Российская академия наук
Уральское отделение
ФГБУН Институт экологии растений и животных

А.В. Трапезников
В.Н. Трапезникова
А.В. Коржавин
В.Н. Николкин

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ТОМ IV

Екатеринбург
2019

Российская академия наук
Уральское отделение
ФГБУН Институт экологии растений и животных

А.В. Трапезников
В.Н. Трапезникова
А.В. Коржавин
В.Н. Николкин

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ТОМ IV

ЕКАТЕРИНБУРГ
Издательство «АкадемНаука»
2019

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08

Ответственный редактор академик РАН,
доктор биологических наук, профессор **И.М. Донник**

Рецензенты
профессор, доктор биологических наук **Е.А. Пряхин**
профессор, доктор биологических наук **Б.В. Тестов**

А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова,
А.В. Коржавин, В.Н. Николкин

Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем, Том IV – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2019. – 448 с.

ISBN 978-5-6044035-0-1

Обобщен 42-летний опыт радиоэкологического мониторинга пресноводных экосистем Урала, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла. Изучены закономерности миграции, накопления и распределения по основным компонентам пресноводных биогеоценозов техногенных радионуклидов – ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239,240}Pu. Показана специфичность поведения радионуклидов в озерных экосистемах (на примере водоемов, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа), загрязненных радиоактивными веществами, в результате деятельности ПО «Маяк» на Южном Урале, а также в искусственных водных экосистемах (на примере Белоярского водохранилища – водоема-охладителя Белоярской АЭС). Показано, что после выведения из эксплуатации I и II блоков содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище снизилось в основных компонентах (вода, донные отложения, ихтиофауна и макрофиты) в десятки и сотни раз. Проведено исследование трансграничного переноса ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области. Рассмотрены особенности барьерной роли различных пресноводных экосистем на пути рассеяния радионуклидов во внешней среде. В проведенных исследованиях широко использован метод математического моделирования.

Таблиц – 101, рисунков – 92, библиография – 136 названий.

Организация экспедиции, отбор материала, измерение концентраций ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в воде и ихтиофауне, а также интерпретация результатов выполнены при финансовой поддержке проекта Комплексной программы УрО РАН № 18-9-4-9. Пробоподготовка и определение данных радионуклидов в пойменных почвах и донных отложениях, а также построение эмпирических математических моделей выполнены в рамках государственного задания ФГБУН Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН.

ISBN 978-5-6044035-0-1

УДК 574.58; 577.346
ББК 28.08

© А.В.Трапезников, В.Н.Трапезникова,
А.В. Коржавин, В.Н. Николкин, 2019
© ФГБУН Институт экологии растений
и животных УрО РАН, 2019

ПРЕДИСЛОВИЕ

Настоящая работа является четвертым томом монографии «Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем». Первые три книги опубликованы в 2014 г., 2016 г. и 2018 г., соответственно. Монография содержит информацию о накоплении, распределении и миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в озерных экосистемах на примере водоемов Восточно-Уральского радиоактивного следа (1992-2012 гг.), а также в искусственных водохранилищах на примере Белоярского водохранилища – водоема-охладителя Белоярской атомной электростанции (1975-2018 гг.)

На различных этапах сбора и обработки материалов в экспедиционных и аналитических работах авторам помогал ряд специалистов: д.т.н. М.Я. Чеботина, к.б.н. О.А. Николин, А.П. Платаев, М.Д. Рыбин, Г.И. Рябухина, И.А. Петрова, О.Ю. Кравцова, Е.И. Гугучкина, О.А. Пуртова, Э.А. Афанасьев.

Всем им авторы выражают искреннюю благодарность. Особую признательность приносим члену-корреспонденту РАН В.Д. Богданову.

ГЛАВА III. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ (на примере озер, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа)

3.1. Общая характеристика озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа

В результате аварийного взрыва на Производственном Объединении «Маяк» в 1957 г. радионуклиды активностью порядка 2 миллиона кюри (74 ПБк) создали радиоактивное облако, которое прошло над Челябинской, Свердловской и Тюменской областями, образовав Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). В момент взрыва примерно 66% радиоактивной смеси осколков в выброшенном материале были представлены ^{144}Ce + ^{144}Pr (периоды полураспада, соответственно, 282 дня и 17,5 минут); 24,9% - ^{95}Zr + ^{95}Nb (периоды полураспада, соответственно, 65 и 37 дней); 5,4% - ^{90}Sr + ^{90}Y(периоды полураспада – 29,1 года и 60 часов, соответственно) (Никипелов и др.,1990; Романов, Воронов, 1990). Максимальная длина образовавшегося следа составила 300 км. Его территория с плотностью загрязнения более 0,1 Ku/м^2 по стронцию-90 занимает 23 тыс.км^2. В Свердловской области наибольшему загрязнению подвергся Каменский район, в котором на территории ВУРСа расположены озера Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное (рисунок 488). Следует подчеркнуть, что озеро Тыгиш находится на центральной оси радиоактивного следа.

В течение последующих 8 лет коротко- и среднеживущие радионуклиды распались и основным радиоактив-

ным загрязнителем территории ВУРСа оказался ^{90}Sr. На протяжении трех последних десятилетий радиационная обстановка на озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное изменялась под влиянием ряда факторов, из которых следует отметить естественный радиоактивный распад поступающих в водоем нуклидов, перераспределение их между основными компонентами водоема, поступление радионуклидов вследствие ветрового переноса с берегов озера Карачай в 1967 г. и в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., а также со стоком с окружающей территории.

Радиоэкологическая характеристика площадей водосбора обследованных озер приведена в ряде работ (Aarkrog e.a., 1992; Karavaeva e.a., 1994; «Почвенно-экологические условия…», 1996; Трапезников, Трапезникова, 2006 а, 2006 б, 2012; Трапезникова, Трапезников, 2006; Трапезников и др., 2007а).

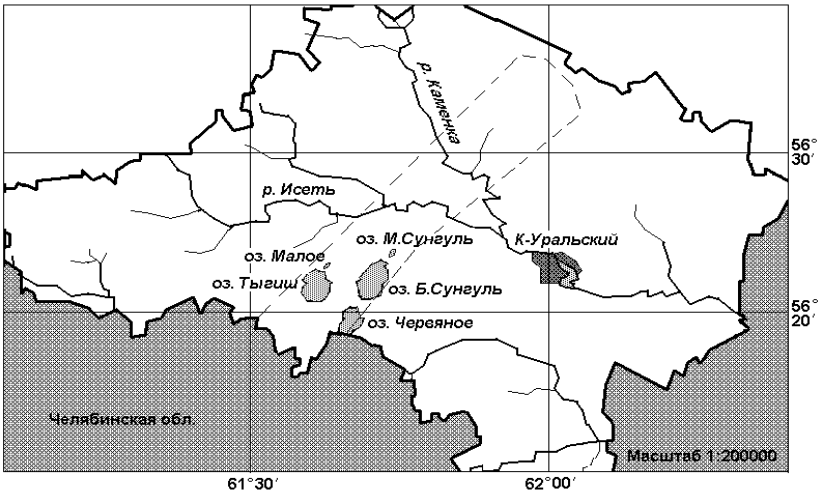


Рисунок 488 - Схема расположения исследованных озер на территории Каменского района Свердловской области

Территория, на которой расположены исследуемые озера, относится к зоне лесостепи. Равнинное Зауралье представляет собой местность, которая возникла после отступления палеогенового моря. Палеозойский фундамент здесь погребен под мощным чехлом мезо-кайнозойских морских и континентальных отложений (Давыдова и др., 1966). После отступления моря устанавливается длительный континентальный режим. В четвертичное время периоды эрозионной переработки сменяются периодами аккумуляции, которая привела к перестройке речной сети (Вербицкая, 1960). На этой территории часть озер имеет правильную округлую форму, что позволяет предполагать, что озерные впадины возникли в результате выщелачивания солей, вымывания глинистых частиц и последующего проседания грунта («Итоги …», 1990). Подобные процессы должны развиваться на равнинной местности с молодыми рыхлыми отложениями и слабым поверхностным стоком. Равнинность территории и отсутствие сильного стока способствуют инфильтрации вод и повышенному механическому и физико-химическому воздействию их на просадочные породы.

Из таблицы 223 видно, что по морфологическим показателям озера мало отличаются друг от друга. Это мелководные водоемы, имеющие форму эллипса (Большой Сунгуль, Червяное) и округлую (Тыгиш) с малоизрезанной береговой линией. Обследуемые водоемы представляют собой чашеобразные котловины с равномерно понижающимся дном.

Химический состав озерных вод приведен в таблице 224. Как видно из этой таблицы, озеро Тыгиш – пресное, сухой остаток воды составляет 358 мг/л – 472 мг/л. Озера Большой Сунгуль и Червяное – солоноватые, сухой остаток воды в оз.Большой Сунгуль колеблется от 1974 мг/л до 2791 мг/л, а в оз.Червяное – от 3199 мг/л до 5402 мг/л.

Таблица 223

Морфологическая характеристика озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное (Галактионов, 1990)

Озеро	Площадь, км^2	Наибольшая			Средняя глубина, м	Объем водной массы, л	Длина береговой линии, км	Коэффициент изрезанности береговой линии
		Длина, км	Ширина, км	Глубина, м				
Большой Сунгуль	9,2	4,5	2,7	6,0	3,0	$27 \cdot 10^9$	13	1,20
Червяное	6,2	3,7	1,7	4,0	2,5	$18,5 \cdot 10^9$	10	1,13
Тыгиш	6,7	3,0	2,5	3,5	2,0	$13,4 \cdot 10^9$	10,5	1,14

Таблица 224

Химический состав воды озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Название озера	Дата отбора проб	pH	Жесткость, Моль/м^3		Окисляемость, мг O_2 /л	Сухой остаток, мг/л	Содержание, мг/л			
			Общая	Карбонатная			$Na^+ + K^+$	Ca^{++}	Mg^{++}	NH_4^+
Тыгиш	04/08/55	9,0	3,77			358	24,7	23,5	31,6	
	23/09/70	9,0	4,41			472	54,5	18,4	42,4	
	26/10/76	7,6	4,9	4,9	9,2	400	56,1	18,0	48,6	0,2
Червяное	04/07/65	7,2	26,4		23,7	3199	1051	24,0	306	0,7
	10/09/69					5390	1380	12,6	330	
	20/12/71	7,7	26,1	18,8	15,1	4370	1087	16,0	307	н/обн
	26/10/76	7,7	30,9	16,0	8,6	5402	1331	18,0	364	н/обн
Большой Сунгуль	06/07/65	7,4	15,5			1974	511	28,0	171	0,4
	10/09/69					2791	604	47,0	175	
	26/10/76	7,7	19,3	13,4	12,7	2690	665	18,0	223	0,2

Таблица 224 (Окончание)

Химический состав воды озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Название озера	Дата отбора проб	Содержание, мг/л							Другие показатели	Источник информации
		Fe общ.	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	CO_3^{2-}	NO_2	NO_3^-		
Тыгиш	04/08/55		17,8	2,9	245					Черняева и др. 1977 Бата-лов,1976
	23/09/70		32,7	31,7	268	24,0				
	26/10/76	н/обн	49,6	21,4	299	18,0	н/обн	н/обн		
Червяное	04/07/65		1021	181	915				F-1,1; As-0,01; Pb-0,02; Zn-0,02;I-0,8; B-1,2; Br-4,2	Анисимов, 1970 Черняева и др. 1977 Бата-лов,1976
	10/09/69		2280	208	1180					
	20/12/71	н/обн	1799	185	979	82,5	след	н/обн		
	26/10/76	н/обн	2251	258	979	129	н/обн	н/обн		
Большой Сунгуль	06/07/65		730	26,0	855				I-0,6 Br-1,6 B-1,0	Черняева и др. 1977 Бата-ловь1976
	10/09/69		912	64,6	988					
	26/10/76	н/обн	1088	86,4	821	69,0	н/обн	н/обн		

Концентрация ионов кальция в воде этих трех водоемах примерно одинакова; основные различия в солевом составе воды обусловлены разным содержанием хлоридов, сульфатов, K, Na и Mg. Вода в озерах Большой Сунгуль и Червяное аномально обогащена бромом (1,6-4,2 мг/л), бором (1,0-1,2 мг/л), йодом (0,6-0,8 мг/л), что является свидетельством значимого вклада в формирование ее качества разгрузки минерализованных подземных вод.

В работе («Комплексная экологическая оценка …», 1993) А.К.Назаровым с коллегами дана краткая характеристика фитопланктона, зообентоса и ихтиофауны исследуемых озер.

Фитопланктон в озерах Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль развит слабо. Наиболее широко представлены среди водорослей – зеленые. Так, на их долю в разных частях озера Большой Сунгуль приходилось от 56% до 99%. Среди них на всех точках отбора проб в летнее время доминировала типичная планктонная водоросль Oocystis subuatina, достигая 77% - 84% по биомассе. На озере Червяное летом масса синезеленых водорослей не превышала 9,2 г/м^3 что в 19 раз меньше, чем на озере Большой Сунгуль. Характерно, что на отдельных точках отбора проб до 84% общей массы зеленых водорослей составили эвгленовые водоросли. На озере Тыгиш видовой состав фитопланктона почти в два раза разнообразнее, чем на озере Большой Сунгуль.

В составе бентофауны озер обнаружено свыше 40 видов животных, принадлежащих к 5 классам и к одному надклассу беспозвоночных.

Наиболее разнообразен в озерах надкласс насекомых. Среди последних отмечены личинки поденок, стрекоз, ручейников, двукрылых, жуков, клопов, а также взрослые особи (имаго) жуков и клопов. Видовой состав насекомых

во всех трех озерах практически одинаков. В исследовавшихся водоемах было обнаружено 12 видов стрекоз на личиночных стадиях развития, принадлежащих к различным семействам. В целом, фауну стрекоз следует характеризовать как достаточно разнообразную. Наибольшим числом видов (5 видов) представлено семейство Coenagrionidea, остальные семейства представлены 1-2 видами. В озерах Тыгиш и Червяное были обнаружены личинки одного из видов ручейников. Жуки в водоемах представлены 13 видами из 5 семейств. Наиболее разнообразно представлено семейство Плавунцы. Найдено 4 вида полужесткокрылых из 4 семейств. В озерах установлено 4 вида брюхоногих моллюсков из 2 семейств. Наибольшим количеством видов представлено семейство Прудовики. В озерах Большой Сунгуль и Червяное достаточно обильны разноногие ракообразные из рода Гаммарус, имеющие очень важное кормовое значение для рыб.

Исследование видового состава зообентоса озер показало, что в них имеется довольно разнообразная и обильная донная фауна. По биологической классификации, учитывая обилие зообентоса, Большой Сунгуль, Тыгиш и Червяное можно отнести к эвтрофным (высококормным) озерам.

Зообентос озер качественно наиболее разнообразен и обилен в литоральной зоне, тогда как в сублиторали и, особенно, в профундали его меньше. Причиной этого является распространение зеленых растений, произрастающих только на мелководье и, следовательно, обеднение пищевых ресурсов, необходимых для существования гетерофильных лимнобионтов.

Ихтиофауна озера Тыгиш представлена карасем серебряным и карасем золотистым; озеро Червяное – пелядью (Coregonus peled), карпом (Cyprinus carpio)

и карасем серебряным, а озеро Большой Сунгуль – пелядью и карпом. Аборигенными для данных озер являются лишь оба вида карася. Что касается пеляди и карпа, то эти виды были вселены в озера Большой Сунгуль и Червяное для повышения их рыбопродуктивности. Посадка сигов на стадии личинки проводится практически ежегодно, так как естественное воспроизводство этих рыб в оз.Большой Сунгуль и оз.Червяное не происходит. Карп в этих же озерах полностью акклиматизировался и наблюдается его ежегодный нерест.

Из трех исследуемых озер наиболее богатым водной растительностью является Тыгиш. Макрофиты этого озера представлены следующими водными и прибрежно-водными растениями: хара (Chara sp.), уруть колосистая (Myriophyllum spicatum), кладофора, телорез обыкновенный (Stratiotes aloides), ситник, камыш озерный (Scirpus lacustris).

Для оз.Червяное характерна кладофора, ситник и камыш, а для озера Большой Сунгуль – кладофора и камыш.

В уже упоминавшейся выше работе («Комплексная экологическая оценка…», 1993) П.В.Окуневым дана подробная характеристика сапропелевых донных отложений озер Тыгиш и Червяное.

Влажность илов озера Тыгиш по разрезу залежи с глубиной падает с 92% до 87%. При этом влажность верхних горизонтов изменяется незначительно. Оливковые слои характеризуются влажностью в 92%, а подстилающие их зеленовато-оливковые – 91%. Влажность илов озера Червяное значительно ниже. Верхний оливково-серый слой содержит 81% воды, серо-оливковый – 79%, серый – 77%. Общее содержание зольной части донных отложений в обоих озерах увеличивается с глубиной. В озере Тыгиш зола составляет от 4,2% до 6,7% от нативного ила. В озере

Червяное содержание зольных компонентов значительно выше: 11,3% - 18,1%. Пересчет содержания зольных компонентов на сухое вещество определяет зольность донных отложений. Зольность илов озера Тыгиш изменяется от 52% до 54%, а озера Червяное – от 60% до 78%. В соответствии с этим илы озера Тыгиш необходимо отнести к группе среднезольных, а илы озера Червяное – к группе высокозольных донных отложений. Анализ компонентного состава золы донных отложений озер позволяет сделать вывод о том, что в том и в другом случаях основным золообразующим компонентом является нерастворимый в 10% соляной кислоте остаток. Нерастворимый остаток представляет собой материал глинистого остова и имеет, как правило, аллохтонное происхождение. По соотношению нерастворимого остатка и оксида кальция илы, озера Тыгиш необходимо классифицировать, как известковые. В озере Червяное верхний слой также относится к известковистым илам, а нижние слои – к глинистым иловым отложениям. Кальциево-магнезиальный скелет илов озера Тыгиш составляет от 3,6% до 4,3% на нативный ил или 34% - 49% от твердой фазы. На долю кальциево-магнезиального скелета в донных отложениях озера Червяное приходится от 1,7% до 6,0% на нативный ил или 40%-46% от твердой фазы. Главную роль в формировании кальциево-магнезиального скелета обоих озер играет карбонат кальция. Характерным отличием илов оз.Тыгиш от донных отложений оз.Червяное является тот факт, что в первых в составе кальциево-магнезиального скелета обязательно присутствует карбонат магния, а во вторых его не обнаружено.

Общее содержание коллоидов в озере Тыгиш составляет 2,4% - 5,2% на илы естественной влажности или 32% - 40% от твердой фазы. Иловые отложения озера Червяное

характеризуются более высоким как абсолютным (8,4% - 10,4%), так и относительным (40% - 46%) содержанием коллоидных элементов. Органические коллоиды в обоих озерах составляют более 10% от твердой фазы, что позволяет илы оз.Тыгиш и оз.Червяное отнести к сапропелевым донным отложениям.

Таким образом, донные отложения озера Тыгиш, в основном, представлены среднезольными известковистыми сапропелями, а также песчаными и песчано-илистыми грунтами. Верхний слой залежи озера Червяное сформирован высокозольным известковистым сапропелем, а нижние слои – высокозольными глинистыми сапропелями. Так, в оз.Червяное присутствуют песчано-илистые и илисто-песчаные грунты. Донные отложения озера Большой Сунгуль представлены в основном песком и затопленной почвой.

Следует отметить, что в течение более трех десятков лет разными исследователями фактически был проведен мониторинг радиоактивного загрязнения воды озер Тыгиш, Червяное и Большой Сунгуль. Используя имеющиеся собственные и литературные данные по результатам радиохимического и гамма-спектрометрического анализов воды, полученные в период с 1960 по 1996 год («Комплексная экологическая оценка…», 1993; Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996), нами (Трапезников и др., 2000), были построены математические модели, описывающие изменение концентрации и запасов радионуклидов в воде всех трех озер. В последней работе основная роль в разработке математических моделей принадлежит В.Н.Николкину.

В работе («Итоги изучения...»,1990) установлено, что спустя три года после аварии концентрация ^{90}Sr в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное зимой, весной и летом не претерпевает статистически достоверных изменений.

В этом же исследовании показано, что через три года после выпадения радиоактивных веществ в 1957 г., ^{90}Sr оказался довольно равномерно распределенным между верхними и нижними слоями воды в исследуемых озерах.

3.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

3.2.1. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш

В таблице 225 приведены данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш за 1960-1996 гг. Как видно из этой таблицы, концентрация ^{90}Sr с 1964 г. (года, в котором зафиксировано максимальное содержание радионуклида в водной среде) по 1993 г. уменьшилась с 7,96 Бк/л до 0,34 Бк/л, то есть в 23,4 раза. Это изменение в несколько раз превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом ^{90}Sr. Следовательно, мы можем констатировать перераспределение радионуклида по компонентам озерной экосистемы, а именно: из воды - в донные отложения и гидробионты.

Из этой же таблицы следует, что содержание ^{137}Cs с 1968 г. по 1996 г. уменьшилось с 0,50 Бк/л до 0,015 Бк/л, то есть в 33,3 раза. Это изменение также значительно превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом ^{137}Cs. В этом случае мы также вправе считать, что произошло перераспределение радионуклида из водной среды в донные отложения и гидробионты озера. Следует отметить, что повышенное содержание ^{137}Cs в воде о.Тыгиш в 1968 г. и последующие годы, видимо, связано с ветровым переносом радионуклида в 1967 г. с о.Карачай, расположенного на территории промплощадки ПО «Маяк», а не с аварией 1957г. в результате которой

Таблица 225

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш в летние месяцы 1960-1996 гг., Бк/л

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}Cs/^{90}Sr$
1960	5,92	не опред.	
1962	6,66	не опред.	
1963	6,66	не опред.	
1964	7,96	не опред.	
1965	6,10	не опред.	
1966	4,81	не опред.	
1967	2,85	не опред.	
1968	5,83	0,50	0,09
1969	5,58	0,14	0,03
1970	6,50	0,12	0,02
1971	6,10	0,16	0,03
1972	4,44	0,07	0,02
1973	5,00	0,06	0,01
1974	5,17	0,21	0,04
1975	4,66	0,23	0,05
1976	3,43	не опред.	
1977	3,20	не опред.	
1978	2,72	не опред.	
1979	2,24	не опред.	
1980	2,99	не опред.	
1981	1,91	0,04	0,02
1982	1,63	не опред.	
1983	1,70	не опред.	
1984	1,31	0,18	0,13
1985	2,62	0,09	0,03
1986	1,61	0,11	0,07
1987	1,16	0,08	0,07
1992	0,63 ± 0,01	0,014 ± 0,002	0,02
1993	0,69 ± 0,05	0,018 ± 0,001	0,03
1996	0,34 ± 0,02	0,015 ± 0,002	0,04

* данные за 1960-1987 гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)», 1996).
* - за 1992 -1996 - наши данные

загрязнение окружающей среды цезием-137 носило незначительный характер. Отношение ^{137}Cs /^{90}Sr в воде озера за период с 1969 г. по 1996 г. колебалось довольно значительно: от 0,01 до 0,13, составляя в среднем 0,04.

Изменение концентрации радионуклидов в воде оз. Тыгиш (рисунок 489) описывается следующими регрессионными уравнениями:

$$^{90}Sr(Бк/л) = 12,66 \cdot e^{-0,077\,t} \qquad R^2 = 0,86 \qquad (1)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/л) = 0,55 \cdot e^{-0,076\,t} \qquad R^2 = 0,57 \qquad (2)$$

где R^2 – коэффициент дискриминации

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде озера Тыгиш с современных санитарно-гигиенических позиций следует отметить, что концентрация

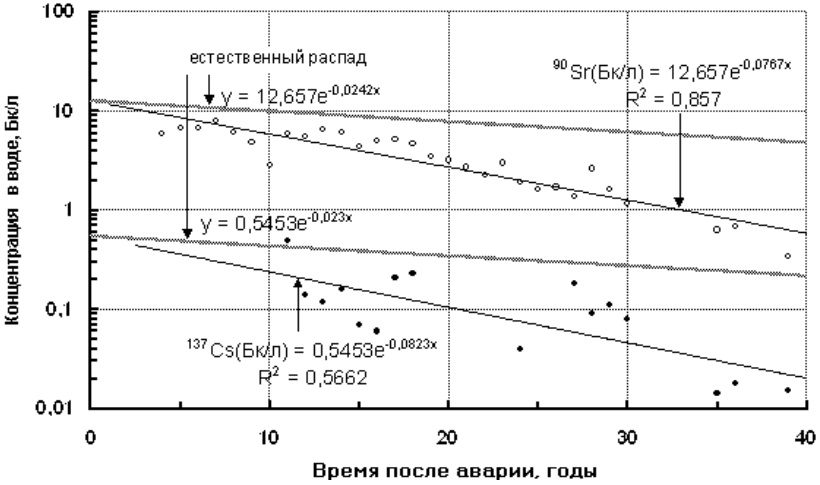


Рисунок - 489. Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш (1957- 1997гг.)

^{90}Sr в 1960-1974 (таблица 225) за редкими исключениями оказывалась выше допустимой величины для питьевой воды – 5 Бк/кг («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)…», 1999). В то же время, начиная с 1975г. уровень содержания данного радионуклида в воде не превышал значения предельного уровня, а в последние годы был ниже в 10 и более раз. Что касается ^{137}Cs, то содержание этого нуклида в воде озера Тыгиш за весь период наблюдений 1968-1996 гг. (табл. 40) не только не превышало уровень вмешательства для питьевой воды – 11 Бк/кг («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99»….,1999), но в последние годы было меньше нормативного уровня в 700 и более раз.

3.2.2.Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль

В таблице 226 приведены данные по содержанию ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль за 1961-1996 гг. Как видно из этой таблицы, концентрация ^{90}Sr с 1972 г. (года, в котором зафиксировано максимальное содержание радионуклида в водной среде) по 1996 г. уменьшилась с 3,69 Бк/л до 0,20 Бк/л, то есть в 18,5 раз. Также как и в озере Тыгиш, это изменение концентрации ^{90}Sr в воде в несколько раз превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом. Поэтому, мы можем отметить факт перераспределения радионуклида по компонентам озерной экосистемы: из воды - в донные отложения и гидробионты.

Из этой же таблицы следует, что содержание ^{137}Cs с 1967 г. по 1996 г. уменьшилось с 0,18 Бк/л до 0,014 Бк/л, то есть в 12,9 раза. Это изменение значительно превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом ^{137}Cs.

Таблица 226

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль в летние месяцы 1960-1996 гг., Бк/л

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}Cs/^{90}Sr$
1961	1,85		
1962	1,48		
1963	1,66		
1964	2,00		
1965	1,99		
1967	1,02	0,18	0,18
1968	1,11	0,10	0,09
1969	1,43	0,04	0,03
1970	1,34	0,06	0,04
1971	2,08	0,05	0,02
1972	3,69	0,04	0,01
1973	2,25	0,13	0,06
1974	1,68	0,05	0,03
1975	1,39	0,02	0,01
1976	1,01	0,02	0,02
1977	0,91		
1978	0,55		
1980	0,76		
1981	0,68	0,02	0,03
1982	0,40		
1983	0,48		
1984	0,52		
1985	1,15	0,03	0,03
1986	0,36	0,04	0,11
1987	0,25	0,02	0,08
1992	0,32 ± 0,02	0,011 ± 0,001	0,03
1993	0,37 ± 0,02	0,015	0,03
1996	0,20	0,014	0,07

* - данные за 1961-1987 гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)», 1996).
* - за 1992 -1996 - наши данные

В этом случае мы также вправе считать, что произошло перераспределение радионуклида из водной среды в донные отложения и гидробионты озера.

Следует подчеркнуть, что повышенное содержание ^{137}Cs в воде о.Большой Сунгуль в 1967 г. и в последующие годы, очевидно, связано с ветровым переносом радионуклида с озера Карачай, который имел место в том же году. Отношение ^{137}Cs /^{90}Sr в воде Большого Сунгуля колебалось за период с 1967г. по 1996г. довольно значительно: от 0,01 до 0,18, составляя в среднем 0,05.

Построена математическая модель, описывающая изменение концентрации радионуклидов в воде озера Большой Сунгуль в зависимости от времени t (в годах), прошедшего после аварии (рисунок 490):

$$^{90}Sr(Бк/л) = 3{,}18 \cdot e^{-0{,}0645\,t}, \qquad R^2 = 0{,}70 \qquad (3)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/л) = 0{,}15 \cdot e^{-0{,}0648\,t} \qquad R^2 = 0{,}61 \qquad (4)$$

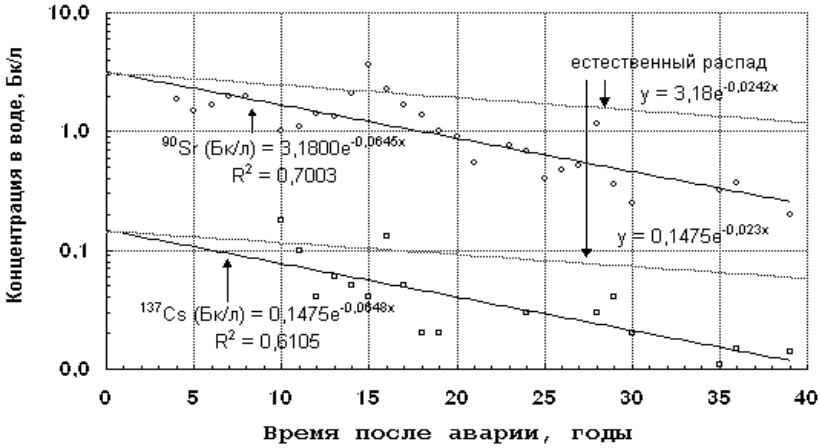


Рисунок 490 – Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль (1957-1997гг.)

откуда следует, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в год аварии (t=0) равнялась 3,18 и 0,15 Бк/л.

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде озера Большой Сунгуль с современных санитарно-гигиенических позиций, следует отметить, что концентрация как ^{90} Sr, и так ^{137}Cs в 1961-1996 гг. (таблица 226) во всех случаях оказывалась ниже значений уровня вмешательства для питьевой воды («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)…»,1999). В последние же годы содержание ^{90} Sr в воде озера было ниже этого предела в 10-20 раз, а ^{137}Cs в 700 и более раз.

3.2.3.Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное

В таблице 227 приведены данные по содержанию ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное за 1960 - 1993 гг. Как видно из этой таблицы, концентрация ^{90}Sr с 1972г. (года, в котором зафиксировано максимальное содержание радионуклида в водной среде) по 1993 г. уменьшилась с 3,91 Бк/л до 0,75 Бк/л, то есть в 5,2 раза. Также, как и в озерах Тыгиш и Большой Сунгуль (хотя и в меньшей степени) это изменение концентрации ^{90}Sr в воде в несколько раз превышает уменьшение концентрации нуклида, связанное с радиоактивным распадом. Следовательно, мы можем констатировать перераспределение радионуклида из воды в другие компоненты озерной экосистемы.

Из этой же таблицы следует, что содержание ^{137}Cs в воде о. Червяное с 1967г. по 1993г. уменьшилось с 0,41 Бк/л до 0,02 Бк/л, то есть в 20,5 раз. Также, как и в случае со ^{90}Sr, мы вправе утверждать, что произошло перераспределение радионуклида из водной среды в донные отложения и гидробионты озера. Как и в озерах Тыгиш и Большой Сунгуль повышенное содержание ^{137}Cs в 1967 г.

Таблица 227

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное в летние месяцы 1960-1993 гг., Бк/л

год	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{137}Cs/^{90}Sr$
1961	1,85		
1962	1,64		
1963	1,85		
1964	1,13		
1965	2,28		
1966	0,92		
1967	1,26	0,41	0,33
1968	1,74	0,29	0,17
1969	1,52	0,07	0,05
1970	1,79	0,13	0,07
1971	2,27	0,09	0,04
1972	3,91	0,06	0,02
1973	2,01	0,07	0,03
1974	2,38	0,15	0,06
1975	1,84	0,06	0,03
1976	0,83	0,02	0,02
1977	0,78		
1978	0,79		
1980	0,50		
1981	0,52	0,05	0,10
1982	0,56		
1983	0,57		
1984	0,60		
1985	0,39		
1986	0,38	0,03	0,08
1987	0,40	0,03	0,07
1992	0,36	0,01	0,03
1993	0,75	0,02	0,03

*- данные за 1961-1987 гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область)», 1996).
*- за 1992-1993 гг. - наши данные.

и в последующие годы, очевидно, связано с ветровым переносом радионуклида с озера Карачай.

Отношение ^{137}Cs / ^{90}Sr в воде о.Червяное колебалось за период с 1967г. по 1993 г. от 0,02 до 0,93, составляя в среднем 0,08.

На основании собственных данных, а также данных других исследователей, опубликованных в работе («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996), построена математическая модель (Трапезников и др., 2007в), описывающая изменение концентрации радионуклидов в воде озера Червяное в зависимости от времени t (в годах), прошедшего после аварии (рисунок 491):

$$^{90}Sr(Бк/л) = 2,77 \cdot e^{-0,0521\,t}, \qquad R^2 = 0,52 \quad (5)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/л) = 0,42 \cdot e^{-0,0967\,t}, \qquad R^2 = 0,69 \quad (6)$$

где время *t*, как и в ранее представленных формулах, дано в годах.

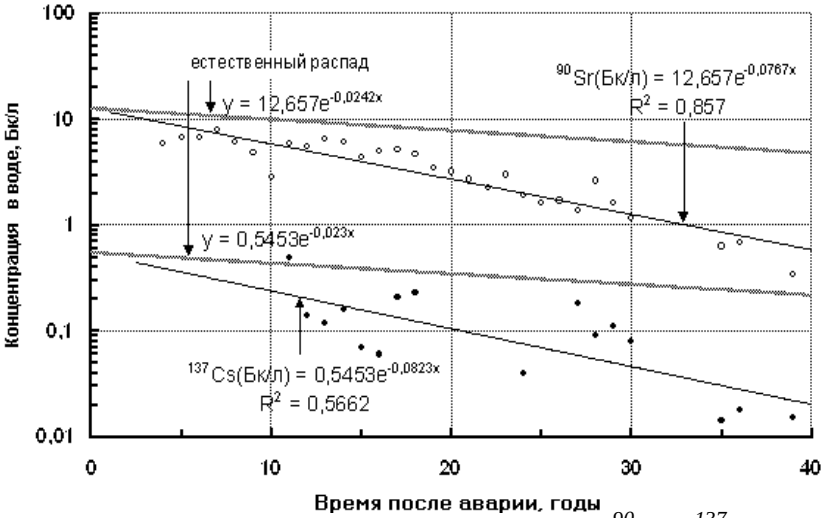


Рисунок 491 - Изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное (1957-1997 гг.)

Из этих уравнений также следует, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде этого озера в год аварии (t=0) равнялась 2,77 и 0,42 Бк/л.

Следует подчеркнуть, что концентрация как ^{90}Sr, так и ^{137}Cs в 1961-1993гг. (таблица 227) во всех случаях оказывалась ниже значений уровня вмешательства для питьевой воды («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)…», 1999). В последние годы содержание ^{90}Sr в воде озера было ниже этого предела в 6-14 раз, а ^{137}Cs – в 500 и более раз.

Интересно сравнить по данным начала 1990-х годов содержание исследуемых радионуклидов в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное с двумя другими водоемами Уральского региона, находящимися за пределами ВУРСа в Свердловской области – озером Щучьим и Рефтинским водохранилищем. Так, концентрация ^{90}Sr в первом их них составляла 0,10 Бк/л в 1992г., а во втором – 0,034 Бк/л. Это значит, что содержание ^{90}Sr в воде исследуемых озер ВУРСа в 2-7 раз превышало таковое в о.Щучьем и, в среднем, – в 10 раз – в Рефтинском водохранилище. Что касается ^{137}Cs, то его концентрация в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное, с одной стороны, и контрольных водоемов – с другой, различаются незначительно.

3.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье

Известно, что в водных экосистемах основные запасы радионуклидов депонированы в донных отложениях (Мешалкина, 1971; Трапезников, 1990; Чеботина и др., 1992). Поэтому, важно детально исследовать как вертикальное распределение нуклидов по толще донных отложений, так и их горизонтальное распределение по всей акватории водоема.

3.3.1. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш

Послойный отбор донных отложений позволил изучить вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных частях озера Тыгиш. Донные отложения, представленные сапропелями, на разных участках дна водоема различаются своей мощностью. Так в прибрежных северной и северо-западной зонах водоема, а также в его центральной части (I и II зоны на рисунке 492) толща сапропелей достигает 3 м и более. Толщина донных отложений в южной прибрежной части озера (зона III на этом же рисунке) составляет в среднем около 1 метра. Эти донные грунты состоят в основном из песка и гальки.

Результаты измерений концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш представлены в таблице 228. Донные отложения в разных частях озера различаются уровнями радиоактивного загрязнения, при этом наиболее высокие концентрации радионуклидов наблюдались в верхних слоях. Из таблицы видно, что концентрация ^{90}Sr в зоне 1 в слое 20 см находится в пределах 115-189 Бк/кг, в зоне 2 – в пределах 245-360 Бк/кг сухой массы. В этих зонах озера концентрация ^{90}Sr в слое 0- 20 см в среднем в 5 раз выше, чем в слое 20-100 см. В слое 100-350 см содержание радионуклида в сапропеле в среднем снижается в 1,5 раза по сравнению с предыдущим слоем 20-100 см. В зоне 3 высокое содержание радионуклида (104-189 Бк/кг) отмечено только в слое 0-10 см, в слое 10-20 см оно снижается до 12-64 Бк/кг. Это, видимо, отражает особенности формирования донных отложений в данной части озера, о чем свидетельствует также и относительно небольшая мощность сапропеля.

Концентрация ^{137}Cs в донных отложениях (таблица 228) в среднем в 3,7 – 6,1 раза ниже концентрации ^{90}Sr. В слое 0 – 15 см средняя концентрация ^{137}Cs находится в пределах 14 – 38 Бк/кг в зоне 1 и 26 –49 Бк/кг в зоне 3. В центральной части озера (зона 2) концентрация данного радионуклида колеблется в пределах от 51 до 137 Бк/кг. С глубиной концентрация ^{137}Cs снижается и в нижнем слое толщи сапропеля в некоторых точках отбора проб она ниже предела обнаружения.

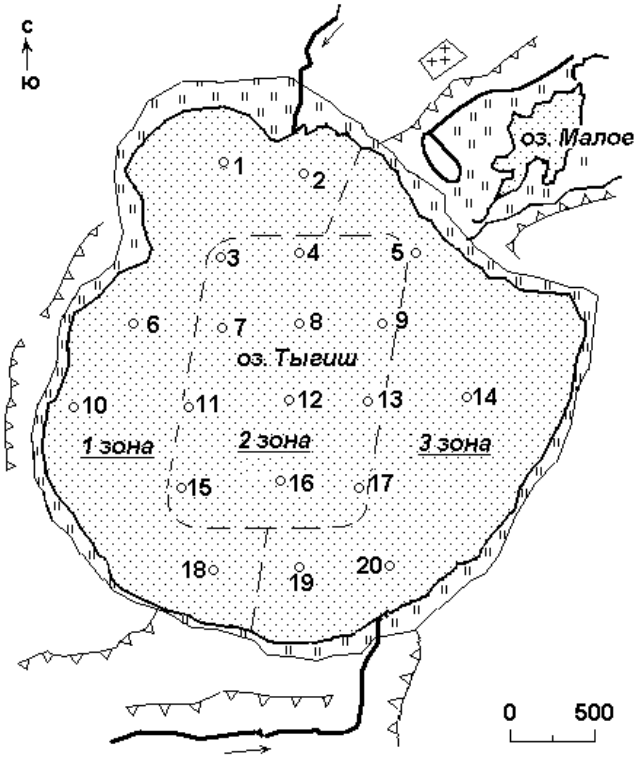


Рисунок 492 – Схема отбора проб донных отложений на озере Тыгиш

Таблица 228

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш Бк/кг воздушно-сухой массы (1993 г.)

Слой,	^{90}Sr			^{137}Cs			^{90}Sr /^{137}Cs		
см	1 зона	2 зона	3 зона	1 зона	2 зона	3 зона	1 зона	2 зона	3 зона
0-5	189±50	369±65	189±58	38±14	137±48	49±28	5,0	2,7	3,9
5-10	115±59	304±63	104±25	14±5	81±13	29±7	8,2	3,8	3,6
10-15	142±80	365±127	64±18	21±7	51±25	26±10	6,8	7,2	2,5
15-20	198±114	245±52	29±4	12±3	38±20	17±4	16,5	6,5	1,7
20-40	41±14	113±35	27±2	16±5	12±5	14±5	2,6	9,4	1,9
40-60	33±16	74±22	43±21	13±4	11±5	13±3	2,5	6,7	3,3
60-80	34±15	43±10	26±12	16±5	15±5	7±0,6	2,1	2,9	3,7
80-100	19±10	59±14	10±5	12±5	13±6	3±1	1,6	4,5	3,3
100-150	17±1	72±18		6±1	9±2		2,8	8,0	
150-200	14±5	70±15		7±2	7±2		2,0	10,0	
200-250	11±4	50±12		6±0,5	5±1		1,8	10,0	
250-300	12±10	59±20		3±1	4±1,7		4,0	14,8	
300-350	4±0,8	20±2		1±0,4			4,0		

Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях в различных зонах водоема удовлетворительно описывается двумя экспоненциальными зависимостями, каждая из которых соответствует различным по глубине частям профиля (рисунки 493 и 494).

Для ^{90}Sr эти зависимости представлены следующим набором регрессионных уравнений:

для 1 зоны

$$y_в = 16890{,}8 \cdot e^{-3{,}90 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (7)$$

$$y_н = 3174{,}2 \cdot e^{-0{,}57 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}791 \qquad (8)$$

для 2 зоны

$$y_в = 35119{,}96 \cdot e^{-3{,}705 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}928 \qquad (9)$$

$$y_н = 6163{,}46 \cdot e^{-2{,}15 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}291 \qquad (10)$$

для 3 зоны

$$y_в = 21096{,}83 \cdot e^{-12{,}218 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}99 \qquad (11)$$

$$y_н = 3669{,}77 \cdot e^{-0{,}122 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}443 \qquad (12)$$

Соответствующие уравнения для вертикального распределения ^{137}Cs имеют вид:

для 1 зоны

$$y_в = 2818{,}78 \cdot e^{-6{,}105 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}586 \qquad (13)$$

$$y_н = 1585{,}13 \cdot e^{-0{,}78 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (14)$$

для 2 зоны

$$y_в = 12947{,}12 \cdot e^{-8{,}66 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}996 \qquad (15)$$

$$y_н = 16890{,}8 \cdot e^{-3{,}9 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (16)$$

для 3 зоны

$$y_в = 4344{,}37 \cdot e^{-6{,}57 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}949 \qquad (17)$$

$$y_н = 2377{,}22 \cdot e^{-2{,}28 \cdot x}, \quad R^2 = 0{,}763 \qquad (18)$$

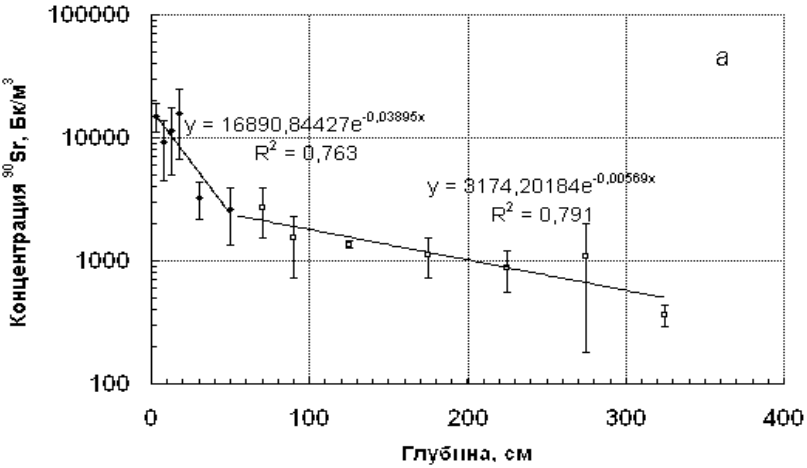


Рисунок 493 (а – 1 зона) –Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Тыгиш

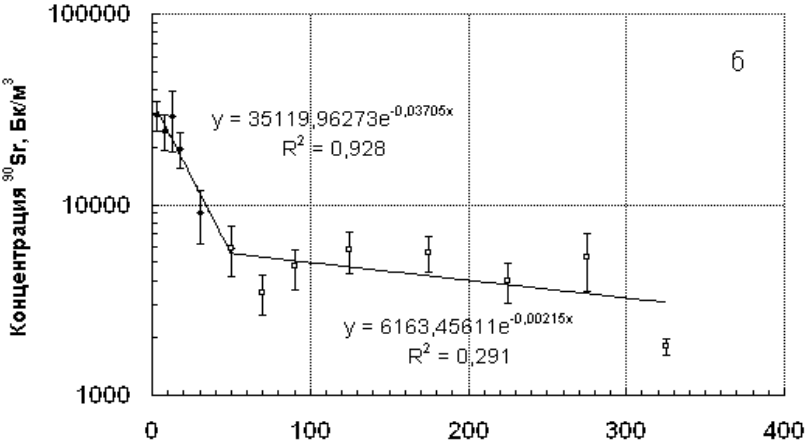


Рисунок 493 (б – 2 зона) – Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Тыгиш

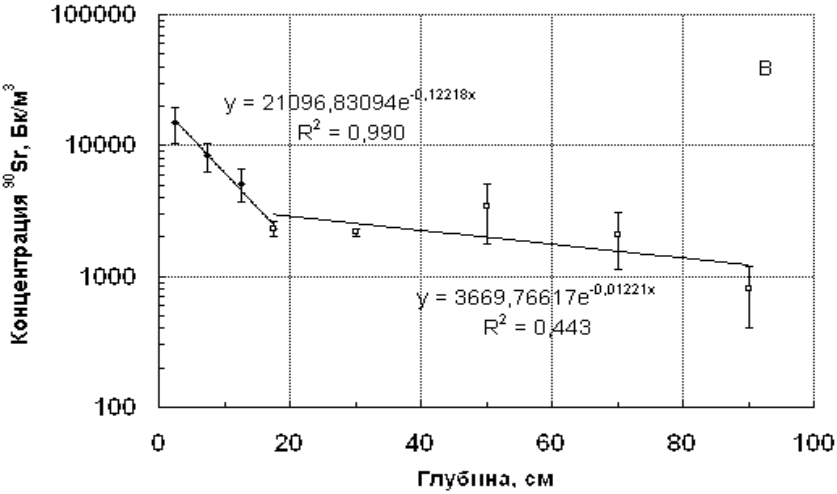


Рисунок 493 (в – 3 зона) –Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Тыгиш

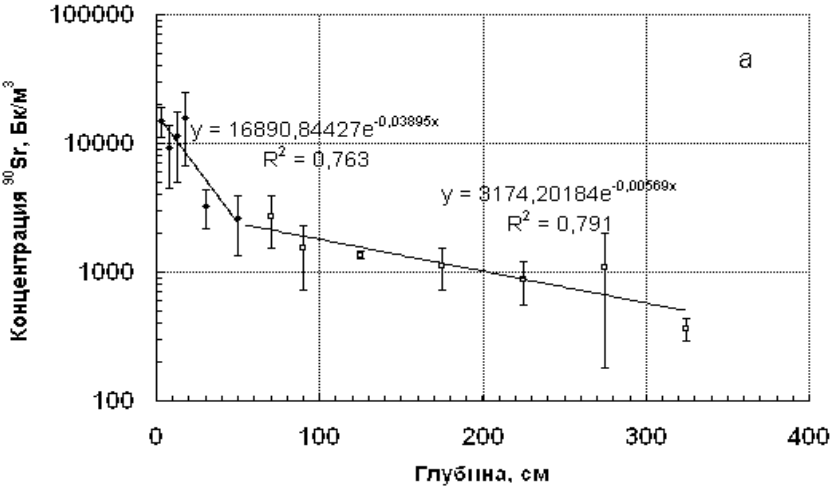


Рисунок 494 (а – 1 зона) – Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш

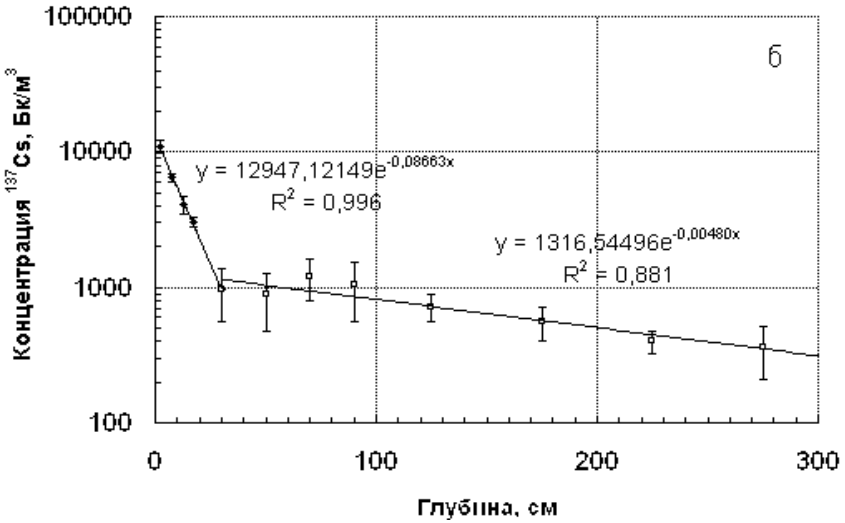


Рисунок 494 (б – 2 зона) – Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш

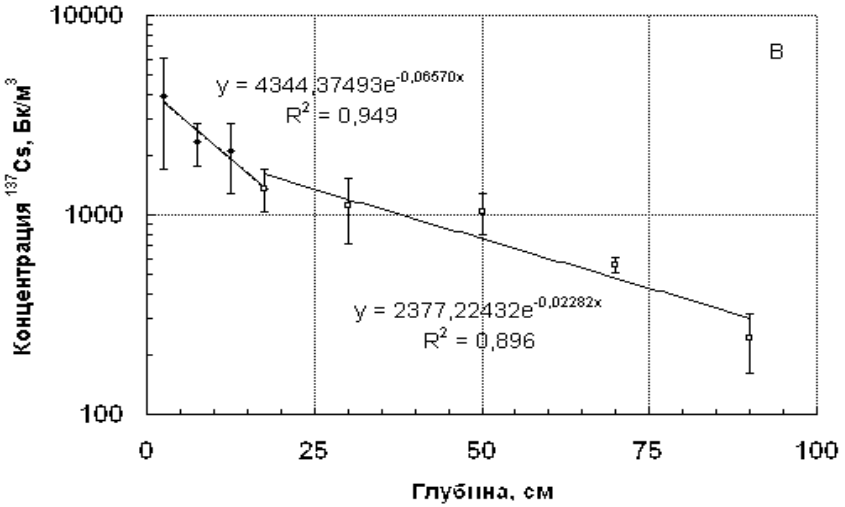


Рисунок 494 (в – 3 зона) – Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш

В приведенных уравнениях вертикальная координата *x* выражена в метрах, концентрация нуклида *y* – в Бк/м^3, а индексы *в* и *н* указывают на верхний и нижний участки вертикального профиля.

Анализ показал, что представленные уравнения более адекватно, чем одноэкспонентная модель, отражают характер вертикального распределения обоих радионуклидов в сапропелевых отложениях оз. Тыгиш.

Вертикальное и площадное распределение радионуклидов в водоеме определяется в основном характером первоначального радиоактивного загрязнения его акватории в 1957 году и последующего поступления радионуклидов с территории водосбора, а также, частично, выпадением радиоактивного материала принесенного воздушным путем с берегов озера Карачай в 1967 году и из разрушенного реактора Чернобыльской АЭС в 1989 году.

На начальное распределение радионуклидов по площади дна озера оказало влияние также и местонахождение зарослей водных растений (Chara fragilis Desw., Chara aspera Wild, Cladophora glomerata Kutz., Myriophyllum spicatum L., Scipus lacustris L., Stratiotes aloides L.) которые наиболее обширны в центральной и северной прибрежной зонах водоема. Водные растения и, в частности, харовые, как известно, обладают высокой накопительной способностью по отношению к таким радионуклидам, как ^{90}Sr, концентрируют их (Тимофеева-Ресовская, 1963; Куликов, Чеботина, 1988) и при отмирании участвуют в образовании сапропеля.

Кроме этого, на растениях отмечено поселение большого числа моллюсков, раковины которых интенсивно накапливают ^{90}Sr (Тимофеева-Ресовская, 1963). После отмирания моллюсков их раковины подвергаются разрушению и образовавшийся вследствие этого материал

включается наряду с остатками отмерших рыб и растений в процессы образования донных отложений.

Расчеты, проведенные в работе (Aarkrog e.a., 1992) показали, что основным источником поступления ^{90}Sr на территорию водосбора озера Тыгиш являлась Кыштымская авария 1957 г. (94,6%), в то время как глобальные выпадения составили 2,4%. По данным этой же статьи поступление ^{137}Cs от Кыштымской аварии оценено в 7,9%, от аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.) – 12%, от глобальных выпадений – 22,2% и 57,9% – от неустановленных источников. Очевидно, что данная закономерность, в целом, распространяется и на водоем.

В связи с этим интересно сравнить данные по радиоактивному загрязнению донных отложений озера Тыгиш и озера Щучье, расположенного в Белоярском районе Свердловской области вне территории ВУРСа. Из таблицы 228 можно легко рассчитать, что в верхнем 10-сантиметровом слое донных отложений средняя концентрация ^{90}Sr в о.Тыгиш составляет 211 Бк/кг. В то же время среднее содержание данного радионуклида в сапропелевых отложениях о.Щучье на такой же глубине равно 38 Бк/кг, то есть в 5,5 раз меньше (Таблица 233). Из этой же таблицы рассчитано, что в верхнем 10-сантиметровом слое сапропеля средняя концентрация ^{137}Cs в Тыгише составляет 58 Бк/кг, а среднее содержание этого нуклида в слое сапропеля озера Щучье на такой же глубине равно 45 Бк/кг, то есть отличается незначительно. При этом среднее отношение концентраций $^{90}Sr/\ ^{137}Cs$ в указанном слое грунта в о.Тыгиш составляет 4,5, а в о.Щучьем – 1,1.

Важно оценить состояние сапропеля озера Тыгиш с точки зрения радиационной безопасности. Как видно из таблицы 228 максимальное содержание ^{90}Sr в сапропеле озера составляет 369 Бк/кг сухой массы (или $10 \cdot 10^{-9}$ Ku/кг).

Согласно «Основным санитарным правилам работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений» («Нормы…», 1988) к категории твердых радиоактивных отходов относятся материалы, имеющие концентрацию $\geq 2 \cdot 10^{-7}$ Ku/кг (по ^{90}Sr) и $\geq 2{,}9 \cdot 10^{-7}$ Ku/кг (по ^{137}Cs). Отсюда следует, что содержание ^{90}Sr в донных отложениях Тыгиша более чем в 20 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов и более чем в 78 раз ниже аналогичных значений для ^{137}Cs. Следовательно, отпадает вопрос о необходимости проведения каких-либо оперативных контрмер.

Большие запасы известковистого сапропеля в оз.Тыгиш представляют интерес для мелиорации земель. Однако для реализации этой возможности необходимо проведение специальных дополнительных исследований, поскольку концентрация ^{90}Sr в верхнем 40-см слое сапропеля превышает предельный уровень (74 Бк/кг), определенный государственным нормативом для сапропелей, используемых в качестве удобрений для земель, подвергшихся радиоактивному загрязнению («Удобрения сапропелевые ...», 1993). Отметим, что максимальные концентрации ^{137}Cs в донных отложениях этого озера не являются препятствием для внесения их в почву указанных выше земель в виде удобрений, так как они ниже предельных значений, регламентируемых указанным документом.

3.3.2. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль

Послойный отбор донных отложений позволил изучить вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в разных частях озера Большой Сунгуль (рисунок 495).

В таблицах 229 и 230 представлены данные о вертикальном распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях. В большинстве мест отбора проб на этом водоеме наиболее высокие концентрации радионуклидов обнаружены в верхнем 30-40 см слое грунта. При этом в северо-восточной и восточной частях озера концентрация радионуклидов в слое грунта 0 –10, в среднем значительно ниже, чем в слое 10-20 см. Это обусловлено намывом органо-минерального материала с прилегающего участка суши, на котором производились земляные работы, связанные с перемещением грунта.

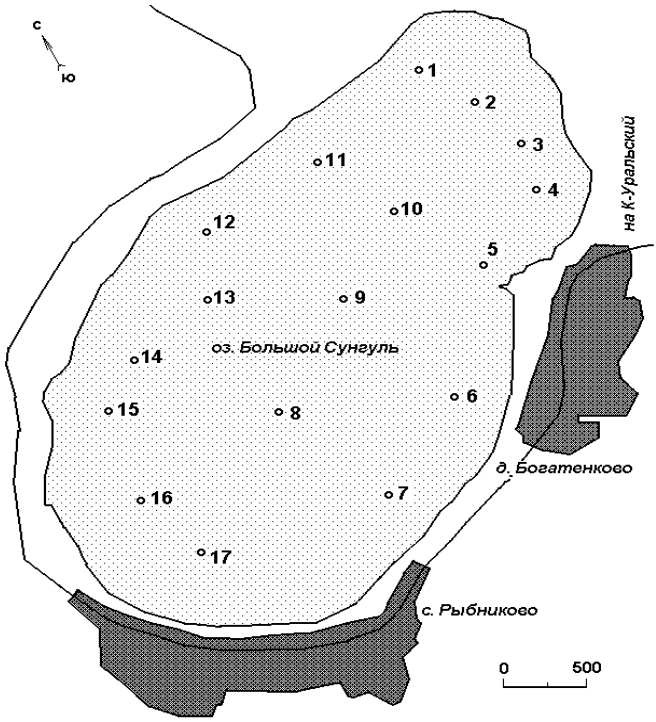


Рисунок 495 – Схема отбора проб донных отложений на озере Большой Сунгуль

Таблица 229

Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Большой Сунгуль, 1993 г. (Бк/кг воздушно-сухой массы)

Слой, см	Точка отбора проб																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
0-10	85,5	45,2	35,3	43,0	182,2	312,5	282,1	400,5	350,6	105,3	83,0	25,4	380,2	282,4	98,1	115,0	95,4
10-20	209,8	55,2	111,5	50,7	190,0	230,0	250,4	376,3	300,0	180,5	75,1	20,5	340,0	196,5	87,2	91,4	85,6
20-30	180,3	152,2	165,2	76,5	250,1	180,3	160,2	340,0	285,3	170,4	35,4	21,3	281,1	138,0	52,3	55,3	47,1
30-40	153,6	126,4	128,0	153,8	123,6	104,0	98,0	201,4	191,3	128,6	28,2	12,0	253,4	50,2	30,2	43,1	30,3
40-60	38,1	43,3	35,7	124,4	78,5	9,9	11,3	24,0	100,1	55,3	19,4	6,4	33,5	15,3	19,1	30,3	25,3
60-80	20,0	22,0	22,4	35,0	44,0	6,5	9,1	28,1	12,3	15,4	17,3		18,2				
80-100	8,3	12,0	18,3	17,3	17,1	5,6	7,8	18,3	7,0								

Таблица 230

Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль, 1993 г. Бк/кг сухой массы (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
0-10	70,1	31,8	28,2	26,4	93,4	202,3	160,0	290,0	240,1	32,4	51,2	18,9	262,2	88,0	89,9	51,1	200,3
10-20	58,3	26,8	80,9	33,8	76,0	155,1	130,5	172,5	149,3	116,5	48,2	16,3	215,2	75,0	69,7	57,8	126,0
20-30	46,5	90,6	145,5	60,7	149,7	128,0	100,0	135,3	130,9	103,9	23,6	15,1	217,9	15,4	47,3	36,8	75,9
30-40	38,2	87,8	137,7	75,8	58,1	63,5	73,6	112,1	67,1	100,5	22,3	9,3	214,7	13,2	19,5	16,7	37,1
40-60	14,4	28,9	23,5	74,1	54,2	6,4	9,5	12,3	67,2	50,7	9,9	12,6	18,6	8,0	16,3	16,6	10,6
60-80	8,5	18,6	12,0	24,9	25,2	4,3	8,0	10,2	6,3	13,4	7,9		7,9				
80-100	11,2	11,6	15,9	14,8	15,0	4,8	5,1	17,1	2,9								

Так, концентрация ^{90}Sr в слое грунта 0-10 см на этих участках составляет 33,3-85,5 Бк/кг и 28,2-70,1 Бк/кг ^{137}Cs, то в слое 10-20 см соответственно 111,5-209,8 Бк/кг и 58,3-80,9 Бк/кг. Причем содержание ^{137}Cs в слое 20-40 см достигало в восточной прибрежной части 145 Бк/кг. Следует отметить большие различия в уровнях радиоактивного загрязнения северо-западной, северной и западной прибрежных частей озера, где концентрация радионуклидов в верхнем 30-см слое грунта находилась в пределах 15-83 Бк/кг, что значительно ниже, чем в остальных его частях (46-400 Бк/кг).

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Б.Сунгуль корректно описывается двумя экспоненциальными уравнениями, каждое из которых соответствует своему участку вертикального профиля (рисунок 496). Концентрация обоих радионуклидов в верхних слоях донных отложений оз. Б.Сунгуль почти постоянна,

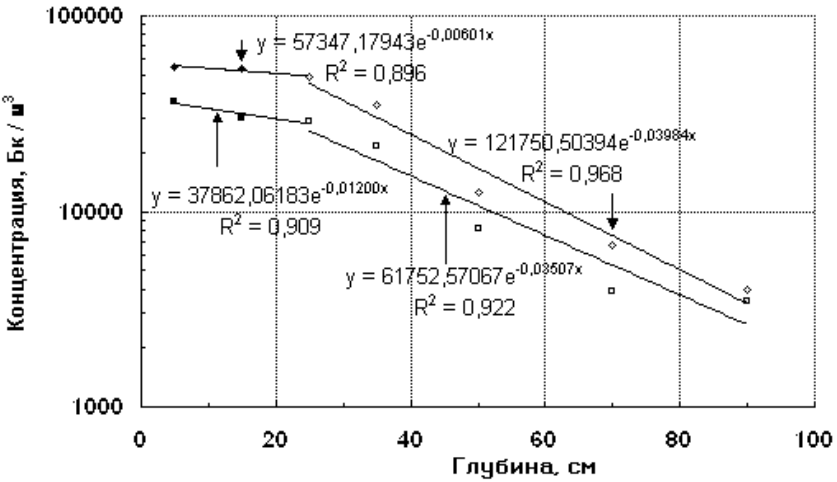


Рисунок 496 – Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль

что выражается малым наклоном кривых вертикального распределения. Такая картина изменения с глубиной концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах этого озера аналогична наблюдаемой в почвах («Комплексная экологическая оценка…», 1993;). Специальные исследования, проведенные в прибрежной зоне водосбора оз. Б.Сунгуль, показали, что в северной части побережья содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в слое почвы 0-3см составляет 62,5±2,4 Бк/кг и 18,8±1,0 Бк/кг, а в слое 3-8 см – 243,0±4,8 Бк/кг и 27,5±2,1 Бк/кг соответственно, что также обусловлено проведением вблизи прибрежной зоны земляных работ.

Математическая модель вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях озера представлена следующими уравнениями регрессии:

- в поверхностном слое (вертикальная координата $x < 0,25$ м):

$$^{90}Sr\ (Бк/м^3) = 57347,2\ e^{-0,601\ x}, \quad R^2 = 0,90 \qquad (19)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/м^3) = 37862,1\ e^{-1,2\ x}, \quad R^2 = 0,91 \qquad (20)$$

в глубинных слоях ($x \geq 0,25$м):

$$^{90}Sr\ (Бк/м^3) = 121750,5\ e^{-3,98\ x}, \quad R^2 = 0,97 \qquad (21)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/м^3) = 61752,6 \cdot e^{-3,507\ x}, \quad R^2 = 0,92 \qquad (22)$$

Оценим состояние донных отложений озера Большой Сунгуль с точки зрения радиационной безопасности. Как видно из таблиц 229 и 230, максимальное содержание ^{90}Sr в грунтах озера составляет 400,5 Бк/кг, а наибольшая концентрация ^{137}Cs равна 290 Бк/кг, что соответственно в 19 и 37 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов («Нормы…» 1988). Поэтому

отпадает вопрос о проведении каких-либо оперативных реабилитационных мероприятий.

3.3.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное

Послойный отбор донных отложений позволил изучить вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах озера Червяное. Исследование было проведено в 9 точках, которые равномерно расположены по всей территории озера (рисунок 497).

В таблицах 231 и 232 приведены данные о вертикальном распределении ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз.Червяного. Отметим, что из-за резкого возрастания с глубиной плотности грунта отбор образцов удалось провести только в слое 80-105 см, хотя, толща донных отложений в озере превышает 5 м. Из таблиц видно, что в слоях грунта 0-10 и 10-20 см концентрация обоих радионуклидов колеблется в широких пределах: по ^{90}Sr – от 5,8 до 344,6 Бк/кг и по ^{137}Cs – от 8,7 до 300,6 Бк/кг сухой массы, причем содержание нуклидов в первом слое, как правило, выше, чем во втором. Однако в точке 2 (рисунок 497) концентрации обоих радионуклидов в слое грунта 0-10 см в несколько раз ниже, чем в слое 10-20 см, что обусловлено намывом менее радиоактивного материала с прилегающего участка суши, на котором производились земляные работы.

Обращают на себя внимание в целом более высокие концентрации ^{137}Cs в донных отложениях по сравнению с содержанием ^{90}Sr. Так, в верхнем 10-см слое в шести точках из девяти концентрация ^{90}Sr оказалась ниже концентрации ^{137}Cs; в среднем отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ составляет 0,95. Следует отметить, что на прибрежных участках площади водосбора оз. Червяного в ряде точек содержание ^{137}Cs в

почве превышает таковое ^{90}Sr. Так, в 40-см верхнем слое почвы на водосборе оз. Червяное концентрация ^{137}Cs в среднем в 2,3 раза, а в одном из мест отбора проб в слое 0-5 см – в 3,5 раза выше концентрации ^{90}Sr («Почвенно-экологические условия…», 1996). Это свидетельствует о том,

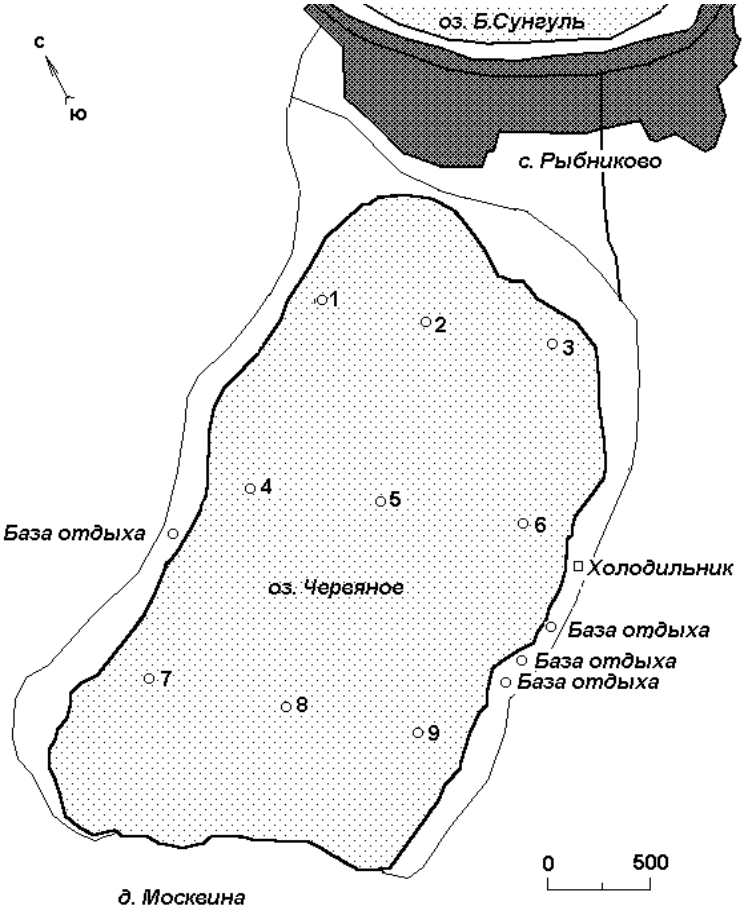


Рисунок 497 - Схема отбора проб донных отложений на озере Червяное

что оз. Червяное и территория его водосбора подверглись аэральному загрязнению ^{137}Cs от неизвестного источника.

Математическая обработка данных таблиц 231 и 232 показала, что вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Червяное (рисунок 498) достаточно корректно описывается экспоненциальными уравнениями:

$$^{90}Sr\ (Бк/м^3) = 32736{,}28 \cdot e^{-7{,}72\,x}, \qquad R^2 = 0{,}865 \qquad (23)$$

$$^{137}Cs\ (Бк/м^3) = 33709{,}75 \cdot e^{-7{,}76\,x}, \qquad R^2 = 0{,}86 \qquad (24)$$

где вертикальная координата *x* выражена в метрах.

Оценим состояние донных отложений озера Червяное с точки зрения радиационной безопасности. Как видно из таблиц 231 и 232, максимальное содержание ^{90}Sr в грунтах озера составляет 311 Бк/кг, а наибольшая концентрация ^{137}Cs равняется 345 Бк/кг, что соответственно в 28 и 31 раз ниже нормативных величин для твердых радиоактивных отходов. («Нормы…», 1988). Поэтому, отпадает вопрос о проведении каких-либо оперативных реабилитационных мероприятий.

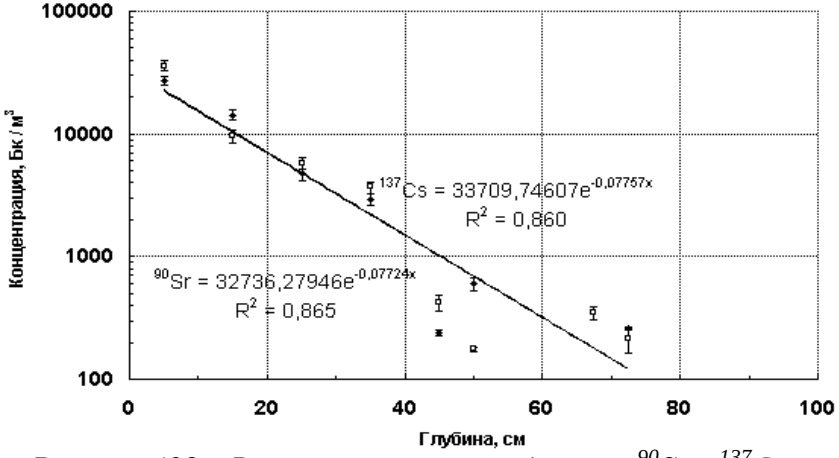


Рисунок 498 – Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное

Таблица 231

Вертикальное распределение ^{90}Sr в донных отложениях озера Червяное, Бк/кг сухой массы. (1993 г.)

Слой,	Точка отбора проб								
см	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0-10	60,1±2,8	5,8±0,5	140,1±11,0	209,9±21,3	310,6±22,1	150,1±9,3	25,3±3,4	212,4±19,3	47,4±5,3
10-20	31,5±3,7	105,1±9,4	80,2±3,1	93,2±7,3	108,4±11,4	95,2±6,8	13,0±1,9	76,8±9,5	8,5±0,6
20-30	27,4±4,1	19,5±2,5	28,6±1,5	15,7±3,1	24,8±1,8	32,4±2,3	12,0±1,6	32,7±4,6	8,1±0,8
30-40	8,3±0,8	25,5±1,9	10,1±0,5	10,9±1,6	14,0±1,5	21,6±1,8	7,0±0,7	22,0±4,0	6,5±0,7
40-50	-	10,3±0,5	-	-	-	-	-	-	-
40-80	-	-	-	-	6,5±0,3	-	-	19,2±3,1	-
40-95	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40-105	11,2±0,3	-	-	-	-	-	-	-	-

Таблица 232

Вертикальное распределение ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное, Бк/кг сухой массы. (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0-10	136,6±7,5	15,0±2,0	220,3±8,7	344,6±48,9	300,4±41,2	243,0±9,3	13,9±2,8	241,5±31,2	27,3±3,3
10-20	32,0±4,9	93,3±12,5	80,1±3,1	40,1±6,6	60,3±5,6	46,2±3,7	8,7±1,6	37,5±6,8	13,0±2,1
20-30	26,7±3,7	36,6±4,6	45,3±2,8	15,7±1,9	25,8±1,9	48,4±3,3	9,1±1,5	33,2±5,1	5,6±0,9
30-40	24,5±0,9	32,1±4,1	20,1±1,2	10,7±1,3	15,4±0,9	21,6±4,1	5,9±0,8	22,0±2,5	5,1±0,8
40-50	-	18,2±2,8	-	-	-	-	-	-	-
40-80	-	-	-	-	7,5±0,3	-	-	-	-
40-95	-	-	-	-	-	-	-	15,0±1,8	-
40-105	9,2±2,3	-	-	-	-	-	-	-	-

3.3.4. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Щучье

Как уже упоминалось выше, в качестве контрольного водоема по радиационному фактору было выбрано озеро Щучье, расположенное в Белоярском районе Свердловской области и находящееся вне территории ВУРСа.

В разных секторах озера в состав донных отложений входит различный материал. Так, вблизи северо-восточного берега грунт озера представлен песком, вблизи южного берега – сапропелем. Из таблицы 233 видно, что как и в обследованных водоемах ВУРСа, в о.Щучьем радионуклиды распределены по площади дна неравномерно. При этом наибольшая концентрация обоих радионуклидов (около 70 Бк/кг сухой массы) наблюдается в верхнем (0-5 см) слое сапропелевых отложений.

Следует подчеркнуть, что в верхнем 20-сантиметровом слое донных отложений в озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное содержание ^{90}Sr в целом значительно превосходит таковое в верхнем слое о.Щучье; различия максимальных концентраций радионуклида достигают 5,8 раза. Наибольшее содержание ^{137}Cs в донных отложениях контрольного озера в 1,8-4,7 раза меньше максимальных значений концентрации этого радионуклида в исследуемых озерах.

Интересно сравнить озера, богатые сапропелем и находящиеся на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (прежде всего озеро Тыгиш) с о.Большое Миассово, расположенным в Челябинской области. Последнее находится за пределами ВУРСа, но в нем, как и в о. Тыгиш, среди водных растений широко распространены харовые водоросли, занимающие значительную часть акватории водоема.

Таблица 233

Вертикальное распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Щучье (1992г.), Бк/кг сухой массы

Место отбора проб	Состав донных отложений	Глубина слоя, см	Концентрация радионуклида		^{90}Sr / ^{137}Cs
			^{90}Sr	^{137}Cs	
Северо-восточный берег	песок	0-5	<20	50	
		5-10	<20	<25	
		10-15	<20	30	
		15-20	<20	30	
		20-25	26	66	
		25-30	<20	30	
		30-35	<20	<20	
Северо-восточный берег	песок	0-5	<20	<20	
		5-10	<20	<20	
		10-15	32	66	
		15-20	21	<20	
		20-25	<20	<20	
Северо-восточный берег	песок	0-5	<20	45	
		5-10	<20	<20	
		10-20	<20	50	
		20-30	<20	<20	
Южный берег	сапропель	0-5	34	25	1,31
		5-10	<20	<20	
		10-20	34	35	0,97
		20-30	26	<20	
Южный берег	сапропель	0-10	69	73	0,95
		10-20	<20	50	

среднее: 1,08

Последние являются специфическими накопителями ^{90}Sr и по этой причине сапропель, сформированный под ними в большей степени обогащен ^{90}Sr, чем другие типы водного грунта. Исследования, проведенные в 1974-1977 гг. на озере Большое Миассово показали, что в верхнем слое сапропелевых отложений концентрация ^{90}Sr колебалась в пределах 110-470 Бк/кг при средних значениях 280 Бк/кг сухой массы (Куликов, Чеботина, 1988). Примерно на таком же уровне находится в настоящее время содержание радионуклида в донных отложениях озер Тыгиш и Большой Сунгуль.

3.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

В 1992 г. были проведены исследования по оценке уровней содержания и накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье. В 1993 г. и 1996 г. были оценены уровни содержания и накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль.

3.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Из таблицы 234 видно, что уровни содержания ^{137}Cs в макрофитах озер ВУРСа находятся в следующих пределах: для кладофоры - от 15,4 Бк/кг до 54,5 Бк/кг; для телореза – от 5,4 Бк/кг до 6,9 Бк/кг; для камыша – от 2,6 Бк/кг до 11,5 Бк/кг; для ситника – от 2,3 Бк/кг до 6,7 Бк/кг. Максимальная концентрация радионуклида зафиксирована у мха Drepanocladus intermedius – 62,0 Бк/кг. Интересно отметить, что содержание ^{137}Cs в прибрежно-водных растениях о.Щучье, в целом, даже несколько выше, чем у растений тех же видов из озер, расположенных на ВУРСе (оз.Червяное и Б.Сунгуль).

Таблица 234

Содержание и значения коэффициентов накопления ^{137}Cs в водных растениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье (1992г.)

Озеро	Место отбора проб	Вид растения	Содержание ^{137}Cs, Бк/кг сухой массы	Коэффициент накопления
Тыгиш	Восточный берег	Камыш	11,5 ± 0,5	821 ± 36
		Телорез	6,9 ± 0,6	493 ± 43
		Ситник	2,3 ± 0,2	164 ± 14
	Западный берег	Кладофора	39,4 ± 1,3	2814 ± 93
		Хара (Chara aspera	34,3 ± 1,7	2450 ± 121
		Уруть колосистая	21,8 ± 0,7	1557 ± 50
		Телорез	5,4 ± 0,4	386 ± 29
Большой Сунгуль	Западный берег	Кладофора	50,9 ± 2,9	4627 ± 264
		Камыш	2,6 ± 0,3	236 ± 27
Червяное	Западный берег	Кладофора	54,5 ± 4,7	3893 ± 336
		Камыш	2,2 ± 0,4	157 ± 29
		Ситник	6,7 ± 0,3	479 ± 21
	Южный берег	Кладофора	15,4 ± 0,8	1100 ± 57
		Мох (Drepanocladus intermedius	62,0 ± 1,1	4429 ± 79
Щучье	Северо-восточный берег	Камыш	9,8 ± 0,6	612 ± 37
		Телорез	19,5 ± 2,9	1219 ± 181

Как видно из этой же таблицы, коэффициенты накопления ^{137}Cs, рассчитанные для макрофитов из озер, находящихся на территории ВУРСа, варьируют следующим образом: для кладофоры – от 2814 до 4627, составляя в среднем 3778; для камыша – от 157 до 821, равняясь в среднем 456; для телореза – от 386 до 493, составляя в среднем 439; для ситника – от 164 до 479, равняясь в среднем 321. Из данных таблицы 234 также видно, что полностью погруженными растениями (кладофора, хара, уруть, мох) ^{137}Cs накапливается в большей степени, чем прибрежно-водными (камыш, ситник).

Что касается накопления ^{90}Sr водными растениями из озер ВУРСа, то у нас есть данные по уровню содержания и накоплению радионуклида харовой водорослью Chara aspera. Харовые водоросли строят свой карбонатный скелет, извлекая из воды кальций, а вместе с ним и его радиоактивный микроаналог - ^{90}Sr (Тимофеева-Ресовская, 1963). Концентрация ^{90}Sr в харовых водорослях из о.Тыгиш составляет 4400 Бк/кг.

Это примерно в 10 раз больше, чем содержат аналогичные растения из озера Большое Миассово (460 Бк/кг), расположенного вне территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (Куликов, Чеботина,1988).

Величина коэффициента накопления ^{90}Sr у харовой водоросли из о.Тыгиш достаточно велика и составляет 6984.

3.4.2. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль

Ихтиофауна является важнейшим трофическим звеном водных экосистем, замыкающимся непосредственно на человека. Поэтому, очень важно оценить уровни содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерах ВУРСа, сравнить эти величины с допустимыми нормативными значениями, регламенти-

рующими употребление рыбы в пищу, а также рассчитать коэффициенты накопления исследуемых радионуклидов для представителей ихтиофауны в водоемах Восточно-Уральского радиоактивного следа.

На рисунке 499 приведена динамика содержания ^{90}Sr в карасе, отобранном в озере Тыгиш. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида с 1975 г. по 1996 г. уменьшилась с 1432 Бк/кг до 189 Бк/кг, то есть в 7,6 раза. В последние годы (1993 г., 1996 г.) она практически оставалась без изменений. Допустимый уровень содержания ^{90}Sr в рыбе, употребляемой в пищу составляет 100 Бк/кг («Методические указания...», 1998). Таким образом, концентрация радионуклида в карасе из о.Тыгиш в 1996 г. была в 1,89 раза выше допустимого уровня и употреблять в пищу рыбу из этого водоема нельзя.

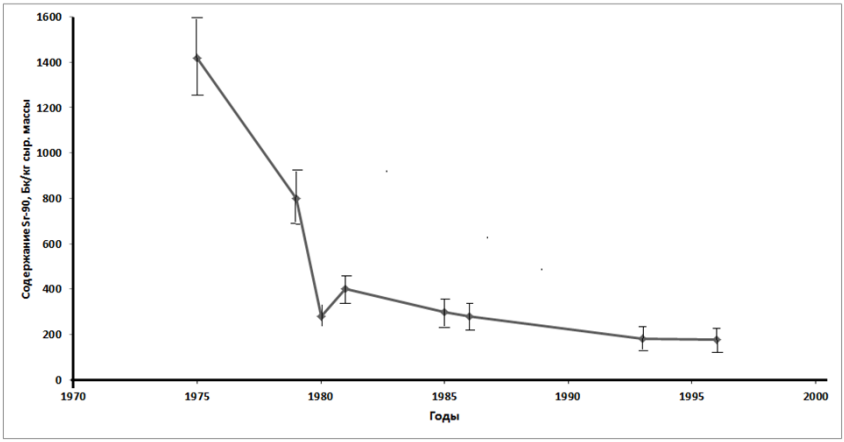


Рисунок 499 - Содержание ^{90}Sr в карасе из озера Тыгиш (данные за 1975 - 1986гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996); за 1993, 1996 гг. - наши данные

Сравним величину концентрации ^{90}Sr в карасе золотистом с данными по другим уральским водным экосистемам. Так, содержание радионуклида в карасе золотистом, отобранном нами в реке Течe составляет 340 Бк/кг, что почти в 2 раза выше концентрации ^{90}Sr в карасе из о.Тыгиш, зафиксированной в 1996 г. В свою очередь, содержание радионуклида в карасе из озера Большое Миассово, расположенного в Челябинской области вне территории ВУРСа равно 41 Бк/кг, что меньше вышеприведенной величины по о.Тыгиш в 4,6 раза.

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{90}Sr в карасе из озера Тыгиш (рисунок 499), а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (таблица 225) рассчитаны значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 235 коэффициенты накопления ^{90}Sr для карася золотистого, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 121 до 556, составляя в среднем 268 единиц. Для сравнения отметим, что значение КН ^{90}Sr для карася золотистого, отобранного нами в реке Течe, составляет 68. На рисунке 500 приведена динамика содержания ^{137}Cs в карасе, отобранном в озере Тыгиш. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида с 1979г. по 1986 г. уменьшалась с 26 Бк/кг до 9 Бк/кг, а затем в 1986 г. и 1987 г. резко возросла до 20 - 28 Бк/кг (что связано, видимо, с последствиями Чернобыльской катастрофы 1989 г. и последовавшим за ней глобальным загрязнением ^{137}Cs водных и наземных экосистем). В последние годы содержание радионуклида в рыбе снизилось и достигло минимальных значений: 8 Бк/кг - в 1993г. и 7 Бк/кг – в 1996 г. Допустимый уровень содержания ^{137}Cs в рыбе, употребляемой в пищу составляет 130 Бк/кг («Методические указания...», 1998), что по данным на 1996г. в 18 раз выше концентрации радионуклида в карасе из о.Тыгиш. Следовательно, никаких

Таблица 235

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs карасем золотистым (озеро Тыгиш, 1975-1996 гг.)*

Год	Коэффициент накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
1975	307	-
1979	363	-
1980	128	-
1981	213	450
1985	121 (средние по 6 месяцам)	100 (средние по 6 месяцам)
1986	188 (средние по 5 месяцам)	182 (средние по 5месяцам)
1987	-	350
1993	268	444
1996	556	467
Среднее значение	268	332

*Данные за 1975-1987 гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996);
за 1993г., 1996г. - наши данные

ограничений для употребления рыбы из этого водоема (по содержанию в ней ^{137}Cs) нет. Но как было отмечено выше, причиной запрета является не концентрация ^{137}Cs, а содержание ^{90}Sr в карасе и поэтому, рыбу из озера Тыгиш употреблять в пищу нельзя.

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{137}Cs в карасе из о.Тыгиш (рисунок 500),а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (таблица 225) рассчитаны значения коэффициентов накопления.

Как видно из таблицы 235, коэффициенты накопления ^{137}Cs для карася золотистого, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 100 до 467, составляя в среднем 332 единицы. Для сравнения отметим, что значение КН ^{137}Cs для карася золотистого, отобранного нами в реке Тече, составляет 600 единиц.

На рисунке 501 приведена динамика содержания ^{90}Sr в карпе, отобранном в озере Большой Сунгуль. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида с 1971 г. по 1996 г. уменьшилась с 248 Бк/кг до 63 Бк/кг, то есть в 3,9 раза. В последние годы (1993 г., 1996 г.) она практически оставалась без изменений. На этом же рисунке показано динамика содержания ^{90}Sr в пеляди. Как видно из рисунка, концентрация радионуклида имела максимальные значения в 1984 г. и 1987 г. (88,8 Бк/кг), а к 1996 г. уменьшилась до 32,0 Бк/кг. В целом, обращает на себя внимание корреляция содержания ^{137}Cs в карпе и в пеляди в 1984-1996 гг.

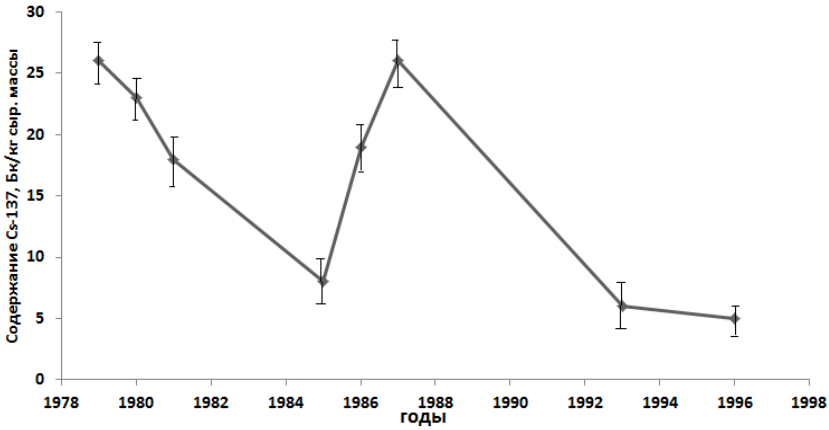


Рисунок 500 – Содержание ^{137}Cs в карасе из озера Тыгиш (данные за 1975 - 1986гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996); за 1993, 1996 гг. - наши данные

Как уже упоминалось выше, допустимый уровень содержания ^{90}Sr в рыбе употребляемой в пищу, составляет 100 Бк/кг, что, соответственно, в 1,6 раза и в 3,1 раза выше концентрации радионуклида в карпе и в пеляди из о.Большой Сунгуль, отобранных в 1996 г. Следовательно, не имеется официальных ограничений для использования в пищу рыбы из этого озера в настоящее время.

Сравним величину концентрации ^{90}Sr в карпе из о.Большой Сунгуль с данными по озеру Большое Миассово в Челябинской области, расположенному вне территории ВУРСа. Так, содержание радионуклида в карпе из этого озера составляет 13 Бк/кг, что меньше аналогичного значения в рыбе этого вида из о.Большой Сунгуль, зафиксированного в 1996 г. в 4,8 раза.

