

Н. Е. Зарубина\*

Институт ядерных исследований НАН Украины, Киев, Украина

\*Ответственный автор: nataliia.zarubina@gmail.com

 **$^{137}\text{Cs}$  И  $^{40}\text{K}$  В ХВОЕ И ПОБЕГАХ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) НА ТЕРРИТОРИИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ**

Исследования изменений содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  на протяжении года в растительности лесных экосистем были проведены на территории полигона «Парышев» (зона отчуждения ЧАЭС). В качестве объектов исследования были использованы одно- и двухлетние хвоя и побеги *P. sylvestris*. Пробы отбирались с периодичностью 1 раз в две недели на протяжении 2014 и 2015 гг. В результате проведенных исследований было установлено, что величина концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в хвое и побегах *P. sylvestris* не является постоянной, а скачкообразно изменяется в течение года. Высказано предположение, что колебания концентраций активности этих радионуклидов в исследованных органах *P. sylvestris* связаны с круговоротом их в цепи «почва – гриб-симбиотроф – растение». Коэффициенты корреляции  $R$  в пределах 0,5 - 0,68 указывают на существование прямой и умеренной связи между колебаниями концентраций активности  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в хвое и побегах *P. sylvestris* на протяжении года. Вероятно, механизмы поглощения и выведения этих радионуклидов *P. sylvestris* являются сходными. Содержание  $^{40}\text{K}$  в исследованных органах выше, чем содержание  $^{137}\text{Cs}$ . Это может быть связано со способностью грибной микоризы удерживать радиоцезий (служить барьером) и с избирательной аккумуляцией калия растением.

*Ключевые слова:*  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ , круговорот, *P. sylvestris*, зона отчуждения ЧАЭС.

В почвах территорий, загрязненных радионуклидами после аварии на ЧАЭС, наряду с техногенными  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , значительный вклад в его общую радиоактивность вносит природный  $^{40}\text{K}$  [1]. Поскольку цезий и калий являются химическими аналогами, многие закономерности их поглощения из почвы и последующего перераспределения в растениях могут быть идентичны. Однако исследования, проведенные в последние десятилетия, не дают возможности однозначно это утверждать. Данные и выводы, приводимые в литературных источниках, зачастую противоречат друг другу.

Исследования [2] показали, что в растительности лесных экосистем существует значительная корреляционная зависимость между тремя химическими элементами – калием, рубидием и цезием. Было отмечено, что калий может быть использован как индикатор для определения поведения радиоцезия в системе «почва - растительность» в лесу [3]. Отдельные части древесных растений по степени убывания содержания цезия и калия практически не отличаются: хвоя, листья > кора > ветви > репродуктивные органы > корни > древесина [4]. В работе [5] указывается на существование различий в накоплении  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  одним и тем же видом растений, что позволяет предполагать существование разного биологического метаболизма этих радионуклидов. Также было отмечено, что в исследованных видах накопление, переход из поч-

вы в корни и перемещение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  внутри растения зависит от вида растения и типа биотопа. Существенные различия в содержании  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в растениях (разброс значений коэффициента корреляции от 0,37 до 0,73) отмечены в работе [4].

В сельскохозяйственных культурах и частях урожая (зерно, солома, овощи) наблюдалась корреляционная связь между накоплением в урожае радиоцезия и калия –  $R = 0,74$  [6].

Исследования после аварии на ЧАЭС показали, что внесение калийных удобрений снижает поступление цезия в растительность и этот эффект наблюдается еще в течение года после внесения калия [7 - 9]. Эффект от применения калийных удобрений, как правило, был больше для бедных почв, чем для почв, богатых органикой [10]. В работе [11] отмечено, что поглощение цезия галофитными растениями более восприимчиво к добавлению  $\text{K}$ , чем у мезофитных растений.

В системе культивирования *in vitro* (использовали ассоциацию проростков *Medicago truncatula* с *Glraus intraradices*) в системе «арбускулярная микориза – растение» при повышении концентрации калия, уменьшилось количество радиоцезия, транспортируемого арбускулярными микоризными грибами [12].

Не было обнаружено корреляции между содержанием цезия и калия в дикорастущих грибах-базидиомицетах [13, 14]. На основании анализов большого количества видов грибов было

сделано заключение, что механизм поглощения  $^{137}\text{Cs}$  отличается от механизма поглощения калия [2, 15]. Концентрация калия, массовая концентрация  $^{133}\text{Cs}$  и концентрация активности  $^{137}\text{Cs}$  обычно выше в плодовых телах грибов, чем в мицелии [16, 17]. Отсутствие какой-либо связи между содержанием  $^{137}\text{Cs}$  ( $^{133}\text{Cs}$ ) и калия может быть следствием потребности грибов в калии и саморегуляции этого процесса, тогда как поступление цезия не регулируется грибом [18].

Целью работы было исследование динамики накопления техногенного  $^{137}\text{Cs}$  и природного  $^{40}\text{K}$  в древесной растительности лесных экосистем в течение года на территории зоны отчуждения ЧАЭС. Нашими исследованиями было установлено существование сезонных колебаний концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  в растительности

лесных экосистем [19]. Поэтому основное внимание в работе было уделено изменениям содержания  $^{40}\text{K}$  и связи двух параметров – сезонных изменений концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в древесной растительности.

## 1. Материалы и методики

Исследования концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  в растительности лесных экосистем зоны отчуждения ЧАЭС выполнялись на территории полигона Парышев на протяжении 2014 и 2015 гг. (рис. 1). Пробы отбирались с периодичностью 1 раз в две недели на протяжении всего периода исследований. На территории полигона тип лесорастительных условий А1 – бор сухой [20].

