Pécsi Tudományegyetem

Biológia Doktori Iskola

Botanika Program

A gombaközösségek és az edényes növényközösségek közötti összefüggések vizsgálata különböző természetességű vegetáció-típusokban, a Belső-Cserehátban

PhD értekezés

Rudolf Kinga

Témavezető:

Dr. Pál-Fám Ferenc
PhD., egyetemi docens
Kaposvári Egyetem, Növénytani és Növénytermesztés-tani Tanszék

Témavezető aláírása

Iskolavezető aláírása

Pécs, 2013

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS 4

2. CÉLKITŰZÉSEK 6

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS 7

3. 1. A makrogomba-közösségek vizsgálata 7

3. 2. A makrogomba-közösségek degradációja 9

3. 3. A gombaközösségek diverzitásának és abundanciájának vizsgálata 11

3. 4. A makrogombák védelme, a veszélyeztetett nagygombák Vörös Listája 13

3. 5. A makrogombák, mint indikátorok 14

3. 6. A Belső-Cserehát mikológiai és botanikai vizsgálata 15

4. ANYAG, MÓDSZER 16

4.1. A Cserehát általános jellemzése 16

4.2. Mintaterületek, mintavétel, vizsgálati módszerek 19

5. EREDMÉNYEK 26

5.1. A Belső-Cserehát nagygomba-fajlistája 26

5.2. A vizsgálati terület vegetációtípusainak cönológiai és termőhelyi jellemzése 26

5.3. A vizsgált vegetációtípusok jellemzése az ökológiai mutatók alapján 32

5. 4. A Belső-Cserehát nagygomba-közösségeinek általános- és mintaterületek szerinti jellemzése fajszám és funkcionális megoszlás alapján 36

5.5. A vizsgálati területre jellemző vegetációtípusok gombacönológiai jellemzése 37

5.6. A növénycönológiai felvételek és a gombaközösségek klasszifikációja és ordinációja 43

5. 7. A gombaközösségek diverzitásának összehasonlítása 44

5. 8. A makrogombák diverzitása, abundanciája és az edényes növények diverzitása és egyenletessége közötti összefüggések vizsgálata különböző természetességű vegetációtípusokban. 47

5. 9. A belső-cseréháti mintaterületek mikológiai szempontú természetvédelmi jellemzése. 47

5. 10. A vizsgálati terület indikátor fajainak meghatározása, a mintaterületek jellemzése az indikátor nagygombafajok alapján 51

6. AZ EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE 54

6. 1. A Belső-Cserehát nagygomba-fajlistája..... 54

6. 2. A vizsgált vegetációtípusok összehasonlítása az ökológiai mutatók és a természetesség alapján. 54

6. 3. A Belső-Cserehát nagygomba-közösségeinek mintaterületek szerinti értékelése fajszám és funkcionális megoszlás alapján..... 56

6. 4. vizsgálati területre jellemző vegetációtípusok gombacönológiai összehasonlítása. 58

6. 5. A növénycönológiai felvételek és a gombaközösségek klasszifikációja és ordinációja..... 59

6. 6. A gombaközösségek diverzitásának összehasonlítása 61

6. 7. A makrogombák diverzitása, abundanciája és az edényes növények diverzitása és egyenletessége közötti összefüggés vizsgálata különböző természetességű vegetációtípusokban. 63

6. 8. A belső-csereháti mintaterületek értékelése a Vörös Listás fajok alapján. 66

6. 9. A mintaterületek értékelése az indikátor nagygombafajok alapján..... 67

7. ÖSSZEFOGLALÁS 70

SUMMARY 80

Taxonomic characterization of the macrofungi of Belső-Cserehát. 80

Coenological and habitat characterization of the investigated plant associations 80

Characterization of the examined plant associations on the basis of the ecological indices..... 81

Characterization of the macrofungi assemblages of Belső-Cserehát on the basis of the species number and functional distribution..... 82

Comparison and myco-coenological characterization of the sample sites 83

Classification and ordination of the vegetation types and macrofungi assemblages 84

Comparison of diversity of macrofungi assemblages 85

Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, as well as vascular plant diversity and evenness in semi-natural and managed forests..... 86

The conservation status of the macrofungi of the investigated stands..... 87

Characterization of the sample sites on the basis of indicator macrofungi 88

8. IRODALOMJEGYZÉK 89

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS..... 112

1. BEVEZETÉS

A biodiverzitás csökkenésének legfőbb ember okozta tényezői az élőhelypusztítás és átalakítás, a túlhasznosítás, az élőhelyek fragmentációja és az idegen fajok betelepítése. Ezek a kedvezőtlen hatások valamennyi élőlénycsoportot, így a gombákat is veszélyeztetik. A gombák fontos szerepe a természetes ökoszisztémák szervesanyag forgalmában köztudott, mégis, biodiverzitásuk megőrzése elhanyagolt más élőlénycsoportokhoz (pl. edényes növények, madarak, emlősök) képest. Nemzetközi eredmények alapján pedig már az is kimutatott, hogy az élőhelyek degradációja egyaránt csökkenti a makrogombák produkcióját és a gombaközösségek fajdiverzitását (Arnolds 1988, 1991; Ohenoja 1988; Zak 1992; Miller és Lodge 1997). Védelmük elhanyagolásának fő oka az lehet, hogy abundanciájukkal, elterjedésükkel és taxonómiai diverzitásukkal kapcsolatban kevés az információ. A gombák fajdiverzitásának becslésére ezért konkrét felmérés helyett más, jobban ismert helyettesítő taxonokat (pl. edényes növényeket) alkalmaznak (Virolainen és mtsai. 2000; Chiarucci és mtsai. 2005; Schmit és mtsai. 2005; McMullan-Fisher és mtsai. 2010), azonban e becslések használhatóságáról ellentmondóak az ismeretek. A hazai eredményeket tekintve erre vonatkozóan mindössze egy publikáció jelent meg (Rudolf és mtsai. 2013). A nemzetközi szakirodalomban már több tanulmány foglalkozott a makrogombák és az edényes növények diverzitása közötti kapcsolattal (Nantel és Neumann 1992; Packham és mtsai. 2002; Brown és mtsai. 2006; Gabel és mtsa. 2007), hazai viszonylatban azonban még kevés munka készült ebben a témában (Benedek és mtsai. 2005; Pál-Fám és mtsai. 2007).

Magyarországon eddig mintegy 2000 nagygombafaj ismert, de gyakorlati védelmük csak lassan fejlődik. Napjainkban, az élőhelydegradáció következtében hazánkban is előtérbe került a gombák természetvédelmi jelentősége, amit bizonyít, hogy több tervezet után 1999-ben elkészült Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös Listája és 35 gombafaj védetté nyilvánítása 2005-ben. Ezek alapján új lehetőség nyílt a vizsgált területek mikológiai szempontú természetvédelmi értékelésére. A makrogombák élőhely-alapú védett területeinek kijelölése csak mostanában kezdődött el néhány európai országban. Magyarországon eddig még gomba alapú védett terület nincs, ezért nagy szükség van a védelmet megalapozó mikológiai vizsgálatokra.

A makrogombák bioindikátor szerepének vizsgálata egy dinamikusan fejlődő tudományterület, amely lehetőséget ad a különböző élőhelyek természetes és a természetestől eltérő folyamatainak nyomon követésére. A nemzetközi és a hazai szakirodalomban is számos

példa van a nagygombák indikátorként való alkalmazására (Dörfelt 1981; Kost és Haas 1989; Bujakiewicz 1992, 2001; Tarvainen és mtsai 2003; Pál-Fám 2002; Pál-Fám és Rudolf 2003; Siller és mtsai 2004). Az indikátor fajok segíthetnek az erdőgazdálkodásban és a mezőgazdasági művelésben bekövetkezett változások, a talaj- és levegőszennyezettség, a savasodás és a tápanyagfeldúsulás kimutatásában.

Magyarország területének jelentős része mikológiai szempontból alig, vagy egyáltalán nem kutatott, azonban az elmúlt 30 évben egyre több területről készült mikológiai felmérés: Aggteleki-karszt (Locsmándi 1993), Alföld (Nagy 2004, Nagy és Gorliczai 2007), Bátorliget (Rimóczi és mtsai 1997), Börzsöny (Benedek 2011), Belső-Cserehát (Rudolf és mtsai 2008), Gyepes-völgy (Tóth 1999), Hortobágyi Nemzeti Park (Babos 1982), Kiskunsági Nemzeti Park (Babos 1999), Mátra, Bükk (Siller 2004), Mecsek (Pál-Fám 2001), Őrség (Vasas és Locsmándi 1995), Pilis és Visegrádi-hg. (Benedek 2002), Soroksár (Rimóczi 1993), Szigetköz (Fodor 2003), Váli-erdő (Kereszty 1986), Zempléni-hg. (Kányásiné 1993; Egri 2007).

Ezek közé tartozik a Belső-Cserehát is, amely e kutatások megkezdéséig mikológiailag feltáratlan volt.

A Cserehát fitocönológiai szempontból is kevéssé ismert, főleg az Észak-Cserehát kutatottabb, így az általunk vizsgált területet növénycönológiai szempontból is fel kellett tárni. Az egykor erdővel borított tájegység nagy része ma már mezőgazdasági művelés alatt áll, az eredeti erdőtársulások jelentősen megváltoztak az intenzív erdészeti kezelés, a legeltetés és a vadászat következtében. A mai erdőket fragmentált állományok és idegenhonos faültetvények jellemzik. A makrogomba közösségek monitoring vizsgálata eddig főleg erdőrezervátumokra (Kékes, Kőszegi-forrás, bükki Őserdő, Ropoly) terjedt ki, ezért szükség lenne átalakított, degradált élőhelyek rendszeres megfigyelésére is, hogy minél több információnk legyen az emberi beavatkozások vegetációra és azok gombaközösségeire gyakorolt hatásáról és ritka növényzeti típusok pl. fás legelők gombaközösségeinek összetételéről.

Jelen munka célja volt, a Belső-Cserehát ép és különböző degradáltságú vegetáció-típusaiból gyűjtött mikológiai és botanikai adatok felhasználásával bemutatni a vegetáció és a gombaközösségek kapcsolatának összefüggéseit, valamint az emberi beavatkozások vegetációra és a nagygomba-közösségekre gyakorolt hatásait.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Munkám célkitűzései az alábbiak voltak:

1. A Belső-Cserehát makrogomba-fajlistájának összeállítása.
2. A Belső-Cserehátra reprezentatív vegetációtípusok cönológiai felmérése és termőhelyi jellemzése, valamint a jellemző vegetációs egységek ökológiai mutatók és a természetességük alapján történő értékelése.
3. A Belső-Cserehát általános és az egyes mintaterületek részletesebb jellemzése a gombák fajszáma és funkcionális spektruma alapján.
4. A vizsgálati területre jellemző vegetációtípusok gombaközösségeinek cönológiai jellemzése, valamint összehasonlító elemzése.
5. A növényzeti típusok és a gombaközösségek diverzitásának, abundanciájának és természetességének vizsgálata statisztikai módszerek segítségével.
6. A Belső-Cserehát mikológiai szempontú természetvédelmi értékelése, a mintavételi területek jellemzése, a Vörös Listás fajok alapján.
7. A vizsgálati terület indikátor gombafajainak meghatározása és a mintavételi területek jellemzése az indikátor nagygombafajok alapján.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3. 1. A makrogomba-közösségek vizsgálata

Egy élőhely vegetációjának faji összetétele és az ott kialakult környezeti feltételek jelentősen befolyásolják a létrejövő gombaközösség minőségi és mennyiségi viszonyait. Régebben erősen megoszlottak a vélemények a gombaközösségek ökoszisztémában betöltött szerepéről. A gombák társulásokba való szerveződésének gondolata a közép-európai fitoconológiai iskolák hatására a gombakutatók között is felmerült. Több kutató (Pirk és Tüxen 1957; Jahn és mtsai 1967; Kreisel 1961; Kalamees 1979) véleménye szerint, a makrogombák úgynevezett „nagy-mikocönózisokat" hoznak létre, de ezek a növénytársulásoktól független közösségek, nem a növénytársulások strukturális elemei. Mások azt állították, hogy a makrogombák a növénytársulásokon belül kis cönológiai egységekbe, synusiumokba szerveződnek (Leischer-Siska 1939; Kotlaba 1953; Nespiak 1959; Bohus és Babos 1960, 1967; Lisiewska 1963, 1965) és ezek így a fitocönózisok strukturális és funkcionális elemei. Ubrizsy (1943; 1948) a makrogombák edényes növényekhez való szoros kötődését hangsúlyozza, ezért az önálló gombatársulások létét elveti.

A makrogombák cönózis-alkotásának vizsgálatánál a továbblépést a szubsztrátum függő funkcionális csoportok felismerése jelentette. Ilyen, speciális szubsztrátumon élő gombaközösségeket különböztetett meg Lisiewska (1974, 1978), aki talajon, (lomb- és fenyő avart bontókat és ektomikorrhizásokat) növényi- és állati maradványon, mohán és fán élő (lignikol) közösségeket állapított meg. Leégett területeken megjelenő, karbofil gombaközösségeket először Moser (1949), majd ezt követően többen is leírtak (Petersen 1971; Turnau 1984; Dix és Webster 1995; Sumorok 2001). Állati ürüléken élő koprofil gombaközösségek összetételének leírásával és szukcessziójával szintén több munka foglalkozott már (Pirk és Tüxen 1949; Arnolds 1981).

A növényektől erősebben függő gombafajok gombaközösségeken belüli arányai jelentősen befolyásolhatják a teljes gombaközösség növénytársulás függőségét is. A makrogombák egységes cönózisokként való kezelése a mai napig nem elfogadott, ennek oka az, hogy szorosabban társuló synusium értékű funkcionális csoportok többféle kombinációja is megjelenhet egy-egy növénytársulásban. A funkcionális csoportok szubsztrátum függősége miatt, különböző mértékben laza vagy szoros kapcsolat alakulhat ki a növénytársulásokkal.

A vegetáció jelentősen befolyásolja a gombaközösségek összetételét (Lisiewska 1978), így a cönológiailag távolabb álló növénytársulások gombaközösségei között kisebb a

hasonlóság, mint a cönológiailag hasonlók esetében (Bohus 1984). A talajon élő makrogombák mutatják a legközelebbi kapcsolatot az edényes növényekkel és így funkcionális és szerkezeti elemei is az adott fitocönózisnak. Bükkösökben és a bükkel elegyes, hasonló társulásokban mutatták ki, hogy a *Fagus sylvatica* jelentősen befolyásolta a gombaközösségek karakterét (Lisiewska 1974). A közép-európai lombhullató erdőtársulásokban élő mikorrhizás fajok főleg néhány domináns fafajjal (*Fagus, Quercus, Carpinus* fajokkal) alakítanak ki kapcsolatokat. A mikorrhizás gombák előfordulását a fapartnerrel kialakított kapcsolat határozza meg elsődlegesen, míg az adott élőhely abiotikus ökológiai faktorainak hatása másodlagos (Bujakiewicz 1992).

A gombaközösségek összetételét nemcsak a vegetáció fajösszetétele, hanem a különböző ökológiai faktorok is befolyásolják (Lisiewska 1978). A mikorrhizás gombaközösségekre a vegetáció fajösszetételén kívül környezeti tényezők is hatnak és ezek az abiotikus tényezők különböznek azoktól, amelyek a fapartner elterjedését befolyásolják (Nantel és Neumann 1992). A talajon élő makrogombák az erdőben kialakult élőhelyi feltételekkel, míg a szubsztrátumukhoz szorosan kapcsolódó lignikol fajok az erdőtársulásokkal mutatnak szoros kapcsolatot (Bujakiewicz 1989). A talajlakó gombaközösségek összetételét és diverzitását a klimatikus- és élőhelyi feltételek (Pál-Fám és mtsai. 2007), a xilofág gombaközösségét viszont a holt faanyag mennyisége és minősége (Kost és Haas 1989, Siller 2004) befolyásolja elsősorban.

A többletvíz hatása alatt álló ártéri erdőkben végzett kutatások azt mutatják, hogy ezekben az erdőtársulásokban az ökológiai csoportok közül a legnagyobb arányban a lignikolok fordulnak elő (Bujakiewicz 1973, 1977, 1987, 1989, 1994, 1997, 2001; Dörfelt 1981; Krisai-Greilhuber 1992; Winterhoff 1993; Krieglsteiner és Luschka 2000; Fodor és mtsai. 2001, 2002). A mikorrhizás fajok száma és aránya az ártéri erdőkben ugyanakkor alacsony (Kalamees 1980; Bujakiewicz 1987, 2001; Kost és Haas 1989) a tápanyagban (különösen N-ben) gazdag talajnak köszönhetően (Dörfelt 1981; Kost és Haas 1989).

Az élőhelyen uralkodó környezeti faktorok eltérően hatnak a makrogomba-közösségekre. A talajon élő, szaprotróf fajok érzékenyek a légköri nedvességre, ezért az év folyamán különböző gyakorisággal jelennek meg (Krisai-Greilhuber 1995; Fodor 2003). Számukra a pH és a talajnedvesség (Kuyper és mtsai. 1994; Lisiewska és mtsa. 1998), valamint a talajhőmérséklet (Ubrizsy 1955; Konecsni 1967, 1969) egyaránt fontos környezeti faktorok, amelyek a fajszámot és a produkciót is befolyásolják.

A mikorrhizás gombaközösségek fajösszetételét az elérhető nitrogén és foszfor (Kuyper és mtsai. 1994), a humuszréteg fizikai és kémiai (az avarréteg vastagsága, a humusz szervesanyag-tartalma) tulajdonságai (Nantel és Neumann 1992; Bujakiewicz 1994), a talaj bázistelítettsége és szervesanyag-tartalma (Hansen 1988), valamint a talajnedvesség (Lisiewska és mtsa. 1998) jelentősen befolyásolják. A mikorrhizás fajok pH-tolerancia tekintetében nagy változatosságot mutatnak (Kowalski és mtsai. 1996), azonban a túlságosan alacsony pH gátolja a legtöbb mikorrhizás faj termőtestképzését a nagyobb koncentrációban jelenlévő toxikus mikroelemek (Al, Mn) miatt (Dighton és mtsai. 1986).

A lignikol gombaközösség kevésbé érzékeny a csapadék éves változására (Krisai-Greilhuber 1992; Fodor 2003), jobban elviseli a szárazabb periódust (Hintikka 1993) és a talaj nedvességtartalma kevésbé befolyásolja a közösség fajösszetételét, mint a talajlakókét (Lisiewska és mtsa. 1998).

A hosszú ideig ható edafikus faktorok, mint pl. a talajhőmérséklet és talajnedvesség fontosabbak a makrogombák számára, mint a rövid ideig tartó változások, pl. a savanyúság mértéke (Müller és Gerhardt 1995). A lombkorona borítása által befolyásolt mikroklimatikus faktorok egyaránt erős hatást gyakorolnak a talajlakó- és a fán élő gombaközösségek összetételére (McMullan-Fisher 2008).

3. 2. A makrogomba-közösségek degradációja

A különböző emberi tevékenységek, mint amilyen a túlhasznosítás, az élőhelyek degradációja, fragmentációja és az idegen fajok behurcolása a biodiverzitás csökkenését okozzák, valamennyi élőlénycsoport esetében (Primack 1998). Számos kutatási eredmény alá támasztja, hogy az élőhelydegradáció kedvezőtlenül befolyásolja a makrogombák termőtestszámát és csökkenti a gombaközösségek fajdiverzitását (Winterhoff 1978; Ohenoja 1978, 1988; Dörfelt 1981; Winterhoff és Krieglsteiner 1984; Arnolds 1988, 1991; Zak 1992; Miller és Lodge 1997). Az élőhelydegradáció súlyosabb fenyegetést jelent a gombák fajdiverzitására, mint a fragmentáció, mert a makrogombák eloszlási mintázatát tájléptékben elsősorban az élőhelyi feltételek és csak kisebb mértékben az eloszlás és a populációdinamika határozza meg (Brown és mtsai. 2006).

A gazdálkodási módokban (erdőgazdálkodás, mezőgazdasági művelés) bekövetkezett változások, a légszennyezés és annak hatásai olyan fontos faktorok, amelyek

élőhelydegradációt okoznak és ezáltal csökkenthetik a makrogomba-közösségek fajdiverzitását (Arnolds 1988, 1991). Az emberi tevékenység által a légkörbe került nitrogén-oxidok és a kéndioxid közvetett hatásaként, a talajban megnövekedett nitrogéntartalom és a savas esők következtében csökken az ektomikorrhizás fajok száma és produkciója, míg a szaprotrófoké emelkedést mutat (Ohenoja 1994; Brandrud 1995; Kårén és Nylund 1997; Lilleskov és mtsai. 2001; Tarvainen és mtsai. 2003).

Az erdőállományok makrogomba-közösségeinek szerkezetét és fajdiverzitását az erdészeti kezelések módja és mértéke, a holt faanyag folyamatos jelenléte, valamint a faállomány kora jelentősen befolyásolja (Arnolds 1988; Kost és Haas 1989; Rücker 1990; Kost 1992; Lodge és Cantrell 1995; Hoiland és Bendiksen 1996; Senn-Irlet és Bieri 1999; Siller 2004; Küffer és Senn-Irlet 2005). A beültetett termőhelyidegen fafajok is módosíthatják a makrogomba-közösségek fajösszetételét (Ohenoja 1988). Lawrynowicz és mtsai (2002) erdeifenyővel (*Pinus sylvestris*) elegyes *Tilio-Carpinetum* és *Aceri-Tilietum* társulásokban azt találták, hogy a beültetett erdeifenyő aránya az egyes állományokban jelentősen befolyásolta a gombaközösségek fajösszetételét, mert a domináns fajok között sok erdeifenyőhöz kapcsolt faj jelent meg. A természetes és ültetett lucfenyvesek gombaközösségeinek fajösszetétele jelentős eltérést mutat, mivel az ültetett lucos fungája szegényebb, mint a természetes állományé, a gyakori és nem specifikus avarbontó- és lignikol fajok nagyobb aránya miatt (Kost 1992). Az emberi beavatkozások közül a túltartott vadállománynak is kedvezőtlen hatása van a gombaközösségek összetételére (Krisai-Greilhuber 1992). A legeltetésnek és a kaszálásnak kedvező hatása is lehet a makrogombák termőtestképzésére (Sadowska 1973; Arnolds 1980, 1981) olyan felhagyott legelők esetében, amelyek hosszú időn keresztül korábban legeltetve voltak. Az ehető gombák termőtesteinek gyűjtése jelentősen nem járul hozzá a fajok számának csökkenéséhez (Arnolds 1988).

Hazai viszonylatban, az élőhely-degradáció makrogomba-közösségekre gyakorolt hatásával több vizsgálat is foglalkozott. Kereszty (1986) szerint egy erdőtársulás az antropogén hatások ellenére is igen hosszú ideig képes megőrizni eredeti fungáját. A természetes állapotú erdők lignikol gombaközösségei diverzebbek, mint a kezelt- és az ültetett erdőké, viszont a talajlakó gombaközösségek esetében a termőhelyi feltételek meghatározóbbak, mint az élőhely degradációja (Siller és mtsai. 2004, 2006a; Pál-Fám 2002; Pál-Fám és mtsai 2007; Rudolf és mtsai 2012).

3. 3. A gombaközösségek diverzitásának és abundanciájának vizsgálata

A különböző élőlényközösségek, így a gombaközösségek diverzitásának vizsgálatára is elterjedtek a sokváltozós analízisek. Többen alkalmaztak már sokváltozós ordinációkat, mint pl. nemmetrikus sokdimenziós skálázást (NMDS), korreszpondencia analíziseket (CA, DCA) és főkoordináta analízist (PCoA) a gombaközösségek fajösszetételének összehasonlítására (Bendiksen és mtsai. 2004; Heillmann-Clausen és mtsai. 2005; Küffer és Senn-Irlet 2005; Brown és mtsai. 2006; McMullan-Fisher 2008). Szintén elterjedt módszer a redundancia- és a lineáris regresszió analízis (RDA, LRA) (Küffer és Senn-Irlet 2005; Küffer és mtsai. 2008), valamint a klasszifikáció és a Mantel-teszt is (Siller és Maglóczky 2002; Benedek és mtsai 2005; Gabel és Gabel 2007; McMullan-Fisher 2008).

A fajgazdag közösségeket log-normal vagy ún. „törött-pálca" eloszlással lehet jellemezni (Magurran 1988). Dominancia-diverzitás görbéket eddig csak néhány esetben használtak a makrogomba-közösségek összehasonlítására (Siller 2004; Siller és mtsai. 2004, 2006a; Pál-Fám és mtsai. 2007; Benedek és Pál-Fám 2011; Pál-Fám 2011; Rudolf és mtsai. 2012), pedig ez egy jól ismert módszer más taxonok, pl. az edényes növényközösségek természetességének kutatásában (Naveh és Whittaker 1979; Tóthmérész 1995, 1997). A kis- és nagy fajszámú közösségek vizsgálatára egyaránt alkalmasak a Rényi-féle diverzitás-függvények, amelyek a parametrikus diverzitási indexek közé tartoznak (Rényi 1961). Ezek alkalmazása a makrogomba-közösségek diverzitásának vizsgálatára szintén kevésbé elterjedt (Siller 2004; Siller és mtsai. 2006a; Pál- Fám és mtsai. 2007; Benedek és Pál-Fám 2011; Pál-Fám 2011; Rudolf és mtsai. 2012).

A természetvédelmi gyakorlatban (beleértve a védett területek kiválasztását) a makrogombák háttérbe szorulásának fő oka az abundanciájukkal, elterjedésükkel és a taxonómiai diverzitásukkal kapcsolatos információ hiánya. Ezeket a problémákat már megpróbálták kiküszöbölni jobban ismert helyettesítő taxonok, mint például az edényes növények használatával. Az edényes növényeket gyakran alkalmazzák helyettesítőnek más taxonok diverzitásának becslésére, mivel azok a szárazföldi ökoszisztémák szerkezetének alapvető komponensei, tükrözik a környezeti feltételeket, élőhelyül szolgálnak más organizmusok számára és könnyű a mintavételezésük (Ryti 1992; Pharo és mtsai. 2000; Chiarucci és mtsai. 2005; Santi és mtsai. 2010). Több tanulmányban már igazolták a gombaközösségek és a növénytársulások összetételének egyezését (e.g. Nantel és Neumann 1992; Packham és mtsai. 2002; Saetersdal és mtsai. 2003; Chiarucci és mtsai. 2005, Brown és

mtsai. 2006; McMullan-Fisher és mtsai. 2010). Azonban nincs kielégítő bizonyíték arra, hogy a nagyobb növénydiverzitás nagyobb gombadiverzitást jelez: kontinentális skálán Schmit és mtsai. (2005), míg regionális skálán Villeneuve és mtsai. (1989), Gabel és mtsa. (2007), valamint McMullan-Fisher (2008) jelentős pozitív korrelációt találtak. Viszont Chiarucci és mtsai. (2005), valamint Santi és mtsai. (2010) nem tudtak kimutatni szignifikáns korrelációt a két közösség fajgazdagsága között. Gómez-Hernández és mtsa. (2011) pedig negatív korrelációt találtak a makrogombák fajgazdagsága és a lombkoronaszint fafajainak gazdagsága között. Szimulációs tanulmányokban (Virolainen és mtsai. 2000; Chiarucci és mtsai. 2005; McMullan-Fisher és mtsai. 2010) kimutatták, hogy a növénytársulások alapján nem lehet maximalizálni a gombadiverzitást akkor sem, ha statisztikai összefüggés van a két csoport összetétele között. Virolainen és mtsai. (2000), valamint McMullan-Fisher és mtsai. (2010) igazolták, hogy az élőhelyek random kiválasztása jobb, mint a növényfajok alapján való kiválasztás. Az ellentétes eredmények hátterében több tényező is állhat: (1) a tanulmányok különböző térbeli skálán készültek (Flather és mtsai. 1997) (a meta-analízises vizsgálattól több vegetációtípus degradációs állapotának összehasonlításáig); (2) a különböző gombaközösségek különböző környezeti faktorokra lehetnek érzékenyek és különböző helyettesítő csoportokkal korrelálhatnak (cf. Villeneuve és mtsai. 1989); (3) a megelőző tanulmányok inkább a fajgazdagságra és a fajösszetételre fókuszálnak és elhanyagolják a gombadiverzitás más komponenseit (pl. egyenletesség).

A Közepes Zavarási Hipotézis szerint a diszturbancia alacsony vagy magas szintje csökkenti a diverzitást, míg egy mérsékelt zavarás vezet a legnagyobb fajdiverzitáshoz (Grime 1973; Connell 1978; Hobbs és Huennecke 1992). Ezt a hipotézist az edényes növényeknél (Kim és mtsai. 2002; Rejmánek és mtsai. 2004) és a madaraknál (Lepczyk és mtsai. 2008) is igazolták. A gombák esetében a hipotézis bizonyítására csupán egyetlen ilyen vizsgálatot végeztek Sobek és Zak (2003) révén, akik talajban élő gombaközösségek funkcionális diverzitását vizsgálták ember által bolygatott erdőkben és szintén egy közepes zavarási szintnél tapasztalták a legnagyobb diverzitást. Azonban makrogombáknál eddig még nem mutattak ki ilyen törvényszerűséget.

3. 4. A makrogombák védelme, a veszélyeztetett nagygombák Vörös Listája

Védett nagygombafajokat magában foglaló lista először Tadzsikisztánban jelent meg 1980-ban. 1985-ben megalakult az ECCF (European Council for the Conservation of Fungi), amelynek legfontosabb feladata a gombák védelmére irányuló intézkedések koordinálása. Koune (1999) a gombavédelem európai helyzetéről írt tanulmányából kiderült, hogy 1999-ig már 25 országban foglalkoztak a nagygombák védelmével. A Vörös Listák nemcsak azért jelentősek, mert tartalmazzák a veszélyeztetett gombafajokat, hanem segítenek a vizsgálati területek természetvédelmi értékelésében is. 2003-ban az ECCF javaslatot tett 33 Európa-szerte ritka és több országban Vörös Listás nagygombafajra, hogy helyet kapjanak a Berni Egyezmény I. függelékében (Dahlberg és Croneborg 2003). Ezek a fajok a leginkább veszélyeztetettek élőhelyük elvesztése és degradációja következtében. S bár ez a kezdeményezés sikertelen volt, a mikológusok további erőfeszítéseket tesznek, hogy felhívják a figyelmet a gombafajok és élőhelyeik védelmének fontosságára. Európában már több országban, mint például Belgium, Észtország, Németország, Románia, Svájc, Nagy-Britannia, Skócia jelöltek ki védett területeket a makrogombák alapján (Senn-Irlet és mtsai. 2007). 2010-ig, 33 európai országban jelentek meg nagygombákat tartalmazó Vörös Listák, amelyek azt mutatják, hogy az európai nagygombák legalább 10%-a veszélyeztetett a megváltozott tájhasználat és a nitrogén feldúsulás következtében (Dahlberg és mtsai. 2010). 2010-ben elkészültek az új IUCN kategóriák és azok kritériumainak nagygombákra vonatkoztatott magyarázata is (Dahlberg és Mueller 2011). A nagygombák megőrzésében a szakmai szervezetek mellett, fontos szerep jut a különböző nem szakmai társadalmi szervezeteknek is, ezért ezek összehangolt együttműködésére nagy szükség van (Barron 2011).

A hazai nagygombák védelmének gondolata először Babos (1989) munkájában jelent meg, majd nem sokkal ezután 1993-ban, létrejött az első Vörös Lista-tervezet Siller és Vasas összeállításában, amit 1995-ben átdolgoztak. A nemzetközi természetvédelmi szervezetek ajánlásait (ECCF; IUCN) figyelembe véve, valamint külföldi és hazai irodalmi adatok felhasználásával készült el Rimóczi (1997) Vörös Lista-tervezete, amely 470 védendő taxont tartalmazott, majd 1999-ben a „Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös Listája" (Rimóczi és mtsai. 1999). Ez a munka és a megelőző Vörös Lista tervezetek nagy segítséget nyújtottak a hazai vizsgált területek mikológiai szempontú természetvédelmi értékelésében. Pál-Fám (1999a/b; 2001) a Mecsekben, Siller (1999) a Mátrában, Tóth (1999) a Gyepes-völgyben, Pál-Fám és Rudolf (1999); Rudolf (2003) a Belső-Cserehátban, Rimóczi (1993) a

Soroksári Botanikus Kertben, Fodor és Pál-Fám (2001) a Szigetközben, Benedek (2002; 2011) a Pilis-hegységben és a Börzsönyben végzett ilyen vizsgálatokat.

Bár a természetvédelem feladata valamennyi élőlénycsoportnál a fajdiverzitás megőrzése mellett az élőhelyek védelme is, Magyarországon a makrogombák faj- és élőhely alapú védelme csak lassan fejlődik. Mindössze 35 nagygombafaj került jogi védelem alá 2005-ben (Siller és mtsai. 2006/b) és a makrogombák alapján kijelölt védett területek még teljesen hiányoznak.

3. 5. A makrogombák, mint indikátorok

A nagygombák indikátor szerepének vizsgálata egy dinamikusan fejlődő tudományterület. A természetességet jelző nagygombafajok mellett egyre inkább előtérbe kerül az élőhelydegradációt jelző fajok kutatása is. Az erdők állapotának értékelésében sokat segíthet a jellemző ökológiai csoportok (tápanyagban gazdag élőhelyeket vagy a faanyag lebomlási fázisait jelző fajok) megléte vagy hiánya (Dörfelt 1981; Kost és Haas 1989; Winterhoff 1993).

Bujakiewicz (1992) talajon élő makrogombákat vizsgált lombhullató erdőkben és jellemző indikátor fajokat is elkülönített, mint pl. mull-humuszt indikáló, tápanyagban gazdag talajt, vagy mésztartalmat jelző fajokat. Lisiewska (1974) szintén detektált mésztartalmat jelző és acidofil fajokat egyaránt. Ártéri erdőkben, degradált élőhelyeken növő *Conocybe* fajok tápanyagban gazdag talajt és zavarást jeleznek (Bujakiewicz 1987), továbbá szintén zavarást jelez az újraerdősítés korai stádiumához kötődő *Laccaria laccata* és a *Hebeloma sacchariolens* (Bujakiewicz 2001) is. Sok mikorrhizás faj igen érzékeny a levegőszennyezés közvetett hatásaira. Ilyen stresszérzékeny fajok a *Chroogomphus rutilus, Cortinarius brunneus, C. semisanguineus* (Tarvainen és mtsai. 2003). A *Paxillus involutus* viszont a légszennyezés hatásaival szemben toleráns, nitrofil faj (Wallander 1995; Lilleskov és mtsai. 2001; Tarvainen és mtsai. 2003). Az úgynevezett ureofil fajok, mint amilyen a *Paxillus involutus*, a *Laccaria bicolor* és a *Lactarius rufus* jelzik az urea magas koncentrációját a talajban (Sagara 1975).

A tápanyagban szegényebb, száraz gyepeket jelző *Hygrocybe, Clavaria, Clavulinopsis* nemzetségek fajai kitűnő bioindikátorok, amelyek hiányukkal jelzik a talaj

tápanyagtartalmának növekedését (Lange 1982). Tápanyagban szegényebb, száraz gyepeket jelző fajokat Adamczyk (2011), Arnolds (1981) és Gumińska (1997) is megállapított.

Magyarországon, 1999-ben hazai mikológusok (Rimóczi és Pál-Fám 1999) kidolgozták a nagygombák monitorozásának módszertani alapjait, amelyet többször módosítottak (Pál-Fám 1999, Rimóczi és mtsai 2000). A Nemzeti Biodiverzitást Monitorozó Rendszer keretén belül erdőrezervátumok, más kutatások során pedig különböző természetességű vegetációtípusok makrogomba-közösségeinek vizsgálatakor is találtak olyan fajokat, amelyek az erdők speciális környezeti állapotait indikálják: így például természetes állapotot, idős erdőállományokat, zavarást és bolygatást, a faanyag optimális és végső korhadási fázisát jelző fajokat (Pál-Fám 2002; Siller és mtsa. 2002; Pál-Fám és Rudolf 2003; Rudolf 2003; Siller és mtsai. 2004; Benedek 2011). Eddig, mintegy 99 hazai indikátorfajt sikerült megállapítani (Pál-Fám és mtsai. 2005).

3. 6. A Belső-Cserehát mikológiai és botanikai vizsgálata

Magyarország területének jelentős része mikológiai szempontból alig vagy egyáltalán nem kutatott, ilyen terület a Belső-Cserehát is, amely vizsgálataink kezdetéig (1995) a feltáratlan területek közé tartozott. A Belső-Cserehát mintaterületein végzett mikológiai kutatások eredményeiből már több szakdolgozat, konferenciaabsztrakt és publikáció született (Pál-Fám 1997, 1999a; Pál-Fám és Rudolf 1999, 2003; Rudolf 2003; Rudolf és Pál-Fám 2004, 2005; Rudolf és mtsai. 2006, 2007, 2008, 2009, 2012).

