

УДК 539.163:631.42:581.5

КРИТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ ДАННЫХ ПО ПАРАМЕТРАМ МИГРАЦИИ ТОРИЯ В СИСТЕМЕ ПОЧВА–РАСТЕНИЯ

© 2024 г. С. В. Фесенко*, Е. С. Емлютина

¹НИИЦ “Курчатовский институт” — Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии
и агроэкологии, Обнинск, Россия

*E-mail: Corwin_17F@mail.ru

Поступила в редакцию 17.04.2023 г.

После доработки 09.10.2023 г.

Принята к публикации 29.05.2024 г.

Представлен обзор данных публикаций, содержащих информацию о параметрах биологической доступности тория в системе почва–растение, включая коэффициенты распределения в почвах (K_d) и коэффициенты накопления тория растениями ($K_{\text{н}}$). Показано, что поведение тория в наземной среде во многом определяется его низкой подвижностью в почве. Наибольшие значения коэффициентов накопления отмечены для естественной травянистой растительности ($n \times 10^{-2}$ кг/кг), минимальные значения для кукурузы и клубнеплодов ($n \times 10^{-5}$ — $n \times 10^{-4}$ кг/кг), а овощи, зерновые и фрукты занимают в этом ряду промежуточное положение. Отмечены роль внекорневого загрязнения растений и различия в накоплении растениями изотопов тория ^{228}Th , ^{230}Th и ^{232}Th . Показано, что зависимость $K_{\text{н}}$ от концентрации тория в почве носит нелинейный характер, что ограничивает использование этих данных без дополнительного анализа.

Ключевые слова: торий, уран, обзор данных, почва, растения, коэффициент накопления

DOI: 10.31857/S0869803124040072, **EDN:** LOBGDR

Торий повсеместно распространен в природной среде. Концентрация изотопов тория в объектах окружающей среды в районах с обычным радиационным фоном, как правило, невелика, хотя и варьирует в широких пределах [1–3]. Присутствие природных минералов, содержащих естественные тяжелые радионуклиды, обуславливает повышение естественного радиационного фона [1]. В таких районах содержание тория в объектах окружающей среды достигает значительных величин, что может приводить к радиационным и токсикологическим эффектам [1, 2]. Наиболее существенными глобальными источниками изотопов тория в биосфере являются извержения вулканов, пожары, а также ветровой захват частиц почвы и их перенос в атмосфере из зон с повышенным содержанием тория в почве к территориям, где концентрация тория в окружающей среде относительно невелика [3–7]. Антропогенная активность, особенно

в регионах с повышенным радиационным фоном, в районах добычи урана, тория, редкоземельных руд, олова и некоторых других металлов, фосфатов также может приводить к формированию очагов локального высокого загрязнения. Существенным может быть поступление в окружающую среду тория в местах размещения энергогенерирующих мощностей, использующих ископаемое топливо [4].

К числу основных параметров, характеризующих биологическую доступность радионуклидов в системе почва–растения относятся коэффициент распределения радионуклида в почве (K_d) и коэффициент накопления радионуклида растениями ($K_{\text{н}}$). Коэффициент распределения радионуклида в почве определяется как отношение массы (активности) радионуклида, содержащегося в твердой фазе, к массе (активности) радионуклида, содержащегося в почвенном растворе [8]. Коэффициент

накопления обычно рассчитывается как отношение концентрации радионуклида в растениях к концентрации радионуклида в почве. Для оценки степени доступности радионуклидов для корневого поглощения также используют формы нахождения радионуклидов в почве.

На протяжении последних пятидесяти лет Международное Агентство по Атомной Энергии (МАГАТЭ) систематически публикует документы, направленные на ограничение радиационного облучения населения в результате различных видов ядерной деятельности [9]. В частности, в 2009 г. МАГАТЭ опубликовало документ серии технических докладов МАГАТЭ № 472 “Справочник параметров для прогнозирования переноса радионуклидов в регионах умеренного климата” [10]. За эти годы он зарекомендовал себя как ценный источник информации для радиоэкологов, специалистов по моделированию и органов, регулирующих использование ядерной энергии, широко цитировался в научных и технических публикациях. Поскольку документ был предназначен для регулирующих органов и был достаточно кратким, он сопровождался Техническим документом МАГАТЭ № 1616¹, который содержит параметры миграции для более чем 100 радионуклидов, включая обобщение опубликованных значений K_d и K_n для изотопов тория. Наряду с этими документами МАГАТЭ опубликовало документ [10], включающий параметры накопления радионуклидов в природных организмах.

Подвижность и биологическая доступность тория в почве во многом зависят от ее характеристик. В природе существует множество почв, которые отличаются по механическому составу, содержанию органического вещества, рН почвенного раствора и т.д. Очевидно, что доступность существующих данных не позволяет получить оценки для каждой из существующих почв, что определяет необходимость их кластеризации и обобщение данных, относящихся к каждому такому кластеру. МАГАТЭ была предложена радиоэкологическая классификация почв для обобщения данных по коэффициентам накопления и коэффициентам распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами почвы [8]. Почвы были разделены на минеральные (с содержанием органического вещества <20%) и органические (с содержанием органического вещества ≥20%), с последующим подразделением

¹ Названный “Количественная оценка переноса радионуклидов в наземной и пресноводной средах для радиологических оценок”.

на подгруппы на основе процентного содержания песчаной и глинистой фракций. Для минеральных почв были выделены дополнительно три группы в соответствии с процентным содержанием песка и глины в минеральном веществе. К “песчаным почвам” отнесены почвы, доля песчаной фракции в которых более 65%; а доля глинистой фракция менее 18%. К группе “глинистые почвы” отнесены почвы, в которых фракция глины была больше или равна 35% и группа “суглинистые почвы”, которая включала оставшиеся случаи. Для почв с неизвестным содержанием песка и глины была создана группа “другие почвы” [8]. Вследствие этого значительная часть исследований, посвященных поведению радионуклидов в почве и поступлению их в растения учитывает этот подход к классификации полученных данных [9].

Коэффициенты накопления из почвы в растения обычно приводятся на основе сухого веса, как для растений, так и для почвы, чтобы уменьшить неопределенность, связанную с измерением массы отобранных растений и содержанием в них влаги. Для расчета доз облучения биоты коэффициенты накопления обычно пересчитываются на сырой вес природных организмов, что позволяет дать более корректную оценку радиационного воздействия [11]. В то же время оба подхода к обработке данных имеют одинаковое значение, а коэффициенты перехода на сухой вес и обратно можно пересчитать на основе справочных таблиц, приведенных в работе [8].

Данные, характеризующие параметры переноса тория в окружающей среде очень ограничены, что определяет необходимость обобщения и критический анализ этих данных. В наших предыдущих статьях [12–15], были представлены данные, характеризующие распределение изотопов тория в различных средах: атмосфере, литосфере и гидросфере, а также содержание тория в растениях и животных. Целью настоящей статьи являлся анализ информации о параметрах миграции тория в почве и его поступлении в растения.

ПОДВИЖНОСТЬ ТОРИЯ В ПОЧВЕ

Коэффициенты распределения тория в почве

Обобщение данных K_d тория для почв, сгруппированных на основе механического состава, представлено в табл. 1 [16, 17]. Данные, приведенные в этой таблице, включают 46 значений K_d , полученных для различных почв. Значения K_d , выраженные в л/кг, сгруппированы в зависимости

Таблица 1. Коэффициенты распределения тория в почвах, сгруппированных в соответствии с классификацией почв по механическому составу и содержанию органики в почвах [16, 17]

Table 1. Thorium distribution coefficient values grouped according to the classification of soils by texture and organic matter content in soils [16, 17]

Группа почв	<i>N</i>	Геом. среднее	Геометр. стат. откл.	Среднее	Станд. откл.	Min–Max
Все почвы	46	1.9×10^3	1.0×10^1	1.6×10^4	4.2×10^4	$1.8 \times 10^1 - 2.5 \times 10^5$
Песчаные	12	7.0×10^2	1.1×10^1	1.0×10^4	2.8×10^4	$3.5 \times 10^1 - 1.0 \times 10^5$
Суглинистые	6	1.8×10^4	4×10^0	5.3×10^4	9.7×10^4	$5.0 \times 10^3 - 2.5 \times 10^5$
Глинистые	7	4.5×10^3	3×10^0	7.4×10^3	8.0×10^3	$8.0 \times 10^2 - 2.4 \times 10^4$
Органические	5	7.3×10^2	4.4×10^1	1.9×10^4	3.5×10^4	$1.8 \times 10^1 - 8.0 \times 10^4$
Другие	16	1.5×10^3	5.0×10^0	8.9×10^3	2.5×10^4	$2.1 \times 10^2 - 1.0 \times 10^5$

от содержания органического вещества и механического состава минеральных почв.

Наименьшие значения геометрического среднего ($7.0-7.3 \times 10^2$ л/кг) отмечены для песчаных и органических почв. В то же время диапазон колебаний K_d тория очень широк и максимальные значения этого параметра даже для песчаных и органических почв достигают 1.0×10^5 л/кг, что близко к значениям для суглинистых и глинистых почв [16, 17].

В ряде работ показано, что K_d тория в почве зависит от pH почвенного раствора (в диапазоне pH между 4 и 8) и оксиды железа и марганца, являются важными адсорбентами тория. При этом следует отметить и роль в сорбции тория гуминовых кислот, которые представляют собой основную фракцию органического вещества почвы и имеют большую адсорбционную поверхность [16–20].

Формы нахождения тория в почве

Формы нахождения радионуклидов часто используются при характеристике доступности радионуклидов в загрязненных почвах [20–22]. Последовательные экстракции различными реагентами позволяют выделить обменную и необменную фракции радионуклида в почве, а также оценить их динамику изменения с течением времени [21].

В зависимости от свойств почвы, таких как окислительно-восстановительный потенциал, pH, содержание органического углерода, торий находится в различных химических формах, отличающихся по своим характеристикам. Данные

по формам нахождения тория в почве довольно редки и соответствующие исследования проводились в ограниченном числе районов с повышенным содержанием тория. Так, при изучении поведения тория в регионе Фен (Норвегия), показано, что до 94% ^{232}Th в почвах находится в недоступной форме и может выщелачиваться только концентрированной азотной кислотой (HNO_3) и только несколько процентов ^{232}Th присутствует в легкодоступных формах, включая водорастворимую, обменную и карбонатную фракции. На участках, затронутых горными работами, фракция легкодоступных форм была ниже (менее 0.4%) чем на участках, не затронутых горными работами [23]. Близкие значения нахождения тория в легкодоступных формах отмечены в районах добычи урана в центральной Азии — Казахстане, Киргизстане и Таджикистане [24].

Выветривание тория из подстилающих пород

Выветривание относится к группе процессов, в результате которых породы распадаются на более мелкие частицы (физическое выветривание), либо растворяются в воде или вступают в реакцию с химическими веществами (химическое выветривание). Процессы выветривания происходят в течение сотен и тысяч лет. Существует несколько видов физического выветривания: истирание, смачивание и высушивание, замораживание и оттаивание, тепловое расширение и сжатие минералов, разгрузка под давлением или соединение под давлением, кристаллизация, физическое воздействие организмов и корней растений [1, 3]. В отличие от физического выветривания, хи-

мическое выветривание приводит к изменению минерального состава самой породы. Вода является доминирующим агентом, определяющим процессы гидратации, гидролиза, окисления и восстановления, а также комплексообразования. При растворении силикатных минералов торий выделяется в раствор. В целом, его концентрация в растворе недостаточна для прямого осаждения $\text{Th}(\text{OH})_4$, но торий в почвенном растворе взаимодействует в той или иной степени с поверхностью минералов, содержащихся в почве [18–20].

В природных условиях количество тория в почвенном растворе определяется его выветриванием из материнской породы. При поступлении из атмосферы или с поверхностными водами сорбция тория в почвенно-поглощающем комплексе (или со-осаждение на твердой фракции почвы) приводит к определенному смещению равновесия между радионуклидами, содержащимися в почве и почвенном растворе. В этих условиях равновесие носит динамический характер, и смещается со временем в сторону накопления радионуклидов в твердой фазе почвы. Соответственно, могут изменяться и значения коэффициентов накопления тория растениями.

