



УДК 338.431.6

## РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА АГРОЭКОСИСТЕМ БЕЛГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ

**С.В. Лукин, Р.М. Хижняк**

<sup>1</sup> Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Россия, 309015, г. Белгород, ул. Победы, 85

E-mail: serg.lukin2010@yandex.ru

<sup>2</sup> ФГБУ «Центр агрохимической службы «Белгородский», Россия, 308027, г. Белгород, ул. Щорса, 8

В статье рассмотрены вопросы содержания искусственных и естественных радионуклидов в почвах и растениеводческой продукции. Рассчитаны коэффициенты накопления и биологического поглощения искусственных радионуклидов зерновыми культурами. Изучены закономерности миграции стронция-90 и цезия-137 по профилю пахотных и целинных почв.

Ключевые слова: калий-40, период полураспада, радионуклиды, радий-226, стронций-90, торий-232, цезий-137, йод-131, удельная активность, уран-238.

### Введение

В зависимости от происхождения радионуклиды могут быть разделены на две группы: естественные и искусственные. К первой группе относятся радионуклиды, содержащиеся в земной коре. Они характеризуются очень длительным периодом полураспада. Короткоживущие радионуклиды, существовавшие в период формирования Земли, давно распались. К числу нуклидов этой группы, которые являются важными источниками облучения человека, относятся: калий-40 с периодом полураспада ( $T_{1/2} = 1,27 \times 10^9$  лет, уран-238 ( $T_{1/2} = 4,5 \times 10^9$  лет), торий-232 ( $T_{1/2} = 1,39 \times 10^9$  лет), радий-226 ( $T_{1/2} = 1,6 \times 10^3$  лет). Вторую группу радионуклидов составляют искусственные радионуклиды. К числу наиболее важных в сельскохозяйственном отношении радионуклидов этой группы относят продукты деления урана и плутония: стронций-90 ( $T_{1/2} = 28,5$  года), цезий-137 ( $T_{1/2} = 30,2$  года), йод-131 ( $T_{1/2} = 8$  суток) [1].

Возникновение проблемы радиоактивного загрязнения экосистем и, в частности, агроценозов неразрывно связано с освоением ядерной энергии. Особую актуальность данная проблема приобрела после проведения наземных испытаний ядерного оружия, аварий на промышленных ядерных объектах на Южном Урале (1957 г.), в Уиндскейле (Великобритания, 1957 г.), на Чернобыльской АЭС (Украина, 1986 г.).

Аварии на Чернобыльской АЭС следует оценивать (по её последствиям) как, своего рода, малую атомную войну. По количеству долгоживущих радионуклидов выброс соответствовал 500-600 Хиросимам. Радиоактивное загрязнение охватило 80% территории Белоруссии, всю правобережную часть Украины и 14 областей России, в том числе и Белгородскую область. Наиболее сильно оказались загрязнены Брянская, Калужская, Орловская и Тульская области. На их долю приходится 65% загрязненной территории. В этих регионах выпало 203 тыс. кюри цезия-137 [2].

В большинстве радиологических ситуаций население подвергается одновременно внешнему (от находящихся извне источников излучения) и внутреннему (от инкорпорированных в органах и тканях радионуклидов) облучению.

Действие радиации на организм животных и человека проявляется очень быстро лишь после облучения в больших дозах высокой мощности. В условиях острого облучения (при мощности более 0,01 Гр/мин) величина ЛД<sub>50</sub> (минимальная доза, приводящая к гибели 50% особей за первые 30 дней после облучения) для человека составляет 4-6 Гр. Для змей величина ЛД<sub>50</sub> составляет 80-200, насекомых – 950, вирусов – 7000 Гр.

У облученных индивидуумов возникают соматические эффекты (различные виды раковых опухолей, особенно щитовидной железы, саркома кости, лейкемия) и генетические эффекты, которые проявляются в ближайших или отдаленных поколениях облученных индивидуумов.

Источники внутреннего облучения животных и человека поступают в организмы с водой и пищей (пероральный путь), с воздухом (ингаляционный источник) и через кожные покровы (перкутальный путь). Наиболее важными источниками внутреннего облучения являются те радионуклиды, которые поглощаются тканями. Степень поглощения радионуклидов зависит от их химической природы. Стронций-90 – химический аналог кальция, а цезий-137 –

калия. Поэтому  $^{90}\text{Sr}$  аккумулируется в костях и вносит основной вклад в облучение костной ткани, а  $^{137}\text{Cs}$  распределяется достаточно равномерно и рассматривается как основной источник генетических повреждений [3].

