tehát a csoportok közötti varianciát maximalizálja, a csoportokon belüli varianciát pedig minimalizálni próbálja. A csoportokat legmegfelelőbben szétválasztó diszkriminancia-függvény a független változók lineáris kombinációjaként határozható meg (Fisher 1936).

Második közelítésként megkíséreltem kiszűrni a fajösszetételbeli különbségek (közvetve a termőhely) hatását. Minden egyes pontra mind a hét vizsgált tényezőre kiszámítottam, hogy szignifikánsan különbözik-e az erdőtípusa átlagától ($Z = (\text{érték} - \text{átlag}) / \text{standard hiba}$ – ha $Z < -1,96$ akkor a pont értéke szignifikánsan alacsonyabb, ha $Z > 1,96$, akkor pedig szignifikánsan magasabb az erdőtípusra jellemző átlagnál). Utána minden pontra minden tényezőnek adtam egy értéket: ami alacsonyabbnak bizonyult a típusa átlagánál, 1-es értéket kapott; ami nem tért el az átlagtól, 2-est, az átlagnál szignifikánsan magasabb érték pedig 3-ast. A hét tényezőhöz tartozó értékeket összeadtam. A minimum 12, a maximum 20 lett. Három kategóriát alakítottam ki: 12, 13, 14 „kevésbé természetes” (ebből csak 18 db van), 15, 16, 17 „átlagosan természetes” (131 db) és végül 18, 19, 20 „a területen leginkább természetes” (71 db). Ezzel a módszerrel összevethetővé váltak az

egymástól erősen eltérő jellegű állományok is – ugyanakkor az eredmény csak a mintaterületen belül, a vizsgált csoportokba besorolható pontokon értelmezhető.

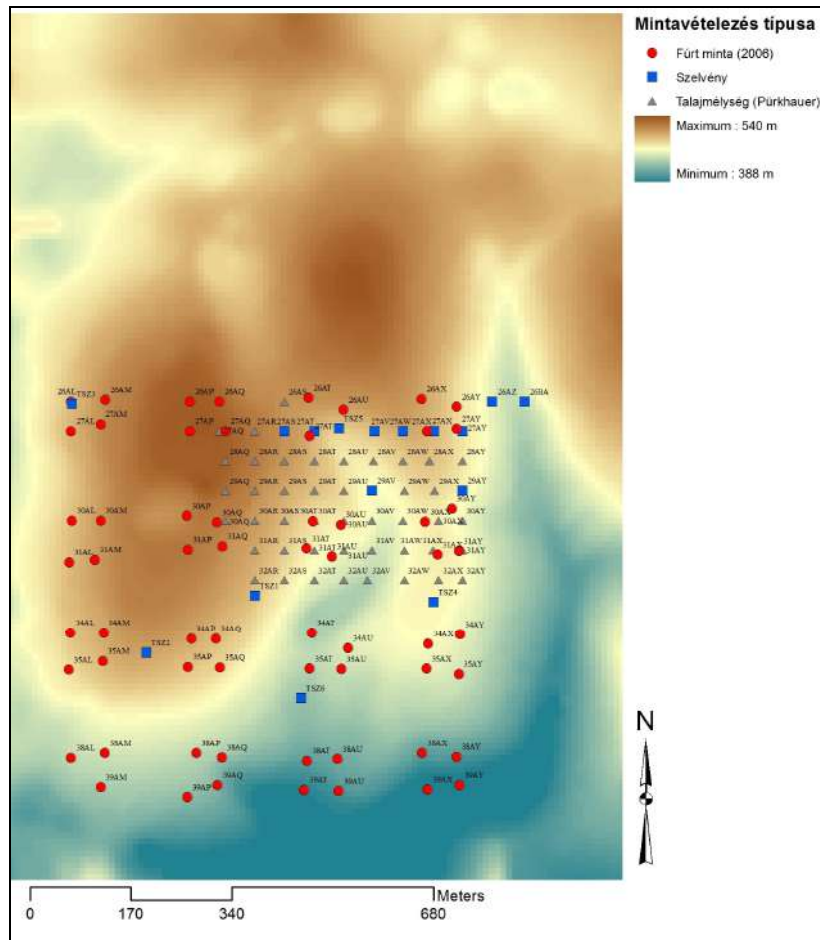
4.3 A termőhelyi tényezők és a faállomány kapcsolata – a felmérés és kiértékelés módszerei

A rendelkezésre álló adatok hiányosságai miatt saját talajvizsgálatokat végeztem. A munka a Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék munkatársával, Barta Károllyal együttműködésben zajlott (Tanács és Barta 2006, Tanács et al. 2007 és Barta et al. 2009).

Az első mintavétel 2005 októberében történt. A mintavételek helyének megválasztásakor figyelembe vettem a Zámbó (1986) által készített talajtérképet (1. melléklet), úgy, hogy az általa meghatározott talajtípusok mindegyike képviselve volt a szelvényekben és fúrásokban. Ahol lehetőség volt rá, a faállomány-szerkezeti felmérés későbbi pontjaiban vettem mintát, de a természetvédelmi hatóság a munkát csak az erdőrezervátum védőzónájában engedélyezte, a magterületen nem. 63 pontban fúrtunk kézi fúróval, 6 helyen pedig talajszelvényt ástunk. Valamennyi esetben a talaj minden szintjéből vettünk bolygatott mintát. A hat szelvény mindegyikéből szintenként két ismételtsben 100 cm³-es bolygatatlan mintavételezés is történt. A második mintavételezés már a faállomány-szerkezeti mérések megkezdése után, 2006 októberében zajlott. Mivel a faállomány fajösszetételében a legnagyobb térbeli változatosságot NY-K-i irányban tapasztaltam, a talajszelvények elhelyezését is ez határozta meg; a cél az volt, hogy a völgyek aljától a hátakig minden domborzati típus (illetve termőhelyi szituáció) képviselve legyen. A szelvények helyét minden esetben a faállomány-szerkezeti felmérés állandósított mintapontjaiban jelöltem ki. Közülük 7 egyenes vonalban, egymástól 50 m-es távolságban helyezkedik el; a Hosszú-völgyi két szelvényt (26BA ÉS 26AZ) egy sorral (50 m-rel) északabbra ástuk. Az utolsó két szelvény a korábbi vizsgálatok által feltárt egyéb talajtípusok jobb megismerésére szolgált, így a transzekttől függetlenül helyezkednek el. Az egyik (29AV) az aszóvölgy talapzatán, lejtőhordalékon képződött barna erdőtalajt, a másik (29AY) pedig egy kisebb vápa tető-közelében, egy vörösfenyő lerakódáson képződött vörös rendzinát képvisel. A mintavétel a fentebb leírt módon történt. További 44 ponton Pürkhauer fúróval talajtípust és mélységet is vizsgáltunk. A mintavételi pontok elhelyezkedését a 7. ábra mutatja be.

A 11 szelvényből származó mintákon laborban vizsgáltam a vizes és KCl-os pH-t, szénsavas mésztartalmat, összes N-tartalmat és a humusztartalmat. A pH méréséhez Radelkis OP 211/2 kombinált elektródot, a szénsavas mésztartalom meghatározásához Scheibler-féle kalcimétert

alkalmaztam. A humusztartalom mérése Helios γ spektrofotométerrel, az MSZ 21470/52-83 szabvány szerint történt, az összes N-tartalom mérése Kjeldahl-féle feltárással.



7. ábra A talajtani mintavételi pontok típusai és térbeli elhelyezkedése

Mivel nem volt lehetőségem a talajjellemzők vizsgálatára a teljes vizsgált területen, továbbá nem álltak rendelkezésre lokális mikroklima adatok sem, domborzatmodellből származtatott morfológiai, hidrológiai és klimatikus paraméterek segítségével vizsgáltam a termőhely és a faállomány kapcsolatát. A számítást SAGA GIS 2.04 szoftverrel végeztem el, a 10 m-es felbontású topográfiai térkép alapján készült digitális domborzatmodellen. Az egyszerűség kedvéért a Standard Terrain Analysis modult használtam, így minden paraméter esetében a szoftver alapbeállításával dolgoztam. A karsztos mintaterület sajátosságai miatt nem végeztem el a lefolyástalan területek (sink-ek) ilyenkor szokásos eltávolítását, hiszen ez teljesen meghamisította volna az eredményt. A felhasznált paraméterek a következők voltak:

Lejtőszög (S)

Vízgyűjtő terület (a)

Lejtőre merőleges és lejtőirányú lejtőprofil

Konvergencia Index – a kitettség alapján határozza meg a lefolyás jellegét (konvergens, vagy divergens) az adott cellában (Köthe és Lehmeier 1994)

Talajnedvességi mutató (wetness index, WI) – megmutatja, hogy az adott cella mennyire hajlamos felszíni lefolyást produkálni (Beven és Kirkby 1979, Sorensen et al. 2005).

A lefolyás erőssége (stream power index, SPI) – a vízgyűjtő terület és a lejtőszög szorzata (ld. Moore et al. 1991, ill. Wilson és Gallant 2000)

LS-faktor – a lejtő hossza és meredeksége alapján számított, az erózió mértékére utaló paraméter, amelyet az egyetemes talajvesztés-bebecslési egyenlet is alkalmaz (Wischmeier és Smith 1978).

Potenciális sugárzási energia (kWh/m²) – adott helyen éves időtartamra a direkt sugárzásnak a nap járásából és a domborzatból adódó elméleti értéke (Wilson és Gallant 2000). A felhők hatását éves szinten egy összesített érték, az atmoszféra áteresztő képessége képviseli. A kapott értékek mért adatok hiányában a mikroklimatikus viszonyok modelljéül szolgálnak.

Potenciális sugárzási energia arány (%) – az előző térképet elosztottam a vízszintes, sík felszínre kapott értékkel (1525-tel)

Potenciális napfénytartam (óra) – az előző eljárással együtt számított érték, az éven belüli direkt besugárzás időtartamát írja le (Wilson és Gallant 2000). A modellként szolgáló érték jelentősen meghaladja a területre jellemző valós viszonyokat, mivel nem veszi figyelembe a felhőborítást.

Potenciális napfénytartam arány (%) – adott pixel értéke a legmagasabb érték (4512) %-ában.

Az eredményül kapott raszteres térképeket kétféle módon használtam fel. A fáállomány mért strukturális és kompozicionális jellemzőivel, valamint a talajtulajdonságokkal való összevetéshez a 10 m sugarú mintakörök által lefedett pixelek átlagait alkalmaztam. A különféle változók kapcsolatait Spearman-féle rang korreláció segítségével vizsgáltam. A domborzati paraméterek és az erdőtípusok kapcsolatának vizsgálatához minden egyes pixel értékét a pixel középpontjára vetítettem. A kapott pontot elhelyezkedése alapján besoroltam a megfelelő erdőtípusba. A hibák kiküszöbölése érdekében minden állományfoltnál kitöröltem a szélső 10 m-es sávba eső pontokat. Az így kapott adatbázis 22 782 db rekordot tartalmaz, ezek alapján vizsgáltam a terepen, fajösszetétel alapján elkülönített erdőtípusok és a domborzati paraméterek kapcsolatát. Ugyanezt az adatbázist használtam a háttérváltozók egymás közötti kapcsolatainak leírásához is.

4.4 A fafajösszetétel közelmúltbeli változásainak rekonstrukciója

A közelmúltban lezajlott esetleges változásokra a fák különböző csoportjainak (élő és holt fák, egyes szociális helyzet csoportok) fajösszetétele alapján próbáltam következtetéseket levonni. Abból a feltevésből indultam ki, hogy amennyiben a közelmúltban, vagy a jelenben a fajok aránya változik, az élő egyedek fajösszetétele el kell, hogy térjen a teljes faállományban (ideértve az élő, álló holt és frissen kidőlt – 1-es vagy 2-es korhadtságú – fákat és cserjéket) tapasztalható arányoktól. A teljes állomány fajösszetétele ily módon mintegy modellként írja le egy (fiktív) korábbi időpont fajösszetételét. Ez a közelítés bizonytalansággal erősen terhelt, de mégis lehetőséget nyújt arra, hogy korábbi adatok hiányában is feltételezéseket tehessünk a vizsgált faállomány közelmúltbeli fejlődéséről. Az eredményeket leginkább az befolyásolja, hogy volt-e valóban olyan időintervallum, amikor a korábbi faállomány modelljét alkotó egyedek mindegyike (vagy minél nagyobb hányada) egyszerre élt. A következő torzítások lehetségesek:

- Az elemzésbe bekerült fa korábban pusztult el, mint a többi, tehát egy korábbi állapotot képvisel – a hiba lehetőségét a korhadtsági értékek figyelembe vételével, és a borókák kihagyásával próbáltam csökkenteni, de teljes egészében nem kizárható, az egyes fajok és termőhely-típusok eltérő korhadási jellemzői miatt.
- Olyan fa, ami a valóságban részét képezte a korábbi állománynak, valamilyen oknál fogva kimarad az elemzésből (pl. kikerült a mintapont környezetéből, vagy gyorsabban elkorhadt) – ez jelentősen befolyásolhatja az eredményt, valószínűsége úgy csökkenthető, ha a modellezett fiktív időpont a jelenhez időben minél közelebb áll
- Adott, az elemzésbe bekerült élő fa időközben nőtt bele az állományba, tehát egy későbbi állapotot képvisel – az 5 cm-es felmérési határ, illetve a területen előforduló fiatal egyedek alacsony száma miatt ezzel nem foglalkoztam, de akár átmérő-határ alkalmazásával, akár a szociális helyzet csoportok felhasználásával ezek az egyedek kiszűrhetők
- A területen a múltban gazdasági tevékenység, pl. gyérítés, vagy száradéktermelés zajlott – úgy gondolom, hogy ez legfeljebb az egyedi pontok fajösszetételét befolyásolja, a beavatkozás után megkezdődött folyamatokban rejlő törvényszerűségeket, amelyekre a vizsgálat irányul, nem. Amennyiben helye és pontos időpontja ismert, plusz információt is hordozhat, mivel az első pontban említett hibalehetőséget csökkenti.

A fajok (darabszám szerinti) megoszlását a jelenlegi és a modellezett korábbi időpont esetében χ^2 próba segítségével vettem össze, erdőtípusonként. Ez a közelítés csak a tendenciák általános követhetőségét szolgálja, de éppen emiatt csökkenti az egyes mintapontokban egyedi események hatására bekövetkezett változások, vagy a hibák torzító hatását. A vizsgálathoz a fajszámnak minden erdőtípus esetében meg kell egyeznie mindkét adatbázisban, így a ritkább fajok eltűnésével járó változások csak akkor kimutathatóak, ha együtt járnak a megmaradók arányainak nagymértékű módosulásával. Mivel a ritkább fajok (*Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Ulmus glabra*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*) egy-egy egyede legfeljebb mintapont szintjén befolyásolja az arányokat, a vizsgálat egyszerűsítése érdekében ezeket, valamint a kétséges faji hovatartozású egyedeket eleve kihagytam az elemzésből. A gyakori fajok közül szintén kivettem a borókákat, a faj speciális korhadási tulajdonságai miatt. Az adott erdőtípusban nem, vagy kevéssé jellemző fajok kihagyásával biztosítottam a tesztnek azt a feltételét, hogy a várható érték sehol ne kerüljön 1 alá, illetve az 5-nél kisebb várható értékkel rendelkező cellák száma ne haladja meg a 20%-ot. A kihagyott fajokat az eredményeket összefoglaló táblázatban erdőtípusonként feltüntettem. A tölgyfajokat összevontam, a vizsgálatot azonban elvégeztem összevonás nélkül is, és arra a következtetésre jutottam, hogy az eredményt érdemben nem befolyásolja. A tölgyelegyes gyertyános típusba olyan kevés faegyed tartozik, hogy a vizsgálat eredménye nem volt releváns.

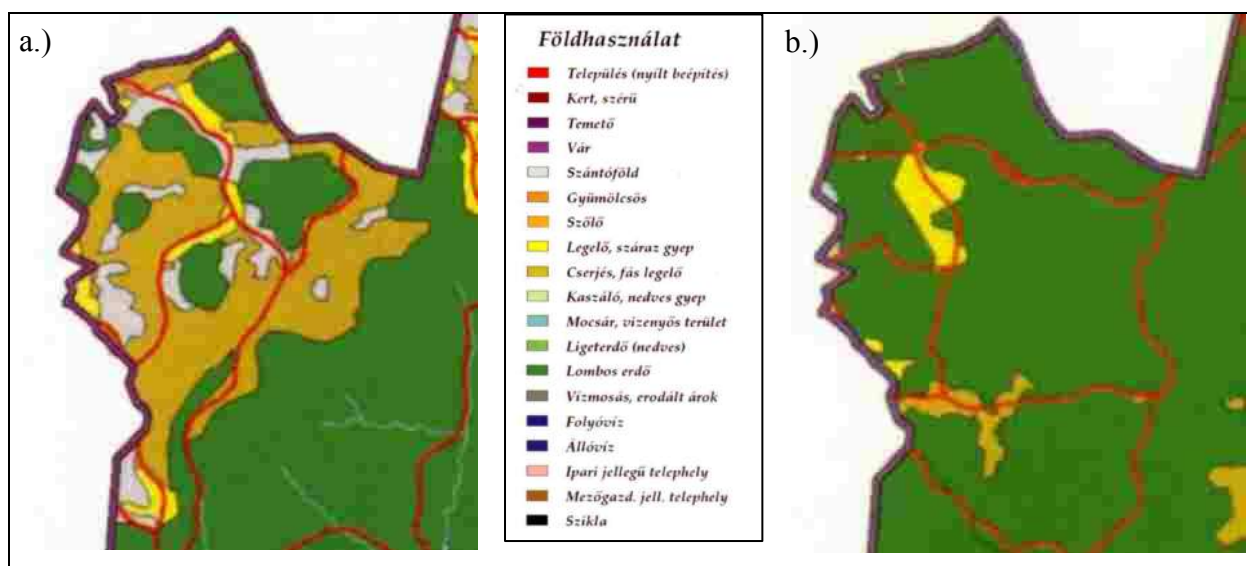
Ahol másként nem jeleztem, az adatok kiértékelése ArcGIS 9.1, Microsoft Excel 2003 és PASW Statistics 18 szoftverek segítségével történt. Ugyanígy a „szignifikáns kapcsolat” a dolgozatban mindenütt a hagyományos 5%-os szignifikanciaszinten értendő. A szövegben a fafajok magyar nevét használtam, a megfelelő tudományos neveket a 7. melléklet tartalmazza.

5 EREDMÉNYEK

5.1 Történeti áttekintés

5.1.1 Az erdőtörténeti változások áttekintése

A középkorban a Haragistya-fennsík területe a szádvári uradalom részét képezte, azon belül Szádvárborosa (ma Silická Brezová, Szlovákia) községhatárához tartozott. A kor szokásainak megfelelően gyakran cserélt gazdát, tulajdonosainak többsége magánbirtokos volt – többek között a Csáky, Nádasdy és Eszterházy családok. Trianon után 1920-ban a Magyarországon maradó erdőterületeket Aggtelek községhatárához csatolták. 1934-ben a Haragistyát is magába foglaló birtokot a magyar királyi erdőkincstár vásárolta meg (Járási 1997). Mivel ekkortól esett üzemtervezési kötelezettség alá, ebben az évben készült el a mintaterületre (is) vonatkozó első részletes erdészeti üzemterv. Ezt megelőzően a hasznosításról kevés információ áll rendelkezésre, de feltételezhető, hogy a környező karsztvidékre jellemző tendenciák alól ez a fennsík sem jelentett kivételt. A középkor folyamán a karszt meleg, délies kitettséű oldalain sokfelé szőlő-, illetve gyümölcstermesztés folyt (Varga et al. 1998). A Nagy (2003) által a katonai térképek alapján előállított, az 1780-as évekbeli állapotot tükröző területhasználati térképeken (8. ábra) a Haragistya területe kisebb részben erdőként, szántóként, illetve száraz gyepként, nagyobb részben fás legelőként szerepel. Az ugyanebből az időből származó országleírás szerint a szádvárborosai erdőségek ritkásak, és bokrosak (ami legeltetésre utalhat). A leírásban szintén említésre kerül, hogy az erdőt ebben az időszakban főként tölgy (véltetően kocsánytalan tölgy) és bükk alkotta.



8. ábra A Haragistya területhasználata (forrás: Nagy 2003) – a.) 1780-as évek b.) 1850-es évek

A második katonai felmérés térképei alapján készült, az 1850-es évekbeli állapotokat tükröző területhasználati térképen (Nagy 2003) látható, hogy a Haragistyán ekkorra a visszaerdősülési folyamat már megkezdődött, illetve felerősödött. Az úthálózat, illetve az irtásrétek elhelyezkedése nagyjából megegyezik a jelenkori állapottal, és feltételezhető, hogy a 19. század közepe óta a területet nagyjából erdőként, de legalábbis erdei legelőként hasznosították.

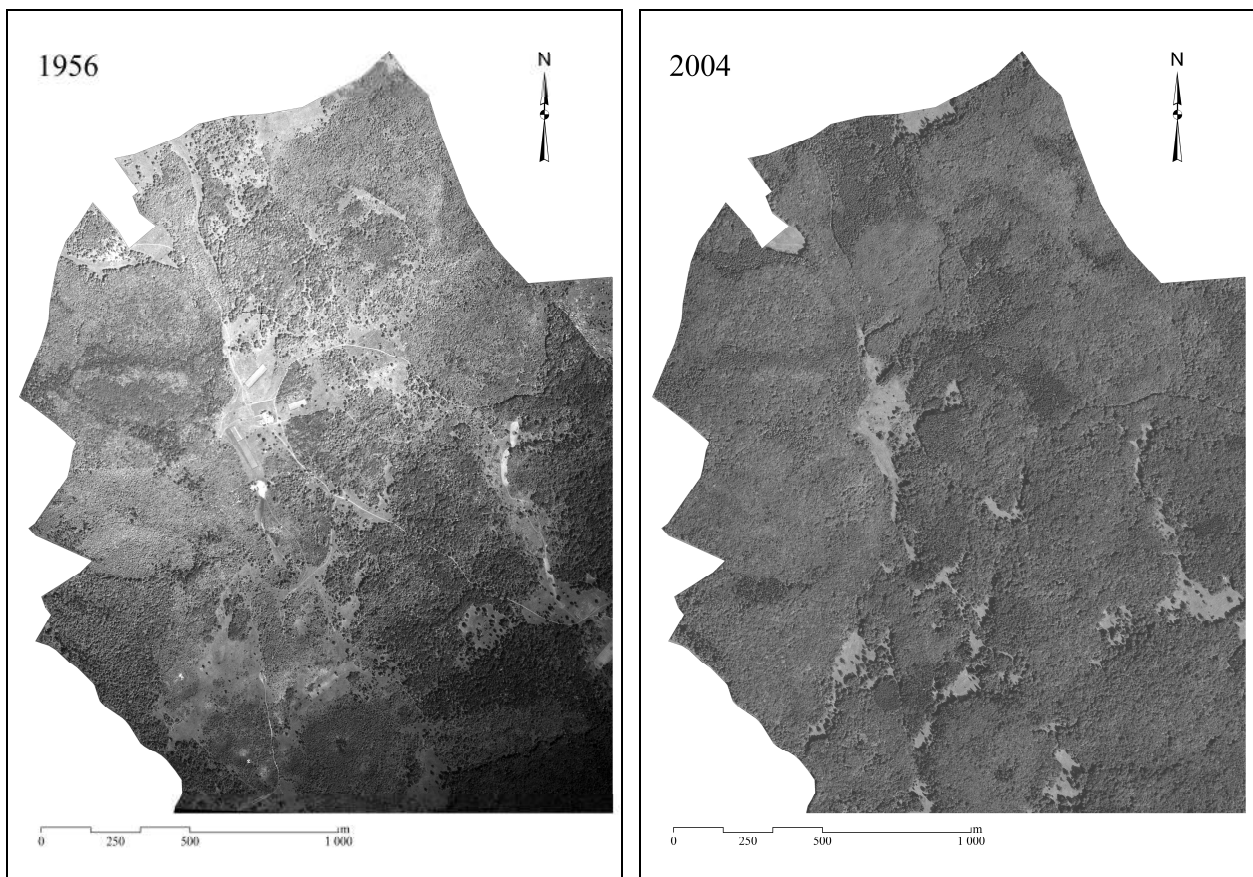
A területről konkrét információt tartalmazó első forrás az első üzemterv, ennek adataiból már jóval pontosabb képet kaphatunk az erdők állapotáról az 1934-es évben. A fafajösszetételre vonatkozó adatok csak néhány fajt jelölnek (9. ábra); eszerint az erdő elsősorban gyertyán és kocsánytalan tölgy fafajokból állt, néhol rezgőnyárral, valamint néhány délkeleti részletben bükkal kiegészítve. Megjegyzésként további fajok is említésre kerülnek, több helyen például barkócaberkenye hagyásfákra utal az üzemterv. Északnyugaton két részletben a feketefenyő is jelen volt. A koradatok ellentmondásosak, illetve nehezen értelmezhetők, mivel számos erdőrészlet mellett két értéket találunk: a margóra firkált ceruzás megjegyzések jóval magasabb korokat jelölnek, mint a táblázatok rovataiban feltüntetett értékek. Feltételezéseim szerint az előbbiek a részletben megmaradt idősebb erdőfoltok korára vonatkoznak, amelyeket az ezt követő háborús időszakban valószínűleg kitermeltek. Az erdőrészletek többségében azonban az erdők kora 1934-ben mindössze néhány év volt, különösen a Jósvafőhöz közeli, déli területek esetében.

Az üzemterv 1934-től 1945-ig bezárólag tartalmazza az elvégzett munkák leírását és adatait. Állománynevelési munkákról semmilyen említés nem történik, a fakitermelés (ami alatt elsősorban tarvágás értendő) ebben az időszakban főleg az északi és nyugati területekre koncentrálódott (10. ábra). A felújítás sarjról történt, de felhasználták a természetes újulatot is (legalábbis erre utalnak az 1973-as erdészeti üzemterv bejegyzései). 1939-től a háborús faigény növekedése nyomon követhető a terület fokozatosan növekedő kitermelési adataiban. Az 1944-es munkálatokról szóló bejegyzések szerint (a korábbi, írógéppel füzetbe gépelt adatokhoz képest ceruzával lapra firkált számok) az ekkor kitermelt fa nagyobb részét a helyi szükségletek kielégítésére fordították (iskola, szolgabíró illetménye, stb.). A haragistyai kitermelésekből biztosították például az aláíró erdőmérnök illetményfáját is.

Az 1944-es ideiglenes üzemterv létezéséről csak egy üres polc felirata árulkodik a miskolci erdőrendezőség irattárában, azonban a háború utáni első, valamikor az 1950-es évek elején készült terv adataira Járasi (1997) még hivatkozik is. Ennek ellenére utóbbi sem került elő. Adatok hiányában az 1950-es évekről az igen jó minőségű 1956-os légifotók (11. ábra) nyújtanak valamennyi információt. A képeken a terület nagy részén nyílt, ligetes erdő látható, amely a 2004-es légifotó tanúsága szerint azóta csaknem teljesen záródott. A későbbi üzemtervek említik, hogy az ebből az időszakból származó erdők többsége spontán módon, sarjról újult fel, ami nem meglepő,

hiszen általánosan jellemző volt, hogy a felújításra ekkoriban nem álltak rendelkezésre megfelelő források.

A jósvafői lakosok elbeszélése alapján ebben az időszakban (az 1970-es évekig) még működött a terület északnyugati részén található erdészház és virágzott a hozzá tartozó gazdaság. A ház környéki tisztásokon legeltetés (szarvasmarha, sertés) folyt, ami erősen akadályozta a beerdősülést (ma ezt kisebb területen a nemzeti park rendszeres kaszálással éri el). Az erdészház környezetében érezhetően intenzívebb erdőgazdálkodási tevékenység folyt, mint az attól távolabb eső területeken. Az 1950-es években a háztól északra még egy kisebb csemetekert is működött: ennek helyén ma egy 30 év körüli lucfenyves sáv nyúlik be az irtásrétre.



11. ábra A Haragistya-fennsíkot ábrázoló légifotók

Az 1961-es üzemterv állapot adataiból, és a hozzá tartozó térképből (9. ábra) is sokat megtudhatunk a háború utáni időszakban végrehajtott munkálatokról. Szembetűnő a részlethatárok jelentős módosulása az 1934-es állapothoz képest. Jóval több és kisebb részlet került kialakításra, mint korábban, hogy a határok jobban igazodjanak a termőhelyi viszonyok, illetve a faállomány változatosságához. Több faj elegyaránya szerepel számszerűen, mint korábban. A terület északi, illetve északnyugati részén a kitermelt őshonos erdők helyén ültetett lucosok, erdeifenyvesek, valamint néhány esetben feketefenyvesek jelennek meg. Egy másik feltűnő jelenség az elegyetlen kocsánytalan tölgy alkotta erdőrészek viszonylag nagy száma. 10 részletben tapasztalható ez a

jelenség, és a poligonok átlagos mérete (7,74 ha) jelzi, hogy nem csak korábbi részletek megosztásával létrejött kisebb foltokról van szó. A bükk 1961-ben egyértelműen megjelent olyan területeken is, ahol 1934-ben még nincs adata (ez a jelenség kizárólag a Haragistya délkeleti, dolomitos részén tapasztalható). Az 1960-as években a fakitermelés nem volt jelentős; nem voltak véghasználatok, a kitermelt fa a fiatal erdők tisztításából, valamint gyérítésekből származott. A legnagyobb mennyiséget kocsánytalan tölgyből, gyertyánból és bükkből termelték ki. Az 1960-as, 1970-es években a fiatal fenyőket karácsonyfaként értékesítették.

1973-ra az erdőrészletek átlagos mérete ismét megnőtt (7,72 ha-ról 11,33 ha-ra), ennek eredményeképpen a fajösszetétel látszólag változatosabb lett (9. ábra). A lucfenyő térhódítása 1961 és 1973 között folytatódott, és ebben az időszakban néhány részlettől eltekintve már szinte a Haragistya teljes északnyugati felén megjelennek az ültetett tűlevelű erdők. A fenyvesekben általában az őshonos fajok is jelen vannak, elegyetlen lucosokat csak kis területeken (0,2-0,3 ha) találunk. A fenyőfélék arányának növelése többnyire a kocsánytalan tölgy rovására történt. A terület délkeleti részén a kocsánytalan tölgy, gyertyán és a bükk dominált, néhol rezgőnyárral. Az adatok alapján a bükk elegyaránya a részletek területének megnövelésével sem csökkent, tehát az általa elfoglalt terület valószínűleg tovább nőtt. Keleten néhány részletben megjelenik a molyhos tölgy, amely korábban is biztosan jelen volt, de nem különítették el.

Az 1973-1982-es üzemtervi időszakban a kitermelt famennyiség továbbra is előhasználatokból származott, elsősorban gyérítésekből. 1976-ban néhány részletben növedékfokozó gyérítést hajtottak végre; főleg kocsánytalan tölgy és gyertyán került nagyobb mennyiségben kitermelésre (10. ábra). A kocsánytalan tölgy aránya ebben az időszakban keveset változott (12. ábra). Néhány részletben kis mértékben (<10%) nőtt, többnyire más fafajok kitermelése hatására. Ezzel párhuzamosan a gyertyán aránya több helyen kis mértékben csökkent. A bükk aránya ebben az időszakban csak három részletben változott: minden esetben kismértékű növekedés tapasztalható.

1983 és 1992 között jelentősebb módosulásokat tapasztalhatunk (12. ábra). 1985. január 1-én a Haragistya az ekkor megalakult Aggteleki Nemzeti Park része lett. Ugyanakkor az erdők kora már lehetővé tette a nagyobb volumenű gyérítéseket, és 1985-ben és 86-ban történt is jelentősebb kitermelés, véghasználatra azonban sehol sem került sor. A faállomány-szerkezeti felmérés területét érintő legkomolyabb beavatkozás is ebben az időszakban zajlott; a Hosszú-völgytől nyugatra eső, keleties kitettségű lejtőn növedékfokozó gyérítés keretében kb. 13 ha-on 500 m³-t meghaladó mennyiséget vágta ki, kocsánytalan tölgyből, gyertyánból és bükkből. 1983 és 1992 között a terület jelentős részén a kocsánytalan tölgy elegyarányában csökkenés következett be, míg a gyertyán aránya megnőtt. A két faj változása ez esetben is kiegészíti egymást, kivéve azokat a

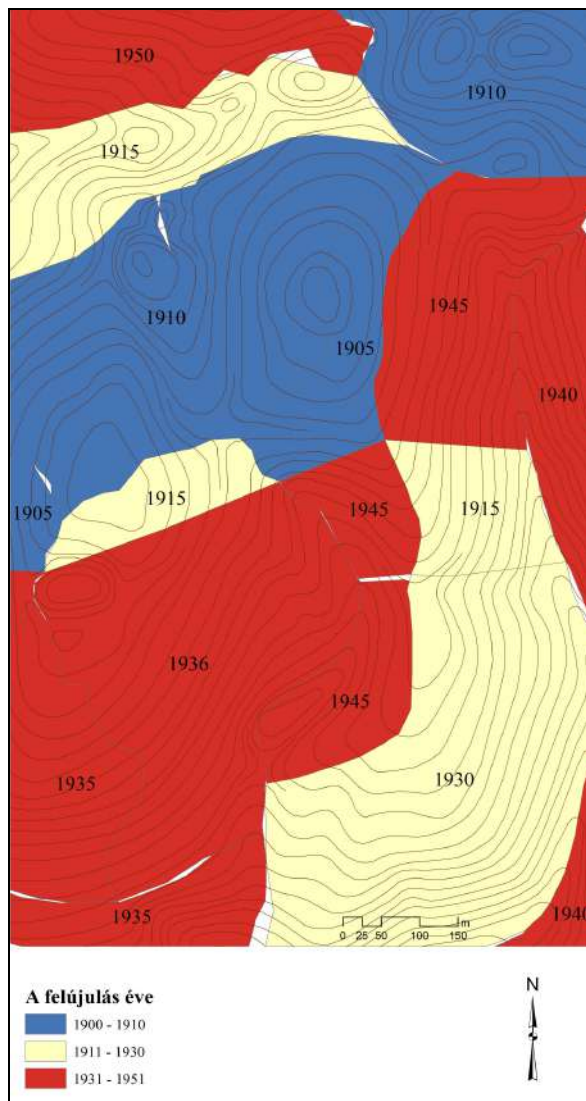
területeket, ahol a bükk mindkettő rovására terjeszkedett. Mivel az 1985-1986-os gyérítések során kitermelt faanyag nagy része kocsánytalan tölgy volt, arányának csökkenése az érintett területeken nem meglepő, legfeljebb az, hogy feladták a gyertyán visszaszorítására tett törekvéseket. Néhány részlet kivételével azonban a tendencia ott is érvényes, ahol ebben a periódusban nem történt kitermelés – ebben szerepet játszhatott az 1980-as években jelentkező tölgypusztulás. A lucosokban is végeztek ebben az időszakban gyérítési munkálatokat, sok esetben egészségügyi okokból.

Az 1993 utáni időszak adatait már csak a faállomány-szerkezeti felmérés szűkebb területére vizsgáltam meg. Itt egy alkalommal, 1997-ben történt gyérítés, két erdőrészletben. Kocsánytalan tölgyet, bükköt és gyertyánt termeltek ki (10. ábra). A főbb fafajok arányának változását ezen a szűkebb területen belül az 13. ábra mutatja be. A bükknek és a gyertyánnak a 32f részletben jelölt nagymértékű változása (-28, illetve +21 százalékpont) szinte biztosan hiba eredménye, mivel a részletben nagyjából száraz tölgyesek találhatók, és csak két kisebb foltban bükkösök, illetve gyertyános-tölgyesek. Hasonlóan kétséges a 31f részletben jelzett nagyobb mértékű változás is. A kérdéses részletek korábbi változásai nem ismertek, mivel 1973 és 1992 között a határaik módosultak. A gyertyán és a kocsánytalan tölgy esetében a korábbi üzemtervek adataiból kikövetkeztethető tendenciák folytatódni látszanak: azokban a részletekben, ahol volt változás, a gyertyán aránya jellemzően növekedett, a kocsánytalan tölgyé csökkent a vizsgált időszakban.

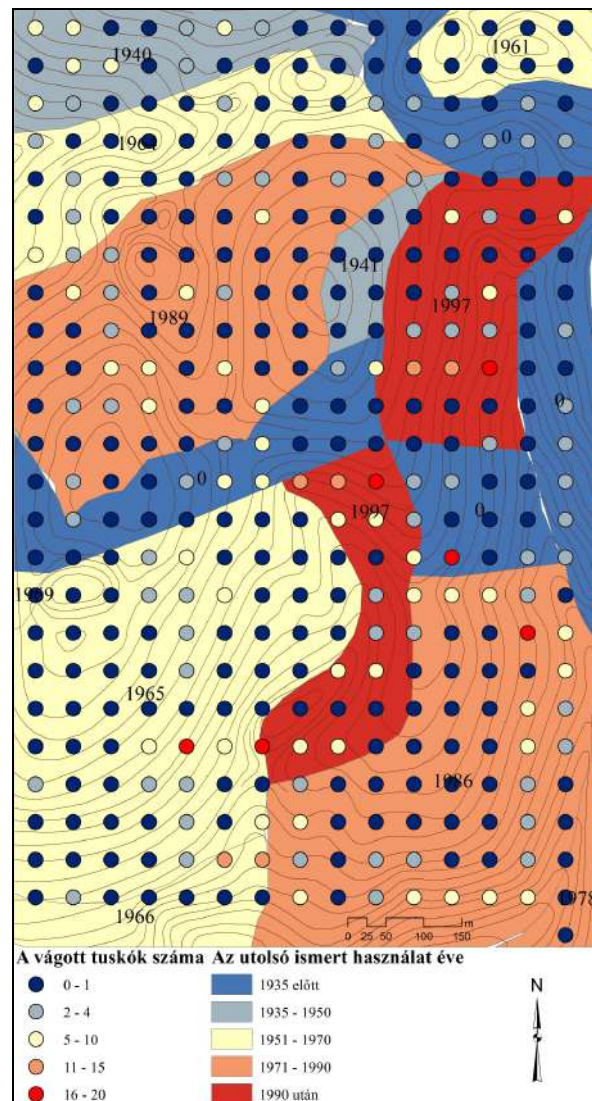
A 2002 utáni használatokról egyelőre nem állnak rendelkezésre adatok. A mintaterületen beavatkozás nem történt, bár a felmérések során tapasztaltam, hogy 2007 telén megkezdték az idős feketefenyők eltávolítását a nyugati határszél melletti állományokból. Ez a rezervátum területét annyiban érintette, hogy a faanyagot szállító járművek a magterületen keresztülvezető utakon közlekedtek, és a járhatóság érdekében néhány fát kivágtak.

Az erdő fejlődése szempontjából nem elhanyagolható kérdés a vadlétszám. A gímszarvas a csemeték vezérhajtásának lerágásával gátolja az erdő természetes felújulási folyamatait, míg a vaddisznó a csemeték és a fiatal fák kitérásával és a lehullott makktermés elfogyasztásával okoz jelentős károkat. Számszerű adatok nem álltak rendelkezésemre a mintaterületről, de a vadállomány mindig is jelentős volt az Aggteleki-karszton (Varga et al. 1998). Az 1990-es évek első felében különböző szocio-ökonómiai és természeti okok eredőjeként a vadlétszám csökkent. Ennek egyik lehetséges oka a terület magyarországi viszonylatban egyedi vonása, a szomszédos hegyvidékekről visszatelepült nagyragadozók (farkas – *Canis lupus*, hiúz – *Lynx lynx*, időszakosan barnamedve – *Ursus arctos*) jelenléte. Mivel azonban e ragadozók egyedszáma csekély, és (részben a perempopuláció jelleg, részben az illegális kilövések miatt) ingadozó, a növényevők számának alakításában itt is a vadgazdálkodásé a főszerep. A vadállomány elszaporodásához hozzájárul a határmenti helyzet és az ebből adódó viszonylagos zavartalanság is.

A mintapontokat a faállomány-szerkezeti mintázatok értelmezése érdekében az állományok üzemtervben szereplő kora (14. a) ábra), és az utolsó ismert erdészeti beavatkozás időpontja (14. b) ábra) alapján csoportosítottam. Az előbbi szempont szerint az erdészeti adatbázisokban általánosan alkalmazott felosztást alapul véve három csoportot alakítottam ki: a legidősebb erdők 100-120 év közöttiek, a középső csoportba a 80-100 év közötti állományok kerültek, míg a legfiatalabb erdők 60-80 évesek. A faállomány-szerkezeti felmérés területén utóbbi területi aránya a legnagyobb (45%), míg a két másik korcsoporté nagyjából megegyezik (27% a legidősebb és 28% a középső korosztály területi aránya).



