

**И.Я. Попова, Н.Н. Казачёнок, В.А. Костюченко, А.И. Копелов,
В.С. Мельников, Г.В. Полянчикова, К.Г. Коновалов
СОВРЕМЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ
В СИСТЕМЕ РЕКИ ТЕЧА**

**I. Ya. Popova, N. N. Kazachonok, V. A. Kostyuchenko, A.I. Kopelov,
V. S. Melnikov, G.V. Polyanchikova, K.G. Kononov
MODERN DISTRIBUTION OF RADIONUCLIDES IN THE TECHA RIVER SYSTEM**

Уральский научно-практический центр радиационной медицины
454076, Россия, г. Челябинск, ул. Воровского, 68-А
Тел.: (8-351) 232-79-22; факс: (8-351) 232-79-13;
E-mail: kazachenok@urcrm.ru

Information on current levels of radioactive contamination of Techa river. Pattern of horizontal and vertical distribution of ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239,240}\text{Pu}$ in river system.

В период с 1949 по 1956 гг. в реку Теча через систему прудов отстойников (водоемы В-3 и В-4) сбрасывались жидкие отходы радиохимического производства ПО «Маяк». В 1956 и 1964 гг. верховье реки Теча было перекрыто каскадом водоемов (завершает каскад непроточный водоем В-11), а сток с водосборной территории р. Течи был направлен в обход каскада по специально сооруженным левобережному и правобережному каналам (ЛБК и ПБК) [1]. После этого поступление радионуклидов в речную систему резко сократилось. В настоящее время массивные сбросы в реку Теча прекращены, основными источниками поступления радионуклидов в речную воду являются: два обводных канала (правобережный канал – ПБК, левобережный канал – ЛБК), фильтрат плотины В-11, донные отложения и стоки с загрязненных пойменных почв.

Целью настоящей работы является оценка современных уровней загрязнения ^{137}Cs , ^{91}Sr , $^{238,239,240}\text{Pu}$, ^3H воды, донных отложений и прибрежных почв реки Теча.

Материал и методы.

Определение γ -излучающих радионуклидов в донных грунтах проводили на γ -спектрометрической установке с полупроводниковым детектором. Удельную активность ^{90}Sr в пробах определяли экстракционным методом по дочернему ^{90}Y . ^{137}Cs выделяли из солянокислых растворов в виде сурьмяноидидной соли после концентрирования его на ферроцианиде никеля. Измерение β -активности выделенных радионуклидов проводилось на малофоновых радиометрических установках УМФ-1500 и УМФ-2000. Определение изотопов Pu проводили α -спектрометрическим методом, после концентрирования и очистки на анионообменной смоле и электролитического выделения на стальные мишени. В качестве индикаторной метки использовали ^{236}Pu . Изотопы урана в воде определяли α -спектрометрическим методом на α -спектрометре с ионизационной камерой после экстракции ТБФ и электролитического осаждения на стальные мишени. Измерение ^3H в водных пробах проводилось на α , β -радиометрической установке Quantulus-1220 жидкостно-сцинтилляционным методом после очистки и дистилляции.

Загрязнение воды в системе реки Теча.

В 2000-2011 гг, анализировали содержание радионуклидов в воде водоема В-11, и обводных каналов, предположительно являющихся в настоящее время основным источником загрязнения речной воды. Воду из В-11 отбирали в различных точках по всему водоему. Результаты представлены в таблицах 1 и 2.

Таблица 1 – Содержание радионуклидов в воде В-11, воде обводных каналов и фильтрате плотины и в 2000-2002 гг., Бк/л

Место отбора	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{238,239,240}\text{Pu}$	$^{234,238}\text{U}$
ЛБК (выходной створ)	21±12	0,10±0,07	0,002±0,001	0,05
ПБК (выходной створ)	40±7	0,11±0,03	0,002±0,001	0,09
В-11	2300±180	2,9±4,0	0,0024±0,006	не опр.
Фильтрат плотины В-11	64±20	0,11±0,03	0,007±0,004	0,1

Как видно из таблицы 1, из В-11 в обводные каналы и фильтрат плотины в 2000-2002 гг. поступало от 1% до 3% ^{90}Sr , от 3% до 4% ^{137}Cs , содержащихся в просачивающейся воде. Содержание $^{238,239,240}\text{Pu}$ в обводных каналах практически не отличалось от содержания в воде В-11, а в фильтрате даже несколько его превышало. Это может свидетельствовать о вымывании плутония из тела плотины. (В 1993-1995 гг. концентрация изотопов плутония в каналах была значительно выше и составляла в воде ЛБК 0,03 Бк/л, в воде ПБК – 0,52 Бк/л [2]). Отношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ и $^{238,239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ в воде фильтрата плотины несколько выше, чем в воде обводных каналов. Отношение активности ^{238}U к активности ^{234}U ($^{238}\text{U}/^{234}\text{U}$) в фильтрате В-11 и воде обводных каналов практически не различалось и составляло в среднем $(0,7\pm 0,1)$. Удельные активности ^{137}Cs , $^{234,238}\text{U}$ и $^{238,239,240}\text{Pu}$ в воде В-11, фильтрате и обводных каналах значительно ниже Уровня вмешательства [3].

