

## РОЗДІЛ IV. ЕКОЛОГІЯ ТА ОХОРОНА ПРИРОДИ

УДК 634.95:504

### НАКОПИЧЕННЯ РАДІОЦЕЗІУ МАКРОМІЦЕТАМИ ЛІСОБОЛОТНИХ ЕКОСИСТЕМ

Вінічук М.М.

*Житомирський державний технологічний університет*

*10005, Україна, Житомир, Черняхівського, 103*

*Шведський університет сільськогосподарських наук*

*Швеція, Уппсала, PO Box 7014, SE-750*

Mykhailo.Vinichuk@slu.se

Проаналізовано вміст радіоцезію в плодових тілах макроміцетів, що зростають у трьох відмінних екосистемах Швеції: у лісі, перехідній від лісу до болота зоні (екотон) та верховому моховому (сфагновому) болоті. Активність радіоцезію в плодових тілах грибів-сапротрофів, що зростали на болоті, була в 1,5 разу нижчою, ніж у плодових тілах мікоризоформувальних видів, що зростали в лісі. Рівні накопичення радіонукліду плодовими тілами більшості проаналізованих видів навіть при низьких рівнях радіоактивного забруднення все ще залишаються високими і на порядки перевищують допустимі рівні  $^{137}\text{Cs}$ , прийняті в Україні і в Європі. Накопичення радіоцезію плодовими тілами грибів, що зростали на верховому болоті, і в лісі понад 20 років або не змінюється (*Galerina* spp. та *Russula paludosa*), або знижується (*Cortinarius semisanguineus* та *Suillus variegatus*).

*Ключові слова: цезій, сфагнове болото, екотон, ліс, плодові тіла грибів.*

### НАКОПЛЕНИЕ РАДИОЦЕЗИЯ МАКРОМИЦЕТАМИ ЛЕСОБОЛОТНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Виничук М.М.

*Житомирский государственный технологический университет*

*10005, Украина, Житомир, Черняховского, 103*

*Шведский университет сельскохозяйственных наук*

*Швеция, Уппсала, PO Box 7014, SE-750*

Mykhailo.Vinichuk@slu.se

Проанализировано содержание радиоцезия в плодовых телах макроміцетов, произрастающих в трех отличительных экосистемах Швеции: в лесу, переходной от леса к болоту зоне (экотон) и верховом моховом (сфагновом) болоте. Активность радиоцезия в плодовых телах грибов-сапротрофов, произрастающих на болоте, была в 1,5 раза ниже, чем в плодовых телах микоризных видов, встречающихся в лесу. Уровни накопления радионуклида плодовыми телами большинства проанализированных видов даже при низких уровнях радиоактивного загрязнения все еще остаются высокими и на порядки превышают допустимые уровни  $^{137}\text{Cs}$ , принятые в Украине и в Европе. Накопление радиоцезия плодовыми телами грибов, произрастающих на верховом болоте и в лесу более 20 лет или не изменяется (*Galerina* spp. и *Russula paludosa*), или снижается (*Cortinarius semisanguineus* и *Suillus variegatus*).

*Ключевые слова: цезий, сфагновое болото, экотон, лес, плодовые тела грибов.*

### UPTAKE OF RADIOCESIUM BY MACROMYCETES IN BOG, PINE SWAMP AND FOREST

Vinichuk M.M.

*Zhytomyr State Technological University, Ukraine*

*10005, Ukraine, Zhytomyr, Chernyakhovsky str. 103*

*Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden*

*Uppsala, Sweden, PO Box 7014, SE-750*

Mykhailo.Vinichuk@slu.se

The aim of the study was to analyze and compare the radioactivity concentration of radiocesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) in fruit bodies of macromycetes fungi growing in three different ecosystems of Sweden: in the bog, pine

swamp and forest. In this study we analyzed altogether about 480 fruit bodies of fungi macromycetes belonging to 50 taxa (species or genera) collected in three different ecosystems. The study area was located on a small peatland (Pålsjö mossen) ( $\approx 2$  ha) within a coniferous forest in Heby municipality in eastern central Sweden, about 35 km NW of Uppsala ( $60^{\circ}03'40''N$ ,  $17^{\circ}07'47''E$ ). This area has been well monitored, as it was affected by the Chernobyl (about 1300 km away) fallout. The ecotone from peatland to surrounding forest (within about  $1 \text{ km}^2$ ) was investigated. Based on the vegetation, the peatland was divided into two subareas, peat bog and pine swamp peatland. The forest surrounding the peatland is located on mineral soil. The peat bog site lacked trees and the vegetation was dominated by Sphagnum species sparsely covered by dwarf-shrubs. The field layer on the pine swamp peatland was dominated by vascular plants and slowly growing Scots pine. The forest on mineral soil consisted of Scots pine coniferous forest (*Picea abies* (L.) H.Karst. and *Pinus sylvestris* L.) with an intermixture of birch (*Betula* spp.).

