

УДК 504.5:621.039:581(470.55)

КОЭФФИЦИЕНТЫ ПЕРЕХОДА ^{90}Sr У ДРЕВЕСНЫХ РАСТЕНИЙ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ЯДЕРНОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

© 2024 г. Л. Н. Михайловская^а, В. Н. Позолотина^{а, *}, З. Б. Михайловская^а

^аИнститут экологии растений и животных УрО РАН,

Россия 620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

*e-mail: pozolotina@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 25.04.2024 г.

После доработки 25.05.2024 г.

Принята к печати 26.05.2024 г.

Обобщены данные о вариабельности коэффициентов перехода (КП) ^{90}Sr у разных видов древесных растений, произрастающих в зоне влияния производственного объединения “Маяк”. Радиоэкологическая ситуация на этой территории определяется в основном двумя событиями: сбросом радиоактивных отходов в р. Течу (1949–1951 гг.) и Кыштымской аварией (1957 г.). Проанализированы основные причины изменчивости КП, включая видовые особенности растений, разные режимы увлажнения почв и уровень их загрязнения ^{90}Sr . Зависимость КП этого радионуклида у деревьев от плотности загрязнения почв описывается степенной функцией. На буферных территориях и фоновых участках КП ^{90}Sr соответствуют диапазонам изменчивости показателя, установленным МАГАТЭ, а на более загрязненных импактных участках показатели накопительной способности у деревьев, как правило, снижаются.

Ключевые слова: Кыштымская авария, Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), река Теча, ^{90}Sr , коэффициент перехода (КП) (aggregated transfer factor – T_{ag}), почва, древесные растения

DOI: 10.31857/S0367059724050025 EDN: WCHPEW

Изучение миграционных потоков радионуклидов в природных экосистемах требует оценки накопительных возможностей основных ее компонентов. Значения коэффициентов перехода радионуклидов из почв в растения очень важны для прогнозирования уровней загрязнения конкретных видов, а также связанных с ними звеньев биогеохимических цепей в загрязненных экосистемах. Первоначально в радиоэкологии базовое предположение заключалось в том, что перенос радионуклидов из почвы в растения описывается положительной линейной зависимостью при определенных условиях среды [1]. Дальнейшие исследования [2–5] показали, что накопление радионуклидов растениями зависит от их видовых особенностей и комплекса экологических факторов, главным образом от типа почв, уровня осадков и температуры.

Анализ литературных данных выявил фрагментарность информации по разным таксонам, преобладание исследований с небольшим числом точек отбора в пределах конкретных районов. Кроме того, нет единства в представлении материалов – в разных работах для оценки накопления радионуклидов использованы разные критерии:

удельная активность образцов растений без связи с уровнями загрязнения почв, коэффициенты накопления, коэффициенты перехода, которые невозможно сравнивать.

В настоящее время появились работы [6–9], в которых показан нелинейный характер зависимости переноса радионуклидов из почвы в растения. Эта закономерность важна для моделирования процессов переноса радионуклидов по пищевым цепочкам и разработки контрмер [5]. Таким образом, противоречивые данные о диапазонах изменчивости факторов переноса радионуклидов из почв в растения и разные суждения о причинах, обуславливающих высокое разнообразие коэффициентов перехода, стимулируют продолжение исследований на эту тему.

Зона влияния ядерного предприятия (производственное объединение (ПО) “Маяк”) характеризуется большим разнообразием ландшафтов и почв, высоким флористическим и ценотическим богатством, широким градиентом радиоактивного загрязнения. Она является уникальным природным полигоном для исследований в области радиоэкологии, в частности для анализа причин

изменчивости КП радионуклидов в растения. В качестве реперного радионуклида был выбран ^{90}Sr — основной загрязнитель зоны, возникшей в результате Кыштымской аварии на предприятии в 1957 г. Данных об этом радионуклиде в научной литературе значительно меньше, чем о ^{137}Cs , который является основным загрязнителем зон аварии на Чернобыльской и Фукусимской АЭС [10].

Цель данной работы — оценить диапазоны изменчивости коэффициентов перехода ^{90}Sr у разных видов древесных растений и выявить основные причины этой изменчивости, включая видовые особенности растений, режимы увлажнения почв, а также уровни плотности загрязнения почв в зоне влияния ПО “Маяк”.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследования

ПО “Маяк” — одно из крупнейших ядерных предприятий России — было создано в 1948 г. Оно расположено в лесостепной зоне Южно-Зауральской провинции вблизи г. Кыштым (рис. 1). Климат умеренно континентальный, с продолжительной и холодной зимой (средняя температура января — $-17\text{ }^{\circ}\text{C}$) и теплым, часто засушливым летом (средняя температура июля $+18\text{ }^{\circ}\text{C}$). Среднегодовое количество осадков составляет 400–500 мм. В почвенном покрове преобладают различные подтипы серых лесных почв, черноземов и буроземов [11, 12]. В депрессивных формах рельефа (озерных понижениях, поймах рек, заболоченных пространствах) развиты дерновые, лугово-слоистые и лугово-болотные почвы разной степени оглеенности и оторфованности [12]. Все почвы реперных участков характеризуются слабокислым или нейтральным значением pH. Содержание гумуса в верхнем корнеобитаемом слое серых и темно-серых лесных почв составляет 22.0–30.4%, в черноземах — 5.1–13.9%, в буроземах — 7.5–7.8%, а содержание обменного Ca^{+2} — 13.0–93.6, 23.0–44.0 и 18.2–20.0 мг-экв/100 г соответственно. Дерновые и лугово-слоистые почвы характеризуются содержанием гумуса 5.7–8.1%, обменного Ca^{+2} — 19.2–37.3 мг-экв/100 г [12, 13].

В течение всего периода деятельности ПО “Маяк” прилегающие территории подвергались загрязнению аварийными и штатными выбросами техногенных радионуклидов, а также водными аэрозолями, сдуваемыми с промышленных водоемов [14, 15]. Радиоэкологическая ситуация в зоне влияния предприятия в хронологическом порядке

определяется в основном двумя событиями: сбросом радиоактивных отходов в р. Течу (1949–1951 гг.) и Кыштымской аварией (1957 г.).