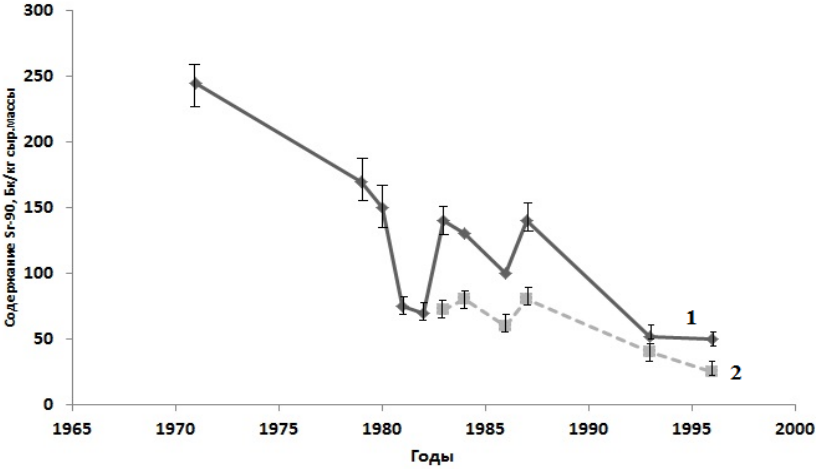


Рисунок 501 – Содержание Sr-90 в карпе (1) и пеляди (2) из озера Большой Сунгуль (данные за 1971-1987 гг. цитируются по «Восточно-Уральский радиоактивный след». 1996). За 1993г., 1996г - наши данные

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{90}Sr в карпе из о.Большой Сунгуль (рис.501), а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (табл. 236) рассчитаны значения коэффициентов накопления. Как видно из таблицы 236, коэффициенты накопления ^{90}Sr для карпа, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 119 до 548, составляя в среднем 248 единиц. Для сравнения отметим, что значение КН ^{90}Sr для карпа, отобранного в озере Большое Миассово составляет 155 единиц (Куликов, Чеботина, 1988). Усредненная величина коэффициента накопления ^{90}Sr для пеляди из о.Большой Сунгуль равна 209 единицам.

Таблица 236

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs карпом (озеро Большой Сунгуль, 1971-1996 гг.)*

Год	Коэффициент накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
1971	119	156
1980	195	-
1981	125	150
1982	194	-
1983	293	-
1986	277	55
1987	548	75
1993	165	120
1996	315	64
Среднее значение	248	103

*Данные за 1971-1987 гг. цитируются по («Восточно-Уральский радиоактивный след», 1996); за 1993г., 1996г. - наши данные

На рисунке 502 приведена динамика содержания ^{137}Cs в карпе, отобранном из озера Большой Сунгуль. Как видно из этого рисунка, концентрация радионуклида в рыбе с 1971г. по 1996г. уменьшалась с 7,8 Бк/кг до 0,9 Бк/кг, то есть в 8,7 раза. В последние годы по сравнению с ранним периодом (1971-1980гг.) она изменялась в значительно меньшей степени. На этом же рисунке показана динамика содержания ^{137}Cs в пеляди. Как видно из рисунка, концентрация радионуклида изменялась незначительно, варьируя от 2,0 Бк/кг (1996 г.) до 3,0 Бк/кг (1986 г., 1987г.). Как уже упоминалось выше, допустимый уровень содержания ^{137}Cs в рыбе, употребляемой в пищу составляет 130 Бк/кг, то есть, соответственно, в 144 и 65 раз выше концентрации радионуклида в карпе и пеляди, отобранных в 1996г. из о.Большой Сунгуль. Таким образом, в настоящее время, этот фактор не является лимитирующим при оценке возможности использования в пищу карпа из данного озера.

Рисунок 502 – Содержание Cs-137 в карпе (1) и пеляди (2) из озера Большой Сунгуль (данные зв 1971-1987 гг. цитируются по «Восточно-Уральский радиоактивный след». 1996). За 1993 г., 1996 г. - наши данные

Сравним величину концентрации ^{137}Cs в карпе из о.Большой Сунгуль с данными по другим уральским водоемам. Так, содержание радионуклида в свободноживущем карпе из Белоярского водохранилища – водоема-охладителя Белоярской АЭС составляет 26,7 Бк/кг, а концентрация ^{137}Cs в этом же виде рыбы из озера Большое Миассово равна 6,3 Бк/кг, что, соответственно, в 29,7 раза и в 7,0 раз выше, чем в карпе из о.Большой Сунгуль, отобранном в 1996 г. Объяснением такого существенного различия может служить тот факт, что Большой Сунгуль является солоновато-водным озером с высокой минерализацией воды. Так, суммарное содержание Na и K в воде озера в октябре 1976 г. составляло 665 мг/дм^3 , что, например, более чем в 10 раз превышает концентрацию этих элементов в о.Тыгиш (Черняева, 1977). В то же время известно (Буянов, 1981), что рыбы, обитающие в солоноватых водоемах, содержащих в воде повышенные концентрации калия, являющегося аналогом цезия, накапливают ^{137}Cs в значительно меньшей степени, чем представители ихтиофауны в обычных пресных водоемах.

На основании приведенных выше данных о концентрации ^{137}Cs в карпе из о.Большой Сунгуль (рисунок 502), а также информации о содержании радионуклида в воде этого озера (таблица 226) рассчитаны коэффициенты накопления. Как видно из таблицы 236, значения коэффициентов накопления ^{137}Cs для карпа, рассчитанные на сырой вес, варьируют от 55 до 156, составляя в среднем 103 единицы. Для сравнения отметим, что величина КН ^{137}Cs для карпа из озера Большое Миассово очень близка и равна 100 (Куликов, Чеботина, 1988), а значение коэффициента накопления радионуклида карпом из Белоярского водохранилища по нашим данным составляет 330 единиц.

Усредненная величина коэффициента накопления ^{137}Cs для пеляди из о.Большой Сунгуль равна 123 единицам.

3.5. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное

Расчет интегральных запасов радионуклидов в основных компонентах пресноводных экосистем является одной из самых главных задач радиоэкологического исследования водоемов. Полученные оценки являются основой для дальнейших работ, они позволяют изучать радиоэкологическое состояние водоемов в динамике, что, в конечном счете, является фундаментом для долгосрочного прогноза поведения радионуклидов в пресноводных экосистемах. Основными компонентами, содержащими значимые количества радионуклидов в водных биогеоценозах, являются вода и донные отложения.

3.5.1.Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Тыгиш

Как уже упоминалось выше, из литературных данных известно, что в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное зимой, весной и летом концентрация ^{90}Sr не претерпевает статистически достоверных изменений. Ранее также было показано, что этот радионуклид довольно равномерно распределен между верхними и нижними слоями воды исследуемых озер. Исходя из вышеизложенного, следует, что распределение ^{90}Sr в воде изучаемых водоемов ВУРСа является достаточно гомогенным. Мы предположили, что после первичного загрязнения водоема до концентрации C_0, контрационные зависимости от времени в процессе естественного распада радионуклидов в первом приближе-

нии, возможно, также будут представлены убывающими экспоненциальными зависимостями типа:

$$C_t = C_0 \cdot e^{-\lambda t} = C_0 \cdot e^{-Ln\,2 \cdot t / \tau 1/2} \quad (25)$$

$$C_t = C_0 \cdot e^{-k\,t} \quad (26)$$

$$Q_t = C_t \cdot V = C_0 \cdot V \cdot e^{-k \cdot t} = Q_0 \cdot e^{-kt}, \quad (27)$$

что в действительности и оказалось при анализе концентрационной динамики.

В приведенных уравнениях: t – время, прошедшее после аварии (здесь и далее во всех уравнениях выраженное в годах); C_t и Q_t – соответственно концентрация и запасы радионуклида в момент времени t; V - объем воды в водоеме; C_0 и Q_0 –значения начальной концентрации и общего первичного поступления радионуклида в год аварии (t=0); λ - постоянная распада, связанная с периодом полураспада радионуклида $\tau_{1/2}$ соотношением $\lambda = Ln\ 2 / \tau_{1/2}$, k – параметрическая константа, определяющая динамику процесса изменения концентрации во времени (декремент спада).

При интерпретации концентрационных зависимостей ожидалось, что вследствие перехода радионуклидов из воды в донные отложения, константа k должна превышать постоянную распада λ, характеризуя более крутой спад концентрационной кривой для воды, чем это происходит при естественном радиоактивном распаде. Мы предположили, что вынос радионуклидов из водоемов отсутствовал (или, по крайней мере, был незначителен), и определили запасы в донных отложениях как разницу между гипотетическими запасами нуклидов в воде, рассчитанными по ожидаемой концентрации в водной среде (с учетом только естественного радиоактивного распада), и реальными за-

пасами, рассчитанными по концентрации в воде на текущий момент времени:

$$Q_{ДО} = Q_0 \cdot e^{-\lambda t} - Q_0 \cdot e^{-k t} = C_0 \cdot V \cdot (e^{-t\lambda/k}) \qquad (28)$$

На основе экспериментальных данных для всех рассматриваемых водоемов были построены концентрационные кинетические кривые и получены для них регрессионные уравнения типа (2). Экстраполяцией указанных зависимостей на момент аварии (t=0) определены значения начальных концентраций радионуклидов C_0 при первичном загрязнении, формально равные коэффициенту перед экспонентой. Начальные поступления Q_0 были получены умножением C_0 на объем воды в водоеме. С учетом найденных значений C_0 и Q_0 проведены дальнейшие расчеты ожидаемых концентраций и запасов радионуклидов при естественном распаде (по уравнению 1) и их текущих значений (по уравнению 2) для выбранных временных точек t. По разнице этих значений определены их запасы в донных отложениях $Q_{до}$ (по формуле 28).

Модель позволяет выполнить перспективные прогнозные расчеты для любого момента аварии в обозримом будущем, что особенно важно при планировании мероприятий по реабилитации озер. Мы ограничились рассмотрением столетнего интервала, начиная с момента аварии, полагая, что интерполяционная ошибка при этом будет относительно небольшой.

При выполнении расчетов по описанной выше модели мы допустили возможность вторичного загрязнения водоемов, по крайней мере, с территории водосбора. Естественно, что при таком дополнительном поступлении радионуклидов, вклад которых не учтен начальной концентрацией C_0, полученная оценка запасов могла оказаться несколько заниженной.

Используя приведенные выше формулы (1) и (2), мы определили запасы радионуклидов в воде и донных отложениях в различные сроки после аварии (табл. 52). Ретроспективный расчет показал, что в год аварии (t=0) концентрация ^{90}Sr в воде озера составляла 12,7 Бк/л и ^{137}Cs – 0,55 Бк/л. Это соответствует первичному поступлению нуклидов в 1957 году 169,6 ГБк ^{90}Sr и 7,3 ГБк ^{137}Cs. В соответствии с рассматриваемой моделью, в 1993г. в воде озера накопилось 10,7 ГБк ^{90}Sr и 0,38 ГБк ^{137}Cs, а в донных отложениях – 60,2 ГБк ^{90}Sr и 2,8 ГБк ^{137}Cs (таблица 237).

Отметим, что сведения о содержании этих радионуклидов в воде озера в год аварии получены впервые (Трапезников и др., 2000), в ранее опубликованной сводке («Итоги изучения…», 1990) они отсутствуют. В упомянутой работе сведения о ^{137}Cs вообще не приведены.

Из данных таблицы 237 видно, что за 36 лет, прошедших со времени аварии, концентрация и запасы ^{90}Sr в воде оз.Тыгиш фактически уменьшились в 15,8 раза, тогда как снижение этих показателей за счет естественного радиоактивного распада должно было произойти только в 2,4 раза. Аналогичная картина наблюдается и по измерению содержания ^{137}Cs: к 1993 г. его концентрация и запасы в воде уменьшились в 16,3 раза, а вследствие естественного радиоактивного распада снижение ожидалось лишь в 2,3 раза. Очевидно, что уменьшение содержания радионуклидов в воде произошло в основном за счет их перехода из водной массы в другие компоненты водоема и, главным образом, в донные отложения.

Таблица 237

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Тыгиш

Год	**1957**	**1967**	**1977**	**1987**	**1993**	**1997**	**2007**	**2017**	**2037**	**2057**
Время после аварии, лет	0	10	20	30	36	40	50	60	80	100
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	12,7	9,9	7,8	6,1	5,3	4,8	3,8	3,0	1,8	1,1
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	169,6	133,1	104,5	82,0	70,9	64,3	50,5	39,6	24,4	15,0
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (10)	12,7	5,9	2,7	1,3	0,8	0,6	0,3	0,13	0,03	0,006
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	169,6	78,8	36,6	17,0	10,7	7,9	3,7	1,7	0,4	0,1
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях, ГБк	0,0	54,3	67,9	65,0	60,2	56,4	46,8	37,9	24,0	15,0
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	0,6	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1

Таблица 237 (Окончание)

Год	**1957**	**1967**	**1977**	**1987**	**1993**	**1997**	**2007**	**2017**	**2037**	**2057**
Время после аварии, лет	0	10	20	30	36	40	50	60	80	100
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	7,3	5,8	4,6	3,7	3,2	2,9	2,3	1,8	1,2	0,7
Расчетная концентрация в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (11)	0,6	0,2	0,11	0,05	0,03	0,02	0,01	0,006	0,0008	0,0001
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	7,3	3,2	1,4	0,6	0,4	0,3	0,12	0,05	0,010	0,002
Запасы^{137}Cs в донных отложениях, ГБк	0,0	2,6	3,2	3,1	2,8	2,6	2,2	1,8	1,2	0,7
Отношение концентраций ^{90}Sr/^{137}Cs в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	23,2	22,9	22,6	22,4	22,2	22,1	21,8	21,5	21,0	20,5
Отношение концентраций ^{90}Sr/^{137}Cs в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	23,2	24,6	26,0	27,5	28,4	29,0	30,7	32,5	36,3	40,6
Отношение концентраций ^{90}Sr/^{137}Cs в донных отложениях		20,9	21,2	21,3	21,4	21,4	21,3	21,2	20,9	20,4

Сделана оценка запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs, основанная на результатах измерений концентрации этих радионуклидов в пробах донных грунтов и выполненная с использованием математического моделирования вертикального распределения радионуклидов в донных отложениях. Мы получили функции изменения концентрации радионуклидов по глубине донных отложений в виде убывающих экспоненциальных регрессионных уравнений:

$$C_x = b \cdot e^{-ax}, \qquad (29)$$

где x – вертикальная координата; C_x – концентрация радионуклида на глубине x; a и b – параметрические константы, первая из которых определяет декремент убывания функции вертикального распределения с глубиной, а вторая формально равна поверхностной концентрации радионуклида (т.к. при $x = 0$ $C_x = b$) .

Проводя интегрирование этих функций в диапазоне от 0 до максимальной глубины h_{max} и учитывая площадь дна озера S, мы получили запасы нуклида в толще донных отложений, соответствующей данному интервалу интегрирования:

$$\boldsymbol{Q} = S \cdot \int_0^{h_{max}} b \cdot e^{-ax} dx \qquad (30)$$

В ряде случаев вертикальное распределение радионуклидов лучше описывалось двумя независимыми экспоненциальными уравнениями – отдельными для верхнего и для нижнего участков вертикального профиля. При этом запасы определялись отдельным интегрированием на каждом вертикальном участке и последующим их суммированием:

$$Q = S \cdot \left(\int_0^{h_1} b_1 \cdot e^{-a_1 \cdot x} dx + \int_{h_1}^{h_{max}} b_2 \cdot e^{-a_2 \cdot x} dx \right) \quad , (31)$$

где h_1 – условная граница раздела вертикального профиля на два участка, определяемая графическим анализом экспериментальных данных.

Из двух полученных оценок запасов нуклидов в донных отложениях - по пробам воды (формула 28) и пробам донных отложений (формулы 30, 31), последняя принята нами в качестве основной, поскольку, как уже отмечалось выше, оценка по пробам воды сопряжена с возможным недоучетом вклада дополнительных поступлений радионуклидов после аварии. Кроме того, при определении концентрации нуклидов в воде осуществлялась фильтрация водных проб, вследствие чего некоторая часть радионуклидов, находящихся во взвешенном состоянии и в биоте, была исключена из анализа.

Суммируя запасы по пробам донных отложений, оцененные по формулам 30 и 31, с запасами в воде, найденными ранее по формуле 27, мы рассчитали для всех рассматриваемых озер общее содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях, относящееся к 1993 году:

$$\sum Q_{1993} = (Q_{вод} + Q_{ДО})_{1993} \quad (32)$$

где $Q_{вод}$ и $Q_{ДО}$ - соответственно запасы в воде и донных отложениях, подстрочный индекс «$_{1993}$»указывает на реперную календарную точку («привязка» к 1993 году).

Далее, для выбранных моментов времени t в интервале от 0 до 100 лет после аварии, проведены расчеты суммарных текущих запасов с учетом естественного распада:

$$\sum Q_t = \sum Q_{1993} \cdot e^{-Ln\,2 \cdot (t-36) / T_{1/2}} \quad (33)$$

Начальные поступления рассчитаны, полагая в формуле (9) t=0.

Расчеты запасов ^{90}Sr в донных отложениях озера Тыгиш, согласно формуле (31) с использованием полученного ранее набора регрессионных уравнений (формулы 7-12) дали следующие результаты:

$$\mathbf{Q_1}= 2.232\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 16890.84427\cdot e^{-3.895\cdot x}\,dx + \int_{0.25}^{3.5} 3174.202\cdot e^{-0.569\cdot x}\,dx\right) = 1.512\cdot10^{10}$$ Бк = =15,1 ГБк

$$\mathbf{Q_2}= 2.232\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 35119.963\cdot e^{-3.705\cdot x}\,dx + \int_{0.25}^{3.5} 6163.456\cdot e^{-0.215\cdot x}\,dx\right) = 4.327\cdot10^{10}$$ Бк= 43,3 ГБк

$$\mathbf{Q_3}= 2.232\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 21096.831\cdot e^{-12.218\cdot x}\,dx + \int_{0.25}^{3.5} 3669.766\cdot e^{-1.221\cdot x}\,dx\right) = 8.522\cdot10^{9}$$ Бк= =8,5 ГБк

$$\sum= 1.512\cdot10^{10} + 4.327\cdot10^{10} + 8.522\cdot10^{9} = 6.691\cdot10^{10}$$ **Бк = 66,9 ГБк** (34)

Аналогично, расчеты запасов ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш согласно формуле (31) и с использованием полученного ранее набора регрессионных уравнений (формулы 13-18) дали следующие результаты:

$$\mathbf{Q_1}= 2.232\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 2818.78005\cdot e^{-6.105\cdot x}dx + \int_{0.25}^{3.5} 1585.128\cdot e^{-0.718\cdot x}dx\right) = 4.525\cdot10^{9}$$ Бк= 4,5 ГБк

$$\mathbf{Q_2}= 2.232\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 12947.121\cdot e^{-8.663\cdot x}dx + \int_{0.25}^{3.5} 1316.545\cdot e^{-0.480\cdot x}dx\right) = 7.242\cdot10^{9}$$ Бк= =7,2 ГБк

$$\mathbf{Q_3}= 2.232\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 4344.37493\cdot e^{-6.570\cdot x}dx + \int_{0.25}^{3.5} 2377.224\cdot e^{-2.282\cdot x}dx\right) = 2.504\cdot10^{9}$$ Бк= 2,5 ГБк

$$\sum= 4.525\cdot10^{9} + 7.242\cdot10^{9} + 2.504\cdot10^{9} = 1.427\cdot10^{10}$$ Бк =14,3 ГБк (35)

$^{90}Sr/^{137}Cs$ = 4,7 (36)

здесь: Q_1, Q_2 и Q_3 – локальные запасы в соответствующих зонах озера, площади которых были примерно одинаковыми и равными 2,23 кв. км, (т.е. одной трети от площади всего озера).

$\sum$ - общие запасы радионуклида. В расчетах мы также допустили, что глубина, характеризующая в рамках принятой модели условную границу раздела вертикального профиля на два участка, в пределах которых вертикальное распределение нуклидов описывается собственными экспоненциальными уравнениями, равна 0,25 м.

Расчеты запасов радионуклидов в донных отложениях оз. Тыгиш методом послойного суммирования дали результаты, близкие к таковым, полученным математическим моделированием: в 1993 году в донных отложениях находилось 79,3 ГБк ^{90}Sr и 14,9 ГБк ^{137}Cs (таблица 238). Из этой таблицы также видно, что на долю верхнего 20-см слоя донных отложений приходится около 30% запаса каждого из радионуклидов.

Отметим, что сделанная нами ранее оценка запасов ^{90}Sr в сапропелях для 1993 г. – 60,2 ГБк, выполненная на основе анализа проб воды (таблица 237), оказалась очень близка к рассчитанной по результатам исследований проб сапропелей – 66,9 ГБк, в то время как для ^{137}Cs наблюдается значительное расхождение этих оценок – 2,8 ГБк и 14,3 ГБк соответственно.

Используя найденные ранее (таблица 237) для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, и запасы радионуклидов в донных отложениях, полученные математическим моделированием, мы оценили их суммарное содержание в воде и донных отложениях в 1993 году:

$\sum {}^{90}\text{Sr} = 66{,}9 \text{ ГБк} + 10{,}7 \text{ ГБк} = 77{,}6 \text{ ГБк}$

$\sum {}^{137}\text{Cs} = 14{,}3 \text{ ГБк} + 0{,}38 \text{ ГБк} = 14{,}7 \text{ ГБк}$

$\sum {}^{90}\text{Sr} / \sum {}^{137}\text{Cs} = 5{,}28$

Ретроспективный расчет на момент аварии с учетом естественного распада дает оценку первичного поступления этих радионуклидов в водоем в 1957 году:

Таблица 238

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях оз. Тыгиш методом послойного суммирования, ГБк (1993 г.)

Слой, см	^{90}Sr					^{137}Cs				
	1 зона	2 зона	3 зона	сумма по слоям	%	1 зона	2 зона	3 зона	сумма по слоям	%
0-5	1,7	3,3	1,7	**6,7**	8,4	0,3	1,2	0,4	**2,0**	13,4
0-10	1,0	2,7	0,9	**4,7**	5,9	0,1	0,7	0,3	**1,1**	7,4
10-20	1,3	3,3	0,6	**5,1**	6,4	0,2	0,5	0,2	**0,9**	5,9
15-20	1,8	2,2	0,3	**4,2**	5,3	0,1	0,3	0,2	**0,6**	4,0
20-40	1,5	4,0	1,0	**6,5**	8,2	0,6	0,4	0,5	**1,5**	10,0
40-60	1,2	2,6	1,5	**5,4**	6,8	0,5	0,4	0,5	**1,3**	8,8
60-80	1,2	1,5	0,9	**3,7**	4,6	0,6	0,5	0,3	**1,4**	9,1
80-100	0,7	2,1	0,4	**3,1**	4,0	0,4	0,5	0,1	**1,0**	6,7
100-150	1,5	6,4	0,0	**7,9**	10,0	0,5	0,8	0,0	**1,3**	9,0
150-200	1,3	6,3	0,0	**7,5**	9,5	0,6	0,6	0,0	**1,3**	8,4
200-250	1,0	4,5	0,0	**5,4**	6,9	0,5	0,4	0,0	**1,0**	6,6
250-300	1,2	5,9	0,0	**7,1**	9,0	0,3	0,4	0,0	**0,7**	4,7
300-350	0,4	2,0	0,0	**2,4**	3,0	0,1	0,0	0,0	**0,1**	0,7
250-350	1,6	7,9	0,0	**9,5**	12,0	0,4	0,4	0,0	**0,8**	5,4
Итого:	17,3	54,8	7,2	**79,3**	100,0	5,3	7,2	2,4	**14,9**	100,0

$$\sum {}^{90}Sr = 77{,}6 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/28{,}6} \text{ ГБк} = 160{,}1 \text{ ГБк}$$

$$\sum {}^{137}Cs = 14{,}7 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/30{,}17} \text{ ГБк} = 33{,}5 \text{ ГБк}$$

$${}^{90}Sr/{}^{137}Cs = 4{,}78$$

В этом случае также, как и в расчетах для 1993 г., начальные запасы для ^{90}Sr практически совпали с таковыми, полученными на основе ретроспективной оценки концентрации радионуклида на год аварии – 169,6 ГБк, в то время как рассчитанные запасы для ^{137}Cs оказались значительно ниже – 7,3 ГБк (таблица 237). Возможно, это связано с сезонными колебаниями содержания ^{137}Cs в воде, в ходе которых в летние месяцы (когда отбирались пробы воды) концентрация радионуклида становится наименьшей. Циклические сезонные колебания концентрации радионуклида установлены, в частности, в исследовании, проведенном на одном из озер Южной Германии. В зимние месяцы 1991 г. концентрация ^{137}Cs в воде этого водоема составляла около 300 мБк/л, в июле-августе того же года она снизилась примерно в 3,5 раза, а в зимние месяцы вновь возросла. Авторы исследования полагают, что в зимние месяцы радионуклид десорбируется из донных отложений под влиянием ионов аммония, выделяющегося в это время из органического материала, а в летние месяцы ^{137}Cs сорбируется на глинистых частицах и биомассой (Lindberg e.a., 1993). Возможно эти явления характерны и для мелководного пресного оз. Тыгиш, в летнее время значительная часть акватории которого занимают заросли водных растений, а сапропелевые отложения богаты органическим веществом.

Сравнение представленных выше расчетных данных о количестве ^{90}Sr, поступившего при аварии в оз. Тыгиш, с литературными («Итоги изучения…», 1990), выявило существенное расхождение между ними. К сожалению, в указанной выше работе не приведена методика опреде-

ления запасов этого радионуклида в донных отложениях. На основании проведенных расчетов мы предполагаем, что оценка запасов нуклида 22,1 Ки (817,7 ГБк) была проведена путем распространения на водоем данных 1960 г. о плотности загрязнения территории водосбора 4 Ku/км^2 (или 148 ГБк/км^2). Полученная таким способом оценка запасов ^{90}Sr в грунтах водоема оказалась завышенной (988 ГБк), так как значительно большая шероховатость поверхности суши (древесная и травянистая растительность, элементы микрорельефа, постройки и т.д.), по сравнению с поверхностью водоема, по-видимому, обусловила более высокий уровень задержания радиоактивных материалов.

Расчеты показывают, что средняя плотность загрязнения дна озера (на 1993 г.) составляет 11,6 ГБк/км^2 по ^{90}Sr и 2,2 ГБк/км^2 по ^{137}Cs. Однако распределение радионуклидов по площади водоема характеризуется значительной неравномерностью. Так, в одном и том же слое сапропеля в пределах выделенных зон озера концентрация ^{90}Sr колеблется от нескольких раз до нескольких десятков раз. Это противоречит утверждению некоторых авторов о равномерном распределении радионуклида по площади залежи сапропеля в оз. Тыгиш (Пискунов и др., 1995).

Кроме этого, на растениях отмечено поселение большого числа моллюсков, раковины которых интенсивно накапливают ^{90}Sr (Тимофеева-Ресовская, 1963). После отмирания моллюсков их раковины разрушаются, и образовавшийся вследствие этого материал включается наряду с остатками отмерших рыб и растений в процессы образования донных отложений. В раковинах прудовика, собранных в мае 1993 года в северной прибрежной зоне оз. Тыгиш, оказалось ^{90}Sr – 4,4 кБк/кг и ^{137}Cs – 45 Бк/кг сухой массы Коэффициенты накопления ^{90}Sr в раковинах моллюска составляют 7335, а ^{137}Cs – 4500.

3.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Большой Сунгуль

Используя приведенные выше формулы (3) и (4), мы определили запасы радионуклидов в различные сроки после аварии (таблица 239), показавшие, что в 1993 г. в воде озера находилось 8,3 ГБк ^{90}Sr и 0,4 ГБк ^{137}Cs, а в донных отложениях – 27,1 ГБк ^{90}Sr и 1,3 ГБк ^{137}Cs. Как видно из этой же таблицы, первичное поступление радионуклидов в водоем (при t=0) составило 84,6 ГБк ^{90}Sr и 3,9 ГБк ^{137}Cs.

Расчеты запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль согласно формуле (31) с использованием полученного ранее набора регрессионных уравнений (формулы 19-22) дали следующие результаты:

$$^{90}\mathbf{Sr} = 10.02\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 57347.18\cdot e^{-0.601x}dx + \int_{0.25}^{1} 121750.504\cdot e^{-3.984x}dx\right) = 2.408\cdot10^{11}\ \textbf{Бк} = \textbf{240,1 ГБк} \qquad \textbf{(37)}$$

$$^{137}\mathbf{Cs} = 10.02\cdot10^{6}\cdot\left(\int_{0}^{0.25} 37862.06\cdot e^{-1.20x}dx + \int_{0.25}^{1} 61752.57\cdot e^{-3.507x}dx\right) = 1.501\cdot10^{11}\ \textbf{Бк} = \textbf{150,1 ГБк} \qquad \textbf{(38)}$$

$$^{90}\mathbf{Sr}/^{137}\mathbf{Cs} = \mathbf{1,6} \qquad \textbf{(39)}$$

Таблица 239

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Большой Сунгуль

Год	**1957**	**1967**	**1977**	**1987**	**1993**	**1997**	**2007**	**2017**	**2037**	**2057**
время после аварии, лет	**0**	**10**	**20**	**30**	**36**	**40**	**50**	**60**	**80**	**100**
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	3,18	2,50	1,96	1,54	1,33	1,21	0,95	0,74	0,58	0,46
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	84,59	66,38	52,10	40,88	35,35	32,08	25,18	19,76	15,51	12,17
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (34)	3,18	1,67	0,88	0,46	0,31	0,24	0,13	0,07	0,03	0,02
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	84,59	44,38	23,28	12,22	8,30	6,41	3,36	1,76	0,93	0,49
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях, ГБк	0,00	22,00	28,81	28,67	27,05	25,67	21,82	18,00	14,58	11,68
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	0,15	0,12	0,09	0,07	0,06	0,06	0,05	0,04	0,03	0,02

Таблица 239 (Окончание)

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
время после аварии, лет	**0**	**10**	**20**	**30**	**36**	**40**	**50**	**60**	**80**	**100**
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	3,92	3,12	2,48	1,97	1,72	1,57	1,24	0,99	0,79	0,62
Расчетная концентрация в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (35)	0,15	0,08	0,04	0,02	0,014	0,011	0,006	0,003	0,002	0,0008
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	3,92	2,05	1,07	0,56	0,38	0,29	0,15	0,08	0,04	0,02
Запасы ^{137}Cs в донных отложениях, ГБк	0,00	1,07	1,40	1,41	1,34	1,27	1,09	0,91	0,74	0,60
Отношение концентраций ^{90}Sr/^{137}Cs в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	21,56	21,29	21,02	20,76	20,60	20,50	20,24	19,99	19,74	19,49
Отношение концентраций ^{90}Sr/^{137}Cs в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	21,56	21,62	21,69	21,75	21,79	21,82	21,89	21,95	22,02	22,08
Отношение концентраций ^{90}Sr/^{137}Cs в донных отложениях		20,64	20,51	20,36	20,26	20,19	20,01	19,81	19,61	19,40

Расчеты, выполненные методом послойного суммирования, показали, что в донных отложениях озера накоплено 239,4 ГБк ^{90}Sr и 148,5 ГБк ^{137}Cs (таблицы 240 и 241). Эти значения практически совпали с величинами, найденными методом математического моделирования.

Используя найденные ранее (таблица 239) для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, и запасы радионуклидов в донных отложениях, полученные математическим моделированием, мы оценили их суммарное содержание в воде и донных отложениях в 1993 году:

$$\sum {}^{90}Sr = 8,3 \text{ ГБк} + 240,1 \text{ ГБк} = 248,4 \text{ ГБк}$$

$$\sum {}^{137}Cs = 0,4 \text{ ГБк} + 150,1 \text{ ГБк} = 150,5 \text{ ГБк}$$

$$\sum {}^{90}Sr / \sum {}^{137}Cs = 1,66$$

Ретроспективный расчет на год аварии с учетом естественного распада дает оценку первичного поступления этих радионуклидов в водоем в 1957 году:

$$\sum {}^{90}Sr = 248,4 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/28,6} \text{ ГБк} = 594,4 \text{ ГБк}$$

$$\sum {}^{137}Cs = 150,5 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/30,17} \text{ ГБк} = 344,1 \text{ ГБк}$$

$$\sum {}^{90}Sr / \sum {}^{137}Cs = 1,73$$

3.5.3.Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Червяное

Умножив текущие значения для концентраций радионуклидов, задаваемых формулами (5) и (6), на объем воды в озере, мы получили оценку запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде для различных моментов времени (таблица 242), в том числе в момент аварии (t=0). Величины начальных запасов оказались равными соответственно 51,3 ГБк ^{90}Sr и 7,9 ГБк ^{137}Cs. Исходя из оценок начальных поступлений этих радионуклидов, были получены их ожидаемые концентрации и

запасы, рассчитанные с учетом радиоактивного распада. Согласно принятой модели, разница между ожидаемой и наблюдаемой оценками запасов характеризует запасы, аккумулированные в донных отложениях. Соответствующие расчетные величины для различных моментов времени представлены также в таблица 242. Отметим, что для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде равны 7,86 ГБк и 0,24 ГБк, а запасы в донных отложениях – 13,6 и 3,2 ГБк соответственно. При перспективном расчете на 2057 год (100 лет после аварии), модель при отсутствии внешних поступлений прогнозирует снижение концентраций радионуклидов в воде до значений для ^{90}Sr - $2 \cdot 10^{-2}$ Бк/л и для ^{137}Cs - $3 \cdot 10^{-5}$ Бк/л, что соответствует запасам 0,28 ГБк и 0,5 МБк. Запасы исследуемых радионуклидов в донных отложениях уменьшатся до значений 4,26 ГБк и 0,79 ГБк соответственно. Следует отметить, что приведенные выше расчетные значения концентрации ^{137}Cs в воде для 2057 года находятся ниже современного фонового уровня.

Таблица 240

Расчет запасов ^{90}Sr в донных отложениях озера Большой Сунгуль методом послойного суммирования, ГБк (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб																	Сумма по слоям	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17		
0-10	**1,6**	**0,9**	**0,7**	**0,8**	**3,4**	**5,9**	**5,3**	**7,6**	**6,6**	**2,0**	**1,6**	**0,5**	**7,2**	**5,3**	**1,9**	**2,2**	**1,8**	**55,1**	**23,8**
10-20	**4,0**	**1,0**	**2,1**	**1,0**	**3,6**	**4,3**	**4,7**	**7,1**	**5,7**	**3,4**	**1,4**	**0,4**	**6,4**	**3,7**	**1,6**	**1,7**	**1,6**	**53,8**	**23,2**
20-30	**3,4**	**2,9**	**3,1**	**1,4**	**4,7**	**3,4**	**3,0**	**6,4**	**5,4**	**3,2**	**0,7**	**0,4**	**5,3**	**2,6**	**1,0**	**1,0**	**0,9**	**48,9**	**21,1**
30-40	**2,9**	**2,4**	**2,4**	**2,9**	**2,3**	**2,0**	**1,9**	**3,8**	**3,6**	**2,4**	**0,5**	**0,2**	**4,8**	**1,0**	**0,6**	**0,8**	**0,6**	**35,0**	**15,1**
40-60	**1,4**	**1,6**	**1,4**	**4,7**	**3,0**	**0,4**	**0,4**	**0,9**	**3,8**	**2,1**	**0,7**	**0,2**	**1,3**	**0,6**	**0,7**	**1,1**	**1,0**	**25,3**	**10,9**
60-80	**0,8**	**0,8**	**0,8**	**1,3**	**1,7**	**0,3**	**0,3**	**1,1**	**0,5**	**0,6**	**0,7**	**0,0**	**0,7**					**9,4**	**4,1**
80-100	**0,3**	**0,5**	**0,7**	**0,7**	**0,7**	**0,2**	**0,3**	**0,7**	**0,3**									**4,2**	**1,8**
Сумма по точкам	**14,4**	**10,1**	**11,2**	**12,8**	**19,3**	**16,4**	**16,0**	**27,5**	**25,8**	**13,7**	**5,6**	**1,7**	**25,6**	**13,2**	**5,8**	**6,9**	**5,8**	**Итого: 231,7**	**100,0**

Таблица 241

Расчет запасов ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль методом послойного суммирования, ГБк (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб																	Сумма по слоям	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17		
0-10	**1,3**	**0,6**	**0,5**	**0,5**	**1,8**	**3,8**	**3,0**	**5,5**	**4,5**	**0,6**	**1,0**	**0,4**	**5,0**	**3,8**	**1,0**	**1,7**	**1,7**	**36,5**	**25,6**
10-20	**1,1**	**0,5**	**1,5**	**0,6**	**1,4**	**2,9**	**2,5**	**3,3**	**2,8**	**2,2**	**0,9**	**0,3**	**4,1**	**2,4**	**1,1**	**1,3**	**1,4**	**30,3**	**21,2**
20-30	**0,9**	**1,7**	**2,7**	**1,1**	**2,8**	**2,4**	**1,9**	**2,6**	**2,5**	**2,0**	**0,5**	**0,3**	**4,1**	**1,4**	**0,7**	**0,9**	**0,3**	**28,7**	**20,1**
30-40	**0,7**	**1,7**	**2,6**	**1,4**	**1,1**	**1,2**	**1,4**	**2,1**	**1,3**	**1,9**	**0,4**	**0,2**	**4,1**	**0,7**	**0,3**	**0,4**	**0,3**	**21,6**	**15,1**
40-60	**0,5**	**1,1**	**0,9**	**2,8**	**2,0**	**0,2**	**0,4**	**0,5**	**2,5**	**1,9**	**0,4**	**0,5**	**0,7**	**0,4**	**0,6**	**0,6**	**0,3**	**16,4**	**11,5**
60-80	**0,3**	**0,7**	**0,5**	**0,9**	**1,0**	**0,2**	**0,3**	**0,4**	**0,2**	**0,5**	**0,3**	**0,0**	**0,3**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**5,6**	**3,9**
80-100	**0,4**	**0,4**	**0,6**	**0,6**	**0,6**	**0,2**	**0,190**	**0,650**	**0,110**	**0,000**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**0,0**	**3,7**	**2,6**
Сумма по точкам	**5,3**	**6,7**	**9,3**	**8,0**	**10,7**	**10,9**	**9,6**	**14,9**	**14,0**	**9,1**	**3,4**	**1,6**	**18,2**	**8,7**	**3,7**	**4,9**	**3,9**	**Итого: 142,8**	**100,0**

Таблица 242

Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях озера Червяное

Год	**1957**	**1967**	**1977**	**1987**	**1993**	**1997**	**2007**	**2017**	**2037**	**2057**
Время после аварии, лет	**0**	**10**	**20**	**30**	**36**	**40**	**50**	**60**	**80**	**100**
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	2,8	2,2	1,7	1,3	1,2	1,1	0,8	0,6	0,4	0,3
Запасы ^{90}Sr в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	51,3	40,2	31,6	24,8	21,4	19,5	15,3	12,0	7,4	4,5
Расчетная концентрация ^{90}Sr в воде по уравнению регрессии (27)	2,8	1,6	1,0	0,6	0,4	0,3	0,2	0,12	0,04	0,02
Запасы ^{90}Sr в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	51,3	30,5	18,1	10,7	7,9	6,4	3,8	2,3	0,8	0,3
Запасы ^{90}Sr в донных отложениях, ГБк	0,0	9,8	13,5	14,0	13,6	13,1	11,5	9,7	6,6	4,3
Расчетная концентрация ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, Бк/л. Расчет по формуле (1)	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,13	0,11	0,07	0,04
Запасы ^{137}Cs в воде с учетом радиоактивного распада, ГБк	7,9	6,2	5,0	3,9	3,4	3,1	2,5	2,0	1,3	0,8

Таблица 242 (Окончание)

Год	1957	1967	1977	1987	1993	1997	2007	2017	2037	2057
Время после аварии, лет	**0**	**10**	**20**	**30**	**36**	**40**	**50**	**60**	**80**	**100**
Расчетная концентрация в воде, Бк/л, по уравнению регрессии (28)	0,4	0,2	0,06	0,02	0,013	0,009	0,003	0,001	0,0002	0,00003
Запасы ^{137}Cs в воде, рассчитанные по уравнению регрессии, ГБк	7,9	3,0	1,1	0,4	0,2	0,2	0,06	0,02	0,003	0,001
Запасы ^{137}Cs в донных отложениях, ГБк	0,0	3,3	3,8	3,5	3,2	3,0	2,4	2,0	1,3	0,8
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных с учетом радиоактивного распада	6,5	6,5	6,4	6,3	6,3	6,2	6,1	6,1	5,9	5,8
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде, рассчитанных по уравнениям регрессии	6,5	10,2	16,0	25,1	32,9	39,3	61,6	96,5	236,7	580,7
Отношение концентраций $^{90}Sr/^{137}Cs$ в донных отложениях		3,0	3,5	4,0	4,3	4,4	4,7	5,0	5,3	5,4

Расчеты запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное согласно формуле (30) с использованием полученных ранее регрессионных уравнений (формулы 23-24) дали следующие результаты:

$$^{90}Sr = 5.641\cdot 10^{6}\cdot \int_{0}^{1} 32736.279 e^{-7.72362x}\,dx = \quad (40)$$

$$= 2.389 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 23{,}9 \text{ ГБк}$$

$$^{137}Cs = 5.641\cdot 10^{6}\cdot \int_{0}^{1} 33709.746 e^{-7.75735x}\,dx = \quad (41)$$

$$= 2.45 \cdot 10^{10} \text{ Бк} = 24{,}5 \text{ ГБк}$$

$$^{90}Sr/^{137}Cs = 0{,}98 \quad (42)$$

Запасы радионуклидов в донных отложениях водоема, определенные методом послойного суммирования, составили на 1993 г.: по ^{90}Sr – 30,1 ГБк, по ^{137}Cs - 33,5 ГБк (таблицы 243 и 244).

Отметим, что сделанная нами ранее оценка запасов ^{90}Sr в донных отложениях для 1993 г. - 13,6 ГБк, выполненная на основе анализа проб воды (таблица 242), оказалась несколько меньшей по сравнению с таковой, рассчитанной по результатам исследований проб донных отложений - 23,9 ГБк, а для ^{137}Cs наблюдается значительное расхождение этих оценок - 3,2 ГБк и 24,5 ГБк соответственно.

Используя найденные ранее (таблица 242) для 1993 года запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, и запасы этих радионуклидов в донных отложениях, полученные путем математического моделирования, мы оценили их суммарное содержание в воде и донных отложениях в 1993 году:

$\sum {}^{90}Sr = 7{,}9$ ГБк + 23,9 ГБк = 31,8 ГБк

$\sum {}^{137}Cs = 0{,}24$ ГБк + 24,5 ГБк = 24,7 ГБк

$\sum {}^{90}Sr / \sum {}^{137}Cs = 1{,}29$

Ретроспективный расчет на момент аварии с учетом естественного распада дает оценку первичного поступления этих радионуклидов в водоем в 1957 году:

$$\sum {}^{90}Sr = 31{,}8 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/28{,}6}$$ ГБк = 76,0 ГБк

$$\sum {}^{137}Cs = 24{,}7 \cdot e^{-Ln2 \cdot (t-36)/30{,}17}$$ ГБк = 56,6 ГБк

$\sum {}^{90}Sr / \sum {}^{137}Cs = 1{,}34$

Выше уже было отмечено, что по данным работы (Ааркрог и др., 1992) основным источником поступления ^{90}Sr на территорию водосбора озера Тыгиш явилась Кыштымская авария 1957 (94,6%). Поступление же ^{137}Cs от Кыштымской аварии оценены в 7,9 %, от аварии на ЧАЭС (1986г) – 12%, от глобальных выпадений – 22,2 % и от не установленных источников – 57,9%. Очевидно, данная закономерность в целом распространяется и на обследованные водоемы.

Однако следует отметить, что обследованные озера различаются по соотношению $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде и донных отложениях. Так, отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде озер Тыгиш, Червяное и Б.Сунгуль, рассчитанное по уравнению регрессии, составляет соответственно 28,0, 21,8 и 32,9, а в верхнем 10см слое донных отложений в среднем оно равно 3,4, 0,9 и 1,7. Последнее, а также приведенные выше данные об отношении $^{90}Sr/^{137}Cs$ в почвах водосбора исследованных озер, свидетельствует о том, что действие неизвестного источника эмиссии ^{137}Cs наиболее сильно проявляется на озерах Червяное и Б.Сунгуль.

В 1993 г. концентрация ^{90}Sr в воде оз. Тыгиш составила 0,60 Бк/л, оз. Червяное - 0,36 Бк/л и оз. Б.Сунгуль - 0,32 Бк/л.

Таблица 243

Расчет запасов ^{90}Sr в донных отложениях оз. Червяное методом послойного суммирования, ГБк (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб									Сумма по слоям	%
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
0-10	**0,8**	**0,1**	**1,8**	**2,8**	**4,1**	**2,0**	**0,3**	**2,8**	**0,6**	**15,3**	**51**
10-20	**0,4**	**1,4**	**1,1**	**1,2**	**1,4**	**1,3**	**0,2**	**1,0**	**0,1**	**8,1**	**27**
20-30	**0,4**	**0,3**	**0,4**	**0,2**	**0,3**	**0,4**	**0,2**	**0,4**	**0,1**	**2,7**	**8,8**
30-40	**0,1**	**0,3**	**0,1**	**0,1**	**0,2**	**0,3**	**0,1**	**0,3**	**0,1**	**1,7**	**5,5**
40-50		**0,1**								**0,1**	**0,5**
40-80					**0,3**			**1,0**		**1,4**	**4,5**
40-105	**1,0**									**1,0**	**3,2**
Сумма по точкам	**2,6**	**2,2**	**3,4**	**4,3**	**6,4**	**3,9**	**0,8**	**5,5**	**0,9**	**Итого: 30,1**	**100**

Таблица 244

Расчет запасов ^{137}Cs в донных отложениях оз. Червяное методом послойного суммирования, ГБк (1993 г.)

Слой, см	Точка отбора проб									Сумма по слоям	%	$^{90}Sr/^{137}Cs$
	1	2	3	4	5	6	7	8	9			
0-10	**1,8**	**0,2**	**2,9**	**4,5**	**4,0**	**3,2**	**0,2**	**3,2**	**0,4**	**20,3**	**61**	**0,8**
10-20	**0,4**	**1,2**	**1,1**	**0,5**	**0,8**	**0,6**	**0,1**	**0,5**	**0,2**	**5,4**	**16**	**1,5**
20-30	**0,4**	**0,5**	**0,6**	**0,2**	**0,3**	**0,6**	**0,1**	**0,4**	**0,1**	**3,2**	**9,7**	**0,8**
30-40	**0,3**	**0,4**	**0,3**	**0,1**	**0,2**	**0,3**	**0,1**	**0,3**	**0,1**	**2,1**	**6,2**	**0,8**
40-50		**0,2**								**0,2**	**0,7**	**0,6**
40-80					**0,4**					**0,4**	**1,2**	**3,4**
40-95								**1,1**		**1,1**	**3,2**	
40-105	**0,8**									**0,8**	**2,3**	**1,2**
Сумма по точкам	**3,7**	**2,6**	**4,8**	**5,4**	**5,7**	**4,7**	**0,5**	**5,5**	**0,7**	**Итого:33,5**	**100**	**0,9**
$^{90}Sr/^{137}Cs$	**0,7**	**0,9**	**0,7**	**0,8**	**1,1**	**0,8**	**1,5**	**1,0**	**1,4**			

По расчетам, сделанным с использованием, математических моделей, в 1957 г. концентрация ^{90}Sr в воде озер Тыгиш, Червяное и Б.Сунгуль равнялась 12,7 Бк/л, 3,2 Бк/л и 2,8 Бк/л, а концентрация ^{137}Cs в воде этих озер -55 Бк/л, 0,42 Бк/л и 0,15 Бк/л. Аналогичные расчеты показали, что к 2000 г. содержание ^{90}Sr в воде изучаемых озер понизится в оз. Тыгиш до 4,5 Бк/л, в оз. Червяное до 0,3 и в оз. Б.Сунгуль до 0,2 Бк/л, а концентрация ^{137}Cs в воде этих озер уменьшится до 0,01-0,02 Бк/л. По расчетам, в 1993 г. запасы ^{90}Sr в оз. Тыгиш равнялись 77,6 ГБк, в оз. Червяное -31,8 ГБк, в оз. Б.Сунгуль -249,1 ГБк, а запасы ^{137}Cs составили 14,7 ГБк, 24,7 ГБк и 150,5 ГБк соответственно. При этом на долю воды в водоемах приходилось 3,1-13,8% от общего запаса ^{90}Sr и 0,03-21,8% от общего запаса ^{137}Cs. В начале аварии, в 1957 г., суммарное содержание каждого из радионуклидов было значительно выше: по ^{90}Sr оно составляло 160,1 ГБк в оз. Тыгиш, 76,0 в оз. Червяное и 596,1 в оз. Б.Сунгуль, а ^{137}Cs 33,5 ГБк, 56,6 ГБк и 344,1 ГБк соответственно.

Вертикальное и площадное распределение радионуклидов в донных отложениях каждого из трех водоемов в основном определяется уровнем и характером первоначального радиоактивного загрязнения акватории в 1957 г. и поступлением радионуклидов из других указанных выше источников, а также с территории водосбора. Обращает на себя внимание то, что в 10-см верхнем слое донных отложений озер Б.Сунгуль и Червяное концентрация ^{90}Sr соответственно в 1,4 и 1,8 раз ниже, а ^{137}Cs, наоборот, в 3 и 2 раза выше, чем в донных отложениях оз. Тыгиш. При этом отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в указанном слое донных отложений в оз. Тыгиш равно 4,3 , а в двух других озерах – 1,5 (оз. Б.Сунгуль) и 0,8 (оз. Червяное). В контрольном озере Щучье, расположенном в Свердловской области вне тер-

ритории ВУРСа, это отношение равно 0,9 при концентрации ^{90}Sr – 69 Бк/кг и ^{137}Cs - 75 Бк/кг соответственно (Большаков и др., 1994) Эти данные и результаты нашего исследования, приведенные выше, свидетельствуют о том, что озера Б.Сунгуль и Червяное подверглись загрязнению ^{137}Cs от неизвестного источника.

Представленные данные указывают на то, что ^{90}Sr и ^{137}Cs могут служить трассерами процессов миграции вещества и формирования донных отложений в озерах. Действительно, первичное распределение и последующее перераспределение радионуклидов в основных компонентах водоемов отражают процессы миграции материала биогенного и абиогенного происхождения и образования донных отложений, на которые влияет ряд факторов. Поступающие в водоемы радионуклиды включаются в биогеохимические циклы, характерные для каждого из водоемов, в ходе которых создается тот или иной тип донных отложений и складывается определенный химический состав воды.

Объемы и пути поступления с суши материала жидкого и твердого стоков (включая тела отмерших растений и животных) в каждый из водоемов различны и в немалой степени определяются мезо- и микрорельефом, а также почвенно-растительным покровом прибрежной части водосборов. В ряде случаев это может отражаться на характере площадного и вертикального (как показано выше) распределения радионуклидов. Наряду с этим на распределение радионуклидов в донных отложениях сильное влияние оказывают скопления водных растений и животных, движение водных масс под воздействием ветра (особенно в мелководных водоемах с сапропелевыми донными отложениями с их низкой плотностью). Определенную роль в возникновении неравномерности площадного распределе-

ния радионуклидов в водоемах могут играть и восходящие токи воды из подземных источников.

Исследования показали, что стратиграфически донные отложения состоят из двух основных зон: 1) верхней, в которой происходят активные биогеохимические процессы и 2) нижней, где активные биогеохимические процессы прекратились и она представляет собой депо ранее накопленного материала, куда поступают вещества из верхней зоны, причем масштабы этой миграции достаточно велики. Возможно, что в нижнюю зону поступают не только радионуклиды, но и, например, тяжелые металлы.

3.6. Специфика накопления радионуклидов в озерных экосистемах

Во всех трех исследованных озерах ВУРСа отмечено значительное уменьшение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, начиная с шестидесятых годов и до середины девяностых. Эти изменения в концентрации радионуклидов в водной среде в несколько раз превышают уменьшение их содержания, связанное с радиоактивным распадом. Следовательно, можно констатировать перераспределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам озерных экосистем, а именно: из воды – в донные отложения и гидробионты. Следует подчеркнуть, что повышенное содержание ^{137}Cs в воде озера Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное, отмеченное в 1967-1968 гг. и в последующие годы, видимо, связано с ветровым переносом радионуклида в 1967г. с оз. Карачай, расположенного на промплощадке ПО «Маяк», а не с аварией 1957г., в результате которой загрязнение окружающей среды цезием -137 носило незначительный характер. Проведено сравнение содержания исследуемых радионуклидов

(на начало 1990-х годов) в воде озер Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное, с одной стороны, и двумя другими водоемами Уральского региона, находящимися за пределами ВУРСа, – озером Щучьим и Рефтинским водохранилищем. Показано, что содержание ^{90}Sr в воде исследуемых озер в 2-7 раз превышало таковое в о. Щучьем и, в среднем, в 10 раз – в Рефтинском водохранилище. Что касается ^{137}Cs, то его концентрация в воде озер Тыгиш, Б.Сунгуль, Червяное и контрольных водоемов различается незначительно.

Представленные данные указывают на то, что ^{90}Sr и ^{137}Cs могут служить трассерами процессов миграции вещества и формирования донных отложений в озерах. Действительно, первичное распределение и последующее перераспределение радионуклидов в основных компонентах водоемов отражают процессы миграции материала биогенного и абиогенного происхождения и образования донных отложений, на которые влияет ряд факторов. Поступающие в водоемы радионуклиды включаются в биогеохимические циклы, характерные для каждого из озер, в ходе которых создается тот или иной тип донных отложений и складывается определенный химический состав воды.

Оценены интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях исследованных озер на территории ВУРСа. При этом на долю грунтов в водоемах приходится от 86% до 97% от общего запаса ^{90}Sr и от 78% до 99% от суммарного запаса ^{137}Cs. Таким образом, донные отложения, являющиеся основным депо радионуклидов, выполняют барьерную функцию, препятствующую рассеянию излучателей в окружающей среде.

3.7. Концептуальная модель радиоэкологического мониторинга на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области

Мониторинг – это система пространственно – временных наблюдений оценки и прогноза состояния контролируемой среды. В зонах воздействия атомно-энергетических предприятий, проводится радиоэкологический мониторинг.

При разработке концептуальной модели учитывался опыт комплексных радиоэкологических исследований, проводимых сотрудниками Отдела континентальной радиоэкологии ИЭРЖ в 2006-2007 гг. по изучению трансграничного воздушного переноса радионуклидов с ПО «Маяк» Челябинской области на территорию Свердловской области, а также материалы многолетних систематических наблюдений ПО «Маяк» по поведению и миграции радионуклидов в окружающей среде, их пространственному распределению на территории зоны влияния.

Из-за несовершенства используемого ПО «Маяк» газоочистительного оборудования выбросы радионуклидов в атмосферу вносили заметный вклад в формирование радиационной обстановки и облучение жителей ближайших населенных пунктов, особенно в первые годы существования предприятия. В первые годы работы предприятия (до начала 60-х годов) радиоактивные вещества поступали с газоаэрозольными выбросами в атмосферу почти без очистки, поскольку рабочие проекты основных технологических заводов не предусматривали установки специального газоочистного оборудования. Основным технологическим принципом защиты атмосферы от выбросов радиоактивных веществ, заложенным в проект, являлся процесс

разбавления и рассеивания радиоактивных газов и аэрозолей путем выброса их в атмосферу через высокие (высотой до 150 м) трубы. Всего на ПО «Маяк» эксплуатировалось 25 высоких и несколько сот низких источников выбросов. Через низкие источники выбросов в атмосферу, как правило, поступают вентиляционные сдувки из вспомогательных (чистых) помещений с небольшим радиоактивным загрязнением выбрасываемого воздуха. Радиоактивные нуклиды, поступающие в атмосферу из низких источников выбросов, производят загрязнение окружающей среды в непосредственной близости от зданий и сооружений, на которых они расположены. Влияние такого типа выбросов на загрязнение окружающей среды в районе проживания населения мало по сравнению с действием высоких источников, так как выбросы из последних распространяются на значительные расстояния. Радиоактивные газы и аэрозоли поступали в атмосферу в процессе штатной деятельности предприятия и в результате аварийных (нештатных) ситуаций. Мощность выброса в атмосферу в результате деятельности ПО «Маяк» зависела от текущей производственной мощности и эффективности газоочистных систем предприятия. Выбросы максимальной мощности происходили в начале эксплуатации, а также в пятидесятые и шестидесятые годы за счёт роста производственной мощности в результате строительства и ввода в эксплуатацию новых заводов («Последствия…», 2002).

Радиационное воздействие на население в результате выбросов радионуклидов в атмосферу прослеживалось на расстоянии до 60-70 км от ПО «Маяк». Оно включало внешнее облучение за счет радиоактивного облака и γ-излучающих радионуклидов, накопившихся на поверхности почвы, а также и внутреннее облучение в результате поступления радионуклидов из облака через органы дыха-

ния и потребления загрязненной сельскохозяйственной продукции, производившейся на территориях, подвергшихся воздействию радиоактивных выпадений из атмосферных выбросов. Со временем мощность выбросов в атмосферу существенно снизились в сотни и тысячи раз благодаря повышению эффективности систем газоочистки и усовершенствованию технологии. По данным ПО «Маяк» в настоящее время выбросы радионуклидов в атмосферу из труб предприятия в штатном режиме не оказывают заметного влияния на формирование радиационной обстановки и облучение населения. Вклад текущих выбросов в облучение жителей Озёрска в настоящее время не превышает 0,5% (Челябинская область…, 2006).

Но при этом не следует полностью исключать возникновение внештатных ситуаций. Так за период деятельности ПО «Маяк» произошло несколько крупных техногенных катастроф, сопровождавшихся поступлением радиоактивных веществ в окружающую среду и загрязнением обширных территорий, в том числе и в Свердловской области. Ярким примером крупномасштабного регионального загрязнения радиоактивными веществами служит сброс в р.Течу в 1949-1951 гг. порядка 100 ПБк (2,75 млн Ки) радиоактивных отходов. Часть радионуклидов транзитом прошла через р.Течу и поступила в р.Исеть, входящую, как и первая река, в Обь-Иртышскую речную систему. Другая значительная часть нуклидов была депонирована в донных отложениях рек и в пойменных почвах. Среди населения было зарегистрировано 935 случаев хронической лучевой болезни, из 22 наиболее неблагоприятных населенных пунктов по реке Теча было отселено 7,5 тыс. человек («Медико-биологические…», 2000).

Второй крупномасштабный радиационный инцидент на этом предприятии был связан с взрывом емкости для

хранения жидких высокоактивных отходов 29 сентября 1957 года. Взрывом в окружающую среду было выброшено около 740 ПБк (20млн Ки) радиоактивных веществ, из которых 74 ПБк (2 млн Ки) были рассеяны ветром в северо-восточном направлении, обусловив радиоактивное загрязнение северной части Челябинской, южной части Свердловской и небольшой территории Тюменской областей. Так образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). В Свердловской области наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись территории Каменского, Богдановического и Камышловского районов. В настоящий момент территория ВУРСа в пределах Свердловской области, ограниченная изолинией 3,7 ГБк/км^2, включает 267 населенных пунктов, в том числе города Каменск-Уральский, Камышлов, Талицу и поселки городского типа Пышма, Троицкое. Из них 15 населенных пунктов, в которых проживает более 115 тыс. человек, находятся на территории ВУРСа с плотностью загрязнения почвы 37-74 ГБк/км^2 («Экологические и медицинские…», 2001).

Существенный дополнительный вклад в облучение населения южной части Свердловской области, проживающего на территории ВУРСа, внесли газоаэрозольные выбросы ПО «МАЯК». Обусловленная ими коллективная доза достигла 7,2 тыс. чел.-Зв (Трапезников и др., 2006).

ПО «Маяк» и сегодня продолжает оставаться источником радиоактивного загрязнения прилегающих территорий, сохраняется потенциальная угроза новых крупномасштабных радиационных катастроф. В ходе деятельности предприятия наработано и депонировано на промплощадке беспрецедентное количество жидких и твердых радиоактивных отходов, суммарная активность которых превышает 1 миллиард Кюри («Генезис и концепция…», 1993).

До конца 50-х годов на ПО «Маяк» и прилегающей территории уровни радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды определяли по показателям суммарной альфа-, бета- и гамма - активности. В 1958 году с целью изучения и ликвидации последствий аварии 1957 года была создана Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС). Одним из направлений исследований ОНИС стал радиационный мониторинг основных дозообразующих радионуклидов. Наблюдения за радиоактивными выпадениями в первые годы существования ОНИС проводились в основном в зоне ВУРСа.

Систематический радиационный мониторинг в зоне влияния ПО «Маяк» был организован в 1971 г., когда была развернута сеть пунктов контроля радиоактивных выпадений методом планшетов. С 1973 г. по этой же схеме был начат контроль объемной активности радионуклидов в приземном слое атмосферного воздуха методом марлевых конусов. На территории Опытной станции был развернут стационарный пост радиационного контроля, где получали более подробную информацию о радиационной обстановке.

При анализе данных мониторинга ПО «Маяк» можно отметить одну общую для всех лет закономерность – районы с повышенной плотностью выпадений располагаются в основном от предприятия в восточном, северо-восточном и юго-восточном направлениях. Их можно условно разделить на 3 зоны (Бакуров и др., 2007):

Зона А – расположена к востоку от предприятия. Основные источники радиоактивных выпадений – выбросы из труб предприятия, ветровой перенос с ранее загрязненных территорий.

Зона Б – расположена к северо-востоку от предприятия; включает головную часть территории Восточно-Уральского радиоактивного следа и примыкающую к ней

с юга северную часть территории, загрязненной в 1967 году. Основной источник радиоактивных выпадений – Восточно-Уральский радиоактивный след.

Зона В – остальная часть наблюдаемой территории. Источники загрязнения – выбросы из труб предприятия, ветровой перенос с ранее загрязненных территорий, глобальные радиоактивные выпадения.

К 1976 г. на территории мониторинга была окончательно сформирована схема пробоотбора. Территория была условно разделена на 16 сегментов (4 сектора по 4 сегмента в каждом) пятью азимутальными лучами (С, СВ, В, ЮВ, Ю) и четырьмя полуокружностями с радиусами 10, 20, 40 и 70 км. Пунктам контроля были присвоены номера (рисунок 503).

Таким образом, схема радиоэкологического мониторинга ПО «Маяк» включает в себя контроль за территориями, расположенными в восточном, северо-восточном и юго-восточном направлениях и распространяется от предприятия на расстояние до 70 км. Предлагаемая модель радиоэкологического мониторинга на территории Свердловской области, с одной стороны, должна являться как бы логическим продолжением схемы мониторинга ПО «Маяк», а с другой стороны должна обеспечить достаточную информативность получаемых результатов, как по количеству исследованных объектов, так и по охвату территории вероятного аэрозольного переноса.

В настоящей концептуальной модели радиоэкологического мониторинга реализованы требования Федерального закона от 09.01.96 № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения», Федерального закона РФ от 10.01.2002. № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды», закона РСФСР от 10.06.93 г. № 5154-1 «О стандартизации», Методических рекомендаций МР2.6.1.27-2003 «Зона наблюдения

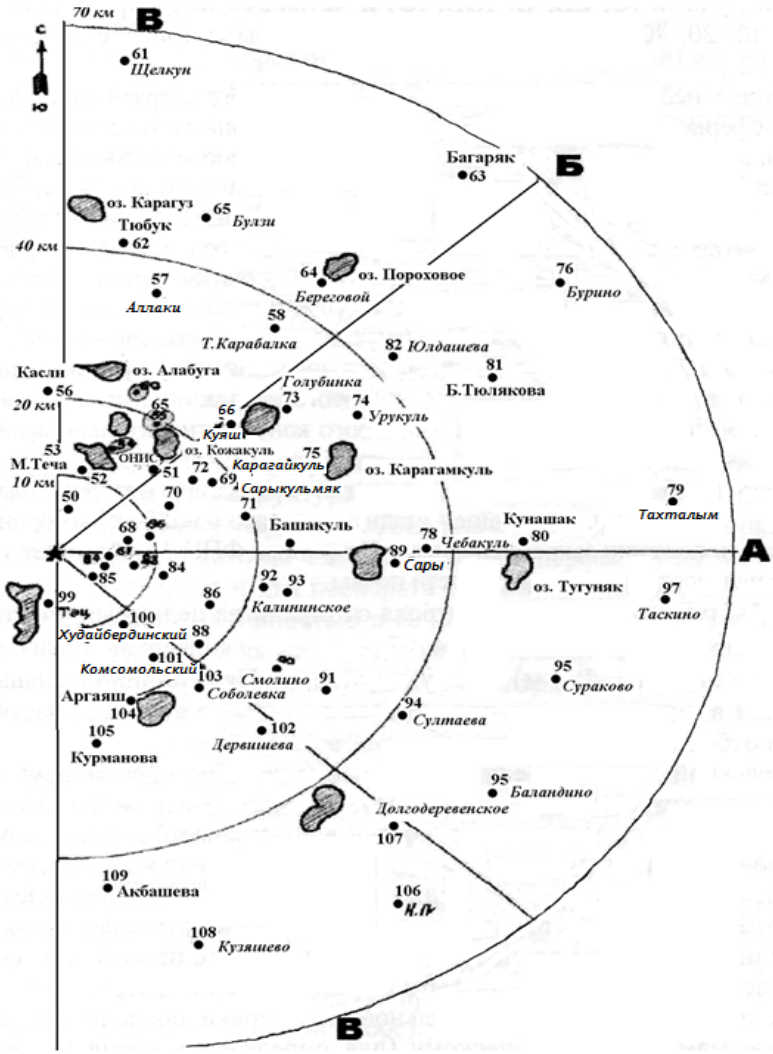


Рисунок 503 – Расположение районов с повышенной плотностью выпадений и пунктов контроля на наблюдаемой территории.

радиационного объекта. Организация и проведение радиационного контроля окружающей среды».

Предлагаемая модель радиоэкологического мониторинга включает в себя слежение за содержанием долгоживущих дозообразующих радионуклидов: стронция-90 (^{90}Sr), цезия-137 (^{137}Cs), плутония-238-240 ($^{238\text{-}240}$Pu) в объектах окружающей среды, которые играют роль природных планшетов. К таким объектам можно отнести снежный покров и верхний 0-15 см слой почвы. Снежный покров аккумулирует газоаэрозольные выпадения предприятий ЯТЦ в осенне-зимний период, а почвенный − даёт интегральную их характеристику. Известно, что по мере удаления от источника загрязнения интенсивность выпадений радиоактивных веществ уменьшается и приближается к фоновым уровням, характерным для данного региона. В пределах Уральского региона, а также на большей части Свердловской области реальное содержание ^{90}Sr в почве составляет 1,6-1,8 кБк/м^2; ^{137}Cs − 3-4 кБк/м^2; изотопов Pu − 80-200 Бк/м^2, что фактически не превышает фонового уровня.

Постоянные участки контроля на территории области целесообразно расположить таким образом, чтобы они максимально перекрывали территорию предполагаемого воздушного переноса радионуклидов. Предлагаемые для проведения мониторинга участки контроля представлены на рисунке 504. Территориально они привязаны к непроточным или слабопроточным водоемам (озерам или искусственным водоемам) и имеют подъездные пути для автотранспорта, что также немаловажно для проведения отбора проб и их транспортировки. Для определения фоновых значений содержания радионуклидов в исследуемых объекта предложена «контрольная точка», которая территориально вынесена за зону влияния ветрового переноса ПО «Маяк» и зону влияния Белоярской АЭС (Рисунок 505).

Рисунок 504 – Планируемые участки контроля (№№ 1 – 5)

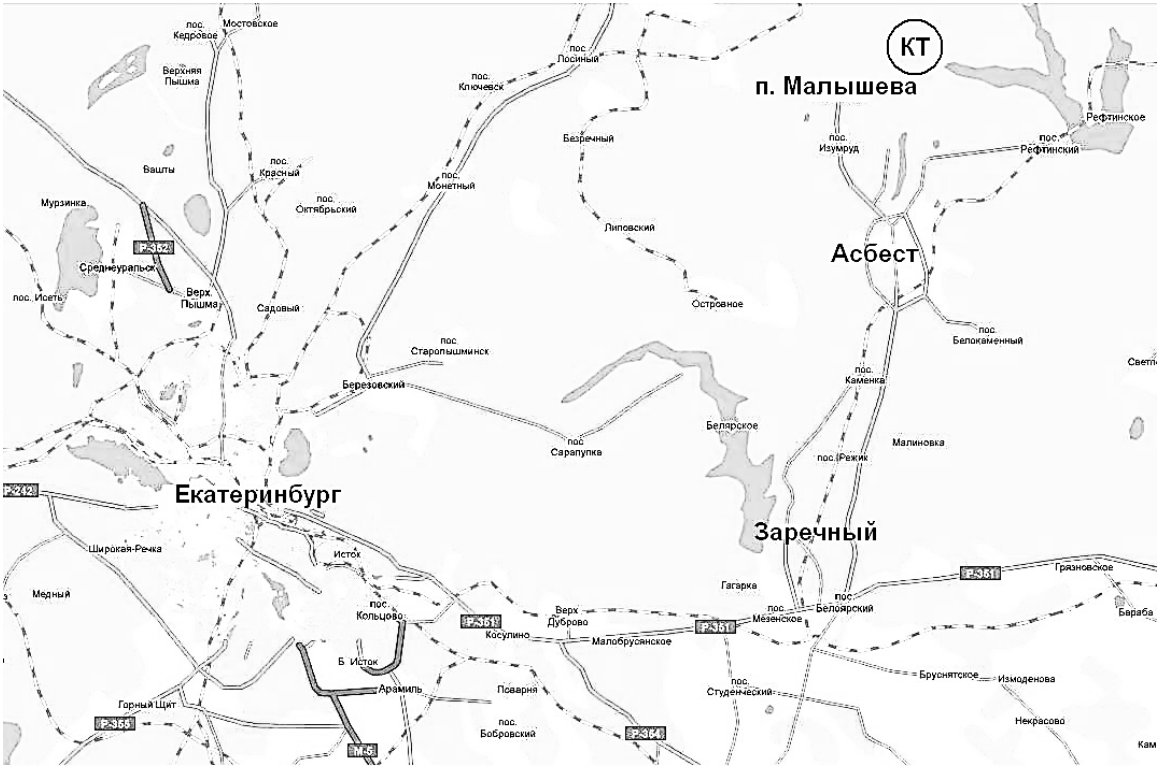


Рисунок 505- Планируемое расположение контрольной точки (КТ).

Таким образом, типичный стационарный участок отбора проб включает в себя непроточный водоем, а также прилегающие к нему пойменные участки. Стационарным участкам присваиваются номера, определяются координаты местоположения, проводится почвенно-ботаническое описание.

Пробы снега отбираются в начале периода снегостояния на каждом из выделенных участков с учётом площади и мощности снежного покрова.

Отбор проб снега проводили в указанных стационарных участках с площадок размером 3х3 м или 4х4 м в зависимости от толщины снежного покрова. Учитывая возможность неравномерного содержания радионуклидов в снежном покрове, в каждом участке отбирали по 2 пробы. Снег собирали в полиэтиленовые мешки и маркировали. В лабораторных условиях снег растапливали в специальных емкостях и получали талую воду примерно около 1000 литров с одного участка. Пробы талой воды концентрировали, получали сухой остаток. Образцы сухого остатка использовали для измерения в них радионуклидов.

После схода снежного покрова на пронумерованных участках проводится отбор проб почвы. При отборе почвенных проб руководствовались рекомендациями, которые впервые были опубликованы в Методических указаниях по комплексной оценке воздействия выбросов и сбросов радиоактивных, химических веществ и тепла предприятий ЯТЦ на прилегающие угодья, разработанными сотрудниками Института сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии (г. Обнинск) для использования в аграрной отрасли. В них отмечалось, «при взятии проб почвы составляют среднюю пробу из 5-ти образцов, которые отбирают по методу конверта по углам и на пересечении диагоналей.

Такой конверт имеет площадь 100-400 м^2 и представительно описывает территорию от 0,05 до 0,10 км^2».

При необходимости берут большее количество проб в ячейках меньшей площадью, например, по углам равностороннего треугольника с длиной стороны 10 м. Усредненная (из 3-х) проба в этом случае представительно характеризует площадь 0,01 км^2.

Эта методика была авторами успешно использована на протяжении ряда лет при радиоэкологическом обследовании загрязненных территорий Уральского региона и опубликована в работе Молчановой и др., 2006 (Молчанова и др., 2006). Подобный подход был применён при проведении радиационного мониторинга агропромышленного комплекса («Сельскохозяйственная…», 1992).

Пробы пойменных почв отбирали из полнопрофильных разрезов. После заглубления разреза на необходимую глубину, один край выравнивали и из него послойно отбирали пробы в виде рамки 30х30 см, последовательно снимая слои по 5 см до глубины 15-20 см, сразу же разделяя их на две параллельные пробы. В каждом стационарном участке отбор проб почв проводили из трех полнопрофильных разрезов, расположенных в виде равнобедренного треугольника со стороной 10 метров. Пробы маркировали и упаковывали в двойные полиэтиленовые пакеты для временного хранения и транспортировки. В лабораторных условиях пробы просушивали, взвешивали, перемалывали в шаровой мельнице и просеивали через сито с ячейкой 1 мм. Таким образом, в каждом участке отбирается не менее 24 проб почв.

Отбор проб воды из естественных водоемов проводился в летнее время в соответствии с ГОСТ 51592-2000 («Вода...», 2000). Пробы воды для гамма-спектрометрических радиохимических исследований сразу после

отбора подкисляли небольшим количеством соляной кислоты, предотвращая сорбцию радионуклидов на стенках сосудов. Из каждого водоема отбирали по две пробы воды объёмом по 160 литров каждая.

Исследование водных объектов имеет ряд особенностей. Радиохимическое исследование проб воды отражает в основном ситуацию, сложившуюся на момент отбора проб. Наиболее информативные результаты можно получить, проводя параллельно анализ образцов воды и исследование донных отложений, аккумулирующих радионуклиды в течение продолжительного времени. С этой целью в каждом водоеме было взято по две пробы донных отложений. Образцы донных отложений отбирали в соответствии с ГОСТ 17.1.5.01-80 («Гидросфера..., 1980), с помощью специального пробоотборника с площадью сечения 36,3 $см^2$ до глубины 15-20 см. После извлечения керна его разделяли на слои по 5 см. Каждую пробу маркировали, упаковывали в двойные полиэтиленовые пакеты. Подготовку проб перед исследованием проводили идентично пробам почвы. В каждом водоеме отбирали не менее 8 проб донных отложений.

Содержание ^{137}Cs определяли гамма-спектрометрическим способом с использованием многоканального анализатора фирмы Canberra-Packard (США) с германиевым полупроводниковым детектором. Нижний предел обнаружения составлял 1 Бк/кг, а ошибка счета не превышала 15%. Содержание ^{90}Sr в отобранных образцах определяли радиохимическим методом по ^{90}Y. Радиометрию полученных препаратов проводили на малофоновой установке (УМФ - 2000) с нижним пределом обнаружения 0,2 Бк/кг и статистической ошибкой измерений не более 10%; Содержание изотопов плутония в природных объектах определяли радиохимическим методом, включающим

выделение их на ионообменной смоле, электролитическое осаждение на дисках, изготовленных из нержавеющей стали. Измерение содержания изотопов плутония (^{238}Pu, ^{239,240}Pu) проводили с помощью альфа-спектрометра фирмы Canberra-Packard с ошибкой не более 10%. Предел обнаружения составлял 0.1 Бк/кг. Использованные методики определения радионуклидов соответствуют Госстандарту РФ. Отдел континентальной радиоэкологии аккредитован в системе аккредитации радиационного контроля (САРК) Госстандарта России.

Предлагаемая концептуальная модель радиоэкологического мониторинга на границе Челябинской и Свердловской областей обеспечивает:

- слежение за поступлением радионуклидов с предприятий ЯТЦ Челябинской области путем воздушного переноса на территорию Свердловской области
- количественную оценку ежегодного поступления долгоживущих дозообразующих радионуклидов в окружающую среду в составе газоаэрозольных выпадений от предприятий ЯТЦ;
- оценку интегрального содержания радионуклидов в почвах и донных отложениях;
- оценку радиоэкологического состояния водоёмов, расположенных на территории области.

Объем исследований радиоэкологического мониторинга на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области по 6 участкам контроля представлены в таблице 245.

Предложенная концептуальная модель может быть усовершенствована, прежде всего, путем расширения набора объектов слежения. Это может выражаться

Таблица 245

Объем исследований радиоэкологического мониторинга на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области по 6 участкам контроля.

№ п/п	Объем исследований
1	Определение местонахождения точки отбора на местности, измерение мощности дозы гамма-излучения на расстоянии 1 м от поверхности земли (12 точек)
2	Проведение отбора проб из почвенного профиля, упаковка проб и оформление необходимой документации (144 проб).
3	Проведение отбора проб снега и донных отложений, упаковка проб и оформление необходимой документации (60 проб)
4	Гамма-спектрометрический и радиохимический анализ проб почвы на содержание: цезия-137 (48 проб); стронция-90 (48 проб); плутония- 239,240 (12 проб);
5	Концентрирование 1920л воды: Определение:цезия-137 (12 проб); стронция-90 (12 проб); плутония- 239,240 (6проб)
6	Концентрирование проб снега (6000 литров): Определение: цезия-137 (12 проб); стронция-90 (12 проб); плутония- 239,240 (6 проб);
7	Гамма-спектрометрический и радиохимический анализ проб донных отложений на содержание: цезия-137 (48 проб); стронция-90 (48 проб);плутония-239,240 (6 проб);

в увеличении стационарных участков контроля. Наиболее целесообразно расположить два дополнительных участка контроля в Сысертском районе, тем самым, перекрывая направление с юга на г. Екатеринбург. Местонахождение данных участков отображено на рисунке 506. Дополнительные участки контроля обозначены номерами 6 и 7.

Территориально участок №6 расположен в районе озера Богаряк и н.п. Космаково. Расположение участка контроля №7 ориентировано на Верхнесысертский пруд. Такое расположение участков контроля позволит производить отбор всех необходимых для проведения мониторинга природных объектов: снега, воды, почв и донных отложений.

В таблице 246 представлен объем исследований радиоэкологического мониторинга на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области (8 стационарных участков контроля).

Наряду с природными планшетами в систему мониторинга могут быть включены биологические объекты, составляющие звенья пищевых цепей, направленных к человеку: дикорастущие растения, рыба, сельскохозяйственная продукция.

Рисунок 506 Планируемые дополнительные участки контроля в Сысертском районе (№6 и №7)

Таблица 246

Объем исследований радиоэкологического мониторинга на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области (8 стационарных участков

№ п/п	Объем исследований
1	Определение место-нахождения точки отбора на местности, измерение мощности дозы гамма-излучения на расстоянии 1 м от поверхности земли (16 точек)
2	Проведение отбора проб из почвенного профиля, упаковка проб и оформление необходимой документации (192 проб).
3	Проведение отбора проб снега и донных отложений, упаковка проб и оформление необходимой документации (70 проб)
4	Гамма-спектрометрический и радиохимический анализ проб почвы на содержание: цезия-137 (64 проб); стронция-90 (64 проб); плутония-239,240 (14 проб)
5	Концентрирование 2560 л воды: Определение: цезия-137 (16 проб); стронция-90 (16 проб); плутония- 239,240 (8 проб);
6	Концентрирование проб снега (8000 литров): Определение: цезия-137 (16 проб); стронция-90 (16 проб); плутония- 239,240 (8 проб);
7	Гамма-спектрометрический и радиохимический анализ проб донных отложений на содержание: цезия-137 (64 проб); стронция-90 (64 проб); плутония- 239,240 (8 проб);

3.8. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей

2006 год

В конце 40-х годов прошлого столетия на территории Челябинской области был создан ряд заводов по производству ядерных материалов, необходимых для производства атомного оружия, образовавших Производственное Объединение «Маяк». В соответствии с технологическим регламентом ПО «Маяк» производит сброс радиоактивных вод в каскад водоемов, поступающих в конечном счете в р. Течу. Часть жидких отходов ранее направлялась в бессточное озеро Карачай. В 1957 г. в результате взрыва одной из емкостей с жидкими радиоактивными отходами подверглась радиоактивному загрязнению часть территории Челябинской, Свердловской, Тюменской областей. Образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), центральная ось которого, благодаря направлению господствующих ветров, оказалась на территории Каменского района Свердловской области. В 1967 г. произошел ветровой подъем илов с прибрежных пляжей оз. Карачай, что привело к дополнительному радиоактивному загрязнению, в частности, территории Свердловской области. В пробах природных сред, как показали исследования, проведенные в 90-е годы, концентрация ^{90}Sr, как правило, значительно превышала концентрацию ^{137}Cs (Трапезников и др., 2000; Karavaeva a.oth., 1994; Romanov,1996). По расчетам некоторых исследователей отношение ^{90}Sr /^{137}Cs в выпадениях 1957 г. равно 75 (Romanov a.oth.,,1990). Расчеты показали, что до 57,9% ^{137}Cs поступило от неизвестных источников

(Aarkrog a. oth.,1992). Одним из таких источников могут являться пылевые и аэрозольные поступления с территории Челябинской области в Свердловскую область.

Для оценки величины возможного текущего воздушного трансграничного переноса радионуклидов было произведено настоящее исследование. При этом изучалось содержание в снеге, воде и почве наиболее биологически опасные долгоживущие техногенные радионуклиды ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$. Стронций-90 относится к группе остеотропных радионуклидов, он способен вызвать раковые заболевания костей и крови. Цезий-137 накапливается в основном в мышечных тканях человека и животных.

Интерес к исследованию содержания плутония в природных средах вызван высокой биологической опасностью его изотопов. Будучи альфа- излучателем, он не представляет опасности как источник внешнего облучения. Однако плутоний, поступивший в ткани, в 20 раз биологически эффективнее гамма-лучей. В организм человека этот радиоактивный элемент поступает ингаляционным путем, с пищей и через кожное всасывание. Плутоний индуцирует стохастические радиобиологические эффекты, которые не имеют порога дозы и с увеличением последней лишь возрастает их частота. Одним из них является возникновение рака легких, костных тканей и крови. Он относится к группе наиболее биологически опасных радионуклидов. Этому способствуют большие периоды полураспада его изотопов плутония (^{238}Pu – 87,74 года, ^{239}Pu – 24.065 тыс.лет, ^{240}Pu – 6580 лет) и длительные периоды полувыведения из организма, измеряемые десятками лет.

Важным обстоятельством, делающим данное исследование актуальным, является то, что ПО «Маяк» наряду с производством источников ионизирующих излучений различного назначения, занимается переработкой отрабо-

танного ядерного топлива, поступающего как с отечественных, так и с зарубежных атомных станций. Масштабы переработки отработанного ядерного топлива возрастают с каждым годом, а это ведет и к возрастанию объемов радиоактивных отходов. Этот вид деятельности особенно настораживает население региона, тем более в Свердловской области имеется действующая АЭС. В периоды, когда господствующие ветры со стороны Челябинской области направлены в сторону Свердловской области возможен перенос радионуклидов с воздушными массами.

Необходимо оценить пространственные и количественные параметры воздушного переноса радионуклидов с предприятий ядерно-топливного цикла, расположенных на территории Челябинской области, на прилегающие к последней участках территории Свердловской области (Каменский и Сысертский городские округа) и разработать предложения по организации радиоэкологического мониторинга обследованных территорий.

3.8.1. Материал и методика
Район исследований и точки отбора

Отбор проб природных сред проводили в 5 пунктах (таблица 247).

3.8.1.1. Методика отбора проб природных сред
Методика отбора снега

Отбор проб снега проводили в указанных в таблице 247 пунктах с площадок 3х3м и 4х4м. Учитывая возможность неравномерного содержания радионуклидов в различных участках снежного покрова в каждом пункте отбирали по 5 проб, которые тщательно перемешивали для получения средней пробы, которую делили на две повторности.

Таблица 247

Район исследований и точки отбора

№ п/п	Место отбора проб	Географические координаты
1	с.Шелкун, Сысертский р-н	N56^{0}16,541'
		E 60^{0}55,668'
2	с.Сосновское, Каменский р-н	N56^{0}26,756'
		E 61^{0}16,123'
3	с.Троицкое, оз.Карасье	N56^{0}23,261'
		E 61^{0}25,305'
4	с.Рыбниково, оз Червяное Каменский р-н	N56^{0}20,432'
		E 61^{0}39,077'
5	с.Пирогово, Каменский р-н	N56^{0}16,857'
		E 61^{0}57,529'

Затем снег растапливали в специальных емкостях и получали талую воду. Пробы талой воды концентрировали, получали сухой остаток. Образцы сухого остатка использовали для измерения в них радионуклидов.

Методика отбора проб воды

Пробы воды в трех повторностях по 300 л в каждой отбирали во фляги емкостью 50л. Сразу же все пробы воды с целью предотвращения осаждения радионуклидов на стенках емкостей подкисляли небольшим количеством соляной кислоты и доставляли в г.Заречный на Биофизическую станцию, где ее фильтровали через ватные фильтры, концентрировали, выпаривали досуха. Полученные осадки и фильтры озоляли при температуре 450-500^{0}С, образцы золы анализировали на содержание в них радионуклидов.

Методика отбора проб почвы

Для отбора проб пойменных почв закладывали на подобранных участках по 3 разреза на глубину 15 см. Площадь каждой пробной площадки 30х30 см. Отбор проб почвы проводился послойно, толщина каждого слоя 5 см. Пробы отбирали с учетом площади, что позволило оценить не только удельную активность, но и плотность загрязнения радионуклидами почвы обследуемой территории, а также запасы радионуклидов. Образцы почвы сушили, взвешивали, растирали и просеивали через сито с ячейками диаметром 1 мм. Полученный материал массой 1100-2800 г. использовали для измерения содержания радионуклидов.

3.8.1.2. Методика определения радионуклидов
Методика определения содержания изотопов плутония в природных средах.

Для определения содержания изотопов плутония в пробах почвы и снега использовали модификацию методики, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) (Chen et al.,1993).

Она включает следующие основные этапы:
- выщелачивание образца смесью кислот;
- 2-х кратную очистку раствора на ионообменной колонок;
- электролитическое осаждение;
- альфа спектрометрию полученных образцов.

Навеску воздушно-сухого грунта (10 г.) озоляют в муфеле при $t=500^0C$ в течение 6 часов. Охлажденную золу переносят в термостойкий стакан объемом 400мл, вносят 1 мл ^{242}Pu известной активности, по изменению которой в ходе анализа судят о потере определяемого нуклида. Кроме того, если в навеске содержится мало железа,

то добавляют 1 мл раствора соли трехвалентного железа (40 мг/мл).

Выщелачивание образца проводят смесью соляной и азотной кислот (добавляют 60 мл концентрированной соляной и 20 мл концентрированной азотной кислоты, количество кислоты удваивают, если анализируют золу, полученную в результате сжигания сухих остатков воды при нагревании в течение 1,5 часов. По истечении указанного времени к смеси кислот добавляют 200 мл дистиллированной воды, осадок отделяют фильтрованием через фильтр «синяя лента» на воронке Бюхнера. Осадок на воронке промывают 30 мл 0,5 М HCl и отбрасывают. Объем фильтрата доводят дистиллированной водой до 300 мл (для золы 600 мл), нагревают и 6М NaOH доводят pH раствора до 10, после чего добавляют еще 50 мл 6М NaOH. Вместе с гидроксидами железа в осадок переходят гидроксиды плутония – $Pu(OH)_n$. Образовавшийся коллоидный осадок выдерживают в течение 30 минут при слабом нагревании и фильтруют, используя фильтр марки GF/A. Осадок растворяют, добавляя сначала по каплям 15 мл концентрированной соляной кислоты, затем порционно 50 мл 0,5 М HCl. Дистиллированной водой доводят объем раствора до 200 мл, медленно выпаривают его до объема 20 мл, добавляя постепенно 40мл 30% перекиси водорода.

Объем раствора доводят дистиллированной водой до 300 мл (для золы 600 мл), вносят 1г $K_2S_2O_5$ и оставляют на 20 минут. При этом плутоний восстанавливается до 3-х валентного состояния. Доводят pH раствора до 9 с помощью 6М NH_4OH, образовавшийся осадок гидроксидов отделяют фильтрованием, используя фильтр GF/A. Осадок на фильтре промывают 30 мл 6М NH_4OH и растворяют, добавляя порционно сначала 20 мл концентрированной,

а затем 30 мл 8М HCl. Для сохранения валентности плутония в раствор вносят 1 мл гидроксиламина ($NH_2OH \cdot HCl$ – 10 мг/мл) и нагревают в течение 30 минут при перемешивании.

Для каждой пробы готовят по 60мл 10% раствора триизооктиламина (TIOA) в толуоле. Испытуемый раствор переносят в делительную воронку, добавляют 30 мл приготовленного раствора (TIOA), интенсивно встряхивают в течение 5 минут и дают отстояться. Содержимое воронки разделяется на две фазы: в верхней части воронки – органическое вещество, которое экстрагирует примеси тяжелых металлов, в нижней части – анализируемый раствор. Нижнюю фракцию отделяют и повторяют экстракцию, используя остальные 30 мл приготовленной смеси. Органическую фракцию отбрасывают, а фильтрат выпаривают досуха, сухой остаток прокаливают в муфеле при $t=450^o$ С в течение 1 часа для удаления следов органического вещества. Прокаленный остаток растворяют в 15 мл концентрированной соляной кислоты, с добавлением 5 мл концентрированной азотной кислоты. Стакан закрывают часовым стеклом и нагревают в течение часа, затем, убрав стекло, раствор упаривают до влажных солей.