ПЕРЕХОД ТОРИЯ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ: ОБЗОР ДАННЫХ МЕЖДУНАРОДНЫХ ПРОЕКТОВ

Накопления тория сельскохозяйственными растениями

Данные обзора коэффициентов накопления тория растениями в условиях умеренного климата, приведены в табл. 2 [25, 26]. Наибольшие значения коэффициентов накопления 9.9×10^{-2} (2.9×10^{-3} – 2.7) кг/кг отмечены для естественной травянистой растительности. Высокие значения K_n наблюдаются и для соломы зерновых на легких почвах. Низкие значения K_n растениями получены для нелистовых овощей и зерна кукурузы при выращивании на тяжелых почвах. Отмечена тенденция к уменьшению K_n тория растениями в ряду песчаные почвы > суглинистые > глинистые почвы. В то же время варибельность данных, полученных для каждой группы растений достаточно велика, вследствие влияния на переход тория других кофакторов, таких как рН, содержание органики и оксидов Al/Fe и Mn.

Коэффициенты накопления тория растениями в условиях тропического климата приведены в табл. 3. В тропических районах органические материалы, попадающие на поверхность почвы, бы-

стро разлагаются, поэтому накопление органического вещества в поверхностных горизонтах почвы невелико [27] и происходит быстрая рециркуляция питательных веществ в системе почва–растения.

Кроме того, из-за высокой скорости выветривания минералов, глины с довольно низкой обменной активностью, такие как каолинит, встречаются в тропиках чаще, чем в умеренной зоне. Это приводит к образованию почв с низкой обменной способностью, несмотря на высокое содержание глины [27]. Вследствие этого можно ожидать, что корневое поступление тория в тропических регионах может быть выше по сравнению с районами с умеренным климатом. В то же время вследствие более низкого поступления тория на поверхность растений из атмосферы и более интенсивного смыва пылевых частиц эффект более высокого корневого поступления нивелируется, а статистически достоверных различий между коэффициентами накопления, приведенными в табл. 2 и 3 не отмечается.

Рис определяет рацион питания наиболее населенных стран на планете. Первоначальным продуктом, получаемым при выращивании риса является коричневый рис. Распределение радионуклидов в коричневом рисе неоднородно, поскольку отруби обогащены многими микроэлементами и содержат высокие концентрации тория. Переработка коричневого риса включает шелушение и удаление отрубей, что позволяет получить белый (шлифованный) рис, который и используется для приготовления пищи. Данные по коэффициентам накопления тория как в коричневом, так и в белом рисе, полученные в 50 районах Японии приведены в табл. 4 [28, 29].

Оценивая влияние факторов, определяющих накопление тория в рисе следует отметить, что статистически значимого влияния типа почвы на K_n тория в рисе не выявлено, в отличие от переработки, после которой содержание тория в переработанном продукте существенно снижалось [28, 29].

Накопление тория природными растениями

Данные, представленные в табл. 2–4, предназначены для оценки поступления тория в рацион питания человека, и, как следствие, для оценки доз внутреннего облучения населения. Аналогичные данные (без выделения групп почв) были получены для оценки доз облучения природных организмов (табл. 5) [11]. Кроме отличий в свойствах культурных и природных растений, особенностью

Таблица 2. Коэффициенты накопления тория растениями в зоне умеренного климата [25, 26]

Table 2. Thorium soil to plant concentration ratio values in the temperate environment [25, 26]

Группа растений	Часть растения	Группа почв	<i>N</i>	Геометр. среднее	Геометр. стат. откл.	Min–Max
Зерновые	Зерно	Все почвы	36	2.1×10^{-3}	3.4	$1.6 \times 10^{-4} - 2.2 \times 10^{-2}$
		Песчаные	4	4.4×10^{-3}	1.4	$3.0 \times 10^{-3} - 6.0 \times 10^{-3}$
		Суглинистые	18	2.7×10^{-3}	3.4	$2.1 \times 10^{-4} - 2.2 \times 10^{-2}$
		Глинистые	9	1.2×10^{-3}	1.6	$7.0 \times 10^{-4} - 2.6 \times 10^{-3}$
	Солома	Все почвы	28	6.1×10^{-3}	2.4	$1.6 \times 10^{-3} - 3.7 \times 10^{-2}$
		Песчаные	4	1.4×10^{-2}	1.3	$1.1 \times 10^{-2} - 1.8 \times 10^{-2}$
		Суглинистые	11	6.6×10^{-3}	1.9	$2.4 \times 10^{-3} - 1.3 \times 10^{-2}$
		Глинистые	8	3.6×10^{-3}	1.6	$2.0 \times 10^{-3} - 6.0 \times 10^{-3}$
		Органические	3	2.0×10^{-3}	1.5	$1.6 \times 10^{-3} - 3.2 \times 10^{-3}$
	Кукуруза	Зерно	Все почвы	18	6.4×10^{-5}	9.2
Песчаные			10	2.0×10^{-4}	9.3	$1.4 \times 10^{-5} - 1.1 \times 10^{-2}$
Суглинистые			7	1.5×10^{-5}	3.7	$1.2 \times 10^{-6} - 5.4 \times 10^{-5}$
Листовые овощи	Листья	Все почвы	24	1.2×10^{-3}	6.0	$9.4 \times 10^{-5} - 2.1 \times 10^{-1}$
		Суглинистые	13	8.6×10^{-4}	3.3	$9.4 \times 10^{-5} - 5.8 \times 10^{-3}$
		Глинистые	7	4.9×10^{-4}	2.8	$1.9 \times 10^{-4} - 4.1 \times 10^{-3}$
Нелистовые овощи	Плоды	Все почвы	17	7.8×10^{-4}	6.8	$6.2 \times 10^{-5} - 1.6 \times 10^{-2}$
		Суглинистые	10	2.0×10^{-4}	9.3	$1.4 \times 10^{-5} - 1.1 \times 10^{-2}$
		Глинистые	7	1.5×10^{-5}	3.7	$1.2 \times 10^{-6} - 5.4 \times 10^{-5}$
Бобовые овощи	Бобы	Все почвы	22	5.3×10^{-4}	9.4	$2.5 \times 10^{-5} - 4.8 \times 10^{-1}$
		Суглинистые	14	1.8×10^{-3}	3.9	$1.7 \times 10^{-4} - 2.4 \times 10^{-2}$
		Глинистые	10	4.1×10^{-4}	23	$2.5 \times 10^{-5} - 4.8 \times 10^{-1}$
		Органические	4	4.5×10^{-4}	7.6	$8.0 \times 10^{-5} - 4.0 \times 10^{-3}$
Корнеплоды	Корни	Все почвы	33	8.0×10^{-4}	13	$8.2 \times 10^{-6} - 9.5 \times 10^{-2}$
		Суглинистые	14	1.1×10^{-3}	16	$8.2 \times 10^{-6} - 5.3 \times 10^{-2}$
		Глинистые	14	2.6×10^{-4}	5.4	$4.5 \times 10^{-5} - 2.3 \times 10^{-2}$
Клубнеплоды	Клубни	Все почвы	24	2.0×10^{-4}	9.9	$1.3 \times 10^{-5} - 1.8 \times 10^{-2}$
		Суглинистые	10	2.5×10^{-4}	6.4	$1.3 \times 10^{-5} - 3.6 \times 10^{-3}$
		Глинистые	12	9.6×10^{-5}	11	$1.3 \times 10^{-5} - 1.8 \times 10^{-2}$
Луговые травы	Биомасса	Все почвы	64	9.9×10^{-2}	5.5	$2.9 \times 10^{-3} - 2.7$
Бобовые	Биомасса	Все почвы	36	2.6×10^{-3}	1.6	$1.5 \times 10^{-3} - 4.6 \times 10^{-3}$

Таблица 3. Коэффициенты накопления тория растениями в зоне тропического климата [27]**Table 3.** Thorium soil to plant concentration ratio values in tropical environments [27]

Группа растений	Часть растения	Группа почв	N^1	Геометр. среднее	Геометр. стат. Откл.	Min–Max
Травы	Листья	нет данных	3	5.8×10^{-2}	1.1	$1.2 \times 10^{-2} - 9.2 \times 10^{-1}$
Травы	Стебли	нет данных	9	1.8×10^{-1}	5.5	$1.8 \times 10^{-2} - 1.2$
Бобовые овощи	Зерно	Суглинистая	4	6.3×10^{-5}	2.5	$2.6 \times 10^{-5} - 2.1 \times 10^{-4}$
Нелист. овощи	Плоды	Суглинистая	2	5.3×10^{-6}		$3.3 \times 10^{-6} - 7.3 \times 10^{-6}$
Корнеплоды	Корни	Суглинистая	5	1.9×10^{-5}	1.7	$9.0 \times 10^{-6} - 3.9 \times 10^{-5}$
Клубнеплоды	Клубни	Суглинистая	13	8.9×10^{-6}	2.6	$2.9 \times 10^{-6} - 3.5 \times 10^{-5}$
Листовые овощи	Листья	Суглинистая	6	3.4×10^{-5}	1.9	$1.8 \times 10^{-5} - 7.6 \times 10^{-5}$
Кукуруза	Зерно	Суглинистая	6	1.2×10^{-5}	3.5	$1.9 \times 10^{-6} - 5.0 \times 10^{-5}$

Таблица 4. Коэффициенты накопления тория зерном риса [28, 29]**Table 4:** Thorium soil to plant concentration ratio values for rice grain [28, 29]

Тип продукта	Группа почв	N	Геометр. среднее	Геометр. стат. откл.	Min–Max
Шлифованный рис	Все	26	2.2×10^{-4}	2.0	$1.6 \times 10^{-4} - 4.3 \times 10^{-5}$
Шлифованный рис	Суглинистые	10	2.1×10^{-4}	1.9	$1.4 \times 10^{-4} - 6.7 \times 10^{-5}$
Шлифованный рис	Глинистые	14	2.4×10^{-4}	2.1	$1.8 \times 10^{-4} - 5.1 \times 10^{-5}$
Коричневый рис	Все	31	1.3×10^{-3}	4.5	$5.4 \times 10^{-3} - 2.2 \times 10^{-5}$
Коричневый рис	Суглинистые	12	4.6×10^{-4}	4.1	$1.1 \times 10^{-3} - 2.2 \times 10^{-5}$
Коричневый рис	Глинистые	17	1.9×10^{-4}	2.7	$2.2 \times 10^{-4} - 2.6 \times 10^{-5}$
Коричневый рис	Органические	1	3.0×10^{-2}		

¹ Арифметическое среднее и стандартное отклонение если $N < 3$.

подхода, использованного для оценки K_n природными растениями, является то, что коэффициенты накопления природными видами обобщались на сырой вес и рассчитывались как средние концентрации для всего организма.

Данные табл. 5 дополняют информацию, содержащуюся в табл. 2–4, обеспечивая полный набор данных по параметрам накопления тория в травянистых и древесных растениях, а также мхах и лишайниках. Следует отметить, что значения K_n травами, представленные в табл. 5, существенно выше, чем аналогичные данные, приведенные

в табл. 2 и 3. Отмеченные различия объясняются тем, что данные табл. 5 даны для природного травостоя, тогда как данные табл. 2 и 3 включают данные и для сеяных трав.

Видно, что наибольшие коэффициенты накопления отмечаются для мхов и лишайников, являющихся природными фильтрами радионуклидов, существенно меньшие коэффициенты накопления наблюдаются для трав и кустарников и минимальные значения характерны для деревьев, для которых преобладающим путем поступления тория является корневое поступление [11].

