

Оценка влияния физико-химических факторов на процессы выщелачивания радионуклидов из грунта

© А. М. Раимканова^{*а}, А. К. Айдарханова^а, О. Н. Ляхова^а, З. Б. Сержанова^а

^а Институт радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра Республики Казахстан, 071100, Курчатов Восточно-Казахстанской обл., Бейбіт атом 2, зд. 23; *e-mail: raimkanova@nnc.kz

Получена 30.10.2018, после доработки 27.05.2019, принята к публикации 02.06.2019

УДК 539.163:542.61

Определена степень выщелачивания радионуклидов из грунта в районе «Атомного озера» (Казахстан). По мере увеличения времени взаимодействия грунта с выщелачивающим раствором возрастает концентрация ^3H и ^{90}Sr в водных вытяжках. Уменьшение перехода $^{239+240}\text{Pu}$ в раствор с течением времени может быть вызвано образованием в процессе выщелачивания коллоидов и их последующим осаждением или сорбцией на компонентах почвы. Несмотря на относительно высокое начальное содержание γ -излучающих радионуклидов (^{137}Cs , ^{241}Am , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{60}Co) на уровне от $n \cdot 10^2$ до $n \cdot 10^4$ Бк/кг в грунте, при изучении выщелачивания содержание данных радионуклидов в водных вытяжках оказалось ниже предела обнаружения используемой методики и составило <1 Бк/л. Изучено влияние на процесс выщелачивания гранулометрического состава почвы, pH среды, степени минерализации и химического состава воды. Проведенные исследования дают основание полагать, что переход техногенных радионуклидов из грунта в воду путем выщелачивания является одним из основных механизмов радиоактивного загрязнения вод «Атомного озера».

Ключевые слова: радионуклиды, выщелачивание из грунта, «Атомное озеро».

DOI: 10.1134/S0033831119050149

Многими исследованиями и наблюдениями показано, что для долговременного прогнозирования поведения техногенных радионуклидов в окружающей среде необходимы данные о выщелачивании. Степень выщелачивания радионуклидов (в процентах от исходного содержания в образце) рассчитана в ряде работ, объектом исследований которых являлась зона Чернобыльской АЭС. Выщелачивание проводили растворами различного состава из почвы и частиц радиоактивных выпадений, а также из техногенных новообразований. Так, например, в работе [1] первоначально в качестве выщелачивающего раствора использовали водную вытяжку почв (чернозем) из района ЧАЭС, далее проводили серию опытов по выщелачиванию дистиллированной водой, аммонийно-ацетатным буфером (pH 4.8), раствором 1 моль/л HCl. Степень выщелачивания из топливосодержащих частиц дистиллированной водой (%) лежала в интервалах: для ^{106}Ru – $(2.1–11) \cdot 10^{-3}$, ^{137}Cs – $(1.3–3.6) \cdot 10^{-2}$, ^{144}Ce – $(0.87–15) \cdot 10^{-3}$. При использовании буферного раствора степень выщелачивания (%) составила: для ^{106}Ru – $(2.7–19) \cdot 10^{-2}$, ^{137}Cs – $(0.9–2.4) \cdot 10^{-2}$, ^{144}Ce – $(1.0–9.0) \cdot 10^{-2}$. На порядок выше была степень выщелачивания радионуклидов из частиц раствором 1 моль/л HCl. Обработку образцов почвы в работе [2] проводили водными вытяжками опада листьев, сосновых веток и хвои, торфа. Максимальная степень выщелачивания установлена при использовании водной вытяжки опада листьев. Она составля-

ла (%): для ^{144}Ce – 0.9, ^{137}Cs – 4.2, ^{106}Ru – 4.1, ^{95}Zr , ^{95}Nb – 0.9 [3].

Одной из важнейших задач при изучении радиационной обстановки в районе «Атомного озера» является исследование и прогнозирование поведения радионуклидов в окружающей среде, в частности, в уточнении механизма поступления техногенных радионуклидов в воды исследуемого водоема. На основании данных проведенных работ можно заключить, что вероятными источниками формирования загрязнения вод «Атомного озера» являются процессы, связанные с выщелачиванием радионуклидов из береговых грунтов и их последующее перемешивание в водной среде. Данные исследования актуальны для оценки вклада зоны навала грунта в радионуклидное загрязнение вод «Атомного озера».

