



IMISIE FLUÓROVÉHO TYPU Z HLINIKÁRNE AKO VÝZNAMNÝ STRESOR PRE MYKOBIOITU

FLUORINE-TYPE IMMISSIONS FROM THE ALUMINIUM PLANT AS A SIGNIFICANT STRESSOR FOR MYCOBIOTA

IVAN MIHÁL  - MILAN BARNA

Ústav ekológie lesa SAV, Štúrova 2, 960 53 Zvolen, Slovak Republic

 e-mail: mihal@ife.sk

ABSTRACT

We examined the ectomycorrhizal (ECM) mycobiota at three localities that have different distances from the aluminium plant (locality L2: 2 km away, L7: 7 km away and L18: 18 km away). The trend of a strong negative impact of air pollution on ECM mycobiota has been confirmed in submontane beech stands in the vicinity of the aluminium plant in the locality L2, during 30 years of mycological research. Compared to relatively air pollution-cleared beech stands at the locality L18, at the locality L2 there has been observed low species diversity of ECM macromycetes – (6 to 14 species compared to 18 to 33 species) low values of fruitbodies biomass (1.84 to 5.13 versus 15.95 to 115.82 kg.ha⁻¹ fresh weight of fruitbodies) and low values of mycorrhizal potential (0.42 to 0.74 versus 1.45 to 1.97). We found a significant dependence ($P = 0.0009$) from the results of the Spearman correlation ($R = 0.8293$) between the distance from the emission source and the abundance values of ECM fruiting bodies. The negative influence of the aluminium plant on the share of ECM species was also confirmed by Bayesian analysis of the sequences of clones from the soil template nrDNA (decrease from 75% and 72% to 45% in L2). From selected ECM species it is possible to mention fungi that were dominant in research localities, e.g. *Hygrophorus eburneus*, *Lactarius blennius*, *L. piperatus*, *Russula cyanoxantha*, *Xerocomellus chrysenteron*. Significant parasites, e.g. *Ilyonectria radicola*, *Neonectria ditissima* and *Trichoderma viride* were determined from soil monoliths at the locality L2 using molecular genetic methods. It can be concluded that this state of mycobiota in the research sites will not change in the coming years, as long as the residual air pollution in the soil will be a strong stressor for the mycobiota of these forest stands.

[For more information see Summary at the end of the article.](#)

Kľúčové slová: imisie; ektomykorízne makromycéty; buk; *Fagus sylvatica*; Západné Karpaty

Key words: air pollutants; ectomycorrhizal macromycetes; beech; *Fagus sylvatica*; Western Carpathians

ÚVOD

Makromycéty, rastúce v bukových lesných porastoch, predstavujú zložitý ekologický systém spojený s prostredím, ktoré buk vytvára. Jedným z ukazovateľov zdravotného stavu lesných porastov sú aj mykologické pomery, pretože huby ako bioindikátory reagujú pomerne rýchlo na zmeny, ktoré nastávajú v imisne zasiahnutých lesných ekosystémoch. Človekom produkované emisie môžu byť vzdušnými prúdmi transportované ďaleko od miesta svojho pôvodu a ukladať sa na povrch ihlíc a listov stromov, ale aj na povrch pôdy (MICHOPoulos 2021a, 2021b; NOVOTNÝ et al. 2021). Makromycéty majú schopnosť viazať polutanty adsorpciou na koloidné častice, alebo do nerozpustných či málo rozpustných zlúčenín (NOVOTNÝ et al. 2021).

Územie Žiarskej kotliny je v rôznej miere zasiahnuté imisným znečistením tzv. fluórového typu, čo má výrazný vplyv na flóru, mykobiotu

a dreviny v takýchto lesných porastoch (cf. CÍČÁK, MIHÁL 1996; ŠTEFANČÍK et al. 1996; JAMNICKÁ et al. 2007; WANNAZ et al. 2012). Napr. JAMNICKÁ et al. (2007) tu zistili vysoké koncentrácie ťažkých kovov v bylinách a vybraných makromycét, napr. u druhu *Hygrophorus eburneus* namerali koncentrácie kadmia 1,25 mg.kg⁻¹, zinku 121,45, medi 17,07 a olova 3,15 mg.kg⁻¹.

Imisie prioritne pochádzajúce zo závodu na výrobu hliníka v Žiari nad Hronom od roku 1953 viedli ku katastrofálnym účinkom fluórových znečisťujúcich látok na životné prostredie. Hlinikáreň v roku 1960 vyprodukovala približne 23 000 ton emisií ročne, v roku 1970 asi 20 000 ton ročne, v roku 1990 to bolo 12 500 ton, ale v roku 2000 už iba 4 505 ton (TÓTH et al. 2014). Stav ekologizácie výroby v hlinikárni bol predmetom environmentálnych auditov od roku 1990. V roku 1996 bola modernizovaná elektrolytická výroba hliníka s predbežným spaľovaním anód, pričom látky znečisťujúce ovzdušie boli zachytávané

suchou absorpciou. Množstvo emitovaných a generovaných znečisťujúcich látok sa znížilo a nižšia miera znečistenia sa začala odrážať na zlepšení životného prostredia v Žiarskej kotline (TÓTH et al. 2014).

Podobné nepriaznivé vplyvy emisií boli zaznamenané aj v zahraničí, napr. v okolí hlinikárne v severozápadnom Rusku, kde emisie spôsobili znečistenia pôdy fluórom a ťažkými kovmi, a mali negatívny vplyv na rastliny a pôdnu mikroflóru (EVDOKIMOVA et al. 1997). V okolí tejto hlinikárne EVDOKIMOVA et al. (2010) zistili, že emisie zlúčenín hliníka znížili počet a rozmanitosť húb a spôsobili nárast patogénnej druhovej diverzity húb. V tej istej oblasti skúmali REDKINA et al. (2020) vplyv fluórového znečistenia pôdy na pôdne mikromycéty, riasy a cyanobaktérie, pričom zistili zníženie druhovej diverzity v porovnaní s kontrolnými lokalitami. Nepriaznivý vplyv hliníka v pôde na aktinomycéty a iné pôdne huby skúmali aj EVDOKIMOVA et al. (2013) a SZOSTEK et al. (2015). Na druhej strane, BOJÓRQUEZ-QUINTA et al. (2017) poukazuje na možné využitie solí s obsahom Al^{3+} na kontrolu chorôb spôsobených hubami u poľnohospodárskych plodín.

