

На правах рукописи



Айдарханова Альмира Курмановна

**Исследование уровней и характера распределения радионуклидного
загрязнения в поверхностных водных объектах (водоемах) территории
Семипалатинского испытательного полигона**

специальность 1.5.1. «Радиобиология»

АВТОРЕФЕРАТ
диссертации на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Курчатов – 2025

Диссертация выполнена в Филиале «Институт радиационной безопасности и экологии» Республиканского Государственного предприятия на праве хозяйственного ведения «Национальный ядерный центр Республики Казахстан» Министерства энергетики Республики Казахстан (Филиал ИРБЭ РГП НЯЦ РК)

Научный руководитель:

Ларионова Наталья Владимировна, кандидат биологических наук, доцент, ученый секретарь филиала ИРБЭ РГП НЯЦ РК.

Официальные оппоненты:

Сазыкина Татьяна Григорьевна, доктор физико-математических наук, член Международного союза радиэкологов, Федеральное государственное бюджетное учреждение «Научно-производственное объединение «Тайфун» Росгидромета, Институт проблем мониторинга окружающей среды, главный научный сотрудник;

Эдомская Мария Александровна, кандидат биологических наук, Федеральное государственное бюджетное учреждение «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии Национального исследовательского центра «Курчатовский институт», старший научный сотрудник, и.о. заведующего лабораторией радиохимии и аналитической химии.

Ведущая организация:

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Институт проблем безопасного развития атомной энергетики Российской академии наук», г. Москва.

Защита состоится «19» сентября 2025 г. в 10:00 на заседании диссертационного совета 24.1.013.01 при НИЦ «Курчатовский институт» – ВНИИРАЭ по адресу: 249035, Калужская обл., г. Обнинск, Киевское шоссе, д. 1, к.1.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке и на сайте НИЦ «Курчатовский институт» – ВНИИРАЭ: <https://ds.rirae.ru/>

Автореферат разослан « ___ » _____ 2025 г.

И.о. ученого секретаря
диссертационного
совета

доктор биологических наук
Переволоцкий Александр Николаевич

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. Роль водных ресурсов в жизни и хозяйственной деятельности человека чрезвычайно велика. Для человека вода является жизненно-необходимым ресурсом, удовлетворяя его физиологические, санитарно-гигиенические и хозяйственные потребности. Бурное развитие науки и техники в XX веке привело к резкому возрастанию загрязнения водных ресурсов, в том числе и радионуклидному (Вернадский В.И., 1960; Алексахин Р.М., 2006).

Одной из важнейших дисциплин, входящих в состав радиоэкологии, является водная радиоэкология, основная задача которой – изучение миграции радиоактивных веществ в гидробиоценозах, действие ионизирующих излучений на гидробионтов и околводные сообщества растений и животных. Одна из основных задач водной радиоэкологии в прикладном аспекте – обеспечение охраны водной среды от радиоактивного загрязнения. В этом плане первостепенное значение приобретают работы по изучению уровней радионуклидного загрязнения компонентов экосистемы в загрязненных водоемах, поскольку они имеют немаловажное значение для человека (Трапезников А.В., 2012).

Водные экосистемы территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) представлены лентическими (стоячие воды – водоемы техногенного и природного происхождения) и лотическими (текучие воды – родники, ручьи, реки) экосистемами (Коробкин В.И., 2007). Водоемы техногенного происхождения – это, как правило, воронки, образованные в результате проведения ядерных испытаний, заполненные водой, расположенные на территории испытательных площадок «Опытное поле», «Балапан», «Телькем» и «Сары-Узень». Водоемы природного происхождения – это различные по площади природные озера, часть которых пересыхает к середине лета. Основные водотоки территории СИП – это ручьи площадки «Дегелен» и река Шаган, которая протекает вдоль границы площадки «Балапан» и выходит за границу СИП.

С момента закрытия полигона к водотокам территории СИП было повышенное внимание, так как с водами водотоков наиболее вероятен вынос радионуклидного загрязнения за границы территории СИП. Получена информация относительно радиационной обстановки на ручьях площадки «Дегелен» (Ахметов М.А., 2000; Паницкий А.В., 2010; Субботин С.Б., 2013) и реке Шаган (Aidarkhanov A.O., 2013). Однако данных по изучению ситуации на водотоках недостаточно для получения полноценной картины радиоэкологического состояния водной среды СИП. Для этого необходимы статистически достоверные данные об уровнях радионуклидного загрязнения поверхностных водоемов СИП, в том числе потому, что они могут являться потенциальными источниками водопользования.

Степень разработанности темы. В радиоэкологии выделяют два основных направления – морскую и континентальную. Морская радиоэкология достаточно хорошо представлена в работах (Поликарпов Г.Г., 1964; Морская радиоэкология, 1970; Вакуловский С.М., 1988; Никитин А.И., 1993; Израэль Ю.А., 1994). Некоторые исследователи подразделяют континентальную радиоэкологию на радиоэкологию наземных биосистем и радиоэкологию гидробиоценозов, последняя включает в себя морские и пресноводные экосистемы. Пресноводная радиоэкология достаточно

хорошо освещена во многих работах (Тимофеева-Ресовская Е.А., 1963; Куликов Н.В., 1988; Трапезников А.В., 2006, 2007, 2010). Но в степной зоне большинство водных объектов имеют высокую степень минерализации, которые нельзя отнести ни к пресноводным экосистемам, из-за их уровня минерализации, ни к морским, так как объем водной массы гораздо меньше, чем в морях. Следовательно, поведение и распределение радионуклидов в таких объектах будет отличаться. Водоемы территории СИП относятся именно к таким типам водных объектов. Ввиду того что любой водный объект территории СИП может являться потенциальным объектом водопользования из-за несанкционированной хозяйственной деятельности по разведению и выпасу скота, определение уровней радионуклидного загрязнения данной территории является весьма актуальным.

Целью исследования являлось определение уровней радионуклидного загрязнения компонентов водоемов территории СИП, получение информации о параметрах перераспределения техногенных радионуклидов в системе «донные отложения/почва - вода - растения» для данных водных экосистем.

Для достижения цели были поставлены следующие **задачи**:

1. Разработать методологический подход для оценки радионуклидного загрязнения водоемов территории СИП и определить уровни содержания техногенных радионуклидов в компонентах водных экосистем;
2. Рассчитать количественные параметры распределения радионуклидного загрязнения для системы «донные отложения - вода» для водоемов различного типа;
3. Выявить особенности перераспределения техногенных радионуклидов в растениях и воде для водоемов различного типа;
4. Определить параметры перехода радионуклидов в растения из донных отложений / почвы для разных групп растений и типов водоемов;
5. Оценить дозовую нагрузку на растения водоемов территории СИП.

Научная новизна работы. Впервые для многих водных объектов территории СИП получены статистически достоверные данные уровней техногенных радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в донных отложениях, воде и доминантных растениях водоемов. Проведен сравнительный анализ параметров распределения техногенных радионуклидов в донных отложениях и воде и параметров накопления растениями для различных типов водоемов территории СИП.

Теоретическая значимость работы обусловлена получением параметров распределения техногенных радионуклидов в системе «донные отложения-вода» для водных объектов с различным уровнем и механизмом загрязнения, и параметров накопления техногенных радионуклидов доминантными растениями водоемов. Полученные параметры могут быть применены для прогнозирования радиоэкологической ситуации на территории СИП и являются входными параметрами моделей, используемых для описания поведения радиоактивных веществ и оценки риска загрязнения компонентов природной среды.

Практическая значимость работы: Материалы диссертационной работы являются основанием для разработки конкретных практических рекомендаций, направленных на решение проблемы радиоактивного загрязнения водных объектов исследуемой территории. Полученные данные о содержании радионуклидов в водной среде используются для расчета доз облучения населения, временно проживающего

на территории СИП, и научного обоснования возможности передачи территории СИП в хозяйственное использование (Актуальные вопросы радиэкологии Казахстана, 2015). Также результаты, представленные в работе, были использованы для выбора пунктов мониторинга поверхностных вод при подготовке «Правил проведения постоянного мониторинга уровня радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, подземных и поверхностных вод, почвы и растений, а также определения параметров миграции радионуклидов в Семипалатинской зоне ядерной безопасности», утвержденных Приказом Министра энергетики Республики Казахстан от 30 октября 2023 года № 381.

Положения, выносимые на защиту.

1. Методические подходы радиэкологического обследования водных объектов СИП, учитывающие виды проведенных испытаний и механизмы формирования радиоактивного загрязнения, согласно следующей классификации: водоемы техногенного происхождения, образованные в результате проведения наземных и подземных (экскавационных и из-за нештатных ситуаций) испытаний и природные озера, расположенные на испытательных площадках и в зоне их влияния, на следах радиоактивных выпадений и на условно «фоновых» территориях.

2. В большей степени из донных отложений в воду переходит ^{90}Sr , в меньшей ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ и практически не переходит ^{241}Am . Переход радионуклидов ^{137}Cs (K_P – от $2,5 \times 10^3$ до $2,6 \times 10^5$) и $^{239+240}\text{Pu}$ (K_P – от $3,3 \times 10^2$ до $4,1 \times 10^8$) из донных отложений в воду для водоемов техногенного происхождения на 2 порядка выше, чем для природных озер (K_P – от $5,0 \times 10^1$ до $8,3 \times 10^3$ и от $3,9 \times 10^0$ до $8,9 \times 10^6$, соответственно). Для радионуклида ^{90}Sr этот показатель меняется несущественно – от $1,0 \times 10^0$ до $1,1 \times 10^4$ (для водоемов техногенного происхождения) и от $1,5 \times 10^0$ до $7,7 \times 10^3$ (для природных озер).

