

ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Научно-практический журнал
ФГУП "ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
Государственная корпорация по атомной энергии "Росатом"

Издаётся с 1996 г., периодичность – 4 номера в год
№ 2 (110) 2023 г.

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР Ю.Г. МОКРОВ
ЗАМЕСТИТЕЛЬ ГЛАВНОГО РЕДАКТОРА И.Г. ТАНАНАЕВ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

А.В. Аклеев, В.Н. Большаков, Л.А. Большов, В.И. Величкин,
Е.А. Демченко (отв. секретарь), М.В. Жуковский, И.А. Иванов,
Л.А. Ильин, С.Н. Калмыков, П.В. Козлов, Д.Н. Колупаев,
Н.А. Кошурникова, А.И. Крышев, А.А. Куваев, И.И. Линге,
М.В. Логунов, Б.Ф. Мясоедов, В.Н. Позолотина, Е.А. Пряхин,
С.А. Романов, М.Э. Сокольников, Е.И. Толстых, А.В. Трапезников,
С.С. Уткин, А.П. Хомяков, В.Ф. Хохряков, Е.А. Шишкина,
С.В. Юдинцев, Ю.Т. Юлдашев

СОДЕРЖАНИЕ

К 75-летию юбилею Производственного объединения "Маяк"	3
1. ОБРАЩЕНИЕ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ	
Маркова Д.В., Феоктистов К.А., Козлов П.В., Панкратова О.М., Корнев С.В., Милютин В.В., Егорин А.М., Токарь Э.А. Радиационная стойкость сорбентов, предназначенных для извлечения цезия из высокоактивных щелочных отходов	7
Иванов Н.П., Мармаза П.А., Шичалин О.О., Драньков А.Н., Каспрук Г.Д., Писарев С.М., Федорец А.Н. Извлечение Cs(I) и Sr(II) из жидких сред с помощью кристаллических титаносиликатов, получаемых путём гидротермального синтеза	14
2. ОБРАЩЕНИЕ С ОТРАБОТАВШИМ ЯДЕРНЫМ ТОПЛИВОМ	
Погляд С.С., Дмитриева О.С., Безднякова Е.А., Романова О.В. Оценка применимости керамики на основе бентонитовой глины для иммобилизации радиоактивных отходов пирохимической переработки ОЯТ	20
Ремизова В.А., Бобров П.А. Определение состава осадков, образующихся при фильтрации растворов от переработки облучённого ядерного топлива реактора БН-600	28
3. РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ И ОКРУЖАЮЩАЯ СРЕДА	
Мокров Ю.Г. Поведение ниобия-95 в водах реки Течи	33

СОДЕРЖАНИЕ

Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Михайловская Л.Н. Итоги многолетних радиоэкологических исследований наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного заповедника	47
--	----

4. ОБЛУЧЕНИЕ И ЗДОРОВЬЕ ЧЕЛОВЕКА

Хохряков В.Ф., Введенский В.Э. Моделирование обмена ^{137}Cs в организме человека	69
---	----

5. СООБЩЕНИЯ

Логунов М.В. Комментарии к статье Ю.Г. Мокрова " Поведение ниобия-95 в водах реки Течи"	78
--	----

6. ИНФОРМАЦИЯ И ПЕРСОНАЛИИ

Хохрякову В.Ф. – 95 лет	80
Линге И.И. – 70 лет	82
XXIII Всероссийская научно-практическая конференция "Дни науки ОТИ НИЯУ МИФИ – 2023"	84
IX форум-диалог "Национальный интерес, экология, безопасность"	86

CONTENTS	87
-----------------	-----------

ABSTRACTS	89
------------------	-----------

Сведения об авторах статей	93
-----------------------------------	-----------

Журнал включён в перечень рецензируемых научных изданий, в которых должны быть опубликованы основные результаты диссертаций на соискание учёной степени кандидата наук, на соискание учёной степени доктора наук.

К 75-ЛЕТНЕМУ ЮБИЛЕЮ ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ОБЪЕДИНЕНИЯ "МАЯК"



Производственное объединение (ПО) "Маяк" – первое промышленное предприятие ядерного оружейного комплекса (ЯОК) нашей страны.

В начале 1946 года в глухую уральскую тайгу приехали первые строители, которым предстояло построить новый, не виданный ранее секретный атомный завод (завод № 817, так тогда назывался современный "Маяк"). Площадка под строительство завода была утверждена 1 декабря 1945 года постановлением Совнаркома СССР № 3007-892 "О заводе № 817". На базе этого завода предстояло за 2-3 года создать новую, не имеющую технических аналогов отрасль промышленности – атомную промышленность СССР. Предстояло создать не один, а целый комплекс различных заводов по промышленному производству ядерных материалов и специальных изделий для серийного изготовления отечественного ядерного оружия (атомной бомбы).

Обычно любой новый сложный технический объект является по-настоящему "новым" всего на 10–15 %, а остальные 85–90 % использованных решений являются "старыми", прошедшими проверку временем. При строительстве ПО "Маяк" (из-за отсутствия времени и средств) такие общепринятые подходы и решения были неприемлемы – нужно было сразу строить огромные заводы, рас-

считанные на длительную эксплуатацию.

В кратчайшие сроки, в условиях жесточайшей секретности, послевоенной разрухи, тотального дефицита материалов, квалифицированных специалистов, строительной техники, здесь был построен первый на Евразийском континенте промышленный атомный реактор "А". 19 июня 1948 года реактор был впервые выведен на проектную мощность (эту дату принято считать днём рождения ПО "Маяк").

Создание ЯОК СССР (пуск первого промышленного реактора, первого радиохимического и первого химико-металлургического заводов) всегда будет ассоциироваться с выдающимися организаторами и учёными советского Атомного проекта: физиком и научным руководителем "Маяка" в первые годы становления предприятия, академиком, трижды Героем Социалистического Труда Игорем Васильевичем Курчатовым; учёным-радиохимиком, академиком, Героем Социалистического Труда Виталием Григорьевичем Хлопиным; конструктором ядерных реакторов, академиком, дважды Героем Социалистического Труда Николаем Антоновичем Доллежалем; научным руководителем завода "В", академиком, Героем Социалистического Труда Андреем Анатольевичем Бочваром; директором предприятия, трижды Героем Социалистического Труда Ефимом Павловичем Славским, 30 лет возглавлявшим Министерство среднего машиностроения СССР.

29 августа 1949 года в Казахстане на Семипалатинском ядерном полигоне было произведено успешное испытание первой советской атомной бомбы. Это было действительно событие планетарного масштаба, которое установило ядерный паритет с США и не позволило ни одной стране разговаривать с СССР с позиции силы. Успешная реализация героическими усилиями советских атомщиков и всей нашей страны первого атомного проекта СССР имела глобальное, судьбоносное значение для всей планеты.

Постановлением Совета министров СССР от 29 октября 1949 года за успешное выполнение задания Правительства по созданию атомной бомбы была награждена большая группа руководителей отрасли, работников строительства и заводов Базы-10 (другое название "Маяк"). Но дело было даже не в наградах. Люди ощущали, что решена труднейшая задача, и в центре её решения находился коллектив комбината, который создал условия мирного развития для СССР и снял угрозу возникновения атомной войны.

Успехи и опыт коллектива нашего предприятия стали основой развития ЯОК и всей атомной промышленности СССР на множестве других родственных предприятий и вывели нашу страну на уровень мировой ядерной державы. Сегодня "Маяк" занимает ведущее место в ЯОК атомной отрасли России.

В соответствии с решением Госкорпорации "Росатом" по концентрации серийного производства спецпродукции для выполнения гособоронзаказа ФГУП "ПО "Маяк" является единственным серийным изготовителем всей номенклатуры специзделий по своему направлению. Государственный оборонный заказ ежегодно выполняется в полном объёме и в установленные сроки. На химико-металлургическом и химическом производствах осуществляются плановые работы по постановке на производство специальных изделий, а также по созданию технологий утилизации "старых" специзделий с возможностью извлечения ядерных материалов для повторного использования. К 2030 году "Маяк", согласно федеральным целевым программам, ждёт открытие сразу нескольких новых производств: с новой инфраструктурой, цехами, задачами.

Развитие и совершенствование ЯОК на ПО "Маяк" создали основы и предпосылки для зарождения множества новых гражданских производств и технологий, часть из которых были в той или иной степени реализованы на предприятии:

- энергетические реакторы для атомных электростанций (АЭС);
- малогабаритные транспортные реакторы для ледокольного флота и плавучих АЭС;
- исследовательские реакторы для фундаментальных научных исследований;
- регенерация отработавшего ядерного топлива всех типов ядерных реакторов, включая АЭС, и создание замкнутого топливного цикла;
- производство по изготовлению широкой номенклатуры источников ионизирующего излучения и препаратов на основе радиоактивных изотопов активационного и осколочного происхождения;
- основы радиоэкологии (как науки) и сельскохозяйственной радиологии (как действующей технологии);
- производство по изготовлению различных видов ядерного топлива для АЭС;
- производство по изготовлению приборов контроля и средств автоматики для атомной промышленности и др.

Помимо традиционных направлений деятельности, в настоящее время на предприятии активно развивается ряд новых гражданских направлений.

На **реакторном заводе** ФГУП "ПО "Маяк" эксплуатируется два действующих реактора, обладающие уникальными нейтронно-физическими характеристиками, позволяющими получать широкую номенклатуру новых радиоактивных изотопов для гражданских целей. Завершена модернизация реакторной установки "РУСЛАН".

На **химическом производстве** расширяется выпуск продукции гражданского назначения: радиолуминесцентных светозащитных элементов; высокоэффективных детекторов медленных нейтронов (используются в научных исследованиях); дроби гидрированного титана (используется в качестве защиты на стационарных и транспортных ядерно-энергетических установках) и др.

На **радиохимическом заводе** предприятия осуществляется полный цикл переработки отработавшего ядерного топлива (ОЯТ), включая вывоз ОЯТ из хранилищ при АЭС. Ежегодно выполняются все обязательства, предусмотренные условиями государственных контрактов по вывозу и

переработке ОЯТ (ВВЭР-440, ВВЭР-1000, РБМК-1000, БН-600, АМБ, ИР, АЛФ и др.), а также по государственному оборонному заказу. В 2022 году увеличены объёмы вывоза и переработки ОЯТ российских АЭС Концерна "Росэнергоатом". Переработаны все сборки ОЯТ БН-600, пригодные для наработки диоксида плутония требуемого качества.

В рамках договорных обязательств осуществляется наработка диоксида плутония керамического качества для изготовления МОКС-топлива и наработка плава уранилнитрата для поставки на АО "СХК". В соответствии с договорами осуществляется поставка уранового регенерата – поставка плава уранилнитрата 1 % обогащения в АО "СХК" и закиси-окиси урана среднего обогащения в ОАО "МСЗ". За счёт модернизации оборудования и оптимизации технологического процесса более чем в 4,5 раза была увеличена суточная производительность при изготовлении ТВЭЛ с МОКС-топливом для ТВС РУ БН-800 Белоярской АЭС.

В 2020 году в рамках государственного контракта выполнены работы по транспортированию радиоизотопного термоэлектрического генератора (РИТЭГ) с мыса Выходной острова Новая Земля, проведена разборка и размещение извлечённого радионуклидного источника тепла на долговременное хранение. Транспортирование РИТЭГ включало в себя авиаперевозку с территории острова Новая Земля на внешней подвеске вертолёта, морскую перевозку с острова Новая Земля до порта Мурманска на теплоходе "Серебрянка" и автоперевозку из Мурманска до ФГУП "ПО "Маяк". РИТЭГ был доставлен на "Маяк" в начале октября 2020 года, разобран с извлечением источника РИТ. Сам источник размещён на долговременное хранение.

ФГУП "ПО "Маяк" является одним из важнейших российских производителей источников ионизирующего излучения на основе мишенных и осколочных изотопов. Ежегодно **завод радиоактивных изотопов** выпускает тысячи источников ионизирующих излучений, тепла и света, а также радиоактивных препаратов, широко востребованных в промышленности, медицине, сельском хозяйстве и научных исследованиях, как в России, так и за рубежом. Ставятся на производство новые типы источников на основе криптона-85 и иридия-192. При достижении к 2030 году статуса производителя радиофармпрепаратов ожидаемая выручка радиоизотопного завода превысит 1 млрд рублей в год.

В 2020 году построен и в 2021 году введен в эксплуатацию крупнейший на Урале **Региональный центр облучательных технологий**, предназначенный для стерилизации медицинских изделий, сельскохозяйственных продуктов и продуктов питания, для радиационной обработки полимеров (термоусаживающиеся трубки) и других целей. В настоящее время проводятся работы по согласованию логистических цепочек, заключению договоров и поиска новых заказчиков.

В настоящее время на базе **Центральной заводской лаборатории (ЦЗЛ)** создан отраслевой центр компетенций "Аналитический контроль" для подготовки специалистов предприятий отрасли. Создана лаборатория, контролирующая качество средств индивидуальной защиты, используемых на предприятиях атомной отрасли. Сегодня сотрудники ЦЗЛ ведут работы по производству новых изотопов, в том числе для радиофармпрепаратов.

Филиал ФГУП "ПО "Маяк" "Базальт" – специализированное предприятие, осуществляющее изготовление изделий для предприятий Росатома, Роскосмоса и других заказчиков. "Базальт" изготавливает и серийно поставляет облицовочные плитки для международного исследовательского термоядерного реактора во Франции. В 2021-2022 годах на "Базальте" оптимизирован процесс изготовления облицовочных пластин, что позволило кардинально увеличить объёмы выпуска продукции.

В рамках Федеральной целевой программы "Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2016–2020 годы и на период до 2030 года" (ФЦП ЯРБ-2) в настоящее время **службой экологии** предприятия проводятся следующие работы:

- вывод из эксплуатации и консервация объектов ядерного наследия;
- реабилитация радиационно-загрязнённых территорий;
- ликвидация неиспользуемых зданий и сооружений;
- поддержание в безопасном состоянии Теченского каскада водоемов;

– поддержание в безопасном состоянии пункта хранения ЖРО – водоёма В-9 (акватория водоёма была полностью закрыта 26 ноября 2015 года в рамках ФЦП ЯРБ-1).

Финансирование работ по реабилитации территорий к 2030 году достигнет 3–5 млрд рублей ежегодно. Программа позволяет нам довести промышленную площадку, на которой производилось обращение с делящимися материалами, до состояния зелёной лужайки. В своей деятельности служба экологии активно использует новейшую специализированную технику, современные робототехнические комплексы и технологии.

В целях обеспечения безопасности населения, проживающего в районе расположения предприятия, ФГУП "ПО "Маяк" осуществляет работы по радиационному контролю в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения. В рамках программы контроля в зоне влияния ПО "Маяк" постоянно ведётся мониторинг содержания радиоактивных и химических веществ в атмосферном воздухе, воде, почве, растительности и пищевых продуктах. Выполняемые исследования показывают, что текущая деятельность предприятия практически не оказывает влияния на радиационную безопасность населения.

В 2020 году Госкорпорация "Росатом" разработала масштабную концепцию развития всей отрасли – "Видение-2030", главная задача которой – установление глобального технологического лидерства. С учётом нынешней геополитической ситуации амбициозные цели "Росатома" – увеличение новых продуктов на 40 %, выручки до 4 триллионов рублей, а зарубежных заказов более чем на 50 % – становятся ещё актуальнее. Сегодня на "Маяке" продолжается реализация глобальной концепции развития предприятия на ближайшие годы – "Видение Маяк-2030". Повышенное внимание в этой программе уделено развитию кадрового потенциала (в том числе это касается федерального проекта "Профессионалитет", который реализуется сразу в двух учебных заведениях Озёрска), обучению и переподготовке персонала, а также созданию к 2030 году до 1500 новых рабочих мест. К 2030 году "Маяк" должен стать глобальным лидером ядерных технологий. Выручка предприятия к 2030 году составит 50 млрд рублей, из которой не менее 60 % будет приходиться на гражданскую продукцию и 21 % на новые продукты и технологии.

На предприятии собраны все компетенции, весь спектр передовых ядерных технологий, связанных с обороной и безопасностью нашей страны, а коллектив, который работает на "Маяке", вполне заслуженно может называться "сердцем и мотором атомной отрасли". И за это ему огромное спасибо!

За заслуги в защите Отечества, укреплении его обороноспособности, освоении и использовании атомной энергии, создании новых уникальных образцов техники, предназначенных для обеспечения государственной безопасности Российской Федерации, её международных стратегических интересов коллектив ФГУП "ПО "Маяк" в юбилейный год награжден Почётной грамотой Правительства Российской Федерации.

Поздравляю работников предприятия, наших заслуженных ветеранов, партнёров и коллег из различных организаций Госкорпорации "Росатом", Российской академии наук и вузов с 75-летием со дня образования ФГУП "ПО "Маяк". Желаю благополучия, крепкого здоровья и новых достижений в нашей совместной работе.

А.В. Порошин, генеральный директор ФГУП "ПО "Маяк"

УДК 621.039.73

© 2023

**РАДИАЦИОННАЯ СТОЙКОСТЬ СОРБЕНТОВ,
ПРЕДНАЗНАЧЕННЫХ ДЛЯ ИЗВЛЕЧЕНИЯ ЦЕЗИЯ
ИЗ ВЫСОКОАКТИВНЫХ ЩЕЛОЧНЫХ ОТХОДОВ**

*Д.В. Маркова, К.А. Феоктистов, П.В. Козлов, О.М. Панкратова, С.В. Корнев
Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"*

В.В. Милютин

Россия, г. Москва, Институт физической химии и электрохимии РАН

А.М. Егорин, Э.А. Токарь

Россия, г. Владивосток, Институт химии ДВО РАН

Определена радиационно-химическая устойчивость сорбентов: Ферсал, РФС-и, РФС-Са, Клевасол. Изучено влияние поглощённой дозы на коэффициент распределения ^{137}Cs при сорбции из модельного щелочного раствора – имитатора растворной части накопленных ВАО. Проведено материаловедческое исследование образцов сорбентов. Определён механизм разложения и окисления изученных сорбентов при их нагревании на воздухе.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: СОРБЦИЯ, РАДИАЦИОННАЯ СТОЙКОСТЬ, ИЗВЛЕЧЕНИЕ ЦЕЗИЯ

В настоящее время на ФГУП "ПО "Маяк" идёт исследование вариантов переработки высокоактивных отходов (ВАО) сложного химического состава, накопленных в результате работы предприятия с 1968 по 1986 гг. Накопленные высокоактивные отходы представляют двухфазную систему – нерастворимый в щёлочи осадок и щелочной сильно засолённый раствор. Существующие планы предприятия предполагают раздельное извлечение осадка и раствора из ёмкостей-хранилищ с последующей переработкой. Варианты переработки растворной части ВАО предполагают извлечение основного дозобразующего радионуклида – ^{137}Cs . Проведение этой операции позволит резко снизить радиационную нагрузку на персонал на всех дальнейших стадиях переработки, а очищенные растворы перевести в категорию САО и осуществить их иммобилизацию методом цементирования. При этом полученный компаунд по удельной активности будет относиться к РАО 3 класса, а упаковка РАО (контейнер НЗК) будет соответствовать требованиям нормативных документов по МЭД на её поверхности.

Для извлечения цезия из растворной части ВАО перспективным является сорбционный ме-

тод. В лаборатории Саванна Ривер в США для извлечения ^{137}Cs из реальных отходов (схожих по составу с накопленными отходами ФГУП "ПО "Маяк") используются резорцинформальдегидные сорбенты [1-2]. Фильтроцикл сорбентов составляет от 200 до 250 к.о. до 50 % проскока цезия.

Для сорбционного извлечения ^{137}Cs из радиоактивных отходов на ФГУП "ПО "Маяк" в разные годы рассматривались различные резорцинформальдегидные сорбенты, неорганический сорбент зарубежного производства марки Клевасол, а также новый отечественный неорганический сорбент на основе модифицированного ферроцианида никеля марки Ферсал. Данные последних исследований [3–5] подтверждают применимость разработанных сорбентов для извлечения ^{137}Cs из щелочных высокоактивных отходов.

В процессе работы в условиях переработки РАО сорбенты подвергаются воздействию химической агрессивной среды и ионизирующего излучения. Воздействие ионизирующего излучения может приводить к значительным изменениям свойств сорбента. Возможно термохимическое разложение активной фазы и

компонентов матрицы, образование газов на поверхности и в порах гранул и другие изменения состояния исходного материала [6]. В ранее проведённых работах отмечено, что в результате промышленной эксплуатации сорбентов может наблюдаться снижение эффективности сорбции извлекаемого компонента [7].

Настоящая работа посвящена определению радиационно-химической устойчивости сорбентов, предполагаемых к использованию для извлечения ^{137}Cs из щелочных высокоактивных отходов. Изучено влияние поглощённой дозы на коэффициент распределения ^{137}Cs при сорбции из модельного щелочного раствора – имитатора растворной части накопленных ВАО, проведено материаловедческое исследование сорбентов, определены термическая устойчивость и механизм разложения образцов.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

При проведении работы использовали следующие сорбенты:

- Ферсал – неорганический композиционный сорбент на основе модифицированного ферроцианида никеля в силикагелевой матрице. Опытный лабораторный образец синтезирован в ИФХЭ РАН;

- РФС-и – органический ионит на основе непористой резорцинформальдегидной смолы. Опытный лабораторный образец, синтезирован и предоставлен для испытаний ИХ ДВО РАН, г. Владивосток;

- РФС-Са – органический ионит на основе пористой резорцинформальдегидной смолы. Опытный лабораторный образец, синтезирован и предоставлен для испытаний ИХ ДВО РАН, г. Владивосток;

- Клевасол (Clevasol) – неорганический сорбент на основе борсодержащего полимера производства компании "LEMER PAX Innovative", Франция. Образец для испытаний предоставлен официальным дистрибьютором данного сорбента в России ООО "Комфинсервис".

Радиационное воздействие на сорбент за счёт сорбированного ^{137}Cs имитировали облучением на гамма-установке "РТУ-3000" в "Региональном центре облучательных технологий "Эра", г. Озёрск, Челябинской обл.

Установка снабжена источником γ -излучения на основе ^{60}Co с мощностью дозы 0,42 Гр/с. Для облучения образцы сухих сорбентов массой 0,5 г помещали в стеклянные пробирки и закрывали резиновой пробкой со сквозным отверстием для отвода образующихся газов. Облучение проводили без нагревания и перемешивания до накопления интегральной дозы 0,3; 0,6; 1,0; 1,5 и 2,0 МГр.

