

Т.С. Пономарева¹, Е.Н. Поливкина^{2*}, Р.А. Кенжебаев², Л.А. Немытова²,
Е.С. Сысоева², А.Р. Иванова²

¹ТОО «ЭКОЭКСПЕРТ», Караганда, Казахстан;

²Филиал ИРБЭ РГП НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

*Автор для корреспонденции: polivkina@nnc.kz

Накопление Cs–137 и Sr–90 культурой салата на почвах основных радиоактивно-загрязненных участков бывшего Семипалатинского испытательного полигона

В условиях модельного вегетационного эксперимента установлены коэффициенты накопления (Кн) радионуклидов Cs–137 и Sr–90 для культуры салата (*Lactuca sativa*) для почв радиоактивно-загрязненных площадок Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Диапазон варьирования полученных значений Кн на почвенных образцах с различных участков СИП для Cs–137 составил 2 порядка, для Sr–90 — 1 порядок. Методами непараметрического статистического анализа идентифицированы факторы, определяющие миграцию радионуклидов Cs–137 и Sr–90 в системе «почва–растения» для почв СИП с различным характером радиоактивного загрязнения. Установлено, что значения Кн Cs–137 и Sr–90 напрямую зависят от содержания биодоступных форм изотопов, которое обусловлено характером проведенных испытаний. Полученные значения коэффициентов корреляции Кендалла показали полную функциональную зависимость ($r=1$, $n=4$, $p<0,05$) между параметрами накопления и содержанием биологически доступных форм радионуклидов Cs–137 и Sr–90 в почве с радиоактивно-загрязненных территорий полигона. Применение метода частной корреляции позволило установить факторы, определяющие в почве содержание доступных форм Cs–137 и Sr–90: для Cs–137 валовое содержание К ($r_{xy-z} = -0,81$); для Sr–90 — валовое содержание Са ($r_{xy-z} = -0,64$). Полученные результаты раскрывают основные механизмы миграции радионуклидов Cs–137 и Sr–90 в системе «почва–растение», что имеет огромное практическое значение при проведении радиоэкологического мониторинга и планировании реабилитационных мероприятий на радиоактивно-загрязненных территориях СИП, а также на импактных территориях предприятий ядерно-топливного цикла, расположенных в аналогичных почвенно-климатических условиях.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон, стронций, цезий, салат (*Lactuca sativa*), коэффициент накопления, формы нахождения радионуклидов, биологическая доступность, почвенные факторы.

Введение

В результате проведения ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) значительная часть самого полигона (18,5 тыс. км²) и прилегающих к нему территорий (более 300 тыс. км²) подверглась радиоактивному загрязнению. За 40 лет функционирования СИП было проведено 456 ядерных испытаний [1]. Радиоактивное загрязнение почвенного покрова СИП имеет неоднородный характер в связи с различными видами проведенных испытаний (атмосферные, наземные, подземные, экскавационные, радиологическое оружие). Так, почва испытательной площадки «Опытное поле» содержит преимущественно искусственные радионуклиды в труднодоступных формах вследствие плавления силикатных компонентов грунта во время наземных взрывов [2]. Испытательные площадки «4» и «4а», на которых испытывали боевые радиоактивные вещества (БРВ), отличаются высокой удельной активностью биодоступного Sr–90 ($n \cdot 10^6 \text{ Бккг}^{-1}$) в почвенном покрове, удельная активность которого достигает нескольких миллионов [3]. Особый характер радионуклидного загрязнения сформировался на территории объекта «Атомное» озеро в результате экскавационного взрыва. На данном участке искусственные радионуклиды характеризуются низкой биологической доступностью [4], обусловленной спецификой образования радиоактивных частиц при подземных испытаниях [2]. Особый интерес представляет бывшая испытательная площадка «Дегелен», расположенная в одноименном горном массиве Дегелен, где подземные ядерные испытания в горизонтальных горных выработках (штольнях) привели к значительному радиоактивному загрязнению почвенного покрова вблизи порталов штолен [5]. Несмотря на проведение работ по закрытию штолен

бетонными пробками, вынос радионуклидов с водотоками из полостей штолен продолжается [6], что оказывает существенное влияние на миграцию радионуклидов в системе «почва–растения».

К настоящему времени радиоэкологами накоплен значительный материал о механизмах миграции радионуклидов в системе «почва–растения», которая является важным каналом, по которому техногенные радионуклиды включаются в трофические цепи [7–11]. Однако в случае СИП в процессах миграции радионуклидов необходимо учитывать не только специфику радиоактивного загрязнения. Так, использование данных МАГАТЭ о накоплении радионуклидов растениями [12] при оценке радиологической ситуации на определенных участках СИП может привести к завышенным результатам, так как физико-химические формы радионуклидов в конденсационных выпадениях (глобальные выпадения) значительно отличаются от форм радионуклидов, образованных при ядерных испытаниях (локальные выпадения) [13]. Условия образования радиоактивных выпадений в результате аварий на ПО «Маяк» в 1957 г. [14], в Чернобыле [11, 15–17] и на Фукусиме в 2011 г. [18] также существенно отличаются от условий образования радиоактивных частиц на СИП. Помимо характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова, на миграцию радионуклидов в системе «почва–растения» определенное влияние могут оказывать почвенно-климатические условия СИП.

Для территории СИП получены Кн искусственных радионуклидов для наиболее распространенных представителей степной флоры [19]. Кроме того, в условиях натурального вегетационного эксперимента, проведенного непосредственно на территории СИП, получены Кн для сельскохозяйственных растений массового производства [20]. Однако во всех предыдущих работах Кн замечен высокий размах варьирования, что затрудняет их использование для прогнозирования миграции искусственных изотопов в системе «почва–растение» и выявления факторов данного процесса. Цель данной работы заключалась в получении Кн Cs–137 и Sr–90 и идентификации факторов миграции данных радионуклидов в системе «почва–растение» с использованием радиоактивно-загрязненных почвенных образцов СИП на примере культуры салата (*Lactuca sativa*) в условиях модельного эксперимента, применение которого позволяет исключить влияние неравномерного загрязнения почвы в зоне корней, а также влияние абиотических факторов, определяющих рост и развитие растений.

