

УДК 551.558

© 2013

**ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ЕСТЕСТВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ  
САМООЧИЩЕНИЯ И КОНТРЕМЕР, ИСПОЛЬЗОВАННЫХ НА ВУРСЕ  
В ПОСТАВАРИЙНЫЙ ПЕРИОД**

*И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина, Л.Н. Михайловская*

*Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений и животных УрО РАН*

*О.В. Тарасов*

*Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"*

Оценена интенсивность миграции  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и изотопов Рu в естественных почвах геохимических сопряжений и рекультивированных почвах ВУРСа. В головной части следа, выведенной из-под антропогенной нагрузки, процессы перераспределения радионуклидов в геохимических сопряжениях сопровождаются самоочищением береговых зон озерных понижений. Последствия поставарийных рекультивационных мероприятий (удаление поверхностного слоя почвы или перемещение наиболее загрязненного верхнего слоя вглубь почвенного профиля) проявляются в снижении запасов радионуклидов в корнеобитаемом слое и, как следствие, уменьшении их накопления в надземной массе травянистых растений по сравнению с нативными участками.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РАДИОНУКЛИДЫ, ДЕЗАКТИВАЦИЯ, РЕКУЛЬТИВАЦИЯ, ЗАПАС, ГЕОХИМИЧЕСКОЕ СОПРЯЖЕНИЕ

В результате Кыштымской аварии 1957 г. на производственном объединении (ПО) "Маяк" (Челябинская обл.) произошло радиоактивное загрязнение территории (общая площадь 23 тыс. км<sup>2</sup>), получившей название Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Позднее, в 1967 г. эта территория подверглась вторичному загрязнению. Озеро Карачай, которое использовалось предприятием как открытое хранилище радиоактивных отходов, в результате засушливого лета, сильно обмелело. Загрязненные донные отложения поднимались ветром с его берегов и переносились на значительные расстояния. Основным поллютантом в Кыштымской аварии был  $^{90}\text{Sr}$ , в Карачаевском инциденте –  $^{137}\text{Cs}$ ; кроме того, в составе обоих аварийных выпадений присутствовали изотопы плутония [1–5].

Практически сразу после аварии, в течение 1958–1959 гг., была осуществлена дезактивация загрязненных участков, изъятых из хозяйственного использования. Дезактивационные работы предусматривали снижение вторичного

загрязнения смежной территории под влиянием ветрового переноса, и снижение уровней внешнего облучения работников сельского хозяйства. Практическая значимость таких работ определялась также необходимостью разработки мер, обеспечивающих получение "чистой продукции" с загрязненных земель и, как следствие, радиационную безопасность населения. При проведении дезактивационных работ наиболее широко использовался метод снятия поверхностного слоя с последующим его удалением за пределы рекультивируемого участка. Метод характеризовался максимальным снижением поступления  $^{90}\text{Sr}$  в урожай (в 50–90 раз) [6].

Способ дезактивации почв путем захоронения верхнего наиболее загрязненного слоя в подпахотные горизонты был разработан специалистами для применения на пахотных угодьях большой площади. Для этого использовали усовершенствованные серийные плантажные плуги, предназначенные для мелиоративных работ, а также "переместители почвенных

горизонтов", созданные на основе специально разработанной конструкции. Эти орудия позволяли снимать верхний слой толщиной до 20 см и захоранивать его на максимальную глубину до 0,5–0,7 м (плуг плантажный) и 0,8–1 м (переместитель горизонтов). В реальных производственных условиях уровни поступления  $^{90}\text{Sr}$  в урожай при этом снижались в среднем от 2 до 7 раз. Метод пригоден для достаточно тяжелых по механическому составу (глинистых и суглинистых) почв.