Ионообменные колонки (13х1,8 см), заполненные смолой AGI-X4 в Cl- форме, промывают 50мл IM HNO_3 для того, чтобы перевести ее в NO_3 форму. Затем через колонку пропускают 50 мл 8М HNO_3 с 500мг $NaNO_2$, чтобы создать в ней те же условия, что и при пропускании пробы.

Пробу, выпаренную до минимального объема, растворяют в 20 мл (для золы 40 мл) смеси 0,5 М HNO_3 + 0,04 М $NaNO_3$. Затем вносят 800 мг $NaSO_3$, перемешивают до полного растворения осадка. Раствор выдерживают 20 минут, добавляют 800 мг $NaNO_2$, выдерживают 10 минут; приливают 26 мл (для золы 52 мл) концентрированной

HNO_3, оставляют еще на 10 минут. Через подготовленные колонки пропускают пробу со скоростью 10 капель за 15-20 с. С такой же скоростью колонку последовательно промывают 20 мл 8М HNO_3 с 500 мг $NaNO_2$, 60 мл 8М HNO_3 с 600 мг $NaNO_2$ и еще одной порцией (60мл) 8М HNO_3 с 600 мг $NaNO_2$. Уменьшив скорость пропускания раствора до 10 капель на 25-30 секунд, промывают колонку 15 мл концентрированной соляной кислотой с добавлением $NaNO_2$ на кончике скальпеля и 80 мл (для золы 120 мл) концентрированной HCl. Элюаты отбрасывают.

Плутоний промывают в отдельный стакан, пропуская через колонку последовательно 15 мл дистиллированной воды, 15 мл 0,4 М NaOH, 25 мл 2 М HNO_3 и 80мл 0,5 М HNO_3 + 0 .04М $NaNO_3$. Объединенные элюаты выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 20 мл 0,5 М HNO_3 + 0,04 М $NaNO_3$, добавляют 800 мг Na_2SO_3, перемешивают до полного растворения и выдерживают 20 минут, после чего повторяют процедуры подготовки и разгонки пробы на хроматографической колонке в том порядке, как было описано выше.

В эюат, содержащий плутоний, добавляют 1 мл концентрированной H_2SO_4 и выпаривают досуха. Сухой остаток растворяют в 15 мл 0,05 М H_2SO_4 и переносят в электролизер. Добавляют индикатор метил-блау и по каплям концентрированный раствор NH_4OH, устанавливая pH раствора на значении 2,2. Величина pH контролируется с помощью чувствительной индикаторной бумаги. Электролиз проводят в течение 5 часов при силе тока 1,2 А. По истечении указанного времени в электролизер добавляют 0,5 мл концентрированного NH_4OH, после чего ток отключают. Диск с осажденным на нем плутонием промывают в аммиачной воде и сушат в течение 5-10 минут при $t=80^oC$. Определение изотопного состава полученного

образца проводят на α – спектрометре типа Alpha Analyst с полупроводниковыми детекторами (PIPS) и программным обеспечением GENIE-2000. Ошибка счета не превышала 15%, а нижний предел определения составлял 0,1 Бк/кг.

Определение содержания ^{90}Sr в грунте

Методика основана на:
-выщелачивании радионуклидов 6н соляной кислотой;
-выделение ^{90}Sr в форме оксалатов;
-отделении ^{90}Y от ^{90}Sr;
-радиометрического измерения полученных препаратов.

Навеску воздушно-сухого грунта 100-500 г, в зависимости от предлагаемого уровня содержания радионуклида, прокаливают при t=400-500°C в течение 6 часов для удаления органического вещества. Прокаленный грунт помещают в 1,5-2-литровый стакан и прибавляют 250 мл воды. После тщательно перемешивают, осторожно добавляют 250 мл концентрированной соляной кислоты и продолжают непрерывно помешивать в течение 30 минут. Соляно-кислый экстракт фильтруют через два бумажных фильтра (белая или красная лента) на воронке Бюхнера. Остаток промывают примерно 500 мл горячей воды, переносят в стакан и повторяют обработку 500 мл 6н соляной кислоты. Остаток грунта промывают горячей водой до обесцвечивания промывного раствора. Установлено, что при такой обработке грунта ^{90}Sr практически полностью переходит в раствор.

Соляно-кислые экстракты и промывные воды объединяют и вносят стабильный изотопный носитель 100 мг Sr). Затем прибавляют 30-100 г кристаллической щавелевой кислоты, нагревают до полного ее растворения и осторожно нейтрализуют концентрированным раствором

аммиака до pH 4, контролируя кислотность раствора индикаторной бумагой. При таком значении pH в осадке образуются оксалаты кальция и стронция. Раствор с осадком выдерживают менее 4 часов, для его формирования и кристаллизации. Если до достижения pH 4 осадок окрашивается в бурый цвет, то добавляют еще 10-50 г щавелевой кислоты для связывания железа в растворимый оксалатный комплекс. Осадок оксалатов отфильтровывают через два фильтра «синяя лента» на воронке Бюхнера, промывают водой, переносят вместе с фильтром в фарфоровый тигель и прокаливают 30 минут при t=750-800°C.

Прокаленный осадок растворяют при нагревании в 6н азотной кислоте, после чего раствор упаривают досуха с периодическим добавлением перекиси водорода (5-6 раз по 203 капли). Сухой остаток растворяют при нагревании в дистиллированной воде с добавлением 1-2 мл концентрированной азотной кислоты. В растворе безугольным аммиаком осаждают гидроксиды железа и алюминия. Осадок гидроксидов отфильтровывают через фильтр «белая лента», промывают горячей водой и отбрасывают. Раствор подкисляют азотной кислотой, доводят до объема 50 мл в мерной колбе или цилиндре и оставляют для накопления ^{90}Y. При этом из раствора берут аликвоту (2 мл) доводят до объема 25 мл, с помощью спектрометрического метода определяют выход носителя и рассчитывают потери ^{90}Sr.

Из раствора, оставленного для накопления иттрия-90, через 12 суток выделяют его с помощью МИОМФК (фосфорорганическое соединение – моноизооктилметилфосфоновая кислота). В широкой области кислотности МИОМФК образует с ионами трехвалентного железа твердую соль – миомфат железа. При его образовании переход радионуклидов из раствора в органическую фазу

увеличивается, в результате чего резко возрастают коэффициенты распределения. Мелкодисперсный осадок миомфата железа в присутствии небольшого количества толуола приобретает крупнозернистую структуру, пластичность и ярко выраженную гидрофобность, что облегчает разделение органической и водной фаз. Высокие коэффициенты распределения и простота отделения твердой фазы выгодно отличают этот принцип концентрирования радионуклида от применявшихся ранее методов (Цветаева и др., 1984).

Для выделения иттрия-90 раствор переносят в колбу емкостью 1 л, разбавляют водой до 500 мл и вносят 12 мл концентрированной азотной кислоты, чтобы получить 0,35н раствор азотной кислоты. Добавляют 1 мл МИОМФК, 0,4 мл толуола, перемешивают 15 минут, приливают 5 мл $Fe(NO)_3$ (10 мг/мл) и снова встряхивают 15 минут. Время выделения твердого экстракта фиксируют для введения поправки на распад иттрия-90. Твердый осадок отфильтровывают через фильтр «белая лента», переносят в тарелочку, подсушивают в сушильном шкафу при $t=105^oC$ и измеряют β-активность пробы на малофоновой установке. Регистрацию β-частиц осуществляли с помощью малофоновых установок типа УМФ-1500 и УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 1 и 0,4 Бк/кг, статистической ошибкой измерений не более 15 и 10% соответственно.

Содержание ^{90}Sr (Бк/кг) в исследуемых пробах окружающей среды рассчитывают по формуле: $\frac{A \cdot K_ф \cdot K_р \cdot K_с \cdot K_п}{}$ где

A – радиоактивность препарата, имп/сек;

$K_ф$ – поправка на эффективность счета;

$K_р$ – поправка на радиоактивный распад ^{90}Y за время, прошедшее с момента его выделения до просчета пробы;

$К_с$ – поправка на самопоглощение изучения в препарате;
$К_п$ – поправка на потерю стабильного стронция;
Р – навеска, кг

Методика измерения содержания ^{137}Cs в природных средах

Для определения содержания ^{137}Cs в нативных образцах окружающей среды использовали инструментальные методы. Измерения проводили на гамма-анализаторе фирмы Canberra-Packard с германиевым полупроводниковым детектором (программное обеспечение OS ½) при ошибке счета не более 5-15% и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг и сцинтилляционный гамма-спектрометр с использованием программного обеспечения «Прогресс» и нижнем пределе обнаружения 3 Бк/кг. Образцы почв, грунтов, снега высушивали, растирали, озоляли при t= 400-500°C в течении 6-ти часов для удаления органического вещества и загружали в измерительные кюветы. Экспозиция измерения составляла 2-24 часа в зависимости от активности образца.

3.8.2. Результаты исследований

3.8.2.1. . Загрязнение снега радионуклидами

Отбор проб снега был проведен на 6 площадках (таблица 247).

Из собранного в марте снега получили талую воду, которая использовалась для проведения радиохимического анализа. Данные аналитических исследований представлены в таблице 248.

Таблица 248

Концентрация ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеге (талой воде)

Место отбора проб	координаты	повтор втор-ность	Объем пробы, л	$^{239,240}Pu$, Бк/л	^{90}Sr,Бк/л	^{137}Cs,Бк/л	$^{90}Sr/^{137}Cs$
с.Шелкун, Сысертский район	N56^{0}16,541' E 60^{0}55,668'	1	683	$4{,}1\cdot10^{-5}$	$5{,}3\cdot10^{-3}\pm8{,}1\cdot10^{-4}$	$2{,}0\cdot10^{-3}\pm2{,}8\cdot10^{-4}$	2,7
		2	983	$5{,}1\cdot10^{-5}$	$7{,}5\cdot10^{-3}\pm7{,}0\cdot10^{-4}$	$1{,}7\cdot10^{-3}\pm9{,}9\cdot10^{-5}$	4,5
с.Сосновское, Каменский район	N56^{0}26,756' E 61^{0}16,123'	1	430	$1{,}9\cdot10^{-5}$	$9{,}1\cdot10^{-3}\pm4{,}0\cdot10^{-4}$	$1{,}7\cdot10^{-3}\pm9{,}9\cdot10^{-5}$	5,4
		2	425	$3{,}6\cdot10^{-5}$	$1{,}1\cdot10^{-3}\pm5{,}5\cdot10^{-4}$	$2{,}8\cdot10^{-3}\pm4{,}3\cdot10^{-4}$	3,9
с.Троицкое, Каменский район берег оз.Карасье	N56^{0}23,261' E 61^{0}25,305'	1	546	$3{,}9\cdot10^{-5}$	$3{,}4\cdot10^{-3}\pm3{,}5\cdot10^{-4}$	$1{,}6\cdot10^{-3}\pm2{,}6\cdot10^{-4}$	2,1
		2	364	$4{,}7\cdot10^{-5}$	$2{,}8\cdot10^{-3}\pm5{,}8\cdot10^{-4}$	$2{,}2\cdot10^{-3}\pm4{,}3\cdot10^{-4}$	1,2
с.Рыбниково, оз Червяное Каменский район	N56^{0}20,432' E 61^{0}39,077'	1	603	$2{,}1\cdot10^{-5}$	$5{,}4\cdot10^{-3}\pm4{,}4\cdot10^{-4}$	$6{,}8\cdot10^{-3}\pm4{,}0\cdot10^{-4}$	0,8
		2	475	$4{,}2\cdot10^{-5}$	$2{,}1\cdot10^{-3}\pm2{,}3\cdot10^{-4}$	$3{,}6\cdot10^{-3}\pm2{,}5\cdot10^{-4}$	0,6
с.Пирогово, Каменский район	N56^{0}16,857' E 61^{0}57,529'	1	601	$5{,}1\cdot10^{-5}$	$12{,}7\cdot10^{-3}\pm5{,}8\cdot10^{-4}$	$1{,}7\cdot10^{-3}\pm3{,}1\cdot10^{-4}$	7,7
		2	581	$3{,}03\cdot10^{-5}$	$11{,}4\cdot10^{-3}\pm4{,}8\cdot10^{-4}$	$2{,}1\cdot10^{-3}\pm2{,}1\cdot10^{-4}$	5,4

В таблице приведены результаты измерения содержания радионуклидов в талой воде, полученной из проб снега, отобранных в марте 2006 г. на 5 участках. Объем отдельных проб талой воды находился в пределах от 364 л до 983 л, общий объем воды, подвергнутой радиохимическому анализу, составил 5691 л. Видно, что в снеге содержится ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$, но отсутствует ^{238}Pu. Каждый из радионуклидов неравномерно распределен в снеговом покрове обследованной территории. Так, наиболее высокая концентрация $^{239,240}Pu$ ($5{,}1 \cdot 10^{-5}$ Бк/л) обнаружена в снеге, собранном в окрестностях с. Щелкун и в окрестностях с. Пирогово, расположенных вблизи с границей Челябинской области. Наименьшей ($1{,}9 \cdot 10^{-5}$ Бк/л) была концентрация радионуклида в снеге из окрестностей с. Сосновское Каменского района. Почти на два порядка величин концентрации $^{239,240}Pu$ оказалась выше содержания в талой воде ^{90}Sr, которая находилась в пределах от $2{,}1 \cdot 10^{-3}$ Бк/л (с. Рыбниково) до $12{,}7 \cdot 10^{-3}$ Бк/л (с. Пирогово).

Цезий-137 характеризуется относительно равномерным пространственным распределением в снежном покрове обследованного района. Исключение составил район с. Рыбниково, где содержание радионуклида в снеге в 2-4 раза выше, чем в снеге других участков. В целом, содержание ^{137}Cs в снежном покрове ниже, чем содержание ^{90}Sr. Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ изменяется от 0,6 (с .Рыбниково) до 7,7 (с. Пирогово). Следует отметить, что отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в глобальных выпадениях составляет 0,61 (Молчанова, Караваева,2001). Такие существенные различия в величине данного показателя указывают на наличие более сильного, чем глобальные выпадения, источника загрязнения данными радионуклидами снега в обследованном районе. Об этом свидетельствуют результаты исследования содержания радионуклидов в пробах снега,

взятых в окрестностях д. Мокрая Сухоложского района, расположенной к северо-востоку от БАЭС. Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в снеге из этих проб в среднем составило 15, что в несколько раз превышает величину данного отношения в пробах снега, взятых в пограничном с Челябинской областью районе.

3.8.2.2. Определение содержания радионуклидов в воде озер

Важными природными объектами, исследование которых позволяет оценивать радиоэкологическую обстановку, являются водоемы, поскольку в них аккумулируется различный материал, переносимый воздушным путем. Это, в частности, показало изучение последствий Кыштымской аварии 1957 г. Радиоэкологический мониторинг данных водных объектов позволит оценивать не только последствия крупных ядерных аварий, но и поступление воздушным путем радиоактивного материала при штатной работе предприятий ядерно-топливного цикла, особенно при изменении технологии производства на них или увеличение масштабов производственной деятельности.

В таблице 249 приведены данные о содержании изотопов плутония в воде обследованных водоемов. Видно, что в воде водоемов не обнаружен ^{238}Pu. В воде большинства изученных озер отмечена низкая концентрация $^{239,240}Pu$ и она находится в пределах 17-210 $n \cdot 10^{-6}$ Бк/л. В воде оз. Червяное концентрация до 10 раз выше, чем в остальных водоемах.

В таблице 250 представлены данные о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в водоемах обследованного района. Из таблицы вино, что водоемы различаются по содержанию в воде обоих радионуклидов. Концентрация ^{90}Sr в воде находится

Таблица 249

Содержание изотопов плутония в воде водоемов, расположенных на территории Свердловской области, пограничной с Челябинской областью

Место отбора проб	координаты	повтор-ность	Объем пробы, л	^{238}Pu $n \cdot 10^{-6}$ Бк/л	$^{239,240}Pu$ $n \cdot 10^{-6}$ Бк/л
оз.Щелкун Сысертского р-на	N 56°16,541' E 60°55,668'	1	113	н.п.о.*	25
		2	111	н.п.о.	38
		3	110	н.п.о.	37
оз. Сосновское с.Сосновское Камеского р-на	N 56°26,756' E 61°16,123'	1	114	н.п.о.	29
		2	112	н.п.о.	17
		3	111	н.п.о.	24
озЧервяное, с.Рыбниково Камеского р-на	N 56°20,432' E 61°39,077'	1	111	н.п.о.	210
		2	113	н.п.о.	190
		3	109	н.п.о.	170
Оз.Карасье, с.Троицкое Каменсого р-на	N 56°23,261' E 61°25,305'	1	113	н.п.о.	23
		2	110	н.п.о.	34
		3	112	н.п.о.	20

н.п.о.* - ниже предела определения

Таблица 250

Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде водоемов на территории Свердловской области, пограничной с Челябинской областью

Место отбора проб	координаты	повтор-ность	Объем пробы	^{90}Sr Бк/л	^{137}Cs Бк/л	Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$
оз.Щелкун Сысертский район	N 56° 16,540′ E N60° 55,668′	1	113	0,039	0,0051	7,6
		2	111	0,046	0,0040	11,5
		3	110	0,040	0,0039	10,2
		среднее		0,042	0,0043	9,8
оз. Сосновское Каменский р-н	N 56° 26,756′ E N61° 16,123′	1	114	0,009	0,0021	4,3
		2	112	0,011	0,0013	8,5
		3	111	0,010	0,0021	4,8
		среднее		0,010	0,0018	5,9
оз. Карасье с.Троицкое	N 56° 23,261′ E N61° 25,305′	1	113	0,016	0,0018	8,9
		2	110	0,019	0,0022	8,6
		3	112	0,018	0,0022	8,2
		среднее		0,018	0,0021	8,6
оз.Червяное с.Рыбниково	N 56° 20,432′ E N61° 39,077′	1	111	0,064	0,0011	58,1
		2	113	0,061	0,0013	38,9
		3	109	0,060	0,0025	24,0
		среднее		0,062	0,0016	38,8

в пределах от 0,009 Бк/л до 0,6 Бк/л. Содержание ^{90}Sr в воде оз. Щелкун и оз. Червяное выше, чем в озерах Сосновское и Карасье. При этом концентрация ^{90}Sr на два порядка величин в 8-555 раз ниже уровня вмешательства для питьевой воды (5 Бк/л). Содержание ^{137}Cs в воде всех обследованных водоемов в несколько раз ниже таковой ^{90}Sr и варьирует в пределах 0,0018-0,0051. Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ находится в пределах от 4,3 до 58,1. Наиболее высокое содержание ^{137}Cs (0,004 Бк/л) наблюдается в воде оз. Щелкун. Концентрация ^{137}Cs более, чем на 4 порядка величин значительно меньше уровня вмешательства для питьевой воды (11 Бк/л) («Нормы радиационной безопасности (НРБ-99)...», 1999).

Наряду с исследованием загрязнения воды озер проведено изучение радионуклидного загрязнения грунтов на береговых участках суши, прилегающей к озерам, результаты которого приведены в таблицах 251-253.

Наиболее высокие концентрации ^{90}Sr обнаружены в грунтах в районе с. Пирогово (153-962 Бк/кг), наименьший (26,6-90,8 Бк/кг) на берегах оз. Сосновское (таблица 251). По содержанию в грунтах ^{137}Cs, водоемы располагаются в ином порядке.

Наиболее высокие концентрации радионуклида отмечены в грунтах близ оз.Карасье, наименьшие – в грунтах в районе с. Пирогово. Концентрация ^{137}Cs в грунтах оз.Червяное и в районе с.Пирогово в несколько раз выше концентрации ^{90}Sr в грунтах прибрежной полосы оз. Сосновское, что указывает на поступление радионуклидов из разных источников либо из одних и тех же источников, но в разное время.

Важным показателем, используемым для оценки радиоэкологической обстановки, является плотность загрязнения субстрата радионуклидами, выражаемая количеством радионуклида, приходящегося на единицу площади.

Таблица 251

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах прибрежной зоны озер на территории Свердловской области, пограничной с Челябинской областью

№ точки	Место и время отбора	№ повтор-ности	Слой почвы, см	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг
1	с. Щелкун Сысертского района Май 2006 г.	1	0-5	95,2	85,2
			5-10	75,3	70,1
			10-15	55,6	65,3
		2	0-5	133,7	96,7
			5-10	85,0	85,0
			10-15	80,2	60,5
2	с. Сосновское Каменского района Май 2006 г.	1	0-5	87,2	14,4
			5-10	90,8	14,1
			10-15	64,8	3,9
			15-20	65,1	4,1
		2	0-5	64,2	14,6
			5-10	63,7	13,5
			10-15	26,6	2,5
			15-20	51,4	4,3
3	с. Троицкое Каменского района Май 2006 г.	1	0-5	78,0	80,5
			5-10	65,2	16,5
			10-15	45,4	6,4
		2	0-5	59,4	88,5
			5-10	100,2	41,5
			10-15	305,8	4,4
4	с.Рыбниково Каменского района Май 2006 г.	1	0-5	173,7	27,9
			5-10	86,0	18,1
			10-15	83,2	4,4
		2	0-5	155,3	38,5
			5-10	74,5	25,0
			10-15	65,4	5,2

Таблица 251 (Окончание)

№ точки	Место и время отбора	№ повторности	Слой почвы, см	^{90}Sr Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг
5	с. Пирогово Каменского района Май 2006 г.	1	0-5	210,0	15,0
			5-10	962,0	5,2
			10-15	246,0	5,4
			15-20	272,0	3,7
		2	0-5	247,6	21,1
			5-10	153,4	6,6
			10-15	205,1	3,5
			15-20	265,6	4,1

Из таблицы 250 видно, что наиболее высокая плотность загрязнения пойменных почв ^{90}Sr наблюдается в прибрежной зоне оз.Червяное, наименьшей – на берегах оз.Сосновское. Содержание ^{137}Cs в пойменных почвах прибрежной полосы озера Червяное, почти по всей глубине профиля в целом меньше содержания ^{90}Sr.

В таблице 253 представлены данные о содержании изотопов плутония в пойменных почвах. Как видно из таблицы в почвах отсутствует ^{238}Pu, но содержится $^{239,240}Pu$. Концентрация $^{239,240}Pu$ в разных слоях почвы варьирует в пределах 0,11 Бк/кг до 1,0 Бк/кг. Наибольшая плотность загрязнения почвы этим радионуклидом наблюдается на берегах оз. Червяное, наименьшая – в районе с. Пирогово.

Таблица 252

Плотность загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs в в почвах прибрежной зоны озер на территории Свердловской области. пограничной с Челябинской областью

Место отбора проб	координаты	№ повторности	Слой почвы, см	Радионуклид		Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$
				^{90}Sr кБк/м^2	^{137}Cs кБк/м^2	
с.Щелкун оз.Щелкун	N56° 13,731′ E N62° 52,800′	1	0-15	2,05	2,36	0,9
		2	0-15	2,47	2,88	0,9
		среднее	0-15	2,26	2,62	0,9
с.Сосновское оз. Сосновское	N56° 26,690′ E N61° 15,976′	1	0-20	2,69	2,03	1,3
		2	0-20	2,13	2,03	1,1
		среднее	0-20	2,41	2,03	1,2
с.Троицкое оз. Карасье	N56° 20,350′ E N61° 39,440	1	0-15	2,91	3,20	0,9
		2	0-15	1,54	5,07	0,3
		среднее	0-15	2,23	5,73	0,4
с.Рыбниково оз.Червяное	N56° 20,350′ E N61° 39,440′	1	0-15	10,42	2,22	4,7
		2	0-15	7,26	3,01	3,4
		среднее	0-15	8,84	2,61	3,4
с.Пирогово	N56° 16,857′ E N61° 57,529′	1	0-20	3,12	1,42	2,3
		2	0-20	4,74	1,70	2,8
		среднее	0-20	3,96	1,56	2,5

Таблица 253

Содержание изотопов плутония в почвах прибрежной зоны озер на территории Свердловской области, пограничной с Челябинской областью

Место отбора проб	координаты	повтор-ности	Слой почвы, см	^{238}Pu Бк/кг	^{239,240}Pu Бк/кг	^{239,240}Pu Бк/м^2
с.Щелкун оз.Щелкун	N56^0 16,540′ E N60^0 55,668′	1	0-5	н.п.о.	0,61	9,78
			5-10	н.п.о.	0,49	12,79
			10-15	н.п.о.	0,47	10,70
			сумма			33,27
		2	0-5	н.п.о.	0,74	19,7
			5-10	н.п.о.	1,00	27,9
			10-15	н.п.о.	0,89	22,94
			сумма			69,91
с.Сосновское оз. Сосновское Каменского р-на	N56^0 26,756′ E N61^0 16,123′	1	0-5	н.п.о.	0,54	13,38
			5-10	н.п.о.	0,78	22,97
			10-15	н.п.о.	0,25	7,8
			сумма			44,15
		2	0-5	н.п.о.	0,52	13,63
			5-10	н.п.о.	0,51	16,26
			10-15	н.п.о.	0,23	6,62
			сумма			36,51

Таблица 253 (Продолжение)

Место отбора проб	координаты	повтор-ности	Слой почвы, см	^{238}Pu Бк/кг	^{239,240}Pu Бк/кг	^{239,240}Pu Бк/м^2
с.Троицкое оз. Карасье	N56^0 23,261′ E N61^0 25,305′	1	0-5	н.п.о.	0,72	8,88
			5-10	н.п.о.	0,33	8,62
			10-15	н.п.о.	0,18	4,90
			сумма			22,40
		2	0-5	н.п.о.	0,46	7,41
			5-10	н.п.о.	0,61	14,84
			10-15	н.п.о.	0,18	4,22
			сумма			26,47
с.Рыбниково оз.Червяное	N56^0 20,432′ E N61^0 39,077′	1	0-5	н.п.о.	0,74	12,4
			5-10	н.п.о.	0,63	17,8
			10-15	н.п.о.	0,35	10,46
			сумма			40,66
		2	0-5	н.п.о.	0,57	9,69
			5-10	н.п.о.	0,90	25,0
			10-15	н.п.о.	0,27	8,1
			сумма			42,79

Таблица 253 (Окончание)

Место отбора проб	координаты	повтор-ности	Слой почвы, см	^{238}Pu Бк/кг	^{239,240}Pu Бк/кг	^{239,240}Pu Бк/м^2
с.Пирогово	N56^0 16,857′ E N61^0 57,529′	1	0-5	н.п.о.	0,11	2,54
			5-10	н.п.о.	0,27	7,35
			10-15	н.п.о.	0,15	3,25
			сумма			13,14
		2	0-5	н.п.о.	0,17	3,85
			5-10	н.п.о.	0,33	9,57
			10-15	н.п.о.	0,18	4,18
			сумма			17,6

3.8.3. Итоги мониторинговых исследований 2006 года

Цель работы – оценить пространственные и количественные параметры воздушного переноса радионуклидов с предприятий ядерного-топливного цикла, расположенных на территории Свердловской области (Каменский и Сысертский городские округа) и разработать предложения по организации радиоэкологического мониторинга обследованных территорий.

Данные, полученные в результате проведенного радиоэкологического исследования и литературные данные, включая сведения о содержании исследуемых радионуклидов в глобальных выпадениях, были подвергнуты анализу с использованием метода изотопных отношений. Было установлено, что с территории Челябинской области происходит перенос на территорию Свердловской области таких техногенных долгоживущих и представляющих биологическую опасность радионуклидов, как ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$, а также получить сведения о текущей радиоэкологической ситуации на ряде природных объектов, имеющих как хозяйственную, так и рекреационную ценность. На двух из них (озеро Червяное, окрестности с. Пирогово и прилегающая к нему территория) ранее проводились радиоэкологические исследования (Трапезников и др., 2000; Молчанова, Караваева, 2001; Трапезников, Трапезникова, 2006 а), что позволяет оценить изменения радиоэкологической обстановки, происшедшие за последние 15 лет.

В настоящем исследовании использовали традиционные подходы для решения указанной выше экологической задачи с изучением содержания радионуклидов в воде водоемов и в грунте прибрежной зоны озер. Наряду с этим использовали определение содержания радионуклидов в снежном покрове, формировавшемся с начала зимы

и до 20-х чисел марта (до начала таяния снега). Этот период охватил почти 5 месяцев. Результаты исследования показали, что в зимнее время происходит перенос радионуклидов с территории с предприятий ядерно-топливного цикла Челябинской области на территорию Свердловской области. Естественно предположить, что весной, летом и осенью происходит перенос радиоактивного материала из Челябинской области в Свердловскую область, масштабы которого неизвестны. Часть радионуклидов, поступивших с атмосферными осадками на земную поверхность поступает с водой в водоемы, где и аккумулируются компонентами последних, часть поступает в почву и включается в биологический круговорот веществ.

Сравнение данных о содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Червяное, полученных в 1993 г. (Трапезников и др., 2000) и в 2006 г., показывает, что концентрация ^{90}Sr снизилась с 0,36 Бк/л в 4,8 раза, ^{137}Cs – с 0,42 Бк/л – в 242 раза, что произошло вследствие радиоактивного распада радионуклидов и процессов частичного перехода в другие компоненты водоема.

В процессе проведения настоящего исследования отобраны пробы природных сред в 6 пунктах Свердлловской области в том числе 60 проб снега, 5240 л талой воды, полученной из снега, 234 л озерной воды, 76 проб почвы, проведено 624 элемент-определения.

Полученные данные характеризуют процесс воздушного переноса в условиях штатной работы предприятий ядерно-топливного цикла и при той констелляции факторов среды, включая и снежность, которая имела место в прошедший осенне-зимне-весенний период, хотя, естественно, этот процесс носит характер круглогодичного. Наглядное представление об уровне загрязнения радионуклидами почвенного покрова различных территорий

дает сравнение плотностей загрязнения радионуклидом данной территории с фоновым уровнем плотности. Глобальный уровень загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами, поступающими из атмосферы на широте 50-60° к 1990г. равнялся 1,5 кБк/м^2 ^{90}Sr и 2,4 кБк/м^2 ^{137}Cs при соотношении ^{90}Sr/^{137}Cs равном 0,6 (Aarkrog et al.,1992). В почвах всех прибрежных участков обследованных водоемов средняя плотность загрязнения ^{90}Sr превышает фоновый уровень, причем максимальная средняя плотность загрязнения данным радионуклидом (8,84 кБк/м^2) обнаружена в районе оз.Червяное. Средняя плотность загрязнения ^{137}Cs верхнего 15-20 см слоя находилась в пределах от 2,05 кБк/м^2 до 5,73 кБк/м^2. Соотношение ^{90}Sr/^{137}Cs для верхнего почвенного слоя большинства изученных прибрежных участков выше такового, для глобальных выпадений. Исключение составила почва в окрестностях оз.Карасье, где соотношение двух радионуклидов равно 0,3-0,4, то есть ниже, чем в глобальных выпадениях. Плотность загрязнения ^{239,240}Pu верхнего 15-сантиметрового почвенного слоя в прибрежной зоне озер Червяное и Сосновское составила больше 40 Бк/м^2, на берегу оз. Щелкунское – 50 Бк/м^2, что превышает фоновую плотность загрязнения этим радионуклидом пахотного слоя почвы 36 Бк/м^2 (Материалы…,2000). Таким образом, результаты исследования свидетельствуют о том, что определяющий вклад в радиоактивное загрязнение природных объектов в Сысертском и Каменском районах на территории, пограничной с Челябинской области, принадлежит не глобальным выпадениям, а переносу радионуклидов воздушным путем, который имел место не только в 1957 г. при ядерной аварии на ПО «Маяк» и сдуве радиоактивных илов с пляжей оз.Карачай в 1967 г., но и при штатной работе предприятий ЯТЦ этого произ-

водственного объединения в последующие годы, включая и год проведения данного исследования.

Особое внимание обращает на себя факт обнаружения в составе снега изотопов плутония. Это связано с тем, что если содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в природных средах (вода, почва) со временем снижается (так концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде обследованных озер снизилась с 1993 г. по 2006 г. в 4,8 и 242 раза соответственно), то содержание изотопов плутония напротив только возросло, поскольку периоды полураспада ^{239} Pu и ^{240}Pu равны соответственно 24,065 тыс. лет и 6580 (периоды полураспада ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет 28 и 30 лет соответственно). Возрастание содержания изотопов плутония в природных средах опасно тем, что по пищевым цепям, с вдыхаемым воздухом они поступают в организм человека, что потенциально опасно, учитывая высокую канцерогенность этих радионуклидов. Особую опасность представляет поступление изотопов плутония с водой и пищей для детей 1-2-летнего возраста («Нормы...», 1999). Все это, а также возникновение нарушений технологического регламента на ПО «Маяк» (что, видимо, и привело в 2005 г., в частности, к известному резкому возрастанию содержания ^{90}Sr в воде р.Теча), делает необходимым организацию радиоэкологического мониторинга в некоторых районах Свердловской области, пограничных с Челябинской областью.

3.9.Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территориий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей 2007 год

3.9.1. Результаты исследований

3.9.1.1. Загрязнение снега радионуклидами

Результаты исследований снега на содержание радионуклидов в этом году может носить характер, несколько отличающийся от предыдущего года, так как зимние месяцы текущего года, декабрь 2006 – январь 2007 года, были аномально теплыми, в результате чего снежный покров к концу января на исследуемой территории практически исчез. Отбор проб снега был проведен в марте 2007 года, это означает, что время накопления снега было коротким, около 1 месяца и это может сказаться на значениях уровней загрязненности, который обусловлен воздушным переносом радионуклидов на исследуемую территорию.

В таблице 254 приведены данные по месту отбора проб, координаты, объёмы талой воды и содержание радионуклидов стронция-90, цезия-137 и плутония-239,240 в пробах снега. Объёмы талой воды колебались от 351 л до 826 л, так как количество снега на одинаковой площади разное, зависит от рельефа поверхности пробоотбора и направления господствующего ветра. Общий объём полученной талой воды для выпаривания составил 7236 литров. Минерализация талой воды колебалась от 0,036 до 0,217 г/л. Закономерной зависимости солесодержания талой воды от места отбора проб выявить не удалось.

Рассматривая данные таблицы 254 можно сделать вывод, что во всех точках загрязнение радионуклидами цезия-137 и плутония-239,240 находится примерно на одном и том же уровне, что и в контроле и характеризуется относительно равномерным пространственным распределением. Наиболее чистой точкой оказалось с. Сосновское, где уровень загрязнения цезием-137 в 3-5 раз ниже, чем среднее содержание в других точках. По ^{90}Sr уровень загрязнения во всех исследованных точках выше содержания ^{137}Cs в 15-30 раз. Отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в районе с. Сосновское равно 110, почти в 10 раз выше среднего значения.

3.9.1.2. Исследование содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в водоемах

Для оценки радиоэкологической обстановки исследуемой территории важными природными объектами являются водоемы, которые играют роль сборников различных материалов, переносимых воздушным путем. Радиоэкологический мониторинг данных водных объектов позволит оценить поступления воздушным путем радиоактивных материалов, как при штатной работе предприятий ядерного цикла, так и при изменении технологии или увеличении масштабов производственной деятельности.

Исследования воды были проведены в 5 исследуемых водоемах и в двух контрольных точках п. Малышева. В каждой точке было отобрано практически одинаковое количество воды в алюминиевые, герметично закрывающиеся, промаркированные фляги. Общий объём воды, отобранной для исследований, был равен 2103 литрам. Пробы привозили для выпаривания и дальнейшего определения уровня загрязненности воды радионуклидами стронция-90, цезия-137 и плутония-239,240.

Таблица 254

Содержание радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239,240}Pu в пробах снега

Место отбора проб	Координата	Повторность	Объем проб, л	Вес золы, г	^{90}Sr, Бк/л	^{137}Cs, Бк/л	^{239,240}Pu, Бк/л
с. Щелкун, оз. Щелкунское	N 56°16,638' E 060°55,492'	1 2	826 575	65,51 47,62	0,0416±0,0004 0,0301±0,0006	(1,33±0,285) $\cdot 10^{-3}$ (1,95±0,174) $\cdot 10^{-3}$	2,3$\cdot 10^{-5}$ 1,4$\cdot 10^{-5}$
с. Сосновское, оз. Сосновское	N 56°26,715' E 061°15,111'	1 2	645 351	25,18 18,98	0,0382±0,0002 0,0676±0,0001	(3,45±0,93) $\cdot 10^{-4}$ (5,75±0,15) $\cdot 10^{-4}$	1,86$\cdot 10^{-5}$ 0,43$\cdot 10^{-5}$
с. Троицкое, оз. Карасье	N 56°20,350' E 061°39,437'	1 2	351 605	12,47 25,32	0,0523±0,0015 0,0328±0,0007	(1,18±0,18) $\cdot 10^{-3}$ (1,61±0,33)$\cdot 10^{-3}$	1,9 $\cdot 10^{-5}$ 1,26 $\cdot 10^{-5}$
с. Рыбниково, оз. Червяное	N 56°20,350' E 061°39,437'	1 2	600 722	35,36 84,36	0,0365±0,0008 0,0290+0,0006	(1,02±0,19) $\cdot 10^{-3}$ (0,947±0,18)$\cdot 10^{-3}$	1,14 $\cdot 10^{-5}$ 2,0$\cdot 10^{-5}$
д. Комарова, пруд	N 56°18,762' E 061°47,448'	1 2	739 682	160,1 44,6	0,0330±0,003 0,0491± 0,003	(2,41±0,36) $\cdot 10^{-3}$ (1,65±0,20) $\cdot 10^{-3}$	2,14 $\cdot 10^{-5}$ 1,23$\cdot 10^{-5}$
Контр. точка п. Малышева водоём на р.Рефт	N 57°05,657' E 061°29,400'	1 2	572 568	41,41 42,40	0,072±0,001 0,068+0,017	(1,89±0,22) $\cdot 10^{-3}$ (2,04+0,19) $\cdot 10^{-3}$	2,0 $\cdot 10^{-5}$ 1,4 $\cdot 10^{-5}$

Все анализы проводили на сухих остатках воды. По весовым значениям сухого остатка определили уровни минерализации воды в исследуемых водоемах. Полученные данные показали разную степень минерализации воды в исследованных водоёмах. В таблице 255 приведены данные по общему содержанию солей в воде исследованных водоёмов.

Из данных таблицы видно, что уровень минерализации воды соответствует пресноводным водоёмам, за исключением оз. Червяное.

Таблица 255

Общее содержание солей в исследованных водоёмах

Место отбора проб	Повторность	Объём воды, л	Вес золы, г	Содержание солей, г/л
с. Щелкун	1	152	94,76	0,63
оз. Щелкунское	2	152	54,28	0,36
д. Комарова,	1	147	46,69	0,32
пруд	2	151	58,67	0,39
с. Рыбниково	1	147	291,31	1,98
оз. Червяное	2	151	326,84	2,17
с. Троицкое	1	151	33,7	0,23
оз. Карасье	2	152	34,03	0,23
с. Сосновское	1	151	39,55	0,26
оз. Сосновское	2	148	34,77	0,23
Контр. точка	1	152	37,93	0,25
п. Малышева	2	152	46,48	0,31
водоём на р.Рефт				

Определение уровня загрязненности воды радионуклидами проводили по методикам непосредственного измерения проб на гамма-спектрометре в случае определения цезия-137, а стронций-90 и плутоний-239,240 определяли после радиохимического выделения, подготовки проб и измерения активности выделенных фракций. По данным измерений проводили математическую обработку результатов, приводя их к значениям Бк/л в случае жидких проб, и Бк/кг в случае грунтов и донных отложений.

Результаты определения содержания стронция-90, цезия-137 и плутония-239,240 в воде приведены в таблице 256. Анализ полученных данных показывает, что исследованные водоемы различаются по содержанию в воде исследованных радионуклидов. Содержание радионуклида цезия-137 незначительно превышает или находится на уровне содержания цезия-137 в контрольной точке. Содержание радионуклида стронция-90 находится в пределах 0,095-0,612 Бк/л и во всех водоёмах выше, чем в контрольной точке. Необходимо отметить, что озеро Червяное отличается от всех исследованных водоёмов, как по степени засоленности (2,1 г/л), так и по загрязненности радионуклидами стронция-90, цезия-137 и ^{239,240}Pu.

Превышение над контрольными значениями по цезию-137 и плутонию-239,240 (сравнение с контрольной точкой 2) составляет величину более 2,0, по стронцию-90 превышение составляет в среднем – 33,0. Полученные данные хорошо согласуются с данными работы (Трапезников, Трапезникова, 2006 а), где приведены данные по содержанию радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное за 1960-1993 гг. Сравнение уровней активности по ^{90}Sr за период с 1993 года по 2007г показывает, что они уменьшаются в 1,23 раза (с 0,75 Бк/л до 0,61 Бк/л), – меньше, чем ожидаемое снижение активности, связанное с радиоактивным распадом.

Таблица 256

Содержание радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в пробах воды

Место отбора проб	Объём воды, л	^{90}Sr, Бк/л	^{137}Cs, Бк/л	$^{239,240}Pu$, Бк/л
с. Щелкун оз. Щелкунское	152 152	0,129±0,048 0,139±0,004	0,0035±0,0005 0,0027±0,0006	0,0000069 -
д. Комарова, пруд.	147 151	0,223±0,007 0,302±0,015	0,0041±0,0006 0,0047±0,0007	- 0,00047
с. Рыбниково оз. Червяное	147 151	0,605±0,060 0,612±0,013	0,0057±0,0007 0,0047±0,0007	- 0,0005
с. Троицкое оз. Карасье	148 151	0,0549±0,010 0,0377±0.013	0,0016±0.0002 0,0013±0,0002	0,0000321 -
с. Сосновское оз. Сосновское	151 148	0,0755±0.0090 0,0607±0,0101	0,0053±0,0003 0,0052±0,0003	ниже 0,000001
Контр. точка п. Малышева водоём на р.Рефт	152 152	0,0177±0,007 0,0191±0,0015	0,0026±0,0002 0,0019±0,0002	ниже 0,000001

Этот факт можно расценивать, как поступление данного изотопа в указанный период с воздушными массами. Содержание ^{137}Cs уменьшилось с 0,02 Бк/л до 0,005 Бк/л, т.е. в 4 раза – это превышает снижение активности, связанное с радиоактивным распадом. Полученные данные подтверждают сложный характер поведения изучаемых радионуклидов в пресноводных системах, где имеет место перераспределение радионуклидов из водной среды в донные отложения и гидробионты озера. В то же время можно отметить, что уровни загрязнения, даже в самой неблагополучной точке, ниже уровня вмешательства для питьевой воды (5 Бк/л по ^{90}Sr) более чем в 8 раз, а ^{137}Cs (1,1 Бк/л) в 200 и более раз («Нормы...», 1999).

3.9.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в донных отложениях.

В таблице 257 приведены данные по содержанию радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах донных отложений. Пробы были отобраны в намеченных точках, но состояние дна и грунта не позволили в некоторых случаях продвинуться на глубину более 10-25см. В среднем глубина отбора составляла 25 см.

Пробы донных отложений были отобраны в тех же точках, где были взяты пробы воды. Анализ данных показывает зависимость содержания радионуклидов в зависимости от загрязнения воды. Самое высокое суммарное загрязнение донных отложений наблюдается в оз. Червяное. Содержание стронция-90 в верхнем (0-5 см) слое превышает концентрацию в контроле в 9 раз. Содержание цезия-137 в донных отложениях снижается по глубине в точках Комарова и Карасье, однако выявить закономерность снижения активности по полученным данным

Таблица 257

Содержание радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
д. Комарова, Каменский район точка 1	1	0-5	162,12	89,224±6,133	37,44±3,1
		5-10	239,81	38,857±3,302	6,97±1,52
		10-15	232,44	33,173±0,851	5,65±0,97
		15-21	268,29	48,667±2,409	16,52±1,54
	2	0-5	192,37	58,345±4,228	39,5±3,54
		5-10	265,03	42,500±2,645	21,35±1,7
		10-15	236,25	64,419±1,519	2,87±0,83
		15-21	237,44	76,485±3,552	0,89±0,29
		21-25	200,75	9,913±0,435	1,65±0,34
		25-32	271,85	16,669±0,700	ниже 0,03
оз. Червяное точка 1	1	0-5	152,11	122,0±55,40	17,80±1,75
		5-10	263,77	35,946±8,460	12,07±1,42
		10-15	355,34	34,858±8,212	21,57±2,18
	2	0-5	162,82	139,8±57,0	19,71±2,54
		5-10	282,42	139,6±56,5	18,68±1,66
		10-17	239,89	62,379±2,238	22,36±2,42

Таблица 257 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
оз. Щелкун точка 1	1	0-5	238,68	7,582±1,315	5,71±0,79
		5-10	239,79	19,426±1,567	7,32±1,3
		10-15	263,23	9,057±0,825	5,45±0,79
		15-20	274,54	4,890±0,110	2,13±0,68
		20-25	299,87	7,885±0,667	2,79±0,53
		25-30	283,05	8,545±2,227	4,82±0,87
		30-37	346,18	13,345±0,226	4,20±0,96
	2	0-5	288,52	21,223±2,104	5,21±0,77
		5-10	315,92	7,103±0,487	3,22±0,78
		10-15	308,58	2,180±0,285	ниже 0,03
		15-20	263,46	3,598±0,674	ниже 0,03
		20-24	200,70	11,207±0,584	2,10±0,46

Таблица 257 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
Сосновское точка 1	1	0-5	180,77	17,34±7,172	18,46±2,18
		5-10	214,82	15,40±6,71	17,02±1,6
		10-15	240,30	15,970±6,401	15,49±1,78
		15-20	222,05	13,190±6,513	13,07±1,92
		20-25	262,6	14,870±6,413	17,09±1,6
		25-32	351,98	10,436±5,490	16,75±0,89
	2	0-5	190,38	23,52±7,113	16,29±1,54
		5-10	214,9	37,091±3,429	18,83±2,6
		10-15	193,73	28,84±6,570	20,24±2,66
		15-20	256,39	21,016±0,000	17,89±2,1
		20-27	340,16	16,545±5,73	16,07±0,89
оз. Карасье точка 1	1	0-5	151,26	24,072±2,392	44,11±4,84
		5-10	205,77	14,873±6,535	55,74±4,1
		10-16	346,98	34,050±3,484	14,28±1,4
	2	0-5	238,33	23,426+7,370	36,78±3,19
		5-10	168,07	12,480+6,149	145,18±11,89
		10-15	197,94	16,580±6,230	114,04±6,97
		15-20	191,85	14,783±5,770	66,81±5,66
		20-23	247,61	15,894±0,525	3,41±0,38

Таблица 257 (Окончание)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
Контрольная точка п. Малышева водоём на р.Рефт точка 1		0-5	189,24	16,806±0,288	
		5-10	264,47	17,593±2,631	
		10-15	268,17	8,138±0,204	
		15-20	256,7	15,474±0,887	
		20-26	261,27	38,183±1,603	
Контрольная точка п. Малышева водоём на р.Рефт точка 2		0-5	173,3	29,748±1,175	
		5-10	250,97	18,604±6,496	
		10-15	242,77	24,692±1,367	
		15-21	280,17	24,213±0,331	

невозможно, так как удерживание цезия-137 почвами зависит от химического состава почвы, которое не исследовалось. Пруд д. Комарова имеет загрязнение верхних слоёв со снижением активности по глубине. Полученные данные позволяют предположить, что химический состав и биологическое состояние донных отложений в исследованных водоёмах различаются.

Для выяснения закономерностей загрязнения необходимо провести углубленные исследования по составу почв, зависимостей загрязнений донных отложений от состава и уровней загрязнения воды.

В верхних слоях (0-5 см) донных отложений всех исследованных водоемов было проведено определение содержания радионуклидов плутония-239,240. Результаты определения приведены в таблице 258.

Таблица 258

Содержание радионуклидов ^{239,240}Pu в донных отложениях

Место отбора	Слой, см	Рсух, г	Навеска, г	^{239,240}Pu, Бк/кг
оз. Червяное точка 1	0-5	152,11	10.0	0,811
д .Комарова точка 1	0-5	162,12	10,0	0,171
оз. Щелкун	0-5	238,68	10,0	0,492
с.Сосновское	0-5	190,38	10,0	0,252
оз. Карасье	0-5	238,33	10,0	0,304
п.Малышева №2, точка 1	0-5	189,24	10,0	0,161

Из данных таблицы видно, что только в одной исследованной точке (д. Комарова) уровень загрязнения радионуклидами плутоний-239,240 не превышает значений в контрольной точке. Самое большое загрязнение получено в донных отложениях оз. Червяное, в 5 раз превышающее значение в контроле. Вторым по уровню загрязненности донных отложений является оз. Щелкун, в этой точке уровень загрязнения в 3 раза выше, чем в контрольной точке. В остальных точках уровень загрязнения незначительно превышает уровень загрязнения в контрольной точке.

3.9.1.4. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в почвах площади водосбора

Наряду с исследованиями снега, воды и донных отложений было проведено исследование загрязнения грунтов (почвы) на прилегающей территории в реперных точках. В таблице 259 приведены данные по уровню загрязнения грунтов радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs. Для большей достоверности полученных результатов на каждом намеченном участке были отобраны пробы в трех повторностях до глубины 15-20 см с площадки 30х30 см. ^{137}Cs определяли в пробах с массой 500-1000 г на гамма-спектрометре фирмы «Canberra» по гамма-линии 661,2 Кэв с ошибкой измерения не более 5-15%.

Определение ^{90}Sr во всех пробах проводили с радиохимическим выделением осадков оксалата ^{90}Sr- ^{90}Y, прокалкой, взвешиванием и измерением подготовленных проб на малофоновой счетной установке УМФ-2000 с нижним пределом обнаружения 0,4 Бк/кг при статистической ошибке 10%.

Таблица 259

Содержание радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах почв площади водосбора

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
д. Комарово, Каменский район точка 1	1	0-5	1320	25,20±5,14	7,09±0,44
		5-10	2260	27,59±5,10	9,65±0,61
		10-15	2510	27,14±5,65	7,3±0,46
		15-20	1790	28,17±5,75	6,23±0,42
	2	0-5	1780	20,82±2,56	6,7±0,38
		5-10	1810	24,45±4,74	8,45±0,47
		10-15	2310	19,37±2,66	7,48±0,54
		15-20	2430	17,53±3,92	4,39±0,41
д. Комарово, Каменский район точка 2	1	0-5	1760	37,78±6,34	14,94±0,79
		5-10	2010	41,44±6,91	13,57±0,72
		10-15	2250	34,82±5,85	11,17±0,62
		15-20	1960	32,21±5,47	8,58±0,52
	2	0-5	1840	34,60±6,26	13,79±0,69
		5-10	1730	33,37±5,95	12,61±0,65
		10-15	1930	31,89±5,91	9,57±0,61
		15-20	2130	25,40±4,72	6,15±0,4

Таблица 259 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
д. Комарово, Каменский район точка 3	1	0-5	2810	14,95±2,48	6,16±0,35
		5-10	2400	16,87±2,54	5,74±0,31
		10-15	2610	17,91±2,13	5,19±0,35
		15-20	3090	14,33±3,43	4,56±0,27
	2	0-5	2510	15,57±3,70	5,86±0,35
		5-10	3190	13,52±3,47	5,53±0,34
		10-15	2930	13,51±3,32	4,94±0,35
		15-20	2850	16,41±2,24	5,26±0,29
с. Рыбниково оз. Червяное точка 1	1	0-5	1660	36,85±5,78	5,25±0,36
		5-10	2310	37,30±5,83	5,04±0,38
		10-15	2210	33,45±5,29	4,86±0,28
	2	0-5	1370	38,32±5,84	4,94±0,35
		5-10	2140	30,66±5,10	4,96±0,33
		10-15	1960	29,49±4,87	4,87±0,34
с. Рыбниково оз. Червяное точка 2	1	0-5	1500	51,63±8,73	6,37±0,35
		5-10	2900	43,27±6,65	5,67±0,41
		10-15	3560	35,23±2,32	5,47±0,32
	2	0-5	2050	46,13±2,36	6,69±0,37
		5-10	2900	39,90±2,22	6,19±0,33
		10-15	3120	32,94±2,30	4,85±0,26

Таблица 259 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
с. Рыбниково оз. Червяное точка 3	1	0-5	2250	37,93±2,53	3,59±0,23
		5-10	2370	23,75±4,15	2,99±0,20
		10-15	3760	11,51±2,71	0,71±0,07
	2	0-5	1540	29,91±2,11	4,24±0,32
		5-10	2790	23,77±4,40	2,38±0,19
		10-15	2960	11,74±1,55	0,46±0,072
оз. Щелкун точка 1	1	0-5	1250	9,94±2,36	8,13±0,43
		5-10	2300	10,18±3,33	3,06±0,17
		10-15	1740	13,01±3,04	2,36±0,14
	2	15-20	3100	11,200±0,633	1,66±0,19
		0-5	1560	13,12±2,88	8,57±0,56
		5-10	1970	12,56±3,84	2,72±0,19
		10-15	2260	15,96±4,23	2,30±0,15
		15-20	2550	7,44±2,04	2,73±0,19
оз. Щелкун точка 2	1	0-5	1330	17,83±2,77	6,17±0,40
		5-10	2140	11,39±2,90	5,36±0,36
		10-15	1910	15,36±3,84	4,61±0,30
		15-20	2600	11,05±1,86	4,67±0,36
	2	0-5	1380	20,02±4,78	4,89±0,34
		5-10	1950	11,31±2,78	6,78±0,33
		10-15	2660	6,50±1,96	2,76±0,17
		15-20	2610	19,61±2,26	5,25±0,37

Таблица 259 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
оз. Щелкун точка 3	1	0-5	1720	16,09±4,30	4,84±0,31
		5-10	2570	13,38±2,73	3,05±0,18
		10-15	2620	6,96±1,98	0,98±0,086
		15-20	2830	8,05±2,03	0,19±0,041
	2	0-5	1610	9,83±3,22	5,12±0,30
		5-10	2810	10,84±2,83	3,47±0,25
		10-15	3030	4,39±1,93	0,50±0,06
		15-20	3130	8,16±1,85	0,084±0,03
Сосновское точка 1	1	0-5	3230	12,17±2,74	2,73±0,21
		5-10	5450	12,80±2,98	2,75±0,18
		10-15	2890	9,80±2,54	2,36±0,15
	2	0-5	3760	12,24±2,90	2,53±0,21
		5-10	3320	11,47±2,79	2,42±0,18
		10-15	3590	5,16±2,04	2,39±0,18
Сосновское точка 2	1	0-5	2210	12,14±1,91	3,42±0,26
		5-10	3300	13,00±1,93	3,01±0,22
		10-15	4050	6,86±1,88	3,10±0,18
	2	0-5	3400	9,87±2,05	3,38±0,22
		5-10	3490	6,944±0,636	3,43±0,31
		10-15	3220	7,31±2,30	3,01±0,23

Таблица 259 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
Сосновское точка 3	1	0-5	3130	10,96±2,07	2,33±0,14
		5-10	2900	12,56±2,93	2,50±0,18
		10-15	3070	9,34±2,54	2,33±0,21
	2	0-5	2860	12,42±2,18	2,48±0,17
		5-10	2280	11,93±1,95	2,68±0,20
		10-15	3720	11,62±2,08	2,6±0,19
оз. Карасье точка 1	1	0-5	3220	15,28±3,27	6,83±0,42
		5-10	3310	13,64±2,11	4,28±0,29
		10-15	3160	6,32±2,02	0,7±0,089
	2	0-5	3060	7,97±2,41	6,81±0,39
		5-10	2680	15,11±2,16	3,74±0,29
		10-15	3320	12,04±2,11	0,70±0,088
оз. Карасье точка 2	1	0-5	2500	12,48±2,24	12,89±0,68
		5-10	4510	4,14±1,67	3,08±0,24
		10-15	3310	6,398±0,651	1,06±0,12
	2	0-5	2390	13,11±2,28	14,99±0,77
		5-10	2760	9,31±2,44	8,81±0,48
		10-15	3320	7,304±0,794	1,26±0,12

Таблица 259 (Продолжение)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
оз. Карасье точка 3	1	0-5	2610	12,61±2,26	9,35±0,47
		5-10	3920	7,61±2,21	3,14±0,21
		10-15	4010	6,55±1,97	0,70±0,076
	2	0-5	3270	9,20±2,55	7,21±0,4
		5-10	3200	13,33±2,05	4,14±0,27
		10-15	3580	3,65±1,60	0,84±0,096
Контр. точка п. Малышева водоём на р.Рефт точка 1	1	0-5	1810	2,12±0,12	3,31±0,37
		5-10	2670	2,08±0,05	2,34±0,19
		10-15	1990	5,858±0,416	3,93±0,31
		15-20	2350	2,00±0,19	4,07±0,30
	2	0-5	1212	4,44±0,23	3,42±0,24
		5-10	2110	5,227±0,264	3,2±0,25
		10-15	1475	4,703±0,482	4,02±0,26
		15-20	1432	1,31±0,09	2,56±0,16
Контр. точка п. Малышева водоём на р.Рефт точка 2	1	0-5	1080	11,131±1,35	4,58±0,32
		5-10	2260	1,91±0,32	2,55±0,23
		10-15	1910	0,87±0,03	5,18±0,42
		15-20	2620	1,06±0,05	10,15±0,58
	2	0-5	1720	12,443±0,893	4,57±0,34
		5-10	1540	5,202±0,695	2,93±0,27
		10-15	2930	2,01±0,13	5,32±0,34
		15-20	3190	1,18±0,01	8,31±0,55

Таблица 259 (Окончание)

Место отбора	Повт.	см	Р сух, г	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг
Контр. точка п. Малышева водоём на р.Рефт точка 3	1	0-5	3310	1,25±0,04	5,72±0,42
		5-10	2670	2,79±0,21	13,77±0,81
		10-15	2310	2,84±0,11	13,4±0,67
		15-20	2660	2,01±0,08	5,60±0,34
	2	0-5	2160	7,365±1,203	6,22±0,50
		5-10	2260	1,81±0,07	11,37±0,68
		10-15	2890	1,81±0,12	18,33±1,08
		15-20	2710	2,09±0,14	6,29±0,43

Определение радионуклидов ^{239,240}Pu провели в верхних слоях почвы (0-5, 5-10 см) на каждом участке и в контрольной точке.

Анализ данных таблицы показывает, что содержание цезия-137 в поверхностном слое почвы колеблется от величины 2,33 Бк/кг (с. Сосновское) до 14,99 Бк/кг (с. Троицкое). Среднее содержание цезия-137 на исследованной территории в поверхностном слое 0-10 см можно оценить величиной 5-7 Бк/кг или от 407 Бк/м^2 до 914 Бк/м^2 (таблица 261), что в самой неблагополучной точке почти в 2 раза превышает значения в контрольной точке. Активность цезия-137 по глубине изменяется незначительно, в то же время можно отметить различия в д. Рыбниково, где в первых двух точках изменяется не более чем в 1,38 раза.

Содержание стронция-90 выше концентрации цезия-137 и колеблется в широких пределах. В среднем, самое высокое отношение Sr/Cs наблюдается в районе оз. Червя-

ное, где это значение составляет величину более 6,4, тогда как в остальных точках оно находится в пределах 1,7-4,0.

В верхних слоях исследуемых проб было определено содержание радионуклидов плутония-239,240 (Таблица 260).

Из данных таблицы видно, что содержание радионуклидов ^{239,240}Pu во всех исследованных точках превышает значения в контрольной точке более чем в 2 раза, в некоторых точках (село Сосновское, село Щелкун) ниже фоновых значений, обусловленных глобальными выпадениями плутония (^{239,240}Pu – 0,01-0,32 Бк/кг) (Атурова, Коваленко, 2004).

Таблица 260

Содержание ^{239,240}Pu в почвах площади водосбора

Место отбора	Слой, см	Рсух, г	Навеска, г	^{239,240}Pu, Бк/кг	^{239,240}Pu, Бк/м^2
д.Комарова точка 1	0-5 5-10	1320 2260	10,0 10,0	0,279 0,86	4,09
оз.Червяное точка 1	0-5 5-10	1660 2310	10,0 10,0	0,38 0,436	8,04
с. Щелкун точка 1	0-5 5-10	1250 2300	10,0 10,0	0,339 0,206	3,79
с.Сосновское точка 1	0-5 5-10	3230 5450	10,0 10,0	0,249 0,158	7,02
с.Троицкое точка 1	0-5 5-10	3220 3310	10,0 10,0	0,329 0,406	12,4
Контр. точка п. Малышева точка 1	0-5 5-10	1810 2670	10,0 10,0	0,101 0,156	2,03

Фоновые значения плотности загрязнения изотопами плутония для различных регионов страны составляют 30-300 Бк/м^2. В нашем случае плотность загрязнения не превышает фоновых значений. Повышенное содержание радионуклидов плутония в природных средах опасно тем, что по пищевым цепям, с вдыхаемым воздухом они поступают в организм человека, накапливаются и приводят к повышенной ионизации внутренних органов человека.

По данным исследований содержания радионуклидов ^{90}Sr,^{137}Cs и ^{239,240}Pu в объектах окружающей среды были проведены расчеты по поверхностному загрязнению снежного покрова, донных отложений в водоемах и поверхностное загрязнение почвы. Данные приведены в таблице 261 в единицах – кБк/м^2 для радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и в Бк/м^2 для ^{239,240} Pu.

Анализ данных показывает, что в настоящее время уровень загрязнения почвы ниже принятых фоновых значений поверхностного загрязнения радионуклидами ^{137}Cs и ^{239,240}Pu (Атурова, Коваленко 2004). Некоторую настороженность вызывает загрязнение дна исследованных водоёмов, так озеро Червяное имеет уровень загрязнения радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs равные 5721 Бк/м^2 и 818 Бк/м^2 соответственно, что по сравнению с контрольной точкой в 5 и 1,6 раза превышает эти значения. Загрязнение почвы радионуклидом ^{90}Sr в 2-3 раза превышает (с. Рыбниково, д. Комарова) принятые фоновые значения для этого радионуклида (1,0-1,5 кБк/м^2) (Молчанова и др.,2006) сравнение с контрольной точкой показывает превышение в 9 и 6 раз.

Таблица 261

Содержание радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в объектах окружающей среды на пограничной территории Свердловской и Челябинской областей

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{90}Sr, Бк/м^2	^{137}Cs,Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
1	с. Щелкун оз. Щелкунское	N 56°16,638' E 060°55,492'	снег, талая вода	2,9	0,123	0,00195
			вода	0,134±0,026 Бк/л	0,0031±0,0005 Бк/л	$0,69 \cdot 10^{-5}$ Бк/л
			донные отлож.	1100	397	32,5
			почва	1064	407	19,9
2	с. Сосновское оз. Сосновское	N 56°26,715' E 061°15,111'	снег	2,69	0,024	0,0008
			вода	0,0681±0,010 Бк/л	0,0053±0,0003 Бк/л	ниже 0,000001
			донные отлож.	1051	891	13,3
			почва	1628	407	37,0

Таблица 261 (Продолжение)

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{90}Sr, Бк/м^2	^{137}Cs,Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
3	с. Троицкое оз. Карасье	N 56°20,350' E 061°39,437'	снег	2,12	0,077	0,00147
			вода	0,0463±0,011 Бк/л	0,0015±0,0002 Бк/л	$3,21 \cdot 10^{-5}$ Бк/л
			донные отлож.	918	2143	20,1
			почва	1487	914	53,4
4	с. Рыбниково оз. Червяное	N 56°20,350' E 061°39,437'	снег	2,40	0,072	0,00118
			вода	0,608±0,09 Бк/л	0,0052±0,0007 Бк/л	0,0005 Бк/л
			донные отлож.	5721	818	34,2
			почва	3455	459	36,4

Таблица 261 (Окончание)

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{90}Sr, Бк/м^2	^{137}Cs,Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
5	д. Комарова, пруд.	N 56°18,762' E 061°47,448'	снег	3,21	0,162	0,00135
			вода	0,263±0,040 Бк/л	0,0044±0,0007 Бк/л	$4,7\ 10^{-5}$ Бк/л
			донные отлож.	3561	1896	7,7
			почва	2270	825	51,4
6	Контр. точка п. Малышева водоём на р.Рефт	N 57°05,657' E 061°29,400'	снег	0,53	0,120	0,00108
			вода	0,028±0,007 Бк/л	0,0011±0,0002 Бк/л	ниже $0,1\cdot10^{-5}$ Бк/л
			донные отлож.	1155	ниже 1,5	8,45
			почва	382	522	13,4

3.9.2. Итоги мониторинговых исследований 2007 года

Проведены радиоэкологические исследования по состоянию объектов окружающей среды, которые подверглись радиоактивному загрязнению в результате аварии на ПО «Маяк» в 1957 году и последующим массовым воздушным переносом долгоживущих радионуклидов в 1967 году. В результате аварий, благодаря направлению господствующих ветров, произошло радиоактивное загрязнение территорий, граничащих с Челябинской областью, в частности, Каменского и Сысертского районов Свердловской области, образовав Восточно-Уральский след. Важным обстоятельством, делающим данное исследование актуальным, является то, что ПО «Маяк» занимается переработкой отработанного ядерного топлива, поступающего как с отечественных, так и зарубежных атомных станций. Установлено, что с территории Челябинской области происходит перенос пылевых и аэрозольных источников загрязнения, содержащих биологически опасные долгоживущие техногенные радионуклиды стронция-90, цезия-137 и плутония-239,240, значительно превышающие фоновые значения.

В проведенном исследовании использовали традиционные подходы для решения поставленной радиоэкологической задачи с изучением содержания вышеуказанных радионуклидов в разных объектах природной среды. Всего было отобрано за период исследований 12 проб снега (объем талой воды – 7236 л), 12 проб воды (общий объем – 2103 л), 61 проба донных отложений и 139 проб почвы. Проведено 448 элементо-определений на ^{90}Sr, ^{137}Cs и 37 проб было проанализировано на содержание радионуклида $^{239,240}Pu$.

В зимние месяцы было проведено исследование снежного покрова на загрязненной территории и в

контрольной точке. Результаты показали, что содержание цезия-137 не превышает уровня загрязнения в контрольной точке, ^{90}Sr содержится больше, чем в контрольной точке, в среднем в 3-4 раза, за исключением территории села Троицкое, где превышение содержания стронция-90 составляет (5,8-7,5) раз. Содержание радионуклидов плутония-239,240 незначительно отличается от значений в контрольной точке. Можно сделать заключение, что в зимние месяцы с воздушными массами происходит перенос долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs, который был зафиксирован по результатам исследования снега, время накопления которого в прошедшую зиму было короче обычного (около 1 месяца), против обычных 5 месяцев. В текущем году для исследований впервые была опробована точка д. Комарова. Результаты показали, что загрязнение снега радионуклидом ^{90}Sr в 6 раз превышает значения в контрольной точке, загрязнение донных отложений и почвы выше значений в контрольной точке в 3 и 6 раз выше, соответственно. Естественно предположить, что в теплое время года – весна, лето, осень также происходит перенос радионуклидов из Челябинской области, масштабы которого трудно оценить.

Проведено исследование 5 водоемов на содержание долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu. В целом содержание цезия-137 во всех водоемах находится на уровне содержания в контрольной точке, за исключением озера Червяное. Содержание ^{90}Sr колеблется от 0,045 до 0,612 Бк/л, во всех водоемах выше, чем в контрольной точке. Содержание ^{239,240}Pu ниже содержания в контрольной точке, за исключением озера Червяное. Исследования показали отличие воды озера Червяное по степени минерализации, отличной от пресноводных систем (2,1 г/л) и по содержанию долгоживущих радионуклидов цезия-137,

стронция-90 и плутония-239,240, превышающее средние значения в 2-10 раз (по $^{239,240}Pu$) и в 4-6 раз по ^{90}Sr.

Исследование загрязненности почв было проведено в намеченных участках, на каждом участке отобрано по 3 точки с глубиной разреза до 20 см. Всего отобрано 139 проб грунтов, в которых проведено определение содержания долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$. Содержание цезия-137 в верхних слоях почвы в исследованных районах незначительно превышает (на 15-20%) его содержание в контрольной точке, кроме территории д. Комарова Каменского района, где его содержание в 5-7 раз превышает значения в контрольной точке, в районе озера Червяное загрязнение стронцием-90 выше контрольных точек в 6-8 раз. Сравнение полученных данных с глобальным уровнем загрязнения почвенно-растительного покрова радионуклидами, поступающими из атмосферы на широте 50-60° (1,5 кБк/м^2 по ^{90}Sr) показывает плотность загрязнения в районе озера Червяное в 2,3 раза выше фонового уровня, в д. Комарова превышение составляет величину 1,5. Загрязнение плутонием-239,240 определяли в каждой точке в слое 0-10 см. Результаты показали, что уровень загрязненности радионуклидом $^{239,240}Pu$ на всей территории в 3-9 раз превышают загрязнение в контрольной точке. Плотность загрязнения радионуклидом $^{239,240}Pu$ верхнего 10 см почвенного слоя в прибрежной зоне оз. Карасье составляет 53,4 Бк/м^2 , в д. Комарова 51,4 Бк/м^2, что превышает фоновую плотность загрязнения этим радионуклидом пахотного слоя почвы – 36 Бк/м^2. В остальных точках плотность загрязнения находится на уровне фоновых значений, но превышает уровни загрязнения в контрольной точке в 1,5-4 раза /9/. В целом, исследованная территория имеет уровень загрязнения поверхности, превышающий фоновые значения по

Свердловской области. Возрастание содержания радионуклидов плутония в природных средах чревато тем, что он, как альфа-источник, является наиболее опасным при попадании во внутренние органы человека и животных.

Донные отложения были отобраны в тех же водоемах, где была отобрана вода. Всего отобрана 61 проба, в каждой точке уровень заглубления был разный (от 10 до 32 см) в зависимости от качества грунта. Исследования показали, что наибольшее загрязнение по ^{137}Cs донные отложения имеют в д. Комарова и озере Червяное, превышающие контрольные значения более чем в 2 раза. По ^{90}Sr загрязнение донных отложений д. Комарова в 3-5 раз превышает средние значения в контрольной точке, в донных отложениях оз. Червяное превышение составляет 5-8 раз.

Полученные данные свидетельствуют о том, что определяющий вклад в радиоактивное загрязнение природных объектов в Каменском и Сысертском районах Свердловской области, граничащих с Челябинской областью, принадлежит постоянному переносу радионуклидов воздушным путем при штатной работе предприятий ЯТЦ ПО «Маяк», включая и год проведения данного исследования. Загрязнение водоемов и почв сохраняется на всей исследованной территории, в некоторых точках Каменского и Сысертского районов выше фоновых значений, принятых для Свердловской области. При очень больших периодах полураспада исследованных радионуклидов, измеряемых десятками и тысячами лет, концентрация их в природных средах будет неизбежно возрастать, что может привести к возникновению опасной радиационно-гигиенической ситуации в пограничных с Челябинской областью районах Свердловской области.

Оценка пространственного и количественного переноса долгоживущих радионуклидов на территорию Свердловской области показывают на необходимость организации системы радиоэкологического мониторинга в пограничных с Челябинской областью районах Свердловской области. Исследованные точки являются реперными для пограничных районов Свердловской области. Для своевременного реагирования на изменение радиационной обстановки в исследуемом районе, необходима оперативная информация о радиационной обстановке на границе с Челябинской областью, часть предприятий на которой представляются источниками потенциальной радиационной опасности.

3.10. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей. 2008 год

3.10.1 Результаты исследований

3.10.1.1. Загрязнение снега радионуклидами

Отбор проб снега был проведен в марте – начале апреля 2008 года, когда снежный покров был достаточно плотным на всей исследуемой территории. После выпаривания талой воды до сухого остатка вначале проводили определение объемной активности ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в полученных пробах. Определение поверхностного загрязнения (Бк/м^2) проводили расчетным методом.

Объёмы талой воды из одной пробы снега зависят от толщины собранного снежного покрова в данной конкретной точке, поэтому могли составлять от 300 до 700 литров. Общий объём талой воды, полученной после растапливания снега, был равен 6783 литра. Минерализация талой воды была равна 0,09-0,48 г/л.

В таблице 262 приведены данные по месту отбора проб – содержание ^{137}Cs в 1 литре талой воды и поверхностное загрязнение исследуемой территории данным радионуклидом. В таблице 263 приведены данные по содержанию ^{90}Sr в талой воде и поверхностное загрязнение исследуемой территории радионуклидом ^{90}Sr. В таблице 264 приведены данные по загрязнению территории радионуклидом $^{239,240}Pu$.

Полученные результаты сравнивались с уровнем поверхностного загрязнения снежного покрова в контрольной точке (п. Малышева). Таким образом, по сравнению с контрольной точкой, уровень поверхностного загрязнения снежного покрова ^{137}Cs несколько выше в точках 1 (с. Щелкун) 4 (с. Рыбниковское) и в точке 5 (д. Комарова). Поверхностное загрязнение ^{90}Sr почти во всех исследованных точках превышает значение контроля в среднем в 1,1-1,8 раза, за исключением с. Троицкое (точка 3), где уровень поверхностного загрязнения снега в этом году оказался ниже контроля почти в два раза.

Следует отметить, что в текущем году установлено значительное повышение поверхностного загрязнения снежного покрова $^{239,240}Pu$ в точках 2 (с. Сосновское) и 4 (с. Рыбниковское), которое на порядок выше показателей прошлого года и в 20 раз превышают значения контрольной точки.

Таблица 262

Содержание ^{137}Cs в снежном покрове

№ точки	Место отбора проб	Содержание ^{137}Cs, Бк/л $\cdot n \cdot 10^{-3}$		Объемная активность в талой воде Бк/л, $\cdot n \cdot 10^{-3}$	Поверхностное загрязнение снега, Бк/м^2
		1 повт.	2 повт.		
1	с.Щелкун	(3,27±0,15)	(2,35±0,07)	(2,99±0,11)	0,095±0,006
2	с.Сосновское	(0,86±0,10)	(1,07±0,12)	(0,97±0,10)	0,070±0,005
3	с. Троицкое	(0,10±0,01)	(0,072±0,013)	(0,89±0,07)	0,071±0,006
4	с.Рыбниково	(0,95±0,21)	(1,01±0,1)	(0,98±0,15)	0,103±0,011
5	д.Комарова	(2,10±0,10)	(2,21±0,14)	(2,16±0,12)	0,130±0,009
6	п.Малышева, контр. точка	(1,43±0,23)	(1,47±0,20)	(1,45±0,22)	0,081±0,011

Таблица 263

Содержание ^{90}Sr в снежном покрове

№ точки	Место отбора проб	Содержание ^{90}Sr, Бк/л		Объемная активность в талой воде, Бк/л	Поверхност. загрязнение снега, Бк/м^2
		1 повт.	2 повт.		
1	с.Щелкун	0,063±0,001	0,066±0,001	0,072± 0,001	2,60±0,08
2	с.Сосновское	0,053±0,001	0,044±0,001	0,049±0,001	3,44±0,09
3	с. Троицкое	0,013±0,001	0,011±0,001	0.012±0,001	0,90±0,05
4	с.Рыбниково	0,024±0,002	0,033±0,001	0,029±0,002	2,10±0,34
5	д.Комарова	0,079±0,003	0,044±0,001	0,062±0,017	3,66±0,80
6	п.Малышева, контр. точка	0,039±0,003	0,034±0,001	0,037±0,002	1,90±0,12

Таблица 264

Содержание ^{239,240}Pu в пробах снега

Место отбора проб	Содержание солей, г/л	Вес золы,г, (объём, л)	Объёмная активность в талой воде, Бк/л	Поверхностное загрязнение снега, Бк/м^2
с. Щелкун Сысертский р-н	0,09	34,13 (375 л)	$(3,44\pm0,62)\cdot10^{-5}$	$(1,43\pm0,25)\cdot10^{-3}$
с. Сосновское Каменский р-н	0,14	83,64 (585 л)	$(1,00\pm0,18)\cdot10^{-4}$	$(6,5\pm1,2)\cdot10^{-2}$
с. Троицкое Каменский р-н	0,20	132,75 (663 л)	$(5,07\pm0,95)\cdot10^{-5}$	$(3,95\pm0,74)\cdot10^{-3}$
с. Рыбниково Каменский р-н	0,48	311,04 (648 л)	$(7,9\pm1,5)\cdot10^{-4}$	$(8,2\pm1,6)\cdot10^{-2}$
д. Комарова Каменский р-н	0,17	84,69 (507 л)	Ниже 0,00001	Ниже $5\cdot10^{-3}$
п. Малышева, (контр. точка)	0,09	40,6 (453 л)	$(4,14\pm0,22)\cdot10^{-5}$	$(3,0\pm0,16)\cdot10^{-3}$

В таблице 265 приведены данные динамики загрязнения снежного покрова в период 2006-2008 на реперных участках, подверженных воздействию трансграничного воздушного переноса радионуклидов. Полученные данные не показывают какой-либо общей закономерности изменения уровня загрязнения снежного покрова по всей обследованной территории. В каждой отдельной точке имеют место свои характерные особенности изменения содержания радионуклидов в снежном покрове. Так, в точке 1 (с. Щелкун) поверхностное загрязнение снежного покрова ^{137}Cs снизилось с 0,15 Бк/м^2 в 2006 году до 0,095 Бк/м^2 в 2008 году. Поверхностное загрязнение ^{90}Sr также снизилось за указанный период в 2,8 раза, $^{239,240}Pu$ – в три раза. В точке 2 (с. Сосновское) поверхностное загрязнение снежного покрова ^{137}Cs снизилось в 1,6 раза, ^{90}Sr в 1,4 раза, а поверхностное загрязнение $^{239,240}Pu$, напротив, возросло в 38 раз.

В точке 3 (с. Троицкое) отмечено значительное снижение поверхностного загрязнения ^{137}Cs с 0,84 Бк/м^2 до 0,070 Бк/м^2, то есть в 12 раз, также несколько снизилось поверхностное загрязнение ^{90}Sr в 1,8 раза, поверхностное загрязнение $^{239,240}Pu$, напротив, увеличилось почти в два раза. В точке 4 (с. Рыбниковское) отмечено снижение поверхностного загрязнения ^{137}Cs в 2,6 раза,^{90}Sr в 1,15 раза, а поверхностное загрязнение $^{239,240}Pu$ увеличилось в 45 раз по сравнению с 2006 годом. В точке 5 (д. Комарова) отмечены незначительные колебания уровня поверхностного загрязнения по наблюдаемым радионуклидам. В контрольной точке данные поверхностного загрязнения снежного покрова представлены по двум последним годам. В 2006 году контрольная точка располагалась в других координатах. За двухлетний период в этой точке несколько снизился уровень поверхностного загрязнения ^{137}Cs, а загрязнение ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ возросло.

Таблица 265

Динамика загрязнения снежного покрова на участках, подверженных воздействию трансграничного воздушного переноса радионуклидов в период 2006-2008 годы

Место отбора проб	2006 год			2007 год			2008 год		
	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
с.Щелкун	0,15± 0,02	6,1± 2,1	0,0043± 0,0012	0,15± 0,03	2,9± 0,1	0,0020± 0,001	0,095± 0,006	2,60± 0,04	0,0014± 0,0002
с. Соснов-ское	0,11± 0,03	4,7± 0,4	0,0017± 0,0004	0,024± 0,002	2,7± 0,2	0,0074± 0,005	0,070± 0,013	3,44± 0,09	0,065± 0,012
с.Троицкое	0,84± 0,03	1,6± 0,5	0,0021± 0,0002	0,08± 0,03	2,1± 0,1	0,0015± 0,0006	0,070± 0,004	0,90± 0,05	0,0040± 0,0007
с.Рыбниково	0,27± 0,15	2,4± 0,3	0,0018± 0,0004	0,07± 0,01	2,4± 0,1	0,0012± 0,0004	0,103± 0,005	2,10± 0,34	0,082± 0,016
д.Комарова	-	-	-	0,16± 0,03	3,2± 0,5	0,0013± 0,0004	0,130± 0,006	3,66± 0,80	Ниже 0,001
п.Малышева Контр.точка	-	-	-	0,12± 0,01	0,5± 0,1	0,0011± 0,0002	0,081± 0,011	2,50± 0,12	0,0030± 0,0002

Но, по результатам двух лет пока трудно судить об определенной закономерности происходящих изменений.

Таким образом, за истекший период на фоне незначительных колебаний уровня поверхностного загрязнения снежного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs, было отмечено довольно существенное увеличение поверхностного загрязнения снежного покрова $^{239,240}Pu$, особенно в точках 2, 3 и 4. Причем, наиболее существенное увеличение данного радионуклида в снежном покрове было отмечено в текущем 2008 году. Особенно наглядно происходящие изменения видно на рисунке 507, где динамика $^{239,240}Pu$ в снежном покрове представлена в виде гистограмм. Следует отметить, что в 2008 году так же несколько возросло содержание $^{239,240}Pu$ и в контрольной точке, по-видимому, это связано с уровнем глобальных выпадений.

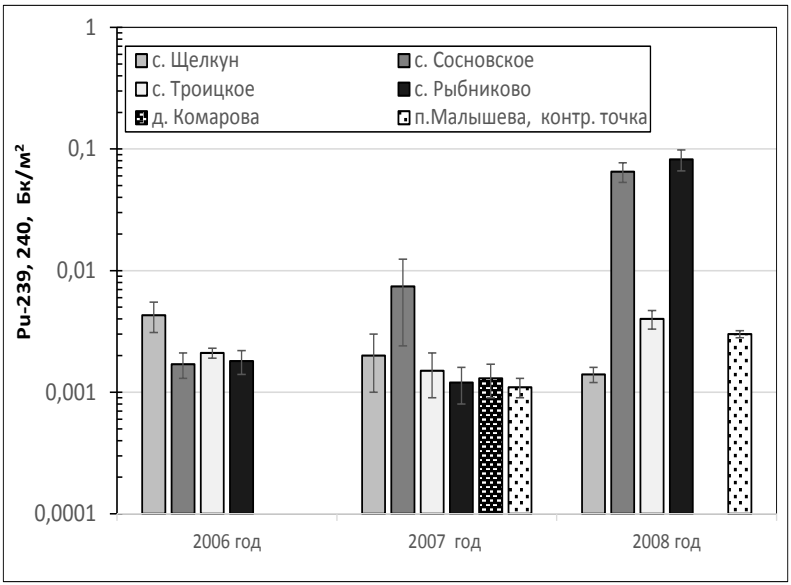


Рисунок 507 – Динамика поверхностного загрязнения снежного покрова $^{239,240}Pu$ в период 2006-2008 гг.

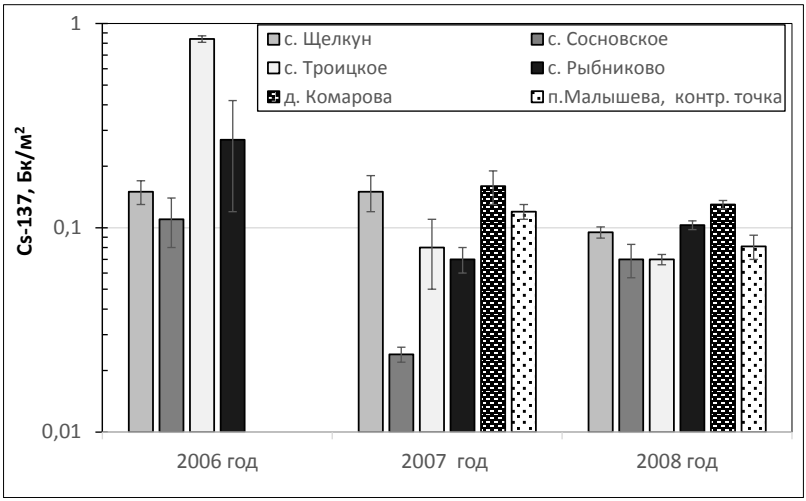


Рисунок 508- Динамика поверхностного загрязнения снежного покрова ^{137}Cs в период 2006-2008 гг

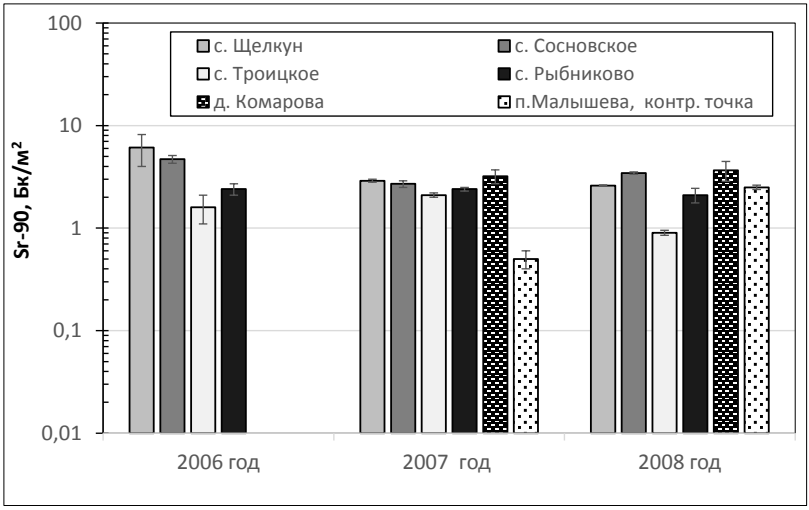


Рисунок 509 - Динамика поверхностного загрязнения снежного покрова ^{90}Sr в период 2006-2008 гг.

Но значительное увеличение ^{239,240}Pu в точках, расположенных на пути возможного трансграничного переноса радионуклидов явно превышают уровень глобальных выпадений.

На рисунках 508 и 509 так же представлена динамика изменения поверхностного загрязнения снежного покрова ^{137}Cs и ^{90}Sr.

3.10.1.2. Исследование содержания радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в водоёмах

Для оценки радиоэкологической обстановки исследуемой территории важными природными объектами являются водоёмы, которые так же играют роль природных планшетов.

Исследования воды были проведены в 5 водоёмах, расположенных на реперных участках, и в контрольной точке – река Рефт п. Малышева. В данных водоёмах были отобраны пробы воды в двух повторностях в среднем по 150 литров в каждой. Общее количество отобранной воды составило 1856 литров. Пробы воды выпаривали до сухого остатка, по которым определяли уровни загрязнения воды радионуклидами ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu. Степень минерализации воды в исследуемых водоёмах определили по весовым значениям сухого остатка, которая приведена в таблице 266.

Из данных таблицы 266 видно, что уровень минерализации воды соответствует пресноводным водоёмам, за исключением оз. Червяное. Полученные значения солесодержания в 2008 году незначительно отличаются от значений 2007 года. Небольшое снижение солесодержания отмечено в оз. Сосновское - 0,215 г/л в 2008 году, по сравнению с 0,245 г/л в 2007 году и в оз. Червяное –

1,60 г/л в 2008 году, по сравнению с 2,08 г/л в 2007 году, что можно объяснить более дождливым периодом перед отбором проб.

Определение содержания ^{137}Cs проводили путём непосредственного измерения активности сухого остатка на гамма-спектрометре с математической обработкой результатов, приводя их к значениям Бк/л. Радионуклиды ^{90}Sr и $^{239/240}Pu$ определяли по радиохимическим методикам с измерением β-активности ^{90}Sr или α-активности $^{239,240}Pu$. Полученные данные приводили к значениям Бк/л. Содержания радионуклидов в пробах воды приведены в таблице 267.

Таблица 266

Общее содержание солей в воде исследованных водоёмов

Место отбора проб	Повтор-втор-ность	Объём воды, л	Вес золы, г	Содержание солей, г/л
п.Малышева, р.Рефт	1 2	143 150	37,55 73,52	0,262 0,490
оз. Щелкун	1 2	151 153	98,15 92,87	0,65 0,61
оз. Карасье	1 2	156 144	38,20 35,62	0,245 0,247
пруд, д. Комарова	1 2	152 156	49,68 55,54	0,327 0,356
оз. Сосновское	1 2	153 155	31,72 34,62	0,207 0,223
оз. Червяное	1 2	152 191	261,20 281,65	1,718 1,475

Таблица 267

Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$, в пробах воды

№ точки	Название водоема	Объёмная активность, Бк/л		
		^{90}Sr	^{137}Cs, $n \cdot 10^{-3}$	$^{239,240}Pu$
1	оз. Щелкун,	0,069 ± 0,010	6,3 ± 0,4	$4{,}1 \cdot 10^{-5}$
2	оз.Сосновское,	0,036 ± 0,01	4,6 ± 0,2	$3{,}6 \cdot 10^{-5}$
3	оз.Карасье,	0,021 ± 0,004	1,2 ± 0,2	$3{,}21 \cdot 10^{-5}$
4	оз.Червяное,	0,33 ± 0,012	2,9 ± 0,5	$5{,}0 \cdot 10^{-4}$
5	пруд, д. Комарова,	0,030 ± 0,003	1,7 ± 0,2	4,7 10-5
6	п. Малышева р. Рефт	0,012 ± 0,001	1,6 ± 0,3	Ниже $1{,}0 \cdot 10^{-5}$

Анализ полученных данных показывает, что исследованные водоёмы различаются между собой по уровню содержания в воде радионуклидов.