Zaujímavé údaje uvádza EGERTON-WARBURTON (2015), ktorý študoval možnosti využitia imisne tolerantných kmeňov ektomykoríznych húb rodu *Pisolithus* Alb. & Schwein. proti vysokým intoxikáciám pôdy Al^{3+} iónmi v symbióze s drevinami rodu *Eucalyptus* sp. Inokulácia pôdy hubami *Pisolithus* zlepšila rast eukalyptov a zvýšila toleranciu

hostiteľskej dreviny voči Al^{3+} iónom v porovnaní s neinokulovanými drevinami. Podobne GERLITZ (1996) analyzoval vplyv hliníkových iónov v pôde na ektomykorízny druh *Suillus bovinus* (L.) Roussel. JONES, MUEHLCHEN (1994) zistili, že ektomykorízne huby sa líšia v reakcii na koncentrácie ťažkých kovov. Napr. druh *Laccaria laccata* (Scop.) Cooke sa ukázal ako citlivý na meď a hliník, keď koncentrácia dosiahla iba 10 ppm, ale bol tolerantný k zinku pri 10 ppm. Naproti tomu druh *Suillus variegatus* (Sw.) Richon & Roze sa ukázal ako najtolerantnejší voči hliníku najmenej až do koncentrácie 100 ppm. AHO-NEN-JONNARTH et al. (2003) zistili, že v sadenicových kultúrach *Pinus sylvestris* L. mykORIZOVANÝCH druhom *Hebeloma* cf. *longicaudatum* (Pers.) P. Kumm. mali hliníkové ióny negatívny vplyv na túto hubu. Negatívny vplyv hliníkových iónov na ektomykorízne makromycéty uvádzajú aj ŽEL et al. (1993), ktorí zistili, že zvýšené koncentrácie hliníkových iónov v pôdach v okolí hlinikárni evidentne poškodzujú membrány buniek mycélia symbiotických húb, čím sa sťažuje, až úplne zastavuje medzibunkový transport iných, napr. biogénnych prvkov. Vplyv kyslých imisíí z hlinikárne na asimilačný aparát drevín skúmali WANNAZ et al. (2012), ktorí konštatovali vysoký nárast depozícií hliníka a síry v listoch *Eucalyptus rostrata* Schltdl., *Populus × hybridus* a *Pinus* sp. v okolí hlinikárne v južnej Argentíne. Tiež bol potvrdený negatívny vplyv hliníka na rast mladých výhonkov *Phoenix dactylifera* (AL-MAYAH 2019).

Tab. 1.

Charakteristika výskumných lokalít
Characteristics of research localities

Charakteristika ¹	Žiar nad Hronom (L2)	Jalná (L7)	Kováčová (L18)
Geografické koordináty ²	48° 35' 15'' N 18° 51' 05'' E	48° 33' 98'' N 18° 56' 93'' E	48° 38' 10'' N 19° 04' 08'' E
Vzdušná vzdialenosť od imisného zdroja (km) ³	2	7	18
Expozícia ⁴	SZ	Z	SZ
Nadmorská výška (m) ⁵	470	610 – 620	480 – 510
Geologický substrát ⁶	ryolity a ryodacity, aglomeráty tuftitov ¹⁷	andesitové tufty a aglomeráty ¹⁸	andesitové tufty a aglomeráty
Pôdny typ ⁷	kambizem, kyslá pseudoglej ¹⁹	kambizem modálna mierne kyslá ²⁰	kambizem modálna saturovaná ²¹
pH (H ₂ O)	5,0	5,8	6,3
Priemerné ročné zrážky (mm) ⁸	636	850	660
Priemerná ročná teplota (°C) ⁹	9,2	6,2	8,3
Lesný typ ¹⁰	<i>Fagetum pauper superiora</i>	<i>Querceto-Fagetum</i>	<i>Fagetum pauper inferiora</i>
Vek porastu (roky v 2019) ¹¹	80 – 100	90 – 100	110 – 115
Drevinové zloženie (%) ¹²	buk 98, dub 2	buk 98, dub 1, hrab 1	buk 95, jedľa 2, hrab 2, dub 1
Zakmenenie porastu ¹³	0,7	1,0	1,0
Zápor korún (%) ¹⁴	95	97	97
Mokrú depozíciu (kg·ha ⁻¹) ¹⁵			
SO ₄ ²⁻	26,3	nehodnotené ²²	18,1
F ⁻	2,5	nehodnotené	0,4
Obsah prvkov v pôde ^{**16} (mg·kg ⁻¹)			
Cd ²⁺	1,32 ± 0,21	0,58 ± 0,11	0,57 ± 0,08
Pb ²⁺	97,77 ± 8,81	26,89 ± 4,70	24,57 ± 4,10

Captions: ¹characteristics, ²geographical coordinates, ³pollutant source distance, ⁴exposition (S – N, Z – W, SZ – NW), ⁵altitude (m a.s.l.), ⁶geological substrate, ⁷soil type, ⁸mean annual precipitation, ⁹mean annual temperature, ¹⁰ecosite, ¹¹age of stand (years in 2019), ¹²tree species composition (buk – beech, dub – oak, hrab – hornbeam, jedľa – fir), ¹³stocking of stand, ¹⁴crown cover, ¹⁵wet deposition, ¹⁶content of elements in the soil, ¹⁷ryolite and ryodacites, tuftits agglomerates, ¹⁸andesite tuftits and agglomerates, ¹⁹cambisol, acid pseudogley, ²⁰cambisol modal, slightly acid, ²¹cambisol modal, saturated, ²²not measured

*podľa/according to MIHÁL, ČERNECKÁ (2017) **podľa/according to BUČINOVÁ (2008)

V príspevku vyhodnocujeme dynamiku výskytu determinovaných druhov ektomykorizných (ďalej EKM) makromycét na troch rôznych imisne zasiahnutých lokalitách v okolí hlinikárne v Žiari nad Hronom počas 30 rokov monitoringu, pričom od začiatku výskumu sa predpokladal negatívny vplyv imisii fluórového typu na bioindikátora – EKM.

MATERIÁL A METODIKA

Monitoring makromycét sme uskutočňovali počas vegetačných dôb rokov 1990 až 2020 na troch výskumných lokalitách: L2 – Žiar nad Hronom, L7 – Jalná a L18 – Kováčová. Lesné porasty boli situované v rôznej vzdialenosti od imisného zdroja – hlinikárne v Žiari nad Hronom a mali rozlohu 50 m × 40 m. Podrobnejšie údaje o lokalitách uvádzame v tab. 1 a v prácach BARNA et al. (2009), HOREMANS et al. (2016), STAŠIOV, SVITOK (2019). Nakoľko lesné porasty na lokalite L2 sú vzdialené iba 2 km od emisného zdroja – hlinikárne v Žiari nad Hronom, kde sa predpokladá vysoká imisná záťaž, uvádzame v tab. 2 priemerné hodnoty emisii znečisťujúcich látok.