Botanikai kutatásokat 1996 óta végeznek a Cserehát területén, de főleg az Észak-Cserehátban. Védett növényfajok előfordulási adatait Farkas (1996) gyűjtötte össze, Penszka gyepekben végzett vizsgálatait több publikációban jelentette meg (Penszka 1997, 1998; Penszka és Salamon 1997a/b), Vojtkó és Marschall (1996, 1997) pedig erdőket vizsgált a Tájvédelmi Körzet területén, amelyekről vegetációtérkép is készült. A Belső-Cserehátban először 1995-1996-ban és 2004-2005-ben végeztek növénycönológiai- és ökológiai felméréseket (Csoltkó 1997; Rudolf 1997; Rudolf és mtsai. 2008). A MÉTA program keretében 2003-2006 során, a csereháti élőhelyek felmérését Farkas készítette el.

4. ANYAG, MÓDSZER

4.1. A Cserehát általános jellemzése

4.1.1. Geológiai felépítés és talajtípusok

A Borsodi dombvidék tekintélyes részét képező *Cserehát kistájcsoport* (szubrégió) (Marosi és Somogyi 1990) ─ amelyhez még két kistáj, a Szendrői-rögök és a Rakacai-völgymedence tartozik ─, a Bódva, a Sajó, a Szendrői-szigethegység, az országhatár és a Hernád által körülhatárolt terület kiterjedése több, mint 1300 km².

A Cserehátot geológiailag a pannon emelet képződményei, agyag és homokból álló rétegcsoportok építik fel. Magaslatait a homokos és agyagos közbetelepüléseket is tartalmazó kavicstakaró fedi (pl. Kecske-pad 339 m). A felszín nagy részét borító lösz a pleisztocénban, a patakok ártéri üledékei a holocénban képződtek (Dorgai 1986).

A területen legnagyobb arányban a mérsékeltövi lomberdőklíma hatása alatt álló barna erdőtalajok fordulnak elő. Az Aggteleki Nemzeti Park Cserehátot is ábrázoló talajtérképe (**1. ábra**) alapján, lösz alapkőzeten, délről észak felé, „klímazonális grádiens” mentén a csernozjom barna erdőtalaj típus, a Ramann-féle barna erdőtalaj típus, majd legészakabbra és egyben legnagyobb kiterjedésben az agyagbemosódásos barna erdőtalaj típus (Stefanovits 1963) alakult ki. A meredekebb hegyoldalakon a lösz erodálódása miatt felszín közelébe került ágyazati kőzeten, kőzethatású talajok keletkeztek. Ezek rendzina talajok, melyek legnagyobb kiterjedésben a Rakaca mentén fordulnak elő. A legerodáltabb felszíneken romtalajok, főleg köves-sziklás váztalajok, az erózió bázis felé a völgyekben lejtőhordalék talajok, a folyóvizek mentén pedig nyers öntéstalajok alakultak ki. A hordalékborítás csökkenésével az öntéstalajok réti öntéstalajokká és réti talajokká alakultak (Dobány 2010).

4.1.2. Klímatikus jellemzők

A Cserehát klímája viszonylag hűvös, évi középhőmérséklete 8–8,5 °C között van. A tenyészidőszakra eső középhőmérséklet 15,5–16 °C. A vizsgálati területen, az egyes mintavételezési években a havi hőmérséklet átlagok nagyon hasonlóan alakultak. Kisebb eltérések csak a vegetációs periódus elején és végén voltak (március és november). A havi átlaghőmérséklet maximuma július-augusztus hónapokra esik (**függelék 1. ábra**).

A Cserehát Magyarország klímazonális vegetációs övei közül a tölgyes-erdők övébe sorolható (Borhidi 1961; Hortobágyi és Simon 1981) (**függelék 2. ábra**). Az évi csapadékmennyiség 600 mm körül mozog, ez elég alacsony érték, bár jelentősebb része,

mintegy 400 mm a tenyészidőszak alatt hullik le. Az évi napsütéses órák száma 1650, ebből a tenyészidőszakra esik 1300 óra. A borult napok évi átlagszáma 110, a derült és ködös napoké 60-60. Az uralkodó szélirány északkeleti. (Erdészeti jelentés, Encs 1993). A vizsgálati területen a vegetációs időszakot (március-november) figyelembe véve a csapadék eloszlásában jelentős különbségek vannak az egyes mintavételezési évek között (**függelék 3. ábra**). Az 1995-ös évben három csapadékmaximum (április, június, augusztus) található, de a csapadék eloszlása egyenetlenebb, mint 1996-ban ahol két csapadékmaximumot (április és augusztus folyamán) lehet megkülönböztetni. Az 1998 és 2002-es év hasonlít egymáshoz a csapadék maximumokat (július, október) tekintve, de az 1998-as év csapadékeloszlása egyenletesebb. 2004-ben 3 csapadékmaximum van (március, július, október), a csapadék eloszlása egyenletesebb, mint a 2005-ös évben, ahol májusban és augusztusban van a csapadékmaximum. A vizsgálati években különösen az őszi aszpektusban (szeptember-október) volt jelentős a gombafajok száma és termőtestképzése, amelyhez megfelelő feltételt biztosított a mintavételezési évek július-augusztusi csapadék maximuma.

4.1.3. Növényföldrajzi jellemzés

A Cserehát a magyar flóratartomány (*Pannonicum*) Magyar Középhegységi flóravidéke (*Matricum*) északkeleti szárnyának Tornai Karszt flórajárásába (*Tornense*) tartozik (Hortobágyi és Simon 1981). A terület klimazonális erdőtársulása a cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*), de egykor nagy kiterjedésben voltak jelen a tatárjuharos lösztölgyesek (*Aceri tatarici-Quercetum roboris*) és a gyertyán elegyes mezei juharos tölgyesek (*Aceri campestri-Quercetum roboris*) (Zólyomi 1989).

További kis mértékű mezoklimatikus változatosságot okoz, extrazonális társulások megjelenését előidézve, a terület lankás dombvidéki jellege. A klímazonálistól eltérő növénytársulások kialakulásánál lényegesebb szerep az edafikus hatásoknak jut.

A középkori erdősítések és erdőhasználat következtében az őserdők átalakultak, területük alapján másodlagos szerepet töltenek be (**függelék 4. ábra**). A fragmentált erdőállományok jelenleg intenzív erdészeti, vadászati és részben legeltetési használat alatt vannak, jellemzőek a tájidegen fafajokból kialakított faültetvények, spontán terjedő idegenhonos növényfajokkal. A terület nagy részén mezőgazdasági művelést folytatnak, csak Pusztaradvány mellett a Messzelátóhegy, Szemere, Litka és Hernádpetri, Hidasnémeti környéke őrzött meg valamit az egykori tölgyesekből. A mai táj egyértelműen kultúrtáj.

4.1.4. A Cserehát erdőtörténete

A Cserehát erdeinek zöme az elmúlt évszázadokban — a mezőgazdasági területekkel együtt — nagybirtokosok tulajdonában volt. A XIX. század felé e nagybirtokok jelentős része felbomlott és az erdőket kisnemesek, közép- és kisbirtokosok vásárolták meg. Ezek a tulajdonosok az úrbéreseket az erdőtulajdonból szinte teljesen kiszorították. Ekkor és az ezt követő időben a rendszeres, üzemterv szerinti gazdálkodás kezdetleges nyomai csak néhány megmaradt uradalmi erdőbirtokon lelhetők fel. Az erdők nagyobb részében a fahasználat rendszertelen és túlzott mértékű volt és a tulajdonosok úgyszólván semminemű erdőművelési munkát nem végeztek. Az erdőket 20–80 éves vágásfordulóban és legnagyobbrészt sarjerdő üzemmódban kezelték, sokat közülük cserkéreg termelésre használtak (Mayer 1968). Ezt a helyzetet súlyosbította a kiterjedten folytatott erdei legeltetés, mert a legelők szűkössége következtében az erdei legelőknek (Fancsal, Fáj, Irota, Abod stb.) komoly szerep jutott a csereháti állatállomány (szarvasmarha, sertés, ritkábban ló és birka) ellátásában (Erdészeti jelentés, Encs 1993).

A kíméletlen gazdálkodás a természetes erdők mélyreható átalakulását idézte elő és lényeges eltolódást okozott az egyes erdőtípusok területi megoszlásában. Jelentős a degradáció a gyertyános-tölgyesekben, mert hol a gyertyán hatalmasodott el és szorította ki a tölgyeket, hol pedig fordítva. Sok erdőterület a helytelen fahasználat és a legeltetés következtében elvesztette zárterdő jellegét és bokorerdővé degradálódott. Általános leromláshoz vezetett az is, hogy az ápolás, a felszabadító és elegyarányt szabályozó tisztítás jóformán teljesen elmaradt. Ennek következtében igen sok elhanyagolt, felnyurgult, vagy böhöncök alatt sínylődő fiatalos jött létre. Kultúrerdőt aránylag keveset lehet találni a régebbi múltból, amit egy-egy erdei- és feketefenyves erdőrészlet és néhány akáccal betelepített vízmosás jelez (Erdészeti jelentés, Encs 1993).

A második világháborút követően 1950-ig nem sokat változott a helyzet. A cégek nyerészkedő, "mentsd a menthetőt" alapon végzett kitermelései, a megfelelő szakszemélyzet és a felújításhoz szükséges szaporítóanyag hiánya talán még rontott is az erdők állapotán. Az államosítás után, az ötvenes évek elején megkezdődött a régi felújítási hátralékok felszámolása, valamint jelentős nagyságú erdőtelepítést is végeztek. Ám ezzel a hirtelen ugrással nem tudott lépést tartani az ápolás s így annak hiányában ment tönkre igen sok erdősítés. Az ötvenes évek közepétől, mikor már rendszeresebbé vált a gazdálkodás és üzemtervek is készültek, valamint megindult a nagymérvű csemetetermelés is, jobban érzékelhető a javulás (Mayer 1968; Erdészeti jelentés, Encs 1993).

4.2. Mintaterületek, mintavétel, vizsgálati módszerek

A vizsgálati terület, a Belső-Cserehát, e kutatások kezdetéig (1995) a feltáratlan területek közé tartozott mikológiai és növénytani szempontból egyaránt.

4.2.1. Mintaterületek és mintavétel

A Belső-Cserehátra jellemző növényzeti egységek és az itt előforduló gombaközösségek együttes megjelenését reprezentáló mintavételi helyek kerültek kiválasztásra elsődlegesen. A fentieken belül olyan területek kijelölése történt meg, melyek a növényzet előzetes felmérése alapján különböző degradáltsági állapotokat mutattak. A minták mérete a gombacönológiai méretekhez igazodik, a mintavételi helyek kiválasztása és a felvételezés módszere a fitocönológiai kvadrátmódszert (Zürich-Montpellier-módszer) követi. A mintaterületek többsége Miskolctól 50-80 km-re, Abaújlak- Szanticska (48° 24'N, 20° 57'E), Nyésta (48° 23'N, 20° 58'E), valamint Irota (48° 24'N, 20°52'E), Szendrőlád (48°20'N, 20°44'E) és Büdöskútpuszta (48°22'N, 20°44'E) környékén helyezkedik el (**függelék 5. ábra**). További területek vannak még Büdöskútpuszta, Felsővadász, Gagybátor és Szebenye közelében, melyekben csak egy mintavételezés történt, ezért ezek csak a fajlista összeállításánál játszottak szerepet (**függelék 1. táblázat**).

A növénycönológiai minták (5 mintaterület/társulás) a nyéstai és abaújlaki termőhelyeken 1995–96-ban, az irotai, szendrőládi és büdöskútpusztai termőhelyeken pedig 2004–05-ben készültek tavaszi és nyári aszpektusban. A 25x25 m^2-es állandó mintavételi kvadrátokban feljegyeztük az előforduló edényes növényfajokat (fásszárúak és lágyszárúak egyaránt) és megbecsültük %-os borításukat a gyep-, cserje- és lombkoronaszintben (Bullock 2006). Az edényes növények határozása Simon munkája (2000) alapján történt.

Ismert, hogy sok makrogombafaj elterjedési mintázata évről-évre változik (Watling 1995) a különböző klimatikus és edafikus feltételek miatt, ezért több éves intenzív felmérésekre van szükség egy vegetációs egység makrogomba-közösségének leírásához (Tofts és Orton 1998). A Gombacönológiai mintavételezésekre, valamennyi mintaterületen évente 5–8 alkalommal, július–november között került sor (**függelék 2. táblázat**). A tavaszi aszpektus sporadikus, statisztikailag elhanyagolható gombaelőfordulásait nem vizsgáltuk. A mintavételi kvadrátokban feljegyeztük a fajokat és termőtestszámaikat a minőségi és mennyiségi vizsgálatokhoz. A félterülő termőtestű fajok esetében a termőtestszám becslése a következőképpen történt: az elkülönülten nőtt termőtestek átlagos mérete irodalmi adatokból

(Hansen and Knudsen 1997) kigyűjthető, ezért ezeket használtuk az abundancia becsléshez úgy, hogy felszoroztuk a termőtestszámmal.

A gombacönológiai minták őszi felvételezésével egyidőben, a mintakvadrátokból talajfúró (Holger-fúró) segítségével, a felső 20 cm-ből bolygatott talajmintavételezés (5 fúrás/mintaterület) történt. A talajtípus meghatározása a legfeljebb 120 cm mélységig vett fúrómagminták helyszíni értékelése és laboratóriumi vizsgálatok alapján készült.

4.2.2. A Belső-Cserehát nagygomba-fajlistájának összeállítása

A nagygomba-fajlista összeállításánál a rendszertani besorolás rend szintig Alexopulos és mtsai (1996), családoktól lefelé Krieglsteiner (1991, 1993), míg a fajnevek megjelölése az Index Fungorum (CABI 2013) alapján történt. A *Xerocomus* nemzetségnél Ladurner és Simonini (2003), a *Boletus erythropus* és a *Clitocybe geotropa* fajoknál Krieglsteiner (2000, 2001) munkáit követi. A fajnév után az auctor, a rend- és a családbesorolás, az előfordulási adatok száma, ezt követően a funkcionális csoport jele Arnolds és mtsai (1995) alapján (**függelék 3. táblázat**), majd a hazai veszélyeztetettséget minősítő IUCN kategória következik Rimóczi és mtsai (1999) szerint (amennyiben a faj rendelkezik ilyennel) (**függelék 4. táblázat**).

Majd a vegetációtípus és a település neve olvasható. Abban az esetben, ha az adott fajnak legalább 10 előfordulási adata van, de ennek zöme kevés növényzeti típust érint, a vegetációtípus csillagozva (*) szerepel. A fajok többségéhez rövid megjegyzés is tartozik.

A gombafajok jelentős részéről fotó és/vagy fungárium, valamint mintegy 200 fajnak a spóráiról mikroszkópos felvétel is készült a módosított Herpell-féle módszerrel.

A határozás az alábbi művek alapján történt: Alessio (1985), Antonin és Noordeloos (1993), Basso (1999), Brandrud és mtsai (1989, 1992, 1994, 1998), Breintenbach és Kränzlin (1981, 1986, 1991, 1995, 2000), Candusso (1997), Cappelli (1984), Cetto (1978–1993), Dennis (1978), Hansen és Knudsen (1992, 1997), Heilman-Clausen és mtsai (1998), Holec (2001), Igmándy (1991), Jülich (1989), Kits Van Waveren (1985), Korhonen (1984), Kreisel (1962), Maas Geesteranus (1992), Merlo és Traverso (1983), Moser (1963, 1974, 1993), Noordeloos (1992), Phillips (1981), Rimóczi és Vetter (1990), Riva (1988), Ryvarden (1976, 1978), Sarnari (1998) és Wasser (1993).

4.2.3. A vizsgált növényzeti típusok cönológiai és termőhelyi jellemzése és ökológiai mutatók alapján történő értékelése

A növényzeti típusok cönológiai és termőhelyi jellemzése, összesen 66 saját cönológiai felvétel felhasználásával, cönológiai és ÁNÉR besorolásuk Borhidi és Sánta (1999), Borhidi (2003), valamint Bölöni és mtsai. (2011), erdőtipológiai jellemzésük Mayer (1968) alapján készült. A vegetáció típusokat a gombák termőtestképzését leginkább befolyásoló ökológiai mutatók (talajnedvesség, talajreakció és nitrogén index) felhasználásával, (Borhidi 1995) csoportrészesedés és csoporttömeg alapján, vegetációs egységenként kerültek értékelésre. A szociális magatartás típusok (Borhidi 1995) felhasználásával történt a cönológiai felvételben előforduló degradáltságot jelző fajok % -os arányainak számítása, alkalmazva a degradáltsági % értékkategóriáit (DC) ép: 0-20%, enyhén zavart: 20-30%, közepesen zavart: 30-50%, erõsen zavart: 50-70%, teljesen leromlott: 70-100%, Morschhauser (1995) alapján.

A talajvizsgálatok Magyar szabvány szerint, a PTE Növényrendszertani és Geobotanikai Tanszék és Botanikus Kert növényökológiai laboratóriumában készültek.

4.2.4. A vizsgálati területre jellemző vegetációtípusok gombacönológiai jellemzése és összehasonlítása

Hat növényzeti típus állományaiban készült gombacönológiai felmérés. Valamennyi mintaterületen feljegyzésre kerültek az ott előforduló fajok és a mintavételi kvadrátokban a fajok termőtestszámai. A talajlakó (mikorrhizás, talajon élő szaprotróf) és a faanyagon élő (xilofág szaprotróf, nekrotróf parazita) nagygomba-közösségek értékelése a különböző szubsztrátum miatt, külön-külön történt. Az adott vegetációtípusban csak esetlegesen előforduló, speciális szubsztrátumon (növényi maradványon élő, mohához kötött) élő fajok nem szerepelnek a cönológiai jellemzésben, mert ezek nem állandó alkotói a gombaközösségeknek (Arnolds 1992).

A gombacönológiai jellemzéshez használt mutatók:

- a dominancia (D) (eudomináns, domináns, szubdomináns csoportosítás nélkül), ami az adott faj termőtestszáma x 100 / össztermőtestszám (Bohus és Babos 1960).
- a teljes termőtestdenzitás (tDCy) ami a termőtestszám x 1000 / mintaterület mérete m²;
- az átlagos évi termőtestdenzitás (aDCy), ami tDCy / évek száma;
- az időbeli frekvencia (tTF), ami az adott mintaterületen az előfordulási adatok száma az összes mintavétel alatt (Arnolds 1981).

Valamennyi mintaterület esetében értékeltük a fajszám alapú funkcionális spektrumot, a kvadrátoknál pedig a termőtestszám alapú funkcionális spektrumot. A vegetáció típusokat a domináns, a frekvens és a lokális karakterfajok (ahol előfordult) alapján is jellemeztük. A lokális karakterfaj fogalma a gombacönológiában eltér a botanikában használttól, mert azt jelenti, hogy az adott faj egy adott területre nézve (itt a Belső-Cserehát) csak és kizárólag egy-egy adott társulásban fordul elő.

4.2.5. A növénycönológiai felvételek és a gombaközösségek klasszifikációja és ordinációja

A mintaterületek vegetációjának összehasonlítása jelenlét-hiány és abundancia adatok sokváltozós analízisével, a Syntax programcsomag (Podani 2001) felhasználásával készült. A klasszifikációs adatok számítása csoportátlag (UPGMA) eljárással és Jaccard koefficiens alkalmazásával, az ordinációs adatoké főkoordináta analízissel (PCoA) és Bray-Curtis hasonlósági koefficienssel történt.

A mintaterületek gombaközösségeinek összehasonlításánál a klasszifikációs adatok számítása csoportátlag (UPGMA) eljárással és Sorensen koefficiens alkalmazásával, az ordinációs adatoké főkoordináta analízissel (PCoA) és Bray-Curtis hasonlósági koefficienssel készült.

4.2.6. A gombaközösségek diverzitásának összehasonlítása

A Belső-Cserehátban egy felhagyott természetközeli és 6 különböző mértékben degradált növényzeti típus talajlakó- és lignikol gombaközösségeinek diverzitás vizsgálata készült el. A nyéstai és abaújlaki (gyertyános-tölgyes; cseres-tölgyes1, 2; erdeifenyves), valamint az irotai, szendrőládi és büdöskútpusztai (fás legelő, bükkös, lucos) növényzeti típusok összehasonlítása elkülönítve történt az eltérő mintaterületszám miatt. Összehasonlításra kerültek a különböző mintavételi területek adataiból készült faj-abundancia görbék (Whittaker 1970). Az analízis során, a talajon élő- és lignikol fajok termőtestszámának kezelése a csoportok eltérő sajátosságai miatt elkülönítve történt. Valamennyi elemzés a NuCoSa programcsomag (Tóthmérész 1993) felhasználásával készült.

A diverzitás skálafüggő jellemzése a Rényi-féle entrópia típusú diverzitás függvények (Rényi 1961) felhasználásával készült, amelyek egyaránt használhatóak kis- és nagy fajszámú közösségek esetében. A gombáknál a faj-termőtestszám diverzitás számítása a fán és a talajon élőkre külön-külön történt.

4.2.7. A makrogombák diverzitása, abundanciája és az edényes növények diverzitása és egyenletessége közötti összefüggés vizsgálata

A vizsgálathoz a Belső-Cserehát aktuális növénytakaróját jól reprezentáló növényzeti egységek kerültek kiválasztásra: egy felhagyott természetközeli bükkös, zonális cseres-tölgyesek, egy extrazonális gyertyános-tölgyes, egy fás legelő, valamint egy erdeifenyő és egy lucültetvény. A leggyakoribb erdőtípusból (zonális cseres-tölgyes) két mintaterület, más erdőtípusokból pedig 1–1 mintaterület lett kiválasztva. A nagyobb kiterjedésű (1–3 ha) és heterogénebb állományokban 5 mintavételi kvadrát, míg a kisebb (<1 ha) és homogénebb állományokban 1 mintavételi kvadrát kijelölése történt meg. Így a 6 vegetáció típus 7 állományában összesen 19 mintavételi kvadrát készült.

Diverzitási indexek alkalmazása

Sokféle diverzitás index létezik (Magurran 2004), amelyek érzékenyek lehetnek a különböző abundancia eloszlásokra, ezért eltérő módon állíthatják sorba a közösségeket (Hurlbert 1971; Tóthmérész 1995). Ezt a problémát az egyszerű diverzitás indexek (Tóthmérész 1995) helyett a parametrikus diverzitási index-családok (Rényi 1961; Hill 1973; Aczél és Daróczy 1975; Patil és Taillie 1979; Keylock 2005) használatával tudjuk feloldani. Ezek az index-családok változó érzékenységet mutatnak a ritka és gyakori fajokkal szemben a skálaparaméter változásával. Jost (2006) szerint, az entrópia helyett a tényleges fajszámot kellene használni a diverzitás egységeként. Ezt a javaslatot követve az említett diverzitás-családok ugyanahhoz az alakhoz vezetnek:

$$D_\alpha = \left(\sum p_i^\alpha\right)^{1/(1-\alpha)} \quad \text{ha} \quad 0 \leq \alpha < 1 \quad \text{vagy} \quad \alpha > 1 \qquad (1)$$

$$D_1 = \exp\left(-\sum p_i \ln p_i\right) \qquad (2)$$

Ahol p_i = az i-edik faj relatív abundanciája; α = skálaparaméter.

A diverzitás görbék a skálaparaméter funkciójaként hasznos eszközei a közösségek összehasonlításának (Tóthmérész 1995), de sok viszonyított, hasonló α értékhez kapcsolódó diverzitási értéket nem lehet használni független változóként egy statisztikai modellben. Ezért ehhez a vizsgálathoz 3 skálaparaméter alkalmazható: $\alpha=0$, amely a fajgazdagságnak, $\alpha=1$, amely a Shannon indexnek és $\alpha=2$, amely a Gini-Simpson indexnek felel meg.

Ha α>0, a diverzitást 2 komponensre lehet osztani: fajgazdagságra és a faj abundancia értékek egyenletességére (Pielou 1977). Az egyenletesség mérésénél a fajgazdagság és a diverzitás aránya van figyelembe véve: $E_\alpha = \frac{D_\alpha}{D_0}$ (3)

A növények diverzitása vizuálisan becsült borítási adatokból, míg a gombák diverzitásának számítása abundancia adatokból történt.

A teljes gombaabundanciában mutatkozó nagy különbségek (az összes fajra nézve a termőtestszám 119–8961, a talajon élő fajok esetében 47–1131, a lignikoloknál pedig 24–8460 között változik) torzíthatják a különbségeket a fajgazdagságban és a diverzitásban, nagy fajgazdagságot és diverzitást eredményezve a nagy abundanciájú mintaterületeken (Gotelli és Colwell 2001). E tényező kiküszöbölésére, a gombák fajgazdagsága, diverzitása és az egyenletességi értékek kiszámítása 50 random almintában történt és ezek átlagai kerültek felhasználásra a későbbi analízisekhez. A random alminták képzése a termőtestek véletlenszerű kiválasztásával történt.

Az alminták mérete kicsit alacsonyabb volt, mint a legalacsonyabb abundanciaérték: 100 egyed a teljes makrogomba-közösségből, 40 egyed a talajon élő gombaközösségből és 20 egyed a fán élő gombaközösségből.

Statisztikai analízis

A növénytársulások és a makrogomba közösségek összetétele a Mantel-teszt segítségével került összehasonlításra. A használt hasonlósági koefficiens bináris adatok esetében a Sorensen, míg abundancia adatoknál a Bray-Curtis volt (Legendre és Legendre 1998).

A különböző skálaparaméterekkel számolt diverzitások (Hill 1973) és diverzitás-komponensek (Stirling és Wilsey 2001) erősen korrelálhatnak. A független változók közötti korreláció pontatlanságot eredményez a regressziós koefficiensek becslésében, míg a függő változók közötti korreláció az eredmények eltúlzásához vezethet. Hogy elkerüljük ezeket a problémákat, a korrelációk változó-halmazokon (a teljes növényzet, összes makrogomba, talajon élő makrogombák, lignikolok) belül kerültek kiszámításra és a nem korreláló változók (**függelék 5. táblázat**) lettek kiválasztva az analízishez. A függő és független változók közötti összefüggés vizsgálata generalizált lineáris modellekkel (Crawley 2007) történt, amely nem monoton kapcsolatot mutat. Minden modell egy függő és egy független változó lineáris és négyzetes tagját tartalmazza, egy változóhalmazon belül. A diverzitásra és fajgazdagságra

vonatkozó adatok esetében Gauss-eloszlás és azonos kapcsoltsági függvény, az abundancia adatok esetében pedig ál Poisson eloszlás és logaritmikus függvény került felhasználásra. Az ál-Poisson eloszlás túlzott szórást (az átlagnál magasabb varianciát) is megenged, ezért alkalmas akkor is, ha az egyedek térbeli eloszlása csoportos. A független változók hatásának tesztelése az F-teszt II. típusával történt (Fox 2009). Valamennyi analízis az R statisztikai program 2.9.2 verziójával készült (R Development Core Team 2009) a vegan programcsomagot (Oksanen et al. 2009) használva a diverzitás számításához, a car programcsomagot (Fox 2009) pedig az F-tesztekhez.

4.2.8. A mintaterületek mikológiai szempontú természetvédelmi értékelése

A mintaterületek jellemzése a védelemre javasolt fajok listája (Rimóczi és mtsai 1999) alapján az ”eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett” (IUCN 1.), az ”erősen veszélyeztetett” (IUCN 2.), a "veszélyeztetett" (IUCN 3) és a "potenciálisan veszélyeztetett" fajokat kiemelve történt. Összehasonlításra kerültek a természetes- és különböző mértékben degradált növényzeti típusok a makrogombák összfajszáma és a Vörös Listás fajok száma, valamint a növények alapján számolt degradálsági készletet figyelembe véve.

4.2.9. A vizsgálati terület indikátor fajainak meghatározása, a mintaterületek értékelése az indikátor nagygombafajok alapján

A mintaterületeken előforduló indikátor fajok megállapítása saját terepi tapasztalatok alapján, szakirodalmi adatokkal alátámasztva történt. A felhasznált irodalom a következő volt: Adamczyk 2011; Arnolds 1981; Arnolds és mtsai. 1995, Benedek 2011; Bon 1988, Bujakiewicz 1981, 1987, 1992, 2001; Breitenbach és Kränzlin 1981–2000, Dörfelt 1981; Elborn 2008; Gumińska 1997; Jahn 1979, Kost és Haas 1989, Krieglsteiner 1999, Krieglsteiner 2000, Lilleskov és mtsai. 2001; Lisiewska 1974; Moser 1983; Pál-Fám 2002; Pál-Fám és Rudolf 2003; Rudolf 2003; Siller 2004; Siller és mtsai 2004; Tarvainen és mtsai. 2003; Wallander 1995; Winterhoff 1993. A vizsgált állományok jellemzése az így megállapított indikátor nagygombafajok segítségével történt.

5. EREDMÉNYEK

5.1. A Belső-Cserehát nagygomba fajlistája

Az 1995–2005-ig tartó vizsgálati időszakban 442 taxon (436 faj és 6 változat) 2261 adata került feljegyzésre a vizsgálati terület 9 különböző mértékű antropogén hatás alatt álló növényzeti egységének, valamint egyéb élőhelyeinek 19 mintaterületén (**függelék 6.a. táblázat**). A Belső-Cserehátban eddig még nem készült mikológiai felmérés, ezért a fajlista teljes egészében saját adatokon alapul.

5.2. A vizsgálati terület vegetációtípusainak cönológiai és termőhelyi jellemzése

A Belső-cseréháti mintaterületeken 1995–96-ban és 2004–2005-ben, a fitocönológiai mintavételezések során, összesen 418 edényes növényfaj fordult elő (**függelék 6.b. táblázat**). A vizsgált területeken növénycönológiai felvételezéseket eddig nem végeztek, ezért a fajlista csak saját adatokat tartalmaz.

5.2.1. Nyéstai és Irotai cseres-tölgyesek

A Belső-Cserehát klímazonális erdőtársulása a cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris* Soó 1963) (Zólyomi 1989). Ez az erdőtársulás a tartós erdőhasználat és a mezőgazdasági táblák kialakítása miatt napjainkban erősen megfogyatkozva, részben átalakítva fordul elő. A vizsgált állományok Nyésta, Irota és Felsővadász környékén helyezkednek el. A nyéstai állományok 200–250 m-es tengerszintfeletti magasságon, DK-i és ÉNY-i kitettségben, többletvízhatástól független termőhelyen fordulnak elő. Talajuk löszön kialakult barnaföld, melynek termőréteg vastagsága 120 cm-nél mélyebb. A DK-i állomány (cseres1) kb. 0,5 ha, erdőtipológiai szempontból az üde-félnedves hegyvidéki tölgyesek kategóriájába tartozik. Eredetileg félnedves gyertyános-tölgyes lehetett, amely idővel egy kicsit szárazabbá vált. Talajának pH-ja (H_2O) a felső 20 cm-es rétegben 5,20. Felső lombkoronaszintjében a *Quercus cerris* és a *Q. petraea* dominál, természetes elegyfái a *Q. robur, Carpinus betulus, Cerasus avium, Acer campestre*. Az alsó lombkorona szintet 10–12m magas, fává növő cserjék: a *Cornus mas, Crataegus monogyna, C. oxyacantha* alkotják.

Az állomány két, egymástól távoli (30–60 éves) korosztályból áll, az idős faegyedek hiányoznak. A földön fekvő holt faanyag borítása 1% alatti, kemény, kevésbé korhadt. Az ÉNY-i állomány (cseres 2) kb. 1 ha, erdőtipológiailag a félszáraz cseres-tölgyesek kategóriájába tartozik. Talajának pH-ja 4,71. Szintén kettős lombkoronaszinttel rendelkezik: a felső kialakításában a *Quercus. cerris, Q. petraea* és a *Q. robur*, míg az alsóban a *Q. petraea* és a *Fraxinus exelsior* dominál. A lombkoronaszint több, egymáshoz közeli korosztályból (40–60–80 éves) áll, néhány idős csertölggyel. Az erdészet által kezelt, kitermelésre beállított szálerdő. A földön fekvő holt faanyag kemény, kevésbé korhadt, borítása 1% alatti. A nem teljesen záródó (75–80%) lombkoronaszint miatt fejlett a cserjeszint, melynek domináns fajai: *Acer tataricum, A. campestre, Crataegus monogyna, C. oxyacantha, Ligustrum vulgare.* Mindkét állományban a *Quercus robur*, az *Acer campestre* és az *Acer tataricum* jelentős előfordulása arra utalhat, hogy a vizsgált területen egykor nagy kiterjedésben lehettek jelen az *Aceri tatarici- és Aceri campestri-Quercetum roboris* erdők (Borhidi, Zólyomira hiv.-mint vélemény). Ezeknek évszázadokon át való hasznosítása, kezelése, átalakítása következtében jöhettek létre a mai cseres-tölgyes állományok. A DK-i kitettségű állomány gyepszintjében a keltikék (*Corydalis cava, C. solida*) tömeges előfordulása gyertyános-tölgyes termőhelyre utal. Mindkét állományban kevés a specialista faj (*Acer tataricum, Dictamnus albus, Vicia cassubica*).

A kb. 2 ha-os irotai állomány 200–260 m-es tengerszintfeletti magasságon, K-DK-i kitettségben helyezkedik el (**függelék 1. fotó**). Erdőtipológiai szempontból a félszáraz-bazifil jellegű, hegyvidéki tölgyesek kategóriájába sorolható. Talaja barna erdőtalaj, a termőréteg vastagság átlag 70 cm, pH-ja (H_2O) 5,82–7,12. Kettős lombkoronaszinttel rendelkezik, a felsőben és az alsóban egyaránt a *Quercus cerris* dominál, de jelentős a *Quercus pubescens és a Q. virgiliana* előfordulása is. Természetes elegyfája a *Q. petraea, Carpinus betulus, Cerasus avium*, idegenhonos fafajként előfordul benne a *Robinia pseudo-acacia*. A faállomány egy korosztályból áll, kevés a meghagyott idős faegyed. A néhol 6 m magas cserjeszintet főleg a *Ligustrum vulgare, Crataegus monogyna, Quercus cerris, Pyrus pyraster, Rosa canina* alkotják. A lombkoronaszint záródása 75–80%-os, de előfordul benne néhány nagyobb kiterjedésű, eltérő záródású folt (45–65 %). Az állomány ezen részeiben a gyepszint rendkívül fajgazdag, jelentős szerepet játszanak a fűfélék és a sások: *Festuca rupicola, F. valesiaca, Brachypodium pinnatum, Carex flacca, C. humilis, C. michelii*. Ahol a záródás meghaladja a 65 %-ot, a gyepszint fajszegényebb. A területen több védett specialista

(*Limodorum abortivum, Adonis vernalis, Dictamnus albus*) és nem védett specialista faj, (*Galium abaujense, Carex montana, Euphorbia dulcis*) is előfordul.

5.2.2. Nyéstai és Irotai gyertyános-tölgyesek

A vizsgált gyertyános-tölgyesek (*Carici pilosae-Carpinetum* Neuhäusl & Neuhäuslová-Novotná 1964 em. Borhidi 1996) a Nyésta és Szanticska között elhelyezkedő nyéstai erdő (**függelék 2. fotó**), valamint az Irota feletti erdőtömb részét képezik. Állományaik extrazonálisan, 200–250 m-es tengerszintfeletti magasságban találhatóak, kb. 0,5 ha-osak. Erdőtipológiai szempontból a félnedves-gyertyános tölgyesek kategóriájába tartoznak. Talajuk löszön kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj, melynek termőréteg vastagsága 120 cm-nél mélyebb. A nyéstai állomány talajának pH-ja (H_2O) 4,85, az irotaié 5,33. A felső lombkoronaszint magassága mindkét állományban 25 m, az alsó lombkorona szinté 16 m. A nyéstai állomány felső lombkorona szintjében a *Quercus cerris* és a *Q. robur*, az alsóban a *Carpinus betulus* az uralkodó, természetes elegyfája az *Acer campestre* és a *Cerasus avium*. Leromlást jelez a *Robinia pseudo-acacia* elegyedése. A lombkoronaszint két, egymástól távoli korosztályból épül fel (30 illetve 60 éves). A földön fekvő holt faanyag borítása 1–5%, egyenletesen korhadt. Az erősen zárt (90%) lombkoronaszint miatt a cserjeszint gyér megjelenésű, domináns fajai az *Acer campestre, Carpinus betulus, Ligustrum vulgare, Crataegus oxyacantha*. A gyepszint a koratavaszi aszpektusban alacsony fajszámú, nagy borítást adó geofitonokból *(Corydalis cava, Corydalis solida, Ficaria verna*) áll, de jellemző rá sok árnyéktűrő, üde termőhelyet jelző faj: *Cardamine impatiens, Anthriscus sylvestris, Campanula rapunculus, Geum urbanum, Glechoma hederacea, Polygonatum latifolium, Viola sylvestris*. Az erdészeti beavatkozások miatt tömeges a zavarásjelző *Geranium robertianum* és a gyomok közé tartozó *Galium aparine* előfordulása. Egyetlen specialista faja az *Acer tataricum*. Az irotai állomány (**függelék 3. fotó**) felső lombkoronaszintjét a *Quercus cerris* és a *Q. petraea*, az alsót a *Carpinus betulus* alkotja, természetes elegyfája az *Acer campestre* és a *Cerasus avium*. A cserjeszint gyér megjelenésű, *Acer campestre* és *Carpinus betulus* dominanciával. Gyepszintjének jellemző fajai a *Geranium robertianum, Poa nemoralis, Pulmonaria obscura, Viola odorata, Viola sylvestris*. Az állomány egy részén tömeges a *Carpinus betulus* újulat.

