

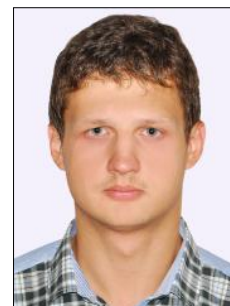
УДК 556:504.454:504.454(574.42)
DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-12-59-68

**ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ЦЕЗИЯ-137 В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ
СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА В МОДЕЛЬНЫХ
И НАТУРНЫХ ЭКСПЕРИМЕНТАХ**

**SPECIATION OF CESIUM-137 IN NATURAL WATERS OF SEMIPALATINSK TEST
SITE IN LABORATORY AND FULL-SCALE EXPERIMENTS**

*А. С. Торопов, Национальный исследовательский Томский
политехнический университет, г. Томск
torop990@gmail.com*

A. Toropov, National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk



Актуальность исследования определяется способностью ^{137}Cs перемещаться за пределы площадок ядерных испытаний в существенных количествах в поверхностных водных объектах бывшего Семипалатинского испытательного полигона. Показано, что формы нахождения данного радионуклида экспериментально и теоретически изучены слабо. Проведено исследование распределения форм нахождения ^{137}Cs в условиях лабораторных экспериментов и непосредственно в водных объектах Семипалатинского испытательного полигона, осуществляемое методом последовательной каскадной фильтрации. Минерализация и pH воды определялись кондуктометрически и потенциометрически соответственно с помощью прибора Анион-4100, содержание ^{137}Cs — методом гамма-спектрометрии с высокочувствительным полупроводниковым детектором на основе особо чистого германия после предварительного концентрирования. Установлено, что данный радионуклид находится, преимущественно, во взвешенной, псевдоколлоидной и, частично, в растворенной форме (до 10 %). В природных водах, содержащих повышенные концентрации растворенных органических веществ, наблюдались более высокие доли коллоидных и псевдоколлоидных форм данного радиоактивного элемента

Ключевые слова: радионуклиды; водные объекты; модельные растворы; цезий-137; миграция; транспортировка загрязняющих веществ; ультрафильтрация; коллоиды; взвешенное вещество; Семипалатинский испытательный полигон

The relevance of the study is determined by the ability of ^{137}Cs to move beyond the nuclear test sites at significant quantities in surface water bodies of the former Semipalatinsk Test Site. It is shown that the speciations of a given radionuclide experimentally and theoretically poorly investigated. A study was made of the speciations of ^{137}Cs distribution in laboratory experiments and in water bodies of the Semipalatinsk Test Site, carried out by the method of sequential cascade filtration. The mineralization and pH of water were determined using by the Anion-4100 instrument, the content of ^{137}Cs — after preliminary concentration by gamma spectrometry with a highly sensitive semiconductor detector made of high-purity germanium. It is established that this radionuclide is mainly exist in suspended, pseudocolloidal and, partially, in dissolved form (up to 10 %). In natural waters, enriched with dissolved organic matter, increased proportions of colloidal and pseudocolloid forms of this radioactive element are observed

Key words: radionuclides; water bodies; model solutions; cesium-137; migration; contaminant transport; ultrafiltration; colloids; suspended matter; Semipalatinsk Test Site

Введение. С середины XX в. в результате атмосферных ядерных испытаний [12; 24], ядерных катастроф в Чернобыле и на Фукусиме [15], а также утечки из хранилищ радиоактивных отходов на ПО «Маяк», Россия [3; 26] и Хэнфорд, США, значительное количество ^{137}Cs (период полураспада 30,2 г.) попало в окружающую среду [12]. В атмосферу Семипалатинского испытательного полигона (далее – СИП) в окружающую среду выброшено около $100 \text{ Ки}/\text{км}^2$ различных радионуклидов, среди которых ^{137}Cs является одним из определяющих дозовую нагрузку.

По состоянию на 2003 г. [12] в планетарном масштабе глобальные выпадения составляли до 90 % от общего ^{137}Cs в окружающей среде, оставшиеся 10 % связаны с заводами по переработке радиоактивных отходов (7 %) и авариями на Чернобыльской АЭС (3 %). Данный радионуклид продолжает оставаться основным источником антропогенной радиоактивности [16]. В настоящее время из-за аварии на АЭС «Фукусима-1» картина изменилась незначительно. Согласно расчетам Imanaka et al. и Inomata et al. [20; 21], в результате этого происшествя в окружающую среду выброшено в 8...10 раз меньше указанного изотопа, чем при аварии на Чернобыльской АЭС.