Материалы и методы

Почвенные образцы для проведения модельного эксперимента отбирали на территории бывших испытательных площадок СИП (см. рис.). Выбранные для эксперимента площадки характеризуются различной биологической доступностью радионуклидов Cs–137 и Sr–90 в почве вследствие различных видов испытаний. Отбора почвы производили на глубину 25 см от поверхности (корнеобитаемый слой). Масса каждого почвенного образца составила в среднем 250–300 кг.

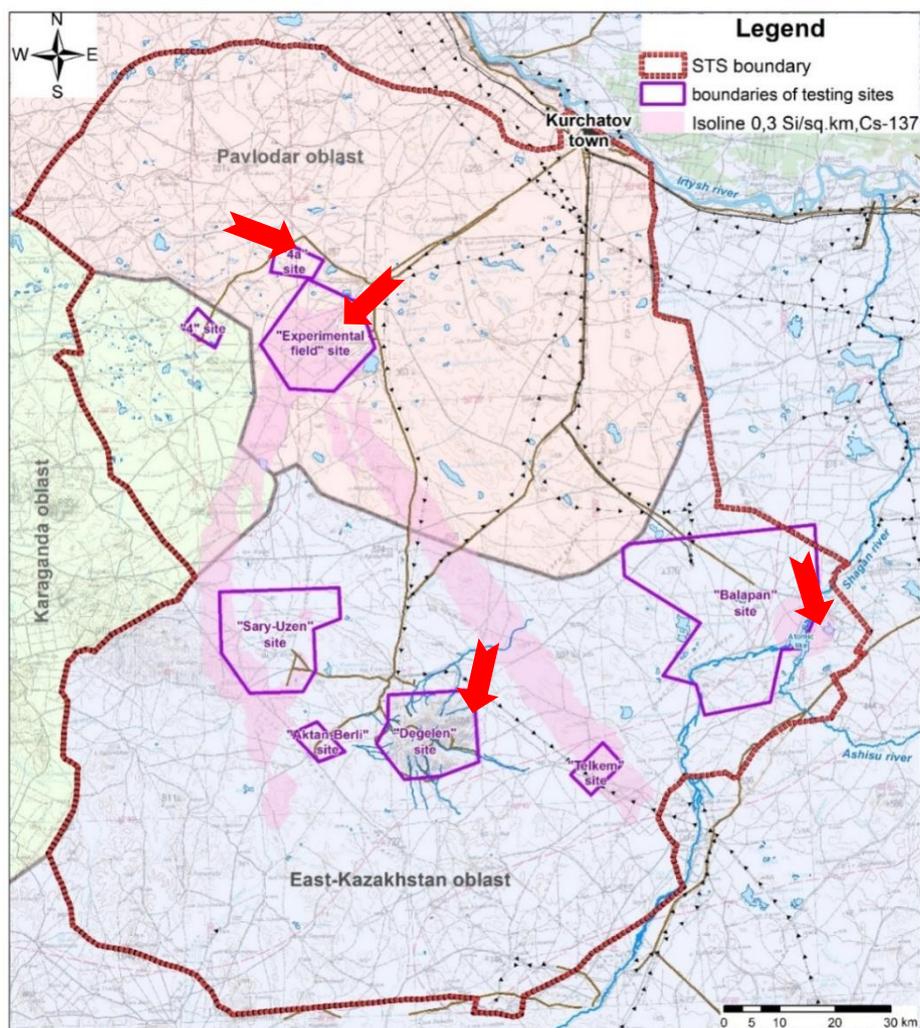
В качестве объекта исследования использовали культуру салата (*Lactuca sativa*), так как данный вид характеризуется коротким вегетационным периодом и возможностью получения урожая на небольшом объеме почвы, что немаловажно в лабораторных условиях.

Почву с каждого участка тщательно гомогенизировали и просеивали через сито для исключения неравномерности распределения радионуклидов. Далее подготовленную почву помещали в пластиковые сосуды объемом 12 л и производили посев салата сухими семенами.

Перед набивкой вегетационных сосудов из подготовленной гомогенизированной почвы производили отбор проб для радионуклидного анализа и определения физико-химических свойств.

Для полива растений использовали дистиллированную воду. Влажность почвы в ходе всего эксперимента поддерживали на уровне 60 % (от полной влагоемкости). Оптимальное количество ФАР нормального вегетационного развития и формирования биомассы салата в лабораторных условиях обеспечивали с помощью фитосветильников мощностью 10 000 люкс. Температурный режим обеспечивали за счет системы терморегулирования. Контроль освещения, влажности почвы и температуры воздуха осуществляли ежедневно. В ходе эксперимента дополнительную макро- и микроэлементную подкормку растений не использовали, так как внесение удобрений может оказать значительное влияние на миграцию радионуклидов. Длительность эксперимента соответствовала вегетационному циклу салата и составила 60 дней.

Отбор проб растений для радионуклидного анализа производили рандомизированно в конце вегетационного цикла. Для предотвращения загрязнения срезали надземную часть растений на высоте до 3 см над поверхностью почвы. Масса каждого сырого растительного образца составляла в среднем 600–700 г.



Стрелки указывают на испытательные площадки, где отобраны почвенные образцы

Рисунок. Обзорная карта Семипалатинского полигона

Растительные образцы тщательно промывали проточной водой, затем ополаскивали дистиллированной. Сушку растительных проб производили в сушильном шкафу (BINDERED-53) при 80–100 °С (до постоянной массы). Высушенные пробы измельчали с использованием лабораторной мельницы (GRINDOMIXGM 200). Измельчённую пробу обугливали в муфельной печи (NABERTHERM 30/3000) при начальной температуре 200–250 °С, с постепенным повышением температуры до 350–400 °С, после чего взвешивали и передавали на γ -спектрометрическое измерение удельной активности (УА). Из обугленного образца, прошедшего γ -спектрометрическое измерение, отбирали навеску, которую дополнительно озоляли при температуре 550 °С в муфельной печи и подвергали радиохимическому разложению для проведения β -спектрометрического измерения УА Sr-90.

Почвенные образцы высушивали при 60–70 °С до постоянной массы в сушильных шкафах (BINDERED-53), затем истирали и просеивали с использованием сита с диаметром ячейки 1 мм. Навески для проведения спектрометрических измерений УА Cs-137 и Sr-90 из подготовленного образца отбирали методом квартования.

Определение УА радионуклида Cs-137 проводили на гамма-спектрометре CanberraGX-2020 [21].