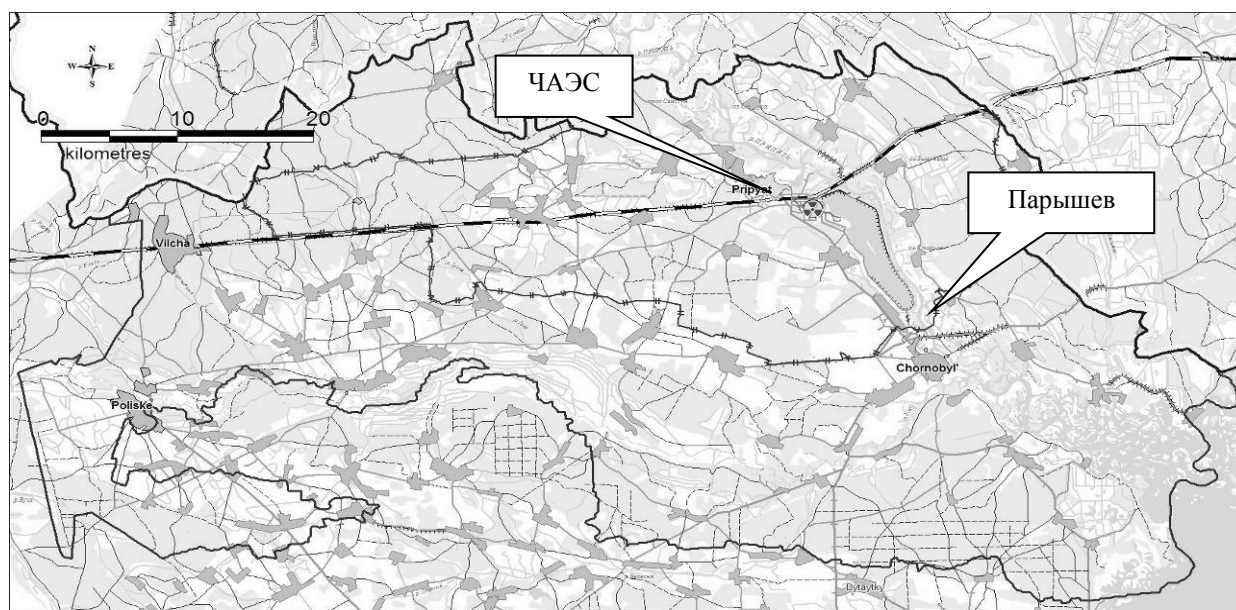


Рис. 1. Схема расположения полигона «Парышев».

В качестве объектов исследования были использованы однолетние и двухлетние хвоя и побеги *P. sylvestris* (сосны обыкновенной) – основной деревообразующей породы данного полигона.

*P. sylvestris* была использована в качестве основного объекта исследований по нескольким причинам:

этот вид является преобладающей породой покрытых лесной растительностью земель на территории зоны отчуждения ЧАЭС – 91565,0 га (сосновые леса занимают практически 60 % от покрытой лесами площади) [21];

отбор проб фотосинтезирующих органов этого вида растений доступен на протяжении всего года;

возможность одновременно отбирать хвою и побеги разного возраста.

Полигон «Парышев» был заложен в 1996 г. На полигоне таксационные показатели древостоя

изучены общепринятыми методами лесной таксации. В 2006 г. на полигоне была заложена пробная площадь с 15 модельными деревьями, типичными по таксационным показателям, а также минимальной мозаичностью загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  [22, 23]. Возрастная группа древостоев – средневозрастные (50 - 60 лет). Толщина слоя лесной подстилки 7 - 10 см. Мощность эквивалентной дозы на период исследования составляет в среднем  $0,22 \pm 0,04$  мкЗв/ч.

Для исследования динамики содержания  $^{137}\text{Cs}$ , пробы побегов с хвоей отбирались с помощью секатора (без валки дерева). Каждый пробоотбор осуществлялся с 7 из заложенных 15 модельных деревьев. Проба состояла из 15 однолетних и 15 двухлетних побегов с хвоей.

В лабораторных условиях хвоя отделялась от побегов и полученные 4 пробы (одно- и двухлетние хвоя и побеги) высушивались отдельно

при комнатной температуре в течение 1 - 1,5 мес. После этого хвоя и побеги измельчались с помощью лабораторной мельницы и помещались в одноразовую калиброванную пластиковую посуду для проведения гамма-спектрометрических исследований.

Почвы отбирали цилиндрическим пластиковым пробоотборником диаметром 60 мм методом конверта с шагом 1 м: 4 пробы в углах квадрата и 1 проба в центре. В лабораторных условиях пробы извлекали из пробоотборников, делили на слои:  $A_{0l}$ ,  $A_{0f} + A_{0h}$ , 0 - 5 см и 5 - 10 см. Почвы каждого слоя из всех 5 пробоотборников перемешивали. Затем пробы почв высушивали при комнатной температуре на протяжении 2 недель - 1 месяца. Непосредственно перед измерениями пробы на 12 час помещали в сушильный шкаф (температура 65 °С). После этой дополнительной просушки пробы почвы помещали в одноразовую калиброванную пластиковую посуду диаметром 90 мм, в которой проводились измерения концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$ .

Пробы грибов одного вида отбирали на пробной площадке на расстоянии не более 10 м от грибов другого вида. Виды грибов, которые использовались в данном исследовании, принадлежат к экологической группе симбиотрофов. Отбирали средние по массе плодовые тела, без видимых существенных внешних повреждений. Каждую пробу плодовых тел грибов упаковывали в отдельный полиэтиленовый пакет, маркировали и транспортировали в лабораторию. В лабораторных условиях плодовые тела очищали от внешних загрязнений, измельчали и гомогенизировали с применением блендера, помещали в калиброванную посуду для проведения измерений. До проведения измерений пробы грибов хранили в морозильной камере при температуре -18 °С. Перед проведением измерений пробы извлекали из морозильной камеры и размораживали при комнатной температуре на протяжении 24 час. Каждая проба грибов состояла из 3 плодовых тел.