Содержание ^{137}Cs во всех водоёмах превышает значение в контрольной точке, за исключением оз. Карасье, и колеблется в пределах $1,7 \cdot 10^{-5} – 6,3 \cdot 10^{-5}$ Бк/л. В озере Карасье объемная активность исследованных радионуклидов самая низкая из всех представленных водоемов. Объёмная активность ^{137}Cs в оз. Щелкун в 3,8 раза выше, чем в контрольном водоеме. В озерах Сосновское и Червяное содержание ^{137}Cs в воде в 2,9 и 1,8 раза выше, чем в контрольном водоеме. Объёмная активность ^{137}Cs в воде пруда Комарова – на уровне контрольного водоема. Содержание ^{90}Sr в водоемах находилось в пределах 0,021-0,069 Бк/л, что также выше, чем в контрольной точке. Наиболее высокое содержание ^{90}Sr , как и ^{137}Cs, установлено в воде оз. Щелкун и оз. Сосновское, где превышение над контролем составляет 5,8 и 3,0 раза. Оз. Червяное отличается от всех исследованных водоёмов как по степени засоленности (1,6 г/л), так и по содержанию ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$. Объёмная активность в воде данного водоема ^{137}Cs, ^{90}Sr более чем в два раза превышает контрольный показатель, а содержание $^{239,240}Pu$ на порядок выше, чем в контрольном. Полученные нами данные хорошо согласуются с материалами по содержанию ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное за 1960-1993 годы, представленными в работе (Трапезников, Трапезникова, 2006) которые также подтверждают повышенное содержание радионуклидов в воде данного озера по сравнению с другими водоемами.

По сравнению с результатами прошлого 2007 года, в 2008 году наметилось небольшое снижение уровней объёмной активности радионуклидов в воде исследованных водоемов. Возможно, такие изменения не связаны

напрямую с уровнем атмосферных выпадений радионуклидов в водоемы, а могут быть обусловлены природными факторами, например, более снежной зимой и затяжными дождями при более низкой средней температуре в период, предшествующий пробоотбору.

В целом можно отметить, что содержание ^{90}Sr в воде исследованных водоемов более, чем в 10 раз ниже уровня вмешательства для питьевой воды (5 Бк/л), а ^{137}Cs – в 160 и более раз (1,1 Бк/л) («Гидросфера...»,1980).

3.10.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях

Пробы донных отложений были отобраны на намеченных реперных участках с соответствующими географическими координатами на глубину до 30 см в зависимости от состояния донного грунта. В таблице 268 приведены данные по содержанию радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах донных отложений.

Анализ данных таблицы показал, что содержание ^{137}Cs в донных отложениях в оз. Сосновское в 7,3 раза превышает значение контрольной точки, в пруде д. Комарова превышение составляет 5,0 раз. Соответственно, и поверхностное загрязнение в данных водоемах в 6,3 и 3,4 раза выше, чем в контрольной точке. Полученные данные хорошо согласуются с результатами исследования воды. Так, содержание ^{137}Cs в воде оз. Сосновское в 2,9 раза, а в воде пруда д. Комарово в 1,8 раза превышают значение контрольной точки. Таким образом, на данном примере прослеживается прямая зависимость между уровнем содержания радионуклидов в воде и донных отложениях. В донных отложениях происходит аккумуляция и накопление радионуклидов из водной среды за более длительный период, чем период наших наблюдений.

Таблица 268

Поверхностное загрязнение донных отложений

№ точки	Местоположение	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	Бк/м^2	Бк/кг	Бк/м^2
1	оз. Щелкун	3,88±0,24	441±33	3,83±0,27	436±42
2	оз.Сосновское	5,11±0,61	462±12	25,34±0,51	2290±53
3	оз. Карасье	7,09±0,37	625±33	5,56±0,70	490±62
4	оз.Червяное	8,93±1,51	881±149	6,12±0,25	604±24
5	пруд, д.Комарова	14,00±1,02	972±71	17,57±5,41	1220±376
6	р.Рефт п.Малышева	3,72±0,16	390±17	3,48±0,47	364±54

Поверхностное загрязнение донных отложений ^{90}Sr в текущем году находится в пределах 440 до 972 Бк/м^2. В контрольной точке уровень поверхностного загрязнения донных отложений составил 390 Бк/м^2. Наиболее высокие показатели содержания ^{90}Sr отмечены в донных отложениях пруда д. Комарова и оз. Червяное. По сравнению с контрольной точкой превышение составляет 2,5 и 2,25 раза. В остальных водоемах уровень поверхностного загрязнения примерно в 2 раза выше, чем в контрольной точке.

3.10.1.4. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах почв площади водосбора

Для проведения исследований содержания долгоживущих радионуклидов в почвах на каждом реперном участке было отобрано и исследовано по 42 пробы почв из полнопрофильных почвенных разрезов на глубину до 35 см в виде рамки, размером 30х30 см. Каждая проба почвы анализировалась в двух повторностях.

В таблице 269 приведены данные по среднему содержанию радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах грунтов, а также данные по среднему поверхностному загрязнению почвы на исследованных участках.

Полученные данные анализировались в сравнении с уровнем глобальных выпадений радионуклидов в Уральском регионе и со значениями поверхностного загрязнения почв в контрольной точке. Поверхностное загрязнение почвы ^{137}Cs на обследованных нами участках составило от 1833 до 2529 Бк/м^2 . Уровень глобальных выпадений для Уральского региона по ^{137}Cs составляет 4.0 - 5.0 кБк/м^2 , то есть, полученные нами данные на реперных участках ниже фоновых значений. По сравнению с результатами поверхностного загрязнения в контрольной точке содержание ^{137}Cs в почвах реперных участков в 1,2 раза превышает контрольные значения.

Таблица 269

Содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пробах почвы площади водосбора

№ точки	Местоположение	^{90}Sr		^{137}Cs	
		Бк/кг	Бк/м^2	Бк/кг	Бк/м^2
1	с.Щелкун	24,16±1,72	2432±296	24,47±4,05	2463±268
2	с.Сосновское	23,98±1,16	2723±161	20,85±1,38	2529±122
3	с.Троицкое	25,37±2,08	3265±846	17,83±1,26	2206±245
4	с.Рыбниково	30,24±6,77	4072±915	25,43±5,49	2416±872
5	д.Комарова	23,68±2,39	1852±187	23,43±1,56	1833±77
6	п.Малышева	10,31±0,78	1109±72	20,41±1,22	2154±90

Содержание ^{90}Sr в поверхностном слое почвы составило 1852-4072 Бк/м^2, что в среднем в 2-3 раза превышает содержание его в контрольной точке. Глобальные выпадения ^{90}Sr для Уральского региона в среднем составляют 1,5 кБк/м^2, что ниже полученных нами результатов. Более высокое поверхностное загрязнение почвы ^{90}Sr было отмечено в точке 4 (с. Рыбниковское), где превышение над контролем составило 3,7 раза. По сравнению с уровнем глобальных выпадений превышение составляет 2,7 раза. Поверхностное загрязнение почв в контрольной точке ^{90}Sr составляет 1,11 кБк/м^2, что несколько ниже уровня фоновых значений для Уральского региона.

В шести пробах почв было определено содержание $^{239,240}Pu$, включая контрольную точку. Поверхностное загрязнение почвы плутонием реперных участков составило 21-39 Бк/м^2, в контрольной точке – 15 Бк/м^2. Уровень глобальных выпадений плутония составляет 80-200 Бк/м^2. Таким образом, полученные нами данные пока значительно ниже уровня глобального фона. В данном случае очень важно отслеживать динамику изменения данного показателя на протяжении нескольких лет. По сравнению с данными предыдущего года наблюдается незначительное снижение уровня загрязнения почвы $^{239,240}Pu$. Почвы, как и донные отложения, являются природными аккумуляторами радионуклидов, характеризующими радиоэкологическую обстановку за длительные промежуток времени. Повышение содержания $^{239,240}Pu$ в снежном покрове в текущем году пока не отразилось на содержании его в почве.

В таблице 270 приведены сводные данные по всем исследованным природным объектам, которые характеризуют общую картину радиоэкологической ситуации на обследованной территории.

Таблица 270

Содержание радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в объектах природной среды на участках, подверженных воздействию трансграничного воздушного переноса радионуклидов с объектов Челябинской области на территорию Свердловской области

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{90}Sr Бк/м^2	^{137}Cs Бк/м^2	$^{239,240}Pu$ Бк/м^2
1	С. Щелкун	N56°16,638' E060°55,492'	снег,талая вода вода донные отложен. почва	2,60±0,04 0,069±0,10 Бк/л 441±33 2432±296	0,095±0,006 $(6,3±2,8)\cdot10^{-3}$ Бк/л 436±42 2463±268	0,0014±0,0002 $4,1\cdot10^{-5}$ Бк/л 14,1 32,0
2	С. Сосновское	N56°26,715' E061°15,111'	снег,талая вода вода донные отложен. почва	3,44±0,09 0,036±0,01Бк/л 462±12 2723±161	0,070±0,013 $(4,6±0,2)\cdot10^{-3}$ Бк/л 2290±53 2529±122	0,065±0,012 $3,6\cdot10^{-5}$ Бк/л 21,8 26±2
3	С.Троицкое	N56°23,161' E061°25,682'	снег,талая вода вода донные отложен. почва	0,90±0,05 0,021±0,004Бк/л 625±33 3265±846	0,070±0,004 $(1,2±0,2)\ 10^{-3}$ Бк/л 490±62 2206±245	0,0039±0,0007 Ниже 0,00001 19,4 39.,8
4	С.Рыбниково	N56°20,350' E061°39,437'	снег,талая вода вода донные отложен. почва	2,10±0,34 0,033±0,01Бк/л 881±149 4072±1407	0,103±0,005 $(2,9±0.6)\ 10^{-3}$ Бк/л 604±24 2416±872	0,082±0,016 $3,4\cdot10^{-5}$ Бк/л 18,6 24±5

Таблица 270 (Окончание)

№ точки	Местополо-жение	Координаты	Природный объект	^{90}Sr Бк/м^2	^{137}Cs Бк/м^2	$^{239,240}Pu$ Бк/м^2
5	Д.Комарова	N56°18,762' E061°47,748'	снег,талая вода вода донные отложен. почва	3,66±0,80 0,030±0,005Бк/л 972±71 1852±187	0,130±0,006 (1,7±0,05) 10^{-3}Бк/л 1220±376 1833±77	Ниже 0,001 $6,8 \cdot 10^{-5}$ Бк/л 10,5 21±4
6	П.Малышева Контр.точка	N57°05,657' E061°29,400'	снег,талая вода вода донные отложен. почва	2,50±0,12 0,012±0,001Бк/л 390±17 1109±72	0,081±0,011 (1,65±0,25)10^{-3}Бк/л 364±54 2154±90	0,0030±0,0002 $1,67 \cdot 10^{-5}$ Бк/л 7,1 15±3

Содержание радионуклидов в снежном покрове является оперативной информацией, характеризующей радиоэкологическую ситуацию в текущем году. Содержание радионуклидов в воде отрытых водоемов, донных отложениях и почвах характеризуют более длительный период времени. Представленные природные объекты наиболее полно отражают основные биогеосистемы на обследованных участках (водные, почвенные, растительные). По их состоянию можно судить в целом об экологической ситуации в регионе.

Представленные в таблице радионуклиды имеют значительный период полураспада, способны аккумулироваться в различных природных средах, включаться в пищевые цепи, накапливаться в организме человека, поражая различные органы и системы. Они являются постоянными представителями радиоактивных выбросов предприятий ЯТЦ. По уровню их содержания в природных средах можно судить о количествах атмосферных выпадений на территориях, подверженных влиянию деятельности ЯТЦ.

Представленные данные полно и объективно характеризуют радиоэкологическую обстановку на территории, подверженной воздействию трансграничного воздушного переноса радионуклидов с объектов Челябинской области на территорию Свердловской области.

3.10.2. Итоги мониторинговых исследований 2008 года

Всего за 208 год было отобрано 12 проб снега (общий объём талой воды - 6783 литра), 12 проб воды из открытых природных водоёмов (общий объём – 1856 литров), 49 проб донных отложений и 252 пробы грунтов. Определение радионуклидов в каждой пробе проводилось в двух повторностях. Полученные результаты были подвергнуты статистической обработке.

В зимние месяцы было проведено исследование снежного покрова на содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{139}Pu. В результате установлено значительное увеличение содержания ^{139}Pu в снеговых выпадениях текущего года по сравнению с результатами прошлых лет. Характерно, что наибольшие уровни загрязнения снежного покрова были установлены в точках, расположенных на пути наиболее вероятного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ЯТЦ Челябинской области. Исследования снежного покрова оперативно отражают радиоэкологическую ситуацию текущего года, позволяют отслеживать изменения количественного содержания радионуклидов в атмосферных осадках.

Плутоний является одним из наиболее опасных радионуклидов, поступающих в окружающую природную среду при эксплуатации предприятий ядерно-топливного цикла и, особенно, в результате крупных радиационных аварий. Поэтому, при исследовании радиоэкологической ситуации в районах размещения подобных предприятий этому элементу уделяется особое внимание.

В природных условиях плутоний образуется в урановых рудах при воздействии нейтронов на уран-238. Таким же путем получают плутоний в атомных реакторах для промышленных и военных целей; тяжелые изотопы получают путем облучения более легких изотопов плутония.

Еще полвека назад содержание плутония в биосфере измерялось следовыми количествами и составляло $(0{,}4\text{-}15)\cdot10^{-10}$ %. В настоящее время на Земле произведено 950 т плутония, причем около 8-10 т распылено на поверхности почвы и в воздухе в результате различных аварий. Более 99 % поступившего в окружающую среду плутония содержится в поверхностных слоях почвы и в донных отложениях водоемов.

Биологическая опасность плутония связана с тем, что большинство изотопов плутония имеет длительный период полураспада (^{238}Pu – 87,7 года, ^{239}Pu – 2,41·10^{4} лет, ^{240}Pu – 6737 лет, ^{242}Pu – 3,74-10^{5} лет, ^{244}Pu – 8,26-10^{7} лет).

В организме человека плутоний депонируется в легких, печени, костях и других тканях и выводится очень плохо. Последнее обусловливает высокую вероятность генных нарушений в последующих поколениях.

В настоящее время наиболее опасным по плутонию регионом является район ПО «МАЯК». С 1948 г. это предприятие вырабатывает оружейный плутоний, а с 1977 г. здесь, на заводе РТ-1, дополнительно введена переработка облученного топлива от энергетических реакторов с целью извлечения из него плутония для повторного использования в тех же реакторах (так называемый «энергетический» плутоний – ^{238}Pu). После ввода в эксплуатацию завода РТ-1 доля плутония ^{238}Pu в почвах начала расти как следствие переработки топлива реакторов ВВЭР-440 (Уткин и др., 2004).

В 1994-1996 гг. был проведен широкомасштабный мониторинг плутония в почвах Каслинского, Троицкого и Брединского районов Челябинской области. Было установлено, что на значительной части Челябинской области в период работы завода РТ-1 по регенерации отработанного ядерного топлива прирост «энергетического» плутония многократно превысил уровень плутония, который был накоплен на территории этой области до ввода в эксплуатацию этого завода.

Полученные нами данные также свидетельствуют о том, что в природных объектах и в атмосферных осадках на территории Сысертского и Каменского районов Свердловской области присутствуют долгоживущие радионуклиды включая и плутоний. При этом не исключено, что

источником их поступления могут быть предприятия ЯТЦ, расположенные в Челябинской области.

Присутствие долгоживущих радионуклидов в природных средах на территории Свердловской области указывает на необходимость организации системы постоянного радиоэкологического мониторинга в пограничных с Челябинской областью районах.

3.11. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей

2009 год

3.11.1. Результаты исследований

В таблице 271 представлено количество образцов природных сред, отобранных и исследованных в течение 2009 года. Образцы были взяты в разные сезоны года – снежный покров – в конце зимнего снегостояния, вода открытых водоемов, донные отложения и почвы – в летний и весенний периоды. Такой подход обеспечивал непрерывный радиационный мониторинг в течение большей части года на выделенных участках контроля. В полевых условиях отобранные образцы упаковывались, маркировались, пробы воды подкислялись для предотвращения сорбции на стенки посуды, а вся основная работа по подготовке и исследованию образцов проводилась после их транспортировки на Биофизическую станцию в г. Заречный. Представленные данные показывают, что для выполнения поставленной задачи в 2009 г.

Таблица 271

Количество отобранных природных образцов

№ точки	Место отбора	Количество проб		
		Снег (объём, л)	Вода (объём, л)	Почва (кг)
1	с. Щелкун, оз. Щелкунское	1125	222	54,96
2	с. Сосновское, оз. Сосновское	808	231	42,24
3	с.Троицкое оз. Карасье	1079	225	51,75
4	с.Рыбниковское оз. Червяное	1052	220	34,95
5	д. Комарова, пруд	913	225	35,20
6	п. Малышева, р. Рефт.	962	222	44,00
	Итого	5939	1345	263,1

было отобрано и выпарено до сухого остатка 7284 л воды, включая талою снеговую воду и воду открытых водоемов, отобрано, размолото и просеяно через сито 1 мм 263 кг почв, отобраны и исследованы 41 проба донных отложений.

Количество проведенных измерений представлено в таблице 272. Данные показывают, что в течение 2009 года было проведено 179 измерений ^{137}Cs в различных природных средах, 68 определений ^{90}Sr после радиохимической подготовки образцов и 24 определения ^{239,240}Pu.

Таблица 272

Количество исследованных образцов природных сред в 2009 году

№ точки	Место отбора проб	Снег			Вода			Почва			Донные отложения		
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
	с. Щелкун, оз. Щелкун	2	2	1	2	2	1	4	20	1	-	-	-
2	с. Сосновское, оз.Сосновское	2	2	1	2	2	1	4	18	1	4	13	1
3	с. Троицкое, оз. Карасье	2	2	1	2	2	1	4	20	1	4	12	1
4	с.Рыбниковское, оз. Червяное	2	2	1	2	2	1	4	18	1	2	2	1
5	д. Комарова, пруд	2	2	1	2	2	1	4	18	1	4	7	1
6	п. Малышева, Контр. точка	2	2	1	2	2	1	4	18	1	4	7	1
	Итого	12	12	6	14	14	7	24	112	6	18	41	5

С целью получения объективных результатов все определения ^{137}Cs и ^{90}Sr проводились в двух параллельных повторностях. В работе представлены средние значения после математической обработки результатов с расчетом средней статистической ошибки.

Таким образом, представленные данные дают вполне объективную картину радиоэкологической ситуации на выбранных участках контроля, а их сравнительный анализ с результатами предыдущих лет и с контрольной точкой может дать ответ на вопрос о наличии трасграничного воздушного переноса радионуклидов с территории Челябинской области.

3.11.1.1. Содержание радионуклидов в снежном покрове

Определение содержания радионуклидов в снежном покрове дает оперативную информацию об атмосферных выпадениях радионуклидов в течение осенне-зимнего периода текущего года.

Отбор проб снега был проведен в марте – начале апреля 2009 года, когда основные выпадения снежных осадков уже закончились, а снежный покров был достаточно ровным на всех исследуемых участках. Снег собирали в большие полиэтиленовые мешки, на биофизической станции растапливали до талой воды, а после её выпаривания в сухом остатке проводили определение объемной активности радионуклидов, затем расчетным методом определяли плотность загрязнения, выраженную в Бк/м^2. Объём талой воды, полученной из одной пробы снега, может составлять от 913 до 1125 литров, что зависит от толщины снежного покрова в точке сбора снега. Такое большое количество исходного материала необходимо для получения достоверного результата, поскольку содер-

жание радионуклидов в большинстве проб достаточно низкое. Результаты исследования снежного покрова этого года представлены в таблице 273.

Соотношение уровней плотности загрязнения обследованных участков нагляднее видно на диаграмме рисунка 510. В 2009 году были получены достаточно ровные результаты поверхностного загрязнения снежного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs. Несколько выше содержание ^{90}Sr в пробе снега д. Комарова, а ^{137}Cs в пробах, взятых в с. Рыбниковское. Но в целом полученные результаты на реперных участках контроля вполне сопоставимы с контрольной точкой, что может соответствовать уровню глобальных выпадений в Уральском регионе в текущем году.

Таблица 273

Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снежном покрове

№ точки	Место отбора проб	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr	$^{137}Cs \cdot 10^{-3}$	$^{239,240}Pu$
1	с. Щелкун	2,18±0,02	0,081±0,005	0,0016±0,0001
2	с. Сосновское	1.84±0,09	0,075±0,007	0,013±0,001
3	с. Троицкое	2,02±0,02	0,080±0,001	Ниже $1 \cdot 10^{-6}$
4	с. Рыбниковское	1.91±0,11	0,165±0,005	0,0191±0,002
5	д. Комарова	4,43±0,20	0,089±0,011	0,0051±0,0001
6	д. Малышева	1.66±0,002	0,078±0,001	0,0011±0,0001

По содержанию ^{239,240}Pu в пробах снега получены более разрозненные результаты. В пробе снега с. Троицкое содержание ^{239,240}Pu оказалось ниже уровня определения. Во всех остальных пробах содержание ^{239,240}Pu выше, чем в контрольной точке.

Наиболее высокая плотность загрязнения снежного покрова в с. Рыбниковское с содержанием ^{239,240}Pu, равным 0,0191±0,002 Бк/ м^2, а также несколько ниже этого значения пробы снега с. Сосновское (0,013±0,001 Бк/м^2) и д. Комарова (0,0051±0,0001 Бк/м^2).

Очень важную информацию дает анализ динамики содержания радионуклидов в снежном покрове на протяжении ряда лет. На рисунках 511 и 512 представлены результаты измерения содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в снежном покрове на протяжении 2006-2009 гг.

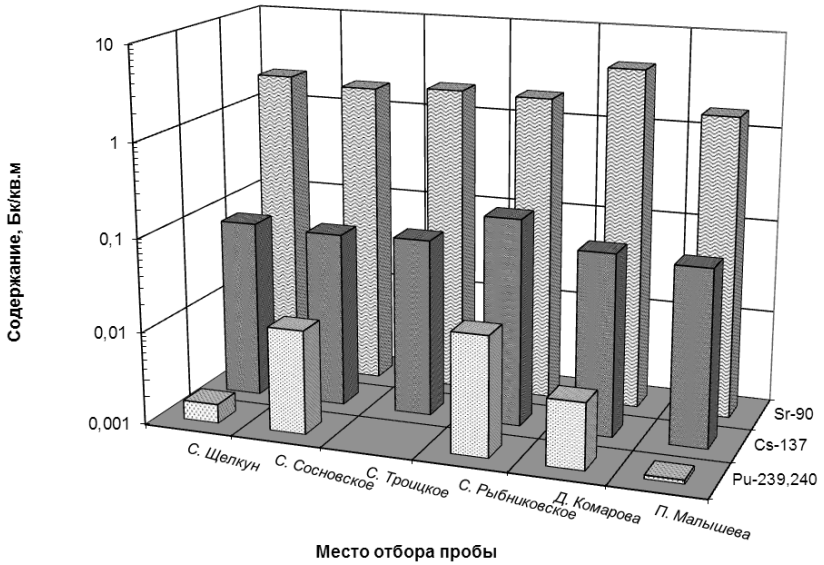


Рисунок 510 – Плотность загрязнения снежного покрова в реперных участках контроля

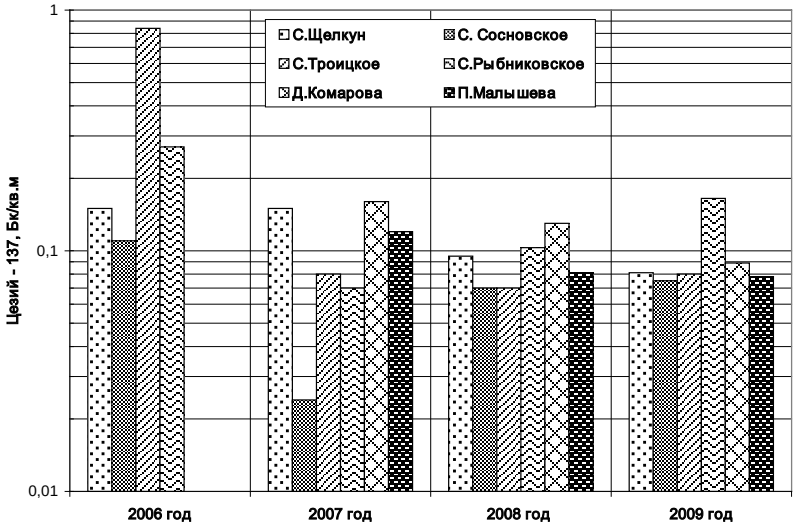


Рисунок 511 – Плотность загрязнения снежного покрова цезием-137 в 2006-2009 гг.

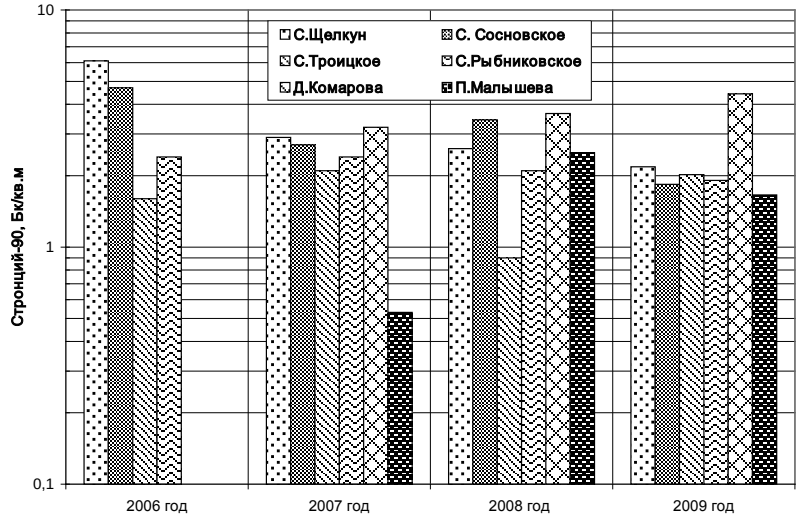


Рисунок 512 – Плотность загрязнения снежного покрова стронцием-90 в 2006-2009 гг.

По соотношению представленных величин к плотности загрязнения контрольной точки можно сказать, что присутствие ^{137}Cs и ^{90}Sr на обследованных реперных участках в основном являются следствием глобальных выпадений и соответствует общему уровню выпадений на территории Свердловской области. Конечно, имеет место временная вариабельность в виде всплесков и падений на отдельных участках, которые, по всей видимости, связаны с рядом атмосферных явлений и неравномерным выпадением осадков на обследованной территории. Следует обратить внимание на определенную нестабильность количественных показателей радионуклидов в снежном покрове участков с. Сосновское и с. Рыбниковское, но пока эти данные не подтверждаются статистической закономерностью и требуют дальнейшего изучения.

Совершенно иная картина наблюдается при анализе содержания $^{239,240}Pu$ в снежном покрове за указанный отрезок времени (рисунок 513). В 2008 году в снежном покрове населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниковское было отмечено увеличение содержания данного радионуклида. Так, на участке в районе с. Сосновское содержание $^{239,240}Pu$ в снежном покрове по сравнению с предыдущим годом увеличилось в 8,8 раза, а по отношению к показателю 2006 года – в 38 раз. В снежном покрове участка с. Рыбниковское содержание $^{239,240}Pu$ в 2008 году выросло в 68 раз. Следует отметить, что в 2008 году наблюдалось некоторое увеличение содержания $^{239,240}Pu$ и в контрольной точке. По сравнению с предыдущим годом оно возросло в 2,7 раза. Но в целом, не смотря на такие существенные колебания, содержание $^{239,240}Pu$ в снежном покрове на протяжении 2006-2007 гг. оставалось на минимальном уровне и соответствовало тысячным долям Бк в расчете на $м^2$.

В 2009 году отмечено снижение плотности загрязнения ^{239,240}Pu, включая реперные участки в районе населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниковское. На участке в населенном пункте Троицкое, содержание ^{239,240}Pu в снежном покрове оказалось ниже уровня определения. На участках Сосновское и Рыбниковское отмечено снижение содержания ^{239,240}Pu по сравнению с предыдущим годом в 5 и 4,3 раза, соответственно. Следует отметить, что и в контрольной точке, характеризующий уровень глобальных выпадений за данный отрезок времени, произошло снижение уровня ^{239,240}Pu в 3 раза. В 2009 году также отмечено увеличение плотности загрязнения снежного покрова в д. Комарова, где в прошлом году содержание данного радионуклида было ниже уровня определения.

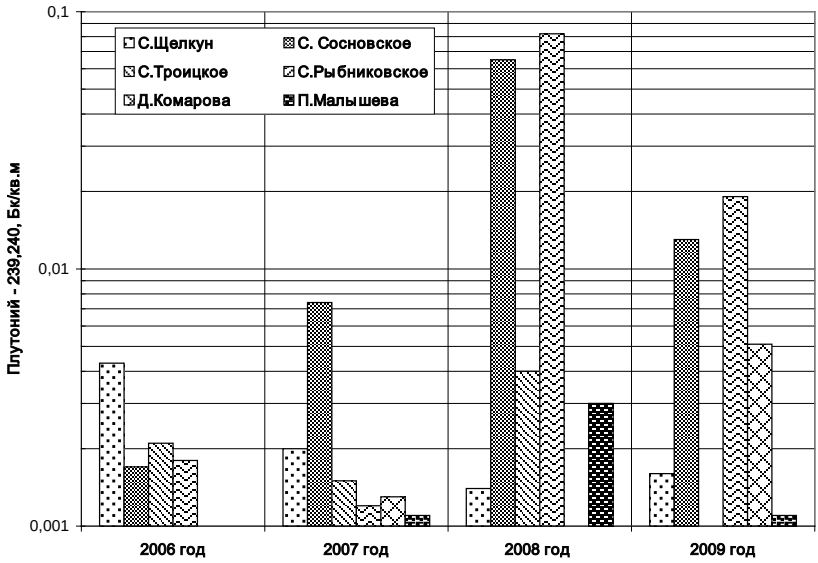


Рисунок 513 – Плотность загрязнения снежного покрова ^{239,240}Pu в 2006-2009 гг.

Таким образом, анализ полученных результатов за ряд лет показывает, что на участках контроля, расположенных в районе населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниковское и Комарова, в зимний период возможны выпадения ^{239,240}Pu, отличающиеся от уровня глобальных выпадений. В количественном отношении данные выпадения минимальны и соответствуют тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр.

3.11.1.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов

Открытые водоемы так же играют роль природных планшетов. В каждом участке контроля были отобраны и исследованы пробы воды на содержание основных долгоживущих радионуклидов (таблица 274). Контрольным показателем уровня содержания радионуклидов в воде для водоемов Свердловской области в нашем случае является проба воды контрольной точки. Всего в текущем году из водоемов было отобрано и исследовано 1345 литров воды.

Согласно Нормам радиационной безопасности («Нормы...» 1999) уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{137} Cs – 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 5 Бк/кг, ^{239,240}Pu – 0,56 Бк/кг. С точки зрения радиационной безопасности, обследованные водоемы можно считать благополучными. Согласно рисунка 514 наиболее высокое содержание ^{137} Cs отмечено в озерах Червяное и Сосновское, которое составило, соответственно, 8,1 и 8,8 Бк/м^3, что на три порядка величин ниже уровня вмешательства. В тех же водоемах наблюдалось более высокое содержание ^{90}Sr, равное 0,15 и 0,14 Бк/л, что также значительно ниже допустимого уровня. Объемная активность ^{239,240}Pu составила от тысячных долей Бк/л и ниже, что также на два порядка ниже уровня вмешательства.

Таблица 274

Содержание радионуклидов в пробах воды

№ точки	Место отбора пробы	Содержание, Бк/л		
		^{90}Sr	^{137}Cs $\cdot 10^{-3}$	^{239,240}Pu
1	оз. Щелкун, с. Щелкун	0,076±0,02	5,00±0,42	$3{,}97 \cdot 10^{-4}$
2	оз. Карасье, с. Троицкое	0,019±0,002	1,11±0,22	$2{,}08 \cdot 10^{-3}$
3	оз. Червяное, с. Рыбниковское	0,15 ±0,01	8,10±0,79	$1{,}4 \cdot 10^{-3}$
4	оз. Сосновское, с. Сосновское	0,14±0,007	8,80±0,70	Ниже $1 \cdot 10^{-6}$
5	пруд д. Комарова	0,042±0,003	3,4±0,1	$1{,}15 \cdot 10^{-4}$
6	искусств. водоем на р. Рефт	0,013±0,001	1,80±0,22	$8{,}47 \cdot 10^{-6}$

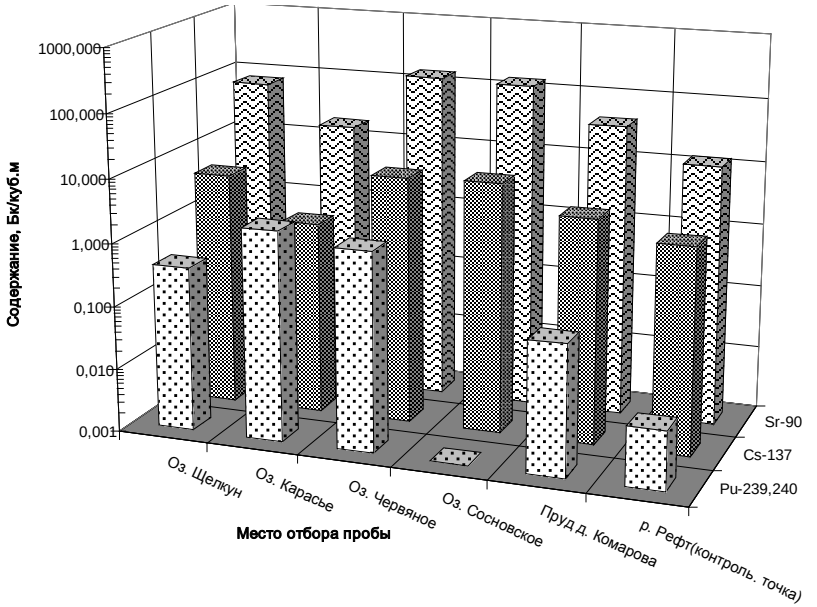


Рисунок 514 – Объемная активность ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu в воде открытых водоемов

На рисунках 515, 516 и 517 представлена динамика радионуклидов в исследованных водоемах за три последних года.

Как показывают результаты исследований, наиболее низкое содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в течение данного периода наблюдалось в воде оз. Карасье с. Троицкое. Уровни содержания ^{137}Cs в воде водоемов реперных участков контроля вполне сопоставимы с контрольной точкой. Однако в 2009 году наметилась определенная тенденция повышения содержания данного радионуклида в воде озер Сосновское и Червяное. Какие либо выводы из этого делать пока рано, необходимо исследовать данные водоемы в следующем году. Наиболее высокое содержание ^{90}Sr было отмечено в воде оз. Червяное. Это вполне объяснимо, поскольку данный водоем находится на территории ВУРСа, а основным компонентом из долгоживущих радионуклидов в данном радиационном инциденте являлся именно ^{90}Sr.

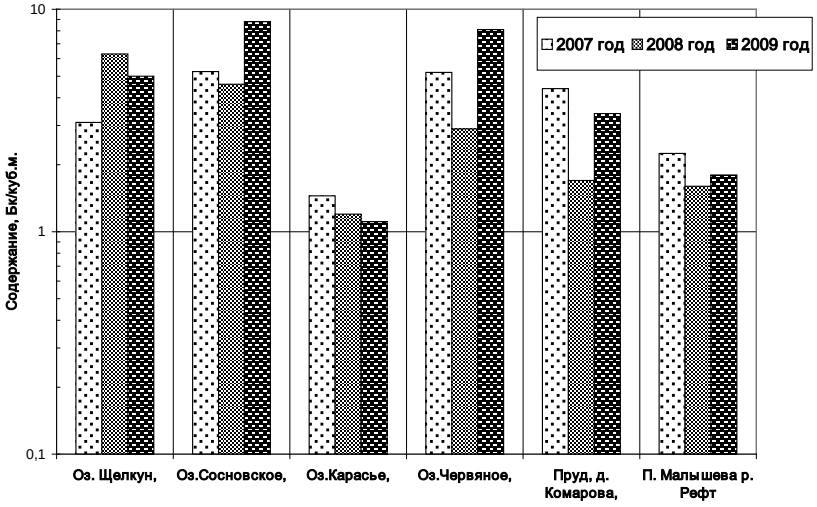


Рисунок 515 – Динамика изменения содержания цезия-137 в пробах воды открытых водоемов в 2007-2009 гг.

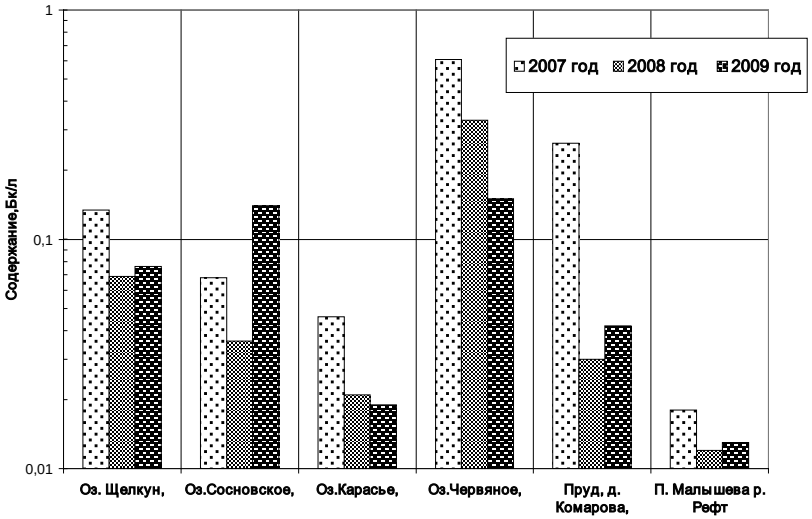


Рисунок 516 – Динамика изменения содержания стронция-90 в пробах воды открытых водоемов в 2007-2009 гг.

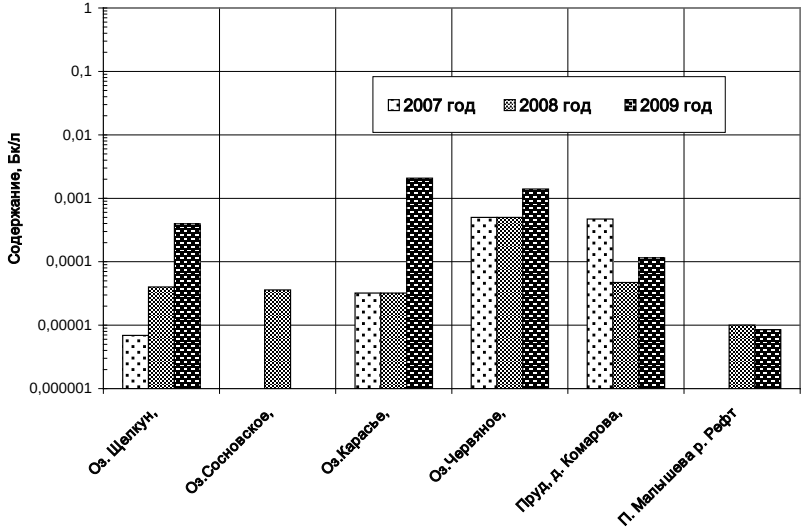


Рисунок 517 – Динамика изменения содержания плутония-239,240 в пробах воды открытых водоемов в 2007-2009 гг.

При этом нельзя не отметить положительную тенденцию снижения объемной активности данного радионуклида на протяжении последних трех лет. Стабильно низкое содержание ^{90}Sr на протяжении всего периода наблюдения было отмечено в контрольной точке, а более высокое в оз. Червяное. В текущем году так же отмечено не значительное повышение объемной активности ^{239,240}Pu в воде озер Карасье и Червяное. Не исключено, что данное повышение связано с ростом ^{239,240}Pu в атмосферных выпадениях на данных участках в 2008 году, которое было зафиксировано по повышению содержания радионуклида в снежном покрове. После схода снежного покрова, с водосборной территории часть радионуклидов попала в воду водоемов, что могло послужить причиной некоторого увеличения содержания ^{239,240}Pu в воде указанных озер. Следует также отметить определенную негативную тенденцию повышения ^{239,240}Pu в воде оз. Щелкун. В количественном отношении содержании радионуклида в воде данного озера минимально, но развитие ситуации требует дальнейшего наблюдения в последующие годы.

3.11.1.3. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs, ^{239,240}Pu в донных отложениях

Исследование водных объектов имеет ряд особенностей. Так, определение содержания радионуклидов в пробах воды отражает в основном ситуацию, сложившуюся на момент отбора проб. Наиболее информативные результаты можно получить, проводя параллельно исследованию проб воды исследование радиационного загрязнения донных отложений, аккумулирующих радионуклиды в течение продолжительного времени. С этой целью в каждом водоеме было отобрано пробы донных

отложений. Образцы донных отложений отбирали с помощью специального пробоотборника с площадью сечения 38,5 см^2 до глубины 15-20 см. В таблице 275 представлены результаты исследования донных отложений в 2009 году, а плотность загрязнения донных отложений в исследованных водоемах отражена на рисунке 518. Из-за подтопления прибрежной полосы в текущем году не представился возможным провести отбор проб донных отложений на оз. Щелкун.

Таблица 275

Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239,240}Pu в пробах донных отложений

№ точки	Водоем	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr,	^{137}Cs,	^{239,240}Pu
2	оз. Сосновское	301±16	894±145	17,4
3	оз. Карасье	702±28	461±110	17,9
4	оз.Червяное,	3933±34	2783±410	74,8
5	пруд д. Комарова	2135±40	8088±532	22,6
6	контр. точка, водоем на р.Рефт, п.Малышева.	725±19	753±158	9,03

Содержание радионуклидов в донных отложениях озер Сосновское и Карасье вполне сопоставимы с показа-

телями контрольного водоема на р. Рефт. Наиболее загрязненные донные отложения в озере Червяное. По сравнению с другими водоемами здесь отмечено более высокое содержание представленных радионуклидов, кроме ^{37}Cs. Самое высокое содержание ^{37}Cs наблюдалось в донных отложениях пруда д. Комарова, равное 8088 Бк/м^2. Поскольку, формирование донных отложений происходит в течение более длительного периода времени, для выяснения причин, выявления динамики и закономерностей, подтверждения причинно-следственных связей выявленных процессов требуются дальнейшие наблюдения.

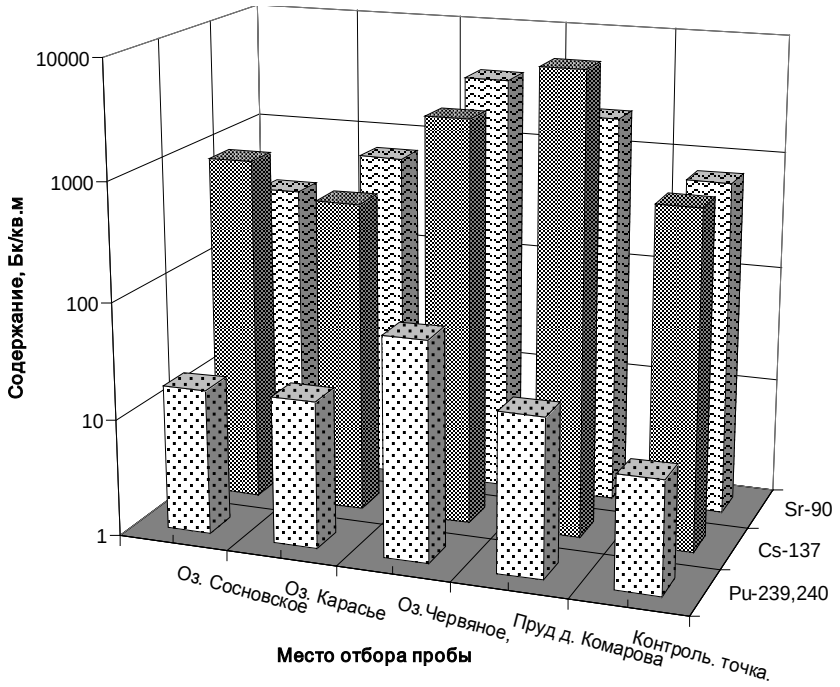


Рисунок 518 – Плотность загрязнения донных отложений исследованных водоемов

3.11.1.4. Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в почвах площади водосбора

Отбор проб почв площади водосбора для определения содержания радионуклидов проводился на глубину до 30-35 см в зависимости от характера грунта, в виде рамки размером 20×20 см. Каждая проба почвы анализировалась в двух повторностях. На основании результатов удельной активности радионуклида в грунте, выраженной в Бк/кг, проводился расчет плотности поверхностного загрязнения почвы, нормированное на единицу площади (Бк/м^2).

Результаты исследования проб грунтов в 2009 году представлены в таблице 276, а плотность загрязнения почвы на обследованных участках – на рисунке 519.

Фоновый уровень радионуклидного загрязнения почвенно-растительного покрова сформировался в основном за счет глобального загрязнения биосферы в период массированного испытания ядерного оружия (50-60-е гг. XX в.). В настоящее время его оценка представляет довольно трудную задачу, так как в регионах с высокой техногенной нагрузкой, как правило, имеются источники дополнительного поступления радионуклидов в окружающую среду. Это подтверждают данные об уровнях глобальных выпадений на участках в разных почвенно-климатических зонах.

По данным UNSCEAR (1993), в поясе между 50° и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr с учетом радиоактивного распада составляет 1,5 кБк/м^2. Соответственно уровень содержания ^{137}Cs в 1,6 раза выше – 2,4 кБк/м^2. Почвы геохимических сопряжений Южного Урала характеризуются повышенным содержанием ^{137}Cs (4.6-6.8 кБк/м^2), что связано с дополнительным поступлением этого нуклида в почвенный покров в результате деятельности предприятий ядерно-энергетического комплекса.

Таблица 276

Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в почвах площади водосбора

№ точки	Место отбора проб	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
1	с. Щелкун	1967±54	1023±63	16,8
2	с. Сосновское	1691±34	4013±237	31,0
3	с. Троицкое	2652±140	3134±182	46,7
4	с. Рыбниковское	2486±45	2414±76	39,1
5	д. Комарова	4245±129	3026±198	77,9
6	п. Малышево	808±33	614±25	14,8

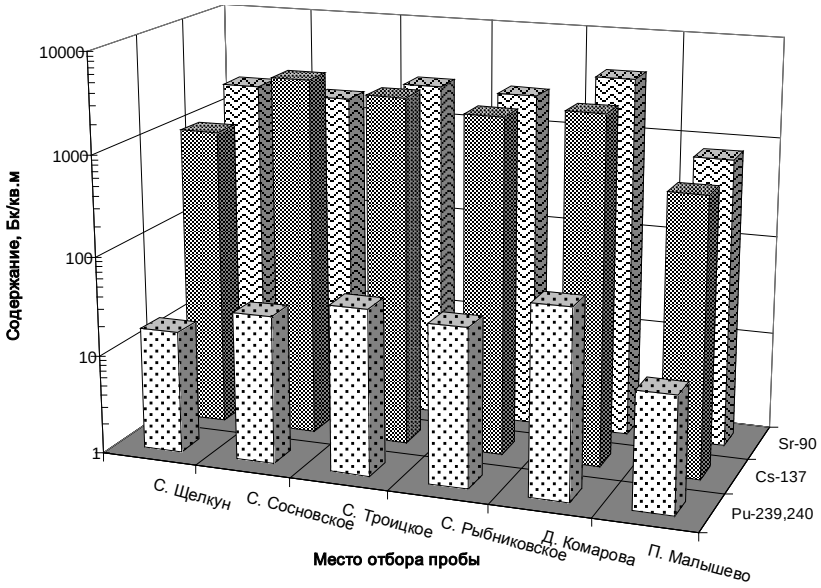


Рисунок 519 – Плотность загрязнения реперных участков контроля и контрольной точки в 2009 г.

В пределах Уральского региона, а также на большей части Свердловской области реальное содержание ^{90}Sr в почве составляет 1,6-1,8 кБк/м^2; ^{137}Cs − 3-4 кБк/м^2; изотопов Pu − 80-200 Бк/м^2 , что усреднено можно считать фоновыми значениями для Свердловской области.

Следует отметить, что плотность поверхностного загрязнения почв даже в пределах одного региона может существенно различаться. Так, только за один сезон на территории Свердловской области нами получены значения плотности загрязнения ^{137}Cs от 614 до 4013 Бк/м^2, по ^{90}Sr от 808 до 4245 Бк/м^2, по $^{239,240}Pu$ от14,8 до77,9 Бк/м^2.

Самые низкие уровни загрязнения отмечены в контрольной точке, а наиболее высокое загрязнение почв наблюдалось на участке д. Комарова, где содержание ^{137}Cs составило 3026 Бк/м^2, ^{90}Sr – 4245 Бк/м^2 и $^{239,240}Pu$ – 77,9 Бк/м^2. Немного ниже предыдущего уровень поверхностного загрязнения на участках Рыбниковское, Троицкое и Сосновское, причем в последнем отмечено наиболее высокое содержание ^{137}Cs в этом году, равное 4013 Бк/м^2. Но при этом, плотность загрязнения на всех реперных участках контроля в среднем соответствовала уровням, принятым для нашего региона. Значительные колебания поверхностного загрязнения почв отражают природную гетерогенность, характерную для объектов природной среды и зависят от многих факторов, включая характеристику самой почвы, особенности рельефа местности и радиационную ситуацию, сложившуюся за предыдущие годы.

Динамика изменения плотности загрязнения радионуклидами за ряд последних лет представлена на рисунках 520, 521 и 522. Как видно из представленных графиков, плотность поверхностного загрязнения реперных участков не стабильна по годам, сопровождается подъемами и спадами и отражает природную неравномерность распределения

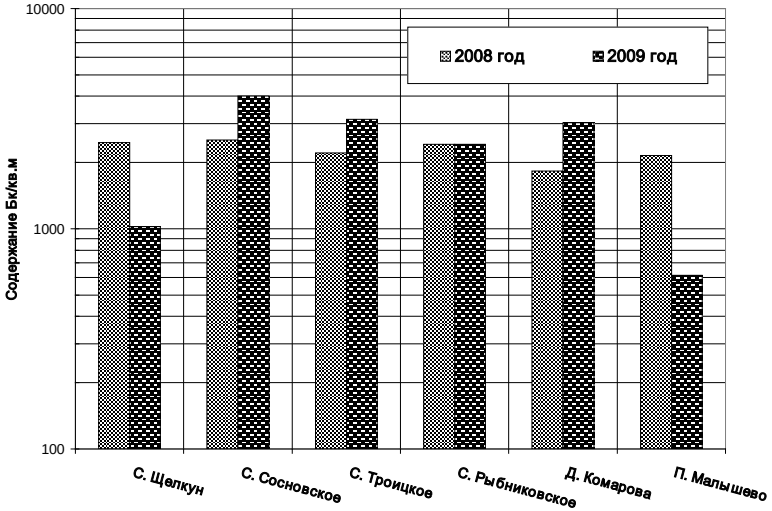


Рисунок 520 - Динамика поверхностного загрязнения реперных участков контроля ^{137}Cs в 2008-2009 гг.

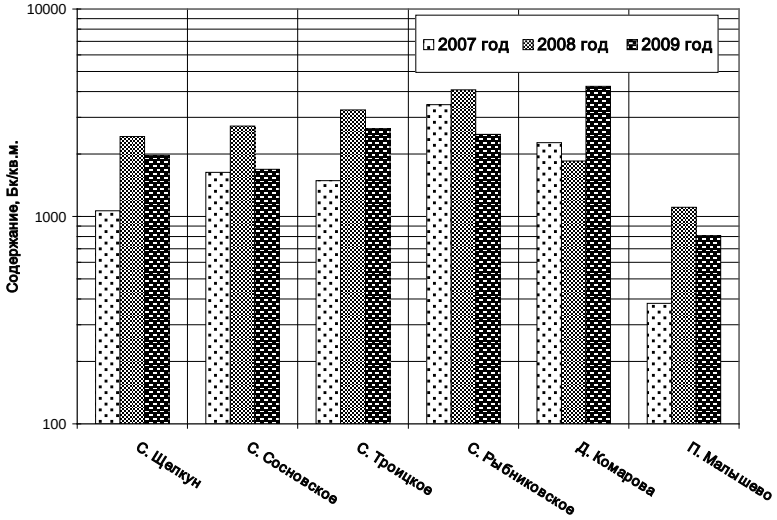


Рисунок 521 - Динамика поверхностного загрязнения реперных участков контроля ^{90}Sr в 2007-2009 гг.

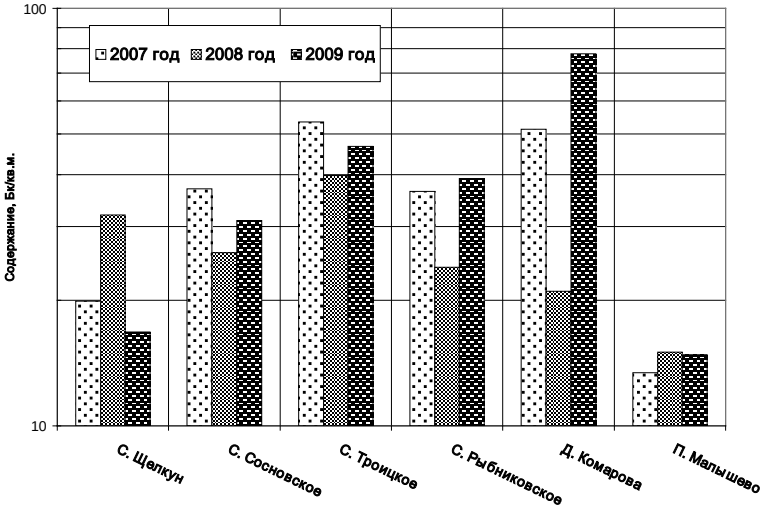


Рисунок 522 – Динамика поверхностного загрязнения реперных участков контроля ^{239,240}Pu в 2007-2009 гг.

радионуклидов в почвенных слоях. Наиболее информативным является график поверхностного загрязнения почвы ^{239,240}Pu. Участки с более высоким содержанием ^{239,240}Pu расположены в районе населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниковское, а с текущего года и Комарова, что совпадает с данными по содержанию радионуклида в снежном покрове.

В таблице 277 приведены сводные данные по всем исследованным природным объектам, которые характеризуют общую картину радиоэкологической ситуации на обследованной территории. Содержание радионуклидов в снежном покрове является оперативной информацией, характеризующей радиоэкологическую ситуацию в текущем году. Содержание радионуклидов в воде отрытых водоемов, донных отложениях и почвах характеризуют более длительный период времени.

Таблица 277

Содержание радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в объектах окружающей среды на пограничных участках Свердловской и Челябинской областей в 2009 году.

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
1	с. Щелкун, оз. Щелкунское	N56º 16,638' E60º 55,492'	Снег	0,081±0,005	2,18±0,02	0,0016±0,0002
			Вода, Бк/л	$(5,0\pm0,4)\cdot10^{-3}$	0,076±0,02	$3,97\cdot10^{-4}$
			Почва	1023±63	1967±54	16,8
2	с. Сосновское оз. Сосновское	N56º 26,715' E61º 15,111'	Снег	0,075±0,007	1,84±0,09	0,013±0,001
			Вода, Бк/л	$(8,8\pm0,7)\ 10^{-3}$	0,14±0,007	Ниже $1\cdot10^{-6}$
			Донные отложения	2106±59	854±16	17,4
			Почва	4013±237	1691±34	31,0
3	с. Троицкое оз. Карасье	N56º 23,161' E61º 25,682'	Снег	0,080±0,001	2,02±0,02	Ниже $1\cdot10^{-6}$
			Вода, Бк/л	$(1,1\pm0,2)\ 10^{-3}$	0,019±0,002	$2,08\cdot10^{-3}$
			Донные отложения	553±42	2327±43	17,9
			Почва	3134±182	2652±140	46,7

Таблица 277 (Окончание)

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
4	с. Рыбниковское оз. Червяное	N56º 20,350' E61º 39,437'	Снег	0,165±0,005	1,91±0,11	0,0191±0,002
			Вода, Бк/л	$(8,1\pm1,7)\ 10^{-3}$	0,15±0,01	0,0014±0,0001
			Донные отложения	1392±195	2316±34	74,8
			Почва	2414±76	2486±45	39,1
5	д. Комарова, пруд	N56º18,762' E61º 47,748'	Снег	0,089±0,011	4,43±0,20	0,0051±0,0001
			Вода, Бк/л	$(3,4\pm0,1)\ 10^{-3}$	0,042±0,003	$1,15\cdot10^{-4}$
			Донные отложения	6751±272	1840±40	22,6
			Почва	3026±198	4245±129	77,9
6	пос. Малышева, р. Рефт.	N57º 05,657' E61º 29,400'	Снег	0,078±0,010	1,66±0,02	0,00011±0,0001
			Вода, Бк/л	$(1,80\pm0,22)\ 10^{-3}$	0,013±0,001	$8,47\cdot10^{-6}$
			Донные отложения	753±158	725±19	9,03
			Почва	614±25	808±33	14,84

Представленные природные объекты наиболее полно отражают основные биогеосистемы на обследованных участках (водные, почвенные, растительные). По их состоянию можно судить в целом об экологической ситуации в регионе.

3.11.2. Итоги мониторинговых исследований 2009 года

1. Представлены результаты исследования проб природных сред (снежный покров, вода открытых водоемов, донные отложения, пробы грунтов) с реперных участков контроля, расположенных на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области.

2. Плотность загрязнения снежного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs на реперных участках сопоставима с контрольной точкой и может являться результатом глобальных выпадений. Содержание $^{239,240}Pu$ в пробах снега на участках контроля в н.п. Троицкое, Рыбниковское и Комарова выше, чем в контрольной точке. В данных населенных пунктах в зимний период возможны выпадения $^{239,240}Pu$, отличающиеся от уровня глобальных выпадений. В количественном отношении данные выпадения минимальны и соответствуют тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр.

3. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов на два-три порядка величин ниже уровня вмешательства. Более высокое содержание ^{90}Sr отмечено в воде оз. Червяное, поскольку данный водоем находится на территории ВУРСа. Уровни содержания ^{137}Cs в воде водоемов реперных участков контроля сопоставимы с контрольной точкой. В текущем году отмечено не значительное повышение объемной активности $^{239,240}Pu$ в воде озер Карасье и Червяное, что возможно связано с ростом атмосферных

выпадений ^{239,240}Pu на данных участках, зафиксированное по изменению его содержания в снежном покрове.

4. В донных отложениях более высокое содержание радионуклидов отмечено в оз. Червяное и пруде д. Комарова. В донных отложениях оз. Червяное преобладает ^{90}Sr, а в донных грунтах пруда д. Комарова - ^{137}Cs.

5. Плотность загрязнения почвенного покрова составила по ^{137}Cs от 614 до 4013 Бк/м^2, по ^{90}Sr от 808 до 4245 Бк/м^2, по ^{239,240}Pu от 14,8 до 77,9 Бк/м^2. На всех реперных участках контроля плотность загрязнения была несколько выше, чем в контрольной точке, но в целом, соответствовала уровням, принятым для нашего региона. Участки с более высоким содержанием ^{239,240}Pu в почве отмечены в районе населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниковское, а с 2009 года и Комарова, что совпадает с данными по содержанию радионуклида в снежном покрове.

3.12. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей

2011год

3.12.1. Результаты исследований

3.12.1.1. Загрязнение снега радионуклидами

В таблице 278 представлено количество образцов природных сред, отобранных и исследованных в течение 2011 года.

Таблица 278

Количество отобранных природных образцов

№ точки	Место отбора	Количество проб			
		Снег (объём, л)	Вода (объём, л)	Почва (кг)	Донные отложения
1	с. Щелкун, оз. Щелкунское	2 (1015)	2 (226)	18 (40,69)	8
2	с. Сосновское, оз. Сосновское	2 (912)	2 (230)	18 (41,42)	12
3	с.Троицкое оз. Карасье	2 (1025)	2 (225)	20 (52,57)	12
4	с.Рыбниковское оз. Червяное	2 (1070)	2 (224)	18 (36, 59)	7
5	д. Комарова, пруд	2 (955)	2 (225)	18 (34,12)	8
6	п. Малышева, р. Рефт.	2 (970)	2 (226)	18 (41,00)	7
	Итого	12 (5947)	14 (1356)	110 (246,39)	54

Определение содержания радионуклидов в снежном покрове дает оперативную информацию об атмосферных выпадениях радионуклидов в течение осенне-зимнего периода текущего года.

Плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs в 2011 году составила от десятых до сотых долей Бк на квадратный метр. Более низкое содержание данного радионуклида было отмечено на реперных участках в районе

населенных пунктов Сосновское, Рыбниковское, Троицкое и контрольной точке (п. Малышева). На реперных участках Щелкун и Комарова данный показатель несколько выше, но в целом плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs можно назвать минимальной, на уровне фоновых значений. Содержание ^{90}Sr в снежном покрове оказалось на один-два порядка выше, чем ^{137}Cs. Это объясняется, очевидно, более высокой миграционной способностью ^{90}Sr по сравнению с предыдущим радионуклидом. Более низкое значение содержания ^{90}Sr в снежном покрове отмечено в контрольной точке, а на реперных участках более высоким оказалось в д. Комарова. Содержание $^{239,240}Pu$ в снежном покрове также является минимальным на уровне сотых и тысячных Бк на квадратный метр. На всех реперных участках содержание $^{239,240}Pu$ несколько выше, чем в контрольной точке. Не менее важным показателем, характеризующим уровень воздушного переноса радионуклидов, является динамика изменения плотности загрязнения снежного покрова в течение зимнего периода 2010-2011 гг., которая представлена на рисунках 523 и 524. Показано, что на данном этапе исследований не выявлено явного влияния ПО «Маяк» на содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в зимних атмосферных осадках на территории Свердловской области. Некоторая тенденция увеличения плотности загрязнения снежного покрова ^{137}Cs на участках Щелкун и Комарова в 2011 году требует подтверждения результатами исследований следующего года. Результаты исследования снежного покрова в 2010 и 2011 гг. (Рисунок.524) подтверждают более высокое содержание $^{239,240}Pu$ в атмосферных осадках реперных участков по сравнения с контрольной точкой. В 2011 году так же отмечена некоторая тенденция увеличения плотности загрязнения снежного покрова $^{239,240}Pu$ на участках Щелкун, Троицкое, Комарова.

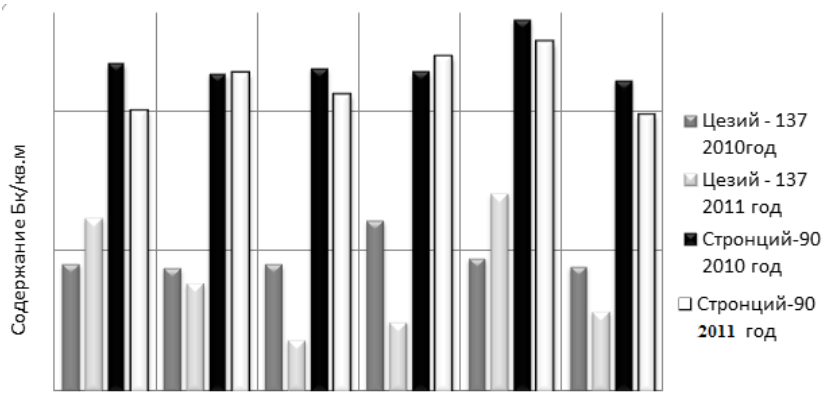


Рисунок 523- Плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs и ^{90}Sr в 2010-2011гг.

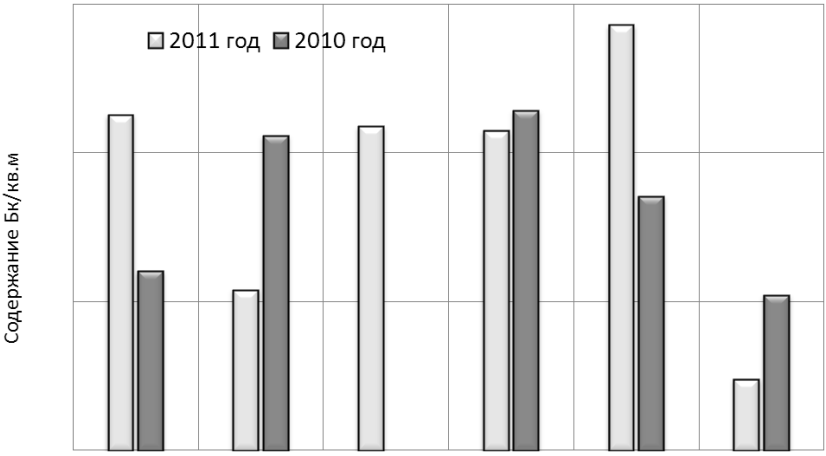


Рисунок 524 - Плотность загрязнения снежного покрова $^{239,240}Pu$ в 2010-2011гг.

Данные результаты также необходимо подтвердить материалами исследований следующего года. В количественном отношении изменения плотности загрязнения снежного покрова $^{239,240}Pu$ являются минимальными, соответствуют сотым и тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр и пока не могут оказывать существенного влияния на радиационную обстановку исследованных участков.

Результаты исследования снежного покрова представлены в таблице 279.

Таблица 279

Плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в 2011 г.

№ точки	Место отбора проб	Содержание, Бк/ м^2		
		^{90}Sr,	$^{137}Cs \cdot 10^{-3}$	$^{239,240}Pu$
1	с. Щелкун	1,00±0,04	173±2,0	0,018±0,002
2	с. Сосновское	1,31±0,15	23,2±5,7	0,0012±0,0001
3	с. Троицкое	2,45±0,41	31,5±13,0	0,015±0,001
4	с. Рыбниковское	1,85±0,28	58,7±9,9	0,014±0,002
5	д. Комарова	3,08±0,16	257±11	0,072±0,003
6	п. Малышева	0,94±0,04	37±15	0,0003±0,00001

3.12.1.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов

Открытые водоемы тоже играют роль природных планшетов, на водную поверхность которых выпадают атмосферные осадки в течение всего года, а также поступают с площади водосбора. Результаты исследования проб воды из водоемов реперных участков и контрольной точки представлены в таблице 280. Прежде всего, необходимо провести оценку данных водоемов с точки зрения радиационной безопасности. Согласно Нормам радиационной безопасности (НРБ – 99/2009) (Нормы...», 2009), уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{137}Cs – 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 4,9 Бк/кг, ^{239,240}Pu – 0,55 Бк/кг. Согласно указанным параметрам, обследованные водоемы можно считать благополучными. Наиболее высокое содержание ^{137}Cs отмечено в озерах Червяное, Щелкун и Сосновское, которое составило, соответственно, 10,0; 9,2 и 8,0 Бк/м^3, что на три порядка величин ниже уровня вмешательства. В тех же водоемах наблюдалось более высокое содержание ^{90}Sr, равное 0,15; 0,126 и 0,107 Бк/кг, что также значительно ниже допустимого уровня.

Более высокая объемная активность ^{239,240}Pu отмечена в оз. Червяное, которая составила 0,025 Бк/л, что на порядок ниже уровня вмешательства. В остальных водоемах объемная активность ^{239,240}Pu составила от тысячных долей Бк/л и ниже.

Результаты двухлетних наблюдений представлены на рисунках 525 и 526. Объемная активность ^{90}Sr, ^{137}Cs за два года изменилась не значительно и в большинстве случаев соответствует параметрам статистической погрешности.

Таблица 280

Объемная активность ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде открытых водоемов в 2011 г.

№ точки	Место отбора пробы	Содержание, Бк/л		
		^{90}Sr	$^{137}Cs \cdot 10^{-3}$	$^{239,240}Pu$
1	оз. Щелкун, с. Щелкун	0,126±0,035	9,20±1,2	0,00015
2	оз. Карасье, с. Троицкое	0,019±0,002	2,05±0,6	0,00016
3	оз. Червяное, с. Рыбниковское	0,15 ±0,01	10,00±1,00	0,025
4	оз. Сосновское, с. Сосновское	0,107±0,005	8,00±0,50	0,000064
5	пруд д. Комарова	0,085±0,001	2,40±0,60	0,000011
6	искусств. водоем на р. Рефт	0,020±0,001	3,30±0,50	0,000052

По количественным показателям водоему контрольной точки больше соответствует оз. Карасье, содержание указанных радионуклидов в воде других водоемов несколько выше, чем в контрольной точке. Объемная активность $^{239,240}Pu$ в 2011 году несколько возросла в воде оз. Червяное. Следует отметить, что и содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде данного озера несколько выше по сравнению с другими исследованными водоемами. Это, по-видимому, объясняется тем, что данный водоем расположен на территории ВУРСа и подвергся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ПО «Маяк» в 1957 г.

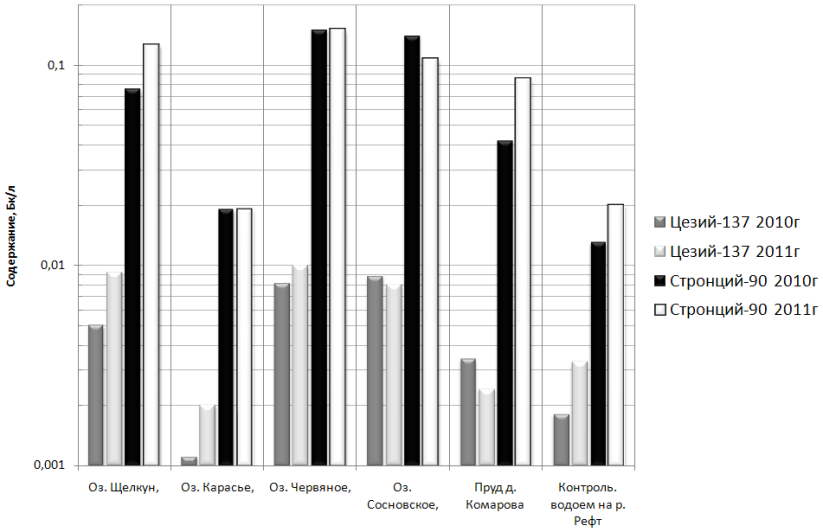


Рисунок 525 - Объемная активность ^{137}Cs , ^{90}Sr в воде открытых водоемов в 2010-2011 гг.

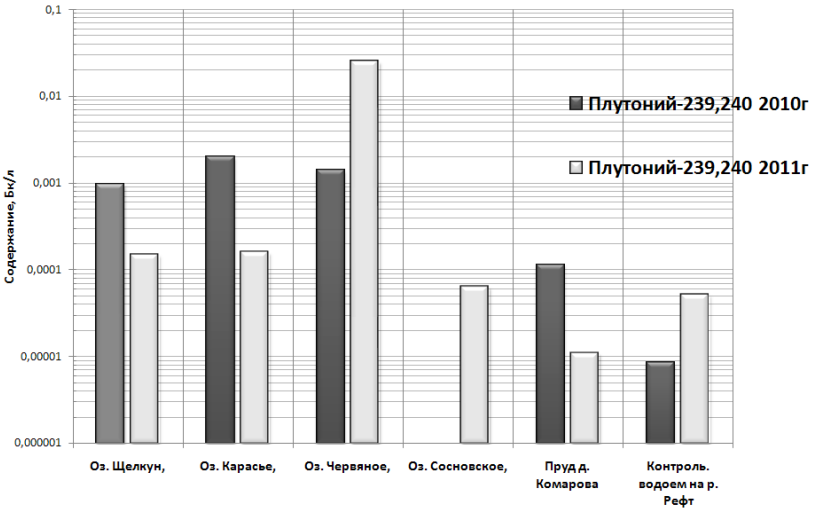


Рисунок 526 - Объемная активность $^{239,240}Pu$ в воде открытых водоемов в 2010-2011 гг.

Таким образом, объемная активность ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде открытых водоемов реперных участков несколько выше, чем в водоеме контрольной точки. Содержание $^{239,240}Pu$ во всех водоемах, кроме оз. Червяное, сопоставимо с контрольной точкой. Озеро Червяное расположено на территории ВУРСа, и более высокое содержание радионуклидов в воде может являться следствием радиоактивного загрязнения в предыдущие годы.

3.12.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях

Исследование водных объектов имеет ряд особенностей. Так, определение содержания радионуклидов в пробах воды отражает в основном ситуацию, сложившуюся на момент отбора проб. Наиболее информативные результаты можно получить, проводя параллельно исследованию проб воды исследование радиационного загрязнения донных отложений, аккумулирующих радионуклиды в течение продолжительного времени. Результаты исследования донных отложений представлены в таблице 281.

Плотность загрязнения донных отложений водоемов реперных участков ^{137} Cs оказалась несколько выше, чем водоема контрольной точки. Более высокая плотность загрязнения ^{137} Cs отмечена в донных отложениях оз. Щелкун, в остальных водоемах значения близки друг другу и соответствуют величине статистической погрешности. При этом в донных отложениях оз. Щелкун наблюдалось более низкое содержание ^{90}Sr. Более высокие показатели содержания ^{90}Sr отмечены в донных отложениях оз. Червяное и пруда д. Комарова. Следует также отметить, что в донных отложениях оз. Червяное в текущем году установлено более высокое содержание $^{239,240}Pu$.

Таблица 281

Плотность загрязнения донных отложений открытых водоемов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в 2011 г.

№пп	Место отбора проб	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
1	оз. Щелкун, с. Щелкун	2203±161	3066±783	19,5±8,3
2	оз. Карасье, с. Троицкое	3214±144	2042±777	18,5±11
3	оз. Червяное, с. Рыбниковское	3815±128	2745±197	41,7±3,4
4	оз. Сосновское, с. Сосновское	2799±186	2632±490	27,7±8,2
5	пруд д. Комарова	4503±114	1257±110	31,0±3,9
6	искусств. водоем на р. Рефт	3515±138	885±146	17,6±6,4

Как уже отмечалось, загрязнение оз. Червяное является следствием аварии 1957 г. на ПО «Маяк». В целом же донные отложения характеризуют радиоэкологическое состояние водоема и мало зависят от текущих выпадений, тем более в очень малых количествах.

Динамика содержания радионуклидов в донных отложениях за два последних года представлена на рисунке 527.

Как видно из представленной диаграммы, плотность загрязнения донных отложений – величина достаточно стабильная, мало подвержена ежегодным изменениям. Тем не менее, в донных отложениях депонируется до 80%

всех радиоактивных элементов водоема и исследования их совершенно необходимы для создания целостной картины радиоэкологического состояния водного объекта и определения запасов радионуклидов в пресноводных экосистемах.

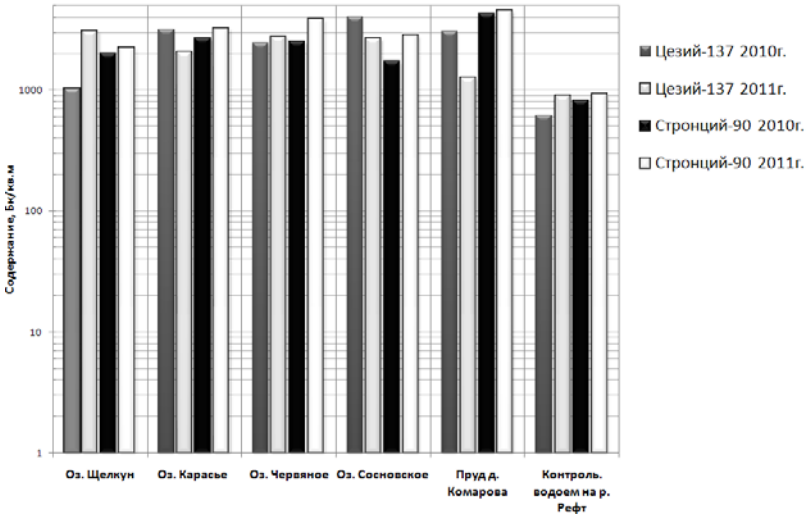


Рисунок 527 – Плотность загрязнения донных отложений открытых водоемов в период 2010-2011 гг.

3.12.1.4. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в почвенном покрове площади водосбора

Результаты исследования проб почв представлены в таблице 282.

Фоновый уровень радионуклидного загрязнения почвенно-расти-тельного покрова сформировался в основном за счет глобального загрязнения биосферы в период массированного испытания ядерного оружия (50-60-е гг. XX в.).

Таблица 282

Плотность загрязнения почвенного покрова площади водосбора ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в 2011 г.

№ точки	Место отбора пробы	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{239,240}Pu
1	с. Щелкун	3320±107	1094±75	25,5±5,1
2	с. Троицкое	3357±64	1385±100	15,2±1,9
3	с. Рыбниковское	3945±94	895±58	32,9±4,9
4	с. Сосновское	2775±105	1368±108	23,5±1,4
5	д. Комарова	3951±208	1581±79	20,7±2,3
6	п. Малышева	914±38	720±86	13,9±2,8

По данным UNSCEAR (1993), в поясе между 50° и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr с учетом радиоактивного распада составляет 1,5 кБк/м^2. Соответственно уровень содержания ^{137}Cs в 1,6 раза выше – 2,4 кБк/м^2. В пределах Уральского региона, а также на большей части Свердловской области реальное содержание ^{90}Sr в почве составляет 1,6-1,8 кБк/м^2; ^{137}Cs– 3-4 кБк/м^2; изотопов Pu – 80-200 Бк/м^2 , что усреднено можно считать фоновыми значениями для Свердловской области (Молчанова и др., 2006)

Значительные колебания загрязнения почв радионуклидами отражают природную гетерогенность, характерную для объектов природной среды и зависят от многих факторов, включая характеристику самой почвы, особенности рельефа местности и радиационную ситуацию, сложившуюся за предыдущие годы. По результатам наших

исследований, почвы в южной части Свердловской области характеризуются более высоким содержанием ^{90}Sr, при этом содержание ^{137}Cs несколько ниже приведенных литературных данных. Более низкое содержание радионуклидов отмечено в контрольной точке, а на реперных участках плотность загрязнения почвы, соответственно, несколько выше. Плотность загрязнения почв контрольной точки в данном случае можно условно считать как уровень фоновых значений на данной местности. При этом величина соотношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в контрольной точке несколько отличается от величины соотношения глобальных выпадений. Средняя для большого периода наблюдений (с 1960 по 1971 гг.) величина соотношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в глобальных выпадениях равна 0,6 (Марей и др., 1980). При этом содержание радионуклидов в почвах и их соотношение может существенно различаться в зависимости от условий региона и характера антропогенных нагрузок. Так, по данным (Трапезников и др. , 2007 б), проводивших исследования в различных почвенно-климатических зонах, в зоне средней тайги (Республика Саха, Якутия), в меньшей степени испытывающей антропогенное воздействие, запас радионуклидов в 0-30 см слое для ^{90}Sr составил 1,7-3,0 кБк/м^2, а для ^{137}Cs – 2,3-3,7 кБк/м^2, величина соотношения $^{137}Cs/^{90}Sr$ варьировала от 1,2 до 1,5, приближаясь к таковым в глобальных выпадениях. Почвы геохимических сопряжений Южного Урала характеризуются повышенным содержанием ^{137}Cs (4.6-6.8 кБк/м^2), что связано с дополнительным поступлением этого нуклида в почвенный покров в результате деятельности предприятий ядерно-энергетического комплекса. Поэтому в качестве фоновых значений авторы рекомендуют принять следующие величины: для ^{90}Sr они находятся в пределах 1,2-3,0, а для ^{137}Cs – в зависимости от региона варьируют от 2,3 до 6,8 кБк/м^2.

Таким образом, оценка содержания радионуклидов в почвенном покрове представляет довольно сложную задачу, так как в регионах с высокой техногенной нагрузкой имеются дополнительные источники поступления радионуклидов в окружающую среду. Поэтому можно считать, что плотность загрязнения почв ^{137}Cs на всех реперных участках в среднем соответствовала уровням, принятым для нашего региона, а содержание ^{90}Sr в почвенном покрове реперных участков несколько выше, чем средние значения, принятые для нашего региона.

В таблице 283 приведены сводные данные по всем исследованным природным объектам, которые характеризуют общую картину радиоэкологической ситуации на обследованной территории. Содержание радионуклидов в снежном покрове является оперативной информацией, характеризующей радиоэкологическую ситуацию в текущем году. Содержание радионуклидов в воде отрытых водоемов, донных отложениях и почвах характеризуют более длительный период времени. Представленные природные объекты наиболее полно отражают основные биогеосистемы на обследованных участках (водные, почвенные, растительные). По их состоянию можно судить в целом об экологической ситуации в регионе.

3.12.2. Итоги мониторинговых исследований 2011 года

1. Представлены результаты исследования проб природных сред (снежный покров, вода открытых водоемов, донные отложения, пробы почвы) с реперных участков, расположенных на пути вероятного трансграничного воздушного переноса и контрольной точки, характеризующей уровень глобальных выпадений.

Таблица 283

Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в природных объектах на участках предполагаемого воздушного переноса радионуклидов с объектов ЯТЦ Челябинской области на территорию Свердловской области в 2011 г.

№ точки	Местоположение	Координаты	Природный объект	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
1	с. Щелкун, оз. Щелкунское	N56º 16,638' E60º 55,492'	Снег	0,017±0,002	1,00±0,04	0,018±0,002
			Вода, Бк/л	$(9,20±1,2)\cdot10^{-3}$	0,126±0,035	0,00015
			Донные отложения	3066±783	2203±161	19,5±8,3
			Почва	1094±75	3320±107	25,5±5,1
2	с. Сосновское оз. Сосновское	N56º 26,715' E61º 15,111'	Снег	0,023±0,005	1,31±0,15	0,0012±0,0001
			Вода, Бк/л	$(8,00±0,50)\ 10^{-3}$	0,107±0,005	0,000064
			Донные отложения	2632±490	2799±186	27,7±8,2
			Почва	1368±108	2775±105	23,5±1,4
3	с. Троицкое Оз. Карасье	N56º 23,161' E61º 25,682'	Снег	0,031±0,001	2,45±0,41	0,015±0,001
			Вода, Бк/л	$(2,05±0,6)\ 10^{-3}$	0,019±0,002	0,00016
			Донные отложения	2042±777	3214±144	18,5±11
			Почва	1385±100	3357±64	15,2±1,9

Таблица 283 (Окончание)

№ точки	Место-положение	Координаты	Природ-ный объект	^{137}Cs, Бк/м^2	^{90}Sr, Бк/м^2	$^{239,240}Pu$, Бк/м^2
4	с. Рыбни-ковское Оз. Черня-ное	N56º 20,350' E61º 39,437'	Снег	0,059±0,001	1,85±0,28	0,014±0,002
			Вода, Бк/л	(10,00±1,00) 10^{-3}	0,15 ±0,01	0,025
			Донные отложения	2745±197	3815±128	41,7±3,4
			Почва	895±58	3945±94	32,9±4,9
5	д. Комарова, пруд	N56º18,762' E61º 47,748'	Снег	0,026±0,011	3,08±0,16	0,072±0,003
			Вода, Бк/л	(2,40±0,60) 10^{-3}	0,085±0,001	0,000011
			Донные отложения	1257±110	4503±114	31,0±3,9
			Почва	1581±79	3951±208	20,7±2,3
6	пос. Малы-шева, водоем на р. Рефт.	N57º 05,657' E61º 29,400'	Снег	0,037±0,015	0,94±0,04	0,0003±0,0000 1
			Вода, Бк/л	(3,30±0,50) 10^{-3}	0,020±0,001	0,000052
			Донные отложения	885±146	3515±138	17,6±6,4
			Почва	720±86	914±38	13,9±2,8

2. Плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs составила от десятых до сотых долей Бк на квадратный метр. Содержание ^{90}Sr в снежном покрове на один-два порядка выше вследствие более высокой миграционной активности данного элемента. Плотность загрязнения снежного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs на реперных участках сопоставима с контрольной точкой и может являться результатом глобальных выпадений. Результаты исследования снежного покрова в 2010 и 2011 гг. подтверждают более высокое содержание $^{239,240}Pu$ в атмосферных осадках на реперных участках по сравнения с контрольной точкой. В количественном отношении данные выпадения минимальны и соответствуют тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр.

3. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов на два-три порядка величин ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде открытых водоемов реперных участков несколько выше, чем в водоеме контрольной точки. Содержание $^{239,240}Pu$ во всех водоемах, кроме оз. Червяное, сопоставимо с контрольной точкой. Озеро Червяное расположено на территории ВУРСа, и более высокое содержание радионуклидов в воде может являться следствием радиоактивного загрязнения в предыдущие годы.

4. Плотность загрязнения радионуклидами донных отложений водоемов реперных участков также несколько выше, чем водоема контрольной точки. Более высокие показатели содержания ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ отмечены в донных отложениях оз. Червяное.

5. Плотность загрязнения почвенного покрова на реперных участках несколько выше, чем контрольной точки. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs на всех реперных участках в среднем соответствовала уровням, принятым для нашего региона и составила от 895 до 1581 Бк/м^2, при

720 Бк/м^2 в контрольной точке. Плотность загрязнения почвы контрольной точки ^{90}Sr была равна 914 Бк/м^2 , реперных участков от 2775 до 3951 Бк/м^2, что несколько выше, чем средние значения, принятые для нашего региона. Содержание ^{239,240}Pu в почвах контрольной точки составило 13,9 Бк/м^2, на реперных участках 15,2-32,9 Бк/м^2.

3.13. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей

2012 год

3.13.1. Результаты исследований

3.13.1.1. Загрязнение снега радионуклидами

Определение содержания радионуклидов в снежном покрове дает оперативную информацию об атмосферных выпадениях радионуклидов в течение осенне-зимнего периода 2012 года.

Результаты исследования снежного покрова в 2012 г. представлены в таблице 284.

Плотность загрязнения снежного покрова по ^{137}Cs в 2012 году составила от десятых до сотых долей Бк на квадратный метр. Более низкое содержание данного радионуклида отмечено на реперных участках в районе населенных пунктов Сосновское и Троицкое, которое было ниже предела обнаружения применяемой аппаратуры. На реперном участке, расположенном в с. Щелкун данный показатель в 2012 году оказался несколько выше других, но в целом плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs можно назвать минимальной, на уровне фоновых значений.

Таблица 284

Плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239,240}Pu в 2012 г.

№ точки	Место отбора проб	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr	^{137}Cs	^{239,240}Pu
1	с. Щелкун	2,97±0,18	0,485±0,023	0,31 E-3
2	с. Сосновское	2,47±1,6	н.п.о.	17,9 E-3
3	с. Троицкое	2,25±0,62	н.п.о.	н.п.о.
4	с.Рыбниковское	2,19±0,61	0.062±0,011	≤0,003
5	д. Комарова	2,88±0,06	0,058±0,011	1,36 E-3
6	п. Малышева	2,07±0,03	0.091±0,001	1,68 E-3

Содержание ^{90}Sr в снежном покрове оказалось на один-два порядка выше, чем ^{137}Cs. Это объясняется, очевидно, более высокой миграционной способностью ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs. По количественному содержанию все показатели, как на реперных участках, так и в контрольной точке близки друг к другу, поэтому можно сказать, что содержание ^{90}Sr в снежном покрове в 2012 году соответствовало уровню глобальных выпадений. Содержание ^{239,240}Pu в снежном покрове также является минимальным на уровне сотых и тысячных долей Бк на квадратный метр. Более высокое содержание радионуклида в 2012 году отмечено в снежном покрове в районе села Сосновское, на остальных участках соответствовало уровню глобальных выпадений.

Не менее важным показателем, характеризующим уровень воздушного переноса радионуклидов, является динамика изменения загрязнения снежного покрова в течение всего периода наблюдения 2010-2012 гг., которая представлена на рисунках 528, 529 и 530. Представленные диаграммы показывают, что на протяжении указанного периода не установлено существенного влияния ПО «Маяк» на содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в зимних атмосферных осадках. Некоторая тенденция увеличения плотности загрязнения снежного покрова по ^{137}Cs на участках с. Щелкун в течение последних трех лет требует дальнейших наблюдений. Результаты исследования снежного покрова в 2010 и 2011 гг. (Рисунок 530) показывают несколько более высокое содержание ^{239,240}Pu в атмосферных осадках реперных участков по сравнения с контрольной точкой.

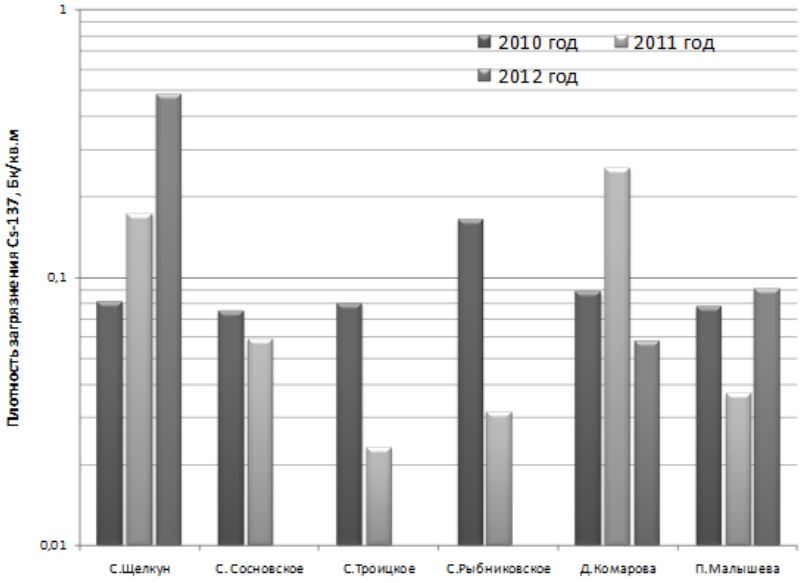


Рисунок 528 – Плотность загрязнения снежного покрова ^{137}Cs и в 2010-2012 гг.

