

УДК 539.163:58.009:631.4:582.475.4

## ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ $^{90}\text{Sr}$ В КОРНЕВОЙ СИСТЕМЕ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ

© 2020 г. О. Б. Цветнова<sup>1,\*</sup>, А. И. Щеглов<sup>1</sup>, С. Р. Бесаева<sup>1</sup><sup>1</sup> Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия

\*E-mail: tsvetnova@mail.ru

Поступила в редакцию 21.03.2019 г.

Рассматриваются особенности накопления и распределения  $^{90}\text{Sr}$  в корнях сосны обыкновенной в условиях загрязненных сосняков Брянского Полесья. Установлено, что удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в корнях сосны неодинакова и меняется в зависимости от их диаметра и глубины распространения: максимальный показатель отмечается во фракциях <3 мм, минимальный – >20 мм; с глубиной удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в соответствующих фракциях корней заметно уменьшается. Показано, что перенос радионуклидов корневыми системами растений наиболее значим для  $^{90}\text{Sr}$  по сравнению с  $^{137}\text{Cs}$ , вклад корней в общее загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  0–30 см слоя почв сосняка в 3 раза выше, чем  $^{137}\text{Cs}$  (соответственно 3 и 1%). Определено, что относительное распределение запасов  $^{90}\text{Sr}$  в корнях в лесных экосистемах Брянского Полесья в настоящее время не аналогично распределению запасов его химического аналога – кальция.

**Ключевые слова:** корни, сосна обыкновенная,  $^{90}\text{Sr}$ , удельная активность, Са, запасы, вклад, Брянское Полесье

DOI: 10.31857/S0869803120010154

В работах, посвященных вопросам перераспределения радиоактивных элементов, было показано, что одним из факторов, обуславливающих этот процесс, является перенос радионуклидов корневыми системами растений. Установлено, что удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в корнях, как правило, выше таковой в надземной части растений, а также прилегающей минеральной толще почв, причем с глубиной данные различия нарастают. В целом общей закономерностью для различных видов древесных растений было то, что наибольшая активность радионуклидов, в частности,  $^{137}\text{Cs}$ , в подземной части характерна для мелких корней и примерно в 2–4 раза меньшая – для крупных [1–5] и др.

В последнее время интерес к роли корневых систем в перераспределении техногенных радионуклидов в почвенном профиле возрос. Было подтверждено, что накопление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в корнях различается в зависимости от их размера [6], типа почв [7], массы корней, подвижности элементов питания [8], конкуренции с основными ионами, находящимися в системе “почва–растение”, влияния ризосферных процессов и почвенных микроорганизмов на биологическую доступность этих радионуклидов, наличия факторов, обуславливающих перенос элементов и поглоще-

ние их корнями, а также процессов, влияющих на долговременную динамику поглощения [9–12] и др.

В более детальных исследованиях, посвященных особенностям распределения  $^{137}\text{Cs}$  в корнях, было показано, что удельная активность этого радионуклида в корнях меняется в зависимости от их диаметра и глубины распространения: наименьшие показатели отмечаются в крупных (>20 мм), а наибольшие – в мелких (<3, 3–10 мм) фракциях корней. Кроме того, был оценен вклад корней в общие запасы  $^{137}\text{Cs}$  в корнеобитаемой толще различных биогеоценозов зоны радиоактивного загрязнения и установлено, что с глубиной эта величина возрастает [13].

Вместе с тем исследований подобной направленности по распределению другого дозобразующего радионуклида чернобыльского выброса –  $^{90}\text{Sr}$  – в корнях древесных растений в зависимости от их диаметра, глубины проникновения и ряда других факторов не так много. Также практически не проводилась корреляция между распределением в различных фракциях корней  $^{90}\text{Sr}$  и его химического аналога Са на стадии квазидинамического равновесия.