В 2009-2011 гг. определяли в воде каналов и фильтрате содержание ^3H и ^{90}Sr , которое в каналах в отдельные годы наблюдения превышало Уровень вмешательства до 50 раз, а в воде В-11 – в среднем в 300 раз. В таблице 2 приведены результаты, из которых видно, что после реконструкции плотины активность ^{90}Sr в фильтрате не уменьшилась, несмотря на некоторое снижение активности в воде В-11. Активность ^{90}Sr на выходе ПБК увеличилась. Дрожко Е.Г. и Мокров Ю.Г. указывают, что в 2000-2005 гг. фильтрационные потери воды из В-11 составляли: через ЛБК – 3-6 млн. м³/год, через ПБК – 2-3 млн. м³/год и через тело плотины – 5-8 млн. м³/год [4]. Таким образом, ежегодно из В-11 в Течу фильтруется порядка 0,5-0,8 ТБк ^{90}Sr , причем около 64% – через тело плотины, и 4,5-7,7 ТБк ^3H . (Дрожко Е.Г. и Мокров Ю.Г. считают, что в 2000-2005 гг. ^{90}Sr поступал в Течу только через обводные каналы, и его количество составляло 0,9-2,4 ТБк/год, а ^3H – 9-14 ТБк/год [4]).

Таблица 2 – Содержание радионуклидов в воде В-11, обводных каналов и фильтрате плотины и в 2009-2011 гг., Бк/л

Место отбора		^{90}Sr	^3H
ЛБК	Входной створ	1,2	182
	Выходной створ	8,1	391
ПБК	Входной створ	1,2	134
	Выходной створ	81,8	217
В-11 (среднее по 5 точкам)		1480±160	600
Фильтрат плотины В-11		66,6	589

Вода фильтрата плотины и обводных каналов разливается по обширному Асановскому болоту, определить активность смешанного раствора напрямую не представляется возможным. Расчетная активность ^{90}Sr в смеси ориентировочно составляет 30-80 Бк/л, ^3H – 300-700 Бк/л. В поверхностной воде Асановского болота активность ^{90}Sr в 2005-2007 гг. составляла 4,2-81,3 Бк/л, в среднем – 33 ± 14 Бк/л. В районе Асанова моста за период наблюдения активность ^{90}Sr изменялась от 6,2 Бк/л до 28,5 Бк/л, в среднем – $12,5\pm 3,7$. Активность ^3H с 2009 г. по 2011 г. изменялась от 140 Бк/л до 384 Бк/л, в среднем составляла 270 ± 100 Бк/л. Таким образом, от плотины В-11 до Асанова моста активность ^{90}Sr и ^3H значительно снижается и это снижение не может быть обусловлено ни разбавлением болотной водой, ни сорбцией болотными почвами. На рисунке 1 показаны значения удельной активности радионуклидов в воде по руслу реки Течи на различном удалении от плотины В-11 в среднем за 2000-2011 гг.. Вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении до деревни Муслимово (≈ 54 км от плотины В-11). В период с 2000 г. по 2011 г. удельная активность ^{90}Sr в воде на этом участке колебалась от 3,3 Бк/л до 47,8 Бк/л, и, в среднем, по 115 пробам составила $14,6\pm 1,8$ Бк/л. Активность ^{137}Cs колебалась от 0,06 Бк/л до 11,5 Бк/л, в среднем – $1,1\pm 0,5$ Бк/л, активность ^3H – 224 ± 40 Бк/л, активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,096 Бк/л, в среднем – $0,025\pm 0,032$ Бк/л. Таким образом, в верхнем течении реки только ^{90}Sr постоянно и значительно превышает Уровень вмешательства [3].

