

УДК 539.163:631.4:58.009

## МОНИТОРИНГ $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ И $^{40}\text{K}$ В СЕРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ РЕПЕРНЫХ УЧАСТКОВ ВЛАДИМИРСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2023 г. А. А. Уткин<sup>1,\*</sup><sup>1</sup> Ивановская государственная сельскохозяйственная академия им. Д.К. Беляева, Иваново, Россия

\*E-mail: aleut@inbox.ru

Поступила в редакцию 28.02.2022 г.

После доработки 07.11.2022 г.

Принята к публикации 21.12.2022 г.

Представлены результаты радиационного мониторинга серых лесных почв реперных участков сельскохозяйственного назначения Владимирской области, проведенного в 2011 и 2016 г. Исследованием установлены фоновые значения удельных активностей исследуемых радионуклидов в почвах реперных участков. По плотности загрязнения пахотного горизонта почв  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  был определен уровень экологической обстановки, что позволило отнести почвы всех реперных участков области к незагрязненным территориям, пригодным без ограничений для сельскохозяйственного использования. Установлены мощность экспозиционной дозы  $\gamma$ -излучения почв и вклад  $^{40}\text{K}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в формирование  $\gamma$ -фона почв. Корреляционным анализом определены влияние отдельных физико-химических свойств почв на поведение и распределение радионуклидов в почве и взаимосвязи между самими радионуклидами. Исходя из значений удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растительной продукции, выращенной на почвах реперных участков в 2011 и 2016 г., были построены ряды культурных растений, с убывающей способностью к накоплению из почвы данных радионуклидов. Вся выращенная растительная продукция по всем видам культур полностью удовлетворяла санитарно-гигиеническим нормам, предъявляемым к ограничению содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растительных кормах (зеленая масса, солома и зерно) и пищевой продукции (яблоки). По коэффициентам перехода было установлено, что процесс перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в растения всех видов протекал интенсивнее, чем переход  $^{137}\text{Cs}$ . Рассчитанные коэффициенты линейной корреляции между значениями удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах и растениях позволили выявить силу и характер их зависимостей.

**Ключевые слова:** радиационный мониторинг,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{40}\text{K}$ , серая лесная почва, растения, реперные участки, Владимирская область

**DOI:** 10.31857/S0869803123020121, **EDN:** EPFPEG

Почвы являются основным “депо” поступающих в них различных загрязнителей, в том числе искусственных радионуклидов (ИРН), которые могут в значительных количествах накапливаться в растительной продукции, поступать с ней в организм сельскохозяйственных животных и человека. По данным ряда исследователей, основное загрязнение почв и культурных растений агроценозов на территории России связано с долгоживущими ИРН:  $^{137}\text{Cs}$  ( $T_{1/2} = 30.17$  лет) и  $^{90}\text{Sr}$  ( $T_{1/2} = 28.79$  лет) [1].

Кроме ИРН, почвы, как природные объекты, сформированные при эволюции Земли, также могут содержать в себе и естественные радионуклиды (ЕРН), которые обуславливают природный радиационный фон почв [2]. К числу наиболее распространенных ЕРН в почвах относится  $^{40}\text{K}$  с периодом полураспада  $T_{1/2} = 1.28 \cdot 10^9$  лет [1].

Во Владимирской области, как в хорошо развитом аграрном регионе, расположенном в центре Европейской части России, встречаются почвы различного типа, среди которых наибольший интерес представляют плодородные серые лесные почвы, на которых возделывается широкий набор сельскохозяйственных культур. В научной литературе источники поступления и особенности накопления  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  серыми лесными почвами и растениями в почвенно-климатических условиях Владимирской области остаются недостаточно изучены [3] по сравнению с почвами других регионов России.

Цель настоящего исследования заключалась в проведении локального радиационного мониторинга серых лесных почв реперных участков сельскохозяйственных угодий Владимирской области на наличие содержания в них  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$ , определении влияния отдельных физико-хи-

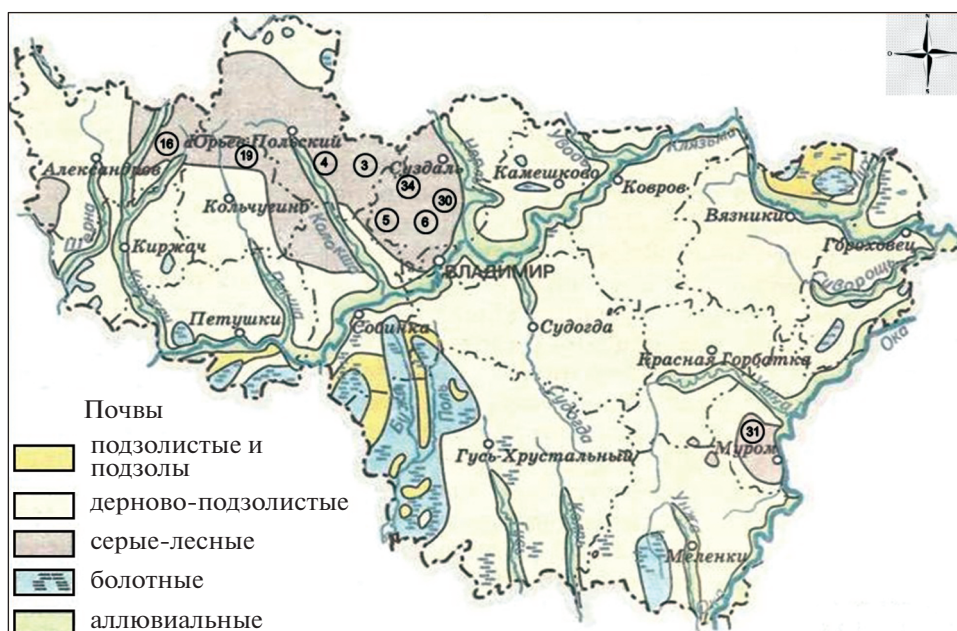


Рис. 1. Почвенная карта Владимирской области.

Fig. 1. Soil map of the Vladimir region.

мических свойств почв на поведение изучаемых радионуклидов (РН) в системе “почва–растение”, возможности получения безопасной растительной продукции, соответствующей санитарно-гигиеническим и экологическим требованиям.

Комплексная оценка современного уровня  $\gamma$ -излучения и содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  в серых лесных почвах и культурных растениях агроценозов Владимирской области проводилась впервые. Данные, полученные в ходе проведенного мониторинга, в научной литературе ранее не находили своего глубокого изучения и освещения, что повышает ценность и актуальность проведенного исследования.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Агрохимическое и радиологическое обследование почв реперных участков и культурных растений на содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  проводили в 2011 и 2016 г., в соответствии с ежегодным мониторингом почв земель сельскохозяйственного назначения на девяти реперных участках, занятых серыми лесными почвами, расположенными на территории Владимирской области (рис. 1), путем отбора образцов растений и почв из пахотного горизонта (0–20 см) для анализов.

Крутизна склонов реперных участков не превышала  $3.5^\circ$ . Реперные участки располагались, в основном, на пахотных землях и кормовых естественных угодьях, преобладающая растительность участков – культурные растения: вика по-

севная (*Vicia sativa* L.), овес посевной (*Avena sativa* L.), клевер розовый (*Trifolium hybridum* L.), тимофеевка луговая (*Phleum pratense* L.), кукуруза сахарная (*Zea mays* L.), пшеница мягкая (*Triticum aestivum* L.), рожь (*Secale cereale* L.), ячмень обыкновенный (*Hordeum vulgare* L.), козлятник восточный (*Galega orientalis* Lam.), яблоня домашняя (*Malus domestica* Borkh.) и злаковое разнотравье в виде полевницы собачьей (*Agrostis canina* L.) и мятлика лугового (*Poa pratensis* L.).