Определение УА радионуклида Sr-90 производили с предварительным радиохимическим разложением почвенного образца с последующим измерением на бета-спектрометре TRI-CARB [22]. Чувствительность спектрометрического измерения для радионуклида Cs-137 составила для образцов растительного происхождения 1 Бккг⁻¹ (сухого вещества), для почвенных проб — 4 Бккг⁻¹, Sr-90 – 1–

20 Бккг⁻¹. Погрешность гамма-спектрометрического анализа не превышала 10–20 %, бета-спектрометрического — 15–25 %.

С целью контроля качества аналитических работ в анализируемые выборки включали холостые пробы и дублирующие аликвоты проб.

Количество органического вещества определяли с использованием метода Тюрина в модификации ЦИНАО [23]. Определение рН почвенного раствора производили потенциометрическим методом [24]. Количество поглощенных оснований определяли трилометрическим методом, а водорастворимых солей и карбонатов — объемным методом [25]. Для определения гранулометрического состава почвенных образцов использовали пипет-метод [26].

Формы нахождения радионуклидов Cs-137 и Sr-90 производили методом последовательной экстракции. Для извлечения водорастворимой формы использовали дистиллированную воду, обменной –1М СН₃СООНН₄ раствор, для подвижной — раствор 1н НСl. Радиоизотопы в составе прочносвязанной формы определяли в почве после экстрагирования. Время контакта воздействия выщелачивающих реагентов составляло 12 ч, соотношение почвы и реагента — 1:5.

Количественную оценку миграции Cs-137 и Sr-90 в растения осуществляли с использованием коэффициента накопления (Кн) [8]:

$$K_n = \frac{C_p}{C_s}, \quad (1)$$

где C_p — концентрация изотопа в растении (Бккг⁻¹); C_s — концентрация изотопа в почве (Бккг⁻¹).

Репрезентативность полученных Кн обеспечивали с помощью выбраковки недостоверных данных путем исключения значений, погрешность которых составляет 50 % и более, и выходящих за границы $\pm 1,5$ стандартных отклонений (SD) вокруг выборочного среднего (AM).

Идентификацию факторов, влияющих на интенсивность миграции радионуклидов в системе «почва–растение», проводили методом непараметрического корреляционного анализа с использованием пакета программ Statistica 12 (Statsoft, США).

Результаты и обсуждение

Физико-химические показатели исследуемых почвенных образцов

В целом, на территории СИП распространены каштановые и светло-каштановые почвы степных экосистем, а также встречаются лугово-каштановые и луговые почвы в сочетании с солонцами и солончаками.

Физико-химические показатели почв, на которых выращивали салат, представлены в таблице 1.

Т а б л и ц а 1

Химический и механический состав почвенных образцов

Показатели	Место отбора почвы (испытательная площадка СИП)				«4 а»
	П-2	«Атомное» озеро	Штольни		
			176	177	
Гумус, %	8,8	9,6	23	39	3,2
рН _{вод}	6,8	7,7	6,9	6,7	6,9
Σ солей (ммоль/100 г)	0,7	0,7	0,8	3,2	2,7
Са ²⁺ _{обмен} (ммоль/100 г)	4,5	11,2	6,7	17,5	3,0
Мg ²⁺ _{обмен} (ммоль/100 г)	1,3	1,5	1,0	3,0	1,0
Физ. глина (<0,01 мм), %	16,3	20,6	20,1	27,2	25,2
Ил (<0,001 мм), %	2,4	5,0	3,9	6,6	6,3
C _{Свал} , мгкг ⁻¹	0,7 ± 0,1	0,5 ± 0,1	1,1 ± 0,1	1,6 ± 0,2	0,4 ± 0,1

Показатели	Место отбора почвы (испытательная площадка СИП)				
	П-2	«Атомное» озеро	Штольни		«4 а»
			176	177	
$Sg_{вал},$ мгкг ⁻¹	30 ± 4	64 ± 8	15 ± 2	27 ± 3	25 ± 3
$K_{вал},$ мгкг ⁻¹	(2,9±0,04)*10 ⁻³	(2,5±0,03)*10 ⁻³	(2,1±0,05)*10 ⁻³	(2,7±0,02)*10 ⁻³	(1,8±0,2)*10 ⁻³
$Ca_{вал},$ мгкг ⁻¹	(2,4±0,09)*10 ⁻³	(4,7±0,6)*10 ⁻³	(2,3±0,08)*10 ⁻³	(3,8±0,05)*10 ⁻³	(2,0±0,03)*10 ⁻³
$Mg_{вал},$ мгкг ⁻¹	(2,1±0,05)*10 ⁻³	(4,6±0,05)*10 ⁻³	(1,6±0,2)*10 ⁻³	(1,9±0,03)*10 ⁻³	(1,4±0,07)*10 ⁻³

Как видно из таблицы 1, по механическому составу (содержание физической глины в пределах 20–27 %) все почвы, использованные в эксперименте, относятся к легкосуглинистым, за исключением почвы с П-2, которая является супесчаной (содержание глины 16 %).

По реакции почвенного раствора все экспериментальные почвы являются слабокислыми, так как $pH_{вод}$ варьирует от 6,7 до 6,9. Исключение составила почва с навала «Атомного» озера, водный раствор которого имеет слабощелочную реакцию ($pH_{вод}$ 7,7).

Максимальное количество гумуса отмечено в почве штолен 176 и 177 (23 и 39 % соответственно), в почве остальных испытательных площадок содержание гумуса значительно ниже (менее 10 %).

Все модельные почвенные образцы относятся к незасоленным, так как установлено абсолютное преобладание Ca^{2+} над Mg^{2+} среди поглощенных оснований, а сумма легкорастворимых солей — менее 0,1 %.

Формы нахождения Cs-37 и Sr-90 в экспериментальных почвенных образцах

Формы нахождения радионуклидов в почве определяют их подвижность и биологическую доступность для растений. Относительное содержание основных форм нахождения Cs-137 и Sr-90 представлены в таблице 2.