Druhové spektrum a abundanciu plodníc EKM sme zaznamenávali metódou pochôdzky po vrstevnici v rámci výmery každej výskumnej plochy. Exkurzie boli vykonávané v mesačných intervaloch v rokoch 1990–1992, 1994–1996, 2003–2005 a v rokoch 2019–2020 iba v jesenných mesiacoch. Systematické zaradenie jednotlivých druhov makromycét sa vykonalo na základe makroskopických a v sporných prípadoch i na základe mikroskopických determinačných znakov, pomocou dostupných mykologických atlasov a determinačných kľúčov (napr. ČERVENKA et al. 1972; VESELÝ et al. 1972; MOSER 1983; JÜLICH

Tab. 2.

Priemerné hodnoty emisii znečisťujúcich látok (\pm SE) z hlinikárne v Žiari nad Hronom (t.rok⁻¹) pre obdobia: 1993–1995 (stará technológia tavenia), 1996–1999 (nová technológia tavenia), 2000–2006 a 2007–2013

Mean pollutant emission estimates (\pm SE) from the aluminium smelter in Žiar nad Hronom (t.yrs⁻¹) for the following periods: 1993–1995 (old smelter technology), 1996–1999 (new smelter technology), 2000–2006 and 2007–2013

Emisie/ Emissions	1993–1995	1996–1999	2000–2006	2007–2013
HF	331 \pm 15	51 \pm 14	26 \pm 4	9 \pm 3
SO ₂	2889 \pm 486	1318 \pm 121	1246 \pm 34	1395 \pm 23

Captions: HF fluorovodík/hydrogen fluoride; SO₂ oxid siričitý/sulfur dioxide
Zdroj/Source: MIHÁL et al. (2019)

Tab. 3.

Počtenosť ektomykorizných druhov makromycét na výskumných lokalitách
Number of ectomycorrhizal species of macromycetes on research localities

Lokalita/ Locality	1990–1992	1994–1996	2003–2005	2019–2020
L2	6	6	14	13
L7	10	16	17	26
L18	18	21	29	33

1984; HANSEN, KNUDSEN 1992; HAGARA et al. 1999; BREITENBACH, KRÄNZLIN 2000; PAPOUŠEK 2004; HAGARA 2014). Taxonomické zaradenie a vedecká nomenklatura determinovaných druhov makromycét vychádzajú z databázy CABI Bioscience Index Fungorum (KIRK 2021). Závislosť abundancie plodníc EKM od vzdialenosti emisného zdroja sme vyhodnotili pomocou Spearmanovej korelácie.

Hodnoty produkcie biomasy plodníc EKM makromycét v čerstvom stave (kg.ha⁻¹) sme vypočítali podľa metodického postupu, ktorý uvádzajú MIHÁL, LUPTÁKOVÁ (2020). Hodnoty ektomykorizného potenciálu boli vypočítané ako podiel EKM druhov k druhovému spektru terestrických saprotrofných druhov (podľa GÁPER, MIHÁL 2008):

$$M = EKM / TS,$$

kde M = mykorizný potenciál, EKM = počet ektomykorizných druhov, TS = počet terestrických saprotrofných druhov.

Zo vzoriek pôdy sme bayesovskou analýzou sekvencií klonov z pôdneho templátu nrDNA zistili prítomnosť rodov a druhov húb, ktoré sa vyskytujú v pôde na výskumných lokalitách (podľa BUČINOVÁ 2008; MIHÁL et al. 2011). Všetky mykologické údaje v nasledujúcom texte sme sumarizovali z našich starších mykologických prác na skúmaných lokalitách (MIHÁL 1994, 1995, 2004; CÍČAK, MIHÁL 1996; ŠTEFANČÍK et al. 1996; MIHÁL, BUČINOVÁ 2005, 2007; BUČINOVÁ, MIHÁL 2008).

VÝSLEDKY

Z porovnania charakteristík jednotlivých lokalít (tab. 1) je zjavné, že sa jedná o relatívne podobné lesné porasty, v ktorých prevláda buk ako hlavná drevina, čo predpokladá aj pomerne identické druhové zloženie EKM mykobioty. Ako významný faktor schopný meniť toto pomerne identické druhové zloženie EKM mykobioty je imisné znečistenie z blízkej hlinikárne. Ako príklad imisného znečistenia v okolí hlinikárne v Žiari nad Hronom uvádzame údaje v tab. 2, z ktorých vidno výrazný pokles množstva najvýznamnejších polutantov počas rokov 1993 až 2013. Treba však zároveň dodať, že aj pri týchto výrazne nižších hodnotách emitovaných polutantov sa v lesnej pôde v okolitých porastoch nachádzajú reziduá imisii, ktorých koncentrácia je ešte stále vysoká (KOBZA 2015).

V tab. 3, 4 a 5 uvádzame najvýznamnejšie časové intervaly, kedy sme sa mykologickému výskumu na všetkých troch lokalitách venovali najintenzívnejšie. Ako vidno z tabuliek, od roku 1990 sme zaznamenávali nízke druhové spektrum EKM makromycét na najviac imisne zaťaženej ploche L2, vyššie hodnoty diverzity boli na lokalite L7 a najvyššie druhové spektrum bolo na lokalite L18. Na lokalite L7 počas skúmaného obdobia sme zistili 21–44% pokles EKM v porovnaní s lokalitou L18. V blízkosti hlinikárne, na lokalite L2 to bol 52–71% pokles počas skúmaného obdobia 1990–2020 (obr. 1). Počas nášho výskumu

Tab. 4.

Hodnoty čerstvej biomasy plodníc ektomykorizných druhov makromycét na výskumných lokalitách (kg.ha⁻¹)
Values of fresh biomass of fruiting bodies of ectomycorrhizal species of macromycetes at research localities (kg.ha⁻¹)

Lokalita/Locality	2003–2004	2019–2020
L2	1,84	5,13
L7	6,28	22,69
L18	15,95	115,82

sme nikdy nezaznamenali zmeny v danom trende, t.j. na lokalite L2 bol vždy počet EKM druhov najnižší a na lokalite L18 vždy najvyšší. Z výsledkov Spearmanovej korelácie ($R = 0,8293$) medzi vzdialenosťou od emisného zdroja a hodnotami abundancie plodníc EKM sme zistili významnú závislosť ($P = 0,0009$). Zároveň sa tento stav nevyhnutne odrazil aj na hodnotách čerstvej biomasy plodníc vyprodukovaných EKM hubami – vždy boli zaznamenané nízke hodnoty na lokalite L2 a najvyššie na lokalite L18 (tab. 4), tak isto ako aj hodnoty mykorrhízneho potenciálu (tab. 5), ako dôležitého ukazovateľa ekotrofickej stability skúmanej mykocenózy v nadväznosti na symbiotické vzťahy huba – drevina.