Таблица 5. Коэффициенты накопления тория природными растениями [11]

Table 5. Thorium soil to plant concentration ratio values for natural plants [11]

Вид растений	<i>N</i>	Среднее	Стат. откл.	Геом. среднее	Геометр. стат. откл.	Min–Max
Кустарнички	341	2.4×10^{-1}	5.1×10^{-1}	9.9×10^{-2}	3.7	2.2×10^{-4} –2.7
Травы	193	3.6×10^{-1}	6.4×10^{-1}	1.7×10^{-1}	3.3	1.6×10^{-3} –2.7
Лекарств. растения	49	5.1×10^{-2}	9.6×10^{-2}	2.4×10^{-2}	3.4	2.2×10^{-4} – 5.1×10^{-1}
Лишайники и мхи	228	9.7×10^{-1}	2.1×10^0	4.1×10^{-1}	3.7	1.2×10^{-2} – 1.5×10^1
Кустарники	403	2.5×10^{-1}	5.6×10^{-1}	9.9×10^{-2}	3.9	1.2×10^{-3} –3.9
Деревья	85	1.1×10^{-3}	1.1×10^{-3}	7.6×10^{-4}	2.3	1.0×10^{-5} – 3.1×10^{-3}

ПЕРЕХОД ТОРИЯ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ: ОБЗОР СОВРЕМЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Данные проектов МАГАТЭ, описанных в предыдущей главе, охватывают период времени до начала 2007 г. Несмотря на то, что число данных по торью, приведенных в этих обзорах, было ограничено, материалы этих обзоров позволили сформулировать важные выводы по закономерностям поведения радионуклидов в системе почва–растения. При этом следует отметить, что при оценке коэффициентов перехода из почвы в растения в этих работах использовалась линейная концепция, т. е. предполагалось, что K_n не зависит от концентрации радионуклида в почве. В то же время для тория линейная зависимость K_n от концентрации радионуклида в почве не является подтвержденным фактом, что должно учитываться при обобщении и обработке данных [1]. Многие из публикаций, формирующих современный базис информации по этой проблеме, были опубликованы в последние 10–20 лет. Вследствие этого одной из задач настоящей публикации являлся анализ современных материалов, касающихся накопления тория как природными, так и сельскохозяйственными растениями с акцентом на природные условия, для которых эти данные были получены.

Накопление тория травянистыми растениями

Травянистая растительность являлась объектом многочисленных исследований, посвященных поступлению тория в растения (табл. 6). Исследования проводились как в областях нормального радиационного фона, так и в регионах с повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов в почвах.

В работе [30] представлены данные по коэффициентам накопления основных изотопов тория растительностью (*Spartina denszjlora*) солончакового болота, расположенного на юго-западе Испании, недалеко от г. Уэльв, в котором находится завод по производству фосфатов и отвалы фосфогипса. Образцы почвы и субстрата (глубина 5 см) отбирались в 22 точках. Коэффициенты накопления ^{232}Th варьировали в достаточно узком диапазоне от 0.014 до 0.131 кг/кг (сухой вес), тогда как концентрация тория варьировала от 4.4 до 103 Бк/кг. Коэффициенты накопления других изотопов тория, ^{228}Th и ^{230}Th были довольно близки к K_n , рассчитанному для ^{232}Th . Значения K_n для тория уменьшались с ростом концентрации соответствующего изотопа тория в почве в соответствии с выражением:

$$K_n = a \times Q^b,$$

где Q — концентрация тория в почве.

Коэффициенты накопления для изотопов тория (^{232}Th , ^{230}Th и ^{228}Th) были также определены для пастбищной растительности, произрастающей на гранитных и аллювиальных почвах вокруг бывшего уранового производства, в регионе Эстремадура на юго-западе Испании [31]. Средние значения K_n для ^{232}Th (0.056) и для ^{230}Th (0.058) статистически не отличались, тогда как коэффициент накопления ^{228}Th (1.7) был на два порядка величины больше. Возможной причиной высокого накопления ^{228}Th в растениях является то, что содержание в них ^{228}Th определяется как распадом ^{228}Ra в растении, так и накоплением ^{228}Th из почвы. Таким образом более высокое значение K_n ^{228}Th в растительности по сравнению с ^{232}Th можно объяснить поступлением в растения ^{228}Ra с последующим его распадом до ^{228}Th .

Таблица 6. Коэффициенты накопления тория травянистой растительностью

Table 6: Thorium soil to plant concentration ratio values for herbaceous vegetation

Страна	K_n тория растениями			Ссылка
	^{228}Th	^{230}Th	^{232}Th	
Испания	$(4.4 \pm 2.5) \times 10^{-2}$	$(6.6 \pm 5.6) \times 10^{-2}$	$(4.1 \pm 2.8) \times 10^{-2}$	[30]
Испания	1.7 (0.5–4.3)	$5.6 (0.8–25) \times 10^{-2}$	$5.8 (1.3–27) \times 10^{-2}$	[31]
Хорватия			$(5.6 \pm 3.8) \times 10^{-2}$	[32, 33]
Словения		$(6.4 \pm 3.9) \times 10^{-3}$		[35]
Канада	0.06			[35]
США (фон)	0.22	0.19	4.3×10^{-2}	[36]
США ¹		$(1.5–4.3) \times 10^{-3}$	$(1.5–4.1) \times 10^{-3}$	[37]
США ²			1.1×10^{-2}	[37]
Малайзия			$(0.58–10.0) \times 10^{-4}$	[38]
Китай ³			$(0.6–2.2) \times 10^{-2}$	[39]
Китай ⁴			$(0.4–1.4) \times 10^{-2}$	[39]
Thailand ^{3,5}			$(2.6–5.8) \times 10^{-4}$	[40]
Thailand ^{4,5}			$(1.3–3.5) \times 10^{-4}$	[40]
Thailand ^{3,6}			$(1.7–2.2) \times 10^{-3}$	[40]
Thailand ^{4,6}			$(1.1–1.4) \times 10^{-3}$	[40]

¹ Люцерна.

² Пастбищная растительность.

³ Концентрация тория в почве 312 Бк/кг.

⁴ Концентрация тория в почве 605 Бк/кг.

⁵ Базилик, лимонное сорго.

⁶ Фасоль, нут, табак, сладкая кукуруза, индийская горчица, китайская горчица.

Данные по коэффициентам накопления тория травами (*Piptatherum miliaceum*, *Dittrichia viscosa*, *Phragmites australis*, *Juncus acutus*) были получены для района Kastela Bay (Хорватия) с концентрацией ^{232}Th в почве 47 Бк/кг и участка, где почва была смешана с угольной золой и шлаками⁷ с концентрацией ^{232}Th 58 Бк/кг [32, 33]. Среднее значение K_n природными травами, отобранными на контрольном участке, составило $(2.8 \pm 1.9) \times 10^{-2}$, тогда как на территории отвалов значения коэффициентов перехода $(6.0 \pm 4.0) \times 10^{-3}$ были существенно меньше. Отмеченные отличия возможно связаны с фитотоксическим эффектом ^{238}U , содержание

которого на территории этих отвалов варьировало от 500 до 1600 Бк/кг [33].

Концентрации ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra и ^{210}Pb были определены в пробах почвы и природных трав (*Lolium*, *Festuca*, *Dactylis* and *Alopecurus*), отобранных на поверхности хвостохранилища бывшего уранового рудника в Словении [34]. Концентрация ^{230}Th в почве изменялась от 109 ± 14 до 540 ± 48 Бк/кг (сухой вес). Близкие величины были получены и для других радионуклидов. Средние значения коэффициентов накопления ^{230}Th , рассчитанных для точек отбора, находились в диапазоне от $(3.9 \pm 0.53) \times 10^{-3}$ до $(1.24 \pm 0.22) \times 10^{-2}$ (кг/кг). Отмечена тенденция к уменьшению K_n с ростом концентрации ^{230}Th в почве.

⁷ Отходами тепловой станции.

Близкие значения коэффициентов накопления ^{232}Th в смешанных травах семейств: *Agropyron*, *Loelera*, *Hordeum*, *Oryzopsis*; *Melilotus*, *Kochia*, *Salsola* и *Artemisia*, были получены в результате обследования территории, на которой проводилась добыча и обогащение урана, в штате Вайоминг (США) [36]. Пробы отбирались: 1) непосредственно на открытых хвостохранилищах, подвергавшихся на момент исследований эрозии; 2) на краю хвостохранилища 3) на территории, расположенной в направлении преобладающих ветров от хвостохранилища; 4) на реабилитированных участках и 5) территории за пределами площадки с фоновыми уровнями содержания радионуклидов в почве.

Наименьшие значения коэффициентов накопления ^{228}Th , ^{230}Th и ^{232}Th (0.22 ± 0.8 , 0.19 ± 0.7 и $(4.3 \pm 0.9) \times 10^{-2}$) отмечены для территории с фоновым содержанием изотопов тория и для участка, на котором была проведена реабилитация (0.17 ± 0.6 , $(1.2 \pm 0.7) \times 10^{-2}$ и $(3.6 \pm 1.5) \times 10^{-2}$). При этом стоит отметить довольно высокий эффект реабилитации, обеспечившей снижение K_n ^{230}Th в растительность более чем в 10 раз. Коэффициенты накопления ^{232}Th растительностью, определенные для поверхности хвостохранилища, были примерно в полтора раза выше, чем измеренные для фоновой территории, тогда как K_n ^{230}Th на этих участках (1.9 ± 0.6) был больше фоновых значений более чем в 10 раз. Наиболее высокие значения коэффициентов накопления ^{230}Th — (2.9 ± 0.6) отмечены на подверженных эрозии краях хвостохранилища. Возможным объяснением этого эффекта может являться то, что из-за нарушения изолирующего слоя в этих местах отмечается повышенная влажность и кислотность субстрата (почвы), содержащего естественные радионуклиды в повышенных количествах, тогда как низкое значение коэффициента перехода ^{230}Th в траву, отобранную на реабилитированной территории, можно объяснить эффектом проведенных работ. Также необходимо отметить более высокие значения K_n ^{228}Th , по сравнению с ^{232}Th , что можно объяснить особенностями поступления и образования ^{228}Th в растениях.

Исследования, проведенные в зоне размещения бывшего уранового предприятия в штате Вайоминг, также показали, что внекорневое загрязнение растений частицами пыли, содержащими торий, может иметь определяющее значение с точки зрения поступления тория в растения. При этом также показано, что в условиях этой климатической зоны промывка растений позволяет почти в 3

раза снизить суммарное содержание тория в растениях [36].

Более низкие значения коэффициентов накопления ^{230}Th и ^{232}Th люцерной — для второго $(4.3 \pm 0.3) \times 10^{-3}$ и $(4.1 \pm 0.5) \times 10^{-3}$ кг/кг и третьего укосов $(1.5 \pm 0.2) \times 10^{-3}$ и $(1.5 \pm 0.3) \times 10^{-3}$ кг/кг приведенные в работе [37] получены для района ториевого фона, при средней концентрации ^{232}Th тория в почве 37.7 Бк/кг (сухой вес). Невысокие значения коэффициентов накопления могут объясняться тем, что объектом исследований являлись сеяные травы, характеризующиеся менее интенсивным поступлением тория по сравнению с естественной растительностью. В работе [37] также отмечено, что влажная обработка проб растительности приводила к существенному (около 3 раз) снижению K_n . Значения K_n ^{230}Th и ^{232}Th пастбищной растительностью, составляющие до промывки проб $(9.8 \pm 0.4) \times 10^{-3}$ и $(1.1 \pm 0.2) \times 10^{-2}$ кг/кг после обработки снизились до $(2.9 \pm 0.3) \times 10^{-3}$ и $(3.8 \pm 0.4) \times 10^{-3}$ кг/кг.

Наиболее низкие значения коэффициентов накопления — от 3.6×10^{-5} при концентрации ^{232}Th в почве 1200 Бк/кг до 1.0×10^{-3} кг/кг для концентрации 60 Бк/кг приведены в работе [38]. Исследования выполнены в зоне муссонного климата на территории с высоким градиентом тория в почве. Это позволило установить достаточно четкую зависимость изменения K_n от концентраций тория в почве. Важной причиной, способствующей низким значениям коэффициентов накопления, являлось незначительное поверхностное загрязнение трав, вследствие незначительного ветрового подъема, а также смыва радионуклидов, поступающих из атмосферы, с поверхности растений.