### Объекты и методы исследования

Территория Белгородской области включает лесостепную и степную почвенные зоны. Почвенный покров лесостепной зоны (около 75% площади области) представлен черноземами типичными, выщелоченными и темно-серыми лесными почвами, а степной зоны – черноземами обыкновенными, карбонатными, остаточнок-карбонатными (меловыми) и солонцеватыми.

В статье представлен материал, полученный в результате сплошного агрохимического обследования почв и локального мониторинга, проводимого на реперных участках Белгородской области. При проведении сплошного обследования одна объединенная почвенная проба (состоящая из 20-40 точечных проб) отбирается из пахотного (0-25 см) слоя с площади 20 га. Реперные участки заложены в каждом районе области и представляют собой поле или участок поля (площадь 4-40 га), удаленный от источников промышленного и транспортного загрязнения. Почвенный покров участков представлен черноземами типичными и выщелоченными.

Для характеристики избирательного поглощения радионуклидов сельскохозяйственными культурами используются: коэффициент биологического поглощения (КБП), который рассчитывается как отношение содержания элемента в золе растения к его содержанию в пахотном слое почвы, и коэффициент накопления (Кн), который рассчитывается как отношение содержания радионуклида в растительной продукции к его содержанию в пахотном слое почвы. Содержание золы в абсолютно сухом веществе зерна пшеницы составляет в среднем 2,2%, в соломе – 6,9%, в зерне ячменя – 3,0%, в соломе – 6,75%.

Все аналитические исследования проводились в аккредитованной лаборатории по общепринятым в агрохимической службе методикам. При статистической обработке данных локального мониторинга использовались расчеты доверительного интервала для среднего значения ( $\bar{x} \pm t_{05s} \bar{x}$ ) и коэффициента вариации (V,%).

### Результаты и их обсуждение

Искусственные радионуклиды в растения могут поступать через надземные органы (при аэральном выпадении на растительный покров) и через корневую систему. Накопление растениями радионуклидов из почвы зависит от свойств радионуклидов, физико-химических свойств почвы, биологических особенностей растений и агротехники культур. Как правило, чем выше в почве содержание гумуса, обменных катионов, илстой и глинистой фракций, тем слабее поглощение растениями большинства радионуклидов. Аккумуляция растениями  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  при корневом пути перехода может различаться в зависимости от вида (в 10-30 раз) и от сорта (в 5-7 раз) [3].

На загрязненных радиоактивными веществами территориях одним из основных источников облучения населения является наличие радионуклидов в сельскохозяйственной продукции. На территории Белгородской области радиоактивность сельскохозяйственных культур, в основном, определяется присутствием естественного радионуклида калия-40, удельная активность которого в десятки раз выше, чем искусственных радионуклидов [4]. На реперных участках коэффициент варьирования удельной активности цезия-137 в растениях озимой пшеницы и ячменя составлял 24,5-33,1%, стронция-90 – 41.2-53.4% и был практически одинаков для основной и побочной продукции. Удельная активность цезия-137 была в 1.03-1.9 раза выше, чем стронция-90. Удельная активность цезия-137 и стронция-90 в соломе ячменя была соответственно в 1.35 и 1.8 раза выше, чем в зерне. В соломе озимой пшеницы удельная активность цезия-137 и стронция-90 была выше, чем в зерне соответственно в 1.5 и 1.9 раза (табл.1).

Таблица 1

**Удельная активность радионуклидов в сельскохозяйственных культурах на реперных участках, Бк/кг абсолютно сухого вещества**

Сельскохозяйственная культура		Стронций-90	Цезий-137	Калий-40
Озимая пшеница	зерно	2.56±0.39	3.45±0.42	158±34
	солома	4.95±0.99	5.09±0.52	321±106
Ячмень	зерно	2.23±0.40	4.19±0.49	141±35
	солома	3.92±0.67	5.65±0.57	213±101

Допустимый уровень удельной активности цезия-137 в продовольственном зерне составляет 70, стронция-90 – 40 Бк/кг (СанПиН 2.3.2.1078-01). Превышения данных уровней в продукции, полученной на территории Белгородской области, никогда не фиксировалось.

По обобщенным данным коэффициенты накопления растениями цезия-137 находятся в пределах 0.02-1.1, стронция-90 – 0.02-12.0 [5]. Как правило, на высокоплодородных чернозёмных почвах транслокация радионуклидов в растения выражена слабее, чем на легких дерново-подзолистых почвах. На реперных участках Белгородской области коэффициенты накопления зерновыми культурами стронция-90 в среднем не превышали 0,62, цезия-137 – 0,13, при этом, Кн стронция-90 были в 2.8-5.2 раза выше, чем цезия-137. Изучаемые радионуклиды можно отнести к группе накапливаемых в растениях элементов, поскольку величина КБП была выше 1. По причине более высокой зольности соломы величина КБП в ней была выше, чем в зерне (табл. 2).