Сорбцию радионуклида ^{137}Cs изучали в статических условиях по следующей методике: навеску воздушно-сухого сорбента массой 0,1 г перемешивали с 20 см³ раствора в течение 24 ч на перемешивающем устройстве ЛАБ-ПУ-01. Соотношение объёма раствора к массе сорбционного материала составляло 200 см³/г. По окончании перемешивания фазы разделяли фильтрованием на бумажном фильтре "белая лента". В пробах фильтратов определяли удельную активность ^{137}Cs с использованием полупроводникового спектрометра энергий γ -излучения типа СЕГ-01 КП-ИФТП. За результат измерения принимали среднее арифметическое значение, полученное после исключения грубых погрешностей.

По результатам анализов рассчитывали коэффициент распределения K_d ^{137}Cs , см³/г по формуле:

$$K_d = \frac{A_0 \cdot A_\phi \cdot V_p}{A_\phi \cdot m_c},$$

где A_0 – удельная активность ^{137}Cs в исходном растворе, Бк/дм³;

A_ϕ – удельная активность ^{137}Cs в фильтрате, Бк/дм³;

V_p – объём раствора, дм³;

m_c – масса сорбента, г.

Эксперименты по сорбции ^{137}Cs проводили из модельного раствора, имитирующего жидкую фазу ВАО. Химический состав модельного раствора приведён в таблице.

Модельный раствор готовили путём растворения соответствующих навесок солей и щёлочи в дистиллированной воде. К 1 дм³ модельного раствора добавляли аликвоту реальных щелочных ВАО объёмом 1 см³, итоговая активность ^{137}Cs в растворе составляла ~10⁷ Бк/дм³. Раствор тщательно перемешивали и выдерживали перед сорбционными испытаниями в течение 24 ч.

Материаловедческое исследование образ-

Таблица

Химический состав модельного раствора

Концентрация компонента в растворе, г/дм ³										Сухой остаток, г/дм ³	Плотность, г/см ³
NaOH	Na ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	AlO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	CrO ₄ ²⁻	SiO ₃ ²⁻	K ⁺	Cs ⁺		
100	101	110	35	13	1,5	0,9	0,5	0,6	0,05	336	1,195

цов сорбентов включало в себя изучение морфологии поверхности с применением сканирующего электронного микроскопа PhenomXL (СЭМ). Исследованию подвергали сорбенты в исходной форме и после облучения до поглощённой дозы 2 МГр.

Анализ термической устойчивости образцов проводили на термоанализаторе STA 449 F3 Jupiter, который позволяет одновременно регистрировать изменение массы образца (ДТГ – дифференциальный термогравиметрический анализ) и процессы, сопровождающиеся выделением или поглощением тепла (ДТА – дифференциальный термический анализ). Нагрев образца производили в аргоновой среде при скорости нагрева образца 10 °С/мин, масса образца сорбента составляла 20 мг. К термоанализатору был подключён масс-спектрометр Aeolus QMS 403 D фирмы NETZCH для качественного определения газов, выделяющихся в ходе сжигания образцов.

Инфракрасный спектр снимали на ИК-Фурье спектрометре INVENIO R Bruker с приставкой нарушенного полного внутреннего отражения. Перед проведением измерений образцы сорбентов измельчали до получения частиц с размером менее 0,05 мм.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Исследование сорбционных свойств

По полученным результатам испытаний радиационной устойчивости сорбентов построены графики зависимости коэффициентов распределения цезия от величины поглощённой дозы, представленные на рис. 1.

Полученные в статических условиях данные показывают, что сорбционные свойства сорбентов снижаются при облучении. При

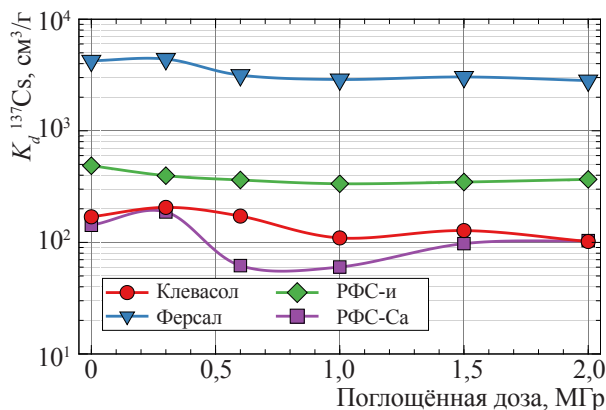


Рис. 1. Зависимость коэффициентов распределения цезия при сорбции на исходных и облучённых сорбентах от величины поглощённой дозы

дозовой нагрузке 2 МГр коэффициенты распределения цезия, по сравнению с исходными необлучёнными образцами, уменьшаются для сорбента Клевасол на 44 %; Ферсал – на 32 %; РФС-и – на 24 %; РФС-Са – на 50 %. Изменение сорбционной способности облучённых сорбентов обусловлено отщеплением и разрушением функциональных групп, возникновением новых групп и дополнительных сшивок. Однако даже при поглощённой дозе 2 МГр коэффициенты распределения цезия при извлечении на сорбенте Ферсал остаются достаточно высокими для снижения активности отходов до требуемых значений. По абсолютным значениям K_d ¹³⁷Cs изученные сорбенты как до, так и после облучения располагаются в следующем ряду: Ферсал >> РФС-и > Клевасол > РФС-Са.

Материаловедческое исследование

На рис. 2 представлены СЭМ-изображения сорбентов до и после облучения.

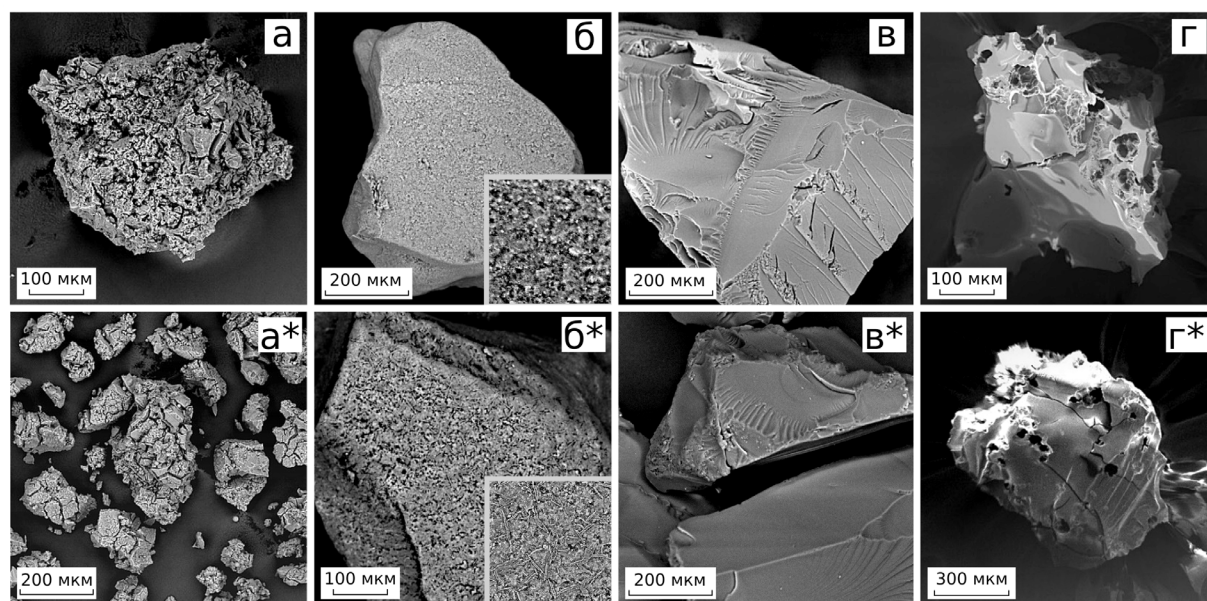


Рис. 2. СЭМ-изображения сорбентов: а – Клевасол, б – Ферсал, в – РФС-и, г – РФС-Са, а, б, в, г – исходные сорбенты, а*, б*, в*, г* – сорбенты после облучения (доза 2 МГр)

Частицы сорбента Клевасол имеют развитую поверхность с многочисленными трещинами и сферическими частицами внутри трещин, крупные поры отсутствуют. Значительных изменений внешнего вида и структуры сорбента Клевасол после облучения не наблюдается.

Частицы сорбента Ферсал имеют более плотную, по сравнению с сорбентом Клевасол, тонкопористую структуру. Размер пор от 4 до 8 мкм. Размер исследуемых частиц сорбента составляет от 500 до 1300 мкм. В ходе облучения произошло изменение окраски гранул сорбента Ферсал со светло-зелёной на серо-голубую. На поверхности облучённого сорбента заметно присутствие "нитевидных включений" (рис. 2б*). Можно предположить, что это диоксид кремния. В исходном сорбенте Ферсал диоксид кремния имеет аморфную структуру. После облучения, по-видимому, произошла его кристаллизация.

Частицы сорбента РФС-и неправильной осколочной формы, стеклообразной структуры, поверхность гладкая. Размер исследуемых частиц сорбента составляет от 400 до 1100 мкм. Изменения внешнего вида и структуры сорбента РФС-и после облучения не обнаружено.

Частицы сорбента РФС-Са неправильной осколочной формы, стеклообразной структуры, поверхность пористая. Размер пор от 30 до 50 мкм. Размер исследуемых частиц сорбента составляет от 400 до 1200 мкм. Изменения внешнего вида и структуры сорбента РФС-Са после облучения не обнаружено.

Термическое исследование

Результаты анализа ДТГ/ДТА кривых, а также анализа газов, выделяющихся в ходе нагревания на воздухе образцов сорбентов Клевасол, Ферсал, РФС-и и РФС-Са, представлены на рис. 3 и 4 соответственно.

Согласно полученным результатам поведение исходных и облучённых сорбентов в процессе нагрева различается незначительно. После облучения убыль массы образцов при 700 °С возрастает, что свидетельствует о снижении термической стабильности (рис. 3а). Данный эффект в наибольшей степени выражен для ионообменных смол имеющих органическую природу. На кривых ДТА (рис. 3б) свыше 300 °С заметно резкое увеличение экзоэффекта после облучения ионообменных смол.

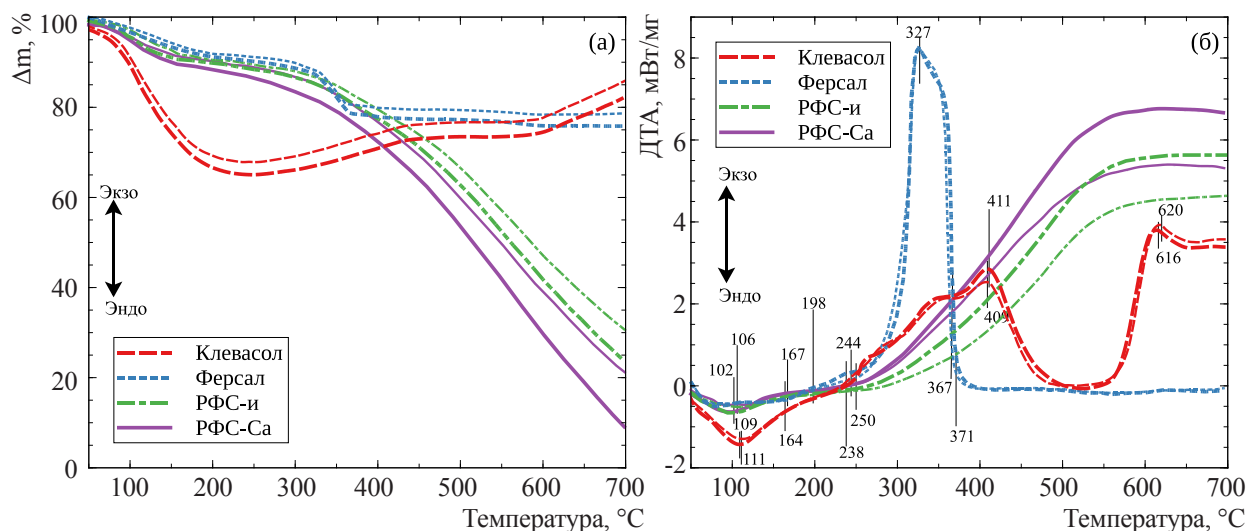


Рис. 3. ДТГ/ДТА кривые исходных и облучённых сорбентов:
тонкая линия – необлучённый сорбент, толстая линия – облучённый сорбент, доза 2 МГр

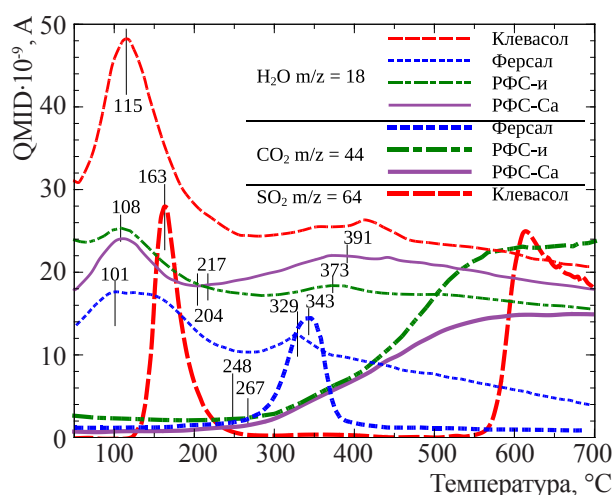


Рис. 4. Анализ газообразных продуктов, выделяющихся при термоллизе необлучённых сорбентов

Для неорганических сорбентов эффект от дозы облучения выражен в значительно меньшей степени.

Анализ полученных данных для сорбента Клевасол (рис. 3, 4) показал, что в области температур 20–190 °С наблюдается значительное снижение массы (~30 %), связанное с выделе-

нием физически адсорбированной воды и диоксида серы. В диапазоне температур от 250 до 410 °С наблюдается увеличение массы образца, сопровождаемое значительным экзоэффектом, что связано, по-видимому, с окислением бора, входящего в состав сорбента. При дальнейшем увеличении температуры масса образца практически не изменяется, при этом наблюдаются эндотермический эффект, что можно связать с процессами образования новых фаз в составе сорбента. При температуре свыше 580 °С масса образца снова увеличивается за счёт образования оксидных фаз в структуре сорбента. Этот процесс сопровождается выделением SO_2 и значительным экзоэффектом.

Приведённые на рис. 3 и 4 результаты для сорбента Ферсал показывают, что в диапазоне температур от 20 до 100 °С снижение массы образца связано в основном с выделением физически адсорбированной воды. При дальнейшем увеличении температуры происходит постепенное разложение сорбента, сопровождаемое снижением массы и небольшим экзоэффектом. При температуре свыше 250 °С начинается экзотермический процесс окисления сорбента кислородом воздуха, что сопровождается значительным уменьшением массы и образованием газообразных продуктов, в основном

CO₂. Процесс окисления заканчивается при температуре 370 °С, после чего значительных изменений массы и тепловых эффектов не наблюдается.

Результаты анализа термической стойкости резорцинформальдегидных сорбентов РФС-и и РФС-Са, представленные на рис. 3 и 4, показывают, что при нагреве образцов до 200 °С наблюдается выделение физически адсорбированной воды, сопровождаемое снижением массы образцов. При дальнейшем увеличении температуры происходит термическое разложение и окисление сорбентов с образованием воды и углекислого газа. При температуре свыше 250 °С процессы окисления резко ускоряются, о чём свидетельствует уменьшение массы и значительный экзоэффект. Процессы окисления резорцинформальдегидных сорбентов заканчиваются при температуре около 700 °С.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Определена радиационно-химическая устойчивость сорбентов Клевасол, Ферсал, РФС-и и РФС-Са. Показано, что значения коэффициентов распределения ¹³⁷Cs при сорбции из модельного щелочного раствора на облучённых до поглощённой дозы 2 МГр сорбентах уменьшаются на 44; 32; 24 и 50 % для Клевасола, Ферсала, РФС-и и РФС-Са соответственно.

2. Изучение морфологии поверхности сорбентов с применением СЭМ показало, что в результате облучения на поверхности сорбента Ферсал, вероятно, происходит изменение структуры диоксида кремния с образованием кристаллических "нитевидных включений". Изменений внешнего вида и структуры сорбентов Клевасол, РФС-и, РФС-Са после облучения не наблюдается.

3. Анализ ДТГ/ДТА кривых и состава выделяющихся газов позволил определить механизм разложения и окисления всех изученных сорбентов при их нагревании. Установлено, что поведение исходных и облучённых образцов при нагревании практически не отличается. Все изученные сорбенты термически устойчивы до температуры 100 °С.

4. По совокупности сорбционных характеристик, радиационно-химической и

термической устойчивости при облучении до поглощённой дозы 2 МГр изученные сорбенты являются применимыми для извлечения радионуклидов цезия из щелочных ВАО.

Исследования проведены в рамках договора от 04.04.2022 № Н.4д.241.20.22.1057 на выполнение государственного контракта "Разработка и обоснование вариантов переработки высокоактивных отходов сложного химического состава, включая опытно-конструкторские работы и опытно-промышленные испытания оборудования".

ЛИТЕРАТУРА

1. Mark R. Duignan, Charles A. Nash. Removal of cesium from Savannah River site waste with spherical resorcinol formaldehyde ion exchange resin: experimental tests // Separation Science and Technology. – 2010. – V. 45. – No. 12-13. – P. 1828-1840. – DOI: 10.1080/01496395.2010.493105
2. Neguib M. Hassan, Kofi Adu-Wusu. Cesium removal from Hanford tank waste solution using resorcinol-formaldehyde resin // Solvent Extraction and Ion Exchange. – 2005. – V. 23. – No. 3. – P. 375–389. – DOI: 10.1081/SEI-200056519
3. Козлов П.В., Ремизов М.Б., Логунов М.В. и др. Сорбционное извлечение цезия из модельных щелочных ВАО на резорцинформальдегидных смолах отечественного производства // Вопросы радиац. безопасности. – 2017. – № 1. – С. 34–41.
4. Слюнчев О.М., Истомина Н.М., Старовойтов Н.П. и др. Исследование возможности переработки отходов "ядерного наследия" с использованием сорбента Clevasol // Вопросы радиац. безопасности. – 2020. – № 3. – С. 7–15.
5. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Козлов П.В. и др. Извлечение цезия из модельных растворов щелочных высокоактивных отходов на неорганическом ферроцианидном сорбенте марки "Ферсал" // Вопросы радиац. безопасности. – 2022. – № 3. – С. 20–27.
6. Быков Г.Л., Милютин В.В., Ершов В.Г. и др. Радиационная стойкость композитного ферроцианид-силикагелевого сорбента // Радиохимия. – 2011. – Т. 53. – № 2. – С. 166–169.
7. Лызлова Е.В., Глухова А.В., Конников А.В., Бирюкова М.А. Радиационная стойкость винил-

пиридинового анионита марки Axionit VPA-2 в азотнокислых растворах // Радиохимия. – 2020. – Т. 62. – № 3. – С. 234–239.

8. Лызлова Е.В., Глухова А.В., Конников А.В., Бирюкова М.А. Радиационная устойчивость

твёрдого экстрагента Axionit MND 40T в процессе глубокого выделения америция из жидких среднеактивных отходов химико-металлургического производства // Радиохимия. – 2022. – Т. 64. – № 4. – С. 389–393.

УДК 621.039.735

© 2023

ИЗВЛЕЧЕНИЕ Cs(I) И Sr(II) ИЗ ЖИДКИХ СРЕД С ПОМОЩЬЮ КРИСТАЛЛИЧЕСКИХ ТИТАНОСИЛИКАТОВ, ПОЛУЧАЕМЫХ ПУТЁМ ГИДРОТЕРМАЛЬНОГО СИНТЕЗА

Н.П. Иванов, П.А. Мармаза, О.О. Шичалин, А.Н. Драньков, Г.Д. Каспрук, С.М. Писарев, А.Н. Федорец

Россия, г. Владивосток, ФГАОУ ВО "Дальневосточный федеральный университет"

Актуальной экологической проблемой является загрязнение воды радионуклидами Cs^+ и Sr^{2+} в ходе ядерного топливного цикла. Перспективным способом очистки образующихся жидких радиоактивных отходов является селективная адсорбция радионуклидов с помощью неорганических сорбентов со структурой цеолита, обладающих ионситовым эффектом. В ходе выполнения работы путём гидротермального синтеза (при температуре 190 °С в течение 24 ч) был получен титаносиликат структурного типа CST (соответствующий формуле $Na_{1,64}H_{0,36}Ti_2O_3SiO_4(H_2O)_{1,84}$) – перспективный сорбционный материал, способный эффективно извлекать катионы Cs^+ и Sr^{2+} из жидких сред (сорбционная обменная ёмкость по отношению к Cs^+ составляет $q_{eq} = 223$ мг/г, а по отношению к Sr^{2+} $q_{eq} = 112$ мг/г). Показано, что предварительное окисление с помощью H_2O_2 Ti^{3+} до Ti^{4+} позволяет увеличить сорбционную ёмкость по отношению к Cs^+ и Sr^{2+} в 1,58 и 2,8 раза соответственно. Кроме этого, для синтезированных материалов исследованы структурные и морфологические характеристики: фазовый состав, элементный состав, площадь удельной поверхности и размер пор. Полученные титаносиликаты могут быть применены в качестве сорбентов для очистки жидких радиоактивных отходов.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: СОРБЕНТ, ОЧИСТКА, ЦЕЗИЙ, СТРОНЦИЙ, ТИТАНОСИЛИКАТЫ, ЖИДКИЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ, ЯДЕРНЫЙ ТОПЛИВНЫЙ ЦИКЛ, НАНОМАТЕРИАЛЫ, СИНТЕЗ, ГИДРОТЕРМАЛЬНЫЕ ПРОЦЕССЫ

Перспективным материалом, позволяющим производить очистку жидких радиоактивных отходов (ЖРО) от опасных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr , являются титаносиликаты, представляющие собой вещества из класса силикатов, которые содержат титан и кремний в степенях окисления +4 [1–3]. Природные титаносиликаты химически и структурно представлены множеством форм, обладающих различными соотношениями Ti/Si и включениями разнообразных катионов и анионов [1–3]. Однако для практического применения в области очистки ЖРО и их длительной иммобилизации наиболее подходят синтетические аналоги природных титаносиликатов, обладающих постоянством химического состава.