V tab. 6 uvádzame EKM druhy, ktoré sa na lokalitách vo vyššej abundancii plodníc vyskytovali takmer každý rok a môžeme ich považovať za dominantné druhy spomedzi všetkých zistených EKM druhov, pričom sú to druhy všeobecne dominantné pre prostredie submontánnych bukových lesných porastov v temperátnych lesoch strednej Európy. Z tabuľky vidno, že niektoré druhy sa vyskytovali aj na všetkých troch alebo dvoch lokalitách, kde boli dominantné, napr. *Hygrophorus eburneus* (obr. 2), *Laccaria amethystina*, *Lactarius blennius*, *L. piperatus*, *Russula cyanoxantha*, *Xerocomellus chrysenteron*.

V tab. 7 uvádzame rody a druhy húb, ktoré boli na lokalitách determinované z pôdnych vzoriek „*in vitro*“ pomocou molekulárno-genetických metód. Často sa jedná o druhy, ktoré iba zriedka tvoria okom viditeľné plodnice, resp. ich netvorí vôbec. Len na lokalite L2 sa vyskytli nebezpečné parazitické druhy *Ilyonectria radicola* (Gerlach & L. Nilsson) P. Chaverri & Salgado a *Trichoderma viride* Pers., ktoré poškodzujú korene drevín, ale tiež aj zaujímavý druh *Metapochonia bulbillosa* (W. Gams & Malla) Kepler, S.A. Rehner & Humber, ktorý patrí medzi špecifické entomopatogénne huby, parazitujúce na pôdnych háďatkách (Nematoda). Na lokalitách L7 a L18 sa popri známých terestrických saprotrofných druhoch vyskytovali najmä EKM druhy, ktorých plodnice sme determinovali aj v podmienkach „*in vivo*“, počas nášho dlhodobého výskumu. Na najzaťaženejšej lokalite sa vyskytuje iba jeden druh EKM, ktorý sa inde nevyskytoval – *Russula solaris* (tab. 7). Na stredne zaťaženej lokalite to už boli 3 druhy, a na najmenej zaťaženej lokalite až 8 druhov.

DISKUSIA

Na lokalite L2 už začiatkom 90-tych rokov minulého storočia ŠTEFANČÍK, MIHÁL (1993) zistili nízky odolnostný potenciál porastov a zároveň aj nízku druhovú diverzitu EKM makromycét. Nepriaznivý vplyv hliníkárne na druhovú diverzitu EKM na lokalite L2 čiastočne potvrdil aj PAVLÍK (1997).

V okolí hliníkárne v severozápadnom Rusku EVDOKIMOVA et al. (2010) zistili, že pôdna biomasa húb sa v organickom horizonte maximálne znečistenej pôdy znížila zo 5,4 na 3,6 mg.g⁻¹ pôdy. To potvrdzuje aj naše výsledky, kde sme v prípade hodnotenia biomasy epigeických sporokarpov zaznamenali najnižšie hodnoty biomasy na lokalite L2 (tab. 4). Podobne, EVDOKIMOVA et al. (2013) zistili, že v znečistených pôdach v okolí hliníkárne sa výrazne zmenilo druhové zloženie a štruktúra spoločenstiev húb so zvýšením podielu konvenčne patogénnych húb zo 45 % v kontrolnej pôde až na 60–70 % v pôde znečistenej. Medzi patogénnymi hubami sa ako sprievodné huby objavil rod *Chaetomium* spp. (frekvencia výskytu pod 30 %) a ako dominantná bola huba *Trichoderma viride* (frekvencia 30–60 %). Obidva tieto patogény sme zaznamenali aj my na imisne najviac zasiahnutej lokalite L2.

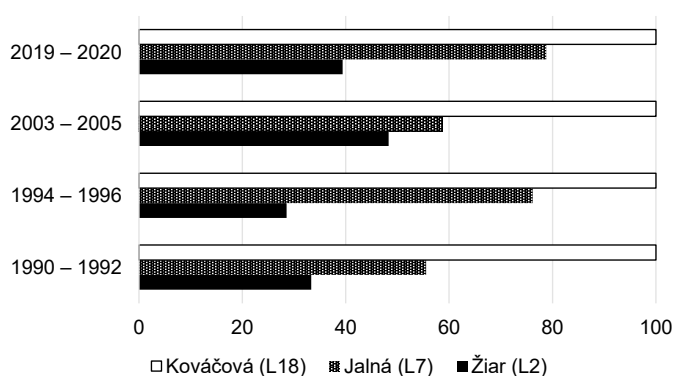
RUOTSALAINEN, KOZLOV (2006) vyhodnocovali účinok imisného znečistenia z priemyselných tovární na početnosť a rozmanitosť húb v pôde pomocou meta analýzy založenej na observačných štúdiách vykonaných v blízkosti bodových zdrojov emisií (vrátane 6 hliníkárni).

Tab. 5.

Hodnoty ektomykorrhízneho potenciálu makromycét na výskumných lokalitách

Values of ectomycorrhizal potential of macromycetes at research localities

Lokalita/Locality	1990–1995	2003–2005	2019–2020
L2	0,42	0,74	0,62
L7	0,69	0,94	1,85
L18	1,57	1,45	1,97



Obr. 1.

Pomerne zastúpenie ektomykorrhíznych makromycét (%) pre skúmané lokality počas jednotlivých časových období

Fig. 1.

Proportional representation of ectomycorrhizal macromycetes (%) for the investigated localities during individual time periods

Tab. 6.