14. a.) ábra A felújulás időszaka

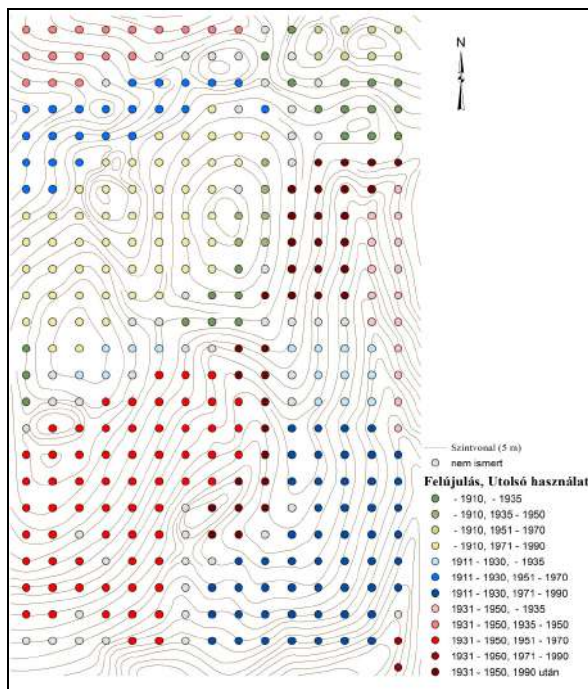


14. b.) ábra Az utolsó ismert használat időszaka

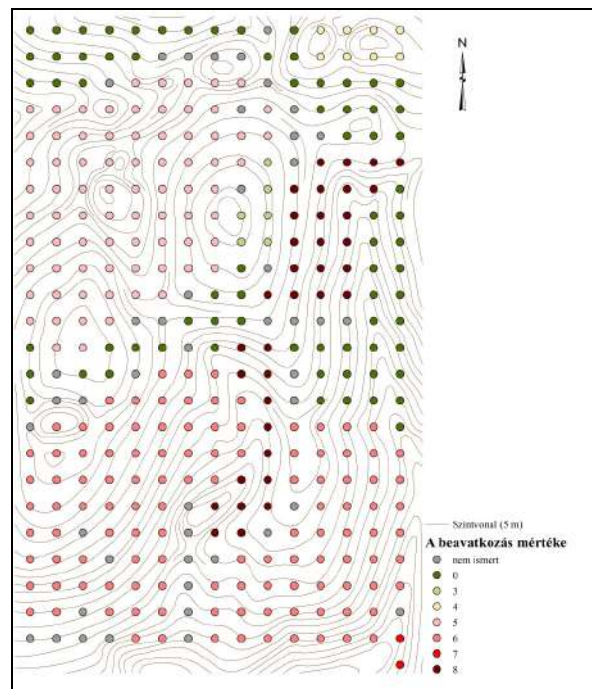
Az utolsó ismert beavatkozás időpontja alapján elkülöníthetők olyan erdők, ahol az üzemtervezés kezdete óta nem jegyezték fel erdészeti tevékenységet, a többit pedig a korosztályokkal konzisztens módon húszéves csoportokra osztottam, így öt csoport jött létre. Az 1935 óta feltehetően érintetlen erdők területi aránya 16,8%, az 1935 és 1950 között kezelték 6,9%,

az 1951 és 70 között, valamint 1971 és 1990 között gyérített erdők a szűkebb mintaterület 30,7, illetve 33%-át teszik ki, míg az 1990 után gyérített csoport 12,4%-ot képvisel. Az 14. b) ábra egyúttal a mintapontokban talált vágott tuskók számát is mutatja. Noha a tuskók között kor szerint nem tettem különbséget, s így előfordulnak közöttük a század eleji utolsó tarvágásból származó maradványok is, térbeli eloszlásuk jól mutatja, hogy a beavatkozások nem érintették az erdőrészek teljes területét.

A 15. ábra együttesen ábrázolja a kezeléstörténetre vonatkozó kétféle információt. A kombinálás részben közvetlenül (15. a) ábra), részben pedig egy, az emberi hatás erősségét kifejező relatív skála (15. b) ábra) kialakításával történt. Ez a skála úgy állt elő, hogy mindkét adatot sorba rendeztem (a legidősebb, illetve a legrégebben kezelt erdők értéke lett 1), majd a kétféle értéket összeadtam. Azok az erdők, amelyeknél az utolsó beavatkozás dátuma megelőzi a felújulás dátumát (vagyis feltehetően természetes úton újultak fel, és azóta nem is történt fakitermelés) 0-s értéket kaptak. A legmagasabb érték 8, azokban a fiatal bükkösökben, ahol a Nemzeti Park Igazgatóság engedélyével 1997-ben még végeztek gyérítést. A térképeken látható, hogy a terület nemcsak domborzatát tekintve, hanem kezeléstörténeti szempontból is rendkívül heterogén.



15. a.) ábra Kezeléstörténeti csoportok



15. b.) ábra Az emberi hatás mértéke – relatív skálán

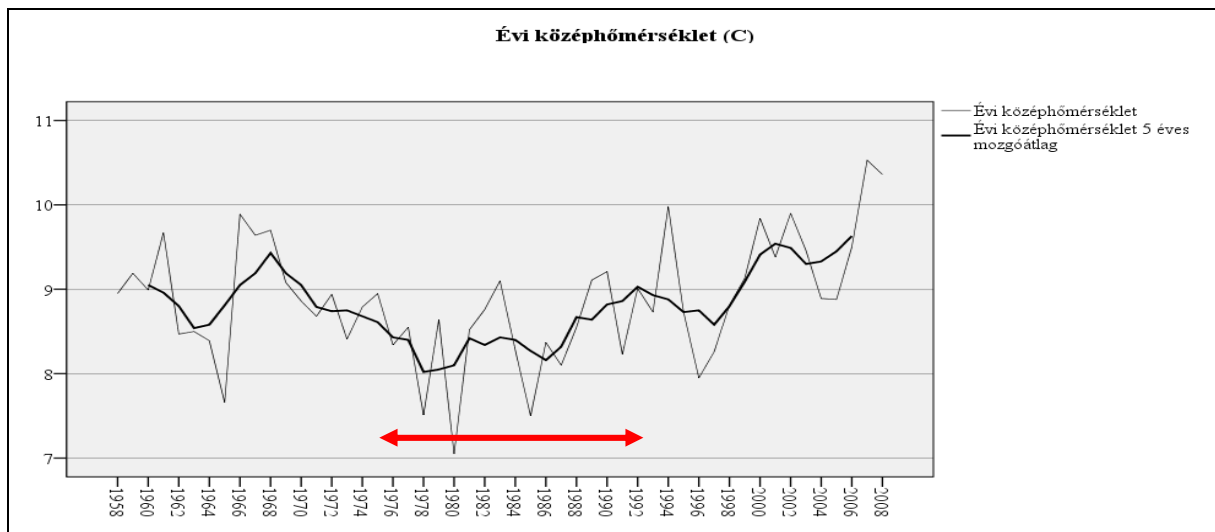
5.1.2 Néhány klimatikus tényező alakulása 1958 és 2008 között

Az erdők fajösszetételére jelentős hatással van az éghajlat. Az utóbbi évtizedek tendenciáinak, valós vagy vélt éghajlatváltozásának hatása hosszútávon mindenképpen érvényesül

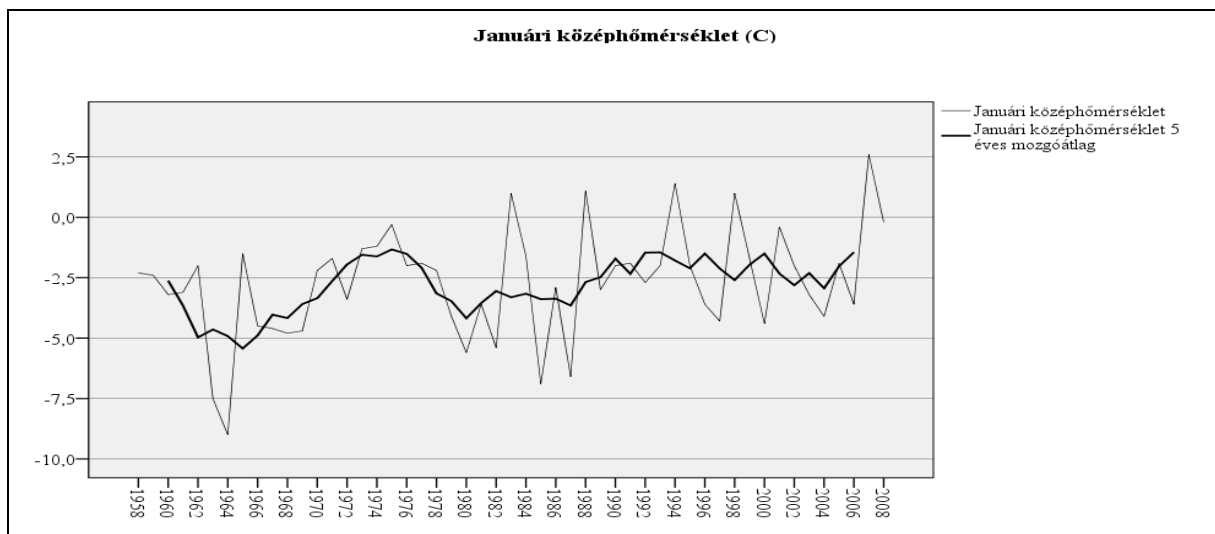
az erdők összetételében. Ezért a történeti értékelés részeként fontosnak tartom ismertetni az egyes klímaelemek és néhány mutató alakulását az elmúlt 50 évben.

5.1.2.1 Hőmérséklet

A vizsgált 51 éves időszak az évi középhőmérsékleteket tekintve három jól elkülönülő szakaszra bontható (16. ábra). 1958 és 1974 között ez az érték átlagban $8,93^{\circ}\text{C}$ volt, ami megegyezik a teljes vizsgált időszak átlagos értékével. Ezután egy hűvösebb periódus kezdődött, amely 1992-ig tartott (átlag $8,42^{\circ}\text{C}$); ebben az időszakban a legmelegebb évek középhőmérséklete is épphogy meghaladta a 9°C -ot. 1993-tól egy napjainkig tartó melegebb periódus vette kezdetét. Jellemzője, hogy az éves középhőmérséklet általában meghaladja a 9°C -ot, és gyakran közelíti, vagy túl is lépi a 10°C -ot (az átlag $9,59^{\circ}\text{C}$).



16. ábra Az évi középhőmérsékletek ($^{\circ}\text{C}$) alakulása 1958-2008 között

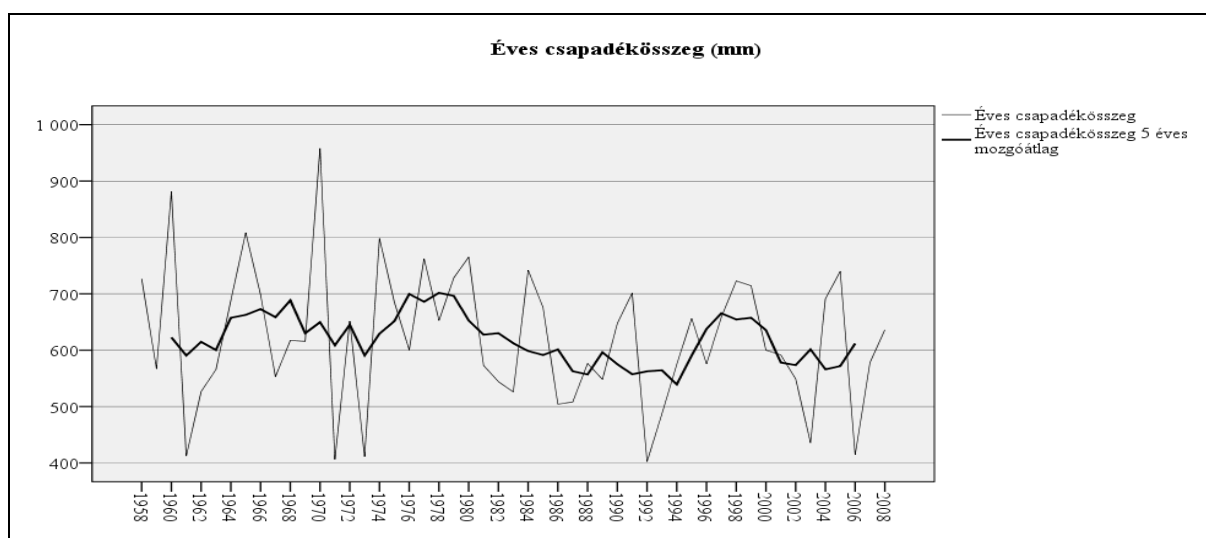


17. ábra A januári középhőmérsékletek ($^{\circ}\text{C}$) alakulása 1958-2008 között

Az értékek nagyjából az 1980-as évek elejétől emelkedő tendenciát mutatnak, ebből azonban nem vonhatók le messzemenő következtetések, mivel ez a viszonylag rövid adatsor csak a trendek néhány évtizedes léptékű változékonyságát bizonyítja. A lehűlés elsősorban a nyári hónapok alacsonyabb középhőmérsékleteiben mutatkozott meg; a júniusi, júliusi és augusztusi értékek az éves adatok tendenciáit követik. A vizsgált időszakban emelkedni látszanak viszont a januári középhőmérsékletek (17. ábra); ennek következménye a jellemző csapadékformák esetleges megváltozása lehet.

5.1.2.2 Csapadék

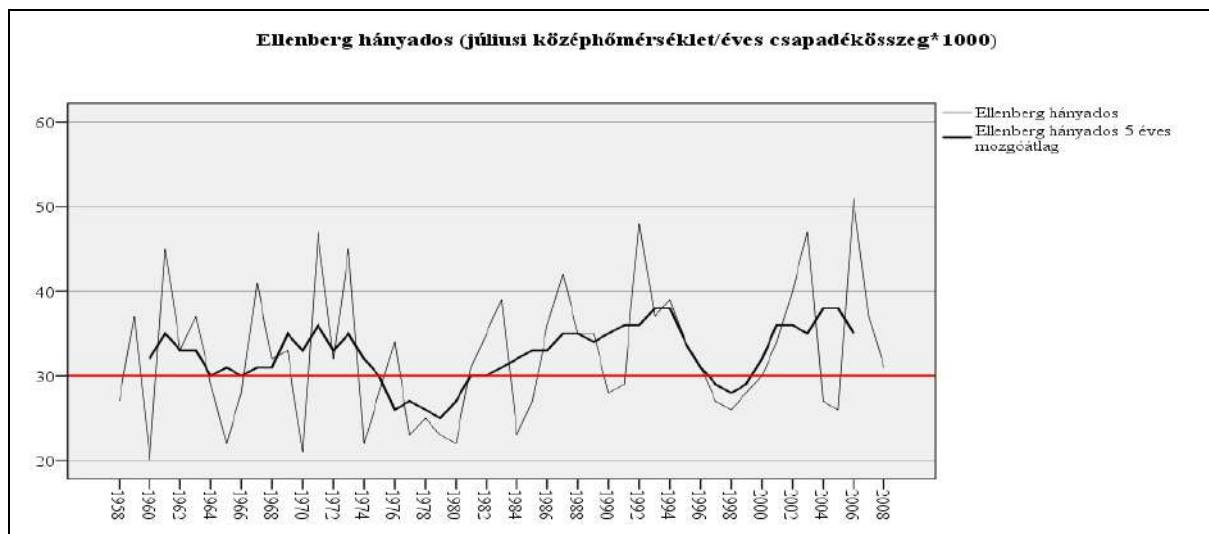
Az éves csapadékösszeg alakulása a vizsgált időszakban nem mutat egyértelmű tendenciát (18. ábra). Az 1980-as években látható kisebb mértékű csökkenés után az 1990-es évek közepétől újra csapadékosabbá vált az időjárás. Megjegyzendő azonban, hogy az 1970-es évek eleje óta a kiugróan magas csapadékú (800 mm-t meghaladó) évek elmaradtak, míg a száraz évek (500 mm alatti csapadékkal) a korábbihoz hasonló gyakorisággal fordultak elő.



18. ábra Az éves csapadékösszegek (mm) alakulása 1958-2008 között

5.1.2.3 Ellenberg hányados

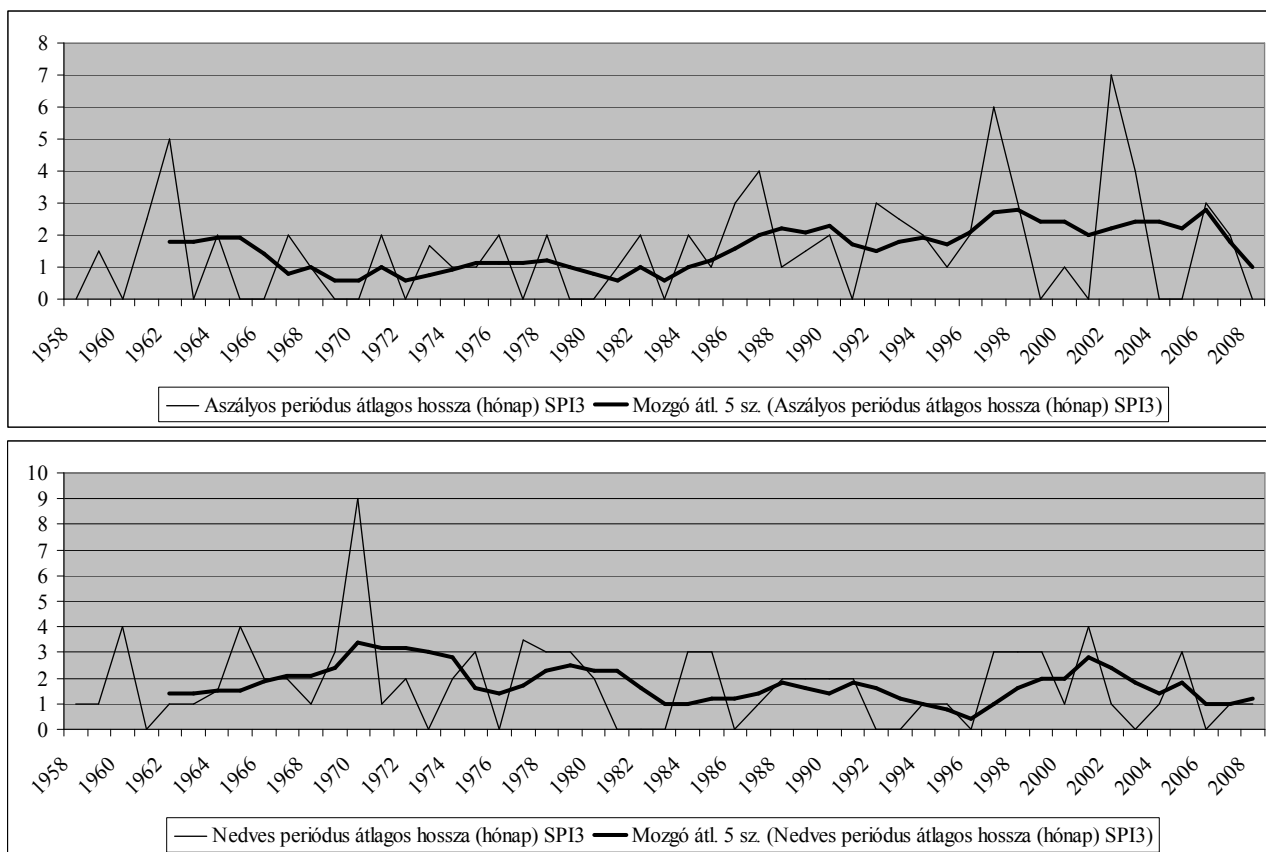
A hányados értéke az 1980-as évek eleje óta jellemzően inkább a bükk, vagy a tölgyek dominanciája szempontjából meghatározó 30-as határvonal fölött mozog, és 1985 óta még a hűvösebb/csapadékosabb években sem csökkent 25 alá (19. ábra). Bár a Haragistya-fennsíkon a kutatóállomáshoz képest valamivel több csapadék hullik, és alacsonyabb a hőmérséklet, ez a jelenség a szlovák oldalon a területtől 4 km-re északra található Szilice település adatsorában is észlelhető.



19. ábra Az Ellenberg-hányados alakulása 1958-2008 között

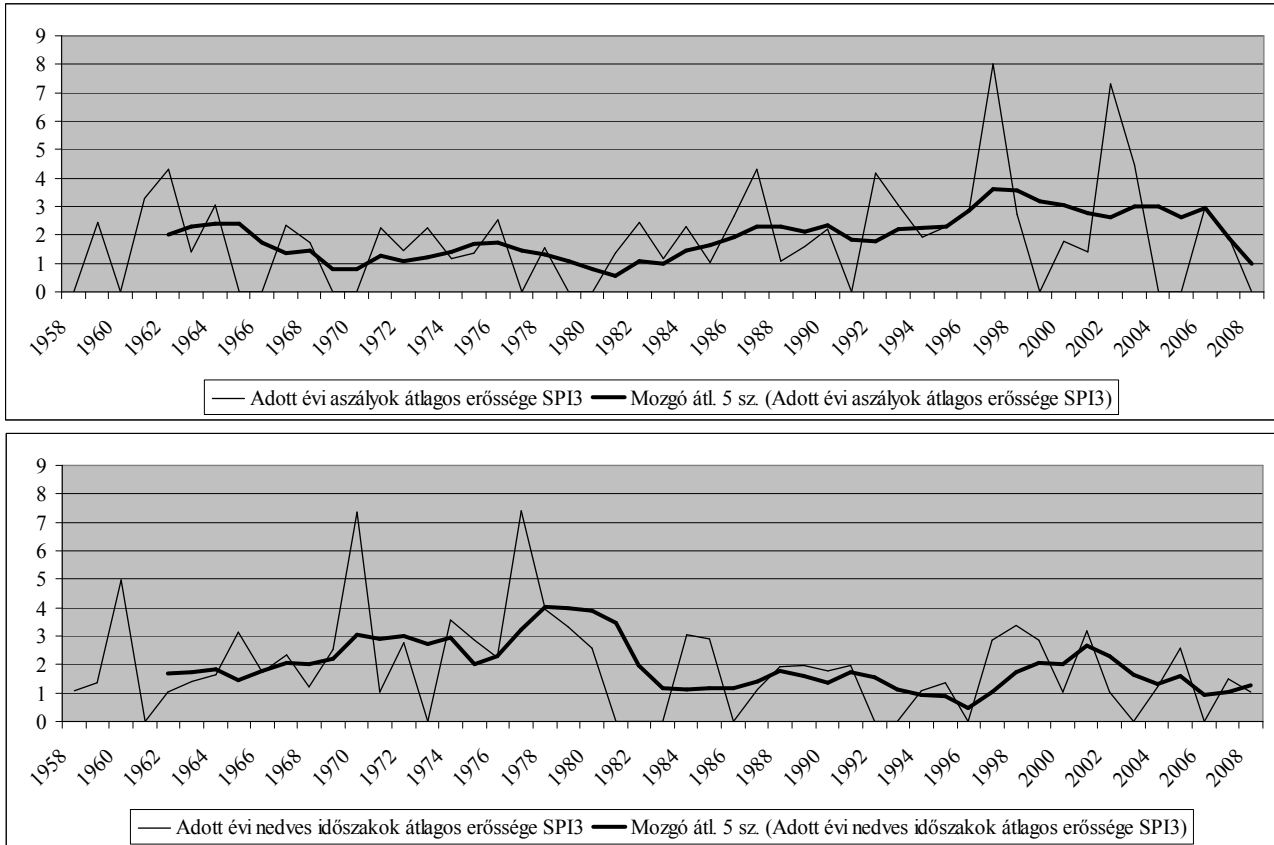
5.1.2.4 Aszályos, illetve az átlagnál csapadékosabb időszakok jellemzői

Az adott évben véget érő aszályos periódusok hónapban megadott átlagos hossza (20. ábra) az 1980-as évek közepétől láthatóan magasabb, mint korábban, és több évben is tapasztalhatunk erősen kiugró értékeket. Ezzel szemben a csapadékos időszakok átlagos hossza az 1970-es évektől az 1990-es évek közepéig csökkenő tendenciát mutat, majd a 2000-es években ismét kissé magasabb értékek jellemzik.



20. ábra Az adott évben véget érő a.) aszályos, illetve b.) csapadékos periódusok átlagos hossza

A kiugró értékek itt hiányoznak, csakúgy, mint az éves csapadékösszegek esetében. Az adott évben véget érő aszályos periódusok átlagos erőssége (21. ábra) az 1980-as évek végétől láthatóan többször mutat magasabb értékeket, a legnagyobb kiugrások az 1990-es évek végén tapasztalhatóak. A csapadékos időszakok átlagos erőssége viszont az 1970-es években tapasztalható néhány kiugró érték után jelentősen csökkent, és még közepes értékeket is csak az időszak vége felé kezdett újra felvenni.



21. ábra Az adott évben véget érő a.) aszályos, illetve b.) csapadékos periódusok átlagos erőssége

A vizsgált 51 éves időszak adatai alapján összességében elmondható, hogy az 1980-as évektől a megelőző időszakhoz képest az aszályos periódusok száma és erőssége nőtt, míg a csapadékos időszakoké csökkent. A 2000-es évektől ez utóbbi tendencia enyhülni látszik, ami viszont a két szélsőség egymást hirtelen követő előfordulására utal, aminek egyébként tanúi is lehettünk 2006-ban, amikor a Jósvalfő is előtű áprilisi árvizet igen száraz ősz és tél követte.

5.2 Faállomány-szerkezet és mintázat

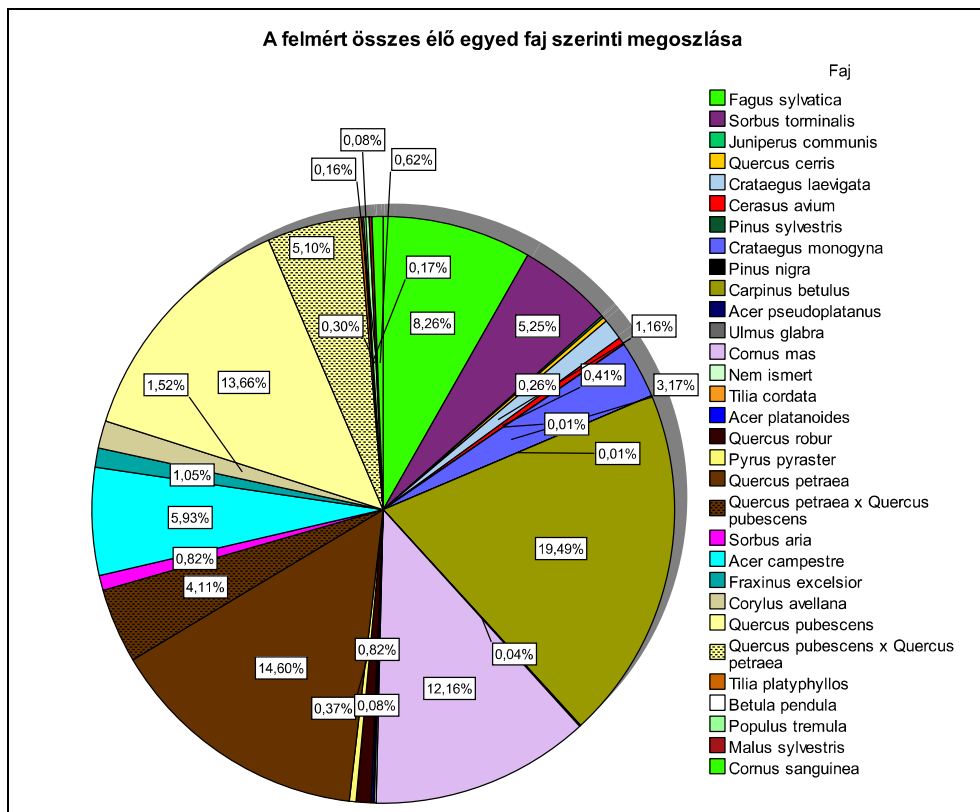
Az alábbiakban tárgyalom a különböző faállomány-szerkezeti mutatók térbeli megoszlását a mintaterületen belül, továbbá a különböző csoportok (erdőtípusok, korcsoportok, stb.) között mutatkozó különbségeket.

5.2.1 Fajösszetétel és diverzitás

A fajösszetételt és a diverzitást az élő fák és cserjék, valamint az álló holtfák és cserjék összetételének elemzésével értékeltem.

5.2.1.1 Élő fák és cserjék

Az egyes fajok törzsszám alapján számított gyakoriságát a területen az 22. ábra mutatja be. A vizsgált területen az élő fákat és cserjéket tekintve a leggyakoribb faj a gyertyán; aránya a 10 m sugarú mintakörökbe eső törzsek között majdnem 20%. Hasonlóan magas még a molyhos tölgy és a kocsánytalan tölgy részaránya is (mindkettő 14,7%). Őket követi a húsos som 12%-kal, a bükk 8%-kal, majd a mezei juhar és a barkócaberkenye 6, illetve 5 %-kal.

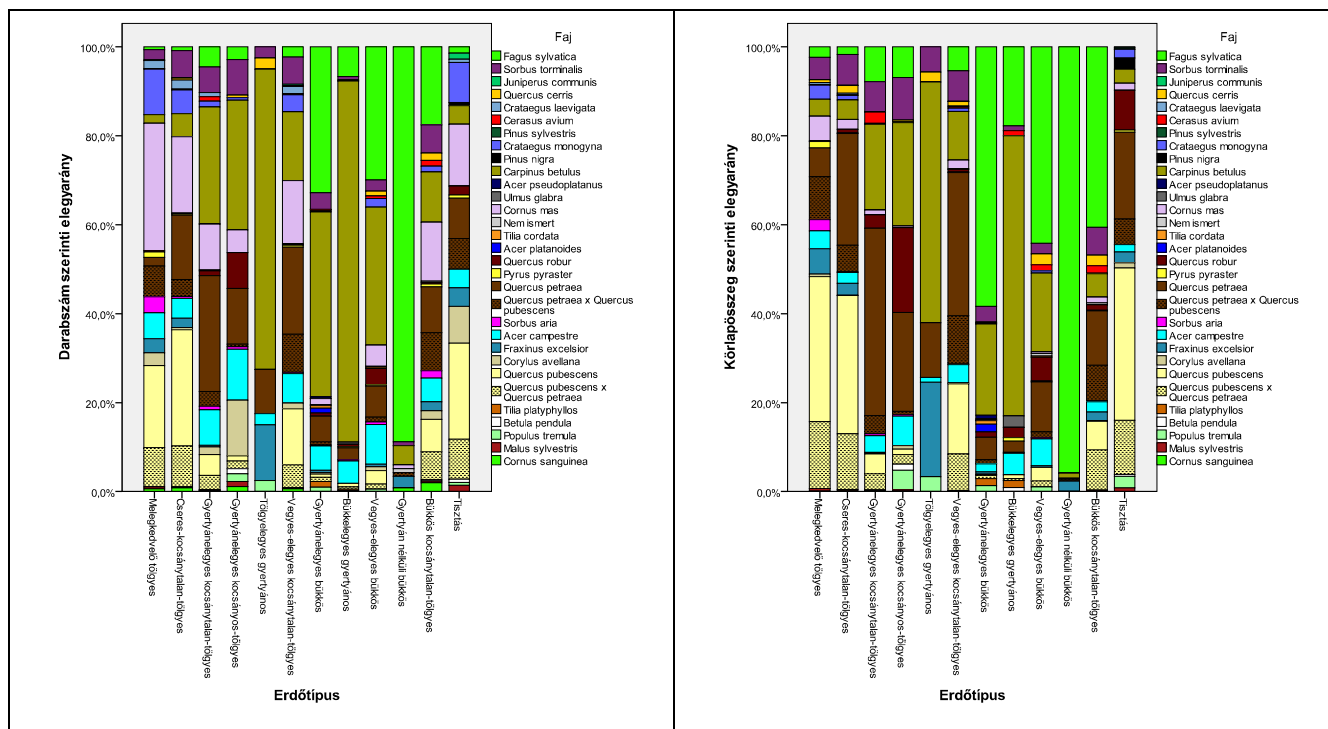


22. ábra A felmért élő fák és cserjék faj szerinti megoszlása a teljes vizsgált területen (törzsszám alapján)

A prezencia-abszencia oldaláról nézve a vizsgált pontokban leggyakrabban előforduló faj a gyertyán, a mintakörök majdnem négyötödében (76,7%) megtalálható. Hasonlóan szinte mindenütt jelen van a kocsánytalan tölgy (75,3%), és a húsos som (60,9%). Az utánuk következő gyakoribb fajok (bükk, mezei juhar, barkócaberkenye, molyhos tölgy) értékei 55-60% között mozognak, ami a bükk és molyhos tölgy esetében bizonyos termőhelyeken kifejezett dominanciát takar, míg a barkócaberkenye és a mezei juhar kísérő fajokként kisebb egyedszámban a legtöbb erdőtípusban

megtalálhatóak. Jóval kevesebb mintaponton jelennek meg az egyéb cserjék: az egybibés galagonya (28,8%), a cseregalagonya (14,4%), a veresgyűrű som (13,6%), és a mogyoró (13,3%). A gyakoribb (a mintakörök több, mint 5%-ában előforduló) elegyfajok közé tartozik még a kocsányos tölgy (12,5%), a lisztes berkenye (11,1%), a magas kőris (10%), a vadkörte (8,6%), a madárcseresznye (7,8%) és a csertölgy (5,5%). Külön jelöltem azokat a tölgy egyedeket, amelyek a molyhos és a kocsánytalan tölgy tulajdonságait egyaránt mutatták.

A teljes felmért faállomány együttes vizsgálata a domborzat (és ebből következően a termőhely) változatossága miatt félrevezető lett volna, ezért szükség volt a mintapontok fajösszetétel szerinti csoportosítására is. A terület részletes vegetáció-térképe már korábban elkészült (Vojtkó 1997-2004), de a mai napig csak kézíratos formában létezik. Többváltozós statisztikai módszerek alkalmazásával viszont csak a faállomány fajösszetételét figyelembe véve túl kevés csoport különíthető el egyértelműen. Ezért kifejezetten e célból 2008-ban Szomorad Ferenc közreműködésével egy erdőtípus térképet készítettünk a faállomány-szerkezeti felmérés területére (Tanács et al. 2010). Ezt az egyes mintapontokon jellemző fajösszetétellel együtt a 23. ábra mutatja be. A megjelölt típusok nem társulások (noha bizonyos esetekben lehetnek átfedések), elkülönítésük elsősorban a faállomány fajösszetételén és jellegén alapult. A csoportokban felmért összesített fajösszetételt a 24. ábra mutatja be.



24. ábra A felmért élő fák és cserjék faj szerinti összesítése az egyes erdőtípusokban a.) törzsszám alapján b.) körlapösszeg szerint

A körlapösszeg szerinti fajmegoszlás (24. b) ábra) számottevően eltér a törzsszám szerintitől. A mérettel történő súlyozás a bükknek és a tölgyeknek kedvez, míg a jellemzően kísérő

fajok, a gyertyán és a mezei juhar szerepe nagy számuk ellenére a lombkoronaszintben jóval kisebb. A cserjefajok (főleg a húsos som) jelentős szerepét hangsúlyozza a száraz tölgyesekben, hogy (a többi típussal ellentétben) a körlepősszeg szerinti elegyarányuk sem elhanyagolható. A csoportok rövid leírása:

Melegkedvelő tölgyesek (1)

A kedvezőtlen termőhelyen álló, alacsony, nyílt állományokban a kocsánytalan tölgy és a molyhos tölgyek dominálnak (főleg az utóbbi), de mellettük számos elegyfa, így mezei juhar, barkócaberkenye, lisztes berkenye, vadkörte is felbukkan. A típus jellegzetessége a magas kőris nagyobb aránya mellett a rendkívül erős, elsősorban húsos somból álló cserjeszint, amely az alacsony lombszinttel sok helyen „összefolyik”.

Cseres-kocsánytalan tölgyesek (2)

A lombkoronaszintet elsősorban a kocsánytalan tölgy alkotja, a molyhos tölgyek szerepe már alárendeltebb. A névadó cser a vizsgált állományokban ritkán jelenik meg, viszont az elegyfajok száma magas, közülük leggyakrabban a mezei juhar, barkócaberkenye, magas kőris és a vadkörte fordul elő. A cserjeszint ebben a típusban is rendszerint erős borítású, a húsos som és a fagyal (*Ligustrum vulgare*) mellett számos melegkedvelő és szárazságtűrő cserjefajjal.

Üde gyertyános-tölgyesek (3-6)

Gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesek (3)

A típus felső lombszintjét a kocsánytalan tölgy alkotja, szálanként egy-egy bükkal. Az alsó lombszintben – többnyire sarjeredettel és csokros megjelenéssel – a gyertyán dominál, s mellette elszórtan vagy kisebb csoportokban madárcseresznye és mezei juhar jelenik meg. A cserjeszint rendszerint hiányzik, vagy gyér borítású.

Gyertyánelegyes kocsányos tölgyesek (4)

Az előző típushoz hasonló erdők, de felső lombszintjükben fokozottabb mértékben van jelen a kocsányos tölgy. Jellemzően a terület északi részén, erdei irtásrétek szomszédságában találhatóak. Egyes helyeken – főként a tisztások közelében – a lombszint kiritkul, s erőteljesebb cserjeszint jelenik meg.

Tölgyelegyes gyertyánosok (5)

Gyertyános-tölgyes termőhelyeken kialakult gyertyán dominanciájú állományok, melyekben kevés kocsánytalan tölgy és kocsányos tölgy is felbukkan. Az egyéb fafajok 20-30%-nál nagyobb

elegyarányt összesen sem tesznek ki. A területen kis kiterjedésben fordul elő, mindössze 2 mintapont esik ebbe a típusba.

Vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesek (6)

Az üde kocsánytalan tölgyesek és a cseres-tölgyesek közötti átmenetet képviselő típus. A lombszintet főként kocsánytalan tölgy és gyertyán alkotja, de a felszakadozó lombszintben számos elegyfaj is felbukkan: mezei juhar, barkócaberkenye, nagylevelű hárs, magas kőris. Cserjeszintje szórványos, elsősorban húsos som és fagyal jelenik meg benne.

Üde bükkös erdők (7-10)

Gyertyánelegyes bükkösök (7)

A klasszikus szubmontán bükkösre hajazó állománytípus, a felső lombszintben dominánsan bükkal, az alsó lombszintben elszórtan gyertyánnal, ritkán más üde lomberdei elegyfákkal így például nagylevelű hárs, hegyi juhar, korai juhar, hegyi szil jelenlétével. Cserjeszint a fényszegély erdőbelső miatt nem jellemző.

Bükkelegyes gyertyánosok (8)

Az előző típussal azonos termőhelyen található gyertyán dominálta állományok, szálanként mezei juharral és bükkal. A cserjeszint jellemzően hiányzik.

Vegyes-elegyes bükkösök (9)

Alapvetően bükkös jellegű állománytípus, azonban más fafajok is jelentősebb elegyaránnal vannak jelen benne. A bükk aránya jellemzően 30-50 %, s mellette a gyertyánon kívül 5-20 %-os elegyaránnal még több más fafaj – például kocsánytalan tölgy, nagylevelű hárs, madárcseresznye, barkócaberkenye, mezei juhar – is megjelenik. A cserjeszint itt is többnyire hiányzik.

Gyertyán nélküli bükkösök (10)

Elegyetlen bükkös állománytípus, általában idősebb fákkal, melyből a gyertyán szinte teljes egészében hiányzik. A fák sok esetben sarjeredetűek, csokros növéské. Cserjeszint nincs.

Bükkös-kocsánytalan tölgyesek (11)

Jellegzetes állománytípus, melyben a bükk és a kocsánytalan tölgy hozzávetőlegesen azonos arányban van jelen. További fafajként elszórtan megjelenik a mezei juhar, a barkócaberkenye és a lisztes berkenye is. A cserjeszint erős borítást érhet el, a húsos som mellett legnagyobb területfoglalással a fagyal jelenik meg.

Hársas sziklaerdők (12)

Egyetlen állománya északi kitettségű töböroldalban, sziklás letörésen, illetve törmelékletőn található. A koronaszintben domináns fafaj a nagylevelű hárs, mellette a hegyi juhar idős példányai állnak. Nincs olyan mintapont, amelyik tisztán ebbe a típusba sorolható.

Kőrises sziklaerdők (13)

Keleti kitettségű töböroldalban, ugyancsak sziklakibúváson és törmelékes talajon (a hársas típustól némileg szárazabb termőhelyen) álló típus. Uralkodó fafaja a magas kőris. A gyér cserjeszintben néhány húsos somot találunk. Nincs olyan mintapont, amelyik tisztán ebbe a típusba tartozna.

Rezgőnyarasok (14)

Völgyalji, illetve töbörálji helyzetű, rezgőnyár dominanciájú, mérsékelten elegyes állományok. Cserjeszintjük elsősorban mogyoróból áll, vagy hiányzik. A kis kiterjedésű állományok elsősorban bükkös termőhelyeken állnak, kialakulásuk elsősorban a korábbi mészégető-helyszínekhez köthető. Nincs olyan mintapont, amelyik tisztán ebbe a típusba lenne sorolható.

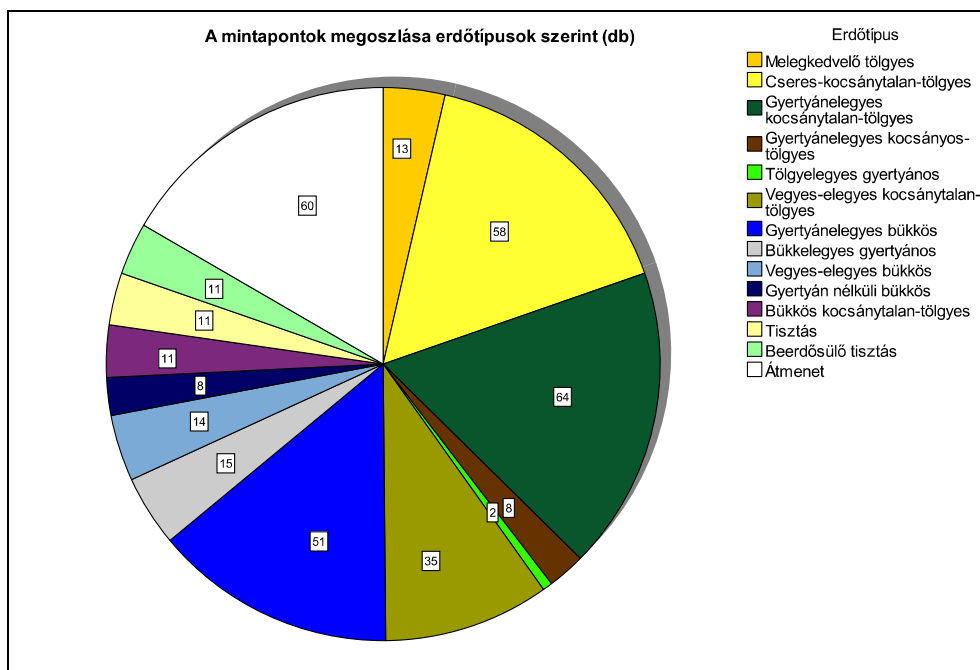
Nyíreszek (15)

Egyetlen – egykori mészégető-helyszínhez kötődő – állománya töbörálji helyzetű, a domináns bibircses nyír mellett gyertyánnal és mezei juharral. A cserjeszintben jelentősebb borítást ér el a mogyoró. Ebben az esetben sincs olyan mintapont, amelyik tisztán ebbe a típusba tartozik.