Общая площадь серых лесных почв реперных участков составила 386 га.

С отдельного реперного участка в зависимости от его площади с помощью тростьевого бура отбирали несколько смешанных образцов почвы. Один смешанный образец, массой около 0.5 кг, составлялся из 25–30 точечных проб и в среднем отбирался с каждых 6–7 га площади реперного участка.

Смешанную пробу растений массой около 0.5 кг натуральной влажности составляли из 8–10 точечных проб.

Пробы почв и растений отбирали с одних и тех же локаций реперных участков. Отобранные образцы почв и растений высушивали до воздушно-сухого состояния и измельчали на мельнице.

Физико-химические анализы почв были выполнены по следующим методикам: обменная кислотность ( $\text{pH}_{\text{КСЛ}}$ ): ГОСТ Р 58594–2019; обменные основания кальция и магния (Ca и Mg): ГОСТ 26487–85; органическое вещество ( $C_{\text{орг}}$ ) (по Тюрину в модификации ЦИНАО): ГОСТ 26213–91;

сумма поглощенных оснований ( $S$ ) (по Каппену): ГОСТ 27821–88; фракции физической глины и ила (по Качинскому) [4].

Определение РН в почвах и растениях выполняли по принятым в радиобиологической практике методикам:  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве и растительных образцах производили на приборе УСК “Гамма Плюс” (Россия), согласно методическим рекомендациям [5] и ГОСТ Р 54040–2010, в счетных образцах на сцинтиляционном гамма-, бета-спектрометре с использованием программного обеспечения “Прогресс” (ВНИИФТРИ, 2003). Относительная погрешность определения удельной активности ИРН не более  $\pm 10\%$ . Гамма-спектрометрию проб почвы проводили в геометрии сосуда Маринелли объемом 1 л, растительности – в геометрии “дента” после ее сухого озоления при температуре  $450^\circ\text{C}$ .

Измерение МЭД  $\gamma$ -излучения проводили согласно методических указаний по проведению комплексного мониторинга плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения [6].

МЭД  $\gamma$ -излучения измеряли в полевых условиях на высоте 1 м над поверхностью почвы сцинтиляционным геологоразведочным радиометром СРП–68–01 (Россия). На каждом реперном участке проводили восемь замеров, с последующим подсчетом среднего значения.

Для оценки перехода ИРН из почвы в растения рассчитывался коэффициент накопления ( $K_n$ ), равный отношению удельной активности ИРН в растениях (Бк/кг сухой массы) к его активности в почве (Бк/кг сухой массы).

Коэффициент перехода ( $K_n$ ) определяли как отношение удельной активности ИРН в растениях (Бк/кг сухой массы) к плотности загрязнения почвы на единицу площади (кБк/м<sup>2</sup>).

При статистической обработке данных проводили проверку закона нормального распределения с помощью критериев Колмогорова–Смирнова и Шапиро–Уилка. Средние уровни значений изучаемых показателей в исследуемых образцах при нормальном распределении сравнивали между собой с помощью двухвыборочного  $t$ -критерия Стьюдента для зависимых переменных, при ненормальном – с помощью критерия Вилкоксона. Для выявления взаимосвязей при нормальном распределении признака рассчитывали коэффициенты парной линейной корреляции Пирсона, с использованием статистической программы “Statistica” (версия 10).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Аккумуляция, распределение и миграция радионуклидов в почвах зависят от многих факторов, среди которых важное значение играют содержание органического вещества и его каче-

ственный состав, кислотность почвенной среды, химический, гранулометрический и минералогический составы, характер увлажнения, рельеф местности и др. [7].

Для изучения влияния физико-химических показателей почв на особенности поведения в них изучаемых радионуклидов было проведено агрохимическое обследование серых лесных почв реперных участков, его результаты приведены в табл. 1.

Серые лесные почвы участков в среднем имели преимущественно среднесуглинистый состав.

Средняя обеспеченность почв органическим веществом на протяжении всего периода наблюдения соответствовала низкому уровню содержания, а среднее содержание  $C_{\text{орг}}$  в почвах участков мало подвергалось изменению.

Почвы участков в 2011 г. отличались преимущественно слабокислой реакцией среды, а в 2016 г. – слабокислой и близкой к нейтральной. В среднем, серые лесные почвы имели слабокислую реакцию среды.

Обеспеченность почв обменным Са в течение мониторинга, в основном, соответствовала повышенной степени, а обменным Mg, преимущественно, соответствовала очень высокой степени в 2011 г. и высокой – в 2016 г.

Среднее содержание оснований Са и Mg отвечало повышенному и высокому содержанию их в почве соответственно. Отметим, что с 2011 по 2016 г. произошло снижение среднего содержания Са и Mg в почвах участков.

Средняя доля присутствия обменных Са и Mg в общем составе поглощенных катионов в 2011 и 2016 г. составляла – 91.9 и 84.5% соответственно, что говорит о важной роли данных элементов в процессах генезиса и химизма изучаемых почв. Прослеживается тенденция снижения содержания обменных оснований, предположительно по причине их вымывания из корнеобитаемого слоя вниз по профилю и выноса товарной частью урожая сельскохозяйственными культурами.

Значения сумм поглощенных оснований (параметр  $S$ ) почв большинства реперных участков соответствовали повышенным степеням обеспеченности. Средняя величина  $S$  почв участков за период наблюдений уменьшилась на 0.6 смоль(экв)/100 г почвы.

Отметим, что варьирование всех физико-химических показателей серых лесных почв участков подчинялось закону нормального распределения. Значения критериев Колмогорова–Смирнова и Шапиро–Уилка удовлетворяли следующим условиям:  $p > 0.2$  и  $p > 0.05$  соответственно.

Сравнение физико-химических показателей почв по двум аналогичным зависимым выборкам 2011 и 2016 г. показало, что существенные разли-

**Таблица 1.** Физико-химические свойства почв  
**Table 1.** Physical and chemical properties of soils

№ реперного участка	Число смешанных образцов, <i>n</i>	Район	Фракция, %		$C_{орг}$ , %	pH <sub>KCl</sub>	Ca	Mg	S
			<0.001	<0.01			смоль(экв)/100 г почвы		
3	6	Ю.-Польский	<u>н/о*</u>	<u>н/о</u>	<u>2.0</u>	<u>5.2</u>	<u>15.0</u>	<u>2.8</u>	<u>18.3</u>
			14.1	38.1	3.9	5.1	14.6	3.2	19.8
4	4	Ю.-Польский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>2.8</u>	<u>5.5</u>	<u>15.0</u>	<u>2.9</u>	<u>19.1</u>
			16.2	33.7	3.9	5.4	10.8	3.2	16.5
5	4	Суздальский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>2.3</u>	<u>6.2</u>	<u>13.1</u>	<u>4.2</u>	<u>18.1</u>
			22.4	34.9	1.3	5.8	11.0	2.9	19.6
6	3	Суздальский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>2.7</u>	<u>5.4</u>	<u>11.3</u>	<u>3.2</u>	<u>15.6</u>
			26.3	31.2	1.8	5.2	10.3	2.7	16.9
16	4	Александровский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>1.8</u>	<u>5.1</u>	<u>10.6</u>	<u>4.9</u>	<u>20.9</u>
			17.2	33.7	2.0	4.9	10.0	3.4	16.3
19	4	Кольчугинский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>2.8</u>	<u>5.7</u>	<u>11.3</u>	<u>4.7</u>	<u>16.3</u>
			18.2	34.8	2.5	5.7	10.3	4.0	16.6
30	7	Суздальский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>2.8</u>	<u>5.3</u>	<u>12.5</u>	<u>3.5</u>	<u>16.3</u>
			13.3	37.0	2.1	5.2	10.6	3.1	13.9
31	10	Муромский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>1.7</u>	<u>5.3</u>	<u>5.4</u>	<u>1.4</u>	<u>8.6</u>
			20.9	28.1	0.8	5.8	6.6	2.3	9.6
34	10	Суздальский	<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>3.6</u>	<u>5.8</u>	<u>13.8</u>	<u>5.4</u>	<u>19.7</u>
			17.4	35.6	3.4	5.8	11.3	3.3	18.6
<i>M</i>			<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>2.5</u>	<u>5.5</u>	<u>12.0</u>	<u>3.7</u>	<u>17.0</u>
			18.4	34.1	2.4	5.4	10.6	3.1	16.4
$\pm m$			<u>н/о</u>	<u>н/о</u>	<u>0.2</u>	<u>0.1</u>	<u>1.0</u>	<u>0.4</u>	<u>1.2</u>
			1.4	1.0	0.4	0.1	0.7	0.2	1.1