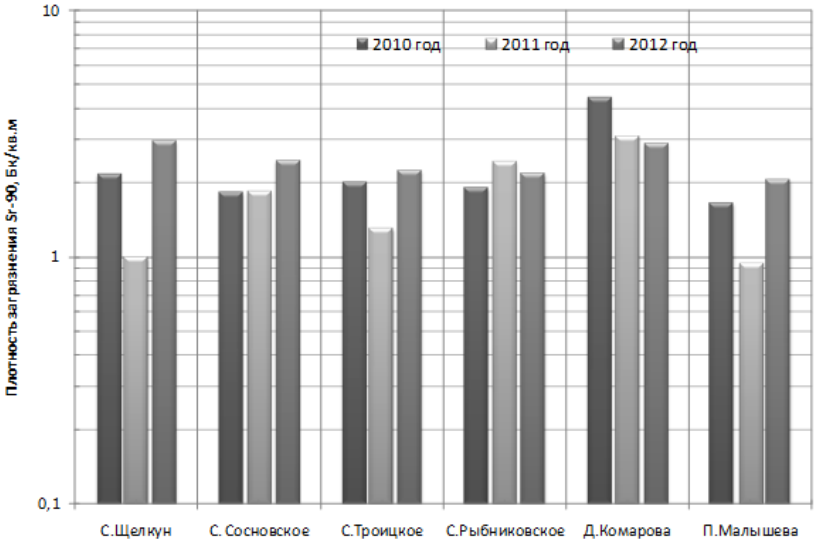


Рисунок 529 – Плотность загрязнения снежного покрова ^{90}Sr в 2010-2012 гг.

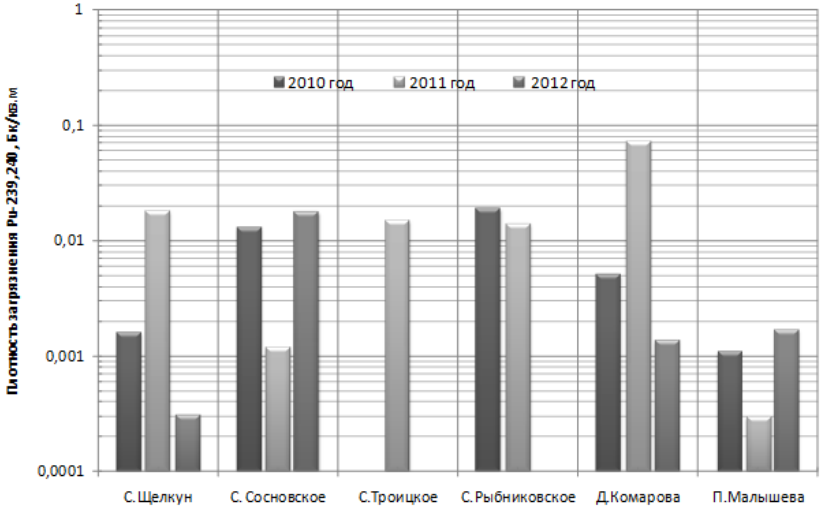


Рисунок 530 – Плотность загрязнения снежного покрова ^{239,240} Pu в 2010-2012 гг.

В 2012 году данная тенденция не подтвердилась. На реперных участках Щелкун, Троицкое и Рыбниковское плотность загрязнения снежного покрова ниже, чем в контрольной точке. В количественном отношении разница в содержании ^{239,240}Pu в снежном покрове на реперных участках и контрольной точке являются минимальной, соответствуют сотым и тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр и не может оказывать существенного влияния на радиационную обстановку исследованных территорий.

3.13.1.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов

Как и снежный покров, открытые водоемы так же играют роль природных планшетов, на водную поверхность которых выпадают атмосферные осадки в течение всего года, а также поступают с площади водосбора. Результаты исследования проб воды из водоемов реперных участков и контрольной точки представлены в таблице 285. Прежде всего, необходимо провести оценку данных водоемов с точки зрения радиационной безопасности. Согласно («Нормы…», 2009), уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{137}Cs – 11 Бк/кг, ^{90}Sr – 4,9 Бк/кг, ^{239,240}Pu – 0,55 Бк/кг. Наиболее высокое содержание ^{137}Cs в 2012 году отмечено в озере Сосновское, равное 6,94 Бк/м^3, что на три порядка величин ниже уровня вмешательства. Более высокое содержание ^{90}Sr, равное 0,288 Бк/кг, отмечено в воде озера Червяное, что также значительно ниже допустимого уровня.

Более высокая объемная активность ^{239,240}Pu в текущем году отмечена в оз. Щелкун, которая составила 0,339 Бк/м^3, что на три порядка ниже уровня вмешательства.

Таблица 285

Объемная активность ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в воде открытых водоемов в 2012 г.

№ точ-ки	Место отбора пробы	Содержание, Бк/л		
		^{90}Sr	$(^{137}Cs) \cdot 10^{-3}$	$^{239,240}Pu$
1	оз. Щелкун, с. Щелкун	0,157±0,001	5,20±0,15	$3,39 \cdot 10^{-4}$
2	оз. Карасье, с. Троицкое	0,15±0,002	6,41±2,04	н.п.о.
3	оз. Червяное, с. Рыбниковское	0,288 ±0,01	6,31±0,61	$1,07 \cdot 10^{-4}$
4	оз. Сосновское, с. Сосновское	0,14±0,007	6,94±0,370	$6,26 \cdot 10^{-5}$
5	пруд д. Комарова	0,127±0,01	2,11±0,24	$1,32 \cdot 10^{-5}$
6	искусств. водоем на р. Рефт	0,033±0,013	2,05±0,24	$1,09 \cdot 10^{-5}$

В остальных водоемах объемная активность $^{239,240}Pu$ составила от тысячных долей Бк/л и ниже. Таким образом, с точки зрения радиационной безопасности указанные водные объекты являются благополучными.

Результаты трехлетних наблюдений представлены на рисунках 531, 532 и 533. Объемная активность ^{90}Sr, ^{137}Cs за весь период наблюдения в водоемах реперных участков несколько выше, чем в контрольной точке. По содержанию ^{137}Cs водоему контрольной точки больше соответствует пруд д. Комарова, а более высокое содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs наблюдалось в озерах Червяное и Сосновское.

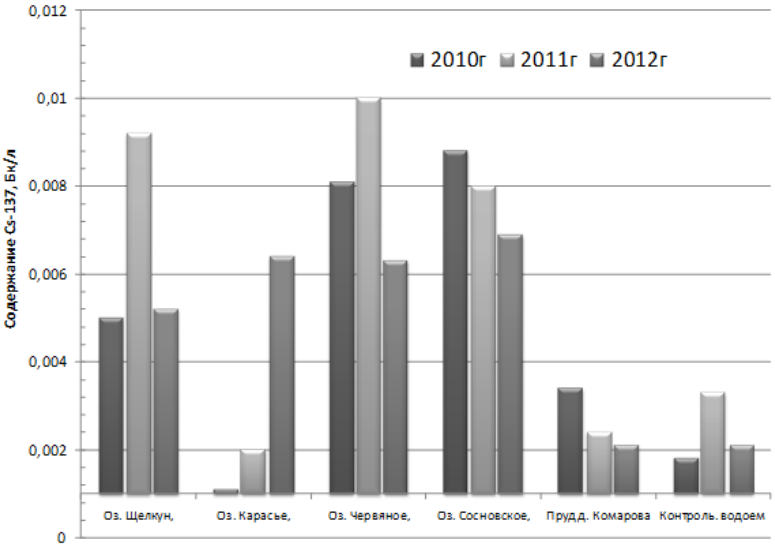


Рисунок 531 – Объемная активность ^{137}Cs в воде открытых водоемов в 2010-2012 гг.

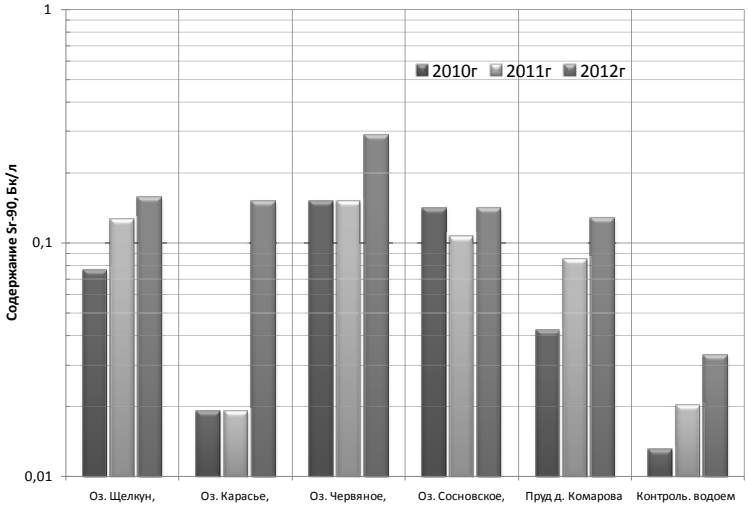


Рисунок 532 – Объемная активность ^{90}Sr в воде открытых водоемов в 2010-2012 гг.

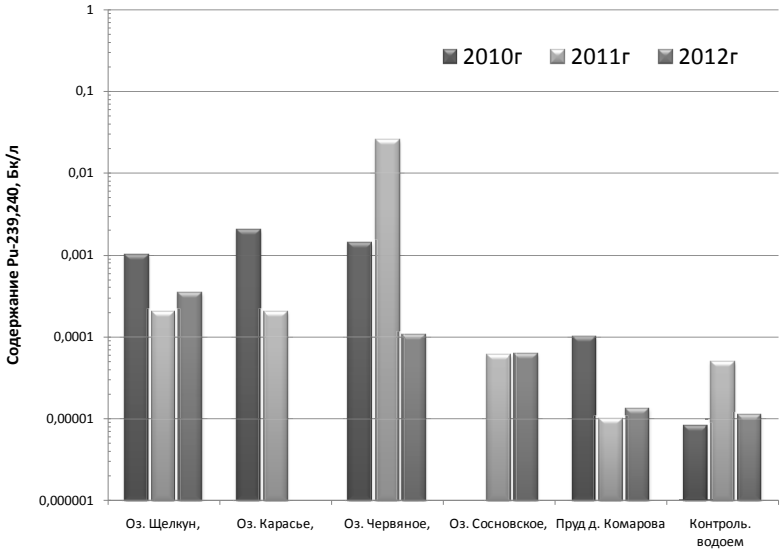


Рисунок 533 – Объемная активность $^{239,240}Pu$ в воде открытых водоемов в 2010-2012 гг.

В озере Червяное так же отмечено более высокое содержание $^{239,240}Pu$. Это, по-видимому, объясняется тем, что данный водоем расположен на территории ВУРСа и подвергся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ПО «Маяк» в 1957 г.

3.13.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в почвенном покрове площади водосбора

Результаты исследования проб почв площади водосбора представлены в таблице 286.

Фоновый уровень радионуклидного загрязнения почвенно-растительного покрова сформировался в основном за счет глобального загрязнения биосферы в период массированного испытания ядерного оружия (50-60-е гг. XX в.).

Таблица 286

Плотность загрязнения почвенного покрова площади водосбора ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в 2012 г.

№ точки	Место отбора пробы	Содержание, Бк/м^2		
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
1	с. Щелкун	2866±29	1180±58	8,71±0,09
2	с. Троицкое	2240±164	2912±108	12,02±7,0
3	с. Рыбниковское	2012±61	3866±396	4,37±1,5
4	с. Сосновское	2690±84	1394±91	8,48±1,51
5	д. Комарова	2607±49	2422±85	11,88±2,25
6	п. Малышева	349±11	2017±131	3,7±1,46

По данным (UNSCEAR,1993), в поясе между 50° и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения ^{90}Sr с учетом радиоактивного распада составляет 1,5 кБк/м^2. Соответственно уровень содержания ^{137}Cs в 1,6 раза выше – 2,4 кБк/м^2. В пределах Уральского региона, а также на большей части Свердловской области реальное содержание ^{90}Sr в почве составляет 1,6-1,8 кБк/м^2; ^{137}Cs– 3-4 кБк/м^2; изотопов Pu – 80-200 Бк/м^2 , что усреднено можно считать фоновыми значениями для Свердловской области (Молчанова и др., 2006).

Результаты исследований почвенного покрова в 2010-2012 году представлены на рисунках 534, 535 и 536. Значительные колебания загрязнения почв радионуклидами отражают природную гетерогенность, характерную

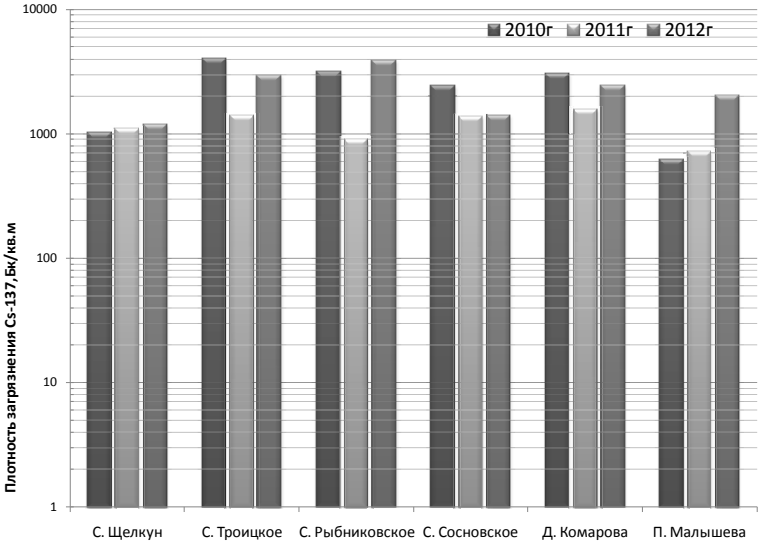


Рисунок 534 – Плотность загрязнения почвенного покрова площади водосбора Cs-137 в 2010-2012 гг.

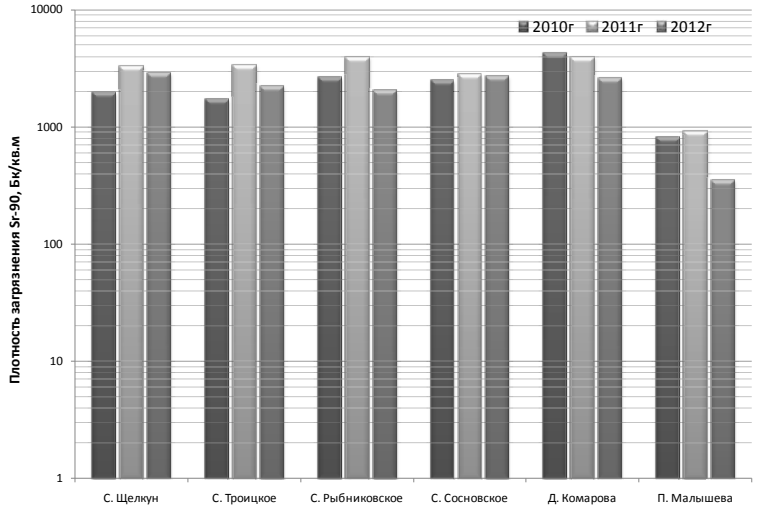


Рисунок 535 – Плотность загрязнения почвенного покрова площади водосбора Sr-90 в 2010-2012 гг.

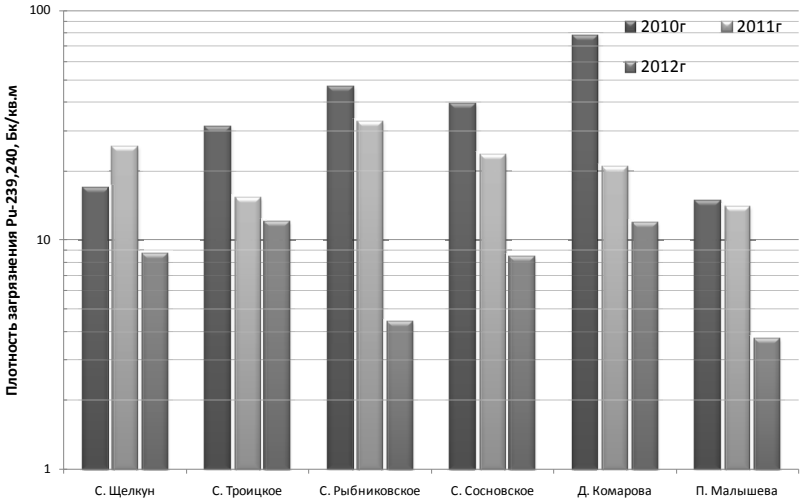


Рисунок 536- Плотность загрязнения почвенного покрова площади водосбора Pu-239,240 в 2010-2012 гг.

для объектов природной среды и зависят от многих факторов, включая характеристику самой почвы, особенности рельефа местности и радиационную ситуацию, сложившуюся за предыдущие годы. По результатам наших исследований, почвы в южной части Свердловской области характеризуются более высоким содержанием ^{90}Sr, при этом содержание ^{137}Cs несколько ниже приведенных литературных данных. Более низкое содержание радионуклидов отмечено в контрольной точке, а на реперных участках плотность загрязнения почвы, соответственно, несколько выше. Плотность загрязнения почв контрольной точки в данном случае можно условно считать как уровень фоновых значений на данной местности. При этом величина соотношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в контрольной точке несколько отличается от величины соотношения глобальных выпадений. Средняя для большого периода наблюдений (с 1960 по 1971 гг.) величина соотношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в глобальных

выпадениях равна 0,6 (Марей и др., 1980). При этом содержание радионуклидов в почвах и их соотношение может существенно различаться в зависимости от условий региона и характера антропогенных нагрузок. Так, по данным (Трапезников и др.,2007 б), проводивших исследования в различных почвенно-климатических зонах, в зоне средней тайги (Республика Саха, Якутия), в меньшей степени испытывающей антропогенное воздействие, запас радионуклидов в 0-30 см слое для ^{90}Sr составил 1,7-3,0 кБк/м^2, а для ^{137}Cs – 2,3-3,7 кБк/м^2, величина соотношения $^{137}Cs/^{90}Sr$ варьировала от 1,2 до 1,5, приближаясь к таковым в глобальных выпадениях.

Почвы геохимических сопряжений Южного Урала характеризуются повышенным содержанием ^{137}Cs (4,6-6,8 кБк/м^2), что связано с дополнительным поступлением этого нуклида в почвенный покров в результате деятельности предприятий ядерно-энергетического комплекса. Поэтому в качестве фоновых значений авторы рекомендуют принять следующие величины: для ^{90}Sr они находятся в пределах 1,2-3,0, а для ^{137}Cs – в зависимости от региона варьируют от 2,3 до 6,8 кБк/м^2.

Таким образом, определение плотности загрязнения почвенного покрова радионуклидами характеризует интегральную оценку их запасов на протяжении всего предыдущего периода загрязнения. Не исключено, что территории, расположенные в южной части Свердловской области испытывали дополнительную радиационную нагрузку в предыдущие годы. Анализ полученных результатов показывает, что плотность загрязнения на реперных участках несколько выше, чем в контрольной точке. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs на всех реперных участках в среднем соответствовала уровням, принятым для нашего региона. Текущие атмосферные выпадения долгоживущих

радионуклидов, присутствие которых подтверждается результатами исследования снежного покрова, пока не оказывают существенного влияния на плотность загрязнения почвенно-растительного покрова обследованных участков, так как в основном соответствуют уровню глобальных выпадений.

3.13.2. Итоги мониторинговых исследований 2012 года

1. Представлены результаты исследования проб природных сред (снежный покров, вода открытых водоемов, пробы почвы) с реперных участков, расположенных на пути вероятного трансграничного воздушного переноса и контрольной точки, характеризующей уровень глобальных выпадений за 2012 год и за период 2010-2012 гг.

2. Определение содержания долгоживущих радионуклидов в снежном покрове дает оперативную информацию об атмосферных выпадениях радионуклидов в течение осенне-зимнего периода. На протяжении периода наблюдения 2010-2012 гг плотность загрязнения снежного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs на реперных участках сопоставима с контрольной точкой, поэтому может быть результатом глобальных выпадений. Плотность загрязнения по ^{137}Cs составляла от десятых до сотых долей Бк на квадратный метр, содержание ^{90}Sr в снежном покрове на один-два порядка выше, вероятно вследствие более высокой миграционной активности данного элемента. Некоторая тенденция увеличения содержания ^{137}Cs в снежном покрове с. Щелкун за последние годы требует дальнейших наблюдений. Содержание $^{239,240}Pu$ в снежном покрове на реперных участках несколько выше, чем в контрольной точке. В количественном отношении данная разница соответствует тысячным долям Бк в расчете на квадратный метр

и не может оказывать существенного влияния на радиационную обстановку исследованных территорий.

3. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов на два-три порядка величин ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде открытых водоемов реперных участков несколько выше, чем в водоеме контрольной точки. Содержание $^{239,240}Pu$ во всех водоемах, кроме оз. Червяное, сопоставимо с контрольной точкой. Озеро Червяное расположено на территории ВУРСа, и более высокое содержание радионуклидов в воде может являться следствием радиоактивного загрязнения в предыдущие годы.

4. Плотность загрязнения почвенного покрова радионуклидами характеризует интегральную оценку их запасов на протяжении всего предыдущего периода загрязнения. На реперных участках плотность загрязнения почвенного покрова несколько выше, чем в контрольной точке, поэтому не исключено, что территории, расположенные в южной части Свердловской области испытывали дополнительную радиационную нагрузку в предыдущие годы. Текущие атмосферные выпадения долгоживущих радионуклидов пока не оказывают существенного влияния на плотность загрязнения почвенно-растительного покрова обследованных участков, так как в основном соответствуют уровню глобальных выпадений.

ГЛАВА IV. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ИСКУССТВЕННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ (на примере Белоярского водохранилища)

4.1. Общая характеристика Белоярского водохранилища водоема-охладителя Белоярской атомной станции

Белоярское водохранилище расположено на среднем Урале, в 60 км к востоку от г. Екатеринбурга. Водохранилище является водоемом-охладителем Белоярской атомной станции им.И.В.Курчатова и создано в 1959-1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы, в 75 км от ее истока. Река Пышма относится к Обь-Иртышскому бассейну и является правым притоком р.Туры, впадающей в р.Тобол – приток Иртыша. Истоком р.Пышмы является озеро Ключевское, расположенное на массиве Молебского болота, вблизи г.В.Пышма. Протяженность реки 626 км, площадь водосбора 19400 км^2. Скорость течения в межень 0,5-0,7 м/с, ширина колеблется в пределах 8-10м в верховье, а ближе к устью достигает 60-100 м (Ленченко и др., 1964). В зону затопления водоема включена часть территории Белоярского района, которая в основном покрыта смешанным лесом и густым подлеском. Кроме того, затоплены пахотные и луговые угодья Белоярского и Березовского районов. Ложе водохранилища было подготовлено для затопления только в приплотинной части. На основной его площади затоплены кустарники, пни, срубленные деревья. Протяженность водоема составляет 20 км, ширина напротив Белоярской АЭС – 3 км. Глубина водоема по фарватеру р.Пышмы достигает 15-20 м, а площадь акватории – 47 км^2. В водохранилище впадают речки Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка (Пискунов и др., 1974).

Белоярское водохранилище является гидрокарбонатно-кальциевым водоемом со средней степенью минерализации и слабощелочной реакцией среды. Ионный состав и концентрация ионов в воде по всей акватории водоема практически одинаковы (Любимова, 1981). Водохранилище покрывается льдом обычно в середине ноября, а освобождается от ледового покрова – в начале мая.

На схематическом плане (рисунок 537) приведены основные заливы и каналы водохранилища. Белоярская АЭС расположена на левом берегу водоема. Частичное поступление жидких стоков в водохранилище от атомной станции осуществляется через промливневый канал (ПЛК). Ниже по течению на расстоянии примерно 0,7 км от ПЛК расположен водозаборный канал, через который производится забор воды из водоема для системы охлаждения АЭС. Еще ниже (2км) расположен сбросной канал, через который вода после прохождения через систему охлаждения сбрасывается в водоем, непосредственно в Теплый залив. Среднемесячная температура воды на этом участке водохранилища достигает: в июне – $+23^0$С, в июле – $+26^0$С, а в августе – $+24^0$С и превышает температуру за пределами зоны подогрева на 6-7^0С.

Для изучения влияния теплых сбросных вод АЭС на гидрохимический режим водоема в порядке сравнения были выбраны два участка водохранилища: Теплый залив и Щучий залив – контрольный район, находящийся на расстоянии 8-10 км в сторону верховьев водоема-охладителя и, поэтому, не испытывающий влияния теплового сброса. Отбор проб воды проводили в летний период. Из рисунка 538 следует, что и по концентрации основных ионов (Ca^{2+},Mg^{2+}, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-) и по содержанию сухого остатка в воде не выявлено достоверных отличий между Теплым и Щучьим заливами.

1- Белоярская АЭС;
2- Биофизическая станция
3- сбросной канал
4- водозаборный канал
5- промливневый канал
6- обводной канал

Границы зон:
- - - санитарно-защитной (3 км)
__ __ наблюдаемой (10км)

Рисунок 537 – Схема Белоярского водохранилища

Результаты, приведенные в таблице 287 показали, что кислородный режим в водоеме благоприятный. Окисляемость по кислороду колеблется в основном в пределах 5,6-9,2 мг. O_2 на 1 литр. Достоверных различий по окисляемости на Теплом и Щучьем заливах не обнаружено. По полученным данным можно судить о содержании в воде органического вещества. Как в контрольной точке, так и в зоне влияния теплых вод оно находится в пределах нормы. Намечается тенденция к увеличению окисляемости от 1980 г. к 1982 г., что говорит о возрастании в воде водоема количества органического вещества. Значения pH в водохранилище, как правило, колеблются в пределах от 6,8 до 7,8. Прозрачность воды составляет 30 см.

Белоярское водохранилище находится в стадии формирования и, поэтому, слабо заселено высшей водной растительностью. Макрофиты встречаются преимущественно куртинками, в основном в заливах и устьях рек.

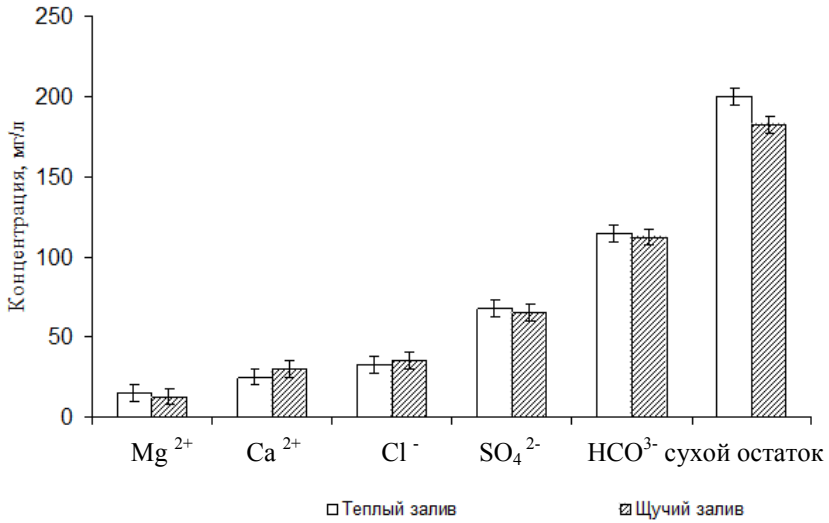


Рисунок 538 – Концентрация основных ионов и содержание сухого остатка в воде Теплого и Щучьего заливов

Таблица 287

Окисляемость воды (мг O_2 на 1 л)

Время отбора	Теплый залив			Щучий залив		
	1980	1981	1982	1980	1981	1982
Июль	7,5±1,2	-	8,9±1,3	6,5±1,5	-	9,2±0,9
Август	5,9±0,2	8,5±1,1	18,5±0,7	7,4±0,4	7,9±0,6	8,9±0,5
Сентябрь	5,6±0,2	8,0±0,8	-	6,3±0,5	7,2±0,9	-

В отдельных заливах можно встретить сплошные заросли (Теплый залив, устье реки Черной, верховье). Основная часть водоема свободна от растительности.

В 1973 г. на Белоярском водохранилище было зарегистрировано 22 вида растений. К 1986 г. появилось еще семь видов макрофитов (Potamogeton crispus, P.natans, Lemna trisulca, Ranunculus circinatus, Cicuta virosa, Rumex confertus, Geum rivale). Весь список включает четыре вида зеленых водорослей и 25 видов высших водных растений, относящихся к 18 родам и 16 семействам (Любимова и др., 1989). Преобладают виды из семейства Potamogetonaceae. Среди высших водных растений наиболее распространены погруженные (15 видов) и прибрежно-водные (11 видов). Ниже приведен видовой состав растений Белоярского водохранилища на 1986 год: водоросли - кладофора (Cladophora fracta Kutz., C. glomerata (L.) Kutz), спирогира (Spirogira sp.), водная сеточка (Hydrodiction reticulatum Lagerch); высшие растения, среди них погруженные растения: элодея канадская (Elodea canadensis), роголистник темнозеленый Ceratophyllum demersum), уруть колосистая

(Myriophyllum spicatum L.), рдест пронзеннолистный (Potamogeton perfoliatus L.), сплюснутый (P. Compressus L.), гребенчатый (P. pectinatus L.), курчавый (P. crispus), плавающий(P. natans L.), блестящий (P. lucens L.), лютик жесколистный (Ranunculus circinatus Sibth), телорез обыкновенный (Stratiotes aloides L.); растения, плавающие на поверхности: ряска малая (Lemna minor L.), ряска трехраздельная (L. trisulca L.), водокрас обыкновенный (Hydrocharis morsus ranae L.); прибрежноводные растения: частуха подорожниковая (Alisma plantagoaquatica L.), рогоз широколистный (Typha latifolia L.), вех ядовитый (Cicuta palustris L.), белокрыльник болотный (Calla palustris L.), камыш озерный (Scirpus lacustris L.), череда трехраздельная (Bidens tripartica L.), хвощ иловатый (Equisetum limosum L.), щавель конский (Rumex confertus Willd), тростник обыкновенный (Phragmites communis Trin), гравилат речной (Geum rivale L.), осока (Carex sp.).

В Теплом заливе в 1973 г. было зарегистрировано девять видов растений (Cladophora glomerata, C.fracta, Spirogira sp., Elodea canadensis, Ceratophyllum demersum, Lemna minor, Potamogeton pectinatus, Typha latifolia,Carex sp.). К 1986 г. появились P. lucens, Hydrocharis morsus ranae. Увеличилось обилие C. demersum, L. minor, сократилось количество E.canadensis. Следует заметить, что в Теплом заливе обилие отдельных видов сильно колеблется в зависимости от года. Преобладают главным образом растения, устойчивые к неблагоприятным факторам среды (Шаларь и др., 1977; Марчюленене и др., 1982). Погруженные растения в зоне сброса подогретых вод, как правило, имеют большую длину листа и меньшее расстояние между листьями, чем аналогичные макрофиты в контрольном районе (таблица 288).

Таблица 288

Биометрические показатели растений Белоярского водохранилища

Вид	Длина листа, мм		Расстояние между листьями, мм	
	Теплый залив	Щучий залив	Теплый залив	Щучий залив
Элодея	5,9±0,2	5,0±0,2	4,1±0,1	4,7±0,2
Роголистник темнозеленый	22,9±0,4	15,7±0,6	8,5±0,4	9,8±0,2
Рдест курчавый	33,0±1,0	27,5±0,4	15,0±0,9	19,4±1,3
Водокрас	25,6±1,9	39,6±1,1		

В связи с этим количество листовых мутовок на единицу длины больше, поэтому, растения выглядят более мощными. Однако, у водокраса, имеющего плавающие на поверхности воды листья, листовая пластинка крупнее в контрольном районе, чем в Теплом заливе. Сброс подогретых вод в Белоярское водохранилище способствует увеличению биомассы растений в зоне подогрева и продлению времени их вегетации. Это создает благоприятные предпосылки для использования района подогретых вод в народном хозяйстве, в частности, для разведения теплолюбивых видов рыб (Трапезникова и др.,1984).

Ихтиофауна водоема-охладителя представлена плотвой (Rutilus rutilus), лещем (Abramis brama), линем (Tinca tinca), карасем золотистым (Carassius carassius), карпом (Cyprinus carpio), щукой (Esox lucius), окунем (Perca fluviatilis), судаком (Lucioperca lucioperca).

Самыми распространенными типами донных отложений на Белоярском водохранилище являются илистый сапропель, затопленная почва, песчано-илистый, илисто-песчаный и песчаный грунты. Для мелководной береговой зоны наиболее характерен песчаный грунт, а дно водоема в глубоководной части представлено илистым сапропелем.

4.2. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища

Водная среда является основным компонентом в экосистеме любого водохранилища. Радионуклиды, поступающие в водоем, прежде всего попадают в воду, переносятся с ней по всему водохранилищу и аккумулируются из нее грунтами и гидробионтами. Наиболее важными в радиоэкологическом отношении являются долгоживущие радионуклиды ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, имеющие периоды полураспада 5,24 года, 29,1 года и 30 лет, соответственно, которые попали в Белоярское водохранилище в результате функционирования Белоярской АЭС. Для понимания процессов распределения радионуклидов в водной среде необходимо оценить динамику их концентрации как по сезонам года, так и по годам, исследовать пространственное распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде, оценить вертикальное распределение радионуклидов в воде водохранилища, рассчитать вынос нуклидов за пределы водоема.

4.2.1. Динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в разные годы

Для того, чтобы проследить изменение содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища по годам, пробы отбирали в летний период в четырех точках

водоема. Одним из этих участков является район Биофизической станции, расположенный в 300 метрах выше промливневого канала Белоярской АЭС (БАЭС), через который поступают в водоем дренажные и поверхностные воды с территории БАЭС. Другими районами наблюдения выбраны Теплый и Щучий заливы, а также верховье водохранилища. Теплый залив служит местом сброса подогретых вод атомной станции, Щучий является контрольным участком по температурному фактору, а верховье водоема находится за пределами наблюдательной зоны АЭС и служит контролем по отношению к ней.

На рисунке 539 приведено содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде водоема в районе Биофизической станции. Для этого участка водохранилища отмечено значительное колебание концентраций радионуклидов по годам. Так, максимальное содержание ^{60}Co отмечено в 1983г. – 0,26 Бк/л, а минимальное – в 1984г. – 0,05 Бк/л; различие этих значений составляет 5,2 раза. Для ^{90}Sr аналогичные величины равны 0,084 Бк/л (1986 г.) и 0,013 Бк/л (1981 г.), а отличаются эти значения в 6,5 раз. Но самое большое отличие зарегистрировано для ^{137}Cs: 0,37 Бк/л в 1986г. и 0,04 Бк/л в 1981 г., при этом различие составляет 9,2 раза. В последние годы наблюдений концентрация ^{60}Co и ^{90}Sr достаточно стабильна, в то же время содержание ^{137}Cs в 1986 г. достигает своего максимального значения.

На рисунке 540 рассматривается динамика концентраций ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Теплого залива. Максимальное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в водной среде наблюдалось в 1976г. (0,60 Бк/л), что можно связать с нарушениями технологического режима работы АЭС. В дальнейшем концентрация этих излучателей заметно снижается (за исключением одной временной точки – в 1980 г. содержание ^{137}Cs составляло 0,32 Бк/л) и стабилизируется с тенденцией

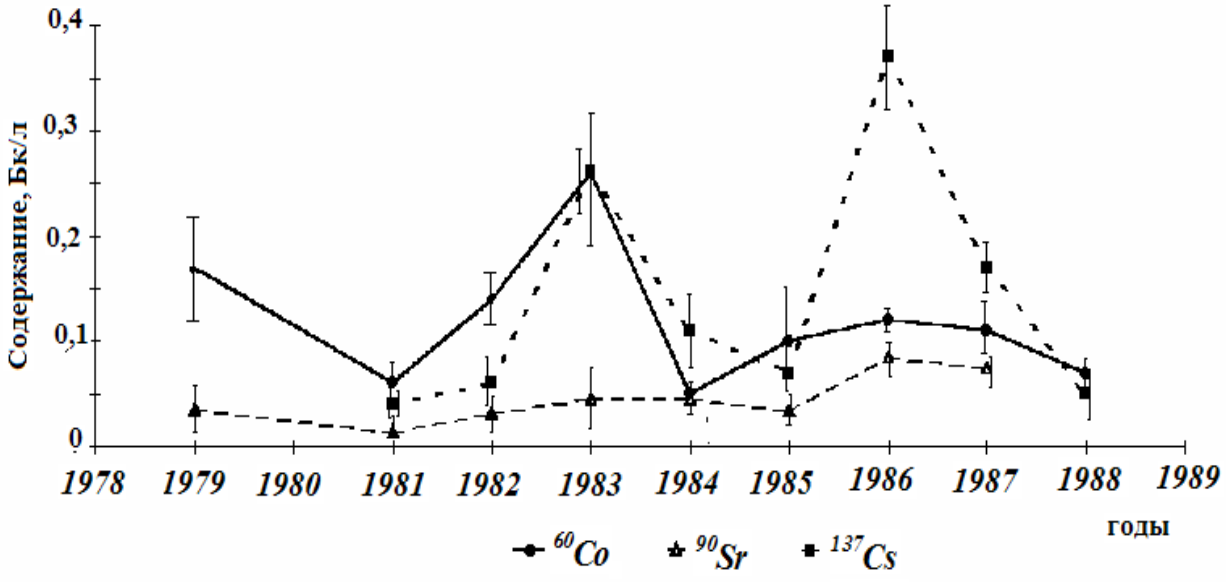


Рисунок 539 – Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Район биостанции, 1979-1988 гг.

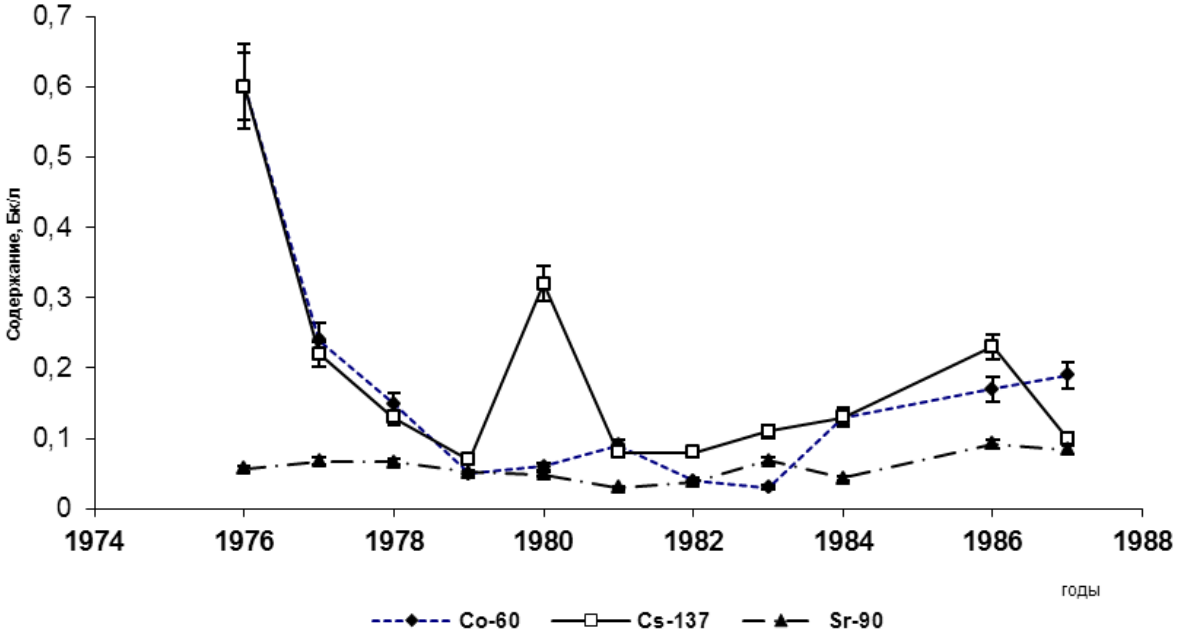


Рисунок 540 – Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Теплый залив, 1976-1987гг.

к некоторому увеличению в 1984-1987 гг. Что касается, ^{90}Sr, то его концентрация меняется незначительно, несколько возрастая в конце восьмидесятых годов.

Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Щучьего залива (рисунке 541), при всем различии характера кривых, отражающих динамику концентрации радионуклидов, в целом, уменьшается во времени для каждого излучателя.

По сравнению с другими точками водохранилища содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде верховья водоема (рисунок 542) минимально. Так, наибольшая концентрация ^{60}Co отмечена в 1979 г. и составляет 0,048 Бк/л, а максимальное содержание ^{137}Cs зарегистрировано в 1980 г. и равно 0,16 Бк/л. В то же время концентрация ^{90}Sr в воде отличается от других участков водоема в меньшей степени и является достаточно стабильной во времени, варьируя в пределах 0,021 Бк/л-0,084 Бк/л.

Сопоставляя данные по всем четырем постоянным точкам наблюдения на Белоярском водохранилище, можно отметить, что максимальные концентрации исследуемых радионуклидов наблюдаются в районах Биофизической станции и Теплого залива, расположенных в непосредственной близости от Белоярской АЭС. По мере удаления от этих точек наблюдения в сторону верховья водохранилища (Щучий залив, верховье) концентрации радионуклидов заметно снижаются и, со временем, стабилизируются. Это связано, видимо, с тем, что после повышенных сбросов 1976г., вызванных нарушением технологического режима работы АЭС, наступила, в целом, нормализация поступления радионуклидов в водоем-охладитель.

Чтобы яснее представить себе ситуацию в различных зонах Белоярского водохранилища в работах (Трапезников и др.,1992; 2008) проведено усреднение данных по среднемесячному содержанию ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде за весь период исследования.

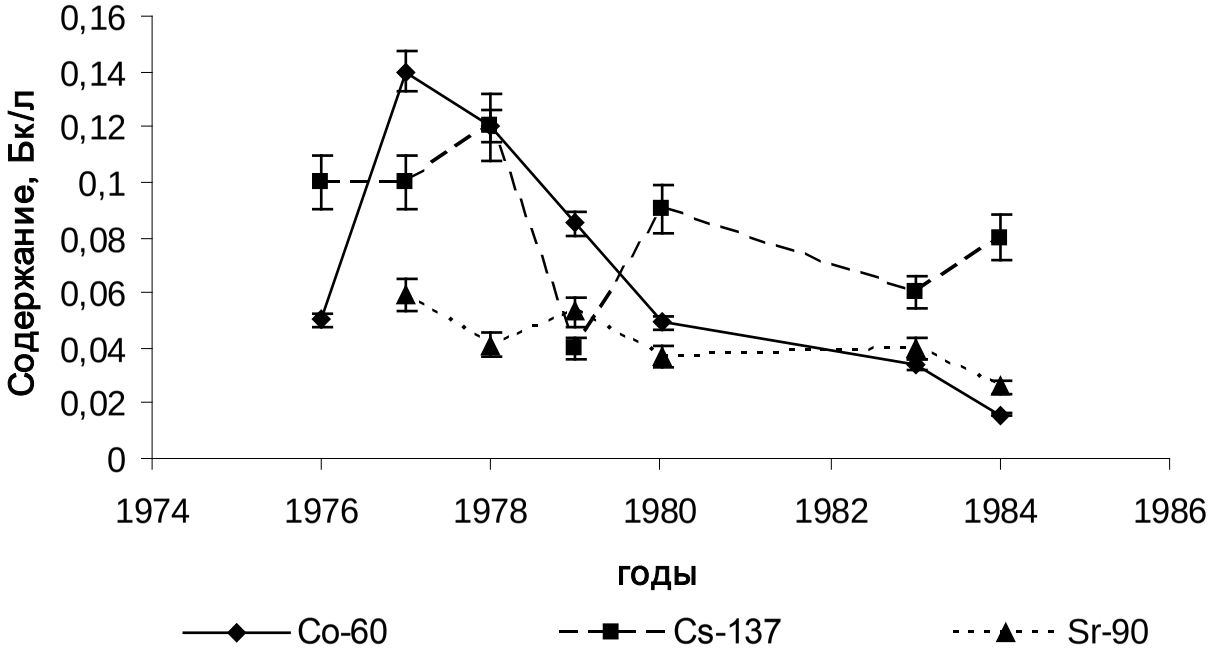


Рисунок 541 – Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Щучий залив, 1976-1984 гг.

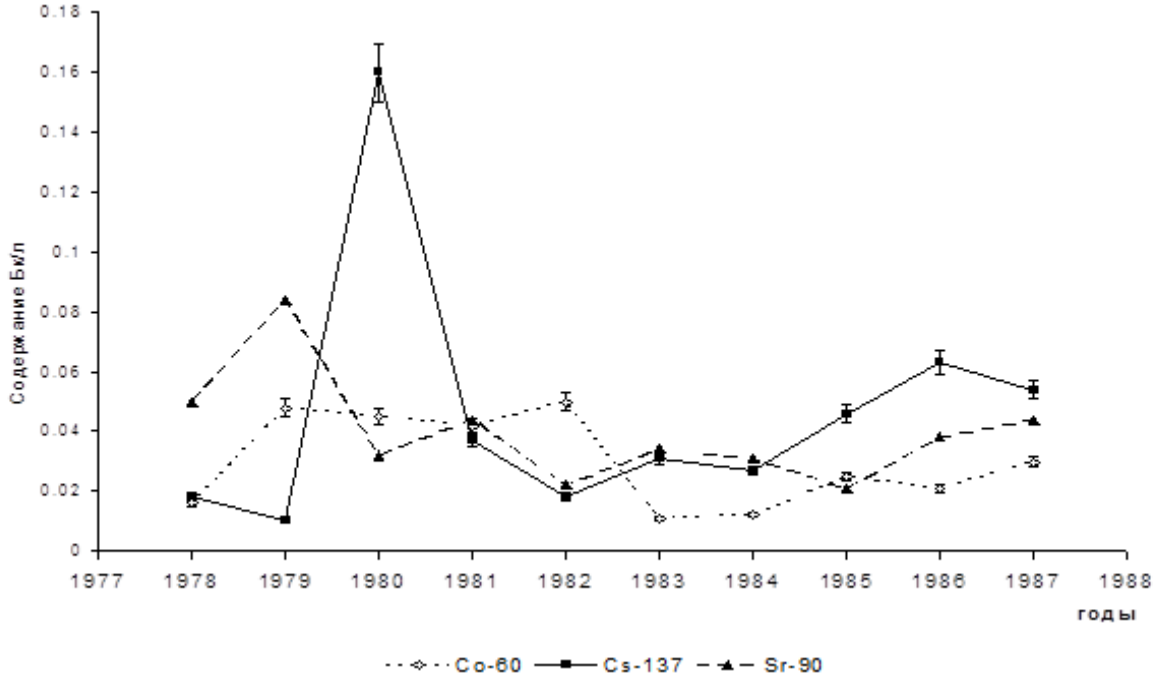


Рисунок 542- Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде. Верховье, 1978-1987 гг.

Как видно из таблицы 289 наибольшая концентрация радионуклидов в воде отмечена в районе Биофизической станции, что обусловлено близостью к промливневому каналу – источнику поступления дренажных и поверхностных вод с территории БАЭС в водоем. Далее в порядке убывания содержания радионуклидов следует Теплый залив, который тоже расположен в сравнительной близости от промливневого канала и Щучий залив, находящийся в 7-8 км выше по течению от последнего. Минимальная концентрация излучателей характерна для района верховья водоема, находящегося за пределами 10-километровой наблюдаемой зоны (единственным исключением является то, что концентрация ^{90}Sr в воде Щучьего залива и верховья равна и составляет 0,044 Бк/л). В этой же таблице приведены данные по содержанию радионуклидов в воде контрольного водоема – Рефтинского водохранилища, расположенного в 45 км на северо-восток от Белоярского водоема, близкого к последнему по морфометрическим показателям и используемого в качестве водоема-охладителя Рефтинской ТЭС. Из таблицы видно, что концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Рефтинского водохранилища меньше, чем в любом из районов Белоярского водоема, а содержание ^{60}Co вообще находится ниже предела обнаружения. Отсюда следует, что даже район верховья Белоярского водохранилища, находящегося за пределами 10-километровой наблюдательной зоны БАЭС, испытывает влияние атомной электростанции.

Оценивая уровни содержания исследуемых радионуклидов в воде Белоярского водохранилища с современных санитарно-гигиенических позиций, следует отметить, что концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной фазе водоема в 1976-1987 гг. практически во всех случаях оказывалась ниже значений уровня вмешательства для питьевой воды («Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99)», 1999).

Таблица 289

Среднемесячная концентрация радионуклидов в воде Белоярского и Рефтинского водохранилищ в 1976-1987 гг., Бк/л

Место отбора проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Белоярское водохранилище:			
- Верховье	0,036 ± 0,009 (23)*	0,044 ± 0,007 (21)	0,042 ± 0,009 (22)
- Щучий залив	0,090 ± 0,019 (21)	0,044 ± 0,003 (17)	0,107 ± 0,029 (21)
- Биостанция	0,700 ± 0,140 (47)	0,314 ± 0,185 (45)	0,810 ± 0,260 (47)
- Теплый залив	0,250 ± 0,075 (54)	0,061 ± 0,022 (59)	0,310 ± 0,060 (49)
Рефтинское водохранилище	не обн. (9)	0,034 ± 0,001 (9)	0,011 ± 0,003 (9)

* в скобках – число проанализированных проб

На примере ^{137}Cs, наиболее радиоэкологически значимого радионуклида для Белоярского водохранилища, дан сравнительный анализ содержания данного нуклида в воде основных зон водоема-охладителя в 1976-1987 гг. и в 2003 году.

Как видно из рисунка 543, концентрация ^{137}Cs за 16 лет уменьшилась в десятки раз. Это обусловлено тем, что и I, и II энергоблоки БАЭС были выведены из эксплуатации, а III-й блок БН-600 на быстрых нейтронах, работающий с 1980 года оказывал значительно меньшее воздействие на водную среду.

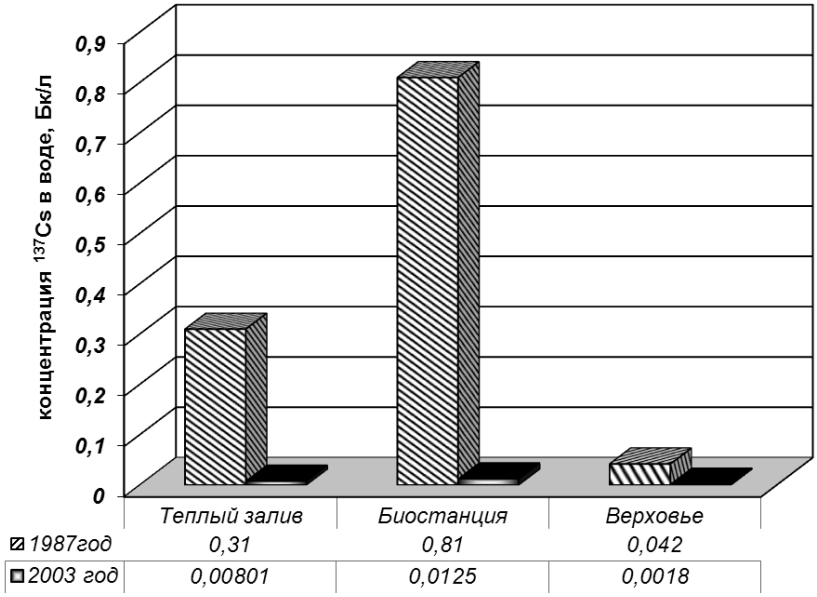


Рисунок 543 – Сравнение концентраций ^{137}Cs в воде разных зон Белоярского водохранилища (1987 г. и 2003 г.)

4.2.2. Динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде по сезонам года

На примере Теплого залива проанализирована динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища по сезонам 1978 года. Как видно из рисунка 544, максимальное содержание ^{60}Co зафиксировано в феврале (0,23 Бк/л), а минимальное – в ноябре (0,09 Бк/л). В целом же концентрация радионуклида в течение всего года незначительно колеблется, составляя в среднем 0,17 Бк/л. Выраженных отличий в содержании ^{60}Co для какого-либо сезона не наблюдается.

В этих же пробах воды определили концентрацию стабильного изотопа кобальта. Как видно из рисунка 545, содержание микроэлемента в водной среде находится в пределах от 0,14 мкг/л в январе-феврале до 0,26 мкг/л в августе-сентябре, изменяясь в разные сезоны года менее, чем в 2 раза.

На уже упомянутом выше рисунке 544 показана динамика содержания ^{137}Cs в воде Теплого залива. Как видно из этого рисунка, максимальное содержание радионуклида отмечено в мае (0,32 Бк/л), а минимальное – в декабре (0,06Бк/л).

На фоне достаточно стабильной концентрации ^{137}Cs в течение года выделяется весенне-летний максимум (май – 0,32 Бк/л, июнь – 0,17 Бк/л). Этот пик скорее всего связан не с какими-либо сезонными явлениями, а с очередным залповым поступлением радионуклида в водоем через промливневый канал БАЭС.

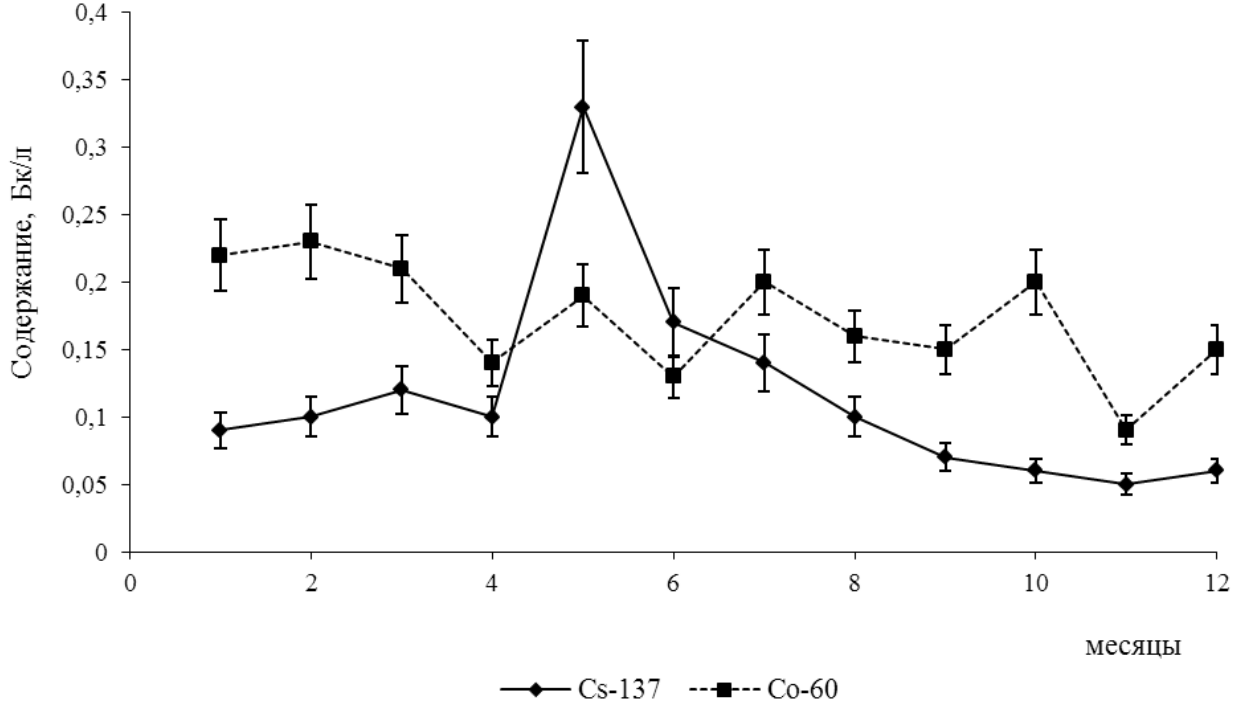


Рисунок 544 – Содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Теплого залива, январь-декабрь 1978 г.

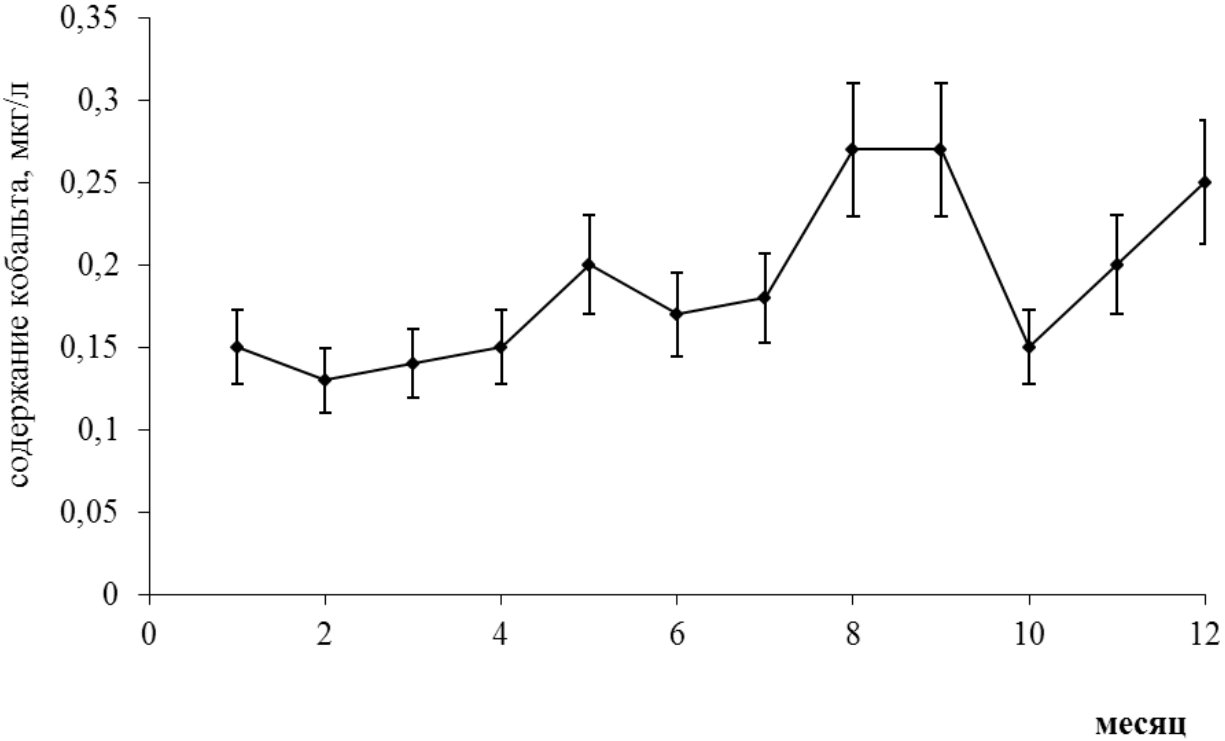


Рисунок 545 – Содержание стабильного изотопа ^{59}Co в воде. Теплый залив, 1978 г.

4.2.3. Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной фазе по центральной части акватории водохранилища

Рассмотренные выше данные характеризуют содержание исследуемых радионуклидов в воде двух основных заливов Белоярского водохранилища, а также в районе Биофизической станции и в верховье водоема, удаленном на значительное расстояние от атомной станции. Для понимания процессов распределения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs по акватории водохранилища необходимо знать концентрацию нуклидов в центральной части основных зон водоема. С этой целью проведено определение уровней содержания радионуклидов по оси водохранилища в следующих точках: нижняя часть водоема, примыкающая непосредственно к плотине, район Белоярской АЭС, охватывающий акваторию напротив атомной станции, зона Щучьего залива и район высоковольтной линии, находящийся от БАЭС на расстоянии около 10 километров и являющийся границей наблюдаемой зоны Белоярской АЭС. Все пробы воды были отобраны в трех повторностях. Как видно из рисунка 546 концентрация радионуклидов в воде этих точек варьирует незначительно (по ^{60}Co – от 0,023 Бк/л до 0,028 Бк/л; по ^{137}Cs – от 0,040 Бк/л до 0,047 Бк/л; по ^{90}Sr (для трех зон – от 0,032 Бк/л до 0,044 Бк/л). Исключение составляет значение содержания ^{90}Sr в зоне, примыкающей к Белоярской АЭС (0,057 Бк/л), которое несколько превышает величины концентрации данного нуклида в других зонах.

Во всех остальных случаях для всех трех исследованных радионуклидов величины концентраций статистически достоверно не отличаются. Как было отмечено в работе (Трапезников и др., 1992), можно сделать вывод, что ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs достаточно равномерно распределяются по центральной части водохранилища на протяжении

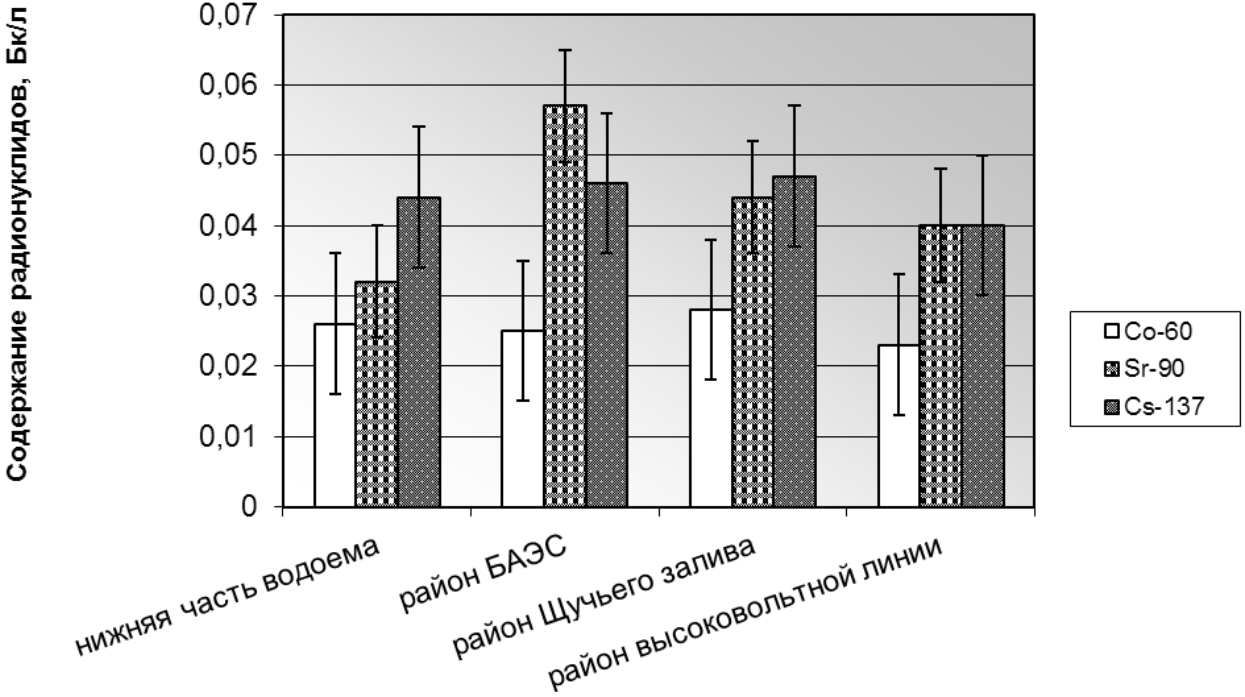


Рисунок 546 – Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде центральной части разных зон Белоярского водохранилища в 1985г., Бк/л

от плотины до высоковольтной линии, что можно объяснить быстрым переносом радионуклидов с водными массами под воздействием волнового движения и внутренних течений водоема. Приведенные данные были положены в основу модели распределения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища, использованной для расчета нормативов допустимых сбросов радионуклидов в водоем-охладитель БАЭС, разработанных совместно с сотрудниками ВНИИ АЭС (Кононович и др., 1988).

Интересно сравнить величины содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища с аналогичными значениями для других водных систем, подвергающихся поступлению радионуклидов от атомных электростанций. Так, по данным (Smedile, Queirazza, 1976) в реке По (Италия) в 1971-1972 гг. в районе, прилегающем к АЭС, концентрация ^{60}Co в воде составляла $0{,}5 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($1{,}8 \cdot 10^{-4}$ Бк/л) – $1{,}6 \cdot 10^{-12}$ Ku/л ($5{,}9 \cdot 10^{-2}$ Бк/л), а содержание ^{137}Cs находилось в пределах от $3 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($1{,}1 \cdot 10^{-3}$ Бк/л) до $9 \cdot 10^{-12}$ Ku/л ($3{,}3 \cdot 10^{-1}$ Бк/л). В работе (Бадаев и др., 1985) показано, что содержание ^{60}Co в воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в доаварийный период в 1979-1980 гг. равнялось $2\text{-}5 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($7{,}4 \cdot 10^{-4}$ Бк/л - $1{,}8 \cdot 10^{-3}$ Бк/л), концентрация ^{90}Sr составляла менее $1 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($3{,}7 \cdot 10^{-4}$ Бк/л), а содержание ^{137}Cs находилось в пределах от $9 \cdot 10^{-14}$ Ku/л ($3{,}3 \cdot 10^{-3}$ Бк/л) до $3 \cdot 10^{-13}$ Ku/л ($1{,}1 \cdot 10^{-2}$ Бк/л). Приведенные величины по реке По находятся в том же диапазоне концентраций радионуклидов, что и в воде Белоярского водохранилища, а для водоема-охладителя Чернобыльской АЭС эти значения даже несколько ниже.

4.2.4. Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища

Явление температурной стратификации характерно для многих пресноводных водоемов. Летом поверхностный слой воды более теплый, чем глубинный, зимой – наоборот. Переход от более к менее нагретым слоям часто происходит не постепенно, а скачкообразно и между ними образуется слой так называемого температурного скачка или термоклин. Различают прямую стратификацию, когда более нагретые слои лежат ближе к поверхности, и обратную, когда с продвижением вглубь температура повышается (Константинов, 1972).

На Белоярском водохранилище прямая стратификация наблюдается в летние месяцы. В июле 1988 г. проведено исследование вертикального распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водоема-охладителя. В трех точках, расположенных по оси водохранилища (нижняя часть водоема, примыкающая к плотине; район атомной станции и зона Щучьего залива) пробы воды отбирали на поверхности и на глубине 13 метров (ниже термоклина). Типичная структура термоклина в этих точках приведена на рисунке 547. Как видно из этого рисунка, температурный скачок составляет 10°С и наблюдается на глубине 7-9 метров от поверхности воды или в 5-7 метрах от дна водоема. В таблице 290 приведено содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в пробах, отобранных у поверхности воды и на глубине, на расстоянии 1 м от дна. Для большинства исследованных точек показано, что концентрация радионуклидов в слое воды, расположенном над термоклином статистически достоверно ниже, чем в придонном слое. Так, для ^{60}Co и ^{137}Cs в нижней части водоема эти величины отличаются в 1,3 и 1,4 раза; в районе БАЭС – в 1,3 и 1,6 раза; в районе Щучьего залива – в 1,5 и 1,4 раза, соответственно.

В среднем для ^{60}Co это различие составляет 1,4 раза, а для ^{137}Cs – 1,5 раза. Эти отличия могут быть объяснены тем, что в глубоководной зоне водоема идет обмен как стабильными, так и радиоактивными нуклидами между донными отложениями и водной средой. Дно водохранилища, являющееся своеобразным депо радионуклидов, может служить источником поступления излучателей в воду. В силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубинными слоями воды не может осуществиться, в придонной части водоема и наблюдается повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs.

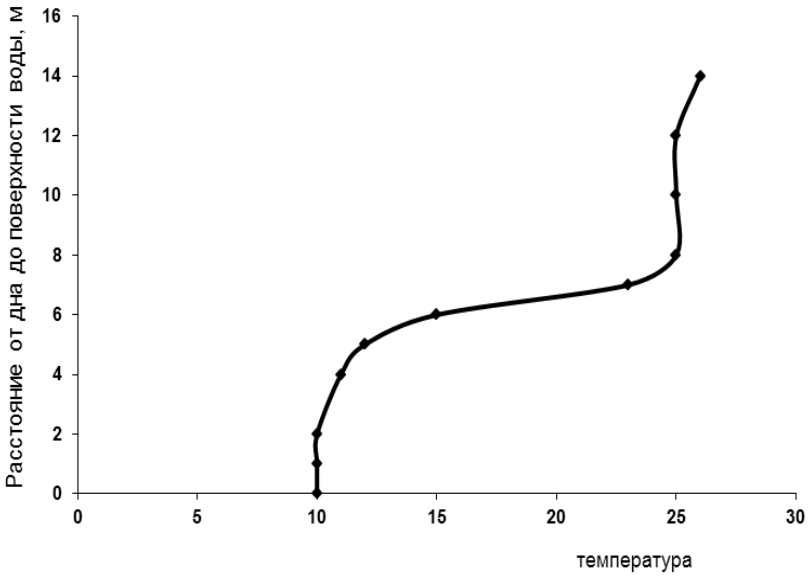


Рисунок 547 – Изменение температуры водной среды в зависимости от глубины. Белоярское водохранилище, район БАЭС. Июль 1988 года

Таблица 290

Вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища, 1988 г.

Место отбора		Содержание радионуклида, $n \cdot 10^{-2}$ Бк/л	
		^{60}Co	^{137}Cs
Нижняя часть водоема	у поверхности	3,4 (3,1÷3,7)	6,9 (5,9÷7,9)
	ниже термоклина	4,4 (4,1÷4,7)	10,0 (8,1÷11,9)
Район БАЭС	у поверхности	1,5 (1,4÷1,6)	3,6 (2,4÷4,8)
	ниже термоклина	2,0 (1,9÷2,1)	5,6 (4,6÷6,6)
Район Щучьего залива	у поверхности	2,8 (2,2÷3,4)	5,7 (5,1÷6,3)
	ниже термоклина	4,3 (3,3÷5,3)	8,2 (6,7÷9,7)

4.2.5. Расчет выноса ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs за пределы водохранилища

Расчет годового выноса исследуемого радионуклида за пределы Белоярского водохранилища можно провести по формуле:

$\mathbf{A_i = C_i \cdot V}$, где

$\mathbf{A_i}$ – количество i-го радионуклида, выносимое за пределы водоема-охладителя за год;

$\mathbf{C_i}$ – усредненная по основным зонам водохранилища концентрация i-го радионуклида в воде;

V – годовой объем воды, сбрасываемый из водохранилища в р.Пышму.

В августе 1985г. была проведена работа по определению содержания ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде центральных участков разных зон акватории водохранилища. Как отмечалось выше, величины концентраций радионуклидов в водной фазе по фарватеру водоема близки для всех исследованных зон водохранилища. На основании данных (рисунок 546) рассчитаны усредненные по основным зонам концентрации исследуемых радионуклидов в воде водохранилища, которые составляют:
для ^{60}Co – $2,5 \cdot 10^{-2}$ Бк/л; для ^{90}Sr – $4,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/л;
для ^{137}Cs – $4,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л.

В 1985 г. по данным Белоярской АЭС величина годового сброса воды составила 195 млн.м^3. Используя это значение и величины усредненных концентраций радионуклидов по водоему, рассчитали вынос ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs из водохранилища.
Для ^{60}Co: $A = 2,5 \cdot 10^{-2}$ Бк/л x $195 \cdot 10^9$ л = $4,9 \cdot 10^9$ Бк;
для ^{90}Sr: $A = 4,3 \cdot 10^{-2}$ Бк/л x $195 \cdot 10^9$ л = $8,4 \cdot 10^9$ Бк;
для ^{137}Cs: $A = 4,4 \cdot 10^{-2}$ Бк/л x $195 \cdot 10^9$ л = $8,6 \cdot 10^9$ Бк

4.2.6. Распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в экспериментальной системе вода-лед

Для того, чтобы количественно оценить распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в системе вода-лед, проведен эксперимент в природных условиях. Специальные полиэтиленовые сосуды, емкостью 4,5 литра помещали в воду в траншеи, прорубленные во льду водоема так, чтобы промораживание воды в них шло естественным путем – сверху вниз. Исследовали три соотношения льда и воды по объему: 1:2; 1:1 и 2:1. Массив льда распиливали на слои толщиной по

два сантиметра. На рисунках 548 и 549 представлены значения коэффициентов очистки льда от радионуклидов (отношение содержания нуклида в воде до образования льда к его концентрации в воде, образовавшейся из растаявшего льда) при различных соотношениях льда и воды. Для ^{60}Co (рисунок 548) эти величины находятся в пределах от 24 до 76 единиц. Максимальные значения коэффициента очистки по данному радионуклиду достигались во втором слое (3-4 см от поверхности льда), минимальные - в верхнем и нижнем слоях. По абсолютным величинам эти параметры убывают в следующем порядке: при соотношении лед : вода = 1:2, при соотношении 1:1 и при соотношении 2:1. Однако, данные различия статистически не достоверны, так как доверительные интервалы значений коэффициентов очистки перекрываются во всех случаях.

Как видно из рисунка 549, коэффициенты очистки льда от ^{137}Cs значительно выше, чем для ^{60}Co и находятся в пределах от 26 до 737 единиц. При этом максимальные значения коэффициентов очистки по ^{137}Cs также достигались во втором слое (3-4 см от поверхности льда), составляя 667-737 единиц, а минимальные – в верхнем слое (26-60 единиц).

Эффект «очистки» льда отмечался рядом исследователей. Так, в работе (Боченин и др., 1978а) было показано, что в мелководном мезодистрофном водоеме озерного типа в зимние месяцы, по мере нарастания толщи льда и уменьшения слоя подледной воды, за счет процессов вымораживания резко увеличивается общая минерализация воды и концентрация в ней ^{90}Sr. Лед при этом оказывается «обедненным минеральными компонентами и «очищенным» от радионуклида. В природных условиях эти коэффициенты очистки составляли 6-13 единиц, а в экспериментальных – от 27 до 77.

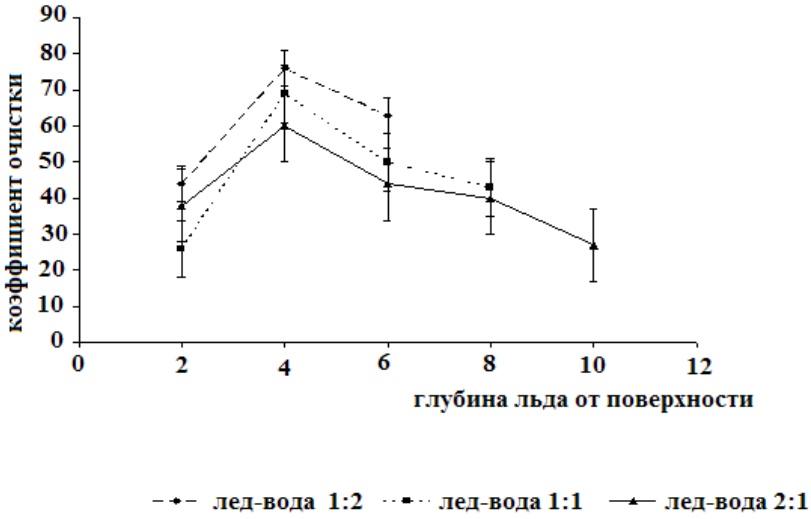


Рисунок 548 – Коэффициенты очистки льда от ^{60}Co

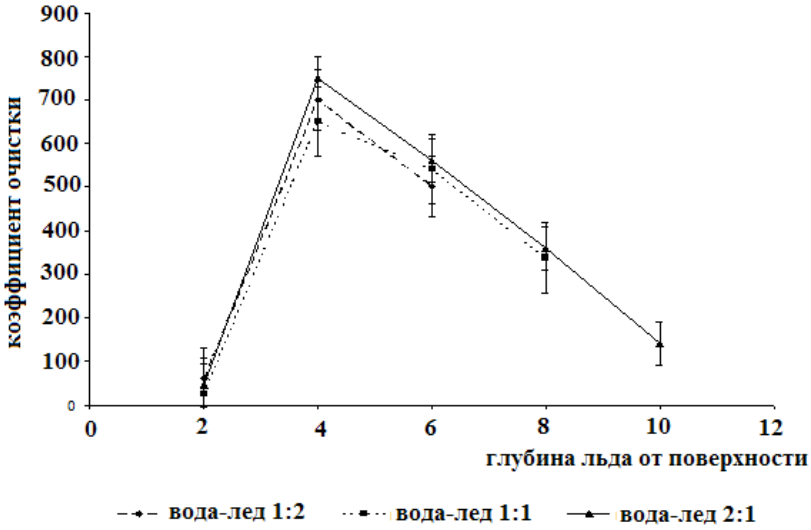


Рисунок 549 – Коэффициенты очистки льда от ^{137}Cs

В работе (Батурин и др., 1978) отмечается, что средние коэффициенты вымораживания по ^{60}Co и ^{137}Cs для слоя льда 10-60 см составляют 320 и 680 единиц, соответственно.

Полученные нами результаты имеют важный практический смысл: в случае загрязнения водоемов ^{60}Co и ^{137}Cs следует использовать воду из растаявшего льда, а не подледную, обогащенную радионуклидами.

4.3. Накопление и распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища

Радионуклиды, поступая в пресные водоемы, поглощаются не только живыми организмами, но и грунтом, а также отмирающими частями водных растений и животных в процессе детритообразования. По сорбционным свойствам донные отложения не уступают почвам, высокая поглотительная способность которых в отношении многих радионуклидов хорошо известна (Куликов, 1971а). Донные отложения активно участвуют в перераспределении нуклидов, поступающих в водоем. Они могут извлекать из воды значительное количество радионуклидов. Водные грунты способны надолго удерживать в себе поглощенные нуклиды, становясь основным источником облучения донных организмов. В связи с наличием в настоящее время в мире значительного числа АЭС и, следовательно, с использованием соответствующего количества водоемов-охладителей, представляет большой интерес исследование влияния температуры водной среды на накопление радионуклидов донными отложениями. К настоящему времени большинство работ по изучению распределения и накопления радионуклидов в водных грунтах выполнено для осколочных нуклидов (Ровинский,

Махонько, 1967; Мешалкина, 1971; Любимова, 1973; Куликов и др.,1977, 1980). Аналогичная информация по коррозионным радионуклидам, в частности, по миграции ^{60}Co в донных отложениях, крайне мала. Поэтому значительное место нами было уделено исследованию накопления ^{60}Co в грунтах пресноводного водохранилища. Также изучено влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами как в природных, так и в экспериментальных условиях.

4.3.1. Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС

Наиболее распространенными типами грунтов в Белоярском водохранилище являются илистый сапропель, затопленная почва и песок. Донные отложения отбирали в пределах наблюдаемой зоны БАЭС и на контрольном участке водоема, расположенном на расстоянии более 10 км от атомной станции – в верхней части водохранилища. Как видно из таблицы 291, всего проанализировано на содержание ^{60}Co – 160 проб, ^{90}Sr – 163 пробы и ^{137}Cs – 167 проб. Свыше 50% образцов, отобранных в наблюдаемой зоне водоема-охладителя, превышают двукратное содержание радионуклидов в контроле. Это свидетельствует о поступлении ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водохранилище в результате многолетней эксплуатации Белоярской АЭС (Чеботина, Трапезников и др.,1988, 1992; Трапезников и др., 1996).

Представляет интерес оценить содержание исследуемых радионуклидов в грунтах наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища на разном расстоянии от АЭС. С этой целью водоем условно разделили на четыре зоны, каждая протяженностью около 4 км (рисунок 550).

Таблица 291

Количество проб, проанализированных на содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах прибрежной части Белоярского водохранилища

Радионуклид	Тип грунта	Контрольный участок	Наблюдаемая зона	
			Всего проб	В том числе превышающих двукратное содержание нуклидов в контроле, %
^{60}Co	Песчаный	13	52	21
	Затопленная почва	13	38	82
	Илистый сапропель	16	28	93
	Всего	42	118	58
^{90}Sr	Песчаный	16	51	6
	Затопленная почва	11	38	32
	Илистый сапропель	16	31	64
	Всего	43	120	57
^{137}Cs	Песчаный	14	55	44
	Затопленная почва	13	39	95
	Илистый сапропель	16	30	93
	Всего	43	124	72

Первая зона включает часть водохранилища от плотины до Теплого залива. Вторая – охватывает акваторию, примыкающую непосредственно к атомной станции, начиная от Теплого залива до устья р.Черемшаны. Третья зона простирается далее в сторону верховье от р.Черемшаны до Щучьего залива, а четвертая – от Щучьего залива до границы десятикилометровой наблюдательной зоны АЭС.

Рисунок 550 – Схема водоема условно разделенная на 4 зоны

Как видно из таблицы 292, концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах четырех условно выделенных зон водоема в большинстве своем статистически достоверно не различается и отличается только в зависимости от типа донных отложений. Ранее было отмечено (рисунок 546), что ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs довольно равномерно распределены в воде различных зон центральной части водохранилища.

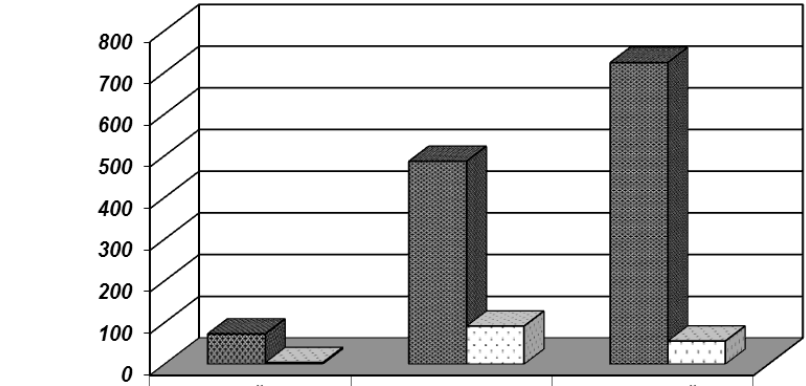
Таблица 292

Концентрация ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах разных зон Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Радионуклид	Объект исследования	Зона водоема-охладителя			
		I	II	III	IV
^{60}Co	Песчаный грунт	27±3	31±4	20±2	23±5
	Затопленная почва	160±20	140±30	130±20	Не опр.
	Илистый сапропель	340±50	Не опр.	610±230	580±120
^{90}Sr	Песчаный грунт	13±3	11±2	13±3	15±4
	Затопленная почва	27±8	34±7	30±5	Не опр.
	Илистый сапропель	51±6	35±24	36±5	42±8
^{137}Cs	Песчаный грунт	87±15	120±20	43±7	41±8
	Затопленная почва	670±150	410±90	380±50	Не опр.
	Илистый сапропель	970±100	Не опр.	610±230	590±120

Очевидно, эти два явления напрямую связаны, что свидетельствует о том, что исследуемые радионуклиды, поступающие в водоем в результате работы АЭС, достаточно равномерно распределяются между водой и грунтами наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища.

На рисунке 551 представлены усредненные значения содержания ^{137}Cs в основных типах донных отложений Белоярского водохранилища за 1985-1987 гг. и 2003-2005 гг. Из анализа приведенных величин следует, что за указанный период времени концентрация радионуклида в затопленной почве уменьшилась в 5,3 раза, в илистом сапропеле – в 13,0 раз, а в песчаном грунте – в 18, 6 раза. Все это несомненно является следствием значительного снижения содержания ^{137}Cs в воде водоема-охладителя, что, в свою очередь, последовало за снятием с эксплуатации первого и второго блока Белоярской АЭС.



	песчаный грунт	затопленная почва	илистый сапропель
1985-1987гг	72,7	486,7	723,3
2003-2005гг	3,91	91,23	55,43

Рисунок 551 – Сравнение концентраций ^{137}Cs в донных отложениях разных зон Белоярского водохранилища (1987 г. и 2003 г.)

4.3.2 .Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах пресноводного водохранилища

Определены коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs для илистого сапропеля, затопленной почвы и песка, отобранных в разных зонах Белоярского водохранилища. Как видно из таблицы 293, для всех типов грунта КН ^{60}Co и ^{137}Cs имеют более высокие значения, чем аналогичные величины, рассчитанные для ^{90}Sr. Так, коэффициенты накопления ^{90}Sr для донных отложений Белоярского водохранилища варьируют в пределах 190-1590, КН ^{137}Cs изменяются от 910 до 22050, а коэффициенты накопления ^{60}Co находятся в пределах от 710 до 25220. В четырех условно выделенных зонах водоема-охладителя КН каждого радионуклида для однотипного грунта довольно близки. В работах (Чеботина, Трапезников и др., 1988, 1992) как и в таблице 293 показано, что значения коэффициентов накопления радионуклидов у илистого сапропеля максимальны и варьируют для ^{60}Co – от 13080 до 25220, для ^{90}Sr – от 610 до 1590, для ^{137}Cs – от 12980 до 22050. Аналогичные величины для затопленной почвы изменяются для ^{60}Co от 4640 до 6150, для ^{90}Sr – от 600 до 840 и для ^{137}Cs – от 8080 до 15230. Для песчаного грунта значения КН минимальны и находятся в следующих пределах: для ^{60}Co – от 710 до 1240, для ^{90}Sr – от 190 до 410, ^{137}Cs – от 910 до 2610. Повышенное накопление радионуклидов илистым сапропелем и затопленной почвой, видимо, связано с большей емкостью поглощения и прочностью фиксации нуклида в этих видах донных отложений, богатых органическими соединениями. Они с успехом могут быть использованы в качестве индикаторов радиоактивного загрязнения водных экосистем и, в частности, водоемов-охладителей АЭС. В целом же, по зонам водохранилища

значения КН радионуклидов для каждого типа грунта близки и в большинстве случаев статистически достоверно друг от друга не отличаются, что так же подчеркивает равномерность распределения нуклидов в донных отложениях наблюдаемой зоны.

Таблица 293

Коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах разных зон Белоярского водохранилища (на сух. массу)

Радионуклид	Грунт	Зона водоема-охладителя			
		I	II	III	IV
^{60}Co	Песчаный грунт	1040±110	1240±160	710±71	1000±220
	Затопленная почва	6150±770	5600±1200	4640±710	Не опр.
	Илистый сапропель	13080±1920	Не опр.	21790±8210	252200±5220
^{90}Sr	Песчаный грунт	410±90	190±30	300±70	370±100
	Затопленная почва	840±250	600±120	680±110	Не опр.
	Илистый сапропель	1590±190	610±420	820±110	1050±200
^{137}Cs	Песчаный грунт	1980±370	2610±430	910±150	1020±270
	Затопленная почва	15230±3410	8910±1960	8080±1060	Не опр.
	Илистый сапропель	22050±2270	Не опр.	12980±4890	14750±3000

4.3.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями в природных и экспериментальных условиях

Исследование влияния подогретых вод на поглощение радионуклидов грунтами имеет важное научное и практическое значение в связи с использованием некоторых континентальных водоемов для удаления избытка тепла и, частично, радиоактивных сбросов при эксплуатации атомных электростанций (Гусев и др., 1978; Куликов, 1978). Однако, к настоящему времени роль температурного фактора в процессах накопления радионуклидов грунтами изучена мало (Сафонова и др., 1978; Марчюленене и др., 1982).

С целью выяснения влияния температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами Белоярского водохранилища были проведены лабораторные эксперименты и натурные исследования. Лабораторные опыты проводили на двух типах грунтов – песчано-илистом и илистом сапропеле (Чеботина, Трапезников, Трапезникова, 1988; Чеботина, Трапезников и др., 1992). Диапазон температур составлял: 10°С, 24°С и 38°С. Как показали эксперименты (рисунок 552), коэффициенты накопления ^{60}Co для песчано-илистого грунта к 32-м суткам опыта достигают, соответственно, 773, 2305 и 3978 единиц при температуре воды 10°С, 24°С и 38°С. Отсюда следует, что увеличение температуры водной среды на 28°С приводит к возрастанию коэффициентов накопления этого радионуклида у песчано-илистого грунта примерно в 5,1 раза. Для илистого сапропеля КН ^{60}Co к 32-м суткам опыта составляют, соответственно, 1724, 8750 и 13670 при температурах 10°С, 24°С и 38°С. Таким образом, повышение температуры воды на 28°С приводит к увеличению коэффициента накопления нуклида в 7,9 раза. Значения коэффициентов накопления ^{60}Co для илистого сапропеля, зафиксированные в эксперимен-

те, в несколько раз превышают таковые для песчано-илистого грунта. На этом же рисунке показано, что коэффициенты накопления ^{137}Cs для песчано-илистого грунта на 32 сутки эксперимента лежат в пределах, 1000-2000 единиц. Для данного типа грунта они одинаковы во всем диапазоне температур.