Az említetteken kívül még két típust különítettünk el: az irtásréteket (16), amelyekből három nagyobb és néhány kisebb található meg a faállomány-szerkezeti mérés területén, illetve ezek peremein azokat a beerdősülő foltokat (17), amelyek az 1960-as évekbeli topográfiai térképen még rétként szerepelnek, ám a valóságban már a fásszárúak dominálnak rajtuk.

Mivel a mintapontok szabályos hálót alkotnak, egy részük (60 db – 16,6%) határhelyzetük miatt (a fenti kategóriák szerint) nem tipizálható egyértelműen. Ezeknek az átmeneti mintapontoknak a fajösszetétele és a szerkezeti jellemzői nem kezelhetőek a „tisztá” típusokkal együtt, ugyanakkor hosszabb távon a változások vizsgálatánál majd kiemelt figyelmet érdemelnek, hiszen hot spotokként jelezhetik a változás irányát. Ahogy a 25. ábrán látható, a mintapontok nem egyenletesen oszlanak meg az egyes típusokban. Ezért bizonyos elemzések elvégzéséhez (pl. a természetességet jellemző szerkezeti mutatók vizsgálatánál) az adatbázist három nagy csoportra bontottam, ezek A.) száraz tölgyesek (melegkedvelő tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek és vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesek) B.) üde gyertyános tölgyesek (gyertyános-kocsánytalan

tölgyesek, és gyertyános-kocsányos tölgyesek) C.) bükkösök (gyertyánelegyes bükkösök, vegyes-elegyes bükkösök, gyertyán nélküli bükkösök). Átmeneti jellegük miatt a bükkös-kocsánytalan tölgyesek, továbbá az irtásrétek és a határeset pontok nem szerepelnek ebben a bontásban.



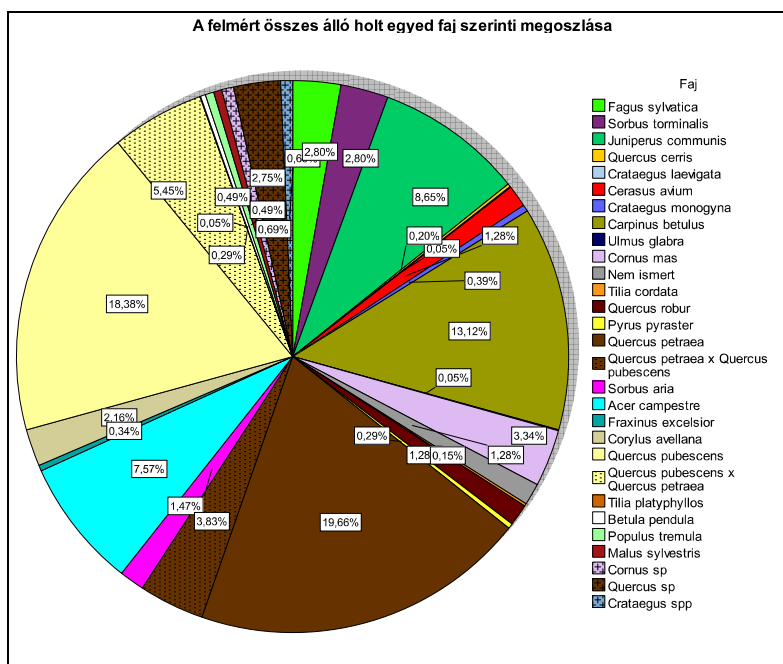
25. ábra Az állandósított mintapontok (361 db) megoszlása erdőtüpusok szerint

Az adott mintaponton a felmérésbe eső *élő fák és cserjék fajsza*ma a vizsgált területen 1 és 13 között mozog (26. a) ábra), s átlagosan 6 faj található meg egy mintakörben. Kiugró értékek három nagyobb tömbben jellemzőek. A Hosszú-völgy völgyfőjében, és az északi töbör sor egy szakaszán bükkös, illetve részben gyertyán dominálta állományokban a fajösszetétel kevésbé változatos, míg az Ocsisnya-tető délies kitettsé gű lejtőinek nyílt, száraz tölgyeseiben az átlagnál változatosabb. Korcsoportok szerinti bontásban vizsgálva a mutatót (8/1. melléklet), azt az eredményt kaptam, hogy a 80-100 éves állományokban szignifikánsan alacsonyabb átlagos értéket mutat (~5), mint a másik két csoport (~6). A szórás mindegyik csoportban nagy. Az utolsó ismert használat időszaka szerinti csoportokat tekintve az utoljára 1935 és 1950 közötti időszakban kezelt állományok fajsza ma szignifikánsan magasabb a többinél. Erdőtüpusonkénti bontásban (8/2. melléklet) a száraz termőhelyű, nyílt állományokban magasabb átlagos értékek jellemzőek, a bükkösökben alacsonyak. Az *élő fák és cserjék törzsszám szerinti Shannon-féle diverzitási mutató* értéke 0 és 2,24 között változik (26. b) ábra), ami nem túl magas érték, de figyelembe véve, hogy csak a faállományt, és azon belül is csak az élő egyedeket vizsgáltam, a szóba jöhető fajok száma eleve nem túl magas. A térképen kirajzolódó területi mintázat hasonló a fajsza m által mutatotthoz, de látható, hogy a magasabb fajsza m elsősorban az Ocsisnya-tető lejtőin (kitettség től függetlenül) jár együtt a fajok egyenletesebb megoszlásával, amelyet az Evenness magasabb értékei jeleznek

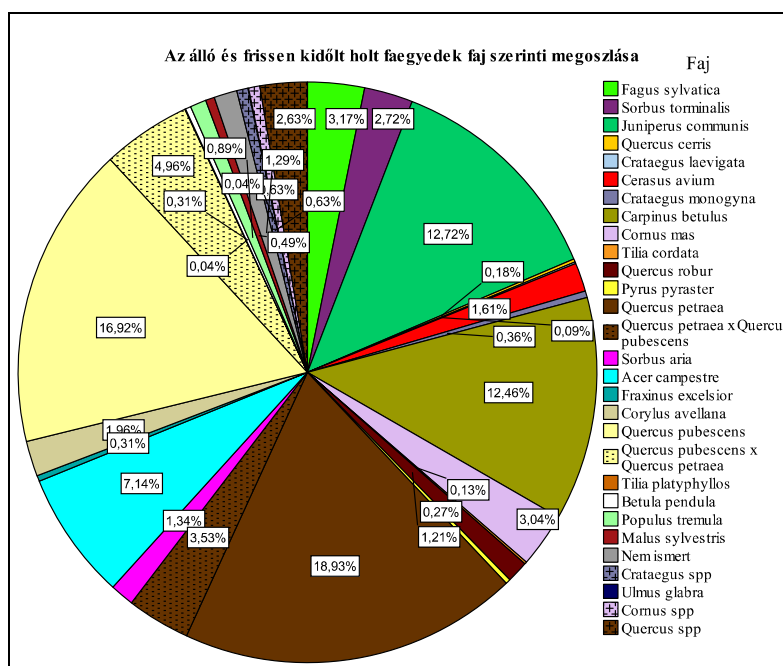
bontásban a kapcsolat a vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesekben a legerősebb (0,443) ezen kívül még a gyertyánelegyes bükkösökben mutatható ki (0,247).

5.2.1.2 Álló holtfa és cserjék

Az álló holtfák és cserjék törzsszám szerinti fajmegoszlását (27. ábra) vizsgálva a teljes területen látható, hogy az arányok eltérnek az élőknél tapasztalttól.

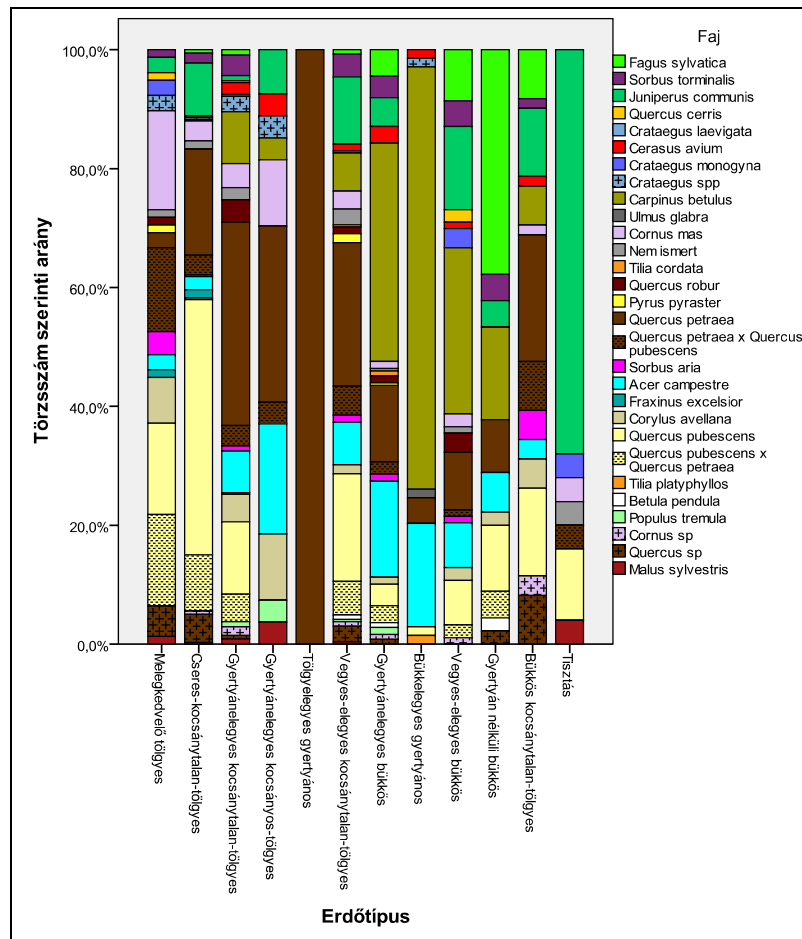


27. ábra Az álló holt fák és cserjék faj szerinti megoszlása a teljes vizsgált területen (törzsszám alapján)



28. ábra Az álló és frissen kidőlt (max. 2-es korhadtsági fokú) holt faegyedek faj szerinti megoszlása a teljes vizsgált területen (törzsszám alapján)

A legnagyobb arányban a kocsánytalan tölgy (19,6%) és a molyhos tölgy (18,4%), valamint ezek hibridjei fordulnak elő, őket követi a gyertyán, jóval kisebb arányban, mint az élőknél (13,1%). A negyedik leggyakoribb faj az álló holtfák között az egykori nyílt élőhelyekre, illetve a korábbi legeltetésre utaló boróka, amelyből összesen kb. 5 db élő példánnyal találkoztunk a felmérés során. E fafajokon kívül jelentős számban található az elpusztult egyedek között a mezei juhar (7,6%) is. A bükk és a barkócaberkenye aránya az álló holtfák között jelentősen kisebb, mint az élő egyedek között. Bár az arányeltolódások részben visszavezethetőek a fajok bizonyos sajátosságaira (pl. hogy a tölgyek fejlett, mélyre hatoló gyökérzetük miatt elpusztulásuk után is sokáig állva maradnak, míg pl. a bükk a sekély talajon hajlamos gyökerestől kidőlni), a frissen kidőlt fákat is belevéve a vizsgálatba az értékek nem módosulnak jelentősen (vö. 27. és 28. ábra).



29. ábra A felmért álló holt fák és cserjék faj szerinti megoszlása az egyes erdőtípusokban

Az egyes erdőtípusok holtfa fajösszetételükben is különböznek (29. ábra). Az élő és holtfa arányok közötti eltérések (9. melléklet) típusonként más jellegűek és mértékűek. A legjelentősebb eltérést a boróka jelenléte okozza, szinte valamennyi típusban (kivéve az elegyetlen gyertyános, illetve bükkös állományokat). Az Aggteleki karszt magas mésztartalmú talajain ez a faj pionír szerepet tölt be, általában legelők beerdősülésének első lépéseként. Mivel lassú növekedésű, fája

kemény, valamint általában száraz termőhelyeken található meg, a korhadási folyamat hosszabb ideig tart, mint a legtöbb fafaj esetében. Érdekes viszont, hogy a borókák nagy része olyan irtásréteken is kipusztult, ahol a fényviszonyok még megfelelőek lennének a faj számára. Az üde tölgyes állományoknál a tölgyek (főleg a kocsánytalan tölgy) aránya jellemzően valamivel nagyobb a holt egyedek között, mint az élők között, míg a cseres-kocsánytalan és vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesekben ez fokozottan igaz a molyhos tölgyre. A gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesekben a kocsányos tölgy és a madárcseresznye szerepe az élőknel teljesen alárendelt, míg elpusztult egyedekből viszonylag sok található ezekben az erdőkben. A gyertyánelegyes kocsányos tölgyesekben több fényigényes faj (pl. boróka, madárcseresznye és vadalma) holt egyedei találhatóak meg, ezek az élők közül gyakorlatilag hiányoznak. A kocsánytalan tölgy és a mezei juhar aránya is magasabb a holtak között, a típusjelző kocsányos tölgy viszont hiányzik. Az elegyetlen gyertyánosoknál a holtfa fajösszetétele láthatóan vegyesebb, mint az élő egyedeké. Valamennyi bükk-domináns típusra jellemző az, hogy a bükk aránya jóval kisebb a holt fák, mint az élők között, ezekben az állományokban az álló holt fák között jellemzően a tölgyek, a gyertyán és a mezei juhar dominánsak.

5.2.2 Struktúra

A 10. melléklet néhány gyakran alkalmazott szerkezeti mutató jellemző értékeinek a teljes területre vonatkozó statisztikáit foglalja össze. A mutatók értékeinek alakulását a mintapontok különböző szempontok szerint kialakított csoportjaiban a 11-32. mellékletek tartalmazzák.

5.2.2.1 Horizontális jellemzők

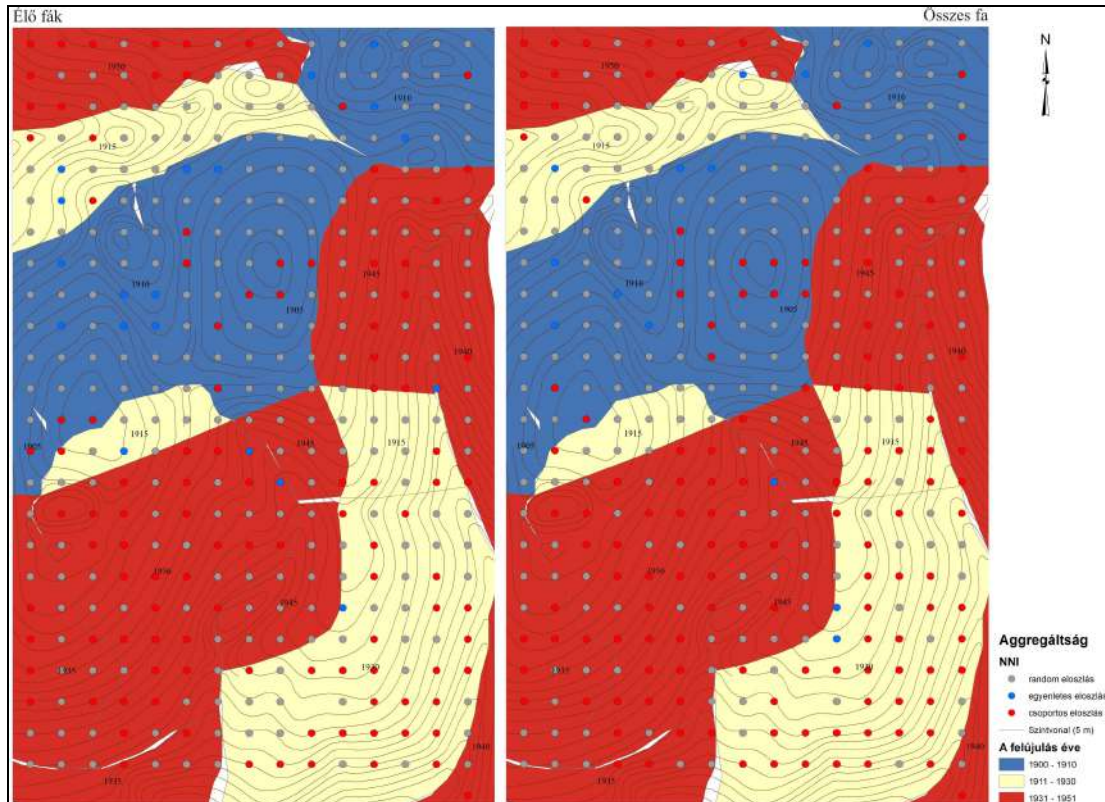
Az *élő és álló holt fákra számított átlagos hektáronkénti törzsszám* a felmért területen átlagosan 937, a minimum 32 (irtásréten), a maximum 2548. A terület déli részén, a rezervátum védőzónájában elsősorban a déli, délkeleti és keleti kitettségű, meredekebb lejtők száraz, vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyeseiben tapasztalhatóak igen magas értékek. A legalacsonyabb hektáronkénti törzsszám (a tisztásoktól eltekintve) az északi rész idős bükkös erdőit jellemzi. Az üzemtervi kor szerint 60-80, illetve 80-100 éves állományok esetében a szórás nagy, és a két csoport átlagai nem különböznek szignifikánsan (11. melléklet). A 100-120 éves erdőkben az értékek jellemzően alacsonyabbak, és kevésbé is szórnak, mint a fiatalabb korosztályokban. Az 1935 előtt, illetve 1990 után kezelt állományok átlagai alacsonyabbak, a legmagasabb értékeket azok az erdők mutatják, ahol 1935 és 1950 között történt utoljára beavatkozás. Ezekben a sarjról újult erdőkben a kedvezőtlen termőhely miatti lassú növekedés, valamint a nehéz megközelíthetőség miatt kezdetben valószínűleg nem érte meg az állománynevelési munkákat

elvégezni, később pedig véderdőként kezelhették. Ez lehet az oka a sarjcsokrok nagy számának és az ebből következő nagy törzssűrűségnek. A cserjéket (a mérethatárt meghaladó ágakat egyedenként összevonva) is figyelembe vevő *teljes hektáronkénti törzsszám* (30. ábra) a fényviszonyok meghatározó jellege folytán inkább erdőtípus-függő (ld. 11/2-es melléklet); ennek megfelelően a kor és használat szerinti bontás hasonló a fák értékeihez. Az *álló holt fák hektáronkénti törzsszáma* (30. ábra, illetve 12. mellékletek) az élőkhöz hasonló tendenciákat mutat, bár a legalacsonyabb átlagok a kocsányos tölgyesekben, és nem a bükkösökben jellemzőek – ez részben a fajösszetételből, részben pedig az erdők jellemző korából fakad. Az álló holtfák törzsszámának kapcsolata az összes fa törzsszámával változó erősséget mutat mind kor, mind az erdők jellege (főtípus) szerint. A teljes adatbázist (13/1. melléklet) tekintve a korcsoportokban a legerősebb a kapcsolat a 80-100 éves erdőkben, majd a 60-80 éves állományokban, és a legidősebb csoportban a leggyengébb. Főtípus szerint (13/2. melléklet) a legerősebb kapcsolat az üde gyertyános tölgyesekben tapasztalható, majd a száraz, nyílt tölgyesekben, míg a bükkösökben jóval gyengébb az összefüggés. Az összefüggés erősségének a korral való változása is eltér az egyes típusokon; míg a tölgyesekben a 100-120 éves állományok esetében a kapcsolat gyengébb a fiatalabb csoportokénál, vagy akár nemlétező, addig a bükkösökben épp fordítva, a legidősebb állományokban a legerősebb az összefüggés.

A vizsgált mintakörök többségében (59%) a *faegyedek (a cserjéket nem számítva) legközelebbi szomszéd mutatóval leírt térbeli elhelyezkedése* (31. ábra) random eloszlást követ, míg a többi pont esetében inkább az aggregáltság jellemző (37%). Egyenletes eloszlás kevés helyen tapasztalható, jellemzően az idősebb, bükkös állományokban, amelyek nagy részében 1970 és 1990 között törzskiválasztó gyérítések hajtottak végre. A védőzóna harmincas évekből származó, elsősorban sarjról természetes úton felújult száraz tölgyes állományokban a sarjcsokrok és a fiatal fák nagyobb száma miatt jellemző az erős aggregáltság. Az összes felmért faegyed és csak az élő fák alapján kapott eloszlásokat összehasonlítva látható, hogy bár a kettő a legtöbb esetben (82%-ban) megegyezik, ott, ahol különbség jelenik meg, az összes fánál tapasztalt aggregált kategóriát az élő fák esetében többnyire a random, ritkábban az egyenletes eloszlás követi. A korcsoportok szerinti bontás alapján (14/1. melléklet) az aggregáltság mértéke a legidősebb korcsoportban szignifikánsan alacsonyabb, és az egyenletes eloszlás nagyobb arányban fordul elő. Ez a cseres-kocsánytalan tölgyesek kivételével valamennyi erdőtípusban igaz (14/2. melléklet).

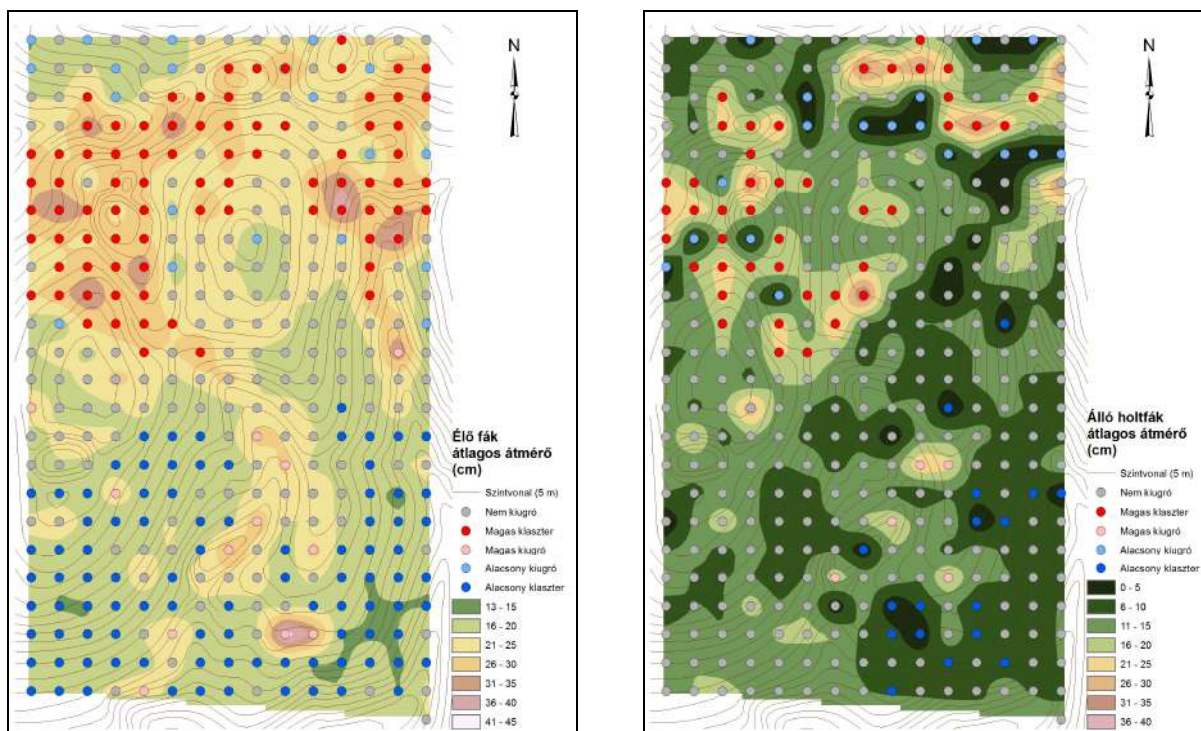
A fák *mellmagassági átmérő átlaga* (32. ábra) éles kontrasztot mutat a vizsgált terület déli, a rezervátum védőzónájába eső része, és a magterülethez tartozó északi rész között. Ez részben az északi területen lévő erdők magasabb kora, részben pedig a jobb minőségű termőhely számlájára írható. A termőhely befolyását a Hosszú-völgyben, és a vele párhuzamosan futó száraz

aszóvölgyben tapasztalható magasabb értékek is igazolják. A völgyfőben található bükkös értékei viszont magasabbak, mint akár az erdőrészlet üzemtervi kora, akár a meredek lejtő vékony rendzina talaja indokolná, tehát valószínűleg egy idősebb foltról van szó.

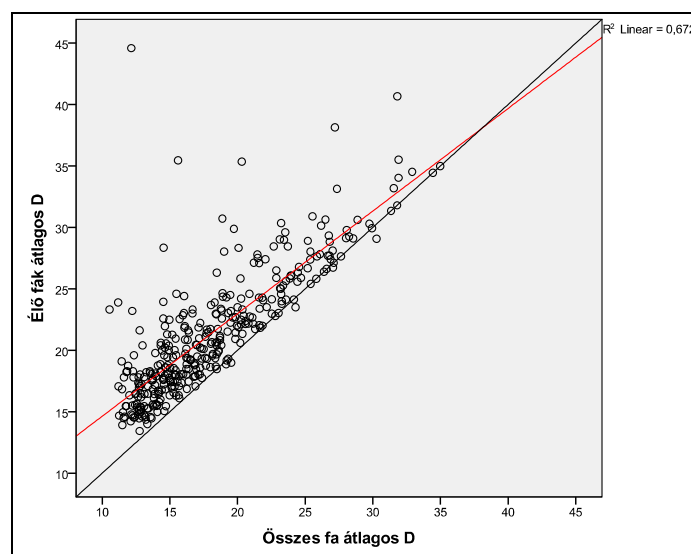


31. ábra Térbeli aggregátság a.) élő fák b.) összes fa

A teljes faállomány és az élő fák értékeit összehasonlító pontdiagramon (33. ábra) látható, hogy adott mintakörben az élő fák átlagos mellmagassági átmérője jellemzően magasabb, tehát a kisebb átmérőjű egyedek pusztulnak el. Nagyobb méretű álló holtfával csak az idősebb erdőkben találkozni, ezeken a mintapontokon az előző megállapítás már nem, vagy csak részben igaz. A legmagasabb átlagos átmérő értékeket a bükkösökben, és a gyertyánelegyes kocsányos tölgyesekben kaptam (utóbbiak kivétel nélkül idősebb erdők), a legalacsonyabbakat a száraz tölgyesekben (15/1. melléklet). Mind az üdőbb, mind a szárazabb erdők esetében igaz, hogy az északias kitettségű lejtőn magasabbak az értékek, mint a délies, keleties kitettségen, és a meredekebb lejtőn alacsonyabbak (15/2. melléklet). A vizsgált korcsoportok szerint nem mutatható ki tendencia, a 100-120 éves erdők értékei szignifikánsan magasabbak, de a 60-80 illetve 80-100 éves erdők átlagos átmérő között nincs különbség (15/3. melléklet). Az utolsó használat időszaka szerint sincs különbség az értékekben, kivéve az 1990 után gyérített erdőket, amelyek átlaga szignifikánsan magasabb, feltehetően a növedékfokozás céljából végzett, a vékonyabb törzseket eltávolító, homogenizáló jellegű beavatkozás hatására.



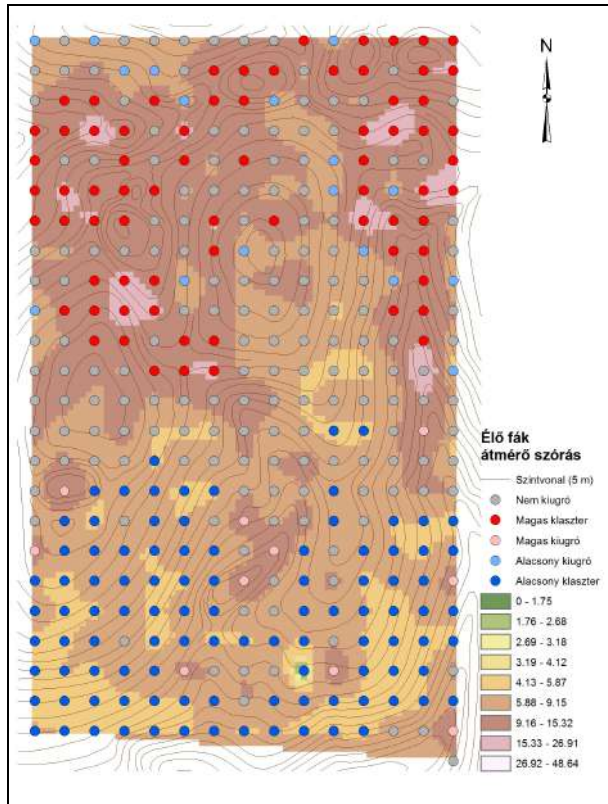
32. ábra Átlagos mellmagassági átmérő (cm) a.) élő fák b.) álló holtfák



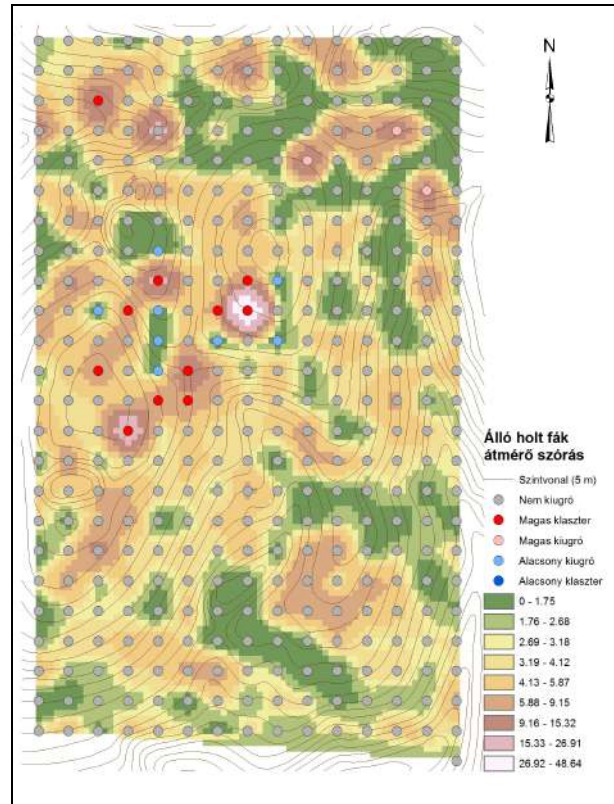
33. ábra Az élő fák és az összes fa átlagos mellmagassági átmérő (cm)

A mellmagassági átmérő szórása (34. ábra, illetve ld. még 16. melléklet) az átlaghoz hasonlóan a terület déli részének fiatalabb erdőiben alacsonyabb, északon az idősebb erdőkben magasabb értékeket mutat. Az egyéb szempontok szerint is hasonlóan viselkedik, a 100-120 éves korcsoportban szignifikánsan magasabb értékeket tapasztaltam, míg a másik kettő között nincs különbség. A legalacsonyabb szórásértékek a száraz tölgyeseket jellemzik, feltehetően a nagyobb méretű fák hiánya, illetve a sarjcsokrok hasonló méretű törzsei miatt, míg a legmagasabbak a gyertyánelegyes bükkösöket. Igaz, utóbbiakban erősen szórnak az értékek, valószínűleg az egyes

állományok eltérő kora, esetleg termőhelyi különbségek következtében. Ebben az esetben is magasabb értékekkel rendelkeznek a kedvezőbb termőhelyek (elsősorban a vastag üledékkal fedett, mély talajú töbörájak, enyhébb északias lejtők). Az utolsó használat időszaka szerint nincsenek jelentős különbségek.

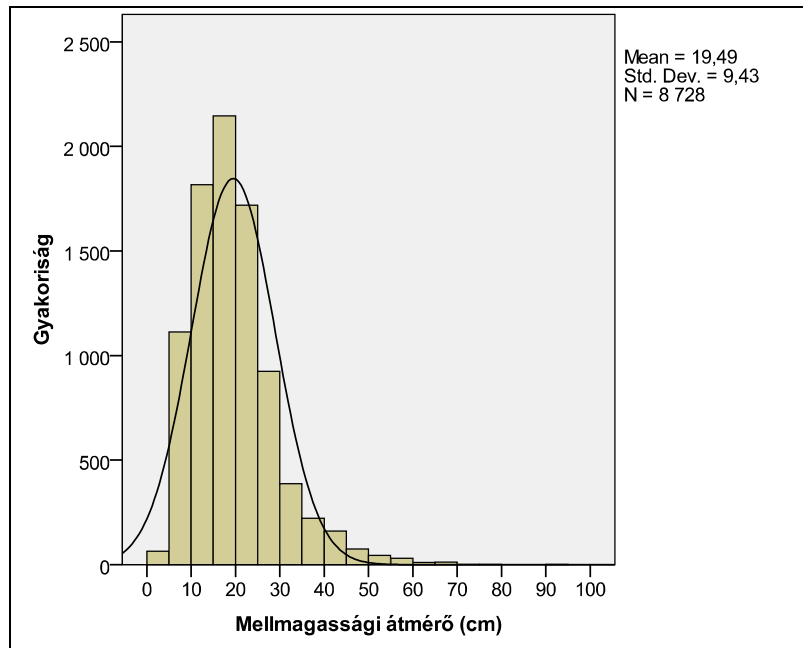


34. ábra Átmérő szórás a.) Élő fák



b.) Álló holt fák

Az élő fák átmérőeloszlását tekintve a teljes területre (35. ábra) a 15-20 cm közötti átmérőosztály a leggyakoribb a területen. Az átlagos átmérő 19,6 cm, és 50 cm fölötti átmérőjű egyedek elvétve fordulnak elő. Néhány gyakoribb faj átmérőeloszlásait külön vizsgálva (17. melléklet) jelentős különbségek tapasztalhatóak. A kocsánytalan és a molyhos tölgy esetében az eloszlás a normálishoz közelít. Az alacsonyabb átmérőosztályokba összességében kevés egyed esik, és azok is elsősorban tősarjak. A kísérő fajok (gyertyán, mezei juhar, barkócaberkenye) legnagyobb számban az 5-10 cm-es átmérőcsoportban fordulnak elő, gyakoriságuk az átmérő növekedésével csökken. Ez részben igaz a bükkre is, azonban ez az egyetlen faj, amelyik kétmodusú eloszlást mutat, az 5-10 cm-es csoport mellett másik maximumát a 25-30 cm-es csoportban éri el. A gyakoribb fajok közül egyedülként a 40 cm feletti kategóriákba is jelentős számú faegyed esik.

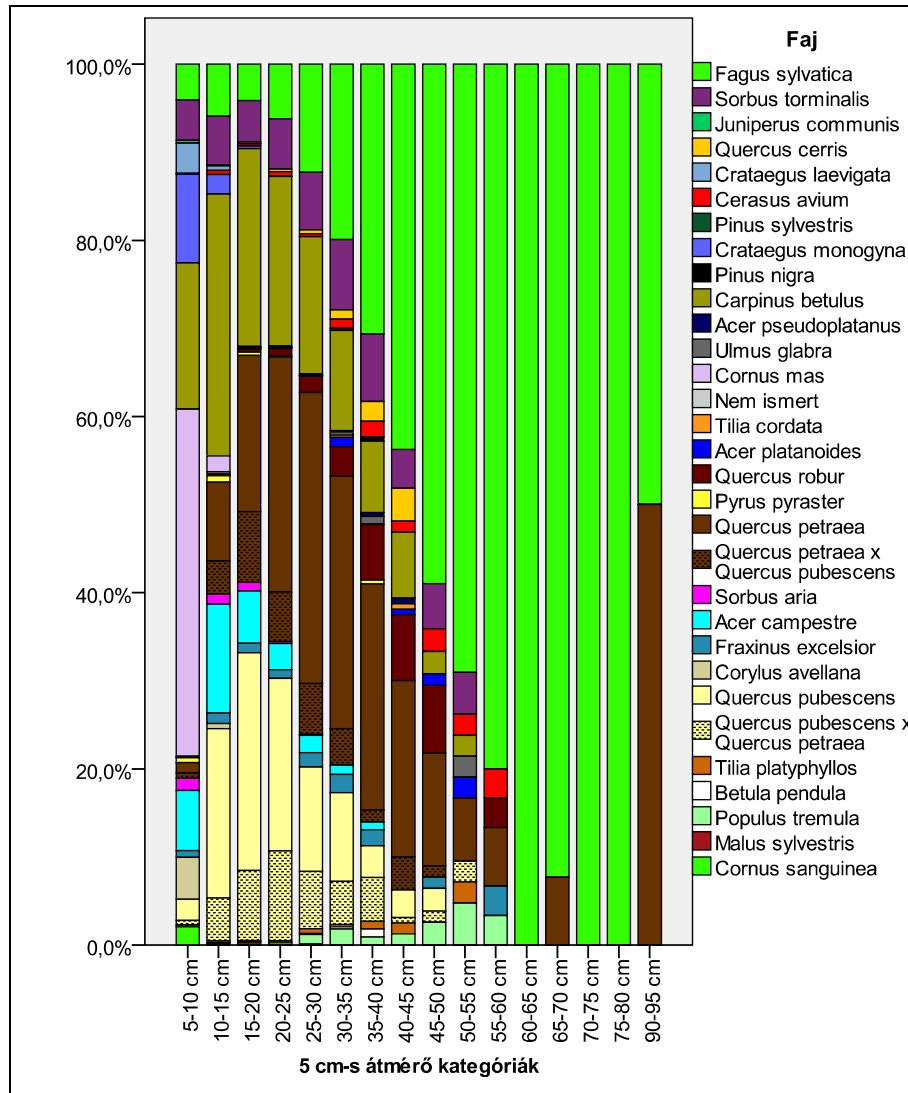


35. ábra A mellmagassági átmérő gyakorisági eloszlása minden felmért élő faegyedre

Az élő fák és cserjék egyes átmérő-osztályokon belüli fajeloszlásán (36. ábra) a legfeltűnőbb, hogy a bükk aránya a mérettel folyamatosan nő, és 60 cm fölött két db kocsánytalan tölgy kivételével egyeduralkodóvá válik (igaz, az utolsó három kategóriába csak 1-2 fa esik, ezek valószínűleg hagyásfák). Ez az egyes fajok növekedési sajátosságain túl (a vizsgált állományok korát is figyelembe véve) feltehetően annak köszönhető, hogy a növekedés szempontjából legkedvezőbb, mély talajú termőhelyeken ez a faj a leginkább versenyképes. A legkisebb átmérő-kategóriát a cserjefélék dominálják, a 10-15 cm-es csoportban pedig a gyertyán, a mezei juhar és a molyhos tölgy aránya a legmagasabb. A barkócaberkenye aránya 55 cm-ig nagyjából mindegyik csoportban hasonló, e fölött pedig elhanyagolható. A csertölgy, a madárcseresznye, a rezgőnyár és a kocsányos tölgy aránya a kisebb méretcsoportokban elenyésző, 20 cm körüli átmérőtől arányuk fokozatosan nő, majd a csertölgy 45 cm fölött, a másik három faj pedig 60 cm fölött eltűnik. Hiányuk az alacsonyabb kategóriákban a lombkorona záródásával magyarázható, mivel ezek fiatalon fényigényes fajok. A tölgyek összesített aránya a 20-25 cm közötti méretosztályban a legnagyobb, az alacsonyabb kategóriákban 20 cm-ig a molyhos tölgy aránya nagyobb a kocsánytalan tölgyénél, majd az arány megfordul. Ez a jelenség is a termőhely rovására írható – a molyhos tölgy dominálta szélsőségesen száraz termőhelyek azonos idő alatt kisebb intenzitású növekedést tesznek lehetővé.

Az élő fák hektáronkénti körlapösszege 3 és 56 m²/ha között ingadozik a területen, átlagosan 28 m²/ha, bár 20 alatti értékek csak a réteken és a közelmúltban beerdősült lejtőkön jellemzőek. A 37. ábra tanúsága szerint a térbeli megoszlás a korábban tárgyalt mutatókhoz hasonlóan alakul – értelemszerűen, hiszen a körlapösszeg értéke a fák méretétől és a törzsszámtól függ. Az átlagnál magasabb, 30-40 m²/ha közötti körlapösszegek a mintaterület északnyugati részének idősebb

állományaiban, elsősorban északias és nyugatias kitettségben tapasztalhatóak, ezt meghaladó értékek csak egy-egy pontban jellemzőek. A vizsgált korcsoportok és az utolsó használat időszaka szerint sincs jelentős különbség az átlagokban (18/1. melléklet), bár a magasabb (30 feletti) értékek azért jellemzően az idősebb erdőkben fordulnak elő. Erdőtípusonként nézve a legmagasabb átlagos értékek az elegyetlen bükkösökben, a vegyes-elegyes bükkösökben és a gyertyánelegyes kocsányos tölgyesekben tapasztalhatóak (18/2. melléklet).



36. ábra A fafajok törzsszám szerinti megoszlása átmérő-osztályonként

Az álló holt fák hektáronkénti körlapösszege (37. ábra) a területen 0 és 15 m²/ha között változik, de az átlag mindössze 2,4, és 5 feletti értékek csak lokálisan, az északi területek idősebb erdőiben jellemzőek. Az álló holtfák %-os aránya a körlapösszegeből (19. melléklet) átlagosan 7,6%, 10-nél magasabb értékek néhány (2-4) mintapontból álló foltokban jellemzőek, míg kiugró értékekkel jellemezhető klasztereket találunk az Ocsisnya-tetőn és a Káposztás-bérc nyugati oldalán, valamint a kettő közötti nyergen.

