

М.Д. КУЧМА¹, Г.А. ГРОДЗИНСЬКА²

¹ Всеукраїнський НДІ цивільного захисту населення і територій від надзвичайних ситуацій природного та техногенного характеру МНС України
вул. Генерала Наумова, 13, Київ, 03164, Україна

² Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України
вул. Терещенківська, 2, Київ, 01601, Україна

НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs ТА ^{90}Sr ДИКОРОСЛИМИ ТА КУЛЬТИВОВАНИМИ ЛІГНОТРОФНИМИ МАКРОМІЦЕТАМИ

Ключові слова: лігнотрофні макроміцети, культивування, накопичення, активність радіонукліда, субстрат.

Гриби (макро- і мікроміцети) є екологічно важливою групою біоти, залученою до процесів міграції і перерозподілу радіонуклідів у навколошньому середовищі. Відомо, що гриби накопичують значно більше ^{137}Cs , ніж інші компоненти лісових екосистем [9, 13, 15, 16]. Рівні радіаційного забруднення макроміцетів часто більші за рівні забруднення лісової підстилки, яка упродовж всього післячорнобильського періоду є основним депо радіонуклідів і, згідно з оцінкою радіоекологів, досі містить 50–90 % їх загального запасу в ґрунті [5]. З урахуваннями того, що біомаса макроміцетів разом із міцелем у 5 разів більша за надгрунтовий покрив [1], важливість з'ясування ролі грибного компонента у процесах трансформації та перерозподілу радіонуклідів у лісових екосистемах із зачленення їх до малого біологічного кругообігу не викликає сумніву.

Екологічна належність макроміцетів впливає на рівень акумуляції ^{137}Cs . Має місце тенденція до збільшення його накопичення у такій послідовності: лігнотрофи → гумусові сапротрофи → підстилкові сапротрофи → мікосимбіоти [2, 7, 8, 11, 12]. Більшість публікацій присвячена вмісту в грибах радіоцезію, стосовно ж інших радіонуклідів відомості поодинокі і неповні [3, 10, 14].

Матеріал і методи дослідження

Методом γ -спектрометрії та радіохімічного аналізу на основі накопичення ^{90}Y визначали питому активність ^{137}Cs і ^{90}Sr у плодових тілах і субстратах семи дикорослих і культивованих видів лігнотрофних макроміцетів: *Trametes versicolor* (L.: Fr.) Pilat., *Fomes fomentarius* (L.: Fr.) Gill., *Heterobasidion annosus* (Fr.) Bref., *Hypholoma fasciculare* (Huds.: Fr.) P. Kumm., *Lentinus edodes* (Berk.) Sing., *Piptoporus betulinus* (Bull.: Fr.) P. Karst., *Pleurotus ostreatus* (Jacq.: Fr.) Kumm. Дикорослі зразки збирали на полігоні «Дитятки», а субстрати для вирощування відбирали на дослідному полігоні «Рудий ліс-2», характеристика яких наведена у табл. 1.

В експерименті з культивування попередньо подрібнені й зволожені субстрати стерилізували у 200 мл скляних банках при 1,5 atm упродовж 1 год.

© М.Д. КУЧМА, Г.А. ГРОДЗИНСЬКА, 2004

Таблиця 1. Характеристика полігонів

| Лісництво, кв.; відстань від ЧАЕС | Склад насадження | Вік, роки | Тип лісу | Щільність забруднення, кБк/ м ² |
|---|---------------------|-----------|-----------------------------|--|
| Паришівське, кв. 118, 4 км північніше | ЗДЗС2Вл2Ос | 35 | свіжий сосновий субір | 22 200,0 |
| Дитятківське, кв. 53, від 20 км південніше | 6С3Д1Б | 60 | свіжий сосновий сугрудок | 152,0 |