Примечания. \* н/о – не определяли (то же в табл. 3–4). *M* – среднее арифметическое значение (то же в табл. 2 и 4);  $\pm m$  – ошибка среднего арифметического (то же в табл. 2 и 4). Приведены средние арифметические значения (то же в табл. 2 и 4). Над чертой – 2011 г., под чертой – 2016 г., (то же в табл. 2–4).

чия имеются только по содержанию обменного Ca, это подтверждалось расчетом значений *t*-критерия Стьюдента ( $p < 0.05$ ).

Результаты определения удельной активности ЕРН позволяют дать более точную характеристику радиационной обстановки на исследуемой территории путем сравнения их удельных активностей в изучаемой почве с их общемировыми или региональными значениями, а ИРН – со среднестатистическим их содержанием в почвах мира, обусловленном глобальными выпадениями. Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  в серых лесных почвах участков представлены в табл. 2.

Удельные активности  $^{40}\text{K}$  в почвах планеты варьируют в широких диапазонах. В качестве среднемировых принято значение 450 Бк/кг почвы. По данным Тихомирова, содержание  $^{40}\text{K}$  в серых лесных почвах России в среднем составляет 450 Бк/кг [8].

Средняя удельная активность  $^{40}\text{K}$  в серых лесных почвах реперных участков Владимирской об-

ласти за период мониторинга была в 1.09–1.29 раза выше фоновых значений.

Удельные активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в серых лесных почвах обследованных участков не превышали значений фона глобальных выпадений – 4–30 и 1–18 Бк/кг соответственно [9] (табл. 2).

Усредненная удельная активность почв участков по  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  в 2011 г. была в 1.12, 1.04 и 1.19 раза выше, чем в 2016 г.

Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пахотном горизонте (0–20 см) почв была значительно ниже допустимых уровней относительно удовлетворительной экологической обстановки в 1 и 0.1 Ки/км<sup>2</sup> соответственно, что позволяет отнести серые лесные почвы участков к незагрязненным территориям [10].

Варьирования значений показателей удельных активностей и плотностей загрязнения почв участков  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  подчинялись закону нормального распределения признака, для  $^{40}\text{K}$  отме-

**Таблица 2.** Мощность экспозиционной дозы, удельная активность и плотность загрязнения почв <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr и <sup>40</sup>K  
**Table 2.** Exposure dose rate, specific activity and density of soil contamination <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr and <sup>40</sup>K

№ реперного участка	<sup>137</sup> Cs		<sup>90</sup> Sr		<sup>40</sup> K		МЭД
	Бк/кг	Ки/км <sup>2</sup>	Бк/кг	Ки/км <sup>2</sup>	Бк/кг	Ки/км <sup>2</sup>	мкР/ч
3	<u>5.62</u>	<u>0.035</u>	<u>3.36</u>	<u>0.021</u>	<u>648</u>	<u>4.035</u>	<u>11.5</u>
	3.04	0.019	2.03	0.013	492	3.064	12.0
4	<u>6.81</u>	<u>0.043</u>	<u>4.01</u>	<u>0.025</u>	<u>667</u>	<u>4.154</u>	<u>12.0</u>
	4.91	0.030	3.27	0.021	533	3.319	12.0
5	<u>3.12</u>	<u>0.020</u>	<u>2.05</u>	<u>0.013</u>	<u>610</u>	<u>3.799</u>	<u>12.0</u>
	3.78	0.024	2.52	0.016	552	3.437	12.0
6	<u>5.06</u>	<u>0.031</u>	<u>3.20</u>	<u>0.019</u>	<u>647</u>	<u>4.029</u>	<u>12.0</u>
	4.32	0.026	2.88	0.017	455	2.833	12.0
16	<u>3.73</u>	<u>0.022</u>	<u>2.42</u>	<u>0.014</u>	<u>649</u>	<u>4.042</u>	<u>12.0</u>
	5.09	0.030	3.39	0.020	518	3.225	12.0
19	<u>4.51</u>	<u>0.027</u>	<u>2.87</u>	<u>0.017</u>	<u>569</u>	<u>3.543</u>	<u>12.0</u>
	5.01	0.029	3.34	0.020	541	3.369	12.0
30	<u>3.76</u>	<u>0.023</u>	<u>2.36</u>	<u>0.015</u>	<u>561</u>	<u>3.493</u>	<u>11.5</u>
	3.95	0.025	2.63	0.016	546	3.400	12.0
31	<u>4.31</u>	<u>0.024</u>	<u>2.84</u>	<u>0.016</u>	<u>335</u>	<u>2.086</u>	<u>7.0</u>
	3.55	0.020	2.37	0.013	235	1.463	7.0
34	<u>5.94</u>	<u>0.035</u>	<u>3.54</u>	<u>0.021</u>	<u>554</u>	<u>3.450</u>	<u>12.0</u>
	5.33	0.031	3.55	0.021	538	3.350	12.0
M	<u>4.76</u>	<u>0.029</u>	<u>2.96</u>	<u>0.018</u>	<u>582</u>	<u>3.626</u>	<u>11.3</u>
	4.25	0.026	2.83	0.018	490	3.051	11.4
±m	<u>0.40</u>	<u>0.003</u>	<u>0.21</u>	<u>0.001</u>	<u>34</u>	<u>0.212</u>	<u>0.5</u>
	0.31	0.002	0.21	0.001	33	0.209	0.6

чалось ненормальное распределение указанных показателей. При сравнении между собой значений показателей <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr зависимых выборок 2011 и 2016 г. выявлено, что значимые различия отсутствуют ( $p > 0.05$ ), что подтверждалось расчетом значений *t*-критерия Стьюдента. Расчет критерия Вилкоксона по удельной активности и плотности загрязнения <sup>40</sup>K двух зависимых выборок 2011 и 2016 г. показал, что между ними имеются существенные различия ( $p < 0.05$ ).

Изменение значений показателей МЭД  $\gamma$ -фона на всем протяжении мониторинга подчинялось закону ненормального распределения признака. При сравнении значений МЭД зависимых выборок по критерию Вилкоксона выявлено, что достоверных различий не имеется ( $p > 0.05$ ).

В среднем, за время проведения мониторинга МЭД  $\gamma$ -излучения серых лесных почв реперных участков Владимирской области соответствует среднему значению, характерному для почв сельскохозяйственных угодий России (11.4 мкР/ч) [11]. Кроме того, полученные нами значения МЭД  $\gamma$ -излучения почв участков полностью подтвер-

ждаются и данными, приведенными в работе Т.А. Трифионовой [12].

Проведенный корреляционный анализ показал наличие достоверных прямых корреляционных связей высокой силы между МЭД  $\gamma$ -излучения почвы и удельной активностью <sup>40</sup>K в 2011 г.:  $r_{(МЭД/40K)} = 0.91$  и в 2016 г.:  $r_{(МЭД/40K)} = 0.95$ , при  $r_{знач} = 0.67$ . Следует отметить, что из ряда РН, являющихся  $\gamma$ -излучателями, <sup>40</sup>K отличается наибольшими концентрациями присутствия во многих почвах мира.