5.2.3. Nyéstai fiatal gyertyános-tölgyes állomány

A nyéstai erdőben 200 m-es tengerszintfeletti magasságon kialakult, völgyalji helyzetű, kb. 2,5 ha-os állományú fiatal gyertyános-tölgyes található. Erdőtipológiailag az almos, üde

gyertyános-tölgyes típusba sorolható. Talaja lejtőhordalék talaj, agyagos, tápanyagban gazdag, a termőréteg vastagsága 120 cm-nél mélyebb. Kettős lombkorona szinttel rendelkezik, amely 90–95%-os záródású. Fő alkotó fafajai a *Quercus petraea, Carpinus betulus, Acer campestre*, természetes elegyfája a *Cerasus avium* és a *Quercus cerris*, idegenhonos fajai a *Quercus rubra* és a *Robinia pseudo-acacia*. A faállomány két egymáshoz közeli korosztályból áll. A földön fekvő holt faanyag borítása 1–5%, egyenletesen korhadt. A cserje- és a gyepszint az erőteljes záródás miatt szinte teljesen hiányzik.

5.2.4. Irotai fás legelő

Magyarországon ma már nagyon ritkák a fás legelők. Cönotaxonok szerinti besorolása nincsen, ezért az ÁNÉR kategória alapján való besorolással jellemezhető. Eszerint a P45-ös, fás legelőket, fás kaszálókat, legelőerdőket és gesztenye ligeteket magábafoglaló ÁNÉR-kategóriába sorolható. Az Irota felett északi kitettségben elhelyezkedő kb. 2 ha-os állomány (**függelék 4. fotó**), cseres- és gyertyános-tölgyesekből irtással, legeltetéssel alakult ki. Talaja pszeudoglejes barna erdőtalaj, melynek termőréteg vastagsága 120 cm-nél mélyebb, talajának pH-ja (H_2O) 4,59–5,10.

Az állományképre jellemző, hogy a gyepekben egymástól távol, elszórtan, vagy kisebb csoportokban idős fák állnak. A fák alacsonyan elágazók, több vastag oldalágat is fejlesztenek, koronájuk átmérője nagy. A faállomány 3 vagy több egymástól távoli korosztályból áll, melyben nem ritka a 200 évesnél is idősebb faegyed. A lábon álló holt fák, facsonkok mennyisége elenyésző, 0,1%. A földön fekvő holt faanyag borítása alacsony, 1% alatti, kevésbé korhadt. A gyengén záródó lombkoronaszint átlag 18 m magas, fő fafaja a *Quercus cerris*, de elegyfaként jelen van a *Pyrus pyraster* is. Cserjeszintjében a xerotherm elemek, *Crataegus monogyna, Ligustrum vulgare, Prunus spinosa és Rosa canina* mellett gyertyános-tölgyesre jellemző fajok is megtalálhatóak: *Carpinus betulus, Cerasus avium, Cornus sanguinea, Euonymus europaea*. Ennek oka valószínűleg az, hogy a terület egy részén a természetes erdőtársulás egykor gyertyános-tölgyes lehetett, melyet drasztikusan átalakítottak és legeltettek. Az idegenhonos fafajok (*Pinus sylvestris, Robinia pseudo-acacia*) száma és borítása nagyon alacsony. A mintakvadrátok gyepszintjének borítása átlag 80 %-os, rendkívül fajgazdag (egyes kvadrátokban 120 faj), a domináns fajok mellett a kísérő fajok nagy számban jelennek meg. A fűfélék és a sások közül jelentős borítású az *Agrostis tenuis, Anthoxanthum odoratum, Festuca pratensis, F. rupicola, F. valesiaca*, valamint a *Carex pallescens*. A kétszikű *Fragaria vesca* és a *Trifolium alpestre* több mintaterületen képez

nagyobb tömeget. Az egykori legeltetés hatásaként számos zavarásjelző növény fordul elő jelentős borítási értékkel: *Carex pallescens, Lapsana communis, Lysimachya nummularia, Poa angustifolia*. A kevés specialista faj közé tartozik a *Cirsium erisithales, Danthonia decumbens, Ranunculus auricomus.* A vizsgált területen jelentős a mohaszint borítása.

5.2.5. Szendrőládi bükkös

A Belső-Cserehátban ritka és csak extrazonális-edafikus termőhelyen alakult ki bükkös (*Melittio-Fagetum* Soó 1964 emend. 1971). Erdőtipológiai besorolás szerint a félnedves-bükkösök kategóriájába tartozik. A kb. 2 ha-os vizsgált állomány Szendrőlád határában a Bükk-hegyen található, meredek 30–40 %-os lejtőszögű hegyoldalban, északias kitettségben (**függelék 5. fotó**). Talaja mészkövön kialakult, lejtőtörmelékben gazdag, barna rendzina, sekély 30–40 cm-es termőréteggel. Talajának pH-ja (H_2O) 6,49–7,17.

Elöregedő erdő, melyben a faállomány több egymástól távoli korosztályból épül fel. Állományképére jellemzőek a 150 évnél idősebb egyedek, melyek közül több már kidőlt és helyben korhad. Az erdészeti szempontból véderdőként kezelt állományban sok, különböző korhadtsági állapotú holtfa és facsonk (5–6% arányban) található. A földön fekvő holt faanyag borítása 1–5%. A keletkezett lékekben természetes újulat fejlődik: egyes helyeken még fiatalon kefesűrűséggel, fényigényes pionír fajokkal, másutt már ritkásabban a gyertyán és a bükk dominanciájával. A lombkoronaszintben és a cserjeszintben idegenhonos vagy termőhelyidegen fafaj nem fordul elő. Lombkoronaszintje átlag 26 m magas, domináns fafaja a *Fagus sylvatica* és a *Carpinus betulus*. Az idős fák kidőlésével keletkezett lékekben a 6 m magasságú cserjeszint, jelentős borítású. Domináns fajai az *Acer campestre, Cornus mas, Tilia platyphyllos,* de jellemző még rá a *Carpinus betulus,* a *Fagus sylvatica* az *Ulmus scabra,* és az *Euonymus verrucosa*. Gyepszintjének koratavaszi aszpektusában tömeges a *Mercurialis perennis,* a nyári aszpektusban az üde erdőkre jellemző árnyéktűrő fajok jellemzők: *Aegopodium podagraria, Convallaria majalis, Polygonatum multiflorum, Asarum europaeum, Mercurialis perennis*. A területen előforduló védett fajok a *Lilium martagon, Cephalanthera damasonium, Aquilegia vulgaris* és a helyenként tömeges *Epipactis helleborine (s.l.).* A specialista fajok közül a cserjeszintben az *Acer pseudoplatanus* és a *Staphylea pinnata,* a gyepszintben a ritka specialista *Aquilegia vulgaris,* valamint a *Lathyrus vernus* és a *Ranunculus lanuginosus* is előfordul.

5.2.6. Abaújlaki erdei-fenyves

A Szanticskától északra agyagbemosódásos barna erdőtalajon elhelyezkedő kb. 0,5 ha-os erdeifenyves (*Pinetum sylvestris cultum*) tájidegen, az erdészet által kialakított kultúrerdő (**függelék 6. fotó**). Erdőtipológiai szempontból a félnedves-erdeifenyvesek kategóriájába sorolható. Egykor a természetes erdőtársulás a platón cseres-tölgyes, az északi kitettségű oldalakban gyertyános-tölgyes lehetett. Talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj, pH-ja (H_2O) 4,36. Az állományt alkotó fafajok 3 egymástól távoli korosztályból állnak (10–30–80 éves), néhány idős hagyásfával. A kettős lombkoronaszintben domináns szerepet kap a tájidegen *Pinus sylvestris* és a *Robinia pseudo-acacia*. Természetes elegyfaként előfordul az őshonos *Quercus cerris* és a *Carpinus betulus*. A földön fekvő holt faanyag borítása az állomány nagy részében nem jelentős (1% alatti). A lombkorona hiányos záródását (35–75%) és kisebb víz- és tápanyaghasznosítását a sűrű, sok helyen áthatolhatatlan cserjeszint jelzi, mely néhol összeolvad a lombkoronaszinttel. A cseres-tölgyesre is jellemző xerotherm elemek a *Crataegus monogyna, Ligustrum vulgare, Prunus spinosa, Rosa canina* mellett a nitrofrekvens fajok (*Rubus rhamnifolius, Sambucus nigra*) borítása (10–50%) is számottevő. A gyepszintben nagyobb borítást elérő növények többsége gyom illetve zavarásjelző növény *(Ballota nigra, Chaerophyllum temulum, Galium aparine, Poa trivialis, Urtica dioica*), a kísérőfajok hiányoznak.

5.2.7. Büdöskútpusztai lucfenyves

Büdöskútpuszta környékén, északi kitettségben található egy gyertyános-tölgyes termőhelyre ültetett, kb. 3 ha-os lucos állomány (*Piceetum cultum*) (**függelék 7. fotó**). Erdőtipológiailag a félnedves-nudum lucosok kategóriájába tartozik. Talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj, melynek termőréteg vastagsága 56–60 cm, pH-ja (H_2O) 4,75–5,5.

A lucos faállománya egy korosztályhoz tartozik, kb. 30–40 éves. A lábon álló holt fák, facsonkok aránya nagy, a 15%-ot is eléri. A kidőlt, különböző korú és lebomlottságú lucokból álló holt faanyag borítása is jelentős, 5% feletti. Az állományba több helyen az őshonos fafajok, pionírok és egy-két hagyásfa elegyedik, emiatt kettős lombkoronaszinttel rendelkezik. A felső lombkoronaszint magassága átlag 22 m, az alsóé 12 m. Fő alkotó fafaja a *Picea abies*, de szálanként előfordul a *Carpinus betulus, Tilia platyphyllos, Acer pseudoplatanus, Cerasus avium, Fagus sylvatica, Populus tremula* is. Az egyenletesen és erősen záródó lombkorona (átlag 95 %-os záródás) miatt a cserjeszint a vizsgált állomány nagy részében hiányzik. A

gyepszintre alacsony fajszám és borítás jellemző. Főleg a lombkoronaszintben előforduló fafajok magoncai, valamint néhány bükkösre és gyertyános-tölgyesre jellemző árnyéktűrő faj alkotja: *Asarum europaeum, Anthriscus sylvestris, Dentaria bulbifera, Moehringia trinervia*. Egyetlen specialista faja az *Acer pseudoplatanus*.

5.2.8. Abaújlaki akácos

Az ültetett akácos (*Robinietum cultum*) gyakori a Belső-Cserehátban. A vizsgált 0,5 ha-os állomány Szanticskától északra, Abaújlak határában, 270 m tszf. magasságon található. Erdőtipológiai besorolása szerint a félszáraz-akácosok kategóriájába sorolható. Állománya teljes egészében akácból álló lombkoronaszintű, cserjeszint nélküli. A szegényes gyepszintben tömeges a *Bromus sterilis*, kísérői gyom és zavarásjelző fajok: *Ballota nigra, Galium aparine, Geranium robertianum*.

5.3. A vizsgált vegetációtípusok jellemzése az ökológiai mutatók alapján

5.3.1. A talajnedvesség (W) index vegetációtípusonkénti vizsgálata

A talajnedvesség index alapján, a vizsgált vegetációtípusokban az erősen száraz termőhelyek (W1) növényeitől a talajvízjelző növényekig (W9) egyaránt találunk képviselőket. A csoportrészesedés alapján a vegetációtípusok többségében a félüde (W5) termőhelyek növényei fordulnak elő a legnagyobb arányban (**2. a. ábra**).

A gyertyános-tölgyes és a bükkös spektruma nagyon hasonló. A félüde maximum mellett az üde kategória részesedése a legjelentősebb. A szárazságjelző fajok (W2) teljesen hiányoznak és a szárazságtűrők (W3) arányai is alacsonyak, így jól elkülönülnek a fás legelő és a cseres-tölgyesek állományaitól.

A fás legelő és a cseres-tölgyes 1 spektrumai, a gyertyános-tölgyes és bükkös állományokhoz képest szélesebbek, az erősen száraz és száraz termőhelyet jelző (W1, W2) fajok is előfordulnak. A spektrum a szárazabb kategóriák felé tolódik el: jelentős a félszáraz (W4) és a szárazságtűrő (W3) fajok részesedése, míg az üde és nedvesség jelzők (W6, W7) aránya kisebb. A cseres-tölgyes 2 spektruma hasonló, de az üde kategória (W6) részesedése jelentősebb. Az erdeifenyves spektruma hasonlít a fás legelőéhez. A lucos spektruma a legszűkebb, a szárazságjelző és szárazságtűrő fajok hiányoznak. Az összes vegetációtípus

közül legnagyobb arányban az üde termőhelyek növényei (W6) fordulnak elő, emellett a félüde kategória részesedése is jelentős.

A gyertyános-tölgyesben és a bükkösben a flóra alapján még félüde maximum a tömegesség figyelembe vételével az üde kategória felé tolódik el (**2. b. ábra**). A félszáraz termőhelyek növényeinek borítása nagyon alacsony. A fás legelő és a cseres-tölgyes 1 maximuma megmarad a félüdénél és az előző két növényzeti típustól a félszáraz és szárazságtűrő fajok tömegességével különül el. A cseres-tölgyes 2 spektruma a tömegesség alapján nem különíthető el a többi vegetációtípustól. Az erdei fenyvesben a félszáraz, a félüde és a nedvességjelző fajok borítása a legnagyobb, de ezek között nincsen szignifikáns különbség. A lucos spektruma a flórához és a többi vegetációtípushoz képest is szélsőségesebb arányokat mutat: a félüde kategória részesedése nagyon alacsony, az üde kategória részesedése a legmagasabb valamennyi növényzeti típus közül.

5.3.2. A talajreakció (R) index vegetációtípusonkénti vizsgálata

A talajreakció index alapján a vizsgált növényzeti egységekben a savanyúságjelző fajoktól (R3) a mészjelző fajokig (R9) találunk képviselőket. Az állományokban a semleges (R6) és a gyengén bázikus talajt jelző (R7) növényfajok fordulnak elő a legnagyobb arányban (**3. a. ábra**).

A gyertyános-tölgyes és a bükkös spektruma nagyon hasonló. A gyengén bázikus (R7) és a semleges talajt jelző növényfajok (R6) fordulnak elő a legnagyobb arányban, de a mészkedvelő fajok (R8) részesedése is jelentős.

A fás legelő és a cseres-tölgyes 1 esetében a semleges és gyengén bázikus talajt jelző növények maximuma mellett jelentősebb a mészkedvelő fajok aránya. A növényzet indikációja alapján az ültetett lucos és az erdeifenyves spektruma mutatja a legsavanyúbb termőhelyet. Az ültetett lucosban a legnagyobb a savanyúságjelző (R4) növények részesedése, a mészkedvelő fajok aránya pedig mindkét növényzeti típusban a legalacsonyabb értéket mutatja a vegetációtípusok között.

A vegetációtípusok többségében a neutrális talajt jelző növények borítási értékei a legnagyobbak (**3. b. ábra**).

A csoporttömeg alapján a gyertyános-tölgyes és a bükkös spektruma szűkebb a csoport részesedés spektrumához képest. A gyertyános-tölgyes spektruma a neutrális, bükkös spektruma a gyengén baziklin fajok felé tolódik el. A fás legelő és a cseres-tölgyesek csoportrészesedés és csoporttömeg diagramjait összehasonlítva hasonló spektrumot kapunk.

A gyertyános-tölgyeshez képest a neutrális fajok aránya kisebb. Az erdeifenyves spektruma jelentős szórást mutat, a gyengén baziklin fajok alacsony tömegessége viszont jelentős különbség a többi növényzeti típushoz képest. Valamennyi vegetációtípus közül az ültetett lucos diagramja tér el legjobban a csoportrészesedésnél kapottól. A lucosban a gyepszint és a cserjeszint borítása kicsi, így a borítási értéket elsősorban a lombkoronában domináns *Picea abies* határozza meg. Ez magyarázza a diagram jelentős balra tolódását a savanyúságjelző növények tömegessége felé.

5.3.3. A nitrogén (N) index vegetációtípusonkénti vizsgálata

A nitrogén mutató spektruma a legszélesebb az összes mutató közül: a szélsőségesen tápanyagszegény termőhelyek növényeitől a hipertróf termőhelyek növényeiig találunk fajokat (**4. a. ábra**).

A hasonló spektrummal rendelkező gyertyános-tölgyes és bükkös esetében 2 maximumot találunk a mezotróf és a tápanyagban gazdag termőhelyek növényeinél. A fás legelő és a cseres-tölgyesek spektruma a tápanyagban szegényebb kategóriák felé tolódik el, a tápanyagban gazdag termőhelyet jelzők maximuma kisebb. Az erdei fenyves három maximummal rendelkezik: az erősen tápanyagszegény (N2), a szubmezotróf (N4) és a tápanyagban gazdag (N7) termőhelyek növényei találhatóak meg a legnagyobb arányban. Az ültetett lucos két maximummal rendelkezik, a tápanyagban gazdag (N7) termőhelyet jelző fajok részesedése az összes vegetáció típus közül itt a legmagasabb, a második maximum a mezotróf (N5) termőhelyek növényeinél alakult ki, hasonlóan a gyertyános-tölgyeshez és a bükköshöz.

A tömegesség alapján a szubmezotróf és a mezotróf termőhelyek növényeinek aránya a legnagyobb a vegetációtípusok többségében (**4. b. ábra**).

Csoporttömeg alapján a gyertyános-tölgyes talaja tápanyagban szegényebb a bükköshöz képest, spektruma a szubmezotrófok (N4) irányába tolódik. A tápanyagban szegény termőhelyet jelző növények borítása jelentéktelen. A fás legelő és a cseres-tölgyesek maximuma a szubmezotróf termőhelyek növényeinél van, spektrumuk a csoportrészesedéshez hasonló. A tápanyagban gazdag termőhelyet jelző növények borítása nagyon alacsony. A *Pinetum* tömegesség alapján szélsőséges termőhelyet mutat: tápanyagban szegény (N2) és hipertróf (N9) maximumokkal, de mintavételi helyenként nagyon eltérő értékekkel, ezért szórásuk jelentős. A lucosnak a csoporttömeg alapján csak egy maximuma van, a szubmezotróf termőhelyek növényeinél, a többi kategória értékei nagyon alacsonyak.

5.3.4. A vegetációtípusok természetességének értékelése a Borhidi-féle szociális magatartástípusok alapján.

A vizsgált vegetáció típusok közül a legtermészetesebb állapotú a bükkös. Flóráját tekintve (**5. a. ábra**) a természetes zavarásjelzők aránya lépi csak túl a 10%-ot, ami nagyon alacsony érték. A többi, degradáltságot jelző kategória részesedése elenyésző, sőt a csoporttömeg szerint (**5. b. ábra**) is itt kapják a legkisebb értéket a természetes zavarásjelzők. A kompetítorok aránya és viselkedése a flóra és a tömegesség alapján is a természetes állapotokat mutatják. A generalisták részesedése ebben a vegetációtípusban és a szárazabb cseres-tölgyesben (cseres 1) a legmagasabb. A gyertyános-tölgyesben a természetes zavarásjelzők aránya már eléri a 20%-ot és megjelennek egyéb zavarásjelző kategóriák is. A tömegességet figyelembe véve a természetes zavarásjelzők és a gyomok helyenként nagyobb szerephez jutnak (**5. b. ábra**). A gyertyános-tölgyes a bükköstől a generalisták alacsonyabb részesedésében is különbözik. A kompetítorokat, specialistákat tekintve viszont hasonló a bükköshöz, flóra és csoporttömeg alapján egyaránt. A cseres-tölgyes 2 a szociális magatartástípusok szerint természetességében a gyertyános-tölgyeshez hasonló. A flóra alapján a fás legelő és a *Pinetum* tartalmazza legnagyobb arányban a zavarásjelző fajokat. A *Pinetumban* a természetes zavarásjelzők legnagyobb arányain túl egyes mintavételi helyeken a gyomok és a ruderális — illetve agresszív kompetítorok is — jelentősebb szerepet kapnak. Ezzel párhuzamosan a specialisták aránya ezekben a vizsgálati egységekben a legalacsonyabb. A *Pinetum* a generalisták alacsony részesedésével is különbözik a természetesebb vegetációtípusoktól (bükkös, cseres-tölgyesek, gyertyános-tölgyes). A tömegességet figyelembe véve a természetes domináns fajok borítása elenyésző a *Pinetumban*, hiszen itt a tájidegen erdeifenyő adja a lombkorona szintet. A fás legelőn a generalisták aránya az összes természetközeli vegetációtípushoz képest kisebb, a tömegesség alapján viszont hasonló. A természetes kompetítorok aránya a cseres 1-et kivéve kisebb, mint a természetközeli növényzeti típusoké, a tömegességet tekintve viszont a cseres tölgyes 2-höz és a gyertyános-tölgyeshez hasonló. A lucosban a természetes zavarástűrők részesedése a *Pinetumhoz* és a fás legelőhöz képest alacsony, sőt a bükköséhez hasonló. A tájidegen lucfenyő gyertyános-tölgyes helyére ültetése jelentős zavarás és az erős árnyékoló hatás miatt a fényigényesebb természetes zavarásjelzők többsége nem képes megélni. Az összes vegetációtípus közül itt a legmagasabb a tájidegen (I) fajok részesedése és borítása a lucfenyőnek köszönhetően, a lombkorona- és a gyepszintet egyaránt figyelembe véve. A generalisták aránya a flóra alapján a *Pinetumhoz* és a fás legelőhöz hasonló. A természetes

kompetítorok legnagyobb részesedése és legkisebb borítása alapján elkülönül a többi vegetációtípustól.

A degradáltságot jelző kategóriák együttes %-os részesedése alapján a bükkös ép, természetközeli, a cseres-tölgyesek, a lucos, a gyertyános-tölgyes enyhén zavart, míg a fás legelő és az erdei fenyves flórája közepesen zavartnak bizonyult.

5. 4. A Belső-Cserehát nagygomba-közösségeinek általános-és mintaterületek szerinti jellemzése fajszám és funkcionális megoszlás alapján

A Belső-Cserehát fungájában, a funkcionális csoportok szerinti megoszlás tekintetében a mikorrhizás fajok (m) száma (204) és részesedése (46%) a legnagyobb (**6. a. és 6. b. ábra**). A talajon élő szaprotrófok (st) aránya 24%, míg a fán élő szaprotrófok (sh) 22%-os részesedésűek a vizsgálati területen. A belső-cseréháti erdők nagy része erdészetileg kezelt, átalakított, ezért a nekrotróf paraziták (pn) aránya a normál kezelt erdőknek megfelelő (6%). A növényi maradványon élők (sk) részesedése természetszerűleg alacsony (2%), a biotróf parazitáké (pb) és a mohához kötött fajoké pedig 1% alatti.

A nyéstai cseres-tölgyes 1 állományában 116 nagygombafaj fordult elő, közülük legnagyobb arányúak a mikorrhizás fajok (38%), de jelentős a talajon- és a fán élő szaprotrófok 28–28 %-os részesedése is. A nekrotróf paraziták 5%-os aránya a normál, kezelt lomberdőknek megfelelő.

A nyéstai cseres-tölgyes 2 idősebb és fajgazdagabb az előzőnél, 132 nagygombafaj termett ebben a vegetációtípusban. A mikorrhizás fajok aránya (47%) a legnagyobb a mintaterületen, a talajon élő szaprotrófok (25%) és a fán élők (22%) részesedése hasonló. A nekrotróf paraziták 5%-os aránya a normál, kezelt lomberdőknek megfelelő.

Az irotai cseres-tölgyesben 109 makrogombafaj fordult elő. A mikorrhizás fajok aránya (51%) a legjelentősebb, a talajon- és fán élő szaprotrófoké megegyező, 20%-os. A nekrotróf paraziták aránya 7% os, amely egy kicsit magasabb a normál kezelt lomberdőkénél.

A nyéstai gyertyános-tölgyesben 119 fajt sikerült kimutatni. A mikorrhizás fajok aránya (39%) hasonló, mint a cseres-tölgyes 1 esetében. A talajlakó (31%) és a fán élő szaprotrófok (25%) részesedése is jelentős. A nekrotróf paraziták 4%-os képviselete a normál kezelt lomberdei állományokénál alacsonyabb.

A nyéstai fiatal gyertyános-tölgyesben 70 faj fordult elő. A funkcionális spektrum alapján, a talajon élő szaprotrófok magas aránya (41%) mellett jelentős a lignikolok aránya is (36%), viszont a többi erdőtípushoz képest alacsony a mikorrhizás fajoké (20%).

Az irotai gyertyános-tölgyesben 51 faj termett. A fán élő szaprotrófok aránya (33%) a legmagasabb, a mikorrhizások és a talajon élő szaprotrófok részesedése (29%; 28%) hasonló. Feltűnően magas a nekrotróf paraziták aránya (10%).

A háborítatlan bükkös a legnagyobb fajszámú, 137 fajjal. A mikorrhizás fajok aránya a legmagasabb (38%), emellett jelentős a fán élő (28%) és a talajon élő szaprotrófok (25%) előfordulása is. A nekrotróf paraziták részesedése a kezelt lomberdei állományokénál magasabb (7%).

Az irotai fás legelő állományában 102 faj fordult elő, nagy részük mikorrhizás (47%), de figyelemre méltó a talajlakó (29%) szaprotrófok aránya is.

Az ültetett erdeifenyvesben 84 faj termett. Degradáltsága ellenére itt is a mikorrhizás fajok aránya a legmagasabb (48%), de jelentős a talajon élő szaprotrófoké (32%) is. Az emberi beavatkozásra érzékeny nekrotróf paraziták, viszont teljesen hiányoznak.

Az ültetett lucos fajszáma 137, így a bükkössel együtt a legfajgazdagabb. A mikorrhizás (34%) és a talajonélő szaprotrófok aránya (32%) csaknem megegyezik. A rengeteg holt faanyag következtében jelentős a lignikolok részesedése (29%) is. A nekrotróf paraziták aránya (3%) a többi ültetvényhez hasonlóan alacsony.

Az erősen degradált akácos alacsony fajszámú (28 faj). A fajok több mint a fele (57%-a) talajon élő szaprotróf, amelyek elviselik a talaj magas nitrogéntartalmát. A mikorrhizás fajok részesedése (4%) nagyon alacsony (a vizsgált növényzeti egységek között a legalacsonyabb).

5.5. A vizsgálati területre jellemző vegetációtípusok gombacönológiai jellemzése

Carici pilosae-Carpinetum

A nyéstai erdőtömb részét képező gyertyános-tölgyes állományban 119 nagygombafaj termett, ebből 53 faj 1116 termőteste fordult elő a kvadrátban (**7. a. ábra)**. A mintaterületen a fajszám alapján készült funkcionális spektrum a mikorrhizás fajok arányát (39 %) mutatja a legnagyobbnak (**8. a. ábra**). A kvadrátban viszont a termőtestszám szerinti funkcionális megoszlás alapján, a talajon- és fán élő szaprotrófok kerülnek túlsúlyba (**8. b. ábra**). A talajon

élő gombaközösség fajai közül 5 faj termett nagy termőtestszámmal (49–139 termőtest), de a fajok többsége 10 alatti termőtestszámmal szerepel. A teljes termőtestdenzitás 600, míg az átlagos éves termőtestdenzitás 150 (**függelék 7. táblázat**). A dominancia érték mellett mindkét mutató alapján a vegetáció típusra jellemző domináns fajok közé tartozik a *Mycena rosea, Clitocybe nebularis, Lycoperdon perlatum, Mycena pura, Lepista irinoides, Leccinum pseudoscabrum, Entoloma rhodopolium, Clitocybe ericetorum, Hebeloma fusipes*, valamint a *Lepiota helveola*. Frekvens fajai általánosan elterjedt, gyakori fajok, mint pl. a *Mycena rosea, M. pura, Lycoperdon perlatum, Collybia peronata*. Lokális karakterfaja nincsen. Csak ezen a mintaterületen fordultak elő olyan ritka fajok, mint az *Agaricus augustus* és a *Russula maculata*. Nem jellegzetes közösség, elterjedt, gyakori fajokkal, karakterfaj nélkül.

A gyertyános-tölgyes lignikol gombaközösségében 3 faj termett nagy termőtestszámmal (55–210 termőtest), de a fajok többségénél ez 20 alatt maradt. A teljes termőtestdenzitás 516, míg az átlagos éves termőtestdenzitás 129 (**függelék 7. táblázat**). Jellemző domináns fajai a *Trametes hirsuta, T. versicolor, Stereum hirsutum, Xylaria hypoxylon és a Xerula radicata*. Gyakori fajai a *Stereum hirsutum, Xylaria hypoxylon és a Xerula radicata*, általánosan elterjedt, társulásközömbös fajok. A ritka fajok közül, csak ezen a mintaterületen fordult elő a *Flammulaster muricata*. Az állomány fán élő gombaközössége nem jellegzetes, mivel a domináns és frekvens fajokat általánosan elterjedt, közönséges fajok alkotják. Az erdő kora és az erdészeti kezelés következtében az idősebb fák és a korhadó tuskók hiányoznak.

Quercetum petraeae-cerris 1

Ebben az állományban 116 faj termőteste fordult elő, ebből 50 faj, 1092 termőteste a kvadrátban (**7. a. ábra**). A mintaterületen a fajszám alapú funkcionális spektrum alapján a mikorrhizás fajok aránya a legnagyobb (**8. a. ábra**). A kvadrátban, a termőtestszám alapú spektrum a talajon élő szaprotrófok túlsúlyát (56%) mutatja (**8. b. ábra**). A talajon élő gombaközösség fajai közül 4 termett nagy termőtestszámmal (61–187 termőtest), a fajok többsége kevés, 10 alatti termőtestet produkált. A teljes termőtestdenzitás 703, az átlagos éves termőtestdenzitás 175,75 (**függelék 8. táblázat**). Mindhárom mutatót alapul véve a domináns fajok általánosan elterjedt, lomb- és fenyőerdőben egyaránt előforduló, talajon élő szaprotrófok: *Mycena pura, M. rosea, Lepista flaccida, Lycoperdon perlatum*. Frekvens fajnak bizonyult a *Mycena pura, Gymnopus peronatus, Lycoperdon perlatum, Lepiota clypeolaria*. Lokális karakterfaja ennek a közösségnek sincsen. Csak ebből az állományból lett detektálva a mikorrhizások közül a *Ramaria fumigata, Russula acrifolia, R. carminipes,*

R. sororia, Tricholoma portentosum. Ez a talajlakó közösség sem jellegzetes, mert a domináns- és a gyakori fajok társulásközömbös, elterjedt fajok, karakterfaj pedig itt sincsen.

A xilofág gombaközösségben 1 faj termett nagy termőtestszámmal (331 termőtest), a fajok nagy része azonban 10 alatti termőtestszámmal szerepel. A teljes termőtestdenzitás 389, az átlagos éves termőtestdenzitás 97,25 (**függelék 8. táblázat**). A gombaközösségben mindhárom mutató alapján mindössze 1 domináns és frekvens faj, az *Armillaria mellea* található. Lokális karakterfaj nincs. Csak ebben az állományban fordult elő a *Flammulaster limulatus, Exidia recisa, Polyporus arcularius*. Nem jellegzetes közösség az alacsony fajszámnak köszönhetően.

Quercetum petraeae-cerris 2

A nyéstai cseres-tölgyes 2 állományban végzett felmérés során összesen 132 faj fordult elő, ebből 52 faj 1531 termőteste a kvadrátban (**7. a. ábra**). A mintaterületen a fajszám alapú funkcionális spektrum szerint a mikorrhizás fajok aránya a legnagyobb (**8. a. ábra**). A kvadrátban viszont a termőtestszám alapú funkcionális spektrum 42%-os xilofág túlsúlyt mutat (**8. b. ábra**). A talajlakó gombaközösség fajainak nagy része kevés termőtestet (<10 termőtest) produkált (**függelék 9. táblázat**), 5 faj termett nagy termőtestszámmal (49–139 termőtest). A teljes termőtestdenzitás 645, az átlagos éves termőtestdenzitás 161,25 (**függelék 9. táblázat**). Domináns fajok a *Collybia dryophila, C. peronata, Hypholoma sublateritium, Pluteus cervinus, Clitocybe nebularis, Entoloma eulividum, Lycoperdon perlatum és a Xerula radicata*. Gyakori fajai általánosan elterjedt, társulásközömbös fajok, mint a *Collybia dryophila, C. peronata, Clitocybe nebularis, Lycoperdon perlatum*, lokális karakterfaja nincs. A *Collybia succinea, Cortinarius orellanus, C. dionysae, Gyroporus castaneus, Laetiporus sulphureus, Phellinus torulosus, Russula insignis* ritka, csak ebben a növényzeti típusban, ezen a mintaterületen előforduló fajok. Ennek ellenére ez a talajlakó közösség sem jellegzetes, mert a domináns- és a gyakori fajok közönséges, elterjedt fajok, karakterfaj pedig nincs.

A xilofág gombaközösségben 3 faj termett nagy termőtestszámmal (221–394 termőtest). A teljes termőtestdenzitás 886, az átlagos éves termőtestdenzitás 221,5 (**függelék 9. táblázat**). Domináns fajai a *Hypholoma sublateritium, Hypholoma fasciculare, Armillaria tabescens*, gyakori faja a *Hypholoma sublateritium*. Lokális karakterfaja nincsen. Ez a közösség sem jellegzetes az alacsony fajszámnak köszönhetően.

Pinetum sylvestris cultum

Az Abaújlak melletti ültetett erdeifenyvesben 84 faj fordult elő, ebből 41 faj, 1452 termőteste a kvadrátban (**7. a. ábra**). A mintaterületen a fajszám alapú funkcionális spektrum szerint a mikorrhizás fajok aránya a legnagyobb (**8. a. ábra**). A kvadrátban, a termőtestszám alapú spektrum a talajon élő szaprotrófok túlsúlyát (62%) mutatja (**8. b. ábra**). A talajon élő gombaközösség fajai közül 4 termett nagy termőtestszámmal (57–602 termőtest), a fajok többsége 20 alatti termőtestszámot produkált. A teljes termőtestdenzitás 1131, az átlagos éves termőtestdenzitás 282,75 (**függelék 10. táblázat**). Talajlakó gombaközösségének domináns fajai közül a *Collybia peronata, Mycena pura, Lycoperdon perlatum, Lepista flaccida* lomb- és fenyőerdőben egyaránt, a *Clitocybe gibba és a Russula alutacea* inkább lomberdőben elterjedt fajok, míg a *Tricholoma terreum* és a *Lactarius deliciosus* kéttűs fenyők alatt gyakori. Frekvens fajai a társulásközömbös *Mycena pura, Lycoperdon perlatum, Lepista flaccida* és a fenyőhöz kötött *Lactarius deliciosus, Tricholoma terreum, Suillus granulatus* és az *Amanita muscaria.* Lokális karakterfajai az erdei fenyővel mikorrhizás *Lactarius deliciosus* és a *Suillus granulatus*, valamint a fenyővel mikorrhizás *Amanita muscaria*. Több Vörös Listás *Russula* és *Tricholoma* faj csak ebben a növényzeti típusban fordult elő: *Russula cessans, R. integra, R. nauseosa, Tricholoma equestre, T. stans, T. virgatum*. Szintén csak egyszer fordult elő a mikorrhizás *Cortinarius semisanguineus, Gomphidius glutinosus, Hygrophorus pustulatus, Laccaria bicolor, Suillus fluryi és a S. luteus*. Talajlakó gombaközössége gyenge közösségi struktúrát mutat, gyakori és frekvens fajai között a társulásközömbösek mellett a fenyőhöz kötöttek jelentős szerepet kapnak, lokális karakterfajai erdeifenyővel és lucfenyővel képeznek mikorrhizát.

Lignikol gombaközössége alacsony fajszámú, közülük 1 termett nagy termőtestszámmal (288 termőtest). A teljes termőtestdenzitás 301, az átlagos éves termőtestdenzitás 75,25 (**függelék 10. táblázat**). A három mutató alapján mindössze 1 domináns és frekvens faj van a közösségben, a *Trichaptum fuscoviolaceum*. Lokális karakterfaj nincs. Az ültetett erdeifenyves esetében a lignikolok alacsony fajszáma miatt nem jött létre fabontó gombaközösség, amit a diverzitás vizsgálatok is alátámasztanak.