Посівним міцеліем, отриманим на основі чистих культур *P. ostreatus* і *L. edodes* (штами 570 і 419, IBK), інокулювали деревні субстрати з додаванням 10 % (маси) житньої половини. Використану в досліді деревину модельних об'єктів (сосни, дуба, берези) відбирали в районі полігону «Рудий ліс-2», що знаходиться у 4 км на північ від ЧАЕС (Паришівське лісництво). У період розростання міцелію підтримували температуру 25–26 °C. Через 3 і 8 тижнів (відповідно, у варіантах дослідів з *P. ostreatus* та *L. edodes*) культуральні ємності переносили в освітлене приміщення, де вони знаходились до початку плодоношення при температурі 17–18 °C. Повторність дослідів була трикратною. Грибні проби вагою від 2 до 100 г містили від 3 до 30 плодових тіл. Отримані в культурі та зібрани у зоні відчужження ЧАЕС (на полігоні лісництва «Дитятки», 20 км від ЧАЕС) дикорослі лігнотрофні макроміцети очищували від часточок субстратів і ґрунтів, висушували при 40–50 °C і подрібнювали до порошкоподібного стану, потім досушували при 80 °C упродовж 24 год і переносили у пластикові ємності. γ-спектрометрію проводили на пристрі «Nokia», β-спектрометрію — «Quantulus» у лабораторії Чорнобильського наукового центру.

Метою роботи було вивчити особливості накопичення ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr лігнотрофними макроміцетами, що зростають на радіаційно забруднених субстратах.

Результати досліджень та їх обговорення

Отримані в експерименті з культивування плодові тіла *P. ostreatus* і *L. edodes* продемонстрували близькі рівні накопичення ¹³⁷Cs (табл. 2, рис. 1). В обох видів максимальний коефіцієнт накопичення (Кн)¹ спостерігали на сосновому субстраті, дещо нижчим він був на деревні листяних порді.

Коефіцієнт накопичення (Кн)² для радіостронцю нижчий за аналогічний показник для радіоцезію (табл. 2). Водночас звертає на себе увагу той факт, що Кп для радіостронцю здебільшого вищий за такий для радіоцезію, що відповідає загальній тенденції зростання Кп в усіх компонентах фітомаси лісових екосистем [9].

¹ Співвідношення питомої активності радіонукліда у грибному зразку до активності його у ґрунті чи у субстраті, Бк/кг / Бк/кг.

² Коефіцієнт переходу радіонукліда — співвідношення питомої активності радіонукліда у грибному зразку до щільності забруднення ґрунту, Бк/кг / кБк/м².

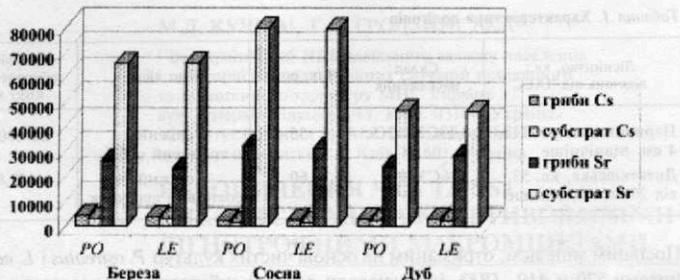


Рис. 1. Накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr (Бк/кг сухої ваги) культівованими видами *P. ostreatus* (PO) і *L. edodes* (LE) на дерев'яних субстратах (березі, сосні, дубі)

Fig. 1. Accumulation of ^{137}Cs и ^{90}Sr (Bk/kg d.w.) by fruiting bodies of cultivated *P. ostreatus* (PO) and *L. edodes* (LE)

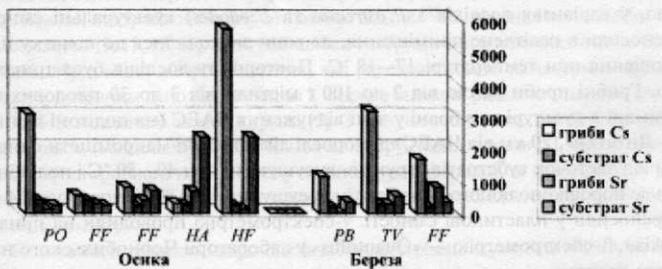


Рис. 2. Накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr (Бк/кг сухої ваги) дикорослими видами лігнотрофних макроміцетів: *P. ostreatus* (PO), *F. fomentarius* (FF), *H. annosus* (HA), *H. fasciculare* (HF), *P. betulinus* (PB), *T. versicolor* (TV)

Fig. 2. Accumulation of ^{137}Cs и ^{90}Sr (Bk/kg d.w.) by fruiting bodies of wild-growing lignotrophic macrofungi: *P. ostreatus* (PO), *F. fomentarius* (FF), *H. annosus* (HA), *H. fasciculare* (HF), *P. betulinus* (PB), *T. versicolor* (TV)

Слід мати на увазі, що використання Кп для аналізу накопичення радіонуклідів грибами не можна вважати повністю коректним, оскільки деревина є проміжною ланкою у переході радіоцеозу і радіостронцію від ґрунту до гриба. Водночас використання одного коефіцієнта накопичення не дає повної картини залежності забруднення плодових тіл від рівнів забруднення території.