Fungal sporocarps were collected once to several times per year through extensive searching and collection of all frequently occurring species during the peak of the fruiting period, August to September. The bog and pine swamp were sampled annually between 2006 and 2011. In the forests, sporocarps collections were initiated in 1990 and samples taken most years until 2011. Sporocarps were identified to species level according to fungal taxonomy, carefully cleaned of extraneous fragments, dried at  $40^{\circ}\text{C}$  to constant weight, and then milled to obtain a homogeneous material for measuring  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration.

Fruit bodies of fungi collected from the Sphagnum-dominated bog were of small size and rare and ectomycorrhizal fungi were absent. All of them belonged to saprotrophs due to the lack of trees ectomycorrhizal fungi were absent here.

$^{137}\text{Cs}$  activity concentration in fungal sporocarps in all three ecosystems appeared to remain about one order of magnitude higher than in any other component of aboveground vegetation. The activity concentration of radioactive cesium in fruit bodies of saprotrophs grown in the ecotone was higher compared to that in macromycetes growing on the bog, while the activity concentration of radioactive cesium in the fruit bodies of mycorrhizal fungi grown in the forest was higher compared with mainly mycorrhizal fungi of ecotone. The activity of radioactive cesium in fruit bodies of saprotrophic fungi grown on the bog was at least 1.5 times lower than in the fruit bodies of mycorrhizal fungi grown in the forest. Meanwhile, the difference in the levels of radiocesium activity in fruit bodies as saprotrophs and mycorrhizal species of fungi was not statistically significant.

It has been shown that activity concentration of radiocesium in fruit bodies of saprotrophs grown on sphagnum bog ranged from  $68.3 \text{ kBq kg}^{-1}$  (*Hypholoma* spp.) to  $8.2 \text{ kBq kg}^{-1}$  (*Omphalina* spp.). Among those grown on the ecotone the highest activity of radionuclide ( $70.9\text{--}82.7 \text{ kBq kg}^{-1}$ ) was observed in fungal bodies of mycorrhizal species of *Cortinarius*, and the lowest ( $4.9\text{--}9.7 \text{ kBq kg}^{-1}$ ) in macromycetes of saprotrophs species of *Omphalina*. The highest activity of radionuclide in fruit bodies of macromycetes collected in the forest was also found in those belonging to the species of the genus *Cortinarius* ( $122.5\text{--}186.7 \text{ kBq kg}^{-1}$ ), whereas the cesium activity concentration in fruit bodies of *Albatrellus* spp, *Boletus edulis* Bull., and *Leccinum scabrum* (Bull.) Gray was relatively high ( $5.3\text{--}11.6 \text{ kBq kg}^{-1}$ ). Among the fungal species grown in the forest the highest radionuclide activity was also observed in the fruit bodies of edible species. Thus, in fruit bodies *Cantharellus cibarius* (Fr.) the average  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration during the years of study was at  $68.1 \pm 1.9 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$ , and sporocarps of *Suillus variegatus* (Schwartz) Kuntze had activity concentration  $62.7 \pm 4.9 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$ .

The dynamics of radiocesium activity concentration in fruit bodies of most common saprotrophic macromycetes grown on sphagnum bog and pine swamp as well as in sporocarps of mycorrhizal species of fungi grown in the forest during recent years were analyzed.

All the analyzed species showed different behavior of radionuclide accumulation during the study period. Among the species grown in forest most effectively  $^{137}\text{Cs}$  was accumulated by *Cortinarius semisanguineus* (Fr.) Gillet. However, the radiocesium content in fruit bodies of this species significantly decreased over the last 20 years. In the fruit bodies of *Suillus variegatus* (Schwartz) Kuntze radionuclide activity concentration also decreased with time, however, such reduction in  $^{137}\text{Cs}$  content generally coincided with the rate of physical decay of the radionuclide. In fruit bodies of *Russula paludosa* (Britz.) radiocesium activity concentration during the same period generally did not change and was at the level  $40.0 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ DW}$ .

It is suggested that the levels of radionuclide accumulation by fruit bodies of most of the analyzed species over last 20 years still remain high and exceed the permissible levels of  $^{137}\text{Cs}$  for dry mushrooms in Ukraine as well as those adopted in Europe.

The radiocesium deposition level in studied ecosystems is relatively low and in an average is about  $23.0 \text{ kBq m}^{-2}$ . An analysis of the time-dependency of  $^{137}\text{Cs}$  in the sporocarps in forest between 1990 and 2011 suggested an ecological half-life for  $^{137}\text{Cs}$  between 8 and 13 years. The relatively long ecological half-life of radionuclide in fruiting bodies of fungi and high levels of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by at least some of them, e.g. *Russula paludosa* (Britz.) which remaining generally unchanged for more than 20 years of study makes fungal sporocarps important contributors to radiation dose due to their consumption.

Statistically significant changes of radiocesium activity concentration during the years study was also found in fruit bodies of most common types of saprotrophic fungi grown in the bog.

It is likely that the dynamics of the radioactive contamination of fungal sporocarps also depends on the growth conditions such as depth of mycelium in sphagnum cover.

The mycelium of fungi grown on the bog is closely associated with the apical part of sphagnum moss (mostly presented by species of *Sphagnum papillosum*, in some cases, *S. angustifolium* and *S. magellanicum*), where major part of radionuclide concentration is found. As a result, the activity concentration of radionuclide in fruit bodies of fungal species grown on the bog did not reduced over time and  $^{137}\text{Cs}$  accumulation occurs within their fruit bodies.