Fás legelő

Az irotai fás legelőn 102 faj termett, ebből 72 faj 2146 termőteste a kvadrátokban (**7. b. ábra**). A mintaterületen a fajszám alapú funkcionális spektrum alapján a mikorrhizás fajok aránya a legnagyobb (**8. a. ábra**). Az öt kvadrátban, a termőtestszám alapú spektrum szintén mikorrhizás túlsúlyt (54 %) mutat (**8. b. ábra**). A talajon élő gombaközösség fajai közül 6

termett nagy termőtestszámmal (47–525), de a fajok többsége 15 alatti termőtestszámmal szerepel. A teljes termőtestdenzitás 1604, az átlagos éves termőtestdenzitás 802 (**függelék 11. táblázat**). Talajlakó gombaközösségének domináns fajai, mindhárom mutató alapján a főleg lomberdőben előforduló *Pseudocraterellus sinuosus* és a *Craterellus cornucopioides*, valamint a társulásközömbös *Lycoperdon perlatum, Clitocybe gibba, Gymnopus peronatus, G. dryophilus* és a *Rhodocollybia butyracea f. butyracea*. Frekvens fajai a *Mycena pura, Russula atropurpurea, Lycoperdon perlatum, Gymnopus peronatus, Hygrocybe virginea* és a *H. pratensis*. E két utóbbi faj a Szanticska melletti réten ugyancsak megtalálható, de a fás legelőn való jelentősebb előfordulása miatt lokális karakterfajnak tekinthető.

A ritka fajok közül csak ebben a vegetációtípusban fordult elő a *Bovista pusilla*, a *Clavulinopsis corniculata* és a *C. helvola*. A két utóbbi további adatgyűjtés esetén lokális karakterfaj lehet. A fás legelő talajlakó közösségi struktúrája gyenge.

Lignikol gombaközösségében 5 faj termett nagy termőtestszámmal (52–140), a fajok többsége 20 alatti termőtestszámmal regisztrált. A teljes termőtestdenzitás 542, az átlagos éves termőtestdenzitás 271 (**függelék 11. táblázat**). Domináns fajai a *Marasmius rotula, Trametes versicolor, Cyathus striatus, Schizophyllum commune, Junghuhnia nitida, Armillaria mellea, Stereum hirsutum*. A gombaközösségben gyakori fajnak számít a *Trametes hirsuta, Marasmius rotula* és a *Schizophyllum commune*. Lokális karakterfaja nincsen. Nem jellegzetes közösség, a fajok többsége általánosan elterjedt, karakterfaja nincs.

Melittio-Fagetum

A szendrőládi bükkös állományában 137 faj fordult elő, ebből 110 faj 2869 termőteste a kvadrátokban (**7. b. ábra**). A mintaterületen a fajszám alapú funkcionális spektrumot figyelembe véve a mikorrhizás fajok aránya a legnagyobb (**8. a. ábra**). Az öt kvadrátban a termőtestszám alapú spektrum viszont a lignikolok túlsúlyát (76%) mutatja (**8. b. ábra**). A talajon élő gombaközösség fajai közül 4 termett nagy termőtestszámmal (30–102), a fajok többsége 20 alatti termőtestszámot produkált. A teljes termőtestdenzitás 568, az átlagos éves termőtestdenzitás 284 (**függelék 12. táblázat**). Talajlakó gombaközösségének domináns fajai, mindhárom mutató alapján a *Hygrophorus eburneus, Marasmius bulliardii Rhodocollybia butyracea, Tricholoma orirubens, Clitocybe nebularis, Clavulina cinerea, Cortinarius cf. obtusus, Mycena galopus*. Frekvens fajai a *Hygrophorus eburneus, Cortinarius torvus, Hebeloma sinapizans, Geastrum fimbriatum*. Két lokális karakterfaja van a *Tricholoma orirubens* és a *Leotia lubrica*.

Talajon élő gombaközössége jellegzetes, több társulásközömbös és lomberdei domináns fajjal, lokális karakterfajokkal és ritka, csak ebben a vegetációtípusban előforduló fajokkal, mint pl. a *Cortinarius alboviolaceus, C. duracinus, C. elegantissimus, C. salor, C. terpsichores, Inocybe furfurea, Lactarius flavidus*.

Lignikol gombaközösségében 8 faj nagy termőtestszámmal (49–804 termőtest), a fajok több mint a fele 20 alatti termőtestszámmal termett. A teljes termőtestdenzitás 2250, az átlagos éves termőtestdenzitás 1125 (**függelék 12. táblázat**). Domináns fajai között gyakori, társulásközömbös fajok, mint a *Trametes hirsuta, Schizophyllum commune, Stereum hirsutum* és az inkább lomberdőben előforduló *Trametes gibbosa, Fomes fomentarius* mellett ritkább fajok, mint a *Stereum gausapatum, Micromphale foetidum, Bisporella citrina* is előkerültek. A gombaközösség frekvens fajai a *Schizophyllum commune, Bisporella citrina, Fomes fomentarius* és a *Kretzschmaria deusta*. Lokális karakterfaja a *Kretzschmaria deusta*, amely csak a bükkös mintaterületen fordult elő, de további adatgyűjtés esetén a *Hericium coralloides* is az lehet. Jellegzetes bükkös faj még a *Clavariadelphus pistillaris*, a ritka fajok közül pedig a növényi maradványon élő *Hemimycena cucullata* és a *Xerula caussei* is megtalálható ebben a vegetációtípusban. Lignikol gombaközössége, struktúrált, jellegzetes.

Piceetum cultum

A Büdöskútpuszta melletti ültetett lucos állományában 137 faj került elő, amelyből 114 faj 16851 termőteste az öt kvadrátban (**7. b. ábra**). A mintaterületek közül ez az egyik legfajgazdagabb és a legnagyobb termőtestszámú, bár ehhez jelentősen hozzájárul 1 lignikol faj kiugró értéke. A mintaterületen a fajszám alapú funkcionális spektrum alapján a mikorrhizás fajok aránya a legnagyobb (**8. a. ábra**). Az öt kvadrátban a termőtestszám alapú spektrum viszont ugyanúgy, mint a bükkös esetében a lignikolok túlsúlyát (76%) mutatja (**8. b. ábra**). Talajon élő gombaközösségében 12 faj termett 50 feletti termőtestszámmal és a fajok többsége 10 alattival. A teljes termőtestdenzitás 3650, az átlagos éves termőtestdenzitás pedig 1825 (**függelék 13. táblázat**). Talajlakó gombaközösségének domináns fajai mindhárom mutató alapján, csak a lucos mintaterületen előforduló *Mycena filopes, Marasmius androsaceus* és *Cortinarius croceus*, valamint általánosan elterjedt, társulásközömbös fajok, mint a *Rhodocollybia butyracea f. butyracea, Lepista flaccida, Lycoperdon perlatum, Mycena pura* és a *Clitocybe nebularis*. Frekvens fajai a már említett társulásközömbös fajokon kívül, a *Russula queletii, Lactarius deterrimus, Geastrum fimbriatum* és az *Amanita muscaria*. Több lokális karakterfaja is van, mint pl. a *Russula queletii, Lactarius deterrimus, Hydnum rufescens* és a *Cortinarius croceus*. Ritka fajai a csak

ezen a mintaterületen előfordult *Cortinarius melanotus, Phaeocollybia christinae, Phallus impudicus var. pseudoduplicatus, Russula raoultii*.

A lucos talajlakó gombaközössége jellegzetes, a gyakori, társulásközömbös fajok mellett több luchoz kötődő karakterfajjal, csak itt előforduló ritka fajokkal.

Lignikol gombaközösségében a *Trichaptum fuscoviolaceum* kiugróan magas (11400 termőtest), 10 faj pedig 50 feletti termőtestszámmal termett. A *Trichaptum fuscoviolaceum* nagyon magas értéke miatt a teljes termőtestdenzitás 13060, az átlagos éves termőtestdenzitás pedig 6530 (**függelék 13. táblázat**). A közösség domináns fajai a *Trichaptum fuscoviolaceum, Marasmiellus ramealis, Stereum hirsutum, Galerina marginata*. A gyakori fajok közé tartozik a *Galerina marginata, Baeospora myosura, Armillaria mellea, Daedaleopsis confragosa, Mycena galericulata*. Lokális karakterfaja a *Postia caesia*, amely csak ezen a mintaterületen, de valamennyi mintavételi kvadrátban előfordult. Lignikol gombaközösségének struktúrája egyszerű.

5.6. A növénycönológiai felvételek és a gombaközösségek klasszifikációja és ordinációja

5. 6. 1. A növénycönológiai felvételek klasszifikációja és ordinációja

A vegetáció teljes edényes fajkészletén végzett klasszifikáció alapján (**9. a. ábra**) az első hasonlósági szinten, az ültetett lucos mintaterületei elkülönülnek a lombhullatóktól (kiv. erdeifenyves). A második hasonlósági szinten a bükkös, gyertyános-tölgyes és cseres-tölgyes 1 felvételek válnak el a cseres-tölgyes 2, erdei fenyves, fás legelő felvételeitől. A hasonló termőhelyen kijelölt mintaterületek viszonylag egységes klasztermagot alkotnak. A lombkorona- és a cserjeszint klasszifikációja hasonló eredményt mutat (**9. b. ábra**).

A teljes fajkészlet mennyiségi adatainak ordinációja szerint (**9. c. ábra**), 3 csoportot lehet elkülöníteni. Az azonos vegetációtípusban, hasonló termőhelyen lévő mintaterületek jól elkülönülő csoportokat alkotnak (fás legelő, bükkös, lucos). A nyéstai cseres-tölgyes 1 és az irotai gyertyános-tölgyesek közeli kapcsolatot mutatnak a fás legelő mintaterületekkel, a nyéstai gyertyános-tölgyes pedig a bükkös mintaterületekkel. A fásszárúak ordinációja (**9. d. ábra)** hasonló a teljes fajkészleten végzett ordinációhoz, de talán még egyértelműbb, hogy a felvételek 3 csoportot alkotnak és két felvétel (cseres 2, erdeifenyves) nem tartozik egyik csoportba sem.

5. 6. 2. A vegetációtípusok gombaközösségeinek összehasonlító elemzése

A talajon élő makrogombák fajkészletén végzett klasszifikáció (**10. a. ábra**) alapján az első hasonlósági szinten a bükkös fajkészlete elkülönül a többi növényzeti típusétól. A második hasonlósági szinten a fás legelő és az irotai gyertyános-tölgyes felvételek válnak el a lucos és a nyéstai vegetációtípusok felvételeitől. A harmadik hasonlósági szintet alkotó csoportokban főleg az azonos vegetációtípusban található felvételek fajösszetétele hasonlít egymáshoz.

A lignikolok fajkészletén végzett klasszifikáció (**10. b. ábra**) alapján már az első hasonlósági szinten elválik a többitől a nyéstai cseres-tölgyes 2 és az irotai gyertyános-tölgyes 1. A második hasonlósági szinten a lombhullató felvételek elkülönülnek a fenyvesekétől. A 3. hasonlósági szinten egy bükkös felvételekből álló csoport, valamint egy vegyes csoport (fás legelő, gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes, bükkös felvételek) elkülönülése figyelhető meg.

A talajon élő makrogombák mennyiségi adatainak ordinációja (**10. c. ábra**) szerint a felvételek 4 csoportot alkotnak. Az első csoport a legegységesebb, ezt a bükkös és az irotai gyertyános-tölgyes 2 felvételei alkotják. A második csoport nagyon vegyes, itt a fás legelő, a lucos és az irotai gyertyános-tölgyes 1 felvételek találhatóak, a harmadik csoportban fás legelő és lucos, míg a negyedikben a nyéstai felvételek és két lucos felvétel kap helyet.

A lignikolok mennyiségi adatainak ordinációja (**10. d. ábra**) alapján a fenyves és a lombhullató felvételek elkülönülnek egymástól. A 19-es lucos felvétel viszont inkább a lombhullató felvételekkel mutat kapcsolatot.

5. 7. A gombaközösségek diverzitásának összehasonlítása

5. 7. 1. A bükkös, a fás legelő és a lucos talajlakó- és lignikol gombaközösségeinek diverzitása

A vizsgált növényzeti típusok közül a természetes állapotú bükkös talajlakó gombaközössége a legbonyolultabb (**11. a. ábra**) struktúrájú, melyet az egyes fajok közösségen belüli kiegyenlítettebb dominancia megoszlása mutat. A bükkös faj-abundancia görbéje eltolódást mutat a kisebb abundanciájú fajok felé. Talajlakó gombaközösségét több kis termőtestszámú ritka faj (*Calocybe ionides, Cortinarius alboviolaceus, C. elegantissimus, C. terpsichores, Inocybe asterospora, Lactarius flavidus, Mutinus caninus, Russula fellea, Tarzetta cupularis* stb.), sok közepes produkciójú és néhány nagy dominanciájú faj, mint pl. a

Hygrophorus eburneus var. eburneus, Tricholoma orirubens, Rhodocollybia butyracea f. butyracea, Clitocybe nebularis, Clavulina cinerea alkotja.

A fás legelőre (**11. a. ábra**) a magasabb abundanciájú fajok dominanciája jellemző: *Camarophyllus virgineus, Clitocybe gibba, Gymnopus peronatus, Lycoperdon perlatum.* A nagy produkciójú fajok közül a *Craterellus cornucopioides* és a *Pseudocraterellus undulatus* termőtestszáma kiemelkedően magas volt. Ebben a gombaközösségben a legalacsonyabb a kis abundanciájú fajok aránya a 3 vegetáció típus közül. A fás legelő talajlakó gombaközössége kialakult ugyan, de ennek szerkezete egyszerűbb, mint a másik kettőé.

A lucos fajai a relatív fontosságot reprezentáló skála széles tartományán belül helyezkednek el (**11. a. ábra**). A nagy-és közepes abundanciájú fajok (*Clitocybe nebularis, Cortinarius croceus, Gymnopus erythropus Lepista flaccida, Lycoperdon perlatum, Mycena filopes, M. pura, Rhodocollybia butyracea, Russula albonigra, R. queletii*) dominálnak, de a kis abundanciájú fajok aránya is jelentős.

A három növényzeti típus talajlakó gombaközösségének Rényi-féle diverzitás profiljai azt mutatják, hogy a bükkös a legdiverzebb valamennyi skálaparaméternél, a fás legelő pedig a legkisebb diverzitású (**11. b. ábra**).

A vegetációtípusok xilofág gombaközösségeinek vizsgálata azt mutatja, hogy a bükkös xilofág közössége (**12. a. ábra**) a legnagyobb diverzitású, melynek felépítésére a kis abundanciájú fajok pl.: *Ganoderma applanatum, Micromphale brassicolens, Mycena arcangeliana, Pholiota cerifera, Polyporus leptocephalus, Spongiporus subcaesius* mellett a közepes és nagy termőtestszámú gyakori fajok pl.: *Bisporella citrina, Fomes fomentarius, Kretzschmaria deusta, Schizophyllum commune, Trametes gibbosa, T. hirsuta* megfelelő aránya jellemző.

A fás legelő dominancia-diverzitás görbéje (**12. a. ábra**) a nagyobb abundanciájú fajok felé tolódik, a kis abundanciájú fajok száma alacsony, ezért a közösségi struktúra egyszerű.

A lucos lignikol közösségi struktúrája (**12. a. ábra**) is egyszerű, mivel a nagy-és közepes abundanciájú fajok dominálnak, viszont a kis produkciójú fajok száma alacsony. A *Baeospora myosura, Galerina marginata, Marasmiellus ramealis, Stereum hirsutum, Trichaptum fuscoviolaceum* a domináns és gyakori fajok közé tartozik, különösen a *Trichaptum fuscoviolaceum* melynek termőtestszáma extrém magas volt valamennyi mintaterületen. A kis abundanciájú fajok közül a *Bjerkandera adusta, Lopharia spadicea, Micromphale perforans* említhető.

A Rényi-féle diverzitás profilokat összehasonlítva a bükkös diverzitása nagyobb, mint a lucos ültetvényé valamennyi skálaparaméternél. A ritka fajok tekintetében a fás legelő a legkisebb diverzitású, azonban ez a vegetációtípus a legdiverzebb a gyakoribb fajok esetében (**12. b. ábra**).

5. 7. 2. A gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes 1, cseres-tölgyes 2 és az erdeifenyves talajlakó- és lignikol gombaközösségeinek diverzitása

A nyéstai gyertyános-tölgyes és a két cseres-tölgyes dominancia-diverzitás görbéi (**13. a. ábra**) hasonlóak, talajon élő gombaközösségük diverzebb, mint az erdeifenyvesé.

A gyertyános-tölgyesben a nagy abundanciájú, gyakori fajok (*Clitocybe nebularis, Lycoperdon perlatum, Mycena pura, M. rosea*) mellett, kis termőtestszámmal termő fajok, mint például az *Amanita citrina, Cortinarius trivialis, Geastrum fimbriatum, Mycena galopus, Xerocomus chrysenteron* is megjelennek. Ezek közül azonban több, más növényzeti típusban közepesen gyakorinak számít.

A két cseres-tölgyes közül, a cseres-tölgyes 2 talajlakó gombaközössége ritka fajokban pl.: *Cortinarius orellanus, C. dionysae, Hebeloma velutipes, Lactarius chrysorrheus* gazdagabb. A nagy abundanciájú, gyakori fajok között több hasonló is van a két állományban: *Lycoperdon perlatum, Mycena pura, M. rosea*.

Az ültetett erdeifenyves dominancia-diverzitás görbéje (**13. a. ábra)** gyenge talajlakó közösségi struktúrát mutat, amit a kis abundanciájú fajok alacsony száma jelez. A gyakori fajok közül nagy számban termett a *Collybia peronata, Lepista flaccida, Lycoperdon perlatum, Mycena pura*.

A nyéstai és abaújlaki vegetációtípusok talajlakó gombaközösségeinek Rényi-féle diverzitás görbéi azt mutatják, hogy a gyertyános-tölgyes és a két cseres-tölgyes diverzitás értékei hasonlóak, míg az erdeifenyves diverzitása a legalacsonyabb (**13. b. ábra**).

A nyéstai és abaújlaki vegetációtípusokban (gyertyános-tölgyes; cseres-tölgyes 1, 2; erdeifenyves) (**14. a. ábra**) nem alakult ki fán élő gombaközösség az alacsony fajszám és a kis abundanciájú fajok hiánya következtében.

A xilofág gombaközösségek Rényi-féle diverzitás görbéit összehasonlítva (**14. b. ábra**) a gyertyános-tölgyes a legdiverzebb, a telepített erdeifenyves diverzitása a legkisebb a 4 növényzeti típus közül. A ritka fajokat tekintve a cseres-tölgyes 1 diverzebb, mint a cseres-tölgyes 2, a gyakoribb fajok esetében viszont az utóbbi diverzitása a nagyobb.

5. 8. A makrogombák diverzitása, abundanciája és az edényes növények diverzitása és egyenletessége közötti összefüggések vizsgálata különböző természetességű vegetációtípusokban

Összesen 276 edényes növényfaj és 266 makrogombafaj fordult elő a 19 mintakvadrátban. Az edényes növények közül 50 faj fásszárú.

A Mantel-teszt alapján a növény- és a gombaközösségek összetétele pozitív korrelációt mutatott. Ez a korreláció magasabb a bináris adatok esetében. A talajon élő gombaközösségek összetétele erősebben korrelált a vegetációtípusok összetételével, mint a lignikoloké (**1. táblázat**).

A gombaközösségek és az edényes növények diverzitásának összehasonlításánál kapott eredmények azt mutatták, hogy a vizsgált nagygombaközösségek fajgazdagsága független a vegetációtípusok diverzitásától és természetességétől (**2., 3. táblázat**). Kivételt képez a lignikol nagygombák fajgazdagsága és a vegetációtípusok egyenletessége közötti négyzetes összefüggés (**2. táblázat**). Azonban még ez a kapcsolat sem szignifikáns, ha a legnagyobb egyenletességű mintaterületet kihagyjuk az analízisből (**2. táblázat**).

Úgy tűnik, hogy a makrogombák teljes abundanciája négyzetes függvénye a vegetáció-típusok egyenletességének (**2. táblázat, 15. ábra**). Azonban, ha a legnagyobb gombaabundanciával rendelkező mintaterületet kizárjuk az analízisből, megváltozik a görbe: a makrogombák abundanciája negatív korrelációt mutat a növények fajgazdagságával és független a növények egyenletességétől (**2. táblázat, 16. ábra**).

A talajon élő makrogombák abundanciája függ a vegetációtípusok degradáltságának mértékétől, azonban ez nem befolyásolja a lignikol gombák abundanciáját és diverzitását (**3. táblázat, 17. ábra**).

5. 9. A belső-csereháti mintaterületek mikológiai szempontú természetvédelmi jellemzése

A Belső-Cserehát különböző mértékű antropogén hatás alatt álló- és erdészetileg kezeletlen növényzeti egységeiben, valamint egyéb élőhelyein összesen 436 makrogomba fajt sikerült kimutatni. Ennek 56%-a, azaz 243 faj, védelemre javasolt a Vörös Lista- tervezet alapján.

Az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett fajok” (IUCN 1) közül 7 (az összfajszám 1,6 %-a) került elő a vizsgálati területről: *Agaricus benesii; Bovista pusilla; Hebeloma velutipes; Hemimycena cucullata; Lactarius rubrocinctus; Phaeocollybia christinae; Phallus impudicus var. pseudoduplicatus*.

Az „erősen veszélyeztetett fajok” (IUCN 2) száma 18 (az összfajszám 4,1 %-a). Ezek a következők:

Agaricus augustus; Amanita argentea; Amanita lividopallescens; Boletus regius; Boletus rhodoxanthus; Clavulinopsis corniculata; Clavulinopsis helvola; Flammulaster limulatus (**függelék 8. fotó**); *Flammulaster muricata; Hygrocybe coccinea; Lactarius lacunarum; Leotia lubrica; Lycoperdon umbrinum; Russula maculata; Russula raoultii; Tricholoma virgatum; Volvariella caesiotincta* (**függelék 9. fotó**); *Xerula caussei*.

Ezen fajok többsége a *Quercetum petraeae-cerris* és *Carici pilosae-Carpinetum* állományokban fordult elő. A „veszélyeztetett fajok” (IUCN 3) száma a legnagyobb, 191 faj (az összfajszám 44 %-a) tartozik ebbe a kategóriába. Többségük a zonális *Quercetum petraeae-cerrisben*, az extrazonális *Melittio-Fagetumban* és *Carici pilosae-Carpinetumban* fordult elő, de jelentős volt még a *Piceetum cultum* és a Fás legelő is. Az IUCN 3-as fajok közül gyakoriak (10 v. több előfordulási adat) a következők:

Amanita citrina; Amanita muscaria; Clitocybe geotropa; Clitocybe gibba; Clitocybe nebularis; Entoloma sinuatum; Galerina marginata; Geastrum fimbriatum; Hygrophorus eburneus var. eburneus; Inocybe geophylla var. geophylla; Inocybe geophylla var. lilacina; Mycena galopus; Russula atropurpurea; Russula fragilis; Russula rosea; Tricholoma myomyces.

A „kímélendő, potenciálisan veszélyeztetett fajok” (IUCN 4) száma 27 (az összfajszám 6,2 %-a). Ezek számára a legfontosabb növényzeti típusnak a *Quercetum petraeae-cerris* állományok bizonyultak. Gyakori (5-nél több előfordulás) IUCN 4-es fajok:

Cantharellus cibarius (**függelék 10. fotó**); *Chalciporus piperatus; Hygrocybe pratensis; Lactarius deliciosus; Xerocomus chrysenteron; Xerocomus subtomentosus*.

Mintaterület	IUCN 0	IUCN 1	IUCN 2	IUCN 3	IUCN 4	Vörös Listás fajok száma	Összfajszám	A Vörös Listás fajok összfajszámhoz viszonyított aránya
CpC Nyésta	0	0	4	46	3	53	119	45%
QpC1 Nyésta	0	0	3	48	3	54	116	47%
QpC2 Nyésta	0	1	2	53	6	62	132	47%
QpC Irota	0	1	3	43	11	58	109	53%
Fás legelő Irota	0	1	2	44	4	51	102	50%
Melittio-Fagetum Szl.	0	1	2	59	5	67	137	49%
Pinetum cultum Al.	0	0	1	36	2	39	84	46%
Piceetum cultum Bkp.	0	3	1	52	3	59	137	43%
CpC fiatal Nyésta	0	1	0	18	2	21	70	30%
Robinietum cultum Al.	0	1	0	3	0	4	28	14%

4. táblázat: A mintaterületeken előforduló Vörös Listás fajok adatai.

A nyéstai *Carici pilosae-Carpinetum* a Vörös Listás fajok számát (53) tekintve a fontosabb növényzeti típusok közé tartozik, ha azonban ezek összfajszámhoz viszonyított arányát (45%) nézzük, még az ültetett erdeifenyvestől is elmarad. Itt fordult elő, az „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) *Agaricus augustus, Flammulaster muricatus, Russula maculata,* valamint a gyakoribb *Lactarius lacunarum* és a *Lycoperdon umbrinum*. Az *Amanita* nemzetségből több „veszélyeztetett" (IUCN 3) faj is megtalálható a területen: *Amanita ceciliae, A. citrina, A. crocea, A. vaginata*. A *Russula* nemzetség képviselői közül a *Russula alutacea, R. atropurpurea, R. farinipes, R. fragilis, R. grata, R. nitida, R. ochroleuca, R. pectinatoides, R. silvestris* nagy számban termett ezen a mintaterületen. A *Hygrophorus* nemzetségből is több faj fordult elő: *Hygrophorus arbustivus, H. penarius, H. unicolor, H. nemoreus, H. lindtneri*.

A nyéstai és irotai *Quercetum petraeae-cerris* állományok a Vörös Listás fajok számát és az összfajszámhoz viszonyított arányát nézve egyaránt jelentősek. Az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett" (IUCN 1) fajok közül a *Hebeloma velutipes* a nyéstai cseres-tölgyes 2-ben és az irotai állományban is előfordult. Ebből a vegetációtípusból 8, „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) faj került elő. Az *Amanita argentea csak* a szárazabb, meszes talajú irotai állományban termett, míg *Lactarius lacunarum, Lycoperdon umbrinum* az irotai és a nyéstai cseres 2 állományban fordult elő. A korhadó faanyag optimális lebontási fázisát indikáló fajok, mint a *Flammulaster limulatus* és a *Volvariella caesiotincta* a nyéstai cseres 1 állományban teremtek. A „veszélyeztetett" (IUCN 3) fajokat tekintve, a viszonylag ritka *Boletus aereus* a nyéstai cseres 2 és az irotai állományban egyaránt jelen volt. Sok

Cortinarius faj, pl. a *Cortinarius bulliardii, C. callochrous* (nyéstai, irotai állományok) *C. caerulescens, C. sodagnitus* (irotai állomány), *C. dionysae, C. orellanus, C. torvus* (nyéstai cseres 2 állomány) is megtalálható volt a mintaterületeken, de jelentős számban fordultak elő a *Russula* és *Tricholoma* nemzetségek képviselői is: *Russula alutacea, R. virescens, R. heterophylla, Tricholoma lascivum, T. sulphureum*.

A természetes állapotú *Melittio-Fagetum* a Vörös Listás fajok száma (67) alapján a legjelentősebb, azok összfajszámhoz viszonyított arányát (49%) tekintve pedig a harmadik legfontosabb vegetációtípus. Az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett" (IUCN 1) fajok közül a *Hemimycena cucullata*, valamint az „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) kategóriából a *Leotia lubrica* és a *Xerula caussei* csak ebben a vegetációtípusban fordultak elő. Több tényező (kitettség, humiditás, mikorrhiza partnerek száma és a faállomány kora) együttes hatásának köszönhetően ez a vegetációtípus rendkívül gazdag *Cortinarius* taxonokban (28 taxon). A „veszélyeztetett" (IUCN 3) *Cortinarius* fajok közül csak ebben a növényzeti egységben volt jelen a *Cortinarius alboviolaceus, C. argutus, C. aurantioturbinatus, C. duracinus, C. largus, C. rufo-olivaceus, C. salor.* Csak egy adattal szerepelt a *Helvella crispa* és szintén ritkának számít a *Hericium coralloides*.

A Vörös Listás fajok (51 faj) összfajszámhoz viszonyított arányát (50%) alapul véve az irotai fás legelő a második legjelentősebb növényzeti típusnak bizonyult. Ebben az állományban fordult elő egyedül az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett" (IUCN 1) *Bovista pusilla*. Szintén ritkának számít a Belső-Cserehátban az „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) kategóriába tartozó *Clavulinopsis corniculata* és a *C. helvola*, amely csak ebben a vegetációtípusban termett lombosmoha között. A „veszélyeztetett" (IUCN 3) kategóriába tartozó *Craterellus cornucopioides* és a *Pseudocraterellus sinuosus* nagy termőtestszáma figyelemre méltó. Több Cortinarius faj csak ebben a növényzeti egységben termett: *Cortinarius purpurascens, C. subannulatus, C. variicolor var. pseudovariicolor, C. velenovskyi*. A *Russula* nemzetség képviselői nagy számban fordultak elő a mintaterületen: *Russula aeruginea, R. alutacea, R. atropurpurea, R. fellea, R. olivacea, R. risigallina, R. romellii, R. rubra, R. virescens*.

A legdegradáltabb *Pinetum cultumban* a Vörös Listás fajok száma alacsonyabb (39) a kevésbé zavart növényzeti típusokhoz képest, ezen fajok összfajszámhoz viszonyított aránya pedig 46%. Az „erősen veszélyeztetett" (IUCN 2) *Tricholoma virgatumnak* mindössze egy adata szerepel a Belső-Cserehátból, az erdeifenyvesben lévő mintaterületről. Számos

„veszélyeztetett” (IUCN 3) *Russula* faj fordult elő az ültetvényben: *Russula integra, R. mustelina, R. nauseosa, R. rosea, R. xerampelina*.

A *Piceetum cultumban* a Vörös Listás fajok száma magas (59), viszont az összfajszámhoz viszonyított arányuk (43%) elmarad a jelentős vegetációtípusokétól. Itt volt a legtöbb „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett” (IUCN 1) faj: *Phaeocollybia christinae, Lactarius rubrocinctus, Phallus impudicus var. pseudoduplicatus*. A *Cortinariaceae* család képviselői közül sok „veszélyeztetett” (IUCN 3) faj fordult elő a területen. Feltűnő a *Cortinarius croceus* és a *Galerina marginata* nagy termőtestszámú jelenléte. Több *Cortinarius* faj csak a lucosban fordult elő, egy adattal: *Cortinarius glaucopus, C. melanotus, C. multiformis, C. turgidus*. A *Russula* nemzetségből sok „veszélyeztetett”, mikorrhizás faj is feljegyzésre került pl. a *Russula albonigra, R. integra, R. mustelina, R. queletii,* de *Mycena* fajokban is gazdag volt ez a növényzeti típus: *Mycena filopes, M. inclinata, M. vitilis, M. galopus*.

A fiatal *Carici pilosae-Carpinetumban* a Vörös Listás fajok száma (21) és az összfajszámhoz viszonyított aránya (30%) egyaránt alacsony. Egy „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett” (IUCN 1) faj, az *Agaricus benesii* fordult elő állományában. A 18 „veszélyeztetett” (IUCN 3) faj közül említést érdemel a *Clitocybe geotropa* és a *Clitocybe nebularis*, melyekre nagy termőtestszám volt jellemző. A *Mycena* nemzetségből több faj is képviseltette magát: *Mycena crocata, M. erubescens, M. galopus*..

Az erősen degradált *Robinietum cultumban* mindössze 4 Vörös Listás faj fordult elő. Ezek közül a legjelentősebb az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett” (IUCN 1) *Agaricus benesii*. amely a zavartabb növényzeti típusokra volt jellemző.

A jogilag védett 35 faj közül egyetlen egy sem fordult elő a vizsgálati területen.

A jellemző növényzeti típusok összehasonlítása azt mutatja, hogy az edényes vegetáció degradáltságának növekedésével egyaránt csökken a makrogombák összfajszáma és a Vörös Listás fajok száma (**18., 19. ábra**).

5. 10. A vizsgálati terület indikátor gombafajainak meghatározása, a mintaterületek jellemzése az indikátor nagygombafajok alapján

A makrogombák heterotróf szervezetek lévén szoros kapcsolatot létesítenek a szubsztrátumukkal, ezért számos faj jelzi az adott élőhely ökológiai jellegzetességeit. A

nagygombák között vannak olyan fajok, amelyek ökológiai igényeik alapján az erdőtársulások és a gyepek állapotának megfelelő indikátorai. Az erdőállományok állapotának jellemzői között szerepel pl. a természetesség, az állomány kora, a különböző holtfa korhadási stádiumok megléte, több talajparaméter (pH, tápanyaggazdagság, N-tartalom növekedés, nedvesség, mész- és humusztartalom), valamint az erdőkben és a gyepekben tapasztalható emberi beavatkozások: bolygatás, taposás, ritkítás, legeltetés. A Belső-Cserehátban 56 indikátor fajt sikerült kimutatni, amelyek természetes állapotot, idős erdőállományokat, a faanyag iniciális, optimális és végső korhadási állapotát, magasabb mésztartalmat, zavarást, bolygatást, tápanyagtartalom növekedést, taposást, legeltetést jeleztek (**függelék 11-13 fotó**). Az **5. táblázat** a Belső-Cserehát mintaterületein regisztrált, az irodalmi adatok által is alátámasztott indikátorfajokat és azok előfordulási adatait tartalmazza.

A vizsgált vegetációtípusok közül, csak a szendrőládi *Melittio-Fagetumban* fordultak elő természetességet és zavartalan állapotot jelző, mint pl. a *Ganoderma applanatum, Hericium coralloides* (IUCN 3) és öreg erdőkre jellemző fajok, mint az *Oudemansiella mucida*.

A falebontás iniciális fázisát indikáló *Trametes gibbosa* több növényzeti egységben (pl. nyésta és irotai cseres-tölgyes állományok, irotai fás legelő, bükkös) is megjelent, sőt nagy termőtestszámmal (49 termőtest) termett a bükkös állományában, míg a *Chondrostereum purpureum* egyetlen adata a nyéstai gyertyános-tölgyesből regisztrált. Az optimális fázist jelző *Flammulaster muricata* (IUCN 2) és a *Flammulaster limulatus* (IUCN 2) egyetlen előfordulása a nyéstai gyertyános-tölgyes és a cseres-tölgyes 1 állományára korlátozódott. A *Mycena haematopus* egy alkalommal és alacsony termőtestszámmal csak az irotai fás legelőn termett, míg a *Volvariella caesiotincta* (IUCN 2) két előfordulási adata szerepel a nyéstai cseres-tölgyes 1-ből. A falebontás végső fázisát jelző fajok szinte teljesen hiányoznak a vizsgált növényzeti típusokból, egyedül a *Kretzschmaria deusta* fordult elő több alkalommal, közepes termőtestszámmal (28 termőtest) a bükkösben.

A talaj magas mésztartalmát jelző *Cortinarius bulliardii* (IUCN 3) ugyan a nyéstai, valamint az irotai cseres- és gyertyános-tölgyes állományokban egyaránt előfordult a mintavételi kvadrátokon kívül, de nem volt gyakori.

A *Mycena pura* tömeges termőtestképzése és gyakorisága különösen a nyéstai állományokban, valamint az idegenhonos fafajokból álló erdei- és lucfenyő ültetvényekben

bolygatást, zavarást jelez. Ez a faj a természetes állapotú *Melittio-Fagetumban* csak kis termőtestszámmal termett.

A nitrofrekvens *Rhodocollybia butyracea f. butyracea* és a *Clitocybe nebularis* nagy termőtestszáma több állományban, de különösen a lucfenyő ültetvényben, a *Lepista nuda, Tephrocybe rancida* előfordulása a vegetációtípusok többségében, a *Clitocybe geotropa* jelenléte a nyéstai növényzeti egységekben, valamint a *Stropharia aeruginosa* jelentősebb előfordulása a nyéstai fiatal gyertyános-tölgyesben és az erdeifenyvesben ugyancsak nagyobb tápanyag-tartalomra utal. Az *Agaricus benesii* jól tűri a taposást, bolygatást, így főleg a degradáltabb élőhelyekre (települések melletti másodlagos gyepek, útszélek, akácos, fiatal gyertyános-tölgyes) volt jellemző.

A *Hygrocybe coccinea* (IUCN2) réteken, gyepekben élő faj. Megjelenése az erdeifenyves melletti másodlagos gyepben a legeltetés következménye lehet.