У разі ^{90}Sr Кп зростав у такій послідовності: береза → сосна → дуб. Цікаво зазначити, що в експериментальних умовах на подрібнених і зволожених субстратах, які знаходились у культиваційних ємностях, спостерігали високі рівні накопичення ^{90}Sr , що свідчить про високу потенційну здатність лігнотрофів до акумуляції цього радіонукліда. Максимальний рівень ^{90}Sr був у

Таблиця 2. Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у плодових тілах (ПТ) культивованих макроміцетів *Pleurotus ostreatus* і *Lentinus edodes*

| Показник | | | | | | | | |
|----------------------------|----------------|--|-------------------------------------|---------------------------|---|------------------------------------|----------------------------------|---------------------------|
| Деревина | Зразок | ^{137}Cs , Бк/кг сухої ваги | K_{H} ^{137}Cs | Кп, м ² /кг | ^{90}Sr , Бк/кг сухої ваги | K_{H} ^{90}Sr | $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ | Кп, м ² /кг |
| <i>Pleurotus ostreatus</i> | | | | | | | | |
| Береза | ПТ субстрат | 4212 3209 | 1,31 | 0,19 | 26320 65051 | 0,40 | 0,160 0,049 | 1,48 |
| Сосна | ПТ субстрат | 2441 1432 | 1,70 | 0,11 | 32251 79451 | 0,41 | 0,076 0,018 | 1,81 |
| Дуб | ПТ субстрат | 2901 2519 | 1,15 | 0,11 | 24115 46410 | 0,52 | 0,120 | 1,36 |
| <i>Lentinus edodes</i> | | | | | | | | |
| Береза | ПТ субстрат | 3912 3220 | 1,21 | 0,18 | 23124 65311 | 0,35 | 0,169 0,049 | 1,30 |
| Сосна | ПТ субстрат | 2634 1408 | 1,87 | 0,12 | 31055 79124 | 0,39 | 0,085 0,018 | 1,75 |
| Дуб | ПТ субстрат | 3141 2255 | 1,39 | 0,16 | 28405 46095 | 0,62 | 0,111 0,049 | 1,60 |

P. ostreatus на сосновому субстраті — 32 251 Бк/кг сухої ваги, що перевищує гранично припустимий рівень цього радіонукліда в сухих грибах для України (НРБУ-97) [4] у 129 разів. Оскільки забруднений стронцієм субстрат може бути використаний у промисловому культивуванні лігнотрофних видів, слід ретельно контролювати його вміст у вихідній сировині, бо рівень забруднення грибів у цьому випадку є суттєвовищим, ніж у дикорослих видів. Це явище пояснюється його вищою біологічною доступністю, що може бути пов'язано з диспергованім станом субстрату і підвищеною вологістю порівняно з природними умовами. До того ж слід враховувати, що у деревах радіоцезій накопичується головним чином у молодих, фізіологічно активних частинах, що швидко ростуть, а радіостронцій — переважно у механічних тканинах.

Порівняння з даними стосовно дикорослих лігнотрофних макроміцетів (табл. 3, рис. 2) свідчить про те, що коефіцієнти накопичення ^{137}Cs у природних умовах були вищими, ніж у культурі: від 1,2 до 10,9. Водночас K_{H} ^{90}Sr відрізнялися незначно — від 0,35 до 0,62 (у культурі) та 0,1—2,3 (у природі).

Слід зазначити, що співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у грибах, що зростали у природних умовах, становило від 0,5 до 37 (в середньому — 13,7) і було на три порядки вищим, ніж в експерименті з культивування — від 0,085 до 0,169 (у середньому — 0,120). Цей факт підтверджує селективну здатність до накопичення радіоцезію, загалом властиву і для інших видів грибів.