Т а б л и ц а 2

Относительное содержание форм нахождения Cs-137 и Sr-90 в почве

Техническая площадка	Формы нахождения, % (от валового содержания)				Валовое содержание, Бккг ⁻¹
	водорастворимая	обменная	подвижная	прочно-связанная	
Cs-137					
Р-2	<0,1	<0,1	0,2	99,6	2600 ± 500
«Атомное» озеро	<0,01	0,2	1,9	98,0	15000 ± 3000
Штольня 176	<0,02	5,8	5,1	89,1	8100 ± 1600
Штольня 177	0,8	0,4	0,3	98,5	3000 ± 600
«4а»	1,1	2,2	2,7	94,0	16000 ± 3000
Sr-90					
Р-2	0,1	1,5	0,4	98,0	3600 ± 600
«Атомное» озеро	1,9	29,6	5,8	62,6	12000 ± 2000
Штольня 176	11,9	36,5	48,4	3,1	7800 ± 1100
Штольня 177	<0,2	43,1	48,5	8,3	75000 ± 8000
«4а»	2,7	60	26,7	10,7	550000 ± 60000
<i>Примечание.</i> «<» — оценочные данные, так как УА радионуклида ниже предела обнаружения используемого оборудования.					

Формирование различных физико-химических форм радионуклидов связано с определенными условиями образования радиоактивных частиц при проведении различных видов испытаний.

Согласно полученным результатам последовательной экстракции (табл. 2), почвенные образцы характеризуются различным содержанием форм нахождения Cs-137 и Sr-90. Так, наименьшая биологическая доступность радионуклидов отмечена в почве с площадки П-2, поскольку основная доля радионуклидов прочно связана с твердой фазой. Содержание доступных форм Sr-90 здесь минималь-

но, а для Cs-137 получены лишь оценочные значения. Такое соотношение форм нахождения Cs-137 и Sr-90 в почве, согласно литературным данным [2, 13], обусловлено быстрой конденсацией и затвердеванием расплавленных частиц грунта, подвергшихся высокой температуре и давлению при проведении наземных взрывов.

В почве с навала «Атомного» озера содержание прочносвязанной формы радионуклидов, в целом, ниже, чем на площадке П-2. При этом основная часть Cs-137 прочно связана с твердой фазой почвы (98 %), а радионуклид Sr-90 является наиболее биологически доступным для растений, так как содержание его водорастворимой и обменной форм составляет третью часть от валового. Данные различия, вероятно, обусловлены особенностями образования радиоактивных частиц в результате относительно длительного воздействия высоких температур и давления на почвенную среду в зоне подземного взрыва [2].

В почвенных образцах штолен 176 и 177 большая часть Cs-137 также прочно связана твердой фазой, но ее содержание незначительно уступает образцам с П-2 и навала «Атомного» озера (98 и 89 % соответственно). Однако доля прочно-связанного Sr-90 не достигает даже 10 %.

Более низкое содержание прочносвязанной формы Cs-37 и Sr-90 в них может объясняться протекающими процессами сорбции радионуклидов высокодисперсными частицами почвы [7, 8] в условиях продолжающегося выноса радионуклидов из полости штолен.

Содержание подвижной и обменной формы Cs-137 в почвенных образцах штольни 176 выше в среднем в 14 раз, по сравнению со штольной 177. Более прочная сорбция радионуклидов в почвенных образцах штольни 177 может быть обусловлена относительно высоким содержанием глинистых и илистых частиц, гумуса и обменных катионов. При этом содержание водорастворимой формы Cs-137 в почве штольни 176 ниже пределов обнаружения используемого оборудования, в почве 177 штольни — незначительное.

Радионуклид Sr-90 в почвенных образцах обеих штолен по сравнению с Cs-137 характеризуется значительной подвижностью и биологической доступностью (от 36 до 48 %). Существенная разница между Cs-137 и Sr-90 по содержанию доступных форм в почвенном горизонте, в основном, обусловлена механизмами закрепления радиоизотопов в почве: для Cs-137 — необменное поглощение; для Sr-90 — ионный обмен [8].

В почве с площадки «4а» основное содержание радионуклида Cs-137 (94 %) также находится в прочносвязанной форме, тогда как для Sr-90 оно составляет всего около 10 %. В целом, большей биологической доступностью для растений в почве с «4а» характеризуется Sr-90.

Удельная активность Cs-137 и Sr-90 в салате и параметры накопления (Кн) радионуклидов

Результаты измерения УА радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в надземной части салата представлены в таблице 3.

Т а б л и ц а 3

Удельная активность Cs-137 и Sr-90 в салате и Кн радионуклидов

Техническая площадка	n	УА радионуклидов, Бк/кг		Кн	
		Mean±Er	Range	Mean±Er	Range
Cs-137					
Р-2	1	2,4*	2,4	0,0008*	—
«Атомное» озеро	4	40±6	(15±2)-(70±14)	0,0019±0,0007	0,001-0,0026
Штольня 176	1	73*	—	0,024*	—
Штольня 177	5	480±65	(110±20)-(700±70)	0,037±0,009	0,021-0,047
«4а»	1	100*	—	0,006*	—
Sr-90					
Р-2	1	750*	—	0,2*	—
«Атомное» озеро	4	2500±290	(1700±110)-(3600±320)	0,21±0,09	0,14-0,3
Штольня 176	1	15000*	—	1,9*	—
Штольня 177	4	49000±4200	(40000±3600)-(71000±5200)	0,65±0,17	0,53-0,95
«4а»	1	1700000*	—	3,1*	—

Примечание. «*» — получено единственное значение.

Как видно из таблицы 3, на некоторых почвенных образцах удалось получить лишь по одному значению УА радионуклидов в салате. Максимальные значения УА радионуклида Cs-137 зафиксированы в растениях, выращенных на почве со штольни 177, минимальные — на почве с площадки П-2. Максимальная концентрация радионуклида Sr-90 в биомассе отмечена для растений, полученных на почве с площадки «4а», минимальная — на почве с площадки П-2.

Для количественной оценки миграции Cs-137 и Sr-90 в системе «почва–растения» рассчитаны Кн радионуклидов для салата. Минимальное значение Кн Cs-137 установлено на почвенных образцах площадки П-2 (0,0008), максимальное — на почвенных образцах штольни 177 (0,047), то есть выше в среднем в 59 раз. На почвенных образцах с навала «Атомного» озера Кн Cs-137 выше минимального в среднем в 2 раза, на площадке «4а» — в 7 раз, на почвенных образцах штольни 176 — в 30 раз. Установленные различия в накоплении Cs-137 культурой салата, возможно, обусловлены различиями физико-химических форм данных радионуклидов в радиоактивных выпадениях при проведении разных видов ядерных испытаний, а также, безусловно, влиянием свойств почв. Так, низкие значения Кн Cs-137 на почвенных образцах площадки П-2 и навала «Атомного» озера, прежде всего, обусловлены фиксированным состоянием радионуклида в радиоактивных частицах при проведении наземных и подземных испытаний. Незначительная разница между Кн Cs-137 на почвах штолен (в среднем в 1,5 раза) объясняется тем, что доступный корням радионуклид в почве штольни 176 преимущественно находится в обменной форме, а в почве штольни 177 — как в обменной, так и в водорастворимой форме.