Niekoľko ektomykorrhíznych druhov s najčastejším výskytom na výskumných lokalitách (1990–2020)

Several ectomycorrhizal species with the most common occurrence at research sites (1990–2020)

Druhy/Species	L2	L7	L18
<i>Amanita excelsa</i> (Fr.) Bertill.		*	
<i>A. vaginata</i> (Bull.) Lam.	*		
<i>Craterellus cornucopioides</i> (L.) Pers.		*	*
<i>Hygrophorus eburneus</i> (Bull.) Fr.	*	*	*
<i>Inocybe fastigiata</i> (Schaeff.) Qué.	*		
<i>Laccaria amethystina</i> Cooke	*	*	*
<i>L. laccata</i> agg.		*	
<i>Lactarius blennius</i> (Fr.) Fr.	*		*
<i>L. piperatus</i> (L.) Pers.		*	*
<i>Russula cyanoxantha</i> (Schaeff.) Fr.		*	*
<i>Scleroderma citrinum</i> Pers.		*	
<i>Strobilomyces strobilaceus</i> (Scop.) Berk.		*	
<i>Tricholoma sulphureum</i> (Bull.) P. Kumm.			*
<i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Šutara	*	*	
Spolu/In total	6	10	7

Tab. 7.

Rody a druhy húb, potvrdené bayesovskou analýzou sekvencií klonov z pôdneho templátu nrDNA na výskumných lokalitách v rokoch 2006–2008 (podľa MIHÁL et al. 2011)

Genera and species of fungi, confirmed by Bayesian analysis of clone sequences from soil template nrDNA at research sites in 2006–2008 (according to MIHÁL et al. 2011)

Druhy/Species	L2	L7	L18
<i>Agrocybe</i> spp.	TS	TS	
<i>Amanita</i> spp.	EM	EM	
<i>Amanitopsis</i> spp.	EM	EM	
<i>Boletus</i> spp.1	EM	EM	
<i>Boletus</i> spp.2			EM
<i>Cenococcum</i> spp.			EM
<i>Chaetomium</i> spp.	TS	TS	
<i>Chaetosphaeria</i> spp.		LS	
<i>Chaunopicnis alba</i> W. Gams	TS		
<i>Clavulina</i> spp.		EM	
<i>Cortinarius</i> spp.		EM	EM
<i>Craterellus</i> spp.		EM	EM
<i>Elaphomyces</i> spp.		EM	
<i>Hydnopolyporus fimbriatus</i> (Cooke) D.A. Reid	LS		
<i>Hydnum repandum</i> L.			EM
<i>Hygrophorus eburneus</i>	EM	EM	EM
<i>Hymenogaster</i> spp.			EM
<i>Hymenopellis radicata</i> (Rehhan) R.H. Petersen	LS		
<i>Ilyonectria radiculicola</i>	P		
<i>Laccaria laccata</i> agg.	EM		EM
<i>Lachnum</i> spp.		LS	
<i>Lactarius blennius</i>		EM	
<i>Lactarius piperatus</i>			EM
<i>Lycoperdon decipiens</i> Durieu & Mont.	TS		
<i>Lyophyllum</i> spp.			TS
<i>Metapochonia bulbillosa</i>	EP		
<i>Microglossum</i> spp.			TS
<i>Nolanea</i> spp.		TS	
<i>Otidea alutacea</i> (Pers.) Massee			TS
<i>Piloderma</i> spp.	LS		LS
<i>Preussia</i> spp.			TS
<i>Pseudosperma rimosum</i> (Bull.) Matheny & Esteve-Rav.		EM	EM
<i>Russula grata</i> Britzelm.			EM
<i>Russula nobilis</i> Velen.	EM	EM	
<i>Russula risigallina</i> (Batsch) Sacc.			EM
<i>Russula solaris</i> Ferd. & Winge	EM		
<i>Sebacina</i> spp.	EM	EM	EM
<i>Thelephora antocephala</i> (Batsch) Fr.			EM
<i>Tomentella</i> spp.	EM	EM	EM
<i>Trichoderma viride</i>	P		
<i>Xenasmatella alnicola</i> (Bourdot & Galzin) K.H. Larss. & Ryvarden	LS		

Captions: P – parazitické druhy/parasites, LS – lignikolné saprotrofné druhy/lignicolous saprotrophs, TS – terestrické saprotrofné druhy/terrestrial saprotrophs, EM – ektomykorizné druhy/ectomycorrhizal species, EP – entomoparazitický druh/entomoparasites

Autori zistili, že druhová početnosť a rozmanitosť húb sa znižovala so zvyšovaním imisného zaťaženia ($r = -0,29$, resp. $-0,59$). Znečisťujúce látky s dlhšou históriou vplyvu vykazovali viac nepriaznivých účinkov na huby. V prípade krátkodobého a menej intenzívneho pôsobenia imisného znečistenia boli zaznamenané aj prípady nárastu druhovej početnosti húb. Nežiaduce účinky znečistenia na druhovú početnosť mykorrhíznych húb boli o niečo väčšie ako na početnosť saprotrofických húb. Podobne HØILAND (1995) zistil vyššiu toleranciu saprotrofických makromycét na obsah kadmia v pôde, ktorá bola vyššia u makromycét rastúcich na bohatých, bazofilných pôdach, zatiaľ čo ich odolnosť voči hliníku bola najvyššia u makromycét z chudobných a kyslých pôd.

V tab. 6 uvádzame niekoľko EKM druhov, ktoré sa na výskumných lokalitách vo vyššej abundancii plodníc vyskytovali takmer každý rok a môžeme ich považovať za dominantné druhy spomedzi všetkých zistených EKM druhov, a zároveň sú to dominantné druhy pre prostredie submontánných bukových lesných porastov u nás (cf. BUČINOVÁ, MIHÁL 2008; MIHÁL et al. 2011). Zároveň treba dodať, že na lokalite L2 sa v skupine najdominantnejších druhov makromycét nikdy nevyskytol EKM druh a prevažnú väčšinu najdominantnejších húb tvorili saprotrofné makromycéty (cf. MIHÁL, BUČINOVÁ 2005). Prevalu saprotrofických húb nad EKM hubami na lokalite L2 dokumentuje aj pomer čerstvej biomasy plodníc saprotrofických makromycét ($24,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) oproti EKM makromycétam ($1,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) v rokoch 2003–2004 (MIHÁL, BUČINOVÁ 2007).

Na lokalite L2 boli molekulárno-genetickými metódami z pôdnych vzoriek izolované aj významné parazitické huby *Ilyonectria radiculicola* a *Trichoderma viride*, ktoré môžu napádať koreňový systém stromov (tab. 7). MIHÁL, BUČINOVÁ (2005) na lokalite L2 determinovali aj iné paraziticky rastúce huby *Fomes fomentarius* (L.) Fr., *Kretzschmaria deusta* (Hoffm.) P.M.D. Martin, *Stereum rugosum* Pers. a *Neonectria ditissima* (Tul. & C.Tul.) Samuels & Rossman.