Коэффициенты накопления для почв со сходными характеристиками, но отличающихся по содержанию ^{232}Th (312 ± 10 и 605 ± 14 Бк/кг на сухую массу), приведены в работе [39]. Исследовано накопление тория надземной биомассой и корнями фасоли (*Vicia faba*), горчицы китайской (*Brassica Chinensis*), горчицы индийской (*Brassica juncea*), люпина (*Lupinus albus*), кукурузы (*Zea mays*), нута (*Cicer arietinum*), табака (*Nicotiana tobacum*), райграса (*Lolium perenne*) и клевера (*Trifolium pratense*).

Показано, что на основе величины K_n рассматриваемые виды растительности можно представить в виде: райграс > клевер > люпин \approx фасоль \approx нут \approx табак \approx сладкая кукуруза \approx индийская горчица > китайская горчица. В табл. 6 результаты этих исследований были объединены, выделяя сильно накапливающие ^{232}Th виды (райграс и клевер) и остальные виды.

Коэффициенты накопления растениями с низким накоплением варьировались в диапазоне $(2.6-5.8) \times 10^{-4}$ кг/кг при выращивании на почве с более низким содержанием ^{232}Th (312 Бк/кг) и с 1.3×10^{-4} до 3.5×10^{-4} кг/кг при выращивании в почве с более высоким содержанием ^{232}Th (605 Бк/кг). Для клевера и райграса эти диапазоны составили $(1.7-2.2) \times 10^{-3}$ и $(1.1-1.4) \times 10^{-3}$ кг/кг. Коэффициенты накопления корнями растений были во всех случаях примерно в десять раз выше, чем K_n наземной биомассой растений. Значения K_n для ^{232}Th , существенно (1.5–2 раза) были выше для почв с низким загрязнением, что означает, что наблюдаемые коэффициенты накопления ^{232}Th растениями увеличивались с уменьшением концентрации тория в почве.

Данные по K_n ^{232}Th травянистой растительностью, представленной в этом разделе, изменяются от 5.8×10^{-5} кг/кг (зона высокого содержания тория в почве, культурные растения, влажный климат) до 0.27 кг/кг, пастбищная растительность в зоне существенного ветрового подъема. В случае, если данные для стран с тропическим климатом рассматривать отдельно, этот диапазон составляет от 1.5×10^{-3} кг/кг до 0.27 кг/кг. Коэффициенты накопления других изотопов тория существенно выше и варьируются от $(4.4 \pm 2.5) \times 10^{-2}$ до 4.7 кг/кг для ^{228}Th и от $(1.5-4.3) \times 10^{-3}$ до 2.9 кг/кг для ^{230}Th .

Диапазон K_n ^{232}Th травянистой растительностью меньше аналогичного диапазона, приведенного в работе [11]. Отмеченные различия связаны в первую очередь с тем, что в этой публикации торий рассматривался как элемент, а различия в накоплении изотопов тория не рассматривались. Кроме того, в настоящей работе рассмотрены сценарии загрязнения растений, выращиваемых на участках с высоким содержанием тория в почве в условиях влажного климата, когда поверхностное загрязнение растений не было значительным.

Верхняя граница данных для K_n травостоем, приведенных в табл. 2 совпадает с максимальным значением K_n в табл. 6, отражая накопление пастбищной растительностью в условиях сухого климата. Среднее значение K_n ^{232}Th , представленных в табл. 6, составляет $(2.0 \pm 2.3) \times 10^{-2}$ кг/кг (среднее геометрическое 2.9×10^{-3} кг/кг), что примерно в 10 раз ниже значений, приведенных в обзорах МАГАТЭ [10–11]. Это связано с тем, что в настоящем обзоре при оценке средних значений использованы данные, полученные на территориях с высоким содержанием тория в почве.

Накопление тория в зерновых культурах

Коэффициенты накопления тория зерновыми культурами, приведенные в табл. 2, характеризуются большим размахом, поскольку проводились в различных регионах, при использовании различных технологий выращивания зерна.

Исследования по оценке вклада естественных радионуклидов в облучение населения, выполненные в Бразилии [42], включали оценку концентраций ^{230}Th и ^{232}Th в зерновых и овощах. Полученные данные позволяют оценить величины коэффициентов накопления ^{230}Th и ^{232}Th зерном в размере 8.72×10^{-3} и 8.8×10^{-3} кг/кг.

Данные по накоплению естественных радионуклидов растениями озимой пшеницы при использовании различных технологий ее выращивания, представлены в работе [41]. Коэффициенты накопления были рассчитаны для корней, стеблей и зерна. Рассмотрено влияние на накопление ^{228}Th растениями органической и традиционной систем земледелия. Хотя наблюдались довольно большие различия в концентрациях тория в растениях, существенных отличий между K_n зерном, полученном с помощью традиционных и органических технологий не выявлено (табл. 7). Наибольшие значения K_n ^{228}Th от $(1.2 \pm 0.7) \times 10^{-2}$ до $(1.4 \pm 0.6) \times 10^{-2}$ кг/кг получены для накопления тория корнями, промежуточное значение занимают коэффициенты накопления в соломе $((0.6 \pm 0.03) \times 10^{-2}$ кг/кг) и наименьшие значения характерны для генеративных органов.

Влияние применения повышенных доз удобрений на накопление тория в зерне изучалось на аллювиальных почвах штата Пенджаб (Индия) [43]. Отмечено, что внесение — 300 кг/га фосфорно-аммиачных удобрений обеспечило снижение коэффициентов накопления ^{232}Th в зерно от 1.9×10^{-2} до 9.6×10^{-3} кг/кг. Эти исследования также проводились в штате Махабалешвар на латеритной почве, сформированной из исходной базальтовой породы с содержанием ^{232}Th от 10.4 до 19.6 Бк/кг. Статистически значимых различий между K_n зерном на этих почвах не выявлено, хотя коэффициенты накопления тория в зерне, отобранном в штате Пенджаб, были несколько ниже.

Большинство данных по накоплению тория в рисе получено в исследованиях, проведенных в Японии [28, 29, 43]. Данные, полученные в Таиланде [44] в регионе с низким содержанием ^{232}Th в почве находятся достаточно близко к геометрическим средним коэффициентов накопления то-

рия специфичных для Японии, отражая различия в почвенно-климатических условиях этих регионов.

Диапазон изменения K_n тория зерновыми по данным табл. 2 составляет 2.0×10^{-4} — 1.0×10^{-2} кг/кг, что хорошо согласуется с данными таблицы 7 для яровой пшеницы. K_n озимой пшеницей, выращиваемой на высоком агрофоне в Бельгии, имеет тенденцию к более низким значениям коэффициентов накопления.

Накопление тория мхами, лишайниками и грибами

Известно, что мхи и лишайники являются природными аккумуляторами многих радионуклидов [11]. Данные по накоплению ^{232}Th мхами, приведенные в настоящем обзоре, подтверждают эту тенденцию (табл. 8). Видно, что средние коэффициенты накопления тория этими организмами изменяются от 3.3×10^{-3} кг/кг до 0.48 кг/кг. Наибольшие значения ^{232}Th получены для условий сухого средиземноморского климата. Так, Драгович [46] представила большой набор данных для 42 точек отбора, которые включали средние геометрические и геометрические стандартные отклонения коэффициентов накопления тория в различ-

ных видах мхов, а именно — *Scleropodium purum* (0.18 ± 1.56 кг/кг), *Pleurozium schreberi* (0.19 ± 1.61 , кг/кг), *Hylocomium splendens* (0.17 ± 1.90 кг/кг), *Hypnum cupressiforme* (0.26 ± 1.33 , кг/кг) и *Thuidium delicatulum* (0.26 кг/кг).

Более низкие значения коэффициентов накопления тория во мхах 3.3×10^{-3} — 2.7×10^{-2} кг/кг получены для регионов с достаточно высокой влажностью почв — в Таиланде, Норвегии и Канаде.

Накопление тория деревьями и кустарниками

На протяжении последних лет накоплен определенный материал по накоплению тория древесными растениями (табл. 9). Значительная часть этих исследований проводилось в районах расположения предприятий уранового наследия, что предопределило особое внимание оценке накопления ^{230}Th в органах древесных растений (листьях и плодах).

При проведении исследований в районе залива Кастела (Хорватия) получены значения коэффициентов накопления для древесных растений, характерных для климата Средиземноморья [32]. Коэффициенты накопления были определены для пяти видов кустарников: *Pistacia lentiscus L.*, *Spartium*

Таблица 7. Коэффициенты накопления ^{232}Th в зерне

Table 7. Thorium soil to plant concentration ratio values for grain of cereals

Страна	Культура	K_n	Ссылка
Бельгия	Пшеница	2.4×10^{-3} (3.3×10^{-4} – 1.7×10^{-2})	[41]
Бразилия	Пшеница	8.8×10^{-3}	[42]
Индия	Пшеница	1.0×10^{-2} (0.6 – 2.4) $\times 10^{-2}$	[43]
Япония	Пшеница	8.5×10^{-3}	[44]
Таиланд	Рис (белый)	$(2.5 \pm 1.4) \times 10^{-4}$	[40]
Россия	Пшеница	$(0.7 \pm 0.2) \times 10^{-3}$	[45]
Россия	Кукуруза	$(0.4 \pm 1.4) \times 10^{-3}$	[45]
Россия	Гречиха	$(2.6 \pm 1.0) \times 10^{-3}$	[45]
Россия	Просо	$(1.0 \pm 1.2) \times 10^{-3}$	[45]
Россия	Горох	$(0.2 \pm 0.1) \times 10^{-3}$	[45]
Россия	Овес	2.0×10^{-3}	[45]
Россия	Овес	0.25×10^{-3}	[45]

Таблица 8. Коэффициенты накопления тория мхами, лишайниками и грибами**Table 8.** Thorium concentration ratio values for mosses, lichens and mushrooms

Страна	Вид организмов	K_n на сухой вес			Ссылка
		^{228}Th	^{230}Th	^{232}Th	
Сербия	Мох			0.21 ± 0.09	[46]
Канада	Мох	0.02	0.023	0.03	[33]
Малайзия	Мох			$(2.7 \pm 1.6) \times 10^{-2}$	[38]
Норвегия	Мох			3.3×10^{-3}	[47]
Норвегия	Лишайник			4.9×10^{-3}	[47]
Канада	Грибы	0.033			[35]

Таблица 9. Коэффициенты накопления тория древесными растениями**Table 9:** Thorium soil to plant concentration ratio values for woody plants

Страна	Вид растений	K_n тория в растения			Ссылка
		^{228}Th	^{230}Th	^{232}Th	
Испания	Пробковый дуб (листья)		$(1.6 \pm 1.1) \times 10^{-2}$		[48]
Испания	Дуб остролистный (листья)		9.9×10^{-3}		[48]
Испания	Красный эвкалипт (листья)		1.4×10^{-3}		[48]
Испания	Ракитник (листья)		3.0×10^{-2}		[48]
Испания	Пробковый дуб (плоды)		2.3×10^{-2}		[48]
Испания	Дуб остролистный (плоды)		1.8×10^{-4}		[48]
Испания	Красный эвкалипт (плоды)		2.2×10^{-3}		[48]
Канада	Деревья (Хвойные)	0,02	0.1		[35]
Канада	Деревья (Лиственные)	0,03			[35]
Норвегия	Деревья (Сосна)			$1,8 \times 10^{-4}$	[47]
Норвегия	Деревья (Ель)			$4,6 \times 10^{-5}$	[47]
США	Сосна Лоблолли (Листья)		1.0×10^{-4}		[49]
США	Красный клен (листья)		2.0×10^{-3}		[49]
США	Сладкое дерево (листья)		2.6×10^{-2}		[49]
США	Tupelo (листья)		3.1×10^{-2}		[49]
США	Водяной дуб (листья)		8.0×10^{-3}		[49]
Хорватия	Кустарник			$(1,5 \pm 2,0) \times 10^{-2}$	[32]
Хорватия	Деревья			$(5,0 \pm 2,4) \times 10^{-3}$	[32]
Таиланд	Ананас (листья)			$9,6 \times 10^{-4}$	[40]

junceum L., *Rubus heteromorphus* Ripart ex Genev, *Pittosporum tobira* (Thunb.), *Aiton*, *Nerium oleander* L. и четырех видов деревьев: смоковницы (*Ficus carica* L.), сосны иерусалимской (*Pinus halepensis* Mill), кипариса (*Cupressus sempervirens* L.) и тамарикса долматинского (*Tamarix dalmatica* Baum). Исследования проводились как на ненарушенных почвах, типичных для региона, так и на участке захоронения золы, образующейся в результате работы угольной теплоэлектростанции. Показано, что накопление тория кустарниками в 1.5–3.0 раза выше, чем деревьями. Средние значения K_n кустарником и деревьями на контрольном участке (концентрация ^{232}Th в почве — 47 Бк/кг) составили $(1.5 \pm 2.0) \times 10^{-2}$ и $(5.0 \pm 2.4) \times 10^{-3}$ кг/кг, а на поверхности хранилища (при концентрации ^{232}Th в почве 58 Бк/кг) — $(0.9 \pm 1.1) \times 10^{-2}$, $(7.0 \pm 5.0) \times 10^{-3}$ кг/кг. Отмечены статистически значимые различия в коэффициентах накопления ^{232}Th кустарниками, произрастающими на участках с отличными уровнями содержания его в почве, однако различий в накопления тория деревьями, произрастающими на этих участках не выявлено.

