



**ГРОДЗИНСЬКА  
Ганна Андріївна** —  
кандидат біологічних наук,  
старший науковий співробітник  
відділу фітоекології Інституту  
еволюційної екології НАН  
України

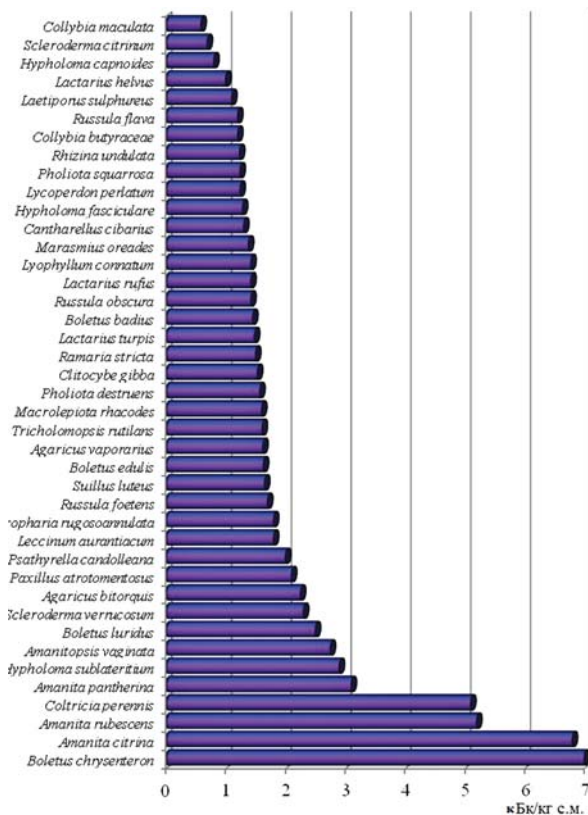
## РАДІОНУКЛІДНЕ ЗАБРУДНЕННЯ МАКРОМІЦЕТІВ

*У статті на основі результатів літературних та власних досліджень розглянуто проблему, пов'язану з тим, що дикорослі гриби з регіонів, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, в разі їх харчового або лікарського застосування й дотепер становлять небезпеку для здоров'я людей. Наведено дані щодо вмісту радіонуклідів природного і техногенного походження в плодових тілах макроміцетів. Враховуючи комплексний характер радіонуклідного забруднення дикорослих макроміцетів, підкреслено необхідність довгострокового радіоекологічного моніторингу довкілля.*

**Ключові слова:** радіонукліди, гриби, біоіндикатори.

Планетарні масштаби ядерних аварій та їх тяжкі екологічні наслідки зумовлюють необхідність довготривалого моніторингу довкілля. Ключова роль мікобіоти полягає не лише в її участі в процесах біогенної міграції радіонуклідів у ґрунтах, а й у іммобілізації та утримуванні значної кількості радіонуклідів ґрунтовою міцеліальною біомасою [1–4].

Численні публікації останніх десятиліть присвячені високим акумулятивним властивостям шапінкових грибів щодо важких металів, радіонуклідів природного і техногенного походження [5–43]. Уперше явище накопичення макроміцетами радіонуклідів внаслідок їх глобальних викидів після випробувань ядерної зброї було встановлено Г. Грютером у 1963 р. У зразках шапінкових грибів із Західної Німеччини було виявлено вибіркоче накопичення не лише  $^{137}\text{Cs}$ , а й інших продуктів розпаду —  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{90}\text{Rh}$  і  $^{90}\text{Sr}$  [44]. У дочорнобильський період найвищу активність  $^{137}\text{Cs}$  (до 25,2 кБк/кг сухої маси) було зафіксовано австрійським ученим К. Хазельвандтером у *Cortinarius armillatus* [45]. Дослідження біоаккумуляції та транспорту радіонуклідів з ґрунту у плодові тіла макроміцетів після чорнобильської катастрофи були зосереджені переважно на радіоцезії ( $^{137}\text{Cs}$ , у перші роки після аварії у поєднанні з  $^{134}\text{Cs}$ ) і частково на  $^{90}\text{Sr}$ , оскільки їх було визнано головними дозотворювальними радіонуклідами. Цим пояснюється недостатня вивченість акумуляції макроміцетами інших радіонуклідів як природного, так і техногенного походження, інтерес до яких посилюється лише в останні роки.



**Рис. 1.** Активність  $^{40}\text{K}$  у плодових тілах макроміцетів у 1991 р. (зразки з Київської, Чернігівської та Житомирської областей) [4]

Серед радіонуклідів природного походження у грибах спостерігаються найвищі рівні  $^{40}\text{K}$ , який у плодових тілах розподіляється нерівномірно, кількісно знижуючись у послідовності шапинка > ніжка > пластинки або трубочки гіменофора > спори. Активність  $^{40}\text{K}$ , визначена у багатьох видів дикорослих макроміцетів Центральної Європи в період між 1984 і 1992 р., перебувала в межах 800–1500 Бк/кг сухої маси [30, 31]; у зразках грибів Українського Полісся, взятих у період 1990–2010 рр., — була на такому самому рівні, лише у деяких видів відзначено підвищені рівні цього ізотопа, зокрема у *Boletus chryseron* (українські назви грибів наведено в додатку) — до 11000, у видів роду *Amanita* — до 7000, тоді як рівень  $^{40}\text{K}$  у ґрунтах з місцезростань грибів становив 100–700 Бк/кг с.м. (рис. 1) [4, 18]. Найвищий рівень ак-

тивності  $^{40}\text{K}$  виявлено у *Laccaria laccata* — до 12000 Бк/кг с.м. [46]. Мінімальні коефіцієнти накопичення ( $K_n$  дорівнює співвідношенню активності радіонукліда в плодовому тілі гриба до його активності у ґрунті/субстраті в точці збору)  $^{40}\text{K}$  (близько 2,0) були встановлені нами у сапротрофних і лігнотрофних видів — *Macrolepiota procera*, *M. rachodes*, *Tricholomopsis rutilans*, максимальні — у *B. chryseron* (98), *Amanita citrina* (63), *Coltricia perennis* (48), *Agaricus sylvaticus* та *A. rubescens* (20).

У мінеральному складі плодових тіл шапинкових грибів калій є макроелементом, тому поглинання його з ґрунтів/субстратів (у тому числі  $^{40}\text{K}$ ) неминуче. Зважаючи на те, що  $^{40}\text{K}$ , на відміну від  $^{137}\text{Cs}$  з радіоактивних опадів, рівномірно розподілений по вертикальному профілю лісових ґрунтів, припускають, що на його акумуляцію плодовими тілами рівень залягання міцелію не впливає [47].

Активність  $^{210}\text{Pb}$  (продукт розпаду природних ізоотопів  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ) у грибах зазвичай на два порядки нижча, ніж  $^{40}\text{K}$  [31]. Максимальну активність  $^{210}\text{Pb}$  було виявлено в шапинках та цілих плодових тілах *Boletus edulis*, відповідно 58,9 і 36,6 Бк/кг с.м. [48]. Також у грибах з Польщі було знайдено природний ізоотоп  $^{210}\text{Po}$  (продукт розпаду  $^{238}\text{U}$ ) [33]. Слід зазначити, що у досліджених зразках 20 їстівних та неїстівних видів грибів максимальні рівні активності  $^{210}\text{Po}$  виявлено у *B. edulis*, *Leccinum scabrum* — до 40 Бк, а мінімальні 2,1–4,3 Бк/кг с.м. у *Xerocomus badius* (*Boletus badius*) і *X. subtomentosus* (*B. subtomentosus*) (до речі, обидва види є типовими акумуляторами радіоцезію). У шапинках рівні цього радіонукліда вищі, ніж у ніжках. За умови річного споживання людиною 5 кг свіжих плодових тіл *B. edulis*, отримана ефективна доза від  $^{210}\text{Po}$  досягає 37 мкЗв [33]. Автори зазначають, що активність  $^{210}\text{Po}$  в грибах була істотно вищою, ніж у продуктах харчування рослинного і тваринного походження. У роботі [49] також встановлено найвищі рівні  $^{210}\text{Po}$  у болетальних грибах (а саме, у *Leccinum vulpinum*), а низькі — у представників родини *Russulaceae*. При цьому розрахована річна

доза від  $^{210}\text{Po}$  внаслідок споживання грибів в умовах Фінляндії становить близько 4 мкЗв.

Результати досліджень, проведених у національному парку Евре Дівідал (*Øvre Dividalen*) на півночі Норвегії, свідчать, що дикорослі їстівні гриби та ягоди мали близькі рівні акумульованого  $^{210}\text{Pb}$ , але рівні накопичення  $^{210}\text{Po}$  та  $^{40}\text{K}$  у грибах були вищими, ніж у ягодах. Середні концентрації активності  $^{210}\text{Po}$  в *L. scabrum* досягали 94, а в *L. versipelle* — 198 Бк/кг с.м., що набагато перевищувало активність цього радіонукліда у плодових тілах інших досліджених мікосимбіотрофних видів — *Russula paludosa* (4,7) і *R. decolorans* (7,4). З огляду на те, що болетальні види є визнаними акумуляторами селену (аналога полонію), автори роботи [50] висловили припущення, що значне перевищення рівнів акумуляції  $^{210}\text{Po}$  у видів роду *Leccinum* порівняно з *Russula* spp. пов'язане саме з цим фактом. Співвідношення активностей  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  в усіх досліджених зразках грибів завжди було більшим за одиницю. При цьому автори підкреслюють, що в цьому регіоні внесок  $^{137}\text{Cs}$  чорнобильського походження не такий вагомий, як у центральній частині Норвегії, тому доза (за умови високого рівня споживання лісової продукції), зумовлена переважно комбінацією  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  і  $^{40}\text{K}$ , досягає 0,05 мЗв/рік за рахунок ягід і 0,50 мЗв/рік за рахунок грибів [50].