The lower levels of radioactive contamination of fungi grown on the bog contrary to those grown in the forest is probably due to the mycelium of bog species of fungi (due to the lack of trees here), less is developed, and therefore its biomass in a unit volume of sphagnum layer is much less than the biomass of mycelium of mycorrhizal species of fungi grown in the nearby forest. Apart, mycorrhizal species of fungi generally accumulate larger amounts of the radionuclide compared to saprotrophic ones.

*Key words: cesium, bog, pine swamp, forest, fungal sporocarps.*

## ВСТУП

Із часу, що минув після Чорнобильської аварії в 1986 році, гриби як об'єкт досліджень у радіоекології викликали і все ще викликають підвищений інтерес. Значну увагу дослідників було приділено вивченню особливостей накопичення радіоцезію плодовими тілами грибів, що зростають у лісових екосистемах [1]. Сапротрофні та мікоризні гриби накопичують радіоцезій з ґрунту ефективніше, ніж судинні рослини. Хоча масова та відсоткова частка грибів у раціоні харчування людини є незначною, вони можуть забезпечувати помітний вклад у дози внутрішнього опромінення населення [2].

Умови зростання грибів у болотних екосистемах, зокрема сфагнових болотах, є чітко відмінними від умов зростання в лісі. Сфагнові омбротрофні верхові болота, що сформувались на кислих оліготрофних ґрунтах і переважно зосереджені в субарктичних, бореальних та помірних зонах, характеризуються застійним зволоженням і живляться переважно атмосферними опадами. Центральна частина типового верхового болота є піднятою і добре вираженою в рельєфі. Такі болота бідні на мінеральні речовини, кислотність їх підвищена, а рослинний покрив представлений обмеженим числом видів судинних рослин та різноманітними видами сфагнових мохів, які утворюють суцільний покрив. На цих болотах зрідка трапляється пригнічений підріст сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) та берези (*Betula* spp.). Високий рівень води у верхових сфагнових болотах спричинює низький рівень кисню та окислювально-відновний потенціал, який уповільнює темпи розкладання рослинного матеріалу та відповідно його накопичення у вигляді торфу.

Біологічна доступність радіоцезію в ґрунтах із високим вмістом глинистих мінералів, а відповідно і темпи його вертикальної міграції через високу поглинальну здатність останніх є низькою. У багатих на органічну речовину, але бідних на поживні речовини верхніх шарах лісових ґрунтів, вертикальна міграція радіоцезію також повільна, але доступність його для рослин та особливо грибів є високою. Добре розвинений міцелій у цих ґрунтах перешкоджає міграції радіонукліду в більш глибокі шари ґрунту шляхом транслокації останнього у висхідному напрямку [3]. В омбротрофних болотах участь міцелію грибів у процесах вертикальної міграції радіоцезію не відома, темпи такої міграції є також низькими, але доступність радіонукліду для судинних рослин болота та сфагнуму у сфагновому покриві є доволі високою [3].

У лісоболотних екосистемах України протягом останніх років досліджувались і особливості міграції  $^{137}\text{Cs}$ , і участь у цьому процесі грибів-макроміцетів [4]. Накопичення радіоцезію різними видами грибів, що зростають у забруднених лісоболотних екосистемах Швеції, зокрема на сфагнових болотах, та їхні радіоекологічні функції досліджені ще недостатньо [3, 5].

Метою цієї роботи було проаналізувати та порівняти накопичення радіоцезію плодовими тілами грибів-макроміцетів, що зростають у трьох відмінних екосистемах Швеції: у лісі, перехідній від лісу до болота зоні (екотон) та верховому моховому (сфагновому) болоті.

### МАТЕРІАЛ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дослідження проводились у межах лісоболотних екосистем східної Швеції, розміщених на віддалі близько 35 км від м. Уппсала (60°03'40" пн.ш., 17°07'47" сх. д.). Було досліджено плодове тіла грибів-макроміцетів, що зростали в межах екотону, – перехідної зони від верхового сфагнового болота до лісу загальною площею близько 1 км<sup>2</sup>. Детальний опис району досліджень приведено в Rosén et al., [3] та Vinichuk et al., [5]. Щільність забруднення в районі досліджень за радіоцезієм у 2005 році була 23,0 кБк м<sup>2</sup> [3].

Плодові тіла найбільш поширених видів грибів-макроміцетів збирались одно- або багаторазово протягом грибного сезону в серпні-вересні. На болоті та в перехідній зоні плодове тіла відбирались щорічно протягом 2006-2011 років. У лісі гриби збирались з 1990 по 2011 рік, але не щороку, а періодично. Сапротрофні види грибів, що зростали в лісі не відбирались і не аналізувались внаслідок їх незначного вкладу в загальну біомасу. Відібрані плодове тіла були старанно очищені від часток ґрунту, висушені при температурі 40°C до постійної ваги та розмелені для отримання гомогенного матеріалу.