Az élő fákra, valamint az álló és fekvő holtfára együttesen számított *(összes) hektáronkénti fatérfogat* értéke 50 és 1112 m³/ha között változik a vizsgált mintapontokban, átlagosan 316 m³/ha. Az értékek térbeli megoszlására (38. ábra) ebben az esetben is az a jellemző, hogy a vizsgált terület északnyugati felének idősebb, többnyire bükkös és üde tölgyes állományában, valamint a kedvezőbb termőhelyet képviselő völgyekben, mélyedésekben tapasztalhatóak magasabb értékek, míg a délies kitettségű lejtők nyílt, száraz tölgyeseiben és az egykori irtásrétek környezetében az átlagnál jelentősen alacsonyabb a fatérfogat. A térképen látványosan kirajzolódik a vizsgált terület északi és déli része közötti különbség. Korcsoportok szerinti összehasonlításban a 100-120 éves erdők értékei szignifikánsan magasabbak mindkét másik csoportnál, míg a 60-80 és a 80-100 éves állományokban kapott fatérfogat nem tér el egymástól jelentősen. Az utolsó használat ideje szerint nem tapasztalhatóak jelentős eltérések a csoportok között (20/1. melléklet). Erdőtípusok szerinti bontásban a legmagasabb értékeket mindegyik korcsoportban az elegyetlen, illetve gyertyánnal elegyes bükkösök mutatják, míg a legalacsonyabb fatérfogat értékek a melegkedvelő tölgyeseket és a cseres-kocsánytalan tölgyeseket jellemzik (20/2. melléklet).

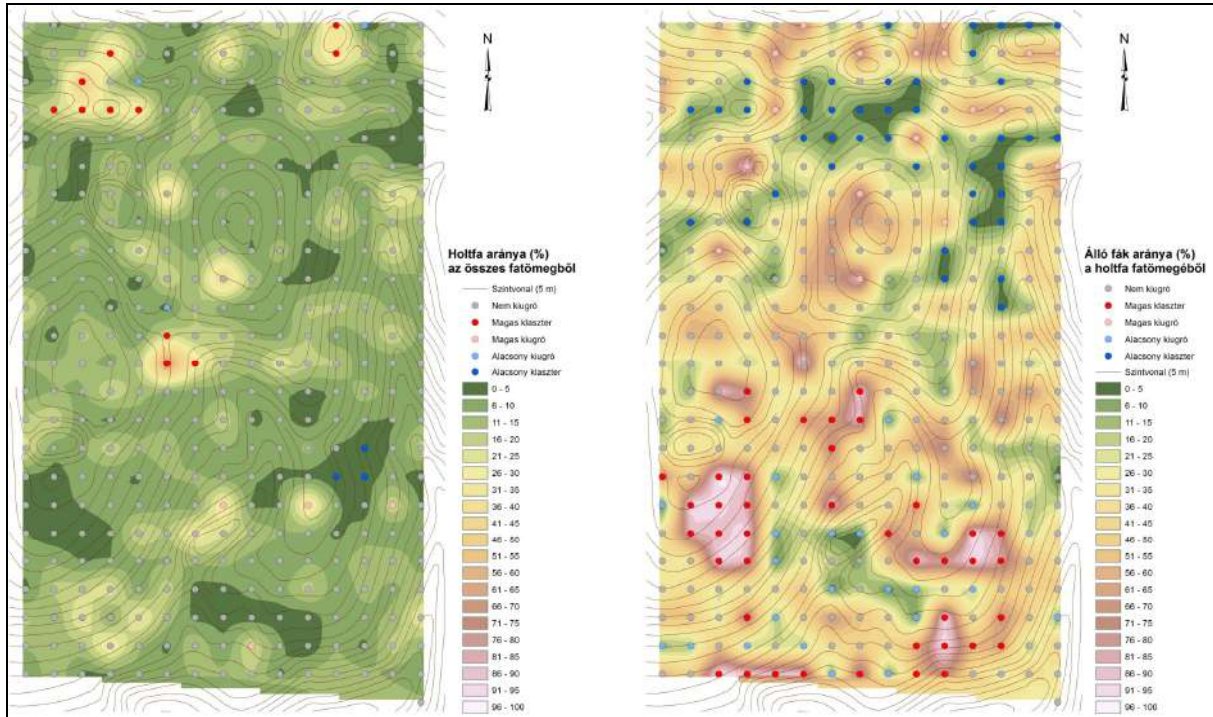
Az *élő fák hektáronkénti fatérfogata* 34 (irtásrét) és 808 m³/ha között mozog a vizsgált területen, átlagosan 280 m³/ha. Mint a méretet leíró jellemzők többségénél, a térbeli megoszlásban e mutató esetében is az északi és déli területek, és ezzel összefüggésben az üde és száraz erdők különbségei mutatkoznak meg a legélesebben (38. ábra). A legmagasabb átlagok az elegyetlen bükkösökben, a kocsányos tölgyesekben és a gyertyánelegyes bükkösökben tapasztalhatóak, ami a fajösszetétel mellett a korral is összefüggésben lehet (mivel az előbbi két típus állományainak többsége a legidősebb korcsoportba tartozik). A legalacsonyabb értékek a száraz tölgyes típusokat jellemzik, különösen a melegkedvelő tölgyeseket (21/1. melléklet). A termőhelyi bontás alapján az északias lejtőkön tapasztalhatóak a legmagasabb átlagok (a lejtő jellegétől függetlenül), ami a fajösszetétel meghatározó voltára hívja fel a figyelmet (21/2. melléklet). Korcsoportok szerinti bontásban a legidősebb erdők átlagai magasabbak, míg a két fiatalabb korcsoport között nincs jelentős különbség. Az utolsó használat időszaka szerint elkülönített csoportok között nincs jelentős különbség (21/3. melléklet).

Az *összes holtfa hektáronkénti fatérfogata* 0,6 és 456 m³/ha között változik, átlagosan 34,8 m³/ha. Ahogy a térbeli eloszlást mutató ábrán látható (22. melléklet), az 50 feletti értékek néhány jól körülhatárolható foltban jelennek meg, elsősorban az északi területeken, és jelentős részben töbrökhöz, illetve völgyfökhöz kötődnek. A holtfa-mennyiség, mint mutató esetében fokozottan igaz az, hogy adott pont kevéssé írja le a környezetét, hiszen kifejezetten lokális jelenségről van szó. Egyetlen nagyobb fa pusztulása is igen jelentősen növelheti a kapott mennyiséget – emiatt számos mintapont esetében tapasztalhatóak kiugró értékek. A korcsoportok átlagai között nincs szignifikáns

különbség, a szórás mindegyik csoport esetében nagy (23/1. melléklet). A korcsoportokat tovább bontva erdőtípusok szerint, sok esetben a legidősebb erdőkben a legmagasabb a holtfa átlagos mennyisége (bükkösök, vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesek), de néhány erdőtípusban (gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, bükkös-kocsánytalan tölgyesek) a legfiatalabb korcsoportban (23/2. melléklet). Az utolsó használat időszaka szerint semmilyen különbség nem tapasztalható az átlagokban. Erdőtípusok szerint csoportosítva pedig általában magasabb értékek jellemzőek a bükkösökre, alacsonyabbak a száraz tölgyesekre, és kifejezetten alacsony a holtfa mennyisége a melegkedvelő tölgyesekben (23/3. melléklet) – ezekben az állományokban többnyire néhány letört ág, esetleg egy-két boróka haladta meg az 5 cm-es középmérőt.

A holtfa részesedése az összes fatérfogatból (39. a) ábra) a mintaterületen 0,5 és 70% között ingadozik, átlagosan 10,5%. Hasonlóan az előzőhöz, itt is számos mintapont rendelkezik kiugró értékekkel, de ez a mutató kissé árnyalja az előzőekben kapott képet, mivel azokat a területeket emeli ki, ahol a nagyobb mennyiség az összes fatérfogathoz képest is jelentős. Ilyenek az északi töbör sor nyugati része (a keleten látható kiugró érték irtásréten található, ahol nem csak a holtfa mennyisége magas, hanem az élő fák fatérfogata is alacsony), és a két hegytető közötti nyereg környéke. A különböző csoportok között nincsenek jelentős eltérések, egyik csoportosítás szerint sem (ld. 24/1,2,3. mellékletek). Az arányokat befolyásolhatja a számítási mód, mivel a fekvő holtfa fatérfogatát a henger egyenlete alapján történő számítás (különösen a nagyobb fák esetében) felülbecsüli.

A holtfa jellege, illetve egyes típusainak (*álló, fekvő*) *részesedése az összes holtfából* a területen szintén változatos képet mutat. Az 39. b) ábra az álló holtfa arányát mutatja be. Kiugróan magas (több esetben 100%-ot közelítő) értékek a mintaterület déli részében, főleg délies kitettségű lejtőkön jellemzőek, míg az északi területeken, a töbrökben, északias lejtőkön a fekvő holtfa a domináns. Utóbbi az összes holt faanyag térfogatának átlagosan 70%-át teszi ki, és aránya majdnem minden korcsoportban és minden erdőtípusban magasabb, mint az álló holtfáé. A száraz tölgyesekben (melegkedvelő tölgyes, vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyes és cseres-kocsánytalan tölgyes), ez az arány inkább 60-40%, ezekben az erdőkben a tölgy magas elegyaránya, és a lassabb korhadás miatt sokkal több a hosszabb ideig lábon álló, elszáradt egyed. Érdekes módon az idős, elegyetlen bükkösökben hasonló a helyzet. A kocsánytalan tölgyesek három típusában a középső, 80-100 éves korcsoportban a kétféle arány kiegyenlítődik, sőt, meg is fordul (25/1. melléklet). Összességében nézve a korcsoportokat, a fekvő holtfa aránya magasabb a legidősebb állományokban, mint a két fiatalabb csoportban (25/2. melléklet).



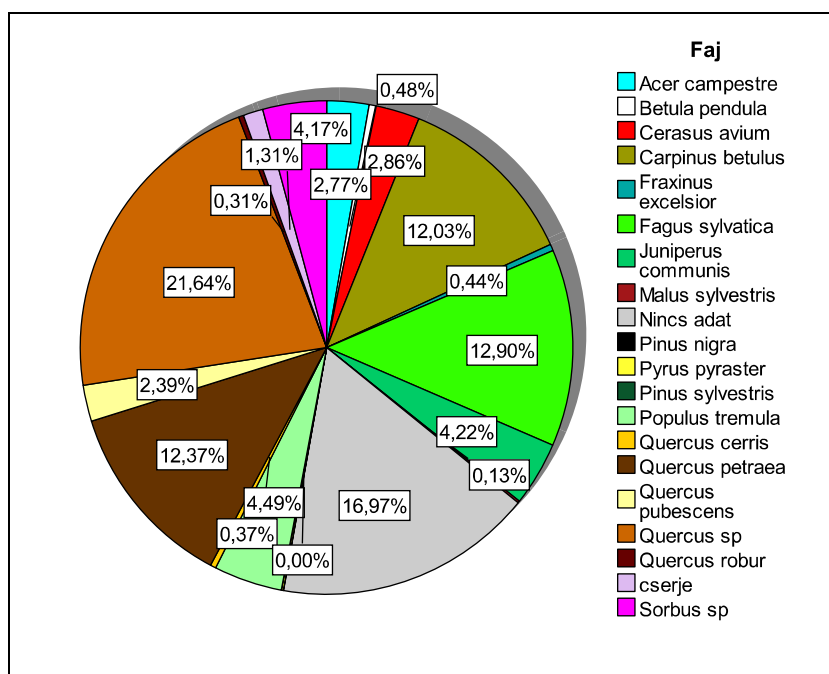
39. ábra a.) A holtfa aránya az összes fatérzfogatból b.) Az álló holtfa aránya a holtfa fatérzfogatból

5.2.2.2 A fekvő holtfa jellemzői

A fekvő holtfa hektáronkénti fatérzfogata 0,03 és 330 m³/ha között változik, átlagosan 21,89 m³/ha. Ez a mennyiség inkább gazdasági erdőkre jellemző, a hasonló jellegű, természetközeli állományok értékei általában magasabbak; Christensen et al. (2005) pl. átlagosan 132 m³/ha-t ad meg az európai bükkösök természetes állományaira, míg a tölgyesek természetes állományai esetében az értékek 70 és 160 m³/ha között mozognak (Bobiec 2002 és Korpel 1997 ill. Vandekerkhove et al. 2009). A térbeli eloszlást tekintve (38. ábra) három nagyobb foltban találhatunk az átlagosnál magasabb értékeket (kb. 75 m³/ha-ig), a mintaterület északnyugati részén, a Hosszú-völgy völgyfőjében, valamint az Ocsisnya-tető délkeleti lejtőin. Kiugróan magas (a természetes bükkös állományokra jellemző értékeket közelítő) mennyiségek az északi töbör sorban, és az arra néző lejtőkön tapasztalhatóak (néhány helyen). Az üde erdőkben (bükkösök és kocsánytalan tölgyesek) a fekvő holtfa mennyisége jellemzően magasabb, mint a száraz tölgyesekben, de ezekben az állományokban a szórás is nagyobb (26/1. melléklet). Ez megfelel a Vandekerkhove et al. (2009) által vizsgált hasonló jellegű, korábban kezelt, majd felhagyott erdőkben tapasztaltaknak. Kor, illetve használat szerinti összevetésben az értékekben nem tapasztalható tendencia (26/2. melléklet).

A fekvő holtfa fajösszetétele (40. ábra) kapcsán látható, hogy a hossz és középátmérő alapján becsült fatérzfogat szerint a fekvő holtfa esetében is a tölgyfajok képviseltetik magukat a legnagyobb arányban (27,08%). Őket a bükk és a gyertyán követi, egyenként 12% körüli értékekkel. Mind az

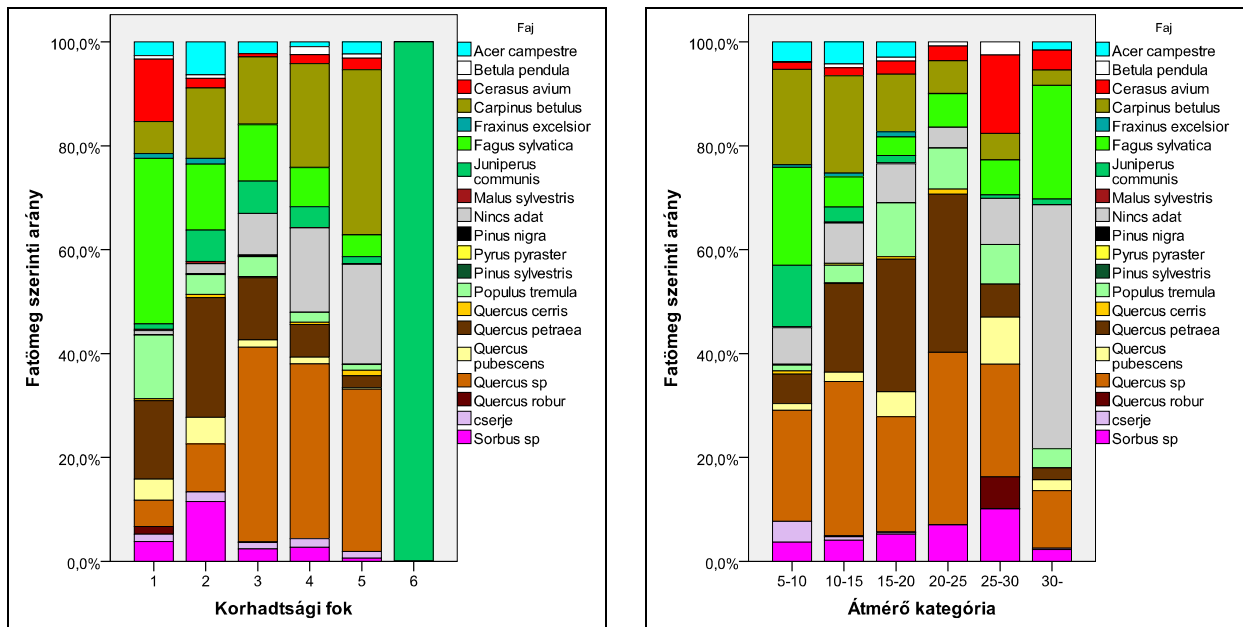
élő, mind az álló holt egyedektől eltérően a fekvő holtfák között a három leggyakoribb fajt a pionír és átmeneti jellegű, fényigényes fajok követik – jelentős a rezgőnyár (4,5%), a berkenyék (4,2%), a boróka (4,2%) és a madárcseresznye (2,9%) aránya, továbbá az élőkhoz képest jelentősen felülreprezentált a nyír (0,5%). A „nincs adat” kategória magas aránya a korhadtságából következő meghatározási nehézségeknek köszönhető – a bizonytalan eseteket is ide soroltam. A boróka és a tölgyek magas arányához az egyes fajok eltérő ütemű és jellegű korhadása is hozzájárul – a területen számos olyan nagyméretű (valószínűleg vágott) tölgy tuskó található, amelyek még az előző (a 20. század első felében letermelt) állományok maradványai lehetnek, tehát a kivágástól számított koruk 50-100 év közé tehető. A fajösszetétel alakulását a mintapontokban a 27/1. melléklet, az erdőtípusokban a 27/2. melléklet mutatja be.



40. ábra A fekvő holtfa fajösszetétele

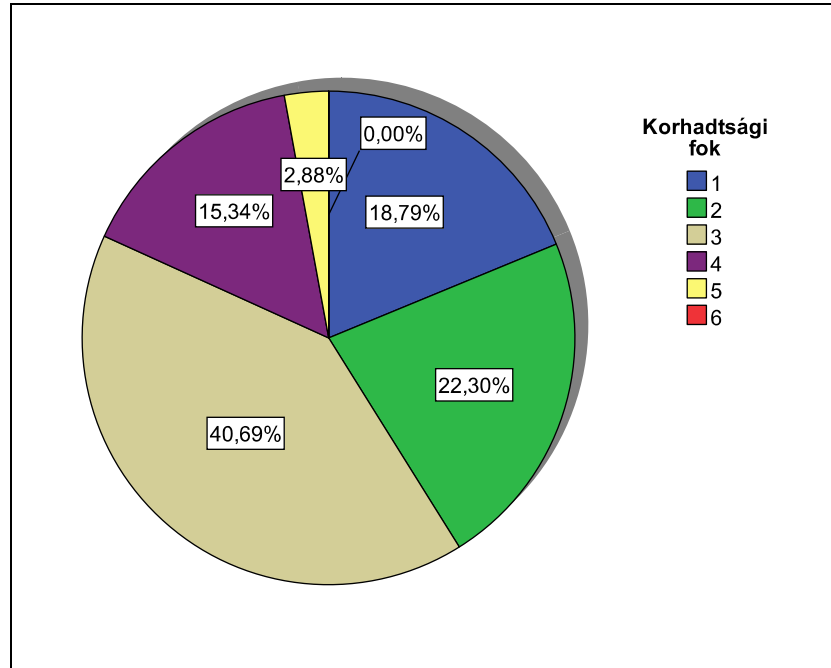
Az egyes fajok fatérfogat arányai a különböző korhadtsági kategóriákban eltérők (41. a) ábra). A bükk aránya a korhadtság fokával csökken, míg a gyertyáné nő. A friss dölések között jelentős a madárcseresznye és a rezgőnyár aránya, míg a középső kategóriákban egyértelműen a tölgyfajok, valamint a boróka a dominánsak. Az 5-ös kategóriában már a gyertyán van túlsúlyban, de itt elég magas az azonosíthatatlan fajú darabok aránya is. A 6-os kategória gyakorlatilag egy mintapont adataiból áll, így nem mérhető. Az átmérő szerinti fatérfogat arányok esetében a bükk a legkisebb (5-10 cm) és a legnagyobb (30 cm feletti) kategóriában mutat nagyobb arányt. A többi fajra az jellemző, hogy az egyes méretkategóriákban arányuk fokozatosan nő, aztán egy maximumot követően csökkenni kezd. Így a tölgyek aránya a 20-25 cm-es csoportban a legmagasabb (ahogy a kocsánytalan tölgy élő egyedeié is, ld. 17. melléklet), míg a boróka az 5-10

cm-es, a gyertyán és mezei juhar a 10-15 cm-es, a rezgőnyár a 15-20 cm-es, a madárcseresznye pedig a 25-30 cm-es csoportban éri el maximumát.



41. ábra A fekvő holtfa fajösszetétele a.) korhadtsági fokok b.) átmérőcsoportok (cm) szerint

A *korhadtság mértéke* (42. ábra) szempontjából a fekvő holtfa-mennyiség több mint fele (56%) a még kemény faanyag meglétével, de már kisebb-nagyobb hiányokkal jellemezhető 3-as és 4-es kategóriába tartozik, amelyek a korhadás folyamatának egyébként is jelentékeny szakaszát ölelik fel. Számottevő (41%) azonban a közelmúltban (1-3 éven belül) elpusztult, illetve letört, még összefüggő kéreggel rendelkező darabok mennyisége is. A korhadtság előrehaladottabb fázisainak alacsony aránya a korábbi gazdasági szempontú kezeléssel, a nagyobb méretű holtfa rendszeres eltávolításával magyarázható. A korhadtsági fokok térbeli megoszlása (28. melléklet) nem egyenletes, az egészen friss dölések (1-es kategória) random helyezkednek el néhány mintapontban, többségükben üde erdőkben, míg a 2-es fázis szinte mindenütt megtalálható. A száraz tölgyesekben a közepes kategóriák aránya még nagyobb, ami főleg a borókának (és a tölgyeknek) köszönhető. Az előrehaladottabb korhadási fázisok közül az 5-ös kategória kisebb arányban sok mintaponton jelen van, nagyobb arányban foltszerűen fordul elő, de szabályosság nem fedezhető fel a térbeli eloszlásban. A 6-os fázis kevés helyen fordul elő, és többnyire csak egy-egy kisebb darab, aminek a térfogata gyakorlatilag elhanyagolható – ezért nem is jelenik meg a térképen.



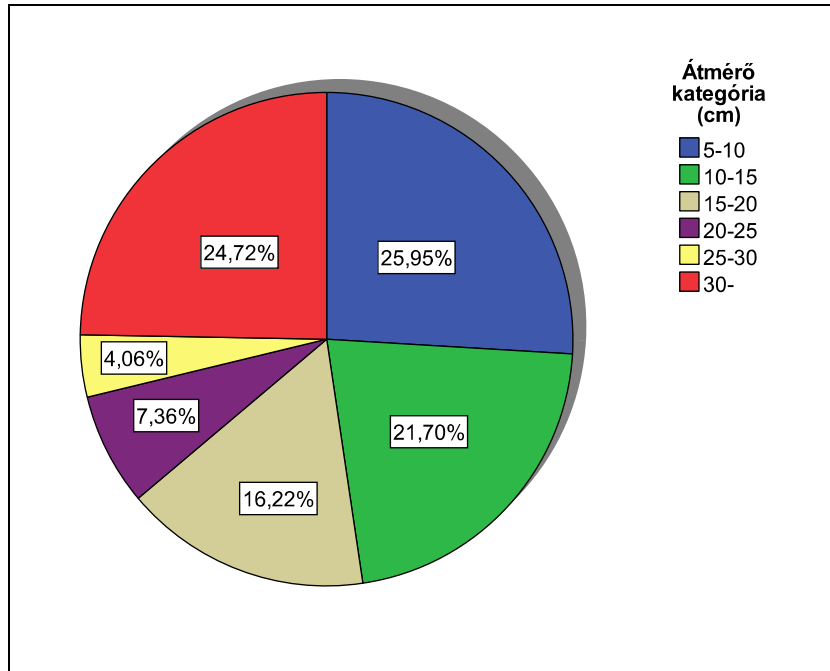
42. ábra A fekvő holtfa korhadtsági kategóriák aránya a fatérfogat szerint

A *korhadtsági fokok* diverzitását kifejező *Shannon Index* értéke 0 és 1,54 között változik, átlagosan 0,96. A mutató térbeli alakulásában nem fedezhető fel szabályszerűség (29. melléklet), a szórás valamennyi erdőtípusban nagy, bár a bükkösök átlagai valamivel magasabbak, mint a többi típusé (30/1, 2. mellékletek).

A *fekvő holtfa középátmérő-kategóriák* fatérfogat szerinti megoszlását bemutató 43. ábrán látható, hogy az 5 cm-enként egyenletes bontású kategóriák esetében az átmérő növekedésével az össz mennyiség csökken. Ez valószínűleg szintén a holtfa rendszeres eltávolításával járó korábbi erdészeti gyakorlatra vezethető vissza. Az utolsó kategóriába az alacsony darabszám miatt vontam össze valamennyi, 30 cm középátmérőt meghaladó holtfát – a 30 cm több, mint a mintaterület élő fái átlagos átmérőjének a szórással megnövelt értéke. A legkisebb (5 és 10 cm közötti átmérőjű) kategória magas össz mennyisége nagyszámú darabból (10661 db - többnyire letört ág) tevődik össze, míg a mennyiségi arányaiban hasonló legnagyobb kategóriába mindössze 180 darab esik, és azoknak kb. 40%-a tuskó, tehát nem egész fa. A frissen kidőlt nagy fák faanyaga egyébként olyan gazdasági értéket képvisel, hogy a szigorú törvényi védelem ellenére ma sem garantált, hogy az erdőn marad. A térbeli megoszlást a 31. melléklet mutatja be.

A *fekvő holtfa középátmérő relatív szórása* a méreteloszlás diverzitásának jellemzésére szolgál – mivel kisebb méretű, de az 5 cm középátmérőt már elérő darabok (pl. letört ágak) szinte minden mintaponton előfordultak, ez a mutató főleg a nagyobb méretű holt faanyag jelenlétére érzékeny (de mivel az átlagot is figyelembe veszi, kevésbé érzékeny, mint a szórás). Térbeli, illetve csoportok közötti eloszlásában nem fedezhető fel tendencia, az utoljára 1935-1950 között használt

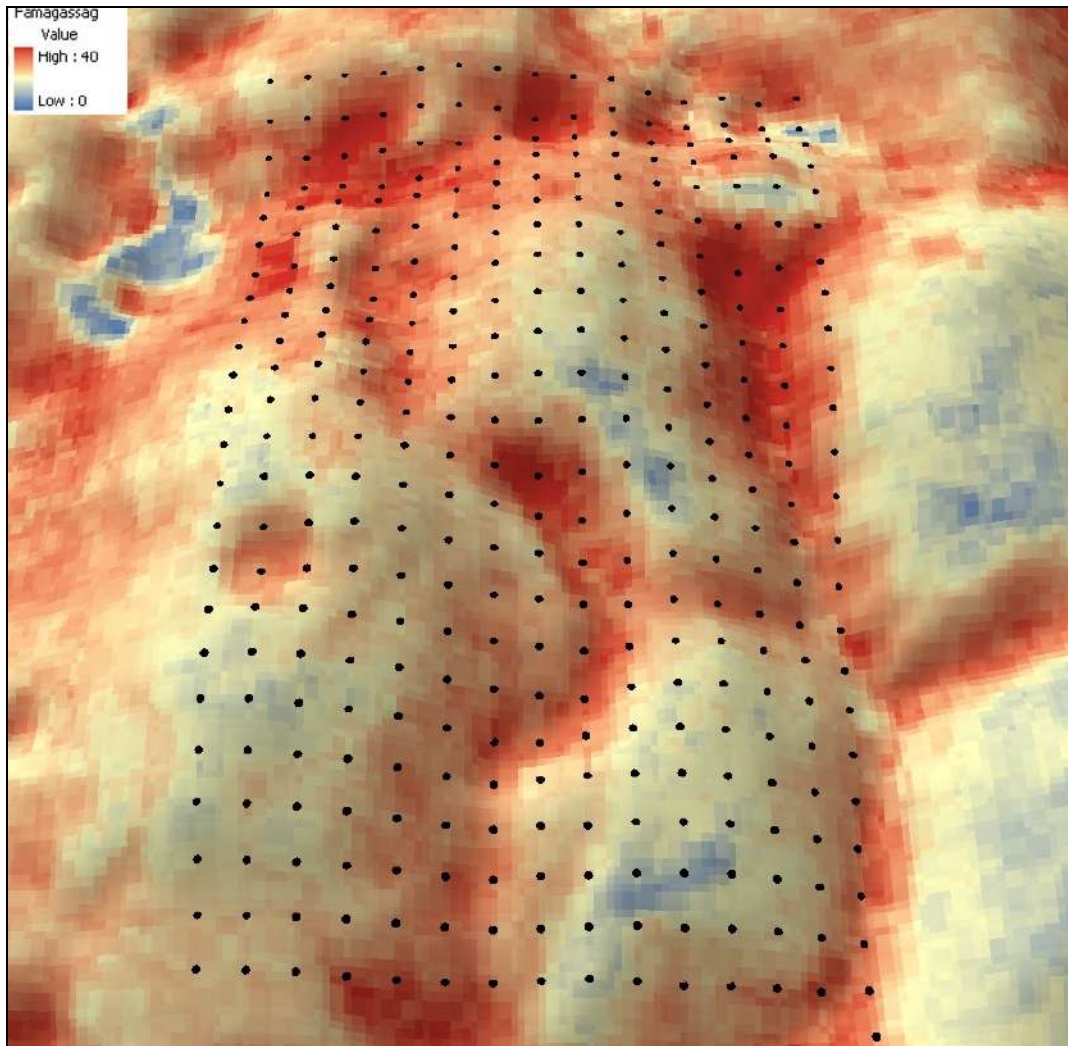
állományokban, illetve a bükkös-kocsánytalan tölgyesekben magasabb átlagok jellemzőek (ld. 32/1, 2 mellékletek). Utóbbi jelenséget feltehetően a korábbi (részben legelőként való) hasznosítás emlékét őrző méretes hagyasfák maradványai okozzák, a másodlagos állomány alacsonyabb átlagos átmérő értékeivel párosulva.



43. ábra Fekvő holtfa középátmérő kategóriák aránya a fatérfogat szerint

5.2.2.3 Vertikális jellemzők

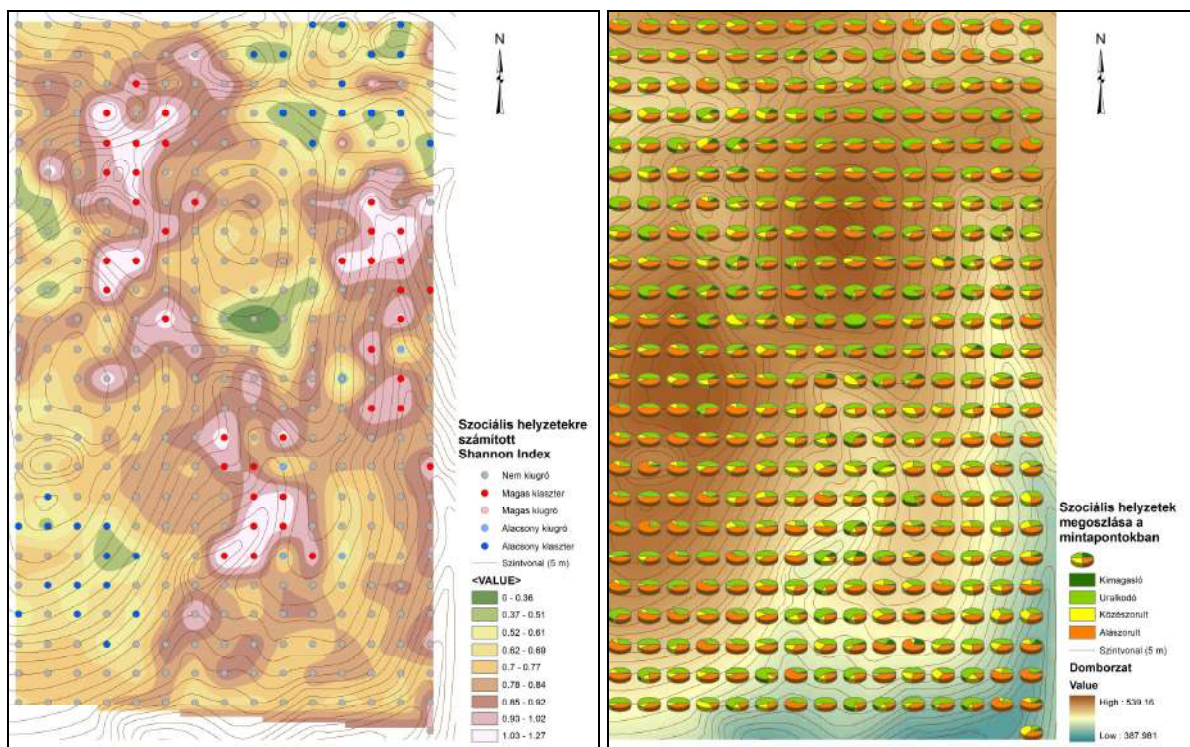
A lombkoronaszint uralkodó magassága a faállomány-szerkezeti vizsgálatok területén 0 (tisztások) és 33,3 (bükkös) m között szór. Az átlagos állománymagasság 17,7 m. Mivel az erdőrészek közötti korkülönbségek nem jelentősek, és a legfiatalabb erdőrészlet kora is meghaladja a 60 évet, az állománymagasság a szűkebb mintaterületen belül egyértelműen a termőhely minőségének a függvénye. A 44. ábrán látható, hogyan befolyásolja a domborzat a magassági értékeket: a völgyek és egyéb negatív formák állományai magasabbak, mint a lejtőkön és a tetőkön található fák. Az erőteljesebb növekedés feltételeit a negatív formákban túlsúlyba kerülő akkumulációs folyamatok nyomán felhalmozódó vastagabb termőréteg biztosítja. Szerepet játszhat még a lejtő hosszában eltérő fajösszetétel is, illetve az egyes fajok eltérő növekedési sajátosságai. A völgyek alján több méter vastagságban lerakódott agyagos szediment (amely ezeken a helyeken a talajképződés alapját képezi), jelenléte növeli a vízvisszatartó képességet, így kedvezőbb körülményeket biztosít a növekedéshez, mint a lejtők sekély, vályogos rendzinái. A famagasság ilyen mértékű változatosságának jelentős következménye, hogy az üzemtervekben található, erdőrészlet szintű magasság, illetve fatérfogat adatok csak irányadónak tekinthetők, mivel az erdőrészletek határai nem követik a faállomány változatosságát.



44. ábra: A famagasság (m) a mintaterület domborzatmodelljére feszítve

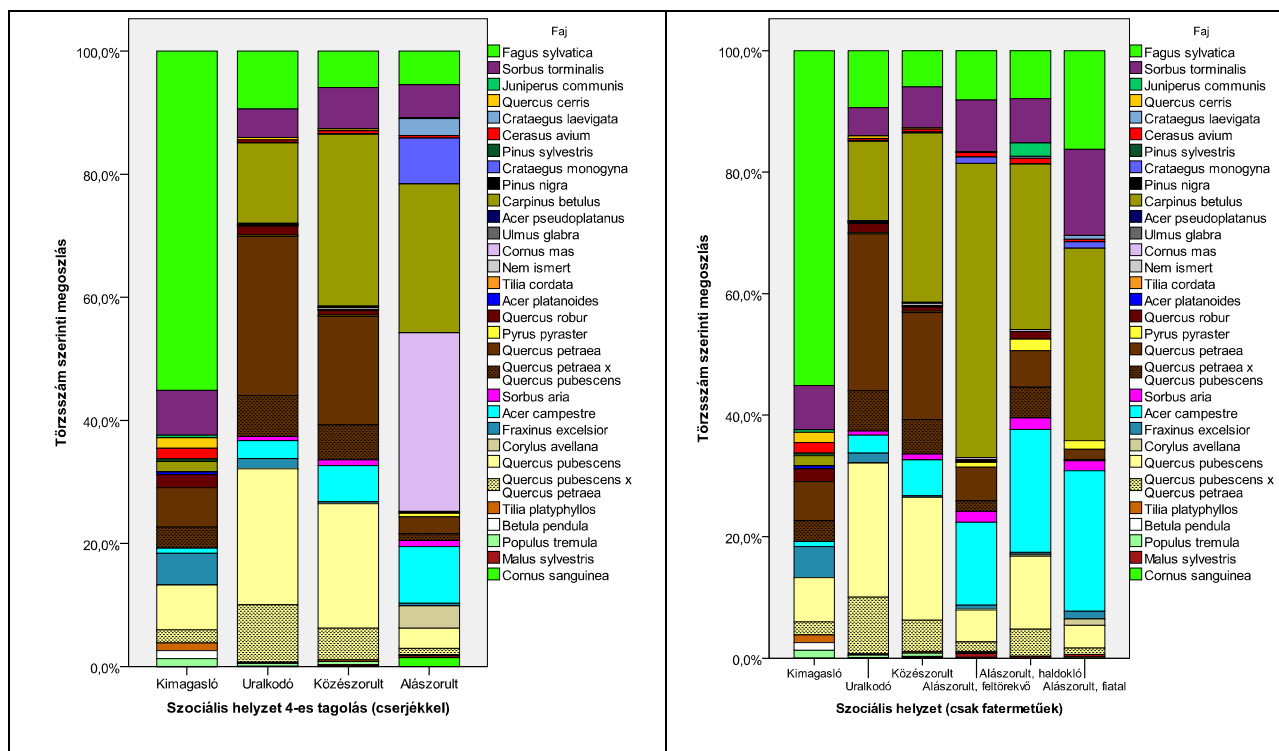
A faállomány *vertikális rétegzettségének* (szintezettségének) területi különbségeit a felvett faegyedek szociális helyzeteinek segítségével próbáltam közelíteni. Ezt azért tartom reális közelítésnek, mert ahol végeztem egyed szintű famagasság-méréseket, ott az egyes szociális helyzet kategóriák magasságainak az uralkodó szinthez viszonyított arányai szignifikánsan különböznek (annak ellenére, hogy a kategorizálás alapját nem kizárólag a magasság képezi, és nem a mérés alapján történt). A rétegzettség térbeli mintázatait 4 lehetséges szociális helyzetre számított Shannon Index (45. a) ábra) segítségével ábrázoltam. Minthogy a mutató értéke nem csak a kategóriák számát, hanem az eloszlás egyenletességét is figyelembe veszi, a kapott értékek főleg a völgyek zárt állományaiban magasabbak. Ezekben az erdőkben a szociális helyzet kategóriák jobban értelmezhetőek, és jobban összefüggnek az egyed magasságával. Jelentőségük is eltérő, mivel a nyílt tölgyesekben egy, az uralkodó szintnél marginálisan alacsonyabb fa éppen annyi fényhez juthat, mint egy uralkodó egyed. A száraz tölgyesekben nagyméretű, kimagasló egyedeket

elvétve találni. A szociális helyzetek tényleges megoszlását a mintapontokon a 45. b) ábra mutatja be.



45. ábra A faállomány vertikális rétegzettsége a mintapontokban a.) négy lehetséges szociális helyzetre számított Shannon Index b.) A felmért faegyedek törzsszám szerinti megoszlása az egyes szociális helyzetekben, mintapontonként

A 46. ábra a fajok megoszlását szemlélteti az egyes szociális helyzetekben a teljes területen. A kimagasló fák nagy része (összesen kb. fele) bükk, a nem-bükkös erdőtípusokban is előfordul egy-egy természetes példány. A tölgyfajok mellett még a magas kőris (az Ocsisnya-tető melegkedvelő tölgyeseiben), és a barkócaberkenye (a többi tölgyes típusban) sorolódott több esetben is ebbe a kategóriába, előbbi növekedési sajátosságai, utóbbi valószínűleg történeti okok miatt (az 1934-es üzemterv említi barkócaberkenye hagyásfákat). Az uralkodó kategória értelemszerűen tükrözi a területre jellemző fajviszonyokat, tehát a tölgyfajok dominánsak, míg a közészorult csoport hasonló, de a gyertyán és mezei juhar aránya már magasabb. Az alászorult kategóriában ez a két faj, valamint a cserjék dominálnak. A részletesebb (hatos) bontásban a cserjék nem szerepelnek, itt látható, hogy az alászorult kategórián belül az életképesnek látszó fiatal egyedek között legnagyobb számban a gyertyán, majd a mezei juhar, a barkócaberkenye és a bükk fordul elő, a tölgyek közül pedig egyedül a molyhos tölgy.



46. ábra: A fajok törzsszám szerinti megoszlása szociális helyzet szerint a.) 4-es tagolás, cserjékkel b.) 6-os tagolás, csak fatermetű fásszárúak

A területen összesen 465 db fiatal faegyedet (szociális helyzet=6) találtunk, ezeknek kb. 40%-a sarjeredetű (6. táblázat). Ez természetesen fajonként különbözik, de a mezei juhar kivételével általában elmondható, hogy a nem (vagy nem egyértelműen) vegetatív úton létrejött egyedek aránya kisebb. 214 mintaponton átlagosan pontonként 2,1 db ilyen fa van (az összes mintapontra vetítve átlagosan 1,3 db).

6. táblázat A fiatal egyedek (szociális helyzet = 6) eredet szerinti megoszlása fajonként

Faj	Mag (db)	Sarj (db)
Bükk	63	15
Barkócaberkenye	50	18
Madárcseresznye	2	0
Gyertyán	77	74
Vadkörte	7	0
Kocsánytalan tölgy	7	0
Kocsánytalan-molyhos tölgy hibrid	1	0
Lisztes berkenye	3	5
Mezei juhar	46	65
Magas kőris	6	0
Molyhos tölgy	14	4
Molyhos-kocsánytalan tölgy hibrid	2	3
Egyéb tölgy	1	0
Vadalma	2	0
Összesen	281	184

A mintakörökben az átlagot meghaladó számú fiatal fa általában a terület déli részén, jellemzően sarjcsokros állományokban jelenik meg. Ugyan az 5 cm-nél kisebb átmérőjű egyedek

nem képezték a felmérés tárgyát, de annyira kevés volt belőlük, hogy néhány helyen így is felvételre kerültek (az elemzésben nem szerepelnek). Fiatalos folt az egész területen összesen egy található, az egyik északi töbörben, a felmérésbe azonban nem esett bele.

5.2.3 A strukturális tényezők összképe – természetességi viszonyok

A *klaszteranalízissel végzett csoportosítások* lépésenkénti (stepwise) diszkriminancia-analízise során megállapítottam, hogy egy homogenitás-optimalizáló módszer, a „csoporton belüli átlagos távolság” (Average linkage within groups) adta a legkedvezőbb eredményt. A pontokat az algoritmus az eredetileg használt változók alapján erdőtípustól függően 80-90% eséllyel csoportosította helyesen. Ugyanakkor kénytelen voltam megállapítani, hogy bár mindhárom fő erdőtípus többféleképpen is felosztható, a létrejött osztályok közötti különbségek többnyire egy-egy változóhoz kötődnek. Így a kapott csoportok összességében nem túl informatívak a szerkezet egésze, illetve a természetesség szempontjából, ráadásul az egyes típusok nem összevethetőek. Érdekes viszont a diszkriminancia-analízis másik eredménye, az egyes változóknak a csoportok elkülönítésében játszott szerepe, amely a három típus esetében eltér (ld. 7. táblázat). A holtfa (főleg a fekvő holtfa és annak diverzitása) mindhárom esetben fontos tényező, míg a színezettség csak a száraz tölgyeseknél, a lábon álló (élő és holt) fák faji és méretbeli diverzitása pedig csak a bükkösöknél játszik szerepet.