Таблица 2

**Коэффициенты накопления и биологического поглощения искусственных радионуклидов сельскохозяйственными растениями**

Радионуклид	Озимая пшеница		Ячмень	
	зерно	солома	зерно	солома
<i>Коэффициент накопления, (Бк/кг раст.)/ (Бк/кг почвы)</i>				
Стронций-90	0.33	0.62	0.28	0.49
Цезий-137	0.08	0.12	0.10	0.13
<i>Коэффициент биологического поглощения, (Бк/кг золы раст.)/ (Бк/кг почвы)</i>				
Стронций-90	17.3	10.6	11.0	8.6
Цезий-137	4.2	2.0	3.7	2.2

Естественные радионуклиды в почвах являются основным компонентом природного радиоактивного фона почв. Многочисленными исследованиями установлено, что радиоактивность почвы во многом определяется концентрацией радиоактивных элементов в материнской породе. Как правило, торий-232 имеет тенденцию к росту содержания в поверхностно расположенных слоях почвы из-за низкой растворимости и большей степени выветривания других компонентов поверхностного грунта. Калий-40 в большей степени тяготеет к поверхностным слоям, характеризующимся относительно высокой биологической активностью.

Удельная активность естественных радионуклидов калия-40, тория-232, радия-226 в пахотном слое реперных участков Белгородской области составляет, соответственно, 451±33; 36.8±3.0; 19.2±2.6 Бк/кг и с глубиной почвенного профиля достоверно не изменяется, однако заметно увеличивается пространственная неоднородность в распределении радионуклидов (табл. 3). Например, в пахотном слое варьирование удельной активности калия-40 составляет 15.8, тория-232 – 17.3, радия-226 – 25.1%, а в слое 80-100 см, соответственно, 29.1; 26.5 и 60.4%.

Таблица 3

**Удельная активность естественных радионуклидов в почвах реперных участков, Бк/кг**

Глубина, см	Калий-40		Торий-232		Радий-226	
	$\bar{x} \pm t_{0.5} S \bar{x}$	V, %	$\bar{x} \pm t_{0.5} S \bar{x}$	V, %	$\bar{x} \pm t_{0.5} S \bar{x}$	V, %
0-20	451±33	15.8	36.8±3.0	17.3	19.2±2.6	25.1
21-40	440±41	19.7	30.6±3.6	24.8	21.2±5.4	52.9
41-60	480±39	17.2	39.5±4.2	22.6	17.5±4.6	49.7
61-80	444±43	20.8	34.2±4.6	28.5	19.4±4.3	47.8
81-100	423±58	29.1	37.7±4.7	26.5	14.9±4.2	60.4

Искусственные радионуклиды стронций-90 и цезий-137 обнаружены в почвах всех реперных объектов Белгородской области. В результате чернобыльской катастрофы в наибольшей степени пострадали восточные районы области, где около 140 тыс. га пашни были загрязнены цезием-137 в пределах 1-5 Ки/км<sup>2</sup> (37-185 кБк/м<sup>2</sup>) (табл. 4). После радиоактивного загрязнения мощность дозы внешнего гамма-излучения в Алексеевском районе составляла 174, в Белгородском – 33 мкР/ч [6].

За период времени, прошедший с момента чернобыльской катастрофы, более трети искусственных радионуклидов уже распалось. Кроме того, вследствие заглубления радионуклидов и экранирования их излучения до уровня фона (10-15 мкР/ч) снизилась мощность дозы внешнего излучения.

Таблица 4

**Результаты радиологического обследования сельскохозяйственных угодий**

Район	Год	Обследованная площадь, га	Загрязнено цезием-137		
			до 1 Ки/км <sup>2</sup> , га	1-5 Ки/км <sup>2</sup>	
				га	%
<i>Алексеевский</i>	1991	110113	58862	51251	46,5
Красненский	1991	52330	30798	21532	41,1
Ровеньский	1991-1992	98529	74029	24500	24,9
Новооскольский	1992-2000	70626	68342	2284	3,2
Чернянский	1993	54775	54557	218	0,4
Старооскольский	1992-1994	81989	77111	4878	5,9
Красногвардейский	1995	80822	57506	23316	28,8
Валуйский	1996	90559	89057	1502	1,7
Вейделевский	1997	85514	78639	6875	8,0
Шебекинский	1998	94651	93334	1317	1,4
Губкинский	1998	92664	92607	57	0,06
Прохоровский	1998	81683	81683	–	–
Корочанский	1999	77599	77346	253	0,3
Белгородский	1999	79338	79235	103	0,1
Волоконовский	2000	75131	72996	2135	2,8
Краснояржский	2000	25023	25023	–	–
Ракитянский	2000	53478	53478	–	–
Борисовский	2000	35346	35346	–	–
Грайворонский	2000	46294	46294	–	–
<b>Всего по области</b>		<b>1386464</b>	<b>1246243</b>	<b>140221</b>	<b>10,1</b>