В натурных условиях оценен возможный вклад температурного фактора в накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs основными типами грунтов Белоярского водохранилища. Как показали результаты многолетних наблюдений содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Теплого залива в среднем в 1,5-2 раза выше, чем в контрольном (по температурному фактору) районе – Щучьем заливе, что, по-видимому, связано с дополнительным поступлением этих радионуклидов с водой от расположенного поблизости промливневого канала Белоярской АЭС.

В то же время, концентрация ^{90}Sr в воде обоих районов практически одинакова. Как видно из таблицы 294, коэффициенты накопления ^{60}Co и ^{137}Cs для грунтов

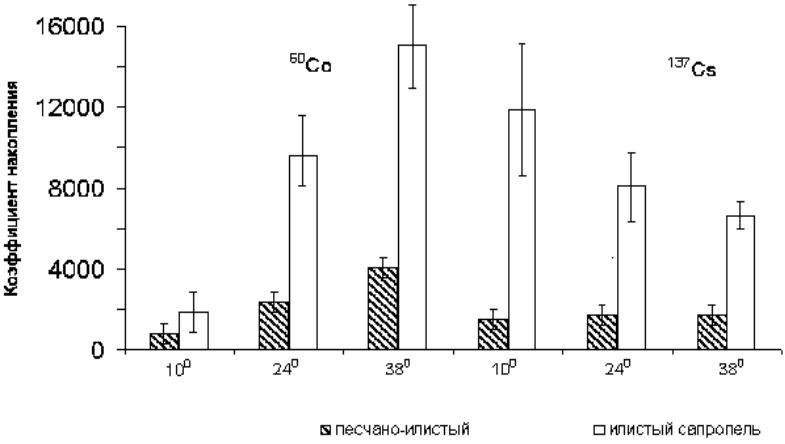


Рисунок 552 – Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs песчано-илистым грунтом и илистым сапропелем при разной температуре

Таблица 294

Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs грунтами на Теплом и Щучьем заливах

Тип грунта	Коэффициент накопления ^{60}Co		Коэффициент накопления ^{90}Sr		Коэффициент накопления ^{137}Cs	
	Теплый залив	Щучий залив (контроль)	Теплый залив	Щучий залив (контроль)	Теплый залив	Щучий залив (контроль)
Песчаный	1260±170	360±30	220±30	330±80	2590±280	240±40
Песчано-илистый	27060	1170±80	240±30	250±40	11500±840	8890±200
Затопленная почва	37520±5070	900±70	нет	нет	36250±5790	1710±730
Илистый сапропель	88570±13860	8080±960	1430±330	1030±70	25140±10440	2280±100

Теплого залива значительно выше, чем в контроле, тогда как эти показатели по ^{90}Sr практически одинаковы для грунтов обоих районов водохранилища. Последнее свидетельствует о том, что температурный фактор, не оказывающий влияния на накопление ^{90}Sr в условиях лабораторного аквариума (Чеботина, Трапезников, Трапезникова, 1986), также не влияет на поглощение нуклида и в природных условиях. Поскольку поглощение ^{137}Cs грунтами в условиях лабораторных экспериментов практически не зависит от температуры (по данным этой же работы), повышенное накопление его в Теплом заливе следует отнести за счет дополнительного поступления в водоем в результате работы АЭС. В случае ^{60}Co эффект обусловлен совместным влиянием температурного фактора и повышенной концентрацией радионуклида в воде Теплого залива.

Таким образом, повышение температуры водной среды приводит к увеличению накопления ^{60}Co у всех исследованных типов грунтов как в лабораторных, так и в природных условиях.

4.3.4. Сравнительная характеристика накопления ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co затопленной почвой пресноводного водохранилища

Большой интерес представляет сравнительное исследование процессов аккумулирования донными отложениями радионуклидов и их стабильных изотопов в природных условиях. На примере ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co изучено накопление этих нуклидов грунтами водоема-охладителя. В августе, в течение трех полевых сезонов (1976-1978гг.) образцы затопленной почвы отбирали на Теплом заливе Белоярского водохранилища. В этих пробах

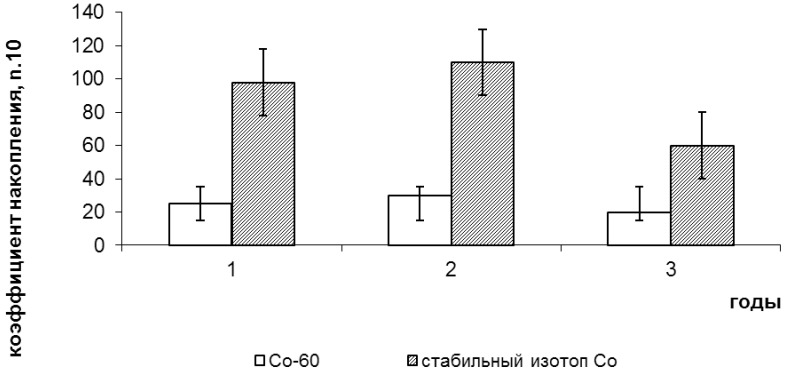
определяли содержание и коэффициенты накопления радиоактивного и стабильного изотопов кобальта. Как видно из таблицы 295, содержание стабильного Co в исследуемом грунте варьирует незначительно (от 13,6 мг/кг сух. массы до 18,6 мг/кг сух.массы); крайние значения отличаются в 1,4 раза. В гораздо большей степени изменяется концентрация ^{60}Co в затопленной почве (от 2,8 кБк/кг до 15,5 кБк/кг). В этом случае максимальная величина содержания радионуклида превышает минимальную в 5,5 раз, что можно объяснить неравномерным поступлением ^{60}Co в водохранилище во времени при эксплуатации Белоярской АЭС.

Из рисунка 553 видно, что коэффициенты накопления ^{60}Co находятся в пределах от 18000 до 29000, а стабильного изотопа кобальта – варьируют от 62000 до 109000. Следовательно, коэффициенты накопления радионуклида меньше, чем аналогичные величины для Co в 3,6 раза. Повышенное накопление стабильного кобальта можно объяснить тем, что для него коэффициенты накопления достигают предельных значений, к которым в равновесных условиях должны приближаться коэффициенты накопления ^{60}Co.

Таблица 295

Содержание ^{60}Co и стабильного изотопа Co в затопленной почве (Белоярское водохранилище, Теплый залив)

Параметр	Время отбора проб		
	1976 г.	1977 г.	1978 г.
Концентрация ^{60}Co, кБк/кг сухой массы	15,5 (11,2÷13,8)	6,5 (5,7÷7,3)	2,8 (1,7÷3,9)
Концентрация Co, мг/кг сухой массы	18,6 (16,1÷21,1)	14,2 (9,9÷18,5)	13,6 (9,6÷17,6)



1 – 1976 год, 2 – 1977 год, 3 – 1978 год
Рисунок 553 – Накопление ^{60}Co и стабильного изотопа Co затопленной почвой. Белоярское водохранилище, Теплый залив

4. 4. Уровни содержания и накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах Белоярского водохранилища

В предыдущем разделе рассмотрены вопросы, связанные с распределением и накоплением ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях водохранилища. Другим важнейшим компонентом пресноводной экосистемы являются водные растения, которые продуцируют основную массу органического вещества водоемов. Большое разнообразие форм и высокая продуктивность водной растительности создают условия для значительного воздействия ее на судьбу радиоактивных и стабильных изотопов химических элементов в континентальных водоемах (Куликов, Молчанова, 1975; Трапезников, Трапезникова, 1979; Трапезников, 1983; Трапезников и др.,1983; Чеботина и др., 1986; Куликов, Чеботина, 1988; Любимова и др., 1989; Трапезников, 1990; Чеботина и др., 1992; Trapeznikov e.a., 1993a;

Трапезникова и др., 1993; Трапезников и др.,1996). Роль представителей пресноводной флоры в процессах концентрирования радионуклидов из водной среды впервые была отмечена в работе (Вернадский, 1930).

Одной из основных задач настоящей работы является исследование накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями в условиях естественного водоема. На двух видах макрофитов – элодее и роголистнике темнозеленом изучена сезонная динамика накопления радионуклидов. В природных и экспериментальных условиях исследовано влияние температуры водной среды на накопление этого нуклида пресноводными растениями. Количественно оценены уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в ряде представителей гидрофлоры, произрастающей в разных участках водоема-охладителя Белоярской АЭС.

В целом, накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs представителями пресноводной ихтиофауны к настоящему времени изучено в меньшей степени, чем пресноводными растениями. Это связано с методическими трудностями содержания рыб в условиях лабораторного эксперимента и меньшей их доступностью для радиоэкологического изучения в природных условиях. Вместе с тем имеющийся материал по сравнительному изучению накопления исследуемых радионуклидов представителями водных растений и ихтиофауны показывает, что рыбы обладают значительно более низкими коэффициентами накопления (Марей, 1976).

Прежде всего следует подчеркнуть крайнюю немногочисленность литературных данных по накоплению ^{60}Co в пресноводных рыбах в природных условиях (Ильенко и др., 1977; Гущин и др.,1984). Это объясняется не только ограниченным числом водоемов, подверженных загрязнению коррозионными радионуклидами, но и чисто аналитическими трудностями определения ^{60}Co в представителях

пресноводной ихтиофауны, связанными с низкой концентрацией этого нуклида в организме рыб, зачастую находящейся на грани предела обнаружения. Так же мало данных в опубликованной литературе о содержании стабильного изотопа кобальта в пресноводных рыбах (Дробот, 1981). Тем не менее, информация в опубликованной литературе о содержании стабильного изотопа кобальта в ихтиофауне представляет большой интерес, так как рыбы являются важным звеном пищевой цепи, замыкающейся непосредственно на человеке.

Не меньший интерес вызывает влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs организмами рыб, учитывая, что представители ихтиофауны, обитающие в водоемах-охладителях АЭС, находятся под воздействием подогретых вод, прошедших через систему охлаждения электростанции.

4.4.1.Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами пресноводного водохранилища

Большинство работ по изучению накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями выполнено в условиях лабораторного эксперимента. При этом накопительную способность радионуклидов растениями оценивали величиной коэффициента накопления (КН), отражающей отношение концентрации нуклида в растении к содержанию его в окружающей водной среде (Тимофеева-Ресовская, 1963; Гилева, 1964; 1965; Abdelmalik e.a., 1973; Paoletti e.a., 1973; Фурника и др., 1974; Боченин, Чеботина, 1975; Bartoli, Pacella, 1975; Furnica e.a., 1975; Aoyama e.a., 1976; Боченин и др., 1978б; Любимова, 1978; Чеботина, 1978; Куликов и др., 1979; Чеботина и др., 1979; Amiard-Triquet, 1979; El-Shinawy, Abdelmalik, 1980). Такие опыты,

как правило, проводили в течение 15-30 суток. Значительно меньшее число работ по накоплению данных радионуклидов водными растениями проведено в природных условиях. Так, Офель и Фрэзер (Ophel,Fraser, 1971) исследовали в 1965 - 1970 гг. накопление ^{60}Co десятью видами пресноводных макрофитов, обитающих в озере Перч (Канада). Значения коэффициентов накопления радионуклида, рассчитанные на сырую массу, варьировали от 20 у Potederia cordata до 2790 у Potamogeton pusillus. Величина КН у роголистника темнозеленого составила 1060. В работе (Smedile, Queirazza, 1976) приводятся данные о наблюдении ^{60}Co перифитоном в 1971-1972 гг. в реке По (Италия). Коэффициенты накопления этого нуклида также в расчете на сырую массу изменяются от 2970 до 7164.

Накопление ^{90}Sr макрофитами в природных условиях детально (для более чем 30 видов) исследовано в работах (Левина, Любимова, 1971; Куликов и др., 1977). Показано, что значения КН, рассчитанные на сухую массу, варьируют от 25 единиц у Phragmites communis до 3665 у Nitella opaca.

Такое же обширное исследование накопления ^{137}Cs водными растениями в природных условиях (для более чем 30 видов) описано в работах (Куликов, Молчанова, 1975; Куликов и др., 1977).

В работе (Чеботина, Трапезников и др., 1992) приведены значения коэффициентов накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs для доминирующих видов растений наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища. Как видно из таблицы 296, величины коэффициентов накопления ^{60}Co в среднем заметно выше, чем аналогичные значения для ^{90}Sr и ^{137}Cs.

Для оценки реальной радиоэкологической обстановки на любом водоеме важно знать, насколько соответствуют значения коэффициентов накопления радионуклидов у водных растений в природных условиях и в лабораторном эксперименте.

Таблица 296

Коэффициенты накопления радионуклидов для доминирующих видов растений наблюдаемой зоны Белоярского водохранилища (на сухую массу)

Вид растений	Число проб	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Рдест гребенчатый	23-27	3880±290	560±50	750±70
Рдест пронзеннолистный	33-35	3600±240	1720±160	750±60
Рдест блестящий	7-9	1750±140	1160±230	780±140
Рдест сплюснутый	5	3480±410	490±90	880±70
Элодея	16-21	6070±710	1260±90	2130±190
Телорез	5	5120±570	-	870±190
Ряска малая	3	5760±580	-	660±80
Кладофора	40	6400±370	-	2620±170
Роголистник	4	8100±410	-	1050±60
Лютик водный	2	5060±90	-	2490±120
Рогоз	12	1030±120	-	310±40
Белокрыльник	2	390±30	-	190±20
Камыш	2	630±20	-	690±50
Уруть	2	1340±170	-	720±10
Среднее		3760±100	1040±60	1060±30

С этой целью определены коэффициенты накопления ^{60}Co для 14 видов пресноводных растений в природных и экспериментальных условиях. Все расчеты проводили на сухую массу, так как это позволяет более точно сопоставлять данные. Для того, чтобы измерить сырую массу растений, необходимо предварительно удалить лишнюю влагу с помощью фильтровальной бумаги. Это можно сделать после транспортировки образцов в стационарные условия. Само время от момента отбора проб до измерения их сырой массы влияет на степень обводненности растений, что вносит помехи в расчеты.

Из рисунка 554 видно, что значения КН радионуклида в природных и лабораторных условиях достаточно близки между собой. В целом, представленные данные свидетельствуют о достаточно высокой подвижности ^{60}Co в системе вода-растения, поскольку равновесие в большинстве случаев в экспериментальных условиях достигается за время проведения опыта (32 суток). На этом же рисунке приведены усредненные значения коэффициентов накопления стабильного изотопа ^{59}Co для четырех видов высших водных растений, полученные в натурных условиях. Из сравнения КН радиоактивного и стабильного изотопов кобальта видно, что последние величины выше, но различия эти не всегда достоверны. Поэтому, мы можем говорить только о тенденции к различию коэффициентов накопления, что обусловлено тем, что КН стабильного изотопа ^{59}Co определены в природной экосистеме для химического элемента, присутствующего в ней постоянно и, следовательно, находящегося в условиях установившегося равновесия. Такие значения коэффициентов накопления можно считать предельными.

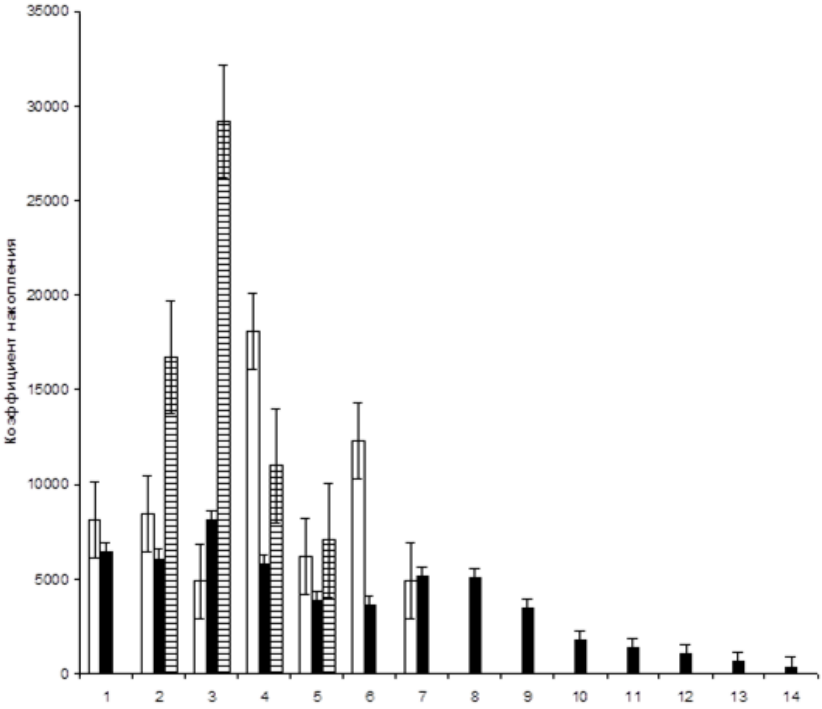


Рисунок 554 – Накопление ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co макрофитами в природных и лабораторных условиях

КН ^{60}Co в экспериментальных условиях
КН ^{60}Co в природных условиях
КН ^{59}Co в природных условиях

Водные растения:

1 – Кладофора; 2 – Элодея; 3 – Роголистник темнозеленый;
4 – Ряска малая; 5 – Рдест гребенчатый;
6 – Рдест пронзеннолистный; 7 – Телорез;
8 – Лютик водяной; 9 – Рдест сплюснутый;
10 – Рдест блестящий; 11 – Уруть колосистая;

Прибрежно-водные растения:

12 – Рогоз широколистный; 13 – Камыш озерный;
14 – белокрыльник болотный

Выше было показано, что для большинства исследованных водных растений коэффициенты накопления ^{60}Co в лабораторных и природных условиях довольно близки или находятся в пределах одного порядка величин. Как видно из рисунка 555, коэффициенты накопления ^{137}Cs в природных условиях, как правило, выше, чем в экспериментальных. Это может быть объяснено разным временем, необходимым для установления изотопного равновесия в системе вода-водные растения в природных и лабораторных условиях для ^{60}Co – с одной стороны и для ^{137}Cs – с другой. Тем не менее, отмеченные различия необходимо учитывать в тех случаях, когда приходится использовать данные лабораторных экспериментов для оценки конкретной радиоэкологической ситуации в естественных водоемах.

Представляет интерес оценить накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями гидрофлоры в зависимости от экологической группы, к которой принадлежит данный вид растений. Мы разделили изучавшиеся макрофиты на две группы:

1) водные растения (элодея, роголистник темнозеленый, ряска малая, рдест гребенчатый, рдест пронзенно-листный, рдест сплюснутый, рдест блестящий, телорез обыкновенный, лютик жестколистный, уруть колосистая);

2) прибрежно-водные растения (рогоз широколистный, камыш озерный, белокрыльник болотный).

Как видно из таблицы 297, способность аккумулировать ^{60}Co и ^{137}Cs значительно выше у первой группы растений. Так, средняя величина коэффициентов накопления ^{60}Co для водных растений составляет 4595 единиц, а для прибрежно-водных – 682. Аналогичные значения для ^{137}Cs составляют 1245 и 397 единиц, соответственно.

Отмеченные различия, очевидно, связаны с тем, что водные макрофиты целиком или основной своей частью

находятся в воде и обладают, таким образом, гораздо большей поглощающей поверхностью, чем прибрежно-водные растения, значительная часть которых находится в воздушной среде.

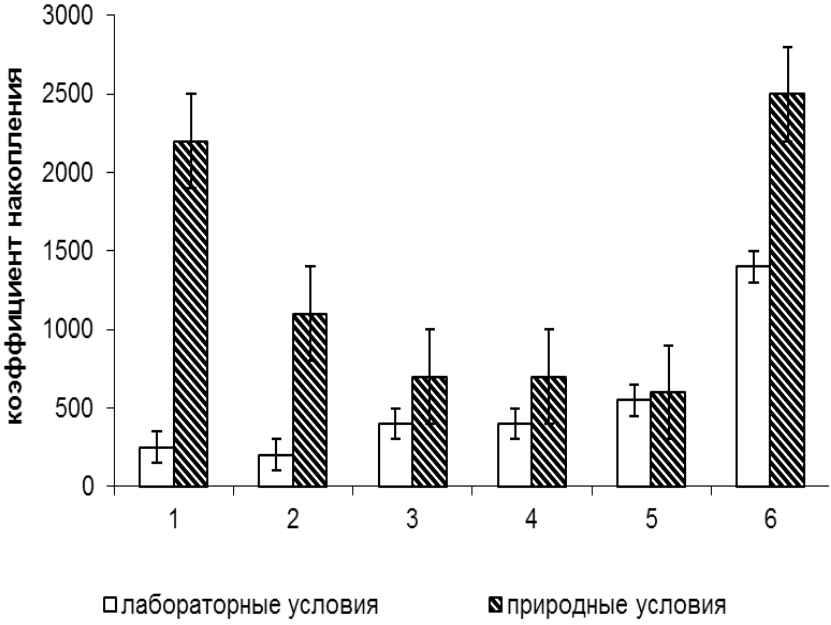


Рисунок 555 – Накопление ^{137}Cs макрофитами в природных и лабораторных условиях

1 – элодея; 2 – роголистник;
3 – рдест гребенчатый;
4 – рдест пронзеннолистный;
5 – ряска малая; 6 – кладофора

Таблица 297

Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs растениями Белоярского водохранилища, относящихся к различным экологическим группам

Экологическая группа	Вид растений	Число проб	Коэффициент накопления	
			^{60}Co	^{137}Cs
Водные растения	Элодея	21	6070±711	2130±190
	Роголистник темнозеленый	24	8100±410	1050±60
	Уруть колосистая	2	1338±172	720±10
	Рдест пронзеннолистный	35	3596±244	750±60
	Рдест сплюснутый	5	3476±414	880±70
	Рдест гребенчатый	27	3878±294	750±70
	Рдест блестящий	9	1753±144	780±140
	Лютик жесколистый	2	5056±88	2490±120
	Кладофора	40	6400±371	2620±170
	Телорез	5	5118±574	870±190
	Ряска малая	3	5757±584	660±80
	Среднее:		4595±675	1245±196
Прибрежно-водные растения	Рогоз широколистный	12	1031±124	310 ±40
	Белокрыльник болотный	2	387±28	190 ±20
	Камыш озерный	2	628±23	690±50
	Среднее:		682±271	397±210

4.4.2. Сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями

В предыдущем разделе было отмечено, что коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs у исследованных видов пресноводных растений достигают значительных величин. Но, к сожалению, в литературе практически нет данных, свидетельствующих о сезонных изменениях накопления ^{60}Co макрофитами в природных условиях да и информации о наличии таких зависимостей для других радионуклидов мало (Кулебакина, Поликарпов, 1970; Лейнерте, Вадзис, 1972; Лейнерте и др., 1973; Мурзина и др., 1976; Боченин и др., 1978).

Нами исследована сезонная динамика накопления ^{60}Co двумя широко распространенными на Урале пресноводными растениями – элодеей и роголистником темнозеленым (Трапезников, 1983). Работа проведена на Теплом заливе Белоярского водохранилища, куда сбрасываются подогретые воды атомной станции и который не замерзает даже зимой. Это позволяет использовать элодею, вегетирующую почти круглогодично, для исследования сезонной динамики накопления радионуклидов. Роголистник темнозеленый вегетирует на Теплом заливе пять месяцев в году (с мая по сентябрь) и также может быть использован для этой цели. Пробы растений и воды отбирали ежемесячно в трех повторностях. На рисунке 556 а, иллюстрирующем динамику коэффициентов накопления ^{60}Co у элодеи, видны два четких летних максимума – в июле 1976 г. (31000) и в июле 1977 г. (34000). Такая же картина характерна и для накопления ^{60}Co роголистником темнозеленым (рисунок 556 *б*). Наибольшие значения КН радионуклида наблюдаются в июле 1976 г. (58000) и в июле 1977 г. (54000).

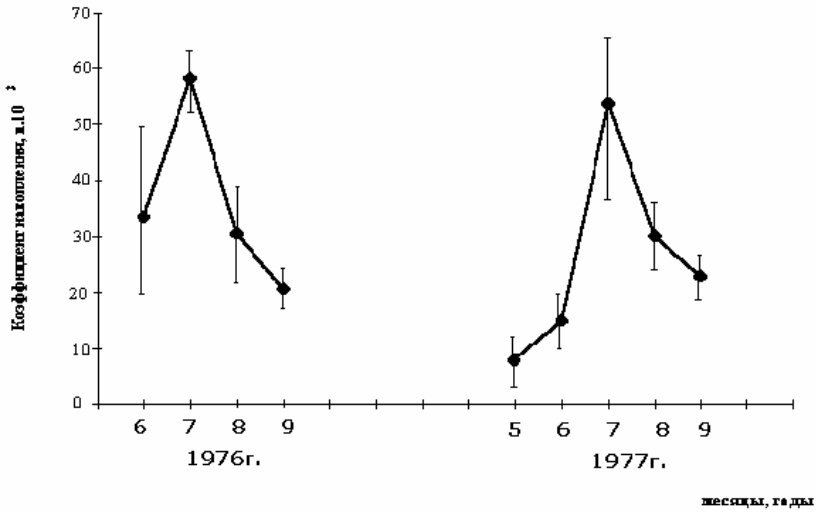


Рисунок 556 а – Накопление ^{60}Co роголистником темнозеленым. Теплый залив, 1976-1977 гг.

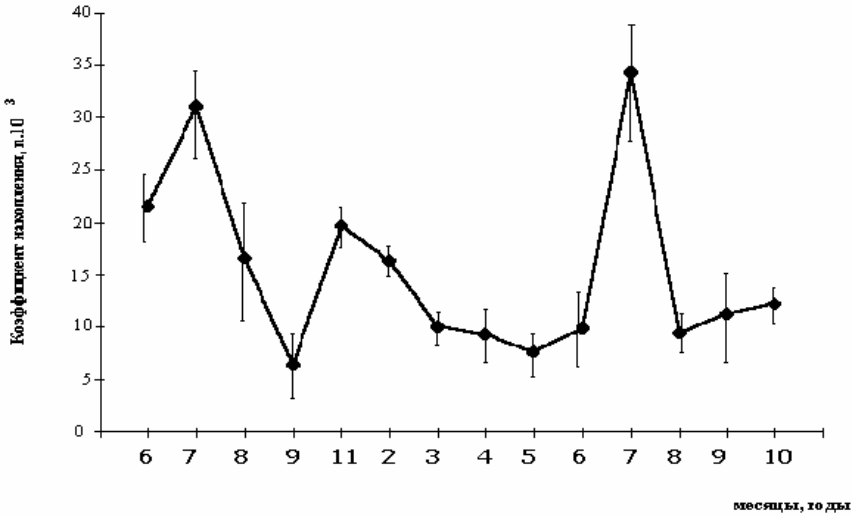


Рисунок 556 б – Накопление ^{60}Co элодеей. Теплый залив, 1976-1977 гг.

Ранее было отмечено подобное возрастание накопления ^{90}Sr водной растительностью в летние месяцы (Мурзина и др., 1976; Боченин и др., 1978). Авторы объясняют это увеличением биологической активности растений в летний период. Возможно, эти процессы связаны с подогревом воды, поскольку в июле температура воды на Теплом заливе Белоярского водохранилища обычно достигает наивысших значений, а результаты как лабораторных экспериментов, так и природных наблюдений (Куликов и др., 1978; Трапезников и др., 1983) показывают, что с повышением температуры накопление большинства радионуклидов гидробионтами, в том числе и водными растениями, увеличивается.

Из представленных рисунков также видно, что значения коэффициентов накопления у элодеи и роголистника темнозеленого в природных условиях могут изменяться в зависимости от сезона года в 5-6 раз, достигая максимальных величин в летние месяцы. Представляют интерес результаты многолетних исследований уровней содержания ^{137}Cs в растениях, произрастающих в зоне сброса подогретых вод Белоярской АЭС (Чеботина, Трапезников и др., 1992). Из рисунка 557 видно, что с 1976 г. по 1981 г. наблюдаются два четких пика, когда концентрация радионуклида в растениях существенно возрастает (ноябрь 1976г. – февраль 1977 г. и ноябрь-декабрь 1979 г.). С нашей точки зрения, отмеченное увеличение содержания ^{137}Cs в растениях объясняется не столько физиологическими причинами, как это имело место в случае с ^{60}Co, сколько изменением содержания радионуклида в результате работы АЭС. В работе (Чеботина, Трапезников и др.,1986) исследована сезонная динамика содержания ^{90}Sr, Ca и суммы зольных элементов элодеей в зависимости от сезона года.

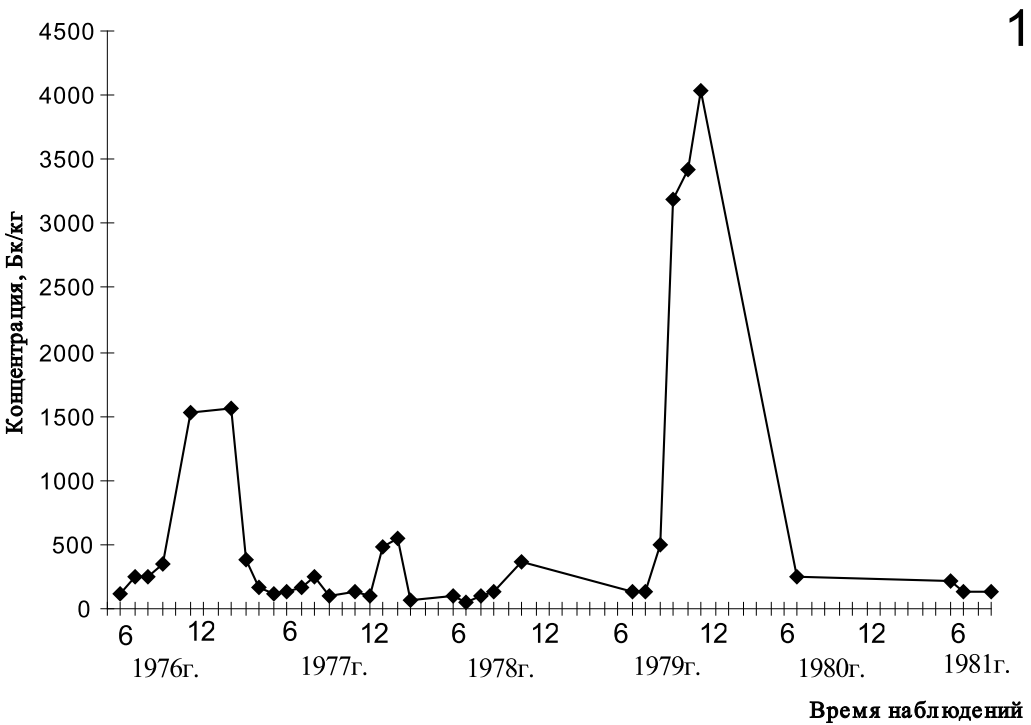


Рисунок 557 (1) – Концентрация ^{137}Cs в элодее Теплого залива Белоярского водохранилища в период с 1976 г. по 1981 г.

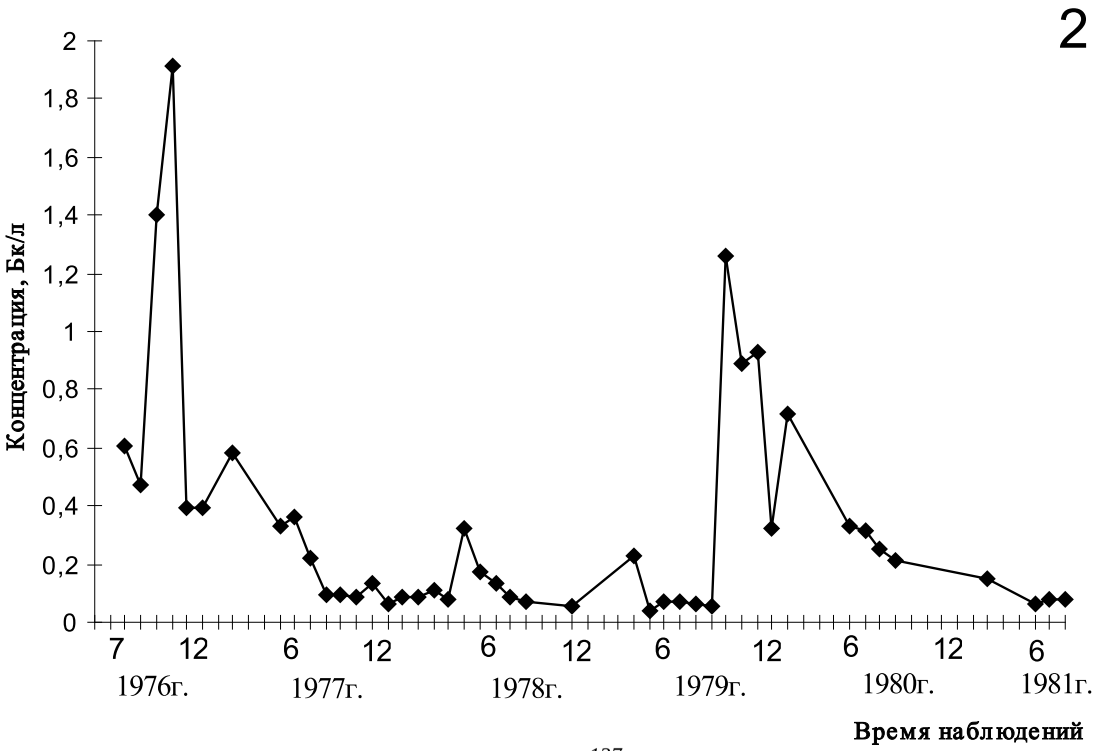


Рисунок 557 (2) – Концентрация ^{137}Cs в воде Теплого залива Белоярского водохранилища в период с 1976 г. по 1981 г.

Работа проводилась на Теплом заливе Белоярского водохранилища в 1976-1978 гг. Показано, что накопление радионуклида этим видом подчиняется четкому сезонному ритму. Следует подчеркнуть, что синхронно накапливаются элодеей как ^{90}Sr, так и Ca, а также сумма зольных элементов. Для них пики максимального накопления приходятся, как правило, на сентябрь. В зимние месяцы (декабрь-февраль) содержание указанных элементов в растениях характеризуется наиболее низкими показателями.

4.4.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями

При эксплуатации атомных электростанций в водоемы-охладители поступают подогретые воды, прошедшие систему охлаждения АЭС. В целом, проблема влияния термальных вод на поведение радионуклидов в гидробионтах изучена недостаточно. Известны лишь отдельные работы, выполненные преимущественно в условиях лабораторного эксперимента, которые указывают на увеличение накопления радионуклидов гидробионтами при повышении температуры воды (Гусев и др., 1971; Ляпин и др., 1971; Грачев, 1977; Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978). Нашей задачей было выяснить степень влияния температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs типичными представителями высших водных растений – элодеей, роголистником темнозеленым, ряской малой, рдестом гребенчатым, рдестом пронзеннолистным, а также нитчатой водорослью кладофорой. Исследование проводили как в природных, так и в экспериментальных условиях.

Для изучения влияния температурного фактора на накопление радионуклидов в природных условиях в каче-

стве примера было исследовано в динамике аккумулирование ^{60}Co элодеей. На Белоярском водохранилище были выбраны два участка: Теплый залив и взятый в качестве контрольного – Щучий залив, находящийся примерно в 8 километрах от места сброса подогретых вод. Разница температур между заливами составляет в летнее время 6-7°С. Исследованиями (Любимова, 1981; Любимова и др., 1983) показано, что водоем однороден по содержанию основных катионов и анионов в воде. Это позволяет предположить, что основным фактором, который может влиять на возможные различия в величинах КН, будет температура водной среды. Работа проводилась в течение трех полевых сезонов (июль - сентябрь) в 1976г., 1977 г. и 1978 г. (Трапезников, 1990). Из представленных в таблице 298 данных видно, что для каждой временно́й точки характерно превышение коэффициентов накопления ^{60}Co у растений, отобранных на Теплом заливе, в 1,5-2,8 раза по сравнению с КН у макрофитов, произрастающих на Щучьем заливе. В среднем коэффициенты накопления радионуклида у элодеи из района сброса подогретых вод АЭС в 4,9 раза выше подобных значений у растений с контрольного участка.

В работе (Чеботина, Трапезников и др., 1992) представлены данные по накоплению ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Ca и K элодеей в зоне подогрева и контрольном районе Белоярского водохранилища. На рисунке 558 приведены усредненные за 1976-1978 гг. коэффициенты накопления исследуемых радионуклидов, а также Ca и K для элодеи, отобранной на Теплом и Щучьем заливах. Выше было отмечено значительное влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co элодеей в природных условиях. Указанное обстоятельство можно объяснить тем, что кобальт – легко гидролизующийся элемент.

Таблица 298

Накопление ^{60}Co элодеей на Теплом и Щучьем заливах

Время отбора проб	Коэффициент накопления ^{60}Co		КН ^{60}Co (Т.з.)*
	Теплый залив	Щучий залив	КН ^{60}Co (Щ.З)**
1976 г.			
июнь	21498 (16500÷26500)	1678 (1397÷1959)	12,8
июль	31059 (27727÷34391)	9460 (8630÷10290)	3,3
август	16505 (27727÷34391)	3794 (3353÷4235)	4,4
сентябрь	6372 (5512÷7232)	4208 (3278÷5138)	1,5
1977 г.			
июнь	9914 (6042÷13786)	2413 (2262÷2564)	4,1
июль	34243 (24227÷41259)	10086 (8868÷11302)	3,4
август	9425 (8658÷10192)	1335 (1115÷1555)	7,1
сентябрь	11261 (7847÷14675)	1726 (1453÷1999)	6,5
1978 г.			
июль	10544 (8181÷12907)	1898 (1629÷2167)	5,6
август	5371 (3278÷7464)	2066 (1564÷2568)	2,6
сентябрь	4572 (3487÷5657)	1884 (1605÷2093)	2,4
			среднее: 4,9

*- (Т.з.) - Теплый залив

** - (Щ.з.) - Щучий залив

Тогда, при повышении температуры водной среды устойчивость в растворе гидролизных форм кобальта снижается и возрастает возможность их осаждения на поверхности растительных тканей (Шведов, Патин, 1968; Криволуцкий и др., 1988). Влияние температуры на накопление макрофитами ^{90}Sr и ^{137}Cs в условиях Белоярского водохранилища проявляется в значительно меньшей степени: в зоне подогрева воды коэффициенты накопления увеличились всего лишь на 18-20%, но и эти различия статистически недостоверны, как недостоверна также разница в накоплении элодеей калия. Коэффициенты накопления кальция в районе сброса подогретых вод в среднем на 40% выше, чем на контрольном участке водоема.

В лабораторных условиях изучено накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs шестью видами пресноводных растений: элодеей, роголистником темнозеленым, ряской малой, рдестом гребенчатым, рдестом пронзеннолистным и кладофорой при 12° С и 28°С (Трапезников и др.,1983).

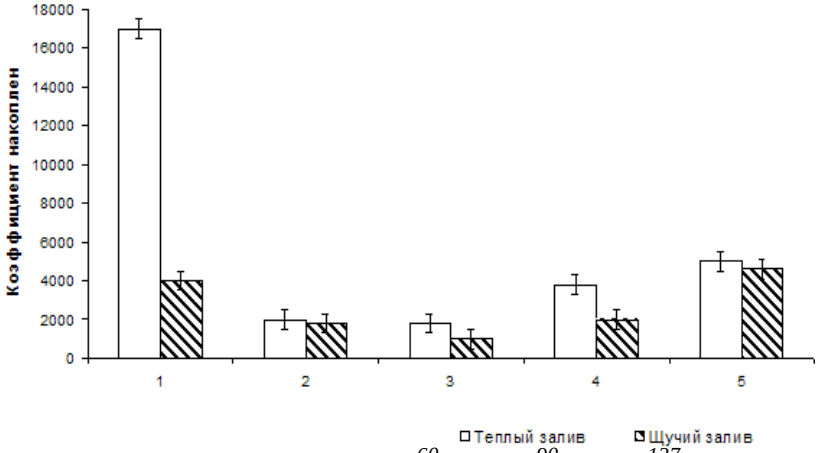


Рисунок 558 – Накопление ^{60}Co (1), ^{90}Sr (2), ^{137}Cs (3), Ca (4) и K (5) элодеей на Теплом и Щучьем заливах Белоярского водохранилища

Рассмотрим динамику накопления ^{60}Co водными растениями на примере элодеи (рисунок 559). До шестнадцатых суток с момента начала опыта значения коэффициентов накопления возрастают и достигают 8000 при 12°С и 34000 при 28°С. С 16 по 32 сутки устанавливается равновесное состояние: величины КН радионуклида не изменяются. В течение всего хода эксперимента коэффициенты накопления нуклида у элодеи при 28°С статистически достоверно отличаются от КН при 12°С, превышая последние в 3,8 - 4,4 раза (в среднем - в 4,0 раза). Накопление ^{60}Co другими водными растениями в динамике принципиально не отличается от рассмотренного случая, поэтому, на рисунке 560 приведены значения коэффициентов накопления радионуклида на конец опыта (32 сутки). Как видно из этого рисунка КН ^{60}Co у всех исследованных видов при 28°С достоверно отличаются от аналогичных значений при 12°С и превышают последние у рдеста пронзеннолистного в 1,7 раза, рдеста гребенчатого в 1,8 раза, кладофоры – в 2,1 раза, ряски малой – в 3,0 раза, элодеи - в 3,8 раза и роголистника темнозеленого – в 4,7 раза.

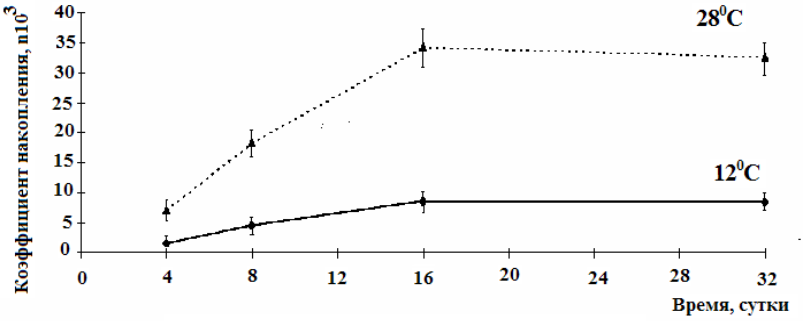
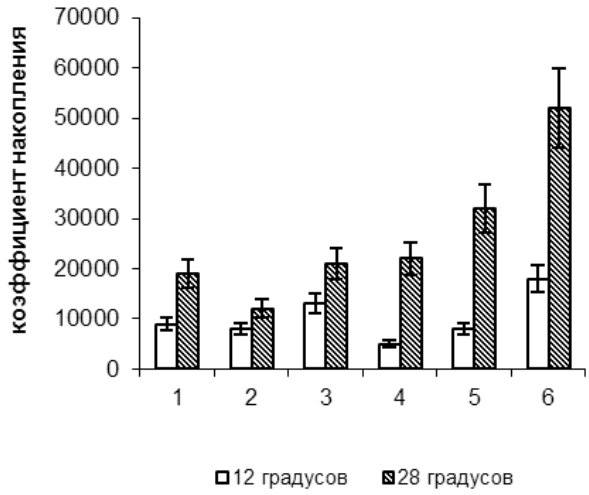
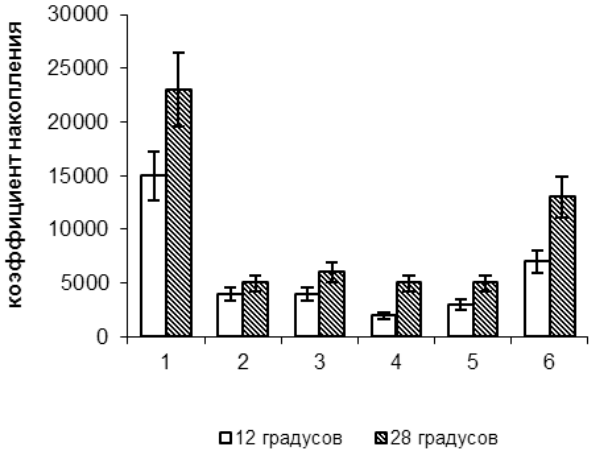


Рисунок 559 – Накопление ^{60}Co элодеей при разной температуре воды 12^{0}C и 28^{0}C



а



б

Рисунок 560 – Накопление ^{60}Co (а) и ^{137}Cs (б) пресноводными растениями при разной температуре воды 1 – кладофора; 2 – рдест гребенчатый; 3 – рдест пронзеннолистный; 4 – роголистник темнозеленый; 5 – элодея; 6 – ряска малая

Таким образом, как в лабораторных опытах, так и в условиях природного водоема, повышение температуры воды заметно увеличивает накопление ^{60}Co пресноводными растениями. Следует отметить, что при воздействии температурного фактора на накопление этого радионуклида представителями водной флоры, последние характеризуются видовой специфичностью.

Рассмотрим динамику накопления ^{137}Cs водными растениями на примере элодеи (рисунок 561). В отличие от опытов с ^{60}Co, накопление ^{137}Cs идет несколько по другой схеме. Коэффициенты накопления радионуклида возрастают с начала опыта постоянно и достигают максимума к тридцать вторым суткам. Такой же характер накопления ^{137}Cs в динамике свойственен и для большинства других макрофитов, поэтому на рисунке 560 (б) приведены значения КН радионуклида на конец опыта (32 сутки). Как видно из этого рисунка, при повышении температуры воды от 12°С до 28°С коэффициенты накопления ^{137}Cs увеличились для роголистника темнозеленого в 3 раза, для элодеи и ряски малой – в 2 раза, а для остальных исследованных видов макрофитов – в 1,5 раза.

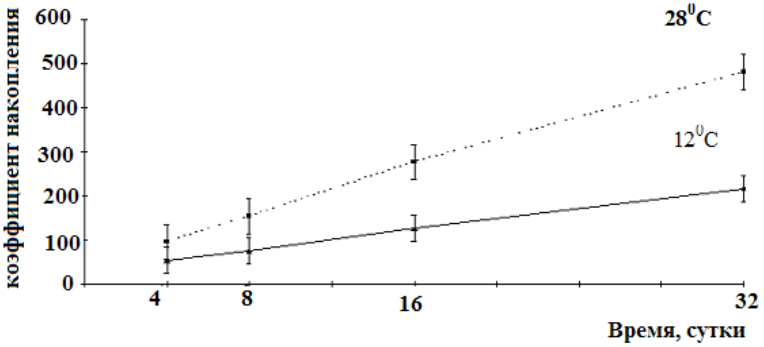


Рисунок 561 – Накопление ^{137}Cs элодеей при разной температуре воды (12^0C и 28^0C)

Отсюда следует, что температурный фактор в меньшей степени влияет на накопление водными растениями ^{137}Cs, чем ^{60}Co как в лабораторных, так и в природных условиях. В вышеупомянутых работах (Трапезников и др., 1983; Чеботина, Трапезников и др., 1992) отмечено, что аккумулирование ^{90}Sr макрофитами в лабораторных условиях практически не зависит от температурного фактора.

4.4.4.Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС

Для того, чтобы представить степень влияния БАЭС на содержание ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной растительности водоема-охладителя, в 1985-1987 гг. проведено определение концентрации радионуклидов в шести видах пресноводных растений (элодея, рдест гребенчатый, рдест пронзеннолистный, рдест блестящий, рдест сплюснутый, кладофора) Белоярского водохранилища (Трапезникова и др., 1993; Трапезников и др., 1996). Основная часть водоема, входящая в наблюдаемую зону БАЭС разбита нами условно на четыре, примерно, равные части (рисунок 550). К I зоне относится район от приплотинной части водохранилища до створа Пушкариха – Теплый залив, исключая последний. II зона включает в себя акваторию водоема, примыкающую к АЭС, III – район, находящийся выше зоны атомной станции от створа Черемшанка – б/о «Дельфин» до створа Ржавчик – Щучий залив. И, наконец, IV зона простирается еще выше – до высоковольтной линии, находящейся на расстоянии 10 км от АЭС и являющейся границей санитарно-защитной зоны атомной станции. Кроме того, отдельно выделена часть водохранилища, не входящая в наблюдаемую зону – верховье водоема, являющееся контрольным районом. – Всего проанализировано 139 проб растений.

В таблице 299 приведено содержание ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях, усредненное по каждой зоне водоема-охладителя. Исходя из приведенных данных можно отметить, что уровни содержания ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях одного вида в своем большинстве статистически не отличаются в пределах наблюдаемой зоны и достоверно превышают концентрации радионуклидов в образцах из контрольного района. Этот вывод хорошо согласуется с результатами исследований распределения ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, отобранной по центру водоема в разных частях наблюдаемой зоны. Как отмечалось ранее, содержание нуклидов в воде этих точек значимо не отличается друг от друга. При этом приведенные в предыдущем разделе данные о повышенной концентрации радионуклидов в растениях из района сброса подогретых вод объясняются воздействием температурного фактора на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями пресноводной флоры.

На рисунке 562 представлены усредненные значения содержания ^{137}Cs в одном из наиболее типичном представителей макрофитов Белоярского водохранилища – элодее за 1985-1987 гг. и 2003-2005 гг.

Из анализа приведенных величин приведенных величин следует, что за указанный период времени концентрация радионуклида в элодее, произрастающей в разных зонах уменьшалась от 2,8 до 12,7 раз. Все это безусловно является следствием значительного содержания ^{137}Cs в воде водоема-охладителя, что, в свою очередь, последовало за снятием с эксплуатации первого и второго энергоблока Белоярской АЭС.

Таблица 299

Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях, произрастающих в разных зонах Белоярского водохранилища, Бк/кг сухой массы

Вид растений	Радио-нуклид	Наблюдаемая зона				Контроль-ный район
		I	II	III	IV	
Рдест гребенча-тый	^{60}Co	101 (35÷167)	104 (74÷133)	115 (73÷158)	55 (49÷61)	26 (23÷29)
	^{90}Sr	20 (0÷40)	29 (21÷37)	19 (11÷27)	11	14 (11÷16)
	^{137}Cs	22 (8÷36)	38 (27÷49)	33 (7÷58)	29 (25÷33)	18 (14÷22)
Рдест пронзенно-листный	^{60}Co	62 (35÷89)	86 (58÷114)	78 (40÷115)	111 (84÷143)	нет растений
	^{90}Sr	100 (38÷161)	86 (52÷120)	84 (27÷141)	50 (35÷65)	
	^{137}Cs	25 (20÷30)	34 (27÷42)	40 (24÷56)	31 (19÷43)	
Рдест блестящий	^{60}Co	нет растений	41 (27÷55)	37(20÷54)	48 (41÷55)	нет растений
	^{90}Sr		71 (0÷14)	30(4÷59)	43 (39÷47)	37 (29÷48)
	^{137}Cs		20 (13÷26)	40(14÷65)	44 (13÷74)	нет растений

Таблица 299 (Окончание)

Вид растений	Радио-нуклид	Наблюдаемая зона				Контроль-ный район
		I	II	III	IV	
Рдест сплюснутый	^{60}Co	112 (48÷77)	73 (61÷85)	нет растений	нет растений	нет растений
	^{90}Sr	24 (12÷37)	19 (0÷38)			
	^{137}Cs	45 (17÷73)	37 (32÷41)			
Элодея	^{60}Co	97 (57÷137)	189 (104÷275)	191 (121÷260)	160 (135÷186)	нет растений
	^{90}Sr	65 (48÷74)	40 (24÷56)	46 (22÷70)	56 (12÷100)	
	^{137}Cs	59 (33÷85)	112 (61÷163)	114 (76÷151)	113 (72÷194)	
Кладофора	^{60}Co	173 (107÷239)	206 (169÷243)	166 (133÷198)	70 (54÷86)	24 (12÷36)
	^{90}Sr	83 (44÷122)	65 (55÷76)	52 (42÷62)	69 (50÷88)	48 (20÷76)
	^{137}Cs	165 (115÷215)	116 (95÷137)	129 (94÷165)	62 (45÷79)	21 (15÷27)
Тростник обыкновен-ный	^{60}Co	нет растений	16 (12÷20)	12 (12÷13)	13 (4÷22)	10 (0÷31)
	^{90}Sr		13 (10÷16)	9 (3÷15)	7 (3÷11)	11 (3÷19)
	^{137}Cs		10 (9÷11)	10 (9÷11)	11 (9÷12)	4 (3÷6)

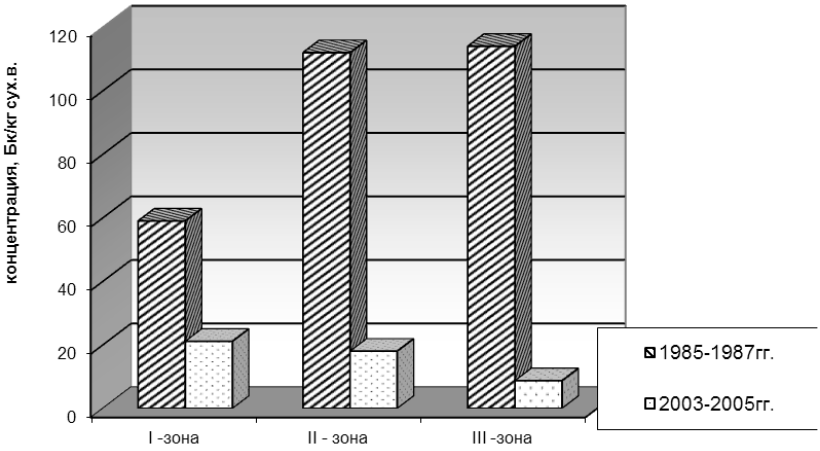


Рисунок 562 – Усредненные значения содержания ^{137}Cs в элодее за 1985-1987гг. и 2003-2005 гг.

4.4.5. Исследование путей поступления кобальта в пресноводные растения

При изучении процессов поступления искусственных радионуклидов и стабильных изотопов в гидробионты большую помощь может оказать информация об удельной радиоактивности изучаемых химических элементов в разных компонентах водоема. Понятие удельной радиоактивности (Бк радионуклида/г всего элемента) применяется как при изучении экосистемы для выяснения степени перемешивания радиоактивных и стабильных изотопов одного элемента (Nelson, 1967; Kaye, Nelson, 1968; Ophel, Judd, 1969; Лейнерте и др., 1974), так и при решении вопроса о путях поступления химических элементов в организм гидробионтов (Флейшман, 1971).

Используя метод изотопных отношений, можно попытаться решить такой спорный вопрос, как оценка

путей поступления химических элементов в организм укореняющихся в грунте водных растений. В настоящее время существуют две точки зрения по этому вопросу:

1. элементы минерального питания поступают в растения в подавляющем большинстве из грунта через корни (Bristow, Whitcombe, 1971; Denny, 1972; Щепаньски, 1977);
2. водные растения питаются за счет растворенных в воде биогенов, а корни выполняют у них исключительно функции якорных устройств (Bernatowicz, 1969).

Мы можем сделать предположение, что тот из двух компонентов (вода или грунт), удельная радиоактивность которого по исследуемому элементу идентична или близка значению удельной радиоактивности в растении, будет основным источником поступления данного элемента в организм растения. С этой целью нами определены концентрации ^{60}Co и стабильного изотопа кобальта (^{59}Co) в воде, донных отложениях и в двух видах водных растений – элодее, укореняющейся в грунте с помощью небольших корешков и роголистнике темнозеленом, который относится к погруженным, не связанным с дном макрофитам. На основании этих данных рассчитаны значения удельной радиоактивности ^{60}Co/Co в исследуемых образцах. Пробы отбирали на Теплом заливе Белоярского водохранилища в 1976-1978 гг. ежемесячно в течение 24 месяцев (вода, грунт, элодея) и 15 месяцев (роголистник темнозеленый). На рисунке 563 приведены величины удельной радиоактивности ^{60}Co/Co в исследуемых образцах, усредненные за весь период наблюдений. Следует отметить, что эти значения у элодеи (1,4 Бк/мкг), роголистника (1,8 Бк/мкг) и воды (1,9 Бк/мкг) достоверно не отличаются, а удельная радиоактивность грунта (0,4 Бк/мкг) статистически значимо

отличается от этих величин. Исходя из представленных данных, можно прийти к заключению, что кобальт поступает в организм как укореняющейся в грунте элодеи, так и не связанного с дном роголистника темнозеленого преимущественно из воды, а не из донных отложений.

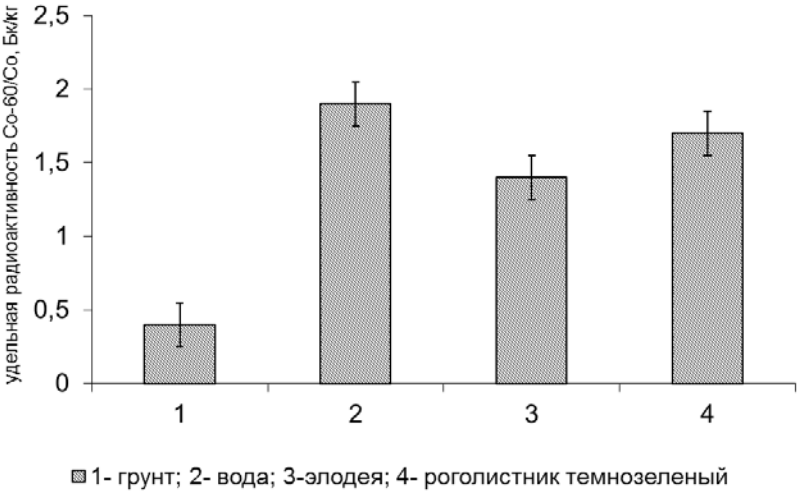


Рисунок 563 – Удельная активность ^{60}Co/Co в воде, грунте и водных растениях Белоярского водохранилища

4.4.6. Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища

Определено содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в шести видах свободноживущих рыб (плотва, лещ, карась, линь, карп, щука), отловленных на Теплом заливе Белоярского водохранилища (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984). Возраст рыб составлял 2-3 года. В таблице 300 приведены данные по концентрации этих радионуклидов, а также величины коэффициентов накопления, рассчитанные на сырую массу. Как видно из этой таблицы, щука накапливает

^{137}Cs в большей степени, чем другие виды рыб. Последнее соответствует литературным данным, согласно которым хищные рыбы поглощают ^{137}Cs в большем количестве, чем рыбы смешанного типа питания и фитофаги (Ильенко, 1975; Куликов, Чеботина, 1988). Карп проявляет наиболее низкую накопительную способность по отношению к радиоцезию. Различия в накоплении ^{137}Cs разными видами рыб можно объяснить их видовыми особенностями и свойствами поедаемого корма.

Таблица 300

Уровни содержания и накопления ^{60}Co и ^{137}Cs в свободноживущих рыбах (Белоярское водохранилище, Теплый залив, август 1977 г.)

Вид	Концентрация, Бк/кг сырой массы		Коэффициент накопления	
	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
Щука		133±29		1180±70
Линь	2±1	84±14	90±6	830±40
Карась	12±1	70±9	49±5	720±90
Плотва	7±1	62±5	28±2	630±50
Лещ	14±2	50±3	60±9	520±30
Карп		32±4		330±40

^{60}Co, поступающий в Белоярское водохранилище со сбросами АЭС, аккумулируется рыбами весьма слабо. Концентрация радиокобальта в свободноживущей рыбе в несколько раз ниже, чем содержание ^{137}Cs, а коэффициенты накопления ^{60}Co в 10-20 раз ниже, чем радиоцезия.

Представляет интерес оценка концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в рыбах одного и того же вида, обитающих в разных зонах водоема-охладителя (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984; Трапезников и др., 1996). Как видно из таблицы 301, содержание ^{60}Co в плотве, отловленной в 1980 г. в Теплом заливе, составляет 5,1 Бк/кг сыр. массы, а в верховье водохранилища – 2,7 Бк/кг сыр.массы. Различие между этими величинами статистически достоверно и равно 1,9 раза. В 1981 г. концентрация радиокобальта в плотве с Теплого залива составила 4,3 Бк/кг, что превышает содержание радионуклида в рыбе из верховья (2,8 Бк/кг) в 1,5 раза, причем величины эти достоверно не отличаются друг от друга. Таким образом, можно говорить только о тенденции к повышению концентрации ^{60}Co в плотве, обитающей в зоне сброса подогретых вод по сравнению с рыбой из контрольного района. Как видно из этой же таблицы, содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной на Теплом заливе выше, чем концентрация радионуклида в рыбе из верховьев водохранилища. В 1980 г. это различие составило 3,5 раза, в 1981г. – 1,6 раза и в 1982 г. – 1,9 раза, то есть в среднем – в 2,3 раза. Повышенное накопление ^{137}Cs в рыбах в зоне подогрева объясняется не только тем, что в воде Теплого залива из-за близости промливневого канала БАЭС поддерживаются более высокие уровни содержания радионуклида, но и тем, что при повышении температуры водной среды активизируются обменные процессы в организме рыб, приводящие к увеличению накопления радионуклидов, в том числе и гидробионтами, которые служат пищей для рыб (Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978; Трапезников и др., 1983). Следует отметить, что усредненная величина концентрации ^{137}Cs в плотве из контрольного Рефтинского водохранилища, где присутствие радиоцезия обусловлено

Таблица 301

Содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в плотве из разных зон Белоярского водохранилища, Бк/кг сырой массы

Район отбора проб	Возраст рыб, годы	1980 г.		1981 г.		1982 г.	
		^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
Теплый залив	3	5,1 (3,6 ÷6,6)	155,4 (129,5÷181,3)	4,3 (2,8 ÷5,8)	117,7 (83,6 ÷139,9)	1,7 (0,9÷2,5)	49,2 (44,4 ÷54,0)
Верховье	3	2,7 (1,9 ÷3,5)	44,4 (28,1÷ 59,2)	2,8 (2,0 ÷3,6)	69,6 (53,6÷ 85,6)	н.п.о.*	25,5 (23,7÷ 27,0)

* н.п.о. - ниже предела обнаружения

только глобальными радиоактивными выпадениями, составляет 3,8±0,8 Бк/кг сыр.массы. Отсюда следует, что содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной в Рефтинском водоеме меньше, чем концентрация радионуклида в представителях ихтиофауны этого вида из Теплого залива и верховья Белоярского водохранилища в 13-40 раз и в 7-18 раз, соответственно.

В работах (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984; Трапезников и др., 1996) анализируются данные многолетней динамики содержания ^{137}Cs в воде и плотве Белоярского водохранилища, свидетельствующие о том, что за повышением концентрации радионуклида в воде следует некоторое возрастание содержания нуклида в рыбе, а по мере снижения концентрации в воде отмечается постепенное уменьшение содержания радионуклида в рыбе. Эта закономерность хорошо подтверждается данными рисунка 564, на котором приведено содержание ^{137}Cs в плотве и воде Теплого залива более, чем за десятилетний период наблюдений. Следует подчеркнуть, что максимальная концентрация радионуклида в рыбе достигается с некоторым запозданием (через 1-4 месяца после установления максимального содержания нуклида в воде), что по всей вероятности, связано с его перераспределением в пищевых цепях до поступления в организм рыб. На этом же рисунке приведены данные о содержании ^{137}Cs в садковом карпе, выращиваемом на теплых сбросных водах Белоярского водохранилища с использованием искусственного корма.

Концентрация радионуклида в нем значительно ниже, чем в плотве, что с одной стороны, обусловлено видовыми особенностями этих видов рыб (при прочих равных условиях свободноживущий карп накапливает ^{137}Cs меньше, чем плотва), а с другой – способом их питания.

Садковый карп питается радиоактивно чистым искусственным кормом, в то время как плотва, свободно обитающая в водоеме, использует корм, обогащенный радионуклидом. О преимущественном вкладе пищевого канала в накопление ^{137}Cs рыбами известно из работ (Флейшман, 1971; Буянов, 1981; Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984). Как видно из рисунка 564, динамика содержания ^{137}Cs в садковом карпе Теплого залива повторяет динамику концентрации радионуклида в плотве. Это еще раз подтверждает наше заключение о том, что периодические сбросы ^{137}Cs в водоем при работе АЭС приводят к повышению содержания радионуклида в рыбе.

В работах (Чеботина, Трапезников и др., 1992; Трапезников и др., 1996) анализируются усредненные за наблюдаемый период данные по концентрации ^{137}Cs в садковом и свободноживущем карпе из зоны подогрева Белоярского и Рефтинского водохранилищ. Как видно из таблицы 302, концентрация ^{137}Cs в садковом карпе из Белоярского водохранилища более, чем в 3 раза выше, чем из Рефтинского, что можно связать с дополнительным поступлением этого радионуклида в результате работы БАЭС. Вместе с тем садковый карп Белоярского водохранилища содержит ^{137}Cs примерно в 3 раза меньше, чем свободноживущий карп, отловленный в этом же районе. Помимо искусственного корма на уменьшении концентрации радиоцезия в садковом карпе может сказаться и менее длительное его пребывание в водоеме. В нашем случае садковую рыбу отлавливали на анализ в возрасте около года, тогда как свободноживущая имела возраст два-три года.

На рисунке 565 приведены усредненные за наблюдаемый период данные, характеризующие содержание ^{137}Cs в щуке и леще в зоне подогрева и в контрольном районе водоема-охладителя. Эти данные аналогичны тем,

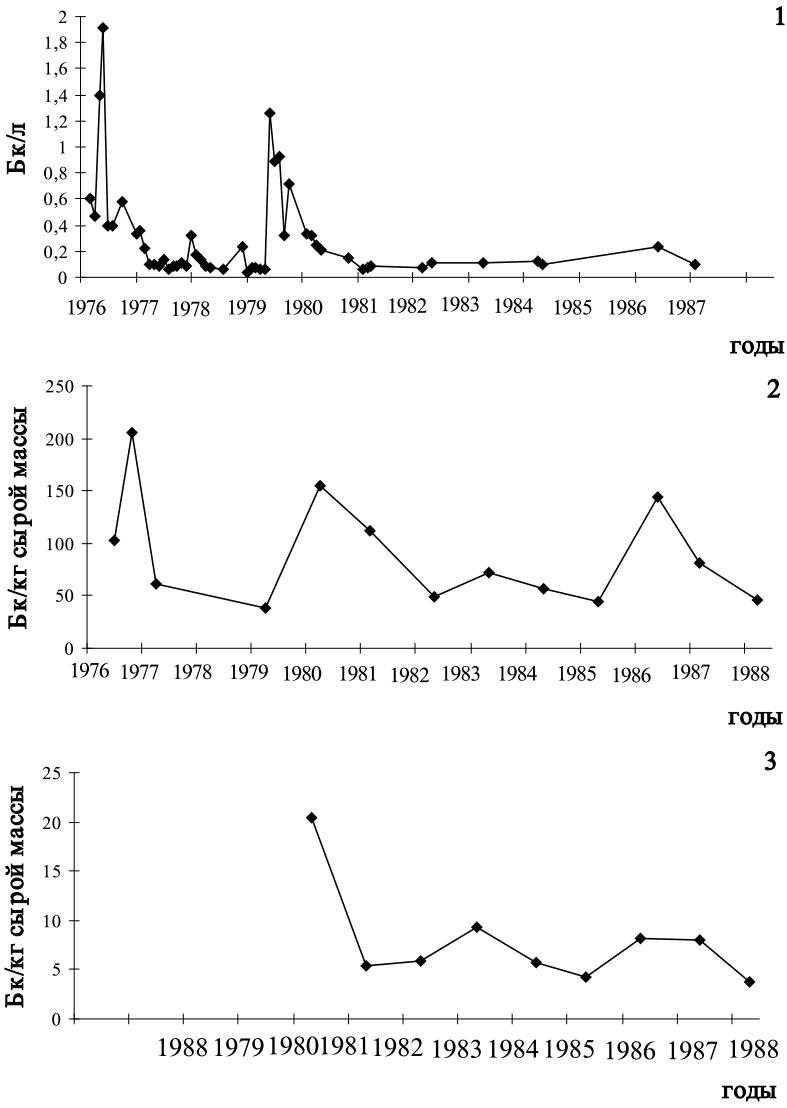


Рисунок 564 – Содержание ^{137}Cs в воде (1), плотве (2) и садковом карпе (3) Теплого залива Белоярского водохранилища (1976-1988 гг.)

Таблица 302

Содержание ^{137}Cs в садковом и свободноживущем карпе Белоярского и Рефтинского водохранилищ (усредненные данные)

Место отбора	Вид	^{137}Cs, Бк/кг
Белоярское водохранилище	Карп садковый	7,9±0,2
	Карп свободноживущий	26,7±6,9
Рефтинское водохранилище	Карп садковый	2,5±0,4

что выше приведены для плотвы (таблица 301). В зоне подогрева концентрация радионуклида в щуке и леще примерно в два раза выше, чем в верховье водохранилища.

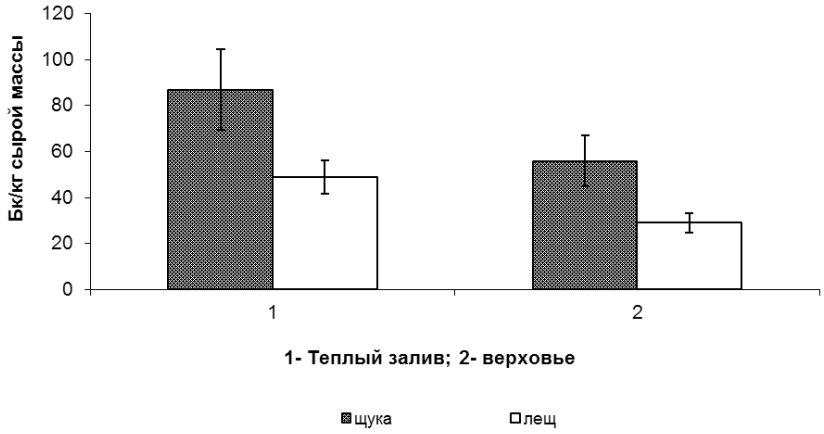


Рисунок 565 – Содержание ^{137}Cs в щуке и леще Теплого залива и верховья Белоярского водохранилища

Свободноживущая рыба из водоема-охладителя Белоярской АЭС постоянно отлавливается рыбопромысловой бригадой и поступает в торговую сеть. Рассмотрим возможность употребления этой рыбы в пищу с точки зрения современных санитарно-гигиенических позиций. Так, содержание ^{137}Cs в представителях ихтиофауны Белоярского водохранилища за все время исследования находилось ниже допустимого уровня содержания радионуклида в рыбе – 130 Бк/кг («Методические указания…», 1998).

Единственным исключением является плотва, отловленная на Теплом заливе в 1980г., содержание ^{137}Cs в которой составляло 155 Бк/кг.

Интересно сравнить содержание ^{137}Cs в основных видах рыб, обитающих в Белоярском водохранилище за 30-летний период. Как видно из рисунка 566 , концентрация радионуклида в плотве уменьшилась за данный период в 24 раза, а в леще – в 18 раз. Эти данные хорошо согласуются с результатами изменения содержания ^{137}Cs в воде за аналогичный период (рисунок 543), это связано с выводом

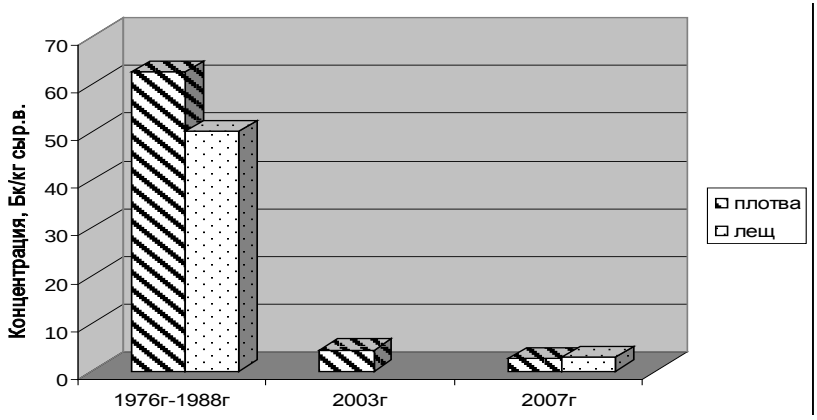


Рисунок 566 – Содержание ^{137}Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища 1976-1988 гг., 2003 г., 2007 г.

из эксплуатации I и II блока БАЭС, что привело к существенному снижению содержания радиоцезия как в воде, так и в ихтиофауне Белоярского водохранилища.

4.4.7. Накопление стабильного изотопа ^{59}Co в рыбе

Для понимания процессов накопления тех или иных химических элементов представителями пресноводной ихтиофауны важно исследовать не только накопление рыбами радионуклидов, но и их стабильных изотопов. Подробное исследование проведено нами на примере изучения аккумулирования ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co представителями ихтиофауны Белоярского водохранилища. Содержание стабильного изотопа ^{59}Co определено в тех же пробах рыбы, в которых измерена концентрация радионуклида. В таблице 303 приведены данные по содержанию стабильного кобальта и величины его коэффициентов накопления для плотвы, леща, карася и линя, обитающих в Белоярском водохранилище. Наименьшая концентрация кобальта отмечена в карасе- $4{,}4 \cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы, наибольшая – у линя – $6{,}7 \cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы. В работе (Дробот, 1981) определено содержание кобальта в рыбе от $4{,}0 \cdot 10^{-7}$ г/г до $1 \cdot 10^{-6}$ г/г сырой массы. Значения коэффициентов накопления микроэлементов для представителей ихтиофауны Белоярского водохранилища, рассчитанные на сырую массу варьируют от 338 (карась) до 515 (линь).

Из сравнения максимальных значений КН ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co для рыбы видно, что коэффициенты накопления последнего в несколько раз превышают КН радионуклида. Так, для плотвы эти величины отличаются в 15,7 раза; для леща – в 7,8; для карася – в 6,9 и для линя – в 5,7 раза. Это различие можно объяс-

нить тем, что значения коэффициентов накопления стабильных элементов могут считаться предельными, поскольку они определены в природной экосистеме для химических элементов, присутствующих в ней постоянно и, поэтому, находящихся в условиях установившегося равновесия. Можно предположить, что с течением времени при отсутствии дополнительных сбросов ^{60}Co в водную экосистему, значения КН радионуклида будут приближаться к величинам коэффициентов накопления стабильного изотопа ^{59}Co. Поэтому, информация по накоплению кобальта рыбами представляет интерес в плане прогностических расчетов оценки уровней содержания ^{60}Co в ихтиофауне водоемов, подверженных загрязнению коррозионными радионуклидами.

Таблица 303

Концентрация и накопление стабильного изотопа ^{59}Co в свободноживущих рыбах (Белоярское водохранилище, Теплый залив, август, 1977г.)

Вид	Концентрация, n $\cdot 10^{-8}$ г/г сырой массы	Коэффициент накопления (на сухую массу)
Плотва	5,7 (4,6÷6,8)	439 (356÷522)
Лещ	6,4 (5,2÷ 7,6)	467 (373÷561)
Карась	4,4 (3,9÷4,9)	338 (301÷375)
Линь	6,7 (5,6÷7,8)	515 (433÷597)

4.4.8. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбой

В последнее время широко практикуется использование подогретых вод для промышленного выращивания рыб в садках. В лабораторных опытах показано, что только за счет повышения температуры воды коэффициенты накопления целого ряда радионуклидов для рыб существенно возрастают (Ляпин и др.,1971а; Нечаев и др.,1971; Грачев, 1977; Куликов, Куликова, 1977; Гусев и др.,1978; Катков и др., 1978; Куликов и др., 1978). В связи с этим потребляемая в пищу садковая и свободноживущая рыба водоемов-охладителей может стать основным источником поступления радионуклидов в пищевой рацион человека (Трапезникова, Трапезников, Куликов, 1984).

В работе (Чеботина, Трапезников и др.,1992) описаны эксперименты по исследованию влияния температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs пресноводной рыбой. В качестве объекта исследования использован типичный представитель ихтиофауны – карась. Этот вид удобен для работы, хорошо переносит условия лабораторного эксперимента. Выбраны две температуры воды: 22°C – обычная для летнего периода и 32°C – повышенная, которая может достигаться в районе сброса подогретых вод АЭС. (Так, в июле 1984 г. среднемесячная температура воды на Теплом заливе Белоярского водохранилища составляла 30°C). Из данных, приведенных на рисунке 567 видно, что КН ^{60}Co и ^{137}Cs у особей исследованного вида на 16-е сутки опыта при 32°C выше, чем при 22 ^{o}C в 2,3 и 1,5 раза, соответственно. Это хорошо согласуется с выводами упомянутых выше работ. Полученные результаты дают основание считать, что при расчетах, связанных с оценкой уровней содержания ^{60}Co и ^{137}Cs в ихтиофауне, необходи-

мо делать поправку на двукратное увеличение концентрации радионуклидов в рыбах, обитающих в водоемах, подверженных тепловому сбросу.

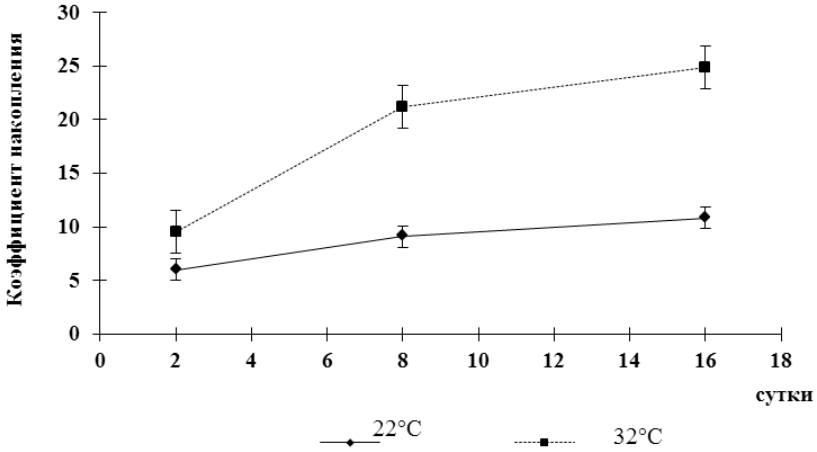


Рисунок 567 (а) Накопление ^{60}Co карасем в зависимости от температуры водной среды

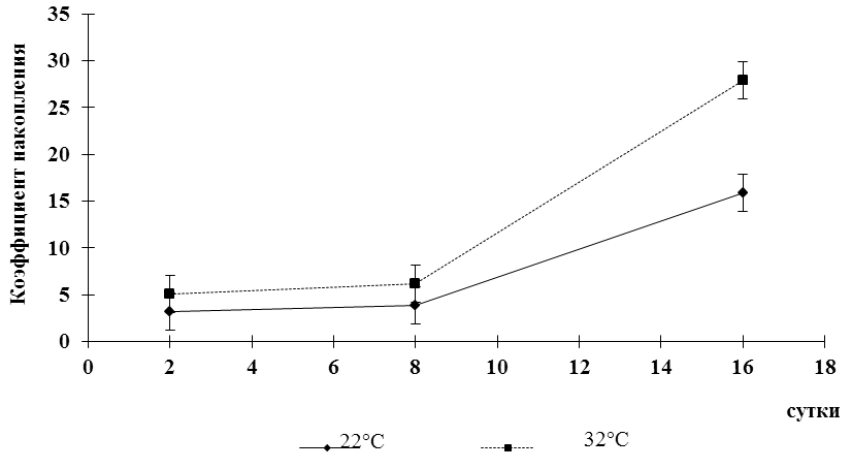


Рисунок 567 .(б) Накопление ^{137}Cs карасем в зависимости от температуры водной среды

4. 5. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах Белоярского водохранилища

В предыдущих разделах настоящей главы изложены результаты исследования уровней содержания и накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах пресноводного водохранилища. Однако, одной из главных задач настоящей работы является обобщение информации об уровнях содержания радионуклидов в основных компонентах пресноводного биогеоценоза и расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в исследуемом водоеме-охладителе атомной электростанции. В настоящее время имеется очень мало работ, в которых бы ставился подобный вопрос. Пионерским исследованием являлась статья (Мешалкина, 1971), но эта работа посвящена количественному расчету распределения ^{90}Sr между компонентами экспериментальных непроточных водоемов. Такие исследования важны для понимания процессов перераспределения нуклидов между водой, грунтом и биомассой в пресноводных экосистемах. Имеется также практический аспект подобных работ: результаты оценки запасов радионуклидов в основных компонентах водоемов-охладителей АЭС могут быть использованы для прогнозирования распределения излучателей в пресноводных биогеоценозах в результате гипотетических радиационных аварий на атомных электростанциях.

4.5.1. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в воде водохранилища

Для проведения расчета запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в воде Белоярского водохранилища, необходимо знать объем воды водоема в целом и в основных его частях, а также концентрацию радионуклидов в разных

зонах водохранилища. Исследования проводили летом 1985 года. Мы условно разделили водоем на 3 зоны: 1) нижняя часть водохранилища (от плотины до базы отдыха «Дельфин»); 2) центральная часть водоема (от базы отдыха «Дельфин» до высоковольтной линии) и 3) верховье водохранилища. Общий объем воды в Белоярском водохранилище по данным БАЭС составляет 265 млн.м^3. Рассчитав примерное соотношение объемов воды в этих зонах водоема на основании промеров глубин и по сопоставлению площадей водных поверхностей, получили следующие цифры: 144 млн.м^3, 120 млн.м^3, и 1млн.м^3, соответственно, для нижней части, центральной части и верховья водоема. На основании этих данных, а также концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной среде разных зон Белоярского водохранилища рассчитаны запасы радионуклидов в воде водоема, которые составляют ≈6600 МБк ^{60}Co, ≈9900 МБк ^{90}Sr и ≈12000 МБк ^{137}Cs (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др.,1992). В таблице 304 приведены результаты расчета запасов исследуемых радионуклидов как в отдельных частях водоема, так и в водохранилище в целом. Как видно из этой таблицы, основные запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs содержатся в нижней и центральной зонах водоема-охладителя, что составляет для ^{60}Co – 56% и 43%, для ^{90}Sr – 46% и 53% и ^{137}Cs – 53% и 47%, соответственно, от общего количества радионуклидов в воде водохранилища. В верховье же содержится незначительная часть от суммарных запасов нуклидов в водной компоненте водоема. Так, для ^{60}Co эта величина составляет 0,3%, для ^{90}Sr – 0,4% и для ^{137}Cs – 0,3%.

Таблица 304

Запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде разных зон Белоярского водохранилища

Зона водоема	Объем воды,	Концентрация радионуклидов, Бк/м^3			Запасы радионуклидов, МБк					
	nx10^6 м^3	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	%	^{90}Sr	%	^{137}Cs	%
Нижняя	144	26	32	44	3744	56,3	4608	46,4	6336	52,7
Центральная	120	24	44	47	2880	43,3	5280	53,2	5640	46,9
Верховье	1	21	40	40	21	0,3	40	0,4	40	0,3
Весь водоем в целом	265				6645	100	9228	100	12016	100

4.5.2. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в донных отложениях водохранилища

Для того, чтобы рассчитать запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях Белоярского водохранилища, в 1984-1985 гг. была проведена грунтовая съемка водоема. Съемку проводили в прибрежной зоне, шириной до 100 м по всему периметру водохранилища. Отбирали четыре основных типа грунтов (песчаный, песчано-илистый, затопленная почва, илистый сапропель) на глубину 10 сантиметров. Как и при определении запасов радионуклидов в воде, водоем был разбит на те же три основные зоны. Теплый залив выделен особо. Для каждой зоны оценен примерный вклад того или иного типа грунта (таблица. 305). Внутри этих зон значения содержания радионуклидов для донных отложений каждого типа усреднялись (таблица. 306). Преобладающими грунтами прибрежной зоны водоема являются песок и затопленная почва, далее следуют илистый сапропель и песчано-илистый грунт. Зная по карте длину береговой линии и глубину отбора проб донных отложений, была рассчитана их общая масса для стометровой прибрежной зоны в разных частях водоема и полностью для Теплого залива (таблица. 307). На основании этих величин и усредненных значений содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах грунтов разных зон водоема рассчитаны запасы радионуклидов в донных отложениях прибрежной зоны и на Теплом заливе Белоярского водохранилища (таблица 308). Наибольшее количество ^{60}Co содержится в затопленной почве (~ 69 ГБк), наименьшее - в песчано-илистом грунте (~ 2 ГБк). Общие запасы этого радионуклида в прибрежной зоне и на Теплом заливе составляют ~ 90 ГБк. Точно так же максимальное количество ^{137}Cs содержится в затопленной почве (~101 ГБк), а минимальное – в песчано-илистом грунте (~12 ГБк).

Таблица 305

Процентное соотношение основных типов грунтов в разных зонах Белоярского водохранилища*

Тип грунта	Соотношение типов грунтов, %			
	Нижняя часть водоема	Теплый залив	Центральная часть водоема	Верховье
Песчаный	50	2	50	50
Песчано-илистый	10	нет	10	нет
Затопленная почва	35	48	35	35
Илистый сапропель	5	50	5	15

* - Данные приведены для прибрежной 100-метровой зоны (кроме Теплого залива, грунты, которого представлены полностью)

Суммарные запасы радиоцезия в донных отложениях прибрежной зоны и Теплого залива равняются ~ 212 ГБк. Несколько иначе распределяется в грунтах водоема-охладителя ^{90}Sr. Так, наибольшее его количество депонировано в песчаном грунте (~8 ГБк), а наименьшее – также в песчано-илистом (~1 ГБк). Общие запасы этого радионуклида в донных отложениях прибрежной зоны и Теплого залива составляет ~14 ГБк.

Для оценки запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в глубоководной зоне использовали грунтовую трубку ТГ-1 («Справочник по океанографическим приборам и оборудованию», 1962). С помощью этого прибора удалось определить концентра-

цию радионуклидов в десятисантиметровом информационном слое донных отложений (илистый сапропель) разных частей глубоководной зоны водоема. Усредненные значения ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах этой зоны приведены в таблице 309. Зная по карте площадь основных частей Белоярского водохранилища, рассчитали общую массу 10-сантиметрового слоя грунта глубоководной зоны (таблица 307). На основании данных, приведенных в этой таблице, а также в таблице 309, вычислены запасы исследуемых радионуклидов в донных отложениях глубоководной части водоема (таблица 310).

Общие запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища, рассчитанные для десятиметровой глубины как в прибрежной, так и в глубоководной частях водоема составляют 238 ГБк, 114 ГБк и 656 ГБк, соответственно (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др., 1992). Как видно из таблицы 311, основные запасы ^{60}Co содержатся в нижней части водоема (94 ГБк), что составляет 40% от общего количества радионуклида в грунтах, а наименьшая часть запасов радиокобальта приходится на верховье водохранилища (3 ГБк), что соответствует 1% от суммарного количества ^{60}Co в донных отложениях. Также максимальная доля ^{90}Sr от всего запаса радионуклида в грунтах водоема приходится на нижнюю часть водоема (68 ГБк или 60%), а минимальная – на Теплый залив (1 ГБк или 1%). Что касается ^{137}Cs, то основные запасы этого радионуклида (335 ГБк или 51%) содержатся в центральной части водоема, а наименьшая часть (15 ГБк или 2%) в верховье Белоярского водохранилища.