Река Теча вытекает из оз. Иртяш, принадлежит к крупнейшей в Западной Сибири Обь-Иртышской речной системе, ее протяженность составляет 240 км. В период 1949–1952 гг. было сброшено 76 млн м^3 отходов общей радиоактивностью 10^{17} Бк, среди которых долгоживущие радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs составляли соответственно 11.6 и 12.2% [16]. В 1951–1964 гг. в верховье р. Течи был построен каскад искусственных водохранилищ, ограничивших поступление радионуклидов в реку. В настоящее время источником поступления радионуклидов в реку во время весеннего половодья являются Асановские болота, расположенные в верховье. С учетом радиоактивного распада запас ^{90}Sr в пойме р. Течи оценивается в 4.5×10^{12} Бк. Максимальная плотность загрязнения пойменных почв ^{90}Sr составляет 928 кБк/ м^2 , показатели снижаются с увеличением расстояния от источника загрязнения [17].

Восточно-Уральский радиоактивный след сформировался 29 сентября 1957 г. в результате взрыва емкости с радиоактивными отходами на ПО “Маяк”. Эта так называемая Кыштымская авария по международной шкале ядерных событий относится к 6-му уровню, уступая лишь авариям на АЭС в Чернобыле и Фукусиме, получившим статус 7-го уровня [18]. Общий выброс радионуклидов оценивался в 7.4×10^{17} Бк, из них около 10% поднялось в атмосферу и, выпадая из облака, загрязнило территорию площадью 23 000 км^2 (см. рис. 1).

В выпадениях преобладали короткоживущие радионуклиды, а из долгоживущих изотопов наибольший вклад в загрязнение зоны внес ^{90}Sr [19, 20]. В настоящее время интегральные запасы ^{90}Sr в почвах ВУРСа составляют по разным источникам $(2.1\text{--}4.4) \times 10^{14}$ Бк с интервалом неопределенности $(1.0\text{--}5.0) \times 10^{14}$ Бк, а ^{137}Cs — 66.1×10^{12} Бк [21–23]. Градиент загрязнения почв очень широк: по мере удаления от эпицентра аварии на расстояние от 6 до 40 км запас ^{90}Sr изменяется вдоль центральной оси с 69 МБк/ м^2 до 100 кБк/ м^2 , подчиняясь экспоненциальной функции ($y = a \cdot e^{-bx}$), и далее до фоновых значений ($1\text{--}4$ кБк/ м^2) [23]. В поперечных сечениях от центральной оси к перифериям плотность загрязнения почв радионуклидами также уменьшается на несколько порядков величин [14, 23]. Высокая неоднородность загрязнения почв отмечена и на микроуровне: в пределах небольших однородных площадок (400–1000 м^2) плотность

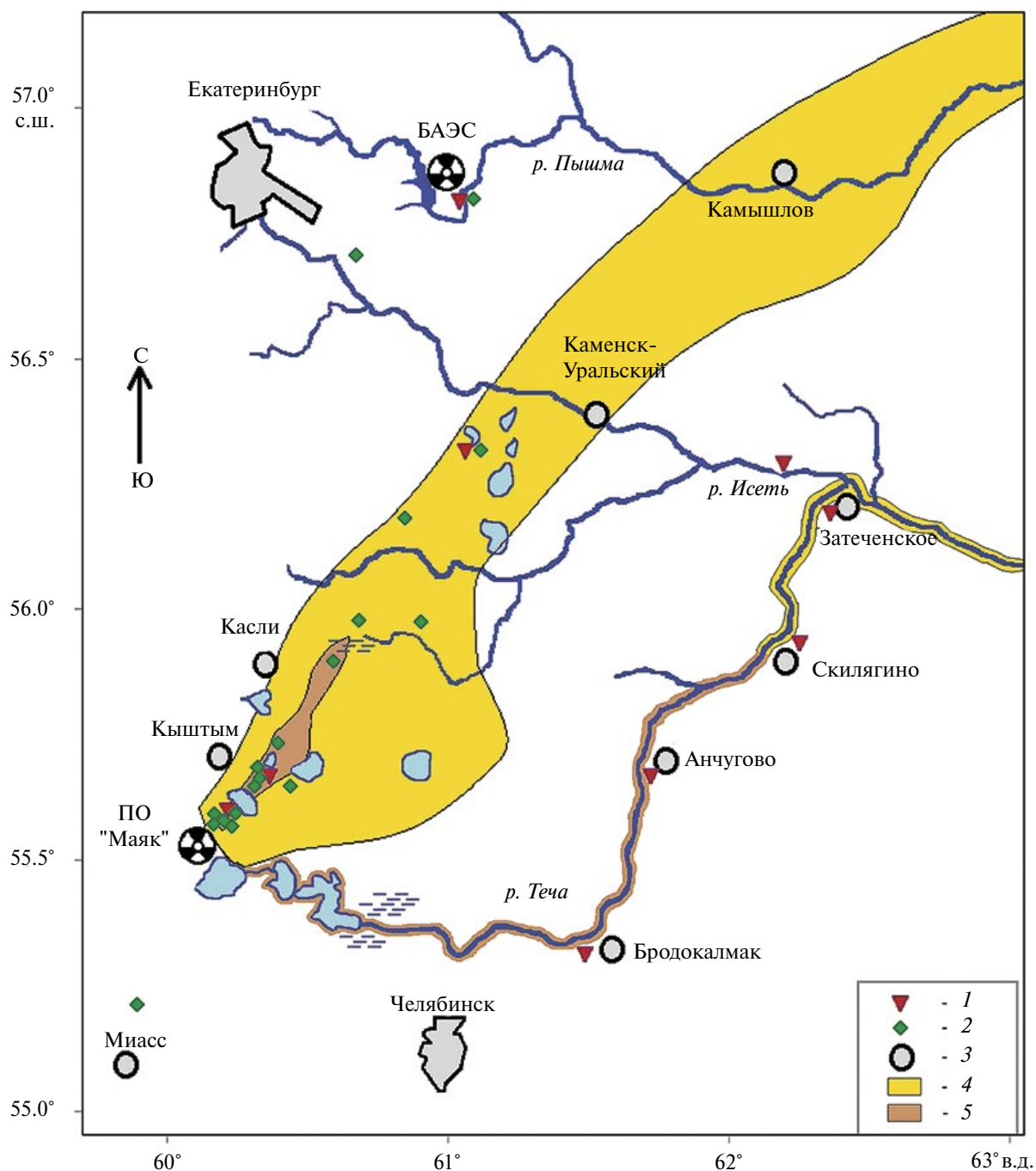


Рис. 1. Схема района исследований. Участки: 1 – гидроморфные, 2 – автоморфные, 3 – населенные пункты; плотность загрязнения почв ^{90}Sr : 4 – 4 – 200 кБк/м², 5 – 201 – 69000 кБк/м².

загрязнения может различаться более чем на порядок величин [24, 25].