Активність <sup>137</sup>Cs (похибка від 5 до 10 %) в отриманому в такий спосіб матеріалі аналізували з використанням германієвих детекторів на кафедрі ґрунтів та навколишнього середовища Шведського університету сільськогосподарських наук. Для вимірювань використовували геометрії 35 та 60 мл. Активність <sup>137</sup>Cs в окремих зразках, маси матеріалу в яких не вистачало для заповнення вимірювальних геометрій, коригувалась залежно від ступеня їх наповнення. Результати вимірювань також коригувались з урахуванням дати відбору зразків. Активність <sup>137</sup>Cs у вимірюваних зразках виражали у Бк кг<sup>-1</sup> сухої ваги (с.в.).

### РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Загалом вміст радіоцезію було проаналізовано в 480 плодкових тілах грибів-макроміцетів, які належать до 50 таксонів (видів або родів) зібраних у трьох відмінних екосистемах (табл. 1).

Плодове тіла грибів, відібраних на верховому (сфагновому), болоті були невеликих розмірів та зустрічались рідко. Усі вони належали до сапротрофів, через відсутність дерев ектомікоризні види грибів тут не зустрічались.

Таблиця 1 – <sup>137</sup>Cs (кБк кг<sup>-1</sup> с.в.) у плодкових тілах макроміцетів різних екосистем, M±SD

Тип живлення	Ліс (1990-2011)		Екотон (2006-2010)**		Болото (2006-2011)***	
	n*	<sup>137</sup> Cs, кБк кг <sup>-1</sup>	n*	<sup>137</sup> Cs, кБк кг <sup>-1</sup>	n*	<sup>137</sup> Cs, кБк кг <sup>-1</sup>
Мікоризні	351(21)	53,9 ± 3,3	46(4)	43,0 ± 4,3	–	–
Сапротрофи	–	–	5(5)	19,8 ± 11,2	78(15)	34,8 ± 1,7
Всі види	351(21)	53,9 ± 3,3	51(21)	41,1 ± 4,0	78(15)	34,8 ± 1,7

Примітка: n\* - кількість проаналізованих зразків (видів грибів); \*\* - лісоболотна екосистема, перехідна зона від лісу до болота; \*\*\* - верхове мохове (сфагнове) болото.

Активність радіоцезію в плодкових тілах сапротрофів, що зростали в перехідній зоні, була вищою в порівнянні з макроміцетами, що зростали на болоті, тоді як активність радіоцезію в плодкових тілах мікоризних грибів, що зростали в лісі, була вищою в порівнянні з переважно

мікоризними грибами перехідної зони. Активність радіоцезію в плодових тілах грибів-сапротрофів, що зростали на болоті, була щонайменше в 1,5 разу нижчою, ніж у плодових тілах мікоризоформувальних грибів, що зростали в лісі (табл. 1). Тим часом, різниця в рівнях радіоактивності за цезієм у плодових тілах і сапротрофних, і мікоризних видів грибів-макроміцетів досліджуваних екосистем не була статистично значущою.

Активність радіоцезію в плодових тілах сапротрофних видів, що зростали на моховому (сфагновому) болоті, коливалась у межах від 68,3 кБк кг<sup>-1</sup> (*Huophiloma* spp.) до 8,2 кБк кг<sup>-1</sup> (*Omphalina* spp.). Серед тих, що зростали в перехідній від лісу до болота зоні (екотон), найвища активність радіонукліду (70,9–82,7 кБк кг<sup>-1</sup>) спостерігалась у мікоризоформувальних видів роду *Cortinarius*, а найнижча (4,9–9,7 кБк кг<sup>-1</sup>) у макроміцетах сапротрофних видів роду *Omphalina*. Найвищу активність радіонукліду в плодових тілах макроміцетів, зібраних у лісі, також було виявлено у тих, що належать до видів роду *Cortinarius* (122,5–186,7 кБк кг<sup>-1</sup>), тоді як активність радіоцезію в плодових тілах *Albatrellus* spp, *Boletus edulis* Bull., та *Leccinum scabrum* (Bull.) Gray була порівняно невисокою (5,3–11,6 кВк кг<sup>-1</sup>). Серед грибів, що зростали в лісі, висока активність радіонукліду також спостерігалась у плодових тілах їстівних видів. Так, у плодових тілах лисички справжньої (*Cantharellus cibarius* Fr.) середня активність <sup>137</sup>Cs за роки досліджень була на рівні 68,1±1,9 кБк кг<sup>-1</sup> с.в., а моховика жовто-бурого (*Suillus variegatus* (Schwartz) Kuntze) – 62,7±4,9 кБк кг<sup>-1</sup> с.в.

Нами було проаналізовано динаміку активності радіоцезію в плодових тілах найбільш поширених сапротрофних макроміцетів, що зростали на верховому моховому (сфагновому) болоті, а також у мікоризоутворюючих макроміцетах, що зростали в лісі протягом останніх років (рис. 1, 2).