Коэффициенты накопления ^{230}Th из почвы, листьями и плодами видов древесных растений, характерных для средиземноморского региона, также были представлены для района уранового наследия в работе [48]. Значения K_n ^{230}Th листьями деревьев варьировались от 1.4×10^{-3} до 0.03 кг/кг (на сухой вес), а для плодов — от $(1.4 \pm 0.2) \times 10^{-4}$ до $(2.2 \pm 0.3) \times 10^{-3}$ кг/кг (сухого вещества). Наибольшие коэффициенты накопления отмечены для красного эвкалипта, а наименьшие — для дуба остролистного. Коэффициенты накопления ^{230}Th в листьях деревьев примерно на порядок величины выше, чем в плодах. Отмеченные различия могут объясняться как экофизиологическими особенностями транслокации тория в деревьях, так и поверхностным загрязнением листьев пылевыми частицами, содержащими торий.

Отличия в накоплении тория хвойными и лиственными деревьями отмечены Шепардом на основе широкомасштабного обследования лесов в Канаде [35], а в исследованиях, выполненных в Норвегии, отмечены существенные, до четырех раз, отличия в накоплении ^{232}Th в сосне и ели [49].

В США в рамках проведения исследований по фитореабилитации, т. е. использовании растений для очищения почв, определены K_n урана и тория из заболоченных земель в районе Национальной Лаборатории США — Саванна Ривер. Показано, что существуют значительные различия

в накоплении тория различными видами деревьев, при этом листья тупело и батат характеризовались наиболее высокими концентрациями ^{232}Th в листьях [49].

В работе [50] представлены геометрические средние коэффициенты накопления тория из почвы корнями пушистой березы (*Betula pubescens*), папоротника узколистного (*Dryopteris carthusiana*) и скандинавского мелкосемянника (*Calamagrostis purpurea* ssp. *Phragmitoides*): 0.09(4.45)¹ 0.58(2.74) 0.18(2.39). Данные были получены в ходе эксперимента в микрокосме. Коэффициенты накопления листьями были измерены только для мелкосемянника, поскольку концентрации тория в листьях березы и папоротника были ниже предела обнаружения. Коэффициенты накопления тория, измеренные для растений, произрастающих на почвах с 5-кратным превышением концентрации урана, были близки к значениям, приведенным выше, и составили 0.08 (5.16)¹, 0.54 (1.70), 0.15 (3.29) и 0.02 (6.61) для корней березы пушистой, папоротника узколистного, камыша малого и листьев камыша малого, соответственно.

Полученные данные подтверждают вывод о том, что K_n тория на влажных, болотных угодьях могут быть больше по сравнению с сухими районами, расположенными в этой же зоне [49]. Другой причиной более высокой доступности тория на болотных угодьях может быть образование комплексов с почвенной органикой, так как значительная часть тория на таких участках может входить в состав органических комплексных соединений, становясь более доступной для поглощения растениями [30].

Накопление тория фруктами и овощами

Целью исследований, проведенных в Австралии в районе реки Аллигатор (тропическая зона), была оценка накопления тория в овощах и фруктах, составляющих рацион питания местных жителей [51]. В регионе ведется добыча урана, что определяет возможность изучения поведения в системе почва—растения не только ^{232}Th и ^{228}Th , но и ^{230}Th , являющегося продуктом распада ^{238}U . В рамках этих исследований рассматривались восемь видов фруктов и шесть видов овощей. Значения K_n ^{230}Th изменялись в широком диапазоне. Наиболее высокие значения K_n — 5.1×10^{-2} кг/кг (сухой вес) отмечены для ^{230}Th в черной сливе (*Vitex accuminata*) и самые низкие $< 6.0 \times 10^{-5}$ для накопления ^{232}Th в зеленой сливе (*Buchanania obovata*).

¹ Геометрические стандартные отклонения даны в скобках.

Для многих видов фруктов коэффициенты накопления, рассчитанные для ^{230}Th , существенно отличались от коэффициентов для ^{232}Th , особенно значительными были эти отличия для накопления в черной сливе, K_n ^{232}Th в которой был более, чем в 30 раз ниже по сравнению с K_n ^{230}Th .

Район плоскогорья Пакос де Калдас в Бразилии известен как область высокого природного радиационного фона. Для коэффициентов накопления початками кукурузы и 8 видами овощей (картофель, морковь, капустная зелень, маниока, кабачки и коричневые бобы) отмечены довольно близкие значения в диапазоне от $3,4 \times 10^{-5}$ (зерно кукурузы) до $1,2 \times 10^{-4}$ кг/кг (сухой вес) (лиственные овощи — капустная зелень) [42]. Более высокие значения для листовых овощей, выращиваемых на территории Бразилии, представлены в работе [52] (табл. 10).

Пальмовые косточки используются в различных продуктах, потребляемых людьми и животными в регионах с сухим климатом. На основе исследований, проведенных в трех районах Саудовской Аравии, показано, что коэффициенты накопления ^{232}Th в этих плодах изменяются от 0.13 до 0.83 кг/кг сухой вес [54].

ФАКТОРЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИЕ ВЕЛИЧИНУ K_n ТОРИЯ РАСТЕНИЯМИ

Поступление тория в растения определяется большим числом факторов, связанных как с характеристиками почв, так и растений. Большая вариабельность данных далеко не всегда позволяют определить их значимость и влияние в конкретных ситуациях. В то же время данные, представленные в этой статье, позволяют выделить некоторые общие закономерности, отражающие влияние этих факторов на биологическую доступность тория в системе почва-растение.

Роль внекорневого пути загрязнения

Торий хорошо сорбируется в почвах и коэффициенты накопления его растениями довольно низки. Отмечается, что K_n Th более чем в 10 раз меньше, чем коэффициенты накопления урана и радия теми же растениями в аналогичных условиях [1]. Вследствие этого возрастает значимость внекорневого загрязнения растений, особенно тех тканей растений, которые непосредственно подвержены аэральному загрязнению [31, 36, 37, 46, 52]. Значимость этого пути загрязнения может быть особенно существенной в регионах с сухими климатом, в которых ветровой подъем приводит

к существенным концентрациям тория в приземном слое атмосферы [12]. Данные, приведенные в работах [36, 37], показывают, что даже в условиях средней полосы около 75% суммарного содержания тория в растениях определяется поверхностным загрязнением. Учет поверхностного загрязнения особенно необходим в районах расположения существующих и бывших предприятий по добыче ядерного топлива [55].

Влияние характеристик почвы

Катион тория Th^{4+} является четырехвалентным катионом с ионным радиусом около 1 Å, что предопределяет высокие значения сорбции в почвенно-поглощающем комплексе и, соответственно, большие значения коэффициентов распределения (K_d) между твердой фазой почвы и почвенным раствором. В этих условиях особое значение приобретает перенос тория в форме коллоидных, почвенных и аэрозольных частиц. Выявлено, что K_d тория в почве достигает максимума при реакции почвенного раствора близкой к нейтральной. Влияние содержания органического вещества и оксидов Al/Fe и Mn на величину сорбции тория в почвах выражено меньше. Возможным объяснением этих закономерностей является то, что при pH больше 6.5 значительное количество нейтральных или анионных комплексов тория снижает способность тория к сорбции в почве вследствие снижения электростатического притяжения к отрицательно заряженной твердой фазе почвы [15–20].

Накопление тория различными группами растений

Растения обладают различной способностью накапливать радионуклиды, что определяет отличия в коэффициентах накопления (рис. 1 и 2). На рисунках представлена информация для территорий с умеренным и тропическим климатом, обобщенные данные, приведенные в работе Шеппарда [56], также результаты исследований, которые анализировались в настоящей работе.

Видно, что во всех случаях наблюдаются близкие тенденции в накоплении тория растениями. Максимальные значения коэффициентов накопления отмечаются для естественной травянистой растительности, минимальные значения для кукурузы и клубнеплодов. Обобщение данных, приведенных на рис. 1 и 2 позволяет оценить геометрические средние значений K_n для рассматриваемых групп растительности, которые можно использовать для приближенных

Таблица 10. Коэффициенты накопления тория в овощах и фруктах

Table 10. Thorium soil to plant concentration ratio values for fruit and vegetables

Страна	Вид растений	K_n тория в растения		Ссылка
		^{230}Th	^{232}Th	
Овощи				
Австралия	Картофель (дикий) ¹	$(3.3 \pm 1.4) \times 10^{-3}$	$(4.2 \pm 1.2) \times 10^{-3}$	[51]
Бразилия	Овощи сводные данные	–	$(1.1 \pm 0.2) \times 10^{-4}$	[52]
Бразилия	Листовые овощи	3.4×10^{-4}	3.2×10^{-4}	[42]
Бразилия	Нелистовые овощи	4.5×10^{-5}	4.1×10^{-5}	[42]
Бразилия	Картофель	2.8×10^{-5}	2.6×10^{-5}	[42]
Бразилия	Бобы	2.8×10^{-4}	2.9×10^{-4}	[42]
Таиланд	Мелинжо (Гнемон)	–	1.5×10^{-3}	[40]
Таиланд	Перец чили	–	2.9×10^{-3}	[40]
Таиланд	Галангал (листья)	–	7.0×10^{-3}	[40]
Россия	Картофель	–	3.3×10^{-3}	[53]
Россия	Морковь	–	7.1×10^{-3}	[53]
Россия	Помидоры	–	6.7×10^{-3}	[53]
Россия	Огурцы	–	8.0×10^{-3}	[53]
Россия	Листовые овощи	–	1.1	[53]
Плоды (фрукты, ягоды)				
Испания	Деревья (плоды)	$(8.4 \pm 8.3) \times 10^{-4}$		[48]
Малайзия	Масличная пальма		$(1.4 \pm 0.3) \times 10^{-2}$	[38]
Таиланд	Манго	–	1.1×10^{-3}	[40]
Таиланд	Ананас	–	2.6×10^{-4}	[40]
Австралия	Зеленая слива	$(3.6 \pm 0.3) \times 10^{-3}$	$(5.6 \pm 0.6) \times 10^{-3}$	[51]
Австралия	Молочная слива	$(2.4 \pm 0.17) \times 10^{-3}$	–	[51]
Австралия	Козья слива	$(7.0 \pm 2.7) \times 10^{-3}$	$(8.3 \pm 1.3) \times 10^{-3}$	[51]
Австралия	Белое яблоко	$(2.4 \pm 0.17) \times 10^{-3}$	$(1.1 \pm 0.3) \times 10^{-3}$	[51]
Сауд. Аравия	Пальмовые косточки	–	0.27 ± 0.21	[54]
Россия	Арбуз ¹		7.1×10^{-3}	[53]
Россия	Дыня ¹		1.6×10^{-3}	[53]

¹ В оригинале данные указаны на сырую массу, пересчитаны на сухой вес.