Удельная активность стронция-90 в пахотном слое изменяется от 4.96 до 8.99 Бк/кг и в среднем составляет  $5.93 \pm 1.09$  Бк/кг. Коэффициент варьирования удельной активности стронция-90 составляет 39.2%. Удельная активность цезия-137 (основного компонента радиоактивных выпадений) в пахотном слое в среднем составляет  $33.4 \pm 6.9$  Бк/кг. Пространственная неоднородность этого показателя выражена больше, чем у стронция-90, коэффициент варьирования – 43.9%. Наименьшая удельная активность цезия-137 – 16.9-31.5 Бк/кг характерна для реперных точек Белгородского, Борисовского, Грайворонского, Губкинского, Ивнянского, Корочанского, Краснояржского, Прохоровского, Ракитянского, Старооскольского, Шебекинского и Яковлевского районов. В почвах Валуйского, Вейделевского, Волоконовского, Красногвардейского, Новооскольского и Чернянского районов удельная активность этого радионуклида составляет 41.7-59.2 Бк/кг. Самая высокая удельная активность цезия-137 отмечена на реперных участках Алексеевского (86.9 Бк/кг) и Красненского районов (90.9 Бк/кг).

Закономерности миграции искусственных радионуклидов изучались на реперных объектах, заложенных при разработке Красной книги почв Белгородской области (табл. 5). В тёмно-серой лесной почве под пологом леса цезий-137 не мигрировал глубже 15 см. В целинном чернозёме типичном миграция цезия-137 была также крайне невелика, на глубине 30-40 см его удельная активность составляла всего 0.1 Бк/кг, что в 120 раз меньше, чем в слое 10-20 см. Миграция стронция-90 была выражена заметно сильнее, он обнаруживался на глубине до 68 см в тёмно-серой лесной почве и 90 см в чернозёме типичном. Однако удельная активность данного радионуклида на этой глубине была примерно в 15 раз меньше, чем в верхнем слое.

В пахотных почвах искусственные радионуклиды мигрировали глубже, чем в почвах естественных ландшафтов. В чернозёме типичном цезий-137 в основном был сосредоточен в пахотном слое, где его удельная активность имела тенденцию к уменьшению с увеличением глубины от 0-10 до 30-40 см. Глубже 50 см этот радионуклид не мигрировал. В чернозёме обыкновенном цезий-137 обнаруживался в небольших количествах на глубине 60-70 см. Миграция стронция-90 и в пахотных почвах проходила более интенсивно, чем цезия-137. Стронций-90 был обнаружен на глубине 50-70 см в чернозёме типичном, где его удельная активность была в 6 раз меньше, чем в слое 0-10 см, и на глубине 138-148 см в чернозёме обыкновенном, где аналогичный показатель был в 17 раз меньше, чем в слое 20-30 см [7].