В настоящее время проведено большое количество исследований, направленных на изучение поведения техногенных радионуклидов в наземных экосистемах. При этом установлено, что основными параметрами, влияющими на миграционный процесс, являются формы нахождения радионуклидов в воде и ландшафтно-геохимические условия природной среды [2; 3; 5; 7]. Техногенные радионуклиды могут содержаться в значимых количествах в природных водах радиационно-опасных объектов и представлять потенциальную опасность для экосистем и человека, перемещаясь за территорию испытательных площадок. Однако информация о физико-химических формах миграции ^{137}Cs в водной среде все еще остается недостаточной.

Трудности изучения физико-химических механизмов транспортировки техно-

генных радионуклидов с водой связаны с применяемыми методическими приемами и объективной сложностью определения их форм нахождения в водных системах из-за ультранизких количеств [3; 7]. Для формирования качественной физико-химической модели миграции и математической модели массопереноса техногенной радиоактивности необходимо более детальное изучение их физико-химического состояния, сорбционного взаимодействия с компонентами водных систем и способности радионуклидов изменять форму нахождения [17; 22; 23].

Ранее результаты исследований по миграции радиоактивных элементов в водной среде оценивали по суммарному содержанию либо по распределению взвешенной и растворенной форм. Такая оценка в настоящий момент считается недостаточной, т. к. биологическое воздействие радиоактивных элементов в воде определяется их накоплением, преимущественно, в органическом веществе [3; 18; 30]. Ионная легкорастворимая форма миграции радионуклида в окружающей среде считалась более подвижной, чем коллоидная, однако многочисленными исследованиями показано, что коллоидный транспорт частиц в водной среде способствует переносу загрязняющих веществ на значительные расстояния [5; 10; 13; 14; 17; 19; 22; 23; 25; 26; 27; 29]. Также известны случаи существенно большей подвижности радионуклидов в коллоидных частицах, что противоречило условиям термодинамического моделирования [22].

Большое разнообразие химического состава природных вод СИП определяет необходимость детального исследования влияния физико-химических параметров воды на формы нахождения указанных радионуклидов, изменение их соотношения, соответственно, оставляет открытым вопрос о реальных миграционных способностях ^{137}Cs в водной среде.

Уточненные данные о формах нахождения ^{137}Cs в воде в условиях модельных растворов могут в дальнейшем послужить основой для прогнозирования распределения форм нахождения данного радионуклида в реальных водных объектах, где

его содержание находится на уровне, близком к пределу обнаружения. Понимание распределения форм нахождения ^{137}Cs в зависимости от физико-химических параметров воды позволит судить о способности форм нахождения к трансформации, возможности их перевода в наименее опасные формы с точки зрения миграционной способности и биоаккумуляции. Эти данные могут использоваться и при разработке практических рекомендаций по оценке радиоэкологического состояния земель СИП и прогнозировании уровня содержания ^{137}Cs в компонентах экосистем в регионе и, следовательно, миграции по пищевым цепочкам и поступлению в организм человека.

Методология и методика исследования. Аккумуляция ^{137}Cs в водных экосистемах может происходить за счет адсорбции на поверхности частиц взвешенного вещества, разрушения коллоидных веществ либо их «слипания», седиментации взвешенных веществ, а также в результате взаимодействия с взвешенным веществом.

Существует ряд методов, которые позволяют изучать формы нахождения ^{137}Cs и других радионуклидов в природных водах. К ним относятся ультрафильтрация, ультрацентрифугирование, обратный осмос, электрофорез, мембранная экстракция, ряд инструментальных микроскопических и спектроскопических методов (электронная микроскопия, масс-спектрометрия

с вторичной ионизацией, рентгеновская спектроскопия и др.), а также их комбинации [3; 9; 13; 30].

Методология исследования базируется на методе каскадной фильтрации, который позволяет выделять взвешенные, коллоидные и растворенные формы радионуклидов. Для понимания миграционной способности ^{137}Cs и его распределения по формам нахождения в природных водах СИП поставлены лабораторные эксперименты с модельными растворами, имитирующими природные воды. В основу приготовления модельных растворов положен принцип максимальной приближенности к природным процессам взаимодействия грунта с водой. В эксперименте скорость процессов взаимодействия фаз в системе грунт-вода многократно увеличена за счет механического воздействия (диспергирования частиц и взбалтывания) в лабораторных условиях.

Модельные растворы (водные вытяжки) для проведения исследований приготовлены с использованием образцов грунта с площадки «Опытное поле» СИП, отобранных из наиболее загрязненных участков с высоким содержанием ^{137}Cs , и дистиллированной воды. До начала проведения эксперимента проведено исследование радионуклидного состава образцов грунта, использованных в дальнейшем для приготовления модельных растворов (табл. 1).