В связи с этим целью данной работы была сравнительная оценка накопления и распределения  $^{90}\text{Sr}$  и Са во фракциях корней древесных рас-

**Таблица 1.** Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в различных фракциях корней сосны и удельная активность и запасы (плотность загрязнения)  $^{90}\text{Sr}$  в 0–30-сантиметровой толще почв сосняка**Table 1.** Specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in different fractions of pine roots and specific activity and the  $^{90}\text{Sr}$  deposition in 0–30-cm soil layer of pine forest

Глубина, см	Удельная активность и плотность загрязнения почв		Удельная активность корней, кБк/кг			
			фракции корней, мм			
	кБк/кг	кБк/м <sup>2</sup>	<3	3–10	10–20	>20
0–10	3.58 ± 0.9	53.8	3.24 ± 0.41	2.18 ± 0.27	0.55 ± 0.07	0.60 ± 0.08
10–20	2.10 ± 0.7	31.4	2.33 ± 0.35	1.30 ± 0.16	–*	0.87 ± 0.09
20–30	0.08 ± 0.03	14.8	1.46 ± 0.16	0.96 ± 0.14	–*	0.54 ± 0.06

\*Данные фракции были отобраны в количестве, недостаточном для проведения анализа.

тений, локализованных на различных глубинах, в лесных экосистемах наиболее загрязненных регионов Российской Федерации в отдаленный период после чернобыльских выпадений.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Исследования проводили в период 2017–2018 гг. в сосняке-зеленомошнике 70–80-летнего возраста на участке стационарного радиоэкологического полигона, заложенного в 1988 г. на территории Брянской области (Красногорское лесничество), характеризующейся наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения в пределах РФ. Доминирующей породой древесного яруса данного растительного сообщества является сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.). На участке сформированы слабоподзолистые иллювиально-железистые песчаные почвы на флювиогляциальных отложениях [14], которые характеризуются низким содержанием гумуса, кислой реакцией среды, ненасыщены основаниями, обеднены элементами питания, в составе ППК основными обменными катионами являются Са и Mg [10].

Для оценки удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и содержания его химического аналога – Са в корнях сосны различного диаметра проводили их отбор по общепринятым методикам [15]. Для этого на площадке выбирали модельное дерево сосны, в направлении от ствола которого закладывали траншею на ширину кроны. Из траншеи послойно отбирали образцы почвы с корнями растений. Отбор корней производили из 0–10, 10–20 и 20–30-сантиметровых слоев корнеобитаемой толщи почв. Методика отбора включала послойное снятие почвы с последующей отмывкой корней различного диаметра. Почву после замачивания промывали на наборе сит с различными диаметрами, что позволило разделить корневую массу на следующие фракции: <3 мм – тонкие сосущие корни; 3–10 мм – ростовые корни; 10–20 мм – крупные ростовые корни; >20 мм – корни, выполняющие опорную функцию. Затем определяли

биомассу каждой фракции в различных слоях [13]. Одновременно с отбором проб корней из каждого 0–10-сантиметрового слоя осуществляли отбор образцов почвы для определения удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  и содержания Са.

Измерение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  во всех пробах осуществляли после их радиохимической подготовки, результатом которой было получение счетного образца – оксалата кальция с соосажденным  $^{90}\text{Sr}$  [16]. Измерения проводили на спектрометрической установке МКС-01А “Мультирад” (Россия) в 3–5-кратной повторности. Ошибка измерения – 10–15%.

Определение количества обменного кальция в почвах осуществляли атомно-абсорбционным методом в солевой вытяжке 1 н КС1; в образцах корней растений – после сухого озоления [17] и растворения в 6 моль/л HCl методом комплексонометрического титрования трилоном Б с индикатором мурексидом [18].

Статистическая обработка результатов исследований проводилась с помощью стандартных пакетов программ. В расчетах запасов  $^{90}\text{Sr}$  и Са использовали данные по фитомассе различных фракций корней, полученные нами ранее [13].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Проведенные исследования показали, что удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в различных слоях 0–30 см толщи почв колеблется от 0.08 до 3.58 кБк/кг с максимальными показателями в верхнем 0–10 см слое. Суммарная плотность загрязнения исследуемой толщи почв сосняка по  $^{90}\text{Sr}$  составляет 66.48 кБк/м<sup>2</sup> (табл. 1). При этом основной запас радионуклида сосредоточен в слое 0–10 см (лесная подстилка и подстилающая минеральная толща) – 53.8%.

Полученные нами данные по распределению  $^{90}\text{Sr}$  в подземных органах сосны обыкновенной свидетельствуют, что величина удельной активности данного радионуклида варьирует в зависи-

**Таблица 2.** Содержание кальция в корнях сосны обыкновенной, % на абсолютно сухое вещество  
**Table 2.** Calcium content in the roots of Scots pine, % of a completely dry substance

Фракция корней, мм	Глубина, см		
	0–10	10–20	20–30
<3	0.65 ± 0.06	0.57 ± 0.06	0.37 ± 0.04
3–10	0.50 ± 0.06	0.32 ± 0.04	0.24 ± 0.03
10–20	0.19 ± 0.03	—*	—*
>20	0.13 ± 0.02	0.21 ± 0.03	0.10 ± 0.02

\*Данные фракции были отобраны в количестве, недостаточном для проведения анализа.