Таблица 5

## Удельная активность искусственных и естественных радионуклидов в почвах, Бк/кг

Почва	Горизонт	Глубина отбора проб, см	Цезий-137	Стронций-90	Калий-40	Торий-232	Радий-226
<i>Почвы естественных ландшафтов</i>							
Тёмно-серая лесная (Борисовский р-н, участок «Лес на Ворскле»)	A <sub>1</sub> /A <sub>2</sub>	5-15	41.6	3,57	352	29,2	13,8
	A <sub>2</sub> B	22-32	0	1.80	361	46.1	44.5
	B <sub>1</sub>	40-50	0	0.24	392	28.3	9.9
	B <sub>2</sub>	58-68	0	0.25	422	37.7	13.9
	BC <sub>ca</sub>	90-100	0	0	397	42.7	3.8
	C <sub>ca</sub>	125-135	0	0	415	39.3	22.4
Чернозём типичный мощный тучный (Губкинский р-н, участок «Ямская степь»)	A	10-20	12.0	2.20	368	18.9	23.7
		30-40	0.1	1.10	356	34.3	20.3
	AB <sub>ca</sub>	55-65	0	0.56	482	21.5	15.5
	B <sub>ca</sub>	80-90	0	0.15	435	33.5	21.4
	BC <sub>ca</sub>	105-115	0	0	308	22.9	25.8
	C <sub>ca</sub>	150-160	0	0	276	27.1	28.6
<i>Пахотные почвы</i>							
Чернозём типичный среднемощный (Белгородский р-н, колхоз им. Фрунзе)	A <sub>a</sub>	0-10	30.5	4.22	556	32.5	20.3
		10-20	27.8	3.80	574	37.5	22.3
		20-30	21.6	2.70	587	41.5	30.8
	A	30-40	18.4	1.90	514	43.1	19.1
	B <sub>ca</sub>	50-70	0.0	0.66	538	32.3	18.3
	BC <sub>ca</sub>	80-100	0.0	0.00	398	39.0	24.6
	C <sub>ca</sub>	170-190	0.0	0.00	350	38.1	27.8
Чернозём обыкновенный (Вейделевский р-н, ЗАО «Должанское»)	A	20-30	4.18	5.13	414	33.9	33.6
	AB <sub>ca</sub>	60-70	0.61	1.10	454	38.6	33.4
	B <sub>ca</sub>	90-100	0	0.54	454	33.6	15.3
	BC <sub>ca</sub>	115-125	0	0.36	323	40.1	17.1
	C <sub>ca</sub>	138-148	0	0.31	385	29.7	19.1

## Заключение

Результаты анализа радиационной обстановки показывают, что наибольший вклад в коллективную дозу облучения вносят природные источники ионизирующего излучения (91,4%) и различные виды рентгенорадиологических медицинских процедур (8,5%). На долю всех иных источников, в том числе за счет последствий аварии на ЧАЭС, приходится менее 0,1%. Вся получаемая растениеводческая продукция по содержанию стронция-90 и цезия-137 соответствует нормативам безопасности.

На территории Белгородской области средние эффективные годовые дозы облучения населения, проживающего в зонах наблюдения, не превышают основные пределы доз, регламентированные «Нормами радиационной безопасности», Законом РФ «О радиационной безопасности населения». В 2008 году они составили в среднем на 1 жителя: в Красненском районе – 0,103, в Ровеньском – 0,081, в Алексеевском районе – 0,067, Старооскольском – 0,063, Чернянском – 0,066, Новооскольском – 0,07 мЗв [8].

## Список литературы

1. Черных Н.А., Овчаренко М.М. Тяжёлые металлы и радионуклиды в биогеоценозах. – М.: Агроконсалт, 2002. – 200 с.
2. Прудников П.В., Карпеченко С.В., Новиков А.А., Поликарпов Н.Г. Агрохимическое и агроэкологическое состояние почв Брянской области. – Брянск: Издательство ГУП «Клинцовская городская типография», 2007. – 608 с.
3. Агроэкология / под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. – М.: Колос, 2000. – 536 с.
4. Лукин С.В. Накопление радионуклидов зерновыми культурами на чернозёмах Белгородской области // Зерновое хозяйство. – 2005. – №6. – С. 18-20.

5. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнева. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
6. Лукин С.В. Радионуклиды и тяжёлые металлы в пахотных почвах Белгородской области // Аграрная наука. – 2002. – № 11. – С. 15-16.
7. Лукин С.В., Гребер А.Ф. Закономерности распределения радионуклидов по профилю почв Белгородской области // Достижения науки и техники АПК. 2008. – №1. – С. 19-20.
8. Состояние окружающей среды и использование природных ресурсов Белгородской области в 2008 году / П. М. Авраменко и др.; под ред. С.В. Лукина. – Белгород: КОНСТАНТА, 2009. – 248 с.

## THE RESULTS OF RADIOECOLOGICAL MONITORING OF AGROECOSYSTEMS OF BELGOROD REGION

**S.V. Lukin<sup>1</sup>, R.M. Khizhnyak<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *Belgorod State National Research University, Pobedy St., 85, Belgorod, 308015, Russia*

<sup>2</sup> *Agrochemical Service Centre "Belgorodsky", Shchorsa St., 8, Belgorod, 308027, Russia*

*E-mail: serg.lukin2010@yandex.ru*

The paper deals with the contents of artificial and natural radionuclides in soils and plant production. In this paper the coefficients of absorption and biological accumulation of artificial radionuclides in cereals were calculated. The regularities of migration of strontium-90 and cesium-137 profiles of arable and virgin soil have been studied.

Keywords: potassium-40, a half-life, radionuclides, radium-226, strontium-90, thorium-232, cesium-137, iodine-131, specific activity, uranium-238.