В 1967 г. территория ВУРСа была загрязнена повторно. В засушливое лето водная поверхность оз. Карачай, которое использовалось предприятием в качестве открытого хранилища жидких радиоактивных отходов среднего уровня, сильно уменьшилась, обнажив дно и пологие берега. Мелкий песок и ил, загрязненные радионуклидами, поднимались

ветрами и разносились на большие расстояния, формируя пятнистое загрязнение местности [16, 21]. Основным загрязнителем (75%) был ^{137}Cs : его поступление в окружающую среду по официальным данным оценивалось как 2.2×10^{13} Бк, по другим источникам объем поступления был в 1.5–2 раза больше [21]. В 2000 г. начались работы по рекультивации берегов озера, в 2015 г. оз. Карачай было полностью ликвидировано [15].

Методы отбора проб почв, растений и их камеральная обработка

Отбор образцов в наземных экосистемах проводили с учетом путей поступления радионуклидов и ландшафтно-географических особенностей региона [4]. Анализ литературных и собственных данных показал, что плотность загрязнения почв может влиять на КП радионуклидов в растения [6, 8, 9, 26, 27]. Учитывая это обстоятельство, для снижения изменчивости КП территорию ВУРСа ранжировали по плотности загрязнения почв ^{90}Sr — были выделены импактная ($200\text{--}69\,000\text{ кБк/м}^2$) и буферная ($4\text{--}200\text{ кБк/м}^2$) зоны. Пойму р. Течи также условно разделили на участки, считая их аналогичными по уровням загрязнения почв импактной (среднее течение) и буферной (нижнее течение) зонам ВУРСа.

В качестве контрольных участков использовали территории с плотностью загрязнения почв ^{90}Sr $0.8\text{--}4.0\text{ кБк/м}^2$. Эти уровни не превышают фоновых значений для Уральского региона в целом [14, 17].

На разных расстояниях от источников загрязнения выделяли реперные участки с однородным рельефом, неповрежденными почвенным покровом и растительностью. На каждом участке закладывали по три почвенных разреза, располагая их по углам треугольника со стороной 10 м. Пробы почв отбирали слоями мощностью 5–10 см с учетом площади до глубины 20–40 см. Около разрезов отбирали пробы древесных растений: крупные и мелкие ветви, листья/хвою, семена, шишки и спил из нижней части ствола (на высоте 25–50 см). Образцы стволов разделяли на кору и древесину. Исследованы наиболее часто встречающиеся виды древесных растений: береза повислая (*Betula pendula* Roth.), сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), осина (*Populus tremula* L.), ива ломкая (*Salix fragilis* L.) и ива пятичичиновая (*Salix pentandra* L.). Все образцы высушивали до воздушно-сухого состояния, взвешивали, измельчали и озоляли при температуре $450\text{ }^{\circ}\text{C}$. Содержание золы оценивали в процентах от сухого веса образцов.

Метод определения ^{90}Sr

Определение ^{90}Sr в образцах проводили радиохимическим способом по аттестованной методике [28], которая основана на выщелачивании радионуклидов 6N HCl , выделения ^{90}Y в форме оксалатов, хроматографическом отделении сопутствующих иттрию изотопов тория и церия, окончательной очистке

путем повторного осаждения оксалата иттрия и приготовлении счетного образца в стандартной кювете. Радиохимический выход ^{90}Y контролировали весовым методом по количеству изотопного носителя (стабильного иттрия). Измерение β -активности проводили на малофоновой установке УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0.2 Бк/кг при статистической ошибке измерений не более 10%.

Расчет коэффициентов перехода

Поступление радионуклидов в органы растений оценивали, используя удельную активность образцов. Для сравнения накопительной способности растений применяли коэффициенты перехода радионуклида (КП), рекомендованные МАГАТЭ. Величину КП ($\text{м}^2/\text{кг}$) рассчитывали как отношение удельной активности радионуклида в организме (Бк/кг сухой массы) к плотности загрязнения $0\text{--}40\text{ см}$ слоя почвы (Бк/м^2) [29].

Статистический анализ данных

Достоверность результатов достигали исследованием всех образцов полевого материала в 2–4 повторностях, а также представительными по массе пробами. Для анализа данных рассчитывали среднее значение и стандартное отклонение. Для проверки статистических гипотез использовали t -критерий Стьюдента и корреляционный анализ Спирмена (R_s). Все расчеты проведены с помощью программы STATISTICA 10.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Накопление ^{90}Sr деревьями на автоморфных элементах рельефа в зоне влияния ПО “Маяк”

На автоморфных участках зоны ВУРСа диапазон плотности загрязнения почв и концентраций ^{90}Sr в растениях составляет 4–5 порядков величин [6, 8]. Использование КП как относительной величины снижает диапазон изменчивости оценок накопительной способности растений до двух порядков величин (табл. 1). Ранжирование территории по плотности загрязнения почв позволяет еще уменьшить диапазоны КП, характеризующие разные участки зоны. На основании полученных данных можно заключить, что КП ^{90}Sr значимо ($t_{\text{ст}}$ от 4.0×10^{-4} до 1.22×10^{-11}) уменьшаются с ростом уровня загрязнения почв, при этом КП в контроле на порядок величин выше, чем в импактной зоне (см. табл. 1).

Таблица 1. Накопление ⁹⁰Sr деревьями на автоморфных участках в зоне ВУРСа

Вид	Фракции	Зола, %	КП, 10 ⁻³ м ² /кг			
			Импакт	Буфер	Контроль	min–max
<i>Betula pendula</i>	Семена	3.8 ± 0.4	1.9 ± 0.1	4.2 ± 0.8	—	1.8–4.2
	Листья	5.4 ± 0.5	3.5 ± 1.9	10.1 ± 5.3	33.3 ± 17.9	1.6–64.9
	Мелкие ветви	2.7 ± 0.6	3.5 ± 1.7	16.0 ± 12.4	30.8 ± 6.8	1.5–37.1
	Крупные ветви	2.4 ± 0.3	2.6 ± 1.4	8.7 ± 3.1	16.6 ± 8.6	1.1–28.8
	Ствол	0.6 ± 0.2	1.4 ± 1.2	6.2 ± 1.2	7.6 ± 2.4	0.6–11.7
<i>Pinus sylvestris</i>	Семена	7.5 ± 0.4	0.6 ± 0.2	—	—	0.5–0.7
	Шишки	0.6 ± 0.1	0.08 ± 0.02	0.09 ± 0.04	0.27	0.05–0.27
	Хвоя	2.3 ± 0.3	0.9 ± 0.5	1.8 ± 0.8	6.9 ± 3.3	0.1–14.3
	Мелкие ветви	1.8 ± 0.4	1.2 ± 0.5	1.8 ± 1.2	8.6 ± 3.3	0.6–13.9
	Крупные ветви	1.1 ± 0.1	0.7 ± 0.2	1.5 ± 1.1	12.5 ± 11.2	0.2–28.5
	Ствол	0.6 ± 0.2	0.6 ± 0.4	1.6 ± 1.1	16.9 ± 8.9	0.2–31.8
<i>Salix pentandra</i>	Листья	8.3 ± 1.7	14.3	7.4 ± 0.4	28.4 ± 3.2	7.1–32.1
	Ветви	3.8 ± 0.9	6.6	7.9 ± 4.9	14.5 ± 1.0	4.4–14.6
	Ствол	3.2 ± 0.1	6.3	—	15.9 ± 1.5	4.4–17.0