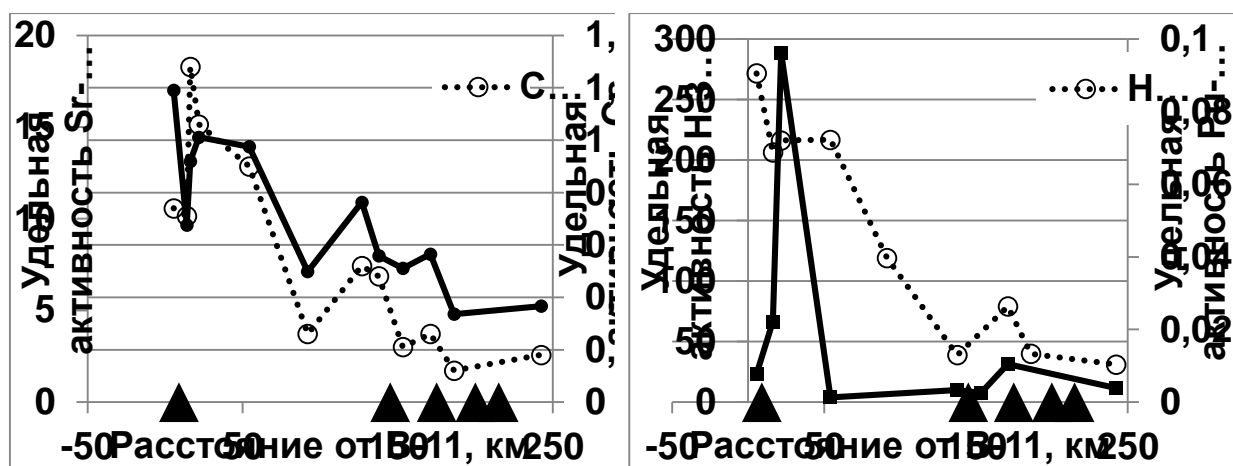
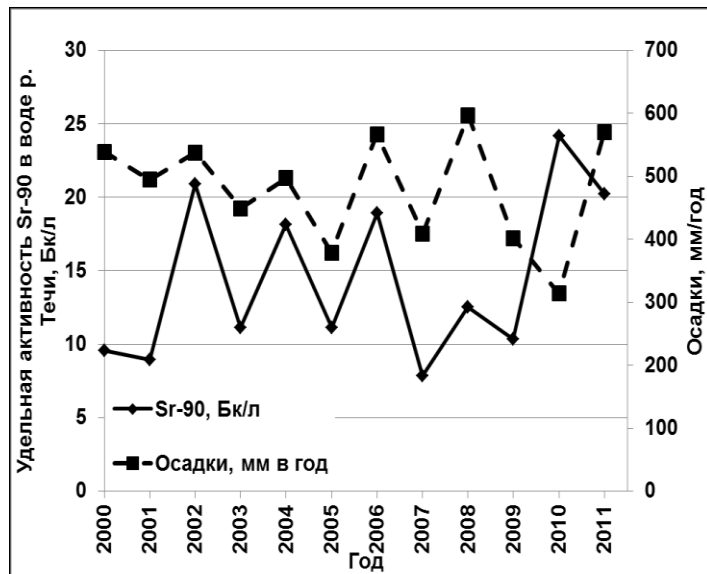


Рисунок 1 – Удельная активность радионуклидов в воде р. Течи

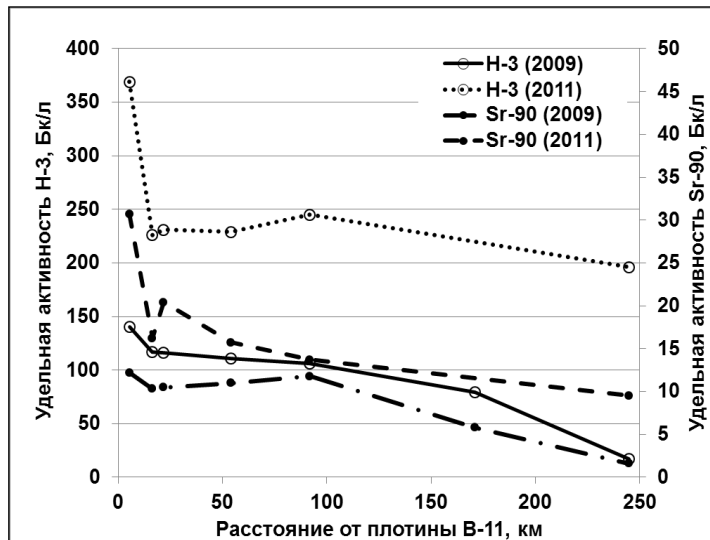
В большинстве измерений загрязнение воды радионуклидами снижалось на участке от Асанова моста до Нового моста ($\approx 5,5$ км и ≈ 16 км от плотины В-11), где в Течу впадает р. Зюзелга (≈ 9 км от плотины В-11), содержание радионуклидов в воде которой близко к фоновому (активность ^{90}Sr $0,10 \pm 0,02$ Бк/л, ^3H – $10,0 \pm 2,0$ Бк/л). Снижение активности радионуклидов наблюдали также после впадения крупных притоков (рисунок 1). Однако наиболее значительно снижается активность всех исследованных радионуклидов на участке от н.п. Муслиумово до н.п. Бродокалмак (≈ 91 км от плотины В-11), где нет крупных притоков. Снижение активности ^3H безусловно не связано с сорбцией донными грунтами. По-видимому, ^{137}Cs и ^{90}Sr также мало сорбируются, так как дно здесь преимущественно каменистое либо песчаное. Вероятно, разбавление происходит за счет выхода грунтовых вод и мелких ручьев, пересыхающих в засушливый период.