мости от размера корней и глубины их распространения (табл. 1).

Так, удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  колеблется от 0.54 кБк/кг во фракции >20 мм на глубине 20–30 см до 3.24 кБк/кг во фракции <3 мм на глубине 0–10 см. Таким образом, в целом отмечается понижение активности  $^{90}\text{Sr}$  в корнях с глубиной и увеличением их диаметра, что свидетельствует о неравномерности загрязнения корней, локализованных в различных слоях почвенного профиля, что, очевидно, связано с вариациями плотности загрязнения исследуемых слоев корнеобитаемой толщи (табл. 1).

Следует также подчеркнуть, что удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в корнях самой тонкой фракции диаметром <3 мм, локализованных в слоях 0–10 и 10–20 см, практически соответствует, а в слое 20–30 см в 18 раз выше таковой в прилегающей минеральной толще почв (табл. 1), как отмечалось нами ранее и для  $^{137}\text{Cs}$  [5, 19]. Это свидетельствует о роли данной фракции в переносе радионуклида в почве, которая с глубиной резко возрастает.

Аналогичные исследования проведены по оценке содержания Ca в исследуемых почвах и фракциях корней сосны. Они показали, что содержание обменного Ca в ППК слабоподзолистых иллювиально-железистых песчаных почв

изучаемого сосняка Брянской области невелико и колеблется в диапазоне 1.12–4.21 мг-экв/100 г с максимальными показателями в верхней части минеральной толщи [10].

Содержание кальция в корнях сосны варьирует в более широком интервале – от 0.096 до 0.65%, максимальное его количество зафиксировано во фракции <3 мм на глубине 0–10 см, а минимальное – во фракции >20 мм на глубине 20–30 см (табл. 2).

С использованием полученных нами ранее данных по фитомассе [13] были рассчитаны запасы  $^{90}\text{Sr}$  и Ca в различных фракциях корней (табл. 3).

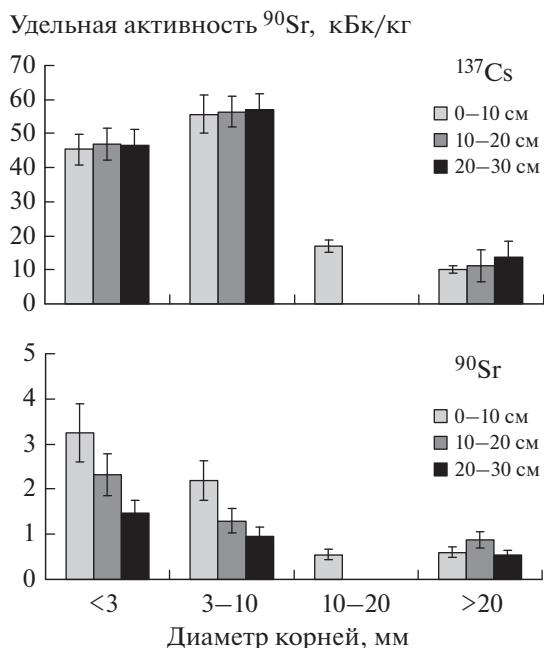
Их оценка показала, что запасы  $^{90}\text{Sr}$  в исследуемых фракциях корней сосны обыкновенной, локализованных в различных слоях 0–30 см толщи почв, колеблются от 12.45 Бк/м<sup>2</sup> (фракция размером 3–10 мм в слое 20–30 см) до 1.27 кБк/м<sup>2</sup> (фракция >20 мм в слое 0–10 см) (табл. 3).

При этом суммарный запас  $^{90}\text{Sr}$  в корнях составляет 2.99 кБк/м<sup>2</sup> с вариациями по глубинам от 1.88 до 0.70 кБк/м<sup>2</sup>, основная его часть приурочена к слою 0–10 см (60.7%) с наибольшей долей корней диаметром >20 мм, что связано с доминированием фитомассы данной фракции. Наименьшая часть запаса  $^{90}\text{Sr}$  сосредоточена в слое 10–20 см – 15.9% с преобладанием фракции >20 мм. В слое 20–30 см величина запаса возрастает до 23.4%, здесь большая часть сосредоточена во фракции <3 мм.