Несколько иначе в системе «почва–растение» ведет себя Sr-90. Наименьшее накопление радионуклида отмечено на почве площадки П-2 и навала «Атомного» озера. Аналогичный показатель превышает минимальное значение в среднем в 3 и 10 раз на почве штольни 177 и 176 соответственно. Максимальных значений Кн достигает на почве площадки «4а» (выше минимального в 15 раз).

Также необходимо отметить, что значения Кн Sr-90 на почве штольни 176 и площадки «4а» превышают единицу, что обусловлено высоким содержанием обменной формы в первом случае и обменной и водорастворимой — во втором случае.

В целом, значения Кн Sr-90 значительно выше аналогичных показателей для Cs-137, следовательно, в большей степени в растениях накапливается именно Sr-90.

Факторы, определяющие миграцию Cs-137 и Sr-90 в системе «почва–растение»

Для выявления факторов миграции радионуклидов в системе «почва–растение» радиоактивно-загрязненных территорий СИП выполнена статистическая обработка экспериментально полученных данных методами непараметрической статистики с использованием коэффициента корреляции Кендалла и частного коэффициента корреляции.

Так как в системе «почва–растения» доля радионуклида, находящаяся в водорастворимой и обменной форме, является основным источником поступления в растения, корреляционный анализ проводили, используя Кн Cs-137 и Sr-90 и содержание их биодоступных форм. Установленные значения коэффициентов корреляции Кендалла показали полную функциональную зависимость ($r=1$, $n=4$, $p<0,05$) между параметрами накопления и содержанием биологически доступных форм радионуклидов Cs-137 и Sr-90 в почве с радиоактивно-загрязненных территорий полигона.

Однако необходимо отметить, что, на биологическую доступность радионуклидов, в свою очередь, оказывает влияние одновременно множество различных почвенных факторов. Для установления наиболее значимого почвенного фактора, определяющего биодоступность Cs-137 и Sr-90, рассчитали значения частных корреляций. Данный метод позволяет определить наиболее значимый фактор, влияющий на результирующий признак (в данном случае — это содержание биодоступных форм радионуклидов) из множества одновременно воздействующих факторов (в данном случае — это физико-химические показатели почвы). Полученные значения частных коэффициентов корреляции показали, что наиболее важным фактором, определяющим содержание доступных форм Cs-137 и Sr-90 в почвах СИП, а, соответственно, и накопление данных радионуклидов растениями являются их изотопные аналоги: для Cs-137 — это валовое содержание К ($r_{xy-z} = -0,81$; $n=4$, $p<0,2$); для Sr-90 — валовое содержание Са ($r_{xy-z} = -0,64$; $n=4$, $p<0,2$).

В целом, установленные корреляционные зависимости подтверждают имеющиеся в литературе данные [7, 8, 27–29].

Заключение

Дана количественная оценка аккумуляции Cs-137 и Sr-90 растениями из почвы радиоактивно-загрязненных участков СИП на примере салата (*Lactuca sativa*). Сравнительный анализ Кн Cs-137 и Sr-90 для культуры салата, выращенного на почвенных образцах СИП, выявил некоторые особенности. Установлено, что наименьшей биологической доступностью радионуклидов Cs-137 и Sr-90 для растений характеризуется почва с площадки П-2 и навала «Атомного» озера, что обусловлено особыми условиями и сопутствующими механизмам образования радиоактивных частиц при проведении ядерных испытаний.

Разница в накоплении радионуклидов салатом на почве штолен 176 и 177 очевидно обусловлена продолжающимися процессами трансформации форм нахождения Cs-137 и Sr-90 в почве.

Радиоизотоп Sr-90 характеризуется значительным содержанием биологически доступных форм во всех почвенных образцах, за исключением П-2. При этом наибольшая опасность с точки зрения поступления в растения данного радионуклида представляет почва площадки «4а».

На основании полученных экспериментальным путем параметров накопления Cs-137 и Sr-90 и содержанием данных радионуклидов в почвенных образцах с различным радиоактивным характером загрязнения и физико-химическими характеристиками установлено влияние двух основных факторов, определяющих переход радионуклидов в системе «почва–растение» на радиоактивно-загрязненных участках территории СИП: содержание биологически доступных форм нахождения радионуклидов и содержание их неизотопных аналогов.

Полученные результаты имеют большое практическое значение для проведения радиоэкологического мониторинга и оценки радиационно-опасных объектов СИП, а также могут быть экстраполированы на импактные территории предприятий ЯТЦ, расположенные в аналогичных почвенно-климатических условиях.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Республики Казахстан в рамках научного гранта AP08856481 «Оценка радиационного состояния растительного покрова с точки зрения его сельскохозяйственного назначения».