Отсутствие значимых корреляционных связей между МЭД  $\gamma$ -излучения почвы и удельной активностью <sup>137</sup>Cs в 2011 и 2016 г.:  $r_{(МЭД/137Cs)} = 0.15$  и 0.06 соответственно, при  $r_{знач} = 0.67$ , можно объяснить очень низкими значениями активности и, следовательно, малым вкладом <sup>137</sup>Cs в формирование суммарного фона  $\gamma$ -излучения серых лесных почв участков Владимирской области.

Отмеченные корреляционные взаимосвязи между физико-химическими свойствами серой лесной почвы и удельными активностями <sup>137</sup>Cs,

**Таблица 3.** Коэффициенты линейной корреляции Пирсона между свойствами почв и удельными активностями  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$ **Table 3.** Pearson linear correlation coefficients between soil properties and specific activities  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{40}\text{K}$ 

Свойства почвы/РН	Фракция <0.001 мм, %	Фракция <0.01 мм, %	$C_{\text{орг}}$ , %	$\text{pH}_{\text{KCl}}$	Ca, смоль (экв)/100 г	Mg, смоль (экв)/100 г	$S$ , смоль (экв)/100 г	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	$^{40}\text{K}$
$^{137}\text{Cs}$	<u>н/о</u> 0.25	<u>н/о</u> -0.33	<u>0.44</u> 0.14	<u>-0.13</u> 0.25	<u>0.46</u> -0.28	<u>-0.14</u> 0.36	<u>0.20</u> 0.08	–	<b>0.99</b> <b>1.00</b>	<u>0.24</u> 0.08
$^{90}\text{Sr}$	<u>н/о</u> 0.25	<u>н/о</u> -0.33	<u>0.41</u> 0.14	<u>-0.15</u> 0.25	<u>0.37</u> -0.28	<u>-0.18</u> 0.36	<u>0.13</u> 0.08	<b>0.99</b> <b>1.00</b>	–	<u>0.19</u> 0.08
$^{40}\text{K}$	<u>н/о</u> -0.35	<u>н/о</u> <b>0.80</b>	<u>0.22</u> 0.51	<u>0.03</u> -0.22	<b>0.80</b> <b>0.67</b>	<u>0.44</u> <b>0.72</b>	<b>0.85</b> <b>0.75</b>	<u>0.24</u> 0.08	<u>0.19</u> 0.08	–

Примечание. Значимые коэффициенты корреляции при  $p < 0.05$  выделены полужирным (то же в табл. 4):  $t_{\text{крит}} = 2.36$ ,  $n = 9$ ,  $r_{\text{знач}} = 0.67$ .

$^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$ , а также между самими изучаемыми радионуклидами указаны в табл. 3.

Данные по удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в культурных растениях и  $K_{\text{п}}$   $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в растения отражены в табл. 4.

Поступление РН из почв в растения зависит от типа почвы и ее свойств. В сельскохозяйственной радиобиологии установилось понимание того, что из кислых почв, обедненных основаниями Ca и Mg, легкого гранулометрического состава  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  более интенсивно поступают в растения по сравнению с высокоплодородными и богатыми основаниями почвами [13–15].

Кроме того, немаловажное влияние на накопление ИРН растениями оказывают и биологические особенности сельскохозяйственных культур, обусловленные видовой и сортовой принадлежностью. Например, различия в накоплении  $^{90}\text{Sr}$  у зерновых и бобовых культур, выращенных на одной почве, различаются в 85 раз, у корнеплодов и овощных культур – в 350 раз [16], у кукурузы – в 10–15 раз [17],  $^{137}\text{Cs}$  у картофеля – в 14 раз, а у моркови – в 2.5 раза [18].

## ОБСУЖДЕНИЕ

Имеются многочисленные данные о связи содержания РН в почве с размером и удельной поверхностью почвенных частиц [19, 20].

Наличие мелкодисперсных частиц фракции физического ила (<0.001 мм, %) не коррелирует с накоплением изучаемых РН серой лесной почвой. В то же время, судя по значениям коэффициентов корреляции ( $r = 0.80$ , при  $p = 0.05$ ), достоверно установлено, что содержание частиц фракции физической глины (<0.01 мм, %) приводит только к увеличению удельной активности  $^{40}\text{K}$  в почве. Предположительно, это вызвано тем, что  $^{40}\text{K}$  адсорбируется на поверхности почвенных ми-

нералов, размер частиц которых составляет от 0.01 до 0.001 мм.

Содержание  $C_{\text{орг}}$  и уровень  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  не оказывали достоверного влияния на аккумуляцию  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  серой лесной почвой.

Обменные Ca и Mg, а также другие поглощенные основания (параметр  $S$ ) существенно влияли только на удельную активность  $^{40}\text{K}$  в почвах участков.

Высокую корреляционную взаимосвязь прямой зависимости ( $r = 0.99–1.00$ ,  $p = 0.05$ ) между присутствием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в исследуемой почве, предположительно, можно объяснить некоторыми схожими механизмами поглощения данных ИРН почвой (табл. 3).

Исследованием были определены последовательности культур в рядах накопления и перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  из серой лесной почвы реперных участков в 2011 и 2016 г. Установлено, что усредненное значение удельной активности в зеленой массе культур по  $^{137}\text{Cs}$  снижалось в ряду: козлятник восточный > кукуруза сахарная > вика посевная, овес посевной > клевер розовый, тимофеевка луговая > ячмень > полевица собачья, мятлик луговой; удельная активность по  $^{90}\text{Sr}$  снижалась в ряду: козлятник восточный > кукуруза сахарная > > полевица собачья, мятлик луговой > клевер розовый, тимофеевка луговая > вика посевная, овес посевной > ячмень.

Интенсивность перехода  $^{137}\text{Cs}$  из почвы в растения снижалась в ряду: кукуруза сахарная > козлятник восточный > клевер розовый, тимофеевка луговая > вика посевная, овес посевной > полевица собачья, мятлик луговой > ячмень; ряд перехода  $^{90}\text{Sr}$  был следующим: кукуруза сахарная > полевица собачья, мятлик луговой > козлятник восточный > клевер розовый, тимофеевка луговая > > вика посевная, овес посевной > ячмень.

Ряды последовательности культур по удельной активности и  $K_{\text{п}}$  для  $^{137}\text{Cs}$  несопоставимы между

**Таблица 4.** Параметры перехода и удельная активность <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в растениях  
**Table 4.** Transition parameters and specific activity of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr in plants