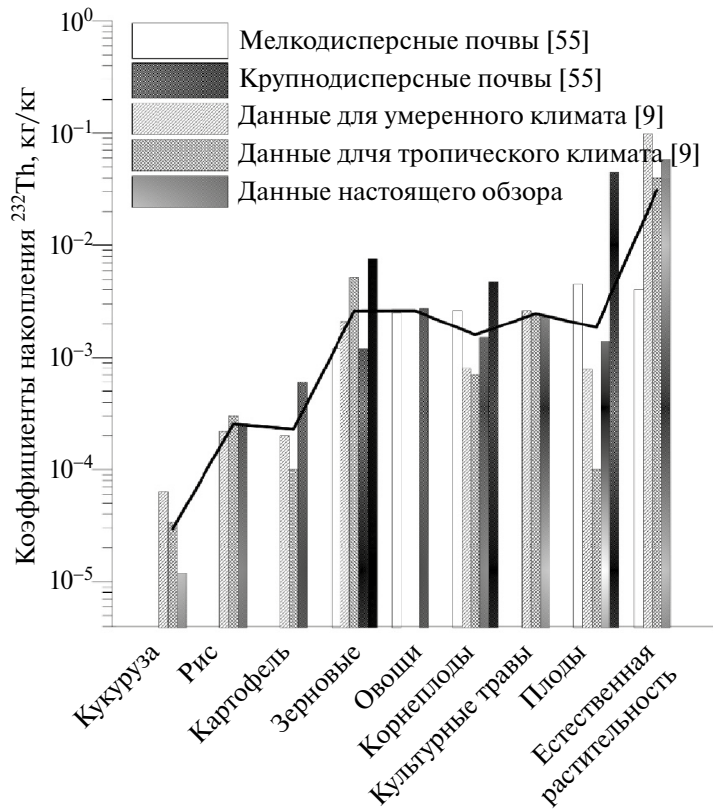


Рис. 1. Сравнительный анализ данных по коэффициентам накопления ^{232}Th сельскохозяйственными растениями.
 Fig. 1. Comparative analysis of data on ^{232}Th concentration ratios to agricultural plants.

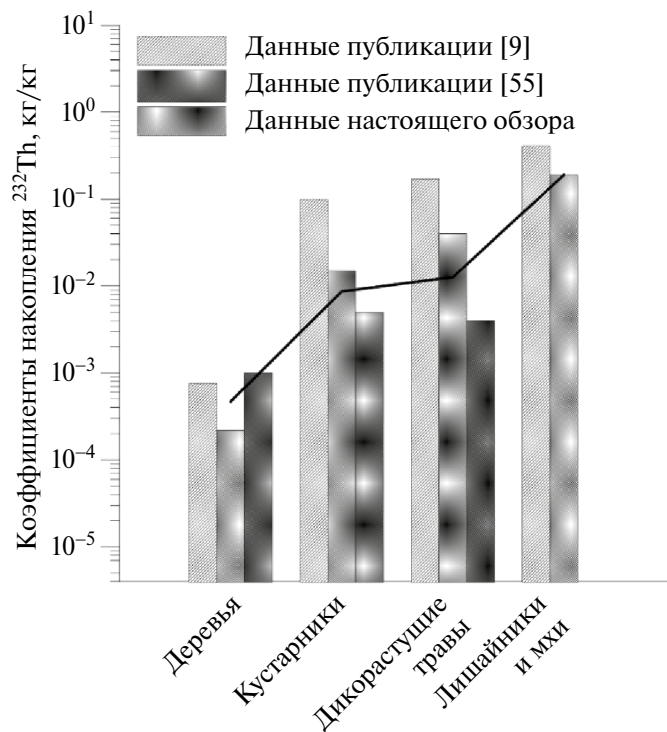


Рис. 2. Сравнительный анализ данных по коэффициентам накопления ^{232}Th природными растениями.
 Fig. 2. Comparative analysis of data on ^{232}Th concentration ratios to natural plants.

оценок содержания ^{232}Th (^{230}Th) в растениях: кукуруза (3.0×10^{-5}) < рис (2.5×10^{-4}) \cong клубнеплоды (2.3×10^{-4}) < корнеплоды 1.6×10^{-3}) \cong овощи (1.9×10^{-3}) < зерновые (2.6×10^{-3}) \cong фрукты (2.6×10^{-3}) \cong культурные сеяные травы (2.5×10^{-3}) < естественные травы (3.1×10^{-2}).

Отмеченные различия определяются как особенностями растений в накоплении тория из почвенного раствора, так и архитектурой растений, определяющей аэральное загрязнение тканей растений, потребляемых человеком. Так, зерно кукурузы защищено початком, а употребляемый человеком “белый” рис получается в результате удаления верхнего слоя, содержащего большую часть радионуклидов. И, наоборот, естественные травы наиболее сильно подвержены внешнему загрязнению, которое составляет до 70% от суммарного содержания тория в естественной растительности.

Изотопные различия в накоплении тория растениями

Несмотря на то, что работы, в которых приведена информация, позволяющая оценить коэффициенты перехода трех наиболее важных изотопов тория — ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th для одной и той же местности довольно редки, имеющиеся данные позволяют сделать определенные выводы, важные с точки зрения обобщения и использования этой информации.

Данные, представленных в табл. 6–10, показывают, что коэффициенты перехода ^{228}Th в растения существенно (в 7–8 и более раз) превышают значения $K_{\text{H}}^{232}\text{Th}$. Основной причиной различий в накопления этих изотопов тория является то, что ^{228}Th поступает в ткани растений не только из почвы, но и в результате распада ^{228}Ac с периодом 6.25 ч, который находится в растениях в равновесии с ^{228}Ra . Учитывая то, что ^{228}Ra является продуктом распада ^{232}Th , а коэффициенты накопления ^{228}Ra существенно превышают $K_{\text{H}}^{228}\text{Th}$, можно сделать вывод о том, что образовавшееся таким образом в тканях растений дополнительное (по сравнению с прямым поступлением тория из почвы) количество ^{228}Th вносит вклад в увеличение суммарной концентрации этого изотопа в растениях, а следовательно и в величину $K_{\text{H}}^{228}\text{Th}$, который зависит от соотношения между $K_{\text{H}}^{228}\text{Ra}$ и ^{232}Th .

^{230}Th принадлежит цепочке распада ^{238}U , а его предшественником в этой цепочке является ^{234}U с периодом полураспада 2.45×10^5 лет. Несмотря на то, что в растениях кроме непосредственно тория содержатся дочерние продукты распада ^{238}U

их вклад в формирование дополнительного количества в тканях растений незначителен. Оценки, сделанные по данным работ, где имеются достаточно большие наборы данных для ^{230}Th и ^{232}Th , показывают, что отношения коэффициентов перехода, рассчитанные для этих изотопов в фруктах (район р. Аллигатор, Австралия) составили 1.1 ± 0.45 [51], тогда как аналогичное соотношение, рассчитанное при изучении накопления изотопов тория в овощах [53], составило 1.0 ± 0.05 . В то же время определенные отличия в коэффициентах перехода могут отмечаться поскольку ^{230}Th (как дочерний продукт ^{238}U) и ^{232}Th могут входить в состав различных минералов, отличающихся по своей устойчивости к действию факторов окружающей среды.

Концентрация тория в почве

Зависимость коэффициентов перехода тория в растения от его концентрации в почве является явлением, которое отмечается во многих публикациях [1, 30, 31, 38, 39, 56]. В критическом обзоре коэффициентов накопления для урана, тория и свинца отмечено, что коэффициенты накопления растениями природных радионуклидов часто отклоняются от линейной зависимости [57]. Этот эффект может усложнить оценку коэффициентов накопления, поскольку каждая комбинация почва–растение может иметь уникальную зависимость.

Для оценки зависимости K_{H} от концентрации тория в почве Шеппард предложил простое уравнение, описывающее K_{H} как функцию вида растений и характеристик почвы (мелкодисперсной, крупнодисперсной и органической) [57]:

$$\begin{aligned} Lg_{10}(K_{\text{H}}) - Lg_{10}(K_{\text{H}}^{\text{ref}}) - 0.277 \times \\ \times (Lg_{10}(Q_s) - 0.819), \end{aligned} \quad (1)$$

где Q_s — концентрация тория в почве (мг/кг), для которой оценивается K_{H} , $K_{\text{H}}^{\text{ref}}$ — референтный коэффициент накопления для концентрации тория в почве, равной 7 мкг/г для древесных и травянистых растений, зерновых, фруктов, овощей, корнеплодов и кормов для животных (табл. 11). Производя потенцирование обеих частей уравнения (1) его можно привести к степенной функции, то есть к виду:

$$K_{\text{H}} - K_{\text{H}}^{\text{ref}} \times 1.9 \times (Q_s)^{-0.277}. \quad (2)$$

Данные, представленные в настоящей статье, позволяют оценить адекватность этого подхода и предложить варианты его совершенствования.

Таблица 11. Референтные коэффициенты накопления для концентрации тория в почве, равной 7 мкг/г [56]**Table 11.** Reference concentration ratios for thorium concentration in soil equal to 7 µg/g [56]

Растения	Почвы		
	мелкодисперсные	крупнодисперсные	органические
Природные виды			
Деревья	2.2×10^{-3}	2.4×10^{-2}	2.2×10^{-2}
Кустарники	—	9.5×10^{-3}	2.2×10^{-2}
Однолетние травы	7.6×10^{-3}	—	
Культурные растения			
Зерновые	1.4×10^{-3}	3.0×10^{-2}	
Фрукты	2.5×10^{-3}		
Овощи	8.2×10^{-3}	5.0×10^{-4}	
Корнеплоды	2.5×10^{-3}	2.0×10^{-2}	
Кормовые травы	8.4×10^{-3}	5.3×10^{-4}	

Зависимость K_n ^{232}Th дикорастущими травами от концентрации радионуклида в почве приведена на рис. 3. Из представленных данных видно, что рассматриваемая зависимость с высокой степенью достоверности ($R^2=0.8$) может быть описана экспоненциальной функцией. Использование степенной функции также дает хороший результат, хотя качество аппроксимации данных ($R^2=0.68$) ниже. На рис. 3 также показано уравнение, описывающее K_n тория однолетними травянистыми растениями от концентрации его в почве, предложенное в работе [56]. Видно, что в области концентраций Th в почве меньших 1000 Бк/кг, кривая, соответствующая уравнению (1), лежит существенно ниже данных, представленных в настоящем обзоре. На рис. 3 также выделены данные, относящиеся к пробам дикорастущих растений, которые были отмыты, и культурным травам (люцерне). Видно, что эти значения лежат вне (существенно ниже) доверительных интервалов, но довольно близки к кривой, предложенной в работе [56].

Представленные данные также показывают, что более высокие значения коэффициента перехода в травы наблюдаются в странах с сухими климатическими условиями, в то время как в странах с влажным климатом эти значения довольно низки.

Зависимость коэффициентов накопления ^{232}Th мхами от его концентрации в почве показана на рис. 4. Данные о коэффициентах накопления тория мхами включают информацию, полученную на территориях с фоновым содержанием тория

[45], в регионе ториевой провинции в Норвегии [45] и в зоне с промежуточными концентрациями тория в Малайзии [38]. Видно, что данные хорошо описываются степенной функцией, причем параметры соотношений, описывающих снижение K_n тория с ростом его содержания в почве, рассчитанные на основе всех данных, приведенных в настоящей публикации (рис. 4, А), и включающих только данные исследований в регионе с фоновыми концентрациями тория в почве (рис. 4, Б), довольно близки.

Информации для корректной оценки аналогичных зависимостей для других видов растений недостаточно, а имеющиеся в литературе данные в большинстве случаев ограничиваются диапазоном фоновых концентраций тория в почве. В качестве примера имеющихся данных на рис. 5 приведены зависимости K_n овощами, выращиваемые на участке с содержанием тория от 10 до 50 Бк/кг и фруктами в районе расположения р. Аллигатор (Австралия). Зависимость K_n от концентрации тория в почве в обоих случаях описывается степенной функцией, при этом параметры этих функций для овощей и фруктов довольно близки. В то же время качество аппроксимации этих данных невысоко, так как коэффициент детерминации (R^2) аппроксимации этих данных степенной функцией не превышает 0.42.