Список литературы

- 1 Ядерные испытания СССР: Семипалатинский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. Факты, свидетельства, воспоминания. — М.: Медбиоэкстрем, 1997. — 347 с.
- 2 Lukashenko S.N. Radioactive particles released from different sources in the Semipalatinsk Test Site / S.N. Lukashenko, A.M. Kabdyrakova, O.C. Lind, I. Gorlochev, A. Kunduzbaeva, T. Kvochkina, K. Janssens, W. De. Nolf, Yu.Yu. Yakovenko, B. Salbu // J. Environ. Radioact. — 2020. — Vol. 216. — P. 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106160>
- 3 Larionova N.V. Accumulation of radionuclides by plants in the area for testing radiological warfare substances at the Semipalatinsk test site / N.V. Larionova, S.N. Lukashenko, N.I. Sanzharova / Radiation and Risk. — 2013. — Vol. 22. — P. 60–65.
- 4 Кундузбаева А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах объекта «Атомное» озеро Семипалатинского испытательного полигона / А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко // Радиационная биология. Радиоэкология. — 2017. — Т. 57, № 4. — С. 399–413. <https://doi.org/10.7868/S0869803117040063>
- 5 Subbotin S.B. Radioactive contamination of water of the Degelen mountain massif / S.B. Subbotin, Yu.V. Dubasov // Radiochemistry. — 2013. — Vol. 55 — P. 647–654. <https://doi.org/10.1134/S1066362213060155>
- 6 Panitsky A.V. Nature of radioactive contamination of components of ecosystems of stream flows from tunnels of Degelen massif / A.V. Panitsky, S.N. Lukashenko // J. Environ. Radioact. 2015. — Vol. 144. — P. 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.02.021>
- 7 Гулякин И.В. Сельскохозяйственная радиобиология / И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева. — М.: Колос, 1973. — 271 с.
- 8 Алексахин Р.М. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин, В.Г. Васильев, В.А. Дикарев, В.А. Егорова и др. — М.: Экология, 1992. — 400 с.
- 9 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Classification of Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Reference Plants, IAEA — TECDOC-1497, IAEA, Vienna, 2006. — 250 p.
- 10 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA — TECDOC-1616, IAEA, Vienna, 2009. — 163 p.
- 11 Пристер Б.С. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Б.С. Пристер, Н.П. Омеляненко, Л.В. Перепелятникова // Почвоведение. — 1990. — № 10. — С. 51–60.
- 12 INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments, IAEA — Technical reports- 472, IAEA, Vienna, 2010. — 194 p.

- 13 Израэль Ю.А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий / Ю.А. Израэль. — СПб.: Прогресс-погода, 1996. — 355 с.
- 14 Avramenko M.I. Radiation accident of 1957 and Eastern-Urals radioactive trace: analysis of measurement data and laboratory experiments / M.I. Avramenko, A.N. Averin, E.G. Drozhko, Yu.V. Glagolenko, V.P. Filin, B.G. Loboiko, Yu.G. Mokrov, G.N. Romanov // J. Environ. Radioact. 2000 — Vol.34. — P. 1215–1223. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00303-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00303-9)
- 15 Fesenko S.V. Dynamics of ¹³⁷Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout / S.V. Fesenko, S.I. Spiridonov, N.I. Sanzharova, R.M. Alexakhin // J. Environ. Radioact. 1997. — Vol. 34. — P. 287–313. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(96\)00044-6](https://doi.org/10.1016/0265-931X(96)00044-6).
- 16 Kashparov V.A. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions / V.A. Kashparov, N. Ahamdach, S.I. Zvarich, V.I. Yoschenko, I.M. Maloshtan, L. Dewiere // J. Environ. Radioact. 2004. — Vol.72. — P. 335 — 353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.002>
- 17 Beresford N.A. Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? / N.A. Beresford, S. Fesenko, A. Konoplev, L. Skuterud, J.T. Smith, G. Voigt // J. Environ. Radioact. 2016. — Vol.157. — P. 77 — 89. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.02.003>.
- 18 Endo S. Paddy-field contamination with ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients / S. Endo, T. Kajimoto, K. Shizuma // J. Environ. Radioact. — 2013. — Vol. 116. — P. 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.08.018>
- 19 Larionova N.V. Transfer of radionuclides to plants of natural ecosystems at the Semipalatinsk Test Site / N.V. Larionova, S.N. Lukashenko, A.M. Kabdyrakova, A.Y. Kunduzbayeva, A.V. Panitskiy, A.R. Ivanova // J. Environ. Radioact. — 2018. — Vol.186. — P. 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.006>
- 20 Kozhakhhanov T.E. Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests / T.E. Kozhakhhanov, S.N. Lukashenko, N.V. Larionova // J. Environ. Radioact. — 2014. — Vol.137. — P. 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.06.026>
- 21 Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143–91: МИ 5.06.001.98 РК. — Алматы, 1998. — 18 с.
- 22 Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония– 239–240), стронция–90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях). — Алматы, 2010. — 25 с.
- 23 ГОСТ 26213–91. Почвы. Методы определения органического вещества. Взамен ГОСТ 26213–84. Введен 1991–12–29. — М.: Изд-во стандартов, 1992. — 6 с.
- 24 ГОСТ 26423–85. Почвы. Методы определения катионно-анионного состава водной вытяжки. Введен 1985–02–18. — М.: Изд-во стандартов, 1985. — 10 с.
- 25 ГОСТ 17.5.4.01–84. Методы определения pH водной вытяжки вскрышных и вмещающих пород. — Введен 1985–07.01. — М.: Изд-во стандартов, 1985. — 3 с.
- 26 ГОСТ 12536–2014. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава. — Взамен ГОСТ 12536–1979. Введен 2016–09–01. — М.: Стандартинформ, 2015. — 18 с.
- 27 Bulgakov A.A. Modeling of ¹³⁷Cs fixation in soils / A.A. Bulgakov // Eurasian Soil Science. — 2009. — Vol. 42. — P. 675–681. <https://doi.org/10.1134/S1064229309060131>
- 28 Comans R. Kinetics of cesium sorption on illite / R. Comans, D. Hockley // Geochim. Cosmochim. Acta. — 1992. — Vol. 56. — P. 1157–1164. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(92\)90053-L](https://doi.org/10.1016/0016-7037(92)90053-L)
- 29 Absalom J.P. Radiocaesium fixation dynamics: measurement in six Cumbrian soils / J.P. Absalom, S.D. Young, N. M.J. Crout // Eur. J. Soil Sci. — 1995. — Vol. 46. — P. 461–469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01342.x>.