Распределение ⁹⁰Sr по органам изученных деревьев имеет сходный характер. По величинам КП их можно выстроить в следующий ряд: листья(хвоя) ≥ мелкие ветви > крупные ветви ≥ ствол ≥ репродуктивные органы. Лиственные породы, как правило, накапливают ⁹⁰ Sr в больших количествах, чем сосна. КП радионуклида в вегетативных органах деревьев коррелируют с зольностью ($R_s = 0.812-0.476$ при $p = 0.05$).

В табл. 2 показаны масса фракций стволов березы и сосны, их зольность, доля накопленного в разных органах ⁹⁰Sr и коэффициенты перехода. Массовая доля коры у молодых и старых деревьев березы составляет 17.45 и 17.92%, ее зольность

в 3–6 раз выше по сравнению с древесиной, и соответственно доля аккумулированного в коре ⁹⁰Sr у молодых деревьев достигает 45%, а у старых – 52%. У сосны массовая доля коры с возрастом снижается от 24.84 до 6.62%, ее зольность в 6–10 раз выше, чем древесины. У молодых деревьев доля ⁹⁰Sr, аккумулированного в коре, достигает 48%, а у старых – 25%. Для обоих видов деревьев КП ⁹⁰Sr в коре в 3–4 раза выше, чем в древесине (t_{st} от 0.002 до 0.006).

Сравнение наших результатов с коэффициентами перехода, рассчитанными по данным работы [30], полученными в 1991 г. для почв естественного сложения буферной зоны ВУРСа (серая

Таблица 2. Характеристика фракций стволов березы и сосны разного возраста, произрастающих на автоморфных почвах импактной зоны ВУРСа, и распределение в них ⁹⁰Sr

Фракция ствола	Возраст, лет	n*	Масса фракции (возд.-сухое вещество), %	Зольность, %	Содержание ⁹⁰ Sr, %	КП, 10 ⁻³ м ² /кг
Береза						
Кора	19–26	4	17.45 ± 2.75	1.58 ± 0.33	45.28 ± 10.97	3.17 ± 1.61
	64–69	6	17.92 ± 1.97	2.78 ± 0.01	52.23 ± 18.69	2.81 ± 1.09
Древесина	19–26	4	82.55 ± 2.75	0.43 ± 0.12	54.71 ± 10.99	0.71 ± 0.17
	64–69	6	82.08 ± 1.97	0.42 ± 0.04	47.76 ± 18.69	0.64 ± 0.36
Ствол **	19–26	4	100	0.58 ± 0.19	100	1.09 ± 0.20
	64–69	6	100	0.84 ± 0.13	100	1.01 ± 0.28
Сосна						
Кора	20–26	7	24.84 ± 4.07	2.02 ± 0.54	48.32 ± 15.79	1.51 ± 0.86
	70–110	5	6.62 ± 2.90	2.44 ± 0.89	25.45 ± 3.94	1.36 ± 0.62
Древесина	20–26	7	75.15 ± 4.07	0.31 ± 0.02	51.67 ± 15.79	0.44 ± 0.24
	70–110	5	93.37 ± 2.90	0.25 ± 0.04	74.54 ± 3.94	0.42 ± 0.10
Ствол **	20–26	7	100	0.74 ± 0.20	100	0.76 ± 0.40
	70–110	5	100	0.36 ± 0.10	100	0.49 ± 0.17

*n – размер выборки; ** – ствол без разделения на кору и древесину.

Таблица 3. Изменение накопления ^{90}Sr деревьями с течением времени

Вид	КП, 10 ⁻³ м²/кг				Год отбора, источник
	листья/хвоя	ветви	кора	древесина	
Буфер					
<i>Betula pendula</i>	7.8 ± 0.7	17.3 ± 0.7	19.2 ± 1.0	2.8 ± 0.2	1991, [30]
	12.8 ± 8.2	16.0 ± 12.4	10.0 ± 1.7	2.3 ± 0.5	2020, сд*
Контроль					
<i>Pinus sylvestris</i>	11.8 ± 7.0	9.4 ± 1.8	8.2 ± 0.6	1.8 ± 0.6	1991, [30]
	7.2 ± 4.8	10.4 ± 4.3	16.7 ± 6.9	0.8 ± 0.4	2011–2012, сд
<i>Betula pendula</i>	30.0 ± 3.5	21.2 ± 1.8	16.5 ± 1.2	4.1 ± 0.6	1991, [30]
	33.7 ± 19.3	34.2 ± 4.1	16.7 ± 6.8	2.7 ± 1.4	2011–2012, сд

*сд — собственные данные.

лесная почва) и за его пределами (бурая лесная почва), показывает, что накопление ^{90}Sr сосной и березой практически не изменилось с течением времени (табл. 3).

Анализ литературных данных и наших результатов свидетельствует о том, что плотность загрязнения почвы является хорошим предиктором для оценки уровня загрязнения растений. На рис. 2 приведены обобщенные данные о накопительных способностях различных органов березы и сосны, произрастающих в градиенте загрязнения на автоморфных почвах зоны ВУРСа. Согласно рис. 2, с ростом уровня загрязнения почв КП уменьшаются.

Математические расчеты показали, что зависимость накопления радионуклидов растениями от плотности загрязнения почв автоморфных участков

ландшафта описывается наиболее корректно не линейной, а степенной функцией $y = a \cdot x^{-b}$. Значения КП на наиболее загрязненных участках меньше на порядок величин по сравнению с фоновыми выборками. В табл. 4 приведены коэффициенты соответствующих уравнений регрессии (a , b) и коэффициенты детерминации (R^2).