Az avarbontó fajok közül az elterjedt, társulásközömbös *Clitocybe nebularis, Gymnopus dryophilus* és a *G. peronatus* a nyéstai vegetáció típusokban volt a leggyakoribb. A *Clitocybe nebularis* a nyéstai gyertyános-tölgyesben, a *Gymnopus dryophilus* a nyéstai cseres-tölgyes 2-ben és a *G. peronatus* az erdeifenyvesben képezte a legtöbb termőtestet. A szintén társulásközömbös *Lepista flaccida* sok mintaterületen előfordult, de három növényzeti típusban (nyéstai cseres-tölgyes 1, erdeifenyves, lucos) hozta a legtöbb termőtestet. A termőhely iránt igénytelen *Mycena pura* a nyéstai- és abaújlaki növényzeti típusokban, valamint a lucos ültetvényben gyakori volt, jelentős termőtestszámmal. A *Lycoperdon perlatum* előfordulása és termőtestszáma a nyéstai vegetációtípusokban, az erdeifenyvesben, a fás legelőn és a lucosban egyaránt meghatározó volt.

A legtöbb talajhumuszhoz kötődő faj a nyéstai gyertyános- és cseres-tölgyes állományokban, az irotai cseres-tölgyesben, a bükkösben és a lucosban fordult elő. Ezek közül a *Lepiota clypeolaria, Macrolepiota procera, Chlorophyllum rhacodes* volt a leggyakoribb.

A tápanyagban szegényebb, száraz gyepeket jelző fajok közül a *Hygrocybe pratensis* és a *H. virginea, valamint a Clavulinopsis corniculata és a C. helvola* az irotai fás legelőn fordult elő, az idős csertölgyek közötti gyepfoltokban, közepes termőtestszámmal.

A xerofil szaprotróf *Lycoperdon molle*, (Adamczyk 2011) több élőhelyen is termett, de kis számban, míg a mohán növő parazita *Rickenella fibula* (Elborn 2008), csak az erdeifenyvesben fordult elő.

6. AZ EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

6. 1. A Belső-Cserehát nagygomba-fajlistája

A Belső-Cserehátban kimutatott 442 taxon a hazánkban ismert nagygombataxonok (2337 taxon) 19 %-a. Hasonló fungafelméréssel eddig a belső-cserehátihoz képest nagyobb fajszámot a Börzsöny (613 faj), Mecsek (523 faj), az Őrség (553) és az alaposan kutatott Aggteleki karsztvidék (526 faj) területéről sikerült kimutatni (Locsmándi 1993; Vasas és Locsmándi 1995; Pál-Fám 2001; Benedek 2011). Feltűnő azonban, hogy ezek a területek egyrészt nagyobbak, mint a Belső-Cserehát, másrészt többségében természetközeli erdőségekkel borított hegyvidékek, vagy csapadékban jóval gazdagabb, erdősültebb dombvidéki tájak, melyek a nagygombafajok számára kedvezőbb feltételeket biztosítanak. A Belső-Cserehát példája azt mutatja, hogy jelentős emberi beavatkozás által érintett területek is megőrizhetnek magas fajszámokat, ezért ehhez hasonló tájakon is érdemes intenzív fungafelméréseket készíteni.

6. 2. A vizsgált vegetációtípusok összehasonlítása az ökológiai mutatók és a természetesség alapján.

A talajnedvesség index azt mutatja, hogy a flóra és a tömegesség alapján a legüdébb növényzeti típus a gyertyános-tölgyes helyére ültetett lucos, de a félüde és üde kategóriák jelentősége miatt a gyertyános-tölgyes és a bükkös is az üde kategóriába tartozik. Ezekben a vegetáció típusokban a lombkorona jelentős záródása (lucos: átl. 94%; gyertyános-tölgyes: átl. 85%; bükkös: átl. 80%) kiegyenlítettebb mikroklímát, üde termőhelyi feltételeket biztosít az edényes növények és a gombaközösségek számára egyaránt.

A fás legelő, a cseres-tölgyesek és az erdei fenyves spektruma a szárazabb kategóriák felé tolódik el. A nyitottabb lombkorona miatti erősebb helyi szárazodás, — különösen a fás legelőnél — ,elősegíti a félszáraz és szárazságtűrő fajok megtelepedését.

A lombkorona borítása jelentősen befolyásolja a talajnedvességet (McMullan-Fisher 2008), amely a makrogombák diverzitását és produkcióját meghatározó, jelentős ökológiai faktor (Ubrizsy 1955; Konecsni 1967, 1969; Lisiewska és mtsa. 1998).

A vegetációtípusok többsége a flóra és a tömegesség alapján semleges vagy gyengén bázikus termőhelyet jelez. Az erdeifenyves és különösen a lucos a flórát, de főleg a tömegességet figyelembe véve savanyúbb termőhelyet mutat. A növényzeti típusoknál mért

pH-értékek az enyhén savanyútól a gyengén bázikusig terjednek, de a vegetációtípusok többségénél a talaj kémhatása enyhén savanyúnak bizonyult. Az R index vizsgálatából származó eredmények tehát némiképp ellentmondanak a mért talajoldat pH adatoknak. A talaj pH értékét több tényező, mint pl. a klíma, az alapkőzet és az avar kémhatása együttesen befolyásolja, ezért a pH nagy változatosságot mutat az év folyamán. Az eltérés éppúgy adódhat a fitoindikáció relatív voltából, mint az egyszeri időpontban végzett mérési eredmények általánosíthatóságából.

A makrogombák közül a talajon élő szaprotrófok érzékenyebbek a talaj pH-jának változására (Kuyper és mtsai. 1994), a mikorrhizás fajok viszont pH-tolerancia tekintetében nagy változatosságot mutatnak (Kowalski és mtsai. 1996).

A nitrogén index vegetáció típusonkénti vizsgálata azt mutatja, hogy flóra és a tömegesség alapján a bükkös és a gyertyános-tölgyes a többi növényzeti típusnál tápanyagban gazdagabb termőhelyet jelez, mert a nedvesebb termőhelyi feltételek és a viszonylag gyorsan lebomló gyertyán avar, tápanyagban gazdagabb talajt eredményez. A lucos a flóra alapján hasonló a bükköshöz és a gyertyános-tölgyeshez, azonban a tömegesség alapján tápanyagban szegényebb termőhelyet mutat, a *Picea abies* jelentős borításának köszönhetően. A fás legelő és a cseres-tölgyesek a csoportrészesedés és a csoporttömeg alapján is tápanyagban szegényebb termőhelyet jeleznek. Különösen a fás legelőnél, de a cseres-tölgyeseknél is a szárazabb termőhelyi feltételek miatt a lágyszárú- és fásszárú avar csak nehezen bomlik le, ezért a talaj tápanyagban szegényebb. Az erdeifenyves a flóra és a tömegesség alapján szélsőséges termőhelyet mutat, ami abból adódik, hogy a nemrég felhagyott szarvasmarha-legeltetés következtében a mintaterület egyes részein tápanyagfeldúsulást, míg a legeltetéstől mentes részeken tápanyagban szegényebb talajt jelez a vegetáció.

A talaj tápanyagtartalma, főleg a N-tartalom, fontos ökológiai faktor (Hansen 1988; Kuyper és mtsai. 1994) a makrogombák számára és jelentősen befolyásolja ökológiai csoportjaiknak egymáshoz viszonyított arányát (Bujakiewicz 1994).

Valamennyi vizsgált növényzeti típus közül a bükkös a legtermészetesebb, mert a természetes zavarásjelzők aránya itt a legalacsonyabb és a többi, degradáltságot jelző kategória részesedése is elenyésző. A nyéstai gyertyános-tölgyes és cseres-tölgyesek a szociális magatartástípusok alapján enyhén zavartak, amit a természetes zavarásjelzők arányának csaknem duplázódása és a generalisták csökkenése mutat. Az enyhén zavart lucosban a generalisták aránya fele az ép és enyhén zavart vegetáció típusokénak, a természetes zavarástűrők részesedése a *Pinetumhoz* és a fás legelőhöz képest alacsony, sőt a

bükköséhez hasonló. Ez a *Picea abies* erős árnyékoló hatásának köszönhető, ami miatt sok generalista és a zavarásjelzők többsége nem képes megélni. Az eredeti tölgyesek fás legelővé alakítása és legeltetése, valamint a tájidegen erdeifenyő beültetése és az élőhelyen történt legeltetés, jelentős emberi beavatkozások. E tényezők miatt a fás legelő és a *Pinetum* tartalmazza legnagyobb arányban a zavarásjelző fajokat és a többi degradáltságot jelző kategória részesedése is jelentősebb más vegetációtípusokénál. Ezzel szemben a zavarást rosszul tűrő specialista- és generalista fajok részesedése alacsony.

A vegetációtípusok degradáltsága kedvezőtlenül befolyásolja a makrogombák fajdiverzitását és abundanciáját (Arnolds 1988, 1991; Ohenoja 1988; Zak 1992; Miller és Lodge 1997).

6. 3. A Belső-Cserehát nagygomba-közösségeinek mintaterületek szerinti értékelése fajszám és funkcionális megoszlás alapján

A vizsgált cseres-tölgyesek fajgazdagok és ebben a növényzeti típusban fordul elő a legtöbb mikorrhizás faj. Az ökológiai csoportok közül a mikorrhizás nagygombafajok aránya a legnagyobb az összes cseres-tölgyesben. Ez feltehetően annak köszönhető, hogy a Belső-Cserehátban ez a klímazonális társulás és nagyobb kiterjedésű állományai már csak ennek maradtak fenn. Emellett az egyes állományokban jelentős a mikorrhizapartnerek száma, amelyek főleg a különböző tölgyfajok közül kerülnek ki és az erdészeti kezelés miatt alacsony a holtfa aránya.

A gyertyános-tölgyesek változatos képet mutatnak. Az idősebb és kedvezőbb termőhelyi feltételeket biztosító nyéstai állomány fajgazdag és a mikorrhizások száma és aránya itt a legmagasabb e vegetációtípuson belül. A többi állomány azonban a kedvezőtlenebb termőhelyi feltételek (túlnedvesedés, a szubsztrátum változatosságának hiánya), illetve a fák fiatal kora miatt fajszegényebb, ami a mikorrhizás fajok alacsonyabb és a szaprotrófok magasabb fajszámában mutatkozik meg.

A bükkös fajszáma (különösen *Cortinarius* fajok tekintetében) a legnagyobb, ami részben a sokféle lebomlottsági állapotú és fajkészletű szubsztrátumnak köszönhető, amely sok lignikol faj számára biztosít élőhelyet. A mikorrhiza partnerek sokfélesége (Bujakiewicz 1992) illetve a fák magas kora a mikorrhizások fajszámát, az állomány kedvező mikroklimatikus feltételei, az avar változatossága viszont az avarlakók magas fajszámát

biztosítják. Az erdészeti kezelés hiánya pedig a nekrotrófok számát emeli (Pál-Fám és mtsai. 2007). Ez a vegetációtípus az edényes növények felhasználásával végzett szociális magatartástípus értékelés és a több szempontú erdőtermészetességi kritériumok (Bartha 2006) alapján is a legtermészetesebb, ezért feltételezhető, hogy a makrokombák funkcionális csoportjainak ezen arányai a természetközeli állapotot mutatják.

A fás legelő fajszáma elmarad a cseres-tölgyesekétől. Itt is a mikorrhizás fajok aránya a legmagasabb, mivel az idős tölgyekkel sok gombafaj alakít ki mikorrhizás kapcsolatot (Bujakiewicz 1992). A talajon élő szaprotrófok jelentős fajszáma feltehetően az összes vegetációtípus közül a legtöbb fajt felvonultató lágyszárú növényekhez, illetve azok avarjához köthető (pl. *Bovista pusilla, Hygrocybe pratensis, H. virginea, Macrolepiota excoriata*), nem a fajszegény fásszárúakhoz. A funkcionális spektrumból ez nem látszik, mert nem tesz különbséget a fás és lágyszárú avarbontók között. A nekrotróf parazitáknak csak egyetlen faja telepedett meg a csertölgy matuzsálemeken, ami a szubsztrátum fajok hiányát mutatja.

Az ültetett erdeifenyvesben a fafajcsere egyik következménye feltehetően a termőhely kedvezőtlen változása (pl. szárazodás, a szubsztrátum változása) miatt kialakult alacsonyabb fajszám. A mikorrhizások száma és jelentős aránya ennek ellenére megmaradt. A fajkészlet azonban részben kicserélődött, mert az erdeifenyőt követő mikorrhizás fajok jelentek meg más, korábban ittlévők eltűnésével párhuzamosan. A beültetett termőhelyidegen fafajok módosíthatják a makrogomba-közösségek fajösszetételét (Ohenoja 1988; Lawrynowicz és mtsai. 2002). A talajon élő szaprotrófok magas részesedését az okozhatja, hogy a nemrég felhagyott szarvasmarha legeltetés következtében létrejött tápanyag feldúsulás kedvező volt e fajok számára. A flóra alapján ez a növényzeti típus bizonyult a legdegradáltabbnak, amit jelez az is, hogy az antropogén hatásra érzékeny nekrotróf paraziták teljesen hiányoznak a területről.

Az ültetett lucos a bükköshöz hasonlóan fajgazdag növényzeti típus. A domináns fafajcsere tehát a fajszámot nem érintette hátrányosan. Ebben fontos szerepe lehet a maradványként az állományokban fennmaradt eredeti fafajok néhány egyedének, melyek miatt nem teljes a homogenizáció. A csaknem azonos fajszám mellett azonban fajcserék történtek: megjelentek a lucfenyőhöz kapcsolt gombafajok (*Hydnum rufescens, Cortinarius croceus, C. melanotus, C. multiformis, Lactarius deterrimus, Russula albonigra, R. queletii*) a lomberdei fajokhoz kapcsoltak rovására. A lucosban, feltételezhetően a homogenizáció miatt a funkcionális csoportokban eltolódás jelentkezik: a szaprotrófok aránya nagyobb, a zavarásérzékeny nekrotróf parazitáké viszont kisebb a bükköshöz képest.

Az akácosban a talajon élő szaprotrófok magas aránya a vegetációtípus degradáltságát mutatja (Rudolf és Pál-Fám 2005), ugyanakkor a mikorrhizások alacsony arányát a nitrogénben gazdag talaj (az akácavar miatt) és a kevés mikorrhiza partner okozhatja.

6. 4. A vizsgálati területre jellemző vegetációtípusok gombacönológiai összehasonlítása

A mintaterületek fajszáma 84 és 137 között változott. A legfajgazdagabbnak a bükkös, a legkisebb fajszámúnak az erdeifenyves bizonyult. A mintaterületek fajszámában tapasztalható különbségek az eltérő termőhelyi feltételekből és természetességből adódhatnak. A nyéstai vegetációtípusok kvadrátjaiban a fajszámok hasonlóak, az abaújlaki erdeifenyvesé ettől alacsonyabb. A kvadrátok termőtestszámait illetően is csak kis különbségek vannak, de ezek az értékek jóval alacsonyabbak, mint a kezeletlen rezervátum jellegű erdőké (Siller és mtsai 2006). A bükkös és a lucos kvadrátjaiban a fajszám hasonló, a fás legelőében azonban ennél lényegesen alacsonyabb a kedvezőtlenebb termőhelyi feltételek miatt (Rudolf és mtsai 2012). A termőtestszámot figyelembe véve a bükkös és a fás legelő értékei hasonlóak, a lucosé viszont kiugróan magas a *Trichaptum fuscoviolaceum* nagyon nagy termőtestszáma miatt.

A vegetációtípusok funkcionális spektruma hasonló: a mikorrhizás fajok száma és aránya a legnagyobb valamennyi növényzeti típusban, ezt követi a talajon élő szaprotrófoké, majd a xilofágoké. A fajszám alapú funkcionális spektrum a nagygombaközösségek stabil jellemzőjének tekinthető, mivel az eltérő időjárású évek is csak kevéssé módosítják (Benedek és Pál-Fám 2011).

A termőtestszám alapú funkcionális spektrum a fajszám alapúval ellentétes képet mutat. A fás legelő kivételével (itt a mikorrhizások aránya 54%) valamennyi élőhelyen a mikorrhizások aránya jelentősen lecsökkent. Ezzel szemben a gyertyános-tölgyes és a cseres-tölgyes 2-ben a xilofág szaprotrófok aránya emelkedett, míg a legnagyobb növekedés a bükkös és a lucos esetében történt. Az élőhelyek degradációjának mértéke növelheti a talajlakó szaprotrófok arányát (Rudolf és Pál-Fám 2005), így a kezelt nyéstai állományokban 34-56%-ra, a legdegradáltabb erdeifenyvesben pedig 62%-ra nőtt ez az arány, amely a legmagasabb érték az összes vegetációtípus közül. A közepesen degradált fás legelő esetében a talajlakó szaprotrófok alacsonyabb aránya (21%) valószínűleg annak köszönhető, hogy a nehezen lebomló, nagy mennyiségű lágyszárú avar akadályozza a termőtestképzést sok faj esetében (Sadowska 1973; Arnolds 1980, 1981). A vizsgált állományok többségében a

nekrotróf paraziták aránya csökkent, sőt a gyertyános-tölgyesben ez a csoport eltűnt, míg a két cseres-tölgyesben nőtt az arányuk, az *Armillaria mellea* és az *Armillaria tabescens* nagy termőtestszáma miatt. A termőtestszámon alapuló funkcionális spektrum még kevésbé függ az egyes évek időjárásától (Benedek és Pál-Fám 2011), mint a fajszám alapú spektrum, de jobban indikálja az emberi beavatkozást.

A cönológiai mutatók alapján a vizsgált állományok talajlakó gombaközösségei közül a kezeletlen természetközeli bükkösé a legjellegzetesebb, de jellegzetes közösség az ültetett lucosé is. Az erdeifenyves és a fás legelő közösségei gyenge, még alakulóban lévő közösségi struktúrát mutatnak. A nyéstai vegetáció típusok esetében viszont nem jött létre jellegzetes talajlakó gombaközösség a cönológiai mutatók alapján.

A lignikol gombaközösségek közül a bükkösé a legjellegzetesebb, míg a lucos és a fás legelő közösségei gyenge struktúrájúak. A gyertyános-tölgyes, a két cseres-tölgyes és az erdeifenyves esetében nem alakult ki közösségi struktúra az alacsony fajszám miatt.

6. 5. A növénycönológiai felvételek és a gombaközösségek klasszifikációja és ordinációja

6. 5. 1. A növénycönológiai felvételek klasszifikációja és ordinációja

A teljes fajkészlet klasszifikációja alapján az ültetett lucos mintaterületei különültek el legnagyobb mértékben a lombhullató felvételektől. A lombkoronaszint megváltozásával együtt ugyanis a cserje- és gyepszint is jelentősen módosult, elsősorban fajokban elszegényedett. A többi vegetációtípus már a hasonló termőhelyi adottságok miatt alkot egymástól jól elkülönülő csoportokat, ami hasonló fajkészletet eredményez (Fodor 2003; McMullan-Fisher 2008). A teljes fajkészlet és a fásszárúak mennyiségi adatainak ordinációja a klasszifikációhoz hasonló eredményt mutat.

6. 5. 2. A vegetációtípusok gombaközösségeinek összehasonlító elemzése

A talajon élő gombák fajkészlete a klasszifikáció alapján a bükkös elkülönülését mutatja a többi növényzeti típustól. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a háborítatlan öreg állományban nagyobb arányban vannak jelen ritka nagygombafajok és kevesebb az általánosan elterjedt, gyakori faj. A ritka fajok közül említést érdemel a *Calocybe ionides*, *Clavariadelphus pistillaris*, *Lactarius flavidus*, *Mutinus caninus*, *Tarzetta cupularis*.

Másrészről sok olyan faj van, amely csak ebben a vegetációtípusban termett: *Cortinarius elegantissimus, C. largus, C. rufo-olivaceus, C. terpsichores*. A növényzeti indikáció alapján hasonlónak bizonyult termőhelyek talajlakó nagygombáinak fajösszetétele is hasonló. Valószínű tehát, hogy a talajlakó gombaközösségekre (talajlakó szaprotróf és ektomikorrhizás fajok) itt is a termőhelyi feltételek hatnak leginkább, ahogy azt már másutt is tapasztalták (Bujakiewicz 1989; Pál-Fám és mtsai. 2002; Fodor 2003).

A fán élő gombaközösségek fajösszetételét elsősorban a vegetációtípusok fafajkészlete befolyásolja (Bujakiewicz 1989; Fodor 2003). A fenyves mintaterületek elkülönülésének a lombhullatókétól ez az eltérő fa-szubsztrátum az oka. Ilyen fenyőn élő fajok: *Baeospora myosura, Galerina marginata, Trichaptum abietinum, Trichaptum fuscoviolaceum, Postia caesia.* A lignikolok fajkészletét azonban az erdészeti kezelések is lényegesen befolyásolják, ami fajszámcsökkenéshez vezethet (Heillmann-Clausen és mtsai. 2005; Küffer és Senn-Irlet 2005). Emiatt különül el klasszifikáció alapján már az első szinten a nyéstai cseres-tölgyes 2 és az irotai gyertyános-tölgyes 1 a többi felvételtől.

A talajon élő makrogombák mennyiségi adatainak ordinációjánál kialakult csoportok a nagy- és közepes abundanciájú, speciális és általánosan elterjedt fajok alapján magyarázhatóak. A bükkös termőhelyi elkülönülését a többi vegetációtípustól fokozza, hogy itt olyan fajok is tömegessé válnak, melyek másutt hiányoznak vagy alárendelt szerepűek: *Clavulina cinerea, C. coralloides, Cortinarius torvus, Hygrophorus eburneus, H. unicolor, Laccaria amethystina, Tricholoma orirubens*. Az azonos csoportban lévő fás legelő és a lucos felvételekben, valamint a 4. csoportot alkotó nyéstai- és abaújlaki mintákban előforduló nagy abundanciájú fajok, általánosan elterjedt társulásközömbös fajok: *Clitocybe nebularis, C. gibba, Gymnopus peronatus, Lepista flaccida, Lycoperdon perlatum, Lepista irinoides, Mycena pura, M. rosea, Rhodocollybia butyracea*.

A lignikolok ordinációjának eredménye hasonlít a klasszifikációéhoz. A fenyves és a lombhullató felvételek szétválását a fenyőn élő fajok okozzák.

6. 6. A gombaközösségek diverzitásának összehasonlítása

6. 6. 1. A bükkös, a fás legelő és a lucos talajlakó- és lignikol gombaközösségének diverzitása

Az ép állapotú, természetközeli bükkös, amelyben erdészeti kezelést nem folytatnak, talajlakó gombaközössége a legdiverzebb a három növényzeti típus közül. A makroklimatikus tényezők mellett, az itt létrejött termőhelyi feltételek, mint pl. a párásabb, nedvesebb mikroklíma, a fásszárú növényzet összetétele, fajgazdagsága (Schmit és mtsai. 2005), a nagyszámú mikorrhizás kapcsolatot kialakító domináns fásszárú nemzetségek (*Fagus*, *Quercus*, *Carpinus*) (Bujakiewicz 1992), a humusz réteg vastagsága és szervesanyag tartalma (Nantel és Neumann 1992) egy differenciáltabb, diverzebb gombaközösség kialakulását tették lehetővé.

Az egykor legeltetett fás legelő az edényes növények indikációja alapján a legdegradáltabb a vegetáció típusok között. Talajlakó közösségi struktúrája a legegyszerűbb, diverzitása a legkisebb a 3 talajlakó gombaközösség közül. Ez valószínűleg a kedvezőtlenebb termőhelyi feltételeknek, mint például a melegebb és szárazabb mikroklímának és a mikorrhiza partnerek alacsony számának köszönhető (Rudolf és mtsai. 2012). Emellett a talajlakó gombaközösség diverzitásának csökkenését a legeltetés megszűnése is okozhatja, mivel a felhalmozódott, nagymennyiségű lágyszárú avar a makrogombák többségének termőtestképzését gátolja (Sadowska 1973; Arnolds 1980, 1981, 1992).

A legérdekesebb képet a gyertyános-tölgyes helyére ültetett lucos mutatja. A növényzet indikációja alapján csak enyhén degradáltnak bizonyult, de ez valószínűleg fajszegénységének és korának köszönhető. Ez egy fiatal erdő viszonylag fejlett gombaközösségi struktúrával: több nagy produkciójú, társulásközömbös (Kost 1992), több közepes abundanciájú és néhány ritka *Picea abies*-hez kötődő fajjal. Azonban talajlakó gombaközössége egyszerűbb, diverzitása kisebb, mint a bükkösé, a fiatalabb erdőállomány és a fás vegetáció alacsonyabb diverzitása miatt.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a talajlakó gombaközösségek struktúráját és diverzitását elsősorban a klimatikus- és termőhelyi feltételek befolyásolják és csak kisebb mértékben a vegetációtípusok degradáltsága (Pál-Fám és mtsai. 2007; Rudolf és mtsai. 2012).

A bükkös állomány lignikol gombaközössége a legbonyolultabb szerkezetű és a legdiverzebb a holt faanyag minősége és mennyisége miatt, amelyhez hozzájárul az erdészeti kezelés hiánya.

Az egykor legeltetett fás legelő ugyan idősebb állományú —az öreg hagyásfák miatt—, de a fásszárú növényzet kisebb borítása következtében kevesebb a holtfa és ez gyenge fán élő közösségi struktúrát eredményez.

A fiatal ültetett lucosban nincsen erdészeti kezelés, sok a kidőlt fa, s a nagy mennyiségű, különböző korhadtsági állapotban lévő holt faanyag lehetővé tette a xilofág közösség kialakulását. Azonban a lucos gombaközössége a legalacsonyabb diverzitású, mert a *Picea abies* dominanciája miatt nem elég változatos a lebontható szubsztrátum.

A xilofág gombaközösség diverzitását a holt faanyag folyamatos jelenléte, mennyisége és minősége (Kost és Haas 1989, Siller 2004) befolyásolja elsősorban, ezért az erdészeti kezelés módja és mértéke, valamint a faállomány kora (Arnolds 1988) egyaránt hatással van a gombaközösség fajkészletére és diverzitására.

6. 6. 2. A gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes 1, cseres-tölgyes 2 és az erdeifenyves talajlakó- és lignikol gombaközösségének diverzitása

Az enyhén degradált cseres-tölgyesek és a gyertyános-tölgyes talajlakó közösségének struktúrája és diverzitása hasonló, hiszen a termőhelyi feltételek és a fásszárú vegetáció diverzitása is hasonló. Azonban a kedvezőbb termőhelyi feltételek miatt a cseres-tölgyes 2 kis abundanciájú fajokban gazdagabb.

Az egykor legeltetett erdeifenyves a legdegradáltabb a vizsgált növényzeti típusok között, melyben a nagy- és közepes termőtestszámú, társulásközömbös, fenyőavart is bontó fajok dominálnak és kevés a kis abundanciájú ritka faj. Emiatt az erdeifenyves esetében egy gyenge talajlakó struktúra jött létre.

A vizsgált erdőtípusok erdészetileg kezeltek, több korosztályból állnak, fiatal vagy középkorú állományúak. A holt faanyag (tuskók, lehullott ágak) mennyisége és minősége nem megfelelő, mert az erdészet időszakonként eltávolítja azt, így az elérhető szubsztrátum mennyisége nem elegendő egy xilofág közösség kialakulásához.

6. 7. A makrogombák diverzitása, abundanciája és az edényes növények diverzitása és egyenletessége közötti összefüggés vizsgálata különböző természetességű vegetációtípusokban.

6. 7. 1. A gomba- és növényközösségek összetétele közötti összefüggés

Több tanulmányhoz hasonlóan (Nantel és Neumann 1992; Packham és mtsai. 2002; Chiarucci és mtsai. 2005; Saetersdal és mtsai. 2003; Brown és mtsai. 2006; McMullan-Fisher és mtsai. 2010) a jelen munkában is kimutatható kongruencia a növény- és a gombaközösségek összetétele között. Ez a kapcsolat erősebb a talajon élő közösségeknél, mint a fán élőknél, valószínűleg azért, mert az erdészeti kezelés következtében a mintavételi területek többségében a holt faanyag kevés vagy csaknem hiányzik (Rudolf és mtsai. 2013). Kivétel a szendrőládi bükkös, amely minőségi és mennyiségi szempontból egyaránt a leggazdagabb a holt faanyag tekintetében.

6. 7. 2. A makrogombák és a vegetáció diverzitása közötti összefüggés

Az eredmények azt mutatják, hogy az edényes növények diverzitását nem lehet használni a gombadiverzitás helyettesítőjeként (Rudolf és mtsai. 2013). Azonos következtetésre jutottak Chiarucci és mtsai. (2005), valamint Santi és mtsai. (2010), míg más szerzők (pl. Schmit és mtsai. 2005; Gabel és Gabel 2007; McMullan-Fisher 2008) jelentős pozitív korrelációt találtak a két taxon-csoport között. Több esetben a pozitív korreláció hiánya feltehetően módszertani hiányosságokra vezethető vissza: például, Santi és mtsai. (2010) több taxont hasonlítottak össze, de csak egyéves mintavételezést végeztek, amely nem elegendő a makrogombák felméréséhez. Chiarucci és mtsai (2005) valamint a jelen tanulmányban egyaránt kisméretű vegetációs egységek voltak mintavételezve egy relatív kis kiterjedésű vizsgálati területen.

A pozitív korreláció hiányának megértéséhez szükség van a lehetséges befolyásoló mechanizmusok feltárására. A feltételezés az volt, hogy az edényes növények és a makrogombák diverzitását egyaránt befolyásolja az élőhely mikroheterogenitása és ez pozitív korrelációt okoz a diverzitások között. Ez a hipotézis nem igazolódott. Az európai mérsékeltövi erdőkben a fásszárúak fajkészlete szegényes, ezért az edényes növények fajgazdagságát elsősorban a gyepszint fajgazdagsága határozza meg. A vizsgált vegetációtípusok közül a növényfajok diverzitása a fás legelő mintaterületeken volt a legnagyobb, ahol a lombkorona borítása a legkisebb, a fény elérhetősége pedig a legnagyobb.

A lucos ültetvény mintaterületei ezzel szemben a legfajszegényebbek, mert az erősen záródó lombkorona kevés fényt enged át. Míg a növényfajok gazdagságát (különösen a gyepszintét) befolyásolja az elérhető fény mennyisége, addig ez közvetlenül nem hat a heterotróf gombákra.

A növények és a gombák diverzitása között pozitív korreláció jöhet létre a következő esetben: a nagyobb növénydiverzitás nagyobb szubsztrátum diverzitást eredményez, amely nagyobb gombadiverzitáshoz vezet. Talán ez az oka annak, hogy a fafajok diverzitása egy lehetséges helyettesítője volt a makrogomba diverzitásnak globális skálán (Schmit és mtsai. 2005). Elképzelhető, hogy ez a mechanizmus működik a belső-csereháti erdőkben is, de annak hatását más faktorok elnyomják. A lehetséges okok között említhető, hogy a mintavételezett területek kis kiterjedésű, fragmentált élőhelyek, valamint az is, hogy a gombaközösségek más környezeti faktorokra lehetnek érzékenyek, mint az edényes növények.

Azonban további tényezőket is figyelembe kell még venni. A Kárpát-medence biodiverzitása nagyon egyedi más európai régiókhoz képest, ezért önálló ökológiai régióként (Pannon régió) kell kezelni (Varga 2003). A jégkorszakban kialakult diszperziós gát miatt az európai flóra elszegényedett, így még a legdiverzebb európai erdők is fajszegényebbek, mint más kontinenseken kialakult mérsékeltövi erdők. A fák alacsony fajszáma miatt nehéz találni nagyszámú gomba-növény kapcsolatot. Észak-Amerikában Gabel és mtsa. (2007) jelentős kongruenciát mutatott ki a makrogombák és az edényes növények diverzitása között egy, a jégkorszak által kevésbé befolyásolt területen.

6. 7. 3. A makrogombák abundanciája és a vegetáció diverzitása és egyenletessége közötti összefüggés

A makrogombák diverzitásával ellentétben, azok abundanciája jelentős negatív korrelációt mutat a növények diverzitásával. A *Piceetum* és *Pinetum* mintaterületeken alacsony a vegetáció egyenletessége, míg a makrogombák abundanciája nagy. Mindkét ültetvényben a lombkorona-, a cserje-, és a gyepszint fajkészlete kicsi, a lehullott tűlevelek egy nehezen lebomló avarréteget képeznek. Ismert, hogy a talajon élő szaprotrófok (főleg az avarlebontók) produktivitása és fajgazdagsága függ az avar mennyiségétől, minőségétől és jelentősen összefügg az edényes növények diverzitásával (Villeneuve és mtsai 1989), továbbá a fajok lokális abundanciája összefügg azok földrajzi elterjedésének méretével (Gaston 1994; Johnson 1998; Straatsma és Krisai-Greilhuber 2003). Emiatt ezekben a gombaközösségekben

néhány kevésbé igényes, nem specifikus, magasabb produkciójú faj dominál. A lucos mintaterületeken azonban a magasabb abundancia értékeket főleg a lignikol fajok nagy termőtestszáma okozza. A gombaközösségben domináns szerepet játszik a lucfenyő holt faanyagán élő *Trichaptum fuscoviolaceum, Marasmius androsaceus, Baeospora myosura* és néhány nagy területen elterjedt, gyakori avarlebontó faj *Rhodocollybia butyracea, Lepista flaccida, Mycena filopes, Mycena pura.* Kost (1992) lucültetvények gombaközösségeit vizsgálta és ezekben a nagy területen elterjedt, nagy abundanciájú, avarlebontó és lignikol fajok domináltak.

A természetközeli, fásszárú fajokban gazdag öreg bükkös nagyobb egyenletességet, de alacsony gombaabundanciát mutat. A bükkös mintaterületek többségében a magas produkciójú, gyakori fajok (*Bisporella citrina, Trametes hirsuta, Micromphale phoetidum, Schizophyllum commune)* mellett az alacsony abundanciájú, ritkább ektomikorrhizás fajokat (*Cortinarius alboviolaceus, Cortinarius terpsichores, Inocybe asterospora, Inocybe furfurea, Lactarius flavidus, Russula fellea, Thelephora palmata*) nagyobb arányban lehet megtalálni az erdő struktúrája és a fapartnerek (Bujakiewicz 1992; Pál-Fám és mtsai. 2007), valamint a humusz fizikai és kémiai sajátosságai miatt (Nantel és Neumann 1992).

Az egykor legeltetett fás legelő edényes növényekben a leggazdagabb, amihez alacsony gombaabundancia értékek tartoznak. Van néhány lehetséges magyarázat, amely együttesen okozhatja az alacsony abundancia értékeket. A vegetáció típus állományképére a magányosan vagy csoportokban álló, öreg hagyásfák és gyepfoltok váltakozása jellemző. A nyitott lombkorona miatt magasabb a hőmérséklet, kisebb a humiditás, s ez csökkentheti a termőtestszámot (Brown et al. 2006). A melegebb és szárazabb mikroklimatikus feltételek miatt az avarlebontás lassú, s ez alacsonyabb abundanciát eredményezhet a talajon élő fajoknál. A legeltetés felhagyása kedvezőtlen lehet az itt előforduló makrogombák többsége számára (Sadowska 1973; Arnolds 1980, 1981, 1992). A teljes fajdiverzitás nagy, de a fásszárúak diverzitása alacsony ebben a vegetáció típusban, ezért az ektomikorrhizás partnerek alacsony száma és a holt faanyag kis mennyisége szintén okozhat alacsony termőtestprodukciót.

A vegetáció egyenletessége a két cseres-tölgyesben a legnagyobb. Ez viszonylag nagy gombafajszámot és abundanciát eredményez az erdő struktúrája, az avar minősége és az edafikus feltételek következtében.

6. 7. 4. A növényzet degradációjának hatása a talajon élő makrogombák abundanciájára

A vegetáció által jelzett alacsony zavarási szintnél a talajon élő makrogombák termőtestszáma alacsony. A növényzet degradáltságának növekedését követi a talajon élő gombafajok abundanciája egy közepes degradáltsági értékig. A különböző vegetációtípusok talajlakó gombaközösségeiben a nagyobb produkciójú fajok részesedése nő. Azonban a diszturbancia további növekedése a termőtestszám csökkenését okozza.

A Közepes Zavarási Hipotézis szerint (Connell 1978; Grime 1973; Hobbs és Huennecke 1992) mérsékelt zavarás vezet a legnagyobb fajdiverzitáshoz. A diszturbancia alacsony vagy magas szintje azonban csökkenti a diverzitást. Ezt a hipotézist az edényes növényeknél (Kim et al. 2002; Rejmánek et al. 2004) és a madaraknál (Lepczyk et al. 2008) is bizonyították. Sobek és Zak (2003) talajban élő gombaközöségek funkcionális diverzitását vizsgálta ember által bolygatott erdőkben és azt találta, hogy közepes zavarási szintnél (nagyobb mennyiségű karbon-szubsztrátum esetén) a legnagyobb a talajgombák funkcionális diverzitása. A belső-cserehati vizsgálatok során ilyen összefüggést a diszturbancia és a gombák abundanciája között lehetett kimutatni (Rudolf és mtsai. 2013). Ennek magyarázata valószínűleg az, hogy a gombafajok normál termőtestképzési ritmusa a zavarás növekedésével felgyorsul, éppen a zavarás okozta kényszer hatására. Azonban egy bizonyos zavarási szint fölött a termőtestképzés gátlódik, majd abbamarad. Ilyen összefüggés csak a talajon élő makrogombák esetében mutatható ki a xilofágoknál nem, ugyanis ezeknek a fajoknak az előfordulása elsősorban a holt faanyag folyamatos jelenlététől, mennyiségétől és minőségétől függ (Høiland és Bendiksen 1996; Kost és Haas 1989; Siller 2004).