Усі проаналізовані види по-різному накопичували радіонуклід протягом досліджуваного періоду. Серед видів, що зростали в лісі, найбільш ефективно накопичує радіоцезій павутинник напівкривавий (*Cortinarius semisanguineus* (Fr.) Gillet). Кореляційно-регресійний аналіз показує, що в плодових тілах цього виду радіоактивність цезію протягом останніх 20 років закономірно та достовірно знижується (p=0,028) (рис. 2). У плодових тілах моховика жовто-бурого (*Suillus variegatus* (Schwartz) Kuntze) активність радіонукліду також знижувалась із часом, але повільнішими темпами, і взагалі збігається з темпами фізичного (природного) напіврозпаду радіоцезію. У плодових тілах сиріожки болотяної (*Russula paludosa* Britz.) активність радіоцезію протягом того ж періоду практично не змінювалась і була на рівні близько 40 кБк кг<sup>-1</sup> (рис. 2).

Рівні накопичення радіонукліду плодовими тілами більшості проаналізованих видів протягом понад 20 років все ще залишаються високими і на порядки перевищують як допустимі рівні <sup>137</sup>Cs для сухих грибів прийнятих в Україні (2 500 Бк кг<sup>-1</sup> згідно ДР-2006 [6], і тих, що прийняті в Європі (600 Бк кг<sup>-1</sup>, Council Regulation, 2000 [7]). Досліджувані лісоболотні екосистеми є малозабрудненими радіацією. Щільність забруднення за радіоцезієм у районі досліджень не висока і в середньому становить 23,0 кБк м<sup>2</sup> [3]. Екологічний період напіврозпаду радіонукліду в плодових тілах грибів може бути досить тривалим [5]. Так, рівні накопичення <sup>137</sup>Cs окремі з них, як наприклад сиріожка болотяна (*Russula paludosa* Britz.), залишались незмінними протягом понад 20 років спостережень. Відомо, що міцелій грибів лісових екосистем бере участь у висхідному переміщенні радіонукліду з глибших шарів ґрунту [8], у результаті чого темпи вертикальної міграції останнього в лісових ґрунтах є повільними [9]. У результаті значна частина радіонукліду залишається залученою до біологічного колообігу протягом тривалого часу. Як наслідок, в окремих видів грибів рівні нагромадження радіоцезію з часом навіть можуть зростати. Достовірне зростання

накопичення цього радіонукліду плодовими тілами видів роду *Cantharellus* в післячорнобильський період (1986-2007) було виявлене Mascanzoni [10] у тих же лісових екосистемах. Ймовірно, що розбіжності стосовно динаміки накопичення радіоцезію різними видами грибів зумовлені умовами їх зростання, зокрема глибиною розміщення міцелію в ґрунті. Відомо, що рівні активності в плодових тілах грибів одного і того ж виду (*Suillus variegatus*) можуть варіювати навіть у ширшому діапазоні, ніж у тих, що належать до різних видів [7, 12].

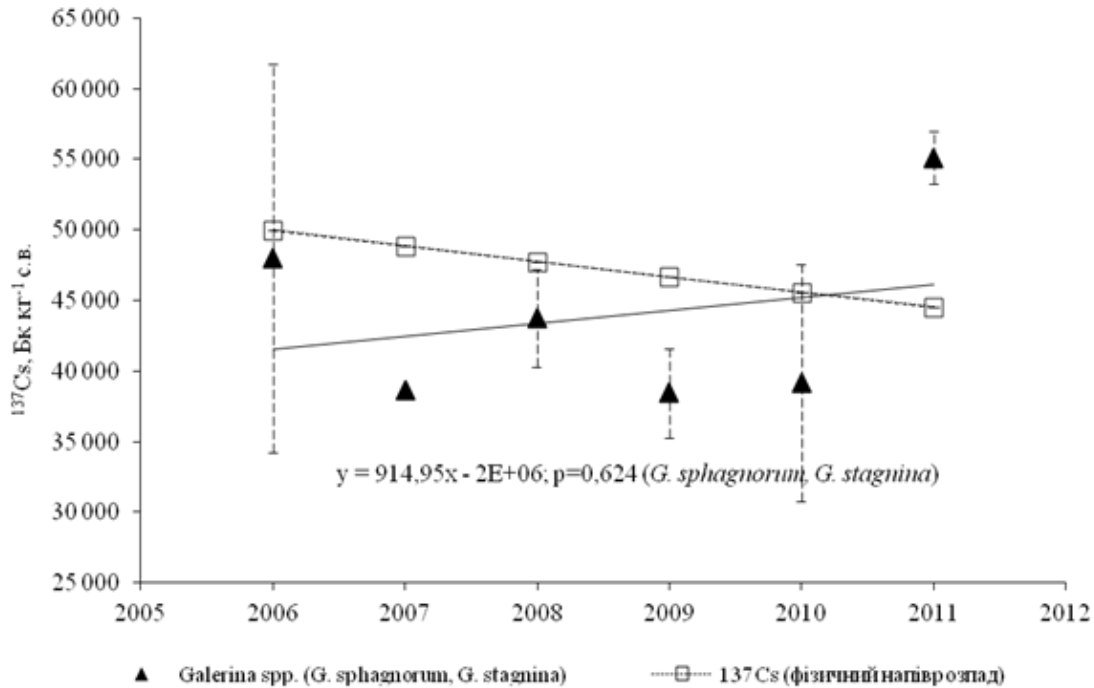


Рис. 1. Динаміка активності радіоцезію в плодових тілах макроміцетів сапротрофів, що зростали на верховому моховому (сфагновому) болоті в період із 2006 по 2011 рік.