Нечисленні літературні дані свідчать про досить низький рівень активності  $^{226}\text{Ra}$  в плодових тілах макроміцетів з європейських країн [51, 52]. В Україні  $^{226}\text{Ra}$  і  $^{228}\text{Ra}$  ми виявили в 1991 р. у деяких зразках грибів, зокрема  $^{226}\text{Ra}$  у *Pholiota destruens* — 22 Бк/кг с.м. (м. Київ),  $^{226}\text{Ra}$  і  $^{228}\text{Ra}$  у *Marasmius oreades* — відповідно 22 і 15 Бк/кг с.м. (Київська обл., Обухівський р-н) і  $^{228}\text{Ra}$  у *A. campestris* — 71 Бк/кг с.м. (Чернігівська обл., Бобровицький р-н) [18].

Здатність грибів акумулювати природні ізотопи  $^{234,238}\text{U}$  і  $^{228,230,232}\text{Th}$  привертає особливу увагу. Дослідження, проведені у двох географічно віддалених (понад 250 км), але екологічно подібних екосистемах Іспанії з високою продуктивністю макроміцетів, показали, що ТФ (transfer factor, або коефіцієнт переносу) урану

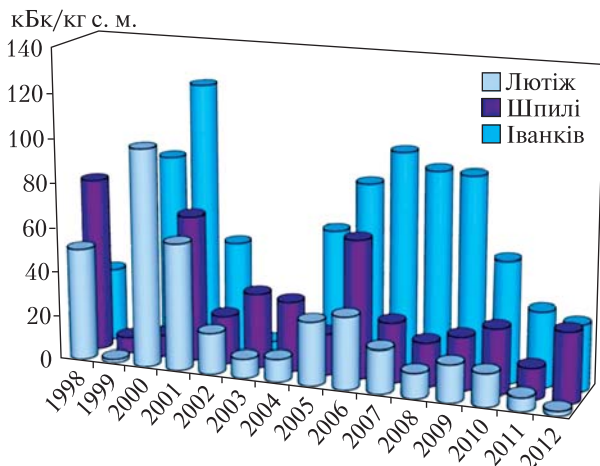
був у межах 0,043–0,049, а ТФ торію — 0,030–0,62. Найвищі коефіцієнти біодоступності (визначаються так само, як і  $K_d$ )  $^{234}\text{U}$  і  $^{238}\text{U}$  спостерігалися у *Hebeloma cylindrosporum* (8,2 і 6,3), *Amanita muscaria* (6,0 і 4,5), *Tricholoma terreum* (4,0 і 3,8) і *T. pessandatum* (4,0 і 3,1).

Водночас найвищі коефіцієнти біодоступності  $^{228,230,232}\text{Th}$  встановлено для *T. terreum* (відповідно 64, 316 і 272), *H. cylindrosporum* (62, 371 і 360) та *A. muscaria* (38, 195 і 188). Порівняння коефіцієнтів переносу досліджених природних радіонуклідів з техногенними показало, що біодоступність торію близька до біодоступності цезію, а урану — вища, ніж у  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$ .

Отже, незважаючи на загальну достатньо низьку доступність торію і урану у ґрунтах, макроміцети все ж здатні до переносу і накопичення цих елементів. Автори роботи [53], враховуючи ці результати й отримані раніше дані щодо високих рівнів акумуляції радіоцезію *H. cylindrosporum* та іншими представниками роду *Hebeloma*, вважають, що вони є надійними біоіндикаторами радіонуклідного забруднення довкілля.

Радіоізотоп  $^7\text{Be}$ , що генерується в атмосфері внаслідок її взаємодії з космічним випромінюванням високої енергії, до останнього часу було знайдено лише в деяких грибних зразках з Іспанії та Фінляндії [34, 54, 55]. Його надходження у плодове тіла пояснюють атмосферними опадами, при цьому рівень акумуляції визначається типом живлення макроміцетів, а саме — сапротрофні види накопичують високі й середні рівні  $^7\text{Be}$ , що пов'язано з розташуванням їх міцелію в багатому на гумус підстилковому шарі ґрунту [34]. Однак за даними Т. Lonnroth зі співавторами, представники іншої екологічної групи — мікоризоутворювачі (*Hygrophorus hypothejus*, *Russula paludosa*, *Hydnum rufescens*, *Lactarius rufus*) є акумуляторами  $^7\text{Be}$  [54].

Добре відомо, що аварія 1986 р. на Чорнобильській АЕС призвела до значного поширення ряду радіоактивних елементів у Північній півкулі. Активна емісія радіонуклідів зі зруйнованого реактора у поєднанні зі змінюваними метеорологічними умовами і різноманіттям



**Рис. 2.** Активність <sup>137</sup>Cs у плодкових тілах *Boletus badius* з місцезростань Київської області (м. Іванків, с. Шпилі Іванківського р-ну, с. Лютіж Вишгородського р-ну)

ландшафтів зумовили надзвичайно неоднорідний склад радіоактивних опадів на території України та суміжних держав. Унаслідок аварії зафіксовано багаторазове збільшення вмісту радіонуклідів у дикорослих макроміцетах [4, 10, 11, 14, 16–18, 20, 23, 26, 30, 31, 56–60]. Автори повідомляли, що рівень природного ізотопу <sup>40</sup>K у плодкових тілах залишався достатньо стабільним (700–1000 Бк/кг с.м.), тоді як рівень <sup>137</sup>Cs+<sup>134</sup>Cs зазвичай був вищим і значно варіював [9, 61, 62]. У першій післяаварійній період саме за присутністю <sup>134</sup>Cs у поєднанні з <sup>137</sup>Cs (у співвідношенні 1:2) можна було робити висновок про чорнобильське походження радіоцезію в грибах, оскільки активність <sup>137</sup>Cs в плодкових тілах макроміцетів також може бути пов’язана з глобальними випадіннями після випробувань ядерної зброї у 50–60-х роках минулого століття [7, 12, 41, 63].

Автори дослідження [1] показали, що понад 40% акумульованого радіоцезію зв’язано з гіфами, що переконливо свідчить про те, що у ґрунтах грибна біомаса може іммобілізувати значну кількість радіоцезію на невизначено довгий період. За даними, наведеними в [64], міцелій у верхньому органічному шарі ґрунту може містити до 50% <sup>137</sup>Cs, локалізованого у 0–10-сантиметровому шарі лісових ґрунтів

Швеції та України. Встановлено, що гриби здатні не лише безпосередньо зв’язувати або фіксувати радіонукліди, а й опосередковано впливати на форми, в яких вони знаходяться і переміщуються в лісових ґрунтах [3]. М. Steiner зі співавторами вважають, що гриби відіграють ключову роль у мобілізації, поглинанні та переносі поживних речовин і вочевидь є важливим фактором довгострокового утримування радіоцезію в органічному шарі ґрунту [2]. Р. Kalaš [31] дотримується подібних поглядів: гриби (як міцеліальні, так і ті, що утворюють плодові тіла) дуже ефективні в абсорбції радіонуклідів і є надзвичайно важливим компонентом у довгостроковій акумуляції завдяки довгоживучій і величезній мережі гіфів та грибної біомаси у верхніх шарах лісових ґрунтів. Дійсно, за оцінкою Л.Г. Бурової, біомаса макроміцетів з урахуванням міцелію у 5 разів перевищує надґрунтовий покрив [65]. Залежно від біологічних особливостей, зокрема глибини залягання (розташування) міцелію, макроміцети здатні «захоплювати» <sup>137</sup>Cs як з поверхні ґрунту, підстилки, так і з більш глибоких шарів. Макроміцети, без сумніву, залучені до біогеохімічного круговороту <sup>137</sup>Cs. У процесі розкладання плодкових тіл, як і у випадку інших мінеральних елементів, гриби здатні рециркулювати радіоцезій з глибоких шарів ґрунту на поверхню лісової підстилки [40].

Рівень накопичення радіонуклідів макроміцетами визначається комплексом чинників, серед яких, безумовно, найважливішим є кількісний та якісний склад аварійних викидів, рівень забруднення ґрунтів (субстратів) з місцезростань. Важливим також є фізико-хімічний склад та структура забруднених ґрунтів. G. Heinrich вважає, що накопичення радіоцезію макроміцетами залежить переважно від вмісту глини, мулу, піску, від обмінних катіонів та розподілу часточок різного розміру [66].

Є дані про вплив типу лісу на рівень акумуляції радіоцезію, зокрема, одні й ті самі види грибів у соснових лісах були більш забрудненими, ніж у мішаних [67].

Встановлено позитивну кореляцію між ступенем гідроморфності ґрунтів і вмістом радіо-

нуклідів у грибах. Види, що зростають на гідроморфних лісових ґрунтах акумулятивних ландшафтів, накопичують  $^{137}\text{Cs}$  на порядок більше, ніж ті самі види, що зростають на автоморфних ґрунтах елювіальних ландшафтів [32, 60].

Вирішальну роль у рівнях біоаккумуляції радіонуклідів відіграє глибина розташування міцелію окремих видів у ґрунті. Види, міцелій яких знаходиться у верхньому шарі ґрунту (зокрема, представники родів *Collybia* і *Clitocybe*), були найбільш забрудненими у перші роки після аварії, пік забруднення видів з глибоким заляганням міцелію (*B. edulis*) спостерігався лише через кілька років [15, 46, 59, 68–70].

Визначення коефіцієнтів накопичення ( $K_n$ ) з ґрунтів у плодові тіла показало, що вони можуть досягати 4 порядків величин [71]. У наших дослідженнях максимальні  $K_n$  були зафіксовані у *Paxillus* sp. — до 1180, *Lactarius helvus* — до 855, *Suillus luteus* — 766 та *H. crustuliniforme* — 514 (Київська обл., 1996, 1998 р., середній рівень поверхневого забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs}$  — 37–185 кБк/м<sup>2</sup>). У посушливих умовах, за малої кількості опадів спостерігається зниження  $K_n$  радіоцезію. Динаміка акумулятивної здатності макроміцетів у часі подібна до затухаючого коливального процесу з піками у вологі роки і спадами у посушливі (рис. 2). І навпаки, підвищені  $K_n$  — до 500 (за відносно низької активності радіоцезію в ґрунтах) спостерігалися, зокрема, у макроміцетах, що зростали на заболочених, торф'янистих, низькогумусових ґрунтах (Волинська обл., Черемський заповідник) [38].