Измерения концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в растительности, грибах и почвах (послойно) проводились с помощью гамма-спектрометрической установки фирмы «CANBERRA» на основе коаксиального полупроводникового детектора из высокочистого HPGe модели GC6020.

Детектор GC6020 HPGe имеет следующие характеристики: относительная эффективность  $\varepsilon_r = 61,4\%$  при  $E_\gamma = 1332$  кэВ; разрешение  $\text{FWHM} = 1,82$  кэВ при  $E_\gamma = 1332$  кэВ; отношение пик/комpton - 73 : 1; HVPS = 4 кВ.

Блок детектирования окружен свинцовой за-

щитой толщиной 100 мм, что позволило эффективно проводить измерения образцов с относительно низкой концентрацией активности радионуклидов. Время измерений образцов, в зависимости от концентраций активности радионуклидов, составляло от 2700 до 14400 с [19]. Расширенные неопределенности результатов измерений (коэффициент охвата  $k = 1$ ) не превышали 10 %.

При исследовании динамики содержания разных радионуклидов (в данной работе:  $^{137}\text{Cs}$  с периодом полураспада около 30 лет и  $^{40}\text{K}$  с периодом полураспада более миллиарда лет) в одном и том же объекте желательнее исключить влияние на нее физического процесса распада элементов. Перерасчет результатов производился на «нулевую» дату события (на 26 апреля 1986 г. для  $^{137}\text{Cs}$  на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС) по формуле радиоактивного распада. В полученных таким образом данных учитывалась часть радионуклида, распавшаяся на дату каждого конкретного отбора проб. В работе приводятся величины концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  в исследуемых органах *P. sylvestris*, пересчитанные по формуле радиоактивного распада. Для величины содержания  $^{40}\text{K}$  в пробах учет влияния периода полураспада является несущественным из-за значительного периода полураспада этого изотопа.

## 2. Результаты исследований и их обсуждение

В результате проведенных исследований были отмечены скачкообразные изменения содержания как  $^{137}\text{Cs}$ , так и  $^{40}\text{K}$  в исследованных органах *P. sylvestris* на протяжении года.

Характерным является рост концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  в *P. sylvestris* с конца весны и до середины лета с последующим их снижением. В этот период на территории Украинского Полесья происходит интенсивный рост побегов и хвои *P. sylvestris*, при котором растениям необходимо значительное большее количество питательных веществ, воды, микро- и макроэлементов, чем на протяжении всего года. *P. sylvestris* является облигатным микотрофом. Вероятно, при интенсивном поступлении воды, какая-то часть  $^{137}\text{Cs}$  (кроме уже присутствующего в ней в растворенном виде) может дополнительно вымываться из грибного мицелия, что в свою очередь приводит к увеличению концентраций активности этого радионуклида в молодых быстрорастущих частях растения [19]. Возрастающая летом интенсивность тока транспирации может быть еще одной причиной отмеченных при исследованиях максимумов содержания  $^{137}\text{Cs}$  в хвое и побегах. В [24] приводятся данные о том, что на каждый грамм  $\text{CO}_2$ , усвоенного лесной экосистемой,

должно быть извлечено из почвы не менее 100 г воды.

Хотя на увеличение содержания  $^{40}\text{K}$  в растениях лесных экосистем в середине вегетаци-

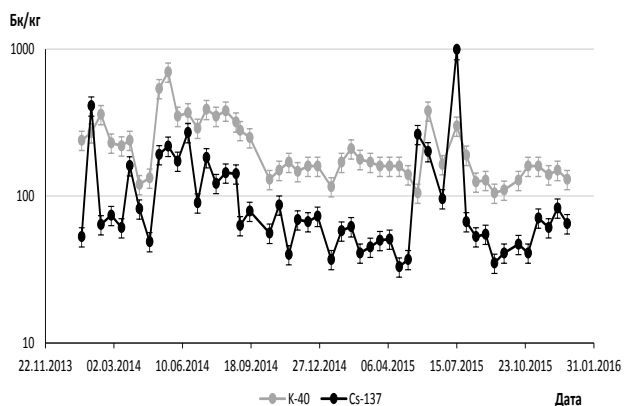


Рис. 2. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в однолетней хвое *P. sylvestris* на территории полигона Парышев, Бк/кг сухой массы.

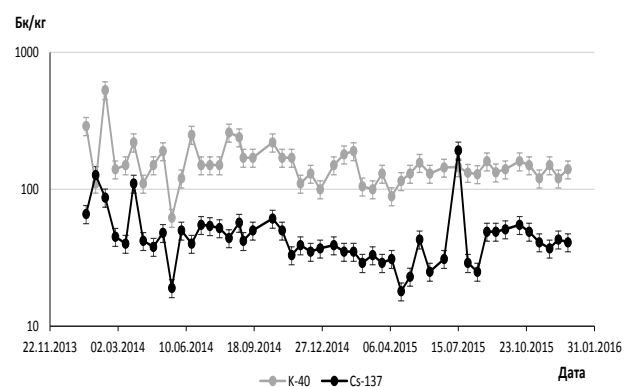


Рис. 4. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в двухлетней хвое *P. sylvestris* на территории полигона Парышев, Бк/кг сухой массы.

Возрастание и уменьшение содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в исследованных органах *P. sylvestris* на протяжении года могут указывать на существование круговорота этих радионуклидов в лесных экосистемах. Исследователи отмечали, что калий и цезий поглощаются растением в виде катионов [25, 26]. В работе [11] указывается, что пути поступления цезия в растение те же, что и для калия. Калий может транспортироваться с током ассимилянтов вниз (а в небольшом количестве и вверх) и может проделывать несколько круговоротов через ксилему и флоэму ежедневно [25]. В работе [27] указывается, что отток калия происходит по флоэме. Причем поступление веществ, в транспорте которых участвует  $\text{K}^+$ , в корни из более высоко расположенных, а также запасующих органов растения более интенсивно происходит в осенний период с окончанием сезона вегетации. В то же время поступление минеральных веществ, в том числе калия, вверх по ксилеме обычно макси-

онного периода указывается в [4], но по нашим данным нельзя однозначно отметить возрастание концентраций активности этого радионуклида именно в летний период (рис. 2 - 5).