3. Коэффициент накопления K_H для системы «вода – растения» уменьшается в ряду $^{239+240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$. K_H $^{239+240}\text{Pu}$ в среднем в 2 раза превышает K_H ^{137}Cs и до 2,5 раз K_H ^{90}Sr . Поступление радионуклидов в растения из донных отложений / почвы уменьшается в ряду $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{241}\text{Am} > ^{239+240}\text{Pu}$. K_{Hs-b} ^{90}Sr в среднем на 1-2 порядка превышает K_{Hs-b} ^{137}Cs и K_{Hs-b} ^{241}Am и на 1-3 порядка K_{Hs-b} $^{239+240}\text{Pu}$.

4. Максимальное накопление выявлено для радионуклида ^{90}Sr прибрежными растениями из почвы береговой зоны. K_{Hs-b} ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ для водных растений из донных отложений выше, чем для воздушно-водных и прибрежных растений из донных отложений / почвы для водоемов техногенного происхождения. Для разных групп растений коэффициенты накопления K_{Hs-b} ^{90}Sr выше для водоемов техногенного происхождения, чем для природных озер. Для остальных радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ коэффициенты накопления K_{Hs-b} для природных озер на 1-2 порядка выше, чем для водоемов техногенного происхождения.

Объектами исследования являлись водоемы территории СИП и компоненты водных экосистем: донные отложения, вода, прибрежные почвы и доминантные виды растений водоемов.

Методология исследований. Проведение исследований основано на новом методологическом подходе изучения водоемов территории СИП. При изучении содержания техногенных радионуклидов в компонентах водных экосистем

учитывались виды проведенных испытаний, в результате которых образовались водоемы техногенного происхождения, механизмы формирования радиоактивного загрязнения и расположение водоемов.

Экспериментальная работа проводилась с 2014 по 2024 годы на базе Филиала «Институт радиационной безопасности и экологии» Республиканского государственного предприятия «Национальный ядерный центр Республики Казахстан».

Достоверность результатов. Достоверность полученных результатов основывается на достаточном объеме материала и применении современной измерительной базы аккредитованных лабораторий. За время исследований всего отобрано и проанализировано 945 проб водных экосистем (300 проб донных отложений, 300 проб воды, 100 проб почвы и 245 проб растений).

Соответствие диссертации паспорту научной специальности. В соответствии с паспортом научной специальности 1.5.1 «Радиобиология», охватывающей проблемы радиационной экологии, включающей изучение закономерностей поведения радиоактивных веществ в окружающей среде и действия ионизирующего излучения на растения, радиоэкологические последствия радиоактивного загрязнения (п. 13), а также количественную оценку биологического действия излучения (п. 7), в диссертационной работе представлены результаты исследования характера распределения техногенных радионуклидов в компонентах водных экосистем территории СИП, а также дана оценка дозовой нагрузки на растения.

Апробация и публикации. Результаты исследований представлены на следующих конференциях, семинарах и конгрессах: International Conference «Environmental radioactivity» ENVIRA-2015, 2017 (г. Салоники, Греция, 2015; г. Вильнюс, Литва, 2017); II International Conference «Radioecological Concentration Processes» (г. Севилья, Испания, 2016); II International Conference «Radioecology and Environmental Radioactivity (ICRER)» (г. Берлин, Германия, 2017); 3rd European radiological protection research week (г. Ровинь-Ровиньо, Хорватия, 2018); International Conference on Radiation Applications RAP-2020, 2022, 2023 (г. Салоники, Греция, 2020, 2022; г. Анавоссос, Греция, 2023); IV Международная конференция, посвященная Н.В. Тимофееву-Ресовскому и его научной школе (г. Санкт-Петербург, Россия, 2015); Научно-практическая конференция «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления» (г. Обнинск, Россия, 2016); I Международная (XIV Региональная) научная конференция «Техногенные системы и экологический риск» (г. Обнинск, Россия, 2017); Международная конференция «Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии» (г. Обнинск, Россия, 2019); Международная научная конференция «Современные проблемы радиобиологии - 2021» (г. Гомель, Беларусь, 2021); X Российская конференция с международным участием «Радиохимия-2022» (г. Санкт-Петербург, Россия, 2022); IV Азиатский конгресс «Radiation Research» (г. Астана, Казахстан, 2017); 10-13 Международные конференции «Ядерная и радиационная физика» (г. Курчатов, Казахстан, 2015, г. Алматы, Казахстан, 2017, 2019, 2021); VII-X Международные конференции «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития научно-технического потенциала» (Курчатов, Казахстан, 2016, 2018, 2021, 2023).

Результаты исследования были включены в отчёты при выполнении работ по следующим программам: научно-техническая программа 036 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан», республиканская бюджетная программа «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК» (мероприятие 1 «Обеспечение безопасности бывшего СИП») и др.

По теме диссертации опубликовано 58 печатных работы, в том числе 5 статей в рецензируемых научных изданиях, входящих в перечень ВАК и/или индексируемых в международных базах Web of Science, Scopus, 5 статей в научных изданиях, входящих в перечень КОКСНВО (Комитет по обеспечению качества в сфере науки и высшего образования Республики Казахстан).

Личный вклад автора. Соискателем поставлена цель и сформулированы задачи исследования, выполнена постановка всех натуральных экспериментов, включая организацию экспедиционных работ, отбор проб окружающей среды (донные отложения, вода, почва, растения), выполнена обработка результатов анализа отобранных проб, рассчитаны коэффициенты распределения и накопления, проведено обобщение и анализ полученных данных, подготовлены доклады для конференций и публикации по теме диссертации.

Структура и объем диссертации. Диссертация изложена на 197 страницах, содержит введение, 5 глав, заключение, выводы, список литературы, включающий 334 наименования, в том числе 168 на иностранном языке. Диссертация содержит 30 таблиц, 25 рисунков и 3 приложения.

ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Во **введении** обосновывается актуальность темы исследования, сформулированы цель и задачи, обсуждается научная новизна, теоретическая и практическая значимость исследования.

Глава 1. Литературный обзор

На основе анализа литературы описано загрязнение водных объектов (водоемов), произошедшего, как вследствие функционирования предприятий ядерно-топливного цикла (различных АЭС, заводов по переработке ОЯТ в г. Селлафилд (Англия), перерабатывающий завод Ла Аг (Франция), ПО «Маяк»), так и в результате радиационных аварий (радиационные аварии на Южном Урале, Чернобыльской АЭС, на АЭС «Фукусима-1» в Японии). Рассмотрен характер распределения радионуклидов в компонентах экосистем водоемов.

Глава 2. Методология, объекты и методы исследования

Описан характер радионуклидного загрязнения испытательных площадок территории СИП. Дана природно-климатическая характеристика территории СИП, включающая климат, гидрогеологические условия, почвенные покров и растительный покров в районах расположения водных объектов. Показан характер радиоактивного загрязнения отдельных испытательных площадок территорий СИП, на которых расположены водоемы: «Опытное поле», «Балапан», «Сары-Узень» и «Телькем».

Методология радиоэкологического обследования водоемов территории СИП

основывается на учете механизмов формирования радиоактивного загрязнения, видов проведенных испытаний и расположения водоемов. Механизмы формирования радиоактивного загрязнения легли в основу разделения водоемов на техногенного и природного происхождения.

Водоемы техногенного происхождения в зависимости от вида проведенных испытаний подразделяются на 3 типа (Рисунок 1). Природные озера в зависимости от места расположения на территории СИП имеют различные уровни радиоактивного загрязнения и также подразделяются на 3 типа (Рисунок 2).

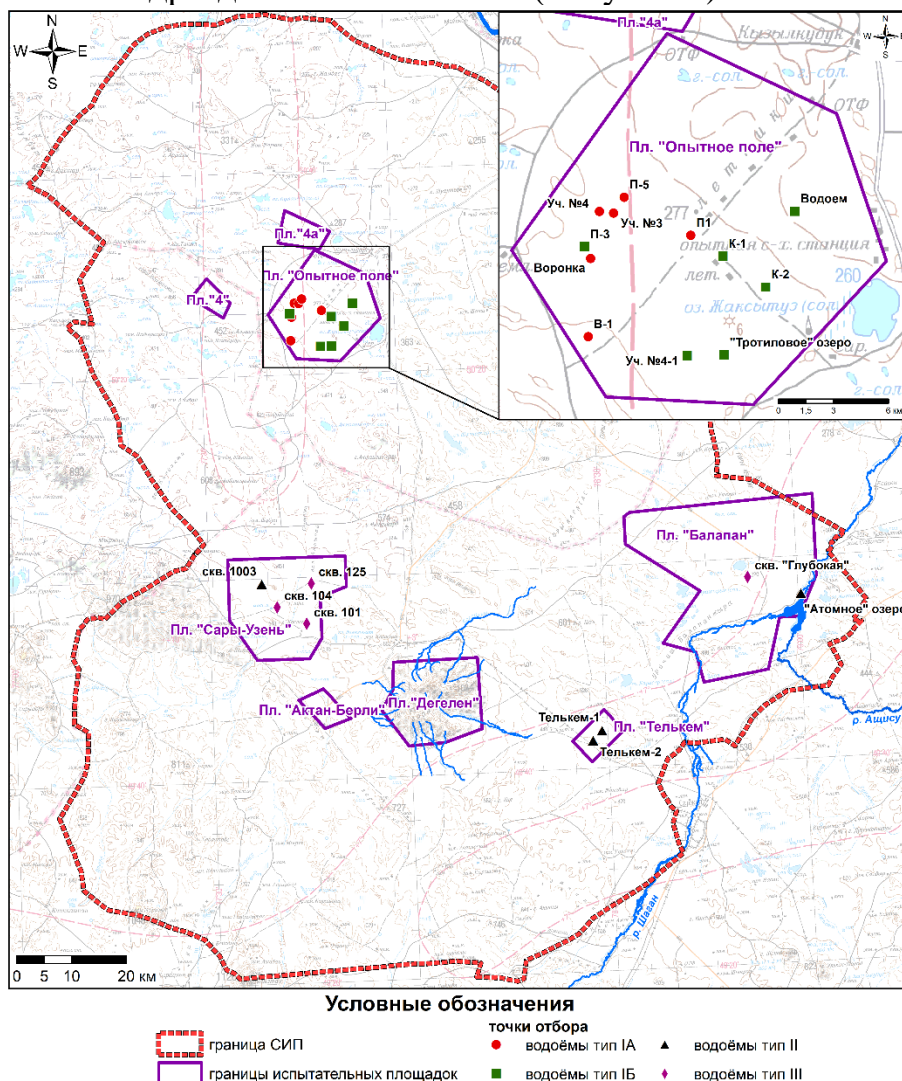


Рисунок 1 – Карта-схема расположения водоемов техногенного происхождения

При комплексном обследовании водоемов территории СИП на единой методической базе определялись уровни содержания техногенных радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах водных экосистем. Для проведения исследований на выбранных водных объектах было заложено от 1 до 5 участков отбора в зависимости от размера объекта. На каждом участке проводился сопряженный отбор проб донных отложений, почвы, воды и растений.