Экспериментальная часть

Объект исследования

«Атомное озеро», расположенное на площадке «Балапан», образовано в результате экскавационного взрыва 15.01.1965 г. мощностью 140 кт на месте слияния рек Шаган и Ашису, в результате которого образовалась воронка глубиной более 100 м и диаметром 400 м, заполнившаяся водой [4]. Наиболее загрязненным является участок в непосредственной близости от воронки «Атомного озе-

Таблица 1. Начальное содержание техногенных радионуклидов в грунте

Точка отбора	Фракция, мм	Содержание радионуклидов, кБк/кг							
		^3H	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$	^{137}Cs	^{241}Am	^{152}Eu	^{154}Eu	^{60}Co
Т.1	1.0–0.5	52 ± 5	8.4 ± 0.8	7.0 ± 0.7	5.9 ± 0.6	0.46 ± 0.05	2.1 ± 0.2	0.7 ± 0.07	0.48 ± 0.05
	0.5–0.25	87 ± 9	8.9 ± 0.9	1.4 ± 0.1	6.4 ± 0.6	0.38 ± 0.04	1.7 ± 0.2	0.55 ± 0.06	0.40 ± 0.04
Т.2	1.0–0.125	14.0 ± 1.0	22.0 ± 2.0	1.5 ± 2.0	14.0 ± 1.0	1.8 ± 0.2	7.7 ± 0.8	2.6 ± 0.3	1.6 ± 0.2
	0.125–0.05	17.0 ± 2.0	1.9 ± 2.0	2.0 ± 2.0	17.0 ± 2.0	1.0 ± 0.1	4.2 ± 0.4	1.4 ± 0.1	1.1 ± 0.1
	<0.05	19.0 ± 2.0	1.9 ± 2.0	2.2 ± 2.0	18.0 ± 2.0	0.9 ± 0.1	3.3 ± 0.3	1.1 ± 0.1	0.9 ± 0.1

ра» – зона навала, где фиксируется максимальное содержание радионуклидов в почве. Объектом исследований являлась зона навала грунта вокруг «Атомного озера». Удельная активность техногенных радионуклидов в грунте навала (кБк/г) составила 100 по ^3H , 4 по ^{241}Am , 15 по ^{137}Cs , 17 по $^{239+240}\text{Pu}$, 10 по ^{90}Sr , 20 Бк/кг по ^{152}Eu и 13 Бк/кг по ^{154}Eu [5].

Методология исследований

Отбор проб берегового грунта проводили в северном направлении от «Атомного озера» на двух последовательных участках, находящихся на расстоянии 50 и 100 м от береговой линии и характеризующихся высокими уровнями радиоактивного загрязнения. Гранулометрический анализ показал, что почвы исследуемой территории характеризуются преобладанием глинистой фракции, составляющей около 60% массы почвы. На долю илистой фракции приходится 15% массы почвы. Массовая доля песчаной фракции составляет порядка 25%. По классу почвы «Атомного озера» относятся к песчаному тяжелому суглинку.

На каждом участке отбирали одну пробу (Т.1, Т.2) на глубину 0–10 см с площади 100 см². Эксперименты проводились в целях определения степени выщелачивания радионуклидов (^3H , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{152}Eu , ^{60}Co) и исследования влияния на выщелачивание физико-химических факторов (размеры частиц грунта, pH среды, химический состав выщелачивающих растворов). Отобранные образцы грунта высушивали до воздушно-сухого состояния, удаляли включения (камни, корни растений и т.п.) и гомогенизировали. Далее с использованием метода «сухого» рассева проводили разделение грунта на фракции с помощью сит различного диаметра (1, 0.5, 0.25, 0.125, <0.05 мм).

В каждой разделенной фракции определяли начальное содержание техногенных радионуклидов для дальнейших расчетов степени выщелачивания. Лабораторные работы по определению содержания техногенных радионуклидов в образцах грунта и водных вытяжках проводили в соответствии с методическими указаниями и инструкциями на поверенном лабораторном оборудовании. Содержание

радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{60}Co в образцах грунта и водных вытяжках определяли γ-спектрометрическим методом [6]. Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в образцах грунта и в водных вытяжках определяли α- и β-спектрометрическими методами после предварительного радиохимического выделения [7, 8]. Концентрацию ^3H в грунте после автоклавного разложения и в водных вытяжках определяли согласно методике β-спектрометрических измерений [9]. Предел обнаружения радионуклидов составил (Бк/л): ^3H 13, ^{90}Sr 0.5, $^{239+240}\text{Pu}$ 0.1, γ-излучающие радионуклиды 1. Погрешность измерений (%) не превышала: ^3H 10, ^{90}Sr 15–25, $^{239+240}\text{Pu}$ 30, γ-излучающие радионуклиды 10–25.