Недостатками метода является фактическая ликвидация гумусированного слоя. В течение 1960–1961 гг. глубокая вспашка была произведена на площади около 550 га на выпасных угодьях с. Тыгищ, около 6000 га – на селитебной территории п. Метлино и угодьях экспериментального сельскохозяйственного производства ОНИС [6]. В целом за 55-летний период, прошедший со дня аварии, на территории ВУРСа проведены многочисленные исследования и накоплены уникальные данные, как в научном, так и в практическом плане. Накопленный опыт был применен успешно в других аварийных зонах и может быть востребован при ликвидации последствий аварии на АЭС в Фукусиме. Однако, как показали испытания в Чернобыле, метод перемещения загрязненных слоев почв оказался не эффективным на легких песчаных и супесчаных почвах [7].

Цель настоящего исследования состоит в сравнительной оценке эффективности естественных процессов самоочищения природных экосистем и контрмер, использованных на территории ВУРСа в пост аварийный период.

Рабочая гипотеза: специальные контрмеры позволили более эффективно снизить радиационную нагрузку на биоту по сравнению с естественными процессами миграции радионуклидов.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в 2003–2011 гг. на территории Восточно-Уральского радионуклидного следа (ВУРСа). Эта территория расположена в лесостепной зоне, ее рельеф характеризуется общим понижением с запада на восток. Наземные экосистемы представлены березовыми и смешанными лесами, лесными

колками, суходольными, низинными, пойменными лугами и залежами. В почвенном покрове преобладают почвы тяжелого гранулометрического состава (черноземы различной мощности, серые лесные почвы, встречаются подтипы дерново-подзолистых почв) [8].

При проведении исследований в разных типах экосистем, как естественных, так и нарушенных в ходе поставленных рекультивационных работ, на разных расстояниях от эпицентра аварии выделяли реперные участки. Для оценки эффективности процессов самоочищения почв обследовали геохимические сопряжения. На каждом из выделенных элементов рельефа располагали почвенные разрезы. Пробы почв отбирали слоями мощностью 5–10 см до глубины 50–90 см. Общее содержание радионуклидов в почвенном слое, нормированное на площадь, назвали запасом. Содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  в подготовленных почвенных и растительных образцах определяли радиохимическими методами. Нижний предел обнаружения радионуклидов составлял 0,2 Бк и 0,001 Бк, соответственно. Для определения содержания  $^{137}\text{Cs}$  использовали гамма-спектрометр с полупроводниковым детектором, нижний предел обнаружения – 0,1 Бк. Более подробно методика проведения исследований и определения содержания радионуклидов приведена в работе [9]. Для корректного сравнения содержания радионуклидов в образцах, отобранных в разные годы, вводили поправку на радиоактивный распад.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В ходе проведения исследований было установлено, что в настоящее время запас радионуклидов на территории ВУРСа составляет 571 ТБк для  $^{90}\text{Sr}$ , 66 ТБк для  $^{137}\text{Cs}$  и около 2 ТБк для  $^{239,240}\text{Pu}$ . Пространственное распределение этих радионуклидов зависит от расстояния от эпицентра аварии и удовлетворительно аппроксимируется экспоненциальными уравнениями. При этом достоверность аппроксимации наиболее высока для пространственного распределения  $^{90}\text{Sr}$ . Меньшей степенью достоверности характеризуется изменение запасов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  [10, 11].

Для выявления особенностей геохимической миграции радионуклидов в почвенном покрове естественных экосистем были обследованы сопряженные по вектору стока водораздельные (плакоры) и береговые пространства озер (табл. 1).

На примере геохимического сопряжения в пределах импактного участка показана высокая неоднородность радионуклидного загрязнения. Наиболее низкое содержание радионуклидов обнаружено в часто затапливаемой береговой зоне озера (1–4 м). По мере удаления от озера (4–10 м) содержание радионуклидов в почвах возрастает. На плакоре наибольший их запас отмечен для луга. В лесном массиве он несколько ниже. Это связано с задерживающей ролью древостоя: определенная доля радионуклидов надолго депонируется в коре и древесине деревьев и кустарников [12].