Таблица 1 / Table 1

Содержание ^{137}Cs в образцах грунта модельных растворов /
 ^{137}Cs content in soil samples used for simulate water

Образцы грунта / No of soil sample	Удельная активность ^{137}Cs , Бк/кг / Specific activity, Bq/kg
1	$(2,6 \pm 0,3) \cdot 10^4$
2	$(3,4 \pm 0,3) \cdot 10^2$
3	90 ± 10
4	$(7,4 \pm 0,7) \cdot 10^3$
5	$(3,9 \pm 0,4) \cdot 10^4$

При приготовлении раствора к навеске грунта массой 150 г добавляли дистиллированную воду в соотношении грунт/вода 1:10. Для лучшего диспергирования су-

спензию в течение 1 ч подвергали ультразвуковому воздействию частотой 50 Гц, затем в течение 1 ч встряхивали на шейкере и оставляли в состоянии покоя на 24 ч. После

отстаивания надосадочную часть декантировали и дополнительно центрифугировали при скорости 2500 об/мин в течение 15 мин для удаления почвенных частиц.

При экспериментальных исследованиях выявлено, что некоторые модельные растворы оставались оптически неоднородными (мутными). Поэтому дополни-

тельно выполнен анализ на содержание микрочастиц в растворе на лазерном анализаторе Fritsch. Результаты измерения модельного раствора 3 показали наличие в растворе частиц с размерами 0,1...7 мкм (рис. 1) с максимумами распределения, соответствующими размерам частиц 0,2 и 2 мкм.

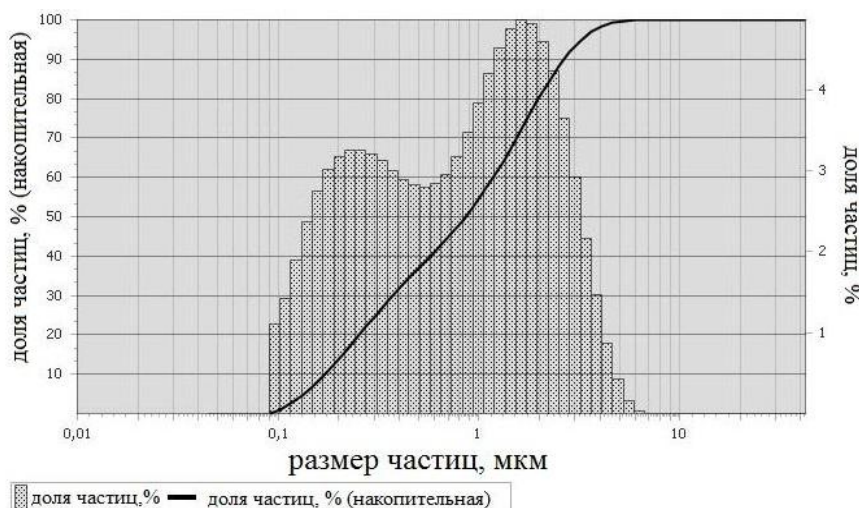


Рис. 1. Распределение микрочастиц в модельном растворе 3 по их размеру / Fig. 1. Size distribution of particles in modelling solution No 3

Для устранения мутности растворов время центрифугирования увеличено до 45 мин, что позволило получить растворы без почвенных частиц. Выбранное время центрифугирования подтверждается расчетом формулы Сведберга-Николса как достаточное для седиментации частиц с размерами крупнее 0,4–0,5 мкм. После центрифугирования растворы фильтровались через мембранный фильтр 0,45 мкм (предфильтрация) и выдерживались в течение 12...24 ч при температуре 20 °С.

Затем модельные растворы подвергались каскадному фракционированию для выделения различных форм нахождения ^{137}Cs . Выбран каскад из 4 фильтров, который позволяет отделять взвешенные, растворенные формы нахождения, а также коллоиды и псевдоколлоиды различного размера. Используются фильтры 0,45 мкм, 0,1 мкм, 0,007 мкм (100 кДа) и 0,003 мкм (10 кДа). Фильтр 0,45 мкм

соответствовал верхней границе размеров частиц для модельных растворов. Этот фильтр наиболее часто используется для отсекаания взвешенных компонентов в природных водах [1; 2; 11]. При определении форм нахождения радионуклида в природных водах и выделении взвешенных веществ дополнительно использовался фильтр 10 мкм.