Treba dodať, že dynamika fluórových zlúčenín v pôde sa časom môže meniť, na čo upozorňuje SZOSTEK et al. (2015), ktorí skúmali vplyv kontaminácie pôdy fluórom, vrátane súčasnej aplikácie látok neutralizujúcich toto znečistenie, na počet aktinomycét, húb a kopiotrofických baktérií. Autori zistili, že nízke dávky fluóru (od 100 do $200 \text{ mg F} \cdot \text{kg}^{-1}$ pôdy) mali pozitívny vplyv na počty analyzovaných mikroorganizmov a na aktivitu skúmaných pôdnych enzýmov. Zvyškový účinok fluóru na počty analyzovaných mikroorganizmov a aktivitu pôdnych enzýmov bol mierny, čo naznačuje, že fluór časom stráca svoje toxické vlastnosti. Podobne BOJÓRQUEZ-QUINTA et al. (2017) pripomínajú, že vzhľadom na to, že Al^{3+} ióny môžu byť toxické pre niektoré patogénne mikroorganizmy, množstvo solí s obsahom Al^{3+} sa používa na kontrolu chorôb spôsobených hubami u poľnohospodárskych plodín, napr. proti vážnym hubovým parazitom *Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary a *Thielaviopsis basicola* Ferraris.

ZÁVER

V submontánných bukových porastoch v okolí hlinikárne sa počas 30 rokov mykologického výskumu potvrdzuje trend silného negatívneho vplyvu imisného znečistenia na ektomykoríznu mykobiotu (EKM). V porovnaní s relatívne imisne čistejšími bukovými porastmi (18 km od imisného zdroja na lokalite L18) sa v blízkosti hlinikárne na lokalite L2 (2 km od zdroja) vyskytuje nízka druhová diverzita EKM makromycét (6 až 14 druhov oproti 18 až 33 druhov, rozdiel 52–71 %), nízke hodnoty biomasy plodníc ($1,84$ až $5,13$ oproti $15,95$ až $115,82 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ čerstvej hmotnosti plodníc) a nízke hodnoty mykorrhízneho potenciálu ($0,42$ až $0,74$ oproti $1,45$ až $1,97$). Na lokalite L7 (7 km od imisného zdroja) počas skúmaného obdobia sme zistili 21–44% pokles EKM v porovnaní s lokalitou L18. Počas výskumu sme nikdy nezaznamenali zmeny v danom trende, t. j. na lokalite L2 bol vždy počet EKM druhov najnižší a na lokalite L18 vždy najvyšší. Podobne



Obr. 2.
Hygrophorus eburneus – dominantná ektomykorízna huba v bukových porastoch (foto: J. Pavlíková)
Fig. 2.
Hygrophorus eburneus – dominant ectomycorrhizal fungus in beech stands (photo: J. Pavlíková)

to platilo aj pre hodnoty čerstvej biomasy plodníc vyprodukovaných EKM hubami a hodnoty mykorízneho potenciálu. Z výsledkov Spearmanovej korelácie ($R = 0,8293$) medzi vzdialenosťou od emisného zdroja a hodnotami abundancie plodníc EKM sme zistili významnú závislosť ($P = 0,0009$). Z vybraných EKM druhov boli dominantné napr. *Hygrophorus eburneus*, *Lactarius blennius*, *L. piperatus*, *Russula cyanoxantha*, *Xerocomellus chrysenteron*. Významné parazitické huby, napr. *Ilyonectria radicularis*, *Neonectria ditissima* a *Trichoderma viride* boli determinované na lokalite L2 z pôdnych monolitov molekulárno-genetickými metódami. Možno konštatovať, že tento stav mykobioty na výskumných lokalitách sa nezmení ani v najbližších rokoch, pokiaľ sa reziduálne imisné znečistenie bude naďalej prejavovať ako silný stresor pre mykobiotu týchto lesných porastov. Významnejšie zmeny v tomto trende je možné očakávať iba v prípade náhlych a výrazných ekologicko-klimatických zmien, napr. vplyvom kalamitných udalostí alebo ťažbových zásahov s následnými edaficko-klimatickými zmenami.

Podakovanie:

Uvedená práca vznikla za finančnej podpory výskumných projektov VEGA 2/0101/18 a 2/0045/22, ako aj projektu SAV-18-18 (MAD AV ČR – SAV): „Analysis of revitalisation process in beech ecosystems over the immission load“.