В геохимическом сопряжении буферной зоны градиент изменения содержания радионуклидов по вектору стока выражен слабо. Однако можно заметить значимое повышение содержания  $^{90}\text{Sr}$  в почве береговой зоны озера

( $t_{st}=3,9$  при  $t_{0,05}=2,6$ ). Для  $^{137}\text{Cs}$  также отмечается тенденция к увеличению его запасов в почвах прибрежной зоны. Этому способствуют интенсивные эрозионные и дефляционные процессы, обусловленные антропогенной нагрузкой на этой территории. Аналогичные результаты, получены при обследовании других геохимических сопряжений в буферной зоне ВУРСа. В целом, разная направленность процессов в береговой зоне озер импактного и буферного участка связана с отсутствием в импактной части ВУРСа антропогенной нагрузки, и как следствие, с высокой плотностью травяного покрова.

За длительный поставарийный период произошло не только пространственное, но и вертикальное перераспределение радионуклидов в почвенном покрове. На примере почв луговых экосистем показано распределение  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$  по глубине почвенного профиля (рисунок). Видно, что основное количество  $^{90}\text{Sr}$  удерживается в 0–20 см корнеобитаемом слое. За пределами этого слоя содержание радионуклида снижается и на глубине 40–45 см обнаруживаются лишь следовые его количества. То же самое характерно для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{239,240}\text{Pu}$ . Можно лишь отметить более четко выраженную приуроченность максимального содержания этих радионуклидов к верхней части почвенного профиля. В целом анализ вертикального рас-

Таблица 1  
Запас радионуклидов в почвах геохимических сопряжений

Участок	Расстояние от уреза воды, м	Запас, кБк/м <sup>2</sup>		
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{239,240}\text{Pu}$
Импактная зона, р-н оз. Бердяниш 55°48' с.ш., 60°51' в.д.				
Юго-западный берег оз. Бердяниш	1–4	270	58	1,3
	4–10	2333	207	7,6
	10–20	16690	699	43,7
Плакор:				
суходольный луг	150	13888	400	33,8
березовый лес	300	8152	310	20,9
Буферная зона, р-н оз. Тыгиш 56°21' с.ш., 61°33' в.д.				
Северный берег оз. Тыгиш	10	34	13,6	0,2
Плакор: пастбище	200	13,0	10,3	0,2

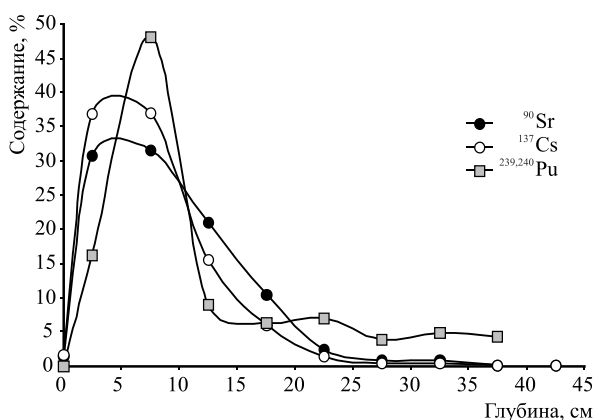


Рисунок. Вертикальное распределение радионуклидов в почвах луговых экосистем, в % от содержания в почвенном профиле

пределения радионуклидов в почвах различных типов экосистем импактной зоны выявил их невысокую подвижность.

К факторам, существенно повлиявшим на перераспределение радионуклидов в почвах ВУРСа, следует отнести реабилитационные работы, проведенные сразу после аварии. Для оценки их эффективности нами были выполнены специальные исследования на импактной и буферной территории следа.

На импактной территории был выбран участок разнотравно-злакового луга с многоярусным травянистым покровом. Морфологическое строение почв указывало на то, что их поверхностный гумусовый горизонт был удален в ходе проведения реабилитационных мероприятий. Вновь сформировавшийся за пост аварийный период маломощный гумусовый слой сменялся горизонтом В, типичным для серых лесных почв. Для сравнения на небольшом удалении были выбраны участки разнотравно-злакового луга, не затронутые реабилитационными работами, на которых отобрали образцы серых лесных почв естественного сложения. Запас радионуклидов в 0–50 см слое (кБк/м<sup>2</sup>) в рекультивированных почвах оказался достоверно ниже, чем в почвах с ненарушенным профилем (табл. 2).