Отобранные растения принадлежат к 3 экологическим группам в зависимости от места их произрастания:

- водные – это растения укорененные, погруженные в толщу воды – рдест (*Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton pectinatus*) и валлиснерия (*Vallisneria vulgaris*).

Водные растения произрастают только в водоемах техногенного происхождения, в природных озерах не встречаются;

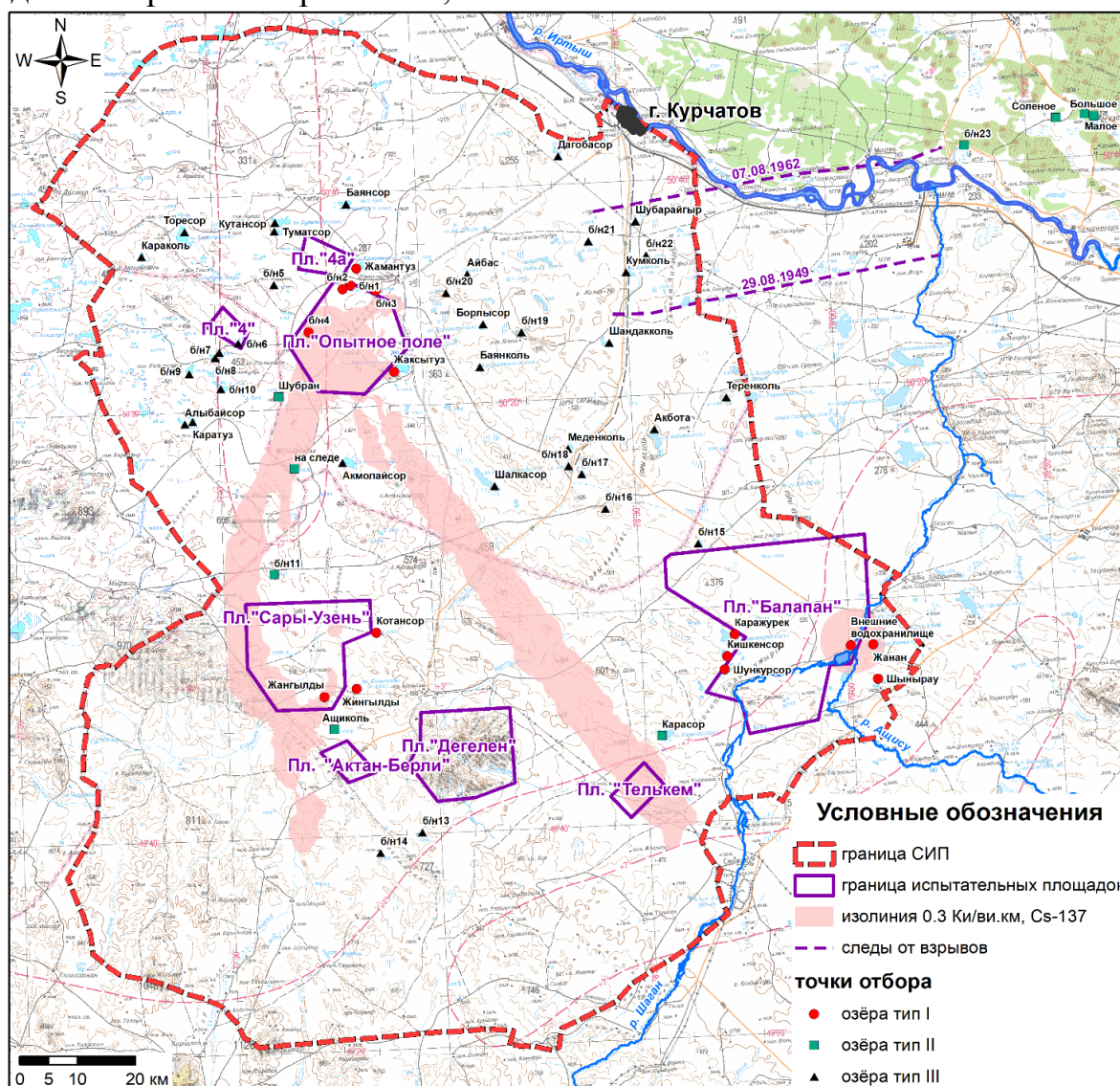


Рисунок 2 – Карта-схема расположения водоемов природного происхождения

- воздушно-водные – это укорененные растения с надводными листьями, корни и нижняя часть стебля которых находятся в воде – тростник (*Phragmites australis*), рогоз (*Typha angustifolia*), камыш (*Schoenoplectus lacustris*), клубнекамыш (*Bolboschoenus maritimus*);

- прибрежные – это растения, произрастающие в прибрежной зоне водоема в непосредственной близости к водной глади – гребенщик (*Tamarix ramosissima*) и солерос (*Salicornia europaea*).

Отбор проб донных отложений и воды проводился на расстоянии порядка 30 – 40 см от береговой линии для водных объектов техногенного происхождения и 1,5 – 2 м – для объектов природного происхождения, при этом глубина водоема в точке отбора составляла от 30 до 60 см. Отбор донных отложений проводился на глубину 0 – 10 см, массой порядка 0,7 кг. Пробы воды отбирались в точке отбора донных отложений из придонного слоя объемом 10 л. Отбор проб растений производился по видовому составу (площадь отбора не превышала 2 кв. м). Для оценки параметров накопления радионуклидов сопряжено с прибрежными растениями отбирались

пробы почвы (методом конверта). Глубина отбора проб почвы составляла 5 см.

Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось на гамма-спектрометре «Ortec». Радионуклид ^{90}Sr определяли бета-спектрометрическим методом после предварительного радиохимического выделения на жидко-сцинтилляционном спектрометре «TRI-CARB 2900 TR». Радионуклид $^{239+240}\text{Pu}$ определяли радиохимическим выделением с последующим измерением на альфа-спектрометре «AlphaAnalyst» («Canberra»). Содержание ^{241}Am и ^{137}Cs в растениях определялась в сухих (предварительно вымытых) измельченных образцах, ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения для проб воды составлял: по ^{241}Am – 0,03 Бк/кг, ^{137}Cs – 0,01 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,07 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – $1,1 \times 10^{-4}$ Бк/кг; для проб для донных отложений и почвы: ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{90}Sr – 1 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,2 Бк/кг; для проб растений: ^{241}Am и ^{137}Cs – 0,1 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,8 Бк/кг и $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,01 Бк/кг. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am в основном не превышала 10-20 %, ^{90}Sr – 15-25 %, $^{239+240}\text{Pu}$ – 30%.

Для количественной оценки распределения радионуклидов в системе «донные отложения – вода» использовался коэффициент распределения (K_p) – отношение содержания радионуклидов в донных отложениях к содержанию в воде. Для количественной оценки распределения радионуклидов в системе «воды – растения» использовался коэффициент накопления (K_H) – отношение содержания радионуклидов в растениях к содержанию в воде. Для количественной оценки поступления радионуклидов из донных отложений / почвы в растения использовался коэффициент накопления (K_{Hs-b}), который для водных и воздушно-водных растений рассчитывался как отношение содержания радионуклидов в растениях к содержанию в донных отложениях, для прибрежных растений – к содержанию в почве. Полученные результаты обработаны с помощью программного обеспечения Microsoft Office Excel.

Глава 3. Оценка характера радионуклидного загрязнения водоемов техногенного происхождения

Водоемы техногенного происхождения – это воронки, образованные в результате проведения ядерных испытаний, заполненные водой, которые расположены на территории испытательных площадок «Опытное поле», «Сары-Узень», «Телькем» и «Балапан» (Рисунок 1).

3.1 Водоемы техногенного происхождения, образованные в результате наземных испытаний (тип I)

Водоемы техногенного происхождения типа I, образованные в результате наземных испытаний, расположены на площадке «Опытное поле». Так как уровни радиоактивного загрязнения компонентов окружающей среды в местах проведения наземных испытаний существенно отличаются в зависимости от типа проводимых испытаний, водоемы техногенного происхождения типа I разделены на 2 подтипа: типа IA – водоемы, образованные в результате ядерных испытаний (6 водоемов); типа IB – водоемы, образованные в результате гидроядерных и гидродинамических испытаний (6 водоемов). Данные по содержанию радионуклидов в компонентах экосистем водоемов техногенного происхождения типа I представлены в Таблице 1.