Результаты радионуклидного анализа грунта представлены в табл. 1.

В качестве выщелачивающего раствора использовали дистиллированную воду. Соотношение грунта и выщелачивающего раствора на всех этапах эксперимента поддерживали равным 1 : 2. Подготовленные навески воздушно-сухой пробы грунта массой 100 г помещали в мерные колбы вместимостью 500 см³ и заливали дистиллированной водой объемом 200 см³, периодически перемешивали. Время контакта твердой фазы с раствором составляло 1, 3, 6 ч, 20, 30, 45, 60, 75, 90 сут. При исследовании влияния физико-химических факторов, время контакта твердой фазы с раствором составляло 1, 10 и 20 сут. Подготовленные водные вытяжки фильтровали через фильтр «синяя лента», полученные фильтраты анализировали на содержание исследуемых радионуклидов.

Для количественной оценки выщелачивания определяли степень выщелачивания *i*-го радионуклида как отношение активности (A_i) в растворе к активности этого радионуклида в исходном образце грунта.

Следующим этапом являлось исследование влияния размера частиц грунта на выщелачивание. Эксперименты проведены с фракциями грунта 1–0.125, 0.125–0.05, <0.05 мм. Из каждой фракции отбирали навески массой 100 г, которые заливали дистиллированной водой объемом 200 мл.

Эксперименты по изучению влияния pH среды

Таблица 2. pH выщелачивающих растворов

Выщелачивающий раствор	pH при концентрации, г/л		
	0.1	1.0	10
CaCl ₂	5.81	6.02	8.84
MgSO ₄	5.98	6.05	6.23
Na ₂ CO ₃	10.47	11.02	11.49
NaHCO ₃	7.97	8.34	8.37

на выщелачивание проводили следующим образом: значение pH в диапазоне нейтральных, слабощелочных сред (pH 7, 9) достигали добавлением в дистиллированную воду NaOH, слабокислых (pH 5) – добавлением HNO₃.

Согласно литературным данным, природа растворов существенно влияет на выщелачивание радионуклидов. Химический состав водных объектов Семипалатинского испытательного полигона весьма разнообразен, диапазон минерализации в них колеблется от 1 до 20 г/л.

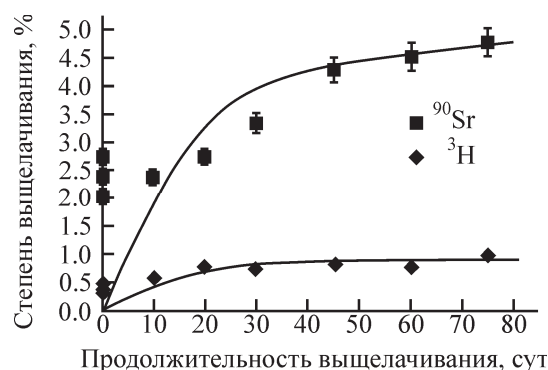
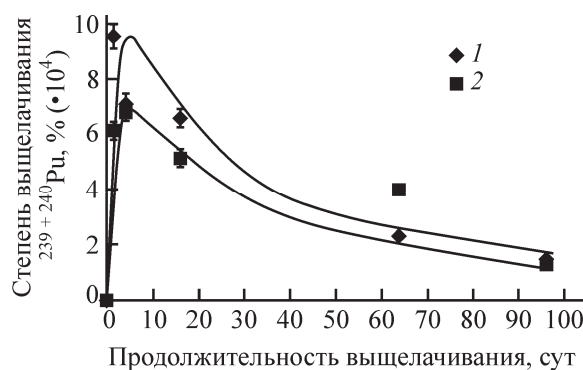
Для изучения влияния химического состава выщелачивающих растворов использовали соли CaCl₂, MgSO₄, Na₂CO₃, NaHCO₃, катионы и анионы которых являются макрокомпонентами природных вод. Указанные вещества растворяли в дистиллированной воде до концентрации 0.1, 1, 10 г/л. В подготовленных растворах измеряли pH; результаты представлены в табл. 2.