Т.С. Пономарева, Е.Н. Поливкина, Р.А. Кенжебаев, Л.А. Немытова,
Е.С. Сысоева, А.Р. Иванова

Бұрынғы Семей сынақ полигонының негізгі радиоактивті-ластанған учаскелерінің топырағындағы салат дақылында Cs-137 мен Sr-90 жинақталуы

Модельдік вегетациялық эксперимент жағдайында Семей сынақ полигонының (ССП) радиоактивті-ластанған алаңдарының топырағында салат дақылы үшін (*Lactuca sativa*) Cs-137 және Sr-90 радионуклидтерінің жинақталу коэффициенттері (Кп) анықталған. Өртүрлі ССП учаскелеріндегі топырақ үлгілерінен алынған Кп мәндерінің түрлену диапазоны Cs-137 үшін 2 қатарды, Sr-90 үшін — 1 қатарды құрады. Параметрлік емес статистикалық талдау әдістері өртүрлі радиоактивті ластануы бар ССП топырақтары үшін «топырақ-өсімдік» жүйесінде Cs-137 және Sr-90 радионуклидтерінің жылыстауын айқындайтын факторларды анықтады. Cs-137 және Sr-90 Кп мәндері изотоптардың биожегімді формаларының құрамына тікелей тәуелді екені анықталды, бұл сынақтардың сипатына байланысты. Кендалл корреляция коэффициенттерінің алынған мәндері полигонның радиоактивті ластанған аумақтарынан топырақтағы Cs-137 және Sr-90 радионуклидтерінің жинақталу параметрлері мен биологиялық қолжетімді формаларының құрамы арасындағы толық функционалдық тәуелділікті ($r=1$, $n=4$, $p<0,05$)

көрсетті. Жеке корреляциялық әдісті қолдану топырақтағы Cs-137 және Sr-90 қолжетімді формаларының құрамын анықтайтын факторларды анықтауға мүмкіндік берді: Cs-137 үшін жалпы мөлшері K ($r_{xy-z} = -0,81$); Sr-90 үшін — жалпы мөлшері Ca ($r_{xy-z} = -0,64$) болды. Алынған нәтижелер «топырақ-өсімдік» жүйесінде Cs-137 және Sr-90 радионуклидтері жылыстауының негізгі механизмдерін ашады, бұл ССП радиоактивті-ластанған аумақтарында, сондай-ақ ұқсас топырақ-климаттық жағдайларда орналасқан ядролық-отын циклі (ЯОЦ) кәсіпорындарының импакт аумақтарында радиоэкологиялық мониторинг жүргізу және реабилитациялау іс-шараларын жоспарлау кезінде үлкен практикалық маңызы бар.

Кілт сөздер: Семей сынақ полигоны (ССП), радиоактивті ластану, стронций, цезий, салат (*Lactuca sativa*), жинақталу коэффициенті (K_n), радионуклидтерді анықтау формалары, биологиялық қолжетімділік, топырақ факторлары.

T.S. Ponomaryova, Ye.N. Polivkina, R.A. Kenzhebaev, L.A. Nemytova, Ye.S. Sysoeva, A.R. Ivanova

Accumulation of Cs-137 and Sr-90 by lettuce culture from radioactively contaminated soils of the former Semipalatinsk test site

Under conditions of a simulated pot experiment in the case of salad (*Lactuca sativa*), quantitative parameters of Cs-137 and Sr-90 (Tf) accumulation by plants on soils from the former Semipalatinsk Test Site territory were obtained. The variation range of Tf values derived for soil samples from different STS areas was 2 orders of magnitude for Cs-137 and 1 order of magnitude for Sr-90. Using nonparametric statistical analytical techniques, determinants of the transfer of Cs-137 and Sr-90 from soil to plants for STS soils with various natures of radioactive contamination were identified. The content of biologically available species of radionuclides has a significant effect on the accumulation of Cs-137 and Sr-90 by salad. Values derived for Kendall correlation coefficients showed a complete functional dependence ($r=1$, $n=4$, $p<0,05$) between accumulation parameters and the content of biologically available species of Cs-137 and Sr-90 in soil from radioactively contaminated test site areas. The use of partial correlation coefficients allowed identification of key soil contributors to the content of available speciation and, respectively, the accumulation of Cs-137 and Sr-90 by the experimental crop: for ^{137}Cs , the common content of K ($r_{xy-z} = -0,81$); for Sr-90 — the common content of Ca ($r_{xy-z} = -0,64$). Findings reveal the main mechanisms of Cs-137 and Sr-90 transfer from soil to plants, which are of great practical importance in the radio ecological monitoring and planning of rehabilitation measures taken in radioactively contaminated STS areas as well as in areas impacted by nuclear fuel cycle facilities (NFC) located under similar soil and climatic conditions.

Keywords: Semipalatinsk Test Site (STS), radioactive contamination, strontium, cesium, salad (*Lactuca sativa*), transfer factor (Tf), species of radionuclides, biological availability, soil factors.

References

- 1 (1997). Yadernye ispytaniia SSSR: Semipalatinskii poligon: obespechenie obshchei i radiatsionnoi bezopasnosti yadernykh ispytaniia. Fakty, svidetelstva, vospominaniia [Nuclear tests of the USSR: Semipalatinsk test site: ensuring general and radiation safety-news of nuclear tests. Facts, testimonies, memories]. Moscow: Medbioekstrem [in Russian].
- 2 Lukashenko, S.N., Kabdyrakova, A.M., Lind, O.C., Gorlochev, I., Kunduzbaeva, A., Kvochkina, T., Janssens, K., Nolf, W. De., Yakovenko, Yu. Yu., & Salbu B. (2020). Radioactive particles released from different sources in the Semipalatinsk Test Site. *J. Environ. Radioact.*, 216; 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106160>
- 3 Larionova, N.V., Lukashenko, S.N., & Sanzharova, N.I. (2013). Accumulation of radionuclides by plants in the area for testing radiological warfare substances at the Semipalatinsk test site. *Radiation and Risk*, 22 (4); 60–65.
- 4 Kunduzbaeva, A.E., Kabdyrakova, A.M., Larionova, N.V., & Lukashenko, S.N. (2017). Formy nakhozheniia iskusstvennykh radionuklidov v pochvakh obiekta «Atomnoe» ozero Semipalatinskogo ispytatelnogo poligona [Speciation of artificial radionuclides in soils of the “Atomic” lake site at the Semipalatinsk test site]. *Radiatsionnaia biologii. Radioekologiya — Radiation Biology. Radioecology*, 4; 399–413 [in Russian]. <https://doi.org/10.7868/S0869803117040063>
- 5 Subbotin, S.B., & Dubasov, Yu.V. (2013). Radioactive contamination of water of the Degelen mountain massif. *Radiochemistry*, 55, 647–654. <https://doi.org/10.1134/S1066362213060155>
- 6 Panitsky, A.V., & Lukashenko, S.N. (2015). Nature of radioactive contamination of components of ecosystems of streamflows from tunnels of Degelen massif. *J. Environ. Radioact.*, 144; 32–40. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.02.021>
- 7 Guliakin, I.V., & Yudinseva, E.V. (1973). Selskokhoziaistvennaia radiobiologiya [Agricultural Radioecology]. Moscow: Kolos [in Russian].
- 8 Aleksaxin, R.M., Vasilev, V.G., Dikarev, V.A., Egorova, V.A. et al. (1992). Selskokhoziaistvennaia radioekologiya [Agricultural Radioecology]. Moscow: Ekologiya [in Russian].