3.2 Водоемы техногенного происхождения, образованные в результате экскавационных взрывов (тип II)

Водоемы техногенного происхождения, образованные в результате экскавационных взрывов (тип II, 4 водоема) – это «Атомное» озеро на площадке «Балапан», воронки «Телькем-1» и «Телькем-2» на площадке «Телькем» и скважина 1003 на площадке «Сары-Узень». Данные по содержанию радионуклидов в компонентах экосистем водоемов техногенного происхождения типа II представлены в Таблице 1.

3.3 Водоемы техногенного происхождения, образованные в результате нештатных ситуаций при проведении подземных испытаний (тип III)

К водоемам техногенного происхождения, образованным в результате штатных ситуаций при проведении подземных испытаний (тип III, 4 водоема), относятся скважины 101, 125 и 104 на площадке «Сары-Узень» и скважина «Глубокая» на площадке «Балапан». Данные по содержанию техногенных радионуклидов в компонентах экосистем водоемов техногенного происхождения типа III представлены в Таблице 1.

Таблица 1 – Данные по содержанию техногенных радионуклидов в компонентах водных экосистем водоемов техногенного происхождения

Тип водоема	IA		IB		II		III	
	n	min -max	n	min -max	n	min -max	n	min -max
Вода								
²⁴¹ Am	26	0,0031	29	<0,01	38	<0,01	18	<0,01
¹³⁷ Cs	26	<0,01 - 5,4	29	<0,01	38	<0,01 - 0,2	18	<0,01 - 0,1
⁹⁰ Sr	26	<0,07 - 400	29	<0,07 - 7	38	0,058 - 240	18	0,1 - 230
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	26	<0,00011 - 0,11	27	<0,00011 - 0,025	38	0,00015 - 0,58	18	<0,00011 - 0,008
Донные отложения								
²⁴¹ Am	30	70 - 59000	29	<1 - 400	41	6 - 27000	18	<1 - 600
¹³⁷ Cs	30	650 - 150000	29	<1 - 81	41	7 - 5300	18	<1 - 8400
⁹⁰ Sr	26	14 - 35000	29	<1 - 71	36	9 - 12000	17	<1 - 3500
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	26	620 - 3000000	20	1,2 - 2600	35	36 - 99000	15	2,8 - 8600
Почва								
²⁴¹ Am	19	120 - 36000	18	<1 - 70	17	30 - 13000	10	2 - 410
¹³⁷ Cs	19	730 - 100000	18	<1 - 15	17	230 - 6800	10	15 - 12000
⁹⁰ Sr	19	60 - 9200	7	<1 - 4,9	17	50 - 3800	6	370 - 3300
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	19	2500 - 650000	7	1,3 - 130	16	510 - 170000	6	110 - 5000
Растения								
Водные								
²⁴¹ Am	-	-	6	<0,1	8	<0,1 - 1300	-	-
¹³⁷ Cs	-	-	6	<0,1	8	5 - 1600	-	-
⁹⁰ Sr	-	-	6	<0,8 - 140	8	16 - 5400	-	-
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	-	-	6	0,6 - 30	8	1,9 - 16000	-	-
Воздушно-водные								
²⁴¹ Am	21	<0,1	18	<0,1	16	<0,1 - 7	13	<0,1
¹³⁷ Cs	21	<0,1 - 440	18	<0,1	16	<0,1 - 20	13	<0,1 - 7
⁹⁰ Sr	17	2,6 - 4500	12	<0,8 - 23	16	<0,3 - 1400	12	6 - 3800

Тип водоема	IA		IB		II		III	
	n	min -max	n	min -max	n	min -max	n	min -max
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	17	<0,01 - 10	12	<0,01 - 0,9	14	<0,1 - 150	12	<0,1 - 4,8
Прибрежные								
²⁴¹ Am	-	-	2	<0,1 - 0,3	11	<0,1 - 220	2	<0,1
¹³⁷ Cs	-	-	2	<0,1	11	0,7 - 130	2	20 - 80
⁹⁰ Sr	-	-	2	<0,8 - 2,8	11	12 - 8000	2	3500 - 7200
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	-	-	2	<0,01 - 1,1	9	<0,1 - 1400	2	0,37 - 4

n – количество проанализированных образцов

3.4 Параметры перехода для системы «донные отложения / почва – вода – растения» для водоемов техногенного происхождения

Коэффициенты распределения (K_P) для системы «донные отложения – вода» и коэффициенты накопления (K_H) для водных и воздушно-водных растений в системе «вода – растения» для радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu представлены в виде гистограммы на Рисунке 3.

Так как численное значение содержания ²⁴¹Am в воде зафиксировано только в одном водном объекте, то для ²⁴¹Am получено только одно значение K_P , которое составило $1,2 \times 10^7$. Согласно полученным данным, K_P уменьшается в ряду K_P ²⁴¹Am ($n \times 10^7$) > K_P ²³⁹⁺²⁴⁰Pu ($n \times 10^6$ - $n \times 10^4$) > K_P ¹³⁷Cs ($n \times 10^4$) > K_P ⁹⁰Sr ($n \times 10^1$), для всех типов водоемов техногенного происхождения, соответственно способность радионуклидов вымываться (выщелачиваться) из донных отложений в воду в данном ряду увеличивается. Тем не менее, полученные значения $K_P \gg 1$, за исключением ряда случаев, где K_P для ⁹⁰Sr равен $n \times 10^0$, что встречается в водоемах техногенного происхождения всех типов.

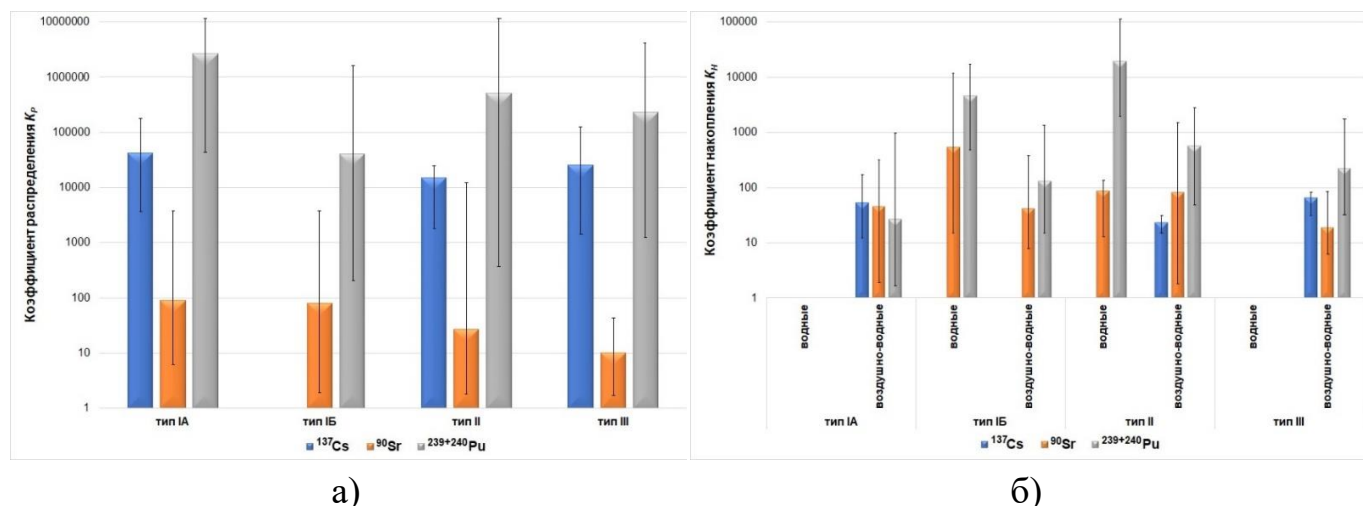


Рисунок 3 – Коэффициенты распределения (K_P) (а) и коэффициенты накопления (K_H) для системы «вода – растения» (б) для водоемов техногенного происхождения

Для водоемов, образованных в результате наземных ядерных испытаний (тип IA), для системы «вода – растения» для воздушно-водных растений K_H уменьшается в ряду K_H ¹³⁷Cs > K_H ⁹⁰Sr > K_H ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, а для водоемов, образованных в результате нештатных ситуаций при проведении подземных ядерных испытаний (тип III), K_H

уменьшается в ряду $K_H^{239+240}\text{Pu} > K_H^{137}\text{Cs} > K_H^{90}\text{Sr}$. Для остальных типов водоемов $K_H^{239+240}\text{Pu} > K_H^{90}\text{Sr}$ как для водных, так и для воздушно-водных растений.

Значения коэффициентов накопления (K_{Hs-b}) для водных и воздушно-водных растений в системе «донные отложения – растения» и для прибрежных растений в системе «почва – растения» представлены в виде гистограммы на Рисунке 4.