Запасы химического неизотопного аналога  $^{90}\text{Sr}$  – кальция в корнях сосны в сумме составляют 5.92 г/м<sup>2</sup> (табл. 4), при этом их основная часть (67.6%) также приурочена к слою 0–10 см, меньший запас отмечается в слое 10–20 см (25.7%) и минимальный (6.8%) – в толще 20–30 см. Причем, в отличие от  $^{90}\text{Sr}$ , на всех глубинах наибольший запас Ca сосредоточен во фракции крупных корней диаметром >20 мм.

**Таблица 3.** Запасы  $^{90}\text{Sr}$  и Ca в корнях сосны обыкновенной  
**Table 3.** The total amount of  $^{90}\text{Sr}$  and Ca accumulated in the roots of Scots pine

Фракция корней, мм	Глубина, см					
	0–10		10–20		20–30	
	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/м <sup>2</sup>	Ca, г/м <sup>2</sup>	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/м <sup>2</sup>	Ca, г/м <sup>2</sup>	$^{90}\text{Sr}$ , Бк/м <sup>2</sup>	Ca, г/м <sup>2</sup>
<3	281.88	0.57	162.89	0.40	511.35	0.04
3–10	205.11	0.47	14.33	0.40	12.45	0.03
10–20	52.66	0.18	—	—	—	—
>20 мм	1275.41	2.78	298.57	0.72	175.80	0.33
Суммарный запас	1815.06	4.00	475.79	1.52	699.60	0.40

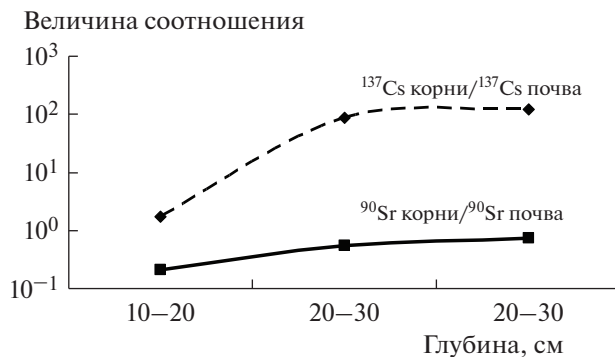


**Рис. 1.** Изменение удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в различных фракциях корней сосны обыкновенной.  
**Fig. 1.** Changes in the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in different fractions of Scots pine roots.

## ОБСУЖДЕНИЕ

В целом полученные нами результаты накопления и распределения  $^{90}\text{Sr}$  в корнях сосны обыкновенной хорошо согласуются с данными наших предшествующих исследований по распределению  $^{137}\text{Cs}$  в корнях этой породы. Сравнительный анализ накопления и распределения в корнях сосны  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  показывает, что удельная активность радионуклидов в подземных органах, как уже отмечалось, меняется в зависимости от их диаметра: наименьший показатель характерен для крупных, а наибольший — для мелких фракций [5, 13, 19]. Эти закономерности были отмечены и в работах ряда авторов, которые свидетельствуют о том, что наименьшая активность  $^{90}\text{Sr}$  отмечается в крупных корнях и значительно большая — в мелких [4, 6, 8, 20] и др. Однако если удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в корнях с глубиной незначимо меняется для соответствующей фракции [13], то для  $^{90}\text{Sr}$  характерно заметное снижение рассматриваемого показателя с глубиной (табл. 1, рис. 1).

Наблюдаемые отличия в распределении  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  во фракциях корней сосны, очевидно, обусловлены физиологическими особенностями древесных растений по отношению к накоплению и распределению неизотопных химических аналогов этих элементов — К и Са. Как известно, К в большей степени накапливается в физиологиче-