Представленные результаты позволяют сделать вывод, что зависимость K_n от концентрации тория в почве носит нелинейный характер, что ограни-

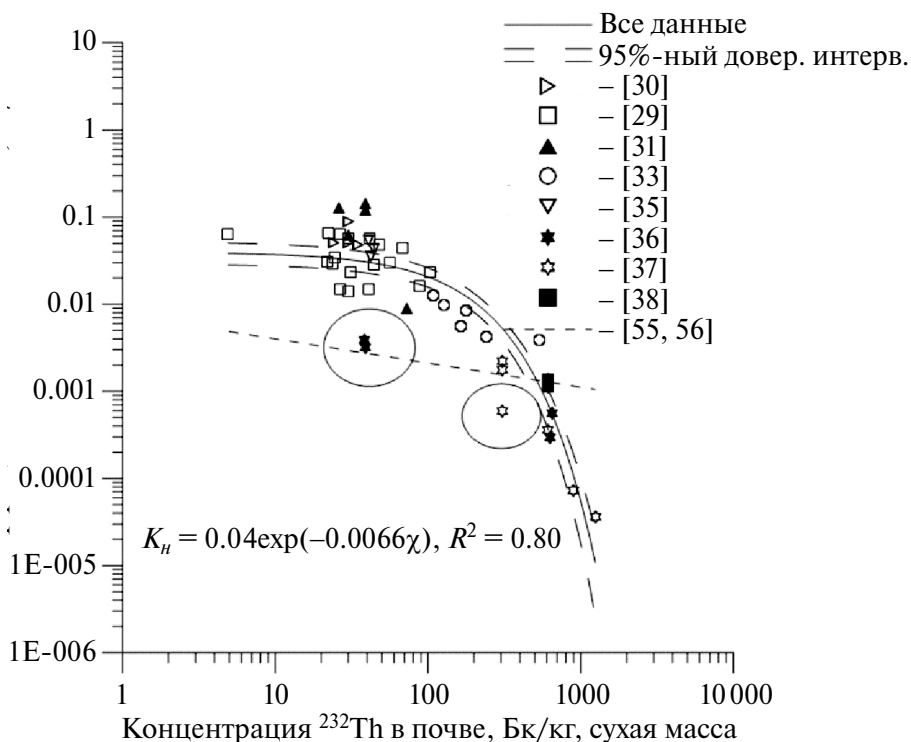


Рис. 3. Зависимость коэффициентов накопления ^{232}Th природными травами от концентрации ^{232}Th в почве. Данные работы [36] для люцерны и отмытой пастбищной растительности выделены кругами.

Fig. 3: Variations of the concentration ratios of ^{232}Th to natural grasses with concentrations of ^{232}Th in the soil. The data of [36] for alfalfa and washed pasture grass are highlighted by the circles.

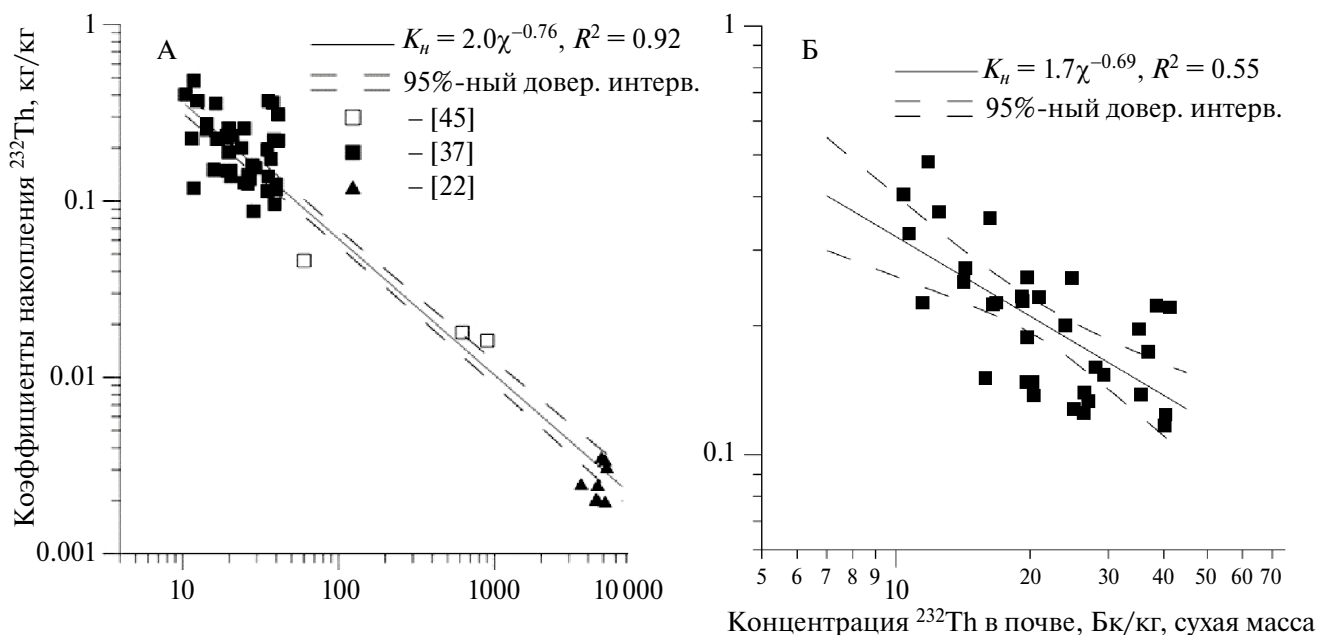


Рис. 4. Зависимость коэффициентов накопления ^{232}Th мхами от концентрации ^{232}Th в почве. А — все данные, Б — данные только работы [37]

Fig. 4. Variations of the concentration ratios of ^{232}Th to mosses with concentrations of ^{232}Th in the soil. А — all data, В — data from [37]

чивает непосредственное обобщение данных без дополнительного анализа. Отметим, что нелинейность коэффициентов накопления, по-видимому, не связана с фитотоксичностью тория и других сопутствующих радионуклидов, так как высокие значения K_n отмечаются и для концентраций тория ниже природного фона.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Поведение тория в наземной среде во многом определяется его низкой подвижностью в почве. Органические почвы характеризуется наименьшими коэффициентами перехода, а песчаные, суглинистые и глинистые почвы существенно не отличаются друг от друга. Эта закономерность несколько отличается от того, что можно было бы ожидать на основе данных по K_d , и позволяет предположить, что другие факторы, такие как pH почвы, тип растительности и особенности технологии возделывания сельскохозяйственных культур, также оказывают большое влияние на поступление тория из почвы в растения. Учитывая низкие значения коэффициентов накопления, важное значение с точки зрения переноса тория по пищевым цепочкам имеет внекорневое загрязнение растений частицами пыли или почвы. Наиболее высокие значения коэффициентов накопления (более 1.0×10^{-2}) отмечаются для дикорастущей травянистой растительности, а наиболее низкие значения (10^{-4} – 10^{-5}) характерны для кукурузы, зерна риса и клубнеплодов. Овощи, зерновые и фрукты занимают в этом ряду промежуточное положение. Механизмы корневого накопления растениями изотопов тория ^{228}Th , ^{230}Th и ^{232}Th существенно отличаются, что определяет необходимость учета вклада предшественников в цепочках распада ^{238}U и ^{232}Th при оценке K_n этих изотопов растениями. Коэффициент накопления, основанный на предположении о наличии линейности между концентрацией радионуклидов в растениях и почве, является наиболее простым подходом к оценке поступления радионуклидов в растения и не учитывает ряд важных закономерностей, определяющих содержание тория в растительности.

БЛАГОДАРНОСТИ

Данные исследования выполнены в рамках фундаментальных и прикладных исследований по Программе деятельности федерального государственного бюджетного учреждения “Национальный исследовательский центр “Курчатовский институт” на 2023–2027 годы (комплексная тема

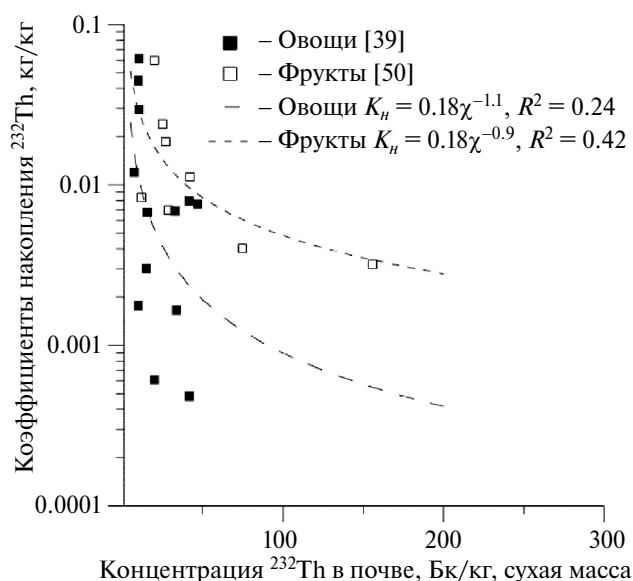


Рис. 5. Зависимость коэффициентов накопления ^{232}Th овощами и фруктами от концентрации ^{232}Th в почве.

Fig. 5. Variations of the concentration ratios of ^{232}Th to vegetables and fruits with concentrations of ^{232}Th in the soil.

5П.7. “Прикладные генетические и биотехнологические исследования для сельского хозяйства”). Авторы выражают свою признательность рецензентам за тщательное прочтение рукописи и ценные замечания.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов при выполнении работы и подготовки данной статьи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахин Р.М., Архипов Н.П., Бархударов Р.М. и др. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы. М.: Наука, 1990. 368 с. [Alexakhin, R.M., Arkhipov, N.P., Barkhudarov, R.M. et al. Heavy Natural Radionuclides in Biosphere: Migration and Biological Effects on Population and Biogeocenoses. M.: Nauka, 1990. 368 p. (In Russ.).]
2. Geras'ikin S.A., Evseeva T.I., Maistrenko T.A. et al. Effects on non-human species inhabiting areas with enhanced level of natural radioactivity in the north of Russia: a review. *J. Environ. Radioact.* 2007; 94:151–182.
3. Boyle R.W. Geochemical prospecting for thorium and uranium deposits. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company, 1982. 498 p.
4. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes, Annex B. New York: United Nations, 2000. P. 84–156.