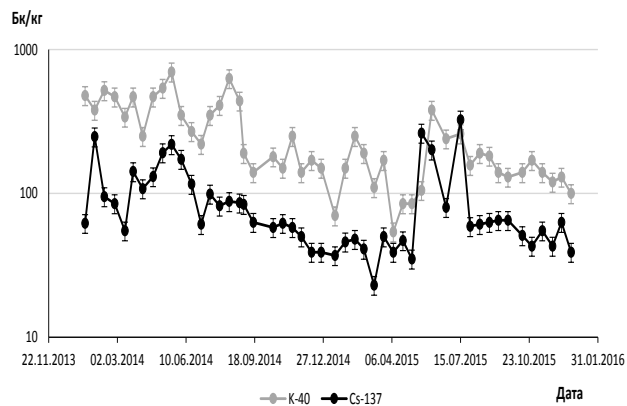


Рис. 3. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в однолетних побегах *P. sylvestris* на территории полигона Парышев, Бк/кг сухой массы.

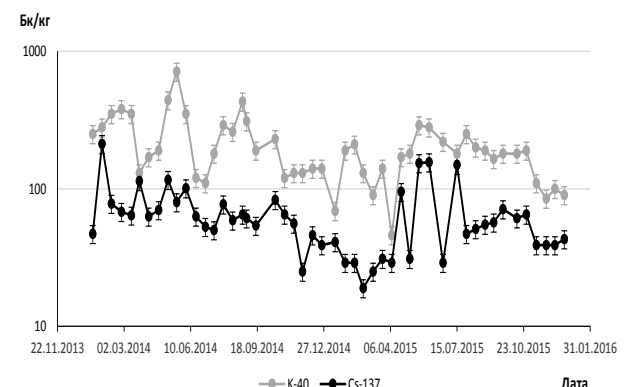


Рис. 5. Содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$  в двухлетних побегах *P. sylvestris* на территории полигона Парышев, Бк/кг сухой массы.

мально весной - летом. *P. sylvestris* является облигатным микотрофом, т.е. существует проводящая различная соединения система «корни растения – микориза». Через нее в растение поступают растворенные минеральные вещества (в том числе  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{40}\text{K}$ ), а грибной симбионт получает необходимые ему для жизнедеятельности соединения. Как указывалось выше, калий участвует в транспорте веществ к корню. *P. sylvestris* способна формировать как эктотрофную, так и эндотрофную микоризу. Поэтому через систему «корни растения – микориза» этот элемент может поступать в грибы-симбиотрофы и далее возвращаться в почву. Постепенное уменьшение (часы, сутки) концентраций активности  $^{137}\text{Cs}$  в теле грибов приведено в работе [28]. Вероятно, транспорт цезия по флоэме и дальнейший его переход через корни растения и микоризу в почву может происходить аналогично движению калия. Можно сказать, что существуют два разнонаправленных процесса:

поступление и выведение калия и радиоцезия из растения в почву, происходящие ежедневно/ежемесячно/ежегодно, т.е. их круговорот.

Поступление и выведение цезия и калия, происходящие постоянно, но с разной интенсивностью в цепи «почва – гриб-симбионт – растение», объясняют полученные в результате исследований изменения концентраций активности

<sup>137</sup>Cs и <sup>40</sup>K в хвое и побегах *P. sylvestris* в течение года.

Концентрации активности <sup>40</sup>K больше, чем <sup>137</sup>Cs в исследованных органах *P. sylvestris* на территории полигона. Это отличает растения от грибов и почвы, в которых концентрации радиоцезия превышают концентрации <sup>40</sup>K (табл. 1).

**Таблица 1. Концентрации активности <sup>40</sup>K и <sup>137</sup>Cs в почве (Бк/кг воздушно-сухой массы) и грибах (Бк/кг сырой массы) на территории полигона Парышев 15 октября 2014 г.**

Радионуклид	A <sub>0l</sub>	A <sub>0f</sub> + A <sub>0h</sub>	0 - 5 см	5 - 10 см	<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.	<i>Xerocomus badius</i> Fr. Kuhn. ex Gilb.
<sup>40</sup> K	42 ± 5	100 ± 9	75 ± 7	72 ± 5	210 ± 19	140 ± 11
<sup>137</sup> Cs	156 ± 13	9417 ± 448	949 ± 102	186 ± 13	2305 ± 210	4085 ± 364

Более высокое содержание <sup>40</sup>K может свидетельствовать о большей потребности в нем и его избирательном поглощении растением и одновременно об избирательном накоплении и удержании <sup>137</sup>Cs на уровне микоризы (калий является одним из самых необходимых для древесных растений макроэлементов [25]). Все микро- и макроэлементы, в том числе <sup>137</sup>Cs и <sup>40</sup>K, попадают в *P. sylvestris* из почвы, проходя через микоризу. В работах [29, 30] указывается, что содержание <sup>40</sup>K является практически постоянным и типичным для каждого вида грибов, в отличие от <sup>137</sup>Cs. Интенсивность поглощения изотопов цезия из почвы грибами более высокая, чем у других

представителей растительной биоты леса, причем грибы поглощают <sup>137</sup>Cs более интенсивно, чем калий [31 - 35]. Из-за наличия микоризы у *P. sylvestris* только небольшому количеству радиоцезия удастся проникнуть через этот барьер в растение (особенно при интенсивной весенне-летней прокачке большого количества воды с растворенными в ней микро- и макроэлементами в фотосинтезирующие органы).

Были рассчитаны коэффициенты корреляции Спирмена (R) при уровне значимости α = 0,05 и критические точки (T<sub>кр</sub>) между содержанием <sup>40</sup>K и <sup>137</sup>Cs в исследованных органах *P. sylvestris* в течение периода исследования.