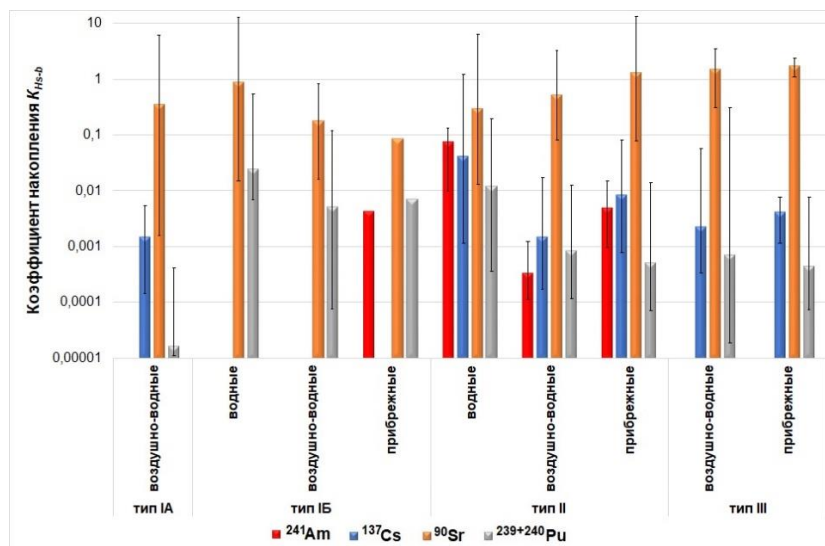


Рисунок 4 – Коэффициенты накопления (K_{Hs-b}) для системы «донные отложения / почва – растения» водоемов техногенного происхождения

Накопительная способность растений из донных отложений в целом снижается в ряду $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs} \geq K_{Hs-b}^{241}\text{Am} > K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$, за исключением водных растений водоемов, образованных в результате экскавационных взрывов (тип II), где $K_{Hs-b}^{241}\text{Am} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs}$. Тот факт, что в ряде случаев для ^{90}Sr (для разных групп растений водоемов всех типов) и ^{137}Cs (водных растений водоемов типа II) получены $K_{Hs-b} > 1$, говорит о том, что растения, благодаря своей накопительной способности, могут содержать техногенные радионуклиды в количествах, превышающих из удельную активность в донных отложениях.

Глава 4. Оценка характера радионуклидного загрязнения водоемов природного происхождения

Водоемы природного происхождения – это различные по площади природные озера (от нескольких десятков м^2 до нескольких км^2) в большинстве случаев имеют высокую степень минерализации (от 10 до 130 г/дм^3), являются замкнутыми, не связаны с подземными водами, часть из них пересыхает к середине лета. Также к данному типу объектов отнесено Внешнее водохранилище «Атомного» озера, которое по механизму образования можно отнести к пойменным озерам (Рисунок 2).

4.1 Природные озера на территории испытательных площадок и в зоне их влияния (тип I)

К природным озерам, расположенным на территории испытательных площадок и в зоне их влияния (тип I, 15 озер) относятся: 3 озера без названия (далее - б/н) 1, 2 и 4 на площадке «Опытное поле» и озера Жамантуз, Жаксытуз и оз. б/н 3 на границе и вблизи площадки «Опытное поле»; оз. Жангылды на площадке «Сары-Узень» и озера

Жингылды и Котансор вблизи площадки «Сары-Узень»; Внешнее водохранилище «Атомного» озера на площадке «Балапан» и озера Кишкенсор, Шункурсор, Каражурек, Жанан и Шынырау в зоне влияния площадки «Балапан». Данные по содержанию техногенных радионуклидов в компонентах экосистем природных озер типа I представлены в Таблице 2.

4.2 Природные озера на «следах» радиоактивных выпадений (тип II)

К природным озерам, расположенным на «следах» радиоактивных выпадений (тип II, 9 озер), относятся: озеро б/н на следе 1951 г.; оз. Шубран и оз. б/н 11 в западной части СИП; оз. Ащиколь в юго-западной части СИП; оз. Карасор в юго-восточной части СИП; озера Большое, Малое, Соленое и оз. б/н 23 на прилегающей к СИП территории на следе 1949 г. Данные по содержанию техногенных радионуклидов в компонентах экосистем природных озер типа II представлены в Таблице 2.

4.3 Природные озера на условно «фоновых» территориях (тип III)

К природным озерам, расположенным на условно «фоновых» территориях (тип III, 35 озер), относятся: озера Дагобасор, Баянсор, Туматсор, Кутансор, Торесор и Караколь в северной части СИП; озера Алыбайсор, Каратуз и 6 озер б/н 5-10 в западной части СИП; оз. Акмолайсор в центральной части СИП; 2 озера б/н 13-14 в южной части СИП; озера Шалкарсор, Меденколь, Акбота, Теренколь, Шандакколь, Баянколь, Борлысор, Айбас, Кумколь, Шубарайгыр и 8 озер б/н 15-22 в восточной части СИП. Данные по содержанию техногенных радионуклидов в компонентах экосистем природных озер типа III представлены в Таблице 2.

Из 35 природных озер, расположенных на условно «фоновых» территориях (тип III), только в 3-х озерах содержание радионуклидов соответствуют уровням «фоновых» концентраций для водных объектов Восточно-Казахстанского региона: оз. Кутансор, оз. Айбас и оз. б/н 6. В остальных природных озерах «фоновые» концентрации превышены в большинстве случаев по ^{90}Sr .

Таблица 2 – Данные по содержанию техногенных радионуклидов в компонентах водных экосистем водоемов природного происхождения

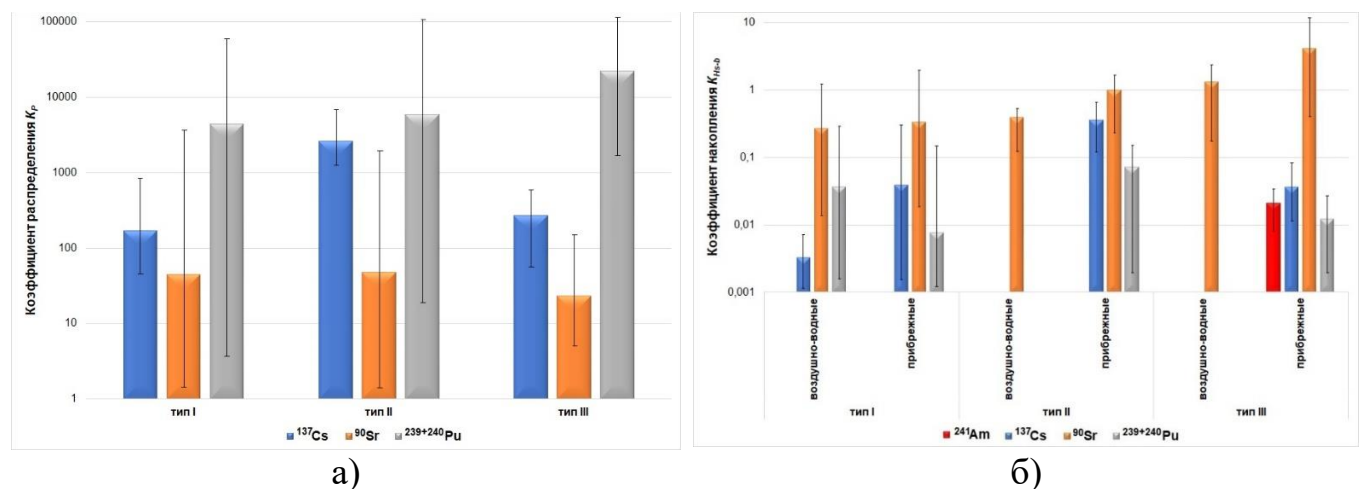
Тип водоема	I		II		III	
Радионуклид	n	min -max	n	min -max	n	min -max
Вода						
^{241}Am	102	<0,01	27	<0,01	59	<0,01
^{137}Cs	102	<0,01 - 0,7	27	<0,01 - 0,15	59	<0,01 - 0,08
^{90}Sr	98	<0,07 - 20	26	<0,07 - 11	57	<0,07 - 11
$^{239+240}\text{Pu}$	99	<0,00011 - 0,25	25	<0,00011 - 1,4	53	<0,00011 - 0,0041
Донные отложения						
^{241}Am	97	<1 - 6800	28	<1 - 38	57	<1 - 40
^{137}Cs	97	<1 - 5000	28	<1 - 87	57	<1 - 35
^{90}Sr	88	<1 - 2300	27	<1 - 118	53	<1 - 31
$^{239+240}\text{Pu}$	88	<0,2 - 89000	26	<0,2 - 290	54	<0,2 - 170
Почва						
^{241}Am	24	<1 - 800	6	<1 - 74	5	3 - 38
^{137}Cs	24	<1 - 2800	6	18 - 140	5	4 - 21

Тип водоема	I		II		III	
Радионуклид	n	min -max	n	min -max	n	min -max
^{90}Sr	20	<1 - 320	6	3,3 - 120	5	<1 - 32
$^{239+240}\text{Pu}$	20	<0,2 - 1800	6	<0,2 - 580	5	12 - 210
Растения						
Воздушно-водные						
^{241}Am	31	<0,1 - 1,9	7	<0,1	11	< 0,1
^{137}Cs	31	<0,1 - 2,9	7	<0,1	11	< 0,1
^{90}Sr	26	<0,8 - 240	7	3,3 - 8,3	11	< 0,1 - 87
$^{239+240}\text{Pu}$	28	<0,01 - 5	7	<0,01	11	< 0,1
Прибрежные						
^{241}Am	45	<0,1	11	<0,1	43	< 0,1 - 0,4
^{137}Cs	45	<0,1 - 56	11	<0,1 - 80	43	< 0,1 - 4,4
^{90}Sr	42	<0,8 - 580	11	<0,8 - 48	42	<0,8 - 156
$^{239+240}\text{Pu}$	42	<0,01 - 42	11	<0,01 - 4,4	43	< 0,1 - 5,9

n – количество проанализированных образцов

4.4 Параметры перехода для системы «донные отложения / почва – вода – растения» для водоемов природного происхождения

Коэффициенты распределения (K_p) для системы «донные отложения – вода» и коэффициенты накопления (K_{Hs-b}) в системе «донные отложения / почва – растения» природных озер представлены в виде гистограммы на Рисунке 5.