№ реперного участка	Культура (вид продукции)	Удельная активность, Бк/кг		K <sub>п</sub>	
		<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>90</sup> Sr
3	<u>Ячмень (зеленая масса)</u> Пшеница (зерно/солома)	<u>1.18</u> 0.91/0.97	<u>1.22</u> 0.95/1.07	<u>0.91</u> 1.29/1.38	<u>1.57</u> 1.98/2.22
4	<u>Козлятник (зеленая масса)</u> Кукуруза (зеленая масса)	<u>2.05</u> 1.72	<u>2.17</u> 2.04	<u>1.29</u> 1.55	<u>2.35</u> 2.63
5	<u>н/о</u> Полевица, мятлик (зеленая масса)	<u>н/о</u> 1.32	<u>н/о</u> 1.99	<u>н/о</u> 1.49	<u>н/о</u> 3.36
6	<u>н/о</u> Яблоня (яблоки)	<u>н/о</u> 0.51	<u>н/о</u> 0.37	<u>н/о</u> 0.53	<u>н/о</u> 0.59
16	<u>н/о</u> Полевица, мятлик (зеленая масса)	<u>н/о</u> 1.27	<u>н/о</u> 1.37	<u>н/о</u> 1.14	<u>н/о</u> 1.85
19	<u>Клевер, тимофеевка (зеленая масса)</u> Вика, овес (зеленая масса)	<u>1.44</u> 1.32	<u>1.57</u> 1.39	<u>1.44</u> 1.23	<u>2.50</u> 1.88
30	<u>Клевер, тимофеевка (зеленая масса)</u> Полевица, мятлик (зеленая масса)	<u>1.00</u> 0.83	<u>1.21</u> 1.08	<u>1.18</u> 0.90	<u>2.18</u> 1.82
31	<u>Клевер, тимофеевка (зеленая масса)</u> Рожь (зерно/солома)	<u>1.29</u> 0.89/0.95	<u>1.40</u> 0.91/0.96	<u>1.45</u> 1.20/1.28	<u>2.36</u> 1.89/2.00
34	<u>Клевер, тимофеевка (зеленая масса)</u> Ячмень (зерно/солома)	<u>1.33</u> 1.23/1.35	<u>1.46</u> 1.31/1.36	<u>1.03</u> 1.07/1.18	<u>1.88</u> 1.69/1.75
<i>M ± m</i>	Ячмень (зеленая масса)	1.18 ± 0.03	1.22 ± 0.02	0.91 ± 0.02	1.57 ± 0.02
	Пшеница (зерно/солома)	0.91 ± 0.02/ 0.97 ± 0.03	0.95 ± 0.03/ 1.07 ± 0.02	1.29 ± 0.02/ 1.38 ± 0.02	1.98 ± 0.02/ 2.22 ± 0.03
	Козлятник (зеленая масса)	2.05 ± 0.03	2.17 ± 0.04	1.29 ± 0.02	2.35 ± 0.05
	Кукуруза (зеленая масса)	1.72 ± 0.01	2.04 ± 0.02	1.55 ± 0.01	2.63 ± 0.03
	Полевица, мятлик (зеленая масса)	1.14 ± 0.16	1.48 ± 0.27	1.18 ± 0.17	2.35 ± 0.51
	Клевер, тимофеевка (зеленая масса)	1.27 ± 0.09	1.41 ± 0.08	1.27 ± 0.10	2.23 ± 0.13
	Яблоня (яблоки)	0.51 ± 0.02	0.37 ± 0.02	0.53 ± 0.01	0.59 ± 0.03
	Вика, овес (зеленая масса)	1.32 ± 0.02	1.39 ± 0.02	1.23 ± 0.02	1.88 ± 0.02
	Рожь (зерно/солома)	0.89 ± 0.01/ 0.95 ± 0.02	0.91 ± 0.01/ 0.96 ± 0.01	1.20 ± 0.01/ 1.28 ± 0.01	1.89 ± 0.02/ 2.00 ± 0.02
	Ячмень (зерно/солома)	1.23 ± 0.02/ 1.35 ± 0.02	1.31 ± 0.02/ 1.36 ± 0.02	1.07 ± 0.02/ 1.18 ± 0.02	1.69 ± 0.02/ 1.75 ± 0.03
<i>r</i> <sub>ИРН почва/ИРН расте- ние</sub>	Ячмень (зеленая масса)	0.45	0.57	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 2.78, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.81	
	Пшеница (зерно/солома)	0.69/0.46	<b>0.89</b> /0.38	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 2.78, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.81	
	Козлятник (зеленая масса)	<b>0.98</b>	0.82	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 4.30, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.95	
	Кукуруза (зеленая масса)	0.62	0.83	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 4.30, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.95	
	Полевица, мятлик (зеленая масса)	<b>0.81</b>	0.27	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 2.78, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.81	
	Клевер, тимофеевка (зеленая масса)	0.55	0.62	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 4.30, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.95	
	Яблоня (яблоки)	<b>0.91</b>	0.61	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 2.78, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.81	
	Вика, овес (зеленая масса)	0.72	0.59	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 4.30, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.95	
	Рожь (зерно/солома)	<b>0.84</b> /0.52	0.41/0.57	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 2.31, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.63	
Ячмень (зерно/солома)	<b>0.78</b> /0.61	<b>0.66</b> /0.40	<i>t</i> <sub>крит</sub> = 2.31, <i>r</i> <sub>знач</sub> = 0.63		



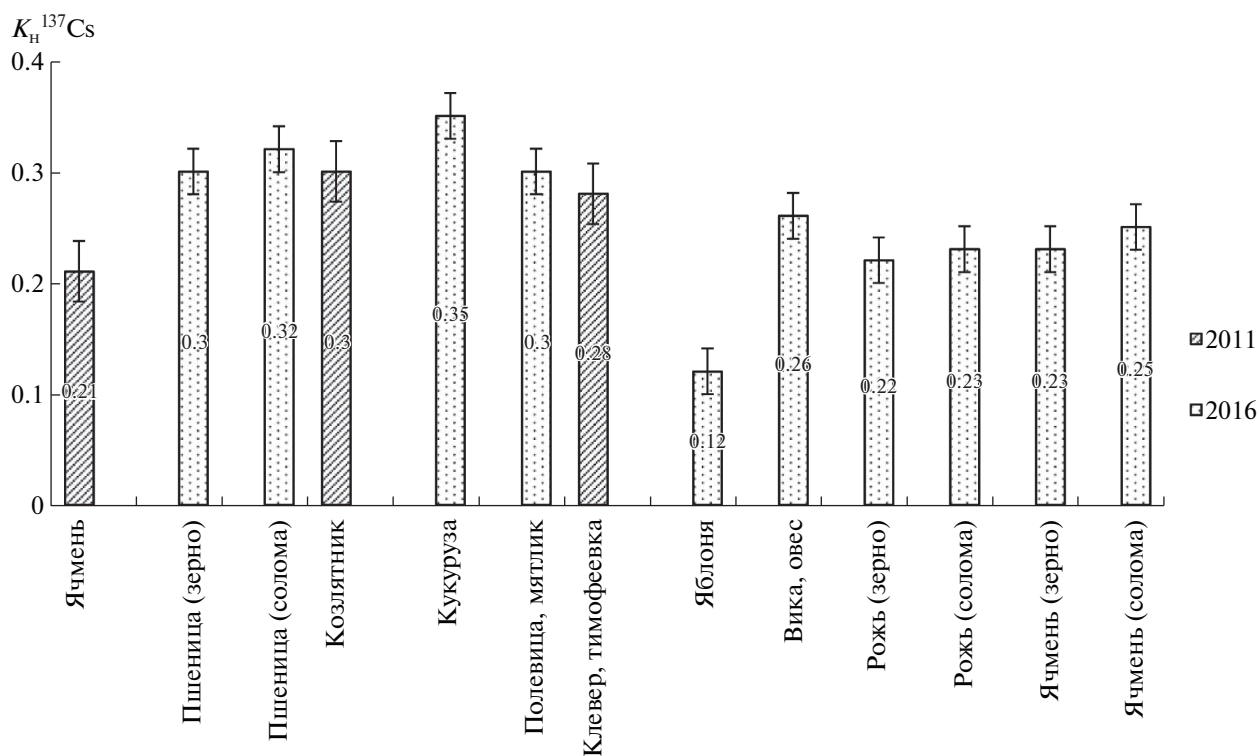


Рис. 2. Коэффициенты накопления  $^{137}\text{Cs}$  растениями.  
Fig. 2. Coefficients of accumulation of  $^{137}\text{Cs}$  by plants.

собой, в отношении  $^{90}\text{Sr}$  отмечалось сопоставление позиций в рядах для смесей из клевера и тимофеевки, вики и овса, а также ячменя.