На последних ступенях фильтрации (0,007 и 0,003 мкм) для определения коллоидных форм использованы ультрафильтрационные мембраны из регенерированной целлюлозы. Эти фильтры способны задерживать молекулы определенного размера, зависящие от диаметра пор, которые можно выразить через номинальную отсекаемую молекулярную массу. Принято считать, что 90 % незаряженных молекул сферической формы молекулярной массы задержится на мембране [28]. Таким образом, фильтрационные мембраны с размера-

ми 0,003 и 0,007 мкм отсекают молекулы 10 и 100 кДа соответственно. Такое обозначение по величине отсекаемой молекулярной массы является общепринятым для фильтров с диаметром пор, близким к размерам молекул веществ [2; 18; 28].

Таким образом, применение каскада фильтров позволяет извлекать из воды взвешенные вещества, коллоиды различного размера, а также низкомолекулярные соединения гуминовых, фульвокислот и другие компоненты. Тем не менее, необходимо отметить некоторую условность такого разделения, поскольку размер частиц различной природы в природных водах перекрывается, в отдельных фракциях могут присутствовать частицы различного происхождения. Так, для диапазона 0,1...1 мкм характерны частицы взвешенного вещества, коллоиды гидроксидов Fe, агрегаты молекул органического вещества гуминовой природы, а также бактерии.

Минерализацию и pH растворов измеряли с помощью анализатора жидкости лабораторного серии Анион 4100. Содержание растворенного органического вещества измеряли методом бихроматной окисляемости с фотометрическим окончанием на спектрофотометре ПЭ-5300ВИ.

Отбор проб природных вод проводился в соответствии с ГОСТ 17.1.5.05-85. Выделение ^{137}Cs осуществляли методом концентрирования с гексацианоферратом меди (II) и измерением счетного образца на высокочувствительном гамма-спектрометре типа ГМХ с полупроводниковым детектором из особо чистого Ge.

Результаты исследования и их обсуждение. Модельные растворы (водные вытяжки) образцов заметно отличались по физико-химическим свойствам, что могло определяться характеристиками грунта (табл. 2).

Таблица 2 / Table 2

Физико-химические параметры модельных растворов / Physicochemical characteristics of modelling solutions

Номер образца / Number of sample	pH	Минерализация, мг/л/ Mineralization, mg/l	$C_{\text{орг}}$, мг/л / DOC, mg/l
1	7,55	320±10	<10
2	8,20	600±12	18±6
3	8,40	720±14	40±8
4	7,81	540±10	25±7
5	6,20	430±10	<10

Уровень pH модельных растворов колебался в диапазоне 6,2...8,4, что соответствует нейтральным и слабощелочным водам, минерализация — 320...720 мг/л (пресные воды), содержание органического вещества — от <10 до 40 мг/л. По физико-химическим свойствам модельные растворы близки к воде ручьев и водотоков штолен испытательной площадки «Дегелен» СИП [6]. Исходное содержание ^{137}Cs в модельных растворах составляло 4...80 Бк/л, что, вероятно, определялось исходным его содержанием в грунте, использованном для приготовления модельного раствора.

Для всех модельных растворов результаты форм нахождения изучаемого радионуклида совпадали (рис. 2). Результаты по распределению форм ^{137}Cs представлены в усредненном виде.

Содержание ^{137}Cs в модельных растворах после каждого этапа каскадной фильтрации убывает. Фильтр 0,1 мкм отсекает 40...80 % радиоактивного ^{137}Cs . При последовательной фильтрации модельных растворов после фильтра 0,1 мкм сохранялась активность ^{137}Cs . В природных водах частицы размером 0,1...0,45 мкм считают взвесью и высокомолекулярными коллоидами

гидроксидов железа (псевдоколлоиды) [4]. В связи с этим можно предполагать, что в условиях модельных растворов данный радионуклид находится, преимущественно, во взвешенной, псевдоколлоидной и растворенной форме. Достоверного влияния параметров состава воды в модельных растворах на распределение форм нахождения радиоцезия установить не удалось.

Результаты исследований согласуются с литературными данными, согласно которым ^{137}Cs в воде может находиться в растворенной форме, в виде различных органических и неорганических комплексов

и взвешенных веществ [11; 24]. В реках и водохранилищах Беларуси до 70 % ^{137}Cs приходится на растворенные формы, а количество радионуклида во взвесах изменчиво, в значительной степени оно зависит от сезона, типа водного объекта, количества органического вещества и глинистых частиц во взвешенном состоянии [4].

Для изучения форм нахождения ^{137}Cs в природных водах СИП выбраны водоемы и водотоки различных испытательных площадок где ранее были зафиксированы количественные значения данного радионуклида [27] (табл. 3).