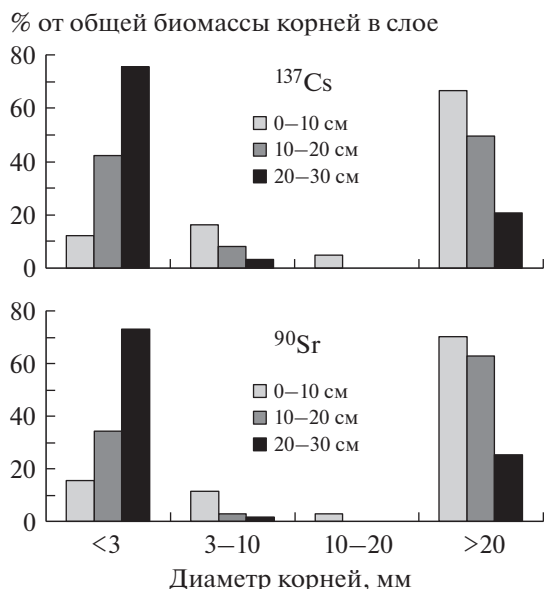
**Рис. 2.** Изменение величины соотношения “корни/почва” в профиле почв с глубиной.  
**Fig. 2.** Change in the root/soil ratio in the soil profile with the depth.

ски активно растущих органах и тканях, в частности, в наружных слоях камбия корней; Са, напротив, — в клеточных стенках корней и тканях с невысокой метаболической активностью [5, 19, 21–23].

Аналогичные изменения характерны и для показателей соотношений рассчитанной нами средневзвешенной удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в корнях/ $^{137}\text{Cs}$  в почве,  $^{90}\text{Sr}$  в корнях/ $^{90}\text{Sr}$  в почве (далее “корни/почва”). Величина соотношения  $^{90}\text{Sr}$  в корнях/ $^{90}\text{Sr}$  в почве значительно ниже, чем таковая для  $^{137}\text{Cs}$ , что, очевидно, связано с различиями в биологической доступности данных радионуклидов. Однако как для  $^{137}\text{Cs}$ , так и для  $^{90}\text{Sr}$  характерно однонаправленное нарастание различий между величинами соотношений “корни/почва” с глубиной, хотя для  $^{90}\text{Sr}$  отмеченные изменения в профиле имеют более сглаженный характер. Так, для  $^{137}\text{Cs}$  данное соотношение меняется от 1.7 в слое 0–10 см до 122.8 в слое 20–30 см; для  $^{90}\text{Sr}$  — от 0.21 в слое 0–10 см до 0.73 в слое 20–30 см (рис. 2).

Это, как уже подчеркивалось, видимо, связано с особенностями распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в корнеобитаемой толще почв, различиями в биологической доступности и закономерностях изменения удельной активности данных радионуклидов в корнях с глубиной. Как известно, и что подтверждается нашими данными, для  $^{90}\text{Sr}$  характерно более плавное изменение в вертикальном профиле [5, 19, 22, 24].

Сравнивая запасы  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в корнях, в первую очередь, следует подчеркнуть, что запасы  $^{137}\text{Cs}$  в них (для слоя 0–30 см) достигают 61, 56 кБк/м<sup>2</sup>, что почти в 21 раз больше, чем  $^{90}\text{Sr}$ , что связано с различиями в плотностях загрязнения территории рассматриваемыми радионуклидами [10, 24]. Вместе с тем как для  $^{137}\text{Cs}$ , так и для  $^{90}\text{Sr}$  можно вычленить преобладающие фракции:



**Рис. 3.** Относительное распределение запасов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в корнях сосны обыкновенной, локализованных в 0–30 см толще почв.

**Fig. 3.** The relative distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  total amount in the roots of Scots pine, located in the 0–30 cm soil layer.

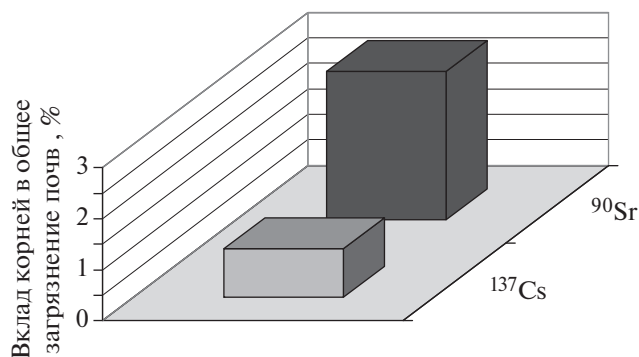
>20 мм на глубине 0–10 см и <3 мм на глубине 20–30 см (рис. 3).

Это обусловлено соответствующими изменениями фитомассы данных фракций и удельной активностью в них  $^{90}\text{Sr}$ .