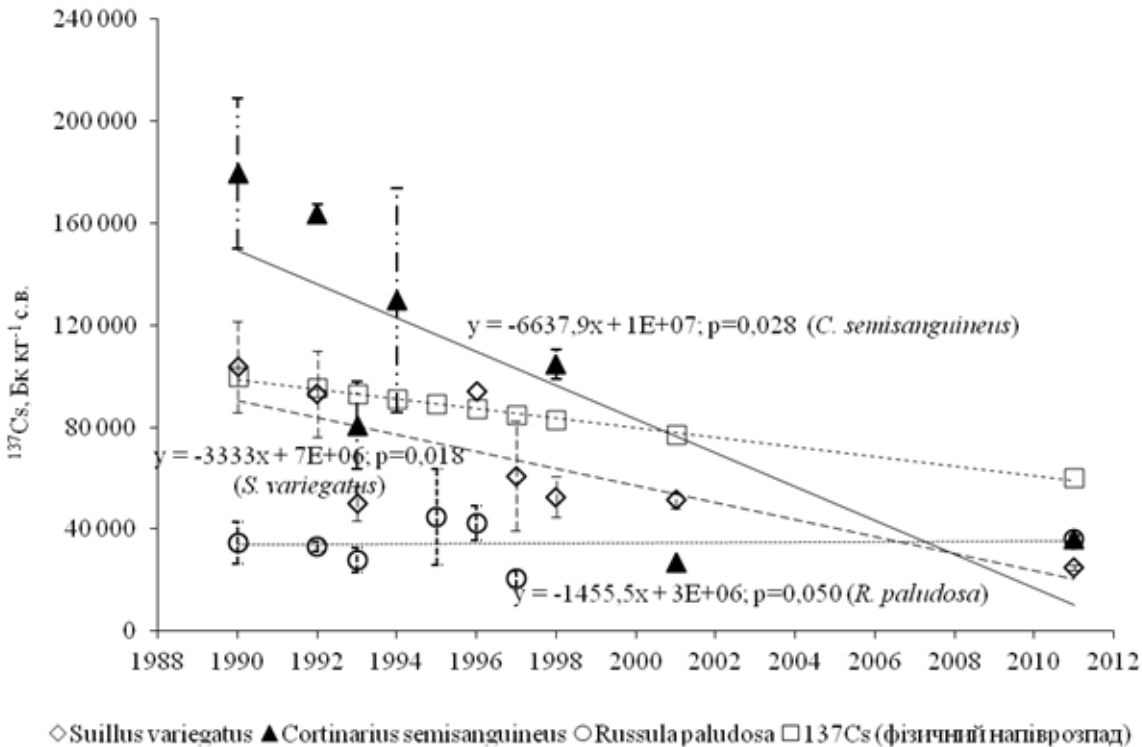


Рис. 2. Динаміка активності радіоцезію в плодових тілах мікоризоутворюючих макроміцетах, що зростали в лісі в період з 1990 по 2011 рік.

У плодкових тілах найбільш поширених сапротрофних видів грибів, що зростали на болоті, статистично значущих змін активності радіоцезію протягом досліджуваних років також не встановлено ( $p=0,62$ ) (рис. 1). Вірогідно, що динаміка накопичення радіоцезію болотними видами грибів також залежить від умов їх зростання та глибини залягання міцелію у сфагновому покриві. У межах ґрунтового профілю на досліджуваному болоті найвищі значення активності радіоцезію навіть через чверть століття після його випадіння спостерігаються у верхніх 1-4 см шарах сфагнового покриву, тобто в апікальних, фізіологічно активних живих частинах мохів, тоді як у перехідній від лісу до болота зоні максимум активності радіонукліду знаходиться на глибині 10-12 см [3]. У міру збільшення глибини, де переважає відмерла частина моху, активність радіоцезію закономірно знижується. Відомо, що радіоцезій активно переміщується до верхівкових апікальних тканин сфагнуму [13], у результаті чого темпи вертикальної міграції радіонукліду в межах профілю повільні і становлять 0,57 см за рік, тоді як у перехідній від лісу до болота зоні швидкість міграції становить 0,78 см за рік [3]. Міцелій грибів, що зростають на болоті, тісно асоційований з верхівковою частиною сфагнових мохів (це здебільшого види *Sphagnum papillosum*, в окремих випадках *S. angustifolium* або *S. magellanicum*), у якій також переважно зосереджений радіонуклід. У результаті активність радіоцезію в плодкових тілах грибів болота з часом не зменшується, а отже відбувається його акумуляція, оскільки характер динаміки накопичення радіонукліду грибами є відмінним від динаміки його фізичного напіврозпаду (рис. 1). Нижчі рівні накопичення радіоцезію грибами болота в порівнянні з видами, що зростали в лісі, ймовірно є наслідком того, що міцелій болотяних видів грибів відсутність дерев розвинений слабше, а відповідно біомаса його в одиниці об'єму товщі сфагнуму менша в порівнянні з біомасою міцелію мікоризоутворюючих лісових видів. Крім того, радіоцезій також активно поглинається та утримується мохами [14, 13]. Очевидно, що поширення мікоризних видів грибів залежить від наявності дерев та інших екологічних умов. Мікоризні види грибів накопичують радіоцезій у більших кількостях, ніж сапротрофи. Варіювання вмісту радіоцезію в грибах болота вірогідно залежить від коливання рівня води у сфагновому покриві, що обумовлюватиме біологічну доступність радіонукліду. Відмінності в динаміці накопичення радіонукліду окремими видами досліджуваних грибів та його фізичного напіврозпаду є підтвердженням їхньої здатності акумулювати радіоцезій.