Для целей очистки жидких сред от опасных загрязнителей хорошо известно применение кристаллических титаносиликатов, структура

которых представлена достаточно прочным каркасом из титана, кремния и кислорода: титано-кислородных октаэдров и SiO_4 -тетраэдров [1]. Катионы натрия и калия, также присутствующие в кристаллической решётке титаносиликатов, могут вступать в процесс ионного обмена, что позволяет использовать титаносиликаты в качестве сорбентов для эффективного извлечения радионуклидов Cs(I) и Sr(II) из (ЖРО) [2, 3]. Данные радионуклиды являются наиболее опасными компонентами ЖРО ввиду их высокой удельной активности, длительного периода полураспада и радиотоксичности [2, 3]. Поэтому использование титаносиликатов для очистки жидких сред от радионуклидов Cs(I) и Sr(II) позволяет значительно уменьшить опасность ЖРО для будущих поколений. Например, синтетический иванюкит является перспективным ионообменным материалом. Он способен

полностью обменивать катионы Na^+ и K^+ на Cs^+ и Sr^{2+} [3].

Стоит отметить, что титаносиликаты, насыщенные катионами Cs^+ , обладают высокой химической и термической устойчивостью, что обуславливает возможность его использования для долговременной и надёжной иммобилизации радионуклидов в прочных матрицах [4].

Также стоит отметить ионоситовый эффект, характерный для каркасных титаносиликатов (иванюкит (GTS, SIV), ситинакит (IONSIV-911, TAM-5, STS, CST), ловозерит (тисиналит), илерит (пятенкоит-(Y)). Двух- или трёхмерные системы каналов (пустот между узлами кристаллической решётки) пересекаются в структурах данных титаносиликатов, что обеспечивает селективность данных материалов в отношении катионов Cs^+ и Sr^{2+} [2, 3].

Таким образом, титаносиликатные материалы являются уникальным классом соединений для иммобилизации радионуклидов. Существует большое количество работ, посвящённых поглощению Cs(I) и Sr(II) из раствора титаносиликатами [6–9]. В ряде исследований для получения титаносиликатов использовали соединения четырёхвалентного титана Ti^{4+} или предварительно окисляли соединения трёхвалентного титана Ti^{3+} с помощью пероксида водорода [11–15], в то же время учёные [16, 17] использовали для синтеза титаносиликатов соединения трёхвалентного титана Ti^{3+} . На текущий момент остаётся неясным, какой метод синтеза приводит к получению наиболее эффективного сорбционного материала, и поэтому целью настоящей работы являлось установление влияния присутствия пероксида водорода в реакционной смеси, окисляющего Ti^{3+} до Ti^{4+} , на сорбционные и морфологические характеристики получаемых материалов.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В ходе выполнения работы получили два образца титаносиликата: ТСК-2, синтезированный с применением пероксида водорода, и ТСК-3, полученный из хлорида трёхвалентного титана TiCl_3 . Для получения ТСК-2 и ТСК-3 приготовили два раствора: раствор А, содержащий 130 мл воды, 17,28 г NaOH , 12,72 г Na_2SiO_3 , и раствор Б, также содержащий 130 мл воды,

5 мл 15 % TiCl_3 в HCl , 3 мл 30 % H_2O_2 (только для ТСК-2). Раствор Б с помощью капельной воронки добавляли к раствору А, после перемешивали 30 мин на магнитной мешалке. После этого полученный густой гель подвергали гидротермальной обработке при температуре 190 °С в течение 24 ч. Соотношения реагентов в общей смеси были равны $\text{Na}_2\text{O} : \text{SiO}_2 : \text{TiO}_2 : \text{H}_2\text{O}_2 : \text{H}_2\text{O} = 46 : 10 : 1 : 6 : 2500$. Образцы ТСК-2 и ТСК-3 после гидротермальной обработки тщательно промывали дистиллированной водой и термически обрабатывали в сушильном шкафу при температуре 100 °С в течение 24 ч.

Образцы были характеризированы методом рентгенофазового анализа (РФА) с помощью порошкового рентгеновского дифрактометра D8 ADVANCE (Bruker, США). Идентификацию полученных образцов производили с помощью базы данных PDF-2.

Для исследования элементного состава образцов применяли метод рентгенофлуоресцентного анализа (РФ) с использованием прибора Shimadzu EDX-7000 (Shimadzu, Япония).

Исследование сорбционных характеристик проводили в статических условиях. В полипропиленовую пробирку помещали навеску сорбента и приливали раствор CsCl и SrCl_2 требуемой концентрации, соотношение $\text{T} : \text{Ж} = 1 : 1000$. Отбор проб для измерения остаточной концентрации Cs и Sr в растворе проводили после 24 ч на орбитальном шейкере. Остаточную концентрацию Cs и Sr в растворе определяли методом атомно-адсорбционной спектроскопии на приборе AA-6800 (Shimadzu, Япония). Концентрация Cs(I) до сорбции составляла 5 ммоль/л, а Sr(II) – 10 ммоль/л. Сорбционную ёмкость по отношению к катионам металлов определяли по формуле:

$$q_{eq} = (C_0 - C_1) \cdot V / m,$$

где q_{eq} – статическая обменная ёмкость, мг/г;
 C_0 – исходная концентрация адсорбтива, мг/л;
 C_1 – концентрация адсорбтива после сорбции, мг/л;
 V – объём жидкой фазы, л;
 m – масса твёрдой фазы, г.

Пористая структура материалов была исследована методом низкотемпературной адсорбции азота N_2 при температуре 77 °К на приборе Autosorb IQ (Quantachrome Instruments,

США). Расчёты удельной поверхности производили методом Брунауэра–Эммета–Теллера (БЭТ), расчёты распределения размеров пор в образцах – методом теории функционала плотности (density functional theory (DFT)).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

На рис. 1 представлены дифрактограммы синтезированных в ходе работ образцов.

Как видно из рис. 1, полученные образцы обладают чётко выраженными кристаллическими пиками, соответствующими фазе кристаллического титаносиликата CST (карточка 01-082-1271).

На рис. 2 представлены результаты элементного РФ-анализа для полученных образцов.

Как видно из рис. 2, элементный состав полученных образцов представлен главным образом титаном и кремнием, при этом соотношение титана к кремнию превышает $n(\text{Ti}/\text{Si}) = 2$, ожидаемое по результатам РФА для

фазы кристаллического титаносиликата CST. Данное явление предположительно связано с присутствием в образцах рентгеноаморфной титаносодержащей фазы, что свидетельствует о неполном переходе титана в титаносиликат в указанных условиях.

На рис. 3 представлены изотермы низкотемпературной адсорбции азота и распределения пор по размерам в полученных образцах, моделирование которых осуществлено с использованием метода DFT. Площадь поверхности, определённая методом БЭТ, также представлена на рис. 3.

Как видно из рис. 3, площадь удельной поверхности для синтезированных образцов практически одинакова, но предварительное окисление Ti^{3+} до Ti^{4+} незначительно повышает площадь удельной поверхности с 6,42 до 9,16 $\text{м}^2/\text{г}$. Пористая структура полученных образцов главным образом представлена мезопорами с диаметром $d \approx 5$ нм, но также присутствуют и мезопоры с другими диаметрами, макропоры с диаметром $d > 50$ нм. Отсутствие

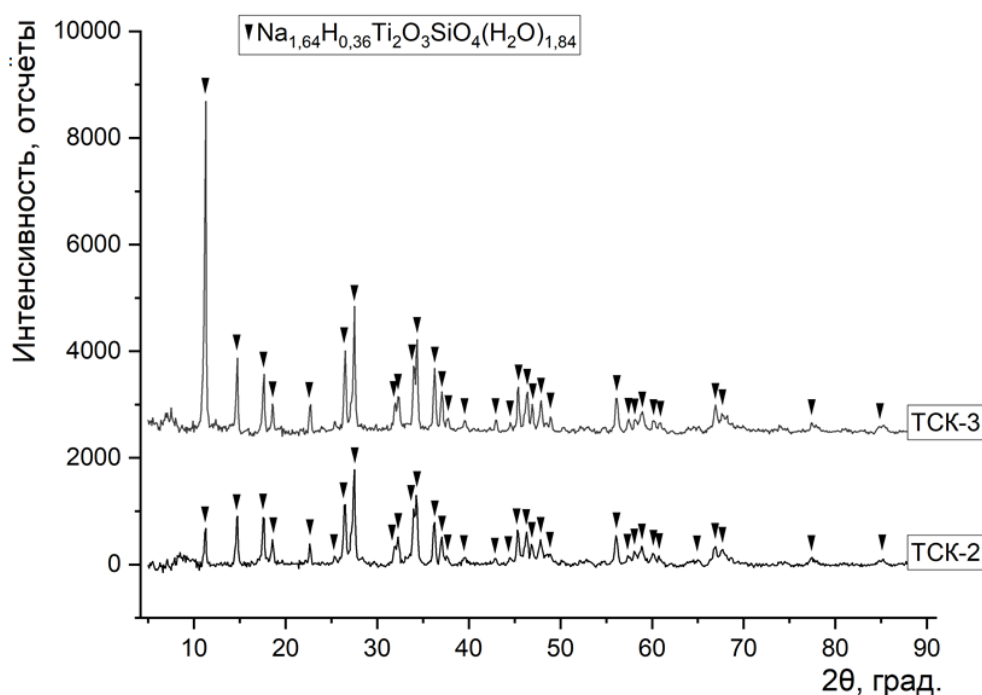


Рис. 1. Дифрактограммы полученных образцов

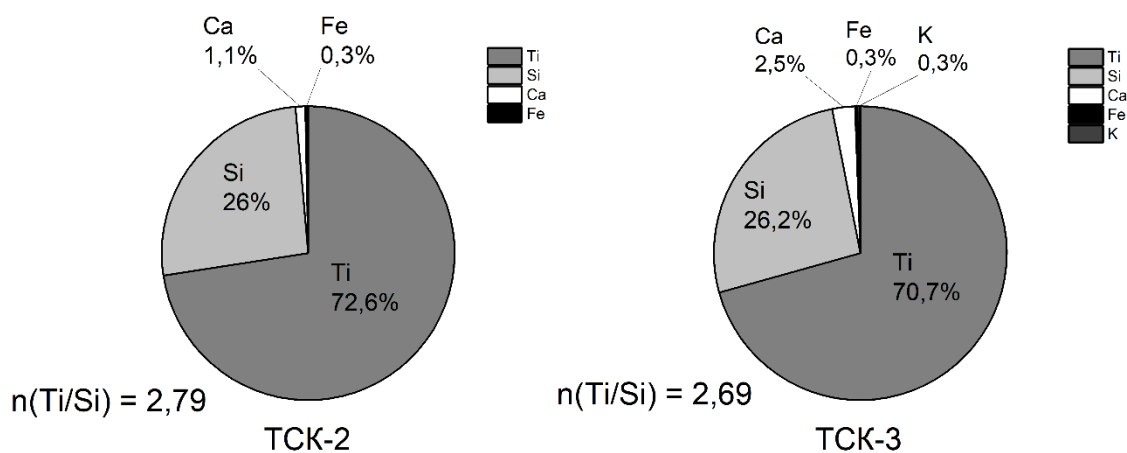


Рис. 2. Результаты количественного элементного анализа

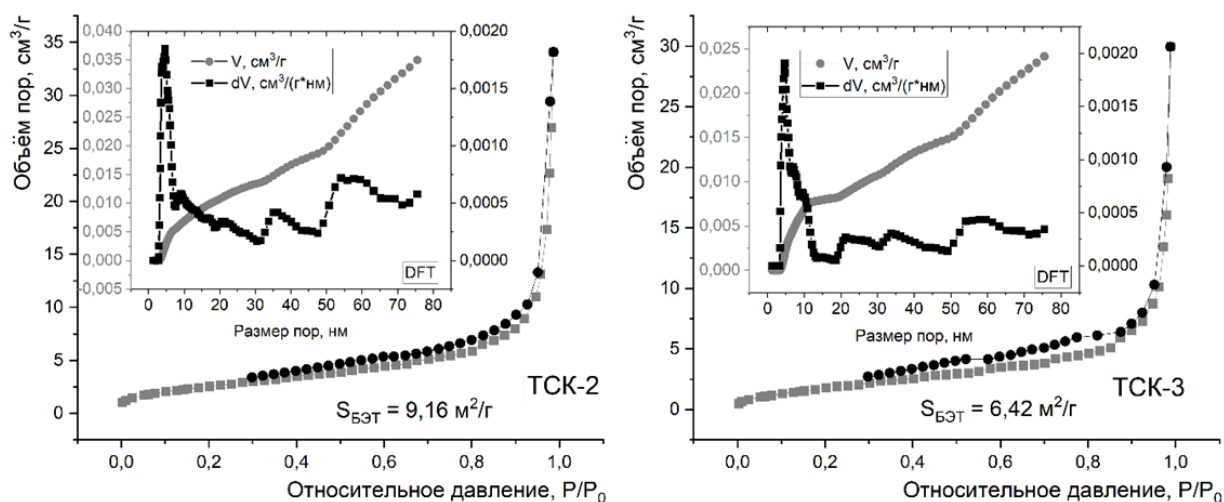


Рис. 3. Изотермы низкотемпературной адсорбции азота и распределения пор по размерам

начального вертикального участка на изотермах адсорбции говорит об отсутствии микропор в структуре полученных титаносиликатов, что также подтверждается DFT. Изотермы низкотемпературной адсорбции азота имеют IV-й тип по классификации IUPAC, характерный для мезопористых сорбентов, что также подтверждается данными DFT. В целом пористая структура титаносиликатов при окислении титана от Ti^{3+} до Ti^{4+} не претерпевает значительных изменений.

На рис. 4 представлена сорбционная ёмкость полученных образцов, определённая по отношению к катионам Cs(I) и Sr(II) в статических условиях в монокомпонентном растворе.

Как видно из рис. 4, образец TCK-2, полученный с использованием пероксида водорода для предварительного окисления Ti^{3+} до Ti^{4+} , имеет более высокую сорбционную ёмкость по отношению к катионам Cs(I) и Sr(II), что также коррелирует с увеличенной площадью удельной поверхности. Сорбционная ёмкость

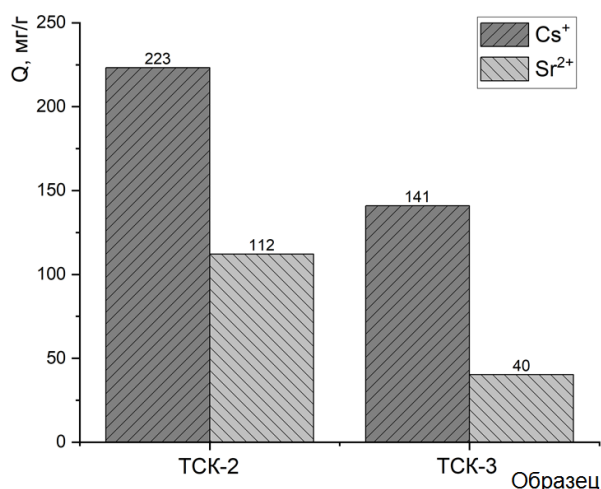


Рис. 4. Сорбционная ёмкость полученных образцов по отношению к Cs⁺ и Sr²⁺

по отношению к Cs(I) также значительно выше, чем по отношению к Sr(II), что может быть обусловлено проявлением ионоситового эффекта. В целом значения сорбционной обменной ёмкости для данных титаносиликатных материалов являются довольно высокими, что говорит о том, что полученные образцы являются перспективными сорбентами для селективной очистки жидких сред от радионуклидов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Методом гидротермального синтеза (при температуре 190 °С в течение 24 ч) были получены образцы титаносиликатов структурного типа CST: TCK-2 и TCK-3. Для синтеза TCK-2 предварительно окисляли Ti³⁺ до Ti⁴⁺ с помощью H₂O₂. Материалы были охарактеризованы методами РФА и РФ-анализа (установлено, что пики рентгеновской дифракции полученных образцов соответствуют таковым для титаносиликата структурного типа CST, имеющего формулу Na_{1,64}H_{0,36}Ti₂O₃SiO₄(H₂O)_{1,84}). Для полученных образцов была определена площадь удельной поверхности методом БЭТ. Установлено, что площадь удельной поверхности для образца TCK-2 составляет S_{БЭТ} = 6,42 м²/г, а для образца TCK-3 S_{БЭТ} = 9,16 м²/г, что

говорит о незначительном увеличении площади удельной поверхности при предварительном окислении Ti³⁺ до Ti⁴⁺ с использованием H₂O₂. Распределение размеров пор определено методом DFT. Выяснено, что пористая структура полученных образцов главным образом представлена мезопорами с диаметром d ≈ 5 нм. Для полученных образцов определена статическая сорбционная ёмкость по отношению к цезию Cs(I) и стронцию Sr(II) в монокомпонентном растворе в условиях статической адсорбции, которая для образца TCK-2 составила q(Cs(I)) = 223 мг/г и q(Sr(II)) = 141 мг/г, а для образца TCK-3 q(Cs(I)) = 112 мг/г и q(Sr(II)) = 40 мг/г. Таким образом, наблюдалось увеличение сорбционной ёмкости при использовании пероксида водорода для предварительного окисления Ti³⁺ до Ti⁴⁺ в 1,58 и 2,8 раза соответственно. Синтезированные образцы имеют перспективы применения в качестве эффективных неорганических сорбентов для удаления Cs(I) и Sr(II) из жидких сред, а также в качестве матриц для иммобилизации радионуклидов для долговременного хранения.

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования № FZNS-2023-0003, тема: "Фундаментальные основы химической инженерии новых функциональных материалов, адаптивных для ядерных и радиационных технологий".

ЛИТЕРАТУРА

1. Перовский И.А. Синтез титаносиликатов из лейкоксеновых руд // Вестник Томского государственного университета. – 2014. – № 384. – С. 182–188.
2. Николаев А.И, Иванюк Г.Ю., Кривовичев С.В. и др. Нанопористые титаносиликаты: кристаллохимия, условия локализации в щелочных массивах и перспективы синтеза // Вестник Кольского НЦ РАН. – 2010. – № 3. – С. 51–62.
3. Яничева Н.Ю., Калашникова Г.О. Синтетический иванюкит – перспективный ионообменный материал // Вестник Мурманского гос. тех. ун-та. – 2014. – Т. 17. – № 1. – С. 106–111.
4. Паниковский Т.Л., Яковенчук В.Н.,

- Пахомовский Я.А. и др. Природные титаносиликаты Кольской щелочной провинции как прототипы функциональных материалов // Труды Ферсмановской научной сессии ГИ КНЦ РАН. – 2020. – № 17. – С. 427–431.
5. Bortun A.I., Bortun L.N., Clearfield A. Ion exchange properties of a cesium ion selective titanate // Solvent extraction and ion exchange. – 1996. – V. 14. – No. 2. – P. 341–354.
6. Möller T., Harjula R., Lehto J. Ion exchange of ^{85}Sr , ^{134}Cs and ^{57}Co in sodium titanate and the effect of crystallinity on selectivity // Separation and purification technology. – 2002. – V. 28. – No. 1. – P. 13–23.
7. Pavel C.C., Walter M., Poml P. et al. Contrasting immobilization behavior of Cs^+ and Sr^{2+} cations in a titanate matrix // J. of Materials Chemistry. – 2011. – V. 21. – No. 11. – P. 3831–3837.
8. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Яничева Н.Ю. и др. Сорбция радионуклидов цезия и стронция на кристаллических титаносиликатах щелочных металлов // Радиохимия. – 2017. – Т. 59. – № 1. – С. 59–62.
9. Lin Z., Ferdov S. Temperature and time controlled crystallization in $\text{Na}_2\text{O}-\text{SiO}_2-\text{TiO}_2-\text{H}_2\text{O}$ system // Microporous and Mesoporous Materials. – 2022. – V. 335.
10. Deng X., Wang Y., Shen L. et al. Synthesis of titanate TS-1 crystals via mechanochemical route using low-cost materials // Microporous and mesoporous materials. – 2012. – V. 150. – P. 1–6.
11. Perovskiy I.A., Yanicheva N.Y., Stalyugin V.V. et al. Sorption of multivalent cations on titanate obtained from natural raw materials. The mechanism and thermodynamics of sorption // Microporous and Mesoporous Materials. – 2021. – V. 311. – P. 110–116.
12. Pavel C.C., Schmidt W. Generation of hierarchical pore systems in the titanate ETS-10 by hydrogen peroxide treatment under microwave irradiation // Chemical communications. – 2006. – No. 8. – P. 882–884.
13. Popa K., Pavel C.C. Radioactive wastewaters purification using titanates materials: State of the art and perspectives // Desalination. – 2012. – V. 293. – P. 78–86.
14. Lin Z., Rocha J. Crystallization of microporous titanate membranes from clear solutions // Studies in surface science and catalysis. – 2007. – V. 170. – P. 493–498.
15. Gerasimova L.G., Maslova M.V., Shchukina E.S. Synthesis of sorption materials from low grade titanium raw materials // Materials. – 2022. – V. 15. – No. 5. – P. 1922.
16. Nikolaev A.I., Gerasimova L.G., Maslova M.V. et al. Synthetic analogues of natural titanate mesoporous minerals as potential functional materials. Synthesis and application // IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. – V. 704. – No. 1.