*Коэффициенты корреляции (R) и критические точки (T<sub>кр</sub>) между концентрациями активности <sup>40</sup>K и <sup>137</sup>Cs в одно- и двухлетних хвое и побегах P. sylvestris*

	Однолетняя хвоя	Однолетние побеги	Двухлетняя хвоя	Двухлетние побеги
R (T <sub>кр</sub> )	0,59 (0,24)	0,68 (0,22)	0,50 (0,25)	0,55 (0,24)

R находится в пределах 0,50 - 0,68, что указывает на существование прямой и умеренной связи между колебаниями концентраций активности <sup>40</sup>K и <sup>137</sup>Cs в хвое и побегах *P. sylvestris* на протяжении года. Это может свидетельствовать о существовании одних и тех же путей поглощения и перераспределения калия и цезия в растении.

Наименьшим накопителем как <sup>40</sup>K, так и <sup>137</sup>Cs является двухлетняя хвоя, что, по-видимому, связано с замедлением процессов метаболизма в этом органе. Средняя удельная активность <sup>40</sup>K за период исследования в двухлетней хвое составляет 159 ± 10 Бк/кг, <sup>137</sup>Cs – 48 ± 4 Бк/кг, в отличие от двухлетних побегов, через которые микро- и макроэлементы поступают в органы с более высоким уровнем метаболизма (однолетние хвоя и побеги). Средняя удельная активность <sup>40</sup>K равна 222 ± 17, 253 ± 22, 210 ± 17 Бк/кг, <sup>137</sup>Cs – 114 ± 21, 88 ± 9, 65 ± 6 Бк/кг в однолетних хвое, побегах и двухлетних побегах соответственно. <sup>40</sup>K может служить трассером накопления общего калия в растении. Исходя из полученных дан-

ных можно утверждать, что потребности в этом макроэлементе разных исследованных органов различны и двухлетняя хвоя в значительно большей степени, чем другие исследованные органы *P. sylvestris*, выведена из процессов перераспределения калия в растении.

В табл. 2 приведены коэффициенты корреляции между содержанием <sup>40</sup>K в исследованных органах *P. sylvestris*. Изменения концентраций активности <sup>40</sup>K в течение календарного года происходит практически синхронно в однолетней хвое и однолетних побегах. Об этом свидетельствует коэффициент корреляции R = 0,71. Существует прямая и умеренная связь между содержанием калия в одно- и двухлетних побегах (R = 0,65). Низкие коэффициенты корреляции, свидетельствующие о наличии слабой связи между двухлетней хвоей и другими органами, подтверждают высказанное выше предположение о постепенном выведении более старой хвои из процессов перераспределения общего калия в растении.

Таблица 2. Коэффициенты корреляции (R) и критические точки (T<sub>кр</sub>) между концентрациями активности <sup>40</sup>K в одно- и двухлетних хвое и побегах *P. sylvestris*

г (p-уровни)	Однолетние побеги	Двухлетняя хвоя	Двухлетние побеги
Однолетняя хвоя	0,71 (0,21)	0,23 (0,29)	0,46 (0,26)
Однолетние побеги		0,36 (0,27)	0,65 (0,22)
Двухлетняя хвоя			0,28 (0,28)

По результатам проведенных исследований, максимальные концентрации активности <sup>137</sup>Cs характерны для однолетней хвои, в отличие от <sup>40</sup>K. Изменения содержания этого радионуклида происходят одновременно в парах «однолетняя хвоя - однолетние побеги» и «одно- и двухлетние побеги» (табл. 3). Об этом свидетельствуют

высокие коэффициенты корреляции между ними. Низкие коэффициенты корреляции, свидетельствующие о наличии слабой связи между двухлетней хвоей и другими органами, также могут являться подтверждением постепенного выведения более старой хвои из процессов перераспределения общего цезия (как и калия) в растении.

Таблица 3. Коэффициенты корреляции (R) и критические точки (T<sub>кр</sub>) между концентрациями активности <sup>137</sup>Cs в одно- и двухлетних хвое и побегах *P. sylvestris*

г (p-уровни)	Однолетние побеги	Двухлетняя хвоя	Двухлетние побеги
Однолетняя хвоя	0,72 (0,2)	0,34 (0,28)	0,43 (0,26)
Однолетние побеги		0,45 (0,26)	0,75 (0,2)
Двухлетняя хвоя			0,48 (0,48)

Сходство коэффициентов R между колебаниями концентраций активности <sup>40</sup>K, а также <sup>137</sup>Cs, приведенные в табл. 2 и 3, в исследованных органах *P. sylvestris* на протяжении периода исследований может свидетельствовать о сходстве механизмов перераспределения этих радионуклидов в растении.

### 3. Заключение

Подводя итог проведенным исследованиям, можно утверждать, что содержание <sup>40</sup>K и <sup>137</sup>Cs в хвое и побегах *P. sylvestris* не является постоянной величиной и изменяется на протяжении года. Высказано предположение, что колебания концентраций активности этих радионуклидов в исследованных органах *P. sylvestris* связано с круговоротом их в цепи «почва – гриб-симбиотроф – растение».

Коэффициенты корреляции R в пределах 0,5 - 0,68 указывают на существование прямой и уме-

ренной связи между колебаниями концентраций активности <sup>40</sup>K и <sup>137</sup>Cs в хвое и побегах *P. sylvestris* на протяжении года. Вероятно, механизмы поглощения и выведения этих радионуклидов *P. sylvestris* являются сходными.

Концентрации активности <sup>40</sup>K в растении (в отличие от почвы и грибов) выше, чем концентрации активности <sup>137</sup>Cs. Было высказано предположение, что это связано, во-первых, со способностью грибной микоризы удерживать радиоцезий (служить барьером), а во-вторых, с тем, что растение предпочитительно аккумулирует калий. Сравнительно небольшие количества <sup>137</sup>Cs могут поступать в растение при интенсивной прокачке воды с растворенными в ней микро- и макроэлементами в период максимальной физиологической активности хвои и побегов.