Следует отметить, что в соломе ячменя больше накапливалось  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , чем в зеленой массе этой культуры.

Среди зерновых культур удельная активность как по  $^{137}\text{Cs}$ , так и по  $^{90}\text{Sr}$  в соломе и зерне снижалась в ряду: ячмень > пшеница > рожь.

Фактические величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (в пересчете на абсолютно сухое вещество) по всем видам культур полностью удовлетворяли санитарно-гигиеническим требованиям ВП 13.5.13/06–01 к ограничению содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в кормовых сеяных травах (зеленая масса) на уровне не более 100 и 50 Бк/кг и фуражном зерне злаковых – 200 и 140 Бк/кг в сырой массе соответственно [21].

Согласно СанПин 2.3.2.1078–01 [22], содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в плодах яблони не нормируется, однако плоды яблони отличались среди всех изучаемых культур наименьшим накоплением  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Установленные для культур величины  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для надземной фитомассы травостоев на обследованных участках укладывались в пределы от 0.12 до 0.36 и от 0.13 до 0.62 соответственно, что

достаточно хорошо подтверждалось значениями  $K_n$   $^{137}\text{Cs} = 0.12–2.08$  и  $K_n$   $^{90}\text{Sr} = 0.20–0.86$ , приведенными в работе [23].

Многочисленными исследованиями установлено, что ИРН в генеративных органах растений (зерно, плоды и др.) накапливаются в меньших количествах, чем в надземных вегетативных органах (солома, листья) [20, 24]. В нашем исследовании зерно озимой ржи, яровой пшеницы и ячменя меньше накапливало как  $^{137}\text{Cs}$ , так и  $^{90}\text{Sr}$  по сравнению с соломой этих культур. Данный факт может указывать на наличие у этих растений защитных механизмов, препятствующих излишнему проникновению  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в генеративные органы из вегетативных.

Накопление  $^{90}\text{Sr}$  всеми культурами происходило в 1.1–2 раза более интенсивно, чем  $^{137}\text{Cs}$ , о чем говорят полученные значения  $K_n$  (рис. 2, 3).

Расчет коэффициентов корреляции Пирсона ( $p = 0.95$ ), показал, что между удельной активностью  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в зерне и соломе пшеницы отмечена недостоверная взаимосвязь:  $r_{^{137}\text{Cs зерно/солома}} = -0.13$  и  $r_{^{90}\text{Sr зерно/солома}} = 0.58$ ,  $r_{\text{знач}} = 0.81$ ; в зерне и соломе ржи выявлена недостоверная взаимосвязь:  $r_{^{137}\text{Cs зерно/солома}} = 0.56$  и  $r_{^{90}\text{Sr зерно/солома}} = -0.16$ ,  $r_{\text{знач}} = 0.63$ ; в зерне и соломе ячменя установлена



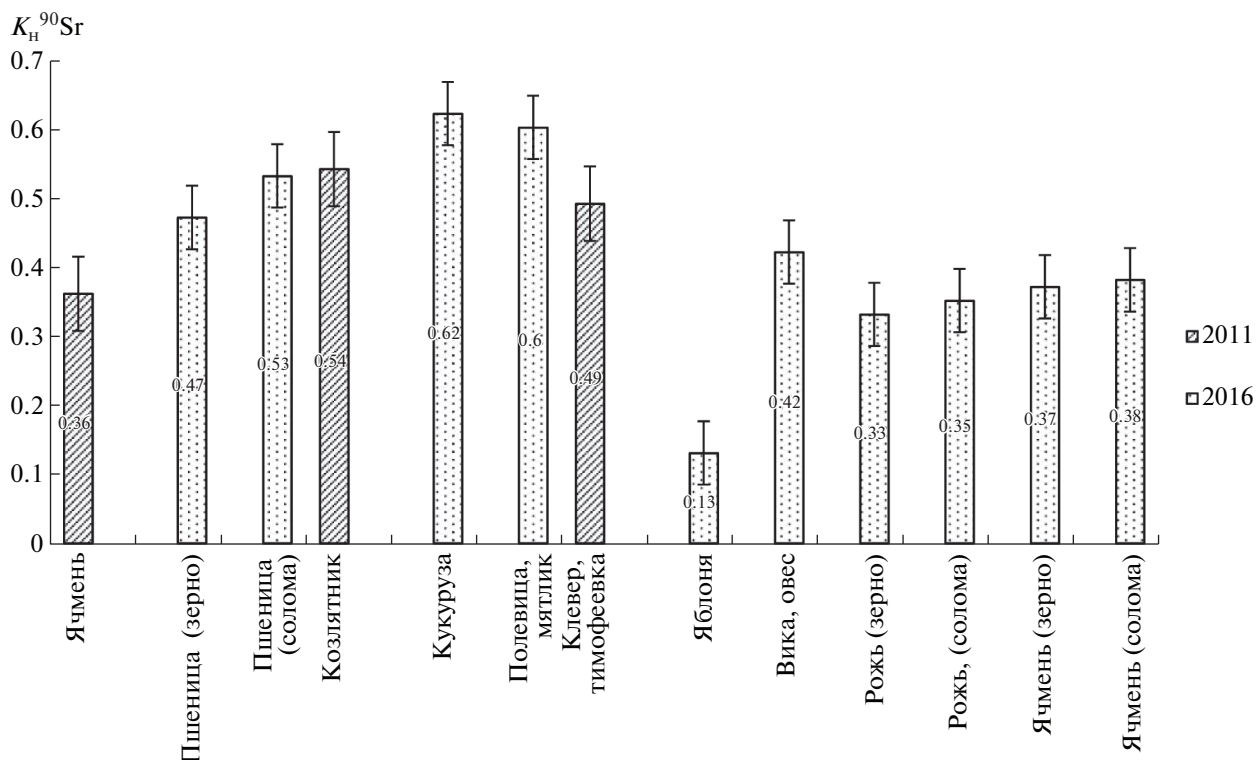


Рис. 3. Коэффициенты накопления  $^{90}\text{Sr}$  растениями.  
 Fig. 3. Coefficients of accumulation of  $^{90}\text{Sr}$  by plants.

прямая значимая взаимосвязь:  $r_{^{137}\text{Cs зерно/солома}} = 0.71$  и  $r_{^{90}\text{Sr зерно/солома}} = 0.68$ ,  $r_{\text{знач}} = 0.63$ .

Расчет коэффициентов перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (табл. 4) из почвы в сельскохозяйственные культуры показал, что процесс перехода  $^{90}\text{Sr}$  из почвы в растения всех видов протекал интенсивнее, чем переход  $^{137}\text{Cs}$ .

При сравнении значений  $K_n$   $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  для одних и тех же видов растений выяснилось, что  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  хуже переходят в плоды яблони, и лучше — в зеленую массу кукурузы.

Сила корреляционной взаимосвязи между значениями удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах и растениях изменялась в зависимости от видовой принадлежности культур (табл. 4). Между рассматриваемыми показателями отмечалась связь прямой зависимости, преимущественно средней и высокой силы взаимосвязи.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По результатам проведенного радиационного мониторинга установлено, что средние значения удельных активностей  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в серых лесных почвах реперных участков Владимирской области не превышали значений фона глобальных выпадений. Удельная активность почв участков по

$^{40}\text{K}$  была в 1.09–1.29 раза выше среднемирового показателя и типичного значения, характерного для данной почвы.

Усредненная удельная активность почв участков по  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  в 2011 г. была выше, чем в 2016 г.

Присутствие  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в серой лесной почве обусловлено, в основном, глобальными выпадениями ИРН на территории области, а содержание  $^{40}\text{K}$  определяется генезисом и физико-химическими свойствами почв.