Таблиця 3. Вміст ^{137}Cs і ^{90}Sr у плодових тілах дикорослих лігнотрофних макроміцетів (Дитятківське лісництво, зона відчуження ЧАЕС)

| Деревина | Зразок | ^{137}Cs , Бк/кг сухої ваги | Показник | | | | | |
|-------------------------------|----------------|--------------------------------------|----------------------|----------------------|-------------------------------------|---------------------|---------------------|----------------------------------|
| | | | Кп ^{137}Cs | Кп ^{137}Cs | ^{90}Sr , Бк/кг сухої ваги | Кп ^{90}Sr | Кп ^{90}Sr | $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ |
| <i>Corylus versicolor</i> | | | | | | | | |
| Береза | ПТ субстрат | 3170 290 | 10,9 1,9 | 20,9 538 | 288 | 0,5 | 5,2 97,8 | 11,0 0,5 |
| <i>Piptoporus betulinus</i> | | | | | | | | |
| Береза | ПТ субстрат | 1146 216 | 5,3 1,4 | 7,6 353 | 36 | 0,1 | 0,7 6,4 | 31,8 0,6 |
| <i>Fomes fomentarius</i> | | | | | | | | |
| Береза | ПТ субстрат | 1680 216 | 7,8 1,4 | 11,1 353 | 815 | 2,3 | 14,7 6,4 | 2,1 0,6 |
| <i>Pleurotus ostreatus</i> | | | | | | | | |
| Осика | ПТ субстрат | 3079 419 | 7,3 2,8 | 20,3 250 | 133 | 0,5 | 2,4 4,5 | 23,2 1,7 |
| <i>Fomes fomentarius</i> | | | | | | | | |
| Осика | ПТ субстрат | 564 419 | 1,3 2,8 | 3,7 250 | 317 | 1,3 | 5,7 4,5 | 1,8 1,7 |
| <i>Hypoloma fasciculare</i> | | | | | | | | |
| Осика | ПТ субстрат | 5698 261 | 21,8 1,7 | 37,6 2357 | 153 | 0,1 | 2,8 42,5 | 37,2 0,1 |
| <i>Heterobasidion annosum</i> | | | | | | | | |
| Осика | ПТ субстрат | 312 261 | 1,2 1,7 | 2,1 2357 | 684 | 0,3 | 12,3 42,5 | 0,5 0,1 |
| <i>Fomes fomentarius</i> | | | | | | | | |
| Осика | ПТ субстрат | 810 236 | 3,4 1,6 | 5,3 706 | 403 | 0,6 | 7,3 12,7 | 2,0 0,3 |

Здебільшого Кп радіоцеziю був вищим або близьким до Кп ^{90}Sr . Винятком є *F. fomentarius* і *H. annosum*. Цей факт може бути пов'язаний як зі значною варіабельністю вмісту радіонуклідів у грибах (понад 100 %), так і з особливостями метеорологічних умов року спостережень, що потребує подальшого вивчення.

Отримані дані свідчать про те, що вищі рівні забруднення радіостронцем властиві саме лігнотрофним видам. Очевидно, це пов'язане насамперед з

вищим забрудненням деревини як живильного субстрату радіостронцем, ніж радіоцезієм. Згідно з даними літератури вважалося, що у макроміцетів різних екологічних груп кількість накопиченого ^{137}Cs у середньому переважає таку ^{90}Sr у десятки і сотні разів [6]. Проте цей традиційний погляд щодо виняткової селективності грибів відносно радіоцезію у даному випадку може бути переглянутий.

У зв'язку з існуючою довгостроковою небезпекою вживання у їжу дикорослих грибів в Україні упродовж останніх років невпинно зростає промислове виробництво юстівників грибів, особливо за рахунок *P. ostreatus*. З метою посилення екологічної безпеки населення, на наш погляд, необхідно ввести вибірковий контроль вмісту ^{90}Sr (незважаючи на достатньо високу вартість методів визначення цього радіонукліда) у плодових тілах грибів, що штучно культивуються і надходять у продаж навіть на територіях з низьким рівнем поверхневого забруднення.

Висновки

1. Лігнотрофні макроміцети демонструють здатність до накопичення ^{137}Cs і ^{90}Sr як у природних, так і в штучних умовах зростання.

2. Співвідношення $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ було нижчим у культивованих видів порівняно з дикорослими, що, напевне, пов'язане з більшою біологічною доступністю стронцію в умовах експерименту.

3. Зростання вмісту радіостронцю в компонентах фітомаси (зокрема, у деревині), що останніми роками спостерігається на територіях, забруднених цим радіонуклідом, неминуче призведе до підвищення його вмісту в лігнотрофніх макроміцетах.