Рис. 2. Формы нахождения ^{137}Cs в модельных растворах / Fig. 2. Speciation of ^{137}Cs in water in laboratory scale experiments

Суммарное содержание ^{137}Cs в изученных водных объектах колеблется в пределах от <0,02 до 400 Бк/л. Наиболее загрязненными являются водотоки штолен площадки «Дегелен» и ручей Карабулак, притоком которого является водоток штольни № 504 площадки «Дегелен». Во всех водотоках преобладает растворенная форма радионуклида либо суммы растворенной и коллоидной форм. Так, доля растворенной формы ^{137}Cs для водотоков составляет 72...99 %. В воде воронки В-1 площадки «Опытное поле» на сумму псевдоколлоидной и коллоидной форм радиоцезия приходится 45 % от суммы всех форм нахождения, около

29 % радионуклида находится во взвешенной форме, оставшаяся часть приходится на растворенную форму. Такое распределение отличается от других водоисточников и может быть связано с возможным характером поступления ^{137}Cs в воду данного водоема – вымыванием из грунта, слагающего гребень и склоны воронки В-1. Вода этого водоема содержит высокие концентрации растворенного органического вещества (35 ± 3 мг/л), что может способствовать развитию коллоидной и псевдоколлоидной форм. Химическая же форма существования в растворе цезия может быть и ионной, и органической, и неорганической [8; 11].

Таблица 3 / Table 3

Формы нахождения ^{137}Cs в водных объектах СИП, Бк/л /
Speciation of ^{137}Cs in water of STS, Bq/l*

Объект исследования / Object of research	Взвешенная / Suspended (10...0,45 мкм)	Псевдоколлоидная / Pseudocolloids (0,45...0,1 мкм)	Коллоидная / Colloids (0,1...0,003 мкм)	Растворенная / Dissolved (<0,003 мкм)
Водоток штольни № 176 площадки «Дегелен» / № 176 tunnel outflowing waterstream of "Degelen" ground	0,95±0,10 (3)	<0,1	35±3* (97)	
Водоток штольни № 177 площадки «Дегелен» / № 177 tunnel outflowing waterstream of "Degelen" ground	0,70±0,07 (14)	0,60±0,06 (12)	0,1±0,01 (2)	3,6±0,4 (72)
Водоток штольни № 503 площадки «Дегелен» / № 503 tunnel outflowing waterstream of "Degelen" ground	0,28±0,02 (0,4)	<0,02	62±6 (99)	
Водоток штольни № 504 площадки «Дегелен»/ № 504 tunnel outflowing waterstream of "Degelen" ground	6,9±1,4 (1,7)	<0,12	390±40 (98)	
Водоток штольни № 511 площадки «Дегелен» / № 511 tunnel outflowing waterstream of "Degelen" ground	0,45±0,10 (3)	<0,01	13±3 (97)	
Ручей Карабулак (в преде- лах площадки «Дегелен») / Riverstream Karabulak	1,4±0,20 (3)	<0,04	48±5 (97)	
«Атомное» озеро / "Atomic" lake	<0,02	<0,02	<0,02	
Озеро «Телкем-2» / Telkem-2 lake	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Воронка В-1 площадки «Опытное поле» / Artificial lake V-1 of "Ground Zero" experimental ground	0,15±0,02 (29)	0,23±0,02 (45)		0,13±0,01 (26)

* Примечание: в отдельных водных объектах представлена сумма форм нахождения (использована сокращенная схема каскадного фракционирования), в скобках указана процентная доля от суммы всех форм нахождения

Таким образом, исследования форм нахождения ^{137}Cs в модельных экспериментах и природных объектах согласуются между собой. Полученные результаты могут быть использованы при интерпретации данных, полученных на других водных объектах.

Выводы. Исследования форм нахождения радиоцезия в лабораторных условиях и на реальных водных объектах СИП установили следующее:

– в лабораторных экспериментах ^{137}Cs находится, преимущественно, во взвешенной, псевдоколлоидной и, частично, в растворенной формах;

– формы нахождения ^{137}Cs в природных объектах индивидуальны для каждого изученного водоема и зависят от его активности и других факторов.

Полученные результаты позволяют судить об уровне миграционной способности

и распределении форм нахождения ^{137}Cs в наиболее загрязненных водных объектах СИП. Результаты целесообразно использовать при оценке степени загрязненности территорий радиоактивными элементами за пределами испытательных площадок.