Результаты и обсуждение

Степени выщелачивания радионуклидов

В результате выщелачивания содержание γ -излучающих радионуклидов в водных вытяжках составило ниже предела обнаружения используемой методики (<1 Бк/л). Таким образом, для γ -излучающих радионуклидов рассчитаны оценочные значения ($A_i = 1$ Бк/л), характеризующие степени выщелачивания из разных фракций грунта, которые составили (%): для ¹³⁷Cs – <0.1, для ²⁴¹Am – <1.5, для ¹⁵²Eu – <0.4, для ⁶⁰Co – <1.4.

Выщелачивание ³H, ⁹⁰Sr. Согласно результатам анализа (рис. 1), по мере увеличения времени взаимодействия грунта с выщелачивающим раствором концентрация ³H и ⁹⁰Sr в водных вытяжках возрастала. Анализ динамики выщелачивания ³H и ⁹⁰Sr показал, что степень выщелачивания исследуемых радионуклидов при контакте твердой фазы с раствором на 75-е сутки составили 0.9 и 4.5%, соответственно. На процесс выщелачивания влияет исходное физико-химическое состояние радионуклидов в выпадениях, а также характер радиоактивного загрязнения почв. В результате экскавационного взрыва происходило быстрое выпадение крупных частиц непосредственно в зоне навала грунта,

**Рис. 1.** Степень выщелачивания ³H и ⁹⁰Sr.**Рис. 2.** Степень выщелачивания ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Образец Т.1, фракция: 1 – 0.5–0.25, 2 – 1.0–0.5 мм.

медианный диаметр радиоактивных частиц составлял 3000–4000 мкм. Однако на этом же гребне находились и шлаковые конгломераты [4]. Поэтому относительно малая степень выщелачивания ³H обусловлена прочной фиксацией в техногенных новообразованиях. На выщелачиваемость ³H существенно влияют формы его нахождения в грунте. Так, в работе [10] доказано, что ³H в грунте «Атомного озера» в основном сосредоточен в связанных формах, а именно в форме кристаллически связанного ³H. Менее всего ³H фиксируется в виде свободной воды. Предполагается, что при выщелачивании ³H дистиллированной водой в раствор переходят лишь водорастворимые формы (³H в поверхностно-адсорбированной воде, ³H в межслоевой воде).

Выщелачивание ²³⁹⁺²⁴⁰Pu. Особый интерес представляют результаты, полученные при выщелачивании ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (рис. 2).

Согласно представленным данным, в течение первых 4 сут взаимодействия грунта с водой степень выщелачивания ²³⁹⁺²⁴⁰Pu повышалась, затем начинала постепенно падать и на 96-е сутки концентрация радионуклида в водных вытяжках находилась ниже предела обнаружения используемой методики. Предполагается, что такое поведение ²³⁹⁺²⁴⁰Pu обусловлено протеканием двух конкури-

рующих процессов: выщелачивания и осаждения за счет коллоидообразования или сорбции на поверхности частиц почвы. Степень выщелачивания $^{239+240}\text{Pu}$ из различных фракций грунта приблизительно одинакова и на 75-е сутки составила $2.5 \cdot 10^{-4}$ (фракция 0.5–0.25 мм) и $1.8 \cdot 10^{-4}\%$ (фракция 1.0–0.5 мм).

Исследование влияния физико-химических факторов

Влияния размера частиц грунта. Результаты выщелачивания радионуклидов ^3H и ^{90}Sr в зависимости от размера частиц грунта представлены на рис. 3. Из полученных данных следует, что с увеличением времени контакта фаз выщелачиваемость ^3H из более крупных фракций грунта возрастала, для мелкой фракции с размерами частиц менее 50 мкм максимальный переход ^3H наблюдался в первые моменты контакта фаз (рис. 3, а). Различие в выщелачиваемости ^3H из разных фракции грунта, возможно, объясняется гранулометрическим составом почв. Песчаные фракции обладают высокой водопроницаемостью, слабой водоудерживающей способностью. Данные свойства песчаной фракции благоприятно способствует выщелачиванию легкодоступной формы ^3H . Глинистая фракция из-за высокой пластичности сильно набухает и слабо пропускает влагу, т.е. обладает свойством впитывать и удерживать воду. Поэтому с течением времени наблюдается тенденция к понижению выщелачивания ^3H из более мелкой фракции.

С уменьшением размера фракции грунта прочность закрепления ими ^{90}Sr повышается, поэтому наблюдается максимальный переход ^{90}Sr в раствор с течением времени из более мелкой фракции (рис. 3, б).