- 9 IAEA (2006). Classification of Soil Systems on the Basis of Transfer Factors of Radionuclides from Soil to Reference Plants. IAEA-TECDOC-1497. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- 10 IAEA (2009). Quantification of Radionuclide Transfers in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TECDOC-1616. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- 11 Prister, B.S., Omelianenko, N.P., & Perepeliatnikova, L.V. (1990) Migratsiia radionuklidov v pochve i perekhod ikh v rasteniia v zone avarii Chernobyl'skoi AES [Migration of radionuclides in the soil and their transfer to plants in the Chernobyl NPP accident zone]. *Pochvovedenie — Soil Study*, 10; 51–60 [in Russian].
- 12 IAEA (2010). Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical reports series no. 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- 13 Izrael, Yu.A. (1996). Radioaktivnye vypadeniia posle yaderykh vzryvov i avarii [Radioactive fallout after nuclear explosions and accidents]. Saint Petersburg: Progress-pogoda [in Russian].
- 14 Avramenko, M.I., Averin, A.N., Drozhko, E.G., Glagolenko, Yu.V., Filin, V.P., Loboiko, B.G., Mokrov, Yu.G., & Romanov, G.N. (2000). Radiation accident of 1957 and Eastern-Urals radioactive trace: analysis of measurement data and laboratory experiments. *J. Environ. Radioact.* 34; 1215–1223. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00303-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00303-9)
- 15 Fesenko, S.V., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I., & Alexakhin, R.M. (1997). Dynamics of ¹³⁷Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout. *J. Environ. Radioact.* 34; 287–313. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(96\)00044-6](https://doi.org/10.1016/0265-931X(96)00044-6)
- 16 Kashparov, V.A., Ahamdach, N., Zvarich, S.I., Yoschenko, V.I., Maloshtan, I.M., & Dewiere, L. (2004). Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions. *J. Environ. Radioact.*, 72; 335–353. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2003.08.002>
- 17 Beresford, N.A., Fesenko, S., Konoplev, A., Skuterud, L., Smith, J.T., & Voigt, G. (2016). Thirty years after the Chernobyl accident: What lessons have we learnt? *J. Environ. Radioact.*, 157; 77–89. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.02.003>
- 18 Endo, S., Kajimoto, T., & Shizuma, K. (2013). Paddy-field contamination with ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients. *J. Environ. Radioact.*, 116; 59–64. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.08.018>
- 19 Larionova, N.V., Lukashenko, S.N., Kabdyrakova, A.M., Kunduzbayeva, A.Y., Panitskiy, A.V., & Ivanova, A.R. (2018). Transfer of radionuclides to plants of natural ecosystems at the Semipalatinsk Test Site. *J. Environ. Radioact.*, 186; 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.006>
- 20 Kozhakhyanov, T.E., Lukashenko, S.N., & Larionova, N.V. (2014). Accumulation of artificial radionuclides in agricultural plants in the area used for surface nuclear tests. *J. Environ. Radioact.*, 137; 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.06.026>
- 21 (1998). Aktivnost radionuklidov v obiemnykh obraztsakh. Metodika vypolneniia izmerenii na gamma-spektrometre MI 2143–91: MI 5.06.001.98 RK [The method of performing measurements on a gamma spectrometer. MI 2143–91: MI 5.06.001.98 RK]. Almaty [in Russian].
- 22 (2010). Metodika opredeleniia sodержaniia isskustvennykh radionuklidov plutoniia–(239–240), strontsiia–90 v ob'ektakh okruzhaiushchei sredy (pochvakh, gruntakh, donnykh otlozheniiakh i rasteniiakh) [Methods for determining the content of artificial radionuclides of plutonium–(239–240), strontium–90 in environmental objects (soils, soils, sediments and plants)]. Almaty [in Russian].
- 23 (1992). GOST 26213–91. Pochvy. Metody opredeleniia organicheskogo veshchestva. Vzamen GOST 26213–84. Vveden 1991–12–29. [Soils. Methods for the determination of organic matter. Instead GOST 26213–84; introduced 1991–12–29]. Moscow: Izdatelstvo standartov [in Russian].
- 24 (1985). GOST 26423–85. Pochvy. Metody opredeleniia kationno-anionnogo sostava vodnoi vytiashki. Vveden 1985–02–18 [Soils. Methods for determining the cationic-anionic composition of an aqueous extract. Instead 1985–02–18]. Moscow: Izdatelstvo standartov [in Russian].
- 25 (1985). GOST 17.5.4.01–84. Metody opredeleniia pH vodnoi vytiashki vskryshnykh i vmeshchaiushchikh porod. — Vveden 1985–07.01 [Methods for determining the pH of water extraction of overburden and host rocks. Instead 1985–07.01]. Moscow: Izdatelstvo standartov [in Russian].
- 26 (2015). GOST 12536–2014 Grunty. Metody laboratornogo opredeleniia granulometricheskogo (zernovogo) i mikroagregatnogo sostava. — Vzamen GOST 12536–1979; vveden 2016–09–01 [Methods of Laboratory Granulometric (Grain-size) and Microaggregate Distribution. Instead GOST 12536–1979; introduced 2016–09–01]. Moscow: Izdatelstvo standartov [in Russian].
- 27 Bulgakov, A.A. (2009). Modeling of ¹³⁷Cs fixation in soils. *Eurasian Soil Science*, 42; 675–681. <https://doi.org/10.1134/S1064229309060131>
- 28 Comans, R., & Hockley, D. (1992). Kinetics of caesium sorption on illite. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 56; 1157–1164. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(92\)90053-L](https://doi.org/10.1016/0016-7037(92)90053-L)
- 29 Absalom, J.P., Young, S.D., & Crout, N.M.J. (1995). Radiocaesium fixation dynamics: measurement in six Cumbrian soils. *Eur. J. Soil Sci.*, 46, 461–469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01342.x>