а)

б)

Рисунок 5 – Коэффициенты распределения (K_p) (а) и коэффициенты накопления (K_{Hs-b}) (б) для водоемов природного происхождения

Согласно полученным данным, K_p , в целом так же как и для водоемов техногенного происхождения, уменьшается в ряду $K_p^{239+240}\text{Pu}$ ($n \times 10^4 - n \times 10^3$) > $K_p^{137}\text{Cs}$ ($n \times 10^3 - n \times 10^2$) > $K_p^{90}\text{Sr}$ ($n \times 10^1$) для всех типов природных озер.

В большинстве природных озер содержание ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и растениях находится ниже предела обнаружения, получено небольшое количество значений K_H . В целом для системы «вода – растения» природных озер $K_H^{239+240}\text{Pu} > K_H^{90}\text{Sr}$.

Для системы «донные отложения / почва – растения» природных озер K_{Hs-b} в целом снижается в ряду $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs} \geq K_{Hs-b}^{241}\text{Am} > K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$, также как и для водоемов техногенного происхождения.

Глава 5. Сравнительный анализ распределения радионуклидного загрязнения водоемов территории СИП и оценка дозовых нагрузок на растения

5.1 Сравнительный анализ параметров перехода для водоемов техногенного и природного происхождения

Сравнительный анализ коэффициентов распределения K_P для водоемов техногенного (Рисунок 3а) и природного (Рисунок 5а) происхождения показал, что несмотря на то, что K_P для всех исследуемых радионуклидов изменяется в довольно широких пределах, ряд убывания K_P сохраняет свой вид $K_P^{239+240}\text{Pu} > K_P^{137}\text{Cs} > K_P^{90}\text{Sr}$ как для водоемов техногенного происхождения, так и для природных озер. Тем не менее, следует отметить, коэффициент распределения $K_P^{239+240}\text{Pu}$ и $K_P^{137}\text{Cs}$ для водоемов техногенного происхождения на 2 порядка выше, чем для природных озер, а $K_P^{90}\text{Sr}$ – выше примерно в 1,2 раза.

Для системы «вода – растения» водоемов техногенного и природного происхождения $K_H^{239+240}\text{Pu} > K_H^{90}\text{Sr}$ как для водных, так и для воздушно-водных растений. При этом $K_H^{239+240}\text{Pu}$ и $K_H^{90}\text{Sr}$ для воздушно-водных растений находятся на одном уровне ($n \times 10^2$ и $n \times 10^1$, соответственно) как для водоемов техногенного происхождения, так и для природных озер.

Для системы «донные отложения / почва – растения» на основе всех полученных данных были обобщены значения коэффициента распределения K_{Hs-b} водоемов техногенного и природного происхождения, которые представлены в виде гистограммы частоты встречаемости $\lg K_{Hs-b}$ на Рисунке 6.

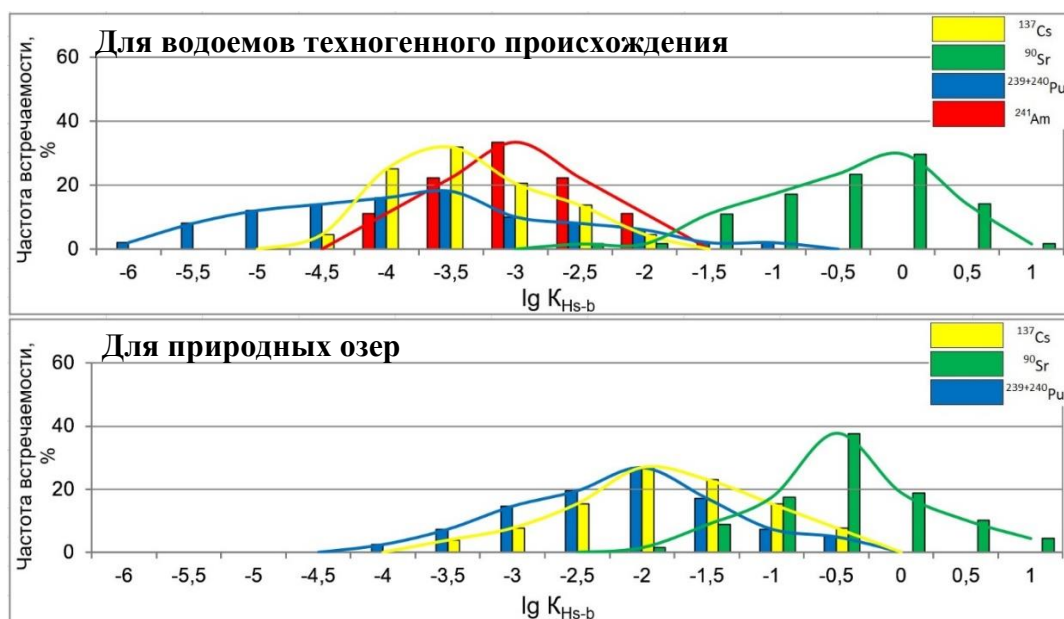


Рисунок 6 – Распределение значений $\lg K_{Hs-b}$ для воздушно-водных и прибрежных растений водоемов техногенного и природного происхождения

Накопительная способность воздушно-водных растений из донных отложений снижается в ряду $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs} > K_{Hs-b}^{241}\text{Am} > K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$ для водоемов техногенного происхождения. Тем не менее, следует отметить, что коэффициенты накопления $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr}$ находятся на одном уровне как для водоемов техногенного происхождения, так и для природных озер, а $K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$ для природных озер на 2 порядка выше, чем для водоемов техногенного происхождения.

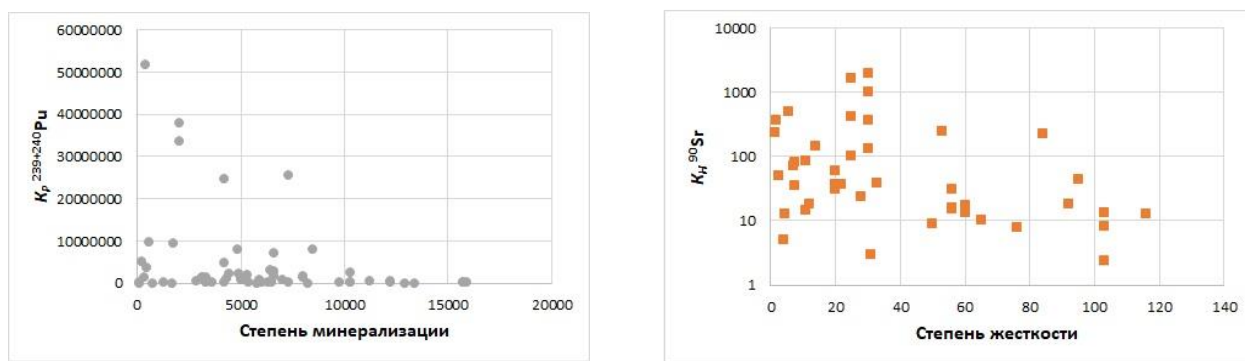
Накопительная способность прибрежных растений из донных отложений снижается в ряду $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs} > K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$ как для водоемов техногенного происхождения, так и для природных озер. Также как и для воздушно-водных, для прибрежных растений коэффициенты накопления $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr}$ находятся на одном уровне как для водоемов техногенного происхождения, так и для природных озер, а $K_{Hs-b}^{137}\text{Cs}$ и $K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$ для природных озер выше, чем для водоемов техногенного происхождения, на 1 порядок.

5.2 Сравнительный анализ влияния физико-химических факторов на параметры перехода для системы «донные отложения – вода – растения»

Для оценки влияния на коэффициенты распределения и накопления физико-химических параметров воды и донных отложений проведены анализы по определению основных показателей химического состава в воде (рН, степень жесткости, уровень минерализации, содержание основных катионов и анионов) и физико-химические параметры исследуемых донных отложений (рН, солесодержание, содержание органического вещества и основных катионов и анионов) для водоемов техногенного происхождения и природных озер.

Согласно результатам химического анализа воды, по уровню рН воды водоемов техногенного и природного происхождения являются слабощелочными, но по степени жесткости и уровню минерализации (а значит и по содержанию основных катионов и анионов, за исключением Ca^{2+} и HCO_3^-) воды природных озер на порядок превышают данные показатели вод водоемов техногенного происхождения.

Ниже представлено влияние степени минерализации воды на $K_P^{239+240}\text{Pu}$, и степени жесткости на $K_H^{90}\text{Sr}$ (Рисунок 7).

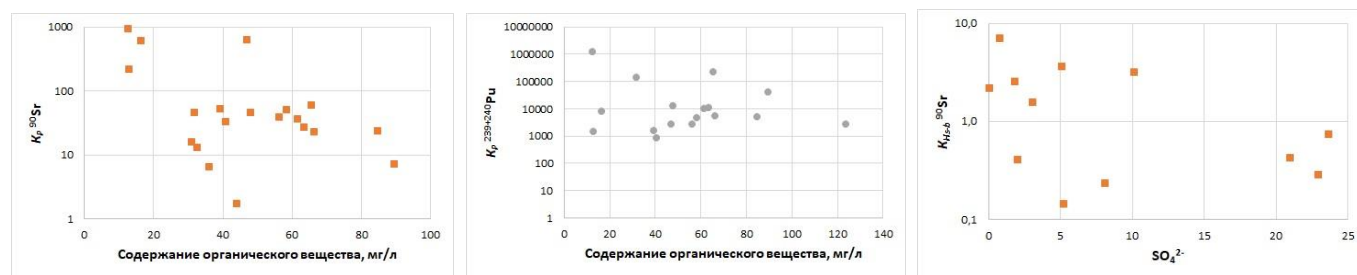


а) $K_P^{239+240}\text{Pu}$ от степени минерализации б) $K_H^{90}\text{Sr}$ от степени жесткости

Рисунок 7 – Зависимость K_P и K_H от некоторых химических свойств воды водоемов техногенного и природного происхождения

Как показывают представленные графики, наблюдается обратная зависимость $K_P^{239+240}\text{Pu}$ и $K_H^{90}\text{Sr}$ от представленных параметров.