Плотность загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пахотном горизонте почв участков была значительно ниже допустимых уровней относительно удовлетворительной экологической обстановки — 1 и 0.1 Ки/км<sup>2</sup> соответственно, что позволяет отнести серые лесные почвы всех участков к незагрязненным территориям, пригодным без ограничений для сельскохозяйственного использования.

Формируемое  $\gamma$ -излучение почв участков соответствует среднему значению, характерному для почв сельскохозяйственных угодий России. Наибольший достоверный вклад в формирование  $\gamma$ -излучения почв отмечался со стороны  $^{40}\text{K}$ , а наименьший несущественный — от  $^{137}\text{Cs}$  в течение всего периода радиационного мониторинга.

Существенная корреляционная взаимосвязь отмечалась только между удельной активностью  $^{40}\text{K}$  с частицами фракции физической глины, а также между  $^{40}\text{K}$  и содержанием обменных Са, Mg и других поглощенных оснований в почве. В остальных случаях достоверно отмеченной корреляции между другими физико-химическими свойствами почвы с удельными активностями изучаемых радионуклидов не обнаружено. Высокую корреляционную взаимосвязь между присутствием  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах реперных участков, вероятно, можно объяснить схожими механизмами поглощения данных радионуклидов серой лесной почвой.

Усредненное значение удельной активности зеленой массы культур по  $^{137}\text{Cs}$  снижалось в ряду: козлятник восточный > кукуруза сахарная > вика посевная, овес посевной > клевер розовый, тимофеевка луговая > ячмень > полевица собачья, мятлик луговой; по  $^{90}\text{Sr}$ : козлятник восточный > кукуруза сахарная > полевица собачья, мятлик луговой > клевер розовый, тимофеевка луговая > вика посевная, овес посевной > ячмень.

В соломе ячменя больше накапливалось  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ , чем зеленой массе этой культуры. Среди зерновых культур удельная активность как по  $^{137}\text{Cs}$ , так и по  $^{90}\text{Sr}$  в соломе и зерне снижалась в ряду: ячмень > пшеница > рожь.

Величины удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  по всем видам культур и выращенной продукции полностью удовлетворяли санитарно-гигиеническим нормам к ограничению содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в растительной продукции, предназначенной на корм животным и в пищу человеку (яблоку).

Судя по полученным значениям коэффициентов накопления, поглощение  $^{90}\text{Sr}$  всеми растениями происходило в 1.1–2 раза более интенсивно, чем  $^{137}\text{Cs}$ .

Между значениями удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почвах и растениях отмечалась корреляция прямой связи, в основном, средней и высокой силы.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Физические величины: Справочник / Под ред. И.С. Григорьева и Е.З. Мейлихова. М.: Энергоатомиздат, 1991. 1232 с. [Fizicheskie velichiny: Spravochnik / Pod red. I.S. Grigor'eva i E.Z. Meilikhova. M.: Energoatomizdat, 1991. 1232 p. (In Russ.)]
2. Saleh M.S., Ramli A.T., Alajerami Y. et al. Assessment of environmental  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  concentrations in the region of elevated radiation background in Segamat District, Johr, Malaysia // J. Environ. Radioact. 2013. V. 124. P. 130–140.
3. Уткин А.А. Оценка радиационной обстановки на реперных участках сельскохозяйственных угодий Владимирской области // Радиационная биология. Радиоэкология. 2022. Т. 62. № 6. С. 660–672. [Utkin A.A. Assessment of the radiation situation in reference areas of agricultural lands of the Vladimir region // Radiation biology. Radioecology. 2022. V. 62. № 6. P. 660–672. (In Russ.)].  
<https://doi.org/10.31857/S0869803122060133>
4. Гаврилова И.П., Касимов Н.С. Практикум по геохимии ландшафта. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1989. 73 с. [Gavrilova I.P., Kasimov N.S. Praktikum po geokhimmii landshafhta. M.: Izd-vo Mosk. un-ta, 1989. 73 p. (In Russ.)]
5. Радиохимическое определение удельной активности цезия-137 и стронция-90 в пробах пищевой продукции, почвы, других объектов окружающей среды и биопробах: Методические рекомендации МР 2.6.1.0094–14. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2014. 43 с. [Radiokhimicheskoe opredelenie udel'noi aktivnosti tseziya-137 i strontsiya-90 v probakh pishchevogo produktsii, pochvy, drugih ob'ektov okruzhayushchei sredy i bioprobakh: Metodicheskie rekomendatsii MR 2.6.1.0094–14. M.: Federal'nyi tsentr gigeny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2014. 43 p. (In Russ.)]
6. Методические указания по проведению комплексного мониторинга плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения. М.: ФГНУ “Росинформагротех”, 2003. 240 с. [Metodicheskie ukazaniya po provedeniyu kompleksnogo monitoringa plodorodiya pochv zemel' sel'skohozyajstvennogo naznacheniya. M.: FGNU “Rosinformagrotekh”, 2003. 240 s. (In Russ.)]
7. Апарин Б.Ф., Мингареева Е.В., Санжарова Н.И. и др. Содержание радионуклидов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) в черноземах Волгоградской области разных сроков отбора образцов // Почвоведение. 2017. № 12. С. 1457–1467. [Aparin B.F., Mingareeva E.V., Sanzharova N.I. et al. Concentrations of radionuclides ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ , and  $^{137}\text{Cs}$ ) in chernozems of Volgograd oblast sampled in different years // Euras. Soil Sci. 2017. V. 50. № 12. P. 1395–1405. (In Russ.)].  
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17120036>
8. Почвоведение: Учеб. для ун-тов. В 2 ч. / Под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. Ч. 1. Почва и почвообразование / Г.Д. Белицина, В.Д. Васильевская, Л.А. Гришина и др. М.: Высш. школа, 1988. 400 с. [Pochvovedenie: Ucheb. dlya un-tov. V 2 ch. / Pod red. V.A. Kovdy, B.G. Rozanova. Ch. 1. Pochva i pochvoobrazovanie / G.D. Belitsina, V.D. Vasil'evskaya, L.A. Grishina i dr. M.: Vysshaya shkola, 1988. 400 p. (In Russ.)]
9. Радиационная обстановка на территории СССР в 1990 г. / Под ред. К.П. Махонько. Госкомгидромет СССР. Обнинск: НПО “Тайфун”, 1991. [Radiatsionnaya obstanovka na territorii SSSR v 1990 g. / Pod red. K.P. Makhon'ko. Goskomgidromet SSSR. Obninsk: NPO “Taifun”, 1991. (In Russ.)]
10. Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия / Под ред. Н.Г. Рыбальского. М.: Минприроды России, 1992. [Kriterii otsenki ekologicheskoi obstanovki territorii dlya vyyavleniya zon chrezvychainoi ekologicheskoy situatsii i zon ekologicheskogo bedstviya / Pod red. N.G. Rybalskogo. M.: Minprirody Rossii, 1992. (In Russ.)]