Надзвичайно високі рівні (до мільйонів Бк/кг с.м.) акумуляції радіоцезію у плодових тілах деяких мікосимбіотрофних видів спостерігалися в зоні відчуження ЧАЕС: *Gomphidius glutinosus* — 3,78 МБк/кг с.м. (Старі Шепеличі, лісництво, 1992); *Lactarius turpis* — 13 і *B. edulis* — 1,56 МБк/кг с.м. (Новошепеличі, 1993); *Paxillus involutus* — до 15,71, *Lactarius rufus* — 12,58, *Cantharellus cibarius* — 12,13, *Boletus badius* — 11,83, *B. edulis* — 5,11 МБк/кг с.м. (Прип'ять, «Рудий ліс», 1996); *Pluteus cervinus* — 34,59, *Leccinum scabrum* — 5,46

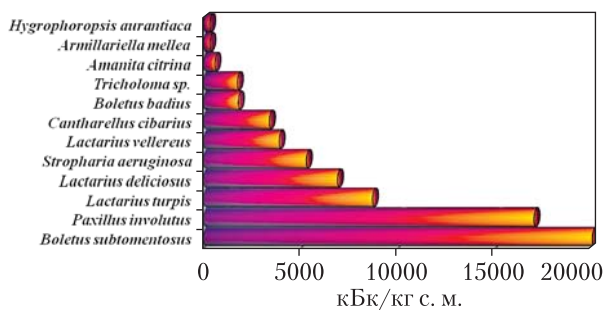
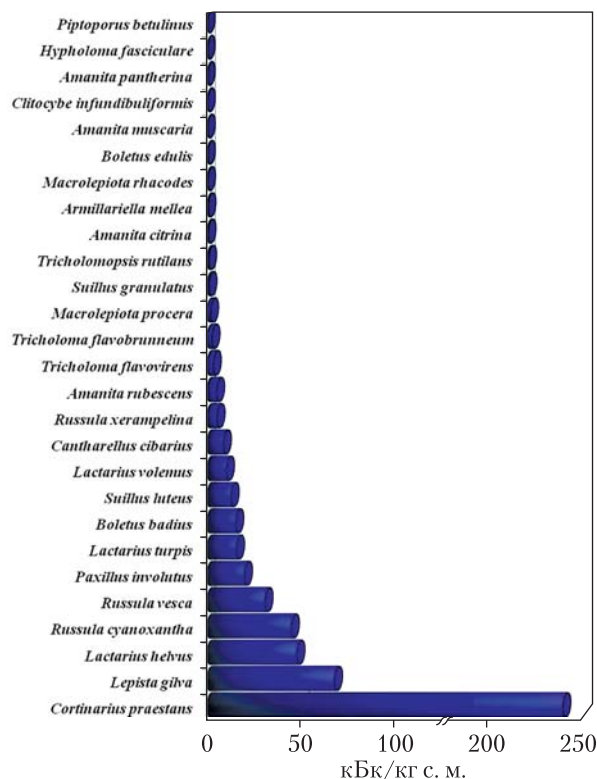


Рис. 3. Активність  $^{137}\text{Cs}$  у плодових тілах макроміцетів з Чорнобильської зони (Старі Шепеличі, лісництво, 2004)

МБк/кг с.м. (Новошепеличі, 1996); *Boletus subtomentosus* — 20, *P. involutus* — 17 МБк/кг с.м. (Старі Шепеличі, лісництво, 2004); *L. turpis* — 18,71 і *Suillus luteus* — 14,88 МБк/кг с.м. (Копачі)(рис. 3). Разом з тим  $K_n$  у макроміцетів, що зростають у таких сильно забруднених локалітетах, перебували в межах 1–50 [4, 26, 38, 72].

До останніх років, за нашими даними, активність радіоцезію у близько 60% плодових тіл цінних їстівних видів грибів-мікосимбіотрофів (*Boletus* spp., *Suillus* spp., *Leccinum scabrum*, *Cantharellus cibarius*, *Lactarius* spp., *Tricholoma flavovirens* та ін.), зібраних на території Українського Полісся (за рівнів забруднення  $\geq 37$  кБк/м<sup>2</sup> [73]), перевищують гранично допустимі рівні, прийняті в Україні (2500 Бк/кг с.м.) (рис. 4) [4, 74]. Проте слід зазначити, що досить низькі рівні активності  $^{137}\text{Cs}$  спостерігаються в плодових тілах *Agaricus* spp., *Macrolepiota procera*, *Armillariella mellea*, *Kuehneromyces mutabilis*, *Fistulina hepatica*, *Sparassis crispa*, *Trametes versicolor*, *Pleurotus ostreatus*, *Piptoporus betulinus*, *Lycoperdon* spp., *Calvatia utriformis*, *Langermannia gigantea*. Остання група грибів, яка є достатньо безпечною з точки зору вмісту радіоцезію, на забруднених територіях потребує додаткового контролю щодо вмісту радіостронцію, з огляду на те, що серед них багато лігнотрофів, яким властиве підвищене накопичення радіостронцію з рослинних субстратів [4].

За даними дослідження [67], активність у 20–30% грибів та ягід у Гомельській області вища



**Рис. 4.** Активність радіоцезію в плодових тілах макроміцетів у 2010 р. (с. Карпилівка, Чернігівська обл., Козелецький р-н, рівень поверхневого забруднення ґрунтів  $^{137}\text{Cs} \geq 37$  Бк/кг с.м.)

за допустимий рівень, який у Білорусі становить 370 і 185 Бк/кг сирової ваги відповідно.

На акумуляцію радіоцезію макроміцетами істотно впливає екологічна приуроченість видів, а саме — стратегія живлення: зменшення спостерігається у послідовності від мікосимбіотрофних → сапротрофних → лігнотрофних видів [4, 23, 26, 38, 70]. До останнього часу такої специфічної тенденції щодо акумуляції радіостронцію не виявлено.

Зазвичай рівні радіостронцію в плодових тілах макроміцетів у середньому в сотні разів менші, ніж радіоцезію. За нашими даними, у 2004 р. в зразках грибів із 30-кілометрової зони ЧАЕС співвідношення  $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$  було в межах  $10-10^4$ , при середньому значенні  $10^3$ . У мікосимбіотрофного виду *Cantharellus cibarius* з «Рудого лісу» активність  $^{90}\text{Sr}$  до-

сягала 10240 Бк/кг с.м. (1996 р.). Найвищу активність радіостронцію було виявлено у сапротрофа *Stropharia aeruginosa* — 13000 та мікосимбіотрофа *Lactarius turpis* — 11000 Бк/кг с.м. (рис. 5). Слід зазначити, що допустимий рівень  $^{90}\text{Sr}$  для сухих грибів в Україні становить 250 Бк/кг с.м. [74].

Як живі, так і мертві гіфи здатні до швидко, не залежного від метаболізму, зв'язування радіонуклідів клітинною стінкою, екстрацелюлярними полісахаридами або іншими компонентами з біосорбційними властивостями [12]. Автори зазначають, що суттєві відмінності у будові клітинної стінки різних видів зумовлюють значну варіабельність в акумулювальній здатності грибів. Відомо, що більшість макроміцетів мають обмежену здатність до накопичення стабільного цезію. Методом атомно-абсорбційної спектроскопії було досліджено його вміст у плодових тілах 433 видів дикорослих грибів Європи і показано, що середній вміст цього елемента становив 7 мг/кг с.м., при цьому надзвичайно високі концентрації спостерігалися у представників родини *Cortinariaceae* (особливо у *Cortinarius alboviolaceus*), високі — у *Clavariaceae*, *Rhodophyllaceae*, *Strophariaceae*, а у представників *Helvellaceae* та *Lycoperdaceae* — низькі [75].

Отже, можна припустити, що процеси накопичення радіонуклідів макроміцетами повинні відбуватися певною мірою аналогічно накопиченню стабільних елементів. Справді, L.R. Bakken і R.A. Olsen [13], вивчаючи накопичення радіоцезію макроміцетами Норвегії, встановили позитивну кореляцію між концентраціями радіоцезію та нерадіоактивного цезію і негативну — з рівнем рН ґрунту. Перевірка авторами гіпотези щодо механізму надходження цезію у плодове тіло, яка основана на передбачуваній здатності транспортних ензимів клітинних мембран розпізнавати іони  $\text{Cs}^+$  і  $\text{K}^+$ , показала відсутність цього розпізнавання. Міжвидові відмінності у поглинанні радіоцезію та стабільного цезію автори пояснюють насамперед просторовим розміщенням цих елементів у ґрунтових шарах та рівнем спорідненості до Cs. Важливим, на нашу думку, є

припущення, що гриби, змінюючи рН середовища, здатні вивільняти радіоцезій, який до цього перебував у зв'язаному стані.

Разом з тим дослідження впливу стабільного цезію, що знаходиться у лісовій підстилці, на рівень переносу радіоцезію у плодові тіла макроміцетів спростували наявність такої кореляції у зразках з місцезростань Польщі з різним ступенем промислового забруднення [76].

Культуральні експерименти з *Pleurotus ostreatus* [77] показали, що  $^{137}\text{Cs}$  і стабільний Cs активно поглиналися грибом залежно від концентрації  $^{137}\text{Cs}$  або Cs у живильному середовищі. Автори встановили, що накопичення  $^{137}\text{Cs}$  плодовими тілами пригнічувалося K та/або Cs, що підтверджує здатність грибів до поглинання  $^{137}\text{Cs}$  через K-транспортні системи.

Рівні акумуляції стабільного цезію грибами подібні до тих, що спостерігаються у судинних рослин. Проте у випадку радіоцезію спостережувані величини як мінімум на порядок вищі [30]. Різна поведінка природного і радіоактивного цезію у цьому випадку пов'язана з їх нерівноважним станом в екосистемі та різним ступенем їх доступності [30, 78].