В верхнем течении в наименьшей степени варьировали значения удельной активности ^{90}Sr в пробах, отобранных в течение одного месяца, коэффициент вариации для этих проб составлял в среднем 0,30. Для проб, отобранных в течение года, коэффициент вариации составил в среднем 0,40. Для проб, отобранных в одной точке за весь период исследования, коэффициент вариации составил 0,55. Можно предполагать, что содержание ^{90}Sr в воде на данном участке в меньшей степени зависит от места отбора и расстояния от плотины В-11, чем от погодных условий и, соответственно, водности реки.

На рисунке 2 А представлена динамика средней удельной активности ^{90}Sr в воде и осадках с 2000 по 2011 гг.. Активность ^{90}Sr в воде в верхнем течении как правило, увеличивалась в годы с наибольшим количеством осадков. Это объясняется тем, что во влажные годы подъем уровня воды в водоемах ТКВ приводил к увеличению фильтрации радионуклидов в обводные каналы и через плотину В-11, и это увеличение не было скомпенсировано разбавлением менее загрязненной водой с водосборной территории. В 2010 г. и в 2011 г., после реконструкции плотины, по-видимому, преобладал процесс разбавления.



А – Динамика среднегодовой активности ^{90}Sr в верхнем течении реки и осадков с 2000 по 2011 гг.



Б – Динамика активности ^{90}Sr и ^3H по руслу реки

Рисунок 2 – Динамика активности радионуклидов

На рисунке 2 Б показано, как изменялась активность ^{90}Sr и ^3H в воде реки Теча до впадения в р. Исеть в осенний период 2009 г. и 2011 г. За 2009 г. в районе водосборной территории верхнего течения реки Теча выпало 402 мм осадков, за 2011 г. – 570 мм. В 2009 г. на участке Асанов мост-Новый мост (активность ^{90}Sr в воде снизилась на 15,6%, ^3H – на 16,7%. В 2011 г. снижение составило соответственно 47,2% и 38,7%, однако активность ^{90}Sr и ^3H на всем протяжении реки все равно была более высокой, чем в 2009 г.

На рис. 2 Б видно также, что удельные активности ^{90}Sr и ^3H в воде взаимосвязаны. В 29 пробах 2009-2011 гг. коэффициент корреляции между ними составил 0,71. В среднем за этот период активность ^3H превышала активность ^{90}Sr в $11,4 \pm 1,1$ раза. Дальнейшее исследование соотношений удельных активностей радионуклидов в воде позволит выявить степень влияния каждого источника загрязнения.

Активность ^{137}Cs и $^{238,239,240}\text{Pu}$ как видно на рис. 1, заметно повышается на заболоченном участке от Асанова моста до Надырова моста (≈ 22 км от плотины В-11), несмотря, на разбавление

из р. Зюзелги. Далее по руслу реки активность $^{238,239,240}\text{Pu}$ резко падает, активность ^{137}Cs изменяется синхронно с активностью ^{90}Sr .

Годовой сток реки Течи в створе Муслюмово в 2000-2004 гг. по данным Челябинского центра гидрометеорологии колебался в пределах $\approx 100-300$ млн. м^3 [5]. Согласно «Комплексному докладу о состоянии окружающей природной среды Челябинской области в 2009 году» Министерства по радиационной и экологической безопасности Челябинской области суммарный годовой сток Течи составляет 160 ± 18 млн. м^3 [6]. Таким образом, за счет разбавления, активность ^{90}Sr в воде при впадении в Исеть должна составлять около 3-15 Бк/л, ^3H – 28-48 Бк/л. По нашим данным активность ^{90}Sr в воде у н.п. Затеченское в этот период колебалась от 2,8 Бк/л до 12,9 Бк/л, в среднем – $5,2 \pm 2,7$ Бк/л. Как видно на рис. 1 в нижнем течении реки активность ^3H колеблется в пределах 31-80 Бк/л. То есть, снижение содержания в воде, как ^{90}Sr , так и ^3H , одинаково соответствует увеличению стока. Следовательно, оно происходит за счет разбавления, а сорбция и десорбция ^{90}Sr донными отложениями в целом по руслу относительно сбалансированы.

Загрязнение донных отложений и пойменных почв реки Теча

Для определения общих запасов радионуклидов в системе реки Течи необходимо знать характер их распределения как по горизонтали (по руслу и по пойме) так и по вертикали – по профилю почвы. Для того, чтобы оценить опасность загрязнения воды за счет десорбции радионуклидов, необходимо знать, какова активность верхнего слоя донных отложений и почвы, затопляемой в половодье.