Работа была проведена при финансовой поддержке УНТЦ, проект № 5954.

### СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. В.М. Шестопапов, В.В. Гудзенко, І.П. Онищенко. Вивчення співвідношення чорнобильських та природних радіонуклідів у геологічному середовищі. В кн.: *Наук.-практ. конф. «Наука. Чорнобиль-96»*. Збірка тез (К., 1997) с. 32.
2. S. Yoshida, Y. Muramatsu. Use of stable elements for predicting radionuclide transport. In: *Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives*. Ed. by Igor Linkov and William R. Schell. (Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999) p. 41.
3. C. Ronneau et al. Radiocaesium and potassium behaviour in forest trees. *J. Environ. Radioact.* 14 (1991) 259.
4. А.В. Богачев. Миграция цезия-137 и калия в системе «почва - растение». В кн.: *Факты, закономерности, гипотезы* (Москва, 1997) с. 7.
5. D. Marčiulionienė, B. Lukšienė, O. Jefanova. Accumulation and translocation peculiarities of <sup>137</sup>Cs and <sup>40</sup>K in the soil plant system. *J. Environ. Radioact.* 150 (2015) 86.
6. П.Ф. Бондарь, Н.А. Лошилов, Н.Л. Свиденюк. Накопление радионуклидов и стабильных элементов в урожае сельскохозяйственных культур. В кн.: *Радиобиологический съезд*. (Киев, 20 - 25

- сент. 1993 г.) Тез. докл. Ч. I. (Пушино. 1993) с. 131.
7. N.G. Mitchell, P.J. Coughtrey, J.A. Kirton. Effects of calcium, potassium, rubidium and various fertilizers on radiocaesium transfers in field and experimental conditions. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 387.
  8. D. Jackson, A.F. Nisbet. The effect of fertilizer treatment, soil, pH and grazing on the transfer of radiocaesium to upland fell vegetation. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 395.
  9. P.A. Cawse. Influence of organic and inorganic fertilizer on soil to plant transfer of radioactive caesium and K-40 to ryegrass in W. Cambria (post-Chernobyl). In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 411.
  10. K. Rosén, M. Vinichuk. Potassium fertilization and  $^{137}\text{Cs}$  transfer from soil to grass and barley in Sweden after the Chernobyl fallout. *J. Environ. Radioact.* 130 (2014) 22.
  11. M. Greger. Uptake of nuclides by plants. [Technical Report TR-04-14 \(2004\) 71 p.](#)
  12. V. Gyuricza, H.D. de Boulois, S. Declerck. Effect of potassium and phosphorus on the transport of radio caesium by arbuscular mycorrhizal fungi. *J. Environ. Radioact.* 101 (2010) 482.
  13. M. Vinichuk et al. Correlations between potassium, rubidium and caesium ( $^{133}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) in sporocarps of *Suillus variegatus* in a Swedish boreal forest. *J. Environ. Radioact.* 102 (2011) 386.
  14. S.S. Ismail. Distribution of Na, K, Rb, Cs, and  $^{137}\text{Cs}$  in some Austrian higher fungi. *Biol. Trace Elem. Res.* 43-45 (1994) 707.
  15. S. Yoshida, Y. Muramatsu. Concentration 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.* 41(2) (1998) 183.
  16. M. Vinichuk et al. Accumulation of potassium, rubidium and caesium ( $^{133}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Sci. Total Environ.* 408 (2010) 2543.
  17. M.M. Vinichuk, K.J. Johanson. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine. *J. Environ. Radioact.* 64 (2003) 27.
  18. A. Baeza et al. Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain. *Sci. Total Environ.* 318 (2004) 59.
  19. Н.Е. Зарубина, О.Л. Зарубин. Исследования сезонных колебаний содержания  $^{137}\text{Cs}$  в различных объектах лесных экосистем. *Ядерная физика та енергетика* 19(1) 2018 48.
  20. П.С. Погребняк. *Основы лесной типологии* (К.: Изд-во АН УССР, 1955) 456 с.
  21. Проект організації і розвитку лісового господарства Державного спеціалізованого підприємства «ПІВНІЧНА ПУЩА» (Ірпінь: Укр. держ. проектне лісовпорядне ВО, 2017) с. 119.
  22. Н.П. Анучин. *Лесная таксация* (Москва: Лесн. пром-сть, 1982) 552 с.
  23. Площі пробні лісовпорядні. Метод закладання: СОУ 02.02-37-476: 2006. [Чинний від 2007-01-05] (К.: Мінагрополітики України, 2006) 32 с.
  24. [Eu.P. Odum. \*Fundamentals of Ecology\* \(Philadelphia - London - Toronto, 1971\) 532 p.](#)
  25. Э. Либберт. *Физиология растений* (Москва: Мир, 1976) 580 с.
  26. P.-J. White, M.R. Broadley. Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytol.* 147 (2000) 241.
  27. П.Д. Крамер, Т.Т. Козловский. *Физиология древесных растений* (Москва: Лесн. пром-сть, 1983) 464 с.
  28. J. Dighton, G.M. Terry. Uptake and immobilization of caesium in UK grassland and forest soils by fungi, following the Chernobyl accident. In: *Fungi and Environmental Change*. Eds. J.C. Frankland, N. Magan, G.M. Gadd (Cambridge: Cambridge University Press, 1996) p. 184.
  29. O. Guillitte, A. Fraiture, J. Lambinon. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 468.
  30. S. Yoshida, Y. Muramatsu, M. Ogawa. Radiocaesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *J. Environ. Radioact.* 22 (1994) 141.
  31. Y. Muramatsu, S. Yoshida, M. Sumjya. Concentration of radiocaesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan. *Sci. Total Environ.* 105 (1991) 29.
  32. В.Н. Федоров. Аккумуляция радионуклидов грибами в зонах радиоактивного загрязнения. В кн.: Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси. Под ред. В.И. Парфенова, Б.И. Якушева (Минск: Наука і тэхніка, 1995) с. 190.
  33. В.В. Трухоновец, В.И. Фомина, А.Н. Перелюцкий. Содержание Cs-137 в плодовых телах некоторых дереворазрушающих грибов. В кн.: Тез. докл. Междунар. науч. конф. «Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивного загрязнения среды» (Минск (Беларусь), 1998) с. 247.
  34. *Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации*. Под ред В.А. Ипатьева (Гомель (Беларусь): Ин-т леса НАН Беларуси, 1999) 452 с.
  35. K. Johanson et al. Activity Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in Moose and Their Forage Plants in Mid-Sweden. *J. Environ. Radioact.* 22 (1994) 251.