7. táblázat A főbb erdőtípusok elkülönítésében meghatározó változók

Főtípus	Meghatározó változók
Száraz tölgyesek	Szociális helyzet Shannon Index (színezettség) Álló holtfa fatérfogat Fekvő holtfa korhadtság Shannon Index (korhadtság diverzitása) Fekvő holtfa középméret relatív szórás (méretbeli diverzitás)
Üde gyertyános tölgyesek	Fekvő holtfa fatérfogat Álló holtfa fatérfogat Fekvő holtfa korhadtság Shannon Index (korhadtság diverzitása) Fekvő holtfa középméret relatív szórás (méretbeli diverzitás)
Bükkösök	Shannon Index (az állomány faji diverzitása) Fekvő holtfa fatérfogat Álló holtfa fatérfogat Fekvő holtfa korhadtság Shannon Index (korhadtság diverzitása) Mellmagassági átmérő relatív szórása Fekvő holtfa középméret relatív szórás (méretbeli diverzitás)

A holtfa jelentős szerepe a csoportok elkülönítésében valószínűleg a mortalitás lokális jellegére vezethető vissza. A száradéktermelés során korábban az álló holtfák jelentős részét eltávolították az erdőből, az egy-egy helyen bekövetkező fapusztulások ezért a többi mintaponthoz képest helyenként jelentősen megnövelhetik a mért mennyiséget és a méretbeli változatosságot is. A

száraz tölgyeseknél a szintezettség szerepe valószínűleg a magas cserjeszint meglétére, vagy hiányára vezethető vissza. A faji diverzitás szerepe a bükkös állományok csoportosításában pedig nem meglepő, az alapvetően bükk dominálta állományok közötti különbségek a terepen is jól láthatóak.

A fajösszetétel hatásának kiszűrésére kidolgozott, *erdőtípuson belüli átlagoktól való eltérésen alapuló csoportosítás* (47. ábra) már alkalmasnak bizonyult arra, hogy a mintaterület szintjén típustól függetlenül természetesebb, illetve kevésbé természetes szerkezettel jellemezhető területeket különítsek el. Mivel a helyben mért átlagokkal dolgoztam, az összevetés lokális jellegű, relatív; az itt feltüntetett kategóriák más területtel való összevetésre nem alkalmasak. A természetességi kritériumoknak leginkább megfelelő pontok elsősorban a két hegytető, és a köztük húzódó nyereg környékén összpontosulnak (ez a rész kissé távolabb esik a még használt közlekedési útvonalaktól), valamint a Hosszú-völgy felső szakaszán (ami ugyan a rezervátum magterületéhez tartozik, viszont a fő közlekedési útvonal egyenesen átszeli). Kisebb foltokban máshol is előfordulnak természetesebb szerkezetű állományok. A kevésbé természetes pontokból jóval kevesebb van, ezek többnyire elszórtan helyezkednek el – kivéve a Káposztás bérc északi és keleti lejtőin egy sávot, valamint a Száraz-völgy déli szakaszát. Különösen az előbbi területen egyébként a különbség szabad szemmel is látható – a fák szinte szabályosan helyezkednek el, fekvő holtfa pedig a felmérés időszakában szinte egyáltalán nem volt ezen a részen. Az üzemtervi adatok alapján elméletileg a leginkább és a legkevésbé természetes területet is valamikor 1970 és 1990 között gyérítették utoljára.

5.3 A faállomány és a termőhely összefüggései

A területen a fajösszetétel jelenlegi képe szempontjából a domborzat mindenképpen meghatározó. A 33. mellékletben található kontingenciatábla a kitettséggel kiegészült morfológiai kategóriák és az erdőtípusok kapcsolatát foglalja össze. A kapcsolat szignifikáns, a kontingencia koefficiens értéke 0,566, ami közepes erősségű kapcsolatot jelez. E táblázat, valamint a 23. ábra alapján az egyes erdőtípusok rendszere a következőképpen jellemezhető: a hegytetők enyhe lejtésű déli oldalán cseres-kocsánytalan tölgyeseket találunk, amelyek az üde gyertyános-kocsánytalan tölgyesek felé a vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyeseken át kapcsolódnak. Utóbbiak száraz, de nem szélsőséges (többnyire nem déli kitettségű, és nem túl meredek) lejtőn állnak, általában barna rendzinán. A déli lejtők erősen felmelegedő felső harmadán az igen sekély fekete rendzina (helyenként köves-sziklás váztalajba átmenő) talajokon a melegkedvelő tölgyesek ékelődnek az említett típusok közé. Több esetben (pl. a Káposztás-bércen és a róla délre lefutó háton) azonban

ezek helyét irtásrétek foglalják el. A déli lejtők alsó harmadán a kissé mélyebb talajokon ismét a cseres-kocsánytalan tölgyesek a dominánsak, míg a kisebb besugárzással és rövidebb napfénytartammal jellemezhető keleti lejtők vastagabb rendzina talajain (főleg ott, ahol a korábbi művelés során kialakított teraszok hatására a talajmélység helyenként nagyobb) az üde gyertyános-kocsánytalan tölgyesek helyezkednek el, melyek hol keskenyebb, hol szélesebb átmenetet képeznek a völgyaljak bükk dominálta állományai felé. A hegytetők enyhe lejtésű északi oldalán, a cseres-tölgyesekkel közvetlenül érintkeznek a bükkös-kocsánytalan tölgyesek, melyek a kevésbé száraz, kisebb besugárzással, és jóval alacsonyabb napfénytartammal jellemezhető északi lejtők kevésbé szélsőséges vízháztartású rendzina talajain részben a vegyes-elegyes bükkösökkel, részben az üde gyertyános-tölgyesekkel érintkezve mennek át a bükkösök irányába. Utóbbiak különböző típusai a völgyek mélyebb szelvényű (részben lejtőhordalék, részben barna erdő-) talajain alakultak ki, valamint az északias kitettségű lejtők rendzináin – az erózió által fokozottan érintett domború lejtőkön a bükk mellé alig keveredik más faj.

A domborzatmodellből számított különböző morfológiai paraméterek alakulása az egyes erdőtípusokban (pl. 34/1-6. mellékletek) azt mutatja, hogy még ha az átlagok esetleg különböznek is, nagyok az átfedések. Néhány, termőhely szerint jól körülhatárolható, foltszerűen megtalálható típus (elegyetlen bükkösök, bükkös-kocsánytalan tölgyesek és melegkedvelő tölgyesek) mellett a zonális erdőknek megfelelő cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és gyertyánelegyes bükkösök hisztogramjai szinte a tényezők teljes spektrumán végignyúlnak. Több olyan, az erdőkép és a fafajösszetétel alapján elkülönülő típus is van azonban, amelyek térbeli elhelyezkedése nem magyarázható csak természeti tényezőkkel. Ilyenek például a vegyes-elegyes bükkösök, amelyek nem képviselnek folyamatos átmenetet az üde tölgyesek felé az északi lejtők felső szakaszain, az északi töbrösor délies kitettségű alsó lejtőin pedig kifejezetten utóbbiak termőhelyén találhatóak meg. Északon a töbrökhöz köthető a rezgőnyárasok és gyertyánelegyes kocsányos-tölgyesek kis foltjainak megjelenése, amelyek egyébként bükkös termőhelyek. A legjobban a potenciális éves napfénytartam, és a tengerszint feletti magasság szerint különülnek el az egyes típusok, de itt is inkább a centrális tendenciák különböznek.

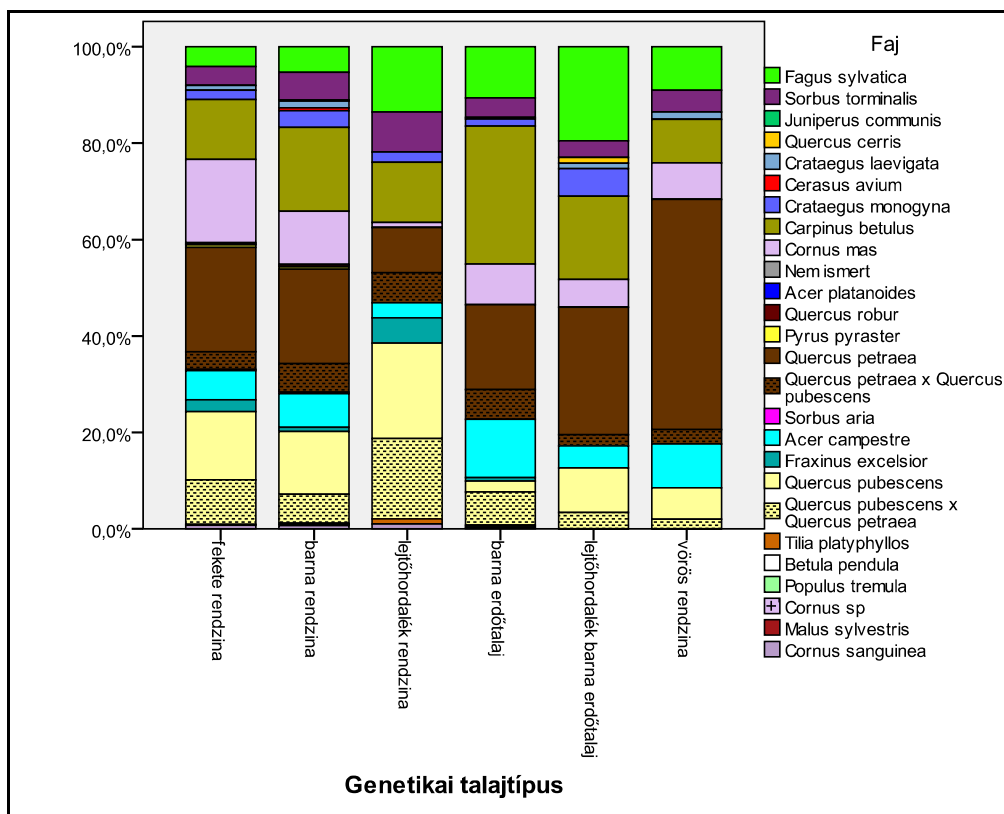
A talaj és a fajösszetétel kapcsolatának vizsgálata alapján jellemzően az élő egyedek törzsszáma alapján számított relatív gyakoriság mutatta a legmagasabb Spearman-féle rang korrelációs értékeket a talajok felső szintjeire jellemző talajtulajdonságokkal, ezért a továbbiakban ezt vizsgáltam. A kapott értékeket a 35. melléklet-ben található táblázat mutatja be. Általában elmondható, hogy még ahol kimutatható is a kapcsolat, általában gyenge (0,3-0,5 közötti értékekkel), és az alacsony elemszám miatt a 0 relatív gyakoriság értékek jelentősen befolyásolják. A vizsgált 7 talajtulajdonság közül a termőréteg vastagsága a leginkább meghatározó – az erre

kapott korrelációk a területen előforduló két szélsőséget emelik ki, vagyis a bükköt, amely a mélyebb talajokon uralkodó, illetve a molyhos tölgyet és a húsos somot, amelyek a sekély talajokon dominánsak. A vizsgált fajok közül a bükk relatív gyakorisága majdnem minden talajtulajdonsággal kapcsolatban áll. A kapcsolat szinte minden esetben pozitív, kivéve a savanyodásra való hajlamot. Az eredmények illetően alakulását valószínűleg a vörösmarty jelenléte (a vörös rendzinán a kötött talajokat nem kedvelő bükk nem, vagy igen kis egyedszámban fordul elő), illetve a vizsgált mélyebb talajok többségének lejtőhordalék jellege (ezeknél a folyamatos utánpótlás miatt általában magasabb értékek jellemzőek, míg a savanyodási hajlam elhanyagolható) okozza.

Mivel közvetlen talajmérések csak korlátozott számú pontból állnak rendelkezésre, és a természetvédelmi megkötések miatt ezek mind a faállomány-szerkezeti felmérés déli részén, a rezervátum védőzónájában helyezkednek el, a fafajok relatív gyakoriság értékeit a domborzatmodellből származtatott morfológiai paraméterek mintakörre vonatkoztatott átlagaival is összevetettem. Ahogy a 36. mellékletben található táblázat mutatja, számos faj és paraméter esetében mutatható ki szignifikáns kapcsolat, de az összefüggések többségükben annyira gyengék, hogy értelmezésük fölösleges és félrevezető lenne. A domborzati paraméterek közül egyértelműen a komplex jellemzők, pl. a mikroklimatikus viszonyokat leíró potenciális napfénytartam és besugárzás kapcsolódnak erősebben a fajösszetételhez. A vízgazdálkodási viszonyokat jellemző paraméterek közül a konvergencia index esetében tapasztalhatóak viszonylag magasabb (0,3-0,4) korrelációs koefficiens abszolútértékek. Mivel a potenciális napfénytartam és a konvergencia index egyébként (negatívan) korrelál a termőréteg vastagságával, az a néhány faj, amelyeknél a korrelációs koefficiens viszonylag magasabb abszolútértékeket is felvesz, megegyezik a talajtulajdonságok esetében említettekkel. A húsos som és a molyhos tölgy a magas napfénytartammal és besugárzással jellemezhető (vagyis délies kitettségű és/vagy pozitív formák), és ezzel együtt az erózió fokozottabban kitett helyeken válik dominánssá, míg a bükk magasabb elegyaránya kifejezetten az alacsonyabb napfénytartamhoz (vagyis a negatív formákhoz) kötődik.

A 48. ábra az élő fák és cserjék törzsszám szerinti fajmegoszlását mutatja be az egyes genetikai talajtípusokon. Az ábra csak tájékoztató jellegű, mivel a talajvizsgálataim nem fedték le az összes erdőtypust, és megoszlásuk sem egyenletes: míg a mintavételi pontok közül a barna rendzina típusba 46 pontban 1864 faegyed esett, addig a lejtőhordalék barna erdőtalaj typust 3 pontban mindössze 106 db képviseli. A talajtípusok fajkészlete nagyjából megegyezik, ez alól a szélsőséges vízháztartású fekete rendzina sem kivétel. Többnyire a területen gyakori fajok jelennek meg, és az arányokban is csak kisebb különbségek tapasztalhatóak. A molyhos tölgy aránya a fekete és barna rendzina talajokon, a bükk a lejtőhordalék talajokon magasabb. A vörös rendzinán a többi talajhoz képest feltűnően magas a kocsánytalan tölgy aránya (ez a terepen is észlelhető). A kis

kiterjedésben több helyen megjelenő, szinte elegyetlen kocsánytalan tölgyes foltok valószínűleg másutt is az itt-ott még meglévő vörösagyagos takaró maradványait jelzik.

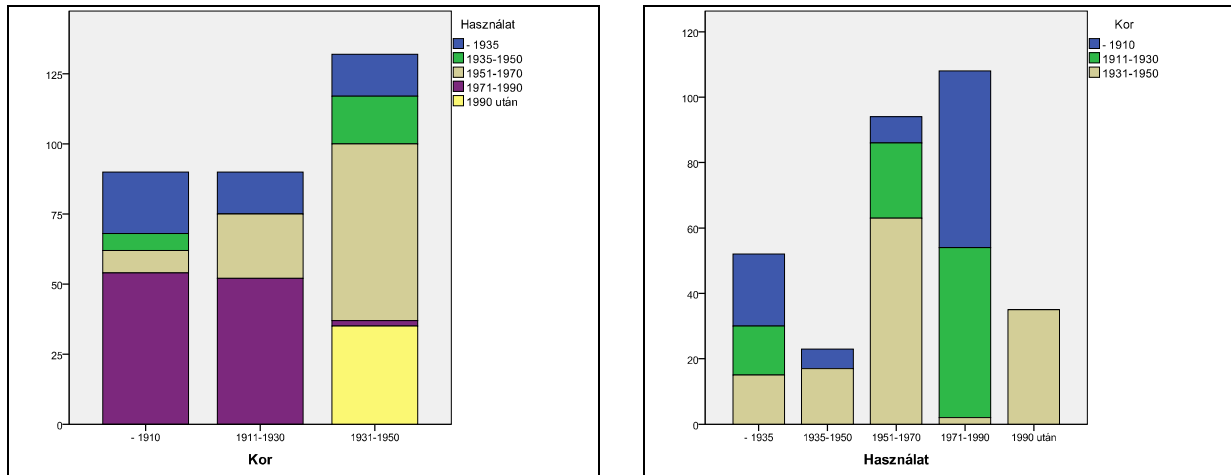


48. ábra Az élő fák és cserjék törzsszám szerinti fajmegoszlása az egyes talajtípusokon

5.4 Az erdőtörténeti változók és az erdőszerkezet összefüggései

Az emberi hatás jellemzésére választott két háttérváltozó, az üzemtervi kor és az utolsó használat időszaka nem független egymástól, ami az erdészeti kezelés jellegéből adódik, hiszen a különböző erdőnevelési munkákat a megfelelő korú állományban kell elvégezni. Ennek megfelelően a kontingenciatábla alapján a két változó kapcsolatát leíró statisztikák is szignifikáns, közepesen erős összefüggést mutatnak (a 312 mintapont adatai alapján a kontingencia koefficiens értéke 0,59, és ugyanezt az értéket kaptam a területi adatok összevetésével is). A 49. ábra bemutatja a kor és az utolsó használat időszaka közti összefüggéseket azokra a mintapontokra, ahol mindkét változó ismert. A leírások szerint a két világháború közötti időszakban az állománynevelési munkákra nem tudtak figyelmet fordítani, inkább a még meglévő idősebb foltokat termelték ki, tisztításokat, gyérítéseket csak az 1951 és 1971 közötti időszakban, a fiatalabb, akkor 0-20 és 20-40 éves erdőkben kezdtek el végezni. 1971 és 1990 között elsősorban a két idősebb csoportban dolgoztak, míg 1990 után már kizárólag a legfiatalabb, 1930 és 1950 között felújult állományokban történt beavatkozás. Mindhárom korcsoportban találhatók ugyanakkor kisebb-nagyobb foltok, ahol 1935 óta nem jegyezték fel fakitermelést. Az állományokban végzett utolsó beavatkozás jellege

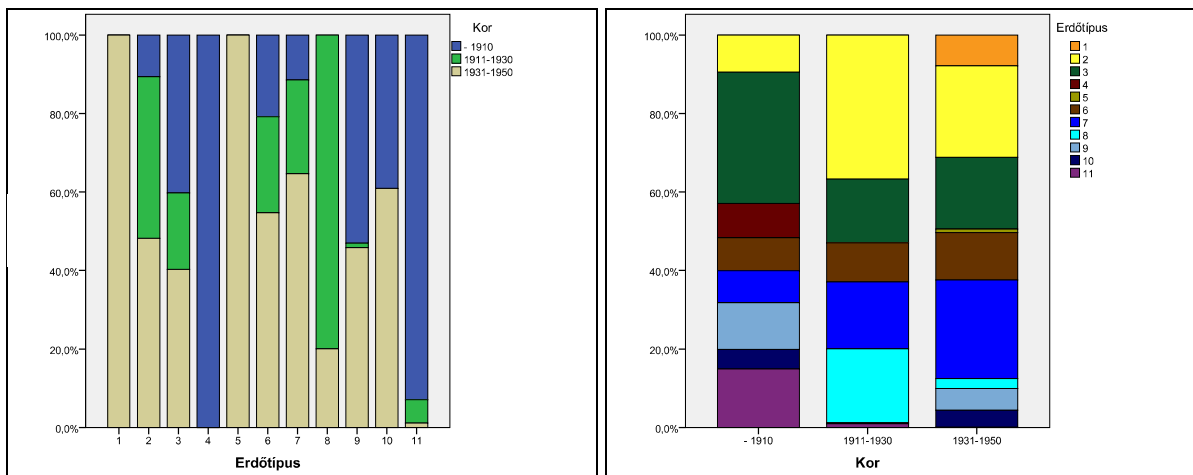
eltérő lehet; nem tettem különbséget véghasználat, tisztítás és gyérítés között (ahol az elmúlt 50 évben volt beavatkozás, ott egyébként csak az utóbbi kettő jöhet szóba).



49. ábra A kor és használati kategóriák összefüggései a mintapontokban

5.4.1 Az erdőtípusok és a kezeléstörténet kapcsolata

Az erdőtípusok és a korcsoportok kapcsolatát az 50. ábra mutatja be. Az elemzéshez ebben az esetben nem a 312 mintapontot, hanem az erdőtípus térkép és az üzemtervi térképek fedvényeiből készült, több ezer pontból álló adatbázist használtam fel. A két változó szignifikánsan összefügg egymással, a kontingencia koefficiens értéke 0,55, tehát az összefüggés közepesen erősnek tekinthető.



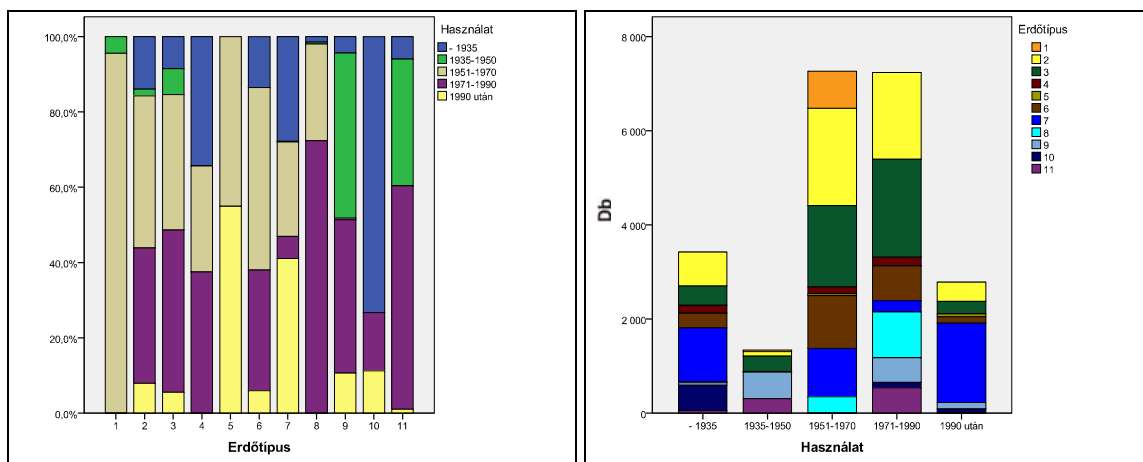
50. ábra Az erdőtípusok összefüggései a korcsoportokkal a területi adatok alapján

(1: melegkedvelő tölgyes 2: cseres-kocsánytalan tölgyes 3: gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyes 4: gyertyánelegyes kocsányos tölgyes 5: tölgyelegyes gyertyános 6: vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyes 7: gyertyánelegyes bükkös 8: büккеlegyes gyertyános 9: vegyes-elegyes bükkös 10: elegyetlen bükkös 11: bükkös-kocsánytalan tölgyes)

Az összefüggést valószínűleg az okozza, hogy néhány típus esetében valamennyi állomány azonos, vagy nagyrészt azonos korcsoportba tartozik, ilyenek a melegkedvelő tölgyesek (60-80 éves

csoport), a kocsányos tölgyesek (100-120 éves csoport), és a bükkös-kocsánytalan tölgyesek (100-120 éves csoport). Más típusokban a kép vegyes, szélsőséges esetben (pl. elegyetlen bükkösök, vegyes-elegyes bükkösök) az állományok fele a legfiatalabb, fele a legidősebb korcsoportba tartozik. Az elegyetlen gyertyánosok nagy része a középső korcsoportba tartozik.

Az erdőtípus és az utolsó használat időszaka esetében szintén szignifikáns összefüggés tapasztalható, a kontingencia koefficiens értéke 0,645. Ebben az esetben kevésbé egyértelmű, hogy mi okozza az összefüggést (51. ábra). A melegkedvelő tölgyesekben a kezdeti tisztításokat követően az 1970-es évektől nem történt beavatkozás. Az elegyetlen bükkösökben a legmagasabb a hosszú ideje érintetlen erdők aránya. Az 1990 utáni gyérítés kisebb területet érintett, mint a megelőző két időszak beavatkozásai, legnagyobbbrészt gyertyánelegyes bükkösöket.



51. ábra Az erdőtípusok összefüggései az utolsó használat időszakával a területi adatok alapján

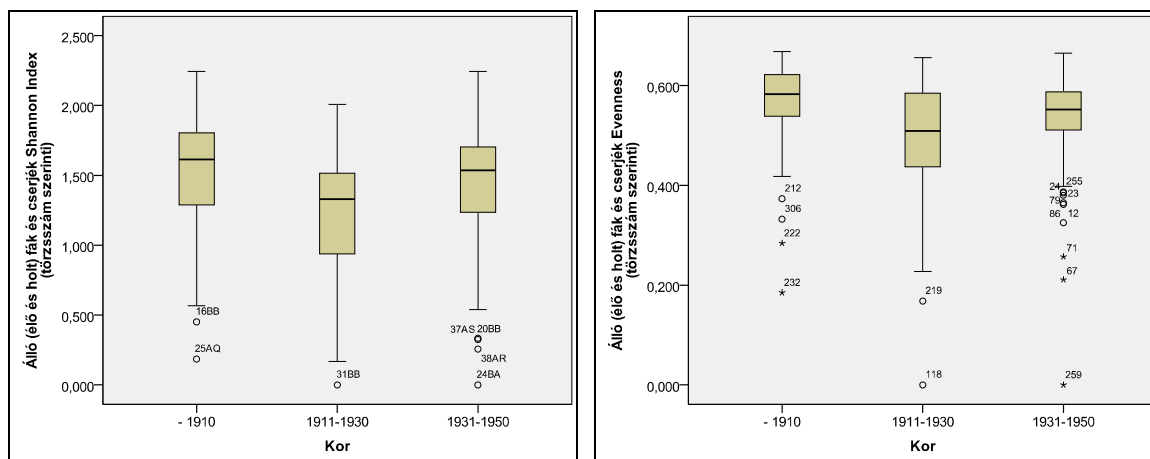
(1: melegkedvelő tölgyes 2: cseres-kocsánytalan tölgyes 3: gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyes 4: gyertyánelegyes kocsányos tölgyes 5: tölgyelegyes gyertyános 6: vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyes 7: gyertyánelegyes bükkös 8: büккеlegyes gyertyános 9: vegyes-elegyes bükkös 10: elegyetlen bükkös 11: bükkös-kocsánytalan tölgyes)

5.4.2 A faállomány strukturális mutatóinak alakulása az eltérő történetű állományokban

Az egyes mutatók alakulását a háttérváltozók különböző csoportjaiban már az 5.2. fejezetben, az egyes mutatók ismertetésénél tárgyaltam, jelen fejezetben a tapasztaltakat az eltérő kezeléstörténet szempontjából foglalom össze. A különböző mutatókra általában jellemző, hogy mind a használat, mind a kor alapján történő csoportosítás esetében nagy a szórás. Ez mindenképpen arra utal, hogy a vizsgált szerkezeti mutatók értékei nem köthetők egyértelműen kor- illetve használati kategóriához, még akkor sem, ha bizonyos csoportok átlagai történetesen különböznek.

A kor szerinti csoportosításra általában igaz, hogy a mennyiségi (fatérfogat, körlapösszeg, törzsszám, stb), illetve méreteket jellemző (mellmagassági átmérő jellemzői) mutatók esetében a legidősebb (100-120 éves) erdők értékei szignifikánsan magasabbak a két fiatalabb csoportnál, míg

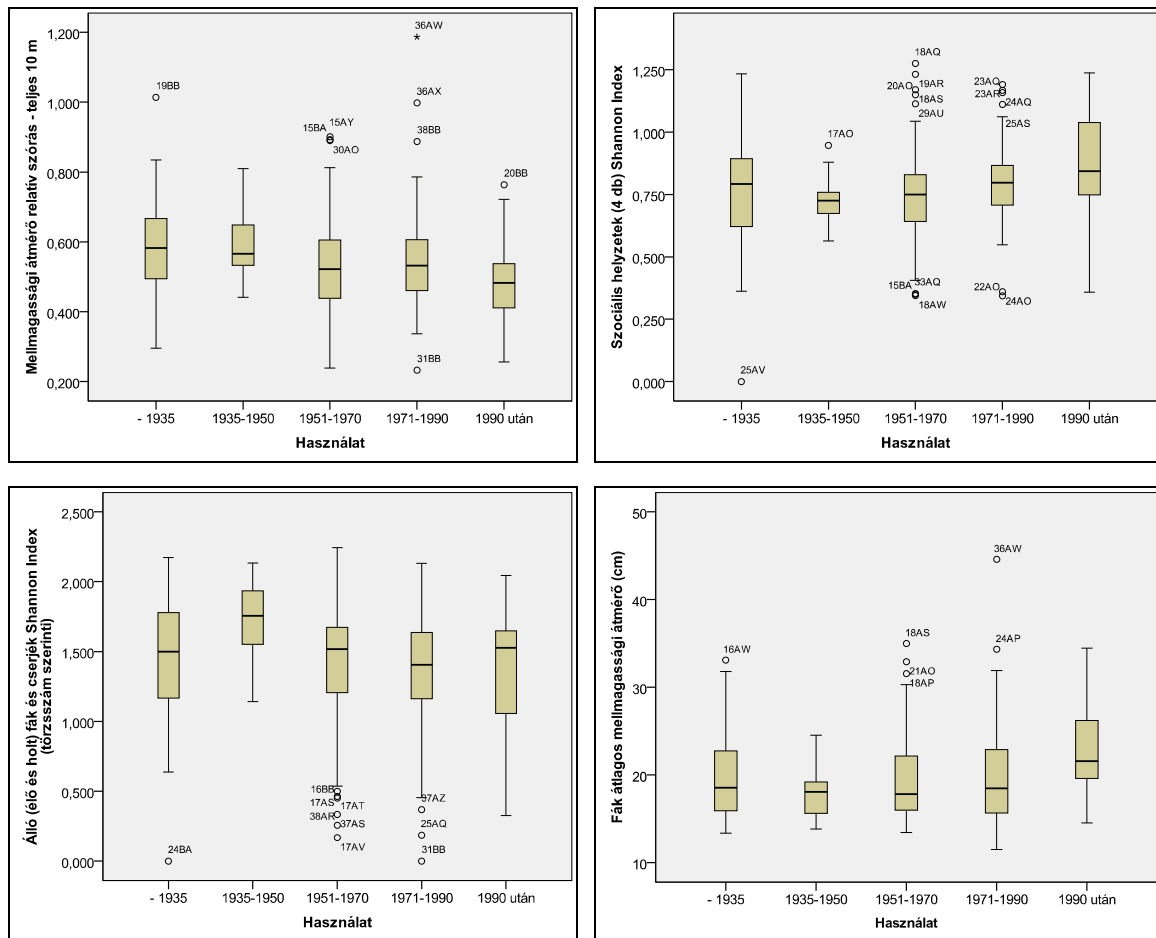
utóbbiak között nincs különbség. Ezzel szemben némileg meglepő módon a faji diverzitást mérő mutatók általában a középső (80-100 éves) korosztályban a legalacsonyabbak (52. ábra). Igaz, hogy az elegyetlen gyertyánosok aránya magas a középső korcsoportban, de a jelenség egyes erdőtípusokra lebontva is érzékelhető, főleg a száraz tölgyesekben (37. melléklet). Kézenfekvő magyarázat lenne a pionír fajok diverzitást növelő szerepe a legfiatalabb állományokban, és a lékesedés-léketöltődés folyamata a legidősebbekben, de a fő állományalkotó fajok életciklusának hosszához képest nincs olyan nagy különbség az állományok korában, és a lékesedés is épphogy megkezdődött.



52. ábra A faji diverzitás törzszám szerinti mutatóinak megoszlása az egyes korcsoportokban (teljes felmért faállomány) a.) Shannon Index b.) Evenness

Az utolsó használat szerinti csoportosításról általában elmondható, hogy csak néhány esetben érzékelhető időbeli tendencia. Az egyik ilyen a mellmagassági átmérő relatív szórása – a régebben (1950 előtt) használt állományok méret (és feltehetőleg korosztály-) viszonyai változatosabbak (53. a) ábra). A szintezettségre utaló, szociális helyzetekre számított Shannon Index átlaga viszont az 1950-es évektől kezdve annál nagyobb, minél később történt az utolsó használat (53. b) ábra). Ennek egyszerűen az az oka, hogy a használatok súlypontja egyre inkább eltolódott a fényben szegényebb, üdőbb erdők felé, amelyekre a szociális helyzet kategóriák sokkal jobban értelmezhetőek, mint a fényben gazdag száraz tölgyesekre. Emellett persze a lombkoronaszint megbontása biztosíthatta a túlélést az alászorult egyedeknek. A faji diverzitást számszerűsítő mutatók az utoljára 1935-1950 között használt erdőkben a legmagasabbak (53. c) ábra). Ez a megfigyelés érvényes mind erdőtípus, mind korcsoport szerint tovább bontva a pontokat. Amellett, hogy ebbe a csoportba tartozik a legkevesebb mintapont, a jellemzően alacsonyabb faji diverzitású 80-100 éves állományok közül egyik sem esik ebbe a kategóriába, így a két jelenség egymást erősíti. Több változó esetében az 1990 után kezelt erdők magasabb átlagos értékeket

mutatnak, mint azok az állományok, amelyekben 1935 óta nem történt beavatkozás (pl. a mellmagassági átmérő átlaga 53. d) ábra).



53. ábra Különböző mutatók értékeinek megoszlása az utolsó használat időszaka szerint
a.) mellmagassági átmérő relatív szórás b.) szociális helyzetekre számított Shannon Index c.) törzsszám szerinti Shannon Index a teljes felmért faállományra d.) fák (cserjefajok nélkül) átlagos átmérő

5.4.3 A természetességi kategóriák és a történeti változók kapcsolata

Az erdőszerkezet kompozicionális és strukturális mutatói alapján kapott természetességi kategóriák és a korcsoportok között nincs kimutatható összefüggés. Gyenge, de szignifikáns kapcsolatot mutatnak viszont az utolsó használat időszakával (a kontingencia koefficiens értéke 0,3). A legkevésbé természetes kategóriában a várható értékhez képest felülreprezentáltak az 1990 után kezelt állományok, az átlagosban az 1951-1970 között gyérített erdők, a legtermészetesebb csoportban pedig azok, amikhez 1935 óta hivatalosan nem nyúltak. Ugyanakkor a kontingenciatáblában szinte valamennyi kombináció előfordul (8. táblázat).

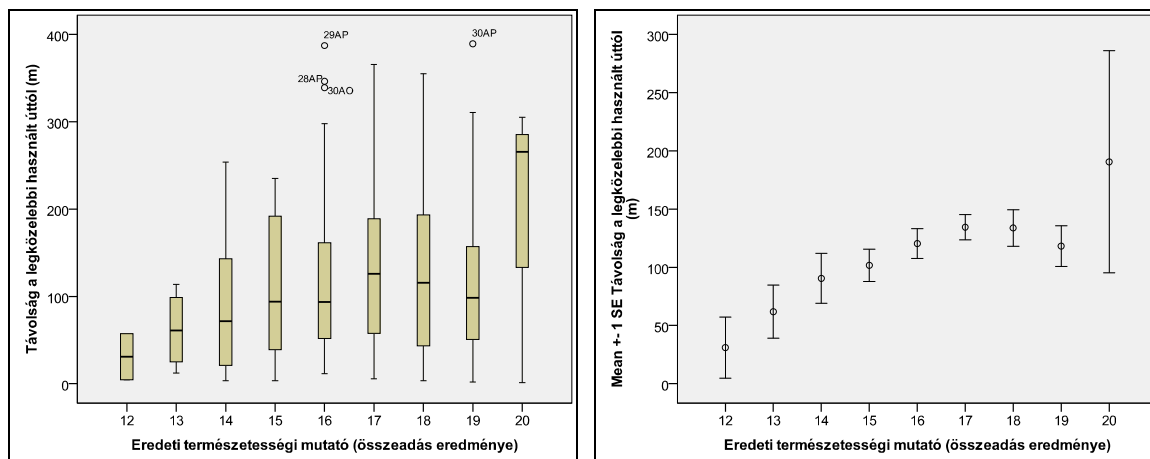
Érdekes, de nem váratlan jelenség, hogy a természetességi csoportok még ezen a kis területen belül is kapcsolatba hozhatóak a jelenleg (is) használt útvonalaktól mért távolsággal. A kettő viszonyát a vizsgált területen az 54. ábra mutatja be. A távolság átlaga a természetességgel a

17-es kategóriáig egyértelműen nő. A 19-es kategória megtöri a trendet, az összesen 3 pontot magába foglaló 20-as átlaga viszont csaknem kétszerese a többinek.

8. táblázat A természetességi kategóriák és az utolsó használat időszakának kapcsolata (kontingenciátábla)

			Használat					Össz
			1935 előtt	1935- 1950	1951- 1970	1971- 1990	1990 után	
Relatív természetességi mutatószám csoport	Relatív kevésbé természetes	Érték	1	1	5	6	5	18
		Várható érték	3.05	1.37	5.95	5.71	1.93	18
	"Átlagosan" természetes	Érték	15	12	53	43	13	136
		Várható érték	23.07	10.32	44.93	43.11	14.57	136
	Átlagnál természetesebb	Érték	22	4	16	22	6	70
		Várható érték	11.88	5.31	23.13	22.19	7.50	70
Összesen		Érték	38	17	74	71	24	224
		Várható érték	38	17	74	71	24	224

A természetesebb kategóriák felé haladva az átlaggal együtt nő a szórás is; az úthoz közeli pontok faállomány-szerkezete nem feltétlenül kevésbé természetes, viszont a kevésbé természetes struktúrával jellemezhető mintapontok inkább az utakhoz közelebb, mint távolabb helyezkednek el. Ha csak a hármas felosztást nézzük, ugyanez az eredmény; a „legkevésbé természetes” kategória átlaga szignifikánsan alacsonyabb a másik kettőénél, míg azok között nem mutatható ki különbség.



54. ábra Az összeadás eredményeképpen kapott természetességi kategóriák és a jelenleg is használt útvonalaktól való távolság kapcsolata a.) box plot b.) standard hiba

A mintapontok átlagos távolsága az utaktól egyébként 116 m, a legtávolabbi kb. 390 m-re helyezkedik el.

5.5 A fafajösszetétel közelmúltbeli változásainak rekonstrukciója

A 9. táblázat bemutatja az egyes fajoknak a különböző szociális helyzetekben való előfordulásainak várható és valós értékeit a faállomány-szerkezeti felmérés területére vonatkozóan.

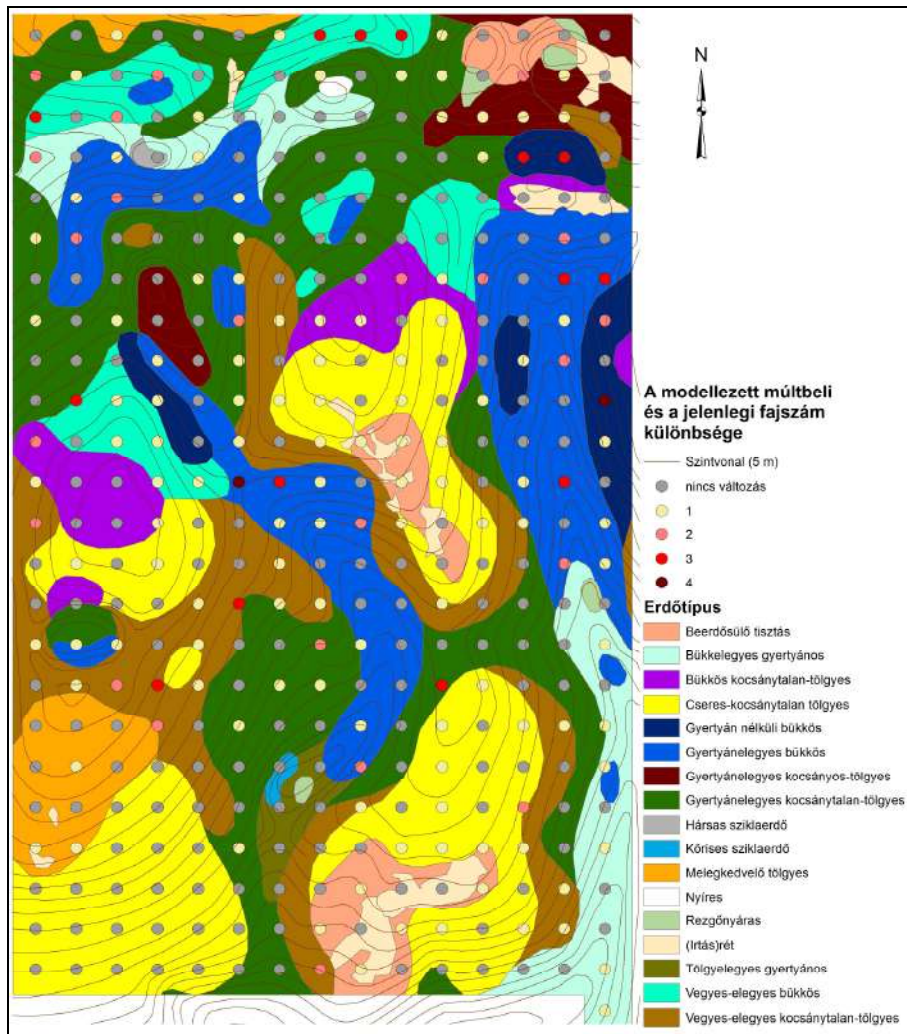
9. táblázat A főbb fajokra jellemző szociális helyzetek (vastaggal kiemelve a várható értéknél jelentősen gyakoribb kombinációk) Érték: valós érték, V.é.: várható érték

		Kimagasló	Uralkodó	Közészorult	Alászorult, feltörekvő	Alászorult, haldokló	Alászorult, fiatal	Összes
Bükk	Érték	129	426	87	142	25	78	887
	V. é.	23.8	460.1	148.3	175.4	31.9	47.5	887.0
Barkócaberkenye	Érték	17	209	98	149	23	68	564
	V. é.	15.1	292.5	94.3	111.5	20.3	30.2	564.0
Közönséges boróka	Érték	1	0	0	1	7	0	9
	V. é.	.2	4.7	1.5	1.8	.3	.5	9.0
Csertölgy	Érték	4	19	4	1	0	0	28
	V. é.	.8	14.5	4.7	5.5	1.0	1.5	28.0
Madárcseresznye	Érték	4	15	7	13	3	2	44
	V. é.	1.2	22.8	7.4	8.7	1.6	2.4	44.0
Gyertyán	Érték	4	592	408	849	86	152	2091
	V. é.	56.1	1084.6	349.6	413.4	75.3	112.0	2091.0
Kocsányos tölgy	Érték	5	67	10	2	4	0	88
	V. é.	2.4	45.6	14.7	17.4	3.2	4.7	88.0
Vadkörte	Érték	0	9	3	14	6	7	39
	V. é.	1.0	20.2	6.5	7.7	1.4	2.1	39.0
Kocsánytalan tölgy	Érték	15	1170	258	97	19	8	1567
	V. é.	42.1	812.8	262.0	309.8	56.4	83.9	1567.0
Kocsánytalan-molyhos tölgy hibrid	Érték	8	303	83	31	16	1	442
	V. é.	11.9	229.3	73.9	87.4	15.9	23.7	442.0
Lisztes berkenye	Érték	0	29	14	31	6	8	88
	V. é.	2.4	45.6	14.7	17.4	3.2	4.7	88.0
Mezei juhar	Érték	2	134	86	239	64	111	636
	V. é.	17.1	329.9	106.3	125.7	22.9	34.1	636.0
Magas kőris	Érték	12	73	4	12	1	6	108
	V. é.	2.9	56.0	18.1	21.4	3.9	5.8	108.0
Molyhos tölgy	Érték	17	1002	296	92	38	18	1463
	V. é.	39.3	758.8	244.6	289.2	52.7	78.4	1463.0
Molyhos-kocsánytalan tölgy hibrid	Érték	5	421	75	28	14	5	548
	V. é.	14.7	284.2	91.6	108.3	19.7	29.3	548.0
Rezgőnyár	Érték	3	21	8	0	0	0	32
	V. é.	.9	16.6	5.4	6.3	1.2	1.7	32.0
Össz		226	4490	1441	1701	312	464	8634

Az adatokból látható, hogy a különböző tölgyfajok előfordulási helyükön általában a lombkoronaszintet alkotó uralkodó fák közé tartoznak, míg az alászorult, de életképes fiatalok között az összes fához viszonyított arányukhoz képest alulreprezentáltak. A kimagasló egyedek többsége a területen bükk, de érdekes módon az uralkodó kategóriába eső egyedek száma alacsonyabb a várható értéknél. A fiatalok között a faj jelentősen felülreprezentált. A nem

állományalkotó, de elegyfaként több erdőtípusban gyakori fajok (barkócaberkenye, lisztes berkenye, mezei juhar, gyertyán, vadvörte) a közé- és alászorult kategóriákban mutatnak a várhatónál magasabb értékeket. A bükkön kívül a fiatal fák között is ezek a fajok felülreprezentáltak. A boróka esetében majdnem az összes élő egyed, amit találtunk a területen, az alászorult, haldokló kategóriába esik.