На рис. 3 показано, как изменяются значения удельной активности радионуклидов в верхнем (до 10 см) слое донных отложений и почвы. Здесь приведены значения, полученные за все годы исследований (с учетом распада) и усредненные по точкам отбора. Сравнение рис. 1 и рис. 3 подтверждает, что радиоактивное загрязнение воды в большей степени зависит от разбавления, чем от взаимодействия с донными отложениями и смыва с водосборной территории. Тем не менее, исследование закономерностей распределения радионуклидов в донных отложениях и пойменной почве необходимо для планирования реабилитационных мероприятий и оценки возможности использования поймы в хозяйственных целях.

Зависимость среднего уровня загрязнения верхнего слоя донных отложений и почвы от расстояния от плотины В-11 удовлетворительно описывается степенными функциями вида $y = ax^b$, параметры которых приведены в таблице 3. Можно отметить, что параметр b , определяющий скорость снижения средней активности радионуклидов, оказался ниже в почве, чем в донных отложениях. Особенно это проявляется для более подвижного ^{90}Sr . По-видимому, резкое снижение уровня загрязнения донных отложений на расстоянии более 50 км от плотины объясняется изменением характера грунта. В верхнем течении грунт илистый, а после Муслюмово – песчаный и каменистый.

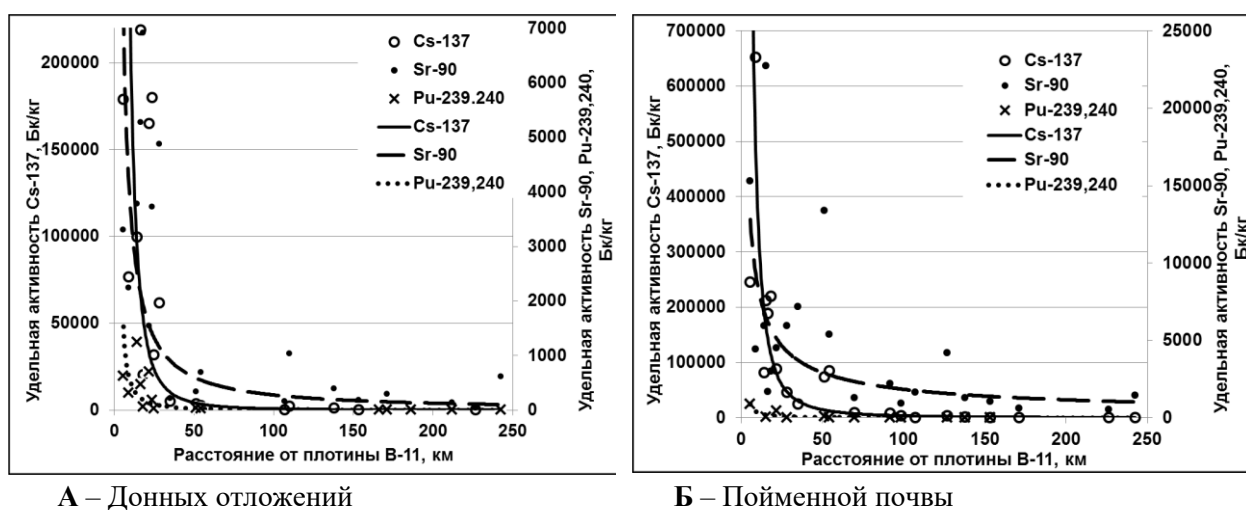


Рисунок 3 – Удельная активность радионуклидов в верхнем слое

Таблица 3 – Параметры уравнений аппроксимирующих кривых

Проба	Радионуклид	a	b	R ²
Донные отложения	¹³⁷ Cs	$6,4 \times 10^7$	-2,46	0,889
	⁹⁰ Sr	$5,1 \times 10^4$	-1,13	0,587
	^{239,240} Pu	$3,2 \times 10^4$	-1,78	0,860
Пойменная почва	¹³⁷ Cs	$4,0 \times 10^7$	-2,02	0,870
	⁹⁰ Sr	$4,0 \times 10^4$	-0,67	0,516
	^{239,240} Pu	$1,1 \times 10^4$	-1,52	0,687

Полученные закономерности могут быть применены для оценки уровней загрязнения в целом, однако в конкретных точках активность радионуклидов может значительно отличаться от усредненной. На рис. 4 представлены значения удельной активности радионуклидов в верхнем слое почвы в районе Асановых болот. Активность ¹³⁷Cs здесь варьирует от $1,6 \times 10^2$ Бк/кг до $1,6 \times 10^6$ Бк/кг, ⁹⁰Sr – от $1,5 \times 10^2$ до $5,5 \times 10^4$ Бк/кг. Слабые корреляции уровня загрязнения от расстояния от уреза воды была отмечена: для ⁹⁰Sr – отрицательная, для ^{239,240}Pu – положительная. В пробах, отобранных на расстоянии менее 350 м корреляция для ⁹⁰Sr не значима.