Накопление радионуклидов деревьями на гидроморфных участках зоны ВУРСа и в пойме р. Течи

На гидроморфных участках импактной зоны ВУРСа характер распределения радионуклида по органам деревьев был такой же, как и на автоморфных: наименьшие КП ^{90}Sr отмечены в шишках и древесине (табл. 5). Береза и осина накапливают ^{90}Sr одинаково, а сосна в меньшей степени, чем

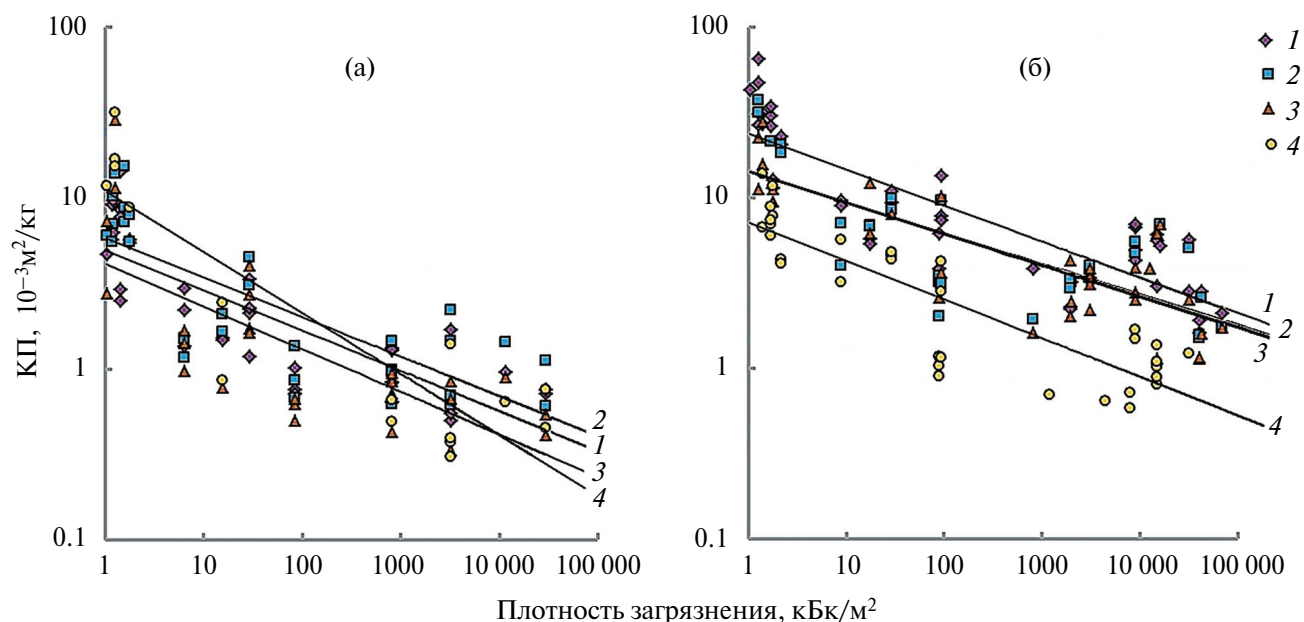


Рис. 2. Зависимость КП ^{90}Sr в разные органы сосны (а) и березы (б) от плотности загрязнения почв ВУРСа: 1 — листья/хвоя, 2 — мелкие ветви, 3 — крупные ветви, 4 — ствол.

Таблица 4. Параметры уравнений регрессии $y = ax^b$ для КП ^{90}Sr в надземные органы березы и сосны (y , $10^{-3}\text{м}^2/\text{кг}$) в зависимости от плотности загрязнения почв (x , $\text{кБк}/\text{м}^2$)

Органы	<i>Betula pendula</i>			<i>Pinus sylvestris</i>		
	<i>a</i>	<i>−b</i>	<i>R</i> ²	<i>a</i>	<i>−b</i>	<i>R</i> ²
Листья/хвоя	23.81	−0.21	0.74	4.98	−0.24	0.69
Мелкие ветви	14.21	−0.18	0.54	5.84	−0.23	0.62
Крупные ветви	14.22	−0.18	0.63	4.15	−0.25	0.55
Ствол	7.15	−0.23	0.74	11.09	−0.36	0.79

Таблица 5. Накопление ^{90}Sr фракциями деревьев на гидроморфных элементах рельефа импактной зоны ВУРСа

Органы	КП, $10^{-3}\text{м}^2/\text{кг}$		
	<i>Populus tremula</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Pinus sylvestris</i>
Листья/хвоя	12.3 ± 1.5	15.7 ± 13.0	2.1 ± 1.0
Мелкие ветви	8.9 ± 1.2	10.7 ± 10.4	3.1 ± 1.7
Крупные ветви	14.7 ± 1.4	5.8 ± 2.8	2.1 ± 1.2
Кора	16.7 ± 4.0	10.3 ± 4.7	4.9 ± 2.1
Древесина	1.9 ± 0.5	2.3 ± 2.1	1.2 ± 0.3
Шишки	—	—	0.20 ± 0.02
Ствол	6.4 ± 1.5	3.7 ± 1.2	1.0 ± 0.11

лиственные деревья. Сравнение данных табл. 1, 2 и 5 показывает, что коэффициенты перехода ^{90}Sr на гидроморфных участках, как правило, в 2–4 раза выше, чем на автоморфных.

В зоне влияния радиоактивных сбросов в р. Течу характер распределения радионуклидов по органам деревьев не изменяется (табл. 6). Несмотря на то, что плотности загрязнения ^{90}Sr пойменных почв р. Течи в среднем (200–700 $\text{кБк}/\text{м}^2$) и нижнем (10–200 $\text{кБк}/\text{м}^2$) течении различаются, малое количество данных и высокая вариабельность не позволяют выявить достоверных различий между накоплением ^{90}Sr деревьями на этих участках поймы реки. Максимальные КП наблюдаются в образцах *Larix sibirica*, собранных П.И. Юшковым в 2005 г. [31]. Сравнение КП в разных частях *Betula*

pendula на гидроморфных участках импактной зоны ВУРСа и среднего течения поймы р. Течи (см. табл. 5 и 6) свидетельствует о том, что различия недостоверны.