A „múltbeli” (az élő fák, álló holtfák és a rövidebb ideje elpusztult fekvő holtfák segítségével modellezett) és a jelenleg élő egyedekre számított pontonkénti fajszám-különbséget az 55. ábra mutatja be.



55. ábra A modellezett múltbeli és a jelenlegi fajszám különbsége az egyes mintapontokban (a borókat nem számítva)

A faj jellegzetességei miatt a borókat nem számoltam bele a különbségbe. A mintakörök majdnem felében, 42,3%-án legalább egy olyan faj megtalálható az álló vagy fekvő holt fák és cserjék között, amelynek már nincs ott élő egyede; ez valamennyi erdőtípusra igaz. 10%-ban legalább kettő a különbség, ezek a pontok főleg bükkös és kisebb részben kocsánytalan tölgyes állományokban találhatóak. A legnagyobb különbség 4-nek adódott, két helyen. A fiatal (6-os

szociális helyzetű) egyedek között 52 mintakörben (14,4%) akad olyan faj, aminek nincs példánya az idősebb élő egyedek között, elsőprő többségükben ezek mezei juharok (26 eset), illetve barkócaberkenyék (14 eset).

Az erdőtípusonként elvégzett χ^2 próbák eredményeit a 10. táblázat foglalja össze. A vizsgált 11 típus, illetve egy átmeneti típus közül a próba 3 esetben mutatott szignifikáns különbséget az élő fák törzsszám szerinti fajösszetétele, illetve a modellezett múltbeli fajösszetétel között. A gyertyánelegyes és a gyertyán nélküli bükkösök esetében az eltérés egyértelmű, a gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesek és ezek gyertyánelegyes bükkösök felé való átmenetei esetében a kapott szignifikancia érték a határon mozog, míg a többi típus esetében a rendelkezésre álló adatokból nem volt kimutatható jelentős eltérés.

10. táblázat: A χ^2 próba eredménye az egyes erdőtípusokban

Erdőtípus	Szignifikancia	Hiányzó/felhasznált fajok
Melegkedvelő tölgyes (1)	0,985	Fagus s. Cerasus a., Malus s. Cornus s. hiányzik
Cseres-kocsánytalan tölgyes (2)	0,131	Malus s., Pyrus p., Cerasus a. hiányzik
Gyertyánelegyes kocsánytalan-tölgyes (3)	0,049*	Malus s., Cornus s. Pyrus p., Populus t., Betula p. hiányzik
Gyertyánelegyes kocsányos-tölgyes (4)	0,946	Crataegus m., Sorbus a., Cerasus a., Cornus s., Populus t., Pyrus p., Malus s., Betula p. hiányzik
Tölgyelegyes gyertyános (5)	<i>Túl kevés fa (össz 41 db)</i>	-
Vegyes-elegyes kocsánytalan-tölgyes (6)	0,691	Malus s., Betula p., Populus t. hiányzik
Gyertyánelegyes bükkös (7)	0,000*	Crataegus m., Sorbus a., Fraxinus e. hiányzik
Bükkelegyes gyertyános (8)	0,382	<i>Csak Fagus s., Quercus spp, Carpinus b. és Acer c. alapján</i>
Vegyes-elegyes bükkös (9)	0,805	<i>Csak Fagus s., Quercus spp, Carpinus b., Acer c., Sorbus t. Crataegus m. és Cornus m. alapján</i>
Gyertyán nélküli bükkös (10)	0,02*	<i>Csak Fagus s., Quercus spp és Carpinus b. alapján</i>
Bükkös-kocsánytalan-tölgyes (11)	0,938	Crataegus m., Cornus s., Pyrus p., Malus s., Betula p. hiányzik
Gyertyánelegyes bükkös és gyertyános kocsánytalan tölgyes átmenet	0,504	<i>Csak Fagus s., Quercus spp, Carpinus b., Acer c., Sorbus t. és Cornus m. alapján</i>

A gyertyánelegyes bükkösökben (11. táblázat) az egyes fajoknak a modellezett múltbeli fajösszetétel alapján számított várható törzsszáma és az élő fák tényleges fajösszetétele közötti eltérések elsősorban a bükk és a gyertyán arányának közelmúltbeli növekedésére utalnak. A kísérő fajok aránya inkább csökkent, főleg a madárcseresznye, a mogoró és a tölgyfajok esetében.

11. táblázat: A χ^2 próba eredménye a gyertyánelegyes bükkös típusba eső mintapontokra

Faj (hibrid tölgyek nélkül)			
	Az élő fák száma	Az összes fa faj szerinti megoszlása alapján várható szám	Különbség
Kocsánytalan tölgy	54	71,8	-17,8
Molyhos tölgy	14	22,0	-8,0
Gyertyán	348	326,0	22,0
Húsos som	9	8,8	0,2
Bükk	275	213,2	61,8
Mezei juhar	46	65,9	-19,9
Mogyoró	3	30,0	-27,0
Lisztos berkenye	2	4,4	-2,4
Kocsányos tölgy	6	6,6	-0,6
Madárcseresznye	2	8,1	-6,1
Rezgőnyár	8	10,3	-2,3
Összesen	767		

A gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesekben (12. táblázat) a különbséget a tölgyfajoknak (főleg a kocsánytalan és molyhos tölgynek) a modellezett korábbi időpontban magasabb aránya, és a gyertyán valószínűsíthető térnyerése okozza, de az összes vizsgált fa számához képest a különbség jelentősen kisebb, mint a bükkösök esetében.

12. táblázat: A χ^2 próba eredménye a gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyes típusba eső mintapontokra

Faj (hibrid tölgyek nélkül)			
	Az élő fák száma	Az összes fa faj szerinti megoszlása alapján várható szám	Különbség
Kocsánytalan tölgy	537	569,0	-32,0
Molyhos tölgy	143	169,7	-26,7
Gyertyán	481	432,2	48,8
Húsos som	151	139,3	11,7
Bükk	82	71,8	10,2
Mezei juhar	146	143,5	2,5
Barkócaberkenye	106	99,6	6,4
Egybibés galagonya	22	19,4	2,6
Mogyoró	24	33,8	-9,8
Magas kőris	6	5,9	,1
Lisztos berkenye	15	15,2	-,2
Kocsányos tölgy	19	27,9	-8,9
Cseregalagonya	16	14,4	1,6
Madárcseresznye	18	24,5	-6,5
Összesen	1766		

A gyertyánelegyes bükkös típus modellezett múltbeli fajösszetételét a gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesek jelenlegi fajösszetételével összevetve azt kaptam, hogy a kettő szignifikánsan különbözik, és ugyanez igaz a vegyes-elegyes bükkösre és a bükkös-kocsánytalan tölgyesre is.

6 AZ EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

6.1 Történeti változások áttekintése

A Haragistya-fennsík korai történetére nézve nem állnak rendelkezésre külön források, de feltehető, hogy a területhasználat a környező vidék egészéhez hasonlóan alakult. Az erdőhasználat a középkor végéig általában esetleges volt, a fakitermelés kisebb területeken, rendszertelen időközönként történt. Az ember felhasználta az erdőből kinyerhető javakat, de még kevésbé volt szüksége arra, hogy a megújítást, fenntarthatóságot szem előtt tartsa. Ahol lehetett, az erdőterületeket mezőgazdasági művelés alá vonták. Az Aggteleki-karszt már a neolitikum óta lakott terület, és feltételezhetően az ember megjelenése kezdettől fogva erdőirtással járhatott (Schuster és Szmorad 2000). A mintaterület délies lejtőin (erősen lepusztult) látható agroterasz-nyomok, és a kis lejtésű, tetőközeli területeken jelentkező, erősen lepusztult termőrétegű foltok arra utalnak, hogy a Haragistya-fennsík sem volt kivétel. A történelmi időkben bekövetkezett talajlehordódást valószínűsíti az is, hogy a vizsgált lejtőhordalék szelvényekben még igen markánsan jelen vannak a tömegmozgásos eredetre utaló jegyek, miközben már az erdőtalajokra jellemző folyamatok is megindultak bennük.

A 16. századtól a fát egyre többféleképpen hasznosították, a kitermelés rendszeressé vált. A falvakban elterjedt volt a fafeldolgozó háziipar, a készített használati tárgyakat vásárokon értékesítették (n.n 2003). Az épületfa-igény fedezésére, valamint a felújulás elősegítésére gyakran elszórtan meghagytak idősebb, vastagabb törzsű magfákat. Ez az ún. középerdő, amely a tűzifát szolgáltató fiatal, sarjzatott állományból és az idősebb, mageredetű hagyásfákból állt. Több helyen máig megtalálhatóak az egykori hagyásfák. A könnyen hozzáférhető meszes alapközet miatt a karsztterületek jellegzetes terméke volt az égetett mész, amelyet mészégető kemencékben állítottak elő. A mészkövet nem szállították, az égetéshez szükséges fát a kitermelés helyének környékéről gyűjtötték össze. Szintén helyben végzett tevékenység volt a szénégetés. A leírt használatok a 20. század közepéig általánosak voltak a térségben, a völgyekben ma is sűrűn fellelhetőek az egykori boksák és mészégetőhelyek nyomai. Az erdei legeltetés és makkoltatás hasonlóképp általánosan elterjedt volt; a taposás és az állatok szelektív táplálkozása gátolta a magról való felújulást. Ezért az intenzíven használt erdőkben szinte mindenütt a jól sarjadzó, rendkívül jó termőhely-megtartó képességgel rendelkező gyertyán újult fel. A legeltetés káros hatásait már a 16. században felismerték, de a folyamatos tiltás ellenére a gyakorlat mindenütt jellemző volt (Járasi 1997). A gyertyán uralomra jutása, bár fatermelési szempontból kedvezőtlen volt, sok helyen voltaképpen megakadályozta az erdők végleges kiirtását és a lejtők kopárosodását (Gencsi és Vancsura 1992).

Ismert, hogy a 18. században a Gömör-Tornai-karszt területén a Sajó-völgyi és egyéb környékbeli vashámorok faszén-igényének kielégítésére nagy területeken folytattak fakitermelést. Arra nincs adat, hogy ha a fennsíkon korábban valóban növénytermesztés folyt, mikor hagytak föl vele, és lehetett-e olyan időszak, amikor a terület újra beerdősült. Az 1780-as évek területhasználati térképe, és a ma is élő földrajzi nevek (Káposztás-bérc, Juh-lápa, Pásztor-völgy, stb.) már mindenesetre inkább állattenyésztési jellegű hasznosítást jeleznek.

Jósvafő környékén az 1853-as jobbágyfelszabadítás, és az azt követő úrbéri rendezés idejére már nem maradtak erdővel borított, de földművelésre alkalmas területek. Ez lehet az oka annak, hogy a II. katonai felmérés térképén kirajzolódó tájhasználati kép (8. b) ábra) a II. világháborút követő évekig konzerválódott (Schuster és Szmorad 2000). A folyamatos erdőborítás azonban valószínűleg csak látszat. Az 1870-es években a kohászat áttért a kőszén használatára, azonban egy új erdei termék, a cserkéreg (vagyis a kocsánytalan és kocsányos tölgy cserzőanyag-gyártásra felhasználható, lenyúzott kérge) iránt jelentkező nagy kereslet miatt újabb kedvezőtlen gyakorlat vált általánossá: a tölgyeseket 15-20 éves vágásfordulóval vágták, és folyamatosan sarjzatták. A sarjeredetű állományok egy idő után fokozatosan legyengültek, és ezeknek a helyén is előretört a gyertyán (Járasi 1997). A bükköt a 19. századig (a gőzöléses eljárás feltalálásáig) fájának füledékenysége miatt gyomfának tekintették, és helyére nagy területen kocsánytalan tölgyesek kerültek (Csesznák 1985). A vizsgált területen az erdők 20. század eleji állapotára részben az 1934-es üzemterv adataiból, részben pedig a jelenlegi korosztályszerkezet és fafajösszetétel bizonyos sajátásaiból lehet következtetni. A faegyedek zöme sarj eredetű, ami jól mutatja, hogy a legutóbbi véghasználatokat követően (a 20. század első harmadában) még nem foglalkoztak az erdők szakszerű felújításával; a levágott erdők helyén jórészt spontán folyamatok (döntően sarjak) révén alakultak ki a mai erdők. A gyertyán mai napig magas aránya, és a helyenként előforduló elegyetlen gyertyános foltok jelenléte szintén a korábbi intenzív használatra utal. A 19. század végén a korábbi, őshonos állományok nagymértékű leromlása miatt sokfelé – így az Aggteleki-karszton is – ültettek fenyveseket. Ebben az időben e törekvések célja még az volt, hogy egy termőhely-javítást célzó, viszonylag rövidebb fenyves időszakot követően ismét az eredeti fafajokból ültethessenek erdőket (Tamás 2007). Ezek a próbálkozások hosszú távon többnyire nem jártak sikerrel. A Haragistyán 1934-ben mindössze két részletben voltak túlevelűek; a feketefenyőt a koradatok alapján a 20. század fordulóján telepíthették. A völgyaljakban a szénégetés nyomán pionír fafajok jelentek meg, például a savanyú kémhatású talajokat kedvelő nyír és a rezgőnyár. A nyír, rövid életű és fényigényes fa lévén, ma már eltűnőben van; szálanként megtalálható még a lombkoronaszintben, de holtfa formájában gyakrabban találkozhatunk vele.

Az 1900-as évek elejére hazánkban már kidolgozták a fenntartható erdőgazdálkodást lehetővé tevő elveket, azonban a tulajdonosi szerkezet, és a gazdasági helyzet nem volt kedvező. Az 1879-es erdőtörvény a magánbirtokosoknak nagy szabadságot hagyott, a 20. század első felének háborús és gazdasági válságai pedig megnövelték a fa iránti keresletet, és ellehetetlenítették a szabályok betartatását. A trianoni békeszerződés eredményeképpen 1920-ban az ország elveszítette legfontosabb erdőterületeit – a háború után fokozódó fakereslet kielégítése a megmaradt erdőkre hárult. A világ gazdasági válság idején az erdőbirtokosoknak sok esetben nem volt más jövedelemforrása, így könnyen engedélyezték a rendkívüli kitermeléseket. 1938-ban Kassa és Rozsnyó városokat az első bécsi döntés értelmében az ország a hozzájuk tartozó erdőségek nélkül kapta vissza, és a megnövekedett tűzifa-igényt a meglévő erdőknek kellett fedeznie (Járasi 1997, 1998). Az 1934-es üzemtervhez kapcsolódó adatok alapján 1939-től a Haragistya vágott fa mennyisége is láthatóan megnőtt. Az, hogy 1942-43-ban viszont nem jegyezték fel kitermelést, valószínűleg a háborús aktivitás fokozódása miatti munkaerőhiánynak köszönhető. E folyamatok eredményeképpen a II. világháború és az újjáépítés végére a karsztvidék térségében szinte nem maradtak kitermelhető állományok, ami a mai napig érzékelhető az Aggtelek-vidéki erdők korosztály-szerkezetén. A változások a Haragistya erdőire nézve más, közvetettebb hatással is bírtak. Korábban a területen váltak ugyanis szét az északkeleten Szilice, északnyugaton Szádvárborsa felé vezető szekérutak. Az új országhatár kialakításának eredményeképpen a terület periférikus helyzetbe került, a korábbi napi közlekedési útvonalak erdészeti feltáróutakká degradálódtak. Varga (2008) leírja, hogy bár kezdetben Szilicéről és Borzováról még átjártak kaszálni a fennsík rétjeire, 1968-tól a határ átjárhatósága gyakorlatilag megszűnt. Ez hozzájárulhatott ahhoz, hogy a 20. században a korábbi erőteljes antropogén nyomás fokozatosan enyhült. A korábbi nyílt, ligetes állományok légifotókon látható (11. ábra) záródását alátámasztják a területen szinte minden erdőtípusban jelen lévő, kiszáradt borókák is. A Káposztás-bérc sekély talajú, déli lejtőinek ligetes erdőiben még található néhány elszáradófélben lévő példány, míg a Hosszú-völgy keleti oldalának bükköseiben évtizedekkel korábban elpusztult egyedek jelzik a változást, az állományok záródását. A haragistyai erdészház elnéptelenedése betetőzte a folyamatot, hiszen ezzel végleg megszűnt a legeltető állattartás a fennsíkon.

Az 1945-ös földreform során minden 100 kat. holdnál nagyobb erdőterület állami tulajdonba került. Az 1950-es évektől így fokozatosan előtérbe került a rendszeres, szakmai alapokon nyugvó erdőgazdálkodás, mely gyakorlatilag a karsztvidék természetvédelmi oltalom alá helyezéséig, illetve a rendszerváltásig meghatározta a terület sorsát. A második világháború utáni időszak jelentősebb feladatai az elmaradt erdősítések pótlása, gyorsan növő fajok (fenyőfélék, stb.) telepítése, és a rontott erdők átalakítása voltak. Ennek megfelelően a II. világháború utáni első

években szinte nem végeztek fakitermelést (Járási 1997). Az újjáépítés nyersanyag-szükséglete miatt azonban nem őshonos fajokkal erdősítettek, hanem luc- és erdefenyővel – ezt jól mutatják az 1961-es üzemterv fajösszetétel adatai. A korábbi próbálkozásokkal szemben a fenyőfélék telepítése a karszton már nem a termőhely védelmét célozta, hanem a fa, mint ipari nyersanyag előállítását. Még az 1973-as üzemtervben (n.n 1973) is a kitűzött célok között szerepelt a fenyőfélék arányának növelése a területen. Külön célként említik a gyertyán visszaszorítását is; ez a törekvés valószínűleg már korábban is jellemezte az erdészeti gyakorlatot, s igyekeztek a tölgy javára végezni az állománynevelési munkákat. Az, hogy a bükk 1961-ben több részletben jelent meg, mint korábban, a faj javára végzett esetleges szelekció mellett az erdőrészek átalakításának eredménye is lehetett. Mivel általában a völgyekben, északi lejtőkön, kisebb foltokban fordul elő, egy-egy nagyobb területű részletben az elegyaránya korábban elhanyagolható lehetett. A faj 1961 és 1973 között valószínűsíthető további területnövekedésére azonban nincs ilyen magyarázat – a bükk arányának növelése nem szerepel az üzemtervben megfogalmazott célok között. A gyertyán és a kocsánytalan tölgy ebben az időszakban bekövetkező kisebb mértékű elegyarány-változásai jellemzően ellentétes irányúak: a gyertyánosodás a tölgyek visszaszorulását eredményezte, míg az általános erdőgazdálkodási gyakorlat a gyertyán visszaszorítását, a kocsánytalan tölgy megsegítését célozta. A fenyőfélék térnyerése folytatódott, ennek az 1970-es években valószínűleg a természetvédelmi érdekek hangsúlyosabbá válása vetett véget. Az 1973-as üzemtervben a haragistyai erdőrészek többsége – mint a közeli Vass Imre-barlang felszíni védőterülete – már mint védett, vagy szigorúan védett terület szerepelt. 1978-ban létrejött az Aggteleki Tájvédelmi Körzet, majd 1979-ben az Unesco MAB programjában a Haragistya egy részét (20-as erdőtag) bioszféra-rezervátum magterületté nyilvánították. 1985. január 1.-én a terület az ekkor megalakult Aggteleki Nemzeti Park részévé vált. Mivel azonban az erdők kora már lehetővé tette, éppen ekkor zajlottak a vizsgált időszak legnagyobb volumenű kitermelései, amelyek során a korábbi szakmai elveket figyelmen kívül hagyva elsősorban éppen a kocsánytalan tölgyet gyérítették (a gyertyán és a bükk mellett). A faj aránya ennek hatására számos részletben csökkent. A csökkenés több olyan részletben is bekövetkezett, ahol nem volt kitermelés, ami valószínűleg az időszak tölgypusztulásainak számlájára írható. A kocsánytalan tölgy és a gyertyán elegyarány-változásai az egyes részletekben ez esetben is kiegészítik egymást, kivéve azokat a területeket, ahol a bükk mindkettő rovására terjeszkedett. A lucosokban ebben az időszakban elvégzett gyérítési munkálatok leírásánál sok esetben szerepel, hogy egészségügyi okokból kellett végrehajtani, ami alátámasztja, hogy az állományok többségének nem felelt meg a termőhely. Az 1993-as üzemterv adatai alapján a területük arányában leginkább károsodott (10-50 %) erdőrészekben mindenütt van fenyő.

1993-ban a Haragistya-fennsík nagy részét erdőrezervátummá jelölték, s ezzel a kijelölt magterületen (ami a fennsík erdőinek nagy részét magába foglalja) minden erdőgazdálkodási tevékenység megszűnt. 1993 és 2002 között a védőzónában a Nemzeti Park Igazgatóság még engedélyezte az ültetett fenyvesek kitermelését, illetve egyes erdők gyérítését, de több helyen korlátozásokkal.

Az erdőtörténeti források és az üzemtervi adatok mindenképpen azt támasztják alá, hogy bár első ránézésre egy magyarországi viszonylatban természetesnek, illetve emberi hatás által kevésbé érintettnek tűnő területről van szó, ez a kép csalóka. A Haragistya-fennsík évszázadok óta igen jelentős emberi hatás alatt áll, melynek következtében nem csak maga a vegetáció, hanem az azt kialakító termőhelyi tényezők (főleg a talajviszonyok) is jelentősen módosultak. A közvetlen antropogén nyomás ugyan a 20. század második felében, és különösen az 1990-es évek elejétől enyhült, de teljesen máig sem szűnt meg.

6.2 Az erdőtörténeti változók és a jelenlegi faállomány-szerkezet kapcsolata

A lombkoronaszint fajösszetétele alapján terepen meghatározott erdőtípusok és a kezeléstörténeti csoportok egyértelműen összefüggnek egymással, mind az állományok korát, mind pedig az utolsó beavatkozás időszakát tekintve. Ez alátámasztja, hogy a látszat ellenére a termőhelyi viszonyok nem határozzák meg egyértelműen ezek megjelenését, tehát a jelenlegi területi eloszlás a jövőben feltehetően még egyéb kényszerítő erők (újabb emberi beavatkozás, klímaváltozás, stb.) nélkül is változhat. Ugyanakkor kevés felfedezhető szabályszerűség van, a legtöbb típus több korcsoportban is előfordul, és szinte minden erdőtípusban minden időszakban végeztek gyérítéseket. A néhány említésre méltó kivétel: A melegkedvelő tölgyesek valamennyi állománya a legfiatalabb (60-80 éves) korcsoportba tartozik, és bennük a kezdeti tisztításokat követően az 1970-es évektől nem történt beavatkozás. Ezek a relatíve fiatal erdők így jelenthetik a legszélsőségesebb termőhelyek (mészkő alapkőzet, erodált, igen sekély talajok, délies kitettség) spontán beerdősülési folyamatának kezdeti szakaszát, különösen, hogy helyüket néhol még ma is irtásrétek foglalják el (ld. következő fejezet). A száraz tölgyesek másik két típusa viszonylag stabil arányokban van jelen a különböző korcsoportokban. Valamennyi kocsányos tölgyes állomány és a bükkös-kocsánytalan tölgyesek nagy része a legidősebb erdők közé tartozik. Mindkét típus egykori fás legelő hasznosításra utaló jeleket őriz (szabad állásban nőtt, idősebb faegyedek, korábbi nyílt viszonyokat tükröző elpusztult borókák). Az elegyetlen bükkösök mintegy fele szintén a 100-120 éves korcsoportba tartozik, és ebben a típusban a legmagasabb az 1935 óta érintetlen erdők aránya

(feltehetően ezekben az egyébként is idősebb erdőkben feleslegesnek ítélték a gyérítést, hiszen sem fafaj-szelekcióra, sem növedékfokozásra nem volt szükség, valamint a termőhely is elég szélsőséges, erózióra hajlamos). Az elegyetlen gyertyánosok szinte csak a középső korcsoportban jellemzőek, könnyen előfordulhat, hogy valamilyen egyszeri, sürgős kitermelés következtében alakultak ki, amikor a hosszú távú érdekek háttérbe szorultak.

Az egyes erdőtípusokra nézve kapott eredmények nem tekinthetők általános érvényűnek, inkább kérdésfelvetésre, további kutatási irányok kijelölésére alkalmasak. A rendkívüli térbeli heterogenitás, ami a területet jellemzi (szinte valamennyi erdőtípust több, egymástól térben elkülönülő állomány képviseli) ezen a kis területen belül lehetővé tette ugyan bizonyos szabályszerűségek kimutatását, de az egyes csoportok kombinációit képviselő mintapontok alacsony száma miatt az esetleges fejlődési sorok tisztázása mindenképpen nagyobb területen elvégzett célzott kutatást igényelne.

A faállomány-szerkezeti mutatók alakulása kevés esetben mutat kor vagy használat szerinti tendenciát. Ezt valamilyen szinten befolyásolhatta a kezeléstörténeti csoportok önkényes kialakítása; elképzelhető, hogy durvább időbeli felbontással egyértelműbb eredményeket kaptam volna. Erre utalhat például a mennyiségi jellemzők azon tulajdonsága, hogy csak a legidősebb korcsoport átlagai különülnek el. A vizsgált állományok kora a fő alkotó fajok (bükk, tölgyek) életciklusához képest viszonylag alacsony, így feltehetően nincsenek igazán jelentős különbségek a fejlődési fázisokban – a faji változatosság alakulása, az álló holt fa törzsszám viszonya a teljes törzsszámmal, és a mennyiségi mutatók viselkedése a 90-100 éves kort jelöli ki valamiféle fordulópontként; mindezek azt is jelzik, hogy a főbb erdőtípusok fejlődése eltér. Bármelyik csoportosítást is tekintjük, a legtöbb mutató esetében jellemző a magas szórás, ami megerősíti, hogy a háttértényezők hatása erősen keveredik. Az is szerepet játszhat, hogy az üzemtervből kinyert kategóriák térbeli felbontása nem fedi a valós viszonyokat: ahogy a vágott tuskók eloszlása is jelzi, adott erdőrészletben végzett beavatkozás nem minden esetben terjedt ki a részlet teljes területére, és mértékében is lehetett eltérő.

Néhány mennyiségi, illetve méretet leíró jellemző átlagai az 1935 óta nem kezelt, és az 1990 után gyérített állományokban hasonlóak. Ez csak látszólagos ellentmondás. Egyrészt az erdészeti kezelés bizonyos értelemben éppen a természetes folyamatok kontrollált gyorsítását célozza a növedék növelése céljából. Másrészt 1990 után főleg bükkösöket gyérítettek, ahol az értékek a kedvezőbb termőhely miatt magasabbak. Az, hogy a legfrissebb gyérítések hatása ugyanakkor nem jelenik meg például a diverzitási mutatókban, a szemlélet változását (vagy legalábbis a megváltozott törvényi környezetet) tükrözi; ebben az időben a kitermelések már a nemzeti park felügyelete mellett, ökológiai szempontokat is figyelembe véve történtek. A középső korcsoportban

(főleg a tölgyesekben) tapasztalható alacsonyabb faji diverzitás értékek magyarázata kevésbé egyértelmű. Talán azzal magyarázható, hogy az első világháborút követően az erdészeti munkák jellemzően kitermelést jelentettek, és a természetes úton felújult erdőkben az 1930-as években pénzhány miatt elmaradhattak az állománynevelési munkák kezdeti fázisai. Ezt a magyarázatot támasztja alá az ugyanebben a csoportban jellemző magasabb hektáronkénti törzsszám is. Ahol az elmaradt munkákat az 1950-es években pótolták, valószínűleg tudatosabban végeztek fafaj-szelekciót, mint korábban.

Az elemzés során kapott természetességi csoportok összefüggése az utolsó használat időszakával alátámasztja az alkalmazott módszer létjogosultságát, különösen, hogy az egyes, természetességet növelő tényezők esetében nem volt egyértelműen kimutatható tendencia. Az eredmény arra is utal, hogy ha egy beavatkozás hosszabb távon nem is befolyásol jelentősen egyes szerkezeti jellemzőket, az állományra gyakorolt összhatása még évtizedek elteltével is érzékelhető. A kapcsolat gyenge volta a történeti adatok durva felbontása mellett elsősorban a lokális hatások egyediségére figyelmeztet, különösen, ami a holtfát és jellemzőit illeti.

6.3 A termőhelyi tényezők és a faállomány kapcsolata

A vizsgált 7 talajtulajdonság közül a faállomány szempontjából legfontosabbnak a termőréteg vastagsága bizonyult. Ez az érték részben közvetlenül behatárolja a fák növekedési lehetőségeit (a szerkezeti mutatók közül az állománymagassággal korrelál legerősebben), részben meghatározó a talaj vízvisszatartó képessége szempontjából. Mivel a vizsgált területen a növények számára felvehető nedvesség egyetlen forrása a csapadék, ami nemcsak az evapotranszspiráció és a felszíni lefolyás, hanem a kőzetbe történő beszivárgás útján is távozik, a talajban tárolt vízmennyiség a fajok elterjedését behatároló legfontosabb faktor. A termőréteg vastagsága az eróziós és akkumulációs folyamatok eredőjeként jön létre, amelyek egyéb, a faállomány szempontjából fontos tulajdonságokat is befolyásolnak (például a szénsavas mésztartalmat, és ennek következményeképpen a pH-t, vagy az összes N-tartalmat), így közvetve indikátorként viselkedik az egyéb talajtulajdonságokat illetően is. Ez egy lokális sajátosság, amely annak köszönhető, hogy a helyenkénti, kis kiterjedésű vörösfenyves foltoktól eltekintve az alapkőzet szinte az egész területen egységes. A talajmélység kisebb-nagyobb mértékű összefüggése szinte valamennyi vizsgált domborzati paraméterrel kimutatható, ezért alátámasztja ezeknek a termőhely vizsgálatában közvetett helyettesítő adatként való felhasználásának létjogosultságát. A másik hasznosnak bizonyult érték a potenciális napfénytartam, amely szintén összetett jellegű; a mikroklimatikus viszonyok közvetett jellemzése mellett utal a morfológiai viszonyokra is.

Az egyes fafajok relatív gyakoriságai és a termőhelyi tényezők összefüggéseinek vizsgálata során csak a két termőhelyi szélsőséget képviselő fajokkal (bükk, illetve molyhos tölgy, és húsos som) való kapcsolatot sikerült kimutatni. Tatenó és Takeda (2003) Japánban, lejtőn végzett vizsgálatuk során arra a következtetésre jutottak, hogy a felújulást meghatározó tényezők a lejtő alsó és felső részein eltérőek; a felső szakaszon a felvehető N mennyisége, az alsón a fény jelenti a minimumtényezőt. Korpel (1995) alapján Czajlik és Somogyi (2002) is leírja, hogy a különböző erdőtípusokban eltérő folyamatok meghatározóak. A nagy termőhelyi változatosság miatt ez a jelenség a vizsgált területen egészen kis térléptékben is megfigyelhető. A völgyekben, töbrökben kialakult (lejtőhordalék) barna erdőtalajok képviselik a legkedvezőbb termőhelyet, a negatív formákban felhalmozódott agyagos üledék képes nagyobb mennyiségű vizet tárolni, és a párolgás mértéke is alacsonyabb, mint a hosszabb ideig közvetlen besugárzást kapó felszíneken. Ezeken a termőhelyeken a fény képviseli a minimumfaktort, amit alátámaszt a bükkösökben és gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben látható számos, fény hiányában elszáradt kisebb fa (döntően gyertyán, kocsánytalan tölgy és mezei juhar) jelenléte. Itt az árnyéktűrő fajok (elsősorban a bükk, néhol a gyertyán) az uralkodók. A meredek déli oldalak sekély, rendkívül jó vízáteresztő fekete rendzináit száraz időszakokban szélsőséges vízhiány jellemezheti, amit fokoz a magasabb párolgás. Az időjárási szélsőségek (aszályos időszakok, extrém csapadékesemények) hatása ezeken a helyeken fokozottabban érvényesül. Ahogy (Berki 1993) északi-középhegységi vizsgálatai során megállapította, a vízhiány mellett a felvehető N párhuzamosan kialakuló hiánya is korlátozhatja a fák túlélési esélyeit. Az ilyen talajokon azok a szárazságtűrő fajok képesek uralkodóvá válni, amelyek, mint a molyhos tölgy, képesek a vékony talajt gyökérzetükkel átszöve minden tápanyagot hasznosítani. Ugyanakkor a bükk és a molyhos tölgy megjelenése a mintaterületen nem zárja ki egymást kölcsönösen; míg a fényigényes molyhos tölgy nem képes a bükk mellett hosszabb távon megmaradni, a bükk a kedvezőtlen termőhelyeken is jelen van, csak nem válik uralkodóvá. A feltárt kapcsolatok viszonylag gyengék, a két szélsőség közötti átmenetek, illetve a rájuk jellemző fajok pedig a vizsgált adatbázis alapján nem mutatnak kapcsolatot (vagy csak nagyon gyengét) a termőhelyi tényezőkkel. Ehhez természetes körülmények között a termőhelyi összefüggések bonyolultsága (pl. a feljebb leírt szinergizmusok), az egyes fajok egymásra hatása (pl. a fényviszonyokon keresztül), és a véletlen is hozzájárulhat, de nem kizárható a korábbi emberi beavatkozás hatása sem.

Kissé más oldalról közelítve a kérdést, a fafajösszetétel alapján meghatározott erdőtipusok térbeli eloszlása, illetve ezek összefüggése a morfológiai alapon létrehozott kategóriákkal szintén azt bizonyítja, hogy a jelenlegi erdőkép szempontjából a termőhely számottevő szerepet játszik. Ugyanakkor mivel a kapcsolat nem túl erős, a típusok a kezeléstörténettel hasonló erősségű

összefüggést mutatnak, továbbá több olyan típus is létezik, amely azonos termőhelyen található, nem állítható, hogy a vizsgált termőhelyi tényezők jelenleg egyértelműen meghatároznák a fajösszetételt. Erre jó példa a melegkedvelő tölgyesek és az irtásrétek esete – azokon a délies kitettségű, egyenes vagy domború lejtőkön találunk máig irtásréteket, amelyek a használt közlekedési útvonalak közelébe esnek. A rétekre eső mintapontokban talált fafajok (molyhos tölgy, húsos som, galagonyák, boróka) megegyeznek a melegkedvelő tölgyes fajaival, számottevő különbség valójában a borításban, illetve záródásban tapasztalható. Ezen kívül a melegkedvelő tölgyes típusba sorolt erdők kivétel nélkül a legfiatalabb, 1931 és 1950 között felújult csoportba tartoznak – arra, hogy ez mennyiben lehet véletlen, nagyobb területre kiterjedő vizsgálat adhatna választ. Hasonlóan érdekes az északias lejtők magasabb részein található vegyes-elegyes bükkösök, és a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek viszonya is. Előbbiek az északkeleti lejtőkön közvetlen átmenetet képeznek a tetők száraz bükkös-kocsánytalan tölgyesei és a gyertyánelegyes bükkösök között, másutt foltszerűen ékelődnek a gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományok közé. Korosztályviszonyaik hasonlóak (a legfiatalabb és a legidősebb erdők dominálnak), sőt, az utolsó használat időszaka szerinti megoszlás is, egyetlen lényeges eltéréssel: a vegyes-elegyes bükkösökben az utoljára 1930-50 között gyérített állományoknak a tölgyesekben arányaikban az 1950-70 között kezelt állományok felelnek meg. Ennek fényében érdekes kérdés, hogy az 1950-es években végzett munkák során vajon valóban komolyabb fafaj-szelekciót végeztek-e a kocsánytalan tölgy javára, mint korábban? A kitettséget leszámítva a vegyes-elegyes bükkösök olyan termőhelyen is megjelennek (a Káposztás-bérc északkeleti oldalán), ahol a terület délebbi részének fiatalabb erdőiben a vegyes-elegyes kocsánytalan tölgyesek helyezkednek el.

6.4 A közelmúlt erdődinamikai folyamatainak közvetett rekonstrukciója

Az eredmények ismertetésénél külön kitértem a boróka markáns jelenlétére a területen, többnyire álló, vagy fekvő holtfa formájában. Az, hogy az elpusztult borókák maradványai jelenleg bükk dominálta állományokban is előfordulnak, a terület erdőinek fokozatos záródása mellett arra is utal, hogy az egykori kiinduló állapot (nyílt, ligetes legelő néhány hagyásfával) ma igen eltérő képet mutató állományokban is hasonló lehetett. Amennyiben ez így van, és az 1950-es években nem történt mesterséges telepítés, illetve egyéb, nagyobb mértékű beavatkozás (márpedig a meglévő üzemtervekben fellelhető információk nem utalnak ilyesmire), úgy a jelenlegi eltérő képet a megindult szukcessziós folyamatok eltérő jellege és sebessége indokolja. A homorú lejtőkön, negatív formákban a felerősödött akkumulációs folyamatok miatt kialakult mélyebb talajokon mindjárt kezdetben a fényért folyó küzdelem határozhatta meg a fajösszetételt, míg a lejtőkön és

pozitív formákon a korábbi használatok során erodálódott talajréteg és közvetve a mikroklimatikus viszonyok válhattak meghatározóvá. A fejlődési sorok, illetve az ezeket meghatározó tényezők termőhely-függését többen is leírták, pl. Horn (1975), illetve Grime (1991).

A fajösszetétel jelenlegi alakulását közvetlenül befolyásoló két fő folyamat közül a területen egyértelműen a *mortalitás* a meghatározóbb. A holt és élő fák fajösszetételének különböző szempontú összevetései, a holt fák mennyiségi és minőségi jellemzőinek vizsgálata az egyes erdőtípusokban az üde erdők (bükkösök és gyertyános-kocsánytalan tölgyesek), mint a változás jelenleg valószínű színterei felé irányítják a figyelmet. A gyertyánelegyes bükkösökben valamennyi vizsgált korcsoportban tetten érhető a bükk fokozódó dominanciája. Ezen állományok holtfa alapján feltételezhető korábbi fajösszetétele változatosabb, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesekre is jellemző elegyfajok (gyertyán, mezei juhar, barkócaberkenye) a jelenleginél nagyobb egyedszámban voltak jelen bennük. A felső lombkoronaszint záródásával alászorult helyzetbe kerültek, majd a fák többsége lábon elszáradt. Az a tény, hogy a felmérés során számos egyed még állt, arra utal, hogy az elszáradás nem sokkal korábban következett be. Szakirodalmi adatok alapján fajtól függően 15-20 év alatt az álló holtfa 90%-a kidől (pl. DeLong et al. 2008, Lee 1998, Korol et al. 2002). Saját részleges ellenőrzéseim során azt tapasztaltam, hogy 3 év alatt az állóként felvett holt egyedek 12%-a vált fekvő holtfává. A bükkös állományokban a holtfa összmennyisége is magasabb, mint a többi erdőtípusban, annak ellenére, hogy a termőhely jellegzetességei (hűvösebb, nedvesebb klíma) miatt a korhadás gyorsabb. Ezek, továbbá a bükknek az erdészeti üzemtervek adataiból is kimutatható térnyerése alapján felmerült a kérdés, lehetséges-e, hogy a jelenlegi térbeli elrendeződés utal az időbeli fejlődésre, és a bükk dominanciájú állományok a közelmúltban még a mostani gyertyános-kocsánytalan tölgyesekhez hasonló állományok voltak. Főleg a vegyes-elegyes bükkösként meghatározott kategória az, amely mind fajösszetételében, mind termőhelyi jellegzetességeiben közel áll a tölgyesekhez. A rendelkezésre álló adatok alapján ez a feltevés közvetlenül nem igazolható. A gyertyános-kocsánytalan tölgyesek jelenlegi, és a különböző típusú bükkösök modellezett múltbeli fajösszetételében a főbb fajok arányai jelentősen eltérnek. A gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyeseknél csak a legfiatalabb, 60-80 éves korosztály esetében tapasztalhatóak a változás jelei, de ezekben az állományokban inkább a gyertyán térnyerése valószínűsíthető. Csesznák (1968b) szerint ugyanakkor a tölgyesekben bekövetkező elgyertyánosodást idővel törvényszerűen a bükk térnyerésének kell követnie, a két fafaj adottságaiból következően. A kérdésre a hosszútávú mérésorozat eredményei adhatnak választ, mivel az alkalmazott vizsgálati módszer csak rövid időre visszamenőleg alkalmazható.