Автор выражает благодарность научному руководителю, доктору геолого-минералогических наук, профессору Рихванову Леониду Петровичу за ценные замечания при работе с рукописью статьи. Автор также выражает признательность руководству

и коллективу филиала «Институт радиационной безопасности и экологии» Национального ядерного центра Республики Казахстан за поддержку в организации исследований, полевых и аналитических работ.

Исследование частично профинансировано за счет гранта программно-целевого финансирования Министерства образования и науки Республики Казахстан (№ 0122/ПЦФ-14), гранта Министерства образования и науки Российской Федерации (госзадание № 5.10015.2017/ДААД).

Список литературы

1. Гусев М. В., Минеева Л. А. Микробиология. 9-е изд., стер. М.: Академия, 2010. 464 с.
2. Ильина С. М. Роль органометаллических комплексов и коллоидов в речном стоке бореальной климатической зоны (на примере Северной Карелии и Владимирской Мещеры): дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00.09. М., 2011. 186 с.
3. Калмыков С. Н. Роль коллоидных частиц в миграции актинидов с подземными водами: автореф. дис. ... д-ра хим. наук: 02.00.14. М., 2008. 49 с.
4. Научное решение черновильских проблем: итоги 10-летия (основные итоги научного обеспечения реализации государственных программ Республики Беларусь по преодолению последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС на 1996–2000 и 2001–2005 гг.) / Комитет по проблемам последствий катастрофы на Чернобыльской АЭС при Совете Министров Республики Беларусь, Республиканское научно-исследовательское унитарное предприятие «Институт радиологии». Гомель: Институт радиологии, 2006. 103 с.
5. Новиков А. П., Калмыков С. Н., Ткачев В. В. Формы существования и миграция актиноидов в окружающей среде // Российский химический журнал. 2005. Т. XLIX. № 2. С. 119–126.
6. Паницкий А. В., Лукашенко С. Н., Магашева Р. Ю. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Павлодар: Дом печати, 2010. Вып. 2. С. 57–102.
7. Папина Т. С. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода – взвешенное вещество – донные отложения речных экосистем. Новосибирск, 2001. 58 с.
8. Перельман А. И., Касимов Н. С. Геохимия ландшафта. М.: Астрей-2000. 610 с.
9. Поляков Е. В., Егоров Ю. В. Современные методы определения физико-химического состояния микроэлементов в природных водах // Успехи химии. 2003. Т. 72. № 11. С. 1103–1114.
10. Руденко Л. И., Скляр В. Я., Хан В. Е. Изучение фазового распределения и форм нахождения радионуклидов в воде из внутренних помещений объекта «Укрытие» и в грунтовых водах промплощадки методом ультрафильтрации // Доп. НАН України. 1998. № 6. С. 153–157.
11. Шварцев С. Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. М.: Недра, 1998. 411 с.
12. Aarkrog A. Input of anthropogenic radionuclides into the World Ocean // Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 2003. Т. 50. No. 17–21. P. 2597–2606.
13. Buck E. C., Bates J. K. Microanalysis of colloids and suspended particles from nuclear waste glass alteration // Applied Geochemistry. 1999. Vol. 14 (5). P. 635–653.
14. Buddemeier R. W., Hunt J. R. Transport of colloidal contaminants in groundwater: Radionuclide migration at the Nevada test site // Appl. Geochemistry. 1988. Vol. 3. P. 535–548.
15. Castrillejo M. et al. Reassessment of ^{90}Sr , ^{137}Cs , and ^{134}Cs in the Coast off Japan Derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Accident // Environ. Sci. Technol. 2016. Vol. 50. No. 1. P. 173–180.
16. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments: Technical Reports Series. Vienna: IAEA, 2010. 76 p.
17. Hou X. Speciation Analysis of Radionuclides in the Environment. NSK-B SPECLATION project report, 2009.
18. Ilina S., Lapitskiy S., Alekhin Y. et. al. Speciation, size fractionation and transport of trace elements in the continuum soil water – mire – humic lake – river – large oligotrophic lake of a Subarctic watershed // Aquatic Geochemistry. 2016. Vol. 22. P. 65–95.
19. Ilina S.M. et al. Extreme iron isotope fractionation between colloids and particles of boreal and temperate organic-rich waters // Geochimica et Cosmochimica Acta. 2013. Vol. 101. P. 96–111.