5. Fruchter J.S., Robertson D.E., Evans J.C. et al. Mount St. Helens ash from the 18 May 1980 eruption: chemical, physical, mineralogical, and biological properties. *Science*. 1980;209:1116–1125.
6. Kuroda P., Barbod T., Bakhtiar S. Effect of the eruptions of Mount St. Helens and Elchichon on the ratios of thorium and uranium isotopes in rain. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1987;111:137–143.
7. Kolb W. Seasonal fluctuations of the uranium and thorium contents of aerosols in ground-level air. *J. Environ. Radioact.* 1989;9:61–75.
8. Fesenko S., Sanzharova N., Vidal M. et al. Radioecological definitions, soil, plant classifications and reference ecological data for radiological assessments. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616 Vienna: IAEA, 2009, 7–26.
9. Фесенко С., Фогт Г. Ядерная энергетика и окружающая среда: обзор проектов МАГАТЭ. *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2012;52(6):636–651. [Fesenko S., Fogt G. Yadernaya energetika i okruzhayushchaya sreda: obzor proektov MAGATE. *Radiatsionnaya Biologiya. Radioekologiya*. 2012;52(6):636–651. (In Russ.).]
10. IAEA 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. IAEA–TRS–472. Vienna: IAEA, 2010.
11. IAEA 2014. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife. IAEA–TRS–479. Vienna: IAEA, 2014.
12. Фесенко С.В., Емлютина Е.С. Концентрация тория в природных средах: обзор мировых данных. *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2020;60(5): 542–555. [Fesenko S.V., Emlyutina E.S. Thorium Concentrations in the Environment: A Review of the World Data. *Radiation Biology. Radioecology*. 2020; 60(5):542–555. (In Russ.).]
13. Fesenko S.V., Emlyutina E.S. Thorium Concentrations in the Environment: A review of the global data. *Biol. Bull.* 2021;48(11):2086–2097.
14. Фесенко С.В., Емлютина Е.С. Содержание тория в растениях: обзор мировых данных. *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2022;62(4):441–452. [Fesenko S.V., Emlyutina E.S. Thorium Concentration in Plants: A Review of World Data. *Radiation Biology. Radioecology*. 2022;62(4):441–452. (In Russ.).]
15. Фесенко С.В., Емлютина Е.С. Содержание тория в наземных и пресноводных организмах: Обзор мировых данных. *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2023;63(1):85–98. [Fesenko S.V., Emlyutina E.S. Thorium Concentrations in Terrestrial and Freshwater Organisms: A Review of the World Data. *Radiation Biology. Radioecology*. 2023; 63(1):85–98. (In Russ.).]
16. Vidal M., Rigol A., Gil-Garcia C.J. Soil-radionuclide interactions. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616. Vienna, 2009. P. 71–102.
17. Vandenhove H., Gil-Garcia C.J., Rigol A., Vidal M. New best estimates for radionuclide solid–liquid distribution coefficients in soil. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *J. Environ. Radioactivity*. 2009;100:697–703.
18. United States Environmental Protection Agency. Toxicological profile for thorium. Agency for toxic substances and disease registry. US Public Health Service in collaboration with U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. (1990) 186p.
19. Syed H.S. Comparison studies adsorption of thorium and uranium on pure clay minerals and local Malaysian soil sediments. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 1999;241 (1):11–14.
20. Gascoyne M. Geochemistry of the Actinides and Their Daughters. In: Uranium Series Disequilibrium. Applications to Environmental Problems. Ivanovich M. and Harmon R.S. (Eds.). Oxford: Clarendon Press. 1,982. 33–55.
21. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. et al. Changes in the forms of ¹³⁷Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident. *Sci. Total Environ.* 1994;154:9.
22. Rigol A., Roig M., Vidal M., Rauret G. Sequential extractions for the study of radiocaesium and radiostrontium dynamics in mineral and organic soil from Western Europe and Chernobyl areas. *Environ. Sci. Technol.* 1999;33:887.
23. Popic J.M., Salbu B., Skipperud L. Ecological transfer of radionuclides and metals to free-living earthworm species in natural habitats rich in NORM. *Sci. Total Environ.* 2012;414:167–176.
24. Skipperud L., Strømman G., Yunusov M. et al. Environmental impact assessment of radionuclide and metal contamination at the former U sites Taboshar and Digmai, Tajikistan. *J. Environ. Radioact.* 2013;123:50–62.
25. Sanzharova N., Fesenko S., Reed E. Processes governing radionuclide transfer to plants. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616. Vienna, 2009. P. 123–138.
26. Sanzharova N., Shubina O., Vandenhove H. et al. Root uptake: temperate environment. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616. Vienna, 2009. P. 139–206.
27. Velasco H., Ayub J. Root uptake: tropical and sub-tropical environments. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA–TECDOC–1616. Vienna, 2009. P. 207–238
28. Uchida S., Tagami K., Shang Z.R., Choi Y.H. Transfer to rice. In: Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments, TECDOC Series, 2009, 239–252.
29. Uchida S., Tagami K., Hirai I. Soil-to-plant transfer factors of stable elements and naturally occurring radionuclides: (2) Rice collected in Japan. *J. Nucl. Sci. Techn.* 2007;44:779–790.

30. Martinez-Aguirre A., Garcia-Orellana I., Garcia-Leon M. Transfer of Natural Radionuclides from Soils to Plants in a Marsh Enhanced by the Operation of Non-Nuclear Industries. *J. Environ. Radioact.* 1997; 35:149–171.
31. Vera Tome F., Blanco Rodriguez M.P., Lozano J.C. Soil-to-plant transfer factors for natural radionuclides and stable elements in a Mediterranean area. *J. Environ. Radioact.* 2003;65: 161–175.
32. Škoko B., Marović G., Babić D. Radioactivity in the Mediterranean flora of the Kastela Bay, Хорватия. *J. Environ. Radioact.* 2014;135:36–43.
33. Škoko B., Marović G., Babić D., Sostarić M., Jukić M. Plant uptake of ^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{40}K from a coal ash and slag disposal site and control soil under field conditions: A preliminary study. *J. Environ. Radioact.* 2017;172:113–121.
34. Štok M., Smodiš B. Soil-to-plant transfer factors for natural radionuclides in grass in the vicinity of a former uranium mine. *Nucl. Engin. Design.* 2013;261:279–284.
35. Sheppard S.C., Sheppard M.I., Ilin M., Thompson P. Soil-to-plant transfers of uranium series radionuclides in natural and contaminated settings. *Radioprot. Suppl.* 1. 2005; 40: S253–S259.
36. Ibrahim S.I., Whicker W. Comparative uptake of U and Th by native plants at a U production site. *Health Phys.* 1987;54(4):413–419.
37. Linsalata P., Morse R., Ford H., Eisenbad M. Transport pathways of Th, U, Ra and La to cattle tissues. *J. Environ. Radioact.* 1989; 10:115–140.
38. Ramli A.T., Wahab A., Hussein M.A., Wood A.K. Environmental ^{238}U and ^{232}Th concentration measurements in an area of high-level natural background radiation at Palong, Johor, Malaysia. *J. Environ. Radioact.* 2005;80:287–304.
39. Chen S.B., Zhu Y.G., Hu Q.H. Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th on a uranium mining-impacted soil from south-eastern China. *J. Environ. Radioact.* 2005;82:223–236.
40. Kritsanuwat R., Sahoo S.K., Arae H., Fukushi M. Distribution of ^{238}U and ^{232}Th in selected soil and plant samples as well as soil to plant transfer. *Radioanal. Nucl. Chem.* 2015;303:2571–2577.
41. Lindahl P., Maquet A., Hult M. et al. Natural radioactivity in winter wheat from organic and conventional agricultural systems. *J. Environ. Radioact.* 2011;102:163–169.
42. Amaral E.C.S., Rochedo E.R.R., Paretzke H.G., Franca E.P. The radiological impact of agricultural activities in an area of high natural radioactivity. *Radiat. Protect. Dosim.* 1992; 45:289–292.
43. Pulhani V.A., Dafauti S., Hegde A.G., Sharma R.M., Mishra U.C. Uptake and distribution of natural radioactivity in wheat plants from soil. *J. Environ. Radioact.* 2005;79:331–346.
44. Uchida S., Tagami K., Hirai I., Komamura M. Transfer factors of radionuclides and stable elements from soil to rice and wheat. *Radioprot.* 2005;40:S129–S134
45. Мордберг Е.Л., Александрук В.М., Ковыгин Г.В. и др. Переход изотопов уранорадиево-го ряда в зерно некоторых сельскохозяйственных культур. *Гигиена и санитария.* 1976. № 2. 58–61. [Mordberg E.L., Aleksandruk V.M., Kovygin G.V. et al. Perekhod izotopov uranoradieвого ryada v zerno nekotorykh sel'skohozyajstvennykh kul'tur. *Gigiena i Sanitariya.* 1976;2:58–61. (In Russian).]
46. Dragovic S., Mihailovic N., Gajic B. Quantification of transfer of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in mosses of a semi-natural ecosystem. *J. Environ. Radioact.* 2010; 101:159–164.
47. Popic J.M., Salbu B., Strand T., Skipperud L. Assessment of radionuclide and metal contamination in a thorium rich area in Norway. *J. Environ. Monit.* 2011;13:1730–1738.
48. Blanco Rodriguez M.P., Vera Tome F., Lozano J.C., Perez Fernandez M.A. Transfer of ^{238}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , and ^{210}Pb from soils to tree and shrub species in a Mediterranean area. *Appl. Radiat. Isotop.* 2010;68:1154–1159.
49. Hinton T.G., Knox A.S., Kaplan D.I., Sharitz R. Phytoextraction of uranium and thorium by native trees in a contaminated wetland. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2005; 264(2):417–422.
50. Tuovinen T.S., Kasurinen A., Häikiö E. et al. Transfer of elements relevant to nuclear fuel cycle from soil to boreal plants and animals in experimental meso- and microcosms. *Sci. Total Environ.* 2016;539:252–261.
51. Ryan B., Martin P., Iles M. Uranium-series radionuclides in native fruits and vegetables of northern Australia. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2005;264(2):407–412.
52. Linsalata P., Morse R., Ford H. et al. An assessment of soil to plant concentration ratios for some natural analogues of transuranic elements. *Health Phys.* 1989;56:33–46.
53. Мордберг Е.Л., Шевченко И.И., Шалаева М.Л., Блюмштейн В.М. Накопление естественных радионуклидов в картофеле, овощах и бахчевых. *Гигиена и санитария.* 1977; 2:105–107. [Mordberg E.L., Shevchenko I.I., Shalaeva M.L., Blyumshtejn V.M. Nakoplenie estestvennykh radionuklidov v kartofele, ovoshchah i bahchevyh. *Gigiena i Sanitariya.* 1977;2:105–107. (In Russian).]
54. Shayeb M.A., Alharbi T., Baloch M.A., Alsamhan O.A.R. Transfer factors for natural radioactivity into date palm pits. *J. Environ. Radioact.* 2017; 167:75–79.
55. Pourcelot L., Masson O., Renaud P. et al. Environmental consequences of uranium atmospheric releases from fuel cycle facility: II. The atmospheric deposition of uranium and thorium on plants. *J. Environ. Radioact.* 2015;141:1–7.
56. Sheppard S.C., Evenden W.G. Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium, thorium and lead. *J. Environ. Radioact.* 1988;8:255–285.
57. Sheppard S.C., Evenden W.G. The assumption of linearity in soil and plant concentration ratio: an experimental evaluation. *J. Environ. Radioact.* 1988;7:22–47.

Critical Analysis of Data on Thorium Migration Parameters in the Soil–Plant System

S. V. Fesenko*, E. S. Emlyutina

INRC “Kurchatov Institute” — Russian Research Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia

**E-mail: Corwin_17F@mail.ru*

This review critically examines information on parameters characterizing the bioavailability of thorium in the soil–plant system, including thorium distribution coefficients in soil (K_d) and soil-to-plant concentration ratios of thorium (CR). It evaluates data from international projects summarizing information on thorium migration in the environment, as well as current research on thorium accumulation by plants. The review notes that the behaviour of thorium in the terrestrial environment is largely determined by its low mobility in soil. Concentration ratios of thorium accumulation by plants are relatively low: the highest CR values are observed for natural grass vegetation ($n \times 10^{-2}$ kg/kg), while the lowest values are noted for corn, white rice, and tubers ($n \times 10^{-5}$ — $n \times 10^{-4}$ kg/kg). The review also highlights the role of foliar contamination of plants and differences in the accumulation of thorium isotopes ^{228}Th , ^{230}Th , and ^{232}Th by plants. It concludes that the dependence of CR on the concentration of thorium in the soil is nonlinear, which limits the use of these data for radiological assessments without supplementary information.

Keywords: thorium, uranium, data review, soil, plants, transfer factor, concentration ratio

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Фесенко Сергей Викторович (Sergey V. Fesenko)
<https://orcid.org/0000-0003-1238-3689> Главный научный сотрудник ФГБУ “Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии Национального исследовательского центра “Курчатовский институт”, 249032 Калужская область, г. Обнинск, Киевское шоссе, д. 1, корп. 1, Российская Федерация. E-mail: Corwin_17F@mail.ru. (Chief researcher, Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Centre

“Kurchatov Institute” 249035 Kaluga Region, Obninsk, Kievskoye shosse, 1, bldg. 1. E-mail: Corwin_17F@mail.ru)

Емлютина Евгения Сергеевна (Evgeniya S. Emlyutina)
<https://orcid.org/0000-0002-8660-8679> Научный сотрудник ФГБУ “Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии Национального исследовательского центра “Курчатовский институт”, Обнинск, Россия. (Researcher, Russian Institute of Radiology and Agroecology of National Research Centre “Kurchatov Institute”, Obninsk, Russia