На буферной территории ВУРСа также были заложены почвенные разрезы. Их располагали в пределах ненарушенного березового колка (возраст деревьев 60–80 лет) и сосново-березовом насаждении (возраст 25–30 лет). Участки отстояли друг от друга на расстоянии 500 м. Небольшой возраст сосново-березового леса и морфологический облик почв указывали на то, что на данном участке проводились реабилитационные работы. В этом случае запас радионуклидов в почвах рекультивированного участка был так же в 1,5–6 раз ниже (табл. 2).

Еще один из рекультивированных участков был вскрыт на старопахотной залежи, в пределах буферной зоны ВУРСа. В профиле дерново-луговой почвы на глубине 45–95 см был выделен погребенный гумусовый горизонт, происхождение которого связано с проведенными дезактивационными работами (табл. 3).

В распределении <sup>90</sup>Sr в почвенном профиле максимум его содержания (36–41 кБк/м<sup>2</sup>) был обнаружен на глубине 75–95 см, т.е. в погребен-

ном горизонте. В этом горизонте сосредоточено до 70 % <sup>90</sup>Sr в расчете от общего содержания его в профиле. Значимые количества <sup>137</sup>Cs на обследованном участке обнаруживаются вплоть до глубины 100 см, при этом 46 % также сосредото-

Таблица 2

Запас радионуклидов в нативной и рекультивированной почвах разнотравно-злакового луга, кБк/м<sup>2</sup>

Почва	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>239,240</sup> Pu
Импактная зона			
Рекультивированная	6740±320	200±10	16,5±3,3
Естественного сложения	14900±8000	400±25	35,8±7,6
Буферная зона			
Рекультивированная	5,4±0,6	15,2±2,9	0,07±0,01
Естественного сложения	34,3±4,5	23,6±2,2	0,14±0,06

Таблица 3

Распределение радионуклидов в почвенном профиле на северо-западном берегу оз. Тыгиш

Глубина, см	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>238</sup> Pu
	кБк/м <sup>2</sup>		Бк/м <sup>2</sup>	
Растения	2,9±0,04	0,002±0,001	н.п.о.	
Ветошь	0,4±0,01	0,13±0,004	1,5±0,1	0,1±0,003
0–5	3,4±0,1	1,6±0,14	17,0±1,0	1,2±0,3
5–10	5,9±0,1	2,3±0,16	24,0±2,0	1,0±0,5
10–15	8,5±0,1	2,8±0,10	36,0±3,0	2,3±0,7
15–20	9,5±0,1	2,9±0,20	45,0±3,0	1,5±0,5
20–25	3,3±0,1	0,65±0,09	6,0±0,7	н.п.о.
25–35	6,1±0,1	0,97±0,24	102±10	н.п.о.
35–45	13,2±0,2	0,96±0,16	55±3,0	н.п.о.
45–55	26,0±0,4	1,53±0,24	86±6,0	н.п.о.
55–65	29,0±0,4	1,47±0,14	76±5,0	н.п.о.
65–75	25,0±0,4	1,02±0,12	59±6,0	н.п.о.
75–85	41,0±0,5	2,50±0,20	170±14	н.п.о.
85–95	36,0±0,4	1,24±0,14	79±8,0	н.п.о.
Суммарно:	211	20	756,5	6,1

точено в погребенном горизонте. Те же самые закономерности справедливы и для  $^{239,240}\text{Pu}$  (табл. 3).