LITERATÚRA

- AHONEN-JONNARTH U., GÖRANSSON A., FINLAY R.D. 2003. Growth and nutrient uptake of ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* seedlings in a natural substrate treated with elevated Al concentrations. *Tree Physiology*, 23: 157–167. DOI: 10.1093/treephys/23.3.157
- AL-MAYAH A.M.W. 2019. Effect of aluminium on the growth of the *in vitro* culture tissues of the date palm (*Phoenix dactylifera* L.) cv. Um-Adelhin. *Folia Oecologica*, 46: 164–169. DOI: 10.2478/foecol-2019-0019
- BARNA M., SCHIEBER B., CÍČÁK A. 2009. Effect of post-cutting changes in site conditions on the morphology and phenology of naturally regenerated beech seedlings (*Fagus sylvatica* L.). *Polish Journal of Ecology*, 57: 461–472.
- BOJÓRQUEZ-QUINTA E., ESCALANZTE-MAGANA C., ECHEVERRÍA-MACHADO I., MARTÍNEZ-ESTÉVEZ M. 2017. Aluminium, a friend or foe of higher plants in acid soils. *Frontiers in Plant Science*, 8: 1767. DOI: 10.3389/fpls.2017.01767
- BREITENBACH J., KRÄNZLIN F. 2000. Pilze der Schweiz. Beitrag zur Kenntnis der Pilzflora der Schweiz. Band 5. Blätterpilze. Teil 3. Cortinariaceae. Luzern, Verlag Mycologia: 340 s
- BUČINOVÁ K. 2008. Makromycéty ako indikátory biodiverzity a ekologickej stability bukových lesných ekosystémov. Doktorská dizertačná práca. Zvolen, Ústav ekológie lesa SAV Zvolen: 188 s.
- BUČINOVÁ K., MIHÁL I. 2008. Ekotrofické skupiny makromycétov Kremnických a Štiavnických vrchov a porovnanie ich zastúpenia na vybraných trvalých výskumných plochách. *Acta Facultatis Ecologiae (Zvolen)*, 18: 5–11.
- CÍČÁK A., MIHÁL I. 1996. Zdravotný stav a mykoflóra nezmiešanej bučiny v oblastiach s odlišným imisným zaťažením. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 42: 145–152.
- ČERVENKA M., FASSATIOVÁ O., HOLUBOVÁ-JECHOVÁ V., SVRČEK M., URBAN Z. 1972. Kľúč na určovanie výtrusných rastlín. 2. diel. Slizovky a huby. Bratislava, SPN: 391 s.
- EGERTON-WARBURTON L. 2015. Aluminium-tolerant *Pisolithus ectomycorrhizas* confer increased growth, mineral nutrition, and metal tolerance to *Eucalyptus* in acidic mine spoil. *Applied and Environmental Soil Science*, 2015: Article ID 203821. DOI: 10.1155/2015/803821
- EVDOKIMOVA G.A., MOZGOVA N.P., SHTINA E.A. 1997. Soil pollution by fluoride and evaluation of the soil microflora status in the area of influence of an aluminium plant. *Eurasian Soil Science*, 30: 796–803.
- EVDOKIMOVA G.A., KORNEYKOVA M.V. 2010. Microfungal communities in soil polluted with fluoride. *Natural Science*, 2: 1022–1029. DOI: 10.4236/ns.2010.29125
- EVDOKIMOVA G.A., KORNEYKOVA M.V., MYAZIN V.A. 2013. Dynamics of gas condensate removal from an Al-Fe_humus podzol and its effect on the complexes of soil fungi. *Eurasian Soil Science*, 46: 310–316.
- GÁPER J., MIHÁL I. 2008. Ektomykorízny potenciál a hniloby v kultúrnych smrečínach. *Acta Facultatis Ecologiae, Zvolen*, 18: 21–26.
- GERLITZ T.G.M. 1996. Effects of aluminium on polyphosphate mobilization of the ectomycorrhizal fungus *Suillus bovinus*. *Plant and Soil*, 178: 133–140. DOI: 10.1007/BF00011171
- HAGARA L., ANTONÍN V., BAIER J. 1999. Houby. Praha, Aventinum: 416 s.
- HAGARA L. 2014. Ottova encyklopédia húb. Praha, Ottovo nakladateľstvo: 1200 s.
- HANSEN L., KNUDSEN H. 1992. Nordic Macromycetes. Vol. 2. Polyporales, Boletales, Agaricales, Russulales. Copenhagen, Nordsvamp: 474 s.
- HØILAND K. 1995. Reaction of some decomposer basidiomycetes to toxic elements. *Nordic Journal of Botany*, 15: 305–318. DOI: 10.1111/j.1756-1051.1995.tb00157.x
- HOREMANS J.A., BOSELA M., DOBOR L., BARNA M., BAHYL J., DECKMYN G., FABRIKA M., SEDMAK R., CEULEMANS R. 2016. Variance decomposition of prediction of stem biomass increment for European beech: Contribution of selected sources of uncertainty. *Forest Ecology and Management*, 361: 46–55. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.10.048
- JAMNICKÁ G., BUČINOVÁ K., HAVRANOVÁ I., URBAN A. 2007. Current state of mineral nutrition and risk elements in a beech ecosystem situated near the aluminium smelter in Žiar nad Hronom, Central Slovakia. *Forest Ecology and Management*, 248 (1–2): 26–35. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.02.033
- JONES D., MUEHLCHEN A. 1994. Effects of the potentially toxic metals, aluminium, zinc and copper on ectomycorrhizal fungi. *Journal of Environmental Science and Health. Part A. Environmental Science and Engineering*, 29: 949–966. DOI: 10.1080/10934529409376086
- JÜLICH W. 1984. Die Nichtblätterpilze. Gallertpilze und Bauchpilze. Band IIB/1. Kleine Kryptogamenflora. Stuttgart, Gustav Fischer: 626 s.
- KIRK P. (ed.) 2021. The CABI Bioscience Database of Fungal Names [online]. Great Britain, Kew [cit. 2021-8-18]. Dostupné na/ Available on: <http://www.indexfungorum.org>.
- KOBZA J. 2015. Permanent soil monitoring system as a basic tool for protection of soils and sustainable land use in Slovakia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 25 (1): 012011. DOI: 10.1088/1755-1315/25/1/012011