УДК 621.039.736

© 2023

**ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ КЕРАМИКИ НА ОСНОВЕ
БЕНТОНИТОВОЙ ГЛИНЫ ДЛЯ ИММОБИЛИЗАЦИИ
РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ПИРОХИМИЧЕСКОЙ
ПЕРЕРАБОТКИ ОЯТ**

*С.С. Погляд, О.С. Дмитриева, Е.А. Безднякова, О.В. Романова
Россия, г. Димитровград, АО "ГНЦ НИИАР"*

Представлены результаты изучения применимости матрицы на основе бентонитовой глины для иммобилизации отходов пирохимической переработки ОЯТ, а именно – отработавшего электролита, который представляет собой легкорастворимый в воде солевой плав хлоридов щелочных металлов. Были изучены такие характеристики матрицы как фазовый состав, химическая и механическая устойчивость, микроструктура. Полученные результаты были сопоставлены с требованиями для цементного компаунда, представленными в НПИ-019-15, после чего был сделан вывод о пригодности матрицы для захоронения РАО.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: МАТРИЦА ДЛЯ ИММОБИЛИЗАЦИИ РАО, МАТРИЦА НА ОСНОВЕ БЕНТОНИТОВОЙ ГЛИНЫ, ОТХОДЫ ПИРОХИМИЧЕСКОЙ ПЕРЕРАБОТКИ ОЯТ

В процессах пирохимической переработки ОЯТ наиболее распространёнными средами являются хлориды щелочных металлов различного состава. Для достигшего наибольшей технологической зрелости Димитровградского Сухого Процесса применяются эвтектические смеси хлоридов калия и натрия, в отдельных случаях – натрия и цезия, для развитого в США и изучавшегося в ПН "ПРОРЫВ" метода электрорафинирования – эвтектическая смесь хлоридов калия и лития, в технологии металлизации – индивидуальный хлорид лития и т.д. [1]. При всём многообразии процессов отработавший электролит характеризуется несколькими общими признаками, осложняющими обращение с ним:

- основная его масса образована легкорастворимыми хлоридами;
- основным критерием вывода электролита из обращения является накопление хлоридов цезия и стронция;
- электролит загрязнён остатками продуктов деления и трансурановых элементов как минимум до уровня среднеактивных отходов;
- при нагреве до высоких температур компоненты электролита склонны к переходу в газовую фазу, что осложняет газоочистку и ведёт к образованию вторичных РАО.

Ранее проведённые в АО "ГНЦ НИИАР" исследования показали, что электролит имеет активность α -нуклидов 0,2 ГБк/кг, а наибольший вклад в активность γ -нуклидов вносит ^{137}Cs [2]. Однако в работе [3] авторы показали, что сплавление исходного ОЯТ с триоксидом молибдена до первого экстракционного цикла позволяет удалить до 99,9 % цезия. Учитывая всё вышесказанное, и согласно [4] отработанный электролит можно отнести ко 2 классу отходов (САО), что требует финальной изоляции в пунктах глубинного захоронения. Разрабатываемый технологический процесс кондиционирования отработавших плавов должен быть эффективным, безопасным и не приводить к образованию вторичных отходов и избыточным затратам.

Согласно требованиям МАГАТЭ перед длительным хранением и/или захоронением РАО должны быть переведены в устойчивую твёрдую форму. Стекло является единственной матрицей для отверждения РАО, доведённой до промышленного применения в России. Однако стёкла не подходят для иммобилизации пирохимических отходов, так как хлориды обладают низкой растворимостью в стекольных материалах (например, в боросиликатном стекле менее 1,5 масс. % [5]), поэтому рассматривают

альтернативные материалы, например, цемент и минералоподобные матрицы [6].

Кроме того, результаты исследований свидетельствуют о нестабильности стёкол в подземных водах, особенно после их самопроизвольного расстекловывания (кристаллизации) при хранении под действием ионизирующего излучения и химических процессов внутри стёкол. Разрушение стеклянных матриц вследствие кристаллизации приведёт к снижению их химической стойкости и, как следствие, к выбросу радионуклидов, в том числе долгоживущих, в окружающую среду. Поэтому разработка альтернативных кристаллических (минералоподобных) матриц для иммобилизации радиоактивных отходов разной активности является актуальной научно-технической задачей.

Целью данной работы являлась разработка метода включения имитатора отработавшего плава хлоридов щелочных металлов в стабильную минералоподобную структуру. Для этого в данной работе использовали бентонитовую глину, которая представляет собой тонкодисперсный материал, состоящий не менее чем на 70 % из слоистого минерала монтмориллонита; имеет большую удельную поверхность; как и все глины, становится очень прочной при отжиге. Она способна удерживать щелочные металлы благодаря своей слоистой структуре. Этот вариант может быть наиболее перспективным для обеспечения надёжной долговременной изоляции радионуклидов из окружающей среды.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Синтез матрицы на основе бентонита проводили с использованием глины с месторождения "10-й Хутор".

Компоненты керамики: бентонитовая глина – 85 масс. %, совместно с хлоридами щелочных металлов ($3\text{KCl}-2\text{LiCl}$) – 15 масс. %, предварительно измельчали с помощью шаровой планетарной мельницы Retsch PM 200. Полученную шихту прессовали в таблетки диаметром 13 мм с помощью пресса гидравлического малого ПГ-100М в диапазоне силы 13–17 кН. Синтез проводили при температуре 900 °С с выдержкой 3 ч. В результате получен набор образцов с расчётным содержанием имитатора электролита 5, 10, 15, 20 и 30 масс. %.

Полученные образцы были испытаны на химическую устойчивость, механическую прочность, также был изучен фазовый состав и микроструктура с помощью следующего аналитического оборудования:

1. Фазовый состав образцов изучали с использованием рентгеновского дифрактометра ДРОН-7 (излучение $\text{CuK}\alpha$ с Ni-фильтром). Для идентификации фазового состава использовали картотеки рентгеновских дифракционных данных JCPDS и комплекс программ RENTGEN.

2. Химическую устойчивость исследовали в соответствии с ГОСТ 52126-2003. Выщелачивание проводили при комнатной температуре. Отбор проб осуществляли на 1, 3, 7, 10, 14, 21, 28 сутки от начала исследования. Концентрацию катионов определяли методом дуговой атомно-эмиссионной спектроскопии на установке, включающей спектрометры СТЭ-1 с фотодиодной линейкой МАЭС № M10052 и PGS-2 с фотодиодной линейкой МАЭС № M08077 с программным обеспечением "Атом-3.3" и генератором "Везувий-3".

3. Механическую прочность каждого керамического образца изучали, определяя максимальную нагрузку, которую мог выдержать каждый образец не разрушаясь, а затем вычисляя напряжения при этих заданных нагрузках. Определение прочности на сжатие проводили с помощью пресса гидравлического малого ПГ-100М. Для проведения исследования подготавливали образец кубической или цилиндрической формы.

4. Термические характеристики приготовленных смесей исследовали на приборе синхронного термического анализа STA 449 F5 Jupiter, NETZSCH. Для обработки данных использовали программное обеспечение NETZSCH Proteus.

5. Исследование микроструктуры проводили на сканирующем электронном микроскопе высокого разрешения Phenom XL G2 производства компании Thermo Scientific. Анализ распределения элементов проводили методом рентгеновской спектроскопии с применением энергодисперсионного спектрометра. Представленные изображения получены с использованием детектора обратно-отражённых электронов (BSD) и вторичных электронов (SED).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЯ

Полученные одностадийным синтезом образцы матрицы с имитаторами отработавшего электролита представлены на рис. 1. Можно увидеть, что образцы по внешнему виду неоднородные, с вкраплениями. Это можно объяснить тем, что полученные образцы являются полифазными матрицами, согласно результатам рентгенофазового анализа. Видимых трещин не наблюдается.

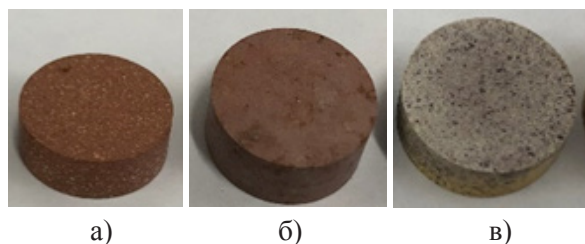


Рис. 1. Внешний вид полученных образцов:
а) 5 % включение ХЩМ (хлоридов щелочных металлов); б) 10 % включение ХЩМ;
в) 20 % включение ХЩМ

Образцы с содержанием имитатора электролита 5, 10, 20 масс. % после изучения фазового состава были направлены на определение механической прочности и разрушены полностью, образец с содержанием 15 масс. % был направлен на исследование микроструктуры, а образец 30 масс. % по итогам изучения фазового состава показал свою непригодность к применению и дальнейшим исследованиям не подвергался.

Изучение фазового состава образцов

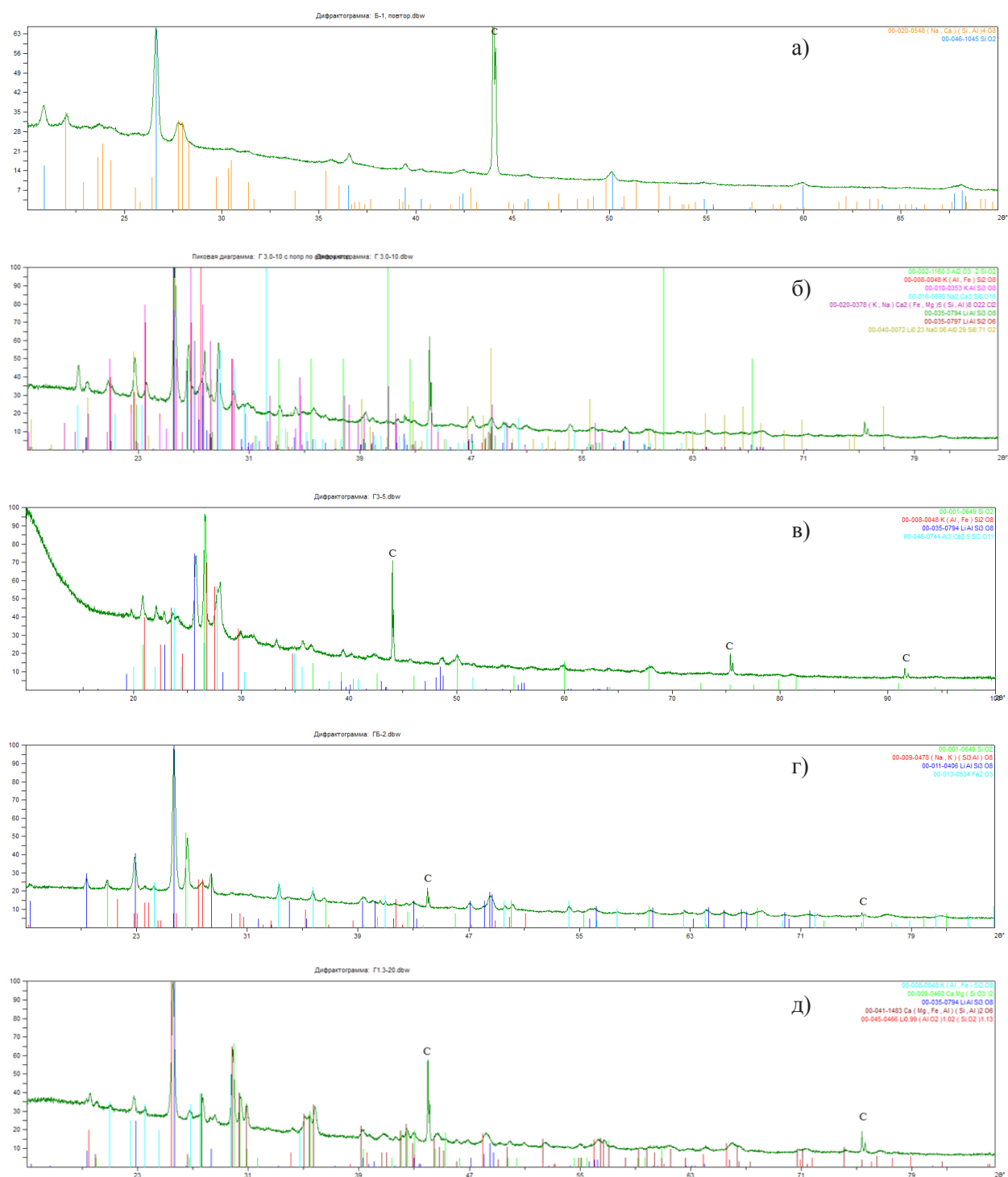
В табл. 1 представлены результаты рентгенофазового анализа полученных матриц с различным включением хлоридов. На рис. 2 представлены дифрактограммы полученных образцов.

По результатам рентгенофазового анализа обнаружены фазы, подтверждающие вхождение щелочных металлов в структуру матрицы. Все полученные образцы полифазные, со следующими основными фазами: лейцит $KAlSi_3O_8$, альбит $K_{0,2}Na_{0,8}AlSi_3O_8$, санидин $(Na,K)AlSi_3O_8$, сподумен $LiAlSi_2O_6$, пироксен $NaFeSi_2O_6$.

Таблица 1

Результаты фазового анализа матриц с различным включением хлоридов щелочных металлов

Содержание хлоридов, %	Фазовый состав матрицы
без включений	SiO_2 , гексагон. кварц $(Na,Ca)(Si,Al)_4O_8$, триклин. альбит
5	SiO_2 – гексагон. $LiAlSi_3O_8$ – микроклин $Al_3Ca_{0,5}Si_3O_{11}$ – монокл. $K(Al,Fe)Si_2O_8$ – монокл.
10	$LiAlSi_3O_8$ – микроклин $LiAlSi_2O_6$ $Li_{0,23}Na_{0,06}Al_{0,29}Si_{0,71}O_2$ $K(Al,Fe)Si_2O_8$ $KAlSi_3O_8$ $Na_2Ca_3Si_6O_{16}$ $(K,Na)Ca_2(Fe,Mg)_5(Si,Al)_8O_{22}Cl_2$
15	$LiAlSi_3O_8$ тетрагон. SiO_2 гексагон. Fe_2O_3 ромбоэдрич. $(Na,K)Si_3AlO_8$ триклин.
20	$LiAlSi_3O_8$ – тетрагон. $Ca(Mg,Fe,Al)(Si,Al)_2O_6$ – монокл. $Li_{0,99}(AlO_2)_{1,02}(SiO_2)_{1,13}$ – гексагон. $CaMg(SiO_3)_2$ – монокл. $K(Al,Fe)Si_2O_8$ – монокл.
30	KCl – кубич. $LiAlSi_2O_6$ – тетрагон. $Li_{1,01}(AlO_2)_{1,03}(SiO_2)_{1,16}$ – гексагон. Fe_3O_4 – кубич. SiO_2 – гексагон. Mg_2SiO_4 – орторомбич.



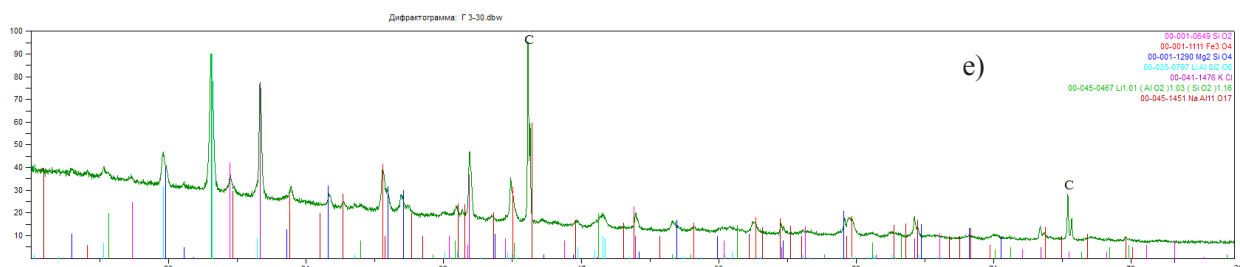


Рис. 2. Дифрактограммы полученных образцов:
 а) матрица без включения хлоридов; б) матрица на основе бентонитовой глины
 с включением 5 % ХЩМ; в) с включением 10 % ХЩМ; г) с включением 15 % ХЩМ;
 д) с включением 20 % ХЩМ; е) с включением 30 % ХЩМ

Таблица 2

Значения скоростей выщелачивания компонентов матрицы

Сутки	Скорость выщелачивания г/(см ² ·сут)							
	Al	Cl	K	Cs	Sr	Li	Na	Si
1	$3,27 \cdot 10^{-6}$	$4,56 \cdot 10^{-4}$	$4,87 \cdot 10^{-4}$	$4,49 \cdot 10^{-2}$	$2,96 \cdot 10^{-2}$	$7,24 \cdot 10^{-4}$	$1,34 \cdot 10^{-3}$	$6,37 \cdot 10^{-6}$
3	$5,63 \cdot 10^{-7}$	$1,57 \cdot 10^{-5}$	$3,49 \cdot 10^{-5}$	$1,54 \cdot 10^{-2}$	$1,01 \cdot 10^{-2}$	$1,45 \cdot 10^{-4}$	$1,15 \cdot 10^{-4}$	$3,81 \cdot 10^{-6}$
7	$1,47 \cdot 10^{-7}$	$7,85 \cdot 10^{-6}$	$7,29 \cdot 10^{-6}$	$6,62 \cdot 10^{-3}$	$4,35 \cdot 10^{-3}$	$3,57 \cdot 10^{-5}$	$2,33 \cdot 10^{-5}$	$1,16 \cdot 10^{-6}$
10	$3,57 \cdot 10^{-8}$	$1,05 \cdot 10^{-5}$	$1,06 \cdot 10^{-5}$	$4,65 \cdot 10^{-3}$	$3,06 \cdot 10^{-3}$	$4,93 \cdot 10^{-5}$	$2,48 \cdot 10^{-5}$	$1,28 \cdot 10^{-6}$
14	$1,58 \cdot 10^{-7}$	$7,85 \cdot 10^{-6}$	$8,34 \cdot 10^{-6}$	$3,33 \cdot 10^{-3}$	$2,20 \cdot 10^{-3}$	$3,70 \cdot 10^{-5}$	$2,11 \cdot 10^{-5}$	$8,91 \cdot 10^{-7}$
21	$9,78 \cdot 10^{-8}$	$3,92 \cdot 10^{-6}$	$5,94 \cdot 10^{-6}$	$2,23 \cdot 10^{-3}$	$1,47 \cdot 10^{-3}$	$2,54 \cdot 10^{-5}$	$3,71 \cdot 10^{-5}$	$6,16 \cdot 10^{-7}$
28	$9,65 \cdot 10^{-8}$	$3,92 \cdot 10^{-6}$	$3,98 \cdot 10^{-6}$	$1,15 \cdot 10^{-3}$	$9,26 \cdot 10^{-4}$	$1,72 \cdot 10^{-5}$	$1,82 \cdot 10^{-5}$	$4,07 \cdot 10^{-7}$

авгит $\text{Ca}(\text{Mg},\text{Fe})\text{Si}_2\text{O}_6$. Все эти минеральные фазы рассматриваются как перспективные для иммобилизации РАО [7]. Дифрактограмма образца, полученного без включения хлоридов, показывает, что появление указанных выше фаз обусловлено включением хлоридов щелочных металлов.

Образец с содержанием имитатора электролита 30 масс. % в качестве основной фазы содержит фазу KCl, поэтому дальнейшим исследованиям не подвергался.

Изучение химической устойчивости

В табл. 2 представлены значения скоростей выщелачивания компонентов керамики с включением 5 масс. % хлоридов щелочных металлов.

Скорость выщелачивания матрицы колеблется от $1,15 \cdot 10^{-3}$ г/см²·сут для цезия до $9,65 \cdot 10^{-8}$ г/см²·сут для алюминия, что соответ-

Таблица 3

Данные по результатам испытания на механическую прочность

№ образца	1	2	3	4
МПа	Содержание хлоридов 5 %			
	58	23	37	40
	Содержание хлоридов 20 %			
	13	26	21	11

ствует НП-019-15 в части водоустойчивости отдельных элементов (для ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr – не более $1 \cdot 10^{-3}$ г/см²·сут) для цементного компаунда.

Изучение механической устойчивости

Полученные результаты механической прочности представлены в табл. 3.

Прочность на сжатие находилась в диапа-

зоне от 11 до 58 МПа. По НП-019-15 прочность на сжатие для цементного компаунда должна составлять не менее 50 кгс/см² или 4,9 МПа – таким образом требование полностью обеспечивается для всех образцов.

Изучение термической устойчивости

На рис. 3 представлена термограмма образца бентонитовой глины. По результатам изучения термической устойчивости можно сказать, что ярко выраженный эндотермический эффект наблюдается в интервале 100–200 °С, где происходит удаление свободной и частично межпакетной воды и уменьшение массы образца на 15,27 %. При температуре 400–450 °С происходит уменьшение массы на 1,98 %, вероятно, в связи с удалением конституционной влаги. При температуре 580–650 °С масса уменьшается на 4,72 %.

Изучение микроструктуры

В табл. 4 представлено содержание компонентов в матрице с содержанием 15 % имитатора электролита. На рис. 4 представлено изображение бентонитовой глины, полученное при помощи электронной микроскопии (размер картируемой поверхности 120×120 мкм). На рис. 5 представлены карты распределения элементов матрицы.