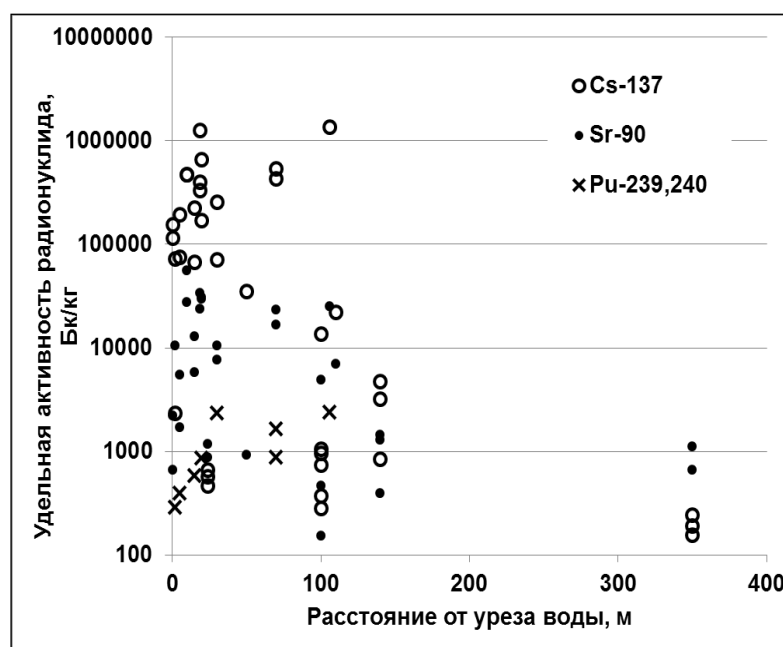


Рисунок 4 – Уровни загрязнения пойменной почвы Асановских болот

На рис. 5 представлено распределение радионуклидов по профилю донных отложений в районе Надырова моста (1993 г.), а на рис. 6 – распределение их по профилю болотной и дерновой почв (2005-2008 гг.). На рисунках видно, что ⁹⁰Sr в донных отложениях и в постоянно увлажненных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20-40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое. Эти различия необходимо учитывать при оценке плотности загрязнения территории и расчете общего запаса радионуклидов.

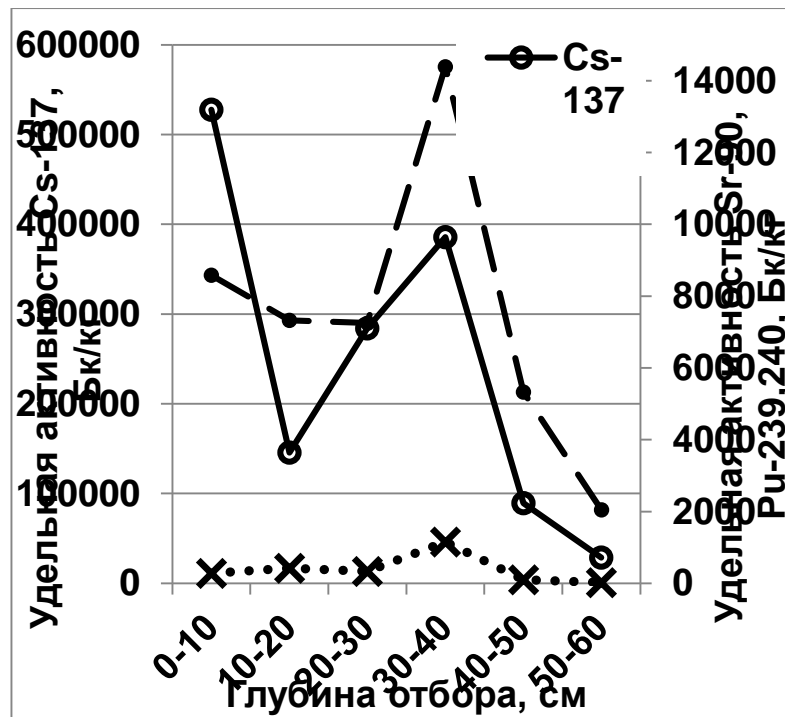
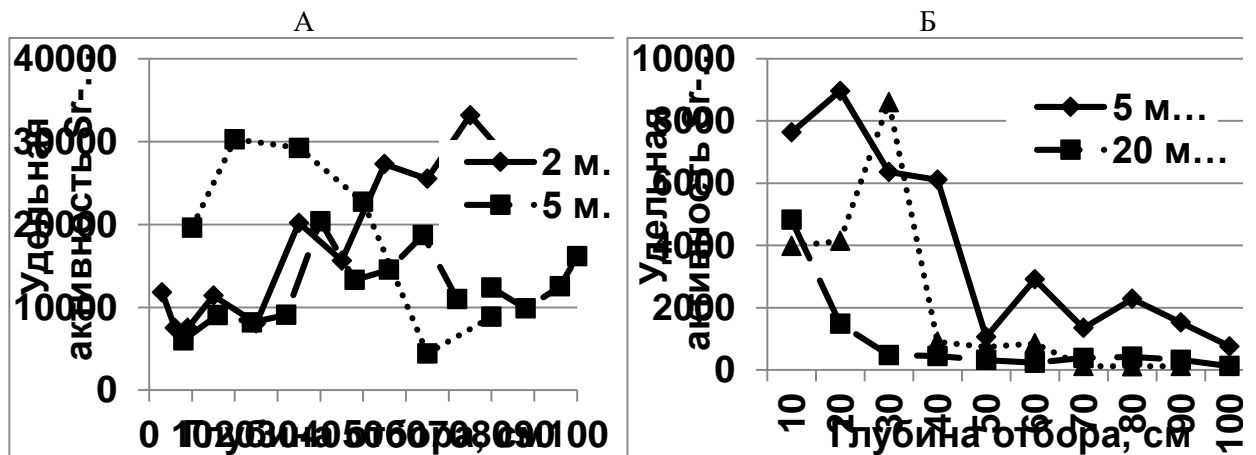