Согласно результатам анализа донных отложений, значения физико-химических параметров донных отложений природных озер в 2-7 раз превышают значения данных параметров водоемов техногенного происхождения. На рисунке 8 представлено влияние на накопление донными отложениями (K_P) радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ от содержания в них органического вещества, и влияние на накопление растениями (K_{Hs-b}) ^{90}Sr содержания SO_4^{2-} в почве.



а)

б)

в)

Рисунок 8 – Зависимость K_p ^{90}Sr (а) и K_p $^{239+240}\text{Pu}$ (б) от содержания органического вещества в донных отложениях природных озер, и зависимость K_{HS-b} ^{90}Sr (в) от содержания SO_4^{2-} в почве для прибрежных растений водоемов СИП

На представленных графиках наблюдается обратная зависимость K_p радионуклидов от содержания органического вещества в донных отложениях и K_{HS-b} ^{90}Sr от содержания SO_4^{2-} в почве.

5.3 Сравнительный анализ параметров перехода радионуклидов для водных объектов (водоемов)

С целью оценки результатов исследования проведен сравнительный анализ полученных K_p для системы «донные отложения – вода» с K_p , приведенными в литературных источниках для водоемов с различных территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению (Таблица 3). Для сравнения использовались данные, полученные для водоемов в полевых условиях (не лабораторные эксперименты).

Таблица 3 – Коэффициенты распределения (K_p) для водоемов

		K_p		
		^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
Экспериментальные данные	Водоемы техногенного происхождения	$2,9 \times 10^4$ (19)	39 (100)	$4,0 \times 10^5$ (85)
	Природные озера	$5,0 \times 10^2$ (17)	36 (108)	$8,1 \times 10^3$ (86)
Литературные данные	МАГАТЭ	$2,9 \times 10^4$ (219)	$1,2 \times 10^3$ (13)	$2,4 \times 10^5$ (79)
	ВУРС, Зона ЧАЭС	$3,1 \times 10^3 - 7,7 \times 10^4$	$22 - 1,1 \times 10^3$	$3,4 \times 10^5 - 9,5 \times 10^5$

Следует отметить, что данные МАГАТЭ и с территории ВУРС получены для пресноводных экосистем, в то время как воды водоемов СИП имеют высокую степень минерализации, причем степень минерализации природных озер в целом на порядок выше, чем для водоемов техногенного происхождения. Вероятно, поэтому K_p $^{239+240}\text{Pu}$ и K_p ^{137}Cs для озер территории СИП на 1-2 порядка ниже данных, полученных для других водоемов.

Для оценки коэффициента накопления K_{HS-b} растений водных экосистем для системы «донные отложения / почва – растения» был проведен сравнительный анализ с K_{HS-b} растений наземных экосистем для системы «почва – растения», полученными ранее для участков СИП с аналогичным типом загрязнения (Таблица 4).

Значения K_{HS-b} ^{90}Sr для растений водных экосистем выше на порядок, чем для наземных экосистем для всех типов загрязнения. Это может быть связано с наличием водорастворимых форм радионуклида в донных отложениях и прибрежной почве.

В местах проведения ядерных испытаний $K_{Hs-b}^{239+240Pu}$ и K_{Hs-b}^{137Cs} для водных экосистем меньше, чем для наземных экосистем. Для «фоновых» территорий – данные коэффициенты находятся примерно на одном уровне.

Таблица 4 – Коэффициенты накопления (K_{Hs-b}) для растений водных и наземных экосистем территории СИП

Исследуемая территория	Растения	K_{Hs-b} (GM)			
		^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}Pu$
Эпицентры наземных испытаний	водные	-	0,0016 (13)	0,33 (28)	0,00038 (29)
	наземные ^{2,3}	0,00052 (13)	0,0028 (72)	0,023 (67)	0,0014 (66)
Места проведения экскавационных взрывов	водные	0,062 (13)	0,0069 (30)	0,61 (34)	0,0019 (23)
	наземные ^{2,3}	0,021 (63)	0,026 (63)	0,096 (50)	0,016 (60)
Места проведения подземных испытаний	водные	-	0,0025 (9)	1,5 (14)	0,0007 (12)
	наземные ^{2,3}	0,0033 (10)	0,017 (24)	0,21 (19)	0,016 (22)
«Фоновые» территории	водные	-	0,036 (10)	3,3 (22)	0,012 (12)
	наземные ^{1,2}	-	0,03 (40)	0,25 (18)	0,019 (33)

В скобках – количество данных

5.4 Оценка дозовых нагрузок на растения водоемов территории СИП

Для расчета мощности доз облучения растений водоемов территории СИП использовались средние значения содержания радионуклидов (среднее геометрическое GM удельной активности для данной группы растений и типа водоема) в растениях, донных отложениях и почве. В Таблице 5 представлены суммарные мощности дозы на рассматриваемые виды растений водоемов СИП.

Таблица 5 – Суммарная мощность дозы облучения растений

Вид водоема	Тип водоема	Группа растений	Суммарная мощность дозы внутреннего и внешнего облучения, мкГр/сут	Суммарная мощность дозы внутреннего и внешнего облучения при консервативном подходе, мкГр/сут
техногенные	IA	воздушно-водные	15,9	266
		водные	3,8	24
	IB	воздушно-водные	0,17	1,1
		прибрежные	1,1	1,1
	II	водные	113	12700
		воздушно-водные	7,2	126
		прибрежные	49,5	294
	III	воздушно-водные	6,1	61
прибрежные		69,5	123	
природные	I	воздушно-водные	2,3	15
		прибрежные	1,3	45
	II	воздушно-водные	0,13	0,22
		прибрежные	2,1	4,4
	III	воздушно-водные	0,063	0,10
		прибрежные	1,0	1,1

В рамках консервативного подхода оценка радиационного воздействия

¹ Larionova N.V. Transfer of radionuclides to plants of natural ecosystems at the Semipalatinsk Test Site / N.V. Larionova, S.N. Lukashenko, A.M. Kabyrakova [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2018. – Vol. 186. – P. 63-70. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.006>

² Larionova N.V. Transfer parameters of radionuclides from soil to plants at the area of craters produced by underground nuclear explosions at the Semipalatinsk test site / N.V. Larionova, S.N. Lukashenko, O.N. Lyakhova, A.K. Aidarkhanova [et al.] // Journal of Environmental Radioactivity. – 2021. – Vol. 237. – 106684. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106684>

проводилась с использованием максимальных величин содержания радионуклидов в компонентах экосистем водоемов СИП (Таблица 5).

Максимальная суммарная мощность дозы облучения составила 113 мкГр/сут = 0,113 мГр/сут для водных растений, произрастающих на водоемах техногенного происхождения, образованных в результате экскавационных взрывов (тип II). Согласно уровням радиационных эффектов на растения, рекомендованных Международной комиссией по радиологической защите (МКРЗ)³ для референтного вида «бурые водоросли» для диапазона мощностей дозы 0,1 – 1 мГр/сут отсутствует информация по проявлению каких-либо эффектов.

При консервативном подходе максимальная суммарная мощность дозы облучения составила 12,7 мГр/сут для водных растений водоемов, образованных в результате экскавационных взрывов (тип II). Согласно рекомендациям МКРЗ, для диапазона мощностей дозы 10 – 100 мГр/сут существует вероятность потенциального влияния облучения на скорость роста и репродукцию.

ВЫВОДЫ

1. Уровни и характер радионуклидного загрязнения водоемов техногенного происхождения территории СИП зависят от вида проведенного ядерного испытания, в результате которого образовались данные водоемы, природных озер – от места расположения (близости к испытательным площадкам) данных озер. В среднем уровень радионуклидного загрязнения водоемов техногенного происхождения снижается в ряду: «воронки, образованные в результате наземных ядерных испытаний (тип IA)» > «воронки, образованные в результате экскавационных взрывов (тип II)» > «воронки, образованные в результате нештатных ситуаций (тип III)» > «воронки, образованные в результате гидроядерных испытаний (тип IB)»; природных озер: «озера, расположенные на территории испытательных площадок и в зоне их влияния (тип I)» > «озера, расположенные на «следах» радиоактивных выпадений (тип II)» > «озера, расположенные на условно «фоновых» территориях (тип III)».

2. Ряд убывания коэффициента распределения K_p для водоемов техногенного происхождения имеет следующий вид: $K_p^{241}\text{Am}$ ($n \times 10^7$) > $K_p^{239+240}\text{Pu}$ ($n \times 10^6 - n \times 10^4$) > $K_p^{137}\text{Cs}$ ($n \times 10^4$) > $K_p^{90}\text{Sr}$ ($n \times 10^1$), для природных озер: $K_p^{239+240}\text{Pu}$ ($n \times 10^4 - n \times 10^3$) > $K_p^{137}\text{Cs}$ ($n \times 10^3 - n \times 10^2$) > $K_p^{90}\text{Sr}$ ($n \times 10^1$). При этом коэффициент распределения $K_p^{239+240}\text{Pu}$ и $K_p^{137}\text{Cs}$ для водоемов техногенного происхождения на 2 порядка выше, чем для природных озер, $K_p^{90}\text{Sr}$ находится на одном уровне как для водоемов техногенного происхождения, так и для природных озер. Полученные значения $K_p \gg 1$, что свидетельствует о том, что большая часть исследуемых радионуклидов в системе «донные отложения – вода» сосредоточена в донных отложениях. За исключением ряда случаев, где $K_p^{90}\text{Sr}$ равен $n \times 10^0$, что встречается как в водоемах техногенного, так природного происхождения.