По результатам анализа полученных карт распределения элементов можно сделать вывод

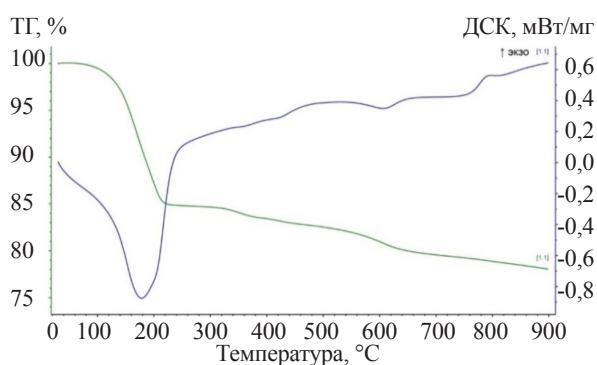


Рис. 3. Термограмма образца бентонитовой глины с "10-го Хутора" с включением 15 % хлоридов щелочных металлов

об отсутствии их концентрирования в отдельных областях съёмки. Элементы в изученных образцах равномерно перераспределены между получившимися фазами, что позволяет предполагать, несмотря на полифазный характер образцов, их высокую стойкость к выщелачиванию и пригодность к применению в качестве матрицы для РАО. Данный тезис проверен на образце с включением 5 масс. % и требует подтверждения на следующем этапе работ с введением радиоактивных индикаторов для

Таблица 4

Распределение элементов

Элемент	Массовая доля, %
O	41,82
Cl	22,33
Si	13,97
K	7,44
Mg	6,66
Al	3,60
Cs	3,24
Ca	0,94

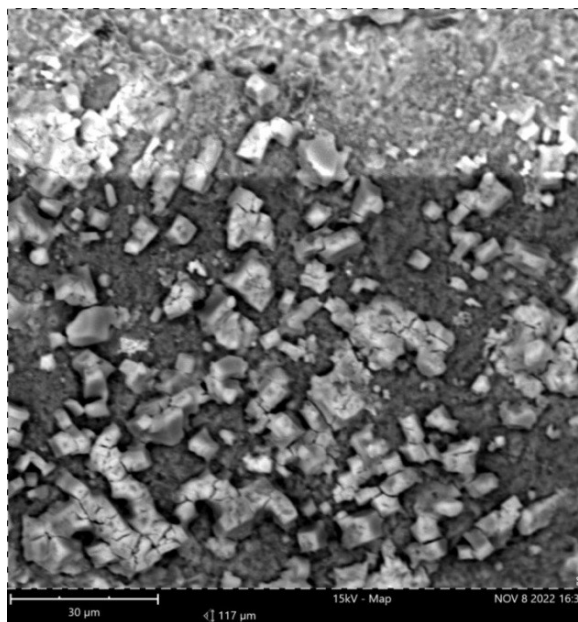


Рис. 4. Картинированный участок поверхности

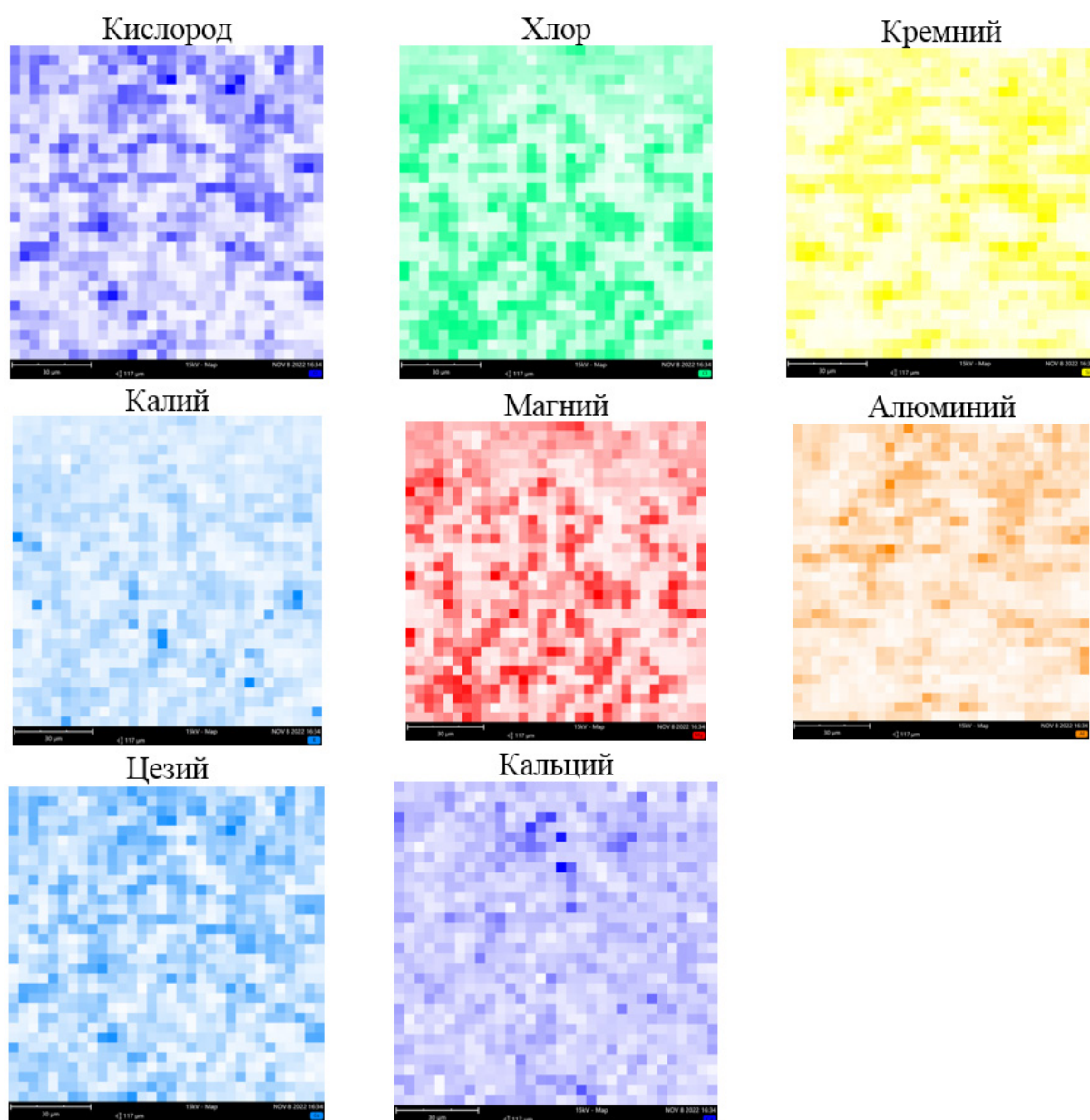


Рис. 5. Карты распределения элементов

обеспечения точности аналитических методов. Требование НП-019-15 о равномерности образца на макроуровне выполняется – обнаруженные локальные выпадения фаз имеют лишь микронный размер.

ВЫВОДЫ

Экспериментально проверен на образцах глин с несколькими вариантами включения имитатора отработавшего электролита процесс

синтеза матрицы для его иммобилизации.

Исследовали фазовый состав образцов, механическую, гидrolитическую и термическую стойкость, а также микроструктуру. Результаты этого исследования свидетельствуют о том, что исследуемые матричные составы соответствуют нормативным требованиям к отверждённым САО (НП-019-15).

Таким образом, было подтверждено, что бентонитовые глины могут быть использованы в качестве исходного материала для иммобилизации САО, образующихся при пирохимической переработке ОЯТ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Joly P., Boo E. Roadmap: Actinide separation processes 2015 // Euratom Research and Training Programme on Nuclear Energy within the Seventh Framework Programme, Paris, France. – 2015.
2. Лизин А.А., Томилин С.В., Чистяков В.М. Исследования в ОАО "ГНЦ НИИАР" по обращению с высокоактивными отходами пирохимических процессов // Вопросы атомной науки и техники. Серия: Материаловедение и новые материалы. – 2014. – № 3(78). – С. 96–114. – EDN TQIXSP.
3. Болдаков В.А., Погляд С.С., Корнилов А.С., Позигун Н.О., Дмитриева О.С. Экспериментальная проверка возможности выделения цезиевой фракции из облучённого ядерного топлива до его переработки // Научно-техническая конференция по ядерным технологиям для молодых учёных, специалистов, студентов и аспирантов. Тезисы докладов. Екатеринбург, 12–16 сентября 2022 г.
4. Постановление Правительства Российской Федерации от 19 октября 2012 г. № 1069 "О критериях отнесения твёрдых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов".
5. Donald I.W., Metcalfe B.L., Fong S.K. et al. A glass-encapsulated calcium phosphate wasteform for the immobilization of actinide-, fluoride-, and chloride-containing radioactive wastes from the pyrochemical reprocessing of plutonium metal // J. Nucl. Mater. – 2007. – V. 361. – P. 78–93.
6. Белова К.Ю., Куликова С.А., Винокуров С.Е., Тюпина Е.А. Иммобилизация хлоридных отходов от пирохимической переработки ОЯТ с использованием магний-калий-фосфатной матрицы // Успехи в химии и хим. технологии. – 2019. – Т. XXXIII. – № 1. – С. 36–37.
7. Дмитриев С.А. Обращение с радиоактивными отходами: учеб. пособие для студентов / С.А. Дмитриев, С.В. Стефановский. – М.: РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2000. – 125 с.

УДК 621.039.59

© 2023

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОСТАВА ОСАДКОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ ПРИ ФИЛЬТРАЦИИ РАСТВОРОВ ОТ ПЕРЕРАБОТКИ ОБЛУЧЁННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА РЕАКТОРА БН-600

*В.А. Ремизова, П.А. Бобров
Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"*

Рассмотрены варианты вскрытия твёрдой фазы (осадка) пульп, образующихся в результате фильтрации раствора отработанного ядерного топлива на патронном и насыпном фильтрах. Показано, что достаточно успешное вскрытие осадка от регенерации патронного фильтра достигается в результате последовательной обработки растворами щёлочи и кислоты. Растворения осадка от регенерации насыпного фильтра достичь не удалось. Проведена оценка химического и радиохимического состава осадков. Полученные результаты будут использованы для оценки ядерной и радиационной безопасности, а также разработки способов обращения с осадками от регенерации фильтров.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ЁМКОСТИ-ХРАНИЛИЩА, ВЫСОКОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ, ОСАДКИ, ЦЕЗИЙ, ПАТРОННЫЙ ФИЛЬТР, НАСЫПНОЙ ФИЛЬТР

Радиохимический завод РТ-1 ФГУП "ПО "Маяк" в настоящее время является единственным в России промышленным производством по переработке облучённого ядерного топлива (ОЯТ). В результате фильтрации раствора ОЯТ образуются пульпы, представляющие собой смесь отработанного вспомогательного фильтрующего материала (перлита) и нерастворившихся частиц топлива. Обращение с данной группой отходов предполагает их долговременное хранение в ёмкостях-хранилищах.

К 2022 г. на предприятии накопилось около 140 м³ высокоактивных пульп от регенерации фильтров с суммарной активностью от 60 до 200 тыс. Ки. Данные уровни активности указаны на основании расчётных оценок.

При длительном хранении пульп не исключена возможность разгерметизации ёмкостей за счёт коррозионного воздействия отходов на материал ёмкости и, как следствие, поступления радионуклидов в окружающую среду.

С учётом планов развития радиохимического производства прогнозируется исчерпание свободных объёмов, имеющихся в ёмкостях-хранилищах, к 2030 году, в связи с чем необходимо разработать эффективные способы переработки данной группы РАО.

Проблему переработки следует разделить на две задачи. Первая задача – это переработка пульп, уже накопленных в ёмкостях-хранилищах, вторая – переработка пульп от текущих операций по переработке ОЯТ. Для решения этих задач требуется определение реального химического и радиохимического состава пульп, разработка систем пробоотбора и, возможно, методик пробоподготовки.

В настоящей статье приведены результаты исследования состава свежесформованных пульп после переработки ОЯТ реактора БН-600, а также предложены пути вскрытия их твёрдой фазы.

ОРГАНИЗАЦИЯ ХРАНЕНИЯ ПУЛЬП ОТ РЕГЕНЕРАЦИИ ФИЛЬТРОВ В ЁМКОСТЯХ-ХРАНИЛИЩАХ

Для хранения отработанных пульп от регенерации патронного и насыпного фильтров используются 24 ёмкости-хранилища из нержавеющей стали марки 12X18H10T. Рабочий объём каждой ёмкости составляет до 12 м³ [1].

Для приёма протечек радиоактивных растворов из ёмкостей-хранилищ при нарушении их герметичности и исключения подпора грун-

товых вод ёмкости установлены на бетонном основании и находятся на расстоянии 0,6 м друг от друга и от стен хранилища. Ширина ёмкости-хранилища выбрана из условий соблюдения как ядерной безопасности, так и быстрого отвода тепла от ёмкости с радиоактивными и делящимися материалами. В хранилище пульпу выдерживают для отстаивания твёрдой фазы, после чего осветлённый раствор декантируют, а уплотнённый осадок оставляют на постоянное хранение.

Ориентировочный состав жидкой фазы и физико-химические параметры пульпы от регенерации патронного и насыпного фильтров приведены в таблице. Точные данные привести невозможно, поскольку составы пульпы значительно менялись вследствие изменения способов переработки и видов перерабатываемого топлива. Постоянный контроль за радиохимическим и химическим составами пульпы отсутствовал, а следовательно, не было возможности наладить строгий учёт поступающей в ёмкости активности.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В работе использовали образцы пульпы от регенерации патронного и насыпного филь-

Таблица

Ориентировочный состав жидкой фазы и физико-химические параметры пульпы от регенерации патронного и насыпного фильтров

Компонент или параметр, единица измерения	Значение параметра
Жидкая фаза	
Суммарная активность β -излучающих нуклидов, Бк/л	до $2 \cdot 10^{10}$
U, г/л	до 3
Pu, мг/л	до 60
HNO ₃ , г/л	до 60
Параметры пульпы	
T : Ж	1 : 10
Содержание влаги, %	20–34
Плотность, г/см ³	1,5–1,6

тров, отобранные с различных технологических переделов перерабатывающего производства.

Твёрдая фаза пульпы с патронного фильтра представляла собой серую массу с чёрными вкраплениями, по консистенции напоминающая мокрый песок. Объём твёрдой фазы составлял 5 % от общего объёма пробы. Основной твёрдой фазы пульпы является перлит, загрязнение которого обусловлено частицами нерастворившейся топливной композиции, содержащей высокие концентрации U, Pu, а также металлы платиновой группы (Ru, Rh, Pd). Растворение осадка проводили методом щёлочно-кислотных разварок [2].

Пробу перлитной пульпы с патронного фильтра обрабатывали раствором NaOH с концентрацией 5 моль/дм³ в объёмном соотношении 1:3 двумя накладками на кипящей водяной бане в течение 6 ч. После отстаивания осветлённую фазу удаляли декантацией.

Далее осадок промывали водой для удаления щёлочи и растворяли раствором HNO₃ с концентрацией 1 моль/дм³ в объёмном соотношении 1:3 в течение 3 ч при кипячении на водяной бане. После кислотной разварки достигнуто полное растворение перлитной составляющей.

На каждом этапе отбирали пробы растворов и промывок. Для качественного отделения жидкой фазы от осадка растворы отстаивали не менее 12 ч.

Дальнейшую обработку нерастворившегося остатка при кипячении проводили последовательно "царской водкой", 7,2 моль/дм³ H₃PO₄, смесью 9,5 моль/дм³ HNO₃ и NH₄F (5 г/дм³ по фтору) в объёмном соотношении 1:5. Следует отметить, что полного растворения остатка не достигнуто.

На последнем этапе проведено прямое измерение удельной активности нерастворимого остатка после сушки при температуре 700 °С с использованием гамма-спектрометрической системы ISOCS.

Твёрдая фаза пульпы с насыпных фильтров представляла собой порошок чёрного цвета, по объёму занимающий 0,8 % от общего объёма пробы, который по аналогии подвергли обработкам агрессивных сред при кипячении. Навеску осадка двукратно разваривали в 5 моль/дм³ NaOH, "царской водке" и 7,2 моль/дм³

H_3PO_4 в объёмном соотношении 1:3. Между щелочной и кислой разварками осадок промывали дистиллированной водой для удаления щёлочи. Однако, судя по визуальным наблюдениям, достичь даже частичного растворения не удалось.

При кипячении в смеси 9,5 моль/дм³ HNO_3 и NH_4F (5 г/дм³ по фтору) в объёмном соотношении 1:5 растворения осадка также не произошло. На всех этапах обработки осадка отбирались пробы для выполнения подробного химического и радиохимического анализа.

На последнем этапе проведено прямое измерение удельной активности нерастворимого остатка после сушки при температуре 700 °C с использованием гамма-спектрометрической системы ISOCS.

Идентификацию α -излучающих нуклидов и измерение их активности выполняли на α -спектрометре с полупроводниковым детектором типа СЭА-13П, γ -излучающих нуклидов – на полупроводниковом спектрометре энергий γ -излучения типа СЕГ-01 ППД. Активность β -излучающих нуклидов и измерение их активности выполняли на β -спектрометре БЕТА-1С.

Аналитический контроль катионов в разварках проводили масс-спектральным и спектрографическими методами, а также атомным масс-спектрометрическим методом с индуктивно-связанной плазмой.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Определение химического и радиохимического анализа щёлочно-кислотных разварок пульпы с патронного фильтра

Результаты химического и радиохимического анализа щёлочно-кислотных разварок твёрдой фазы пульпы с патронного фильтра представлены на рис. 1.

Как и следовало ожидать, основными компонентами, определяющими состав твёрдой фазы пульпы, являются элементы перлитного каркаса: Si (63 %), Al (19 %), K (9 %), Ca (5 %), Fe (3 %). На их долю приходится 99 % от массы осадка. Вместе с этим в пробе пульпы были также обнаружены Ti, Ni, Zr, Cr, Ru, Pd, Rh, суммарное содержание которых составило менее 1 %.

После щелочной и кислой обработки в раствор переходит широкий спектр радионуклидов. На долю пары $^{90}Sr + ^{90}Y$, ^{137}Cs , ^{144}Ce в разварках пробы перлита приходится 93 % всей β -активности.

Альфа-активность в разварках определяется изотопами ^{239}Pu , $^{238}Pu + ^{241}Am$. Отмечено, что активность альфа-излучающих нуклидов в азотнокислом растворе на два порядка выше, чем в растворе после щелочной обработки. Основным фактором, определяющим содержание альфа-излучающих нуклидов, по-видимому, является величина выгорания топлива. При дальнейших обработках нерастворившегося остатка "царской водкой" и фосфорной кислотой объёмная альфа- и бета-активность исследуемых разварок остаётся на уровне азотнокислого раствора, а после фторидной обработки начинает уменьшаться.

В нерастворимом остатке удельная γ -активность распределена следующим образом: ^{106}Ru (75 %), ^{144}Ce (11 %), ^{125}Sb (7 %), ^{137}Cs (6 %). После растворения пульпы с патронных фильтров нерастворимый остаток относится к категории САО.

На основании полученных данных общая β -активность пульпы с патронного фильтра составляет более $3,9 \cdot 10^{11}$ Бк/дм³, общая α -активность – более $1,4 \cdot 10^9$ Бк/дм³. В результате обработки перлитной пульпы с патронного фильтра агрессивными средами достигнуто снижение общей активности по радионуклидам ^{125}Sb в 7 раз, ^{106}Ru – в 3 раза. На два порядка снизилась объёмная активность радионуклидов $^{137,134}Cs$, ^{144}Ce и ^{154}Eu .

Таким образом, исходная пульпа с патронного фильтра согласно [3] относится к категории ВАО.

Определение химического и радиохимического состава щёлочно-кислотных разварок пульпы с насыпного фильтра

Результаты химического и радиохимического анализа щёлочно-кислотных разварок пульпы с насыпного фильтра представлены на рис. 2.

Масс-спектральный и спектрографический методы показали, что основными эле-

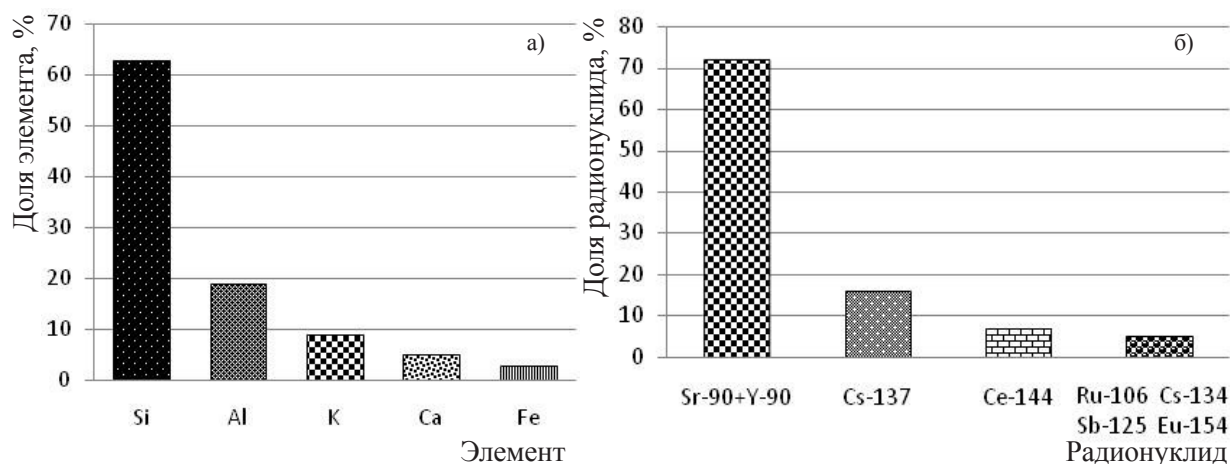


Рис. 1. Результаты химического (а) и радиохимического (б) анализа щёлочно-кислотных разварок твёрдой фазы пульпы с патронного фильтра

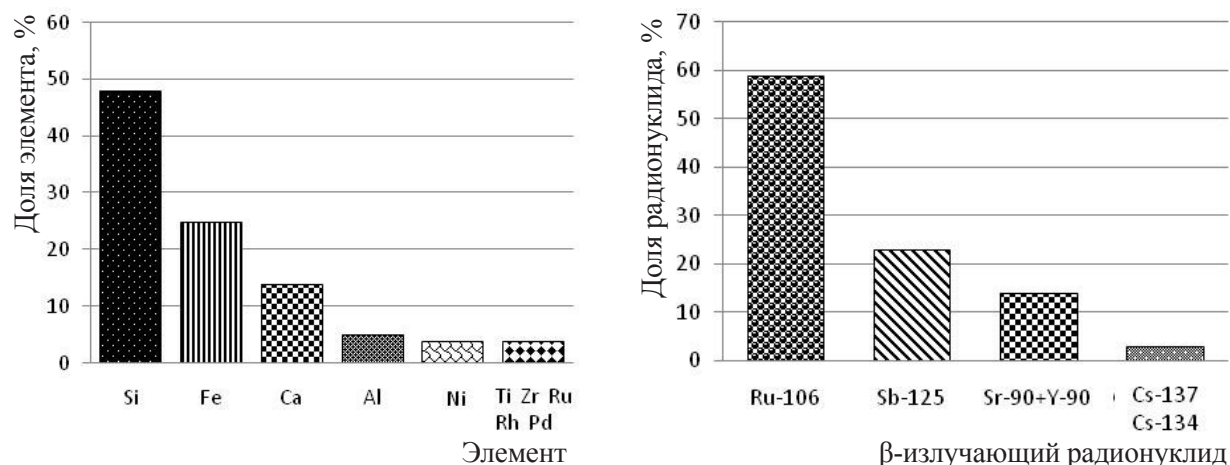


Рис. 2. Результаты химического (а) и радиохимического (б) анализа щёлочно-кислотных разварок пульпы с насыпного фильтра

ментами химической составляющей пульпы с насыпного фильтра являются кремний, железо и кальций. На долю этих элементов приходится 87 % от массы осадка. Высокое содержание железа (25 %) обусловлено как наличием в пульпе мелкодисперсных частиц конструкционных материалов ТВЭЛ реактора БН-600, так и попаданием в твёрдую фазу пульпы частиц фильтрующей загрузки насыпного фильтра. По результатам анализа отмечено также присутствие алюминия и никеля в количестве 5 % и 4 % от массы осадка соответственно.

Содержание металлов платиновой группы (Ru, Rh, Pd), перешедших в раствор после кипячения в агрессивных средах, составляет 3,5 % от массы осадка. Такой результат является неожиданным и может быть связан с условиями растворения топлива [4].