Н. С. Зарубіна\*

Інститут ядерних досліджень НАН України, Київ, Україна

\*Відповідальний автор: nataliia.zarubina@gmail.com

 **$^{137}\text{Cs}$  I  $^{40}\text{K}$  У ХВОЇ І ПАГОНАХ СОСНИ ЗВИЧАЙНОЇ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) НА ТЕРИТОРІЇ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ**

Дослідження змін вмісту  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$  протягом року в рослинності лісових екосистем було проведено на території полігону «Паришів» (зона відчуження ЧАЕС). Як об'єкти дослідження були використані одно- і дворічні хвоя і пагони *P. sylvestris*. Зразки відбиралися з періодичністю 1 раз у 2 тижні протягом 2014 і 2015 рр. У результаті проведених досліджень було встановлено, що величина концентрацій активності  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{40}\text{K}$  у хвої і пагонах *P. sylvestris* не є постійною, а стрибкоподібно змінюється протягом року. Висловлено припущення, що коливання концентрацій активності цих радіонуклідів у досліджених органах *P. sylvestris* пов'язані з кругообігом їх у ланцюзі «грунт - гриб-симбіотроф - рослина». Коефіцієнти кореляції R в межах 0,5 - 0,68 указують на існування прямого і помірного зв'язку між коливаннями концентрацій активності  $^{40}\text{K}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у хвої і пагонах *P. sylvestris* протягом року. Імовірно, механізми поглинання та виведення цих радіонуклідів *P. sylvestris* є подібними. Вміст  $^{40}\text{K}$  в досліджених органах вище, ніж вміст  $^{137}\text{Cs}$ . Це може бути пов'язано зі здатністю грибною мікоризи утримувати радіоцезій (служити бар'єром) і з виборчою акумуляцією калію рослиною.

*Ключові слова:*  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ , кругообіг, *P. sylvestris*, зона відчуження ЧАЕС.

N. E. Zarubina\*

Institute for Nuclear Research, National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

\*Corresponding author: nataliia.zarubina@gmail.com

 **$^{137}\text{Cs}$  AND  $^{40}\text{K}$  IN THE NEEDLES AND BRANCHES OF SCOTCH PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) ON THE TERRITORY OF CHORNOBYL EXCLUSION ZONE**

Changes of the  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  content during a year in the plants of forest ecosystems were investigated on the territory of the "Paryshev" sampling area (the Chernobyl NPP exclusion zone). One- and two-year-old needles and branches of *P. sylvestris* were used as objects of study. Samples were selected at intervals of 1 time every two weeks during 2014 and 2015. As a result of the research, it was found that the magnitude of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in the needles and branches of *P. sylvestris* is not constant, but leaped during the year. It has been suggested that fluctuations in the concentrations of activity of these radionuclides in the studied organs of *P. sylvestris* are associated with their circulation in the chain "soil - fungus-symbiotroph - plant". The correlation coefficients R within 0.5 - 0.68 indicate the existence of direct and moderate relationship between fluctuations in the concentration of  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  activity in the needles and branches of *P. sylvestris* throughout the year. Probably, the mechanisms of absorption and escape of these radionuclides in *P. sylvestris* are similar. The content of  $^{40}\text{K}$  in the researched organs is higher than the content of  $^{137}\text{Cs}$ . It can be connected to the ability of the mycorrhiza to hold radiocaesium (to be a barrier) and to the selective accumulation of potassium by the plant.

*Keywords:*  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ , circulation, *P. sylvestris*, Chernobyl NPP exclusion zone.

## REFERENCES

1. V.M. Shestopalov, V.V. Hudzenko, I.P. Onyshchenko. Study of the ratio of Chernobyl and natural radionuclides in the geological environment. In: *Scientific-Practical Conf. "Science. Chernobyl-96". Book of abstracts (Kyiv, 1997) p. 32. (Ukr)*
2. S. Yoshida, Y. Muramatsu. Use of stable elements for predicting radionuclide transport. In: *Contaminated Forests. Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives. Ed. by Igor Linkov and William R. Schell. (Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999) p. 41.*
3. C. Ronneau et al. Radiocaesium and potassium behaviour in forest trees. *J. Environ. Radioact. 14 (1991) 259.*
4. A.V. Bogachev. Migration of caesium-137 and potassium in the "soil - plant" system. In: *Facts, Patterns, Hypotheses (Moskva, 1997) p. 7 (Rus)*
5. D. Marčiulionienė, B. Lukšienė, O. Jefanova. Accumulation and translocation peculiarities of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  in the soil plant system. *J. Environ. Radioact. 150 (2015) 86.*
6. P.F. Bondar, N.A. Loschilov, N.L. Svidenyuk. Accumulation of radionuclides and stable elements in crop yields. In: *Radiobiological Congress (Kyiv, Sept. 20 - 25, 1993). Abstracts. Part I. (Pushchino, 1993) p. 131. (Rus)*
7. N.G. Mitchell, P.J. Coughtrey, J.A. Kirton. Effects of calcium, potassium, rubidium and various fertilizers on radiocaesium transfers in field and experimental conditions. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment. Eds. G. Desmet et al. (London - New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 387.*
8. D. Jackson, A.F. Nisbet. The effect of fertilizer