Рисунок 5 – Распределение ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu по профилю донных отложений

При сопоставлении удельных активностей радионуклидов в пробах оказалось, что горизонтальное и вертикальное распределение ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu в почве сходно. Для 352 проб отобранных на разных участках по руслу, на разном расстоянии от реки и на разной глубине коэффициент корреляции между активностями этих радионуклидов составил 0,869. Для донных отложений зависимость ниже – 0,688 для 176 проб (рисунок 7). Это позволяет ориентировочно оценивать уровень загрязнения ^{239,240}Pu по результатам γ -спектрометрического определения ¹³⁷Cs. Уравнение для почв: $A_{Pu}=0,044(A_{Cs}^{0,73})$, где A_{Pu} и A_{Cs} – удельные активности ^{239,240}Pu и ¹³⁷Cs ($R^2=0,816$); для донных отложений – $A_{Pu}=0,033(A_{Cs}^{0,78})$, ($R^2=0,847$). Коэффициенты корреляции между активностями ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, ⁹⁰Sr и ^{239,240}Pu также статистически значимы, но невысоки (от 0,30 до 0,52). Это объясняется тем, что механизмы миграции ⁹⁰Sr иные, поэтому за время, прошедшее после массированных сбросов соотношение между радионуклидами изменилось.

Выводы.

1. Уровень загрязнения воды р. Течи радионуклидами в верхнем течении определяется главным образом фильтрацией из В-11.