20. Imanaka T., Hayashi G., Endo S. Comparison of the accident process, radioactivity release and ground contamination between Chernobyl and Fukushima-1 // *J. Radiat. Res.* 2015. Vol. 56. P. 56–61.
21. Inomata Y. Spatial and temporal distributions of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs derived from the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in the North Pacific Ocean by using optimal interpolation analysis // *Environ. Sci. Process. Impacts.* 2016. Vol. 18. No. 1. P. 126–136.
22. Kersting A. B. et al. Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site // *Nature.* 1999. Vol. 397 (6714). P. 56–59.
23. Kretzschmar R., Schafer T. Metal Retention and Transport on Colloidal Particles in the Environment // *Elements.* 2005. Vol. 1. P. 205–210.
24. Lelieveld J., Kunkel D., Lawrence M.G. Global risk of radioactive fallout after major nuclear reactor accidents // *Atmos. Chem. Phys.* 2012. Vol. 12. No. 9. P. 4245–4258.
25. Lind O. C. et al. Transport of low ²⁴⁰Pu/²³⁹Pu atom ratio plutonium-species in the Ob and Yenisey Rivers to the Kara Sea // *Earth Planet. Sci. Lett.* 2006. Vol. 251. No. 1-2. P. 33–43.
26. Novikov A.P. et al. Colloid Transport of Plutonium in the Far-Field of the Mayak Production Association, Russia // *Science.* 2006. Vol. 314. No. 5799. P. 638–641.
27. Novikov A. P. Migration and concentration of artificial radionuclides in environmental objects // *Geochemistry Int.* 2010. Vol. 48 (13). P. 1263–1387.
28. Osmonics Pure Water Handbook. 1997. 145 p.
29. Ryan J. N., Elimelech M. Colloid mobilization and transport in groundwater // *Coll. Surf.* 1996. Vol. 107. P. 1–56.
30. Salbu B. Speciation of Radionuclides in the Environment // *Encyclopedia of Analytical Chemistry.* 2006. P. 1–24.

References

1. Gusev M. V., Mineeva L. A. *Mikrobiologiya. 9-e izd., ster.* (Microbiology. 9th ed., Sr.). Moscow: Academy, 2010. 464 p.
2. Ilyina S. M. *Rol organometallicheskih kompleksov i kolloidov v rechnom stoke borealnoy klimaticheskoy zony (na primere Severnoy Karelii i Vladimirskoy Meshchory): dis. ... kand. geol.-mineral. nauk: 25.00.09* (The role of organometallic complexes and colloids in the river runoff of the boreal climatic zone (on the example of North Karelia and the Vladimir Meshchera): dis. ... cand. geol.-mineral. sciences: 25.00.09). Moscow, 2011. 186 p.
3. Kalmykov S. N. *Rol kolloidnykh chastic v migratsii aktinidov s podzemnymi vodami: avtoref. dis. ... d-ra him. Nauk: 02.00.14* (The role of colloidal particles in the migration of actinides with groundwater: abstract. dis. ... dr. chem. sciences: 02.00.14). Moscow, 2008. 49 c.
4. *Nauchnoe reshenie chernobylskoy problem: itogi 10-letiya (osnovnye itogi nauchnogo obespecheniya realizatsii gosudarstvennykh programm Respubliki Belarus po preodoleniyu posledstviy katastrofy na Chernobyl'skoy AEHS na 1996–2000 i 2001–2005 gg.)* (Scientific solution of the Chernobyl problems: results of the 10th anniversary (main results of scientific support for the implementation of the state programs of the Republic of Belarus for overcoming the consequences of the Chernobyl disaster for 1996-2000 and 2001–2005)) / Committee on the problems of the consequences of the Chernobyl catastrophe under the Council Ministers of the Republic of Belarus, Republican Scientific Research Unitary Enterprise “Institute of Radiology”. Gomel: Institute of Radiology, 2006. 103 p.
5. Novikov A. P., Kalmykov S. N., Tkachev B. B. *Rossiyskiy himicheskiy zhurnal* (Russian Chemical Journal), 2005, vol. XLIX, no. 2, pp. 119–126.
6. Panitsky A. V., Lukashenko S. N., Magasheva R. Yu. *Aktualnye voprosy radioekologii Kazakhstana* (Actual issues of radioecology Kazakhstan). Pavlodar: House of Press, 2010, issue 2, pp. 57–102.
7. Papina T. S. *Transport i osobennosti raspredeleniya tyazhelykh metallov v ryadu: voda – vzveshennoe veshchestvo – donnye otlozheniya rechnykh ekosistem* (Transport and features of distribution of heavy metals in the series: water – suspended matter – bottom sediments of river ecosystems). Novosibirsk, 2001. 58 p.
8. Perelman A. I., Kasimov N. S. *Geohimiya landshafta* (Geochemistry of the landscape). Moscow: Astreya-2000. 610 p.
9. Polyakov E. V., Yegorov Yu. V. *Uspekhi himii* (Advances in chemistry), 2003, no. 11, p. 1103–1114.
10. Rudenko L. I., Sklyar V. Ya., Khan V. E. *Dop. NAN Ukraini* (NAS of Ukraine), 1998, no. 6, pp. 153–157.
11. Shvartsev S. L. *Gidrogeohimiya zony gipergeneza* (Hydrogeochemistry of the hypergenesis zone). Moscow: Nedra, 1998. 411 p.
12. Aarkrog A. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* (Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.), 2003, vol. 50, no. 17–21, p. 2597–2606.
13. Buck E. C., Bates J. K. *Applied Geochemistry* (Applied Geochemistry), 1999, vol. 14 (5), pp. 635–653.