Чтобы оценить эффективность проведенных мероприятий, определили содержание основного загрязнителя территории ВУРСа –  $^{90}\text{Sr}$  в надземной массе травянистых растений, произрастающих на естественных и рекультивированных участках (табл. 4). Видно, что содержание радионуклида в надземной массе собранных растений зависит от уровня загрязнения почв. Уровни загрязнения травостоя в пределах импактной зоны следа выше, чем на буферной территории. На рекультивированных участках обеих зон содержание  $^{90}\text{Sr}$  приблизительно в 2 раза ниже, чем на естественных площадках.

Таблица 4

Содержание  $^{90}\text{Sr}$  (кБк/кг) в надземной массе травянистых растений

Зона	Участки	
	Естественный	Рекультивированный
Импактная	31,5±1,8	15,7±0,9
Буферная	5,2±1,7	2,9±0,04

На основе результатов исследований были установлены оптимальные параметры агрохимических свойств почв, при достижении которых возможно дополнительное снижение поступления радионуклидов в травостой лугов. К ним относятся: емкость катионного обмена почв, содержание в них подвижных форм калия и кальция и гранулометрический состав почв. Корреляционный анализ выявил наиболее тесную зависимость между этими параметрами и содержанием радионуклидов в растениях [13].

#### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в сопряженных по вектору стока ландшафтах геохимическая миграция радионуклидов сопровождается их перераспределением между различными участками и частичным выносом в водоемы стока. Это приводит к самоочищению прибрежных участков озер, расположенных в пределах импактной зоны ВУРСа. В буферной зоне эрозионные и

дефляционные процессы, обусловленные антропогенной нагрузкой, способствуют накоплению радионуклидов в приозерных понижениях. Рекультивационные мероприятия (удаление поверхностного слоя почвы или перемещение наиболее загрязненного верхнего слоя вглубь почвенного профиля), проведенные после аварии, обусловили снижение запасов поллютантов в корнеобитаемом слое почвы. В настоящее время, выполненные контрмеры обеспечивают почти двукратное снижение поступления  $^{90}\text{Sr}$  (основного загрязнителя) в надземную массу травянистых растений.

*Работа выполнена при финансовой поддержке грантов междисциплинарных, интегративных и ориентированных фундаментальных исследований УрО РАН (проекты № 12-М-24-2016, 12-С-4-1001 и 12-4-002-ЯЦ), а также при поддержке Программы развития ведущих научных школ гранта (НШ-5325.2012.4).*

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Под ред. М.С. Гилярова и Р.М. Алексахина. – М.: Наука, 1988. – 240 с.
2. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 145 с.
3. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. В.Е. Соколова и Д.А. Криволицкого. – М.: Наука, 1993. – 336 с.
4. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) / Под ред. В.Н. Чуканова. – Екатеринбург: УрО РАН, 1996. – 167 с.
5. Тарасов О.В. Современное состояние Восточно-Уральского заповедника // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Мат-лы научно-практич. конф., посвященной 50-летию аварии на ПО "Маяк". Челябинск, 2007. – С. 126–133.
6. Бакуров А.С. Творческое наследие опытной научно-исследовательской станции в рефератах научных работ. Ч.1. – Озерск: РИЦ ВРБ, 2008. – 404 с.



7. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their remediation: twenty years of experience / Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment' IAEA, Vienna, 2006. – 165 p.
8. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. – Екатеринбург: Гощицкий, 2008. – 203 с.
9. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. – Екатеринбург, 2006. – 88 с.
10. Molchanova I., Pozolotina V., Karavaeva E. et al. Radioactive inventories within the East-Ural radioactive state reserve on the Southern Urals // Radioprotection. – 2009. – V. 44. – No. 5. – P. 747–757.
11. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Радиоэкологическое исследование почвенного покрова Восточно-Уральского государственного заповедника и сопредельных территорий // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2011. – Т. 51. – № 4. – С. 476–482.
12. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. – М.: Атомиздат, 1972. – 174 с.
13. Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В. и др. Почвенно-экологические условия накопления радионуклидов в зоне ВУРСа. – Екатеринбург: Екатеринбург, 1996. – 146 с.