Влияние pH среды. Результаты выщелачивания радионуклидов ^3H и ^{90}Sr в зависимости от pH среды представлены на рис. 4. Согласно полученным данным, максимальный переход ^3H в раствор при разных значениях pH среды наблюдался на 10-е сутки контакта фаз, относительно высокая выщелачиваемость ^3H прослеживалась в слабощелочной среде (рис. 4, а).

Радионуклид ^{90}Sr преимущественно выщелачивался в кислой среде. Такое поведение, возможно, объясняется тем, что при увеличении кислотности почвенной среды повышалась растворимость многих малорастворимых почвенных солей, следовательно, мобильность ^{90}Sr увеличивалась (рис. 4, б).

В ходе эксперимента количественно определено содержание ^{137}Cs в растворе при pH 7 и 9 в началь-

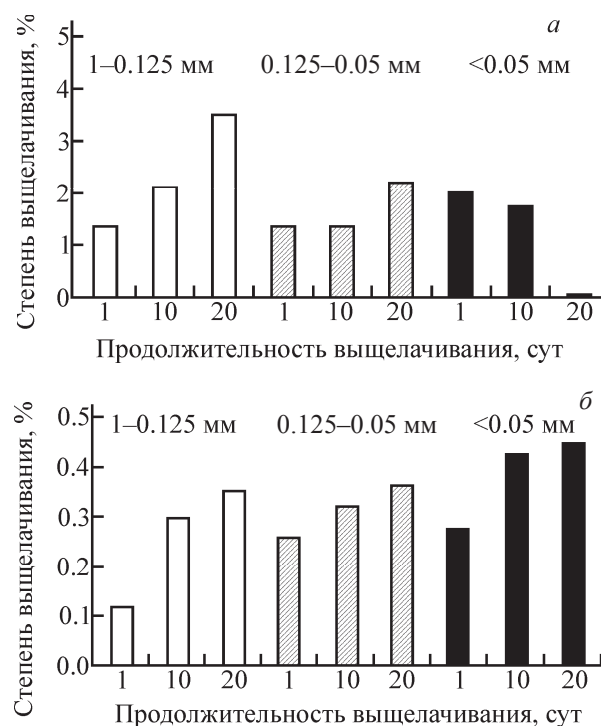


Рис. 3. Изменение степени выщелачивания ^3H (а) и ^{90}Sr (б) в зависимости от размера частиц грунта.

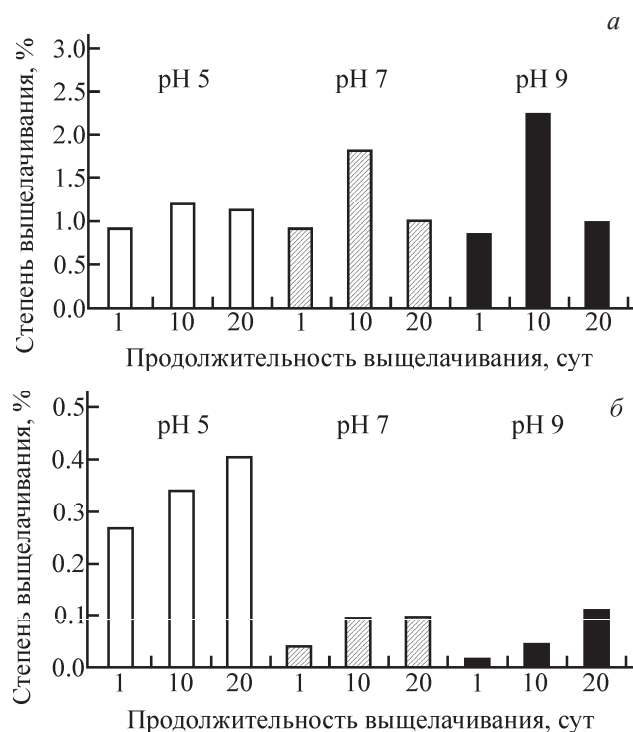


Рис. 4. Изменение степени выщелачивания ^3H (а) и ^{90}Sr (б) в зависимости от pH среды.