Активность α-излучающих нуклидов определяется радионуклидами ^{238}Pu , ^{241}Am , ^{239}Pu и ^{244}Cm . Состав и значения активности α-излучающих нуклидов определяются условиями растворения и временем выдержки растворов перед фильтрацией.

В ходе работы установлено, что наибольшее количество радионуклидов и химических элементов переходит в раствор после обработки щёлочью и "царской водкой", являющейся сильнейшим окислителем. Эффективность "царской водки" в значительной степени связана с уменьшением потенциала окисления металлов вследствие образования хлоридных комплексных соединений. Однако в ходе проведённых операций, судя по визуальным наблюдениям, достичь даже частичного растворения твёрдой фазы пульпы с насыпного фильтра не удалось. В нерастворимом остатке после разварок обнаружены радионуклиды ^{106}Ru (97,7 %), ^{125}Sb (1,5 %), ^{144}Ce (0,4 %), ^{137}Cs (0,3 %). Мощность амбиентного эквивалента дозы γ -излучения от пробы твёрдой фазы пульпы с насыпного фильтра в ходе щёлочно-кислотных разварок снизилась всего в 3 раза – с 6 до 2 мЗв/ч.

Основной вклад в удельную β -активность пульпы с насыпных фильтров вносят радионуклиды ^{106}Ru , ^{125}Sb и пара $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$. На долю данных радионуклидов приходится 96 % всей β -активности твёрдой фазы пульпы. Соотношения активности радионуклидов в осадках определяются глубиной выгорания топлива и временем выдержки после выгрузки из реактора, что указано в работе [4]. На долю ^{137}Cs приходится лишь 2 % β -активности.

В результате обработки пульпы с насыпного фильтра агрессивными средами достигнуто снижение общей активности по радионуклидам ^{125}Sb и $^{137,134}\text{Cs}$ на один порядок. Активность ^{106}Ru практически не уменьшилась, что, по-видимому, объясняется его нахождением в виде полиметаллических соединений.

Общая β -активность пульпы с насыпного фильтра составляет более $1,21 \cdot 10^{12}$ Бк/дм³. Общая α -активность составила более $2,12 \cdot 10^9$ Бк/дм³. Таким образом, пульпа с насыпного фильтра даже после щёлочно-кислотной обработки относится к категории ВАО [3].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведён процесс растворения реальных пульп с патронного и насыпного фильтра перерабатывающего производства ФГУП "ПО "Маяк".

Впервые получены экспериментальные

данные по радиохимическому и химическому составу твёрдой фазы пульпы.

Показано, что после растворения пульп с патронных фильтров нерастворимый остаток относится к категории САО, насыпных фильтров – к категории ВАО.

Полученные результаты могут быть использованы для оценки ядерной и радиационной безопасности образующихся и накопленных в ёмкостях-хранилищах пульп, а также могут применяться для разработки технологий переработки пульп, что позволит приступить к проектированию участка переработки данных РАО с целью ликвидации ядерно опасных объектов на ФГУП "ПО "Маяк".

Авторы признательны Логунову М.В. за помощь в подготовке материалов и обсуждении результатов работы, а также персоналу аналитической лаборатории радиохимического завода за выполнение аналитических измерений.

ЛИТЕРАТУРА

1. Семенов М.А. Вопросы подготовки РАО 2 класса к захоронению // Научно-технический семинар "Обращение с ОЯТ и РАО в ЗЯТЦ". Москва. – 2021. – URL: [https:// bochvar.ru/materialy-konferentsiy/06%20Семенов%20М.А.%20\(ФГУП%20ПО%20Маяк\)%20-%20Презентация.pdf](https://bochvar.ru/materialy-konferentsiy/06%20Семенов%20М.А.%20(ФГУП%20ПО%20Маяк)%20-%20Презентация.pdf) (дата обращения 01.06.2023).
2. Логунов М.В., Карпов В.И., Дружинина Н.Е., Тананаев И.Г. Подходы к переработке высокоактивных пульп, накопленных на ФГУП "ПО "Маяк" // Вопросы радиац. безопасности. – 2011. – № 1. – С. 15–28.
3. СП 2.6.1.2612-10 Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности ОСПОРБ-99/2010: утверждены и введены в действие Постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 26.04.2010 № 40: дата введения 2010-09-17. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010.
4. Бураков Б.Е., Похитонов Ю.А., Рязанцев В.И. и др. Определение массы и состава осадков образующихся при растворении облучённого оксидного топлива реактора ВВЭР // Радиохимия. – 2010. – Т. 52. – № 4. – С. 342–345.

УДК 546.88 + 908.470.55

© 2023

ПОВЕДЕНИЕ НИОБИЯ-95 В ВОДАХ РЕКИ ТЕЧИ

Ю.Г. Мокров

Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"

Работа направлена на реконструкцию параметров источника облучения жителей, проживавших в 1949–1956 гг. на берегах р. Течи, и посвящена изучению миграции γ -излучающих нуклидов (ГИН), и конкретно ниобия-95 (^{95}Nb), в речной воде. В предыдущей работе был высказан ряд предположений об источниках поступления и миграции ^{95}Nb с речным потоком. Отмечалось, что ^{95}Nb обладает аномально низкой сорбционной способностью и легко переносится с речными водами на большие расстояния, а цирконий-95 (^{95}Zr), наоборот, хорошо сорбируется донными отложениями (ДО) уже в районе точки сброса жидких радиоактивных отходов (ЖРО) и может мигрировать только в виде взвешенных или донных наносов. Указывалось, что ^{95}Nb мог поступать в воды реки как непосредственно со сбросами ЖРО (внешний источник), так и при выходе из донных отложений (ДО) после распада ^{95}Zr (внутренний источник). Предполагалось, что после октября 1951 г., когда сбросы ЖРО в реку сократились на 2-3 порядка величины, основным источником поступления ^{95}Nb в водную среду стал внутренний источник. Цель работы: дополнительное подтверждение вышеуказанных предположений.

Рассмотрены архивные результаты ежесуточных измерений удельной активности (УА) воды в 1952 г. на верхнем участке р. Течи. УА суммы β -излучающих нуклидов (БИН) A_{Σ} (мкКи/л) определялась путём измерения скорости счёта β -частиц торцевым счётчиком, а УА суммы γ -излучающих нуклидов (ГИН) M_{Σ} (мкг-экв. Ра/л) – путём сравнения ионизирующей способности анализируемого и эталонного (^{226}Ra) источника. Отмечено, что при определении УА j -го БИН необходимо учитывать коэффициент поглощения β -излучения в слое всех материалов от измеряемой пробы до торцевого счётчика K_j . Предложено для каждого j -го ГИН в составе сбрасываемых ЖРО определить отношение $R_j = M_j / A_j = m_j / K_j$, где m_j – γ -эквивалент j -го ГИН (мкг-экв. Ра/мкКи). Показано, что сравнение экспериментальных значений отношения $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ с соответствующими расчётными значениями $R_j = m_j / K_j$ позволяет получить новую ценную информацию о содержании ^{95}Nb в речной воде.

Показано: в I полугодии 1952 г. УА ^{95}Nb в речной воде более чем в 10 раз превышала измеренные на торцевом счётчике значения A_{Σ} (активность ^{95}Nb практически не регистрировалась); основное поступление ^{95}Nb в речной поток происходило при выходе ядер отдачи из поверхностного слоя ДО в результате распада ядер ^{95}Zr (внутренний источник) и снижалось во времени по экспоненциальному закону с периодом полураспада ^{95}Zr ; значения УА ^{95}Nb в воде с. Метлино и в пос. Надыров мост (42 км от точки сброса ЖРО) практически совпадали, что подтверждает аномально низкую сорбционную способность ^{95}Nb .

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: РЕКА ТЕЧА, БЕТА- И ГАММА-ИЗЛУЧАЮЩИЕ НУКЛИДЫ, НИОБИЙ-95, ЦИРКОНИЙ-95, ГАММА-ЭКВИВАЛЕНТ АКТИВНОСТИ, ТОРЦЕВОЙ СЧЁТЧИК, КОЭФФИЦИЕНТ ПОГЛОЩЕНИЯ БЕТА-ИЗЛУЧЕНИЯ, СОРБЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ

ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

В 2022 г. была опубликована статья [1], в которой были получены новые данные, важные для ретроспективной дозиметрии населения, проживавшего в 1950-х гг. на р. Тече. В частности, было показано, что до середины 1950-х гг. радиационная обстановка на при-

брежных участках р. Течи преимущественно определялась ниобием-95 (^{95}Nb) и цирконием-95 (^{95}Zr). Причём до "промывки" Кокшаровского и Метлинского прудов (КП и МП) в октябре 1951 г. удельная активность (УА) ^{95}Nb в воде на верхнем и среднем участках реки достигала 300 КБк/л, что могло приводить к значительному внутреннему облучению. При этом мощ-

ность экспозиционной дозы (МЭД) в прибрежных районах верхнего участка реки (выше КП) характеризовалась сильной изменчивостью и определялась излучением ^{95}Zr , а радиационная обстановка на всём протяжении заболоченной поймы ниже МП характеризовалась равномерным квазипостоянным распределением и определялась излучением ^{95}Nb .

В работе [1] были сделаны предположения, что ^{95}Nb мог поступать в воды реки как непосредственно со сбросами ЖРО (внешний источник), так и при выходе ядер отдачи из поверхностного слоя донных отложений (ДО) после распада ^{95}Zr (внутренний источник). В период интенсивных сбросов ЖРО (до октября 1951 г.) основным источником поступления ^{95}Nb в речную систему был внешний источник. Однако, когда сбросы ЖРО в реку сократились на 2-3 порядка величины, основным источником поступления ^{95}Nb в водную систему стал внутренний источник. Мощностность этого источника должна была снижаться во времени по экспоненциальному закону радиоактивного распада ^{95}Zr .

Эти и другие результаты исследований [1] были получены на основе публикаций 1970–1980-х гг. [2–4], где указывалось, что ^{95}Nb обладает аномально низкой сорбционной способностью, а ^{95}Zr , наоборот, хорошо сорбируется ДО и взвесями и в речных потоках переносится только в виде взвешенных или донных наносов. Эти результаты вызвали недоверие у ряда экспертов, поскольку в современных литературных источниках отсутствуют экспериментальные данные, подтверждающие низкую сорбционную способность ^{95}Nb .

Целью данной работы является получение дополнительных подтверждений результатов и выводов ранее выполненных исследований [1] о высокой миграционной способности ^{95}Nb в речных потоках.

АНАЛИЗ АРХИВНЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

Рассмотрим архивные результаты измерений УА воды на верхнем участке р. Течи за период с января по май 1952 г. Пробы воды отбирались ежедневно в 10 ч утра в следующих точках контроля (ТК) [5–7]:

- в центре Кокшаровского пруда – ТК-18

(1,5 км от точки сброса ЖРО);

- на выходе воды из Кокшаровского пруда – ТК-14 (3,5 км);

- в средней части Метлинского пруда – ТК-7 (5 км);

- на выходе воды из Метлинского пруда – ТК-21 (7 км).

Отобранные пробы воды доставлялись к 12 ч в лабораторию, где до 15 ч проводились измерения УА суммы β -излучающих нуклидов (БИН) A_{Σ} и суммы γ -излучающих нуклидов (ГИН) M_{Σ} [6, 7]. Используемые радиометрические методики определения активности БИН были основаны на регистрации скорости счёта β -частиц торцевым счётчиком и могли приводить к существенному занижению результатов измерений [5, 8–10]. Занижение результатов было обусловлено невозможностью корректного учёта (для смеси БИН неизвестного состава) поглощения мягкого β -излучения в слое толщиной d , состоящем из слоя материала измеряемой пробы, окошка детектора и слоя воздуха между измеряемой пробой и торцевым счётчиком. Значения коэффициентов поглощения K_j β -частиц для каждого j -го БИН определялись экспериментально заранее для различных значений толщины поглощающего слоя d с использованием специальных эталонных проб, полученных методом радиохимического выделения (табл. 1) [11, 12]. В 1950-х гг. при измерениях A_{Σ} проб воды типичное минимальное (референтное) значение $d_r = 8 \text{ мг/см}^2$.

Радиометрические измерения проб ГИН были основаны [5] на сравнении (в одинаковых геометрических условиях) ионизирующей способности анализируемого и эталонного источника, содержащего ^{226}Ra . При измерении УА смеси продуктов деления определялся γ -эквивалент суммы радионуклидов M_{Σ} (мкг-экв. Ра/л), который связан с истинной активностью каждого j -го нуклида смеси A_j (мкКи) соотношением:

$$M_{\Sigma} = \sum_{j=1}^n A_j \cdot m_j, \quad (1)$$

$$A_{\Sigma} = \sum_{j=1}^n A_j \cdot K_j. \quad (2)$$

где m_j – гамма-эквивалент j -го нуклида, мкг-экв. Ра /мкКи.

Отличительной особенностью схемы

Таблица 1

Результаты расчёта изменения отношения $R_j = M_j / A_j = m_j / K_j$ (мкг-экв. Ра/мкКи) при проведении измерений активности различных радионуклидов на торцевом счётчике в зависимости от толщины слоя d [11; 12]

Радионуклид	Толщина поглощающего слоя d , мг/см ²				
	0,0	5,4	10,8	16,2	$d_R=8,0^*$
²⁴ Na ¹⁾	2,16	2,3	2,4	2,5	2,35
⁹¹ Y	0,0016	0,0017	0,0018	0,0019	0,00175
⁹⁵ Zr	0,485	0,68	0,87	1,2	0,76
⁹⁵ Nb	0,508	1,81	7,15	36,3	3,4
¹⁰³ Ru ²⁾	0,35	0,70	1,4	3,0	1,0
¹⁰⁶ Ru	0,137	0,138	0,140	0,141	0,139
¹⁴¹ Ce ³⁾	0,051	0,058	0,066	0,073	0,062
¹⁴⁴ Ce+ ¹⁴⁴ Pr	0,032	0,037	0,041	0,044	0,039
¹³⁷ Cs	0,39	0,45	0,53	0,61	0,49
¹⁴⁰ Ba+ ¹⁴⁰ La	1,5	1,6	1,7	1,8	1,65

Примечание: * – референтное значение; ¹⁾ аналог – ⁸⁹Sr; ²⁾ аналог – ¹⁴⁷Pm; ³⁾ аналог – ⁹⁰Sr.

распада изотопа ⁹⁵Nb является интенсивное γ -излучение и низкая средняя энергия β -частиц (~45 кэВ), что приводит к существенному занижению результатов при проведении измерений активности на торцевом счётчике. Даже при $d_R = 8$ мг/см² измеренное значение активности могло быть занижено для ⁹⁵Nb в ~7 раз ($K_j = K_{Nb} = 0,15$ [12]), а при реальной толщине $d \neq 10$ мг/см² в ~12 раз ($K_{Nb} = 0,085$).

В табл. 1 приведены результаты расчётов изменения отношения $R_j = M_j / A_j = m_j / K_j$ при проведении гипотетических измерений активности j -го γ -излучающего нуклида на торцевом счётчике в зависимости от толщины слоя d .

Для сохранения неизменными исторических результатов измерений, приведённых в цитируемых архивных документах, будем использовать внесистемные единицы измерений (Ки и г-экв. Ра), которые были приняты в 1950-х гг.

Результаты измерений УА в воде р. Течи в 1952 г. характеризовались следующими параметрами:

- значениями УА суммы БИН (A_Σ), которые в ряде случаев представлялись двумя значениями, из которых первое (числитель) определяет УА взболтанной пробы воды $A_{\Sigma,T}$, а второе (знаменатель) – УА той же пробы воды,

но после её центрифугирования $A_{\Sigma,W}$;

- в некоторых случаях значениями УА суммы ГИН M_Σ , которые (если измерения выполнялись) всегда приводятся только для взболтанной пробы воды.

В каждой конкретной точке акватории р. Течи (КП и МП) радионуклидный состав (РНС) и значения A_Σ и M_Σ определялись совокупностью следующих источников и процессов [8–10, 13]:

- РНС и мощностью сброса радионуклидов осколочного происхождения в составе регламентных и аварийных ЖРО радиохимического завода (РХЗ), поступающих по линии промышленной канализации (в ТК-20);

- РНС и мощностью поступления радионуклидов активационного происхождения с водой водоёма В-2 (оз. Кызыл-Таш) через плотину П-2 [13];

- УА и РНС ДО, сформировавшихся в предшествующий период времени;

- объёмным расходом и скоростью движения воды в различных точках акватории, определяющими процессы сорбции/десорбции на ДО, а также процессы осаждения/взмучивания взвесей и др.

На рис. 1 для примера приведены результаты посуточных измерений $A_{\Sigma,T}$ для взболтан-

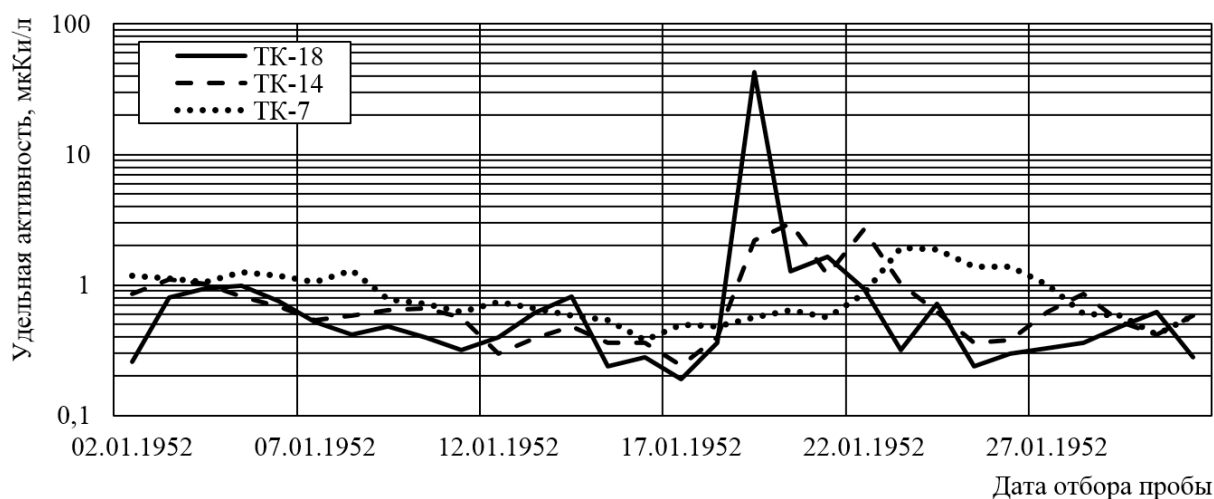


Рис. 1. Изменение $A_{\Sigma T}$ на верхнем участке реки р. Течи (ТК-18, ТК-14, ТК-7) за январь 1952 г.

ных проб воды в ТК-18, ТК-14, ТК-7 за январь 1952 г.

Из рис. 1 видно, что $A_{\Sigma T}$ во всех ТК, как правило, не превышает контрольного значения 1 мкКи/л (10^{-6} Ки/л), установленного в августе 1951 г. комиссией под председательством А.П. Александрова [14], за исключением случаев, когда в сбросные воды вместе с регламентными сбросами поступали аварийные ("дикие") сбросы. Так, например, 19.01.1952 был зафиксирован "дикий" сброс ЖРО с суммарной активностью БИН ~ 10 кКи. Этот сброс характерен тем, что 82 % сброшенной активности содержалось на взвеси, которая практически полностью осела в КП и в верхней части МП [6]. Службой радиационного контроля РХЗ 30 и 31 января был зафиксирован ещё один "дикий" сброс ЖРО с суммарной активностью ГИН ~ 1500 г-экв. Ра, но этот сброс, по-видимому, полностью состоял из взвеси, поскольку уже 01.02.1952 в воде КП и МП повышенная активность не регистрировалась [6].

КП и МП эксплуатировались в проточном режиме и, следовательно, любые кратковременные повышенные ("дикие") сбросы активности сопровождались прохождением "волны" с повышенными значениями УА. Время прохождения "волны", её амплитуда и полуширина определялись продолжительностью "дикого" сброса, расходом воды в системе

и скоростью водного потока на различных участках реки. В общем виде изменение по длине реки и во времени УА воды, обусловленное залповым сбросом, определяется также уровнем предыдущего загрязнения речной системы, сорбцией активности на ДО и на взвеси и др. [8]. В I полугодии 1952 г. расход воды на верхнем участке реки изменялся от 1,3 до 2,3 м³/с. Для "дикого" сброса ЖРО 19.01.1952 длительность прохождения загрязнённой "волны" составила (рис. 1): 1-2 сут для ТК-18, 3-4 сут для ТК-14, 8-10 сут для ТК-7 (с 21 по 31 января). Учитывая, что в январе 1952 г. ёмкость КП и МП составляла 0,4 и 1,5 млн м³, экспериментальные значения длительности прохождения загрязнённой "волны" хорошо соответствуют расчётным оценкам.

На рис. 2 показано посуточное изменение $A_{\Sigma T}$ в ТК-18 за период январь-май 1952 г. в сравнении с соответствующими значениями отношений $R_{\Sigma T} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma T}$. Приведены данные за все дни, когда одновременно измерялись M_{Σ} и $A_{\Sigma T}$.