6. 8. A belső-cserehati mintaterületek értékelése a Vörös Listás fajok alapján.

A vizsgálati területen összesen 436 fajt sikerült kimutatni, amelynek 56%-a, azaz 243 faj, védelemre javasolt a Vörös Lista- tervezet alapján (Rimóczi et al. 1999).

Összehasonlításul a Mátra és a Bükk erdőrezervátumaiban gyűjtött makrogombák 36%-a (Siller 2004), a Szigetközben deteltált nagygombák 41%-a (Fodor 2003), a Pilis nagygombáinak 51%-a (Benedek 2000), a Zemplén nagygombáinak 51,7%-a (Egri 2009), a Mecsek nagygombáinak 58%-a (Pál-Fám 2001), míg a Börzsöny makrogombáinak 64,3 %-a (Benedek 2011) védelemre javasolt. Az „erősen veszélyeztetett fajok” (IUCN 2) számában és

az összfajszámhoz viszonyított arányában jelentős eltérés van a mecseki (az IUCN 2-es fajok száma 44, ami az összfajszám 8,4%-a) és a belső-csereháti (az IUCN 2-es fajok száma 18, ami az összfajszám 4,1 %-a) vizsgálati területek között.

Az összehasonlításból látható, hogy a Belső-Cserehátban előforduló, védelemre javasolt makrogombák aránya jelentős és csak a Mecsekben és a Börzsönyben volt magasabb ez az érték. A vizsgálati terület nagy részének degradáltsági állapota és fragmentáltsága alapján alacsonyabb értékre lehetett számítani. A belső-csereháti Vörös Listás fajok, több vizsgálati területhez (Mátra és a Bükk; Szigetköz, Zemplén) viszonyított magasabb aránya különböző okokra vezethető vissza. A vizsgált vegetációtípusok változatossága (termőhely, fajkészlet), a funkcionális csoportok közül a mikorrhizások legnagyobb száma és aránya a növényzeti típusok többségében, valamint a Russula és Cortinarius nemzetségek jelentősége több vegetációtípusban is, nagymértékben hozzájárult a veszélyeztetett fajok magasabb arányához.

A degradáltság mértékének növekedésével egyaránt csökken a makrogombák összfajszáma és a Vörös Listás fajok száma. Benedek (2011) hasonló eredményre jutott a Börzsönyben végzett vizsgálatai során. Az edényes növények indikációja alapján legtermészetesebb állapotú *Melittio-Fagetumban* volt a legnagyobb a nagygombák összfajszáma (137 faj), és a Vörös Listás fajok száma (67 faj). Az enyhén degradált nyéstai és irotai *Quercetum petraeae-cerris* állományokban, valamint a *Piceetum cultum*-ban szintén jelentős mindkettő, míg a legdegradáltabb *Pinetum cultum*-ban volt a legkisebb (84 faj; 39 faj).

6. 9. A mintaterületek értékelése az indikátor nagygombafajok alapján

Az erdők természetességét és korát jelző indikátor fajokat már mutattak ki hazai erdőrezervátumokból (Siller és mtsai. 2004) és kezelt természetközeli erdőkből is (Pál-Fám 2002; Benedek 2011). Siller (2004) bükkös erdőrezervátumokban végzett kutatásai során, 10 természetességet és 4 idős erdőállományt, indikáló fajt talált. A belső-csereháti erdőállományokból mindössze 3 ilyen fajt sikerült feljegyezni, a kezeletlen, természetes állapotú bükkösből. Ez azt mutatja, hogy a rendszeres erdészeti beavatkozások és az állományok kora jelentősen befolyásolja a természetességet jelző fajok előfordulását.

A falebontás optimális és végső fázisát indikáló fajok előfordulása és produkciója szintén utal a vegetációtípus természetességére (Benedek 2011). Heilmann-Clausen és mtsa.

(2000) európai bükkerdőkben 41, míg Siller (2004) hazai bükkösökben 22, bükkfatörzseken élő indikátorfajt állapított meg, amelyek a termőhely természetességére és magas biodiverzitására utalnak. A belső-csereháti erdőállományok többségében, az erdészeti kezelés következtében jelentősen csökkent a különböző korhadsági állapotban lévő holt faanyag mennyisége, ezért kevés az optimális- és a végső korhadási stádiumokat jelző lignikol faj is (Rudolf et al. 2012).

Több kutató detektált már lombhullató erdőkben mésztartalmat jelző fajokat. Bujakiewicz (1992) a *Boletus aereus*-t és a *Boletus regius*-t., míg Lisiewska (1974) a *Russula olivacea*-t és a *R. maculata*-t. sorolta ebbe a kategóriába. A Belső-Cserehát cseres- és gyertyános-tölgyes állományaiban kimutatott *Cortinarius bulliardii* szintén magasabb mésztartalmat jelez. Az előfordulási helyeiről vett talajminták pH-értéke enyhén savanyú volt, azonban a növényzet indikációja alapján ezek az állományok semleges vagy gyengén bázikus termőhelyek.

Tápanyaggazdagságot jelző fajokat ártéri erdőkben Bujakiewicz (1987), míg bükkösökben Siller (2004) jegyzett fel. A vizsgálati területen a magasabb tápanyagtartalmat indikáló fajok gyakorisága és nagyobb termőtestszáma több mintaterületre is jellemző volt. Azonban a fás legelőről szinte hiányoznak ezek a fajok, feltehetően azért, mert a legeltetés felhagyása után tápanyagban elszegényedett az állomány. Az erdeifenyves a fás legelővel ellentétes képet mutat, itt több tápanyaggazdagságot jelző faj is előfordult a legeltetés következtében.

Lombhullató erdőkben, több avarhoz- és talajhumuszhoz kötődő szaprotróf nemzetséget, mint pl. a *Clitocybe*, Collybia, *Lepista*, *Mycena*, valamint az *Agaricus*, *Entoloma*, *Lepiota*, *Macrolepiota*, *Melanoleuca* is kimutattak már (Bujakiewicz 1992; Siller 2004). Ennek a két csoportnak a szétválasztása azonban nem feltétlenül indokolt (Bujakiewicz 1992). A Belső-Cserehátban az avarbontó szaprotrófok közül főleg az elterjedt, termőhelyre igénytelen fajok, mint pl. a *Clitocybe nebularis*, *Gymnopus dryophilus*, *G. peronatus* és a *Lepista flaccida* voltak gyakoriak és képeztek több termőtestet a mintaterületek többségében. A kezeletlen, természetközeli bükkös állományában ezek a fajok előfordultak, de nem voltak gyakoriak. A talajhumuszhoz kötődő fajok esetében, a legtöbb állományban, szintén az elterjedt, társulásközömbös fajok voltak a leggyakoribbak.

Számos faj indikál különböző emberi beavatkozásokat, mint pl. a bolygatást, taposást, ritkítást, legeltetést is. Bujakiewicz (1987, 2001) ártéri ligeterdőkben, degradált élőhelyeken több zavarásjelző fajt is kimutatott. A *Mycena pura* sok munkában zavarást, bolygatást

indikáló fajként van feltüntetve (Pál-Fám 2002; Rudolf 2003; Siller 2004; Siller és mtsai. 2004; Benedek 2011). A vizsgálati terület degradáltabb állományaiban ennek a fajnak a gyakorisága és jelentős abundanciája emberi beavatkozásra utal. Ugyanakkor a kezeletlen, természetes állapotú *Melittio-Fagetumban* alacsony volt a produkciója. A Belső-Cserehátból sikerült igazolni az *Agaricus benesii* jelenlétét, amely bolygatott, taposott élőhelyekre volt jellemző. Elképzelhető, hogy ennek a fajnak kedvez az antropogén hatás, azonban más csiperkefajokkal kevésbé versenyképes, ezért előfordulásainak száma kevés (Rudolf és Pál-Fám 2004). Az intenzív legeltetés következménye lehet a *Hygrocybe coccinea* megjelenése az erdeifenyves melletti másodlagos gyepben, de ennek megerősítéséhez további vizsgálatokra van szükség.

A tápanyagban szegényebb, száraz gyepeket jelző *Hygrocybe, Clavaria, Clavulinopsis* nemzetségek fajai kitűnő bioindikátorok (Arnolds 1981; Gumińska 1997; Adamczyk 2011), mert a talaj tápanyagtartalmának növekedésére számuk jelentősen csökken, vagy eltűnnek a területről (Lange 1982). A fás legelőn a legeltetés felhagyása után nagymennyiségű —a száraz termőhelyi feltételek miatt nehezen lebomló—, lágyszárú avar halmozódott fel. Emiatt állományában megjelentek tápanyagban szegényebb, száraz gyepeket jelző fajok: *Hygrocybe pratensis, H. virginea, Clavulinopsis corniculata* és *a C. helvola*.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

A Belső-Cserehát nagygomba fajlistája

A mikológiai felmérések során a 1995–2005-ig tartó vizsgálati időszakban 442 taxon (436 faj és 6 változat) 2261 adatának feljegyzése történt meg a Belső-Cserehát 9 különböző mértékű antropogén hatás alatt álló növényzeti egységének, valamint egyéb élőhelyeinek 19 mintaterületén. Ezen a területen eddig még nem készült mikológiai felmérés, ezért a fajlista teljes egészében saját adatokon alapul. A Belső-Cserehátban kimutatott 442 taxon a hazánkban ismert nagygombataxonok (2337 taxon) 19 %-a. Hasonló fungafelméréssel eddig a belső-cserehátihoz képest nagyobb fajszámot a Börzsöny (613 faj), Mecsek (523 faj), az Őrség (553) és az alaposan kutatott Aggteleki karsztvidék (526 faj) területéről sikerült kimutatni (Locsmándi 1993; Vasas és Locsmándi 1995; Pál-Fám 2001; Benedek 2011). Ezek a területek azonban egyrészt nagyobbak, mint a Belső-Cserehát, másrész többségében természetközeli erdőségekkel borítottak és csapadékban gazdagabb, erdősültebb tájak, melyek a nagygombafajok számára kedvezőbb feltételeket biztosítanak. Érdemes lenne tehát a Belső-Cseréháthoz hasonló tájakon is intenzív fungafelméréseket készíteni, mert más, jelentős emberi beavatkozás által érintett területek is megőrizhettek hasonlóan magas fajszámokat.

A vizsgálati terület vegetációtípusainak cönológiai és termőhelyi jellemzése

A fitocönológiai felmérések során a belső-cseréháti mintaterületekről 1995–96-ban és 2004–2005-ben összesen 418 edényes növényfajt sikerült kimutatni. Korábban ezeken a területeken növénycönológiai felvételeket nem készítettek, ezért a fajlista új adatokon alapul.
A vizsgált erdőtípusok jól reprezentálják a terület erdővegetációját, amelyet fragmentált állományok és idegenhonos faültetvények jellemeznek.

A Belső-Cserehát klímazonális erdőtársulása a cseres-tölgyes, amely a tartós erdőhasználat és a mezőgazdasági táblák kialakítása miatt napjainkban erősen megfogyatkozva, részben átalakítva fordul elő. A vizsgált állományok erdészetileg kezeltek, talajuk löszön kialakult barna erdőtalaj, amelynek pH-ja enyhén savanyú. A nyéstai állományokban a *Quercus robur*, az *Acer campestre* és az *Acer tataricum* jelentős előfordulása arra utalhat, hogy a vizsgált területen egykor nagy kiterjedésben lehettek jelen az *Aceri tatarici- és Aceri campestri-Quercetum roboris* erdők (Borhidi, Zólyomira hiv.-mint

vélemény). Ezeknek évszázadokon át való kezelése és átalakítása következtében jöhettek létre a mai cseres-tölgyes állományok.

A gyertyános-tölgyesek extrazonálisak, erdészetileg kezelt, középkorú vagy fiatal állományok, talajuk löszön kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj és lejtőhordalék talaj, amelyeknek pH-ja gyengén savanyú.

Magyarországon ma már ritkák a fás legelők. A vizsgált állomány cseres- és gyertyános-tölgyesekből irtással, legeltetéssel alakult ki, talaja enyhén savanyú pszeudoglejes barna erdőtalaj. Állományképére jellemzőek, a gyepben elszórtan, vagy kisebb csoportokban álló idős fák.

A bükkös ritka a Belső-Cserehátban és csak extrazonális-edafikus termőhelyen alakult ki. A vizsgált állomány meredek 30–40 %-os lejtőszögű hegyoldalban található. Talaja mészkövön kialakult, lejtőtörmelékben gazdag, barna rendzina, amelynek pH-ja gyengén bázikus. Elöregedő erdő, melyben a faállomány több egymástól távoli korosztályból áll, s amelyre jellemzőek a 150 évnél idősebb egyedek is. Véderdő funkciója miatt erdészeti kezeléstől mentes, ezért nagy mennyiségű különböző korhadtsági állapotú holtfa és facsonk található benne.

Az erdeifenyves tájidegen, az erdészet által másodlagosan kialakított kultúrerdő, amelynek állománya főleg cseres-tölgyes termőhelyen fordul elő. Talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj, pH-ja savanyú. A lombkoronaszintet alkotó fák több egymástól távoli korosztályba tartoznak, néhány idős hagyásfával.

A lucos állományát egy gyertyános-tölgyes termőhelyén alakították ki. Talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj, melynek pH-ja gyengén savanyú. Faállománya egy korosztályhoz tartozik, kb. 30–40 éves. Jelenleg erdészeti kezeléstől mentes, ezért jelentős a holt faanyag mennyisége.

Az ültetett akácos gyakori a Belső-Cserehátban. Az állomány teljes egészében akácból álló lombkoronaszintű, cserjeszint nélküli, a szegényes gyepszintben gyom- és zavarásjelző fajokkal.

A vizsgált vegetációtípusok jellemzése az ökológiai mutatók alapján

A talajnedvességi index alapján a növényzeti típusok többségében a félüde termőhelyek növényei fordulnak elő a legnagyobb arányban. A tömegesség esetében szűkebb a spektrum, itt a félüde és az üde termőhelyek növényei a legjelentősebbek. A flóra és a tömegesség alapján a legüdébb növényzeti típus a lucos, de a gyertyános-tölgyes és a bükkös is az üde

erdőtípusba tartozik Ennek oka a lombkorona jelentős záródása miatt kialakult nedvesebb talaj. A fás legelő, a cseres-tölgyesek és az erdeifenyves spektruma a szárazabb kategóriák felé tolódik el, mert a nyitottabb lombkorona szárazabb termőhelyi feltételeket teremt —különösen a fás legelőnél—, elősegítve a félszáraz és szárazságtűrő fajok megtelepedését.

A talajreakció index alapján a vizsgált állományokban a semleges és a gyengén bázikus talajt jelző növényfajok fordulnak elő a legnagyobb arányban. A vegetációtípusok többségében a neutrális talajt jelző növények borítási értékei a legnagyobbak. A növényi indikáció alapján és a talaj pH mérés során kapott eredmények eltérést mutatnak. A talaj pH értékét több tényező, mint pl. a klíma, az alapkőzet és az avar kémhatása együttesen befolyásolja, ezért az év folyamán nagy változatosságot mutat. Az eltérés éppúgy adódhat a fitoindikáció relatív voltából, mint az egyszeri időpontban végzett mérési eredmények általánosíthatóságából.

A nitrogén mutató spektruma a legszélesebb az összes mutató közül: a szélsőségesen tápanyagszegény termőhelyek növényeitől a hipertróf termőhelyek növényeiig találunk fajokat. A tömegesség alapján a szubmezotróf és a mezotróf termőhelyek növényeinek aránya a legnagyobb a növényzeti típusok többségében. A flóra és a tömegesség alapján a bükkös és a gyertyános-tölgyes a többi vegetációtípusnál tápanyagban gazdagabb termőhelyet jelez, mert a nedvesebb termőhelyi feltételek gyorsítják az avar lebomlását és ez tápanyagban gazdagabb talajt eredményez. Viszont különösen a fás legelőnél, de a cseres-tölgyeseknél is a szárazabb termőhelyi feltételek miatt az avar csak nehezen bomlik le, ezért a talaj tápanyagban szegényebb. Az erdeifenyves a flóra és a tömegesség alapján szélsőséges termőhelyet mutat, feltehetően a nemrég felhagyott legeltetés miatt.

Valamennyi vizsgált növényzeti típus közül a bükkös a legtermészetesebb, mert a természetes zavarásjelzők aránya itt a legalacsonyabb és a többi, degradáltságot jelző kategória részesedése is elenyésző. A nyéstai gyertyános-tölgyes és cseres-tölgyesek a szociális magatartástípusok alapján természetességben egymáshoz hasonlóak. A lucosban generalisták aránya fele az ép és enyhén zavart társulásokénak, a természetes zavarástűrők részesedése az erdeifenyveshez és a fás legelőhöz képest alacsony, sőt a bükköséhez hasonló. Ez a *Picea abies* erős árnyékoló hatásának köszönhető, ami miatt a fényigényesebb természetes zavarásjelzők többsége nem képes megélni. Az eredeti tölgyesek fás legelővé alakítása és legeltetése, valamint a tájidegen erdeifenyő beültetése és a vegetációtípusban történt legeltetés miatt a fás legelő és az erdeifenyves tartalmazza legnagyobb arányban a zavarásjelző fajokat. A többi degradáltságot jelző kategória részesedése is jelentősebb más

növényzeti típusokénál, viszont alacsony a zavarásra érzékeny specialisták és generalisták aránya.

A degradáltságot jelző kategóriák együttes %-os részesedése alapján a bükkös ép, természetközeli, a cseres-tölgyesek, a lucos, a gyertyános-tölgyes enyhén zavart, míg a fás legelő és az erdeifenyves flórája közepesen zavartnak bizonyult.

A Belső-Cserehát nagygomba-közösségeinek általános- és mintaterületek szerinti jellemzése fajszám és funkcionális megoszlás alapján

A funkcionális csoportok szerinti megoszlás tekintetében a mikorrhizás fajok száma és részesedése a legnagyobb, de a talajon élő- és a fán élő szaprotrófok száma és aránya is jelentős a vizsgálati területen. A belső-csereháti erdők nagy része erdészetileg kezelt, átalakított, ezért a nekrotróf paraziták részesedése a normál kezelt erdőknek megfelelő.

A legfajgazdagabb növényzeti típusnak a bükkös és a lucos bizonyult, a legkisebb fajszámú pedig az akácos volt. A bükkös esetében a magas fajszám a sokféle lebomlottsági állapotú és fajkészletű szubsztrátumnak, a sokféle mikorrhiza partnernek, valamint a kedvező mikroklimatikus tényezőknek, a lucosnál pedig elsősorban a Picea abieshez kapcsolt gombafajok megjelenésének köszönhető. Az akácos alacsony fajszámát a mikorrhiza partnerek alacsony száma és a nitrogénben gazdag talaj okozza. A funkcionális spektrum alapján a mikorrhizás fajok száma és részesedése volt a legnagyobb a vegetációtípusok többségénél. A cseres-tölgyeseknél a mikorrhizás fajok legmagasabb aránya a nagyobb kiterjedésű állományoknak, a mikorrhizapartnerek számának és a holtfa alacsony arányának köszönhető. A bükkösben a sokféle mikorrhiza partner, az ültetett fenyvesekben a fenyőhöz kapcsolt gombafajok megjelenése jelentősen hozzájárult a magas mikorrhizás arányhoz. A nyéstai fiatal gyertyános-tölgyesben és az akácosban viszont a talajon élő szaprotrófok aránya volt a legmagasabb, amely feltehetően a kedvezőtlenebb termőhelyi feltételek és a vegetációtípusok degradáltságának a következménye. A nekrotróf paraziták aránya az irotai cseres-tölgyesben és a gyertyános-tölgyesben, valamint a bükkösben volt a legmagasabb, az ültetett fenyvesekben és az akácosban a legalacsonyabb. Ez annak köszönhető, hogy a természetesebb, valamint az idősebb erdők megfelelőbb élőhelyül szolgálnak a zavarásra érzékeny nekrotróf parazitáknak, mint a tájidegen ültetvények.

A vizsgálati területre jellemző mintaterületek gombacönológiai jellemzése és összehasonlítása

A mintaterületek fajszáma 84 és 137 között változott. A legfajgazdagabb a bükkös a legkisebb fajszámúnak az erdeifenyves bizonyult. A mintaterületek fajszámában tapasztalható különbségek az eltérő termőhelyi feltételekből és természetességből adódhatnak.

A nyéstai vegetációtípusok kvadrátjaiban a fajszámok hasonlóak és a termőtestszámokat illetően is csak kis különbségek vannak, de ezek az értékek jóval alacsonyabbak, mint a kezeletlen rezervátum jellegű erdőké. A bükkös és a lucos kvadrátjaiban a fajszám hasonló, a fás legelőében azonban ennél lényegesen alacsonyabb a szárazabb termőhelyi feltételek miatt. A termőtestszámot figyelembe véve a bükkös és a fás legelő értékei hasonlóak, a lucosé viszont kiugróan magas a *Trichaptum fuscoviolaceum* nagyon nagy termőtestszáma miatt.

A vegetációtípusok funkcionális spektruma hasonló: a mikorrhizás fajok száma és aránya a legnagyobb valamennyi növényzeti típusban, ezt követi a talajon élő szaprotrófoké, majd a xilofágoké. A fajszám alapú funkcionális spektrum a nagygombaközösségek stabil jellemzőjének tekinthető, mivel az eltérő időjárású évek is csak kevéssé módosítják.

A termőtestszám alapú funkcionális spektrum a fajszám alapúval ellentétes képet mutat. A fás legelő kivételével (itt a mikorrhizások aránya 54%) valamennyi élőhelyen a mikorrhizások aránya jelentősen lecsökkent. Ezzel szemben jelentősen emelkedett a xilofág- és a talajlakó szaprotrófok aránya. Az élőhelyek degradációjának mértéke növelheti a talajlakó szaprotrófok arányát, így a kezelt nyéstai állományokban 34-56%-ra, a legdegradáltabb erdeifenyvesben pedig 62%-ra nőtt ez az arány, amely a legmagasabb érték az összes vegetációtípus közül. A közepesen degradált fás legelő esetében a talajlakó szaprotrófok alacsonyabb aránya (21%) valószínűleg annak köszönhető, hogy a nehezen lebomló, nagy mennyiségű lágyszárú avar akadályozza a termőtestképzést sok faj esetében. A vizsgált állományok többségében a nekrotróf paraziták aránya csökkent, sőt a gyertyános-tölgyesben ez a csoport eltűnt, míg a két cseres-tölgyesben nőtt az arányuk, az *Armillaria mellea* és az *Armillaria tabescens* nagy termőtestszáma miatt. A termőtestszámon alapuló funkcionális spektrum még kevésbé függ az egyes évek időjárásától, mint a fajszám alapú spektrum, de jobban indikálja az emberi beavatkozást.

A cönológiai mutatók alapján a vizsgált állományok talajlakó- és lignikol gomba-közösségei közül a természetes állapotú bükkösé a legjellegzetesebb. A lucos talajlakó közössége ugyan elég jellegzetes, de lignikol gombaközössége gyenge struktúrájú. A fás legelő talajlakó- és lignikol gombaközösségei gyenge, még alakulóban lévő közösségi

struktúrát mutatnak. A nyéstai vegetáció típusok és az erdeifenyves esetében nincs jellegzetes talajlakó gombaközösség, a lignikol közösségi struktúra pedig nem alakult ki az alacsony fajszám miatt.

A növényzeti típusok és a gombaközösségek klasszifikációja és ordinációja

Az edényes növények teljes fajkészletének klasszifikációja alapján az ültetett lucos mintaterületei különültek el legnagyobb mértékben a lombhullató felvételektől. A lombkoronaszint megváltozásával együtt ugyanis a cserje- és gyepszint is jelentősen módosult, elsősorban fajokban elszegényedett. A többi vegetációtípus már a hasonló termőhelyi adottságok miatt alkot egymástól jól elkülönülő csoportokat, ami hasonló fajkészletet eredményez. A lombkorona- és a cserjeszint klasszifikációjának eredménye hasonló.

Az összes szint és a fásszárúak mennyiségi adatainak ordinációja a klasszifikációhoz hasonló eredményt mutat.

A talajon élő gombák fajkészlete a klasszifikáció alapján a bükkös elkülönülését mutatja a többi növényzeti típustól. Ez feltehetően annak köszönhető, hogy az erdészetileg kezeletlen öreg állományban nagyobb arányban vannak jelen ritka nagygombafajok és kevesebb az általánosan elterjedt, gyakori faj. Másrészről sok olyan faj van, amely csak ebben a vegetációtípusban termett. A növényzeti indikáció alapján hasonlónak bizonyult termőhelyek talajlakó nagygombáinak fajösszetétele is hasonló. Valószínű tehát, hogy a talajlakó gombaközösségekre (talajlakó szaprotróf és ektomikorrhizás fajok) a termőhelyi feltételek hatnak leginkább.

A lignikolok fajkészletén végzett klasszifikáció alapján a lombhullató mintaterületek elkülönülnek a fenyves mintaterületektől. A fán élő gombaközösségek fajösszetételét elsősorban a vegetációtípusok fafajkészlete befolyásolja. A fenyves mintaterületek elkülönülésének a lombhullatókétól ez az eltérő fa-szubsztrátum az oka. A lignikolok fajkészletét azonban az erdészeti kezelések is lényegesen befolyásolják, ami fajszámcsökkenéshez vezethet.

A talajon élő makrogombák mennyiségi adatainak ordinációjánál kialakult csoportok a nagy- és közepes abundanciájú, speciális és általánosan elterjedt fajok alapján magyarázhatóak.

A lignikolok ordinációjának eredménye hasonlít a klasszifikációéhoz. A fenyves és a lombhullató felvételek szétválását a fenyőn élő fajok okozzák.

A gombaközösségek diverzitásának összehasonlítása

A bükkös, a fás legelő és a lucos talajlakó- és lignikol gombaközösségének diverzitása

A vizsgált növényzeti típusok közül a bükkös talajlakó gombaközössége a legbonyolultabb struktúrájú és a legdiverzebb, természetes állapotának és az itt kialakult kedvező klimatikus- és termőhelyi feltételeknek köszönhetően. A gyertyános-tölgyes helyére ültetett, enyhén degradált lucos talajlakó gombaközössége egyszerűbb, diverzitása kisebb, mint a bükkösé a fiatalabb erdőállomány és a fás vegetáció alacsonyabb diverzitása miatt. Az egykor legeltetett fás legelő az edényes növények indikációja alapján a legdegradáltabb a vegetációtípusok között. Talajlakó közösségi struktúrája a legegyszerűbb, diverzitása a legkisebb a három közösség közül, ami a melegebb és szárazabb mikroklímával és a legeltetés felhagyása után megnövekedett avarmennyiséggel is magyarázható.

Az erdészeti kezeléstől mentes bükkös állomány lignikol gombaközössége a legbonyolultabb szerkezetű és a legdiverzebb a holt faanyag minősége és mennyisége miatt. A fás legelő esetében a fásszárú növényzet kisebb borítása miatt kevesebb a holtfa és ez gyenge fán élő közösségi struktúrát eredményez. Az ültetett lucosban a nagy mennyiségű, különböző korhadsági állapotban lévő holt faanyag lehetővé tette a xilofág közösség kialakulását. Mégis a lucos gombaközössége a legalacsonyabb diverzitású, mert a *Picea abies* monodominanciája miatt kicsi a lebontható szubsztrátum változatossága.

A gyertyános-tölgyes, cseres-tölgyes 1, cseres-tölgyes 2 és az erdeifenyves talajlakó- és lignikol gombaközösségének diverzitása

Az enyhén degradált cseres-tölgyesek és a gyertyános-tölgyes talajlakó közösségének struktúrája és diverzitása hasonló, mivel a termőhelyi feltételek és a fásszárúak diverzitása is hasonló. Az egykor legeltetett erdeifenyves a legdegradáltabb a vizsgált növényzeti típusok között. Talajlakó gombaközösségében a gyakori- és közepesen gyakori, társulásközömbös, avarlebontó fajok dominálnak, s emiatt talajlakó gombaközössége a leggyengébb struktúrájú és a legalacsonyabb diverzitású a vegetációtípusok között.

A vizsgált erdőtípusok erdészetileg kezeltek, több korosztályból állnak, fiatal vagy középkorú állományúak. Az elérhető szubsztrátum mennyisége és minősége nem elegendő egy xilofág közösség kialakulásához, mert az erdészet időszakonként eltávolítja a holt faanyagot.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a talajlakó gombaközösségek struktúráját és diverzitását elsősorban a klimatikus- és termőhelyi feltételek befolyásolják és csak kisebb mértékben a vegetáció edényes fajkészletének degradáltsága. A xilofág gombaközösség diverzitását a holt faanyag folyamatos jelenléte, mennyisége és minősége befolyásolja elsősorban, ezért az erdészeti kezelés módja és mértéke, valamint a faállomány kora egyaránt hatással van a gombaközösség fajkészletére és diverzitására.

A makrogombák diverzitása, abundanciája és az edényes növények diverzitása valamint egyenletessége közötti összefüggés vizsgálata különböző természetességű vegetáció típusokban.

A 19 mintakvadrátból összesen 276 edényes növényfajt (közülük 50 faj fásszárú) és 266 makrogombafajt sikerült kimutatni.

A Mantel-teszt alapján a növény- és a gombaközösségek összetétele pozitív korrelációt mutat. Ez a korreláció nagyobb a bináris adatok esetében. A talajon élő gombaközösségek összetétele erősebben korrelál a vegetációtípusok összetételével, mint a lignikoloké, valószínűleg azért, mert az erdészeti kezelés következtében a mintavételi területek többségében a holt faanyag kevés vagy csaknem hiányzik. Kivétel a szendrőládi bükkös, amely minőségi és mennyiségi szempontból egyaránt a leggazdagabb a holt faanyag tekintetében.

A vegetáció és a gombaközösségek diverzitásának vizsgálata azt mutatja, hogy a vizsgált nagygombaközösségek fajgazdagsága független a vegetációtípusok diverzitásától és természetességétől, ezért az edényes növények diverzitását nem lehet használni a gombadiverzitás helyettesítőjeként. A növények és a gombák diverzitása közötti pozitív korreláció hiánya több okra is visszavezethető: 1. Kisméretű vegetációtípusok voltak mintavételezve egy relatíve kis kiterjedésű, fragmentált vizsgálati területen. 2. A jégkorszakban kialakult diszperziós gát miatt az európai flóra elszegényedett, így még a legdiverzebb európai erdők is fajszegényebbek, mint a más kontinenseken kialakult mérsékeltövi erdők. Emiatt nehezebb találni jelentős makrogomba-növény kapcsolatot. 3. A különböző gombaközösségek eltérő környezeti faktorokra lehetnek érzékenyek és különböző helyettesítő taxonokkal korrelálhatnak.

A makrogombák abundanciája negatív korrelációt mutat a növények fajgazdagságával és független a növények egyenletességétől. A negatív korreláció mértéke különösen az ültetett lucosnál és a fás legelőnél szembetűnő. A lucos mintaterületek alacsony növény diverzitást és

egyenletességet, de magas gomba abundanciát mutattak, amelyet a lignikol fajok magas abundanciája okoz. A fás legelő a leggazdagabb edényes növényekben de a makrogombák abundanciája alacsony, amelyre több lehetséges magyarázat is van: a melegebb és szárazabb mikroklimatikus feltételek, a legeltetés felhagyása, a fásszárúak alacsony diverzitása.

A talajon élő makrogombák abundanciája függ a vegetáció típusok degradáltságának mértékétől, azonban ez nem befolyásolja a lignikol gombák abundanciáját és diverzitását. A vegetáció által jelzett alacsony zavarási szintnél a talajon élő makrogombák termőtestszáma alacsony. A diszturbancia növekedését a talajon élő makrogombák termőtestszámának emelkedése követi egy mérsékelt zavarási szintig. Azonban a diszturbancia további növekedése a termőtestszám csökkenését okozza. Ennek oka valószínűleg az, hogy a gombafajok normál termőtestképzési ritmusa a zavarás növekedésével felgyorsul, de egy bizonyos zavarási szint fölött a termőtestképzés gátlódik, majd abbamarad. Ilyen összefüggés a xilofágok esetében nem mutatható ki, mivel ezeknek a fajoknak az előfordulása elsősorban a holt faanyag folyamatos jelenlététől, minőségétől és mennyiségétől függ.

A Belső-Cserehát mikológiai szempontú természetvédelmi értékelése

A Belső-Cserehát különböző mértékű antropogén hatás alatt álló és erdészetileg kezeletlen növényzeti egységeiben, valamint egyéb élőhelyein összesen 436 makrogomba fajt sikerült kimutatni. Ennek 56%-a, azaz 243 faj, veszélyeztetett a Vörös Lista- tervezet alapján. Az „eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett fajok” (IUCN 1) közül 7 (az összfajszám 1,6 %-a), az „erősen veszélyeztetett fajok” (IUCN 2) közül 18 (az összfajszám 4,1 %-a), míg a „veszélyeztetett fajok” (IUCN 3) közül 191 faj (az összfajszám 44 %-a) került elő a vizsgálati területről. A „kímélendő, potenciálisan veszélyeztetett fajok” (IUCN 4) száma 27 (az összfajszám 6,2 %-a). Az „erősen veszélyeztetett fajok” (IUCN 2) többsége a *Quercetum petraeae-cerris* és *Carici pilosae-Carpinetum* állományokban fordult elő. A „veszélyeztetett fajok” (IUCN 3) zöme a zonális *Quercetum petraeae-cerrisben*, az extrazonális *Melittio-Fagetumban* és *Carici pilosae-Carpinetumban* termett. A „potenciálisan veszélyeztetett fajok” (IUCN 4) számára a legfontosabb élőhelynek a *Quercetum petraeae-cerris* állományok bizonyultak.

A Belső-Cserehátban előforduló, védelemre javasolt makrogombák aránya jelentős és csak a Mecsekben és a Börzsönyben volt magasabb ez az érték. A vizsgálati terület nagy részének degradáltsági állapota és fragmentáltsága alapján alacsonyabb értékre lehetett számítani. A belső-csereháti Vörös Listás fajok, több vizsgálati területhez (Mátra és a Bükk;

Szigetköz, Zemplén) viszonyított magasabb aránya különböző okokra vezethető vissza. A vizsgált vegetációtípusok változatossága (termőhely, fajkészlet), a funkcionális csoportok közül a mikorrhizások legnagyobb száma és aránya a növényzeti típusok többségében, valamint a Russula és Cortinarius nemzetségek jelentősége több vegetációtípusban is, nagymértékben hozzájárulhatott a veszélyeztetett fajok magasabb arányához.

A degradáltság mértékének növekedésével csökkent a makrogombák összfajszáma és a Vörös Listás fajok száma egyaránt a vizsgált mintaterületeken. A makrogombák összfajszáma és a Vörös Listás fajok száma a természetes állapotú bükkösben volt a legnagyobb, míg a legkisebb a legdegradáltabb erdeifenyvesben.

A jogszabályi védelem alatt álló 35 faj közül egy sem került elő a vizsgálati területről.

A mintaterületek értékelése az indikátor nagygombafajok alapján

A Belső-Cserehátban 56 indikátor fajt sikerült kimutatni, amelyek természetes állapotot, idős erdőállományokat, a faanyag iniciális, optimális és végső korhadási állapotát, magasabb mésztartalmat, zavarást, bolygatást, tápanyagtartalom növekedést, taposást, legeltetést jeleztek.

A vizsgált vegetációtípusok közül csak a szendrőládi Melittio-Fagetumban fordultak elő természetességet és zavartalan állapotot jelző, valamint öreg erdőkre jellemző fajok. Ennek oka az, hogy a belső-csereháti erdőállományok viszonylag fiatalok, az intenzív erdőgazdálkodás miatt szinte hiányoznak az öreg erdők. A rendszeres erdészeti beavatkozások és az állományok kora tehát jelentősen befolyásolja a természetességet jelző fajok előfordulását. Az erdészeti kezelés következtében jelentősen csökkent a különböző korhadsági állapotban lévő holt faanyag mennyisége, ezért kevés az optimális- és a végső korhadási stádiumokat jelző lignikol faj is. Az emberi zavarást és a magasabb tápanyagtartalmat indikáló fajok gyakorisága és nagyobb termőtestszáma több mintaterületre is jellemző volt. Az avarbontó- és a talajhumuszhoz kötődő szaprotrófok közül főleg az elterjedt, társulásközömbös fajok, mint pl. a *Clitocybe nebularis*, *Gymnopus dryophilus*, *Gymnopus peronatus* és a *Lepista flaccida*, valamint a *Lepiota clypeolaria*, *Macrolepiota procera*, *Chlorophyllum rhacodes* voltak a leggyakoribbak a mintaterületek többségében. A fás legelőn a legeltetés felhagyása után nagymennyiségű —a száraz termőhelyi feltételek miatt nehezen lebomló—, lágyszárú avar halmozódott fel. Emiatt állományában megjelentek tápanyagban szegényebb, száraz gyepeket jelző fajok: *Hygrocybe pratensis*, *H. virginea*, *Clavulinopsis corniculata* és *a C. helvola*.