Нами также был оценен вклад корней в общее загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  корнеобитаемой 0–30 см толщи почв исследуемого сосняка (рис. 4), который рассчитывался как отношение запасов радионуклидов в корнях к их суммарным запасам в почве и корнях (Вклад, % = запас радионуклида в корнях/запас радионуклида почва + корни).

Для  $^{137}\text{Cs}$  этот вклад составляет 0.96%; для  $^{90}\text{Sr}$  – в 3 раза выше. Отсюда очевидно, что роль корневых систем в переносе  $^{90}\text{Sr}$  более значима, чем  $^{137}\text{Cs}$ .

Сравнительный анализ распределения в корнях сосны  $^{90}\text{Sr}$  и его химического аналога Ca показал, что аналогии в их распределении не отмечается (рис. 3, 5). Вместе с тем в наших предыдущих исследованиях было установлено, что в настоящее время в загрязненных лесах Брянского Полесья поведение  $^{137}\text{Cs}$  в системе “почва–растение” близко к таковому его химического аналога – калия [10]. Вероятно, это связано с теми же причинами, на которые указывалось выше [5, 19, 21–23].



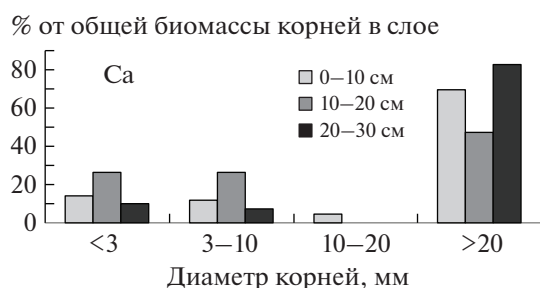
**Рис. 4.** Относительный вклад корней в общее загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  0–30 см корнеобитаемой толщи почв.

**Fig. 4.** The relative contribution of roots to the total contamination of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  is 0–30 cm soil layer.

## ВЫВОДЫ

1. Распределение  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в корнях сосны обыкновенной во многом согласуется. Общей закономерностью для обоих радионуклидов является снижение удельной активности в корнях с увеличением их диаметра. При этом удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в соответствующих фракциях корней заметно уменьшается с глубиной, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  с глубиной практически не меняется.

2. Общий запас  $^{90}\text{Sr}$  в корнях составляет 2.99 кБк/м<sup>2</sup>, при этом максимальный процент приурочен к слою 0–10 см (60.7%), с наибольшей долей корней диаметром >20 мм, что связано с доминированием фитомассы данной фракции. Суммарный запас  $^{90}\text{Sr}$  в корнях сосны в 0–30 см толще почв сосняка более чем в 20 раз меньше, чем таковой  $^{137}\text{Cs}$ , что связано с различиями в плотностях загрязнения территории данными радионуклидами.



**Рис. 5.** Относительное распределение запасов Ca в корнях сосны обыкновенной, локализованных в 0–30 см толще почв.

**Fig. 5.** Relative distribution of total amount of Ca in the roots of Scots pine, located in 0–30 cm soil layer.

3. Перенос радионуклидов корневыми системами растений более значим для  $^{90}\text{Sr}$ . Вклад корней в общее загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  0–30 см слоя почв сосняка составляет около 3%, в то время как  $^{137}\text{Cs}$  – в 3 раза ниже.