3. Ряд убывания коэффициента накопления K_H техногенных радионуклидов для системы «вода – растения» имеет следующий вид: $K_H^{239+240}\text{Pu}$ > $K_H^{137}\text{Cs}$ > $K_H^{90}\text{Sr}$. Коэффициент накопления $K_H^{239+240}\text{Pu}$ для водоемов техногенного происхождения для

³ ICRP, 2008. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP, Vol. 38, 2008. – 242 p.

водных растений на 2 порядка, а ^{90}Sr на порядок выше, чем для воздушно-водных растений. Для водоемов техногенного и природного происхождения для воздушно-водных растений $K_H^{239+240}\text{Pu} (n \times 10^2) > K_H^{90}\text{Sr} (n \times 10^1)$, при этом данные коэффициенты для природных озер в 1,3-2 раза выше, чем для водоемов техногенного происхождения.

4. Ряд убывания коэффициента накопления K_{Hs-b} техногенных радионуклидов растениями из донных отложений / почвы: для водных растений – $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr} > K_{Hs-b}^{241}\text{Am} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs} > K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$, для воздушно-водных и прибрежных растений – $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr} > K_{Hs-b}^{137}\text{Cs} \geq K_{Hs-b}^{241}\text{Am} > K_{Hs-b}^{239+240}\text{Pu}$. Коэффициенты накопления K_{Hs-b} для водоемов техногенного происхождения для водных растений на 1-2 порядка выше, чем для воздушно-водных и прибрежных растений. $K_{Hs-b}^{90}\text{Sr}$ для разных групп растений для водоемов техногенного происхождения в 1,5 раза выше, чем для природных озер. При этом $K_{Hs-b}^{137}\text{Cs}$, ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ для природных озер на 1-2 порядка выше, чем для водоемов техногенного происхождения. В ряде случаев для ^{90}Sr и ^{137}Cs получены $K_{Hs-b} > 1$.

5. Максимальная суммарная мощность дозы облучения составила 0,113 мГр/сут для водных растений водоемов техногенного происхождения, образованных в результате экскавационных взрывов (тип II). Согласно рекомендациям МКРЗ, для данного референтного вида для диапазона мощностей дозы 0,1 – 1 мГр/сут отсутствует информация по проявлению каких-либо эффектов. Мощности доз облучения растений значительно ниже порогового уровня «предельной дозы» по разным литературным данным, что говорит об отсутствии угроз (опасности) для состояния экосистем водоемов территории СИП. При консервативном подходе максимальная суммарная мощность дозы облучения составила 12,7 мГр/сут для этой же группы растений. Согласно рекомендациям МКРЗ, для диапазона мощностей дозы 10 – 100 мГр/сут существует вероятность потенциального влияния облучения на скорость роста и репродукцию.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании результатов исследований уровней и характера радионуклидного загрязнения водоемов техногенного и природного происхождения установлено, что несмотря на то, что со дня проведения последнего ядерного испытания на территории СИП прошло более 30 лет, уровни радионуклидного загрязнения компонентов экосистем водоемов остаются повышенными. Особенно это касается водоемов техногенного происхождения, образованных в результате наземных ядерных испытаний и экскавационных взрывов, а с момента их проведения прошло порядка 60 лет. Природные озера, расположенные на территории испытательных площадок и в зоне их влияния, также имеют повышенные уровни радионуклидного загрязнения (это касается донных отложений и прибрежной почвы). Озера, расположенные на условно «фоновых» территориях, не представляют радиационную опасность с точки зрения использования их, как потенциальных источников водопользования.

Техногенные радионуклиды в водоемах техногенного происхождения могут равномерно распределяться в системе «донные отложения – водные растения». Но для систем «донные отложения – вода», «донные отложения – воздушно-водные

растения» и «почва – прибрежные растения» водоемов техногенного и природного происхождения их основное содержание сосредоточено в донных отложениях и прибрежной почве. Исключение составляет ^{90}Sr , который может равномерно распределяться во всех компонентах системы «донные отложения / почва – вода – растения», независимо от группы растений и типа водоема.

ОСНОВНЫЕ ПУБЛИКАЦИИ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

Список работ в рецензируемых научных изданиях:

1. **Айдарханова А.К.**, Лукашенко С.Н. Современные уровни загрязнения и характер распределения радионуклидов в системе «вода-донные отложения» водных объектов территории Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих территорий // Радиационная биология. Радиоэкология, том 57, №3, 2017. – С. 286-296.
2. **Aidarkhanova A.K.**, Lukashenko S.N., Larionova N.V., Polevik V.V. Radionuclide transport in the “sediments – water – plants” system of the water bodies at the Semipalatinsk test site // Journal of Environmental Radioactivity. Vol. 184 – 185, 2018. – P. 122-126. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.01.014>
3. Larionova N.V., Lukashenko S.N., Lyakhova O.N., **Aidarkhanova A.K.**, Kunduzbayeva A.Ye., Kabdyrakova A.M., Krivitskiy P.Ye., Polevik V.V., Aidarkhanov A.O. Transfer parameters of radionuclides from soil to plants at the area of craters produced by underground nuclear explosions at the Semipalatinsk test site // Journal of Environmental Radioactivity. Vol. 237, 2021, 106684 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2021.106684>
4. **Aidarkhanova A.**, Larionova N., Tleukanova Zh., Mamyrbaeva A., Ermakova R., Svetacheva Yu., Aktayev M., Panitskiy A. The character of radionuclide contamination of natural lakes at the territory of the Semipalatinsk test site // Journal of Environmental Radioactivity 255, 2022, 107041 <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2022.107041>.
5. **Aidarkhanova A.**, Timonova L., Aidarkhanov A., Monayenko V., Iskenov A., Subbotin S., Pronin S., Belykh N. The character of Lake Kishkensor contamination in the area of underground nuclear explosions at the Semipalatinsk Test Site territory // Environmental Monitoring and Assessment 196:1068, 2024 <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13227-4>

Список основных работ в сборниках статей и материалах конференций:

6. **Айдарханова А.К.**, Лукашенко С.Н. Разработка методики подготовки проб для определения низких концентраций радионуклидов ^{241}Am и ^{152}Eu в воде // Вестник НЯЦ РК, Вып. 4, 2013. – С. 4-10.
7. **Айдарханова А.К.**, Ларионова Н.В., Дашук А.Л. Перераспределение радионуклидов в водных объектах техногенного происхождения Семипалатинского испытательного полигона // Вестник НЯЦ РК, Вып. 3 (79), 2019. – С. 147-155.
8. **Айдарханова А.К.**, Кумисханова С.Б., Ляхова О.Н., Тлеуканов Е.Н. Оценка «фоновых» концентраций естественных и искусственных радионуклидов в воде водных объектов Восточно-Казахстанской области // Вестник НЯЦ РК, Вып. 2 (82), 2020. – С. 93-99.
9. **Айдарханова А.К.**, Топорова А.В., Мамырбаева А.С., Ларионова Н.В. Оценка дозовых нагрузок на растения водоемов территории Семипалатинского испытательного полигона // Вестник НЯЦ РК, Вып. 2 (98), 2024 – С.156-165

<https://doi.org/10.52676/1729-7885-2024-2-156-165>

10. **Айдарханова А.К.**, Ларионова Н.В., Мамырбаева А.С., Тлеуканова Ж.Е., Богатырева Т.Ю., Ермакова Р.Г. Современные уровни радионуклидного загрязнения водных объектов площадки «Телькем» // Вестник НЯЦ РК, Вып. 4 (100), 2024. – С.196-204 <https://doi.org/10.52676/1729-7885-2024-4-196-204>

14. **Айдарханова А.К.**, Лукашенко С.Н. Оценка радионуклидного загрязнения водных объектов территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления: тез. докл. науч.-практ. конф., 19-21 апреля 2016. Обнинск, 2016. – С.102.

15. **Aidarkhanova A.K.**, Lukashenko S.N., Larionova N.V. Investigation of distribution of radioactive contamination of the water objects in the "sediments – water – plants" system of the Semipalatinsk test site // 4th Asian Congress of Radiation Research, 16-18 August, 2017 – Astana, 2017. – P. 86.

16. **Айдарханова А.К.**, Ларионова Н.В., Мамырбаева А.С., Светачева Ю.В., Кумисханова С.Б. Современные уровни радионуклидного загрязнения природных озер территории Семипалатинского испытательного полигона // Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии: тез. докл. Междунар. конф., 03-04 октября 2019. – Обнинск, 2019. – С. 114-117.

17. **Айдарханова А.К.**, Ларионова Н.В., Мамырбаева А.С., Светачева Ю.В., Лаврикова Р.Г. Перераспределение радионуклидного загрязнения в природных озерах территории Семипалатинского испытательного полигона // Современные проблемы радиобиологии - 2021: мат-лы междунар. науч. конф., 23-24 сентября 2021. – Гомель, Беларусь – С. 12-15.

18. **Aidarkhanova A.**, Larionova N., Tleukanova Zh., Mamyrbayeva A., Yermakova R. The research of the radionuclide contamination distribution in various types of water bodies at the Semipalatinsk test site territory // International Conference on Radiation Applications RAP-2023, May 29-June 2, 2023. – Anavysos, Greece, 2023. – P. 76.

Айдарханова Альмира Курмановна

Исследование уровней и характера распределения радионуклидного загрязнения
в поверхностных водных объектах (водоемах)
территории Семипалатинского испытательного полигона

Автореферат диссертации на соискание учёной степени
кандидата биологических наук.

Специальность 1.5.1. «Радиобиология»

Типография «_____»