Summary

Taxonomic characterization of the macrofungi of Belső-Cserehát.

During the mycological field survey between 1995 and 2005, totally 442 macrofungi taxa (436 species and 6 varietas) have been recorded with 2261 occurrence data from 19 sample plots of the 9 plant associations transformed by man in different degrees as well as other habitats in the Belső-Cserehát.

Coenological and habitat characterization of the investigated plant associations

During the phytocoenological surveys in 1995-96 and 2004-2005, a number of 418 vascular plant taxa have been recorded from the sample sites in the Belső-Cserehát. Previously, in these sample sites phytocoenological surveys were not made, therefore the species list has only new data. The forest vegetation of the area which can be characterized by fragmented forest stands and alien tree plantations are well represented by investigated plant associations.

The zonally developed plant association of the Belső-Cserehát is the Turkey oak forest, which has been preserved only in small, degraded stands in consequence of excessive forestry management and agricultural cultivation. The investigated stands are managed by forestry, its soil type is brown forest soil which was developed on loess, its pH is slightly acid. In the Nyésta stands the significant occurrence of *Quercus robur*, *Acer campestre* and *Acer tataricum* may refers to the fact that *Aceri tatarici*-and *Aceri campestri-Quercetum roboris* forests occurred in the large area formerly. The actual Turkey oak forests were formed in consequence of the management and changes during for centuries of these -formely *Aceri tatarici*-and *Aceri campestri-Quercetum roboris*- forests.

The hornbeam-oak forest stands are extrazonal. These stands are managed by forestry, its growing stock is mature or young. It was formed on brown forest soil with clay illuvation on loess which pH is slightly acid.

Nowadays, oak wood-pastures are very rare in Hungary. The Irota oak wood-pasture has been formed from turkey and hornbeam oak forests by deforestation and grazing. The investigated stand had developed on slightly acid brown forest soil with pseudogley. The habitat is characterized by alternation of old trees in small groups or standing alone and patches of grass.

In the Belső-Cserehát the beech forest is rare. It is found only in extrazonal-edafic conditions. The investigated beech forest stand is situated on a steep (30-40 degree) in north

slope. Its soil type is shallow brown rendzina with calcareous screes which pH is slightly basic. It is an old grown forest in which the growing stock belongs to several age groups. Physiognomy of the stand can be characterized by 150-years-old trees. The stand hasn't been managed by the forestry because of its soil protecting role, therefore there are a lot of stump and deadwood decomposed in different degrees.

The alien Scots pine plantation has been formed secondarily, planted by forestry mainly in the place of Turkey oak forests. Its soil type is brown forest soil with clay illuvation on loess which pH is acid. The growing stock of the canopy layer belongs to several age groups with a few old trees.

The Norway spruce stand has been planted in the place of a hornbeam-oak forest. The soil type is brown forest soil with clay illuvation on loess which pH is slightly acid. Its growing stock belongs to one age group, which is about 30-40 years. At present the stand hasn't been managed by the forestry, therefore there are a lot of stump and deadwood.

The locust-tree plantation is frequent in the Belső-Cserehát. The canopy layer of the investigated stand consists fully of Robinia pseudoacacia, the shrub layer is absent. There are weeds as well as disturbance tolerant species in the poor herb layer.

Characterization of the examined plant associations on the basis of the ecological indices

On the basis of the soil moisture index the proportion of the plants of semihumid habitats is the highest. In the case of species abundance the spectra is narrow, the plants of semihumid habitats and fresh soils are the most significant. On the basis of flora and abundance the Norway spruce plantation is the most fresh, but the hornbeam-oak- and beech forests belong to the fresh category too. The reason is that moisturer habitat conditions have been formed by significant close of the canopy layer. The spectra of the oak-wood pasture, turkey-oak forests and the Scots pine plantation is shifting towards drier categories. The more open canopy form drier habitat conditions -especially, in the case of the oak-wood pasture-, helps the establishment of plants of semidry, as well as xero-tolerants habitats.

On the basis of the soil reaction index the proportion of the plants indicating neutral- and slightly basic soils is the highest in the investigated stands. In the majority of the plant associations the abundance of the plants indicating neutral soils is the highest. The pH of the soil is influenced both by climatic conditions, geology and litter pH.

,It can be found species from „soils extremely poor in mineral nitrogen" category, up to the „soils extremely rich in mineral nitrogen" category. On the basis of abundance the rate of

the plants of submesotrophic- and mesotrophic habitats is the highest in the majority of plant communities. According to flora and abundance the beech- and hornbeam-oak forests are richer in nutrients than other plant communities. The moister habitat conditions speed up the decomposition of litter so the soil is richer in nutrients. On the other hand in the case of the turkey-oak forests and oak-wood pasture especially the litter decomposes slowly, due to warmer and drier microclimatic conditions therefore, the soil is poorer in nutrients. On the basis of flora and abundance the Scots pine plantation indicates extreme habitat in consequence of former grazing.

Among the investigated vegetation types, the unmanaged beech forest is the most natural because the proportion of the disturbance tolerant species is the lowest and the rate of other categories indicating degradation is minimal too. On the basis of the social behaviour types the Nyésta hornbeam-oak- and turkey-oak forests are similar to each other in naturalness. In the Norway spruce plantation the rate of generalists decreases by half compared to the natural- and degraded in slight degree plant associations. The proportion of the disturbance tolerants is low compared to the Scots pine plantation and the oak-wood pasture, but it is similar to the one of the beech forest. This is caused by the shading effect of *Picea abies* accordingly, the majority of the "more light-demanding" disturbance tolerants cannot subsist. The proportion of the disturbance tolerant species is the highest in the oak-wood pasture and Scots pine plantation due to the replacement of natural oak forests by cutting, respectively plantation, as well as the grazing of these habitats. The rate of the species belonging to other categories indicating degradation is more significant than in the case of other plant communities. Contrarily the rate of the specialists and generalists which are reactive to disturbance is low.

According to the proportion of all categories indicating degradation the beech forest is natural, the turkey-oak-, Norway spruce and hornbeam-oak forests are slightly degraded, while the flora of the oak-wood pasture and Scots pine plantation are disturbed as an average.

Characterization of the macrofungi assemblages of Belső-Cserehát on the basis of the species number and functional distribution

According to functional distribution the number and rate of the mycorrhizal species is the highest, but the number and rate of soil- and wood saprotrophic species are significant too in the investigated area. In the Belső-Cserehát the majority of forests are managed and

changed by forestry, therefore, the proportion of the necrotrophic parasites is similar to other normal managed forests in Hungary.

The species number was the highest in the beech- and Norway spruce forests however, it was the lowest in the locust-tree plantation. On the basis of functional spectra the number and rate of the mycorrhizal species were the highest in the majority of the habitats. In contrary, in the Nyésta young hornbeam-oak forest and the locust-tree plantation the rate of the soil saprotrophic species was the highest. The proportion of the necrotrophic parasites was the highest in the Irota turkey-oak- and hornbeam-oak forests as well as in the beech forest and it was the lowest in the conifer plantations.

Comparison and myco-coenological characterization of the sample sites

The species numbers of the sample sites varied between 84 and 137. The beech- and Norway spruce forests were the richest in macrofungi species however, the Scots pine plantation was the poorest.

In the plots of the Nyésta plant associations the species numbers show similarity with each other however, the species number of the Scots pine plantation is lower in the plot. Between the fruit-body numbers of the sample plots are little differences however, these values are significantly lower than the unmanaged, reserve-like deciduous forests. In the plots of the beech- and Norway spruce forests the species numbers show similarity with each other but this number is significantly lower in the oak-wood pasture due to special feature of the habitat. The fruit-body numbers of the beech forest and the oak-wood pasture show similarity with each other, while the fruit-body number of the Norway spruce plots is extremly high because of the high abundance of *Trichaptum fuscoviolaceum*.

The functional spectra of the habitats were similar to each other. The functional distribution of the species showed that the number and proportion of the mycorrhizal species were the highest in the case of all habitats, followed by the soil- and wood saprotrophic functions. The rate of the necrotrophic parasites varied from 0 to 7%, depending significantly on the habitat degradation. The functional spectra of the macrofungi species can be considered stable characteristics for macrofungi assemblages, because it is less modified by the years with different climatic conditions.

The functional distribution based on fruit-body number is in contradiction with the previous. In all of habitats with the exception of oak-wood pasture, the proportion of mycorrhizal species is significantly lower however, the rate of wood- and soil saprotrophic

functions is higher in some habitats. In the majority of the investigated stands the proportion of necrotrophic parasites is lower too. The functional distribution based on fruit-body numbers depends less on the climatic factors of the particular years than the functional distribution of the species but it indicates better the antropogenic influence.

On the basis of coenological indices the terricolous- and lignicolous macrofungi assemblages of the beech forest have the most characteristic structure among researched stands. The terricolous macrofungi assemblage of the Norway spruce plantation has a sufficiently characteristic structure however, its lignicolous assemblage has a simple structure. The terricolous- and lignicolous macrofungi assemblages of the oak-wood pasture show a simple structure, which has not been formed yet. The terricolous macrofungi assemblages of the Nyésta plant associations and Scots pine forest have no characteristic structure, the structure of lignicolous assemblages has not been formed yet due to the low species number.

Classification and ordination of the vegetation types and macrofungi assemblages

A classification made on the basis of species set of vascular plants shows the sample plots of the Norway spruce plantation in separate group from the deciduous plots, due to dominance of *Picea abies* and low species number of the shrub- and herb layer. The sample sites with similar habitat conditions showed well separate groups because of the similar species set and ecological factors.

The classification made on the basis of species set of terricolous macrofungi shows the beech sample plots separated from other plots. The reason is that its terricolous macrofungi assemblage consists of some rare species characteristic of beech forests and a few widespread, frequent species. It is probable that the terricolous macrofungi assemblages are mainly influenced by habitat conditions.

The classification made on the basis of species set of lignicolous macrofungi shows the deciduous sample sites in separate group from the coniferous sample sites. The separate grouping of the conifer sample sites are caused by species living on pine- and spuce trees. The species composition of lignicolous macrofungi assemlages is mainly influenced by the composition of trees of plant associations.

The ordination made on the basis of species set of terricolous macrofungi shows the sample sites form groups on the basis of common, widespread species with high- and medium abundance.

The result of ordination made on the basis of species set of lignicolous macrofungi show similarity with one of classification.

Comparison of diversity of macrofungi assemblages

Diversity of terricolous and lignicolous macrofungi assemblages in the beech forest and the Oak-wood-pasture forest as well as the Norway spruce plantation.

Among researched vegetation types the terricolous macrofungi assemblage of the beech forest has the most complicated structure and it is the most diverse, thanks to naturalness as well as climatic and habitat conditions. The terricolous macrofungi assemblage of the moderately disturbed Norway spruce plantation which had been planted on the place of a former hornbeam-oak forest is more simple and the diversity is lower than that of the beech forest due to younger forest stand and the lower diversity of the arboreal vegetation. On the basis of vegetation indication the former grazed Oak-wood pasture is the most degraded habitat among the vegetation types. Its community structure is the most simple and diversity is the lowest among the three terricolous macrofungi assemblages. It is most probably due to more unfavorable habitat conditions such as the warmer and drier microclimate, additionally diversity of the terricolous macrofungi assemblage may be decreased in consequence of abandonment of the grazing.

The old beech forest has the most complicated and diverse lignicolous macrofungi assemblage because of the quality and quantity of deadwood as a consequence of the absence of forest management. In the case of Oak-wood pasture the community structure is simple, there are less deadwood due to smaller cover of the arboreal vegetation. In the Norway spruce plantation the lot of fallen trees and deadwood decomposed to different degrees, made the development of lignicolous macrofungi assemblages possible. However, its fungal community has low diversity because the diversity of deadwood is low due to monodominance of the *Picea abies*.

Diversity of terricolous and lignicolous macrofungi assemblages in the hornbeam-oak forest, turkey-oak forests and Scots pine plantation.

The structure and diversity of terricolous macrofungi assemblages of the moderately disturbed turkey-oak forests and hornbeam-oak forest is similar, because the habitat conditions and diversity of the arboreal vegetation are similar. The formerly grazed Scots pine forest is the most degraded habitat among researched vegetation types. Its in terricolous

macrofungi assemblages the high- and medium abundance litter decomposers dominate, which are indifferent to plant associations therefore, its community structure is the most simple and diversity is the lowest among vegetation types.

The researched forest types are managemented by forestry, the growing stock of their canopy layer belongs to several age groups, they are young or mature/middle-aged. The quantity of the available substrate is not sufficient for the development of a wood-inhabiting fungi assemblage because the forestry removes it periodically the deadwood.

On the basis of the results it can be established that the diversity and structure of the terricolous macrofungi assemblages are mainly affected by climatic and habitat conditions and the degradation of the plant associations to a lesser degree. The diversity of lignicolous macrofungi strongly depends on the presence, quantity and quality of deadwood accordingly, the form and degree of forest management, as well as the age of the growing stocks affect species set and diversity of the fungi community.

Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, as well as vascular plant diversity and evenness in semi-natural and managed forests

In all, 276 vascular plants (50 species of them were trees or shrubs) and 266 macrofungi species were recorded in the 19 sample plots.

According to the Mantel tests there are congruence between composition of plant and fungal communities, however the correlations were higher if dissimilarities were calculated from binary data. Composition of terricolous fungal communities was more strongly related to plant communities than lignicolous fungal communities, because due to forest management dead-wood is almost absent from the studied plots. Except the beech forest that was the richest in dead-wood both from qualitative and quantitative point of view.

Exploring of diversity of vegetation and macrofungi assemblages shows that species richness of macrofungi assemblages proved to be independent from the diversity and degradation of vascular plant communities. Therefore, diversity of vascular plants (including richness and evenness) cannot be used as proxy of macrofungi diversity, neither diversity values nor their components: species richness and evenness. The lack of positive correlation between diversity of vascular plants and macrofungi assemblages may be attributed to: 1. Small-sized habitats were sampling within a relatively small and fragmented area. 2. Due to the pauperization of European flora during the Ice Age, even the most diverse European forests are more species poor than temperate forests in other continents. This narrower range

of tree diversity values makes hard to find a significant macrofungi-plant relationship. 3. Different fungal groups may respond different environmental factors and may correlated to different proxies.

Macrofungi abundance is negatively related to plant richness and independent from plant evenness. In the case of the Norway spruce plantation and the Oak-wood pasture degree of negative correlation is remarkable. Plots in the Norway spruce plantation show low plant diversity and evenness, while the abundance of macrofungi had high values which are mainly caused by the high number of fruitbodies of the lignicolous species. The Oak wood-pasture is the richest in vascular plants, but the fungal abundance is low there. There are several possible explanations for low fungal abundance: warmer and drier microclimatic conditions, the abandonment of the grazing, the species richness of arboreal vegetation.

The abundance of terricolous macrofungi depend on degree of degradation of vegetation but it does not influence the abundance and diversity of lignicolous macrofungi. At low disturbance level (indicated by the degradation of vegetation) the number of sporocarps of terricolous macrofungi is low. The increase of degradation of vegetation is followed by increasing abundance of terricolous macrofungi up to a moderate disturbance level. However, further increase of disturbance causes a decrease in the number of sporocarps. Obviously fructification of macrofungi speeds up in case of increase of disturbance, as an answer to this pressure. However, beyond a certain disturbance level the fructification is blocked then ceased. This pattern appears only in terricolous macrofungi, because the occurrence of lignicolous macrofungi strongly depends on the presence, quantity and quality of deadwood.

The conservation status of the macrofungi of the investigated stands

In all, 442 macrofungi taxa (436 species and 6 varietas) have been recorded from stands of semi-natural-and plant associations transformed by man in different degrees as well as other habitats in the Belső-Cserehát.

56% of the macrofungi (243 species) are endangered on the basis of the Red List. 7 species (1,6% of the total species number) belong to the „critically endangered” (IUCN 1), 18 species (4,1% of the total species number) to the „endangered” (IUCN 2) and 191 species (44% of the total species number) to the „vulnerable” (IUCN 3) categories. The number of the „lower risk” (IUCN 4) species is 27 (6,2% of the total species number). Majority of the „endangered” species (IUCN 2) were found in the stands of the *Quercetum petraeae-cerris* and *Carici pilosae-Carpinetum*. The majority of the „vulnerable” (IUCN 3) species fructified in the zonal

Quercetum petraeae-cerris, the extrazonal *Melittio-Fagetum* and the *Carici pilosae-Carpinetum*. The stands of the *Quercetum petraeae-cerris* are the most important habitats for the „lower risk" (IUCN 4) species.

The increase of degradation of vegetation is followed by decreasing both total- and Red List species numbers of macrofungi in the sample sites. Total- and Red List species number of macrofungi were the highest in the natural beech forest, but those were the lowest in the most degraded Scots pine plantation.

Characterization of the sample sites on the basis of indicator macrofungi

In the Belső-Cserehát 56 indicator macrofungi can be found. The species indicating undisturbed, unmanaged as well as old forests were found only in the Szendrőlád beech forest among of the investigated plant associations. The reason is that the forest stands of the Belső-Cserehát are relatively young, the old forests are nearly absent due to excessive forestry management. The szendrőlád beech forest hasn't been managed by the forestry. It is an old forest in which a lot of stump and deadwood were found, therefore it is adequate habitat for these species. The occurrence of species indicating different phases of the wood decomposition (*Trametes gibbosa, Chondrostereum purpureum, Flammulaster muricata, Flammulaster limulatus, Volvariella caesiotincta* and *Kretzschmaria deusta*) is low due to young age of the Belső-Cserehát forests and the excessive forestry management. The occurrence and fruitbody numbers of the species indicating human disturbations and higher nitrogen level were significant in the several sample sites. Among the litter decomposing macrofungi mainly the widespread, plant association-indifferent species can be found abundantly in the majority of the sample sites such as *Clitocybe nebularis, Gymnopus dryophilus, Gymnopus peronatus* and *Lepista flaccida*. Species indicating dry and poorer in nutrients swards (*Hygrocybe pratensis, Hygrocybe virginea, Clavulinopsis corniculata és a C. helvola*), were found only in the Irota Oak-wood pasture among of the sample sites because of the special feature of the plant association.

8. IRODALOMJEGYZÉK

ACZÉL, J., DARÓCZY, Z. (1975): On measures of information and their characterization Academic Press, New York.

ADAMCZYK, J. J. (2011): Applications of self-organizing map for patterning macrofungal diversity of xerothermic swards. Ecological Research **26**: 547-554.

ALESSIO, C. L. (1985): Boletus Dill. ex L. Fungi Europaei 2, Bielle Giovanna, Saronno.

ALEXOPOULOS, C. J., MIMS, C. W., BLACKWELL, M. (1996): Introductory mycology. John Wiley & Sons, Inc., New York.

ANTONIN, V., NOORDELOOS, M. E. (1993): A monograph of Marasmius, Collybia and related genera in Europe Part 1. Libri Botanici 8, IHW Verlag, Eching.

ARNOLDS, E. (1980): De oecologie en sociologie van Wasplaten. Natura **77**: 17-44.

ARNOLDS, E. (1981): Ecology and coenology of macrofungi in grasslands and moist heathlands in Drenthe, the Netherlands. Part. 1: Introduction to synecology. Bibliotheca Mycologica **83**: 1-410.

ARNOLDS, E. (1988): The changing macromycete flora in the Netherlands. Transactions of the British Mycological Society **90**: 391-406.

ARNOLDS, E. (1991): Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment **35**: 209-244.

ARNOLDS, E. (1992): Macrofungal communities outside forests. In: Winterhoff, W. (ed.): Fungi in Vegetation Science. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 113-149.

ARNOLDS, E., KUYPER, T. H. W., NOORDELOOS, M. E. (1995): Overzicht van de paddestoelen in Nederland. Nederlandse Mycologische Vereniging.

BABOS, M. (1982): Higher fungi of the Hortobágy. In: SZUJKÓ, L. és P. KOMÁROMY, ZS. (szerk.): The flora of the Hortobágy National Park. Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 63–89.

BABOS M. (1989): Magyarország kalaposgombáinak (Agaricales s. l.) jegyzéke, I. Mikológiai Közlemények **1989** (1-3): 3-234.

BABOS, M. (1999): Higher fungi (Basidiomycotina) of the Kiskunság National Park and its environs. In: LŐKÖS, L. és RAJCZY, M. (szerk.): The flora of the Kiskunság National Park, Cryptogams. MTM, Budapest, pp. 199–298.

BARRON, E. S. (2011): The emergence and coalescence of fungal conservation social networks in Europe and the U.S.A. Fungal Ecology **4**: 124-133.

BARTHA, D. (2006): Az erdők természetességének értékelő módszerei. Természetvédelmi Közlemények **12**: 47–77.

BASSO, M. T. (1999): Lactarius Pers. Fungi Europaei 7, Mykoflora, Alassio.

BENDIKSEN, E., ØKLAND, R. H., HØILAND, K., EILERTSEN, O., BAKKESTUEN, V. (2004): Relationships between macrofungi, plants and environmental factors in boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia **30**: 1-125.

BENEDEK, L. (2002): Nagygombák a Pilis- és a Visegrádi-hegységből. Mikológiai Közlemények, Clusiana **41**(2–3): 3–34.

BENEDEK, L. (2011): A Központi-Börzsöny nagygombái. PhD disszertáció, Szent István Egyetem, Budapest. (kézirat)

BENEDEK, L., PÁL-FÁM, F., NAGY, J. (2005): Comparison of macrofungi communities and examination of macrofungi–plant interactions in forest stands in North Hungary. International Journal of Horticultural Science **11** (2): 101-103.

BENEDEK, L., PÁL-FÁM, F. (2011): Gombacönológiai vizsgálatok a Központi-Börzsöny erdeiben. Mikológiai Közlemények, Clusiana **50** (1): 89-105.

BOHUS, G., BABOS, M. (1960): Coenology of terricolous macroscopic fungi of deciduous forests. Botanische Jahrbücher **80**: 1-100.

BOHUS, G., BABOS, M. (1967): Mycocoenological investigation of acidophilous deciduous forests in Hungary. Botanische Jahrbücher **87**: 304-360.

BOHUS, G. (1984): Erdőtípusok talajlakó gombacönózisainak néhány jellemzőjéről, összefüggéséről. Mikológiai Közlemények (2-3): 77-101.

BON, M. (1988): Pareys buch der Pilze. Verlag P. Parey, Hamburg p. 361.

BORHIDI, A. (1961): Klimadiagramme und klimazonale Karte Ungarns. Ann. Univ. BP, Ser Biol. **4**: 21-50.

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**: 97–181.

BORHIDI, A., SÁNTA, A. (1999): Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól 1-2. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.

BORHIDI, A. (2003): Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

BÖLÖNI, J., MOLNÁR, ZS., KUN, A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.

BRANDRUD, T. E., LINDSTRÖM, H., MARKLUND, H., MELOT, J., MUSKOS, S. (1989–1998): Cortinarius flora photographica 1–4. Cortinarius HB, Matfors.

BRANDRUD, T. E. (1995): The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. Forest Ecology and Management **71**: 111-122.

BREITENBACH, J., KRÄNZLIN, F. (1981-2000): Pilze der Schweiz. Band 1-5. Verlag Mykologia, Luzern.

BROWN, N., BHAGWAT, S., WATKINSON, S. (2006): Macrofungal diversity in fragmented and disturbed forests of the Western Ghats of India. Journal of Applied Ecology **43**:11-17.

BUJAKIEWICH, A. (1973): Udzial grzybow wyzszych w lasach legowych I w olesach Wielkopolski (Higher fungi in the alluvial and alder forests of Wielkopolska province). Wydzial Matematyczno-przyrodniczy Prace Komisji Biologicznej XXXV. Zeszyt 6, p. 335-423.

BUJAKIEWICH, A. (1977): Occurrence of Macromycetes in Floodplain Forest along the Marais des Cygnes River, Kansas, U.S.A. Fragmenta Floristica et Geobotanica **23** (1): 87-105.

BUJAKIEWICH, A. (1981): Grzyby Babiej Góry. II. Wartość wskaźnikowa macromycetes w zespołach leśnych (Fungi of Mt. Babia II. Indicative value of macromycetes in the forest associations). Acta Mycologia **17**: 63-125.

BUJAKIEWICH, A. (1987): Macromycetes occuring in floodplain forest near Ithaca, New York, USA. Acta Mycologica **21** (2): 165-192.

BUJAKIEWICH, A. (1989): Macrofungi in the alder and alluvial forests in various parts of Europe and North America. Opera Botanica **100**: 29-41.

BUJAKIEWICH, A. (1992): Macrofungi on soil in deciduous forests. In: Winterhoff, W. (ed.): Fungi in Vegetation Science. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 49-78.

BUJAKIEWICH, A. (1994): Macrofungi in the alder forests of the Bialowieza National Park. Mycologia Helvetica **62**: 57-76.

BUJAKIEWICH, A. (1997): Macromycetes occuring in the *Violo odoratae-Ulmetum campestris* in the Bielnek Reserve on the Odra river. Acta Mycologica **32** (2): 189-206.

BUJAKIEWICH, A. (2001): Macrofungi of the Querco-Ulmetum minoris association in the Ostrów Panieński reserve on the Vistula river (N Poland). Acta Mycologica **36** (1): 111-125.

BULLOCK, J. M. (2006): Plants. In: Sutherland, W. J. (ed.): Ecological census techniques: a handbook, 2nd edn. Cambridge University Press, pp. 186-190.

CABI (2008): The Index Fungorum. http://www.indexfungorum.org.

CANDUSSO, M. (1997): Hygrophorus s. l. Fungi Europaei 6, Libreria Basso, Alassio.

CAPPELLI, A. (1984): Agaricus L. ex Fr. Fungi Europaei 1, Biella Giovanna, Saronno.

CETTO, B. (1978–1993): I Funghi dal Vero. 1–7. Arti Grafiche Saturnia, Trento, Italy.

CHIARUCCI, A., D'AURIA, F., DEDOMINICIS, V., LAGANÁ, A., PERINI, C., SALERNI, E. (2005): Using Vascular Plants as a Surrogate Taxon to Maximize Fungal Species Richness in Reserve Design. Conservation Biology **19**: 1644-1652.

CONNELL, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science **199**:1302-1310.

CRAWLEY, M. J. (2007): The R book. John Wiley & Sons Ltd.

CSOLTKÓ, G. (1997): Szanticska növénytársulásainak állapotfelmérése. Szakdolgozat, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.

DAHLBERG, A., CRONEBORG, H. (eds.) (2003): 33 Threatened Fungi. Complementary and Revised Information on Candidates for Listing in Appendix 1 of the Bern Convention. EU DG. Council of Europe, Strasbourg.

DAHLBERG, A., GENNEY, D. R., HEILMANN-CLAUSEN, J. (2010): Developing a comprehensive strategy for fungal conservation in Europe: current status and future needs. Fungal Ecology **3**: 50–64.

DAHLBERG, A., MUELLER, G. M. (2011): Applying IUCN red-listing criteria for assessing and reporting on the conservation status of fungal species. Fungal Ecology **4**: 147-162.

DENNIS, R. W. G. (1978): British Ascomycetes. Cramer, Vaduz.

DIGHTON, J., SKEFFINGTON, R. A., BROWN, K. A. (1986): The effect of sulpuric acid (pH=3) on roots and mycorrhizas of Pinus sylvestris. In: Phisiological and genetical aspects of mycorrhizae. Proceedings 1-st ESM, Dijon, INRA, Paris, p. 739-743.

DIX, N. J., WEBSTER J. (1995): Fungal ecology. Poenicoid fungi. Chapman and Hall, London, Glasgow, Weinheim, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 303-321.

DOBÁNY, Z. (2010): A Cserehát történeti földrajza (18-20. század). ANP füzetek VIII. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság.

DORGAI, L. (1986): Cserehát. BAZ Megyei Mezőgazdasági Szövetkezetek Szövetsége, MTA Miskolci Akadémiai Bizottság.

DÖRFELT, H. (1981): Charakteristische Pilze verbreiteter Pflanzengesellschaften. In: Mihael, E., Hennig, B., Kreisel, H.: Handbuch für Pilzfreunde, Vierter Band p. 77-89.

EGRI, K. (2007): Újabb adatok a Zempléni-hegység és a Bodrogköz veszélyeztetett nagygombáiról. Mikológiai Közlemények, Clusiana **46** (2): 149–164.

EGRI, K. (2009): Sárospatak környéki nagygombák fungisztikai, ökológiai és természetvédelmi jellemzése. Doktori (PhD) értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Doktori Iskola. 87 pp. (kézirat)

ELBORN, S. A. (2008): Rickenella Raithelh. In: Knudsen, H., Vesterholt, J. (eds.): Funga Nordica. Agaricoid, boletoidand cyphelloid genera. Nordsvamp, Copenhagen, pp. 69-70.

ERDÉSZETI ÜZEMTERV (1993): Erdészeti jelentés, Encs.

FARKAS, J. (1996): Védett növények a Cserehát dombvidékén. Kanitzia **4**: 185-200.

FLATHER, C. H., WILSON, K. R., DEAN, D. J., MCCOMB, W. C. (1997): Identifying gaps in conservation networks: Of indicators and uncertainty in geographic-based analyses. Ecological Applications **7**: 531-542.

FODOR, L., PÁL-FÁM, F. (2001): Threatened Macromycetes species of the Szigetköz, Hungary. 9th International Conference of Horticulture, Lednice.

FODOR, L., PÁL-FÁM, F., RIMÓCZI, I. (2001): Adatok a Szigetköz nagygombáinak ismeretéhez. Mikológiai Közlemények **40** (3): 47-58.

FODOR, L., PÁL-FÁM, F., RIMÓCZI, I. (2002): Szigetközi keményfaligetek mikológiai jellemzése. Kitaibelia **VII** (2): 141-145.

FODOR, L. (2003): Nagygombák rendszertani, környezettani és társulástani vizsgálata a Szigetközben. PhD értekezés, SzIE, Kertészettudományi Kar, Budapest. (kézirat)

FOX, J. (2009): Car: Companion to Applied Regression. R package version 1.2-16. http://CRAN.R-project.org/package=car.

GABEL, A. C., GABEL, M. L. (2007): Comparison of Diversity of Macrofungi and Vascular Plants at Seven Sites in the Black Hills of South Dakota. The American Midland Naturalist **157**: 258-296.

GASTON, K. J. (1994): Rarity. Chapman & Hall, London.

GÓMEZ-HERNÁNDEZ, M., WILLIAMS-LINERA, G. (2011): Diversity of macromycetes determined by tree species, vegetation structure, and microenvironment in tropical cloud forests in Veracruz, Mexico. Botany **89**: 203-216.

GOTELLI, N. J., COLWELL, R. K. (2001): Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. Ecology Letters **4**: 379-391.

GRIME, J. P. (1973): Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature **242**: 344-247.

GUMINSKA, B. (1997): Flora Polska, Grzyby (Mycota) Basidiomycetes, Hygrophoraceae, vol. 26 (in Polish). Kraków.

HANSEN, P., A. (1988): Prediction of macrofungal occurrence in Swedish beech forests from soil and litter variable models. Vegetatio **78**: 31-44.

HANSEN, L., KNUDSEN, H. (1992): Nordic macromycetes **II.** Nordsvamp, Copenhagen.

HANSEN, L., KNUDSEN, H. (1997): Nordic macromycetes **III.** Nordsvamp, Copenhagen.

HEILMANN-CLAUSEN, J., VERBEKEN, A., VESTERHOLT, J. (1998): The genus Lactarius. Fungi of Northern Europe, Vol. 2, Skive Offset, Oddense.

HEILMANN-CLAUSEN, J., AUDE, E., CHRISTENSEN, M. (2005): Cryptogam communities on decaying deciduous wood – does tree species diversity matter? Biodiversity and Conservation **14**: 2061–2078.

HILL, M. (1973): Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology **54**: 427-432.

HINTIKKA, V. (1993): Occurrence of edible fungi and other macromycetes on tree stumps over a sixteen-year period. Acta Botanica Fennica **149**: 11-17.

HOBBS, R. J., HUENNEKE, L. F. (1992): Disturbance diversity and invasion: Implications for conservation. Conservation Biology **6**:324-337.

HØILAND, K., BENDIKSEN, E. (1996): Biodiversity of wood-inhabiting fungi in a boreal coniferous forest in Sør-Trøndelag County, central Norway. Nordic Journal of Botany **16** (6): 643-659.

HOLEC, J. (2001): The genus Pholiota in central and western Europe. Libri Botanici 20, IHW Verlag, Eching.

HORTOBÁGYI, T., SIMON, T. (1981): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Tankönyvkiadó, Budapest.

HURLBERT, S. H. (1971): The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology **52**: 577-586.

IGMÁNDY, Z. (1991): A magyar erdők taplógombái. Akadémiai Kiadó, Budapest.

JAHN, H. (1979): Pilze, die an Holz wachsen. Buse, Herford p. 268.

JAHN, H., NESPIAK, A., TÜXEN, R. (1967): Pilzsoziologische Untersuchungen in Buchenwäldern des Wesergebirges. Mitteilungen der floristich- soziologischen Arbeitsgemeinschaft N. F. 11/12: 159-197.

JOHNSON, C. N. (1998): Species extinction and the relationship between distribution and abundance. Nature **394**: 272–274.

JOST, L. (2006): Entropy and diversity. Oikos **113**: 363-375.

JÜLICH, W. (1989): Guida alla determinazione dei funghi Vol. II. (Die Nichtblätterpilze, Gallertpilze und Bauchpilze). Saturnia, Trento.

KALAMEES, K. (1979): The role of fungal groupings in the structure of ecosystems. Eesti NSV Teaduste Akadeemia Toimetised, Bioloogia **28** (3): 207-213.

KALAMEES, K. (1980): The composition and seasonal dynamics of the fungal cover on mineral soils. Scripta Mycologica 9, Academy of Sciences of the Estonian S.S.R., Tartu.

KÅRÉN, O., NYLUND, J. E. (1997): Effects of ammonium sulphate on the community structure and biomass of ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce stand in southwestern Sweden. Canadian Journal of Botany **75**: 1628-1642.

KÁNYÁSINÉ. (1993): Adatok a Tokaj-Zempléni hegyvidék gombaflórájához. Calandrella **5** (2): 12-23.

KERESZTY, Z. (1986): Adatok a Váli-erdő nagygombaflórájához. Botanikai Közlemények **73** (1–2): 49–71.

KEYLOCK, C. (2005): Simpson diversity and Shannon-Wiener index as special cases of a generalized entropy. Oikos **109**: 203-207.

KIM, Y. M., ZERBE, S., KOWARIK, I. (2002): Human impact on flora and habitats in Korean rural settlements. Preslia **74**: 409-419.

KITS VAN WAVEREN, E. (1985): The Dutch, French and British species of Psathyrella. Persoonia, Suppl. **2**: 5–300.

KONECSNI, I. (1967): A gyömrői homoki feketefenyő erdő gombái (Gomba ökológiai és cönológiai vizsgálatok, II. rész). Mikológiai Közlemények **2**: 43-64.

KONECSNI, I. (1969): Adatok a gombamennyiség és a talajnedvesség összefüggéséhez (Gomba ökológiai és cönológiai vizsgálatok, III. rész). Mikológiai Közlemények **2**: 47-56.

KORHONEN, M. (1984): Suomen Rouskut. – Otava, Helsinki.

KOST, G., HAAS, H. (1989): Die Pilzflora von Bannwäldern in Baden-Württenberg.- In: Mykologische und Ökologische Untersuchungen in Waldschutzgebieten, Waldschutzgebiete im Rahmen der Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschunganstalt Baden-Württenberg. Band **4**: 9-182.

KOST, G. (1992): Macrofungi on soil in coniferous forest. - In: Winterhoff, W. (ed.): Fungi in Vegetation Science. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 79-111.

KOTLABA, F. (1953): Ekologicko-sociologická studie o mykofloře "Soběslavskijchblat". Preslia **25** (4): 305-350.

KOUNE, M. J. P. (1999): Étude sur les champignons menacés en Europe, Council of Europe T-PVS (99) 39.

KOWALSKI, S., OBŁOZA, E., WOJEWODA, W. (1996): Susceptibility of ectomycorrhizal and ectendomycorrhizal fungi to pH of the environment. Acta Mycologica **31** (2): 127-136.

KREISEL, H. (1961): Die Entwicklung der Mykozönose an Fagus-Stubben auf norddeutschen Kahlschlägen. Feddes Repertorium **139**: 227-232.