ные моменты контакты фаз (рис. 5). Степень выщелачивания ^{137}Cs в нейтральной и слабощелочной средах составила 0.03 и 0.12% соответственно. Из полученных данных следует, что изменение среды от кислой интервала (pH 5) к нейтральной и слабо-

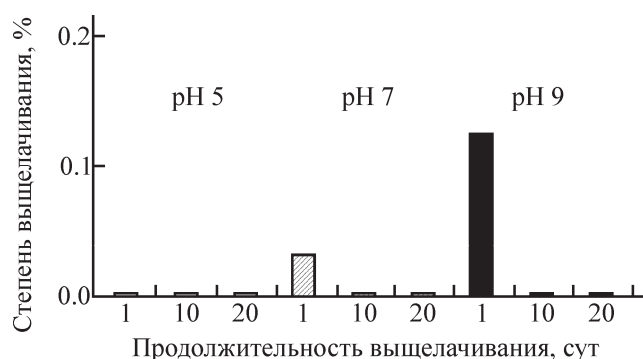


Рис. 5. Изменение степени выщелачивания ^{137}Cs в зависимости от pH среды.

щелочной (pH 7–9) повышает эффективность выщелачивания ^{137}Cs .

Влияние химического состава выщелачивающих растворов. Сравнение степени выщелачивания в зависимости от природы выщелачивающего раствора показало, что для каждого радионуклида процесс индивидуален. Ниже приведены результаты выщелачивания ^3H (рис. 6, а–г).

Ранее при изучении выщелачивания ^3H дистиллированной водой установлено, что с течением времени степень его выщелачивания увеличивалась. В условиях проведенных экспериментов при использовании выщелачивающих растворов, отличающихся по компонентному и концентрационному составу, наибольшая эффективность выщелачивания наблюдалась при использовании раствора CaCl_2 . Выщелачивание солями MgSO_4 , Na_2CO_3 , NaHCO_3 носило неоднозначный характер, обусловленный возможными вторичными процессами перераспределения выщелоченных радионуклидов между твердой и жидкой фазами за счет гидролиза рассматриваемых солей.

Результаты опытов по выщелачиванию ^{90}Sr в зависимости от химического состава выщелачивающего раствора представлены на рис. 7.

Согласно представленным данным, при выщелачивании растворами солей CaCl_2 , MgSO_4 степень выщелачивания ^{90}Sr повышалась по мере увеличения концентрации солей. Выщелачивание ^{90}Sr растворами данных солей, возможно, обусловлено тем, что ^{90}Sr в почве занимает преимущественно обменные позиции, замещая кальций и магний, являющихся его элементами-аналогами. Выщелачивание ^{90}Sr в присутствии карбоната и гидрокарбоната натрия не прослеживалось, удельное содержание его в растворах составило меньше 1 Бк/л.

По химическому составу вода «Атомного озера» является соленой, степень минерализации увеличи-