- icheskoj situatsii i zon ekologicheskogo bedstviya / Pod red. N.G. Rybal'skogo. M.: Minprirody Rossii, 1992. (In Russ.)]
11. Орлов П.М., Сычев В.Г., Жиленко С.В. Радиоактивность почв юга России // Нива Поволжья. 2017. № 1 (42). С. 53–60. [Orlov P.M., Sychov V.G., Zhilenko S.V. Radioactivity of soils in the south of Russia // Volga Region Farmland. 2017. № 1 (42). P. 53–60. (In Russian)]
  12. Трифонова Т.А. Экологический атлас Владимирской области / Под ред. Т.А. Трифоновой. Владимир: Изд-во ВлГУ, 2007. 92 с. [Trifonova T.A. Ekologicheskii atlas Vladimirskoi oblasti / Pod red. T.A. Trifonovoi. Vladimir: Izd-vo VIGU, 2007. 92 p. (In Russian)]
  13. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с. [Sel'skokhozyaistvennaya radioekologiya / Pod red. R.M. Alexakhina, N.A. Korneeva. M.: Ekologiya, 1992. 400 p. (In Russ.)]
  14. Staunton S., Hinsinger P., Guivarch A. et al. Root uptake and translocation of radiocaesium from agricultural soils by various plant species // Plant and Soil. 2003. V. 254. P. 443–455.
  15. Zhu Y.-G., Smolders E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application // J. Exp. Bot. 2000. V. 51. № 351. P. 1635–1645.
  16. Архипов Н.П., Федоров Е.А., Алексахин Р.М. и др. Почвенная химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений // Почвоведение. 1975. № 11. С. 40–52. [Arhipov N.P., Fedorov Ye.A., Alexahin R.M. i dr. Pochvennaya himiya i kornevoe nakoplenie iskusstvennykh radionuklidov v urozhae sel'skohozyajstvennykh rastenij // Pochvovedeniye. 1975. № 11. P. 40–52. (In Russ.)]
  17. Schneider R., Kuznetsov V.K., Sanzharova N.I. et al. Soil-to-plant and soil-to-grain transfer of <sup>137</sup>Cs in fieldgrow maize hybrids during two contrasting seasons: assessing the phenotypic variability and its genetic component // Radiat. Environ. Biophys. 2008. V. 47. P. 241–252.
  18. Кожыханов Т.Е., Лукашенко С.Н. Содержание радионуклидов <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239+240</sup>Pu и <sup>241</sup>Am в продукции растениеводства на территориях, прилегающих к Семипалатинскому испытательному полигону // Радиационная биология. Радиоэкология. 2017. Т. 57. № 2. С. 220–225. [Kozhakhanov T.E., Lukashenko S.N. Content of <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239+240</sup>Pu and <sup>241</sup>Am radionuclides in vegetable products produced in the territory adjacent to the Semipalatinsk test site // Radiation biology. Radioecology. 2017. V. 57. № 2. P. 220–225. (In Russ.)]  
<https://doi.org/10.7868/S0869803117020102>
  19. Безносиков В.А., Лодыгин Е.Д., Шуктомова И.И. Искусственные и естественные радионуклиды в почвах южно- и среднетаежных подзон Республики Коми // Почвоведение. 2017. № 7. С. 824–829. [Beznosikov V.A., Lodygin E.D., Shuktomova I.I. Artificial and natural radionuclides in soils of the southern and middle taiga zones of Komi Republic // Euras. Soil Sci. 2017. V. 50. № 7. P. 814–819. (In Russ.)].  
<https://doi.org/10.7868/S0032180X17050033>
  20. Санжарова Н.И., Гешель И.В., Крыленкин Д.В. и др. Современное состояние исследований поведения <sup>90</sup>Sr в системе почва–сельскохозяйственные растения (обзор) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 6. С. 643–665. [Sanzharova N.I., Geshel I.V., Krylenkin D.V. et al. Current state of studies on <sup>90</sup>Sr behavior in the soil–agricultural plants system (overview) // Radiation biology. Radioecology. 2019. V. 59. № 6. P. 643–665. (In Russ.)].  
<https://doi.org/10.1134/S0869803119060109>
  21. Ветеринарно-санитарные требования к радиационной безопасности кормов, кормовых добавок, сырья кормового. Допустимые уровни содержания <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs. Ветеринарные правила и нормы ВП 13.5.13/06–01 (утв. Минсельхозом РФ 19.12.2000). [Veterinarno-sanitarnye trebovaniya k radiatsionnoi bezopasnosti kormov, kormovykh dobavok, syr'ya kormovogo. Dopustimye urovni sodержaniya <sup>90</sup>Sr i <sup>137</sup>Cs. Veterinarnye pravila i normy VP 13.5.13/06–01 (utv. Minsel'khozom RF 19.12.2000). (In Russ.)]
  22. Постановление Главного государственного санитарного врача РФ от 14.11.2001 N 36 (ред. от 06.07.2011) “О введении в действие Санитарных правил” (СанПиН 2.3.2.1078–01. 2.3.2. Продовольственное сырье и пищевые продукты. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы, утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 06.11.2001). [Postanovlenie Glavnogo gosudarstvennogo sanitarnogo vracha RF ot 14.11.2001 N 36 (red. ot 06.07.2011) “O vvedenii v deistvie Sanitarnykh pravil” (SanPiN 2.3.2.1078-01. 2.3.2. Prodovol'stvennoe syr'e i pishchevye produkty. Gigienicheskie trebovaniya bezopasnosti i pishchevoi tsennosti pishchevykh produktov. Sanitarno-epidemiologicheskie pravila i normativy, utv. Glavnym gosudarstvennym sanitarnym vrachom RF 06.11.2001. (In Russ.)]
  23. Ефремов И.В., Рахимова Н.Н., Янчук Е.Л. Особенности миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в системе почва – растение // Вестн. ОГУ. 2005. № 12. С. 42–46. [Efremov I.V., Rahimova N.N., Yanchuk E.L. Osobennosti migratsii radionuklidov ceziya-137 i stronciya-90 v sisteme pochva – rastenie // Vestnik OGU. 2005. № 12. S. 42–46. (In Russ.)]
  24. Андреева Н.В., Белова Н.В., Кузнецов В.К. и др. Влияние различных видов органических удобрений на переход <sup>137</sup>Cs в урожай зерновых культур // Радиационная биология. Радиоэкология. 2020. Т. 60. № 1. С. 117–125. [Andreeva N.V., Belova N.V., Kuznetsov V.K. et al. Influence of different types of organic fertilizers on the transfer of <sup>137</sup>Cs into the grain crops harvest // Radiation biology. Radioecology. 2020. V. 60. № 1. P. 117–125 (In Russ.)].  
<https://doi.org/10.31857/S086980312001004X>

## Monitoring of $^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$ and $^{40}\text{K}$ in Gray Forest Soils and Plants of Reference Sites of the Vladimir Region

A. A. Utkin<sup>a,#</sup>

<sup>a</sup> *Ivanovo State Agricultural Academy D.K. Belyaev, Ivanovo, Russia*

<sup>#</sup> *E-mail: aleut@inbox.ru*

The paper presents the results of radiation monitoring of gray forest soils of reference agricultural plots of the Vladimir region, conducted in 2011 and 2016. The study established background values of specific activities of the studied radionuclides in the soils of reference sites. According to the density of contamination of the arable horizon of soils  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$ , the level of the ecological situation was determined, which made it possible to attribute the soils of all reference areas of the region to uncontaminated territories suitable without restrictions for agricultural use. The power of the exposure dose of gamma radiation of soils and the contribution of  $^{40}\text{K}$  and  $^{137}\text{Cs}$  to the formation of the gamma background of soils are established. Correlation analysis determined the influence of individual physical and chemical properties of soils on the behavior and distribution of radionuclides in the soil and the relationship between the radionuclides themselves. Based on the values of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in plant products grown on the soils of reference sites in 2011 and 2016, rows of cultivated plants were constructed, with a decreasing ability to accumulate these radionuclides from the soil. All grown plant products for all types of crops fully met the sanitary and hygienic standards required to limit the content of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in plant feeds (green mass, straw and grain) and food products (apples). According to the transition coefficients, it was found that the process of transition of  $^{90}\text{Sr}$  from soil to plants of all kinds proceeded more intensively than the transition of  $^{137}\text{Cs}$ . The calculated coefficients of linear correlation between the values of the specific activity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in soils and plants revealed the strength and nature of their dependencies.

**Keywords:** radiation monitoring,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{40}\text{K}$ , gray forest soil, plants, reference sites, Vladimir region