Результати експериментальних досліджень поведінки ізотопів цезію ( $^{137}\text{Cs}$  і  $^{133}\text{Cs}$ ) та їх «двійників» — калію та рубідію в системі переносу ґрунт–гриби–рослини, проведених у лісових екосистемах Швеції, показали, що гриби накопичують значно більше K та Ru, ніж стабільного  $^{133}\text{Cs}$ , причому у плодових тілах концентрація цих елементів у середньому була на порядок вищою, ніж у міцелії [79]. Спорідненість до цих елементів у грибах (плодових тілах і міцелії) знижувалася у ряду  $\text{Rb}^+ > \text{K}^+ > \text{Cs}^+$  з відносним співвідношенням 100:57:32, що було близьким до більш ранніх даних японських дослідників — 100:88:50 [25].

Хоча широкомасштабна ремедіація території, забруднених радіонуклідами і особливо  $^{137}\text{Cs}$ , є проблематичною, K. Rosén зі співавторами показали, що одноразова обробка лісового ґрунту калійним добривом (KCl) у 1992 р. довгостроково (навіть через 17 років після застосування) впливала на біоаккумуляцію  $^{137}\text{Cs}$  видами *Cortinarius semisanguineus*, *Lactarius ru-*

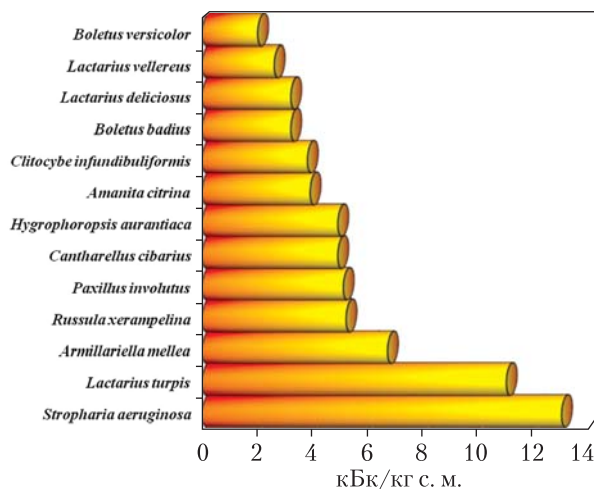


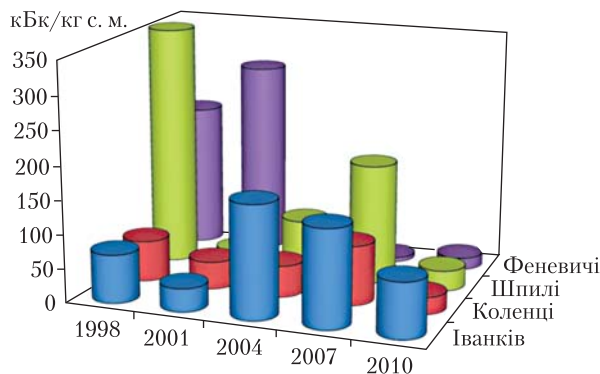
Рис. 5. Активність  $^{90}\text{Sr}$  у плодових тілах макроміцетів з Чорнобильської зони (Старі Шепелічі, лісництво, 2004)

*fus*, *C. caperatus* і *Suillus variegatus*, радіоактивність у яких зменшувалася від 21 до 58% [80].

G. Heinrich описав нерівномірність розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у плодових тілах грибів у вигляді такої послідовності — пластинки > м'якуш шапинки > ніжка [81]. Дослідження біоаккумуляції ряду природних та антропогенних радіонуклідів у серії культуральних експериментів з *Pleurotus eryngii*, вирощеними у контрольованих лабораторних умовах, та з *Tricholoma equestre*, зібраними у напівприродній екосистемі, показали, що ступінь зрілості відіграє важливу роль у поглинанні та розподілі радіонуклідів у плодових тілах цих видів [35]. Максимальна інкорпорація  $^{134}\text{Cs}$  і  $^{85}\text{Sr}$  спостерігається у зрілих плодових тілах, потім знижується з їх старінням. У процесі дозрівання загальна активність  $^{85}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  і  $^{60}\text{Co}$  зростає у шапинці та пластинках з відповідним зниженням у ніжці гриба. Для обох досліджених видів було показано, що радіоцезій і калій переважно локалізуються у шапинці з пластинками, а  $^{226}\text{Ra}$  — у пластинках.

Оскільки у досліджених макроміцетів розподіл  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{234,238}\text{U}$  і  $^{230,232}\text{Th}$  різнився, автори припустили, що він є видоспецифічним [35].

Численні дані щодо вмісту радіоцезію в грибах Європи, незважаючи на деякі протиріччя,



**Рис. 6.** Динаміка активності  $^{137}\text{Cs}$  у плодових тілах біоіндикатора *Paxillus involutus* з місцевостань Київської області: південні околиці м. Іванків, околиці с. Коленці, Шпилі та Феневичі (Іванківський р-н)

свідчать про видоспецифічність накопичення. Найвищі рівні активності та коефіцієнтів переносу (TF) виявлено у мікосимбіотрофних видів, зокрема у представників родин *Cortinariaceae* і *Boletaceae* [11, 12, 14, 20, 21, 23, 26–28, 48, 61, 82].

К. Haselwandter першим висловив припущення, що гриби акумулюють  $^{137}\text{Cs}$  видоспецифічно [83]. Незважаючи на значну варіабельність даних, саме ця особливість макроміцетів може бути використана для моніторингу радіоактивності довкілля [6, 12, 38, 55]. Спостережуване в деяких мікосимбіотрофних макроміцетах суттєве перевищення рівнів забруднення порівняно з лісовою підстилкою (основним депо радіонуклідів) та іншими компонентами екосистем, надає їм особливого статусу в системі біоіндикації. Серед видів-гіперакумуляторів радіоцезію, надійними інформативними індикаторами впродовж усього післячорнобильського періоду залишаються рекомендовані раніше поширені в лісових екосистемах України *Boletus badius*, *Lactarius rufus* і *Paxillus involutus* (рис. 6) [4, 28, 38].

Міжвидові відмінності у накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  у зразках макроміцетів, зібраних з тих самих місцевостей, можуть досягати двох порядків величин. Цікавим є приклад видів роду *Leccinum*, зібраних у локалітетах з різним рівнем радіонуклідного забруднення. Активність

радіоцезію у плодових тілах *Leccinum scabrum* завжди в рази вища, ніж у *L. aurantiacum* [4]. Видоспецифічність накопичення може бути пов'язана передусім з хімічними властивостями деяких компонентів плодових тіл. Так, підвищені рівні  $^{137}\text{Cs}$ , які зазвичай спостерігаються у *B. badius*, деякі автори пояснюють утворенням комплексу цього радіонукліда з двома коричневими пігментами кутикули шапинок – бадіоном А та норбадіоном А [84, 85]. D. Aumann зі співавторами стверджують, що подібний механізм відповідає за акумуляцію радіоцезію також у *Boletus erythropus* і *B. mirabilis* [86]. Результати наших досліджень свідчать, що *B. edulis* з Народицького р-ну (околиці відселеного с. Христинівка) у плодових тілах з темнозбарвленими шапинками активність  $^{137}\text{Cs}$  становила 95800 Бк/кг с.м., що майже у 3,25 рази вище, ніж у плодових тіл зі світлим кольором шапинок (29400 Бк/кг с.м.). Це, вочевидь, свідчить про важливу роль пігментної складової у процесах біоакумуляції радіонуклідів.

Крім радіоцезію та радіостронцію в плодових тілах макроміцетів з 30-кілометрової зони ЧАЕС у 1995 р. ми виявили також  $^{144}\text{Ce}$  – 1071 (*Leccinum scabrum*, с. Стара Красниця),  $^{144}\text{Ce}$  і  $^{154}\text{Eu}$  – відповідно 310,1 і 31,3 кБк/кг с.м. (*Lactarius turpis*, с. Новошепеличі) [4, 72].

Випробування ядерної зброї та чорнобильська катастрофа є основними джерелами високотоксичного  $^{241}\text{Am}$  у довкіллі. За даними, наведеними в роботі [87], активність  $^{241}\text{Am}$  у грибах із забруднених регіонів Фінляндії в середньому становить 7,5 мБк/кг, проте коефіцієнт переносу цього радіонукліда значно вищий, ніж Рс, що свідчить про його вищу біодоступність. Плутоній у макроміцетах України було виявлено в межах 2,96–82,8 Бк/кг с.м., причому найвищі його концентрації спостерігалися в *Paxillus involutus* і *Cantharellus cibarius*. В інших країнах (Фінляндія, Японія, Польща, Іспанія) активність цього радіонукліда була значно нижчою (0,0009–0,164 Бк/кг с.м.), а найвищі рівні  $^{241}\text{Am}$  виявлено у плодових тілах *Clitocybe* sp., *Hebeloma cylindrosporum* і *Lycoperdon perlatum* [41, 55, 87–90]. Слід зазначити, що в