14. Buddemeier R. W., Hunt J. R. *Applied Geochemistry* (Applied Geochemistry), 1988, vol. 3, pp. 535–548.
15. Castrillejo M. et al. *Environ. Sci. Technol.* (Environ. Sci. Technol.), 2016, vol. 50, no. 1, pp. 173–180.
16. *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments: Technical Reports Series* (Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments: Technical Reports Series). Vienna: IAEA, 2010. 76 p.
17. Hou X. *Speciation Analysis of Radionuclides in the Environment* (Speciation Analysis of Radionuclides in the Environment). NSK-B SPECIATION project report, 2009.
18. Ilina S., Lapitskiy S., Alekhin Y. et. al. *Aquatic Geochemistry* (Aquatic Geochemistry), 2016, vol. 22, pp. 65–95.
19. Ilina S.M. et al. *Geochimica et Cosmochimica Acta* (Geochimica et Cosmochimica Acta), 2013, vol. 101, pp. 96–111.
20. Imanaka T., Hayashi G., Endo S. J. *Radiat. Res* (Radiat. Res), 2015, vol. 56, pp. 56–61.
21. Inomata Y. *Environ. Sci. Process. Impacts* (Environ. Sci. Process. Impacts), 2016, vol. 18, no. 1, pp. 126–136.
22. Kersting A. B. et al. *Nature* (Nature), 1999, vol. 397 (6714), pp. 56–59.
23. Kretschmar R., Schafer T. *Elements* (Elements), 2005, vol. 1, pp. 205–210.
24. Lelieveld J., Kunkel D., Lawrence M. G. *Atmos. Chem. Phys.* (Atmos. Chem. Phys.), 2012, vol. 12, no. 9, pp. 4245–4258.
25. Lind O. C. et al. *Earth Planet. Sci. Lett* (Earth Planet. Sci. Lett), 2006, vol. 251, no. 1-2, pp. 33–43.
26. Novikov A. P. et al. *Science* (Science), 2006, vol. 314, no. 5799, pp. 638–641.
27. Novikov A. P. *Geochemistry Int.* (Geochemistry Int.), 2010, vol. 48 (13), pp. 1263–1387.
28. *Osmonics Pure Water Handbook* (Osmonics Pure Water Handbook). 1997. 145 p.
29. Ryan J. N., Elimelech M. *Coll. Surf.* (Coll. Surf.), 1996, vol. 107, pp. 1–56.
30. Salbu B. *Encyclopedia of Analytical Chemistry* (Encyclopedia of Analytical Chemistry), 2006, pp. 1–24.

Коротко об авторе

Briefly about the author

Торопов Андрей Сергеевич, аспирант, кафедра геоэкологии и геохимии Инженерной школы природных ресурсов, Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск, Россия. Область научных интересов: радиохимия, захоронение радиоактивных отходов, геохимия радиоактивных элементов в природных водах
torop990@gmail.com

Andrey Toropov, postgraduate, Geoecology and Geochemistry department, Engineering School of Natural Resources of the National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia. Sphere of scientific interests: radiochemistry, radioactive wastes disposal, geochemistry of radioactive elements in natural waters

Образец цитирования

Торопов А. С. *Формы нахождения цезия-137 в природных водах Семипалатинского испытательного полигона в модельных и натуральных экспериментах // Вестн. Забайкал. гос. ун-та. 2017. Т. 23. № 12. С. 59–68. DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-12-59-68.*

Toropov A. *Speciation of Cesium-137 in natural waters of Semipalatinsk Test Site in laboratory and full-scale experiments // Transbaikal State University Journal, 2017, vol. 23, no. 12, pp. 59–68. DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-12-59-68.*

Дата поступления статьи: 14.12.2017 г.
Дата опубликования статьи: 25.12.2017 г.