Таблица 306

Усредненное содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных типах грунтов разных зон Белоярского водохранилища (Бк/кг сырой массы)

Тип грунта	Нижняя часть водема			Теплый залив			Центральная часть водоема			Верховье		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Песчаный	25,2	13,0	138,4	46,2	16,3	117,7	30,0	13,2	84,3	14,1	15,1	30,1
Песчано-илистый	38,1	19,2	270,5	Нет	Нет	Нет	25,2	14,3	149,7	Нет	Нет	Нет
Затопленная почва	93,6	23,1	649,7	2410,1	22,4	1490,7	45,1	25,0	118,8	20,7	25,4	59,1
Илистый сапропель	56,2	16,0	624,6	803,3	23,1	660,1	62,5	12,1	386,8	10,4	13,0	54,2

Таблица 307

Общая масса грунта, учтенная при расчете запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs на Теплом заливе, а также в прибрежной и глубоководной зонах Белоярского водохранилища

Тип грунта	Масса грунта, nx10^3 тонн						
	Теплый залив	Прибрежная часть водоема			Глубоководная часть водоема		
		Нижняя часть водоема	Центральная часть водоема	Верховье	Нижняя часть водоема	Центральная часть водоема	Верховье
Песчаный	2	410	148	49	Нет	Нет	Нет
Песчано-илистый	Нет	32	23	Нет	Нет	Нет	Нет
Затопленная почва	24	87	63	21	Нет	Нет	Нет
Илистый сапропель	25	12	9	9	3542	2982	295

Таблица 308

Запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах прибрежной зоны и на Теплом заливе Белоярского водохранилища, ГБк

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Теплый залив			Центральная часть водоема			Верховье			Вся прибрежная зона и Теплый залив, суммарно		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Песчаный	10,3	5,3	56,7	0,1	0,03	0,2	4,4	1,9	12,5	0,7	0,7	1,5	15,5	7,9	70,9
Песчано-илистый	1,2	0,6	8,7	Нет	Нет	Нет	0,6	0,3	3,4	Нет	Нет	Нет	1,8	0,9	12,1
Затопленная почва	8,1	2,0	56,5	57,8	0,5	35,8	2,8	1,6	7,5	0,4	0,5	1,2	69,1	4,6	101,0
Илистый сапропель	0,7	0,2	7,5	2,0	0,6	16,5	0,6	0,1	3,5	0,1	0,1	0,5	3,4	1,0	28,0
											Всего		89,8	14,4	212,0

Таблица 309

Усредненное содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах различных частей глубоководной зоны Белоярского водохранилища, Бк/кг сырой массы

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Центральная часть водоема			Верховье		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Илистый сапропель	20,9	17,1	35,2	24,5	12,0	103,4	5,4	13,3	40,6

Таблица 310

Запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах глубоководной зоны Белоярского водохранилища, ГБк

Тип грунта	Нижняя часть водоема			Центральная часть водоема			Верховье			Вся глубоководная зона, суммарно		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Илистый сапропель	74	60	125	73	36	308	2	4	12	149	100	445

4.5.3. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в макрофитах водохранилища

Для того, чтобы рассчитать запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища, предварительно определяли ряд характеристик: биомассу растений

с 1м²; площадь, занимаемую макрофитами в водоеме и их общую биомассу на этой акватории; отношение сырой массы растений к сухой. Объектами исследования являлись доминирующие в водоеме водные растения: элодея, роголистник темнозеленый, ряска малая, рдест гребенчатый. Из таблицы 312 видно, что ряска малая занимает в водоеме наибольшую площадь (~ 450000м²) и, следовательно, имеет и максимальную биомассу (~ 1120 тонн). Рдест гребенчатый расположен на минимальной площади (~ 180м²) и обладает наименьшей биомассой (~0,2 тонны). Вычислены усредненные значения содержания ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях Белоярского водохранилища и, отдельно, для макрофитов, обитающих на Теплом заливе. Исходя из этих данных и информации по биомассе водных растений, рассчитали запасы исследуемых радионуклидов в основных макрофитах водоема-охладителя. Как видно из таблицы 313, по ^{60}Co они составляют примерно $9800 \cdot 10^3$ Бк для ряски малой, $1000 \cdot 10^3$ Бк для элодеи, $900 \cdot 10^3$ Бк для роголистника темнозеленого, $200 \cdot 10^3$ Бк - для кладофоры, $50 \cdot 10^3$ Бк для рдеста пронзеннолистного и $3 \cdot 10^3$ Бк для рдеста гребенчатого. Из таблицы 314 видно, что основные запасы ^{90}Sr также сосредоточены в ряске малой (~$2200 \cdot 10^3$ Бк), а наименьшие – в рдесте гребенчатом (~ $1 \cdot 10^3$ Бк). Интегральные запасы ^{90}Sr в основных видах водной растительности водоема-охладителя БАЭС составляют ~2,3 МБк. Как видно из таблицы 315, основные запасы ^{137}Cs в макрофитах Белоярского водохранилища депонированы как и для двух других исследуемых радионуклидов в ряске малой (~$2600 \cdot 10^3$ Бк), а минимальные – также в рдесте гребенчатом (~$1 \cdot 10^3$ Бк). Таким образом, суммарные запасы радиоцезия в макрофитах водоема-охладителя Белоярской АЭС равны ~ 2,8 МБк.

Таблица 311

Суммарные запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах разных частей Белоярского водохранилища, (прибрежная и глубоководная зоны), ГБк

Компонент водоема	Теплый залив			Нижняя часть водоема			Центральная часть водоема			Верховье			Весь водоем, суммарно		
	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{137}Cs
Грунт	60	1	52	94	68	254	81	40	335	3	5	15	238	114	656

Таблица 312

Некоторые характеристики водных растений Белоярского водохранилища

Вид растений	Р.сырой / Р.сухой	Сырая масса растений с 1 м^2, кг	Зона Теплого залива		Белоярское водохранилище (без Теплого залива)	
			Площадь, занимаемая растениями, м^2	Сырая масса растений со всей площади, кг	Площадь, занимаемая растениями, м^2	Сырая масса растений со всей площади, кг
Элодея	9,1	3,5	750	2620	950	3320
Роголистник темнозеленый	12,6	2,7	800	2160	250	670
Рдест гребенчатый	8,1	1,2	20	20	160	190
Ряска малая	16,7	2,5	5000	12500	442700	1106750
Рдест пронзенно-листный	9,6	2,1	300	630	1200	2520
Кладофора	7,1	3,8	200	760	640	2430

4.5.4.Соотношение запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах водохранилища

В работах (Трапезников, 1990; Чеботина, Трапезников и др.,1992; Трапезников и др.,1996) оценены запасы ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах Белоярского водохранилища. Суммарные запасы радионуклидов водоема-охладителя определяли по формуле:

$$A = \sum_{i=1}^{3} A_i, \text{ где}$$

A – суммарные запасы исследуемого радионуклида в водоеме-охладителе;

A_1 – запасы исследуемого радионуклида в водной фазе водохранилища;

A_2 – запасы исследуемого радионуклида в грунтах водохранилища;

A_3 – запасы исследуемого радионуклида в макрофитах водохранилища.

В таблице 316 приведены результаты оценки доли основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Как видно из этой таблицы, максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема - от 92% для ^{90}Sr до 98% для ^{137}Cs. Далее, в процентном соотношении, следует вода – от ~ 2% для ^{137}Cs до 8% – для ^{90}Sr. Относительные же запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы - от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента - для ^{60}Co. В работе (Мешалкина, 1971) описано распределение ^{90}Sr в экспериментальных непроточных водоемах. Содержание радионуклида в среднем по водоемам составляет: грунт – 90%, вода – 10%, биомасса < 1%. Эти соотношения принципиально близки нашим данным

Таблица 313

Запасы ^{60}Co, содержащиеся в основных видах водных растений Белоярского водохранилища

Вид растения	Теплый залив			Белоярское водохранилище (без Теплого залива)			Суммарные запасы ^{60}Co по всему водоему 10^3Бк
	Сырая масса растений, кг	Усредненная концентрация ^{60}Co Бк/кг сырой массы	Запасы ^{60}Co 10^3Бк	Сырая масса растений, кг	Усредненная концентрация ^{60}Co Бк/кг сырой массы	Запасы ^{60}Co 10^3Бк	
Элодея	2625	384,8	1010,1	3325	17,5	58,2	1068,3
Роголистник темнозеленый	2160	403,3	871,1	675	18,5	12,5	883,6
Рдест гребенчатый	24	32,3	0,8	192	11,6	2,2	3,0
Ряска малая	12500	125,8	1572,5	1106750	7,4	8190,0	9762,5
Рдест пронзеннолистный	630	47,8	30,1	2520	8,8	22,2	52,3
Кладофора	760	184,1	139,9	2430	21,7	52,7	192,6

Всего: 111962,3 КБк ~ 12,0 МБк

Таблица 314

Запасы ^{90}Sr, содержащиеся в основных видах водных растений Белоярского водохранилища

Вид растения	Теплый залив			Белоярское водохранилище (без Теплого залива)			Суммарные запасы ^{90}Sr по всему водоему, $nx10^3$ Бк
	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{90}Sr, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{90}Sr, $nx10^3$ Бк	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{90}Sr, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{90}Sr, $nx10^3$ Бк	
Элодея	2620	6,3	16,5	3320	5,7	18,9	35,4
Роголистник темно-зеленый	2160	1,6	3,5	670	1,4	0,9	4,4
Рдест гребенчатый	20	2,7	0,05	190	2,4	0,5	0,6
Рдест пронзенно-листный	630	8,7	5,5	2520	8,3	20,9	26,4
Ряска малая	12500	2,2	27,5	1106750	2,0	2213,5	2241,0
Кладофора	760	9,7	7,4	2430	9,5	23,1	30,5

Всего: 2338,3 КБк ~ 2,3 МБк

Таблица 315

Запасы ^{137}Cs, содержащиеся в основных видах водных растений Белоярского водохранилища

Вид растения	Теплый залив			Белоярское водохранилище (без Теплого залива)			Суммарные запасы ^{137}Cs по всему водоему, $nx10^3$ Бк
	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{137}Cs, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{137}Cs, $nx10^3$ Бк	Биомасса, кг	Усреднен. конц. ^{137}Cs, Бк/кг сырой массы	Запасы ^{137}Cs, $nx10^3$ Бк	
Элодея	2620	18,5	48,6	3320	11,5	38,2	86,8
Роголистник темно-зеленый	2160	27,3	59,0	670	6,5	4,4	63,4
Рдест гребенчатый	20	5,0	0,1	190	3,7	0,7	0,8
Рдест пронзенно-листный	630	15,6	9,8	2520	3,4	8,6	18,4
Ряска малая	12500	13,1	163,7	1106750	2,2	2434,8	2598,5
Кладофора	760	26,8	20,4	2430	16,6	40,3	60,7

Всего: 2828 КБк ~ 2,8 МБк

Таблица 316

Доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище

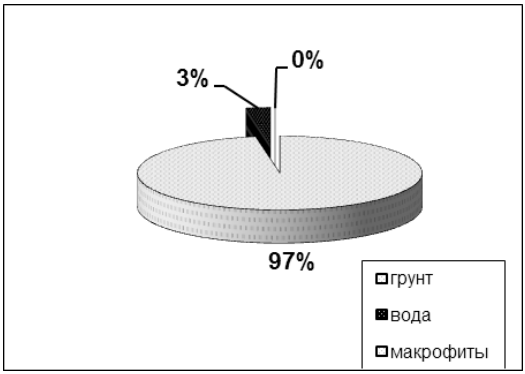
Компонент водохранилища	Запасы ^{60}Co, $nx10^6$ Бк	Доля общего запаса ^{60}Co в водоеме, %	Запасы ^{90}Sr, $nx10^6$ Бк	Доля общего запаса ^{90}Sr в водоеме, %	Запасы ^{137}Cs, $nx10^6$ Бк	Доля общего запаса ^{137}Cs в водоеме, %
Грунт	238000	97,2790	114000	92,0082	656000	98,2008
Вода	6645	2,7160	9900	7,9902	12016	1,7988
Макрофиты	12	0,0050	2	0,0016	3	0,0004

по распределению ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в основных компонентах Белоярского водохранилища.

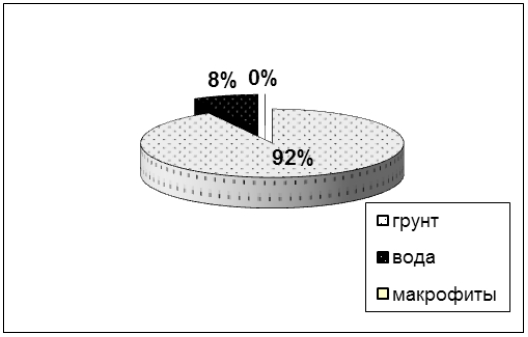
Ввиду того, что исследуемый нами водоем обеднен высшей водной растительностью, может создаться впечатление, что роль макрофитов в депонировании радионуклидов ничтожнà. Но, очевидно, в мелководных водоемах, обладающих большими количествами растительной биомассы, последняя может содержать более значительную долю запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs.

4.5.5. Специфика накопления радионуклидов в водохранилищах

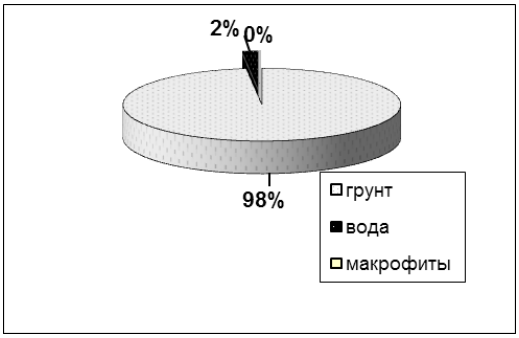
Оценена доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема – от 92% для ^{90}Sr до 98% для ^{137}Cs. Далее в процентном соотношении следует вода: от ~ 2% для ^{137}Cs до 8% – для ^{90}Sr. Относительные запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы – от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента – для ^{60}Co. (Рисунок 567 II) При этом донные отложения водоема выполняют основную барьерную роль, препятствуют выносу радионуклидов за пределы водохранилища, а вода – главную транспортную функцию.



^{60}Co



^{90}Sr



^{137}Cs

Рисунок 567 II – Доля основных компонентов водоема в общем запасе ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs

4.6. Опыт радиоэкологического исследования пресноводных экосистем, подверженных многолетнему воздействию атомной электростанции в границах наблюдаемой зоны

4.6.1. Общая постановка задачи исследования

В 2011 г. исполнилось 47 лет со дня пуска первенца советской промышленной атомной энергетики – Белоярской АЭС им. И.В.Курчатова. Важно было понять, какое влияние оказала атомная станция на уровни содержания радионуклидов в основных компонентах ряда водных экосистем, находящихся в зоне наблюдения БАЭС за столь длительный промежуток времени.

Объектами исследования служили 6 небольших рек, находящихся на территории, расположенной в радиусе 15 км от Белоярской АЭС, а также сам водоем-охладитель.

В качестве материала изучения были использованы вода, донные отложения, ихтиофауна, макрофиты и пойменные почвы (для рек) для всех указанных выше водных экосистем. В природных образцах были оценены уровни содержания широкого спектра радионуклидов (в том числе и тех, что не были определены ранее): ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{214}Bi, ^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239,240} Pu, ^{238}U, ^{214}Pb, ^{234}U, ^{228}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{214}Po, ^{14}C, а также суммарная α- и β- активность.

Проведен сравнительный анализ уровней содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs и, частично, ^{60}Co в воде, донных отложениях, ихтиофауне и макрофитах, отобранных в Белоярском водохранилище – водоеме-охладителе Белоярской АЭС в 70-е и 80-е годы прошлого века и в 2011г. (Трапезников и др., 2015).

4.6.2. Содержание радионуклидов в воде поверхностных водоемов

В таблице 318 приводится содержание ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{214}Bi, ^{241}Am, ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$, ^{238}U, ^{214}Pb, ^{234}U, ^{228}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{214}Po, ^{14}C в воде 6 небольших рек, находящихся в зоне наблюдения Белоярской АЭС, а также в Теплом заливе и Промливневом канале, через который поступают дренажные и поверхностные воды с территории атомной станции в Белоярское водохранилище.

При сравнении концентраций ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде данных точек водоема-охладителя в 1976-1987 гг. (усреднение величины по 12 годам наблюдений), приведенным в таблице 289 и уровней содержания радионуклидов в 2011 г. (таблица 318), видно, что концентрация ^{60}Co в воде Теплого залива за более, чем 20-летний период уменьшилась с 250 Бк/м^3 до значения меньше, чем 0,3 Бк/м^3, то есть в 800 и более раз. В Промливневом канале содержание данного нуклида изменилось в тот же временной отрезок от 5600 Бк/м^3 (Чеботина и др., 1992) до 1 Бк/м^3, т.е. в 5600 раз. Сравним данные величины с литературными. Так, по данным (Smedile,Queirazza,1976) в реке По (Италия) в 1971-1972 гг. в районе, прилегающем к АЭС, концентрация ^{60}Co в воде составляла 0,18 Бк/м^3 – 59 Бк/м^3. В работе (Бадаев и др., 1985) показано, что содержание ^{60}Co в воде водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в доаварийный период в 1979-1980 гг. равнялось 0,74 Бк/м^3 – 1,8 Бк/м^3.

Концентрация ^{90}Sr в воде Теплого залива за рассматриваемый период изменилась от 61 Бк/м^3 до 21 Бк/м^3, т.е. в 3 раза, а в Промливневом канале содержание этого радионуклида уменьшилось от 160Бк/м^3 (Чеботина и др., 1992) до 28 Бк/м^3, т.е. в 5,7 раза.

Таблица 318

Содержание радионуклидов в пробах поверхностных вод

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3					
		Cs-134	Cs-137	Sr-90	Co-60	Ra-226	Th-228
1	р. Камышенка	0,4±0,3	<0,48	15,3±0,3	<0,17	<2	11,6±2,7
2	р. Гагарка	0,22±0,13	1,6±0,43	23,5±0,5	<0,23	<3,3	3,1±0,5
3	р. Режик	0,28±0,02	1,4±0,5	6,4±0,85	<0,33	<2,2	2±0,3
4	р. Мезенка	<0,13	0,6±0,06	11,6±6	<0,27	<4,3	7,8±1,2
5	Белоярское вдхр. Промливневый канал	0,19±0,14	8,4±0,67	28±5	1±0,2	<2,0	6,4±0,52
6	Белоярское вдхр. Теплый залив	<0,15	2,9±0,2	21±2	<0,3	<3,9	8,2±1
7	р. Ольховка	0,16±0,07	67±2,3	60±1	2,42±0,13	<13,9	12,6±3,5
8	р. Каменка	<0,17	<0,22	6,1±0,3	<0,29	<5,5	6,79±1,2

Таблица 318 (Продолжение)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3					
		Th-230	Th-232	Bi-214	Am-241	Pu-238	U-238
1	р. Камышенка	11,4±2,2	0,95±0,19	<1,1	<0,5	0,12	9,2±3,9
2	р. Гагарка	4,2±0,3	0,97±0,29	<0,4	<0,18	0,03	8,5±3,4
3	р. Режик	9,8±0,3	1±0,18	<0,25	0,67±0,27	0,04	9,7±4,5
4	р. Мезенка	7,6±0,8	1,2±0,14	<0,52	<0,22	0,23	7,8±3,6
5	Белоярское вдхр. Промливневый канал	2,8±0,17	<1,9	<0,24	<0,23	<0,19	11,3±5,6
6	Белоярское вдхр. Теплый залив	8,7±0,8	<3,6	<0,46	<0,2	0,187	12,3±3,7
7	р. Ольховка	13,3±2,1	<13,5	<1,7	<0,12	0,422	8,2±4,2
8	р. Каменка	11,5±1,2	<5,5	<0,68	0,29±0,27	<0,51	9,4±3,3

Таблица 318 (Продолжение)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3					
		Pb-214	U-234	Pu-239,240	Ra-228	Rn-222	Pb-210
1	р. Камышенка	6,5±1,6	340±190	0,35	<0,75	<3000	<22
2	р. Гагарка	6,7±0,57	<57	0,0056	<0,75	<3000	<28
3	р. Режик	7±0,13	<140	0,024	<0,75	<3000	<30
4	р. Мезенка	5,3±0,6	300±125	0,015	<0,75	<3000	<19
5	Белоярское водохр. Промливневый канал	4,4±0,52	<77	0,015	<0,75	<3000	<26
6	Белоярское водохр. Теплый залив	6,9±0,7	240±100	0,024	<0,75	<3000	<20
7	р. Ольховка	6,9±0,4	<190	0,17	<0,75	<3000	<30
8	р. Каменка	7,3±0,87	<89	0,34	<0,75	<3000	<43

Таблица 318 (Окончание)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/м^3				
		Po-210	Po-214	C-14	Суммарная α-активность	Суммарная β-активность
1	р. Камышенка	<22	<22	<7,3	37,7±7,7	64,5±0,5
2	р. Гагарка	<28	<28	<7,3	38,6±12,3	162,9±16,5
3	р. Режик	<30	<30	<7,3	41,5±7,2	77,3±6,2
4	р. Мезенка	<19	<19	<7,3	33,2±5,6	43±3
5	Белоярское водохр. Промливневый канал	<26	<26	15,6±4,7	50±18	107,5±2,5
6	Белоярское водохр. Теплый залив	<20	<20	18,3±5,5	49,3±0,5	117±5
7	р. Ольховка	<30	<30	25,3±7,6	36±0,5	154±0,5
8	р. Каменка	<43	<43	<7,3	13,5±1,8	13,2±3

Концентрация ^{137}Cs в воде Теплого залива за более чем 20-летний период изменилась от 310 Бк/м^3 до 2,9 Бк/м^3, то есть уменьшилось более, чем в 100 раз, а содержание данного нуклида в воде из Промливневого канала упало с 3240 Бк/м^3 (Чеботина и др., 1992) до 8,4 Бк/м^3 то есть уменьшилась в386 раз.

Уменьшение содержания радионуклидов в воде водоема-охладителя в 2011 г. по сравнению с 1976-1987 гг. связано с выводом из эксплуатации I и II блоков БАЭС.

Согласно (Smedile, Queirazza, 1976), концентрация ^{137}Cs в воде реки По изменялась от 1,1 Бк/м^3 до 330 Бк/м^3, а по данным (Бадаев и др., 1985) содержание этого радионуклида в водоеме-охладителе ЧАЭС в доаварийный период варьировало от 3,3 Бк/м^3 до 11 Бк/м^3.

Как видно из сравнения приведенных величин, современная концентрация ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища близка аналогичным величинам, полученным для водоема-охладителя Чернобыльской АЭС в доаварийный период и, в целом, ниже, чем в реке По (Италия), подверженной воздействию АЭС.

Рассмотрим уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{134}Cs и ^{137}Cs в воде рек Ольховка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка, а также в Теплом заливе и Промливневом канале Белоярского водохранилища. Все данные получены в 2011 году (рисунок 568). Как видно из этого рисунка, максимальная концентрация ^{137}Cs (67 Бк/м^3) приходится на р.Ольховку, в которую в в течение многих лет транзитом через Ольховское болото поступали слаборадиоактивные сбросы БАЭС.

Далее по мере убывания следует Промливневый канал водоема-охладителя БАЭС (8,4 Бк/м^3). Наименьшее же содержание ^{137}Cs отмечено в других реках наблюдаемой зоны БАЭС (от 0,6 Бк/м^3 в р.Мезенке до 1,6 Бк/м^3 в р.Гагарке). Все приведенные величины существенно

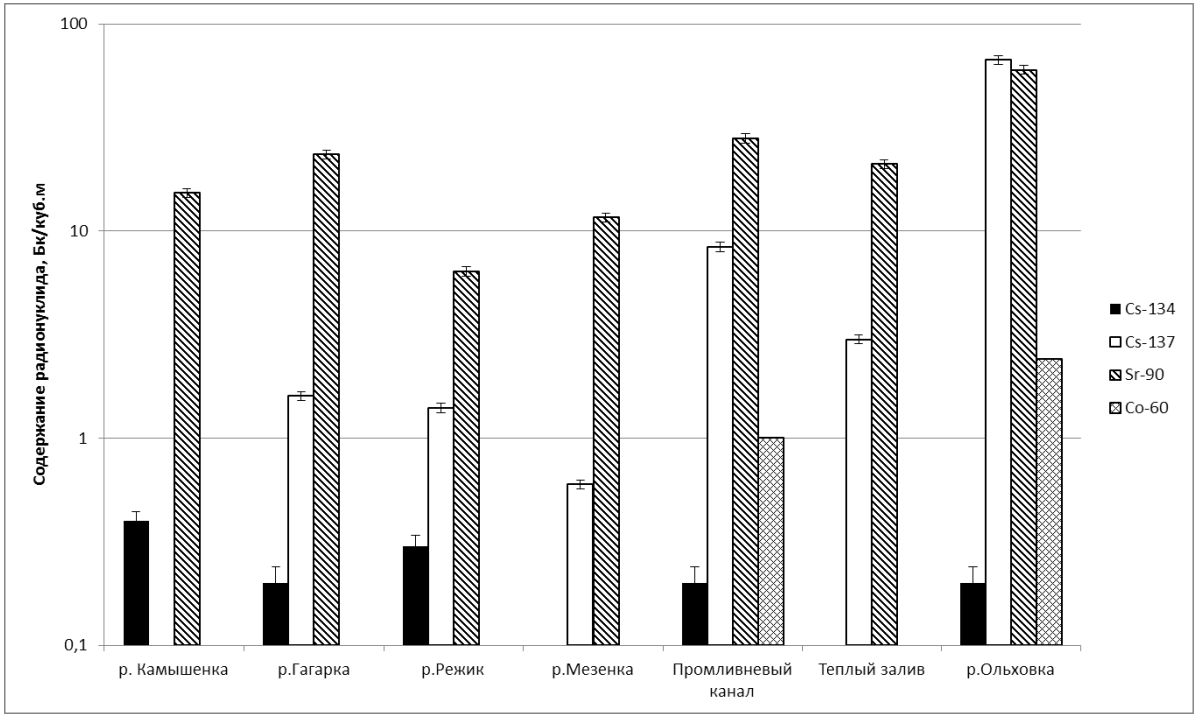


Рисунок 568 – Объемная активность Cs-134, Cs-137, Sr-90, Co-60 в реках и водоеме-охладителе

ниже уровня вмешательства для питьевой воды, который согласно НРБ 99/2009 для ^{137}Cs составляет 11000Бк/м^3.

Уровни содержания ^{90}Sr также максимальны в р.Ольховке (60 Бк/м^3). Далее следует Промливневый канал (28 Бк/м^3). В пробах из остальных рек, а также из Теплого залива водоема-охладителя БАЭС, концентрация данного нуклида в воде находится в пределах от 6,1 Бк/м^3 до 23,5 Бк/м^3. Все приведенные величины существенно ниже уровня вмешательства для питьевой воды, который согласно («Нормы…, 2009) для ^{90}Sr составляет 4900Бк/м^3. Следует отметить, что значимые количества ^{60}Co в воде удалось обнаружить только в относительно «горячих» точках – в р.Ольховке – 2,4 Бк/м^3 и в Промливневом канале водоема-охладителя Белоярской АЭС (1,0 Бк/м^3).

Что касается ^{134}Cs, то уровни его содержания в воде исследуемых рек Белоярского района крайне низки и колеблются от 0,16 Бк/м^3 до 0,40 Бк/м^3. Это значит, что данный радионуклид поступает в водные экосистемы в очень небольших количествах.

Как видно из рисунка 569, концентрация ^{228}Th в воде р.Ольховки находится на максимальном уровне (12,6 Бк/м^3), далее в порядке убывания следуют: р.Камышенка (11,6 Бк/м^3) и р.Мезенка (7,8 Бк/м^3). Наименьшее содержание данного нуклида в воде зафиксировано в р.Режик (2,0 Бк/м^3). Наибольшая концентрация ^{230}Th в воде (рисунок 569) отмечена также в р.Ольховке (13,3 Бк/м^3), а наименьшая – в Промливневом канале БАЭС (2,8 Бк/м^3). Что же касается содержания ^{232}Th в водной среде изучаемых объектов (рисунок 569), то она невелика и ее значимые количества находятся в пределах 0,95 Бк/м^3-1,2Бк/м^3.

^{234}U удалось определить в трех водных объектах. Как видно из рисунка 570, концентрация этого радионуклида

находится в пределах от 240 Бк/м^3 (Теплый залив Белоярского водохранилища) до 340 Бк/м^3 (р.Камышенка). Содержание ^{238}U изменяется незначительно во всех водных объектах от 7,8Бк/м^3 до 12,3 Бк/м^3 (рисунок 570).

Как видно из этого же рисунка, концентрация ^{214}Pb в воде близка во всех исследованных реках и в пробах из водоема-охладителя и варьирует от 4,4Бк/м^3 до 7,3 Бк/м^3.

На рисунке 571 показано содержание суммарной α- и β-активности в воде исследованных пресноводных экосистем. Все значения суммарной α- активности находятся в узких пределах – от 33,2 Бк/м^3 до 50,0 Бк/м^3.

Что касается суммарной β-активности, то наибольшие значения отмечены в реках Гагарка (162,9 Бк/м^3) и Ольховка (154,0 Бк/м^3), а наименьшие – в р.Мезенке (43,0 Бк/м^3).

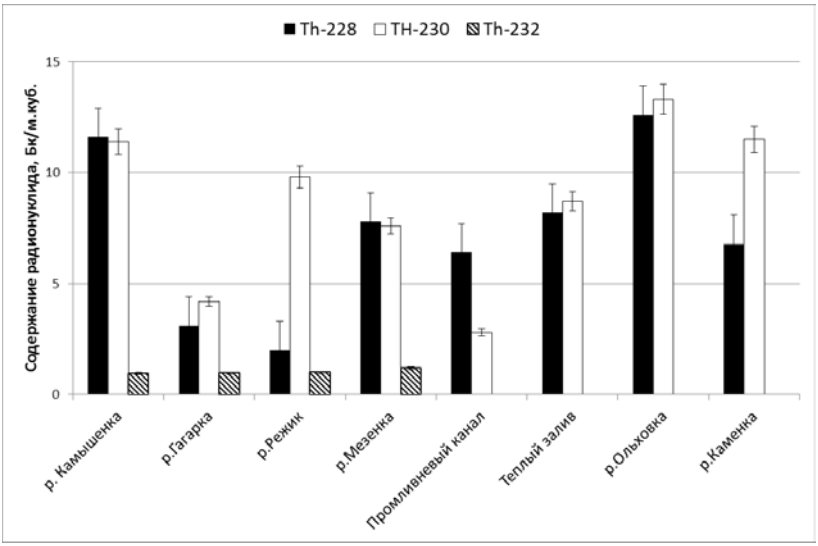


Рисунок 569 – Объемная активность Th-228, Th-230, Th-232 в реках и водоеме-охладителе

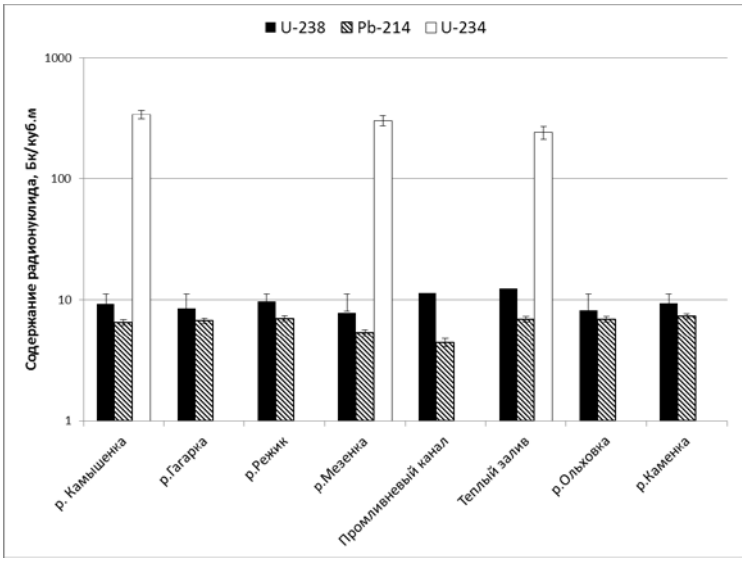


Рисунок 570 – Объемная активность U-238, Pb-214, U-234 в реках и водоеме-охладителе

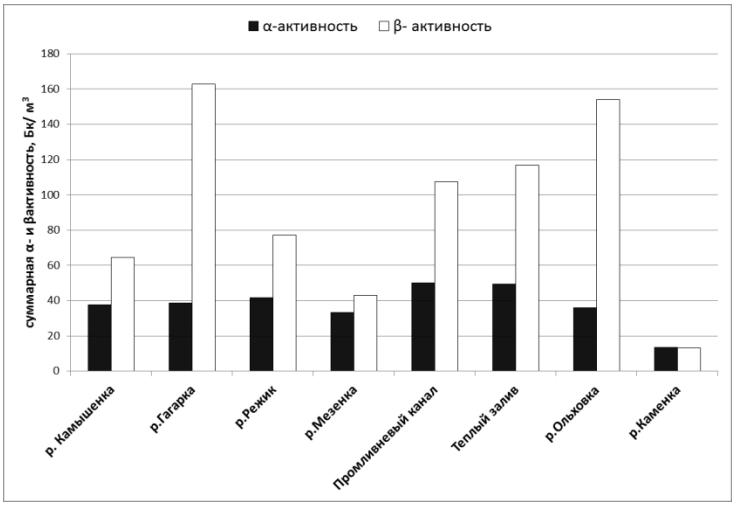


Рисунок 571 – Суммарная α- и ß-активность радионуклидов в воде рек и водоема-охладителя

В целом, следует отметить, что наивысшие значения содержания различных радионуклидов в воде зафиксированы в реке Ольховке, куда в течение многих лет через Ольховское болото поступали слабоактивные сбросы радионуклидов Белоярской АЭС.

4.6.3. Содержание радионуклидов в донных отложениях поверхностных водоемов

В данном разделе рассмотрены уровни содержания ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co, ^{226}Ra, ^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{214}Bi, ^{241}Am, ^{210}Pb, ^{228}Ra, а также величины суммарной β-активности в донных отложениях рек Ольховка, Мезенка, Каменка, Гагарка, Камышенка, Режик, а также Теплого залива и Промливневого канала Белоярского водохранилища.

При сравнении усредненных концентраций ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях указанных точек водоема-охладителя Белоярской АЭС в 1980-е годы, приведенных в таблица 306 и уровней содержания радионуклидов в 2011 г. (таблица 319), видно, что за более чем 20-летний период содержание ^{60}Co в донных отложениях Теплого залива (затопленная почва) уменьшилось с 241 Бк/кг до 10 Бк/кг, то есть в 240 раз. За это же время концентрация данного радионуклида в донных грунтах Промливневого канала изменилась от 9770 Бк/кг (Чеботина и др., 1992) до 27 Бк/кг и стала меньше в 362 раза.

Содержание ^{90}Sr в донных отложениях Теплого залива, наоборот, увеличилась с 22,4 Бк/кг до 52,7 Бк/кг, а концентрация этого радионуклида в грунтах Промливневого канала уменьшилась с 300 Бк/кг (Чеботина и др., 1992) до 49,3 Бк/кг.

Уровень содержания ^{137}Cs в затопленной почве Теплого залива за рассматриваемый многолетний период

Таблица 319

Содержание природных и техногенных радионуклидов в донных отложениях

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/кг						
		Cs-134	**Cs-137**	**Sr-90**	**Co-60**	**Ra-226**	**Th-228**	**Th-230**
1	р. Ольховка	<0,39	418,7±17,1	30,03±0,17	<0,78	<12,6	166,2±6	41,1±2,5
2	р. Мезенка	<1,2	3,02±0,44	24,55±0,15	<0,42	296±73	173,5±7	46,4±3,9
3	р. Каменка	0,71±0,44	4,24±1,34	9,42±0,59	<0,67	124±60	198,7±15	94,6±11
4	р. Гагарка	0,83±0,67	9,82±2,2	12,14±0,59	<1,05[*2]	<17	<2,1	38,3±3,8
5	р. Камышенка	1,4±1,12	29,4±5,05	41,77±0,68	9,8±3,06	<41	140,6±12	56,5±6
6	Белоярское водохранилище Промливневый канал	3,2±1,7	465,5±10	49,35±1,7	27±4,3	<45	<1,2	47,2±8
7	р. Режик	0,93±0,32	3,4±0,9	22,07±0,13	<0,42	<8,7	180,4±3	68,7±4
8	Белоярское водохранилище Теплый залив	<1,5[*1]	194,8±8,4	52,7±0,33	10,3±3,7	<55	<20,1	69,4±7

Таблицы 319 (Окончание)

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/кг					
		Th-232	Bi-214	Am-241	Pb-210	Ra-228	β-активность
1	р. Ольховка	60,6±5	<1,6	<0,76	<100	53,9±4,3	432,2±8,5
2	р. Мезенка	89,7±10	<3,5	<0,71	<100	79,8±10,1	356±18,3
3	р. Каменка	91,3±13	<6,9	<0,63	<100	81,2±12,7	281±26,4
4	р. Гагарка	45,9±5	<2,2	<0,92	<100	40,8±4,2	228,1±59,7
5	р. Камышенка	73,9±14	<5,9	3,9±2	<100	65,7±12,7	372,8±76
6	Белоярское водохр. Промливне-вый канал	81,2±20	<5,7	4,4±2,5	<100	72,2±18,9	775,4±29,6
7	р. Режик	81±3	<1,2	<0,46	<100	72±2,6	414±10
8	Белоярское водохр. Теплый залив	20,1±11	<7	<2,8*4	<100	18,5±9,8	385,6±21,2

*1 – н.п.о. радионуклида Cs-134 в пробах ≤1,5 Бк/кг.
*2 – н.п.о. радионуклида Co-60 в пробах ≤1,05 Бк/кг.
*3 – н.п.о. радионуклида Th-230 в пробах ≤179Бк/кг.
*4 – н.п.о. радионуклида Am-241 в пробах ≤2,8 Бк/кг.

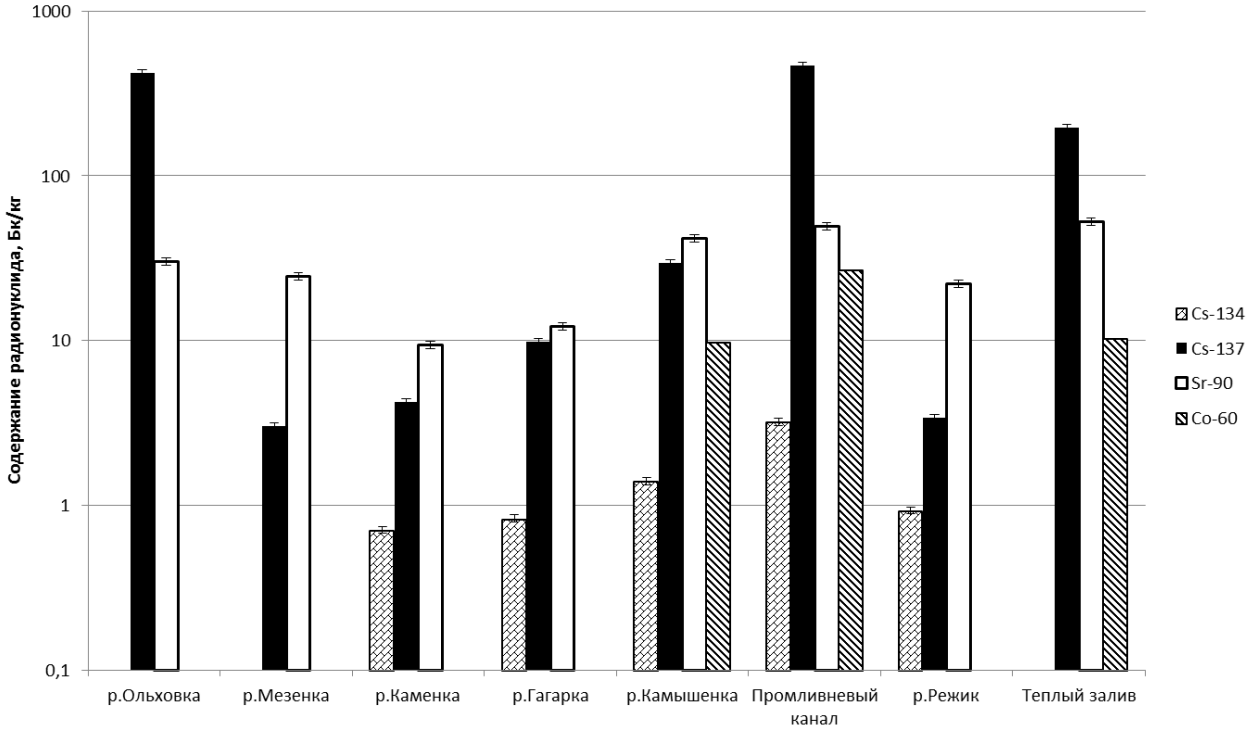


Рисунок 572 – Содержание Cs-134, Cs-137, Sr-90, Co-60 в донных отложениях

уменьшился в 7 раз с 1490 Бк/кг до 195 Бк/кг. За этот же отрезок времени концентрация данного радионуклида в донных грунтах Промливневого канала изменилась в 44 раза: с 20460 Бк/кг до 466 Бк/кг.

Видно, что содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в донных отложениях Теплого залива, так и Промливневого канала за период с 1980-х годов по 2011 г. очень значительно уменьшилось – в десятки и сотни раз, что связано с выводом из эксплуатации I и II блоков БАЭС. Уровень поступления ^{90}Sr в водоем-охладитель был значительно ниже, поэтому, здесь нет однозначной картины.

Сравним уровни содержания ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{134}Cs и ^{137}Cs в донных грунтах рек Ольховка, Камышенка, Гагарка, Режик, Мезенка и Каменка, а также в Теплом заливе и Промливневом канале Белоярского водохранилища. Все данные получены в 2011 году (рисунок 572). Как видно из этого рисунка, максимальная концентрация ^{137}Cs (465 Бк/кг) приходится на Промливневый канал водоема-охладителя, затем следует р.Ольховка (418,7Бк/кг). Далее в порядке убывания идут Теплый залив Белоярского водохранилища (195 Бк/кг), р.Камышенка (29 Бк/кг), р.Гагарка (10 Бк/кг). Самые же низкие значения концентрации ^{137}Cs в донных отложениях наблюдались в р.Режик (3,4 Бк/кг) и р.Мезенка (3,0 Бк/кг).

Уровни содержания ^{90}Sr в водных грунтах максимальны в двух точках водоема-охладителя БАЭС – Теплом заливе (52,7 Бк/кг) и Промливневом канале (49,3 Бк/кг).

Затем идет р.Камышенка (41,8 Бк/кг), р.Ольховка (30,0 Бк/кг), р.Мезенка (24,6 Бк/кг) и р.Режик (22,1 Бк/кг). Наименьшая концентрация ^{90}Sr зафиксирована в донных отложениях р. Каменки (9,4 Бк/кг).

Следует отметить, что ^{60}Co в донных отложениях обнаружен только в трех точках – в Промливневом канале

Белоярского водохранилища (27,0 Бк/кг), Теплом заливе (10,3 Бк/кг) и в р.Камышенка (9,8 Бк/кг).

Что же касается ^{134}Cs, то уровни его содержания в донных отложениях низки. Максимальные значения зафиксированы в Промливневом канале БАЭС (3,2 Бк/кг) и р. Камышенка (1,4 Бк/кг).

^{230}Th распределяется в донных грунтах исследуемых водных экосистем достаточно равномерно (рисунок 573). Его содержание находится в диапазоне от 38,3 Бк/кг (р.Гагарка) до 94,6 Бк/кг (р.Каменка).

Концентрация ^{232}Th в донных отложениях указанных водных объектов находится примерно на том же уровне, что и содержание в них ^{230} Th и также изменяется не очень значительно – от 20,1 Бк/кг в Теплом заливе Белоярского водохранилища до 91,3 Бк/кг в р.Каменке. Содержание ^{228}Th в донных грунтах выше и колеблется от 140,6 Бк/кг (р.Камышенка) до 198,7 Бк/кг (р.Каменка).

^{226}Ra обнаружен в донных отложениях всего лишь двух рек – р.Мезенка (296 Бк/кг) и р.Каменка (124 Бк/кг).

Из рисунке 574 видно, что суммарная β-активность в водных грунтах максимальна в Промливневом канале БАЭС (775 Бк/кг), а минимальна в р.Гагарка (228 Бк/кг).

4.6.4. Содержание радионуклидов в водных растениях

В таблице 320 приведены данные по содержанию ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{40}K в водных растениях в ряде рек (Ольховка, Режик, Мезенка, Камышенка, Каменка, Гагарка), а также в Теплом заливе и Промливневом канале Белоярского водохранилища. Обращает на себя внимание повышенное содержание ^{137}Cs в пробе рдеста гребенчатого из р.Ольховки (2059 Бк/кг). Ольховка, как уже было отмечено выше, в течение многих лет была подвержена сбросам

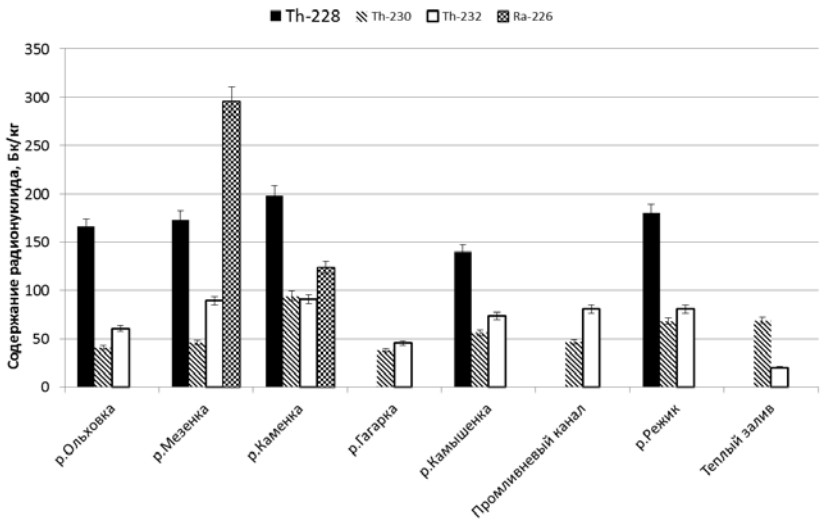


Рисунок 573 – Содержание Th-228, 230,232 и Ra-226 в донных отложениях

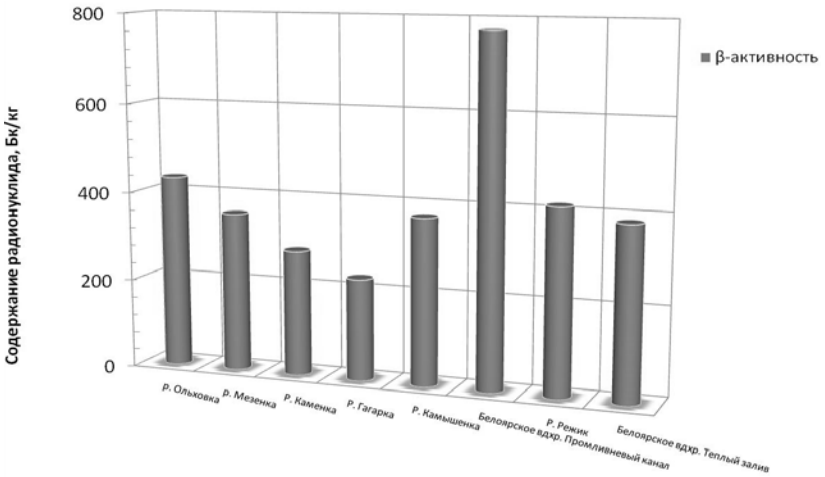


Рисунок 574 – Суммарная β-активность радионуклидов в донных отложениях рек и водоема-охладителя БАЭС

Таблица 320

Содержание Cs-137, Sr-90, K-40 в пробах макрофитов

№	Место отбора	Радионуклиды, Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
1	р. Ольховка (Рдест гребенчатый)	2059±97	44,93±1,4	1432±283,8
2	р. Режик (Элодея)	3,5±0,6	50,2±1,24	675,6±59,5
3	р. Мезенка (Рдест пронзенолистный)	1,9±0,5	25,33±5,6	255,6±29,5
4	р. Камышенка (Элодея)	1,6±0,27	24±0,82	764,4±63
5	р. Каменка (Элодея)	1,84±0,39	32,21±1,02	759,4±63,9
6	р. Гагарка (Ряска)	7,7±0,9	47,6±1,3	1484±120
7	р. Гагарка (Ряска малая)	4,65±1,6	23,8±0,20	1278±103
8	Теплый залив (Роголистник темнозеленый)	30±1,68	40,2±1,68	1746±151
9	Промливневый канал (Кладафора)	1,95±0,15	57,88±0,02	123±22
10	Промливневый канал (Рдест гребенчатый)	52,5±0,89	127,64±0,44	46,8±5,3

жидких радиоактивных отходов низкого уровня. В целом же, для большинства рек содержание данного радионуклида в водных растениях невелико и находится в пределах от 1,6 Бк/кг до 4,6 Бк/кг. Исключение представляет ряска малая, отобранная в р.Гагарке (109,2 Бк/кг).

Максимальная концентрация ^{90}Sr зафиксирована в рдесте гребенчатом, отобранном в Промливневом канале БАЭС (128 Бк/кг). В остальных точках уровень содержания данного радионуклида колеблется от 24 Бк/кг (элодея из р.Камышенка) до 58 Бк/кг (кладофора из Промливневого канала водоема-охладителя).

Сравним уровни содержания радионуклидов в водных растениях, отобранных на Белоярском водохранилище в разные годы. Так, концентрация ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом из Теплого залива (1980-е годы) составляла 27,3 Бк/кг сыр.массы или 344 Бк/кг сухой массы (таблица 315), а содержание данного радионуклида в роголистнике из того же залива в 2011 г. равнялось 30 Бк/кг сух.массы, то есть уменьшилось в 11,5 раз. Концентрация ^{137}Cs в рдесте гребенчатом из Промливневого канала БАЭС (1980-е годы) составляла 20090 Бк/кг сух.массы, а в 2011 г. – 52,5 Бк/кг сух.массы. Таким образом, уровень содержания радионуклида снизился в 383 раза. Как и в случае с роголистником темнозеленым – это произошло после выведения I и II блоков БАЭС из эксплуатации.

Совсем иная картина наблюдается при накоплении макрофитами ^{90}Sr. Так, концентрация радионуклида в роголистнике темнозеленом из Теплого залива водоема-охладителя в 1980-е годы составляла 20,1 Бк/кг (в пересчете на сухой вес (таблица 314), а содержание ^{90}Sr в водных растениях этого же вида из Теплого залива БАЭС в 2011 г. равнялось 40,2 Бк/кг сух.массы, то есть за многолетний период концентрация радионуклида возросла 2 раза. Уровень содержания ^{90}Sr в рдесте гребенчатом, отобранном из Промливневого канала в 1980-е годы составлял 92 Бк/кг, а концентрация данного радионуклида в растениях этого вида в 2011 г. равнялась 128 Бк/кг из чего следует, что она увеличилась в 1,4 раза. Это можно объяснить тем, что

механизм поступления стронция-90 совсем иной, чем для цезия-137. Если последний радионуклид поступает в водоем-охладитель через Промливневый канал, то ^{90}Sr имеет глобальное происхождение и, практически, не сбрасывается в Белоярское водохранилище в результате деятельности атомной станции.

4.6.5. Содержание радионуклидов в ихтиофауне

В таблице 321 приведены данные по уровням содержания ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{40}K в рыбах различных видов, отловленных в 2011 г. в 6 реках наблюдаемой зоны БАЭС (р.Камышенка, р.Гагарка, р.Мезенка, р.Каменка, р.Режик, р.Ольховка), а также в Белоярском водохранилище. Сравним уровни содержания ^{137}Cs в представителях ихтиофауны, зафиксированные в 1977 г. (Чеботина и др. 1992) и величины концентрации радионуклида в рыбах, отмеченные в 2011 г.

Содержание цезия-137 в щуке из Белоярского водохранилища (1977 г.) составляло 113 Бк/кг, а в 2011 г. равнялось 12,8 Бк/кг, при этом оно уменьшилось в 8,8 раза. Концентрация радионуклида в щуке из 6 рек наблюдаемой зоны БАЭС было значительно ниже и колебалось в пределах от 0,58 Бк/кг до 2,05 Бк/кг.

Этот же эффект можно проследить на примере плотвы. Так, содержание ^{137}Cs в плотве, отловленной на Белоярском водохранилище в 1977 г. составляло 62 Бк/кг (Чеботина и др., 1992), а в 2011 г. варьировало от 2,40 Бк/кг до 2,46 Бк/кг. В то же время концентрация ^{137}Cs в плотве, отловленной в 6 реках из наблюдаемой зоны БАЭС была меньше и изменялась в пределах от 0,8 Бк/кг до 2,1 Бк/кг.

Можно утверждать, что на примере ихтиофауны также наблюдается эффект снижения уровней содержания радионуклидов после выведения из эксплуатации I и II боков БАЭС.

Таблица 321

Содержание радионуклидов в ихтиофауне

№	Место отбора	Радионуклиды Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
1	р. Камышенка (щука)	0,99±0,07	5,28±0,61	90,9±7,7
2	р. Гагарка (щука)	2,05±0,19	3,23±0,38	107±10
3	р. Мезенка (щука)	1,86±0,39	4,03±0,23	98,7±9,3
4	р. Каменка (щука)	1,52±0,15	1,58±0,71	96,9±9,2
5	р. Режик (щука)	1,83±0,2	2,08±0,83	53,6±2,7
6	р. Ольховка (щука)	0,58±0,16	1,07±0,22	101±10,7
7	р. Камышенка (плотва)	0,8±0,09	36,07±2,17	90,8±8,14
8	р. Гагарка (плотва)	0,83±0,09	2,94±0,21	92,5±8,2
9	р. Мезенка (плотва)	1,23±0,17	2,35±0,19	108,3±8,2
10	р. Каменка (плотва)	1,32±0,16	10,28±0,79	91,5±9,1
11	р. Режик (плотва)	2,12±0,22	1,58±0,11	96,7±8,7
12	р. Ольховка (плотва)	1,22±0,09	2,38±0,07	87,5±7,5
13	Белоярское вдхр. БФС (окунь)	3,43±0,15	3,26±0,21	76±8,1
14	Белоярское водохранилище. БФС (плотва)	2,4±0,21	2,74±0,12	70,4±7,3
15	Белоярское вдхр. Теплый залив (плотва)	2,46±0,19	3,47±0,26	84,1±8,1
16	Белоярское вдхр. Теплый залив (окунь)	2,17±0,15	2,1±0,21	64±6,2
17	Белоярское вдхр. Промливневый канал (окунь)	6,68±0,28	3,76±0,35	89,2±7,4
18	Белоярское вдхр. Промливневый канал (плотва)	3,18±0,24	1,76±0,15	94,5±9,2
19	Белоярское вдхр. (карп)	13,62±1,94	2,89±0,13	89,8±7,6
20	Белоярское водохранилище (щука)	12,8±1,72	2,61±0,14	86,4±5,8
21	Белоярское водохранилище (плотва) проба №2	6,8±0,30	4,5±0,11	80,9±6,8

4.6.6. Содержание радионуклидов в пойменных почвах рек наблюдаемой зоны Белоярской АЭС

В работах (Трапезников, Трапезникова, 2006; Трапезников и др. 2007) на основании результатов натурных исследований было показано, что основным депо радионуклидов в пресноводных водоемах являются донные отложения, а в реках – это пойменные почвы и донные отложения пойменных водоемов, которые поглощают 80% и более радиоактивных веществ, затем следует водная компонента (в пределах от долей процента до 20%) и, наконец, гидробионты (так, высшие водные растения могут аккумулировать в общей сложности доли процента от суммарной активности в водоеме).

Содержание ряда радионуклидов в пойменных почвах рек Гагарка, Мезенка и Ольховка представлены в таблице 322, а сравнительная оценка их содержания на рисунке 575.

Из представленных результатов видно, что пойменные почвы реки Ольховка загрязнены Cs-137. Его содержание в пойменных почвах Ольховки почти на порядок величин выше, чем в других реках. При этом, содержание Sr-90 и K-40 в пойме Ольховки соответствует их содержанию в поймах рек, не подверженных радиоактивному загрязнению.

Таким образом, показано, что после вывода из эксплуатации I и II блока БАЭС, содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища снизилось в сотни и тысячи раз. Фундаментальное значение данного факта заключается в том, что в большом временно́м диапазоне работают как механизмы самоочищения водной экосистемы от радионуклидов (за счет распада радиоактивных веществ), так и механизмы перераспределения радионуклидов из воды в другие компоненты, прежде всего, в донные отложения.

Таблица 322

Содержание радионуклидов в пробах пойменных почв

№	Река	Радионуклиды, Бк/кг		
		Cs-137	Sr-90	K-40
1	р. Гагарка	45,6±4,01	20,62±0,77	287,8±51,6
2	р. Мезенка	8,64±0,75	22,82±0,81	374,4±38,1
3	р. Ольховка	114,6±7,75	16,13±0,24	399,1±84,8

В 6 малых реках, расположенных в зоне наблюдения БАЭС (Ольховка, Каменка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка), уровни содержания радиоактивных веществ (исследован 21 радионуклид), а также суммарная α- и β-активность) максимальны в реке Ольховке, которая в течение ряда лет была подвержена сбросам слаборадиоактивных вод с Белоярской АЭС.

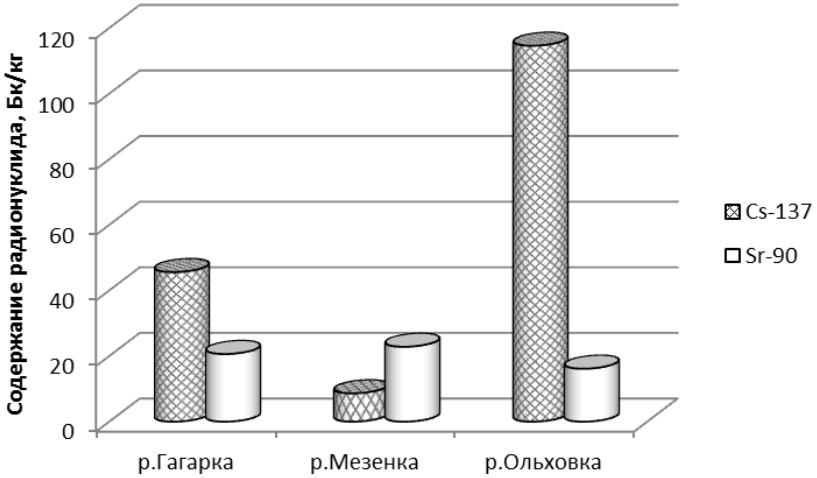


Рисунок 575 – Содержание Cs-137 и Sr-90 в пойменных почвах

В остальных 5 исследованных реках после 47-летнего периода эксплуатации БАЭС концентрация радионуклидов в основных компонентах водных экосистем, в целом, соответствуют уровню регионального фона.

4.7. Первые результаты радиоэкологического исследования водоема-охладителя Белоярской АЭС после ввода в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800

Представлены первые результаты радиоэкологического исследования водоема-охладителя после ввода в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800 Белоярской АЭС. Результаты исследования 2017 года даны в сравнительном аспекте с материалами 2014 года, полученными перед пуском блока БН-800. Показано, что ввод в эксплуатацию энергоблока БН-800 не сопровождался дополнительной радиационной нагрузкой на водоем-охладитель и не оказывал отрицательного влияния на процессы самоочищения, которые стали возможны в данной водной экосистеме после вывода из эксплуатации I и II блоков Белоярской АЭС.

Белоярская атомная электростанция им. И. В. Курчатова (БАЭС) расположена в городе Заречный, в Свердловской области, единственная в России АЭС с разными типами реакторов на одной площадке. Самая старая из действующих ныне атомных электростанций. На станции были сооружены четыре энергоблока: два с реакторами на тепловых нейтронах и два с реакторами на быстрых нейтронах. В настоящее время на станции 2 действующих блока: 3-й энергоблок с реактором БН-600 электрической мощностью 600 МВт, пущенный в эксплуатацию 8 апреля 1980 года – первый в мире энергоблок промышленного масштаба с реактором на быстрых нейтронах и 4-й блок

БН-800, он также является крупнейшим в мире действующим энергоблоком с реактором на быстрых нейтронах.

Первые два блока с водографитовыми канальными реакторами АМБ-100 и АМБ-200 функционировали в 1964-1981 и 1967-1989 годах и были остановлены в связи с выработкой ресурса. Топливо из реакторов выгружено и находится на длительном хранении в специальных бассейнах выдержки, расположенных в одном здании с реакторами. В рамках вывода блоков № 1 и № 2 из эксплуатации с 2017 года начался вывоз ядерного топлива. Все технологические системы, работа которых не требуется по условиям безопасности, остановлены. В работе находятся только вентиляционные системы для поддержания температурного режима в помещениях и система радиационного контроля, работа которых круглосуточно обеспечивается квалифицированным персоналом. В апреле 2014 года начаты работы по разбору реакторов.

Новый 4-й энергоблок с реактором БН-800 Белоярской АЭС мощностью 880 МВт 27 июня 2014 года был выведен на минимальный контролируемый уровень мощности. 10 декабря 2015 г. блок № 4 был включен в сеть и выработал первую электроэнергию в энергосистему Урала. 17 августа 2016 г. энергоблок № 4 с реактором БН-800 выведен на 100 % мощности, а 31 октября – сдан в промышленную эксплуатацию. Энергоблок призван существенно расширить топливную базу атомной энергетики и минимизировать радиоактивные отходы за счёт организации замкнутого ядерно-топливного цикла.

Реактор БН («Быстрые Нейтроны») является экспериментальной технологией ядерной индустрии. В физике такой реактор еще называют бридером от английского слова breed, которое переводится «размножать». Блоки типа БН способны производить плутоний. Проект реактора

прошел все экспертизы и проверки. В 1994 году БН-800 прошел независимую экспертизу Свердловской комиссии. Результаты всех проверок были положительными. И уже в 1997 году была выдана лицензия Госатомнадзора РФ на установку реактора. Согласно проекту, в реакторе БН-800 позволяется не только использовать энергетический плутоний, но и перерабатывать оружейный плутоний. Также блок дает возможность утилизировать актиниды из облученного топлива реакторов на топливных нейтронах. БН-800 считается безопасной установкой, реактор оборудован дополнительной системой аварийной защиты. Она работает на основе пассивных элементов, которые активизируются при повышении температуры. Также проект реактора соответствует всем экологическим требованиям. Так, документацией предусмотрено сокращение потребления атмосферного кислорода и органического топлива, утилизация продуктов деления ядерных материалов и других радиоактивных отходов.

Как и любая АЭС, Белоярская АЭС является потенциальным источником загрязнения окружающей среды. Неконтролируемый выход радиоактивных веществ во внешнюю среду может происходить во время штатной работы АЭС, а чаще всего при возникновении нештатных ситуаций. За период эксплуатации Белоярской АЭС также произошло несколько аварий и серьезных неисправностей. Первая авария произошла 29 мая 1976 года, когда на блоке №2 при выходе его на мощность после срабатывания аварийной защиты реактора произошло повреждение ТВС нескольких десятков каналов. С точки зрения потенциальной опасности и нанесенного материального ущерба эта авария относится к разряду тяжелых – восстановительные работы длились около 9 месяцев. В течение первых двух суток наблюдался повышенный газоаэрозольный выброс, но при

этом он не превысил допустимого 5-кратного одноразового выброса по СП № 38/3-68. Кратковременное увеличение гамма-фона наблюдалось по ходу распространения факела, и не превышало в г. Заречном 40-80 мкР/час. В дальнейшем, в период с 1978 по 1990 гг. на энергоблоках 2 и 3 было еще несколько нарушений нормальной эксплуатации блоков, которые не приводили к радиационному воздействию на население и окружающую среду (Колтик, 2001).

Вышесказанное подтверждает необходимость осуществления постоянного радиоэкологического мониторинга за объектами, расположенными на прилегающей к действующей АЭС территории. В ранее опубликованной работе (Трапезников и др., 2016) были представлены результаты комплексного радиоэкологического исследования водоема-охладителя Белоярской АЭС перед пуском в эксплуатацию энергоблока №4 (нулевой уровень). Цель настоящей работы – в сравнительном аспекте с результатами 2014 года дать первую оценку воздействия блока БН-800 на радиоэкологическое состояние водоема-охладителя.

4.7.1. Содержание техногенных радионуклидов в пробах воды

Содержание основных техногенных радионуклидов в воде Белоярского водохранилища представлено в таблице 323. Согласно («Нормы …», 2009), уровни вмешательства при содержании в воде отдельных радионуклидов составляют: ^{90}Sr – 4,90 Бк/кг, ^{137}Cs – 11,0 Бк/кг. Таким образом, содержание в воде Белоярского водохранилища указанных радионуклидов значительно ниже уровня вмешательства. Объемная активность ^{137}Cs на три порядка величин ниже уровня вмешательства, содержание ^{90}Sr ниже уровня вмешательства на два порядка величин.

Таблица 323

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде Белоярского водохранилища

Точка отбора	Проба	Содержание Бк/л	
		^{137}Cs	^{90}Sr
Сбросной канал 4 энергоблока	повторность №1	0,0073±0,00068	0,024±0,002
	повторность №2	0,0055±0,00045	0,010±0,0007
	среднее	**0,0064±0,0009**	**0,017±0,007**
Район Биофизической станции	повторность №1	0,0025±0,00037	0,014±0,0009
	повторность №2	0,0039±0,00034	0,008±0,0005
	среднее	**0,0032±0,0007**	**0,011±0,003**
Теплый залив	повторность №1	0,0045±0,00031	0,010±0,0007
	повторность №2	0,0034±0,00045	0,016±0,001
	среднее	**0,0040±0,0006**	**0,013±0,003**
р. Пышма, ниже плотины	повторность №1	0,0029±0,00039	0,006±0,0004
	повторность №2	0,0036±0,00028	0,016±0,001
	среднее	**0,0033±0,00035**	**0,011±0,005**

На рисунке 576 показано изменение содержания техногенных радионуклидов в воде Белоярского водохранилища с 2014 года (нулевой уровень перед пуском 4 энергоблока) до 2017 года (после ввода в эксплуатацию 4 блока БАЭС). Показано, что во всех реперных точках за указанный период произошло снижение содержания ^{137}Cs. Так, в сбросном канале четвертого энергоблока объемная активность радионуклида снизилась в 1,4 раза, в районе Биофизической станции в 5,9 раза, в Теплом заливе – в 5,3 раза, а в реке Пышма ниже плотины – в 3 раза. Изменения содержания ^{90}Sr в воде водохранилища за указанный период менее значительны, и, в отличие от ^{137}Cs, не имеют общей тенденции, характерной для всех реперных точек. Так, в воде Теплого залива содержание ^{90}Sr осталось практически на прежнем уровне, в воде сбросного канала 4 блока хоть и увеличилось на 21%, но в пределах статистической погрешности. В реперных точках, расположенных в районе Биофизической станции и на реке Пышма объемная активность ^{90}Sr уменьшилась соответственно в 1,8 и 2,2 раза.

4.7.2. Содержание радионуклидов в водных растениях

Водные растения поглощают поступающие в водную среду радионуклиды, при этом концентрация многих из них в тканях растений может длительное время поддерживаться на высоком уровне, превышающем на порядки величин их концентрацию в воде (Трапезников, 2010; Harvey, 1971). Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях Белоярского водохранилища показано в таблице 324. В 2017 году на водохранилище отобраны для исследования четыре вида водной растительности: рдест гребен чатый, роголистник темнозеленый, спирогира, кладофора.

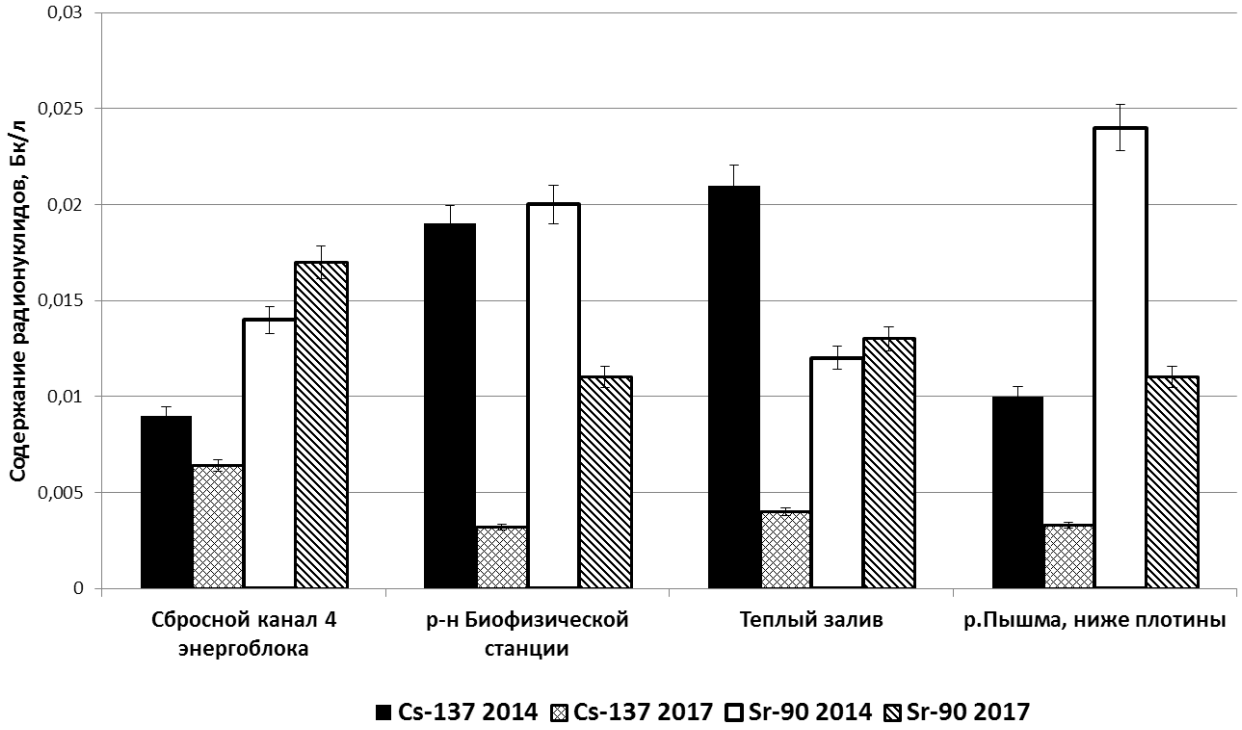


Рисунок 576 – Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в воде водоема-охладителя Белоярской АЭС в 2014 и 2017 гг.

Таблица 324

Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в водных растениях

Место отбора проб	Вид растения	Проба	Радионуклид, Бк/кг	
			^{137}Cs	^{90}Sr
Сбросной канал 4 энергоблока	Рдест гребенчатый	повторность №1	8,7±1,1	13,0±1,1
		повторность №2	12,9±1,3	16,2±1,3
		среднее	**10,8±2,1**	**14,6±1,6**
Район Биофизической станции	Роголистник темно-зеленый	повторность №1	11,5±1,5	10,3±0,9
		повторность №2	12,6±1,4	14,2±2,1
		среднее	**12,05±0,55**	**12,25±1,95**
Теплый залив	Роголистник темно-зеленый	повторность №1	31,9±1,7	5,6±0,4
		повторность №2	33,3±1,5	8,9±0,7
		среднее	**32,6±0,7**	**7,25±1,65**
	Спирогира	повторность №1	21,1±1,9	26,3±1,2
		повторность №2	26,6±1,3	35,1±4,6
		среднее	**23,85±2,75**	**30,7±4,4**
р. Пышма, ниже плотины	Рдест гребенчатый	повторность №1	33,4±2,1	22,4±2,18
		повторность №2	33,5±1,8	18,2±0,67
		среднее	**33,45±0,05**	**20,3±2,1**
	Кладофора	повторность №1	32,8±1,6	36,6±3,97
		повторность №2	28,5±1,9	32,4±1,96
		среднее	**30,65±2,15**	**34,5±2,1**

Показательно, что в ряде реперных точек для исследования удалось отобрать аналогичные виды растений. Рдест гребенчатый отобран в сбросном канале 4 блока и в реке Пышма. Установлено, что в растениях из р. Пышма содержание ^{90}Sr в 1,4 раза, а ^{137}Cs в 3,1 раза выше, чем в рдесте гребенчатом из сбросного канала 4 блока. Роголистник темнозеленый исследован в районе Биофизической станции и в Теплом заливе. При этом содержание ^{137}Cs в 2,7 раза выше в растениях, отобранных из Теплого залива, а содержание ^{90}Sr, напротив, в 1,7 раза оказалось выше в роголистнике в районе Биостанции.

В 2014 году из-за неблагоприятных погодных условий в достаточном количестве удалось отобрать и исследовать только роголистник темнозеленый из Теплого залива. Содержание ^{137}Cs в роголистнике темнозеленом Теплого залива в 2014 и 2017 гг. сопоставимы между собой, небольшая разница укладывается в пределы статистической погрешности. По содержанию ^{90}Sr различия более существенные. В 2014 году содержание ^{90}Sr в 4,3 раза было выше, чем в 2017 году (рисунок 577).

Накопительную способность растений оценивали величиной коэффициента накопления (КН), представляющего собой отношение концентрации нуклида в растениях к его концентрации в воде. Коэффициенты накопления радионуклидов в водных растениях в 2017 г. представлены на рисунке 578. Более высокие КН у всех видов водных растений получены для ^{137}Cs (от 1688 до 10136). Для ^{90}Sr показатели КН несколько ниже, от 588 до 3136. По месту произрастания растений, наиболее высокие коэффициенты накопления ^{137}Cs наблюдались у растений из Теплого залива и р. Пышма. По видам растений, высокие значения коэффициента накопления ^{137}Cs получены для рдеста гребенчатого (10136) и кладофоры (9288) из р. Пышма,

несколько ниже для роголистника темнозеленого (8150) и спирогиры (5963) из Теплого залива. Для ^{90}Sr коэффициенты накопления оказались более низкими, так у кладофоры из р. Пышма КН составил 3136, у спирогиры из Теплого залива 2362.

Еще более низкие КН были отмечены у роголистника темнозеленого в районе Биофизической станции (3766 по ^{137}Cs и 1114 по ^{90}Sr) и рдеста гребенчатого из сбросного канала 4 энергоблока (1688 по ^{137}Cs и 859 по ^{90}Sr).

По сравнению с 2014 годом, в 2017 году коэффициенты накопления в целом для ^{137}Cs несколько выросли, а для ^{90}Sr снизились. Так, для роголистника темнозеленого из Теплого залива КН по ^{137}Cs увеличился в 5,9 раза, а по ^{90}Sr, напротив, уменьшился в 4,7 раза. Известно, что радионуклиды в компонентах пресноводных экосистем распределяются не равномерно. На основании многолетних натурных исследований было установлено, что основным депо радионуклидов в пресноводных водоемах являются донные отложения, а в реках – пойменные почвы и донные отложения пойменных водоемов, которые поглощают более 80% радиоактивных веществ, затем следует водная компонента (в пределах от долей процента до 20%) и, наконец, гидробионты (так, макрофиты могут аккумулировать, в общей сложности, доли процента от суммарной активности в водоеме) (Трапезников и др., 2014; Трапезников, Трапезникова,2012). Но при этом следует учитывать, что донные отложения хоть и накапливают значительное количество радионуклидов, но отражают их интегральные запасы, аккумулированные за многолетний период существования водоема. Более оперативную информацию о текущем состоянии водного объекта можно получить по результатам исследования воды и водной растительности.

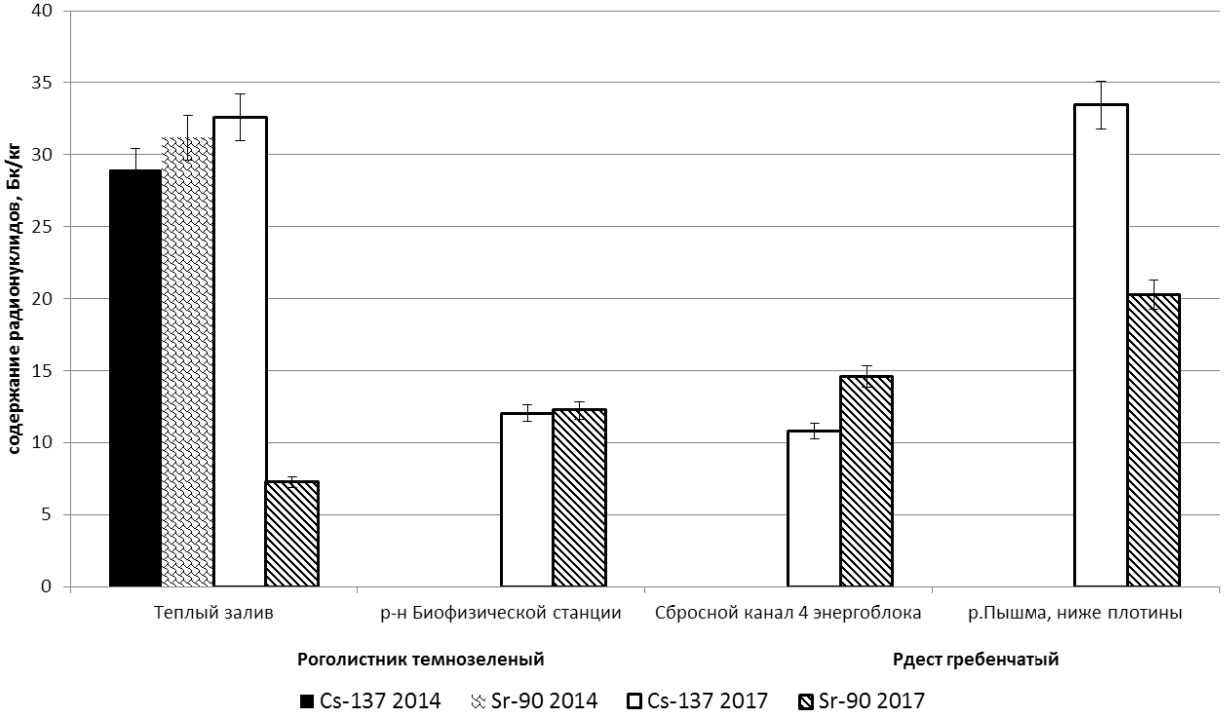


Рисунок 577 – Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в водной растительности водоема-охладителя Белоярской АЭС в 2014 и 2017 гг.

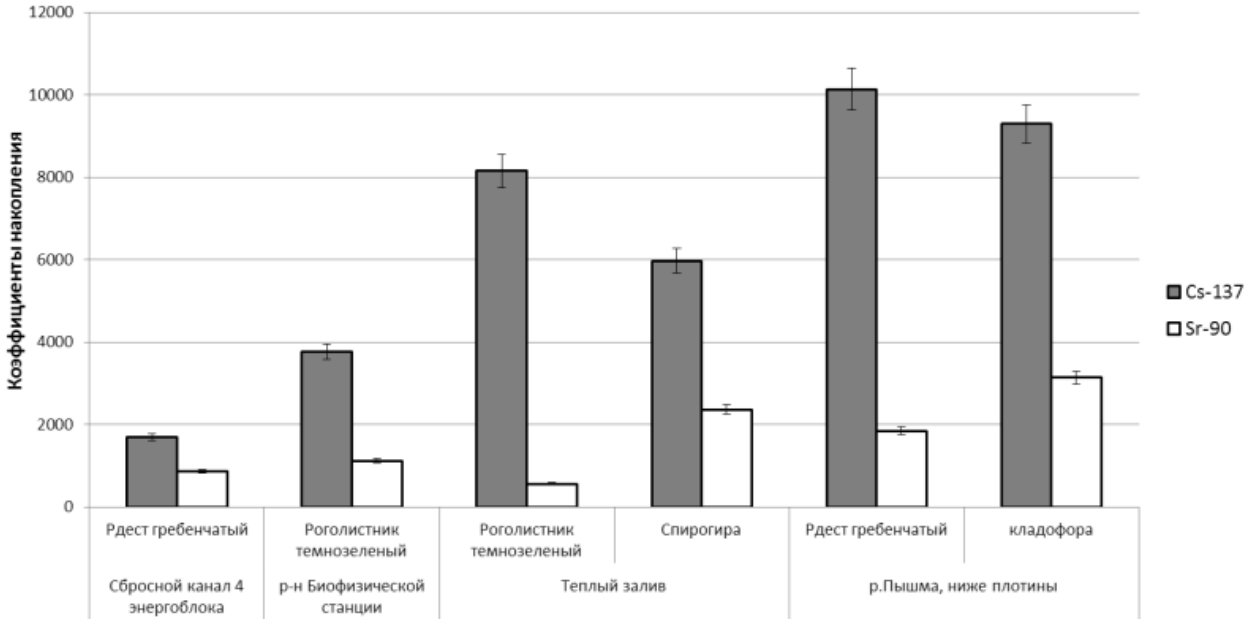


Рисунок 578 – Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в водных растениях водоема-охладителя Белоярской АЭС

Результаты исследования воды отражают в основном свежие загрязнения, а макрофиты аккумулирует радионуклиды в течение вегетативного периода. Результаты исследования воды в 2017 году показывают, что, не смотря на ввод дополнительных мощностей на Белоярской АЭС, во всех реперных точках (включая сбросной канал 4 энергоблока) по сравнению с 2014 годом наблюдалось существенное снижение содержания ^{137}Cs в воде в 1,4-5,9 раза, что указывает на отсутствие дополнительного поступления радионуклида в водоем-охладитель после пуска в эксплуатацию 4 энергоблока.

Изменения содержания ^{90}Sr менее значимы и не имеют общевыраженной тенденции. В воде Теплого залива содержание ^{90}Sr не изменилось, в воде сбросного канала 4 блока незначительно увеличилось в пределах статистической погрешности, а в районе Биофизической станции и в реке Пышма уменьшилась соответственно в 1,8 и 2,2 раза. Такое разное поведение радионуклидов можно объяснить разными механизмами их поступления в водоем-охладитель. Если основным путем поступления ^{137}Cs в водоем-охладитель всегда считался Промливневый канал, то есть смывы с территории станции, напротив, ^{90}Sr имеет в основном глобальное происхождение и не связан с деятельностью атомной станции.

Отсутствие дополнительного поступления радионуклидов с 4 энергоблока подтверждается также относительно низким содержанием последних в водных растениях сбросного канала. Пробы рдеста гребенчатого были отобраны параллельно в сбросном канале 4 блока и в реке Пышма ниже плотины, где интегрируются все сбросы с водоема-охладителя. В результате содержание ^{137}Cs в рдесте гребенчатом из сбросного канала оказалось в 3,1 раза ниже, а ^{90}Sr в 1,4 раза ниже, чем из реки Пышма.

Динамика изменения содержания радионуклидов в водоеме-охладителе в период 2014-2017 гг. полностью согласуется с многолетними процессами, происходящими в данной водной экосистеме. Так, по результатам углубленного радиоэкологического обследования водоема-охладителя в 2011 году и в сравнительном аспекте с ранее проведенными многолетними наблюдениями в 1976-1987 гг. было показано, что на протяжении более чем 20-летнего периода произошло существенное снижение содержания радионуклидов в основных компонентах водоема-охладителя Белоярской АЭС. Объемная активность ^{60}Co в воде Теплого залива уменьшилась в 800 и более раз, в Промливневом канале – в 5600 раз. Объемная активность ^{137}Cs в воде Теплого залива уменьшилась более чем в 100 раз, а в воде из Промливневого канала снизилось в 386 раз. Объемная активность ^{90}Sr в тех же точках снизилась в 3 и 5.7 раза соответственно. Столь существенные изменения радиоэкологического состояния водоема-охладителя в 2011 г. по сравнению с 1976-1987 гг. стали возможны под влиянием ряда причин. Во-первых, вывод из эксплуатации I и II блоков Белоярской АЭС. Во-вторых, как результат работы в большом временном диапазоне механизмов самоочищения водной экосистемы от радионуклидов за счет распада радиоактивных веществ, а также механизмов перераспределения радионуклидов из воды в другие компоненты, прежде всего – в донные отложения (Трапезников и др., 2015).

Таким образом, ввод в эксплуатацию энергоблока БН-800 Белоярской АЭС не сопровождался дополнительной радиационной нагрузкой на водоем-охладитель и не оказывал отрицательного влияния на процессы самоочищения, которые наметились в данной водной экосистеме после вывода из эксплуатации I и II блоков Белоярской АЭС.

4.7.3. Итоги мониторинговых исследований Белоярского водохранилища 2014-2017 года

1**.** После ввода в эксплуатацию энергоблока БН-800 в воде Белоярского водохранилища наблюдалось снижение содержания ^{137}Cs в 1,4-5,9 раза по сравнению с 2014 годом (нулевой уровень перед пуском энергоблока), что свидетельствует об отсутствии дополнительного поступления радионуклида в водоем-охладитель после ввода новых мощностей на Белоярской АЭС.

2. Изменения содержания ^{90}Sr менее значимы и не имеют общевыраженной тенденции. Это объясняется разными механизмами поступления радионуклидов в водоем-охладитель. Основным путем поступления ^{137}Cs в водоем-охладитель всегда являлся Промливневый канал, то есть смывы с территории станции. ^{90}Sr, напротив, имеет в основном глобальное происхождение и не связан с деятельностью атомной станции.

3. Отсутствие дополнительного поступления радионуклидов с 4 энергоблока БН-800 подтверждается результатами исследования параллельных проб водных растений из сбросного канала четвертого энергоблока и р. Пышма ниже плотины, где интегрируются все сбросы с водоема-охладителя. Содержание ^{137}Cs в рдесте гребенчатом из сбросного канала оказалось в 3,1 раза ниже, а ^{90}Sr в 1,4 раза ниже, чем из реки Пышмы.

4. Динамика изменения содержания радионуклидов в водоеме-охладителе в период 2014-2017 гг. в полной мере согласуется с общими процессами самоочищения, которые стали возможны в данной водной экосистеме после вывода из эксплуатации I и II блоков Белоярской АЭС.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ
к монографии «Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем» (Тома I – IV)

Одной из важнейших проблем, решаемых радиоэкологией пресноводных экосистем является оценка барьерной роли водных биогеоценозов по отношению к миграции радиоактивных веществ. На примере исследованных пресноводных экосистем Уральского региона показано, что расчет запасов радионуклидов в донных отложениях закрытых (озера), полузакрытых (искусственное водохранилище) водных биогеоценозов, а также в пойменных грунтах открытых (реки) пресноводных экосистем служит количественной оценкой барьерной функции этих биогеоценозов по отношению к переносу нуклидов за пределы данной экосистемы.

Принципиальным является использование изотопных отношений радионуклидов в качестве методологического подхода для идентификации источников радиоактивного загрязнения водных экосистем.

Подробно рассмотрена специфичность радиоэкологической ситуации, сложившейся в Уральском регионе. Отмечена потенциальная угроза крупномасштабной радиационной катастрофы в связи с сверхнакоплением жидких и твердых радиоактивных отходов, депонированных на промплощадке Производственного объединения «Маяк», суммарная активность которых превышает 37 ЭБк (1 млрд. Ku).

Проведены радиоэкологические исследования основных типов пресноводных экосистем (озера, реки, искусственное водохранилище).

Основные выводы работы следующие:

1. На примере типичных пресноводных экосистем Уральского региона (реки, озера, искусственное водохранилище), подверженных воздействию предприятий ядерного комплекса, разработана методология радиоэкологического исследования пресноводных биогеоценозов, которая включает в себя три основных условия:

а) необходим количественный расчет запасов радионуклидов в основных компонентах пресноводных экосистем, который, фактически, служит оценкой их барьерной функции;

б) использование метода изотопных отношений позволяет идентифицировать главные источники радиоактивного загрязнения водных биогеоценозов;

в) применение метода математического моделирования дает возможность прогнозировать уровни содержания радионуклидов в водных экосистемах во времени и пространстве.

2. Пространственное загрязнение радиоактивными веществами грунтов речной системы Теча-Исеть, включая пойменные районы, уменьшается с расстоянием от ПО «Маяк» и может быть описано с помощью степенной функции. Вертикальное распределение радионуклидов в грунтовых и почвенных профилях описывается экспоненциальной зависимостью. Распространение нуклидов по ширине поймы также описывается экспоненциальным уравнением, уменьшаясь с увеличением расстояния от русла реки.

3. Сравнение мобильности ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде реки Течи выявило, что наибольшей миграционной способностью обладает ^{90}Sr. Принципиально важное значение имеет тот факт, что $^{239,240}Pu$ также более мобилен, чем ^{137}Cs

при миграции в речной экосистеме. Вертикальная миграция ^{239,240}Pu и, особенно, ^{90}Sr в пойменных почвах и грунтах пойменных водоемов также выше, чем у ^{137}Cs.

4. Проведены расчеты по оценке запасов радионуклидов в основных компонентах реки Течи на участке реки от 49 км вниз по течению до ее впадения в реку Исеть. Общее количество радионуклидов в воде и грунтах Течи составляет $6 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{137}Cs, $0{,}32 \cdot 10^{12}$ Бк для ^{90}Sr и $8 \cdot 10^{9}$ Бк для ^{239,240}Pu.

5. Оценено интегральное содержание радионуклидов в пойменной зоне вниз по течению рек Течи и Исети на расстояние до 310 км от ПО «Маяк». Эти величины составляют – для ^{90}Sr – $106 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{137}Cs – $348 \cdot 10^{12}$ Бк, для ^{239,240} Pu – $0{,}83 \cdot 10^{12}$ Бк. Таким образом, пойма рек является основным депо радионуклидов и выполняет барьерную функцию по отношению к их рассеянию в окружающей среде.

6. Динамика изменения ^{137}Cs и ^{90}Sr в 2004-2006 годах указывает на устойчивый рост содержания данных радионуклидов в воде исследованных рек. По сравнению с 2004 годом объемные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr возросли в несколько десятков раз. Наиболее существенное увеличение наблюдалось на участках рек, расположенных в районе г. Ханты-Мансийска. В Иртыше объемная активность ^{137}Cs в воде с 2004 года возросла в 17 раз, ^{90}Sr – в 5,4 раза. В Оби до слияния с Иртышом объемная активность ^{137}Cs за три года увеличилась в 24 раза, в створе ниже слияния – в 62 раза. Объемная активность ^{90}Sr возросла в 18 раз.

7. Расчетами баланса годовых стоков радионуклидов на исследуемых участках рек прогнозируется (при условии сохранения текущей миграционной динамики) перенос 847 ГБк ^{90}Sr и 94 ГБк ^{137}Cs из поймы Оби между границей с Томской областью и Ханты-Мансийском, и 1145 ГБк ^{90}Sr

из поймы Иртыша между н.п. Демьянским и Ханты-Мансийском в пойму Оби после слияния рек, и депонирование в пойме Иртыша 92 ГБк ^{137}Cs, поступающего из бассейна Иртыша на территорию ХМАО.