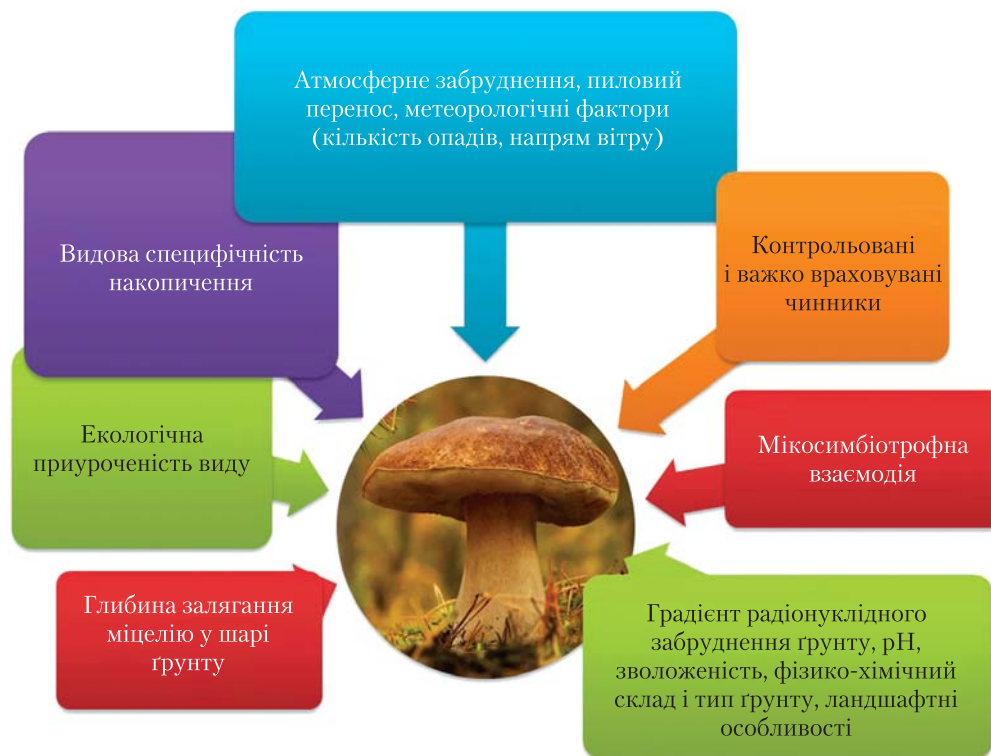


Рис. 7. Фактори, що визначають ступінь радіаційного забруднення дикорослих макроміцетів

перший післяаварійний період у макроміцетах було зафіксовано й інші короткоіснуючі радіонукліди, такі як  $^{110}\text{Ag}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{103}\text{Ru}$  і  $^{131}\text{I}$  [55].

Цікавий методичний підхід для вирішення проблем очищення технологічних та природних вод від радіонуклідів запропонували Д.В. Дементьев зі співавторами [91], продемонструвавши, що біомаса живого мицелію *Pleurotus ostreatus* здатна ефективно (>70%) сорбувати розчинений  $^{241}\text{Am}$ . Більша частина (90%) накопиченого в мицелії  $^{241}\text{Am}$  зв'язувалася зі структурними полісахаридами клітинних стінок. Показано, що питома активність радіонукліда в полісахаридах клітинних стінок була у 3,5 рази вищою, ніж у вихідній біомасі мицелію *P. ostreatus*.

До останнього часу у відкритому доступі є лише нечисленні відомості щодо біосорбції радіонуклідів макроміцетами внаслідок ядерної аварії на Фукусімі. Після цієї події (березень 2011 р.) до кінця 2014 р. з метою мінімізації дози внутрішнього опромінення було

проведено національний широкомасштабний моніторинг харчових продуктів з різних префектур Японії, який підтвердив перевищення допустимих рівнів  $^{137}\text{Cs}$ , передусім у грибах (максимальна виявлена активність сягала 28000 Бк/кг) і сушених овочах. Повідомляється, що пік забруднення у сушених шіітаке (*Lentinus edodes*) спостерігали з вересня 2011 до кінця березня 2012 р. [92]. К. Nakashima зі співавторами показали, що у 36,4% дикорослих грибів, зібраних в околицях с. Кавачі (30 км від станції), активність становила близько 1000 Бк/кг, а максимальну активність  $^{134}\text{Cs}$  5432,7 і  $^{137}\text{Cs}$  11616,2 Бк/кг с.м. було спостережено у *Cortinarius salor* Fr. При цьому ефективна доза для дорослих, розрахована на середньорічне споживання грибів, була в межах 0,11–1,6 мЗв [93].

Аналіз літературних і авторських даних дозволив згрупувати абіотичні та біотичні чинники, що визначають ступінь радіаційного забруднення макроміцетів (рис. 7).

Загалом рівень біоаккумуляції радіонуклідів макроміцетами залежить від конкретної радіоекологічної ситуації в місці збору, видоспецифічності та екологічної приуроченості виду гриба. Разом з тим, значний рівень варіабельності, спостережуваний в отриманих даних, свідчить про комплексний результируючий вплив певних (враховуваних і неконтрольованих факторів), що ускладнює прогнозу оцінку рівнів забруднення.

Незважаючи на те, що з моменту аварії на Чорнобильській АЕС минуло вже понад 30 років, й дотепер зберігається небезпека для населення, пов'язана з внутрішнім опроміненням унаслідок вживання продуктів, забруднених радіонуклідами, зокрема дикорослих грибів та ягід. Найцінніші їстівні види макроміцетів з порядку *Boletales* є акумуляторами не лише радіоцезію, а й природних ізотопів —  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{40}\text{K}$ . У країнах Європи щорічне споживання дикорослих грибів може сягати кількох кілограмів на душу населення [31], тоді як для жителів України (особливо Українського Полісся) лісові гриби не лише становлять значну частину традиційного ра-

ціону, а й забезпечують додатковий заробіток сільському населенню.

Єдине розумне вирішення проблеми — підвищення обсягів промислового виробництва цінних їстівних та лікарських видів грибів на попередньо перевічених субстратах. Проте в останні роки значне зниження рівня життя населення неминуче змушує наших співгромадян нехтувати цілком обґрунтованою небезпекою і збільшувати вживання саме «безкоштовних» лісових грибів.

Враховуючи наведені вище дані, очевидною стає необхідність довгострокового моніторингу з урахуванням вагомого внеску мікобіоти у процеси міграції та перерозподілу радіонуклідів для комплексної оцінки актуальної радіоекологічної ситуації і мінімізації негативних наслідків.

В основі сучасного підходу до оцінювання екологічного стану довкілля лежить антропоцентрична концепція. Якість життя та здоров'я людини в умовах зростаючого техногенного, у тому числі радіаційного, пресингу повинні стати пріоритетними напрямками наукових досліджень.

## REFERENCES

1. Dighton J., Clint G.M., Poskitt J. Uptake and accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by upland grassland soil fungi: a potential pool of Cs immobilization. *Mycol. Res.* 1991. **95**(9): 1052.
2. Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems. *J. Environ. Radioact.* 2002. **58**(2–3): 217.
3. Gadd G.M. Influence of microorganisms on the environmental fate of radionuclides. *Endeavour.* 1996. **20**: 150.
4. Grodzinskaya A.A., Syrchin S.A., Wasser S.P., Kuchma N.D. Macromycetes accumulative activity in radionuclide contamination conditions of the Ukraine territory. In: Zhdanova N.N. (ed.). *Mycobiota of Ukrainian Polesie: Consequences of the Chernobyl disaster.* (Kyiv: Naukova Dumka, 2013). P. 217–260; 368–373. [Гродзинская А.А., Сырчин С.А., Вассер С.П., Кучма Н.Д. Аккумулятивная активность макромицетов в условиях радионуклидного загрязнения Украины. В кн.: *Микобиота Украинского Полесья: Последствия чернобыльской катастрофы* (под общ. ред. Н.Н. Ждановой). К.: Наукова думка, 2013. С. 217–260; 368–373.]
5. Tyler G. Metals in sporophores of Basidiomycetes. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 1980. **74**: 41.
6. Haselwandter K., Berreck M., Brunner P. Fungi as bioindicators of radiocesium contamination: pre- and post-Chernobyl activities. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 1988. **90**: 171.
7. Haselwandter K., Leyval C., Sanders F.E. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi upon plant uptake of heavy metals and radionuclides from soil. In: Gianianazzi S., Schuepp H. (eds.). *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems.* (Basel: Birkhauser, 1994). P. 179–189.
8. Dietl G., Breitig D. Radioaktives Caesium in Pilzen aus dem Raume Schwabisch Gmund. *Zeitschrift für Mykologie.* 1988. **54**(1): 109.
9. Dighton J., Horrill A.D. Radiocaesium accumulation in the mycorrhizal fungi *Lactarius rufus* and *Inocybe longicystis*, in upland Britain, following the Chernobyl accident. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 1988. **91**(2): 335.