4. Относительное распределение запасов  $^{90}\text{Sr}$  в корнях в сосняках Брянского Полесья в настоящее время отличается от распределения в корнях запасов кальция. Основная часть (67.6%) запасов Са, как и  $^{90}\text{Sr}$ , приурочена к слою 0–10 см, но, в отличие от  $^{90}\text{Sr}$ , на всех глубинах наибольший запас Са сосредоточен во фракции крупных корней диаметром >20 мм.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексахин Р.М., Нарышкин М.А.* Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с. [*Alexakhin R.M., Naryshkin, M.A.* Radionuclide migration in forest ecosystems. М.: Nauka, 1977. 144 p. (In Russian)]
2. *Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др.* Лес. Человек. Чернобыль. (Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации). Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. 454 с. [*Ipatyev V.A., Baginsky V.F., Bulavik I.M. et al.* The Forest. Man. Chernobyl. (Forest ecosystems after the accident at the Chernobyl NPP: condition, prediction, response of the population, ways of rehabilitation). Gomel: Institute of forest of NAS of Belarus, 1999. 454 p. (In Russian)]
3. *Махонина Г.Н., Тимофеев-Ресовский Н.В., Титлянова А.А., Тюрюканов А.Н.* Распределение стронция-90 и цезия-137 по компонентам биогеоценоза // Докл. АН СССР. 1961. Т. 140. № 5. С. 1209–1212. [*Makhonina N.G., Timofeev-Resovskii N.V., Titlyanova A.A., Tyuryukanov A.N.* The distribution of strontium 90 and cesium-137 for the components of the biogeocenosis // Reports of the USSR Academy of Sciences. 1961. V. 140. № 5. P. 1209–1212. (In Russian)]
4. *Парфенов В.И., Якушев Б.И., Мартинович Б.С. и др.* Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС). Мн.: Наука и техника, 1995. 582 с. [*Parfenov V.I., Yakushev B.I., Martinovich B.S. et al.* Radioactive contamination of vegetation of Belarus (in connection with the Chernobyl accident). Minsk: Science and technology, 1995. 582 p. (In Russian)]
5. *Щеглов А.И.* Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. М.: Наука, 2000. 236 с. [*Shcheglov A.I.* Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems: by the materials of 10-year research in the area affected by the Chernobyl accident. М.: Nauka, 2000. 236 p. (In Russian)]
6. *Von Firck Y., Rosen K., Sennerby-Forsse L.* Uptake and distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in *Salix viminalis* plants // J. Environ. Radioact. 2002. V. 63. №1. P. 1–14.
7. *Abu-Khadra S.A., Abdel-Sabour M.F., Abdel-Fattah A.T., Eissa H.S.* Transfer factor of radioactive Cs and Sr from Egyptian soils to roots and leaves of wheat plant // IX Radiation Physics and Protection Conference. Cairo, Egypt, 2008. P. 185–196.
8. *Rantavaara A., Raitio H.*  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  root uptake of pine saplings in a managed forest // Radioprotection – Colloquies. 2002. V. 37 (C1). P. C1-565–C1-568.
9. *Парамонова Т.А., Мамихин С.В.* Корневое поглощение  $^{137}\text{Cs}$  и его распределение между надземными и подземными органами растений: Анализ литературы // Радиационная биология. Радиоэкология. 2017. Т. 57. № 6. С. 646–662. [*Paramonova T.A., Mamikhin S.V.* Root Uptake of  $^{137}\text{Cs}$  and its Distribution between Above- and Underground Biomass of Plants: Analysis of the Literature // Radiation biology. Radioecology. 2017. V. 57. № 6. P. 646–662. (In Russian)]
10. *Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Касацкий А.А.* Динамика загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  различных компонентов лесных экосистем Брянского Полесья // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2014. № 3. С. 17–22. [*Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Kasatskii A.A.* Pollution dynamics  $^{137}\text{Cs}$  of the various components of forest ecosystems of Bryansk Polesye // Bulletin of Moscow University. Ser. 17. Soil science. 2014. № 3. P. 17–22. (In Russian)]
11. *Ehlfen S., Kirchner G.* Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review // J. Environ. Radioactivity. 2002. V. 58. P. 97–112.
12. *Bataitiene I.P., Butkus D.* Evaluation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  transfer from soil to Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) by the discrimination coefficients // The 8th Int. Conf. of Environmental Engineering. Vilnius, Lithuania, 2011. P. 270–274.
13. *Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Попова Е.П.* Влияние корней древесных растений на перераспределение  $^{137}\text{Cs}$  в почвах сосняков и березняков зоны радиоактивного загрязнения // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2016. № 2. С. 45–50. [*Scheglov A.I., Tsvetnova O.B., Popova E.P.* Effect of the trees roots on the redistribution of  $^{137}\text{Cs}$  in soils of pine and birch forests of radioactive contamination zone // Bulletin of Moscow University. Ser. 17. Soil science. 2016. № 2. P. 45–50. (In Russian)]
14. Классификация почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с. [Classification of soils of the USSR. М.: Kolos, 1977. 221 p. (In Russian)]
15. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А., Смирнов В.В. и др.* Методы изучения биологического круговорота в различных природных зонах. М.: Мысль, 1978. 185 с. [*Bazilevich N.I., Titlyanova A.A., Smirnov V.V.* The methods to study biological cycle in different natural zones. М.: Mysl', 1978. 185 p. (In Russian)]
16. Методические рекомендации МР 2.6.1.0094-14 “Радиохимическое определение удельной активности цезия-137 и стронция в пробах пищевой продукции, почвы, других объектов окружающей среды и биопробах” (Утв. Главным государственным врачом РФ 16 сентября 2014 г.). [Methodical recommendations MR 2.6.1.0094-14 “Radiochemical determination of specific activity of cesium-137 and strontium in samples of food products, soil, other envi-