ОБСУЖДЕНИЕ

Загрязнение зоны влияния ПО “Маяк” формировалось разными путями из различных источников. Зона ВУРСа загрязнена аварийными выпадениями радионуклидов из атмосферы, а р. Теча – в результате сброса жидких радиоактивных отходов. Кроме того, следует учитывать штатные газоаэрозольные выбросы предприятия, которые продолжают с начала его работы (1948 г.) и по настоящее время. Скорость и масштабы миграционных процессов на разных участках зоны

Таблица 6. Накопление ^{90}Sr фракциями деревьев в пойме р. Течи

Вид	КП,10 ⁻³ м²/кг				Год отбора, источник
	листья/ хвоя	ветки	кора	древесина	
Нижнее течение р. Течи					
<i>Pinus sylvestris</i>	0.9 ± 0.6	1.8 ± 1.3	3.1 ± 1.4	0.8 ± 0.5	2005, [31]
<i>Pinus sylvestris</i>	2.2 ± 0.7	3.3 ± 0.9	—	—	сд*, 2010
<i>Larix sibirica</i>	22.0	8.9	7.7 ± 0.9	5.9 ± 0.4	2005, [31]
<i>Betula pendula</i>	3.5	3.2	0.9 ± 0.5	0.3 ± 0.1	2005, [31]
<i>Salix fragilis</i>	8.7 ± 3.0	8.9 ± 5.1	—	—	сд, 2010
Среднее течение р. Течи					
<i>Betula pendula</i>	6.0 ± 2.6	6.6 ± 2.6	—	—	сд, 2010
<i>Salix fragilis</i>	10.0 ± 4.2	7.2 ± 2.5	—	—	сд, 2010

*сд — собственные данные.

зависят от типа экосистем, физико-химической формы радионуклидов, комплекса почвенных и погодно-климатических условий [3, 20]. Многочисленные попытки ранжировать растения по накопительной способности с помощью удельной активности не привели к однозначным выводам, унифицированными характеристиками являются коэффициенты перехода, учитывающие плотность загрязнения почв. Полученные ряды сильно изменялись в зависимости от ландшафтных, почвенных и метеорологических условий [32, 33]. Кроме того, высокая гетерогенность радиоактивного загрязнения природных биоценозов затрудняет анализ накопительной способности растений [24, 25].

Спустя более 60 лет после аварийных ситуаций в зоне влияния ПО «Маяк» характер распределения ^{90}Sr в надземных органах древесных растений, произрастающих в градиенте загрязнения ВУРСа, в пойме р. Течи и на контрольных участках, схож. Максимальные КП ^{90}Sr наблюдаются в активно растущих органах (хвоя, листья, мелкие ветки), минимальные — в одревесневших частях растений и генеративных органах. Различия сильнее выражены у березы, чем у сосны. Все органы березы и осины накапливают больше ^{90}Sr , чем сосна, поскольку эти лиственные породы относятся к кальцефильным видам, а ^{90}Sr является химическим аналогом Са [20]. Такой тип распределения ^{90}Sr в деревьях складывается с течением времени на всех загрязненных территориях на стадии преобладания у растений корневого поглощения радионуклидов [29, 34].

Изучение распределения ^{90}Sr в стволах березы и сосны показало, что КП ^{90}Sr для коры гораздо выше, чем для древесины. При этом в стволах березы независимо от возраста деревьев ^{90}Sr распределяется между корой и древесиной примерно поровну. Подобное распределение может быть нарушено при появлении в стволе ложной сердцевины — в этом случае накопление ^{90}Sr древесиной деревьев увеличивается [8, 35]. Для сосны отмечено снижение доли коры с возрастом и соответственно снижение относительного содержания радионуклида в ней.

Изменение КП с течением времени определяется биологической доступностью радионуклида в почве. Имеются данные, свидетельствующие как о снижении корневого поступления ^{90}Sr в растения с течением времени, так и об отсутствии изменений либо даже повышении подвижности радионуклида в отдельные годы [3, 32]. По-видимому, накопление радионуклида растениями и изменение КП

со временем определяются комплексом свойств почв и влиянием климатических факторов [3]. Отсутствие временной зависимости величины КП ^{90}Sr , обнаруженное на автоморфных элементах рельефа буферной территории ВУРСа и контрольных участках, свидетельствует о длительном сохранении уровня биологической доступности радионуклида в почвах.

Различия водного режима на автоморфных и гидроморфных участках ландшафта могут влиять на КП ^{90}Sr для разных видов растений. На примере аварийной зоны Чернобыльской АЭС показано, что увеличение влажности и плодородия почв приводит к уменьшению накопления ^{90}Sr деревьями [3, 36]. В наших исследованиях КП у деревьев, произрастающих на автоморфных почвах импактной зоны ВУРСа, были ниже, чем на гидроморфных. По-видимому, повышение КП на гидроморфных участках происходит в результате влияния комплекса физико-химических свойств почв, превышающего эффект от увеличения влажности почв. Так, маломощные дерновые и лугово-слоистые почвы гидроморфных участков береговой зоны озер характеризуются меньшим плодородием (содержание гумуса, Са), чем серые и темно-серые лесные почвы, наиболее распространенные на автоморфных элементах ландшафта [12, 13].

Широкий диапазон плотности загрязнения территории ВУРСа ($1\text{--}69\,000\text{ кБк/м}^2$) позволил нам выявить нелинейную зависимость накопления радионуклидов древесными растениями. Работы, в которых показана нелинейная связь между накоплением радионуклидов растениями и плотностью загрязнения почв, единичны [7–9, 37]. Феномен не является следствием разной подвижности радионуклидов в почвах, поскольку на территории ВУРСа и прилежащих участках почвенный покров однотипен. Более того, содержание подвижных форм радионуклидов в почвах ВУРСа может быть выше, чем на контрольных территориях [38, 39].

Причиной относительного снижения поступления радионуклида в надземную массу растений может быть радиационное поражение корней. Высокие дозовые нагрузки на корневую систему могут привести к уменьшению поступления радионуклида в растения [37]. Нами показано, что большая часть ^{90}Sr и ^{137}Cs через 60 лет после аварии находится в верхнем 20-см слое почвы [40–41] и создает радиационную нагрузку на корневые системы, превышающую фоновые значения на 3–4 порядка величин [42]. Кроме того, на территориях с уровнем загрязнения почв, близким

к фоновым, значимым фактором может быть относительно большой вклад аэрального загрязнения растений, который становится пренебрежимо малым на импактных участках [43].