Анализ данных, приведённых на рис. 2, позволяет сделать следующие выводы:

- повышенные ("дикие") сбросы разной интенсивности фиксировались практически ежемесячно (19.01.1952, 11.02.1952, 07.03.1952, 02.05.1952 и др.);
- прослеживается общая тенденция

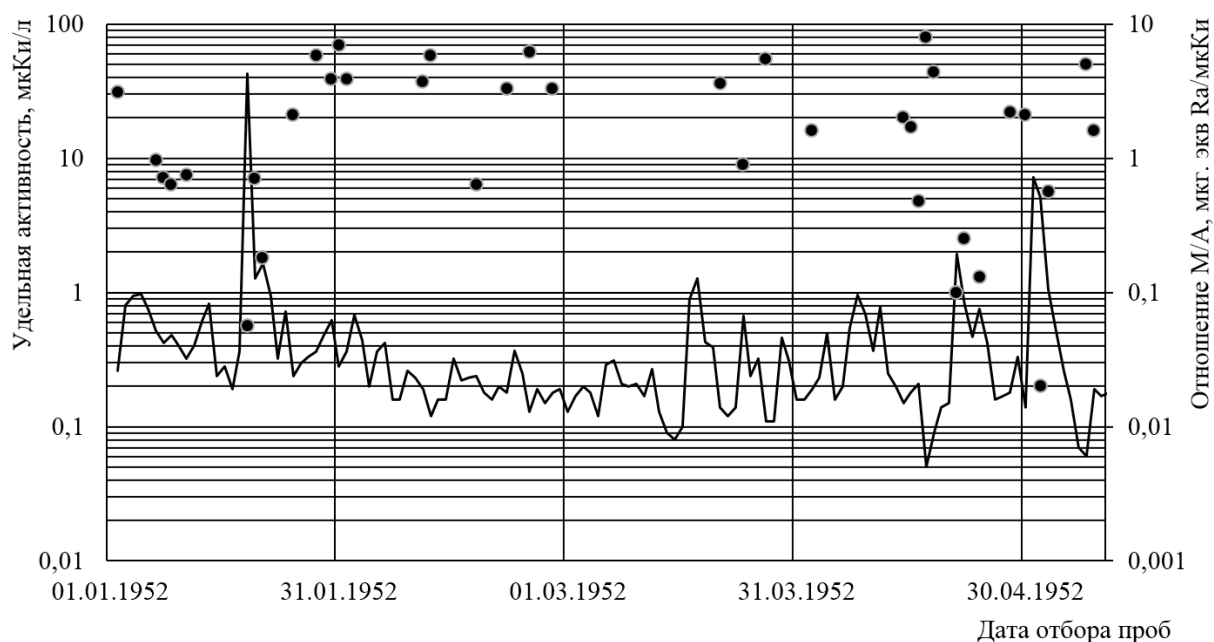


Рис. 2. Изменение $A_{\Sigma,T}$ на верхнем участке реки (ТК-18) за январь–май 1952 г. (сплошная кривая) в сравнении с соответствующими значениями отношений $R_{\Sigma,T} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma,T}$ (точки)

снижения минимальных значений $A_{\Sigma,T}$, что свидетельствует о снижении мощности сброса регламентных ЖРО;

– значения $R_{\Sigma,T}$ изменялись в диапазоне 0,02–10 мкг-экв. Ра/мкКи;

– минимальные значения $R_{\Sigma,T}$ (менее 0,1 мкг-экв. Ра/мкКи) регистрировались в период прохождения максимума волны "диких" сбросов. Так, например, 19.01.1952, когда $A_{\Sigma,T} = 42,5$ мкКи/л, отношение $R_{\Sigma,T} = 0,056$ мкг-экв. Ра/мкКи, а 02.05.1952, когда $A_{\Sigma,T} = 5,11$ мкКи/л, отношение $R_{\Sigma,T} = 0,020$ мкг-экв. Ра/мкКи. Такие низкие значения R_{Σ} свидетельствуют о преобладании в составе "диких" ЖРО "чистых" БИН (^{89}Sr , ^{90}Sr и др.) или низкоэффективных (табл. 1) ГИН (^{91}Y , ^{141}Ce , $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$);

– максимальные значения $R_{\Sigma,T}$ (более 5,0 мкг-экв. Ра/мкКи) регистрировались в период минимальных значений $A_{\Sigma,T}$ (см., например, данные за 25.02.1952; 27.03.1952; 17.04.1952 и др.), что свидетельствует о преобладающем присутствии в воде ^{95}Nb (табл. 1).

На рис. 3 показано изменение M_{Σ} за период

январь–май 1952 г. для ТК-18, ТК-14, ТК-7 и ТК-21 в сравнении с линией тренда для ТК-21.

Анализ приведённых на рис. 3 данных позволяет сделать следующие выводы:

– в январе–мае 1952 г. значения M_{Σ} для всех ТК изменялись в диапазоне от 0,1 до 1,0 мкг-экв. Ра/л, за исключением периода прохождения загрязнённой волны "диких" сбросов ЖРО (с 19.01.1952 по 07.02.1952), причём минимальное значение M_{Σ} , равное 0,1 мкг-экв. Ра/л, по-видимому, соответствовало нижнему пределу измерения;

– для всех ТК прослеживается общая тенденция экспоненциального снижения значений M_{Σ} во времени с практически одинаковыми или близкими по значению подэкспоненциальными коэффициентами (см. подробнее, в разделе Обсуждение);

– для ТК-21 значение этого коэффициента (0,0084 сут⁻¹) соответствует эффективному периоду полууменьшения – 83 сут, что близко к периоду полураспада ^{95}Zr ($T_{1/2} = 64$ сут);

– широкий разброс (дисперсия) значений M_{Σ} (до 5 раз от среднего значения), по-

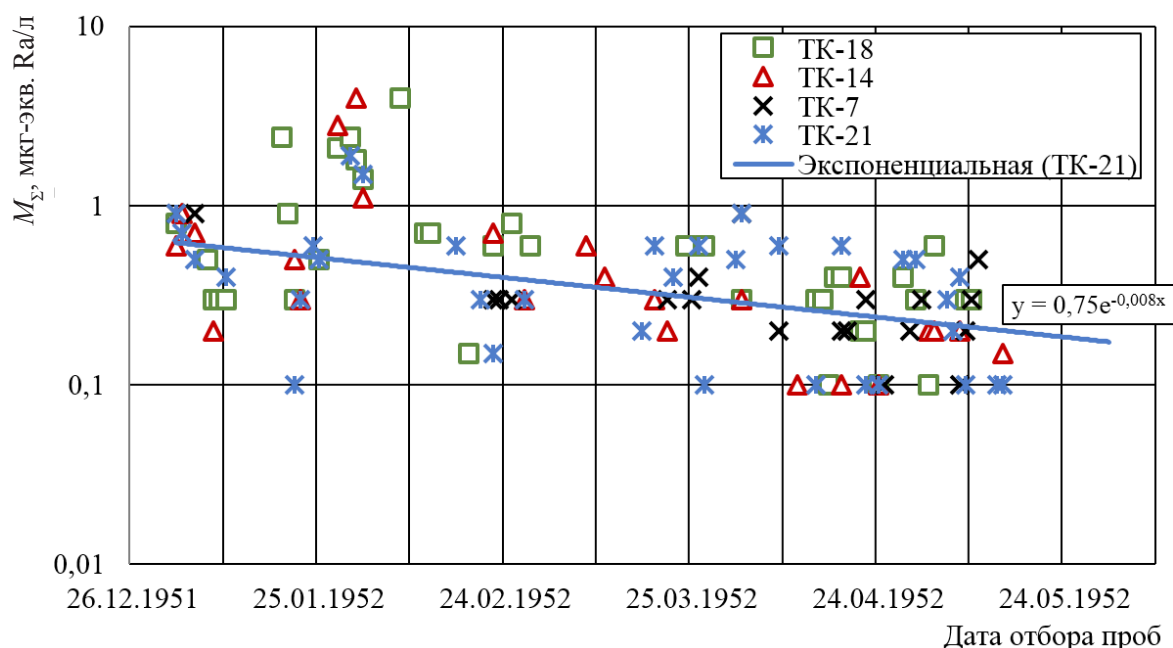


Рис. 3. Изменение M_{Σ} в январе–мае 1952 г. для точек контроля ТК-18, ТК-14, ТК-7 и ТК-21 в сравнении с экспоненциальной линией тренда для ТК-21

видимому, обусловлен процессами меандрирования загрязнённых и относительно чистых водных потоков по руслу реки и акватории КП и МП.

ОБСУЖДЕНИЕ

Сопоставление расчётных и экспериментальных данных позволяет сделать следующие обобщения:

1. Распад ядер ^{95}Nb сопровождается испусканием мягкого β -излучения. Поэтому при измерении активности ^{95}Nb путём регистрации скорости счёта β -частиц на торцевом счётчике (установка "Б") необходимо учитывать поглощение β -частиц в слое между измеряемой пробой и детектором. Общая толщина поглощающего слоя d складывается из:

- толщины слоя слюдяного окошка детектора, равной 2–4 мг/см² (в отдельных случаях до 5–6 мг/см²);

- толщины слоя воздуха между окошком детектора и источником, которая могла составлять 20–85 мм, что эквивалентно 2,5–10,5 мг/см²;

- толщины слоя источника 0,5–1,0 мг/см².

Таким образом, общая толщина поглощающего слоя d могла достигать 15 мг/см². На рис. 4 приведён график изменения коэффициента поглощения β -излучения ^{95}Nb на установке "Б" в зависимости от толщины поглощающего слоя d [11; 12].

Анализ приведённых на рис. 4 данных показывает, что значение коэффициентов поглощения K_{Nb} для β -частиц ^{95}Nb в зависимости от толщины поглощающего слоя d может изменяться от 0,02 (при $d = 15$ мг/см²) до 0,20 (при $d = 7$ мг/см²), а значение соответствующего отношения $R_{\text{Nb}} = m_{\text{Nb}} / K_{\text{Nb}}$ будет изменяться в диапазоне (2,54–25,4) мкг-экв. Ра/мкКи (табл. 1). Зависимость коэффициента поглощения K_{Nb} от толщины поглощающего слоя d может быть аппроксимирована уравнением (на рис. 4 показана пунктирной кривой):

$$K_{\text{Nb}} = 0,6887 - 0,1023 \cdot d + 0,005 \cdot d^2 - 8,0 \cdot 10^{-5} \cdot d^3. \quad (3)$$

2. Максимальное значение отношения $R_{\Sigma T}$ в ТК-18 за период январь–май 1952 г. (рис. 2) достигало 10 мкг-экв. Ра/мкКи, что для ^{95}Nb

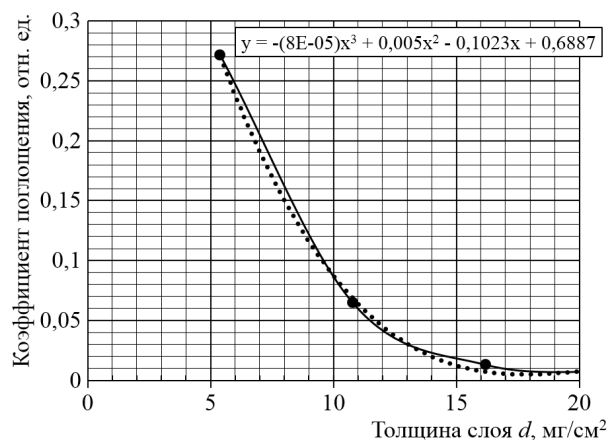


Рис. 4. Изменение коэффициента поглощения β -излучения ^{95}Nb при измерении активности на установке "Б" в зависимости от толщины поглощающего слоя d (экспериментальные значения показаны точками) [11; 12]

формально соответствует толщине поглощающего слоя $d=12$ мг/см². Причём для пробы воды от 07.02.1952, когда $R_{\Sigma}=25$ мкг-экв. Ра/мкКи, $d=15$ мг/см² (на рис. 2 не показано).

В 1950-е гг. в аналитической лаборатории предприятия использовались установки "Б" с разными характеристиками. В настоящее время восстановить тип установки и условия измерения активности (то есть толщину слоя d) не представляется возможным. Рассмотрим вопрос о возможности увязывания (трактования) результатов этих измерений с присутствием в речной воде ^{95}Nb . Используя уравнения (1) и (2), значение R_{Σ} можно записать в виде (соответствующие коэффициенты для ^{95}Nb вынесены из-под знака суммы):

$$R_{\Sigma} = \frac{M_{\Sigma}}{A_{\Sigma}} = \frac{R_{\text{Nb}} + \sum_j \delta_j \cdot \frac{m_j}{K_{\text{Nb}}}}{1 + \sum_j \delta_j \cdot \frac{K_j}{K_{\text{Nb}}}}, \quad (4)$$

где $R_{\text{Nb}} = m_{\text{Nb}} / K_{\text{Nb}}$ (значения отношения для ^{95}Nb приведены в табл. 1);

$\delta_j = A_j / A_{\text{Nb}}$ – относительная активность j -го нуклида в долях от активности ^{95}Nb .

Рассмотрим, как может изменяться отношение R_{Σ} по сравнению с R_{Nb} . Для простоты и наглядности будем рассматривать типичные ва-

рианты для случая двух нуклидов – j -го и ^{95}Nb :

1) Если $\delta_j \rightarrow 0$, то $R_{\Sigma} \rightarrow R_{\text{Nb}}$.

2) Если $\delta_j \rightarrow \infty$, то $R_{\Sigma} \rightarrow R_j$.

3) Если $\delta_j \approx \delta_{\text{Nb}}$, то возможны следующие варианты (см. табл. 1):

– при $m_j \rightarrow 0$ (для случая, если в качестве j -го нуклида будет нуклид, не испускающий γ -кванты, например: ^{90}Sr , ^{89}Sr и др.) легко показать, что $R_{\Sigma} < R_{\text{Nb}}$;

– при $m_j \leq m_{\text{Nb}}$ (для случая, если в качестве j -го нуклида будет, например, ^{103}Rh , ^{137}Cs и др.) $R_{\Sigma} < R_{\text{Nb}}$.

Таким образом, можно сделать следующие промежуточные выводы:

– если измеренное значение $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ для смеси БИН будет больше или сопоставимо с $R_{\text{Nb}} = m_{\text{Nb}} / K_{\text{Nb}} = 3,4$ мкг-экв. Ра/мкКи (при $K_{\text{Nb}} \leq 0,20$ для $d = 7$ мг/см²), то основным γ -излучающим нуклидом в анализируемой пробе воды однозначно является ^{95}Nb (табл. 1);

– если измеренное значение R_{Σ} сопоставимо с 2,3 мкг-экв. Ра/мкКи, то значимый вклад в M_{Σ} может теоретически вносить ^{24}Na , но из-за небольшого периода полураспада ($T_{1/2} = 15$ ч) значимость ^{24}Na может распространяться только на верхнюю часть КП [13];

– все радионуклиды с интенсивным γ -излучением (^{140}La , ^{95}Zr , ^{137}Cs) обладают высокой сорбционной способностью и, как правило, осаждаются вблизи точки сброса ЖРО (содержание их в растворённых формах минимально) [1].

Значимость вклада ^{95}Nb в M_{Σ} может быть преобладающей, даже если измеренное значение R_{Σ} будет существенно меньше 1,0. Такая ситуация возможна, если в составе БИН преимущественно присутствуют "чистые" БИН (^{90}Sr , ^{89}Sr и др.) или низкоинтенсивные ГИН (^{91}Y , ^{141}Ce , $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$, ^{106}Ru и др.).

3. Предположим, что содержание ^{95}Nb в речной воде было пренебрежимо мало. Рассмотрим, какие значения может принимать отношение $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ в этих случаях. Типичный радиохимический состав воды в КП и МП [6-7] (в долях от $A_{\Sigma} - \phi$) в I полугодии 1952 г. представлен в табл. 2.

При сделанных предположениях отношение $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma} \sim 0,05$. Такие низкие значения в I полугодии 1952 г. регистрировались только два раза и только в период "диких" сбросов

Таблица 2

Типичный радиохимический состав воды в КП и МП (в долях от $A_{\Sigma} - \varphi$) в первом полугодии 1952 г. и оценочный расчёт M_{Σ} , A_{Σ} и $R_{\Sigma} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma}$

Радиохимическая группа	УА в долях от $A_{\Sigma} - \varphi_j$	$\varphi_j \cdot m_j$	K_j (см. табл. 1)	$\varphi_j \cdot K_j$
Стронциевая (^{89}Sr , ^{90}Sr)	0,7	0	0,88	0,62
Цезиевая (^{137}Cs)	0,1	0,039	0,79	0,079
РЗЭ (^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{91}Y)	0,2	0,008	0,83	0,17
Сумма	1,0	$M_{\Sigma} = 0,047$	–	$A_{\Sigma} = 0,87$

Таблица 3

Выборочные результаты измерений $A_{\Sigma,T}$ и $A_{\Sigma,W}$ (мкКи/л), M_{Σ} (мкг-экв. Ра/л), расчёт их отношения $R_{\Sigma} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma}$ (мкг-экв. Ра/мкКи) и удельная активность $A_{\text{Nb}} = M_{\Sigma}/m_{\text{Nb}}$ (мкКи/л) за январь–май 1952 года в ТК-18

(рис. 2). Это означает, что содержание ^{95}Nb в речной воде было значимым.

4. При анализе экспериментальных данных [6-7] особый интерес представляют результаты измерений, которые удовлетворяют условиям:

– в один и тот же день одновременно измерялись M_{Σ} и A_{Σ} ;

– значение УА БИН для взболтанной (исходной) пробы воды $A_{\Sigma,T}$ равно или, в пределах погрешности измерения, близко к соответствующему значению той же пробы воды, но после её центрифугирования $A_{\Sigma,W}$. Это условие означает, что практически вся активность отобранной пробы воды находится в растворённой форме ($A_{\Sigma} \approx A_{\Sigma,W}$), а активность взвесей пренебрежимо мала ($A_{\Sigma} \gg A_{\Sigma,T} - A_{\Sigma,W}$).

В табл. 3 приведены некоторые такие архивные результаты измерений $A_{\Sigma,T}$ (числитель), $A_{\Sigma,W}$ (знаменатель), M_{Σ} и их отношения $R_{\Sigma,T} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma,T}$ (числитель) $R_{\Sigma,W} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma,W}$ (знаменатель) за январь–май 1952 г. В последней колонке табл. 3 приведено расчётное значение УА $^{95}\text{Nb} - A_{\text{Nb}} = M_{\Sigma}/m_{\text{Nb}}$ в предположении, что M_{Σ} определяется только излучением ^{95}Nb . Анализ данных табл. 3 позволяет заключить:

1) Если результат измерения отношения $R_{\Sigma} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma}$ (или $R_{\Sigma,W} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma,W}$) больше ~ 3 мкг-экв. Ра/мкКи, то расчётное значение УА $^{95}\text{Nb} - A_{\text{Nb}} = M_{\Sigma}/m_{\text{Nb}}$ более чем на порядок величины превосходит измеренное значение A_{Σ} . Это означает, что при проведении в 1952 г. измерений A_{Σ} методом счёта β -частиц активность ^{95}Nb практически не регистрировалась вследствие поглощения мягкого β -излучения в слое d . Легко показать (см. ур-е (2)), что при этом значение коэффициента поглощения $K_{\text{Nb}} = A_{\Sigma}/A_{\text{Nb}} \approx 0,02-0,08$.

Дата ДД.ММ	Измерено		Расчёт	
	$A_{\Sigma,T}$ $A_{\Sigma,W}$	M_{Σ}	$R_{\Sigma,T} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma,T}$ $R_{\Sigma,W} = M_{\Sigma}/A_{\Sigma,W}$	$A_{\text{Nb}} = M_{\Sigma}/m_{\text{Nb}}$
20.01	1,28 1,01	0,9	0,70 0,89	1,77
28.01	0,36 0,24	2,1	5,8 8,8	4,1
31.01	0,26 0,28	1,8	6,9 6,4	3,54
07.02	0,16 0,16	4,0	25 25	7,9
12.02	0,12 0,12	0,7	5,8 5,8	1,38
22.02	0,18 0,17	0,6	3,3 3,5	1,18
25.02	0,13 0,08	0,8	6,2 10	1,57
21.03	0,14 0,13	0,5	3,6 3,8	0,98
27.03	0,11 0,09	0,6	5,5 6,7	1,18
02.04	0,19 0,17	0,3	1,6 1,8	0,59
17.04	0,05 0,04	0,4	8,0 10	0,79
18.04	0,09 0,08	0,4	4,4 5,0	0,79
30.04	0,14 0,11	0,3	2,1 2,7	0,59
08.05	0,06 0,05	0,3	5,0 6,0	0,59

2) Если значение $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ меньше ~ 3 мкг-экв. Ра/мкКи (см. например, данные за 20.01, 02.04, 30.04), то расчётное значение $A_{Nb} = M_{\Sigma} / m_{Nb}$ сопоставимо по величине с измеренным значением A_{Σ} . Это означает, что A_{Σ} , помимо ^{95}Nb , определяется излучением и других нуклидов.

3) Практически все результаты измерений M_{Σ} [6-7] представлены в виде значения с одной значащей цифрой, поэтому погрешность этих результатов может достигать 30–100 %.

5. Анализ рис. 3 показал, что в I полугодии 1952 г. на всём верхнем участке реки (на всей акватории КП и МП от ТК-18 до ТК-21) отмечаются практически постоянные значения M_{Σ} . Если основной вклад в M_{Σ} вносит ^{95}Nb , то значение УА ^{95}Nb можно оценить из уравнения (1) $A_{Nb} = M_{\Sigma} / m_{Nb}$. Результаты выполненных расчётов для всех измеренных значений M_{Σ} в ТК-18, ТК-14, ТК-7 и ТК-21 приведены на рис. 5. Результаты расчётной зависимости A_{Nb} от времени t для всех ТК могут быть аппроксимированы экспоненциальной зависимостью вида:

$$A_{Nb}(t) = a \cdot e^{-\lambda t}, \quad (5)$$

где λ – подэкспоненциальный показатель, сут $^{-1}$;

a – предэкспоненциальный коэффициент, определяющий значение A_{Nb} в момент времени $t = 0$ (по состоянию на 01.01.1952), Бк/л.

По аналогии с периодом полураспада введём понятие период полууменьшения A_{Nb} , равный $T_{1/2} = \ln(2)/\lambda$. Для каждой ТК были определены значения параметров ур-я (5):

– для ТК-18:

$$\lambda = 0,011 \text{ сут}^{-1}, T_{1/2} = 63 \text{ сут}, a = 79,2 \text{ кБк/л};$$

– для ТК-14:

$$\lambda = 0,011 \text{ сут}^{-1}, T_{1/2} = 63 \text{ сут}, a = 47,6 \text{ кБк/л};$$

– для ТК-7:

$$\lambda = 0,010 \text{ сут}^{-1}, T_{1/2} = 69,3 \text{ сут}, a = 53,2 \text{ кБк/л};$$

– для ТК-21:

$$\lambda = 0,008 \text{ сут}^{-1}, T_{1/2} = 86,6 \text{ сут}, a = 46,1 \text{ кБк/л}.$$

Анализ приведённых на рис. 5 данных позволяет сделать следующие выводы:

– для всех ТК значения $T_{1/2}$ оказались практически одинаковыми и близкими к значению периода полураспада ^{95}Zr (64 сут);

– абсолютные значения УА ^{95}Nb во всех ТК тоже были практически одинаковыми и снижались по экспоненциальному закону от

50–80 кБк/л в начале января до 10–20 кБк/л в середине мая 1952 г.