Bár részletes felvételezést csak tízéves gyakorisággal tervezek végezni, a faállomány-szerkezeti felmérés befejezése óta is rendszeresen jártam a területet. Az eltelt időszakban további,

mérés nélkül is szembetűnő változások történtek a területen. A fekvő holtfa mennyisége, a gyökértányérral kidőlt nagyobb fák száma, és ennek megfelelően a lékek száma a bükkös állományokban látványosan megemelkedett. Ez főleg a nyári viharok okozta széldöntések következménye (feltehetően az utóbbi két év magasabb csapadékaival összefüggésben), és az összefüggő lombkoronaszint megbomlásával a lékek környezetében a további széldöntés valószínűsége is megnőtt.

A *felújulás* a felvételezés 5 cm-es mérethatára miatt a vizsgált adatsor alapján csak korlátozottan vizsgálható. A fiatal egyedek alacsony száma, a főbb fajok átmérőeloszlásai, valamint a terület bejárása során látottak alapján azonban így is egyértelmű, hogy a felújulás egy ideje igen korlátozott. Méteres magasságot meghaladó fiatalos folt mindössze egyetlen helyen található, pedig a 2005-ös első bejárás óta több méretes lék is keletkezett. Ezekben az eltelt több év alatt sem jelent meg említésre méltó újulat, vagyis a jelenség oka nem a lombkorona zártságában keresendő. Az elmúlt évtizedekben a vadállomány túltartottsága országos konfliktussá nőtt, és ez alól a vizsgált terület sem kivétel. A fiatal fák fajösszetételét így a természetes dinamikai folyamatok mellett jelentősen befolyásolja a vadrágás szelektív jellege is. Részben az magyarázhatja a bükk jelentős arányát a fiatal fák között, hogy amíg van más lehetőség, ezt a fajt kevésbé szívesen fogyasztják. Ugyanakkor az elmúlt öt évben keletkezett lékekben tapasztaltak tanúsága szerint a jelenlegi vadlétszám mellett már a bükk sem képes felújulni.

Az 5 cm-es mellmagassági átmérőt meghaladó, és így a felmérésbe bekerült fiatal fák esetében látszik, hogy a felújulásban (főleg a gyertyán esetében) még most is jelentős szerepe van a sarjaknak, de már nem ez a domináns. A négy leggyakoribb faj közül valamennyi fiatalon árnyalástűrő, de a mezei juhar és a barkócaberkenye csak ott jelenik meg, ahol a bükk a felső lombkoronaszintben még nem vált uralkodóvá. Ahol ez megtörtént, ott a bükkön kívül a közelmúltban más faj nem volt képes újulni, az intenzívebbé váló lék-keletkezés hatása pedig a vad miatt nem tud érvényesülni, noha a gyepszintben megtalálhatóak a jellemző bükkös elegyfajok (korai juhar, hegyi juhar, hegyi szil, gyertyán, nagylevelű hárs) magoncai. Az üde gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben a fiatal fák többnyire gyertyánok, vagy mezei juharok. A kocsánytalan tölgyek feltűnő hiánya ebben a szociális helyzet, illetve méretcsoportban (a mortalitási tendenciákat is figyelembe véve) ezekben az állományokban hosszabb távon a fajösszetétel eltolódását vetíti előre – amennyiben a megfigyelt folyamatokban nem következik be változás. A száraz, nyílt tölgyesekben a fiatal fák fajösszetétele jóval változatosabb, és helyenként a (molyhos) tölgy is megjelenik, de a barkócaberkenye és a mezei juhar aránya jelentősebb. A tölgyek (főleg a kocsánytalan tölgy) visszaszorulását, az egyébként jellemzően második lombkoronaszintet alkotó fajok (mezei juhar, gyertyán) szerepének növekedését más, hasonló jellegű állományokban végzett

megfigyelések is alátámasztják. A Síkfőkút Projekt (ld. Jakucs 1985, illetve www.sikfokutproject.hu) keretében cseres-kocsánytalan tölgyesben folytatott hosszú távú vizsgálatok során arra az eredményre jutottak, hogy a tölgypusztulást követően a mezei juhar és a húsos som aránya nőtt meg jelentősen. Új tölgyfát gyakorlatilag a vizsgálat 1973-as kezdete óta nem találtak (Kotroczó et al. 2007, Krakomperger et al. 2008, Misik és Kárász 2009). A Vár-hegyi erdőrezervátumban végzett vizsgálatok alapján a középkorú és fiatal korcsoportokban a tölgyfajok, főleg a kocsánytalan tölgy aránya jelentősen csökkent, míg rövid- és középtávon a magas kőris, a mezei juhar és a gyertyán aránya jelentősen növekszik (Mázsa et al. 2009a, Mázsza et al. 2009b).

Összességében az adatok és a bejárások tapasztalatai alapján valószínűsíthető, hogy az emberi tevékenység fokozatos megszűnésével a területen kétféle, egymással részben ellentétes folyamat zajlik. Az egyik a legeltetés felhagyását követően megindult másodlagos szukcesszió, ami jelen szakaszában az állományok nagy részében a lombkoronaszint záródásával, a törzsszám (és aggregáltság) csökkenésével, a fényigényes fajok fokozatos visszaszorulásával és a faji diverzitás csökkenésével járnak. E folyamatok, bár kevésbé szembetűnően, a nyíltabb tölgyes állományokban is tetten érhetőek, míg a bükkösökben az elegyfajok egyedszáma látványosan csökken. Megindult ugyanakkor a lékesedés, aminek a fényviszonyok meghatározó volta miatt éppen ez utóbbi állományokban kellene látványos és gyors változásokat hozni; hosszú távon fontos lépés lenne egy természetesebb erdőkép kialakulása felé. A korosztályviszonyok változatosságának biztosítása mellett a lékek elvileg lehetőséget nyújtanak a jelenleg csak kis számban előforduló bükkös elegyfajok (korai juhar, hegyi juhar, hegyi szil) arányának, és ily módon a faji diverzitásnak a kisléptékű növekedésére. A magas vadléttségben megnyilvánuló közvetett emberi hatás azonban megakadályozza, hogy ez a folyamat érvényesüljön – lékek képződnek, de újulat nincs. Nyitott kérdés, hogy ha nem történik beavatkozás, és a vadléttség a mostanihoz hasonló szinten marad, akkor hova vezetnek ezek a folyamatok?

6.5 A makroklímatis viszonyok alakulása, és ezek lehetséges hatásai

A fajösszetétel, és ehhez kapcsolódóan a faállomány-szerkezet jövőbeni képét jelentősen befolyásolja a makroklíma alakulása, amely a mintaterület viszonyaitól független. A vizsgált terület két, gazdasági szempontból jelentős fafaj, a bükk és a kocsánytalan tölgy dominálta erdők klimatikus határán helyezkedik el, amelyet ráadásul a domborzati, és ezen keresztül a talajviszonyok lokálisan is erősen befolyásolnak. Így a klíma bármilyen irányú változása viszonylag rövid időn belül jelentős változásokat hozhat a fajösszetételben.

A vizsgált területen legnagyobb számban előforduló faj, a *kocsánytalan tölgy* számára a makroklimatikus viszonyok (legalábbis ami az Ellenberg-hányados alakulását illeti) látszólag kedvezőek voltak. Nincs információ arról, hogy a faállomány-szerkezeti felmérés területét pontosan milyen mértékben érintette az 1970-es évektől kezdődő tölgypusztulás, de Berki (1993) az Északi-középhegységben végzett vizsgálatainak alapján a szárazság következtében a fák egy részénél fellépő N-hiány a száraz termőhelyű kocsánytalan tölgyesekben sokkal nagyobb mértékű volt, mint az üdebb állományokban. Az üzemtervi adatokban valóban megfigyelhető a kocsánytalan tölgy arányának csökkenése az 1980-as években. A tölgypusztulással számos kutató (Jakucs 1984, 1990, Igmándy et al. 1984, Igmándy et al. 1986, Berki 1993, Vajna 1989, stb.) foglalkozott. Abban nagyjából sikerült konszenzusra jutniuk, hogy komplex hatáseggyüttesről volt szó, melynek kialakulásában valószínűleg klimatikus okok játszottak szerepet, elsősorban a megelőző évek aszályai nyomán fellépő vízhiány okozta stressz (Führer 1998). A tömeges tölgypusztulás ugyan az 1990-es években fokozatosan megszűnt Magyarországon, azonban a kezelés alatt nem álló, természetközelinek tekinthető állományokban ezt követően megindult dinamikai folyamatok láthatólag nem a kocsánytalan tölgynek kedveznek.

Ellenberg (1988) szerint természetes körülmények között a *bükk*nek Európa mérsékelt övi erdőinek nagy részében domináns szerepet kellene játszania, magas fiziológiai toleranciája és versenyképessége következtében. Elterjedésének keleti és északi határain, illetve magasabb területeken a téli, és a kései tavaszi fagyok határolják be a faj lehetőségeit (Standovár és Kenderes 2003), míg déli határán, illetve alacsonyabb tengerszint feletti magasságokon az elterjedését korlátozó tényező a vízhiány okozta stressz. Mivel azonban fáját a 20. századot megelőzően nem tudták hasznosítani, sok helyen gyomfaként kezelték, és nagy területeken mesterségesen visszaszorították (Bartha 2001). Valószínűleg részben ebből következően természetes elterjedésének a klímaváltozás hatására történő esetleges módosulása heves viták kiváltója. Az egyik oldalról különböző ökofiziológiai kísérletek során bizonyítást nyert, hogy az aszályok gyakoriságának növekedésével a fiatal bükkök növekedése és versenyképessége csökken (Rennenberg et al. 2004, Geßler et al. 2007). Mások (pl. Peters 1997) ugyanakkor arra az eredményre jutottak, hogy a faj sokkal jobban tolerálja a vízhiányt, mint ahogy korábban feltételezték. Ammer et al. (2005) megállapította, hogy bár a növekedés üteme a vízhiányos időszakokban valóban csökken, a bükk versenyképességében hosszabb távon egyelőre nem érzékelhető változás.

Gálhidy et al. (2006) szerint a bükk jelenlegi hazai elterjedését a klimatikus tényezők közül leginkább az Ellenberg-féle klímahányadossal lehet összefüggésbe hozni. A vizsgált klíma adatsor szerint ennek alapján a mintaterület a bükk és a kocsánytalan tölgy viszonylatában mindenképp határhelyzetűnek minősül. Az elmúlt 50 év tendenciái papírforma szerint nem kedveztek a bükknek; a

hányados értéke többnyire a határnak tekintett 30-as érték fölött mozgott. Az 1976 és 1992 közötti hűvösebb időszakban sem csökkent jelentősen, mivel az alacsonyabb hőmérséklet alacsonyabb éves csapadékösszegekkel társult. Bár az adatsor ennek vizsgálatára nem nyújtott lehetőséget, de az alacsonyabb átlaghőmérséklet akár együtt járhatott a faj számára kedvezőtlen kései fagyok gyakoribb előfordulásával is. Az 1980-as évektől kezdődően az 1990-es évek végéig tartó periódust pedig kevés és rövid csapadékos időszak, és hosszantartó, erős aszályok jellemezték. Berki et al. (2007) klimatikusan határhelyzetű bükkös állományokban kapott eredményei alapján egymást követő négy-öt szárazabb év már súlyos károsodást, szélsőséges esetben pusztulást okozhat. A vizsgált területen azonban a bükk szerepe, illetve feltehetően az általa elfoglalt terület mindenek ellenére növekedni tudott, ami azt valószínűsíti, hogy jelenlegi előfordulása a területen a faj számára kedvezőtlen korábbi használatok eredménye, és nem a természeti tényezők korlátozó hatásáé. A területnövekedés ugyanakkor kifejezetten a Haragistya-fennsík délkeleti részéhez, dolomit alapközetéhez, azon belül is a kedvezőbb mikroklimatikus tulajdonságokkal rendelkező területekhez (völgyek, töbrök, északias kitettséggű oldalak) köthető, ami a termőhelyi tényezők lokális jelentőségét húzza alá. Az erdőtörténeti adatokból és közvetve az élő- és holtfa fajösszetételéből levont következtetéseket ismételt felmérés ugyan nem támasztja alá, de a mintaterülettől légvonalban 12 km-re elhelyezkedő, a haragistyaihoz hasonló termőhelyi viszonyokkal jellemezhető Alsó-hegyen bükkösöket találunk. Czajlik et al. (2003a) ezekben a bükkös állományokban végzett ismételt vizsgálatai során sem találta jelét jelentős mértékű változásnak a fajösszetételben az 1990-es évek során.

A regionális klímamodellek az évszázad végére a közép-európai térségre egyöntetűen az éves középhőmérséklet emelkedését jósolják, míg a csapadék változása kapcsán nincs egyetértés, de emelkedés valószínűleg nem várható (Bartholy et al. 2008). A modellek előrevetítik a szélsőségek (pl. aszályok, viharok, stb.) gyakoribbá válását is (Szépszó 2008). Ennek eredményeképpen az egyszeri bolygatások jelentősége megnőhet, márpedig ezek lokálisan hosszú távon jelentősen befolyásolják a fajösszetételt (Somogyi 1998). Mindebből egyenesen következik, hogy a klímaváltozás a bükk viaszosorulását, de legalábbis szerepének csökkenését eredményezheti. Czucz et al. (2011) prognózisa szerint 2050-re a jelenlegi zonális bükkös állományok 58-99%-a kerülhet a mostanítól jelentősen eltérő, számára kedvezőtlenebb klimatikus viszonyok közé. A Haragistya-Lófej erdőrezervátumban tapasztaltak azonban arra figyelmeztetnek (amire egyébként a szerzők is utalnak), hogy a bükk jelenlegi elterjedése hazánkban sem feltétlenül jelöli ki a faj lehetséges előfordulásának határait, így az erre alapozott számítások félrevezetőek lehetnek. A klímaváltozás hatására makroklimatikusan határhelyzetbe kerülő állományok túlélése szempontjából pedig döntőek lehetnek a lokális termőhelyi viszonyok.

7 ÖSSZEGZÉS

A Haragistya-fennsík erdőinek történetét, mint a felmért faállományok jelenlegi szerkezete és mintázata szempontjából meghatározó tényezőt vizsgáltam. A 20. századot megelőző antropogén hatásokra közvetve (agroterasz-nyomok, talaj-jellemzők, földrajzi nevek, országleírás) vagy közvetlenül (katonai térképek) utaló forrásokból leszűrhető, hogy a terület legalább a középkortól kezdve igen intenzív használatnak volt kitéve, és nem is mindig erdőként (gyümölcsösként, esetleg szántóföldi művelésre, később legeltetésre) hasznosították. Az 1800-as évek közepe óta feltételezhető az állandó erdőborítás, azonban valószínűleg legeltetett, ritkás, sarjeredetű állományokról van szó. Míg a diverz geológiai-geomorfológiai jellemzők eleve változatos-mozaikos erdőtakarót hordozhattak, a térben eltérő jellegű és mértékű antropogén beavatkozások (melyek a termőhelyet, az állományok szerkezetét és fajösszetételét is befolyásolták) azonban mindezt tovább fokozták, így a 20. századra egy rendkívül mozaikos erdőtakaró alakult ki a területen. A jelenlegi erdőkép szempontjából meghatározó utolsó intenzív területhasználati időszak a 20. század elejére tehető, amikor az állományok többségét (vágásos üzemmódban) kitermelték. Nagyobb mennyiségű kitermelés (gyérítések során) ezután már csak az 1970-es és 1980-as években történt. A tarvágást követően kulcsfontosságú szerep jutott az erdők sarjról való felújulásának, miközben a kezdeti erdőnevelési munkák forráshiány következtében elmaradtak, vagy késve kezdődtek meg. 1985-ben az Aggteleki Nemzeti Park megalakulásával, majd 1993-ban a fennsík nagy részének erdőrezervátummá nyilvánításával a korábbi erős közvetlen antropogén hatás megszűnt. Jelenleg a rezervátum magterületén az erdőfejlődést leginkább befolyásoló, közvetve emberi hatásnak tekinthető tényező a magas vadlétszám. A természetes dinamikai, ill. regenerációs folyamatok emiatt (a nemzeti park más területeihez hasonlóan) az 1970-es és 1980-as évektől megtorpantak, s a felújulás, a lékdinamika érvényre jutásának esélyei ma is korlátozottak.

Az 1700-as évek végén a terület erdőinek uralkodó fajai a (valószínűleg kocsánytalan, esetleg molyhos) tölgy, és a bükk voltak. Az 1934-es első üzemterv állományadatai szerint az erdők nagy részét ekkor már kocsánytalan tölgy és gyertyán alkotta, délen néhol bükkal, vagy rezgőnyárral elegyesen (a molyhos tölgyet nem különítették el). Az üzemtervi adatokban tükröződő főbb változások a fenyőfélék területének növekedése a telepítések hatására (az 1970-es évekig), a bükk potenciális termőhelyekre történő lassú visszahúzódása a déli (dolomitos alapközetű) részletekben, illetve a gyertyán előretörése az 1980-as évektől kezdődően. A telepítések és a felsorolt fajok térnyerése jellemzően a kocsánytalan tölgy rovására történt. Utóbbi faj visszaszorulásához hozzájárulhatott a gyérítések során végzett fafaj-szelekció mellett az 1980-as években jelentkező tölgypusztulás is.

A vizsgálati terület fajösszetételére jelenleg is elsősorban a kocsánytalan tölgy és gyertyán uralta erdők jellemzőek, a domborzati-termőhelyi mozaikosságnak megfelelően bükk és molyhos tölgy dominanciájú foltokkal, változatos számú és jelenléti arányú elegyfajfajokkal. A speciális termőhelyű és történetű típusok (pl. kőrises sziklaerdők, nyíresek) csak kis területű foltokban, (pl. töbrökhöz kötődően) jelennek meg. Az álló holtfák és cserjék fafaj szerinti (törzsszám alapján kalkulált) megoszlása eltér az élő fáknál tapasztaltaktól: az elpusztult egyedek között a kocsánytalan tölgy, molyhos tölgy, gyertyán és – történeti jelzőértékkel – a boróka dominál. Az eloszlások közötti eltérések mértéke erdőtípus-függő.

A horizontális, méretet (mellmagassági átmérő és ennek statisztikái) vagy mennyiséget jellemző (fatérfogat, törzsszám, körlapösszeg) faállomány-szerkezeti mutatók térbeli eloszlásában markáns különbség rajzolódik ki a terület északi és déli része között, ami részben az állományok eltérő korával, részben termőhelyi okokkal magyarázható. A vertikális jellemzők közül az uralkodó magasság alakulása erőteljesen tükrözi a felszíni morfológiát: a negatív felszíni formák mellett felhalmozódott mélyebb termőrétegen, erőteljes fényért való versengés mellett alakulnak ki a legmagasabb erdők. A fekvő holtfa hektáronkénti fatérfogata átlagosan $21,89 \text{ m}^3/\text{ha}$, ami a gazdasági erdőknek felel meg, de néhány mintapontban a természetközeli erdők jellemzően magasabb értékeit is eléri. Ez a mennyiség az állományok hasonló kora, és a korábbi kezelés miatt jelenleg a lokális dinamikai jelenségek függvénye – néhány faegyed pusztulása már sokszorosára növelheti a korábbi mennyiséget. A fekvő holtfa fafaj szerinti megoszlása többé-kevésbé követi a mintaterület fajajösszetételét, de a három leggyakoribb fajt az élő egyedek között már ritka, pionír jellegű, fényigényes fajok követik.

A mintapontok kiválasztott, a természetességhez köthető strukturális jellemzőire alapozott klaszteranalízise során létrejött csoportok (főtípusonként 2-3) elkülönítésében a száraz tölgyesek, gyertyános-tölgyesek és bükkösök esetében is kiemelt szerep jut a fekvő és álló holtfa mennyiségének, valamint a fekvő holtfa korhadtsági fok változatosságának. A szintezettség a száraz tölgyesek esetében, a lábon álló (élő és holt) fák faji és méretbeli diverzitása pedig a bükkösöknél játszik szerepet a csoportok alakításában. Ugyanezen mutatók erdő főtípuson belüli átlagtól való eltérésein alapuló csoportosítás alkalmasnak bizonyult arra, hogy a mintaterület szintjén erdőtípustól függetlenül természetesebb, illetve kevésbé természetes szerkezettel jellemezhető területeket különítsek el. Az eljárással sikerült kiszűrni a fajösszetétel hatását, és összehasonlíthatóvá tenni az eltérő jellegű állományokat, bár az átmeneti jellegű mintapontok e módszerrel nem kezelhetők.

A termőhely minőségét leíró, kitettséggel kiegészített morfológiai kategóriák és a terepen, fajösszetétel alapján elkülönített erdőtípusok előfordulása között szignifikáns, közepes erősségű kapcsolat mutatható ki. A domborzatmodellből számított különböző morfológiai paraméterek

alakulása az egyes erdőtípusokban azonban erős átfedéseket jelez. Több olyan, az erdőkép és a lombkoronaszint fajösszetétele alapján elkülönülő típus is van, amelyek térbeli elhelyezkedése nem magyarázható csak természeti tényezőkkel.

A fafajok élő egyedeinek törzsszáma alapján számított relatív gyakoriság és a talajtulajdonságok kapcsolata kevés esetben kimutatható, és ha van is, többnyire gyenge, ami megfelel a szakirodalomban leírt korábbi eredményeknek. A vizsgált 7 talajtulajdonság közül a termőréteg vastagsága a leginkább meghatározó – az erre kapott összefüggések a területen előforduló két szélsőséget emelik ki, vagyis a bükköt, amely a mélyebb talajokon uralkodó, illetve a molyhos tölgyet és a húsos somot, amelyek a sekély talajokon dominánsak. A domborzatmodellből származtatott paraméterek közül egyértelműen a komplex jellemzők, pl. a mikroklimatikus viszonyokat leíró potenciális napfénytartam és besugárzás, valamint a konvergencia index kapcsolódnak erősebben a fajösszetételhez. Mivel a termőréteg vastagságával is ezek mutatják a legerősebb összefüggést, talajadatok hiányában hasonló vizsgálatokban helyettesítő adatként való alkalmazásuk indokolt lehet.

Az erdőtípus szignifikánsan összefügg mindkét, az emberi hatás jellemzésére választott háttérváltozóval is. Ez arra mutat, hogy a fafajösszetétel és az erdőtípusok térbeli viszonyainak meghatározásában nemcsak a domborzati-termőhelyi viszonyok, hanem a kezeléstörténet is meghatározó szereppel bír. A fafajok jelenlegi területi eloszlása tehát a jövőben jelentősebb kényszerítő erők (újabb emberi beavatkozás, klímaváltozás, stb.) nélkül is változhat. Az erdőtípusok jellemző kora arra utal, hogy a mintaterület legszélsőségesebb termőhelyein a melegkedvelő tölgyes állományok jelentik a spontán visszaerdősülési folyamatok kezdeti szakaszát (potenciális helyüket néhol még ma is irtásrétek foglalják el). A hagyásfákkal tarkított tölgyes erdők a korábbi legeltetés időszakának lenyomatát őrzik, a középső korcsoportban jellemző elegyetlen gyertyánosok pedig feltehetően valamilyen egyszeri, sürgős kitermelés következtében alakultak ki.

A mennyiségi illetve méreteket leíró mutatók korfüggése (a legidősebb, 100-120 éves erdők átlagos értékei általában szignifikánsan magasabbak a két fiatalabb csoportnál, míg utóbbiak között nincs kimutatható különbség), továbbá a faji diverzitást mérő mutatók alacsonyabb átlagai a középső (80-100 éves) korosztályban arra utalnak, hogy a 90-100 éves kor egyfajta dinamikai fordulópontot jelent. Ezt alátámasztja az a megfigyelés, hogy az álló holtfa törzsszáma és a teljes törzsszám közötti kapcsolat erőssége eltér az egyes korcsoportokban. Az eltérés jellege ugyanakkor erdőtípus-függő.

A faállomány egyes strukturális mutatóinak alakulása kevés esetben köthető az utolsó használat időszakához. Ugyanakkor a felhasználásukkal képzett természetességi kategóriák gyenge, de szignifikáns kapcsolatot mutatnak ezzel a háttérváltozóval. A természetességi csoportok kapcsolatba hozhatóak a még létező (és használt) útvonalaktól mért távolsággal is; az úthoz közeli

pontok faállomány-szerkezete nem feltétlenül kevésbé természetes, viszont a kevésbé természetes struktúrával jellemezhető mintapontok inkább az utakhoz közelebb helyezkednek el.

A közelmúlt dinamikai folyamatainak rekonstruálásához fontos jelzés, hogy az elpusztult borókák maradványai jelenleg bükk dominálta állományokban is előfordulnak, ami a terület erdőinek fokozatos záródása mellett arra is utal, hogy az egykori kiinduló állapot (nyílt, ligetes legelő néhány hagyásfával) ma igen eltérő képet mutató állományokban is hasonló lehetett. Mivel a meglévő üzemtervekben fellelhető információk nem utalnak őshonos fajokkal történt mesterséges telepítésre (és nem is valószínű, hogy történt ilyen, mivel ahol volt mesterséges szaporítóanyag-bevitel, ott fenyőket ültettek), a jelenlegi eltérő képet a megindult szukcessziós folyamatok eltérő jellege és sebessége indokolja. A homorú lejtőkön, negatív formákon, a felerősödött akkumulációs folyamatok miatt kialakult mélyebb talajokon a fényért folyó küzdelem határozhatta meg a fajösszetételt, míg a lejtőkön és pozitív formákon a korábbi használatok során erodálódott talajréteg és közvetve a mikroklimatikus viszonyok válhattak meghatározóvá.

Néhány erdőtípus esetében az élő fák törzsszám szerinti fajösszetétele, illetve az élő fák, az álló holtfák és a rövidebb ideje elpusztult fekvő holtfák segítségével modellezett múltbeli fajösszetétel között a χ^2 -próbával szignifikáns különbség mutatható ki. Gyertyánelegyes bükkösökben az eltérések elsősorban a bükk és a gyertyán arányának közelmúltbeli növekedésére utalnak. Gyertyánelegyes kocsánytalan tölgyesekben a különbséget a tölgyfajoknak (főleg a kocsánytalan és molyhos tölgynek) a modellezett korábbi időpontban magasabb aránya, és a gyertyán valószínűsíthető térnyerése okozza, de az összes vizsgált fa számához képest a különbség jelentősen kisebb, mint a gyertyánelegyes bükkösök esetében.

A felújulás a felvételezés 5 cm-es mérethatára miatt a vizsgált adatsor alapján csak korlátozottan volt vizsgálható. A fiatal (6-os szociális helyzetű) faegyedek alacsony száma, a főbb fajok átmérőeloszlásai, valamint a terület bejárása során látottak alapján egyértelmű, hogy a folyamat egy ideje igen korlátozott. A felújulásban még most is jelentős szerepe van a sarjaknak, de már nem ez a domináns. A négy leggyakoribb faj közül valamennyi fiatalon árnyalástűrő, de a mezei juhar és a barkócaberkenye csak ott jelenik meg, ahol a bükk a felső lombkoronaszintben még nem vált uralkodóvá. Ahol ez megtörtént, ott a bükkön kívül a közelmúltban más faj nem volt képes újulni. Az üde gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben a fiatal fák többnyire gyertyánok, vagy mezei juharok. A száraz, nyílt tölgyesekben a fiatal fák fajösszetétele jóval változatosabb, és helyenként a (molyhos) tölgy is megjelenik, de a barkócaberkenye és a mezei juhar aránya jelentősebb. A tölgyek (főleg a kocsánytalan tölgy) visszaszorulását, és az egyébként jellemzően második lombkoronaszintet alkotó, fiatalon árnyalástűrő fajok szerepének növekedését más, hasonló jellegű állományokban végzett megfigyelések is alátámasztják.

A fajösszetétel jelenlegi alakulását közvetlenül befolyásoló két fő folyamat közül a területen ma egyértelműen a mortalitás a meghatározó, amely a faji diverzitás, és az aggregáltság csökkenésével jár. A borókát leszámítva is a mintakörök 42,3%-án legalább egy olyan faj megtalálható az álló vagy fekvő holt fák és cserjék között, amelynek már nincs ott élő egyede. A többi élő fához képest új faj a fiatal egyedek között azonban csak a mintakörök 14%-án (52 pontban) jellemző, az esetek többségében mezei juhar, vagy barkócaberkenye.

Az 1958 és 2008 közötti időszak az éves középhőmérséklet alakulása szempontjából az időszak három szakaszra bontható, egy átlagos, egy hűvös, és végül egy melegedő szakaszra. Az értékek az 1980-as évek elejétől emelkedő tendenciát mutatnak, míg az éves csapadékösszeg alakulásában nem mutatható ki változás. A vizsgált 50 éves időszak havi csapadék adatsorára három hónapos bázisperiódussal számított SPI aszályindex alapján az 1980-as évektől kezdve a megelőző időszakhoz képest az aszályos periódusok száma és erőssége nőtt, míg a csapadékos időszakoké csökkent. A 2000-es évektől utóbbi tendencia enyhülni látszik, ami viszont mindkét szélsőség egymást gyakran követő előfordulásával jár. Az Ellenberg-klímahányados a Haragistya-fennsík esetében a kocsánytalan tölgy és a bükk határtermőhelyét jelzi. Bár az előbbi számára kedvező évek gyakoribbak, a klimatikus jellemzők a bükkösök negatív felszíni formák melletti előfordulását és a fafaj potenciális termőhelyeinek újbóli elfoglalásához szükséges feltételeket is biztosítják. Ezt jelzi, hogy a bükk az 1980-as, 1990-es évek aszályos időszakaiban sem szorult vissza. A bükk expanziós jellegű regenerációs folyamatai megerősítik, hogy a fafaj jelenlegi területfoglalása és mintázata nem a termőhelyi tényezők korlátozó hatásával, hanem a korábbi közvetlen és közvetett antropogén hatásokkal magyarázható. A tapasztaltak ismét rámutatnak, hogy a bükk jelenlegi elterjedése hazánkban nem feltétlenül jelöli ki a fafaj potenciális előfordulásának határait, így az aktuális area-mintázatra alapozott számítások félrevezetőek lehetnek. A lehetséges klímaingadozások szempontjából a határhelyzetű bükkös állományok túlélését a lokális termőhelyi viszonyok is döntően befolyásolhatják.

A rendkívüli térbeli heterogenitás (szinte valamennyi erdőtípust több, egymástól térben elkülönülő állomány képviseli) ezen a kis területen belül lehetővé tette ugyan bizonyos szabályszerűségek vizsgálatát, de az erdőtípusok és az erdőtörténeti változók kapcsolatára nézve kapott eredmények a mintaterület mérete miatt nem tekinthetők általános érvényűnek, inkább kérdésfelvetésre, további kutatási irányok kijelölésére alkalmasak. A Haragistya-Lófej erdőrezervátumban végzett kutatás reményeim szerint nem ér véget ezzel a dolgozattal, tervezem a felvételezés részleges, illetve teljes ismétlését a folyamatok jobb megismerése céljából, valamint az adatok egyéb szempontok szerinti további feldolgozását.

8 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ehelyütt szeretném megköszönni mindazok munkáját, illetve szakmai tanácsait, akik valamilyen módon hozzájárultak e dolgozat létrejöttéhez! Először is köszönöm témavezetőm, Dr. Keveiné Dr. Bárány Ilona bizalmát (és türelmét), továbbá az összetett látásmódot, amit tőle tanultam. A kutatás során rengeteg szakmai és technikai segítséget, illetve inspirációt kaptam konzulensemtől, Dr. Szmorad Ferentől, akinek ezúton is köszönöm, hogy annyi időt és energiát szánt rám. A faállomány-szerkezeti felmérésekben édesanyám, Rákos Magdolna, továbbá kollégáim, Samu Andrea, Kiss Márton és Dr. Gál Tamás, valamint az SZTE TTIK számos földrajz, geográfus, ill. környezettudomány szakos hallgatója vett tevékeny részt – segítségük nélkül e munka nem lett volna kivitelezhető. A talajtani felvételezés nem történhetett volna meg Dr. Barta Károly értékes segítségével, a munkában rajta kívül Kiss Márton, Koltai Gabriella, Samu Andrea, Szabados Zoltán és Szabó Géza akkori hallgatók vettek részt. A talajminták feldolgozásában Kaszala Rita és Talabér Emánuel segített. Munkám során végig értékes szakmai segítséget és támogatást kaptam az ÖBKI munkatársaitól, Horváth Ferentől és Némethné Dr. Mázsa Katalintól, valamint az Erdőrezervátum Baráti Társaság tagjaitól. A különböző statisztikai módszerek felhasználhatósága kapcsán végtelen türelemmel nyújtott tanácsot és útmutatást Dr. Geiger János. Köszönöm Zboray Zoltánnak, hogy elkészítette a mintaterület famagasság-térképét, és minden egyéb hozzájárulását a munkához, Dr. Szatmári Józsefnek és Kántor Noéminek a mintapontok helyzetének utólagos felméréséhez nyújtott segítségét, továbbá Dr. Sümeghy Zoltánnak értékes technikai segítségét a dolgozat elkészítésében. Szeretném rajtuk kívül megköszönni Bárkányi Csaba segítségét is, aki nélkül lényegesen bonyolultabb lett volna az élet Jósvafőn. Végül, de nem utolsósorban köszönöm családomnak a türelmet és kitartó támogatást!

A kutatás az Országos Tudományos Kutatási Alapprogram (OTKA) támogatásával zajlott, kezdetben a T048356, majd a T77763 számú OTKA pályázat keretében. A kiegészítésül használt légifotókat a kutatás céljára az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság bocsátotta rendelkezésemre. Köszönettel tartozom az Országos Meteorológiai Szolgálatnak, és az Állami Erdészeti Szolgálat Miskolci Igazgatóságának is a klíma- illetve archív üzemtervi adatokért.

9 IRODALOMJEGYZÉK

- n.n (1934): Erdészeti üzemterv.
n.n (1961): Erdészeti üzemterv.
n.n (1973): Erdészeti üzemterv.
n.n (1983): Erdészeti üzemterv.
n.n (1993): Erdészeti üzemterv.
n.n (2003): Erdészeti üzemterv.
n.n (2007) ArcGIS Desktop Help 9.2. Elérhető:
http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.2/index.cfm?id=555&pid=554&topicname=An_overview_of_spatial_adjutment utolsó frissítés éve: 2007.
- Első Katonai Felmérés: Magyar Királyság. (1780-1784) HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum [1:28800].
Második Katonai Felmérés: Magyar Királyság és a Temesi Bánság. (1806-1869) HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum [1:28800].
Harmadik katonai felmérés: Osztrák-Magyar Monarchia. (1872-1884) HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum [1:25000].
AMMER, C., ALBRECHT, L., BORCHERT, H., BROSINGER, F., DITTMAR, C., ELLING, W., EWALD, J., FELBERMEIER, B., GILSA, H. és HUSS, J. (2005): Future suitability of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Central Europe: critical remarks concerning a paper of Rennenberg, et al. 2004. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, **176** pp. 60-67.
- ANSELIN, L. (1995): Local indicators of spatial association – LISA. *Geographical Analysis*, **27** pp. 93-115.
BADECK, F., LISCHKE, H., BUGMANN, H., HICKLER, T., HÖNNINGER, K., LASCH, P., LEXER, MANFRED J. és MOUILLOT, F., SCHABER, J. és SMITH, B. (2001): Tree species composition in European pristine forests: comparison of stand data to model predictions. *Climatic Change*, **51** pp. 307-347.
- BARANČOK, P. (2001): Karst lakes of the protected landscape area – biosphere reserve Slovensky Kras Karst and Aggtelek National Park. *Ekológia*, **20** pp. 157-190.
- BÁRÁNY-KEVEI, I. (1985): A karszdolinák talajainak és növényzetének sajátosságai. *Földrajzi Értesítő*, **34**(3), pp. 195-207.
- BÁRÁNY-KEVEI, I. (1987): Comparativ karstic soil researches in the Bükk Mountain and on the Aggtelek Karst, Hungary, *Karst and Man, Proceedings of the International Symposium on Human Influence in Karst, Postojna*, pp. 221-230.
- BÁRÁNY-KEVEI, I. (1992): Les facteurs écologiques dans la formation du karst. In: SALOMON, J.N. és MAIRE, R. (szerk.) *Karst et Évolutions Climatiques. Hommage a Jean Nicod*, pp. 53-59.
- BÁRÁNY-KEVEI, I. (1998): Geoecological system of karsts. *Acta carsologica*, **27**(1), pp. 13-25.
- BÁRÁNY-KEVEI, I. (2000a): Daten zur karstökologischen Forschung im Aggtelek Gebirge, NE-Ungarn. *Mitteilungen des Verbandes der deutschen Höhlen und Karstforscher*, **46**(1-2), pp. 8-14.
- BÁRÁNY-KEVEI, I. (2000b): Ecological investigation on some Hungarian Karsts. In: KERTÉSZ, Á. és SCHWEITZER, F. (szerk.) *Physico-geographical Research in Hungary. Studies in Geography in Hungary 32*. Geography Institute of the Hungarian Academy of Sciences, pp. 111-117.
- BARTA, K., TANÁCS, E., SAMU, A. és BÁRÁNY-KEVEI, I. (2009): Hazai rendzinák megfeleltetése a WRB nemzetközi talajosztályozási rendszerben. *Agrokémia és talajtan*, **58**(1), pp. 7-18.
- BARTHA, D. (2001): Veszélyeztetett erdőtársulások Magyarországon. *WWF füzetek*, **18**.
- BARTHA, D., BODONCZI, L., SZMORAD, F., ASZALÓS, R., BÖLÖNI, J., KENDERES, K., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T. és TÍMÁR, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata II. Az erdők természetességének elemzése tájak és erdőtársulások szerint. *Erdészeti Lapok*, **140**(6), pp. 198-201.
- BARTHA, D. (2006): Az erdők természetességének értékelő módszerei. *Természetvédelmi Közlemények*, **12** pp. 47-77.
- BARTHA, D., ÓDOR, P., HORVÁTH, T., TÍMÁR, G., KENDERES, K., STANDOVÁR, T., BÖLÖNI, J., SZMORAD, F., BODONCZI, L. és ASZALÓS, R. (2006): Relationship of Tree Stand Heterogeneity and Forest Naturalness. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, **2** pp. 7-22.
- BARTHOLY, J., PONGRÁCZ, R., GELYBÓ, G. és SZABÓ, P. (2008): Analysis of expected climate change in the Carpathian Basin using the PRUDENCE results. *Időjárás*, **112**(3-4), pp. 249-264.
- BERKI, I. (1993): Az Északi-középhegységi kocsánytalan tölgy-pusztulás néhány okának vizsgálata. Kandidátusi értekezés *Debreceni Egyetem*. Kézirat.
- BERKI, I., MÓRICZ, N., RASZTOVITS, E. és VIG, P. (2007): A bükk szárazság tolerancia határának meghatározása. *Erdő és klíma*, **5** pp. 213-229.
- BERKI, I., MÁTYÁS, Cs., MÓRICZ, N. és RASZTOVITS, E. (2010): Vitatémák a klímaváltozás érdeinket érő hatásairól. Előadás a II. Magyarországi Klímacsúcson. (<http://klimaklub.hu/hu/content/83>)
- BEVEN, K.J. és KIRKBY, M.J. (1979): A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrological sciences*, **24**(1-3), pp. 43-69.