Незважаючи на те, що грибна біомаса (міцелій та плодове тіло) у ґрунтах досліджуваних екосистем є незначною, частка радіонукліду, зосередженого в ній може, бути досить помітною. Було показано [5], що в біомасі грибів (міцелій та плодове тіло) болота, перехідної від болота до лісу зони та в лісі може бути зосереджено відповідно 0,1, 2,0 та 11,0% від загальної активності радіоцезію.

Подальші дослідження варто направити на виявлення причин того, що рівні накопичення радіонукліду плодковими тілами більшості проаналізованих видів навіть при низьких рівнях радіоактивного забруднення все ще залишаються високими і на порядки перевищують допустимі рівні  $^{137}\text{Cs}$ , прийняті і в Україні, і в Європі.

## ВИСНОВКИ

При дослідженні накопичення радіоцезію плодковими тілами грибів-макрOMICETIV, які зростають у лісоболотних екосистемах виявилось, що:

1. Мікоризоформуєчі види грибів, що зростають у лісі, накопичують радіонуклід у більших кількостях, ніж мікоризоформуєчі та сапротрофні види перехідної від болота до лісу зони.

2. Мікоризоформуючі та сапротрофні види грибів, що зростають у перехідній від болота до лісу зоні, у свою чергу накопичують більше радіоцезію, ніж сапротрофні види верхового сфагнового болота.
3. Рівні активності радіоцезію в плодових тілах різних видів грибів досліджуваних екосистем із часом або залишаються незмінними, або знижуються.
4. Відмінності в динаміці накопичення радіонукліду окремими видами грибів та його фізичного напіврозпаду свідчать про його акумуляцію плодовими тілами грибів.
5. Вміст радіонукліду в плодових тілах грибів навіть при порівняно низькій щільності радіоактивного забруднення все ще залишається достатньо високим.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Steiner M. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems / M. Steiner, I. Linkov, S. Yosida // Journal of Environmental Radioactivity – 2002. – V. 58. – P. 217–241.
2. Карачов І. І. Сучасний стан проблеми внутрішнього опромінення населення України за рахунок продуктів харчування [Електронний ресурс] : / І. І. Карачов, Л. С. Гронська, В. І. Даценко // Проблеми харчування. – 2004. – №. 1. - Режим доступу до журналу: [http://www.medved.kiev.ua/arh\\_nutr/art\\_2004/n04\\_1\\_4.htm](http://www.medved.kiev.ua/arh_nutr/art_2004/n04_1_4.htm)
3. Rosén K. <sup>137</sup>Cs in a raised bog in central Sweden / K. Rosén, M. Vinichuk, K.J. Johanson // Journal of Environmental Radioactivity. – 2009. – V. 100. – P. 534–539.
4. Орлов О. О. Біогеохімія цезію-137 у лісоболотних екосистемах Українського Полісся / О. О. Орлов, В. В. Долін. – К. : Наук. думка, 2010. – 198 с.
5. Vinichuk M. <sup>137</sup>Cs in fungal sporocarps in relation to vegetation in a bog, pine swamp and forest along a transect / M. Vinichuk, K. Rosén, A. Dahlberg // Chemosphere. – 2013. – V. 90. – P. 713–720.
6. Про затвердження Державних гігієнічних нормативів "Допустимі рівні вмісту радіонуклідів <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr у продуктах харчування та питній воді": Наказ МОЗ України від 03.05.2006 № 256 // [Електронний ресурс] - Режим доступу : [www.rada.gov.ua](http://www.rada.gov.ua)
7. Council Regulation (EC) No. 616/2000 and Council Regulation (EEC) No. 737/90. 2000. Official Journal of the European Communities 24.3.2000, L.75/1, Brussels. <http://eur-lex.europa.eu>
8. Rafferty B. Mechanisms of <sup>137</sup>Cs migration in coniferous forest soils / R. Rafferty, M. Brennan, D. Dawson, D. Dowding // Journal of Environmental Radioactivity. – 2000. – V. 48(2). – P. 131–143.
9. Rosén K. Migration of radionuclides in undisturbed soil profiles / K. Rosén, M. Vinichuk, I. Öborn, J. Gutierrez-Villanueva // NSFS Conference (August 22-25, 2011). – Reykjavik, 2011. – P. 47.
10. Mascanzoni D. Long-term transfer of <sup>137</sup>Cs from soil to mushrooms in a semi-natural environment / D. Mascanzoni // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – 2009. – V. 282. – P. 427–431.
11. de Meijer RJ. Resorption of cesium radionuclides by various fungi / RJ. de Meijer, FJ. Aldenkamp, AE. Jansen // Oecologia. – 1988. – V. 77. – P. 268–272.
12. Dahlberg A. Intraspecific variation in <sup>137</sup>Cs activity concentration in Sporocarps of *Suillus variegatus* in seven Swedish populations / A. Dahlberg, I. Nikolova, K-J. Johanson // Mycological Research. – 1997. – V. 101(5). – P. 545–551.