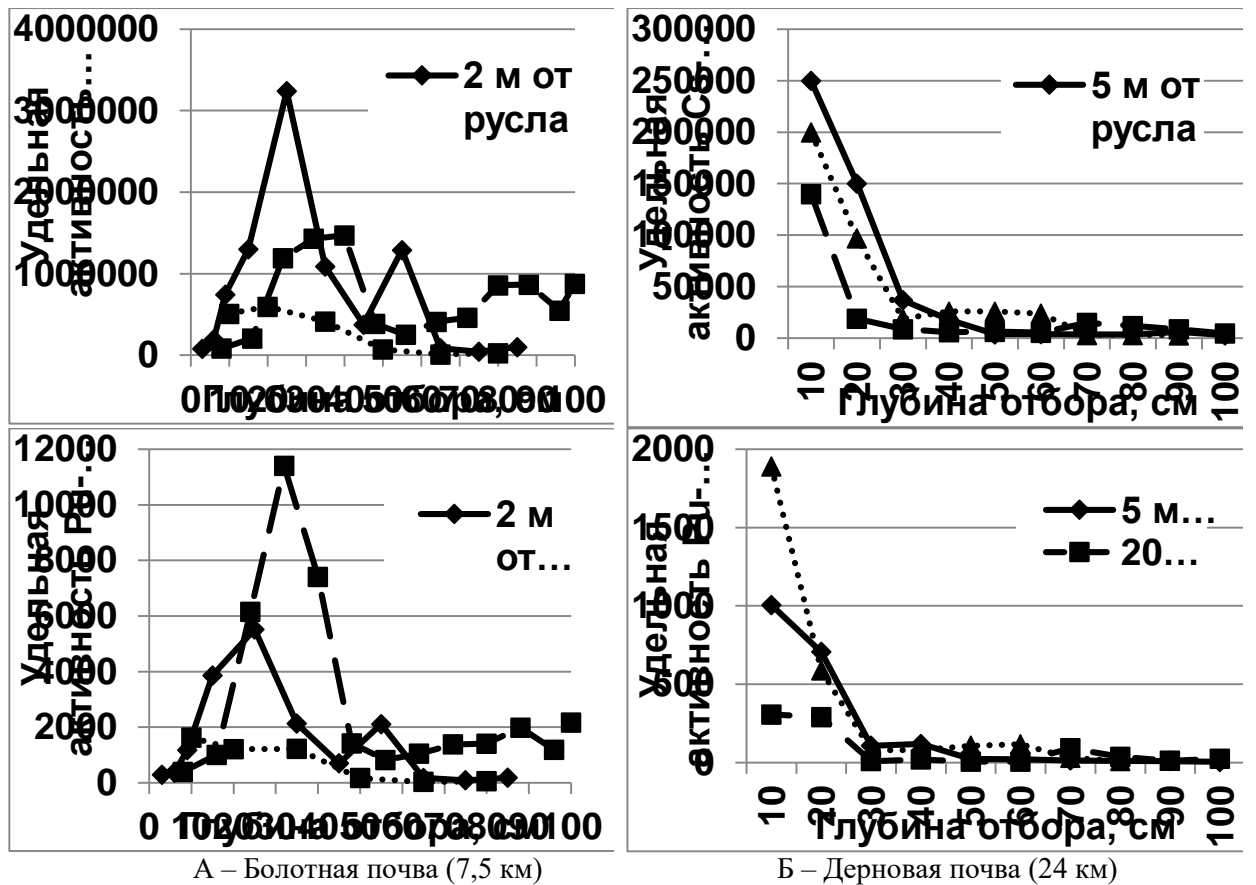


Рисунок 6 – Распределение радионуклидов по профилю почвы

2. Основной дозообразующий радионуклид в воде – ^{90}Sr , его удельная активность превышает Уровень вмешательства по всему течению реки. Содержание ^3H , хотя и ниже Уровня вмешательства, в несколько раз превышает природный фон.
3. Снижение активности ^{90}Sr и ^3H по руслу р. Течи соответствует разбавлению, сорбция и десорбция ^{90}Sr по-видимому сбалансированы.
4. Пойменная почва и донные отложения в верховьях реки содержат большое количество фиксированных радионуклидов, которые при проведении гидротехнических мероприятий могут вызвать сильное загрязнение русла и поймы ниже по течению.
5. Активности ^{90}Sr и ^3H в воде, ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в почвах и донных отношениях хорошо коррелируют, что необходимо учитывать при мониторинге радиационной обстановки на реке Теча.

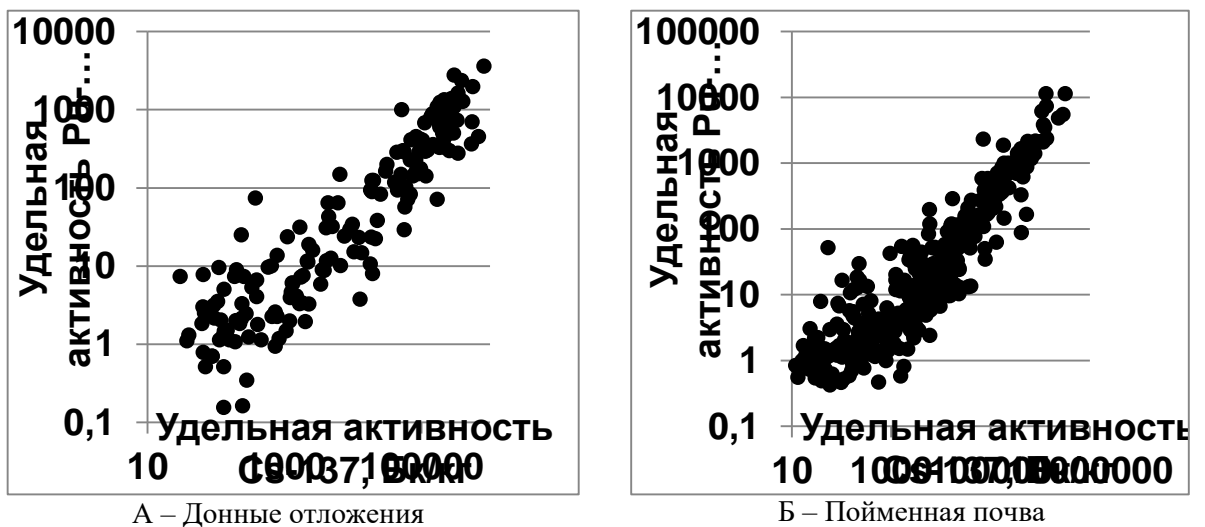


Рисунок 7 – Корреляция удельной активности ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в пробах

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ю.Г. Мокров, Т.А. Антонова. Оценка параметров источника фильтрационного поступления стронция-90 и Теченского каскада водоемов в правобережный канал/Вопросы радиационной безопасности. 2000. №4. С. 17.
2. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча/ Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева.– М., 2001.– 531 с.
3. СанПиН 2.6.1.2523-09 "Нормы радиационной безопасности"
4. Дрожко Е.Г., Мокров Ю.Г. Теченский каскад водоемов: проблемы безопасности и регулирования / Охрана природы Южного Урала. 2008.
5. <http://www.chelpogoda.ru/pages/332.php>
6. http://mineco174.ru/files/media/doklad/2009/1_2.htm