- MIHÁL I. 1994. Porovnanie mykoflóry dvoch bukových lesných ekosystémov z hľadiska ich rozdielnej antropogénnej záťaže. *Lesnícky časopis – Forestry Journal*, 40: 209–214.
- MIHÁL I. 1995. Príspevok k poznaniu mykoflóry bukových porastov severnej časti Štiavnických vrchov. *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 13: 119–127.
- MIHÁL I. 2004. Poznámky k mykoflóre bukových monokultúr Hodrušskej pahorkatiny. *Ochrana prírody, Banská Bystrica*, 23: 51–57.
- MIHÁL I., BUČINOVÁ K. 2005. Species diversity, abundance and dominance of macromycetes in beech forest stands. *Journal of Forest Science*, 51: 187–194.
- MIHÁL I., BUČINOVÁ K. 2007. Biomass of epigeic sporocarps in submountain beech stands exposed to different immission load. *Ekológia (Bratislava)*, 26: 201–210.
- MIHÁL I., CÍČÁK A., BUČINOVÁ K. 2011. Spoločenstvá a funkcie húb v bukových porastoch. In: Barna M. et al. (eds.): *Buk a bukové ekosystémy Slovenska*. Bratislava, VEDA: 329–348.
- MIHÁL I., ČERNECKÁ L. 2017. Structure of harvestmen (Arachnida, Opiliones) communities in different, anthropically disturbed beech ecosystems (Western Carpathians, Slovakia). *Vestník zoologii*, 51: 259–270.
- MIHÁL I., MARUŠÁK R., BARNA M. 2019. Dynamics of *Fagus sylvatica* L. necrotization under different pollutant load conditions. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28: 2755–2763.
- MIHÁL I., LUPTÁKOVÁ E. 2020. Dynamika produkcie biomasy plodníc epigeických sporokarpov v smrekových monokultúrach (západné Karpaty). *Zprávy lesnického výzkumu*, 65: 197–207.
- MICHOPOULOS P. 2021a. Arsenic in forests – a short review. *Folia Oecologica*, 48: 35–41. DOI: 10.2478/foecol-2021-0004
- MICHOPOULOS P. 2021b. Nickel in forests – a short review on its distribution and fluxes. *Folia Oecologica*, 48: 205–214. DOI: 10.2478/foecol-2021-0021
- MOSER M. 1983. Die Röhlinge und Blätterpilze. Band IIb. Kleine Kryptogamenflora. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag: 533 s.
- NOVOTNÝ R., PECINA V., ČERNÝ J., VALTERA M., JUŘIČKA D. 2021. Vliv smrku ztepilého a buku lesního na obsah Cd, Cu, Pb a Zn v povrchových horizontech lesních půd v oblasti Jeseníků. *Zprávy lesnického výzkumu*, 66: 86–94.
- PAPOUŠEK T. (ed.) 2004. *Velký fotoatlas hub z jižních Čech*. České Budějovice, T. Papoušek: 819 s.
- PAVLÍK P. 1997. Druhové spektrum makromycetov ako odraz imisnej záťaže bukových porastov. In: Krížová, E., Kodrík, J. (eds.): *Les-drevo-životné prostredie '97*. Sekcia č. 1: Ekológia lesa a jeho integrovaná ochrana. Zborník z konferencie. Zvolen, TU vo Zvolene: 253–260.
- REDKINA V.V., SHALYGINA R.R., KORNEYTKOVA M.V. 2020. Microfungi, algae and cyanobacteria in soils polluted with fluorine (Kola Peninsula, Russia). *Czech Polar Reports*, 10: 94–109.
- RUOTSALAINEN A.L., KOZLOV M.V. 2006. Fungi and air pollution: Is there a general pattern? In: Rhodes D. (ed.): *New topics in environmental research*. New York, U.S.A, Nova Science Publishers: 57–103.
- STAŠIOV S., SVITOK M. 2019. The influence of stand density on the structure of harvestmen communities (Opiliones) in a submountain beech forest. *Folia Oecologica*, 46: 10–15. DOI: 10.2478/foecol-2019-0002
- SZOSTEK R., CIECKO Z., WALCZAK M., SWIONTEK-BRZEZINSKA M. 2015. Microbiological and enzymatic activity of soil after pollution with fluorine. *Polish Journal of Environmental Studies*, 24: 2641–2646. DOI: 10.15244/pjoes/59491
- ŠTEFANČÍK I., MIHÁL I. 1993. Vplyv imisí na lesné porasty Žiarskej kotliny. *Čistota ovzdušia*, 23: 7–15.
- ŠTEFANČÍK I., CÍČÁK A., MIHÁL I. 1996. Výskum zdravotného stavu a mykoflóry nezmiešanej bučiny v oblasti s miernym imisným vplyvom. *Lesníctví-Forestry*, 42: 77–91.
- TÓTH T., KULICH J., KOPERNICKÁ M., HALÁSOVÁ K., LACKÓOVÁ L. 2014. Environmental impact of sludge dumps to the quality of agricultural soils in region Žiar nad Hronom. *Journal of the Polish Mineral Engineering Society*, July-December: 67–72.
- VESELÝ R., KOTLABA F., POUZAR Z. 1972. *Přehled československých hub*. Praha, Academia: 423 s.
- WANNAZ E.D., RODRIGUEZ J.H., WOLFSBERGER T., CARRERAS H.A., PIGNATA M.L., FRANGMEIER A., FRANZRING J. 2012. Accumulation of aluminium and physiological status of tree foliage in the vicinity of a large aluminium smelter. *The Scientific World Journal*, 212: Article ID 865927. DOI: 10.1100/2021/865927
- ŽEL J., SCHARA M., SVETEK J., NEMEC M., GOGALA N. 1993. Influence of aluminium on the membranes of mycorrhizal fungi. *Water, Air and Pollution*, 71: 101–109. DOI: 10.1007/BF00475514

FLUORINE-TYPE IMMISSIONS FROM THE ALUMINIUM PLANT AS A SIGNIFICANT STRESSOR FOR MYCOBIOTA

SUMMARY

The authors examined the ectomycorrhizal mycobiota (ECM) at three localities that have different distances from the aluminium plant (locality L2: 2 km away, L7: 7 km away, and L18: 18 km away).

The trend of a strong negative impact of air pollution on ECM was confirmed in submontane beech stands in the vicinity of the aluminium plant in the locality L2, during 30 years of mycological research. Compared to relatively air pollution-cleared beech stands at the locality L18, at the locality L2 there was observed low species diversity of ECM macromycetes (6 to 14 species compared to 18 to 33 species), low values of crop biomass (1.84 to 5.13 vs. 15.95 to 115.82 kg.ha⁻¹ of fresh fruit weight), and low values of mycorrhizal potential (0.42 to 0.74 vs. 1.45 to 1.97 – see Table 3, 4 and 5). We found a significant dependence ($P = 0.0009$) from the results of the Spearman correlation ($R = 0.8293$) between the distance from the emission source and the abundance values of ECM fruiting bodies. At the locality L7 (7 km from the air pollution source) we found from 21–44% decrease in ECM in comparison with the locality L18. Near the aluminium plant, in the locality L2, it was from 52% to 71% decrease (Fig. 1). During the research, we never noticed changes in the trend, e.g. in the locality L2 the number of ECM species was always the lowest and in the locality L18 always the highest. At the same time, this situation was inevitably reflected in the value of fresh biomass of fruitbodies produced by ECM fungi – low values were always recorded at the locality L2 and the highest at the locality L18, as well as values of mycorrhizal potential. From selected ECM species it is possible to mention fungi that were dominant in research localities, e.g. *Hygrophorus eburneus*, *Lactarius blennius*, *L. piperatus*, *Russula cyanoxantha*, *Xerocomellus chrysenteron*. In Table 6 we present several ECM species, which occurred in research localities in higher abundance of fruiting bodies almost every year and can be considered as dominant species among all detected ECM species, and at the same time they are dominant species for the submontane beech forests in our country. It should be added that at the locality L2 the ECM species never occurred in the group of the most dominant species of macromycetes, and the vast majority of the most dominant fungi were saprotrophic macromycetes. The predominance of saprotrophic fungi over ECM fungi at the L2 locality is also documented by the ratio of fresh biomass of fruiting bodies of saprotrophic macromycetes (24.1 kg.ha⁻¹) compared to ECM macromycetes (1.8 kg.ha⁻¹) in 2003–2004. Significant parasitic fungi, e.g. *Ilyonectria radicola*, *Neonectria ditissima* and *Trichoderma viride* were determined at the locality L2 from soil monoliths by molecular genetic methods (Tables 6 and 7).

It can be concluded that this state of mycobiota in research localities will not change in the coming years, as long as residual pollution in the soil will be a strong stressor for the mycobiota of these forest stands. Significant changes in this trend can be expected only in the event of sudden and significant ecological-climate changes, e.g. due to calamities or logging interventions with consequent edaphic-climatic changes.

Zasláno/Received: 20. 09. 2021

Přijato do tisku/Accepted: 28. 12. 2021