В ряде работ при выборе растений для фиторемедиации радиоактивно загрязненных территорий авторы используют принципы экотоксикологии [44, 45]. У разных видов растений обнаружена непрямая зависимость накопления тяжелых металлов от их концентрации в почвах, которая связана со способностью структур корня ограничивать поступление больших количеств токсикантов в надземные органы [46]. Следует учитывать, что весовые количества стабильных элементов в окружающей среде значительно выше, чем радиоактивных изотопов, и не ясны механизмы, обеспечивающие сходство зависимости КП от уровня загрязнения почв. Возможно, ионизирующие излучения, образующиеся при распаде радионуклидов, индуцируют у растений биохимические реакции, снижающие накопление при высоких уровнях загрязнения. Так, в опытах с рисом, выращенным в условиях повышенной УФ-радиации, были выделены растения с низкой способностью к накоплению Cd. Эффект был связан с разными мутациями гена *OsNRAMP5*, который кодирует естественный ассоциированный с устойчивостью протеин-макрофаг [47]. Этот вопрос нуждается в дальнейшем изучении.

Анализ данных показывает, что величины КП ^{90}Sr , полученные для древесных растений на территории Урала с низким уровнем загрязнения (буферная зона, контроль), соответствуют диапазонам, установленным МАГАТЭ для территорий России и Украины, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, а при более высоких показателях плотности загрязнения почв КП были ниже [33]. Было бы целесообразно рекомендовать МАГАТЭ провести ревизию КП ^{90}Sr в древесные растения с учетом плотности загрязнения почв.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Спустя более 60 лет после событий, обусловивших радиоактивное загрязнение обширных территорий в зоне влияния ПО “Маяк”, установлен схожий характер распределения ^{90}Sr в надземных органах деревьев, произрастающих в градиенте загрязнения и на фоновых участках. Накопительная способность листьев/хвои была выше, чем осевых органов и древесины. Разные органы лиственных пород накапливают ^{90}Sr больше, чем у сосны. Однозначного влияния водного режима на накопление

радионуклида деревьями выявить не удалось из-за различий физико-химических свойств почв на гидроморфных и автоморфных участках.

Зависимость коэффициентов перехода ^{90}Sr в древесные растения от плотности загрязнения почв описывается степенной функцией, следовательно плотность загрязнения почв необходимо учитывать при оценке накопительной способности растений. Величины КП ^{90}Sr на фоновых участках и буферных территориях зоны влияния ПО “Маяк” соответствуют диапазонам изменчивости показателя, установленным МАГАТЭ, а на импактных участках ВУРСа значения КП этого радионуклида, как правило, ниже.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН (№ 122021000077-6).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

Настоящая статья не содержит исследований с участием людей или животных в качестве объектов изучения.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы данной работы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. IAEA, Handbook of transfer parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments, IAEA TECDOC 364. IAEA, Vienna, 1994.
2. Сельскохозяйственная радиоэкология / Ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология, 1991. 400 с.
3. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М.: Наука, 1999. 228 с.
4. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2006. 89 с.
5. Gillett A.G., Crout N.M.J., Absalom J.P. et al. Temporal and spatial prediction of radiocaesium transfer to food products // Radiat. Environ. Biophys. 2001. V. 40. №3. P. 227–235. <https://doi.org/10.1007/s004110100107>
6. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н. и др. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических

- групп // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 1. Р. 77–84.
<https://doi.org/10.7868/S086980311401010X>
7. *Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Antonova E.V.* Accumulation of ^{90}Sr by Plants of Different Taxonomic Groups from the Soils at the East Ural Radioactive Trace // Behavior of Strontium in Plants and the Environment / Eds. Gupta D. K., Walther C., Cham: Springer International Publishing AG, 2018. P. 61–73.
 8. *Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Modorov M.V.* et al. Accumulation of ^{90}Sr by *Betula pendula* within the East Ural Radioactive Trace zone // J. of Environmental Radioactivity. 2022. V. 250. P. 106914.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.106914>
 9. *Beresford N., Wright S.* Non-linearity in radiocaesium soil to plant transfer: Fact or fiction? // Radioprotection. 2005. V. 40. № S1. P. 67–72.
<https://doi.org/10.1051/radiopro:2005s1-011>
 10. *Imanaka T., Hayashi G., Endo S.* Comparison of the accident process, radioactivity release and ground contamination between Chernobyl and Fukushima-1 // J. of Radiation Research. 2015. V. 56. № S1. P. i56–i61.
<https://doi.org/10.1093/jrr/rrv074>
 11. *Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В.* и др. Экологический мониторинг в Восточно-Уральском заповеднике // Координация мониторинга в ООПТ Урала. Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 2000. С. 96–110.
 12. *Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* и др. Современное состояние наземных экосистем зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа. Екатеринбург: Голицынский, 2008. 204 с.
 13. *Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В.* и др. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа. Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1996. 140 с.
 14. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Израэля Ю.А.. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН. Фонд «Инфосфера», НИА «Природа». 2013. 140 с.
 15. *Мокров К.Ю., Мокров Ю.Г.* Реконструкция плотности выпадений ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе расположения ФГУП «ПО Маяк» за период 1950–2020 гг. (на примере пос. Новогорный) // Вопросы радиационной безопасности. 2021. № 2. С. 35–45.
 16. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Течи / Ред. Аклеев А.В., Киселев М.Ф. М.: Мин-во здравоохранения РФ, 2000. 532 с.
 17. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н.* и др. Итоги многолетних радиоэкологических исследований реки Течи // Вопросы радиационной безопасности. 2007. № 3. С. 36–49.
 18. INES. The international nuclear and radiological event scale. User's manual. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2013. P. 206.
 19. *Nikipelov B.V., Romanov G.N., Buldakov L.N.* et al. About accident on Southern Urals of 29 September 1957 // Inform. Bull. Interdepartmental. Council for Information and Public Relations in the atom. energy. 1990. P. 39–48.
 20. *Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А.* и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Ильина Л.А., Губанова В.А. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
 21. *Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P.* et al. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: Estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990–1995) // Sci. Tot. Environ. 1997. V. 201. № 2. P. 137–154.
 22. *Pozolotina V. N., Shalaumova Y. V., Lebedev V. A.* et al. Forests in the East Ural Radioactive Trace: structure, spatial distribution, and the ^{90}Sr inventory 63 years after the Kyshtym accident // Environmental Monitoring and Assessment. 2023. V. 195. №6. Art. 632.
<https://doi.org/10.1007/s10661-023-11300-y>
 23. *Molchanova I., Mikhailovskaya L., Antonov K.* et al. Current assessment of integrated content of long-lived radionuclides in soils of the head part of the East Ural Radioactive Trace // J. Environ. Radioact. 2014. V. 138. № 6. P. 238–248.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.09.004>
 24. *Mikhailovskaya L.N., Modorov M.V., Pozolotina V.N.* et al. Heterogeneity of soil contamination by ^{90}Sr and its absorption by herbaceous plants in the East Ural Radioactive Trace area // Science of the Total Environment. 2019. V. 651. P. 2345–2353.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.119>
 25. *Коробова Е.М., Тарасов О.В., Романов С.Л.* и др. Исследование процессов миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в элементарных ландшафтно-геохимических системах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. 2020. № 3. С. 51–62.
 26. *Watt N.R., Willey N.J., Hall S.C., Cobb A.* Phytoextraction of ^{137}Cs : The effect of soil ^{137}Cs concentration on ^{137}Cs uptake by *Beta vulgaris* // Acta Biotechnol. 2002. V. 22. № 1–2. P. 183–188.
 27. *Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Позолотина В.Н.* Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями из почв, загрязненных в результате эксплуатации предприятий ядерно-энергетического комплекса // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. 2010. Т. 12. № 1. С. 85–90.
 28. Методика измерений удельной активности ^{90}Sr в пробах почв, грунтов, донных отложений и горных пород бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой /

- А.Е. Бахур, Л.И. Мануилова, Д.М. Зуев [и др.]. ФР.1.40.2013.15383. М.: ФГУП “ВИМС”, 2013. 17 с.
29. IAEA. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. ed. IAEA, 2010. Vienna.
 30. Karavaeva Ye.N., Kulikov N.V., Molchanova I.V. et al. Accumulation and distribution of long-living radionuclides in the forest ecosystems of the Kyshtym accident zone // Science of the Total Environment. 1994. V. 157. № 1–3. P. 147–151.
 31. Юшков П.И. Влияние жидких радиоактивных сбросов ПО “Маяк” на леса в поймах рек Теча и Исеть // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Екатеринбург, 2006. С. 286–308.
 32. Переволоцкий А.Н. Радиационно-экологическая обстановка в лесных биогеоценозах: динамика, факторы, прогноз (на примере региона аварии Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Обнинск, 2013. 39 с.
 33. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife / B.J. Howard, N.A. Beresford, D. Copplestone [et al.] // J. of Environmental Radioactivity. 2013. V. 121. P. 55–74.
 34. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 141 с.
 35. Holiaka D., Yoschenko V., Levchuk S., Kashparov V. Distributions of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentrations in trunk of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the Chernobyl zone // J. Environ. Radioact. 2020. V. 222. Art. 106319. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106319>
 36. Переволоцкая Т.В., Булавик И.М., Переволоцкий А.М. О влиянии подтопления на распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в лесном биогеоценозе // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 3. С. 291–301.
 37. Тихомиров Ф.А., Карабань Р.Т., Бочарова М.А. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в опытах с сеянцами хвойных древесных растений // Лесоведение. 1975. № 1. С. 82–87.
 38. Karavaeva Ye.N., Molchanova I.V., Mikhailovskaya L.N. Peculiarities of the technogenic radionuclides transfer from soils into plants in the radioactive contaminated areas // Radioprotection. 2009. V. 44. № 5. P. 371–375. <http://dx.doi.org/10.1051/radiopro/20095136>
 39. Тарасов О.В., Федорова О.В., Тананаев И.Г. и др. Формы состояния и миграция радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вестник Дальневосточного отд. РАН. 2016. Т. 1. № 185. P. 47–52.
 40. Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N. Spatial distribution of ^{90}Sr from different sources in soils of the Ural region, Russia // Strontium contamination in the environment / Eds. Pathak P., Gupta D. K. Springer International Publishing, 2020. P. 141–158.
 41. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Михайловская Л.Н. Итоги многолетних радиоэкологических исследований наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного заповедника // Вопросы радиационной безопасности. 2023. № 2. С. 47–68.
 42. Karimullina E., Mikhailovskaya L.N., Antonova E., Pozolotina V. Radionuclide uptake and dose assessment of 14 herbaceous species from the East-Ural Radioactive Trace area using the ERICA Tool // Environmental Science and Pollution Research. 2018. V. 25. № 14. P. 13975–13987. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-1544-y>
 43. Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н., Михайловская З.Б. Вклад современных газоаэрозольных выбросов атомных предприятий в загрязнение растительного покрова // Ядерно-физические исследования и технологии в сельском хозяйстве: Тезисы докл. межд. науч.-практ. конф. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2020. С. 201–203.
 44. Gupta D.K., Deb U., Walter C., Chatterjee S. Strontium in the ecosystem: transfer in plants via root system // Behaviour of strontium in plants and the environment / Eds. Gupta D. K., Walther C. Cham: Springer International Publishing AG, 2018. P. 1–18. P. 61–73.
 45. Sharma S. Uptake, transport, and remediation of strontium // Strontium contamination in the environment / Eds. Pathak Pankaj, Gupta Dharmendra K. The Handbook of Environmental Chemistry, 2020. V. 88. P. 99–120.
 46. Титов А.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. 194 с.
 47. Ishikawa S., Ishimaru Y., Igura M. et al. Ion-beam irradiation, gene identification, and marker-assisted breeding in the development of low cadmium rice // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. 2012. V. 109. P. 19166–19171.

AGGREGATED TRANSFER FACTORS OF ^{90}Sr IN WOODY PLANTS IN THE ZONE OF INFLUENCE OF A NUCLEAR ENTERPRISE

L. N. Mikhailovskaya^a, V. N. Pozolotina^{a, *}, Z. B. Mikhailovskaya^a

^a*Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch, Russian Academy of Sciences, Russia 620144 Ekaterinburg*

**e-mail: pozolotina@ipae.uran.ru*

Abstract — Data on the variability of transfer aggregated factors (T_{ag}) of ^{90}Sr in different species of woody plants growing in the zone of influence of the Mayak Production Association are summarized. The radioecological situation in this territory is determined mainly by two events: the dumping of radioactive waste into the river. Techu, 1949–1951 and the Kyshtym accident, 1957. The main reasons for the variability of T_{ag} , including species characteristics of plants, different soil moisture regimes and the level of their ^{90}Sr contamination, were analyzed. The dependence of the T_{ag} of this radionuclide in trees on the density of soil contamination is described by a power function. In buffer areas and background areas, T_{ag} ^{90}Sr corresponds to the ranges of variability of the indicator established by the IAEA, and in more contaminated impact areas, the accumulative capacity of trees, as a rule, decreases.

Keywords: Kyshtym accident, East Ural radioactive trace (EURT), Techa river, ^{90}Sr , aggregated transfer factor (T_{ag}), soil, woody plants