10. Teherani D.K. Determination of  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  radioisotopes in various mushrooms from Austria one year after the Chernobyl incident. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Lett.* 1988. **6**(6): 401.
11. Haselwandter K., Berreck M. Radiocesium accumulation in fruitbodies of Basidiomycetes collected in the province of Parma, Italy. *Fungi atque loci Natura, Atti del IV Convegno Intern. micol. del 27–30 IX 1987.* Borgo Val di Taro, Italy, 1989. P. 89–92.
12. Haselwandter K., Berreck M. Accumulation of radiocesium in fungi. In: Winkelmann G., Winge D.R. (eds.). *Metal ions in fungi.* (New York; Basel; Hong Kong: Marcel Dekker, 1994). P. 259–277.
13. Bakken L.R., Olsen R.A. Accumulation of radiocaesium in fungi. *Can. J. Microbiol.* 1990. **36**: 704.
14. Bem H., Lasota W., Kuśmierek E., Witusik M. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by mushrooms from Rogozno area of Poland over the period 1984–1988. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Lett.* 1990. **145**(1): 39.
15. Fraiture A., Guillite O., Lambinon J. Interest of fungi as bioindicators of the contamination in forest ecosystems. In: Desmet G., Nassimbeni P., Belli M. (eds.). *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments.* (London; New York: Elsevier Applied Science, 1990). P. 477–484.
16. Wasser S.P., Grodzynska G.A., Lyugin V.O. Cs-134 and Cs-137 content in higher Basidiomycetes of Ukrainian Polissya. *Ukrainian Botanical Journal.* 1991. **48**(5): 14.  
[Васер С.П., Гродзинська Г.А., Люгін В.О. Вміст Cs-134 і Cs-137 в вищих Basidiomycetes Українського Полісся. *Укр. ботан. журн.* 1991. Т. 48, № 5. С. 14–19.]
17. Wasser S.P., Grodzynska G.A., Lyugin V.O. Uptake of radioactive elements by macromycetes of Ukrainian Polissya. *Ukrainian Botanical Journal.* 1992. **49**(5): 79.  
[Васер С.П., Гродзинська Г.А., Люгін В.О. Накопичення радіоактивних елементів макроміцетами Українського Полісся. *Укр. ботан. журн.* 1992. Т. 49, № 5. С. 79–86.]
18. Wasser S.P., Bolukh V.O., Brun' G.O., Virchenko V.M., Grodzynska G.A., Kondratyuk S.Ya., Navrotska I.L., Stupina V.V., Tsarenko P.M. *Uptake of radionuclides by cryptogame plants and higher fungi of Ukraine.* (Kyiv, 1995).  
[Васер С.П. та ін. *Накопичення радіонуклідів споровими рослинами і вищими грибами України.* Київ, 1995.]
19. Mietelski J.W., La Rosa J.L., Ghods A.  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  in some samples of mushrooms and forest soils from Poland. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1993. **179**: 243.
20. Mietelski J.W., Jasinska M., Kubicka B., Kozak K., Macharski P. Radioactive contamination of Polish mushrooms. *Sci. Total Environ.* 1994. **157**: 217.
21. Mietelski J.W., Macharski P., Jasinska M., Broda R. Radioactive contamination of forests in Poland. *Biol. Trace Elem. Res.* 1994. **43–45**: 715.
22. Smith M.L., Taylor H.W., Sharma H.D. Comparison of the Post-Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  contamination of mushrooms from Eastern Europe, Sweden, and North America. *Appl. Environ. Microbiol.* 1993. **59**(1): 134.
23. Wasser S.P., Grodzinskaya A.A. Content of Radionuclides in Macromycetes of the Ukraine in 1990–1991. In: *Fungi of Europe: Investigation, Recording and Conservation.* (Royal Botanic Gardens, Kew, 1993). P. 189–210.
24. Yoshida S., Muramatsu Y. Concentrations of radiocesium and potassium in Japanese mushrooms. *Environ. Sci.* 1994. **7**(1): 63.
25. Yoshida S., Muramatsu Y. Concentrations of Alkali and Alkaline Earth Elements in mushrooms and plants collected in a Japanese pine forest, and their relationship with  $^{137}\text{Cs}$ . *J. Environ. Radioact.* 1998. **41**(2): 183.
26. Grodzinskaya A.A., Berreck M., Wasser S.P., Haselwandter K. Radiocesium in fungi: Accumulation pattern in the Kiev district of Ukraine including the Chernobyl zone. *Sydowia.* 1995. **10**: 88.
27. Grodzinskaya A.A., Syrchin S.A., Kuchma N.D. Higher Basidiomycetes as bioindicators for radiocaesium contamination of territory of Ukraine. In: *Botany and Mycology: modern horizons* (to memory of Academician A.M. Grodzinsky (1926–1988)). (Kyiv: Academperiodika, 2007). P. 263–275.
28. Grodzinskaya A.A., Syrchin S.A., Kuchma N.D., Bilay V.T. Radioactive contamination of Ukrainian wild-growing mushrooms. In: *Mushroom Biology and Mushroom Products: Proc. 7<sup>th</sup> Int. Conf. (ICMBMP7).* Arcachon, 2011. P. 566–572.
29. Fedorov V.N., Yeliashevich N.V. Accumulation of radionuclides in bodies of macromycetes. *Radiation Biology. Radioecology.* 2000. **40**(6): 702.  
[Федоров В.Н., Елиашевич Н.В. Аккумуляция радионуклидов в плодовых телах макромицетов. *Радиаци. биология. Радиоэкология.* 2000. Т. 40, № 6. С. 702–709.]
30. Kalač P. A review of edible mushroom radioactivity. *Food Chem.* 2001. **75**: 29.
31. Kalač P. Radioactivity of European wild growing edible mushrooms. In: Andres S., Baumann N. (eds). *Mushrooms: Types, Properties and Nutrition.* (New York, Nova Sci. Publ., 2012). P. 215–230.
32. Scheglov A.I. *Biogeochemistry of technogenous radionuclides in forest ecosystems.* (Moscow: Nauka, 1999).  
[Щеглов А.И. *Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах.* М.: Наука, 1999.]

33. Skwarzec B., Jakusik A.  $^{210}\text{Po}$  bioaccumulation by mushrooms from Poland. *J. Environ. Monit.* 2003. **5**: 791.
34. Baeza A., Hernandez S., Guillén F., Moreno G., Manjón J.L., Pascual R. Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain. *Sci. Total Environ.* 2004. **318**(1): 59.
35. Baeza A., Guillén F.J., Salas A., Manjón J.L. Distribution of radionuclides in different parts of a mushroom: Influence of the degree of maturity. *Sci. Total Environ.* 2006. **359**(1): 255.
36. Ban-Nai T., Muramatsu Y., Yoshida S. Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in mushrooms consumed in Japan and radiation dose as a result of their dietary intake. *J. Radiat. Res.* 2004. **45**(2): 325.
37. Dvořák P., Kunová V., Beňová K., Ohera M. Radiocesium in mushrooms from selected locations in the Czech Republic and the Slovak Republic. *Radiat. Environ. Biophys.* 2006. **45**(2): 145.
38. Grodzynska A., Szychyn S., Kuchma M., Konischuk V. Macromycetes – bioindicators of radiocaesium contamination of Ukrainian forest ecosystems. *Visn. Nac. Acad. Nauk Ukr.* 2008. (9): 26. [Гродзинська Г.А., Сирчін С.О., Кучма М.Д., Коніщук В.В. Макроміцети-біоіндикатори забруднення радіоцезієм лісових екосистем України. *Вісник НАН України*. 2008. № 9. С. 26–37.]
39. Demytyev D.V., Bolsunovsky A.Ya. Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarskii Krai. *Radioprotection.* 2009. **44**(5): 115.
40. Falandysz J., Borovička J. Macro and trace mineral constituents and radionuclides in mushrooms: health benefits and risks. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 2013. **97**: 477.
41. Lehto J., Vaaramaa K., Leskinen A.  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{233,240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  in boreal forest soil and their transfer into wild mushrooms and berries. *J. Environ. Radioact.* 2013. **116**: 124.
42. Falandysz J., Zalewska T., Apanel A., Drewnowska M., Kluza K. Evaluation of the activity concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in some Chanterelle mushrooms from Poland and China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016. **23**(19): 20039.
43. Falandysz J., Zhang J., Zalewska T. Radioactive artificial  $^{137}\text{Cs}$  and natural  $^{40}\text{K}$  activity in 21 edible mushrooms of the genus *Boletus* species from SW China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2017. **24**(9): 8189.
44. Grüter H. Radioactive fission product  $^{137}\text{Cs}$  in mushrooms in W. Germany during 1963–1970. *Health Physics.* 1971. **20**: 655.
45. Haselwandter K. Radioactives Cäsium ( $^{137}\text{Cs}$ ) in Fruchtkörpern verschiedener Basidiomycetes. *Z. Pilzkunde.* 1977. **43**: 323.
46. Mietelski J.W., Dubchak S., Błazej S., Anielska T., Turnau K.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in fruiting bodies of different fungal species collected in a single forest in southern Poland. *J. Environ. Radioact.* 2010. **101**(9): 706.
47. Krolak E., Kwapulinski J., Fischer A.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  isotopes in forest and wasteland soils in a selected region of eastern Poland 20 years after the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 2010. **49**: 229.
48. Malinowska E., Szefer P., Bojanowski R. Radionuclide content in *Xerocomus badius* and the other commercial mushrooms from several regions of Poland. *Food Chem.* 2006. **97**(1): 19.
49. Vaaramaa K., Solatie D., Aro L. Distribution of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems. *Sci. Total Environ.* 2009. **408**: 84.
50. Gwynn J.P., Nalbandyan A., Rudolfson G.  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods. *J. Environ. Radioact.* 2013. **116**: 34.
51. Kirchner G., Daillant O. Accumulation of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and radioactive cesium by fungi. *Sci. Total Environ.* 1998. **222**: 63.
52. Popa K., Pui A., Tanase C., Irimia R. Monitoring of  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  radioisotopes on Bistria Valley and their translocation in spontaneous macromycetes. *Revista de Chimie (Bucharest)*. 2010. **61**: 894.
53. Baeza A., Guillén J. Influence of the soil bioavailability of radionuclides on the transfer of uranium and thorium to mushrooms. *Appl. Radiat. Isot.* 2006. **64**: 1020.
54. Lonroth T., Lill J.-O., Björkholm A., Haavisto T., Slotte J.M.K. Activities of the  $^7\text{Be}$  and  $^{137}\text{Cs}$  nuclides in mushrooms from Southern and Western Finland. *Proc. Radiochim. Acta.* 2011. **1**: 233.
55. Guillén J., Baeza A. Radioactivity in mushrooms: A health hazard? *Food Chem.* 2014. **154**: 14.
56. Gans I. Radionuklidkonzentrationen in Berliner Pilzen. *Z. Mykol.* 1986. **52**: 446.
57. Gans I. Radionuklidkonzentrationen in Berliner Pilzen (Teil 4). *Z. Mykol.* 1987. **53**: 151.
58. Nifontova M.G., Aleksaschenko V.N. The content of Sr-90 and Cs-134,137 in fungi, lichens and mosses from the near zone of the Chernobyl nuclear power plant. *Russian Journal of Ecology.* 1992. (3): 26. [Нифонтова М.Г., Алексашенко В.Н. Содержание Sr-90 и Cs-134,137 в грибах, лишайниках и мхах из ближней зоны Чернобыльской АЭС. *Экология*. 1992. № 3. С. 26–30.]
59. Rühm W., Kammerer L., Hiersche L., Wirth E. Estimation of future radiocaesium contamination of fungi on the basis of behavior patterns derived from past instances of contamination. *J. Environ. Radioact.* 1998. **39**(2): 129.
60. Tsvetnova O.B., Shatrova N.E., Shcheglov A.I. The accumulation of radionuclides and heavy metals by mushroom's complex in forestry ecosystems. *Coll. Res. Contrib. Research Institute for Nuclear Studies.* 2001. **3**(5): 171.