8. Проведен сравнительный анализ запасов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пойменных почвах и донных отложениях рек Теча, Исеть и Енисей. Показано, что по максимальному содержанию ^{137}Cs в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей совпадает с рекой Теча (ближняя зона) и превосходит по содержанию ^{137}Cs как дальнюю зону реки Теча, так и всю реку Исеть. Известные данные по содержанию изотопов плутония и америция в реке Теча свидетельствуют, что в реке Енисей уровень содержания трансурановых элементов значительно выше рек Теча и Исеть с удалением от места сброса ПО Маяк. Это свидетельствует о схожем характере загрязнения ближних зон ПО «Маяк» и ГХК. Однако по удельному содержанию ^{90}Sr в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей значительно уступает рекам Теча и Исеть.

9. Определены уровни содержания техногенных радионуклидов в воде, донных отложениях, пойменных почвах и ихтиофауне реки Обь в границах ЯНАО.

10. При анализе сравнительного выноса ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu реками Обь и Иртыш установлено, что интегральный вынос всех трех рассматриваемых радионуклидов будет бóльшим для Оби: по ^{90}Sr - в 2.8 раза, по ^{137}Cs – в 2,3 раза и по ^{239,240} Pu – в 2,0 раза.

11. Объемная активность ^{90}Sr в воде нижней Оби уменьшается, а ^{137}Cs возрастает относительно показателей средней Оби, при этом если отношение ^{90}Sr/^{137}Cs в средней Оби составляло ~10, то в нижней Оби ^{90}Sr/^{137}Cs ~1.

12. Годовой сток ^{90}Sr вдоль русла средней и нижней Оби изменяется слабо, варьируя около среднего уровня

$5{,}5\times10^{12}$ Бк, а для ^{137}Cs возрастает по течению почти на порядок с $6{,}5\times10^{11}$ на границе Томской области и ХМАО до $5{,}3\times10^{12}$ в створе Салехард-Лабытнанги, получая подпитку из мест депонирования в пойме нижней Оби.

13. Определены уровни содержания техногенных радионуклидов в воде, донных отложениях, пойменных почвах и ихтиофауне реки Обь в границах ЯНАО (в пяти створах: протоках Мурьинская, Большая Наречинская, Кривая Обь, Орех-Пугор и в 10 км выше г.Лабытнанги). Приведены математические модели, описывающие изменение содержания радионуклидов воде, в пойменных почвах и донных отложениях, в зависимости от расстояния от створа Лабытнанги.

14. Содержание в воде ^{90}Sr минимально в створе Оби перед г. Лабытнанги, возрастает по течению на участке 50-60 км, достигая максимальных величин, и далее снижается почти до уровней, характерных для створа Лабытнанги. Объемная активность ^{137}Cs также возрастает на средних участках нижней Оби, однако максимум профиля размыт и не так явно локализован. Максимальные уровни содержания ^{90}Sr в воде (0,0415 Бк/кг) зарегистрированы в створе Орех-Пугор, ^{137}Cs (0,0055 Бк/кг) – в створе Кривая Обь.

15. Дан сравнительный анализ концентрации ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в воде системы рек Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. Приведены математические модели, описывающие изменение концентрации радионуклидов в воде рек с расстоянием от истока Течи. Показано, что содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде уменьшается при удалении от места загрязнения и хорошо описывается степенными уравнениями:

^{90}Sr (Бк/м^3) = $9{,}98\times10^{8}\times x^{-2{,}02}$, $R^2 = 0{,}96$; ^{137}Cs (Бк/м^3) = $6{,}53\times10^{5}\times x^{-1{,}71}$, $R^2 = 0{,}80$.

16. Проведена оценка годовых стоков радионуклидов в выбранных створах системы рек Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь. Показано, что годовые стоки радионуклидов увеличиваются по течению, получая подпитку из мест депонирования в пойме. Так, в створе Течи Муслюмово (78 км от истока Течи) годовые стоки ^{90}Sr и ^{137}Cs оцениваются величинами 8.16×10^{11} и 3.6×10^{10} Бк соответственно, а в створе Иртыша в Ханты-Мансийске (1580 км от истока Течи) – 1.8×10^{12} и 1.1×10^{11} Бк. Годовые стоки радионуклидов в системе рек Теча-Исеть-Тобол-Иртыш-Обь удовлетворительно аппроксимируются экспоненциальными зависимостями:

^{90}Sr (Бк/год) = $8{,}36\times10^{11}\times exp(0{,}00076x)$, $R^2 = 0{,}76$;
^{137}Cs (Бк/год) = $2{,}0\times10^{10}\times exp(0{,}0017x)$, $R^2 = 0{,}76$.

17. Используя математические модели горизонтального распределения техногенных радионуклидов вдоль течения Оби, выполнена оценка их запасов в пойменных почвах и донных отложениях нижней Оби. Интегральные запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пойме на исследованном участке длиной 232 км составили 1.47×10^{13}, 9.4×10^{12} и 2.3×10^{10} Бк соответственно. Интегральные запасы этих радионуклидов в донных отложениях равны 2.3×10^{12}, 2.7×10^{12} и 4.3×10^{9} Бк.

18. В пойменных почвах нижней Оби плотность запасов ^{137}Cs и ^{239,240}Pu линейно возрастает по ходу русла, ^{90}Sr – линейно уменьшается. Плотность запасов ^{90}Sr в пойменных почвах имеет максимальное значение 3594 Бк/м^2 в створе протоки Кривая Обь, ^{137}Cs – 3231 Бк/м^2 в створе протоки Мурьинская.

19. В донных отложениях нижней Оби плотность запасов ^{137}Cs и ^{90}Sr возрастает по ходу русла, ^{239,240}Pu –

имеет профиль с центральным максимумом и спадом на краях. Плотность запасов ^{90}Sr в донных отложениях имеет максимальное значение 9947 Бк/м^2 в створе протоки Большая Наречинская, ^{137}Cs – 6593 Бк/м^2 в створе протоки Мурьинская, $^{239,240}Pu$ – 11,5 Бк/м^2 в створе протоки Кривая Обь.

20. Получены данные по содержанию ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде, донных отложениях и пойменных почвах в пяти створах в нижнем течении Оби (протока Римчим, протока Войкаровская, протока Илюшинская, протока Хале-Пугорская и в 10 км выше по течению от г. Лабытнанги (район о. Гахморка). Приведены математические модели, описывающие изменение содержания радионуклидов воде, в пойменных почвах и донных отложениях, в зависимости от расстояния от створа Лабытнанги.

21. Содержание в воде ^{90}Sr, как наиболее подвижного радионуклида, нестабильно, и немонотонно изменяется по течению реки, сначала возрастая на участке перед Лабытнанги, затем уменьшаясь после створа Лабытнанги, и вновь возрастая в выходных створах перед Обской Губой. Изменение удельной активности в воде по течению описывается кубическим полиномом: ^{90}Sr (Бк/кг) = 1,30E-09x^3 – 2,71E-08x^2 – 4,73E-05x + 0,0138 (где x расстояние в км от Лабытнанги), и с учетом расширенной неопределенности с коэффициентом охвата 2 на всем протяжении исследованного участка эта характеристика может быть представлена в виде среднего значения ^{90}Sr (Бк/кг) = 0,015 ± 0,006.

22. Удельная активность в воде ^{137}Cs по течению Оби характеризуется трендом с ниспадающей зависимостью, удовлетворительно описываемой кубическим полиномом ^{137}Cs (Бк/кг)= 3,07E-10x^3 – 4,40E-08x^2 – 3,25E-05x + 0,0097 (где x расстояние в км от Лабытнанги). При этом максимальная удельная активность ^{137}Cs в воде 0,015 Бк/кг

отмечена в створе Оби перед Лабытнанги (о. Гахморка) в 2016 г, а минимальная – 0,0011 Бк/кг в створе протока Большая Наречинская в 2015 г.

23. Оценка годовых стоков радионуклидов в створе Лабытнанги дала следующие величины: ^{137}Cs – 4×10^{12} Бк, ^{90}Sr – $5{,}6\times10^{12}$ Бк, $^{239,240}Pu$ – 3×10^{9} Бк, ^{3}H – $1{,}5\times10^{15}$ Бк.

24. Используя математические модели горизонтального распределения техногенных радионуклидов вдоль течения Оби, выполнена оценка их запасов в пойменных почвах и донных отложениях нижней Оби. Интегральные запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в пойме на исследованном участке длиной 431 км (171 км перед Лабытнанги и 260 км после Лабытнанги) составили $2{,}6\times10^{13}$, 1.4×10^{13} и $4{,}3\times10^{10}$ Бк соответственно. Интегральные запасы этих радионуклидов в донных отложениях равны $6{,}1\times10^{12}$, 5.1×10^{12} и $5{,}2\times10^{10}$ Бк.

24. В пойменных почвах нижней Оби плотность запасов ^{137}Cs возрастает по течению с 1000 до 3000 Бк/м^2, величина плотности запасов ^{90}Sr варьирует около среднего значения 2953±750 Бк/м^2. Плотность запасов ^{90}Sr в пойменных почвах имеет максимальное значение 3594 Бк/м^2 в створе протоки Кривая Обь, ^{137}Cs – 3231 Бк/м^2 в створе протоки Мурьинская, зарегистрированные в 2015 г.

25. На основании анализа изотопных отношений $^{239,240}Pu/^{137}Cs$ в пойменных почвах нижней Оби высказано предположение, что значительная часть этих почв загрязнена техногенными радионуклидами в результате испытаний ядерного оружия в 1949-1963 гг. Такая пойма служит источником вторичного загрязнения реки Обь радиоактивными веществами в результате ежегодного вымывания последних из почвы во время паводков.

26. Плотность запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях нижней Оби возрастает по течению. Плотность запа-

сов ^{90}Sr в донных отложениях имеет максимальное значение 9947 Бк/м^2 в створе протоки Большая Наречинская, ^{137}Cs – 6593 Бк/м^2 в створе протоки Мурьинская (2015 г.). Величины плотностей запасов в донных отложениях примерно вдвое превышают соответствующие характеристики для пойменных почв.

27. Получены данные по содержанию ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в воде, донных отложениях и пойменных почвах в шести створах левобережных притоков в нижнем течении Оби – рек Ланготъеган и Щучья в районе моста и устья, р. Хадытаяха в районе устья, в створе р. Обь в 10 км выше г. Лабытнанги. Приведены математические модели, описывающие изменение содержания радионуклидов в воде, пойменных почвах и донных отложениях, в зависимости от расстояния от створа Лабытнанги.

28. Содержание в воде ^{90}Sr, как наиболее подвижного радионуклида, нестабильно, и немонотонно изменяется по течению реки, сначала возрастая на участке перед Лабытнанги, затем уменьшаясь после створа Лабытнанги, и вновь возрастая в выходных створах перед Обской Губой. Изменение удельной активности в воде по течению описывается полиномом ^{90}Sr (Бк/кг) = $1{,}04\times10^{-9}x^3 + 1{,}36\times10^{-8}x^2 - 3{,}96\times10^{-5}x + 1{,}3\times10^{-2}$ (где x расстояние в км от Лабытнанги), и на всем протяжении нижней Оби эта характеристика может быть представлена в виде среднего значения ^{90}Sr (Бк/кг) = 0,013 ± 0,003. Экспериментальные величины удельных активностей ^{90}Sr в устьях рек Ланготъеган, Щучья и Хадытаяха удовлетворительно вписываются в общий тренд, представленный эмпирической полиномиальной моделью. Содержание ^{90}Sr в удаленных створах этих рек (в районе моста) в несколько раз ниже.

29. Удельная активность в воде ^{137}Cs по течению Оби характеризуется трендом с ниспадающей зависимостью,

удовлетворительно описываемой кубическим полиномом ^{137}Cs (Бк/кг)= $5{,}61\times10^{-10}x^3 - 1{,}07\times10^{-10}x^2 - 4{,}53\times10^{-5}x + 7{,}67\times10^{-3}$ (где x расстояние в км от Лабытнанги). При этом максимальная удельная активность ^{137}Cs в воде 0,015 Бк/кг отмечена в створе Оби перед Лабытнанги (о. Гахморка) в 2016 г, а минимальная – 0,0011 Бк/кг в створе протока Большая Наречинская в 2015 г. Зарегистрированные величины удельных активностей ^{137}Cs в устьях рек Ланготъеган, Щучья и Хадытаяха удовлетворительно согласуются с общим трендом, однако располагаются ниже линии тренда.

30. Используя уточненные (с учетом данных 2017 г.) математические модели горизонтального распределения техногенных радионуклидов вдоль течения Оби, выполнена оценка их запасов в пойменных почвах и донных отложениях нижней Оби. Интегральные запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пойме на участке длиной 431 км (171 км перед Лабытнанги и 260 км после Лабытнанги) составили $2{,}6\times10^{13}$, 1.4×10^{13}и $4{,}3\times10^{10}$ Бк соответственно. Интегральные запасы этих радионуклидов в донных отложениях равны $4{,}1\times10^{13}$ Бк, $3{,}3\times10^{13}$ Бк и $1{,}1\times10^{11}$ Бк соответственно.

31. В пойменных почвах нижней Оби плотность запасов ^{137}Cs возрастает по течению с 1000 до 3000 Бк/м^2, величина плотности запасов ^{90}Srварьирует около среднего значения 2953±750 Бк/м^2. Плотность запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в пойменных почвах рек Щучья и Хадытаяха в приустьевых створах чрезвычайно высока – более 10000 Бк/м^2, и существенно выше значений тренда, аппроксимирующего изменение плотности запасов этих радионуклидов в пойме нижней Оби. Предполагается, что поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в приустьевые поймы этих рек осуществляется из заболоченных пойм, расположенных в более северных широтах, подверженных загрязнению с Новоземельского полигона.

32. Плотность запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях нижней Оби возрастает по течению, испытывая локальные вариации, и удовлетворительно описывается полиномиальными моделями $^{90}Sr = 3723{,}3e^{0{,}0034x}$ и $^{137}Cs = 5{,}2\times10^{-6}x^4 - 2{,}12\times10^{-4}x^3 - 2{,}1\times10^{-1}x^2 + 5{,}8x + 4470$. Плотность запасов $^{239,240}Pu$ представлена спадающей линейной зависимостью $y = -0{,}0375x + 13{,}923$. Величины плотностей запасов в донных отложениях Оби примерно вдвое превышают соответствующие характеристики для пойменных почв, однако для исследованных левобережных притоков Оби р.Щучья и Хадытаяха плотности загрязнения пойменных почв в устье оказались выше, чем плотности запасов радионуклидов в донных отложениях.

33. В 2017 г. исследовано семь видов рыб: пыжьян, ряпушка, щука, язь, окунь, плотва, щокур. Содержание радионуклидов в ихтиофауне нижней Оби не превышает установленных санитарных норм, и находится в пределах (0,3÷2,1) Бк/кг по Cs-137, (1,1÷4,6) Бк/кг по Sr-90 и (0,4÷0,9) мБк/кг по $^{239,240}Pu$. По результатам определения показателя соответствия критерию радиационной безопасности все исследованные виды рыбы как пищевые продукты признаны безусловно соответствующими критерию радиационной безопасности и могут быть рекомендованы для употребления в пищу населением. В то же время в соответствии с требованиями ГОСТа 32161-2013 и ГОСТа 32163-2013, показана непригодность использования в пищевых целях по радиационному фактору всех исследованных видов рыб из р.Течи.

34. Наиболее стабильными загрязнителями воды Оби и Иртыша на территории ХМАО являются органические соединения, нефтепродукты и ряд тяжелых металлов таких, как железо, медь, цинк, свинец, алюминий, марганец,

ртуть. В 2006 году отмечено существенное увеличение в воде фенолов до 25 ПДК.

35. Все вышеизложенное говорит о необходимости создания постоянной системы радиоэкологического мониторинга Обь-Иртышской речной системы, находящейся под угрозой крупномасштабного загрязнения радиоактивными веществами.

36. Построены эмпирические модели, описывающие изменение концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное в зависимости от времени, прошедшего после аварии на ПО «Маяк». Дан прогноз концентрации и запасов этих радионуклидов в воде, а также запасов в донных отложениях водоемов на 100-летний период, начиная с 1957 года.

37. Обследованные озера различаются характером распределения запасов радионуклидов по слоям донных отложений; наиболее высокие концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs приурочены к их верхним слоям.

38. Оценены интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях исследованных озер на территории ВУРСа. При этом на долю грунтов в водоемах приходится от 86% до 97% от общего запаса ^{90}Sr и от 78% до 99% от суммарного запаса ^{137}Cs. Таким образом, донные отложения, являющиеся основным депо радионуклидов, выполняют барьерную функцию, препятствующую рассеянию излучателей в окружающей среде.

39. Выявлены виды пресноводных растений, служащих биоиндикаторами радиоактивного загрязнения и являющиеся характерными для водных экосистем Уральского региона.

40. Проведено исследование вертикального распределения ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища. Для всех исследованных точек показано, что концентрация ра-

дионуклидов в слое воды, расположенном над термоклином, статистически достоверно ниже, чем в придонном слое в 1,3-1,5 раза. Эти различия могут быть объяснены тем, что в глубоководной зоне водоема идет обмен радионуклидами между донными отложениями и водной средой, а в силу того, что в период температурной стратификации обмен между поверхностными и глубинными слоями воды не может осуществиться, в придонной части водоема наблюдается повышенное содержание ^{60}Co и ^{137}Cs.

41. Исследована сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr, Ca и суммы зольных элементов у водных растений. Установлено, что она подчиняется четкой сезонной ритмике. Так, значения коэффициентов накопления ^{60}Co у макрофитов в течение года могут изменяться в 5-6 раз.

42. Оценено накопление ^{60}Co и ^{137}Cs представителями гидрофлоры в зависимости от экологической группы – водными и прибрежно-водными растениями. Показано, что способность аккумулировать радионуклиды значительно выше у первой группы растений, что связано с тем, что водные макрофиты целиком или основной своей частью находятся в воде и обладают, таким образом, гораздо большей поглощающей поверхностью.

43. Исследовано влияние температурного фактора на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами в природных условиях и в эксперименте. Так, ^{60}Co аккумулируется элодеей в 4,9 раза больше, чем в контрольном по температурному фактору районе; для ^{90}Sr и ^{137}Cs это различие меньше и составляет 18-20%. Установлено, что в лабораторных условиях при увеличении температуры воды с 12°C до 28°C накопление ^{60}Co водными растениями возрастает в 1,7-4,7 раза, при этом макрофиты характеризуются видовой специфичностью. Показано, что в эксперименте температурный фактор в меньшей степени влияет на

накопление водными растениями ^{137}Cs, чем ^{60}Co. Аккумулирование ^{90}Sr макрофитами в лабораторных условиях практически не зависит от температуры.

44. Установлено, что накопление радионуклидов пресноводными грунтами в значительной степени зависит от наличия в них органических соединений. Так, максимальные значения коэффициентов накопления достигаются у богатого органикой илистого сапропеля, минимальные – у песчаного грунта, обедненного органическими соединениями.

45. Проведено сравнение уровней содержания ^{137}Cs в воде, донных отложениях и ихтиофауне Белоярского водохранилища в 2003 г. Концентрация радионуклида в воде за 16 лет уменьшилась в десятки раз, в донных отложениях (в зависимости от типа грунта) – в 5-19 раз и в ихтиофауне (в зависимости от вида рыбы) – от 18 до 24 раз. Это обусловлено тем, что после 1987г. I и II энергоблоки БАЭС были выведены из эксплуатации, а III-й блок БН-600 на быстрых нейтронах, работающий с 1980 г., оказывает значительно меньшее воздействие на экосистему Белоярского водохранилища.

46. Оценена доля основных компонентов водоема в общем запасе 60Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в Белоярском водохранилище. Максимальные запасы исследуемых радионуклидов содержатся в грунтах водоема – от 92% для ^{90}Sr до 98% – для ^{137}Cs. Далее в процентном соотношении следует вода – от 2% для ^{137}Cs до 8% - для ^{90}Sr. Относительные запасы радионуклидов в макрофитах водохранилища чрезвычайно малы – от тысячных долей процента для ^{137}Cs до сотых долей процента – для ^{60}Co. При этом донные отложения водоема выполняют основную барьерную роль, ограничивая вынос радионуклидов за пределы водохранилища, а вода – главную транспортную функцию.

47. После вывода из эксплуатации I и II блока БАЭС, содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища снизилось в сотни и тысячи раз. Фундаментальное значение данного факта заключается в том, что в большом временно́м диапазоне работают как механизмы самоочищения водной экосистемы от радионуклидов (за счет распада радиоактивных веществ), так и механизмы перераспределения радионуклидов из воды в другие компоненты, прежде всего, в донные отложения.

48. В 6 малых реках, расположенных в зоне наблюдения БАЭС (Ольховка, Каменка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка), уровни содержания радиоактивных веществ (исследован 21 радионуклид, а также суммарная α- и β-активность) максимальны в реке Ольховке, которая в течение ряда лет была подвержена сбросам слаборадиоактивных вод с Белоярской АЭС. В остальных 5 исследованных реках после 47-летнего периода эксплуатации БАЭС концентрация радионуклидов в основных компонентах водных экосистем, в целом, соответствует уровню регионального фона.

49. После ввода в эксплуатацию энергоблока БН-800 в воде Белоярского водохранилища наблюдалось снижение содержания ^{137}Cs в 1,4-5,9 раза по сравнению с 2014 годом (нулевой уровень перед пуском энергоблока), что свидетельствует об отсутствии дополнительного поступления радионуклида в водоем-охладитель после ввода новых мощностей на Белоярской АЭС.

50. Изменения содержания ^{90}Sr менее значимы и не имеют общевыраженной тенденции. Это объясняется разными механизмами поступления радионуклидов в водоем-охладитель. Основным путем поступления ^{137}Cs в водоем-охладитель всегда являлся Промливневый канал, то есть смывы с территории станции. ^{90}Sr, напротив, имеет

в основном глобальное происхождение и не связан с деятельностью атомной станции.

51. Отсутствие дополнительного поступления радионуклидов с 4 энергоблока БН-800 подтверждается результатами исследования проб водных растений из сбросного канала четвертого энергоблока и р. Пышма ниже плотины, где интегрируются все сбросы с водоема-охладителя. Содержание ^{137}Cs в рдесте гребенчатом из сбросного канала оказалось в 3,1 раза ниже, а ^{90}Sr в 1,4 раза ниже, чем из реки Пышмы.

52. Динамика изменения содержания радионуклидов в водоеме-охладителе в период 2014-2017 гг. в полной мере согласуется с общими процессами самоочищения, которые стали возможны в данной водной экосистеме после вывода из эксплуатации I и II блоков Белоярской АЭС.

53. Разработана концептуальная модель радиоэкологического мониторинга на границе Челябинской и Свердловской областей, которая обеспечивает:

- слежение за поступлением радионуклидов с предприятий ЯТЦ Челябинской области путем воздушного переноса на территорию Свердловской области
- количественную оценку ежегодного поступления долгоживущих дозообразующих радионуклидов в окружающую среду в составе газоаэрозольных выпадений от предприятий ЯТЦ;
- оценку интегрального содержания радионуклидов в почвах и донных отложениях;
- оценку радиоэкологического состояния водоёмов, расположенных на территории

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К IV ТОМУ

1. Атурова В.П., Коваленко В.В. Плутоний в почвах Сибири. /Материалы II Международной конференции. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Томск, Изд-во Тандем-Арт., 2004. С.59-62.
2. Бадяев В.В.. Егоров Ю.А., Коробейников В.Л. и др. Характеристика радиоактивных выбросов и сбросов Чернобыльской АЭС в начальной период эксплуатации и результаты наблюдений за их распределением в окружающей среде //Радиационная безопасность и защита АЭС. 1985. Вып. 9. С.85-93.
3. Бакуров А.С., Шейн Г.П., Аксенов Г.М., Ровный С.И. Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО «Маяк»/ Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий: Материалы научно-практической конференции, посвященной 50-летию аварии на ПО «МАЯК» (Челябинск, 25-26 сентября 2007 года). – Челябинск: Челябинский институт ФГОУ ВПО «Уральская академия государственной службы», 2007. – С. 8-25.
4. Батурин В.А., Водовозова И.Г., Корчак Л.Н. К вопросу о распределении некоторых долгоживущих радиоактивных элементов в водоеме и переходе их в лед //Моделирование поведения и токсического действия радионуклидов: Свердловск, 1978. С.70-73.Тр. Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Вып. 114.
5. Большаков В.Н., Трапезников А.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Радиоэкологические исследования озер на территории Восточно-Уральского

радиоактивного следа в Свердловской области / Экосистемный подход к управлению водными ресурсами в бассейне рек. – Екатеринбург, 1994. С.15-17.
6. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я. Сезонная динамика накопления ^{60}Co элодеей (Elodea canadensis Rich) //Экология. 1975. № 5. С.80-82.
7. Боченин В.Ф., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. Сезонная динамика распределения ^{90}Sr и Ca между водорослью Chara Tomentoza L.G. и водной средой //Экология. 1978. № 1. С.50-54.
8. Буянов Н.И. Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе сброса теплых вод Кольской АЭС //Экология. 1981. № 3. С.66-70.
9. Вербицкая Н.П. Четвертичные отложения Урала. Хронология и климат четвертичного периода.- М.: 1960. С.137-148.
10. Вернадский В.И. О концентрации радия растительными организмами //Докл. АН СССР. Сер. А. 1930.Т.20. С.539-542.
11. Вода. Общие требования к отбору проб. ГОСТ 51 592-2000. М. 2000.
12. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) /Под ред.В.Н.Чуканова. Екатеринбург, 1996. 168 с.
13. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиационной реабилитации Уральского региона / Чуканов В.Н., Волобуев П.В., Дрожко Е.Г., Коробицын Б.А., Романов Г.Н., Стоббе Л.Г., Трапезников А.В., Ячменев В.А., Кирюшкин В.И. Екатеринбург, 1993. 66 с.
14. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. ГОСТ 17.1.5.01-80. М.1980.

15. Гилева Э.А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями // Радиоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии. М., Л.; 1964. С.17-20.
16. Гилева Э.А. О накоплении некоторых химических элементов пресноводными водорослями //Проблемы радиационной биогеоценологии. – Свердловск, 1965. С.5-31. (Тр. / Ин-т биологии УФ АН СССР; Вып. 45).
17. Грачев М.И. Влияние температуры среды на накопление, распределение и выведение ^{60}Co у рыб // Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюзн. Конф. по радиоэкологии животных, Москва, 24-27 янв. 1977. М., 1977. С. 37-38.
18. Гусев Д.И., Ляпин Е.Н., Катков А.Е. и др. Экспериментальные материалы к характеристике скорости очищения рыбы от некоторых радионуклидов в условиях различной температуры и солености воды // Вопросы морской радиоэкологии. – Калининград, 1971. С.66-71. (Тр./Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океанографии. Вып. 44).
19. Гусев Д.И. Марей А.Н., Гнеушева Г.И. и др. Гигиеническая оценка водоемов-охладителей атомных электростанций // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных станций. Свердловск, 1978. С.8-14. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, Вып. 110).
20. Гущин В.М., Константинов Ю.О., Пискунов Л.И. Радиационно-гигиеническая оценка содержания ^{60}Co и ^{65}Zn в рыбе из Белоярского водохранилища // Радиац. безопасность и защита АЭС. 1984. Вып. 8. С.134-135.
21. Давыдова М.И., Каменский А.И., Неклюдова Н.П., Тушинский Г.К. Физическая география СССР.М., 1966. 847 с.

22. Дробот П.И. Содержание микроэлементов в тканях промысловых рыб Ладожского озера // Гидробиол.журн. 1981. №6. С. 66-69.
23. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М., Наука, 1975. 168 с.
24. Ильенко А.И., Шилов В.П., Буров Н.И. Миграция ^{137}Cs и ^{60}Co в пищевых цепях пресноводного водоема // Радиоэкология животных: Материалы I Всесоюз. конф. по радиоэкологии животных, Москва, 24-27 янв. 1977 г. Москва, 1977. С.39-41.
25. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И.Бурназяна. – М: Энергоатомиздат, 1990. 144 с.
26. Катков А.Е. Гусев Д.И., Дзекунов А.В. и др. Влияние температуры воды на накопление радионуклидов рыбой // Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. – Свердловск, 1978. С.70-75. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып.110).
27. Колтик И.И. Атомные электростанции и радиационная безопасность. Екатеринбург: ГПУ-УПИ, 2001. – 368 с.
28. Комплексная экологическая оценка озер Тыгиш, Червяное, Большой Сунгуль, расположенных на территории ВУРС в Свердловской области. Отчет о НИР. / ИЭРЖ УрО РАН. Научный руководитель А.В. Трапезников. Екатеринбург, 1993. 162с.
29. Кононович А.Л., Молчанова И.В., Трапезников А.В. и др. К проблеме нормирования радиоактивного загрязнения водных экосистем в зоне АЭС // Экология. 1988. №4. С. 29-34.
30. Константинов А.С. Общая гидробиология, М.: Высш. шк.,1972. 472 с.

31. Коржавин А.В., Трапезникова В.Н., Трапезников А.В., Николкин В.Н., Платаев А.П. Первые результаты радиоэкологического исследования водоема-охладителя Белоярской АЭС после ввода в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800 // Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях. 2018. №2. С.70-82.
32. Криволуцкий Д.А., Степанов А.М., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного и химического загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. М., 1988, С. 4-16.
33. Кулебакина Л.Г., Поликарпов Г.Г. Коэффициенты накопления стронция-90 в цистозире в различные сезоны и годы // Морская радиоэкология. Киев, 1970. С.174-181.
34. Куликов Н.В. Биоиндикация радиоактивного загрязнения внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды. М., 1978. С.152-158.
35. Куликов Н.В. Радиоэкология пресноводных растений и животных //Современные проблемы радиобиологии. М.; 1971. Т.2.: Радиобиология. С.395 - 421.
36. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. – М.: Наука, 1975. 184с.
37. Куликов Н.В., Куликова В.Г. О накоплении ^{90}Sr и ^{137}Cs некоторыми представителями пресноводных рыб в природных условиях // Экология. 1977. №5. С. 45-49.
38. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление ^{137}Cs некоторыми компонентами биоценоза харовых водорослей // Экология. 1977. № 1. С. 46-54.
39. Куликов Н.В., Ожегов Л.Н., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Накопление радионуклидов пресноводными гидробионтами при разной температуре воды // Проблемы

радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. – Свердловск, 1978, С.65-69. (Тр. Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып. 110).
40. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф. Влияние экологических метаболитов на накопление радиоизотопов пресноводными растениями // Взаимодействие между водой и живым веществом: Тр. Международ. симпоз., Одесса, 6-10 окт. 1975г. М, 1979. Т.2. С.62-67.
41. Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Любимова С.А. О подвижности ^{90}Sr и ^{137}Cs в системах вода – пресноводные растения и вода – грунт // Радиобиология. 1980. Т.20, вып.1. С. 146-148.
42. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. – Свердловск,1988. 129 с.
43. Левина А.И., Любимова С.А. О корреляции зольности и коэффициентов накопления стронция-90 пресноводными растениями // Проблемы радиоэкологии водных организмов.- Свердловск 1971. С.80-83. (Тр./Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып.78).
44. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р. Накопление стронция-90 в водных растениях // Радиоэкология водных организмов. Рига, 1972. Ч.1. С. 60-77.
45. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р, Калниня З.К., Слока Я.Я. Изучение соотношения $^{90}Sr/Sr$ в приморском озере Латвии // Радиоэкология водных организмов. Рига, 1973. Ч.2. С. 73 - 80.
46. Лейнерте М.П., Вадзис Д.Р, Калниня З.К., Слока Я.Я. Изучение изотопного равновесия $^{90}Sr/Sr$ в ультраевтрофном озере Латвии // Экология.1974.- № 5. С. 77-79.
47. Любимова С.А. Сорбция ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями пресноводного озера // Радиоэкология водных организмов. Рига: Зинатне, 1973. Ч.2. С.96-101.

48. Любимова С.А. О накоплении радиоизотопов водными растениями; Свердловск, 1978. С.8-9.
49. Любимова С.А. Гидрохимический режим Белоярского водохранилища // Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах, Свердловск, 1981. С.43-46.
50. Любимова С.А., Карачун И.А., Трапезников А.В. Некоторые особенности гидрохимического режима Белоярского водохранилища //Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах, Свердловск, 1983. С.22-26.
51. Любимова С.А., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние теплых вод на высшую водную растительность Белоярского водохранилища // Экология. 1989. №1. С.73-75.
52. Ляпин Е.Н., Гусев Д.И., Катков А.Е. и др. Зависимость накопления радионуклидов тканями рыб от температурно-солевых условий среды // Вопр. морской радиоэкологии.- Калининград, 1971. С.53-59 (Тр. / Атлант. НИИ рыб.хоз-ва и океанографии; Вып.44).
53. Марей А.Н. Санитарная охрана водоемов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224с.
54. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Книжников В.А., и др. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека/Ред. А.Н. Марей. М.: Атомиздат, 1980. 250 с.
55. Марчюленене Д.П., Душкаускене-Дуж Р.Ф., Монтеюнене Э.В. и др. Влияние термического режима водоема на гидрофитоценозы // Экология. 1982. № 2. С. 49-55.
56. Материалы Российско-Американских слушаний: Утилизация плутония: проблемы и решения, 31 мая- 02 июня. Г.Екатеринбург, 2000, 92с.
57. . Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред.

А.В.Аклеева, М.Ф.Киселева.- М. Изд-во ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве РФ. 2000. 532 с.
58. Методические указания по методам контроля. МУК 2.6.1.717-98. М. – Минздрав России, 1998. 60с.
59. Мешалкина Н.Г. О некоторых закономерностях поведения стронция-90 в экспериментальных непроточных водоемах // Вопр. радиоэкологии водных организмов: Тр. Ин-та экологии раст. и животных УНЦ АН СССР. 1971. Вып.78. С.95-98.
60. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. Екатеринбург: УрО РАН, 2001. 161 с.
61. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. Екатеринбург: УрО РАН, 2006. 87 с.
62. Мурзина Т.А., Лубянов И.П., Чаплина А.М. Накопление ^{90}Sr пресноводными растениями в водоемах степной зоны Украины // Гидробиол. журн. 1976. №6. С.76-80.
63. Нечаев Л.Н., Ляпин Е.Н., Гусев Д.И., Катков А.Е. Распределение отдельных осколочных и коррозионных радионуклидов по тканям рыб //Вопр. морской радиоэкологии. Калининград, 1971. С.29-34 (Тр. / Атлант. НИИ рыб.хоз-ва и океанографии; Вып.45).
64. Никипелов Б.В. Микерин Е.И., Романов Г.Н., Спирин Д.А., Холина Ю.Б., Булдаков Л.А. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 году и ликвидация ее последствий // Proc.of an International Symposium on Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. IAEA, Vienna.1990. P.373-403.
65. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и Основные санитарные правила работы с радиоактивными

веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/87. М.: Энергоатомиздат,1988. 160с.
66. Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М. – Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России. 1999. 116с.
67. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009) СП 2.6.1. 758-99: Гигиенические нормативы. – М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 2009. – 116 с.
68. Пискунов Л.И., Любимова С.А., Трейгер С.И., Казакова В.М. Некоторые результаты радиоэкологических и гидрохимических исследований Белоярского водохранилища в связи со сбросом теплой воды атомной электростанции // Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов: Материалы Второго Симпоз., Борок, 26-29 авг. 1974г. Борок, 1974. С. 128-131.
69. Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона. Под ред. С.К. Шойгу. М. 2002. 288с.
70. Почвенно-экологические условия накопления и перераспределения радионуклидов в зоне ВУРСа /Фирсова В.П., Молчанова И.В., Мещеряков П.В., Павлова Т.С., Караваева Е.Н., Прокопович Е.В., Тощев В.В. Екатеринбург. Изд-во «Екатеринбург». 1996. 140с.
71. Романов Г.Н., Воронов А.С. Радиационная обстановка после аварии //Природа, 1990. № 5. С.50-52.
72. Сафронова Н.Г. Питкянен Г.Б., Погодин Р.И. О механизмах миграции ^{90}Sr в донных отложениях водоемов /

Проблемы радиоэкологии водоемов-охладителей атомных электростанций. Свердловск, 1978. С.95-98. (Тр./Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР; Вып. 110).

73. Сельскохозяйственная радиоэкология / Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.; Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. М.: Экология, 1992. 400с.
74. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963. 78 с.
75. Трапезников А.В. Исследование сезонной динамики накопления кобальта-60 элодеей и роголистником темнозеленым в природных условиях //Поведение радиоизотопов в водоемах и почвах. – Свердловск, 1983. С. 35-40.
76. Трапезников А.В. Накопление, распределение и миграция ^{60}Co в компонентах пресноводной экосистемы. – Автореф. дис.. канд. биол. наук. Свердловск, 1990. 24с.
77. Трапезников А.В. Радиоэкология пресноводных экосистем (на примере Уральского региона): Автореф.дис... докт.биол.наук. Екатеринбург, 2001.48с.
78. Трапезников А.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пресноводных экосистемах. Екатеринбург: Изд-во «Академ-Наука», 2010. – 510 с.
79. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. О накоплении ^{60}Co пресноводными растениями в природных условиях // Экология. 1979. № 2. С.104-106.
80. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Ca и K пресноводными растениями // Экология. 1983. № 4. С.68-70.

81. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища // Экология. 1992. № 4. С.78-81.
82. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Чеботина М.Я., Чуканов В.Н., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В., Нильсен С.П., Ааркрог А. Радиоактивное загрязнение реки Течи на Урале //Экология. 1993. №5. С. 72-77.
83. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологическое состояние Белоярского водохранилища – водоема-охладителя атомной станции //Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы международной конференции. Томск., 1996. С.96-99.
84. Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Караваева Е.Н. Чеботина М.Я., Ааркрог А., Дальгаард Х., Нильсен С.П., Чен К. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча-Исеть // Экология. 2000. № 4. С.248-256.
85. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. Екатеринбург: Изд-во УрГСХА. 2006 а. 390с.
86. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Донник И.М., Шкуратова И.А. Радиоэкологическая ситуация в Уральском регионе. Учебно-методические рекомендации. – Екатеринбург: Уральское изд-во, 2006. б. 45 с.
87. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том.I. Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та. 2007 а. 480с.
88. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том. II. Екатеринбург: Изд-во Уральского ун-та. 2007 б. 400с.

89. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я., Гусева В.П. Распределение радионуклидов по основным компонентам оз.Червяное на территории ВУРСа // Экология. 2007 в. №1. С.30-36.
90. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Гусева В.П., Николин О.А. Влияние АЭС на радиоэкологическое состояние водоема-охладителя. Екатеринбург: Изд-во «Академ Наука». 2008. 400с.
91. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н. Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем. Том I. Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2014. 496 с.
92. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В. Динамика радиоэкологического состояния пресноводных экосистем, подверженных многолетнему воздействию атомной электростанции в границах наблюдаемой зоны // Радиационная биология. Радиоэкология. 2015. том 55. № 3. С. 302-313.
93. Трапезников А.В., Коржавин А.В., Трапезникова В.Н., Платаев А.П. Радиоэкологические исследования водоема-охладителя Белоярской АЭС перед вводом в эксплуатацию 4-го блока БН-800 //Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях. 2016. №2. С. 82-88.
94. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Коржавин А.В., Николкин В.Н., Платаев А.П. Основные принципы безопасности рыбной продукции из водоемов, подверженных воздействию предприятий ядерного топливного цикла // Медико-биологические и социально-психологические проблемы безопасности в чрезвычайных ситуациях. 2019. №1. С.106-114.

95. Трапезникова В.Н., Трапезников А.В., Куликов Н.В. Накопление ^{137}Cs в промысловых рыбах водоема-охладителя Белоярской АЭС // Экология. 1984. № 6. С.36-40.
96. Удобрения сапропелевые. Технические условия ТУ 2191-092-00483470-93. МСХ Российской федерации. Владимир. 1993. 7 с.
97. Уткин В.И., Чеботина М.Я., Евстигнеев А.В., Любашевский Н.М., Особенности радиационной обстановки на Урале. Екатеринбург. УрО РАН, 2004. 151с.
98. Флейшман Д.Г. Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами // Современные проблемы радиобиологии. М., 1971 а. Т.2.: Радиоэкология. С. 395-421.
99. Флейшман Д.Г. О путях поступления радиоизотопов в организм рыб // Проблемы радиоэкологии водных организмов. Свердловск, 1971 б. С.123-127. (Тр. /Ин-т экологии растений и животных УНЦ АН СССР, Вып.78).
100. Фурника Г., Булан Ш., Добреску В. и др. Свойство водных растительных и животных организмов Chlorella vulgaris, Anodonta piscinalis, Unio pinctorum, являющихся составными частями водных экологических систем, накапливать находящиеся в воде изотопы ^{137}Cs, ^{85}Sr и ^{60}Co // Первая радиобиологическая конференция социалистических стран: Сб. материалов. Шпиндлерув; Млын-Бенржихов, 1974. С.361.
101. Цветаева Н.Е., Филин В.М., Иванова Л.А. Использование моноизооктилметилфосфорной кислоты и миомфата железа для определения содержания радионуклидов в водных сбросах // Атомная энергия. 1984. Т.57, вып.2. С.114-117.
102. Чеботина М.Я. Особенности накопления ^{55}Fe, ^{60}Co, ^{137}Cs, ^{144}Ce харовой водорослью // Вторая радиобиоло-

гическая конф. социалистических стран: Сб. материалов, Варна, Золотые пески, 9-14 окт. 1978 г. София, 1978. С. 367.
103. Чеботина М.Я., Быструшкина В.Ю., Боченин В.Ф. Накопление и выделение радионуклидов водорослью Chara tomentosa G.L. // Экология. 1979. № 4. С. 53-58.
104. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние подогрева воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища // Экология. 1986. №2. С. 75-77.
105. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Гусева В.П., Куликов Н.В. ^{60}Co,^{90}Sr, ^{137}Cs в грунтах водоема-охладителя АЭС // Экология. 1988. № 2. С.70-73.
106. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова Н.В., Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. – Свердловск, 1992. 80с.
107. Челябинская область: ликвидация последствий радиационных аварий. 2-е издание, исправленное и дополненное под общей редакцией профессора Аклеева А.В. Южно-Уральское книжное издательство, Челябинск, 2006. 344с.
108. Черняева А.Е., Черняев А.М., Еремеева М.Н. Гидрохимия озер. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 335с.
109. Шаларь В.И., Шебанова Г.А. Изменение растительности Курганского лимана под влиянием антропогенных факторов //Первая Всесоюз.конф. по высшим водным и прибрежно-водным растениям: сб.материалов. Борок, 1977. С.109-110.
110. Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей. М.: Атомиздат, 1968. 212с.
111. Щепаньски А. О макрофитах озер и их роли в круговороте веществ // Гидробиол. журн.1977. №6. С.101-114.

112. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО «Маяк» / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М. Изд-во «Медбиоэкстрем», 2001.296с.
113. Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M., Foulqueie L., Kulikov N.V., Molchanova I.V., Myttenare C., Nielsen S.P., Polikarpov G.G. Sources of antropogenic radionuclides in the southern Urals. – // J.Environ.Radioactivity. 1992. V.15. P.69-80.
114. Abdelmalik W.E.Y., El-Shinawy R.M.K., Ishak M.M., Mahmond K.A. Uptake of radionuclides by some aquatic macrophytes of Ismailia Canal, Egypt // Hydrobiologia. 1973. Vol.42, N 1. P. 3-12.
115. Amiard-Triguet C. Influence du mode de contamination sur le limination du cobalt-60 par une phanerogame, us mollusque un crustace et un teleosteen dulcaquicole // Environ. Pollut.1979. Vol.20, N 1. P.65-78.
116. Aoyama I., Inomo K., Inone Y. Uptake and release of some radionuclides by freshwater phytoplancton in batch culture // J.Radiat. Res.1976. Vol.17, N 2. P.60-81.
117. Bartoli G., Parrella A. Influenza di sostanze chelanti sulla concentrazione di cobalto radioattivo da parte di alghe microscopiche. Nota II //Nuovi ann. igiene e microbiol.1975. Vol.26, N 6. P.424-432.
118. Bernatowicz S., Wolny P. Botanika rybacka. – Warszawa: PWRiL, 1969. 183p.
119. Bristow I., Whitcombe M. The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants //Amer.J.Bot. 1971. Vol.58, N1. P. 8-13.
120. Chen Qingjiang, Aarkrog A., Nielsen S.P., Dahlgaard H., Nies H., Yu. Yixuan, Mandrup K. Determination of plutonium in environmental samples by controlled valence in

anion exchange // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. Articles. 1993. Vol. 172, №2. P. 281-288.
121. Denny P. States of nutriet absorption in aquatic macrophytes //J.Ecol.1972. Vol.60, N3. P.819-829.
122. El-Shinawy R.M.K., Abdelmalik W.E.Y. Retention of radionuclides by some aguatic freshwater plants // Hydrobiologia.1980. Vol.69, N 1-2. P.125-129.
123. Furnicà G., Boldor O., E. Dobrescu, et.al. Studii privind determinarea factorului de concentrate a isotopilor ^{57}Co si ^{85}Sr din apà, de catre unele plante acvatice superioare submerse // J.Hyigiene.-1975. Vol.24, N 1. P.11-14.
124. Harvey R.S. Temperature effects on the sorption of ^{137}Cs, ^{85}Sr and ^{65}Zn by freshwater shrimp // Radionuclides in ecosystems: Proc. 3th Nat. Symp.Radioecol., Oak Ridge, TN, 10-12 May 1971. Springfields, 1971. Vol. 1.P.599-602.
125. Karavaeva E.N., Kulikov N.V., Molchanova I.V. Pozolotina V.N., Yushkov P.I. Accumulation and Distribution of long-livung radionuclides in the forest ecosystems of the Kyshtym-accident zone //The Scince of the Total Environment. 1994. V. 157. P. 147-151.
126. Kaye S.V., Nelson D.J. Analysis of specific-activity concept as related to environmental concentration of radionuclides // Nucl. Safety.1968. Vol.9, N1. P.53-58.
127. Lindberg., Kaminski S., Greiner I., Wunderer M., Behrschmidt I., Schreder G., Kress S. Interaction of dissolved radionuclides with organic matter in prealpine freshwater lakes //Verh. Internat.Verein. Limnol. 1993. № 25. P. 23-241.
128. Nelson D.J. The prediction of ^{90}Sr uptake in fish using data on specific activities and biological half lives // Radioecological concentration processes. N.Y., 1967. P. 843-851.
129. Ophel I.L., Judd J.M. Strontium-calcium relationships in aquatic food – chains //Proc. 2nd Nat. Symp. On Radio-

ecology, Ann Arbor, Mich, 15-17 May 1967. Springfield, VI, 1969. P.221.
130. Ophel I.L., Fraser C.D. The fate of cobalt-60 in a natural freshwater ecosystem //Radionuclides in ecosystems: Proc. 3th Nat. Symp. Radioecol., Oak Ridge, TN, 10-12 May 1971. Springfield, VI, 1971. Vol.I. P.323-327.
131. Paoletti A., Bartoli G., Parrella A., Sandhelli G. Concentrazione di cobalto radioattivo da parte di alghe microscopiche in relazione alla sua forma chimica //Nuovi ann. igiene e microbiol. 1973. Vol.24, N 4. P.252-273.
132. Romanov G.N. Environmental impact of « Mayak » PA activity / Proceedings of the Second International conference on Environmental Radioactivity in the Arctic. Oslo, Norway. 1995. P.36-37.
133. Romanov G.N., Drozhko E.G. Ecological consequences of the activities at the «Mayak » plant // Radioecology and the Restoration of Radioactive – Contaminated Sites.- Dordrecht ; Boston ; London ; Kluwer Academic Publishers, 1996. P. 45-55.
134. Smedile E., Querizza G. Uptake of ^{60}Co and ^{137}Cs in different components of a river ecosystem connected with discharges of a nuclear power station //Radioecol. And Energy Resour.: Proc. 4th Nat. Symp. Radioecol., Corvallis, OR, 12-14 May 1975. Stroudsburg, PA, 1976. P.1-8.
135. Trapeznikov A., Pozolotina V., Chebotina M., Chukanov V., Trapeznikova V., Kulikov N. Nielsen S.P., Aarkrog A. Radioactive contamination of the Techa river, The Urals // Health Physics. V.65, N 5.1993. P.481-488.
136. UNSCEAR. Ionizing radiation: sources and biological eifects. N. Y.: United Nations, 1993. 922 p.

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ 3

ГЛАВА III. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ (на примере озер, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа).....4

3.1. Общая характеристика озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное, расположенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа 4

3.2. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 15

3.2.1. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Тыгиш 15

3.2.2.Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Большой Сунгуль.....18

3.2.3.Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде озера Червяное 21

3.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер Тыгиш, Большой Сунгуль, Червяное и Щучье.....24

3.3.1. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Тыгиш 25

3.3.2. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Большой Сунгуль.....34

3.3.3. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Червяное 40

3.3.4. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озера Щучье.....45

3.4. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное.....47

3.4.1. Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в макрофитах озер Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 47

3.4.2.Уровни содержания и накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в ихтиофауне озер Тыгиш и Большой Сунгуль.....49

3.5. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерах Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное 58

3.5.1.Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Тыгиш....58

3.5.2. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Большой Сунгуль 72

3.5.3. Расчет запасов ^{90}Sr и ^{137}Cs в озере Червяное....75

3.6. Специфика накопления радионуклидов в озерных экосистемах.....87

3.7. Концептуальная модель радиоэкологического мониторинга на пути трансграничного воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области с объектов ядерного топливного цикла, расположенных в Челябинской области 89

3.8. Уровни содержания и распределения ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территориях, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей 2006 год 107

3.8.1. Материал и методика Район исследования и точки отбора 109

3.8.1.1. Методика отбора проб природных сред . 109

3.8.1.2. Методика определения радионуклидов .. 111

3.8.2. Результаты исследований 118

3.8.2.1. . Загрязнение снега радионуклидами 118

3.8.2.2. Определение содержания радионуклидов в воде озер 121

3.8.3. Итоги мониторинговых исследований 2006 года 131

3.9. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территориий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей 2007 год 135

3.9.1. Результаты исследований 135

3.9.1.1. Загрязнение снега радионуклидами 135

3.9.1.2. Исследование содержания ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в водоемах 136

3.9.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях. 141

3.9.1.4. Содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr и $^{239,240}Pu$ в почвах площади водосбора 147

3.9.2. Итоги мониторинговых исследований 2007 года 160

3.10. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей. 2008 год 164

3.10.1 Результаты исследований 164

3.10.1.1. Загрязнение снега радионуклидами 164

3.10.1.2. Исследование содержания радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в водоёмах 173

3.10.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в донных отложениях 177

3.10.1.4. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в пробах почв площади водосбора 179

3.10.2. Итоги мониторинговых исследований 2008 года 184

3.11. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей 2009 год 187

3.11.1. Результаты исследований 187

3.11.1.1. Содержание радионуклидов в снежном покрове 190

3.11.1.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов 196
3.11.1.3. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs, ^{239,240}Pu в донных отложениях 200
3.11.1.4. Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239,240}Pu в почвах площиди водосбора.....203
3.11.2. Итоги мониторинговых исследований 2009 года.....210
3.12. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей 2011 год.....211
3.12.1. Результаты исследований.....211
3.12.1.1. Загрязнение снега радионуклидами.....211
3.12.1.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов 216
3.12.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в донных отложениях 219
3.12.1.4. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в почвенном покрове площади водосбора ...221
3.12.2. Итоги мониторинговых исследований 2011 года.....224
3.13. Уровни содержания и распределение ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в снеговом покрове, почвах водосборных территорий, а также в воде и донных отложениях ряда озер, расположенных на границе Свердловской и Челябинской областей 2012 год.....228

3.13.1. Результаты исследований.....228

3.13.1.1. Загрязнение снега радионуклидами.....228

3.13.1.2. Содержание радионуклидов в воде открытых водоемов 232

3.13.1.3. Содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в почвенном покрове площади водосбора ...235

3.13.2. Итоги мониторинговых исследований 2012 года.....240

ГЛАВА IV. НАКОПЛЕНИЕ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В СЛАБОПРОТОЧНЫХ ИСКУССТВЕННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ (на примере Белоярского водохранилища) 242

4.1. Общая характеристика Белоярского водохранилища водоема-охладителя Белоярской атомной станции 242

4.2. Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища.....249

4.2.1. Динамика концентрации ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде в разные годы 249

4.2.2. Динамика концентрации ^{60}Co и ^{137}Cs в воде по сезонам года.....259

4.2.3. Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водной фазе по центральной части акватории водохранилища 262

4.2.4. вертикальное распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в воде водохранилища.....265

4.2.5. Расчет выноса ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs за пределы водохранилища 267

4.2.6. Распределение ^{60}Co и ^{137}Cs в экспериментальной системе вода-лед 268

4.3. Накопление и распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах Белоярского водохранилища.....271

4.3.1. Распределение ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС 272

4.3.2 .Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах пресноводного водохранилища.....277

4.3.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs донными отложениями в природных и экспериментальных условиях.....279

4.3.4. сравнительная характеристика накопления ^{60}Co и стабильного изотопа ^{59}Co затопленной почвой пресноводного водохранилища....282

4. 4. Уровни содержания и накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в гидробионтах Белоярского водохранилища 284

4.4.1.Накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs макрофитами пресноводного водохранилища.....286

4.4.2. Сезонная динамика накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями....294

4.4.3. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs пресноводными растениями 299

4.4.4.Содержание ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных растениях различных зон водоема-охладителя Белоярской АЭС 306

4.4.5. Исследование путей поступления кобальта в пресноводные растения.....310

4.4.6. Накопление ^{60}Co и ^{137}Cs в ихтиофауне Белоярского водохранилища 312

4.4.7. Накопление стабильного изотопа ^{59}Co в рыбе 321

4.4.8. Влияние температуры водной среды на накопление ^{60}Co и ^{137}Cs рыбой 323

4. 5. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах Белоярского водохранилища.....325

4.5.1. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в воде водохранилища.....325

4.5.2. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в донных отложениях водохранилища 328

4.5.3. Расчет запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в макрофитах водохранилища 334

4.5.4.Соотношение запасов ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{137}Cs, содержащихся в основных компонентах водохранилища 338

4.5.5. Специфика накопления радионуклидов в водохранилищах 343

4.6. Опыт радиоэкологического исследования пресноводных экосистем, подверженных многолетнему воздействию атомной электростанции в границах наблюдаемой зоны 345

4.6.1. Общая постановка задачи исследования ...345

4.6.2. Содержание радионуклидов в воде поверхностных водоемов 346

4.6.3. Содержание радионуклидов в донных отложениях поверхностных водоемов.....356

4.6.4. Содержание радионуклидов в водных растениях 356

4.6.5. Содержание радионуклидов в ихтиофауне..365

4.6.6. Содержание радионуклидов в пойменных почвах рек наблюдаемой зоны Белоярской АЭС 367

4.7. Первые результаты радиоэкологического исследования водоема-охладителя Белоярской АЭС после ввода в эксплуатацию 4-го энергоблока БН-800 369

4.7.1. Содержание техногенных радионуклидов в пробах воды 372

4.7.2. Содержание радионуклидов в водных растениях 374

4.7.3. Итоги мониторинговых исследований Белоярского водохранилища 2014-2017 года.....383

ЗАКЛЮЧЕНИЕ к монографии «Радиоэкологический мониторинг пресноводных экосистем» (Тома I – IV) 384

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ К IV ТОМУ 400

ПРИЛОЖЕНИЯ.....426

ПРИЛОЖЕНИЯ

ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА
ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ, ТЕХНОЛОГИЧЕСКОМУ И АТОМНОМУ НАДЗОРУ

РАЗРЕШЕНИЕ

Регистрационный номер Р-УО-01-501- 8853 от 19 декабря 2016 г.

Выдано **Трапезникову Александру Викторовичу**

на право ведения работ в области использования атомной энергии в должности заведующего лабораторией общей радиоэкологии Федерального государственного бюджетного учреждения науки Института экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук

(Российская Федерация, 620144, г.Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202)

в соответствии со статьей 27 Федерального закона от 21 ноября 1995 г. № 170-ФЗ "Об использовании атомной энергии"

Разрешение выдано на основании заявления № 16353-9311/662 от 28.10.2016

Срок действия разрешения: с 23 декабря 2016 г. до 23 декабря 2021 г.

Руководитель Уральского МТУ по надзору за ЯРБ Ростехнадзора **А.П. Хомяков**

М.П.

Разрешение действует при соблюдении условий действия разрешения, являющихся его неотъемлемой частью

Серия А В №454856

УСЛОВИЯ ДЕЙСТВИЯ РАЗРЕШЕНИЯ

Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору
№ Р-УО-01-501- 8853 от 19.12.2016, выданного Трапезникову Александру Викторовичу
(далее – владелец разрешения)
на право ведения работ в области использования атомной энергии в должности
заведующего лабораторией общей радиоэкологии Федерального
государственного бюджетного учреждения науки Института экологии растений и животных
Уральского отделения Российской академии наук

1. Общие требования.

1.1. Владельцу разрешения предоставлено право: руководство при безопасной эксплуатации радиационного источника, учет и контроль радиоактивных веществ.

1.2. Действие разрешения распространяется только на указанную(ые) в нем должность(ти).

1.3. Разрешение не может быть передано другому лицу или распространено на деятельность другого физического лица.

1.4. Владелец разрешения при выполнении должностных обязанностей должен соблюдать требования действующих норм и правил по безопасности в области использования атомной энергии, производственных инструкций и настоящих Условий действия разрешения.

1.5. Владелец разрешения должен периодически в установленные сроки проходить медицинские освидетельствования и психофизиологические обследования.

1.6. Перерыв в выполнении владельцем разрешения должностных обязанностей не должен превышать 6 месяцев.

1.7. Владелец разрешения должен непрерывно поддерживать, повышать и ежегодно подтверждать уровень квалификации.

1.8. Владелец разрешения должен проходить проверку знаний правил и норм в области использования атомной энергии в соответствии с должностной инструкцией, сроки и объем которой установлены нормативными документами.

2. Специальные требования.

2.1. При введении новых норм и правил в области использования атомной энергии и/или изменения порядка выдачи разрешений на право ведения работ, Федеральная служба по экологическому, технологическому и атомному надзору имеет право изменить настоящие Условия действия разрешения.

2.2 Копия разрешения, заверенная администрацией организации, должна находиться на рабочем месте владельца разрешения и предъявляться представителям Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору по их требованию.

2.3. В случае досрочного прекращения действия разрешения, оригинал разрешения подлежит возврату в Уральское межрегиональное территориальное управление по надзору за ядерной и радиационной безопасностью Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору.

3. Осуществление надзора за соблюдением Условий действия разрешения.

3.1. Надзор за соблюдением Условий действия разрешения осуществляет Отдел по надзору за РОО Уральского межрегионального территориального управления по надзору за ядерной и радиационной безопасностью Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору.

ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА
ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОМУ, ТЕХНОЛОГИЧЕСКОМУ И АТОМНОМУ НАДЗОРУ

ЛИЦЕНЗИЯ

Регистрационный номер УО-09-501-1792 от 31.08.2010

Лицензия выдана Учреждению Российской академии наук Институту экологии растений и животных Уральского отделения РАН

Место нахождения лицензиата: Российская Федерация, 620144, г.Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

Лицензия дает право на использование радиоактивных веществ при проведении научно-исследовательских и опытно-конструкторских работ

Объекты деятельности: радиоактивные вещества

Основание для выдачи лицензии: заявление Лицензиата от 08.04.2010 № 16353-9311/250 и решение Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору от 23.08.2010 № 01-18/01-1448-128

Срок действия лицензии до 31.08.2020

Лицензия действует при соблюдении прилагаемых условий действия лицензии, являющихся ее неотъемлемой частью

м.п.

Руководитель органа лицензирования **А.П. Хомяков**

Серия А В № 278459

ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА ПО НАДЗОРУ
В СФЕРЕ ЗАЩИТЫ ПРАВ ПОТРЕБИТЕЛЕЙ И БЛАГОПОЛУЧИЯ ЧЕЛОВЕКА

Управление Федеральной службы по защите прав потребителей и благополучия человека по Свердловской области

(наименование территориального органа)

САНИТАРНО-ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКОЕ ЗАКЛЮЧЕНИЕ

№ 66.01.32.000.М.001930.11.16 от 29.11.2016 г.

Настоящим санитарно-эпидемиологическим заключением удостоверяется, что производство (заявленный вид деятельности, работы, услуги) (перечислить виды деятельности (работ, услуг), для производства — виды выпускаемой продукции; наименование объекта, фактический адрес):

Условия работы с источниками физических факторов воздействия на человека (ионизирующее излучение) смотри приложение.

ИЭРИЖ УрО РАН; 624250, Свердловская область, г. Заречный, а/я 18 (Российская Федерация)

Заявитель (наименование организации-заявителя, юридический адрес)

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук; 620144, г. Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202 (Российская Федерация)

СООТВЕТСТВУЕТ (НЕ СООТВЕТСТВУЕТ) государственным санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам (ненужное зачеркнуть, указать полное наименование санитарных правил)

СанПиН 2.6.1.2523-09 "Нормы радиационной безопасности" (НРБ-99/2009); СП 2.6.1.2612-10 "Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010) с изменениями № 1 от 16.09.2013 года.

Основанием для признания условий производства (вида деятельности, работ, услуг) соответствующими (не соответствующими) государственным санитарно-эпидемиологическим правилам и нормативам являются (перечислить рассмотренные документы):

Экспертное заключение № 02-01-16-13-05/1971 от 26.05.2016 года и протокол лабораторных испытаний № 633 от 09.03.2016 года ФБУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии в Свердловской области", аттестат "Системы" № РОСС.RU.0001.510116 от 17 мая 2013 года, действителен до 17 мая 2018 года.

Заключение действительно до 30.11.2021 г.

Главный государственный санитарный врач
(заместитель главного государственного санитарного врача) Д.Н. Козловских

№2711062

© ООО «Первый печатный двор», г. Москва, 2015 г., уровень «В».

Номер листа: 1

ФЕДЕРАЛЬНАЯ СЛУЖБА ПО НАДЗОРУ
В СФЕРЕ ЗАЩИТЫ ПРАВ ПОТРЕБИТЕЛЕЙ И БЛАГОПОЛУЧИЯ ЧЕЛОВЕКА

Управление Федеральной службы по защите прав потребителей и благополучия человека по Свердловской области

(наименование территориального органа)

ПРИЛОЖЕНИЕ
К САНИТАРНО-ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКОМУ ЗАКЛЮЧЕНИЮ

№ 66.01.32.000.М.001930.11.16 от 29.11.2016 г.

Условия работы с источниками физических факторов воздействия на человека (ионизирующее излучение).

Вид деятельности: Научно-исследовательские работы с использованием закрытых и открытых ИИИ, хранение ИИИ.

Характеристика закрытых источников ионизирующего излучения:

1. Комплект ОСАИ, № заводской: 3459/1, дата изготовления: 26.03.2010, срок службы: 10, наименование: Ra-226, начальная активность: 3,04*04 Бк
2. Комплект ОСАИ, № заводской: 3459/2, дата изготовления: 26.03.2010, срок службы: 10, наименование: Pu-238, начальная активность: 3,80*04 Бк
3. Комплект ОСАИ, № заводской: 3459/3, дата изготовления: 26.03.2010, срок службы: 10, наименование: Pu-239, начальная активность: 3,27*04 Бк
4. Комплект ОСАИ, № заводской: 3459/4, дата изготовления: 26.03.2010, срок службы: 10, наименование: Cm-244, начальная активность: 2.16*04 Бк

Место хранения: свинцовый контейнер в сейфе лаборатории общей радиологии, биофизической станции, по адресу: г. Заречный, а/я 18.

Характеристика открытых источников ионизирующего излучения:

1. Наименование: Pu-242, дата изготовления: 19.12.2011, номер паспорта: 1794/1, начальная активность: 2,22*02 Бк, кол-во: 1 ампула, место хранения: комната № 108, сейф № 62, ячейка № 8
2. Наименование: H-3, дата изготовления: 20.04.2014, номер паспорта: 45540.4Г293, начальная активность: 9,94*05 Бк, кол-во: 1 ампула, место хранения: комната № 108, сейф № 62, ячейка № 4
3. Наименование: Th-232, дата изготовления: 29.07.1983, номер паспорта: 4669, начальная активность: 2,76*02 Бк, кол-во: 1 кг, место хранения: комната № 108, сейф № 62, ячейка № 5
4. Наименование: U-238, дата изготовления: 24.11.1982, номер паспорта: 1248, начальная активность: 3,15*02 Бк, кол-во: 0,98 кг, место хранения: комната № 108, сейф № 62, ячейка № 9
5. Наименование: Cs-137, дата изготовления: 03.01.1980, начальная активность: 3,46*09 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: комната № 108, сейф № 62, ячейка № 6,7.
6. Наименование: Sr-90, дата изготовления: 03.01.1980, начальная активность: 2,03*09 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: комната № 108, сейф № 62, ячейка № 1,2.
7. Наименование: Pu-242, дата изготовления: 01.08.2002, начальная активность: 3,12*02 Бк, место хранения: бетонный бункер временного хранения.
8. Наименование: Sr-90, дата изготовления: 15.07.2005, номер паспорта: U 454, начальная активность: 5,28 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: бетонный бункер временного хранения цокольный этаж.
9. Наименование: Sr-90, дата изготовления: 15.07.2005, номер паспорта: U 455, начальная активность: 1,15*02 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: бетонный бункер временного хранения цокольный этаж.
10. Наименование: Cs-137, дата изготовления: 02.08.1989, номер паспорта: 1/89, начальная активность: 5,07*05 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: бетонный бункер временного хранения цокольный этаж.
11. Наименование: Sr-90, дата изготовления: 30.05.1990, номер паспорта: 390, начальная активность: 3,86*05 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: бетонный бункер временного хранения цокольный этаж.
12. Наименование: Pu-242, дата изготовления: 28.11.1986, номер паспорта: А-872/4, начальная активность: 1,46*07 Бк, подготовлен к утилизации, место хранения: бетонный бункер временного хранения цокольный этаж.

Главный государственный санитарный врач
(заместитель главного государственного санитарного врача) Е.Н. Козловских
Ф.И.О. подпись печать

© ООО «Первый печатный двор», г. Москва, 2015 г.

000393

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ И МЕТРОЛОГИИ
Государственный научный метрологический центр
ФГУП «Уральский научно-исследовательский институт метрологии»

СВИДЕТЕЛЬСТВО

о состоянии измерений в лаборатории

№ 014-24-2015

Настоящее свидетельство удостоверяет наличие в **Лаборатории общей радиоэкологии Федерального государственного бюджетного учреждения науки Института экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук, г. Заречный, Свердловская область** условий, необходимых для выполнения измерений в закрепленной области деятельности

Приложение:
Перечень объектов и контролируемых в них показателей на 2 листах

Директор **С.В. Медведевских**
Зав. лабораторией **И.В. Шишова**
Дата выдачи: 28.09.2015 г.
Срок действия: до 28.09.2020 г.

М.П.

Россия, 620000, г. Екатеринбург, ул. Красноармейская,4
Тел.: (343) 350-26-18, факс: (343) 350-20-39. E-mail: uniim@uniim.ru

МЕТРОН

Приложение к свидетельству о состоянии измерений
№ 014-24-2015 от 28.09.2015 г.
(на 2 листах, лист 1)

Перечень объектов и показателей, закрепленных за Лабораторией общей радиоэкологии Федерального государственного бюджетного учреждения науки Института экологии растений и животных Уральского отделения Российской академии наук

№ п/п	Объект измерений	Контролируемый показатель
1	2	3
1	Вода природная (поверхностная и подземная), производственная вода, вода технологическая, вода сточная, вода дренажная, питьевая вода, атмосферные осадки	Отбор проб
2	Почва	
3	Донные отложения	
4	Пищевые продукты	
5	Вода природная (поверхностная и подземная)	Объемная активность Cs-137
		Объемная активность Cs-137
		Объемная активность Pu-238
		Объемная активность Pu-239+240
		Объемная активность Pu-242
		Объемная активность Sr-90
		Объемная активность Co-60
6	Вода дренажная и вода природная (поверхностная и подземная)	Объемная альфа- и бета активность
7	Вода природная (поверхностная и подземная), производственная вода, питьевая вода, атмосферные осадки	Объемная активность трития
8	Почвы, грунты, донные отложения, растения, сухие остатки водных проб, препараты после радиохимического выделения или технологической переработки	Удельная активность K-40
		Удельная активность Cs-137
		Удельная активность Ra-226
		Удельная активность Co-60
		Удельная активность Cs-134
		Удельная активность Eu- 152
		Удельная активность Ra-224
		Удельная активность Ra-228
		Удельная активность Am-241
9	Почвы, грунты, донные отложения, горные породы	Удельная активность Pu-238, Pu-(239+240), Pu-242
		Удельная активность Sr-90
		Удельная активность U-234
		Удельная активность U -235
		Удельная активность U -238
		Удельная альфа- и бета активность

Директор С.В. Медведевских

Приложение к свидетельству о состоянии измерений
№ 014-24-2015 от 28.09.2015 г.
(на 2 листах, лист 2)

1	2	3
10	Производственные и служебные помещения Территория промышленной зоны, жилой зоны, участков застройки	Мощность амбиентного эквивалента дозы гамма- излучения.
		Плотность потока альфа-частиц
		Плотность потока бета-частиц
11	Объекты контроля поверхностного радиоактивного загрязнения: рабочие поверхности, кожа, спецодежда, средства индивидуальной защиты, транспортные средства	Мощность амбиентного эквивалента дозы гамма- излучения.
		Плотность потока бета-частиц
12	Почвы, грунты, донные отложения, растения, сухие остатки водных проб, препараты после радиохимического выделения или технологической обработки, продовольственное сырье, рыба, пищевые продукты и др.	Удельная активность K-40
		Удельная активность Cs-137
		Удельная активность Ra-226
		Удельная активность Th-232
13	Препараты после электролитического осаждения	Активность Pu-238
		Удельная активность Pu-(239+240)
		Удельная активность Pu-242
		Удельная активность U-234
		Удельная активность U -235
		Удельная активность U -238
14	Вода питьевая	Объемная активность Rn-222
15	Атмосферный воздух. Воздух жилых и общественных зданий, воздух рабочей зоны	Объемная активность Rn -222
		Количество распадов 216Po (ThA)
16	Территория промышленной зоны, жилой зоны, участков застройки	Плотность потока радона-222
17	Воздух жилых и общественных зданий, воздух рабочей зоны	Эквивалентная равновесная объемная активность Rn-222
		Эквивалентная равновесная объемная активность торона-220

Директор С.В. Медведевских

ГОСУДАРСТВЕННАЯ КОРПОРАЦИЯ ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ
«РОСАТОМ»
ДЕПАРТАМЕНТ ЯДЕРНОЙ И РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
ОРГАНИЗАЦИИ ЛИЦЕНЗИОННОЙ И РАЗРЕШИТЕЛЬНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

об участии в отраслевой интеркалибрации аппаратуры и методов радиационного контроля в 2008 - 2009 годах.

Регистрационный номер: ОИ-2-16 от 1 декабря 2009 года

Настоящее Свидетельство выдано:

ГУ «Институт экологии растений и животных УрО РАН»,
Отделу континентальной радиоэкологии

ОИ-1

ОИ-2

Директор
Департамента А.М.Агапов

0056

ГОСУДАРСТВЕННАЯ КОРПОРАЦИЯ ПО АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ
«РОСАТОМ»
ДЕПАРТАМЕНТ ЯДЕРНОЙ И РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
ОРГАНИЗАЦИИ ЛИЦЕНЗИОННОЙ И РАЗРЕШИТЕЛЬНОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

об участии в отраслевой интеркалибрации аппаратуры и методов радиационного контроля в 2009 - 2010 годах.

Регистрационный номер: ОИ-3-13 от 20 октября 2010 года

Настоящее Свидетельство выдано:

ГУ «Институт экологии растений и животных УрО РАН»,
Отделу континентальной радиоэкологии

ОИ-1

ОИ-2

ОИ-3

Директор
Департамента А.М.Агапов

0105

Федеральное государственное унитарное предприятие
"Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н. М. Федоровского" (ФГУП "ВИМС")
Федеральный научно - методический Центр лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС
ЛАБОРАТОРИЯ ИЗОТОПНЫХ МЕТОДОВ АНАЛИЗА

МЕТОДИКА ИЗМЕРЕНИЙ

УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{224}Ra, ^{40}K, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{60}Co, ^{241}Am, ^{152}Eu В ТВЕРДЫХ СЫПУЧИХ ПРОБАХ ГАММА - СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИМ МЕТОДОМ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ПОЛУПРОВОДНИКОВЫХ ДЕТЕКТОРОВ

Москва,
ФГУП "ВИМС",
2013

"Методика измерений удельной активности естественных и техногенных радионуклидов ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{224}Ra, ^{40}K, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{60}Co, ^{241}Am, ^{152}Eu в твердых сыпучих пробах гамма-спектрометрическим методом с использованием полупроводниковых детекторов"

РАЗРАБОТАНА: **Лабораторией изотопных методов анализа**
ФГУП "ВИМС"
119017, Москва, Старомонетный пер., д. 31
т/ф: (495) 959-34-33; 950-34-21
e-mail: lab@u238.ru

ЛИМА АСИЦ
ФГУП "ВИМС"

Analytical Certificating Testing Center Federal State Unitary Enterprise «VIMS»

АВТОРЫ: **Бахур А.Е.** _____
научный руководитель разработки

Гулынин А.В.
Стародубов А.В.

АТТЕСТОВАНА: **ФГУП "ВНИИФТРИ"** **СВИДЕТЕЛЬСТВО №**

40181.3Г192 / 01.00294-2010

От "22" апреля 2013 г.

Номер в Федеральном Реестре Росстандарта: **ФР.1.40.2013.15401**

Регистрационный номер разработчика: № _____/13-3Г192

Принадлежит:

_____

_____

_____

м.п.

Методика измерений разработана и аттестована в соответствии с ГОСТ Р 8.594-2002; МИ 2453-2000; ОСТ 41-08-205-04

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО
ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ
И МЕТРОЛОГИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
ВСЕРОССИЙСКИЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ТЕХНИЧЕСКИХ
И РАДИОТЕХНИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ
ФГУП ВНИИФТРИ

ВНИИФТРИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

Об аттестации методики радиационного контроля
№ 40181.3Г192/01.00294-2010

Методика измерений удельной активности естественных и техногенных радионуклидов ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{224}Ra, ^{40}K, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{60}Co, ^{241}Am, ^{152}Eu в твердых сыпучих пробах гамма-спектрометрическим методом с использованием полупроводниковых детекторов, разработанная специалистами ФГУП «ВИМС» и изложенная в одноименном документе, аттестована в соответствии с требованиями ГОСТ Р 8.594.

Методика основана на применении для измерений принадлежащего ФГУП «ВИМС» гамма-спектрометра «Ortec 65195-P/DSPec Plus» с программным обеспечением «Gamma-Vision», градуируемого для измерений счетных образцов в геометриях «Петри 40 и 60 мм.» и «Маринелли 1 л» с помощью эталонных источников гамма-излучения ИМН-Г-3.

Методика устанавливает процедуры градуировки гамма-спектрометра, подготовки счетных образцов, выполнения измерений и обработки результатов с введением необходимых поправок и оценки неопределенности измерений.

Диапазон измерений удельной активности радионуклидов по данной методике составляет от 10 до 10^5 Бк/кг. Неопределенность измерений (P=0,95) оценивается для каждого конкретного измерения и не превышает 30%.

Аттестация проведена по результатам метрологической экспертизы материалов по разработке и экспериментальной проверке методики.

Методика используется в ФГУП «ВИМС» при радиогеохимических, радиоэкологических и технологических исследованиях, при радиационном контроле и сертификации минерального сырья.

Дата аттестации: 22 апреля 2010

Руководитель экспертного органа
доктор технических наук В.П. Ярына

С N0001433

Федеральное государственное унитарное предприятие
"Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н. М. Федоровского" (ФГУП "ВИМС")
Федеральный научно - методический Центр лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС
ЛАБОРАТОРИЯ ИЗОТОПНЫХ МЕТОДОВ АНАЛИЗА

МЕТОДИКА ИЗМЕРЕНИЙ

ОБЪЕМНОЙ АКТИВНОСТИ СТРОНЦИЯ-90 (^{90}Sr) В ПРОБАХ ПРИРОДНЫХ ВОД (ПРЕСНЫХ И МИНЕРАЛИЗОВАННЫХ), БЕТА - РАДИОМЕТРИЧЕСКИМ МЕТОДОМ С РАДИОХИМИЧЕСКОЙ ПОДГОТОВКОЙ

Москва
ФГУП "ВИМС"
2014

"Методика измерений объемной активности стронция-90 (^{90}Sr) в пробах природных вод (пресных и минерализованных) бета - радиометрическим методом с радиохимической подготовкой"

РАЗРАБОТАНА: **Лабораторией изотопных методов анализа**
ФГУП "ВИМС"
119017, Москва, Старомонетный пер., д. 31
т/ф: (495) 959-34-33; 950-34-21
e-mail: lab@u238.ru

ЛИМА АСИЦ
ФГУП "ВИМС"

Analytical Certificating
Testing Center
Federal State Unitary
Enterprise «VIMS»

АВТОРЫ: **Бахур А.Е.** _____
научный руководитель разработки

Манулова Л.И.
Зуев Д.М.
Овсянникова Т.М.
Трухина Т.П.

АТТЕСТОВАНА: **ФГУП "ВНИИФТРИ"** **СВИДЕТЕЛЬСТВО №**

40074.4Ж212 / 01.00294-2010

От "30" июня 2014 г.

Номер в Федеральном Реестре Росстандарта: **ФР.1.40.2014.18554**

Методика измерений разработана и аттестована в соответствии с ГОСТ Р 8.594-2002; МИ 2453-2000; ОСТ 41-08-205-04

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО
ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ
И МЕТРОЛОГИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
ВСЕРОССИЙСКИЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ТЕХНИЧЕСКИХ
И РАДИОТЕХНИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ
ФГУП ВНИИФТРИ

ВНИИФТРИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

об аттестации методики радиационного контроля
№ 40074.4Ж212/01.00294-2010

Методика измерений объемной активности стронция-90 (Sr^{90}) в пробах природных вод (пресных и минерализованных) бета-радиометрическим методом с радиохимической подготовкой, разработанная ФГУП «ВИМС» и изложенная в одноименном документе, аттестована в соответствии с требованиями ГОСТ Р 8.594.

Методика основывается на приготовлении из пробы воды счетного образца, содержащего дочерний продукт распада стронция-90 (иттрий-90), последовательным химическим концентрированием его из пробы и хроматографическим отделением с помощью анионообменной смолы с последующим измерением активности иттрия в счетном образце на низкофоновом бета-радиометре, предварительно аттестованном по чувствительности с помощью эталонного источника, идентичного счетному образцу. Методика регламентирует процедуры приготовления счетного образца, подготовки и выполнения измерений, а также оценки неопределенности измерений.

Диапазон измерений объемной активности стронция-90 в пробах вод составляет от 0,3 до 50 Бк/дм^3. Неопределенности измерений оценивается в каждом конкретном измерении, но не превышает 30% (при P=0,95).

Аттестация методики проведена по результатам метрологической экспертизы материалов по ее разработке и испытаниям.

Дата аттестации: 30 июня 2014 г.

Руководитель экспертного органа В. П. Ярына

С NQ0[illegible]21

Федеральное государственное унитарное предприятие
"Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н. М. Федоровского" (ФГУП "ВИМС")
Федеральный научно - методический Центр лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС
ЛАБОРАТОРИЯ ИЗОТОПНЫХ МЕТОДОВ АНАЛИЗА

МЕТОДИКА ИЗМЕРЕНИЙ

ОБЪЕМНОЙ АКТИВНОСТИ ЦЕЗИЯ - 137 (^{137}Cs) В ПРОБАХ ПРИРОДНЫХ (ПРЕСНЫХ И МИНЕРАЛИЗОВАННЫХ), ГАММА - СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИМ МЕТОДОМ С ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫМ КОНЦЕНТРИРОВАНИЕМ

Москва,
ФГУП "ВИМС",
2013

стр-2 (2480x3507x24b jpeg)

"Методика измерений объемной активности цезия - 137 (^{137}Cs) в пробах природных (пресных и минерализованных) вод гамма - спектрометрическим методом с предварительным концентрированием"

РАЗРАБОТАНА: Лабораторией изотопных методов анализа
ФГУП "ВИМС"
119017, Москва, Старомонетный пер., д. 31
т/ф: (495) 959-34-33; 950-34-21
e-mail: lab@u238.ru

ЛИМА АСИЦ
ФГУП "ВИМС"

Analytical Certificating
Testing Center
Federal State Unitary
Enterprise «VIMS»

АВТОРЫ: Бахур А.Е. — научный руководитель разработки
Мануилова Л.И.
Зуев Д.М.
Овсянникова Т.М.
Трухина Т.П.

АТТЕСТОВАНА: ФГУП "ВНИИФТРИ"

СВИДЕТЕЛЬСТВО № 40073.3Г189 / 01.00294-2010
От "22" апреля 2013 г.

Номер в Федеральном Реестре Росстандарта: ФР.1.40.2013.15398

Регистрационный номер разработчика: 5 /13-3Г189

Принадлежит: ИЭРиЖ УрО РАН г. Екатеринбург

м.п.

Методика измерений разработана и аттестована в соответствии с ГОСТ Р 8.594-2002; МИ 2453-2000; ОСТ 41-08-205-04

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО
ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ
И МЕТРОЛОГИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
ВСЕРОССИЙСКИЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ТЕХНИЧЕСКИХ
И РАДИОТЕХНИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ
ФГУП ВНИИФТРИ

ВНИИФТРИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

Об аттестации методики радиационного контроля

№ 40073.3Г189/01.00294-2010

Методика измерений объемной активности цезия-137 (^{137}Cs) в пробах природных вод (пресных и минерализованных) гамма-спектрометрическим методом с предварительным концентрированием, разработанная специалистами ФГУП «ВИМС» и изложенная в одноименном документе, аттестована в соответствии с требованиями ГОСТ Р 8.594.

Методика основана на измерении гамма-спектра счетного образца, содержащего ^{137}Cs, количественно выделенный из пробы воды с использованием радиохимических приемов, и расчете его объемной активности в пробе.

Диапазон измеряемой объемной активности по данной методике составляет $0{,}05\text{-}10^3$ Бк/дм^3. Неопределенность измерений (P=0,95) оценивается при каждом конкретном измерении и не превышает 30%.

Аттестация методики выполнена по результатам метрологической экспертизы материалов по разработке и экспериментальной проверке методики.

Методика предназначена для использования при радиоэкологических, геолого-геохимических и технологических исследованиях, а также для радиационного контроля в области природопользования и охраны окружающей среды, в том числе при радиационном контроле питьевых вод, производственном радиационном контроле на нефтегазодобывающих предприятиях.

Дата аттестации: 22 апреля 2011 г.

Руководитель экспертного органа,
доктор технических наук В.П. Ярына

С N0001432

Копия верна.

Федеральное государственное унитарное предприятие
"Всероссийский научно-исследовательский институт минерального сырья им. Н. М. Федоровского" (ФГУП "ВИМС")

Федеральный научно - методический Центр лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС

ЛАБОРАТОРИЯ ИЗОТОПНЫХ МЕТОДОВ АНАЛИЗА

МЕТОДИКА ИЗМЕРЕНИЙ

СУММАРНОЙ АКТИВНОСТИ АЛЬФА- И БЕТА- ИЗЛУЧАЮЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОБАХ ДРЕНАЖНЫХ И СКВАЖИННЫХ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АЛЬФА-БЕТА-РАДИОМЕТРА УМФ-2000

Москва
ФГУП "ВИМС"
2013

"Методика измерений суммарной активности альфа- и бета- излучающих радионуклидов в пробах дренажных и скважинных вод с использованием альфа-бета-радиометра УМФ-2000"

РАЗРАБОТАНА: **Лабораторией изотопных методов анализа**
ФГУП "ВИМС"
119017, Москва, Старомонетный пер., д. 31
т/ф: (495) 959-34-33; 950-34-21
e-mail: lab@u238.ru

ЛИМА АСИЦ
ФГУП "ВИМС"

Analytical Certification
Testing Center
Federal State Unitary
Enterprise

АВТОРЫ: **Бахур А.Е.** _____
научный руководитель разработки

Мануилова Л.И.
Зуев Д.М.
Овсянникова Т.М.
Романов А.В. (ОАО "МСЗ")
Семина О.В. (ОАО "МСЗ")
Колотилкина Н.И. (ОАО "МСЗ")

АТТЕСТОВАНА: **ФГУП "ВНИИФТРИ"**

СВИДЕТЕЛЬСТВО №
40073.3Г176 / 01.00294-2010
От "22" апреля 2013 г.

Номер в Федеральном Реестре Росстандарта: **ФР.1.40.2013.15384**

Регистрационный номер разработчика: /13-3Г176

Принадлежит:

_____

_____

_____

м.п.

Методика измерений разработана и аттестована в соответствии с ГОСТ Р 8.594-2002; МИ 2453-2000; ОСТ 41-08-205-04

ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО
ПО ТЕХНИЧЕСКОМУ РЕГУЛИРОВАНИЮ
И МЕТРОЛОГИИ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ
УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
ВСЕРОССИЙСКИЙ
НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ ФИЗИКО-ТЕХНИЧЕСКИХ
И РАДИОТЕХНИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ
ФГУП ВНИИФТРИ

ВНИИФТРИ

СВИДЕТЕЛЬСТВО

Об аттестации методики радиационного контроля

№40073.3Г176/01.00294-2010

Методика измерений суммарной активности альфа- и бета-излучающих радионуклидов в пробах дренажных и скважинных вод с использованием альфа-бета-радиометра УФМ-2000,разработанная специалистами ФГУП «ВИМС» и изложенная в одноименном документе, аттестована в соответствии с требованиями ГОСТ Р 8.594.

Методика основана на приготовлении счетного образца из водной пробы упариванием до сухого остатка с сульфатацией и последующем измерении его активности с использованием низкофонового радиометра УМФ-2000, эффективность регистрации альфа- и бета-излучения которого определена с помощью эталонного радионуклиидного источника КП/У-АБ.

Диапазон измеряемых значений суммарной объемной (удельной) активности по данной методике составляет от 0,1 до 10^3 Бк/дм^3.Неопределенность измерений (Р=0,95) оценивается при каждом конкретном измерении и не превышает 50%.

Аттестация методики проведена по результатам метрологической экспертизы материалов по разработке и исследованию методики.

Методика предназначена для применения на предприятиях ЯТЦ.

Дата аттестации: 22 апреля 2013г.

Руководитель экспертного органа,
доктор технических наук В.П. Ярына

С N0001457

Научное издание

Александр Викторович Трапезников
Вера Николаевна Трапезникова
Александр Васильевич Коржавин
Виктор Николаевич Николкин

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

ТОМ IV

Ответственный редактор
академик РАН,
доктор биологических наук, профессор **И.М. Донник**

Фото на обложке: А.Б. Сунгуров

Подписано в печать: 05.12.2019 г. Формат 60x84 1/16
Усл. печ. л. 28. Тираж 350 экз.
Бумага «Гознак»

Издательство «АкадемНаука»
624250, Свердловская обл., г. Заречный,
ул. Ленинградская, 24 Б
Тел.: (34377) 7-11-53

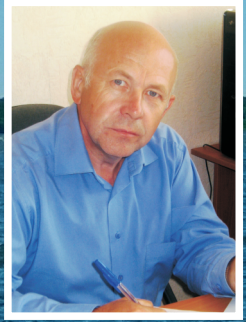
Переплет выполнен в ГУП СО «Режевская типография»
623750, Свердловская обл., г. Реж,
ул. Красноармейская, 22
Тел.: (34364) 2-25-03, 2-15-32

Трапезников Александр Викторович

Доктор биологических наук,
Заслуженный эколог РФ,
Зав. Отделом континентальной радиоэкологии и Биофизической станцией Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН.
Автор 430 научных трудов, включая 14 монографий.
Медаль имени академика Е.Н. Аврорина Уральского отделения РАН.
Лауреат премии имени Н.В.Тимофеева-Ресовского Уральского отделения РАН и Международного конкурса научных работ в области радиоэкологии имени академика В.М. Клечковского.
Действительный член Международного союза радиоэкологии и Международного союза экоэтики.

Трапезникова Вера Николаевна

Кандидат биологических наук,
старший научный сотрудник лаборатории общей радиоэкологии Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН.
Автор 284 научных трудов, включая 10 монографий.
Лауреат премии Международного конкурса научных работ в области радиоэкологии имени академика В.М. Клечковского.
Действительный член Международного союза радиоэкологии.



Коржавин Александр Васильевич

Кандидат ветеринарных наук,
Зам. зав. Отделом континентальной радиоэкологии и Биофизической станцией Института экологии растений и животных Уральского отделения РАН.
Автор 127 научных трудов, включая 4 монографии.

Николкин Виктор Николаевич

Главный специалист Отделения реакторного материаловедения АО «Институт реакторных материалов» Росатома.
Автор 114 научных трудов, включая 4 монографии.