4. Доцільним є введення вибіркового контролю за плодовими тілами грибів, що культивуються на деревних субстратах, навіть на територіях з низьким рівнем поверхневого забруднення.

1. Бурова Л.Г. Экология грибов макромицетов. — М.: Наука, 1986. — 224 с.
2. Вассер С.П., Болюх В.О., Брунь Г.О. та ін. Накопичення радіонуклідів споровими рослинами і вищими грибами України / Під. ред. С.П. Вассера. — К., 1995. — 131 с.
3. Ниғонтова М.Г., Алексашенко В.Н. Содержание Sr-90 Cs-134, 137 в грибах, лишайниках и мхах из близкой зоны Чернобыльской АЭС // Экология. — 1992. — № 3. — С. 26—30.
4. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) / Київ, Відділ поліграфії Українського центру держсанепіднагляду МОЗ України, 1997. — 121 с.
5. Паттай И.М., Краснов В.П., Кучма М.Д. та ін. Основи лісової радіоекології. — К., Ярмарок, 1999. — 252 с.
6. Федоров В.Н., Елиашевич Н.В. Аккумуляция радионуклидов в плодовых телах макромицетов // Радиц. биология. Радиоэкология. — 2000. — 40, № 6. — С. 702—709.
7. Федоров В.Н., Миронов В.П., Макаревич В.И. Изучение накопления радионуклидов в плодовых телях съедобных грибов в БССР: Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда (Москва, 21—27 авг. 1989 г.). — Пущино, 1989. — Т. 2. — С. 540—542.
8. Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Сидоров В.П. и др. Поступление радионуклидов в продукцию лесного хозяйства в условиях радиационного загрязнения: Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда (Москва, 21—27 авг. 1989 г.). — Пущино, 1989. — Т. 2. — С. 555—557.

9. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. — М.: Наука, 1999. — 268 с.
10. Ban-nai T., Muramatsu Y., Yoshida S. et al. Multitracer studies on the accumulation of radionuclides in mushrooms // J. Radiat. Res. — 1997. — 38. — P. 213—218.
11. Grodzinskaya A.A., Berreck M., Haselwandter K., Wasser S.P. Radioactive contamination of wild-growing medicinal mushrooms in Ukraine // Int. J. Med. Mushr. — 2002. — 5, № 1. — P. 61—86.
12. Grodzinskaya A.A. Wild Growing Mushrooms of Ukraine: Radioactive contamination. Part 3 // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. — 2003. — 3. — P. 71—89 (англ.).
13. Johanson K.J., Nikolova I. The role of fungi in the transfer ^{137}Cs in the forest ecosystem // Mitt. d. Oesterr. Bodenkundl. Ges. — 1996. — H. 53. — S. 259—265.
14. Mietelski J.W., LaRosa J.L., Ghods A. ^{90}Sr and $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am in some samples of mushrooms and forest soils from Poland // J. Radioanal. and Nucl. Chem. — 1993. — 179. — P. 243—258.
15. Shcheglov A.I., Tikhomirov F.A., Tsvetnova O.B. et al. Biogeochemistry of radionuclides of Chernobyl fallout in forest ecosystems of the European part of the CIS // Rad. Biol. Radioecol. — 1996. — 36, № 4. — P. 469—478.
16. Yoshida S., Muramatsu Y. Determination of major and trace elements in mushroom, plant and soil samples collected from Japanese forests // Int. J. Environ. Anal. Chem. — 1997. — 67. — P. 49—58.

Рекомендує до друку
І.О. Дудка

Надійшла 09.06.2004

М.Д. Кучма¹, А.А. Гродзинська²

¹ Всеукраїнський НІІ громадянської захисти населення та територій від чрезвичайних ситуацій природного та техногенного характера МЧС України, г. Київ
² Інститут ботаніки ім. Н.Г. Холодного НАН України, г. Київ