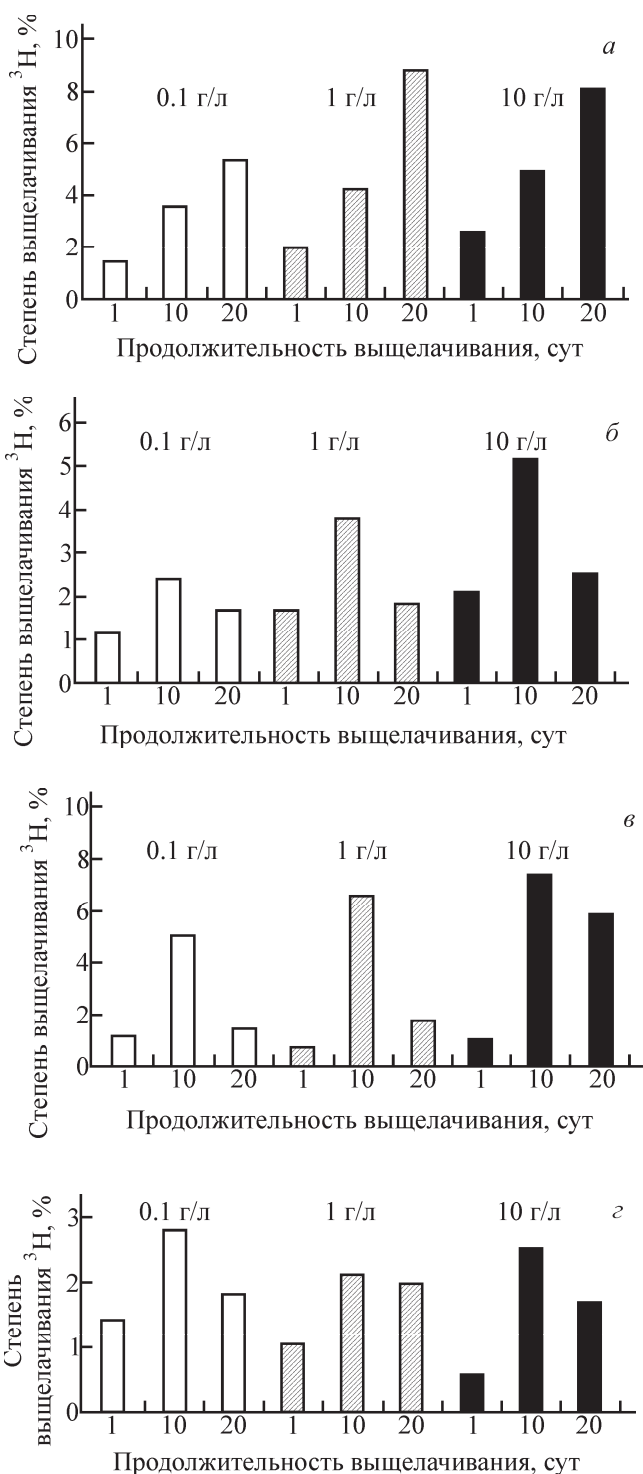


Рис. 6. Изменение степени выщелачивания ^3H в зависимости от химического состава выщелачивающих растворов. а – CaCl_2 , б – MgSO_4 , в – Na_2CO_3 , г – NaHCO_3 .

вается с глубиной и составляет от 14 до 20 г/л. Повышенное содержание катионов Na, Ca и Mg, вероятно, способствует выщелачиванию ^3H и ^{90}Sr . Концентрация данных радионуклидов в воде «Атомного озера» увеличивается также по глубине.

Результаты выщелачивания ^{137}Cs в зависимости

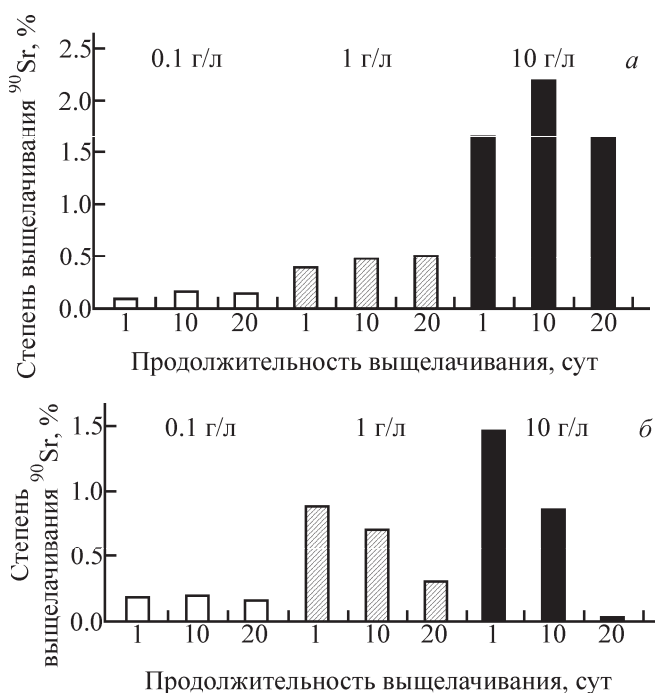


Рис. 7. Изменение степени выщелачивания ⁹⁰Sr в зависимости от химического состава выщелачивающих растворов. а – CaCl₂, б – MgSO₄.

от химического состава выщелачивающего раствора представлены в табл. 3.

В условиях модельных экспериментов установлено, что CaCl₂ и MgSO₄ не влияют на выщелачивание ¹³⁷Cs в диапазоне их концентраций от 0.1 до 10 г/л, содержание ¹³⁷Cs составило ниже предела обнаружения используемой методики (<1 Бк/л). Измеримые значения содержания ¹³⁷Cs в вытяжках зафиксированы при выщелачивании растворами солей натрия. Возможно, с увеличением концентрации сопутствующего катиона в растворе уменьшается количество ¹³⁷Cs, сорбированного твердой фазой почвы.