61. Eckl P., Hofmann W., Türk R. Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.* 1986. **25**: 43.
62. Battiston G.A., Degetto S., Gerbasi R., Sbrignadello G. Radioactivity in mushrooms in Northeast Italy following the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.* 1989. **9**: 53.
63. Rückert G., Diehl J.F., Heilgeist M. Radioaktivitätsgehalte von 1987 und 1988 im Raum Karlsruhe gesammelten Pilzen. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 1990. **190**: 496.
64. Vinichuk M., Johanson K. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine. *J. Environ. Radioact.* 2003. **64**: 27.
65. Burova L.G. *Ecology of macromycete fungi*. (Moscow: Nauka, 1986).  
[Бурова Л.Г. *Екологія грибів макроміцетів*. М.: Наука, 1986.]
66. Heinrich G. Uptake and transfer factors of  $^{137}\text{Cs}$  by mushrooms. *Radiat. Environ. Biophys.* 1992. **31**(1): 39.
67. Bulko N.I., Shabaleva M.A., Kozlov A.K., Tolkacheva N.V., Mashkov I.A. The  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by forest-derived products in the Gomel region. *J. Environ. Radioact.* 2014. **127**: 150.
68. Oolbekkink G.T., Kuypers T.W. Radioactive caesium from Chernobyl in fungi. *Mycologist.* 1989. **3**: 3.
69. Guillite O., Fraiture A., Lambinon J. Soil-fungi radiocaesium transfers in forest ecosystems. In: Desmet G., Nassimbeni P., Belli M. (eds.). *Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments*. (London: Elsevier, 1990).
70. Gillet A.G., Crout N.M.G. A review of  $^{137}\text{Cs}$  transfer to fungi and consequences for modeling environmental transfer. *J. Environ. Radioact.* 2000. **48**: 95.
71. Klán J., Řanda Z., Benada J., Horyna J. Investigation of non-radioactive Rb, Cs, and radiocaesium in higher fungi. *Czech. Mycol.* 1988. **42**: 158.
72. Grodzinskaya A.A., Berreck M., Haselwandter K., Wasser S.P. Radiocaesium Contamination of Wild-Growing Medicinal Mushrooms in Ukraine. *Int. J. Med. Mushr.* 2003. **5**(1): 61.
73. Atlas. Ukraine. Radioactive Contamination. <http://radatlas.isgeo.com.ua/>  
[Електронний атлас радіоактивного забруднення України. <http://radatlas.isgeo.com.ua/>]
74. Decree of Ministry of Health of Ukraine. No 256. 03.05.2006. <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0845-06>  
[Допустимі рівні вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продуктах харчування та питній воді. ДР-2006. Державні гігієнічні нормативи. Затвердж. наказом МОЗ України від 03.05.2006 № 256.]
75. Seeger R., Schweinschaut P. Vorkommen von Caesium in höheren Pilzen. *Sci. Total Environ.* 1981. **19**: 253.
76. Zagrodzki P., Mietelski J.W., Krośniak M., Petelenz B. Accumulation of cesium and radiocesium in forest litter in selected regions of Poland and its influence on litter-to-mushroom transfer factor. In: Schrauzer G.N. (ed.). *Biological Trace Element Research*. (Humana Press Inc., 1994). P. 273–277.
77. Kuwahara C., Sugiyama H., Kato F. Cesium uptake by edible mushrooms and microorganisms isolated from mushroom substrata. *Radioprotection-Colloques.* 2002. **37**(1): 347.
78. Horyna J., Randa Z. Uptake of radiocesium and alkali metals by mushrooms. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Lett.* 1988. **127**(2): 107.
79. Vinichuk M., Dahlberg A., Rosén K. Cesium ( $^{137}\text{Cs}$  and  $^{133}\text{Cs}$ ), Potassium and Rubidium in macromycete fungi and Sphagnum Plants. In: Singh N. (ed.). *Radioisotopes — Applications in Physical Sciences*. (InTech, 2011). P. 279–310.
80. Rosén K., Vinichuk M., Nikolova I., Johanson K. Long-term effects of single potassium fertilization on  $^{137}\text{Cs}$  levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem. *J. Environ. Radioact.* 2011. **102**: 178.
81. Heinrich G. Distribution of radiocaesium in the different parts of mushrooms. *J. Environ. Radioact.* 1993. **18**(3): 229.
82. Guillite O., Melin J., Wallberg L. Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Sci. Total Environ.* 1994. **157**(1): 207.
83. Haselwandter K. Accumulation of the radioactive nuclide  $^{137}\text{Cs}$  in fruit-bodies of Basidiomycetes. *Health Physics.* 1978. **34**: 713.
84. Steffan B., Steglich W. Die Hutfarbstoffe des Maronenröhrings (*Xerocomus badius*). *Angew. Chem.* 1984. **96**: 435.
85. Dorsseleer A.V., Albrecht P., Albrecht-Gary A.M. Allosteric effects in norbadiolone A. A clue for the accumulation process of  $^{137}\text{Cs}$  in mushrooms? *Chem. Commun.* 2002. **7**(9): 944.
86. Aumann D.C., Clooth G., Steffan B., Steiglich W. Complexation of Cesium 137 by the Cap Pigments of the Bay Boletus (*Xerocomus badius*). *Angew. Chem.* 1989. **28**(4): 453.
87. Lehto J. Americium in the Finnish environment. *Boreal Environ. Res.* 2009. **14**: 427.
88. Outola I. Effect of industrial pollution on the distribution of Pu and Am in soil and on soil-to-plant transfer of Pu and Am in a pine forest in SW Finland. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2003. **257**(2): 267.
89. Baeza A., Guillén J., Mietelski J.W. Uptake of alpha and beta emitters by mushrooms collected and cultured in Spain. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2004. **261**(2): 375.
90. Baeza A., Guillén J., Mietelski J.W., Gaca P. Soil-to-fungi transfer of  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ , and  $^{241}\text{Am}$ . *Radiochim. Acta.* 2006. **94**: 75.

91. Dementyev D.V., Zotina T.A., Manukovsky N.S., Kalacheva G.S., Bolsunovsky A.Ya. Biosorption of <sup>241</sup>Am from Aqueous Solutions and Its Biochemical Fractionation in *Pleurotus ostreatus* Mycelium. *Doklady Biochemistry and Biophysics*. 2015. **460**(1–6): 34.  
[Дементьев Д.В., Зотина Т.А., Мануковский Н.С., Калачева Г.С., Болсуновский А.Я. Биосорбция <sup>241</sup>Am из водного раствора и его биохимическое фракционирование в мицелии *Pleurotus ostreatus*. *Доклады Академии наук. Биохимия, биофизика, молекулярная биология*. 2015. Т. 460, № 4. С. 472–474].
92. Merz S., Shozugawa K., Steinhauser G. Analysis of Japanese Radionuclide Monitoring Data of Food Before and After the Fukushima Nuclear Accident. *Environ. Sci. Technol.* 2015. **49**: 2875.
93. Nakashima K., Orita M., Fukuda N., Taira Y., Hayashida N., Matsuda N., Takamura N. Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi Village after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *PeerJ*. 2015. **3**: e1427.
94. Index Fungorum. <http://www.indexfungorum.org/names/Names.asp>

Стаття надійшла 09.12.2016.

G.A. Grodzynska

Institute for Evolutionary Ecology of National Academy of Sciences of Ukraine (Kyiv)

#### RADIONUCLIDE CONTAMINATION MACROMYCETES

This article reviews literature and original data on radionuclides of natural and technogenous origin in wild-grown macromycetes. Wild edible mushrooms from contaminated areas (as a result of the Chernobyl catastrophe) until now are dangerous for health in the case of medicinal and food use. Taking into account the complex nature of radionuclides contamination of wild macromycetes, the need for long-term radio-ecological monitoring is emphasized.

**Keywords:** radionuclides, macromycetes, bioaccumulation.

ДОДАТОК

#### Назви грибів

Назва у публікаціях	Назва за Index Fungorum [94]	Українська назва
<i>Agaricus arvensis</i>	<i>Agaricus arvensis</i> Schaeff.	Печериця польова
<i>Agaricus bitorquis</i>	<i>Agaricus bitorquis</i> (Quél.) Sacc.	Печериця двокільцева
<i>Agaricus campestris</i>	<i>Agaricus campestris</i> L.	Печериця лучна
<i>Agaricus sylvaticus</i>	<i>Agaricus sylvaticus</i> Schaeff.	Печериця лісова
<i>Agaricus vaporarius</i>	<i>Agaricus cappellianus</i> Hlaváček	Печериця теплична
<i>Amanitaceae</i>		Мухоморові
<i>Amanita citrina</i>	<i>Amanita citrina</i> Pers.	Мухомор цитриновий
<i>Amanita muscaria</i>	<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam.	Мухомор червоний
<i>Amanita pantherina</i>	<i>Amanita pantherina</i> (DC.) Krombh.	Мухомор пантерний
<i>Amanita rubescens</i>	<i>Amanita rubescens</i> Pers.	Мухомор червоніючий
<i>Armillariella mellea</i>	<i>Armillaria mellea</i> (Vahl) P. Kumm.	Опеньок осінній справжній
<i>Boletaceae</i>		Болетові
<i>Boletus badius</i>	<i>Imleria badia</i> (Fr.) Vizzini	Польський гриб
<i>Boletus chrysenteron</i>	<i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Šutara	Моховик тріщинуватий
<i>Boletus edulis</i>	<i>Boletus edulis</i> Bull.	Білий гриб, боровик
<i>Boletus erythropus</i>	<i>Neoboletus erythropus</i> (Pers.) C. Hahn	Боровик зернистоногий
<i>Boletus mirabilis</i>	<i>Aureoboletus mirabilis</i> (Murrill) Halling	Ауреоболет дивовижний
<i>Boletus subtomentosus</i>	<i>Boletus subtomentosus</i> L.	Моховик зелений, решітка
<i>Boletus versicolor</i>	<i>Hortiboletus rubellus</i> (Krombh.) Simonini, Vizzini & Gelardi	Моховик різнобарвний
<i>Calvatia utriformis</i>	<i>Lycoperdon utriforme</i> Bull.	Головач мішковидний
<i>Cantharellus cibarius</i>	<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.	Лисичка справжня