13. Vinichuk M. The distribution of  $^{137}\text{Cs}$ , K, Rb and Cs in plants in a *Sphagnum*-dominated peatland in eastern central Sweden / M. Vinichuk, K.J. Johanson, H. Rydin, K. Rosén // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – V. 101. – P. 170–176.
14. Болюх В.О. Накопичення радіонуклідів мохами Українського Полісся / В.О. Болюх, В. М. Вірченко // *Український ботанічний журнал*. – 1994. – Т.51, № 4.– С. 39–45.

#### REFERENCES

1. Steiner M. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems / M. Steiner, I. Linkov, S. Yosida // *Journal of Environmental Radioactivity* – 2002. – V. 58. – P. 217–241.
2. Karachov I. I. Suchasnyj stan problemy vnutrishn'ogo oprominennja naselennja Ukrai'ny za rahunok produktiv harchuvannja [Elektronnyj resurs] : / I. I. Karachov, L. S. Grons'ka, V. Y. Dacenko // *Problemy harchuvannja*. – 2004. – №. 1. – Rezhym dostupu do zhurnalu: [http://www.medved.kiev.ua/arh\\_nutr/art\\_2004/n04\\_1\\_4.htm](http://www.medved.kiev.ua/arh_nutr/art_2004/n04_1_4.htm)
3. Rosén K.  $^{137}\text{Cs}$  in a raised bog in central Sweden / K. Rosén, M. Vinichuk, K.J. Johanson // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – V. 100. – P. 534–539.
4. Orlov O. O. Biogeohimija ceziju-137 u lisobolotnyh ekosystemah Ukrai'ns'kogo Polissja / O. Orlov, V. V. Dolin. – K. : Nauk. dumka, 2010. – 198 s.
5. Vinichuk M.  $^{137}\text{Cs}$  in fungal sporocarps in relation to vegetation in a bog, pine swamp and forest along a transect / M. Vinichuk, K. Rosén, A. Dahlberg // *Chemosphere*. – 2013. – V. 90. – P. 713–720.
6. Pro zatverdzhennja Derzhavnyh gigijenichnyh normatyviv "Dopustymi rivni vmistu radionuklidiv  $^{137}\text{Cs}$  ta  $^{90}\text{Sr}$  u produktah harchuvannja ta pytnij vodi": Nakaz MOZ Ukrai'ny vid 03.05.2006 № 256 // [Elektronnyj resurs] – Rezhym dostupu : [www.rada.gov.ua](http://www.rada.gov.ua)
7. Council Regulation (EC) No. 616/2000 and Council Regulation (EEC) No. 737/90. 2000. Official Journal of the European Communities 24.3.2000, L.75/1, Brussels. <http://eur-lex.europa.eu>
8. Rafferty B. Mechanisms of  $^{137}\text{Cs}$  migration in coniferous forest soils / R. Rafferty, M. Brennan, D. Dawson, D. Dowding // *Journal of Environmental Radioactivity* – 2000. – V. 48(2). – P. 131–143.
9. Rosén K. Migration of radionuclides in undisturbed soil profiles / K. Rosén, M. Vinichuk, I. Öborn, J. Gutierrez-Villanueva // NSFS Conference (August 22-25, 2011): – Reykjavik, 2011. – P. 47.
10. Mascanzoni D. Long-term transfer of  $^{137}\text{Cs}$  from soil to mushrooms in a semi-natural environment / D. Mascanzoni // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* – 2009. – V. 282. – P. 427 – 431.
11. de Meijer RJ. Resorption of cesium radionuclides by various fungi / RJ. de Meijer, FJ. Aldenkamp, AE. Jansen // *Oecologia*. –1988. – V. 77. – P. 268–272.
12. Dahlberg A. Intraspecific variation in  $^{137}\text{Cs}$  activity concentration in Sporocarps of *Suillus variegatus* in seven Swedish populations / A. Dahlberg, I. Nikolova, K-J. Johanson // *Mycological Research* – 1997. – V. 101(5). – P. 545–551.
13. Vinichuk M. The distribution of  $^{137}\text{Cs}$ , K, Rb and Cs in plants in a *Sphagnum*-dominated peatland in eastern central Sweden. / M. Vinichuk, K.J. Johanson, H. Rydin, K. Rosén // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – V. 101. – P. 170–176.
14. Boljuh V.O. Nakopychennja radionuklidiv mohamy Ukrai'ns'kogo Polissja / V.O. Boljuh, V. M. Virchenko // *Ukrai'ns'kyj botanichnyj zhurnal*. – 1994. – Т.51, № 4.– С. 39–45.