Таким образом, в ходе проведенных исследований определена степень выщелачивания радионуклидов из грунтов в районе «Атомного озера». Уста-

Таблица 3. Изменение степени выщелачивания ¹³⁷Cs в зависимости от химического состава выщелачивающих растворов

Выщелачивающий раствор	Концентрация, г/л	Содержание ¹³⁷ Cs в водных вытяжках, Бк/л, при продолжительности выщелачивания, сут		
		1	10	20
Na ₂ CO ₃	0.1	<3	6.5 ± 1.0	<3
	1	7.0 ± 3	<3	2.1 ± 1
	10	<3	<3	5.2 ± 1
NaHCO ₃	0.1	<3	<3	3.2 ± 1
	1	<3	<3	3.0 ± 1
	10	<3	<3	<3

новлено возрастание концентрации ³H и ⁹⁰Sr в водных вытяжках по мере увеличения времени взаимодействия грунта с выщелачивающим раствором. Уменьшение перехода ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в раствор с течением времени может быть вызвано образованием в процессе выщелачивания коллоидов и их последующим осаждением или сорбцией на компонентах почвы. Несмотря на относительно высокое начальное содержание γ-излучающих радионуклидов (¹³⁷Cs, ²⁴¹Am, ^{152,154}Eu, ⁶⁰Co) в грунте на уровне от $n \cdot 10^2$ до $n \cdot 10^4$ Бк/кг, при изучении выщелачивания содержание данных радионуклидов в водных вытяжках оказалось ниже предела обнаружения используемой методики и составило <1 Бк/л.

Среди почвенных характеристик наибольшее влияние на процесс выщелачивания оказывает гранулометрический состав. Можно полагать, что различия в выщелачивании ³H и ⁹⁰Sr из различных по размеру фракций обусловлены не только неодинаковой площадью поверхности этих частиц, но химическими свойствами самих радионуклидов.

Установлено влияние pH на выщелачивание радионуклидов. Благоприятной для проявления процессов выщелачивания ⁹⁰Sr являлась слабкокислая среда, для ³H и ¹³⁷Cs – слабощелочная.

Выявлено, что на интенсивность выщелачивания радионуклидов большое влияние оказывает степень минерализации и химический состав воды. Радионуклиды ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs преимущественно выщелачивались в присутствии солей, катионы которых являлись их природными аналогами. Интересен тот факт, что ³H более активно выщелачивался в присутствии CaCl₂, который не подвергается гидролизу. Данный процесс характерен для остальных изученных солей MgSO₄, Na₂CO₃, NaHCO₃, в присутствии которых не выявлено особой закономерности выщелачивания ³H.

Таким образом, размеры фракций грунта, реакция среды и химический состав выщелачивающего раствора определяют степень выщелачивания радионуклидов, являющуюся количественным показателем, необходимым для долговременного прогнозирования поведения техногенных радионуклидов в окружающей среде. Проведенные исследования дают основание полагать, что переход техногенных радионуклидов из грунта в воду путем выщелачивания является одним из основных механизмов радиоактивного загрязнения вод «Атомного озера».

Список литературы

- [1] Авдеев В. А., Кривохатский А. С., Савоненков В. Г., Смирнова Е. А. // Радиохимия. 1990. Т. 32, N 2. С. 55–59.

- [2] Смирнова Е. А., Дубасов Ю. В., Савоненков В. Г. // Тр. Радиевого ин-та им. В. Г. Хлопина. 2009. Т. XIV. С. 118–124.
- [3] Авдеев В. А., Бирюков Е. И., Кривохатский А. С. и др. // Радиохимия. 1990. Т. 32, N 2. С. 59–64.
- [4] Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Под рук. В. А. Ло-гачева. М.: ИздАТ, 2001. 519 с.
- [5] Айдарханов А. О., Лукашенко С. Н., Субботин С. Б. и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана: Сб. тр. Ин-та радиационной безопасности и экологии за 2007–2009 гг. Павлодар: Дом печати, 2010. Вып. 2. С. 9–55.
- [6] МИ 5.06.001.98 РК: Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на γ -спектрометре: МИ 2143-91. 18 с.
- [7] Методика определения изотопов плутония-239+240, стронция-90, америция-241 в объектах окружающей среды: МИ 06-7-98. Алматы, 1998.
- [8] Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». Менделеево, 2004. 20 с.
- [9] ISO 9698 РК: Тритий. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета. 1989. Учетная регистрация в Республике Казахстан N 116/149 от 07.03.2000.
- [10] Serzhanova Z. B., Aidarkhanova A. K., Lukashenko S. N. et al. // J. Environ. Radioact. 2018. Vol. 192. P. 621–627.