Назва у публікаціях	Назва за Index Fungorum [94]	Українська назва
<i>Clavariaceae</i>		Клаварієві
<i>Clitocybe gibba</i>	<i>Clitocybe gibba</i> (Pers.) P. Kumm.	Грузлик
<i>Collybia butyraceae</i>	<i>Rhodocollybia butyraceae</i> (Bull.) Lennox	Колібія каштанова
<i>Collybia maculata</i>	<i>Rhodocollybia maculata</i> (Alb. & Schwein.) Singer	Колібія плямиста
<i>Coltricia perennis</i>	<i>Coltricia perennis</i> (L.) Murrill	Сухлянка дворічна
<i>Cortinariaceae</i>		Павутинникові
<i>Cortinarius armillatus</i>	<i>Cortinarius armillatus</i> (Fr.) Fr.	Павутинник червоний
<i>Cortinarius caperatus</i>	<i>Cortinarius caperatus</i> (Pers.) Fr.	Ковпак тьмянний
<i>Cortinarius praestans</i>	<i>Cortinarius praestans</i> (Cordier) Gillet	Павутинник чудовий
<i>Cortinarius salor</i>	<i>Cortinarius salor</i> Fr.	Павутинник блакитний
<i>Cortinarius semisanguineus</i>	<i>Cortinarius semisanguineus</i> (Fr.) Gillet	Павутинник червонопластинковий
<i>Fistulina hepatica</i>	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	Печіночниця звичайна
<i>Gomphidius glutinosus</i>	<i>Gomphidius glutinosus</i> (Schaeff.) Fr.	Мокруха клейка
<i>Hebeloma crustuliniforme</i>	<i>Hebeloma crustuliniforme</i> (Bull.) Quéf.	Гебелома клейка
<i>Hebeloma cylindrosporum</i>	<i>Hebeloma cylindrosporum</i> Romagn.	Гебелома циліндричноспорова
<i>Helvellaceae</i>		Гельвелові
<i>Hydnum rufescens</i>	<i>Hydnum rufescens</i> Pers.	Їжовик червонувато-жовтий
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i>	<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> (Wulfen) Maire	Лисичка несправжня
<i>Hygrophorus hypothejus</i>	<i>Hygrophorus hypothejus</i> (Fr.) Fr.	Гігрофор пізній
<i>Hypholoma capnoides</i>	<i>Hypholoma capnoides</i> (Fr.) P. Kumm.	Опеньок сіро-пластинчатий несправжній
<i>Hypholoma fasciculare</i>	<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P. Kumm.	Опеньок сірчано-жовтий несправжній
<i>Hypholoma sublateritium</i>	<i>Hypholoma lateritium</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Опеньок цегляно-оранжевий несправжній
<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	<i>Kuehneromyces mutabilis</i> (Schaeff.) Singer & A.H.Sm.	Опеньок літній
<i>Laccaria laccata</i>	<i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Cooke	Лаковиця рожева
<i>Lactarius deliciosus</i>	<i>Lactarius deliciosus</i> (L.) Gray	Рижик смачний
<i>Lactarius helvus</i>	<i>Lactarius helvus</i> (Fr.) Fr.	Хрящ-молочник неїстівний
<i>Lactarius rufus</i>	<i>Lactarius rufus</i> (Scop.) Fr.	Хрящ-молочник гірчак
<i>Lactarius turpis</i>	<i>Lactarius turpis</i> (Weinm.) Fr.	Хрящ-молочник оливково-чорний
<i>Lactarius vellereus</i>	<i>Lactarius vellereus</i> (Fr.) Fr.	Хрящ-молочник повстистий
<i>Lactarius volemus</i>	<i>Lactarius volemus</i> (Fr.) Fr.	Хрящ-молочник червоно-коричневий
<i>Langermania gigantea</i>	<i>Calvatia gigantea</i> (Batsch) Lloyd	Порхавка гігантська
<i>Laetiporus sulphureus</i>	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	Трутовик сірчано-жовтий
<i>Leccinum aurantiacum</i>	<i>Leccinum aurantiacum</i> (Bull.) Gray	Підосиковик, бабка червона
<i>Leccinum scabrum</i>	<i>Leccinum scabrum</i> (Bull.) Gray	Підберезовик, бабка темна
<i>Leccinum versipelle</i>	<i>Leccinum versipelle</i> (Fr. & Hök) Snell	Підосиковик жовто-бурий
<i>Leccinum vulpinum</i>	<i>Leccinum vulpinum</i> Watling	Підосиковик сосновий
<i>Lentinus edodes</i>	<i>Lentinula edodes</i> (Berk.) Pegler	Шіїтаке, лентинула їстівна
<i>Lepista gilva</i>	<i>Paralepista gilva</i> (Pers.) Vizzini	Рядовка буро-жовта, плямиста
<i>Lycoperdaceae</i>		Лікопердові
<i>Lycoperdon perlatum</i>	<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.	Дощовик їстівний
<i>Lyophyllum connatum</i>	<i>Leucocybe connata</i> (Schumach.) Vizzini, P. Alvarado, G. Moreno & Consiglio	Рядовка зроста

Назва у публікаціях	Назва за Index Fungorum [94]	Українська назва
<i>Macrolepiota procera</i>	<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.) Singer	Гриб-зонтик (парасолька) строкатий
<i>Macrolepiota rachodes</i>	<i>Chlorophyllum rachodes</i> (Vittad.) Vellinga	Гриб-зонтик (парасолька) червоніючий
<i>Marasmius oreades</i>	<i>Marasmius oreades</i> (Bolton) Fr.	Опеньок луговий
<i>Paxillus atrotomentosus</i>	<i>Tapinella atrotomentosa</i> (Batsch) Šutara	Свинуха чорноповстиста
<i>Paxillus involutus</i>	<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.	Свинуха тонка
<i>Pholiota destruens</i>	<i>Hemipholiota populnea</i> (Pers.) Bon	Лускатка тополина
<i>Pholiota squarrosa</i>	<i>Pholiota squarrosa</i> (Vahl) P. Kumm.	Лускатка стовбурчата
<i>Piptoporus betulinus</i>	<i>Fomitopsis betulina</i> (Bull.) B.K. Cui, M.L. Han & Y.C. Dai	Губка березова
<i>Pleurotus eryngii</i>	<i>Pleurotus eryngii</i> (DC.) Quéf.	Плеврот миколайчиковий, королівська глива
<i>Pleurotus ostreatus</i>	<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.) P. Kumm.	Плеврот черепичастий, глива
<i>Pluteus cervinus</i>	<i>Pluteus cervinus</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Плютей оленячий
<i>Psathyrella candolleana</i>	<i>Psathyrella candolleana</i> (Fr.) Maire	Псатирела Кандолля
<i>Ramaria stricta</i>	<i>Ramaria stricta</i> (Pers.) Quéf.	Рогатик прямий
<i>Rhizina undulata</i>	<i>Rhizina undulata</i> Fr.	Різіна хвиляста
<i>Russulaceae</i>		Сироїжкові
<i>Russula cyanoxantha</i>	<i>Russula cyanoxantha</i> (Schaeff.) Fr.	Сироїжка синьо-жовта
<i>Russula decolorans</i>	<i>Russula decolorans</i> (Fr.) Fr.	Сироїжка сіріюча
<i>Russula flava</i>	<i>Russula claroflava</i> Grove	Сироїжка жовта
<i>Russula foetens</i>	<i>Russula foetens</i> Pers.	Валуй
<i>Russula paludosa</i>	<i>Russula paludosa</i> Britzelm	Сироїжка болотяна
<i>Russula obscura</i>	<i>Russula vinosa</i> Lindblad	Сироїжка вино-червона
<i>Russula vesca</i>	<i>Russula vesca</i> Fr.	Сироїжка харчова (їстівна)
<i>Russula xerampelina</i>	<i>Russula xerampelina</i> (Schaeff.) Fr.	Сироїжка ароматна
<i>Scleroderma citrinum</i>	<i>Scleroderma citrinum</i> Pers.	Склеродерма золотиста, дощовик несправжній
<i>Scleroderma verrucosum</i>	<i>Scleroderma verrucosum</i> (Bull.) Pers.	Дощовик несправжній бородавчастий
<i>Sparassis crispa</i>	<i>Sparassis crispa</i> (Wulfen) Fr.	Грибна капуста
<i>Strophariaceae</i>		Строфарієві
<i>Stropharia aeruginosa</i>	<i>Stropharia aeruginosa</i> (Curtis)	Строфарія синьо-зелена
<i>Stropharia rugosoannulata</i>	<i>Stropharia rugosoannulata</i> Farl. ex Murrill	Кільцевик, строфарія зморшкувато-кільцева
<i>Suillaceae</i>		Маслюкові
<i>Suillus granulatus</i>	<i>Suillus granulatus</i> (L.) Roussel	Маслюк зернистий
<i>Suillus luteus</i>	<i>Suillus luteus</i> (L.) Roussel	Маслюк звичайний
<i>Suillus variegatus</i>	<i>Suillus variegatus</i> (Sw.) Richon & Roze	Маслюк жовто-бурий
<i>Tricholoma equestre</i> (= <i>Tricholoma flavovirens</i> )	<i>Tricholoma equestre</i> (L.) P. Kumm.	Зеленушка (рядовка зелена)
<i>Tricholoma flavobrunneum</i>	<i>Tricholoma fulvum</i> (DC.) Bigeard & H. Guill.	Рядовка жовто-бура
<i>Tricholoma terreum</i>	<i>Tricholoma terreum</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Рядовка землиста (наземна)
<i>Tricholoma pessundatum</i>	<i>Tricholoma pessundatum</i> (Fr.) Quéf.	Рядовка плямиста
<i>Tricholomopsis rutilans</i>	<i>Tricholomopsis rutilans</i> (Schaeff.) Singer	Рядовка червоніюча (жовто-червона)