- BOBIEC, A. (2002): Living stands and dead wood in the Bialowieza forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management*, **165**(1-3), pp. 125-140.
- BÓKA, Z. és CSERNYI, R. (2005): (MSc) Diplomatervezés Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Geomatikai és Mérnöki létesítmények Intézet, Földmérési és Távérzékelési Tanszék. Kézirat.
- BOLDOGH, S. és TÓTH, E. (2000): Növény- és állatvilág. In: SZABLYÁR, P. és SZMORAD, F. (szerk.) *Jósvafő: Település a források és barlangok völgyében*. Jósvafő település önkormányzata.
- BÖLÖNI, J. (2004): Több szempontú erdőtipológiai vizsgálatok a Tési-fennsík déli részén. PhD értekezés Nyugat-Magyarországi Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola. Kézirat.
- BÖLÖNI, J., BARTHA, D., STANDOVÁR, T., ÓDOR, P., KENDERES, K., ASZALÓS, R., BODONCZI, L., SZMORAD, F. és TÍMÁR, G. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata I. Kutatási előzmények és mintavételezés. *Erdészeti Lapok*, **140**(5), pp. 152-154.
- BORHIDI, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta botanica Hungarica*, **39**(1-2), pp. 97-181.
- BUGMANN, H. és PFISTER, C. (2000): Impacts of interannual climate variability on past and future forest composition. *Regional Environmental Change*, **1** pp. 112-125.
- CHRISTENSEN, M., HAHN, K., MOUNTFORD, E.P., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., ROZENBERGAR, D., DIACI, J., WIJDEVEN, S., MEYER, P., WINTER, S. és VRSKA, T. (2005): Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, **210**(1-3), pp. 267-282.
- CLARK, P.J. és EVANS, F.C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, **35** pp. 445-453.
- COWELL, C.M. és HAYES, J.J. (2007): Structure, history and dynamics of a mature oak-beech forest in western Indiana. *Journal of the Torrey Botanical Society*, **134** pp. 215-222.
- CRESSIE, N.A.C. (1993): Statistics for Spatial Data (Wiley Series in Probability and Statistics). Wiley-Interscience.
- CSESZNÁK, E. (1968a): A Visegrádi-hegység klimatikus viszonyainak meghatározása fitocönológiai vizsgálatok segítségével. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, **6**(2), pp. 105-120.
- CSESZNÁK, E. (1968b): A gyertyán terjeszkedésének természetes okai. *Erdészeti Lapok*, **17**(103)(2), pp. 52-57.
- CSESZNÁK, E. (1979): A klíma, a genetikai talajtípusok és az erdőtársulások összefüggései középhegységben. *Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos Közleményei*, **17**(1-2), pp. 49-63.
- CSESZNÁK, E. (1985): A kocsánytalan-tölgy-pusztulás az erdőművelő szemével. *Az Erdő*, **34**(120)(8), pp. 347-350.
- CSÓKA, G. (2000): Az elpusztult, korhadó fa szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában. In: FRANK, T. (szerk.) *Természet, erdő, gazdálkodás (Mit tehetünk érdeink biológiai értékének megőrzése érdekében?)*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Eger, pp. 85-96.
- CSÓKA, G., KOLTAY, A., HIRKA, A. és JANIK, G. (2007): Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. *Erdő és klíma*, **5** pp. 229-241.
- CSÓKA, G., KOLTAY, A., HIRKA, A. és JANIK, G. (2009): Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyesek és bükkösök egészségi állapotára. „Klíma-21” Füzetek, **57** pp. 64-73.
- CSÖRE, P. (1980): A magyar erdőgazdálkodás története: középkor. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CZÁJLIK, P. (1991): Kékes I-II erdőrezervátum. Kiinduló állapotfelmérés. Kézirat.
- CZÁJLIK, P. (1993): *Faállomány-szerkezeti felmérések az Alsó-hegy Erdőrezervátum területén I. Kutatási jelentés*. n.n Vásárhelyi István Természetvédelmi Kör, Budapest.
- CZÁJLIK, P. (1994): Megtörtént a magyarországi erdőrezervátum-hálózat végleges kijelölése. *Környezet és fejlődés*, **5**(2), pp. 36-38.
- CZÁJLIK, P. és SOMOGYI, Z. (2002): Faállomány-szerkezeti vizsgálatok. In: HORVÁTH, F. és BORHIDI, A. (szerk.) *A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiái és módszerei*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 114-157.
- CZÁJLIK, P., GÁLHIDY, I., KENDERES, K., MIHÓK, B., ÓDOR, P., STANDOVÁR, T., TÍMÁR, G. és KELEMEN, K. (2003a): *Report on Site-based Permanent Plot, Second-phase and New Mapping Studies: Alsóhegy Forest Reserve. Working report*. n.n Forest & Landscape Denmark (NAT-MAN project).
- CZÁJLIK, P., KENDERES, K., STANDOVÁR, T. and TÍMÁR, G., (2003b): *Report on Site-based Permanent Plot, Second-phase and New Mapping Studies: Kékes Forest Reserve. Working report*. n.n Forest & Landscape Denmark (NAT-MAN project).
- CZÁJLIK, P., KENDERES, K. és STANDOVÁR, T., (2003c): *Report on Site-based Permanent Plot, Second-phase and New Mapping Studies: Óserdő Forest Reserve. Working report*. n.n Forest & Landscape Denmark (NAT-MAN project).
- CZÁJLIK, P. (2009): Kékes-Észak erdőrezervátum és térségének története: egy őserdőfragmentum fennmaradása. *ER*, **3** pp. 7-94.

- CZÖVEK, E. (2007): A Gödöllő, Nagy Istrázsa-hegy erdőrezervátum természetességi vizsgálata. MSc diplomamunka *Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- És Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi Tanszék*. Kézirat.
- CZÚCZ, B., GÁLHIDY, L. és MÁTYÁS, Cs. (2011): Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science*, **IN PRINT**.
- DALE, M.R.T. (1999): Spatial pattern analysis in plant ecology. Cambridge University Press.
- DeLONG, S.C., SUTHERLAND, G.D., DANIELS, L.D., HEEMSKERK, B.H. és STORAUNET, K.O. (2008): Temporal dynamics of snags and development of snag habitats in wet spruce–fir stands in east-central British Columbia. *Forest Ecology and Management*, **255**(10), pp. 3613-3620.
- ELLENBERG, H. (1988): Vegetation Ecology of Central-Europe. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- FEKETE, Z. (1916): Fatermesi tábláink. *Erdészeti Lapok*, **55**(1), pp. 1-41.
- FISHER, S.R.A. (1936): The Use of Multiple Measurements in Taxonomic Problems. *Annals of Eugenics*, **7** pp. 179-188.
- FRANK, T. (2000): Természet, erdő, gazdálkodás (Mit tehetünk erdeink biológiai értékének megőrzése érdekében?). Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger.
- FRANKLIN, J.F., CROMACK, K.J., DENISON, W., MCKEE, A.A.M., C., SEDELL, J., SWANSON, F. és JUDAY, G. (1981): *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. General Technical Report PNW-118*. n.n USDA Forest Service.
- FRANKLIN, J.F. (1988): Biodiversity. In: WILSON, E.O. és PETERS, F.M. (szerk.) National Academy Press, Washington DC, pp. 166-175.
- FÜHRER, E. (1998): Oak Decline in Central Europe: A Synopsis of Hypotheses. In: McMANUS, M.L. és LIEBHOLD, A.M. (szerk.) *Proceedings: Population Dynamics, Impacts, and Integrated Management of Forest Defoliating Insects*. USDA Forest Service, pp. 7-24.
- GÁLHIDY, L. (1996): Természetközeli és gazdasági erdőállományok szerkezetének összehasonlító vizsgálata. MSc diplomamunka *ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék*. Kézirat.
- GÁLHIDY, L., CZÚCZ, B. és TORRE, F. (2006): Zonal forest types, climatic variables and effect of changes for Hungary. *Lesnícky časopis (Forestry Journal)*, **51**(1-2), pp. 99-105.
- GÄRTNER, S., REIF, A., XYSTRAKIS, F., SAYER, U., BENDAGHA, N. és MATZARAKIS, A. (2008): The drought tolerance limit of *Fagus sylvatica* forest on limestone in southwestern Germany. *Journal of Vegetation Science*, **19** pp. 757-768.
- GENCSI, L. és VANCSTURA, R. (1992): Erdészeti növénytan II. - Dendrológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GEBLER, A., KEITEL, C., KREUZWIESER, J., MATYSSEK, R., SEILER, W. és RENNENBERG, H. (2007): Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. *Trees - Structure and Function*, **21** pp. 1-11.
- GRIME, J.P. (1991): Nutrition, environment and plant ecology: an overview. In: PORTER, J.R. és LAWLOR, D.W. (szerk.) *Plant growth: Interactions with nutrition and environment*. Cambridge University Press, pp. 249-267.
- HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P.A.G., S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G.A.S., J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK, K. és CUMMINS, K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate forests. *Advances in Ecological Research*, **15** pp. 133-302.
- HAYES, M.J. (2006): What is Drought? - Drought Indices. Elérhető: <http://www.drought.unl.edu/whatis/indices.htm#spi> utolsó frissítés éve: 2006.
- HEGYI, I. (1978): A népi erdőkielés történeti formái. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HEILMANN-CLAUSEN, J. és CHRISTENSEN, M. (2004): Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management*, **201** pp. 105-117.
- HEVESI, A. (1991): Magyarország karsztvidékeinek kialakulása és formakincse II. rész. *Földrajzi Közlemények*, **115/39**(3-4) pp. 99-120.
- HOCHBICHLER, E., O'SULLIVAN, A., HEES, A.F.M.V. és VANDERKERKHOVE, K. (2000): Recommendations for data collection in forest reserves, with an emphasis on regeneration and stand structure. In: n.n *Forest reserves research network; COST Action E4*. European Commission, Luxemburg, pp. 135-181.
- HORN, H.S. (1975): Markovian properties of forest succession. In: CODY, M.L. és DIAMOND, J.M. (szerk.) *Ecology and evolution of communities*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- HORVÁTH, F. és BORHIDI, A. (2002): A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiái és módszerei. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 8. TermészetBÚVÁR ALapítvány Kiadó, Budapest.
- HORVÁTH, F., MÁZSA, K., ASZALÓS, R. és BÖLÖNI, J. (2006): Innovation related to natural forest ecosystem research. In: TÖRÖK, K. és KOVÁCS-LÁNG, E. (szerk.) *Recent research results supporting sustainability*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, pp. 27-33.
- HORVÁTH, F., GERGELY, Z., MÁZSA, K., JELITAI, E., BIDLÓ, A., KOVÁCS, G., BÖLÖNI, J., MÁNYOKI, G. és ÓDOR, P. (2007): A faállomány-szerkezet mintavételi pont körül való felmérésének az Erdőrezervátum Programban ajánlott módszere (MVP FAÁSZ). Kézirat.

- IGMÁNDY, Z., PAGONY, H., SZONTAGH, P. és VARGA, F. (1984): Beszámoló a kocsánytalan tölgyeseinkben fellépett pusztulásról 1978-1983. *Az Erdő*, **33/119**(8), pp. 334-341.
- IGMÁNDY, Z., BÉKY, A., PAGONY, H., SZONTAGH, P. és VARGA, F. (1986): A kocsánytalan tölgypusztulás helyzete hazánkban 1985-ben. *Az Erdő*, **38/124**(6), pp. 255-259.
- JAKUCS, L. (1975): Aggteleki karsztvidék útikalauz. Sport Kiadó, Budapest.
- JAKUCS, P. (1961): Az Északi-középhegység keleti felének növényzete. *Földrajzi Értesítő*, **10** pp. 363-370.
- JAKUCS, P. (1962): A domborzat és a növényzet kapcsolatáról. *Földrajzi Értesítő*, **11** pp. 203-217.
- JAKUCS, P. (1984): A kocsánytalan tölgyek pusztulásának ökológiai magyarázata. *Az Erdő*, **33/119**(8), pp. 342-344.
- JAKUCS, P. (1985): Ecology of an oak forest in Hungary. Results of Síkfőkút project. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- JAKUCS, P. (1990): A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése. *Fizikai Szemle*, **40**(8), pp. 225.
- JÁRÁSI, L. (1997): Erdőgazdálkodás Bánkúttól Nagy-Milicig. Északerdő Rt, Miskolc.
- JÁRÁSI, L. (1998): Az erdőgazdálkodás múltja. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 411-415.
- JÁRÓ, Z. (1972): Az erdészeti termőhely-értékelés rendszere. In: DANSZKY, I. (szerk.) *Erdőművelés I.: irányelvek, eljárások, technológiák*. Mezőgazdasági Kiadó Vállalat, Budapest, pp. 47-53.
- KENDERES, K., MIHÓK, B. és STANDOVÁR, T. (2008): Thirty years of gap dynamics in a Central European beech forest reserve. *Forestry*, **81** pp. 111-123.
- KERESZTES, G. (2008): A Burok-völgyi Erdőrezervátum faállomány-szerkezeti felvétele és vizsgálata. MSc Diplomaterv *Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdővagyon-gazdálkodási Intézet, Erdőrendezéstani Tanszék*. Kézirat.
- KERESZTESI, B. (1982): Magyar erdészet 1954-1979. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KEVEI-BÁRÁNY, I. (2002): A karsztökológiai rendszer szerkezete, működése, környezeti-hatások a klíma-talaj-növényzet rendszerben. Akadémiai doktori értekezés. Kézirat.
- KEVEI-BÁRÁNY, I. (2004): A karsztökológiai rendszer szerkezete és működése. *Karsztfejlődés*, **9** pp. 65-74.
- KOROL, J.J., HEMSTROM, M.A., HANN, W.J. és GRAVENMIER, R.A., (2002): *Snags and Down Wood in the Interior Columbia Basin Ecosystem Management Project*. n.n USDA Forest Service.
- KORPEL, Š. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- KORPEL, Š. (1997): Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. *Forst und Holz*, **52** pp. 619-624.
- KÖTHE, R. és LEHMEIER, F. (1994): 'SARA – System zur Automatischen Relief-Analyse. Göttingen.
- KOTROCZÓ, ZS., KRAKOMPERGER, ZS., KONCZ, G., PAPP, M., BOWDEN, R.D. és TÓTH, J.A. (2007): A síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása. *Természetvédelmi Közlemények*, **13** pp. 93-107.
- KOVÁCS, E. (1933): A termőhelyi osztályozásokról. *Erdészeti Lapok*, **72**(4), pp. 392-405.
- KOVÁCS, G. (2005): A felsőtárkányi Vár-hegy erdőrezervátum holtfáinak felmérése. MSc diplomamunka *Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar, Növénytani Tanszék*. Kézirat.
- KOVÁCS, N. (2006): A Dávodi-erdő Erdőrezervátum faállomány-szerkezeti felvétele és vizsgálata. MSc Diplomaterv *Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőrendezéstani Tanszék*. Kézirat.
- KRAFT, G. (1884): Zur Lehre von den Durch Forstungen. Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hanover.
- KRAKOMPERGER, ZS., KOTROCZÓ, ZS., KONCZ, G., PAPP, M., VERES, Z., TÓTHMÉRÉSZ, B. és TÓTH, J.A. (2008): Egy cseres-tölgyes erdő fa-megújulási dinamikájának vizsgálata, „Molekuláktól a globális folyamatokig” V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia program és absztraktkötet.
- LEE, P. (1998): Dynamics of snags in aspen-dominated midboreal forests. *Forest Ecology and Management*, **105** pp. 263-272.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, **110**(3), pp. 111-124.
- LESS, GY. (1998): Földtani felépítés. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 26-67.
- LONG, J.N., DEAN, T.J. és ROBERTS, S.D. (2004): Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. *Forest Ecology and Management*, **200** pp. 249-261.
- MAGYAR, J. (1941): Az egykorú állomány felsőmagassága. *Erdészeti Lapok*, **80**(3), pp. 101-107.
- MANN, H.B. és WHITNEY, D.R. (1947): On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *Annals of Mathematical Statistics*, **18**(1), pp. 50-60.
- MÁNYOKI, G. (2004): Faállomány-szerkezeti vizsgálatok és módszertani jellegű alap kutatások a Ropolyi erdőrezervátum területén. MSc diplomamunka *PTE TTK Biológiai Intézet Növénytani Tanszék*. Kézirat.
- MAROSI, S. és SOMOGYI, S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.
- MASER, C., ANDERSON, R.G., CROMACK, J.K., WILLIAMS, J.T. és MARTIN, R.E. (1979): Dead and down woody material. In: THOMAS, J.W. (szerk.) *Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of*

- Oregon and Washington. USDA Forest Service Agricultural Handbook No. 553.* USDA Forest Service, pp. 78-96.
- MÁTYÁS, Cs. (2008): Valóban vándorolni fognak-e erdeink a klímaváltozás következtében? *Erdészeti Lapok*, **143**(1), pp. 18-20.
- MAUCHA, L. (1998): Az Aggteleki-hegység karszthidrológiai kutatás eredményei és zavartalan hidrológiai adatsorai, 1958-1993. Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Részvénytársaság Hidrológiai Intézete, Budapest.
- MAUCHA, L. (2000): Éghajlati viszonyok. In: SZABLYÁR, P. és SZMORAD, F. (szerk.) *Jósvafő: Település a források és barlangok völgyében.* Jósvafő település önkormányzata.
- MÁZSA, K., HORVÁTH, F., ASZALÓS, R. és KOVÁCS, G. (2006): A hazai erdőrezervátum-hálózat kialakulásának időszaka és aktuális kutatások a Vár-hegy Erdőrezervátum területén. In: KALAPOSI, T. (szerk.) *Jelez a flóra és a vegetáció: A 80 éves Simon Tibort köszöntjük.* Scientia, Budapest, pp. 129-138.
- MÁZSA, K., HORVÁTH, F., BALÁZS, B., BÖLÖNI, J. és ASZALÓS, R. (2009a): A felsőtárkányi Vár-hegy erdőrezervátum faállományának korosztály viszonyai erdőtörténeti összefüggésben. *Természetvédelmi Közlemények*, **15** pp. 347-357.
- MÁZSA, K., HORVÁTH, F., BÖLÖNI, J. és BALÁZS, B. (2009b): Erdőrezervátumok: a természetes erdőfejlődés mintaterületei. In: TORRE, F., KISS, K.T. és KERTÉSZ, M. (szerk.) *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből. ÖBKI Műhelyfüzetek 2.* MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 113-118.
- MCELHINNY, C., GIBBONS, P., BRACK, C. és BAUHUS, J. (2005): Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, **218** pp. 1-24.
- MCKEE, T.B., DOESKEN, N.J. és KLEIST, J. (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scales, *8th Conference on Applied Climatology, Anaheim.*
- MCPFE (2002): Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management.
- MISIK, T. és KÁRÁSZ, I. (2009): A síkfőkúti erdő cserjeszintjének struktúra változásai 2002 és 2007 között – egyedszám és méret. *Természetvédelmi Közlemények*, **15** pp. 358-368.
- MÓGA, J. (2001): A szerkezet és közterületépítés szerepe a Szilicei-fennsík karsztos felszínformáinak kialakításában. *Karsztfelődés*, **6** pp. 143-159.
- MOORE, I.D., GRAYSON, R.B. és LADSON, A.R. (1991): Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological and biological applications. *Hydrological Processes*, **5**(1), pp. 3-30.
- NAGY, D. (2003): Tájéktörténeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. A történelmi táj rekonstrukciója az ANP környezetében az I-III Katonai Felmérések alapján. *ANP füzetek*, **2** pp. 107-143.
- NAGY, D. (2008): A Gömör-Tornai karszt történeti felszínborítása. In: BOLDOGH, S. (szerk.) *ANP füzetek V.* Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.
- NEUMANN, M. és STARLINGER, F. (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management*, **145** pp. 91-106.
- ÓDOR, P. és VAN HEES, A.F.M. (2004): Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Bryology*, **26** pp. 79-95.
- ÓDOR, P. (2005): Javaslat a fekvő holt fa szisztematikus mérésére az erdőrezervátumokban. Kézirat.
- ÓDOR, P., BÖLÖNI, J., BARTHA, D., KENDERES, K., SZMORAD, F., TÍMÁR, G., STANDOVÁR, T., ASZALÓS, R. és BODONCZI, L. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata III. A faállomány és a holtfa természetességének értékelése. *Erdészeti Lapok*, **140**(7-8), pp. 226-229.
- PARMESAN, C., GAINES, S., GONZALEZ, L., KAUFMAN, D.M., KINGSOLVER, J., PETERSON, A.T. és SAGARIN, R. (2005): Empirical perspectives on species borders: from traditional biogeography to global change. *Oikos*, **108** pp. 58-75.
- PARVIAINEN, J., KASSIOUMIS, K., BÜCKING, W., HOCHBICHLER, E., PÄIVINEN, R. és LITTLE, D., (2000): *COST Action E4 Forest Reserves Research Network in Europe: Mission, goals, outputs, linkages, recommendations and partners. Final report.* n.n The Finnish Forest Research Institute. Joensuu.
- PEARSON, K. (1904): On the theory of contingency and its relation to association and normal correlation. Dulau and Co., London.
- PETERCSÁK, T. (1992): Az erdő az Északi-középhegység paraszti gazdálkodásában (XVIII–XX. század). KLTE Néprajzi Tanszék, Debrecen.
- PETERKEN, G.F. és JONES, E.W. (1987): Forty years of change in lady Park Wood: the old-growth stands. *Journal of Ecology*, **75**(2), pp. 477-512.
- PETERKEN, G.F. és JONES, E.W. (1989): Forty years of change in lady Park Wood: the young-growth stands. *Journal of Ecology*, **77** pp. 401-429.
- PETERKEN, G.F. (1996): Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions. Cambridge University Press.
- PETERS, R. (1997): Beech forests. Springer.
- PEUCKER, T.K. és DOUGLAS, D.H. (1975): Detection of Surface-Specific Points by Local Parallel Processing of Discrete Terrain Elevation Data. *Computer Graphics and Image Processing*, **4** pp. 375-387.

- PIELOU, E.C. (1977): Mathematical Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- PODANI, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe avagy "Mit is kezdünk azzal a rengeteg adattal?". Scientia Kiadó, Budapest.
- PRUŠA, E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder - ihre Struktur und Ökologie. Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Praga.
- RADICS, K. (2004): A szélenergia hasznosításának lehetőségei Magyarországon: hazánk szélklímája, a rendelkezésre álló szélenergia becslése és modellezése. PhD értekezés Eötvös Loránd Tudományegyetem, Földtudományi Doktori Iskola, Földrajz – Meteorológia Doktori Program. Kézirat.
- RENNENBERG, H., SEILER, W., MATYSSEK, R., GEßLER, A. és KREUZWIESER, J. (2004): Die Buche (Fagus sylvatica L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, **175**(10-11), pp. 210-224.
- SÁRVÁRY, I. (1998): Csapadék adatok feldolgozása. In: MAUCHA, L. (szerk.) *Az Aggteleki-hegység karszthidrológiai kutatás eredményei és zavartalan hidrológiai adatsorai, 1958-1993*. Vizgazdálkodási Tudományos Kutató Részvénytársaság Hidrológiai Intézete, Budapest, pp. 23-27.
- SÁSDI, L. (1998): Vízföldtan és vízrajz. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 118-160.
- SÁSDI, L. (2006): Vízföldtan. In: SZENTPÉTERY, I. és LESS, GY. (szerk.) *Az Aggtelek-Rudabányai-hegység földtana: magyarázó az Aggtelek-Rudabányai-hegység 1988-ban megjelent 1:25 000 méretarányú fedetlen földtani térképéhez*. MÁFI, Budapest. pp. 67-69
- SCHUSTER, S. és SZMORAD, F. (2000): A táj és a tájhasználat története. In: SZABLYÁR, P. és SZMORAD, F. (szerk.) *Jósvafő: Település a források és barlangok völgyében*. Jósvafő település önkormányzata.
- SHANNON, C.E. és WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. University of Illinois Press.
- SIBSON, R. (1981): A brief description of natural neighbor interpolation. In: BARNETT, V. (szerk.) *Interpreting Multivariate Data*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 21-36.
- SOLYMOS, R. (2008): Az erdészeti kutatás ünnepnapjára. *Erdészeti Lapok*, **143**(6), pp. 170-174.
- SOMOGYI, Z. (1998): A bolygatás jelensége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. *Erdészeti Kutatások*, **88** pp. 165-194.
- SORENSEN, R., ZINKO, U. és SEIBERT, J. (2005): On the calculation of the topographical Wetness Index: evaluation of different methods based on field observation. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, **2** pp. 1807-1834.
- SPIES, T.A. (1998): Forest Structure: A Key to the Ecosystem. *Northwest Science; Proceedings of a workshop on Structure, Process, and Diversity in Successional Forests of Coastal British Columbia, February 17-19, 1998, Special issue*, **2** (72) pp. 34-39.
- STAHL, G., RINGVALL, A. és FRIDMAN, J. (2001): Assessment of coarse woody debris - a methodological overview. *Ecological Bulletins*, **49** pp. 57-70.
- STANDOVÁR, T. és SOMOGYI, Z. (1992): Beszámoló a Bükk-hegységben folyó hosszú távú erdőökológiai kutatásokról. *Erdészeti Lapok*, **127**(1), pp. 10-11.
- STANDOVÁR, T. (1996): Növénytársulások dinamikája. In: MÁTYÁS, Cs. (szerk.) *Erdészeti ökológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 72-92.
- STANDOVÁR, T. és KENDERES, K. (2003): A review on natural stand dynamics in beechwoods of East Central Europe. *Applied Ecology and Environmental Research*, **1**(1-2), pp. 19-46.
- SZABLYÁR, P., SZMORAD, F., BERECS, B., BOLDOGH, S., FARKAS, C., GRUBER, P., HANGÓ, I., IZÁPY, G., IZÁPY, G., HAZSLINSZKY, T., H KÉRDŐ, K., KOVALÓCZY, G., LÉNÁRT, L., MAUCHA, L., N GEREGÜLY, P., SCHUSTER, S., SZABLYÁR, P., SZAJKÓ, Z., SZÉKELY, K., SZMORAD, F., SZŐKE, Á., SZ TÓTH, E. és ZSANDA, Z. (2000): Jósvafő: Település a források és barlangok völgyében. Jósvafő község önkormányzata, Jósvafő.
- SZENTPÉTERY, I. és LESS, GY. (szerk.) (2006): *Az Aggtelek-Rudabányai-hegység földtana: magyarázó az Aggtelek-Rudabányai-hegység 1988-ban megjelent 1:25 000 méretarányú fedetlen földtani térképéhez*. MÁFI, Budapest.
- SZÉPSZÓ, G. (2008): Regional change of climate extremes over Hungary based on different regional climate models of the PRUDENCE project. *Időjárás*, **112**(3-4), pp. 265-284.
- SZMORAD, F. (2010a): A Tanulmányi Állami Erdőgazdaság (Sopron) termőhelyfeltáró csoportjának története. *Erdészeti Lapok*, **145**(2), pp. 70-72.
- SZMORAD, F. (2010b): A Soproni-hegység erdeinek történeti, növényföldrajzi és cönológiai vizsgálata. PhD *Pécsi Tudományegyetem Biológia Doktori Iskola*. Kézirat.
- TAMÁS, J. (2007): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. In: CSONTOS, P. (szerk.) *Feketefenyveseink kutatása*. MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport, Budapest, pp. 5-14.
- TANÁCS, E. és BARTA, K. (2006): Talajvizsgálatok a Haragistya-Lófej erdőrezervátum területén. *Karsztfelődés*, **11** pp. 235-251.

- TANÁCS, E., BARTA, K., JÁRMI, R., KISS, M. és KEVEI-BÁRÁNY, I. (2007): A talajtulajdonságok és a faállomány kapcsolata a Haragistya-Lófej erdőrezervátum területén (Aggteleki-karszt). *Karsztfejlődés*, **12** pp. 225-241.
- TANÁCS, E., SZMORAD, F. és BÁRÁNY-KEVEI, I. (2010): Patterns of tree species composition in Haragistya-Lófej forest reserve (Aggtelek karst, Hungary). In: BARANČOKOVÁ, M., KRAJČÍ, J., KOLLÁR, J. és BELČÁKOVÁ, I. (szerk.) *Landscape ecology - methods, applications and interdisciplinary approach*. Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, pp. 767-780.
- TATENO, R. és TAKEDA, H. (2003): Forest structure and tree species distribution in relation to topography-mediated heterogeneity of soil nitrogen and light at the forest floor. *Ecological Research*, **18** pp. 559-571.
- TAVI, G. (1890): Néhány szó a fatermési táblákról. *Erdészeti Lapok*, **29**(5), pp. 268-281.
- TÍMÁR, G. (2002): A Vendvidék erdeinek értékelése új szempontok alapján. PhD értekezés Nyugat-Magyarországi Egyetem, Soproni Egyetemi Karok. Kézirat.
- TÓTH, T. (2007): A Börzsönyi Pogány-Rózsás erdőrezervátum erdőtörténetének összefoglalása, holtfa viszonyainak és faállomány-szerkezetének vizsgálata. MSc diplomamunka Debreceni Egyetem Természettudományi Kar. Kézirat.
- UJVÁROSY, A. (1998): Földrajzi helyzet, éghajlati viszonyok. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 22-26.
- VAJNA, L. (1989): A kocsánytalan tölgy pusztulásának körök és járványtani kérdései. *Az Erdő*, **38/124**(4), pp. 149-153.
- VANDEKERKHOVE, K., KEERSMAEKER, L., MENKE, N., MEYER, P. és VERSCHELDE, P. (2009): When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management*, **258** pp. 425-435.
- VARGA, Z., VARGÁNÉ SIPOS, J., HORVÁTH, R. és TÓTH, E. (1998): Az Aggteleki-karszt élővilága. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 254-333.
- VARGA, Z. (2008): Nekem több, mint térkép e táj – személyes gondolatok előszó helyett. In: BOLDOGH, S. (szerk.) *ANP füzetek V. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő*, pp. 7-10.
- VEPERDI, G. (2008): Erdőbecslés. Oktatási jegyzet. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Matematikai és Ökonómiai Intézet, Erdőrendezéstani Tanszék.
- VITÁLIS, A. és ZAKARIÁS, É. (2005): A Hidegvíz-völgy Erdőrezervátum faállomány-szerkezeti felvétele és vizsgálata. (MSc) Diplomaterv Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdőrendezéstani Tanszék. Kézirat.
- VOJTKÓ, A. (1997-2004): Az Aggteleki Nemzeti Park aktuális vegetációtérképe (1:10.000). Kézirat.
- VOJTKÓ, A. (2008): Aggtelek-Rudabányai hegyvidék. In: KIRÁLY, G., MOLNÁR, Z., BÖLÖNI, J., CSIKY, J. és VOJTKÓ, A. (szerk.) *Magyarország földrajzi kistájainak növényzete*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 209-215.
- VON OHEIMB, G., WESTPHAL, C. és HÄRDTLE, W. (2006): Diversity and spatio-temporal dynamics of dead wood in a temperate near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*). *European Journal of Forest Research*, **126**(3), pp. 359-370.
- WILSON, J.P. és GALLANT, J.C. (2000): Digital terrain analysis. In: WILSON, J.P. és GALLANT, J.C. (szerk.) *Terrain Analysis: Principles and Applications*. Wiley, New York, pp. 1-27.
- WISCHMEIER, W.H. és SMITH, D.D., (1978): *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Agriculture Handbook 537. Department of Agriculture. Washington D.C.
- WOODALL, C.W. és NAGEL, L.M. (2006): Coarse woody type: A new method for analyzing coarse woody debris and forest change. *Forest Ecology and Management*, **227** pp. 115-121.
- ZÁMBÓ, L. (1986): A talaj-hatás karsztmorfológiai jelentősége: kísérleti geomorfológiai vizsgálat az Aggteleki-karszton. Kandidátusi értekezés ELTE. Kézirat.
- ZÁMBÓ, L. (1998a): Felszínalaktani jellemzés. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 95-118.
- ZÁMBÓ, L. (1998b): Talajtakaró. In: BAROSS, G. (szerk.) *Az Aggteleki Nemzeti Park*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 70-95.
- ZBORAY, Z. (2007): Az erdő növekedésének vizsgálata térinformatikai és fotogrammetriai módszerekkel karsztos mintaterületen. *Tájökológiai Lapok*, **5**(2), pp. 287-293.
- ZBORAY, Z., TANÁCS, E. és KEVEI-BÁRÁNY, I. (2007): The accuracy and possible uses of a stand height map derived from a digital surface model, *Proceedings of the ForestSat 2007 Conference (CD)*, Nov. 5-7 Montpellier, France.
- ZÓLYOMI, B., FEKETE, G., JAKUCS, P., KÁRPÁTI, I., KÁRPÁTI, V., KOVÁCS, M. és MÁTHÉ, I. (1967): Einreihung von 1400 Arten der Ungarischen Flora in ökologischen Gruppen nach TWR-Zahlen. *Fragmenta Botanica Mus. Hist. Nat. Hung*, **4**(1-4), pp. 101-142.
- ZSÁKOVICS, G., KOVÁCS, F., KISS, A. és PÓCSIK, E. (2007): Risk analysis of the aridification-endangered sand-ridge area in the Danube-Tisza interfluvium. *ACTA CLIMATOLOGICA ET CHOROLOGICA Universitatis Szegediensis*, **40-41** pp. 169-178.

10 SUMMARY

I studied the history of the forests on the Haragistya plateau as a determining factor in the formation of the current stand structure and patterns of the study area. Concerning the anthropogenic influences prior to the 20th century indirect (agro-terrace traces, soil characteristics, geographic names, historical descriptions) or direct (military maps) sources indicate that the area was subject to very intensive use at least since the Middle Ages, and was not always used as a forest (rather possibly as orchard or arable land, later as pasture). Permanent forest cover can be assumed from the mid-1800s but the stands were probably grazed, sparse coppices. While the diverse geological, geomorphological features have probably always insured a varied forest cover, the different anthropogenic interventions (affecting habitat, species composition and the site as well), further increased this, therefore by the 20th century, spatial variability became very high. The last period of intensive land use determining the current stands took place in the first half of the 20th century, when the majority of the stands were clear-cut. After this period larger amounts of wood were only extracted in the 1970s and 1980s (through thinnings). Coppice stools had a key role in the regeneration following the clear-cuttings while the initial management works were skipped or started late due to a lack of resources. Following the foundation of Aggtelek National Park in 1985, then the designation of Haragistya-Lófej forest reserve in 1993 (which now includes a large part of the plateau), led to a decrease of direct anthropogenic impact. Currently, the most influential anthropogenic factor (indirectly) affecting the processes of the core area of the reserve is the high number of game. Natural dynamics, at least concerning regenerative processes, have declined from the 1970s and 1980s (just like in other areas of the national park); chances of regeneration and the function of gap dynamics are limited.

At the end of the 1700s, the dominant species in the forests of the area were oak (probably sessile oak, or downy oak) and beech. According to the data of the first forest inventory available from the area (from 1934) most of the stands then already consisted of sessile oak and hornbeam, with some beech and trembling aspen in the south (downy oak was not distinguished). The major changes reflected in the archive inventory data are a steady growth of the area of pine plantations in the north (until the 1970s), the slow expansion of beech to its potential sites in the southern parts (on dolomitic bedrock), and the spreading of hornbeam from the 1980s. The plantations and the expansion of the above species typically occurred at the expense of sessile oak. Besides a possible species selection during the thinning procedures, the oak decline of the 1980's may also have contributed to the retreat of the latter species.

The species composition of the study area is still dominated by sessile oak and hornbeam forests, along with terrain-dependent habitat mosaics of beech and downy oak dominated stands, mixed with other tree species (varying in type and numbers). Forest types with special history or site requirements only appear in small-sized patches (e.g. birch or lime-dominated patches related to dolines). The species distribution of snags (including shrubs, calculated on the basis of stem number) is different from the distribution of live trees and shrubs. Sessile oak, downy oak, hornbeam, and juniper dominate. Differences between the distributions are forest type dependent.

The horizontal structural indices describing size (e.g. diameter at breast height and its statistics), or quantity (timber volume, stem number, basal area), show a marked difference between the northern and southern part, which can be explained partly with differences in the site and partly with age. Of the vertical indices, stand height strongly reflects surface morphology: the highest forests can be found on the deeper soils accumulated in the negative forms where growth is also stimulated by the competition for light. The volume of lying deadwood is on average 21.89 m³/ha, which corresponds to the values of managed forests, but some of the sampling points show values similar to those of natural or near-natural stands. This quantity currently depends on the local dynamical phenomena due to the similar age of the stands, and previous treatment – the death of a single tree may significantly increase the amount. The species distribution of logs more or less follows the species composition of the study area but the three most common species are followed by pioneer, light-demanding species, now rare among the living individuals.

In order to separate groups of the sampling plots on the basis of structural indices related to naturalness I carried out hierarchical cluster analysis. The amount of lying and standing deadwood and the diversity of decay classes were key factors in defining the groups (2-3 for every major forest type) in the dry oak, hornbeam-oak and beech forests as well. Besides these vertical diversity played an important role in the dry oak forests whereas the diversity (species and size) of standing (dead and live) trees separate the groups in the beech forests. The classification based on the differences of the indices at the plots from their means calculated for the major forest types proved useful in separating plots with more or less natural structure. With the applied procedure I managed to eliminate the effects of species composition, and allow a comparison between the different (major) forest types, although the plots with a transitional nature could not be handled this way.

Morphological categories describing the site (combined with aspect) show a significant, but moderate relationship with the distribution of forest types (defined in the field by their species composition). However the histograms of the various morphological parameters calculated from the DEM of the area strongly overlap between the different forest types. There are some distinct forest types of which the spatial location cannot be explained with natural factors only.

A (weak) relationship between soil properties and the relative frequencies of species (calculated based on the stem number of live individuals) could only be shown in some cases, which corresponds to previous findings in the literature. Soil depth proved the most important of the investigated 7 soil characteristics – its correlations highlight the two extremes i.e. beech, which is dominant on the deeper soils, and downy oak with cornel, dominating on shallow soils. Among the parameters derived from the DEM clearly the complex features such as potential sunshine duration and radiation (describing the microclimatic conditions), and the convergence index are most strongly linked to the species composition. Since these show the strongest correlation with soil depth as well, in absence of soil data they can be used as proxy in similar sites in similar studies.

Forest types are significantly associated with both background variables chosen to characterize human impact. This suggests that the spatial patterns of forest types and species composition are not only determined by the terrain and the site conditions, but management history as well. The current spatial distribution of tree species can therefore change even without further influences (e.g. another human intervention, climate change, etc.) in the future. The distribution of forest types over the age groups suggests that the thermophilous oak forests represent the initial phase of spontaneous regeneration processes in the most extreme sites of the study area (in some places meadows still occupy some of their potential sites). The oak forests interspersed with large seed trees preserve memories of former grazing whereas unmixed hornbeam stands characterizing the 80-100-year age group are probably the results of single emergency extractions.

The relationship of horizontal structural indices describing size or quantity with the age groups (the means of 100-120 year-old stands are significantly higher than those of the younger stands) as well as the lower species diversity of the middle age group (80-100-year-old forests) suggest a kind of turning point in the dynamics around the age of 90-100. This is supported by the observation that the strength of the relationship between the stem number of standing dead trees and the total stem number is different for each age group – the difference depends on forest type.

Few of the single structural indices can be linked to the last period of use. However, the naturalness categories created on their basis show a significant relationship with this particular background variable. The naturalness categories are also related to the distance from remaining (still used) roads. The structure of the plots near the roads is not necessarily less natural; however, the plots characterized with a less natural structure are mostly located in the vicinity of roads.

The presence of the dead junipers even in stands currently dominated by beech is an important sign when trying reconstruct past dynamical processes. Besides the gradual closure of the forest canopy it also suggests a similar initial state (open woodland pasture with a few seed trees) even in currently very different stands. Since there is no evidence of plantation using native species in the

existing inventories and management archives (where there were plantations, they consisted of conifers) the current diversity can probably be the result of the different speed and nature of the successional processes. On the deeper soils of concave slopes and negative forms the struggle for light may have defined species composition from the beginning, while on the convex slopes and positive forms the soil eroded by previous use and, indirectly, the microclimatic conditions may have become determinant.

In certain forest types the χ^2 -test showed a significant difference between the species composition of living trees (based on stem number) and the past species composition modelled on the basis of the stem number of all the individuals (including live trees, snags and logs) in the plot. In beech-hornbeam forests the differences suggest a recent growth in the proportions of beech and hornbeam. In hornbeam-sessile oak forests the difference is probably caused by the higher proportions of oak species (especially the downy and sessile oak) in the modelled past, and possibly the expansion of hornbeam, but the difference is much smaller compared to the total number of trees examined than in the case of the hornbeam-beech stands.

The possibility to analyse regeneration processes is limited due to the 5-cm diameter limit applied. The low number of young (crown class=6) trees, the diameter distributions of the main species and general observations from the area during the work make it clear that regeneration processes have been limited for a while. Shoots still play a significant role but are no longer dominant. The four most common species among the young individuals are all shade-tolerant (at least at young age), but field maple and wild service only appear where beech has not yet become dominant in the upper canopy. Where this is the case, other species could not recently regenerate. In mesophilous sessile oak-hornbeam forests the young trees are mostly hornbeams, or field maples. In the dry, open oak forests the species composition of young trees is more varied, and sometimes (downy) oak also appears, although the proportions of wild service and field maple are higher. The retreat of oak species (mainly of sessile oak) and the expansion of shade-tolerant species typically forming the second level of the canopy is supported by observations in other similar populations.

Of the two main processes directly influencing the species composition mortality is clearly the dominant one, resulting in a decrease of species diversity, and a reduction in spatial aggregation. Even omitting the data of juniper 42,3% of the sampling plots have at least one species among the dead individuals which cannot be found among the live trees or shrubs in the plot. However, new species (compared to the older living trees) appear among the young trees only in 14% of all the plots. In most cases they are wild service or field maple.

Concerning the climate of the period between 1958 and 2008, it can be divided into three sections on the basis of the annual mean temperature; an average, a cool, and finally a warming phase.

The values show an upward trend from the beginning of the 1980s. No apparent change is detectable in the annual precipitation sums in the examined period. The Standard Precipitation Index calculated using monthly rainfall data for 3-month base periods shows that from the 1980 onwards, the number and magnitude of drought have increased whereas the opposite is true for humid periods. From the 2000's, the latter trend seems to ease, which in turn results in both extremes subsequently occurring. Ellenberg's Climate Quotient indicates the transitional nature of the area (between oak- and beech-dominated forests), slightly favouring oak. Although years in favor of oak are more common, the climatic characteristics apparently provide the necessary conditions for beech to occur in negative forms and on northern slopes and to re-occupy its potential sites. This is supported by the fact that beech did not retreat even during the droughts in the 1980s and 1990s. The expansive nature of beech regeneration processes confirms that the current occurrence and patterns of this species are not (or not entirely) the result of limiting environmental factors but the former direct and indirect anthropogenic influence. The observed phenomena again draw attention to the fact that the current area of beech in Hungary does not necessarily indicate the potential boundaries of this species, therefore calculations and scenarios based on its current occurrence could be misleading. In terms of potential climate alterations the survival of beech stands near their xeric limit could be significantly affected by local site conditions.

Although the extreme spatial heterogeneity (almost every distinct forest type is represented by more, spatially separated stands) within this small area has enabled the examination of some regularities, the results obtained concerning the relationships between historical background variables and the different forest types can not be considered general. However they are suitable to pose further questions and define further research directions. My research in Haragistya-Lófej forest reserve hopefully won't end with this thesis; further plans include partial or complete repetition of the measurements in order to gain more precise information on the dynamical processes, as well as examining other aspects of the present dataset.