- treatment, soil, pH and grazing on the transfer of radiocaesium to upland fell vegetation. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 395.
9. P.A. Cawse. Influence of organic and inorganic fertilizer on soil to plant transfer of radioactive caesium and K-40 to ryegrass in W. Cambria (post-Chernobyl). In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 411.
  10. K. Rosén, M. Vinichuk. Potassium fertilization and  $^{137}\text{Cs}$  transfer from soil to grass and barley in Sweden after the Chernobyl fallout. *J. Environ. Radioact.* **130** (2014) 22.
  11. M. Greger. Uptake of nuclides by plants. *Technical Report TR-04-14* (2004) 71 p.
  12. V. Gyuricza, H.D. de Boulois, S. Declerck. Effect of potassium and phosphorus on the transport of radio caesium by arbuscular mycorrhizal fungi. *J. Environ. Radioact.* **101** (2010) 482.
  13. M. Vinichuk et al. Correlations between potassium, rubidium and caesium ( $^{133}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) in sporocarps of *Suillus variegatus* in a Swedish boreal forest. *J. Environ. Radioact.* **102** (2011) 386.
  14. S.S. Ismail. Distribution of Na, K, Rb, Cs, and  $^{137}\text{Cs}$  in some Austrian higher fungi. *Biol. Trace Elem. Res.* **43-45** (1994) 707.
  15. S. Yoshida, Y. Muramatsu. Concentration 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.* **41(2)** (1998) 183.
  16. M. Vinichuk et al. Accumulation of potassium, rubidium and caesium ( $^{133}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Sci. Total Environ.* **408** (2010) 2543.
  17. M.M. Vinichuk, K.J. Johanson. Accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by fungal mycelium in forest ecosystems of Ukraine. *J. Environ. Radioact.* **64** (2003) 27.
  18. A. Baeza et al. Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain. *Sci. Total Environ.* **318** (2004) 59.
  19. N.Ye. Zarubina, O.L. Zarubin. Seasonal variation in the content of  $^{137}\text{Cs}$  in different objects of forest ecosystems in Chernobyl exclusion zone. *Yaderna Fizyka ta Energetyka (Nucl. Phys. At. Energy)* **19(1)** (2018) 48. (Rus)
  20. P.S. Pogrebnyak. *Fundamentals of Forest Typology* (Kyiv: Publishing House of the Academy of Sciences of the Ukrainian SSR, 1955) 456 p. (Rus)
  21. The project of the organization and development of forestry of the State Specialized Enterprise «PIVNICHNA PUSHCHA» (Irpın: Ukrainian State Forest Project Administration, 2017) p. 119 (Ukr)
  22. N.P. Anuchin. *Forest Taxation* (Moscow: Lesnaya Promyshlennost', 1982) 552 p. (Rus)
  23. Trial forest management areas. Method of laying: SOU 02.02-37-476: 2006. [Effective from 2007-01-05] (Kyiv: Ministry of Agrarian Policy of Ukraine, 2006) 32 p. (Ukr)
  24. E.P. Odum. *Fundamentals of Ecology* (Philadelphia - London - Toronto, 1971) 532 p.
  25. E. Libbert. *Plant Physiology* (Moscow: Mir, 1976) 580 p. (Rus)
  26. P.-J. White, M.R. Broadley. Mechanisms of caesium uptake by plants. *New Phytol.* **147** (2000) 241.
  27. P.D. Kramer, T.T. Kozlovsky. *Physiology of Woody Plants* (Moscow: Lesnaya Promyshlennost', 1983) 464 p. (Rus)
  28. J. Dighton, G.M. Terry. Uptake and immobilization of caesium in UK grassland and forest soils by fungi, following the Chernobyl accident. In: *Fungi and Environmental Change*. Eds. J.C. Frankland, N. Magan, G.M. Gadd (Cambridge: Cambridge University Press, 1996) p. 184.
  29. O. Guillitte, A. Fraiture, J. Lambinon. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environment*. Eds. G. Desmet et al. (London – New-York: Elsevier Applied Science, 1990) p. 468.
  30. S. Yoshida, Y. Muramatsu, M. Ogawa. Radiocaesium concentrations in mushrooms collected in Japan. *J. Environ. Radioact.* **22** (1994) 141.
  31. Y. Muramatsu, S. Yoshida, M. Sumjya. Concentration of radiocaesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan. *Sci. Total Environ.* **105** (1991) 29.
  32. V.N. Fedorov. Accumulation of radionuclides by fungi in areas of radioactive contamination. In: *Radioactive Contamination of the Vegetation of Belarus*. Eds. V.I. Parfenov, B.I. Yakushev (Minsk: Navuka i tekhnika, 1995) p. 190. (Rus)
  33. V.V. Trukhonovets, V.I. Fomina, A.N. Perevolotsky. The content of Cs-137 in the fruit bodies of some wood-destroying fungi. In: Abstracts of the Int. Sci. Conf. "Fundamental and Applied Aspects of Radiobiology: Biological Effects of Low Doses and Radioactive Pollution of the Environment" (Minsk, 1998) p. 247. (Rus)
  34. *Forest. Person. Chernobyl. Forest Ecosystems after the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant: State, Forecast, Population Response, Ways of Rehabilitation*. Ed. V.A. Ipatiev (Gomel: Forestry Institute of the National Academy of Sciences of Belarus, 1999) 452 p. (Rus)
  35. K. Johanson et al. Activity Concentrations of  $^{137}\text{Cs}$  in Moose and Their Forage Plants in Mid-Sweden. *J. Environ. Radioact.* **22** (1994) 251.

Надійшла 16.01.2019

Received 16.01.2019