- ronmental objects and bioassays” (App. Chief state doctor of the Russian Federation on September 16, 2014. (In Russian))
17. Минеев В.Г., Дурьнина Е.П., Кочетавкин А.В. и др. Практикум по агрохимии. М.: МГУ, 1989. 304 с. [Mineev V.G., Duryunina E.P., Acetamin A.V. et al. Workshop on agricultural chemistry. M.: MSU, 1989. 304 p. (In Russian)]
  18. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л.А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 400 с. [Theory and practice of chemical analysis of soils / Ed. L.A. Vorobyova. M.: GEOS, 2006. 400 p. (In Russian)]
  19. Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Kliashtorin A.L. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. M.: Nauka, 2001. 235 p.
  20. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В. и др. Особенности распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве и накопления древесиной и корой сосны (*Pinus silvestris* L.) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 4. С. 463–470. [Perevolotsky A.N., Bulavik I.M., Perevolotskaya T.V. et al. The features of the distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the soil and accumulation by wood and bark of pine (*Pinus silvestris* L.) under different vegetation conditions // Radiation biology. Radioecology. 2007. V. 47. № 4. P. 463–470. (In Russian)]
  21. Крамер П.Д., Козловский Т.Т. Физиология древесных растений. М.: Лесная пром-ть, 1983. 464 с. [Kramer P. J., Kozłowski T. T. Physiology of woody plants. M.: Forest industry, 1983. 464 p. (In Russian)]
  22. Переволоцкий А.Н., Переволоцкая Т.В. Прогнозирование вертикального распределения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных почвах Республики Беларусь // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 6. С. 625–635. [Perevolotsky A.N., Perevolotskaya T.V. Prediction of vertical distribution of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in forest soils of the Republic of Belarus // Radiation biology. Radioecology. 2012. V. 52. № 6. P. 625–635. (In Russian)]
  23. Greder M. Uptake of nuclides by plants. Technical Report. TR-04-14. Department of Botane, Stockholm University, 2004. 70 p.
  24. Грабеклис И.А. Распределение стронция-90 в почве сосновых биогеоценозов Брянской области в отдаленный период после чернобыльских выпадений // Мат. междунар. молодежного научного форума “Ломоносов – 2017”. М.: МГУ, 2017. [Grabeklis I.A. Distribution of strontium-90 in the soil of pine biogeocenoses of the Bryansk region in the remote period after the Chernobyl fallout // Proc. int. youth scientific forum “Lomonosov – 2017”. M.: MSU, 2017. (In Russian)]

## Features of $^{90}\text{Sr}$ Accumulation and Distribution in the Root System of *Pinus Sylvestris* in the Remote Period after the Chernobyl Fallout

O. B. Tsvetnova<sup>a,#</sup>, A. I. Shcheglov<sup>a</sup>, and S. R. Besaeva<sup>a</sup>

<sup>a</sup> M.V. Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia

<sup>#</sup>E-mail: tsvetnova@mail.ru

The article deals with the features of  $^{90}\text{Sr}$  accumulation and distribution in the roots of *Pinus sylvestris* (L.) under the conditions of radioactively contaminated pine forests of Bryansk Polesie. It was found that the specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in pine roots varies depending on their diameter and depth of distribution: the maximum value is observed in fractions <3 mm, the minimum – > 20 mm; the specific activity of  $^{90}\text{Sr}$  in the corresponding fractions of roots is significantly reduced with the depth. It is shown that radionuclide transfer by root systems of plants is most significant for  $^{90}\text{Sr}$  compared to  $^{137}\text{Cs}$ , the contribution of roots to the total contamination of  $^{90}\text{Sr}$  0–30 cm soil layer of pine forest is 3 times higher than  $^{137}\text{Cs}$  (3 and 1%, respectively). It is determined that the relative distribution of the total amount of  $^{90}\text{Sr}$  in the roots in the forest ecosystems of Bryansk Polesie is currently not similar to the distribution of the total accumulation of its chemical analogue – calcium.

**Keywords:** roots, Scots pine,  $^{90}\text{Sr}$ , specific activity, Ca, the total amount, the contribution, Bryansk Polesie