НАКОПЛЕНИЕ ^{137}Cs И ^{90}Sr ЛИГНОТРОФНЫМИ МАКРОМИЦЕТАМИ

Методом гамма-спектрометрии и радиохимического анализа на основе аккумуляции ^{90}Y определяли уровни накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr как дикорастущими (*C. versicolor* (Fr.) Bound. et Sing., *F. fomentarius* (L.: Fr.) Gill., *H. annosus* (Fr.) Bref., *H. fasciculare* (Huds.: Fr.) P. Kumm., *P. betulinus* (Bull.: Fr.) P. Karst., *P. ostreatus* (Jacq.: Fr.) Kuntz.), произрастающими в зоне отчуждения ЧАЭС (полигон в 20 км южнее ЧАЭС), так и культивируемыми лигнотрофными макромицетами *P. ostreatus* i *Lentinus edodes* (Berk.) Sing., выращенными на древесных субстратах с полигона «Рыжий лес-2» (4 км севернее ЧАЭС). Соотношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ у культивируемых видов было в пределах от 0,085 до 0,169 (в среднем — 0,120), у дикорастущих — от 0,5 до 37,0 (в среднем — 13,7). Более высокие уровни загрязнения культивируемых лигнотрофов радиостронцием очевидно связаны с его большей биологической доступностью на диспергированных и сильно увлажненных субстратах. Максимальный уровень ^{90}Sr был отмечен у *P. ostreatus* на сосновом субстрате — 32 251 Бк/кг сухого веса. Наблюдалось в последние годы на загрязненных радиостронцием территориях повышение его содержания в древесине неминуемо повлечет за собой увеличение его активности в лигнотрофных макромицетах. С целью усиления экологической безопасности населения рекомендован избирательный контроль содержания ^{90}Sr в плодовых телах культивируемых лигнотрофных видов грибов даже на территориях с низким уровнем поверхностного загрязнения.

¹ All-Ukrainian Research Institute of population and territory civil defense from technological and natural emergencies, Emergencies Ministry of Ukraine, Kyiv

² M.G. Khodolny Institut of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

ACCUMULATION OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr IN WILD-GROWING AND CULTIVATED LIGNOTROPH MACROMYCETES

Levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr accumulation in wild lignotrophic macromycetes (*Coriolus versicolor* (Fr.) Bound. et Sing., *Fomes fomentarius* (L.: Fr.) Gill., *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref., *Hypholoma fasciculare* (Huds.: Fr.) P. Kumm., *Piptoporus betulinus* (Bull.: Fr.) P. Karst., *Pleurotus ostreatus* (Jacq.: Fr.) Kumm.) that grew in the Exclusion Zone (the area of sampling 20 km to the south of Chornobyl NPP) and in the cultivated *P. ostreatus* and *Lentinus edodes* (Berk.) Sing. that were artificially grown on the wood substrates on the territory of the sampling area «Red forest-2» (4 km to the north of ChNPP) were measured by the gamma-spectrometry techniques and by means of radiochemical analysis on the basis ^{90}Y accumulation. In the cultivated species the ratio of $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ was in the range of 0,085 to 0,169 (average of 0,120) while in the wild growing ones — 0,5 to 37,0 (average — 13,7). It appears that higher levels of the cultivated lignotrophs contamination with radiostrontium is associated with its higher biological availability in dispersed and watered substrates. The maximum level of ^{90}Sr observed in *P. ostreatus* on the pine substrate was 32251 Bk/kg d.w. Some increase in its content in woods observed during last years on territories contaminated with radioactive Sr will inevitably cause its content increase in lignotrophic macromycetes. In order to promote the ecological safety, the selective monitoring of ^{90}Sr content in fruiting bodies of cultivated lignotroph species even on territories with a low surface contamination is strongly recommended.

Оцінено розподіл радіоактивного срібла та цезію в макромікетах лінготрофічного походження, які зростають в ексклюзійній зоні (територія обстеження 20 км на південь від Чорнобильської АЕС) та в культурі («Чорнобильський ліс-2»). Використано методи гамма-спектрометрії та радіохімічного аналізу на основі накопичення ^{90}Y . У культурі видів $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ було в діапазоні 0,085–0,169 (середнє 0,120), у дикорості — 0,5–37,0 (середнє 13,7). Здається, що більш високий рівень зараженості лінготрофічних макромікетів радіоактивним сріблом пов'язаний з його більшою біологічною доступністю в розкиданому та зволожуваному підстилковому матеріалі. Максимальний рівень ^{90}Sr в *P. ostreatus* на хвойному підстилковому матеріалі становив 32251 Бк/кг д.в. Поступове збільшення вмісту срібла в деревах, спостережене останніми роками на заражених територіях, неизбежно спричинить збільшення його в макромікетах. Для підвищення екологічної безпеки, рекомендовано проводити вибірковий моніторинг ^{90}Sr в плодоносних органах культурних видів лінготрофічних макромікетів навіть на територіях з низькою поверхневою зараженістю.