KREISEL, H. (1962): Die Lycoperdaceae der DDR. – J. Cramer, Lehre, pp. 201.

KRISAI-GREILHUBER, I. (1992): Die Makromyceten im Raum von Wien, Ökologie und Floristik. IHW Verlag, Eching.

KRISAI-GREILHUBER, I. (1995): Bécs és környékének nagygombái. Mikológiai Közlemények 34 (2-3): 21-41.

KRIEGLSTEINER, G. J. (1991, 1993): Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands, Bander 1-2. Ulmer, Stuttgart.

KRIEGLSTEINER, L. (1999): Pilze im Naturraum Mainfränzische Platten und ihre Einbindung in die Vegetation. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg.

KRIEGLSTEINER, G. J. (2000, 2001): Die Großpilze Baden-Württembergs, Bander 2-3. Ulmer, Stuttgart.

KRIEGLSTEINER, L., LUSCHKA, N. (2000): Pilze der NSG „Isarmündung“ und „Staatshaufen“ sowie angrenzender Auengebiete der Donau und der Isar. Hoppea, Denkschr. Regensburgische Botanische Gesellschaft **61**: 183-207.

KUYPER, T. W., MEKENKAMP, E., VERBEEK, M. (1994): Die Pilzflora der Kriechweidengebüsche auf der Watteninsel Terschelling. Zeitschrift für Mykologie **60** (1): 305-316.

KÜFFER, N., SENN-IRLET, B. (2005): Influence of forest management on the species richness and composition of wood-inhabiting basidiomycetes in Swiss forests. Biodiversity and Conservation **14**: 2419–2435.

KÜFFER, N., GILLET, F., SENN-IRLET, B., ARAGNO, M., JOB, D. (2008): Ecological determinants of fungal diversity on dead wood in European forests. Fungal diversity **30**: 83-95.

LADURNER, H., SIMONINI, G. (2003): Xerocomus s. l. Fungi Europaei 8, Edizioni Candusso, Alassio, pp. 527.

LANGE, M. (1982): Fleshy fungi in grass fields. Dependence on fertilization, grass species, and age of field. Nordic Journal of Botany **2**: 131-143.

LAWRYNOWICZ, M., DZIEDZIŃSKI, T., SZKODZIK, J. (2002): Macrofungi of Aceri-Tilietum and Tilio-Carpinetum in the „Dolina Rzeki Brdy“ nature reserve in the Bory Tucholskie (NW Poland). Acta Mycologica **37** (1-2): 63-76.

LEGENDRE, P. és LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology. 2nd English Edition, Elsevier.

LEISCHER-SISKA, E. (1939): Zur Soziologie und Ökologie der hoheren Pilze. Beih. Bot. Centralbl. **598**: 359-429.

LEPCZYK, C. A., FLATHER, C. H., RADELOFF, V. C., PIDGEON, A. M., HAMMER, R. B., LIU, J. (2008): Human Impacts on Regional Avian Diversity and Abundance. Conservation Biology **22**: 405-416.

LILLESKOV, E. A., FAHEY, T. J., LOWETT, G. M. (2001): Ectomycorrhizal fungal aboveground community change over an atmospheric nitrogen deposition gradient. Ecological Applications **11**: 397-410.

LISIEWSKA, M. (1963): Mikoflora zespołów leśnych Puszczy Bukowej pod Szczecinem. Monographiae Botanicae **15**: 77-151.

LISIEWSKA, M. (1965): Udział grzybów wyższych w grądach Wielkoposki (Higher fungi of the Querco-Carpinetum of the Wielkopolska province). Acta Mycologica **I**: 259-268.

LISIEWSKA, M. (1974): Macromycetes of beech forests within the Eastern part of the Fagus area in Europe. Acta Mycologica **10**: 3-72.

LISIEWSKA, M. (1978): Macromycetes na tle zespołów leśnych Ŝwiętokrzyskiego Parku Narodowego. Acta Mycologica **XIV** (1-2): 163-191.

LISIEWSKA, M., POŁCZYŃSKA, M. (1998): Changes in macromycetes of the oak-hornbeam forests in the „Debina" reserve (Northern Wielkopolska). Acta Mycologica **33** (2): 191-230.

LOCSMÁNDI, CS. (1993): Az Aggteleki-karszt gombaflorisztikai és gombataxonómiai vizsgálata. Doktori disszertáció, ELTE, Budapest.

LODGE, D. J., CANTRELL, S. (1995): Fungal communities in wet tropical forests: variation in time and space. Canadian Journal of Botany **73**: 1391-1398.

MAAS GEESTERANUS, R. A. (1992): Mycenas of the northern hemisphere. II. AFD, Natuurkunde, Tweede Reeks, Deel 90, Amsterdam.

MAGURRAN, A. E. (1988): Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, N. J.

MAGURRAN, A. (2004): Measuring biological diversity. Blackwell Publishing.

MAROSI, S., SOMOGYI, S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földtudományi Kutató Intézet, Budapest. p. 1023.

MAYER, A. (1968): Magyarország erdőtársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

MCMULLAN-FISHER, S. J. M. (2008): Surrogates for cryptogam conservation-associations between mosses, macrofungi, vascular plants and environmental variables. PhD thesis, University of Tasmania.

MCMULLAN-FISHER, S. J. M., KIRKPATRICK, J. B., MAY, T. W., PHARO, E. J. (2010): Surrogates for Macrofungi and Mosses in Reservation Planning. Conservation Biology **24**: 730–736.

MERLO, E. G., TRAVERSO, M. (1983): Le Amanite. – Sagep Editrice, Genova.

MILLER, R. M., LODGE, D. J. (1997): Fungal Response to Disturbance: Agriculture and Forestry. In: Wicklow, D. T., Söderström, B. E. (eds.), The Mycota IV Environmental and Microbial Relationships, Springer-Verlag, Berlin, pp. 65-84.

MORSCHHAUSER, T. (1995): Applications of isodegradation curves in nature conservation. Acta Botanica Hungarica **39** (3-4): 393-405.

MOSER, M. (1949): Untersuchungen über den Einflus von Waldbränden auf die Pilzvegetation I. Sydowia **3**: 336-383.

MOSER, M. (1963): Ascomyceten. Kleine Kryptogamenflora IIa. – Gustav Fischer, Jena.

MOSER, M. (1974): Die Gattung Dermocybe (Fr.) Wünsche. – Schweiz. Z. Pilzk. **52** (9): 129–142.

MOSER, M. (1983): Die Röhrlinge und Blätterpilze. 5. Auflage. Kleine Kryptogamenflora, II.b/2. G. Fischer Verlag, Stuttgart p. 533.

MOSER, M. (1993): Guida alla determinazione dei funghi Vol. I. (Die Röhrlinge und Blätterpilze). – Saturnia, Trento.

MÜLLER, S., GERHARDT, A. (1995): Untersuchungen zu Vorkommen und Ökologie von Großpilzen im Raum Bielefeld. Zeitschrift für Mykologie **61** (2): 213-232.

NAGY, L. (2004): Fungisztikai vizsgálatok az Alföldön 1997 és 2003 között. Mikológiai Közlemények, Clusiana **43** (1–3): 15–46.

NAGY, L. és GORLICZAI, ZS. (2007): Újabb adatok az Alföld gombavilágához. Mikológiai Közlemények, Clusiana **46** (2): 211–256.

NANTEL, P., NEUMANN, P. (1992): Ecology of ectomycorrhizal-basidiomycete communities on a local vegetation gradient. Ecology **73** (1): 99-117.

NAVEH, Z., WHITTAKER, R. H. (1979): Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. Vegetatio **41**:171-190.

NESPIAK, A. (1959): Studia nad udziałem grzybów kapeluszowych w zespołach leśnych naterenie Białowieskiego Parku Narodowego. Monographiae Botanicae **8**: 3-141.

NOORDELOOS, M. E. (1992): Entoloma s. l. Fungi Europaei 5, Biella Giovanna, Saronno.

OHENOJA, E. (1978): Mushrooms and mushroom yields in fertilized forests. Annales Botanici Fennici **15**: 38-46.

OHENOJA, E. (1988): Effect of forest management procedures on fungal fruit body production in Finland. Acta Botanica Fennica **136**: 81-84.

OHENOJA, E. (1994): Forest fertilization and the fruiting body production of larger fungi. In: Martikainen, P.J. (ed.), Effect of fertilization on forest ecosystem, Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 38. University of Jyväskylä, Jyväskylä, pp. 140-155.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H., WAGNER, H. (2009): Vegan: Community Ecology Package. R package version 1. 15-4. http://CRAN.R-project.org/package=vegan.

PACKHAM, J. M., MAY, T. W., BROWN, M. J., WARDLAW, T. J., MILLS, A. K. (2002): Macrofungal diversity and community ecology in mature and regrowth wet eucalypt forest in Tasmania: a multivariate study. Austral Ecology **27**: 149–161.

PATIL, G. P., TAILLIE, C. (1979): An overview of diversity. In: Grassle, J. F., Patil, G. P., Smith, W., Taille, C. (eds.): Ecological diversity in theory and practice, Fairland, Maryland, International Cooperative Publishers House, pp. 3-27.

PÁL-FÁM, F. (1997): Adatok a Mecsek hegység és a Cserehát makroszkopikus gombáinak ismeretéhez. Szakdolgozat, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs.

PÁL-FÁM, F. (1999a): Macrofungi species recommended to be protected in Belső-Cserehát. Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica **46** (2–3): 321–322.

PÁL-FÁM, F. (1999b): Védelemre javasolt nagygombák a Mecsek hegységből. Természetvédelmi Közlemények **8**: 67-79.

PÁL-FÁM, F. (1999c): A nagygombák monitorozására kidolgozott próbaterv eredményei a Mecsek hegység két élôhelyén. Kézirat. KvVM, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. (Results of the test plan to monitor macrofungi in two habitats of the Mecsek Mts. Report for the Authority for Nature Conservation.)

PÁL-FÁM, F. (2001): A Mecsek hegység nagygombái. Mikológiai Közlemények, Clusiana **40** (1–2): 5–66.

PÁL-FÁM, F. (2002): Mycological characterization and comparison of climax forest associations in the Mecsek Mountains. Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica **49** (2-3): 177-191.

PÁL-FÁM, F. és RUDOLF, K. (1999): Data to the knowledge of macrofungi of some habitats exposed to anthropogenous influence in Belső-Cserehát. Publicationes Universitatis Horticulturæ Industriæque Alimentariæ **59**: 183–190.

PÁL-FÁM, F. és RUDOLF, K. (2003): Macrofungi as indicators in forest stands strongly influenced by man in Belső-Cserehát. Erdei Ferenc Tudományos Konferencia kiadványa **1**: 336–341.

PÁL-FÁM F., SILLER I., RUDOLF K. (2005): Antropogén hatásokat indikáló nagygombafajok. III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, abstracts: 183.

PÁL-FÁM, F., SILLER, I., FODOR, L. (2007): Mycological monitoring in the Hungarian Biodiversity Monitoring System. Acta Mycologica **42** (1): 35-58.

PÁL-FÁM, F. (2011): Mecseki erdei élőhelyek nagygomba-közösségeinek jellemzése. Mikológiai Közlemények, Clusiana **50** (1): 55-88.

PENSZKA, K. (1997): A Cserehát, a Bódva-völgye és a Rakacai-völgymedence botanikai felmérése. Kutatási jelentés, Gödöllői Természetkutató Egyesület, Gödöllő, pp. 41.

PENSZKA, K. (1998): A Sedo acris-Festucetum valesiacae ass. nov. a Rakacai-völgymedencében és a Cserehátban. In: Csontos, P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, p. 77-88.

PENSZKA, K., SALAMON, G. (1997/a): Adatok a Cserehát, a Bódva-völgy és a Rakacai-völgymedence flórájához I. Kitaibelia **2** (1): 33-37.

PENSZKA, K., SALAMON, G. (1997/b): Adatok a Cserehát, a Bódva-völgy és a Rakacai-völgymedence flórájához II. Kitaibelia **2** (2): 231-232.

PETERSEN, P. M. (1971): The macromycetes in a burnt forest area in Denmark. Botanisk Tidsskrift **66**: 228-248.

PODANI, J. (2001): SYN-TAX 2000. Computer programs for data analysis in ecology and systematics. Scientia Kiadó, Budapest, 53 pp.

PHARO, E. J., BEATTIE, A. J., PRESSEY, R. L. (2000): Effectiveness of using vascular plants to select reserves for bryophytes and lichens. Biological Conservation **96**: 371-378.

PHILLIPS, R. (1981): Les Champignons. Éditions Solar, Milan.

PIELOU, E. C. (1977): Mathematical ecology. John Wiley and Sons, New York.

PIRK, W., TÜXEN, R. (1949): Das Coprinetum ephemeroidis, eine Pilzgesellschaft auf frischem Mist der Weiden im mittelern Wesertal. Mitteilungen der Floristich-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft N.F. Stolzenau 1: 71-77.

PIRK, W., TÜXEN, R. (1957): Das Trametetum gibbosae eine Pilzgesellschaft modernder Buchenstümpfe. Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgen. N. F., 6/7: 120-126. Stolzenau/Weser.

PRIMACK, R. B. (1998): Essentials of conservation biology, 2nd edn. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA

R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2009): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL. http://www.R-project.org.

REJMÁNEK, M., REJMÁNKOVÁ, E., HOLZNER, W. (2004): Species diversity of plant communities on calcareous screes: the role of intermediate disturbance. Preslia **76**: 207-222.

RÉNYI, A. (1961): On measures of entropy and information. In: Neymann, J. (ed.), Proc. 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability (Vol.1), University of California Press, pp. 547-561.

RIMÓCZI, I. (1993): Gombacönológiai és aszpektusvizsgálatok a Pesti-síkság védett területén. Mikológiai Közlemények, Clusiana **32** (1-2): 43-68.

RIMÓCZI, I., VETTER, J. (1990): Gombahatározó I–II. OEE, Budapest.

RIMÓCZI, I. (1997a): Magyarország nagygombáinak természetvédelmi helyzete és Vörös Könyvének terve. Mikológiai Közlemények **36** (2-3): 65-108.

RIMÓCZI, I., MÁTÉ, J. és LENTI, I. (1997b): Osztott bazídiumú és nem lemezes nagygombák a bátorligeti Őslápon. Mikológiai Közlemények, Clusiana **1997** (2–3): 13–34.

RIMÓCZI, I., SILLER, I., VASAS, G., ALBERT, L., VETTER, J., BRATEK, Z. (1999a): Magyarország nagygombáinak javasolt Vörös Listája. Mikológiai Közlemények, Clusiana **38** (1–3): 107–132.

RIMÓCZI, I., PÁL-FÁM, F. (1999b). Javaslat a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kidolgozásához (átdolgozás). Kézirat. KvVM, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. (Proposal for the elaboration of the National Biodiversity Monitoring System (second revision). Submitted to the Authority for Nature Conservation.)

RIMÓCZI, I., PÁL-FÁM, F., SILLER, I., JAKUCS, E., VASAS, G. (2000). Javaslat a nagygombák monitorozásának mintavételi módszereire a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben. (3. változat) Kézirat, KvVM Természetvédelmi Hivatal. (Proposal for the elaboration of the „Macrofungi" component of the National Biodiversity Monitoring System (third revision). Submitted to the Authority for Nature Conservation.)

RIVA, A. (1988): Tricholoma (Fr.) Staude. Fungi Europaei 3, Biella Giovanna, Saronno.

RUDOLF, K. (1997): Szanticska növénytársulásainak cönológiai felmérése. Szakdolgozat, JPTE Növénytani Tanszék, Pécs. (kézirat)

RUDOLF, K. (2003): Erős antropogén hatásnak kitett élőhelyek mikológiai szempontú természetvédelmi vizsgálata a Belső-Cserehátban. Szakdolgozat, Természetvédelmi Szakmérnök Szak, Keszthely. (kézirat)

RUDOLF, K. és PÁL-FÁM, F. (2004): Erős antropogén hatásnak kitett erdők nagygombáinak természetvédelmi értékelése a Belső-Cserehátban. Természetvédelmi Közlemények **11**: 175–183.

RUDOLF, K., PÁL-FÁM, F. (2005): A nagygombák funkcionális eloszlásának vizsgálata erős antropogén hatásnak kitett élőhelyeken a Belső-Cserehátban. Mikológiai Közlemények, Clusiana **44** (1–2): 37–44.

RUDOLF, K., MORSCHHAUSER, T. és PÁL-FÁM, F. (2006): Comparative analysis of macrofungi communities. 1st European Congress of Conservation Biology, Eger, p. 152.

RUDOLF, K., MORSCHHAUSER, T. és PÁL-FÁM, F. (2007): Parallel mycological and phytocoenological investigations in NE Hungary. XV. Congress of European Mycologists, Saint Petersburg, p. 97.

RUDOLF, K., PÁL-FÁM, F., MORSCHHAUSER, T. (2008): A Cserehát nagygombái. Mikológiai Közlemények, Clusiana **47** (1): 45–74.

RUDOLF, K., MORSCHHAUSER, T., PÁL-FÁM, F. (2009): Comparison of diversity of macrofungi and plant communities. In: The II. European Congress of Conservation Biology: Book of Abstracts. Prague, Czechia p. 208.

RUDOLF, K., MORSCHHAUSER, T., PÁL-FÁM, F. (2012): Macrofungal diversity in disturbed vegetation types in North-East Hungary. Central European Journal of Biology **7** (4): 634-647.

RUDOLF, K., MORSCHHAUSER, T., PÁL-FÁM, F., BOTTA-DUKÁT, Z. (2013): Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, and vascular plant diversity in semi-natural and managed forests in north-east Hungary. Ecological Research

RÜCKER, T. (1990): Die Pilzflora der Gaisbergwälder bei Salzburg, Österreich. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft **127**: 165-183.

RYTI, R. T. (1992): Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves. Ecological Applications **2**: 404-410.

RYVARDEN, L. (1976-1978): The Polyporaceae of North Europe 1-2. – Fungiflora, Oslo.

SADOWSKA, B. (1973): Preliminary evaluation of the productivity of fungi (Agaricales and Gasteromycetes) on the Kazuň meadows. Acta Mycologica **9**: 91-100.

SAETERSDAL, M., GJERDE, I., BLOM, H. H., IHLEN, P. G., MYRSETH, E. W., POMMERESCHE, R., et al. (2003): Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. Biological Conservation **115**: 21–31.

SAGARA, N. (1975): Ammonia fungi-a chemoecological grouping of terrestrial fungi. Contr. Biol. Lab. Kyoto University **24**: 205-290.

SANTI, E., MACCHERINI, S., ROCCHINI, D., BONINI, I., BRUNIALTI, G., FAVILLI, L., PERINI, C., et al. (2010): Simple to sample: Vascular plants as surrogate group in a nature reserve. Journal for Nature Conservation **18**: 2-11.

SARNARI, M. (1998): Monografia illustrata del genere Russula in Europa Tom. I. A.M.B., Trento.

SCHMIT, J. P., MUELLER, G. M., LEACOCK, P. R., MATA, J. L., WU, Q., HUANG, Y. (2005): Assessment of tree species richness as a surrogate for macrofungal species richness. Biological Conservation **121**: 99-110.

SENN-IRLET, B., BIERI, G. (1999): Sporocarp succession of soil-inhabiting macrofungi in an autochthonous subalpine Norway spruce forest of Switzerland. Forest Ecology and Management **124**: 169-175.

SENN-IRLET, B., HEILMANN-CLAUSEN, J., GENNEY, D., DAHLBERG, A. (2007): Guidance for Conservation of Macrofungi in Europe. The Directorate of Culture and Cultural and Natural Heritage Council of Europe, Strasbourg.

SILLER, I. (1999): Ritka nagygombafajok a Kékes Észak erdőrezervátumban 1. Mikológiai Közlemények, Clusiana **38** (1-3): 11-24.

SILLER, I. (2004): Hazai montán bükkös erdőrezervátumok (Mátra: Kékes Észak, Bükk: Őserdő) nagygombái. – PhD disszertáció, Szent István Egyetem, Budapest.

SILLER, I., VASAS, G. (1993): Védelemre javasolt magyarországi nagygombák. Mikológiai Közlemények **32**: 75-80.

SILLER, I., VASAS, G. (1995): Red List of macrofungi of Hungary (revised edition). Studia Botanica Hungarica **26**: 7-14.

SILLER I. és MAGLÓCZKY ZS. (2002): Mikológiai vizsgálatok. In: HORVÁTH, F., BORHIDI, A. (szerk.): A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 8. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 182-202.

SILLER, I., PÁL-FÁM, F., FODOR, L. (2004): Erdők állapotváltozásának nyomon követése nagygombák segítségével. Természetvédelmi Közlemények **11**: 185-194.

SILLER, I., PÁL-FÁM, F., FODOR, L. (2006a): A nagygomba-monitorozás első, felmérő szakaszának eredményei. In: Török, K. és Fodor, L. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer eredményei I. KvVM-TvH, Budapest, pp. 153-188.

SILLER, I., DIMA, B., ALBERT, L., VASAS, G., FODOR, L., PÁL-FÁM, F., BRATEK, Z., ZAGYVA, I. (2006b): Védett nagygombafajok Magyarországon. Mikológiai Közlemények, Clusiana **45** (1-3): 3-158.

SIMON, T. (2000): Magyarország edényes növényeinek határozója. Tankönyvkiadó RT., Budapest.

SOBEK, E. A., ZAK, J. C. (2003): The Soil FungiLog procedure: method and analytical approaches toward understanding fungal functional diversity. Mycologia **95** (4): 590–602.

STEFANOVITS, P. (1963): Magyarország talajai. Akadémiai Kiadó, Budapest.

STIRLING, G., WILSEY, B. (2001): Empirical Relationships between Species Richness, Evenness, and Proportional Diversity. American Naturalist **158**: 286–299.

STRAATSMA, G., KRISAI-GREILHUBER, I. (2003): Assemblage structure, species richness, abundance, and distribution of fungal fruit bodies in a seven year plot-based survey near Vienna. Mycological Research **107** (5): 632–640.

SUMOROK, B. (2001): Post-fire macrofungi in the burnt area in the Jelonka reserve (Białowieża region, NE Poland). Acta Mycologica **36** (1): 149-158.

TARVAINEN, O., MARKKOLA, A. M., STRÖMMER, R. (2003): Diversity of macrofungi and plants in Scots pine forests along an urban pollution gradient. Basic and Applied Ecology **4**: 547-556.

TOFTS, R. J., ORTON, P. D. (1998): The species accumulation curve for Agarics and Boleti from a Caledonian Pinewood. Mycologist **12**: 98-102.

TÓTH, B. (1999): Adatok a Gyepes-völgy (Heves-Borsodi-dombság) nagygombáiról. Kitaibelia **4** (2): 261–270.

TÓTHMÉRÉSZ, B. (1993): NuCoSa 1.0: Number cruncher for community studies and other ecological applications. Abstracta Botanica **7**: 283-287.

TÓTHMÉRÉSZ, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. Journal of Vegetation Science **6**:283-290.

TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): Diverzitás rendezések. Scientia, Budapest.

TURNAU, K. (1984): Post-fire cup-fungi of Turbacz and Stare Wierchy mountains in the Gorce range (Polish Western Carpathians). Zeszytów Naukowych UJ, Prace Botaniczne **12**: 145-170.

UBRIZSY, G. (1943): Szociológiai vizsgálatok a Nyírség gombavegetációján. Acta geobotanica Hungarica **V**: 251-277.

UBRIZSY, G. (1948): Az erdőtalajok makroszkópikus gombavegetációja és az R.-tényező. Erdészeti Kísérletek 94-105.

UBRIZSY, G. (1955): Újabb vizsgálatok az erdőtípusok talajlakó nagygombáinak társulási viszonyairól. Növényvédelmi Kutatóintézet Évkönyve **VII**: 409-441.

VARGA, Z. (2003): Biológiai sokféleség és természetvédelmi stratégia a Kárpát-medencében. In: Kerényi, A. (szerk.): Európa Természet- és Környezetvédelme, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.

VASAS, G. és LOCSMÁNDI, CS. (1995): The macroscopic fungi (Basidiomycetes) of Őrség, Western Hungary. Savaria **22** (2): 265–294.

VILLENEUVE, N., GRANDTNER, M. M., FORTIN, J. A. (1989): Frequency and diversity of ectomycorrhizal and saprophytic macrofungi in the Laurentide Mountains of Quebec. Canadian Journal of Botany **67**: 2616–2629.

VIROLAINEN, K. M., AHLROTH, P., HYVARINEN, E., KORKEAMAKI, E., MATTILA, J., PAIIVINEN, J., et al. (2000): Hot spots, indicator taxa, complementarity and optimal networks of taiga. Proceedings of the Royal Society of London B **267**: 1143-1147.

VOJTKÓ, A., MARSCHALL, Z. (1996): A Cserehát botanikai értékei. Kutatási jelentés, Eszterházy Károly Tanárképző Főiskola, Növénytani Tanszéke, Eger, 27 pp.

VOJTKÓ, A., MARSCHALL, Z. (1997): Adatok a Cserehát flórájához. Kitaibelia **2** (2): 252.

WALLANDER, H. (1995): A new hypothesis to explain allocation of dry matter between mycorrhizal fungi and pine seedlings in relation to nutrient supply. Plant and Soil **168-169**: 243-248.

WASSER, S. P. (1993): Tribes Cystodermataceae Sing. and Leucocoprinaceae Sing. of the CIS and Baltic States. Libri Botanici 9, IHW Verlag, Eching.

WATLING, R. (1995): Assessment of fungal diversity: macromycetes, the problems. Canadian Journal of Botany **73**: S15-S24.

WHITTAKER, R. H. (1970): Communities and ecosystems. 1st ed. Macmillan, New York.

WINTERHOFF, W. (1978): Gefährdung und Schutz von Pilzen. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **11**: 161-167.

WINTERHOFF, W., KRIEGLSTEINER, G. J. (1984): Gefährdete Pilze in Baden-Württemberg. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **40**: 1-120.

WINTERHOFF, W. (1993): Die Großpilzflora von Erlenbuchwäldern. – Beihefte zu den

veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg **74**: 1-100.

ZAK, J. C. (1992): Response of soil fungal communities to disturbance. In: Carroll, G., Wicklow, D. T. (eds.): The fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem. Marcel Dekker, New York, pp. 403-425.

ZÓLYOMI, B. (1989): Rekonstruált növénytakaró 1 : 1 500 000. In: PÉCSI, M. (szerk.): Magyarország nemzeti atlasza. MTA Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 21–31.

PUBLIKÁCIÓS LISTA

A disszertáció témakörében készült lektorált folyóiratban megjelent közlemények:

Rudolf, K., Morschhauser, T., Pál-Fám, F., Botta-Dukát, Z. (2013): Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, and vascular plant diversity in semi-natural and managed forests in North-East Hungary. Ecological Research (DOI 10.1007/s11284-013-1044-y) **IF: 1,565**.

Rudolf, K., Morschhauser, T., Pál-Fám, F. (2012): Macrofungal diversity in disturbed vegetation types in North-East Hungary. Central European Journal of Biology 7 (4): 634–647. **IF: 1,00**.

Pál-Fám, F., Morschhauser, T., **Rudolf, K**. (2009): Gyűrűfű nagygombáinak diverzitása. Natura somogyiensis 13: 9–18.

Morschhauser, T., Pruger, D., Ortmanné, Ajkai A., **Rudolf, K.** (2009): Az edényes Flóra diverzitása Gyűrűfű környékén. Natura somogyiensis 13: 19–24.

Rudolf, K., Pál-Fám, F., Morschhauser, T. (2008): A Cserehát nagygombái. Mikológiai Közlemények, Clusiana. 47 (1): 45–74.

Rudolf, K., Pál-Fám, F. (2005): Makrogombák funkcionális eloszlásának vizsgálata erős antropogén hatásnak kitett élőhelyeken a Belső-Cserehátban. Mikológiai Közlemények, Clusiana 44 (1–2): 37–44.

Rudolf, K., Pál-Fám, F. (2004): Erős antropogén hatásnak kitett erdők nagygombáinak természetvédelmi értékelése a Belső-Cserehátban. Protection of macrofungi in habitats strongly influenced by man in Belső-Cserehát, NE Hungary /Hungarian/. Természetvédelmi Közlemények 11: 175–183.

Pál-Fám, F., **Rudolf, K**. (1999): Data to the knowledge of macrofungi of some habitats exposed to anthropogenous influence in Belső-Cserehát. Publicationes Universitatis Horticulturae Industriaeque Alimentariae 59: 183–190.

A disszertáció témakörében készült nem lektorált folyóiratban megjelent teljes publikációk:

Rudolf, K., Pál-Fám, F. (2004): Functional distribution of macrofungi in forest stands strongly influenced by man in Belső-Cserehát, Hungary. International Conference on Horticulture Post-graduate (PhD). Study System and Conditions in Europe. CD.

Pál-Fám, F., **Rudolf, K**. (2003): Macrofungi as indicators in forest stands strongly influenced by man in Belső-Cserehát. II. Erdei Ferenc Tudományos Konferencia I. Kötet: 336–341. Kecskemét, Kecskeméti Főiskola Kertészeti Főiskolai Kar.

A disszertáció témakörében készült poszter és előadás kivonatok:

Rudolf, K., Csoltkó, G. (1997): Szanticska növénytársulásainak állapotfelmérése.(előadás) XXIII. OTDK

Rudolf, K., Csoltkó, G. (1998): Szanticska növénytársulásainak cönológiai és állapotfelmérése. (előadás) VI. OKDK

Pál-Fám, F., **Rudolf, K**. (1998): Adatok a Cserehát makroszkópikus gombavilágáról.(előadás) VI. OKDK

Rudolf, K., Csoltkó, G. (2000): Coenological and state survey of plant associations in Szanticska. (előadás) Lippay-Vas, Int. Conf., absztraktkötete: 52–53.

Rudolf, K., Pál-Fám, F., Morschhauser, T. (2002): Antropogén élőhelyek nagygombáinak természetvédelmi értékelése a Belső-Cserehátban (poszter ea.) I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és absztraktkötete: 189.

Pál-Fám, F., **Rudolf, K.** (2003): Macrofungi as indicators in forest stands strongly influenced by man in Belső-Cserehát. (előadás) II. Erdei FerencTudományos Konferencia kiadványa, I. kötet: 336–341.

Rudolf, K., Pál-Fám, F. (2004): Functional distribution of macrofungi in forest stands strongly influenced by man in Belső-Cserehát, Hungary. (előadás) Int. Conf. on Horticulture post-graduate Study System and Conditions in Europe, Lednice, Czechia, Proceedings CD: 6 p.

Rudolf, K., Pál-Fám, F. (2005): Rare macrofungi from Belső-Cserehát, Hungary.(poszter ea.) Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica 52 (2): 239.

Pál-Fám, F., Siller, I., **Rudolf, K.** (2005): Antropogén hatásokat indikáló nagygombafajok. III Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger, abstracts: 183.

Rudolf, K., Pál-Fám, F., Morschhauser, T. (2005): Mikoindikációs vizsgálatok a Belső-Cserehátban. (poszter ea.) III. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és absztraktkötete:195.

Rudolf, K., Morschhauser, T., Pál-Fám, F. (2006): Comparative analysis of macrofungi communities. (poszter ea.) 1st European Congress of Conservation Biology, Budapest, abstracts:152.

Rudolf, K., Pál-Fám, F., Morschhauser, T. (2006): Gombaközösségek és növénytársulások kapcsolata a Cserehátban. 7. Magyar Ökológus Kongresszus Előadások és poszter összefoglalók. Abstract: 183.

Rudolf, K., Pál-Fám, F., Morschhauser, T. (2007): Comparison of plant and macrofungi communities in degraded forest stands in Cserehát Hill, Northeast Hungary. (poszter ea.) XV Congress of European Mycologists, Saint Petersburg, Russia, Book of Abstracts: 96.

Rudolf, K., Morschhauser, T., Pál-Fám, F. (2007): Parallel mycological and phytocoenological investigations in N.E. Hungary. (előadás) XV Congress of European Mycologists, Saint Petersburg, Russia, Book of Abstracts: 97.

K. Rudolf, T. Morschhauser, F. Pál-Fám (2009): Comparison of diversity of macrofungi and plant communities (poszter ea.) II. European Congress of Conservation Biology, Prague. Book of Abstracts: 208.

Farkas Ágnes, Kapitány Emese, Szalai Renáta, Molnár Réka, Pál Róbert, Salamonné Albert Éva, **Rudolf Kinga** (2009): Mérgező növények és gombák a pécsi bölcsődékben és óvodákban. CPH. XIV., Budapest, 2009.10.13-15. Gyógyszerészet 11. supl. I. s: 107–108.

A disszertáció témakörén kívüli lektorált folyóiratban megjelent közlemények:

Morschhauser, T., **Rudolf, K.,** Botta-Dukát, Z., Oborny, B. (2009): Density-dependence in the esthabilishment of juvenile Allium ursinum individuals in a monodominant stand of conspecific adults. Acta Oecologica. 35: 621–629. **IF: 1,609**.

B. Oborny., Z. Botta-Dukát., **K. Rudolf**., T. Morschhauser (2011): Population ecology of Allium ursinum L., a space –monopolizing clonal plant. Acta Botanica Hungarica 53 (3-4): 291-304.

Rudolf Kinga, Bíró János, Kovács Attila, Mihalovics Miklós, Nébli László, Piszker Zoltán, Treitz Mónika, Végh Brigitta és Csikász Tamás. (2011): Újabb napraforgó peronoszpóra rassz megjelenése Magyarországon a Dél-Kelet Alföldi régióban. Növényvédelem. 47 (7): 279–286.

A disszertáció témakörén kívül készült poszter és előadás kivonatok:

Ágnes Dörnyei., Borbála Boros., **Kinga Rudolf**., Tamás Morschhauser., László Márk., Attila Felinger., Ferenc Kilár (2010): Characterization of flavonol glycosides in Allium ursinum by HPLC-MS. MSB 2010. 25 th. International Symposium on Microscale Bioseparations. Prague, Book of Abstracts: 122.

Rudolf Kinga, Mihalovics Miklós, Piszker Zoltán, Treitz Mónika, Végh Brigitta, Nébli László, Csikász Tamás. (2011): Napraforgó peronoszpóra (Plasmopara halstedii) veszélyhelyzet a Tiszántúlon 2010-ben. Növényvédelmi Tudományos Napok, Program és absztraktkötete: 41.

Csikász Tamás, **Rudolf Kinga**, Mihalovics Miklós, Piszker Zoltán, Treitz Mónika (2012): A Plasmopara halstedii pt. 704 jelenlétének „in vivo" igazolása Vésztő körzetében. Növényvédelmi Tudományos Napok, Budapest. 2012. február 21-22. (Konferencia kiadvány 33.old.) ISSN 0231 2956, ISBN 963 8131 071

Piszkerné Fülöp Éva, Nagyné Kutni Rozália, Treitz Mónika, Mihalovics Miklós, Áy Zoltán, Piszker Zoltán, **Rudolf Kinga**, Csikász Tamás (2012): Regionális növénynemesítési kutatások az egészséges táplálkozásért. VIII. Nemzetközi Táplálkozásmarketing Konferencia, Kaposvár. Poszterelőadás.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Pál-Fám Ferencnek, aki a dolgozat elkészítése során nélkülözhetetlen segítséget nyújtott a terepmunkákban, a gombafajok határozásában, az adatok statisztikai feldolgozásában, szakcikkek írásában.

Ezúton köszönöm férjemnek, Dr. Morschhauser Tamásnak a növénycönológiai vizsgálatokban, az edényes növények határozásában, az adatfeldolgozásban és a publikációk írásában nyújtott segítségét, valamint a dolgozat elkészítése folyamán tett hasznos és építő jellegű kritikáit.

Köszönöm Dr. Vass Annának, hogy megismertette és megszeretette velem a nagygombákat, valamint a fajok határozásában nyújtott segítségét és hasznos szakmai tanácsait.

Köszönöm Oroszné, Dr. Kovács Zsuzsannának, hogy önzetlen segítségével támogatta munkámat.

Köszönettel tartozom Dr. Botta-Dukát Zoltánnak a cikkírásban és a statisztikai feldolgozásban nyújtott segítségéért és Dr. Oborny Beátának, aki a szakcikkek írásában támogatott fontos kritikai észrevételeivel.

Külön köszönöm Dima Bálintnak a gombafajok határozásában, Dr. Gyarmati Lenkének és Pál-Fám Máriának a terepmunkában nyújtott segítségét.

Köszönöm volt évfolyamtársamnak, Csoltkó Gabriellának a növénycönológiai terepmunkákban és a határozásban nyújtott segítségét.

Köszönöm Pál Istvánnak, -aki nagyban hozzájárult ahhoz, hogy a vizsgálati területet a Cserehátban választottuk ki-, hogy a terepmunkák során szállást és étkezést biztosított nekünk Szanticskán és hasznos tanácsaival segítette munkánkat.