Эти результаты подтверждают вывод работы [1] о том, что начиная с 1952 г. основным источником поступления ^{95}Nb в водную среду стал внутренний источник.

6. Ниже ТК-21 по течению реки в 1952 г. был зафиксирован только один случай, когда для отобранной пробы воды были одновременно выполнены измерения A_{Σ} и M_{Σ} (проба от 09.02.1952 в ТК-30) и получены результаты: $A_{\Sigma,T} = 0,32$ мкКи/л и $A_{\Sigma,W} = 0,30$ мкКи/л, $M_{\Sigma} = 0,6$ мкг-экв. Ра/л.

Таким образом, 09.02.1952 в ТК-30 (Надыров мост, 42 км от точки сброса ЖРО) получено значение $A_{Nb} = 1,2$ мкКи/л (44 кБк/л), которое в 4 раза больше, чем измеренное значение $A_{\Sigma,T} = 0,32$ мкКи/л, и хорошо совпадает с оцененным значением (ур-е (6)) для ТК-21 (35 кБк/л). Этот результат подтверждает высокую миграционную (низкую сорбционную) способность ^{95}Nb .

7. В III квартале 1952 г. измерения M_{Σ} не проводились. Рассмотрим результаты измерений $A_{\Sigma,T} = A_{\Sigma}$ (центрифугирование проб не проводилось) и M_{Σ} в октябре–декабре 1952 г. для ТК-18, ТК-7 и ТК-21 [15] (рис. 6 и 7):

– в ТК-18 в период с октября по декабрь наблюдалась тенденция возрастания M_{Σ} от $\sim 0,02$ до $\sim 0,08$ мкг-экв. Ра/л, а в ТК-7 и ТК-21 регистрировались практически постоянные значения M_{Σ} на уровне $\sim 0,02$ и $\sim 0,01$ мкг-экв. Ра/л соответственно;

– значения A_{Σ} на всём протяжении КП и МП и в течение всего IV квартала оставались практически постоянными на уровне $\sim 0,1$ мкКи/л (3,7 кБк/л);

– в ТК-18 усреднённые (трендовые) значения отношения $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ возрастали от $\sim 0,2$ (октябрь) до $\sim 0,8$ (декабрь) при нескольких максимальных значениях до ~ 3 мкг-экв. Ра/мкКи, которые, как правило, регистрировались при минимальных значениях A_{Σ} ;

– в ТК-7 и ТК-21 основная часть (более 90 %) результатов измерений значений R_{Σ} (мкг-экв. Ра/мкКи) изменялась в диапазоне от $\sim 0,03$ до $\sim 0,4$ при максимальных значениях до 0,8–1,0.

Проанализируем приведённые на рис. 6 и 7 данные.

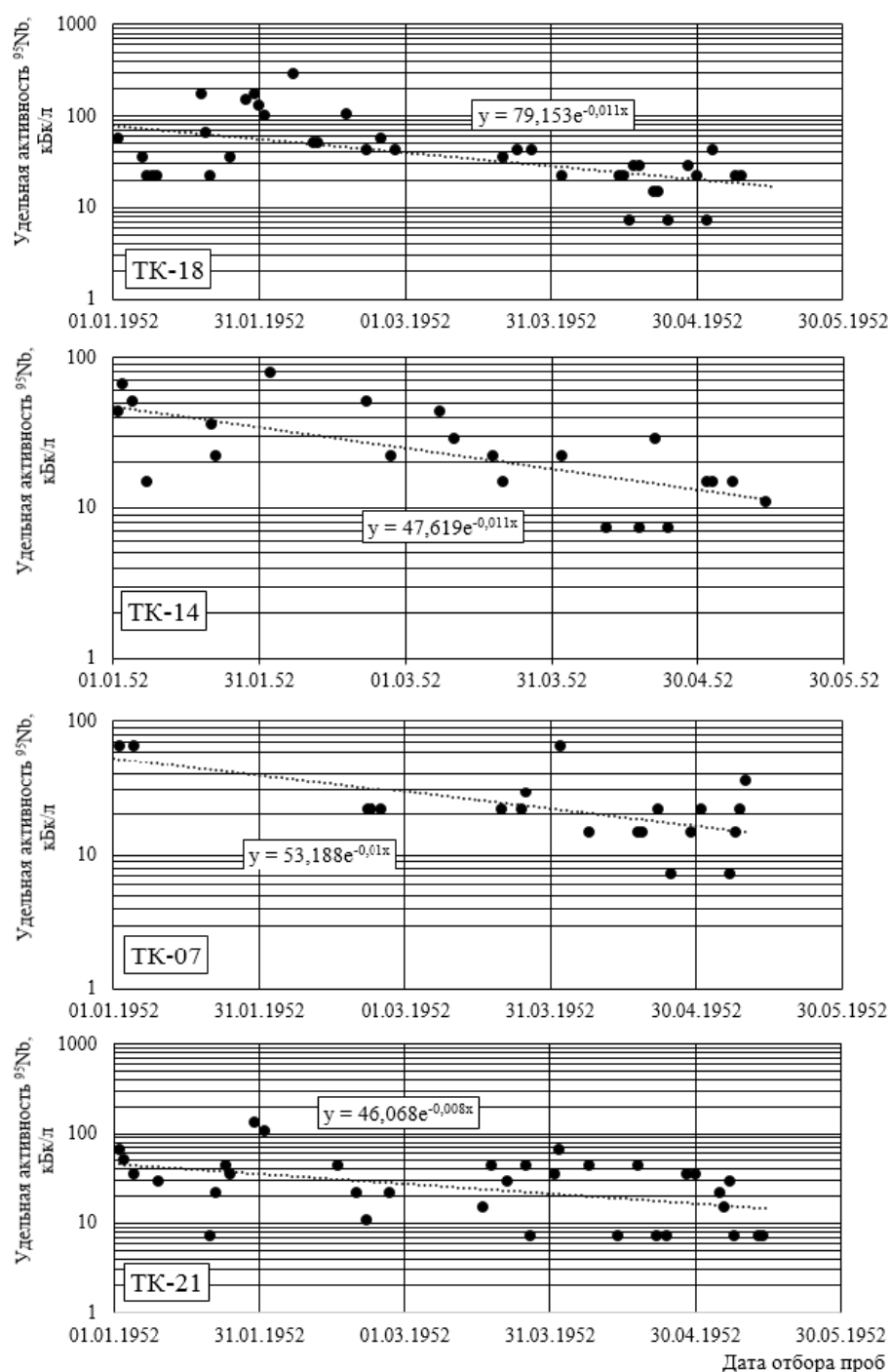


Рис. 5. Результаты расчётов изменения УА ^{95}Nb в воде р. Течи в ТК-18, ТК-14, ТК-7, ТК-21 (точки) и соответствующие тренды (пунктирные линии)

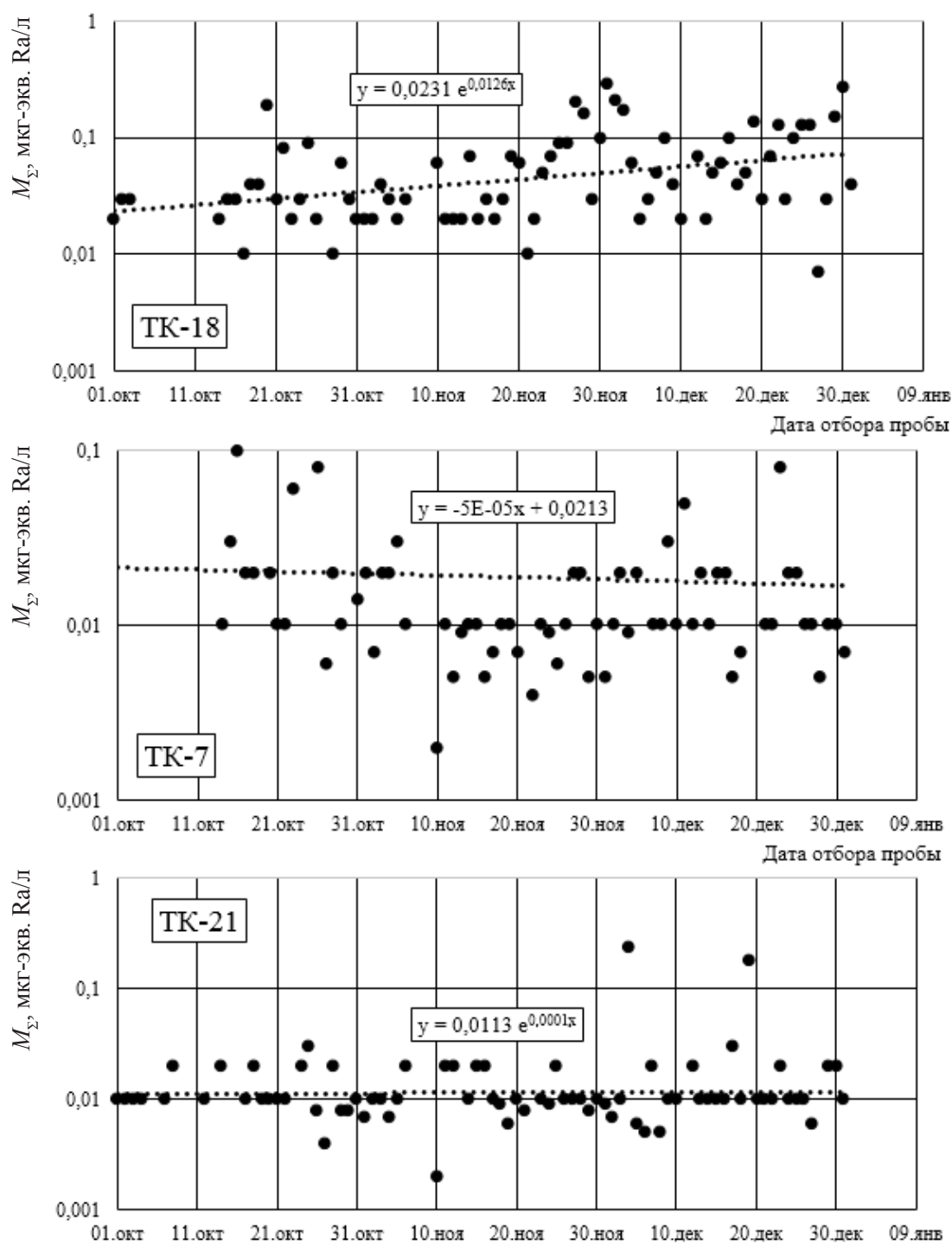


Рис. 6. Изменение M_{Σ} в воде р. Течи в октябре–декабре 1952 г. в ТК-18, ТК-7 и ТК-21

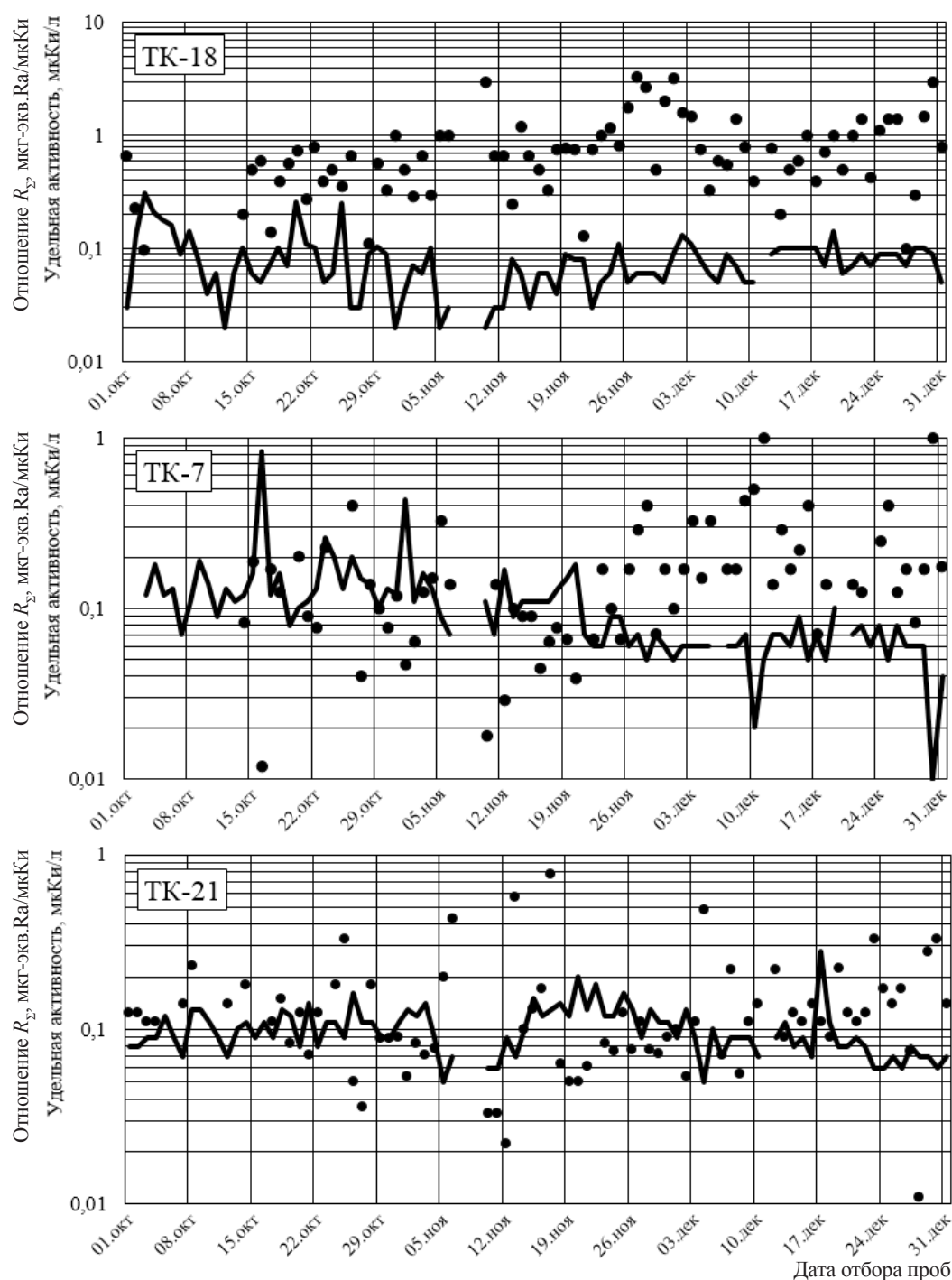


Рис. 7. Результаты измерений $A_{\Sigma T}$ (сплошная кривая) и $R_{\Sigma T} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma T}$ (точки) в воде р. Течи в ТК-18, ТК-7, ТК-21 в октябре–декабре 1952 г. [15]

Если с использованием ур-й (5)-(6) экстраполировать (при $\lambda = 0,011 \text{ сут}^{-1}$) распределения $M_{\Sigma}(t)$ для ТК-18, ТК-7 и ТК-21, то на начало октября получим 0,053, 0,035 и 0,030 мкг-экв. Ра/л, а на конец декабря 1952 г. – 0,020, 0,013 и 0,011 мкг-экв. Ра/л соответственно. Полученные результаты до 2-3 раз превосходят экспериментальные данные (рис. 6), но следует отметить, что при экстраполяции не учитывалось:

- изменение реального расхода воды в реке в III и IV кварталах 1952 г. (0,4–5,5 м³/с) по сравнению с первым полугодием (1,3–2,3 м³/с);
- возможное изменение состояния поверхностного слоя ДО, загрязнённого ⁹⁵Zr за счёт отложения на поверхности относительно чистого слоя взвешенных и донных наносов и/или за счёт размывания (эрозии) и перераспределения загрязнённых ДО по акватории.

С учётом вышеуказанных замечаний следует признать, что результаты экстраполяции данных за январь–май не противоречат данным за октябрь–декабрь 1952 г.

В сентябре 1952 г. был пущен в эксплуатацию пятый промышленный уран-графитовый реактор (ПУГР) АВ-3. Отчётливая тенденция возрастания во времени M_{Σ} в ТК-18 (рис. 6) обусловлена дополнительным поступлением в реку через плотину П-2 радионуклидов активационного происхождения (главным образом ²⁴Na, см. табл. 1), содержащихся в сбросных водах охлаждения ПУГР [13]. Для ²⁴Na характерное значение $R_{Na} = M_{Na} / A_{Na} = m_{Na} / K_{Na}$ равно 2,4 мкг-экв. Ра/мкКи (табл. 1). В работе [13] показано, что в первые 3-4 дня после выхода из реактора УА сбросных вод обусловлена в основном ²⁴Na (период полураспада 15 ч), а уже через 60–80 ч (пять периодов полураспада ²⁴Na) снижается в 30 раз. Поэтому влияние этого радионуклида на результаты измерений M_{Σ} может просматриваться только вблизи плотины П-2 (в ТК-18). В IV квартале 1952 г. характерные значения $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ в ТК-18 составляли 0,3–1,0 мкг-экв. Ра/мкКи (рис. 7). С учётом замечаний в п. 3 данного раздела полученные результаты хорошо соответствуют теоретическим оценкам. Максимальные значения $R_{\Sigma} \approx 3$ мкг-экв. Ра/мкКи (см. рис. 7), которые незначительно превышают теоретическое значение $R_{Na} = m_{Na} / K_{Na} = 2,4$ мкг-экв. Ра/мкКи, по-

видимому, связаны с погрешностью измерений или с формой представлением полученных экспериментальных результатов (все результаты измерений M_{Σ} [15] представлены в виде значения с одной значащей цифрой).

Результаты измерений A_{Σ} и M_{Σ} в ТК-7 и ТК-21 показывают, что R_{Σ} (рис. 7) значительно ниже референтных значений R_{Nb} и R_{Na} (табл. 1). Одновременно значения M_{Σ} в ТК-7 и ТК-21 остаются практически постоянными на уровне ~0,02 и ~0,01 мкг-экв. Ра/л соответственно. Это означает, что в IV квартале 1952 г. значения M_{Σ} обусловлены ГИН с большими периодами полураспада (¹³⁷Cs, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce и др.), а вклад ⁹⁵Nb в A_{Σ} снизился до ~1–5 кБк/л.

8. Все представленные выше результаты подтверждают вывод работы [1] о том, что после октября 1951 г., когда сбросы ЖРО в реку сократились на 2-3 порядка величины, основной источник поступления ⁹⁵Nb в водный поток был связан с процессом выхода ⁹⁵Nb из верхнего слоя донных отложений при распаде ⁹⁵Zr (внутренний источник). Мощность этого источника снижалась во времени по экспоненциальному закону радиоактивного распада ⁹⁵Zr.

ВЫВОДЫ

1. Рассмотрены результаты ежесуточных измерений удельной активности (УА) воды в 1952 г. на верхнем участке р. Течи. УА суммы β -излучающих нуклидов A_{Σ} определялась путём измерения скорости счёта β -частиц торцевым счётчиком, а УА суммы γ -излучающих нуклидов M_{Σ} (мкг-экв.Ра/л) путём сравнения ионизирующей способности анализируемого и эталонного (²²⁶Ra) источника.

2. Сравнение экспериментальных значений отношения $R_{\Sigma} = M_{\Sigma} / A_{\Sigma}$ с соответствующими расчётными значениями $R_j = M_j / A_j$ позволяет получить новую ценную информацию о содержании ⁹⁵Nb в речной воде.

3. Показано, что в I полугодии 1952 г. реальная УА ⁹⁵Nb в речной воде более чем в 10 раз превышала измеренные на торцевом счётчике значения A_{Σ} , поскольку активность ⁹⁵Nb практически не регистрировалось на торцевом счётчике.

4. Основное поступление ⁹⁵Nb в речной поток происходило при выходе ядер отдачи из по-

верхностного слоя донных отложений в результате распада ядер ^{95}Zr (внутренний источник) и снижалось во времени по экспоненциальному закону с периодом полураспада ^{95}Zr .

5. Значения УА ^{95}Nb в воде Кокшаровского пруда (1,5 км от точки сброса ЖРО), в с. Метлино (7 км) и в пос. Надыров мост (42 км) практически совпадали, что подтверждает аномально высокую миграционную (низкую сорбционную) способность ^{95}Nb .

ЛИТЕРАТУРА

1. Мокров Ю.Г. Изучение параметров источника гамма-излучения в районе Метлинского пруда на реке Тече. Ч. 2. Обоснование радионуклидного состава источника // Вопросы радиац. безопасности. – 2022. – № 4. – С. 39–57.
2. Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposure of critical groups // Safety Series No. 57. Procedure and Data. – Vienna: IAEA, 1982.
3. Общие положения безопасности АЭС. Методы расчёта распределения радиоактивных веществ с АЭС и облучение окружающего населения. Нормативно-технический документ стран-членов СЭВ и СФРЮ 38.220.56–84. – М.: Энергоатомиздат, 1984.
4. Booth R.S. A systems analysis model for calculation radionuclide transport between receiving waters and bottom sediments // Environmental toxicity of aquatic radionuclides: Models and Mechanisms, Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science, 1976. – P. 133–164.
5. Ильин Д.И. Миграция радиоактивных веществ из открытых водоёмов: Дисс. ... д-ра техн. наук / Архив ПО "Маяк", 1956. – 270 с. – Опубликовано в: // Вопросы радиац. безопасности (ВРБ). – 2004. – № 4. – С. 46–59; ВРБ. – 2005. – № 1. – С. 60–77; ВРБ. – 2005. – № 2. – С. 50–75; ВРБ. – 2005. – № 3. – С. 48–66; ВРБ. – 2005. – № 4. – С. 28–39.
6. Об измерениях загрязнённости инертными продуктами территории, прилегающей к ГХЗ им. Менделеева за 1 кв. 1952 г.: Отчёт / ЦНИЛ – Ильин Д.И., Степанова Л.Г., Петрова А.П. и др.; Архив ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 29 л.
7. Об измерениях загрязнённости инертными продуктами территории, прилегающей к ГХЗ им. Менделеева за 2 кв. 1952 г.: Отчёт / ЦНИЛ – Ильин Д.И., Степанова Л.Г. и др., Архив ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 32 л.
8. Мокров Ю.Г. Реконструкция и прогноз радиоактивного загрязнения реки Течи. Ч. I. Роль взвешенных частиц в процессе формирования радиоактивного загрязнения реки Течи в 1949–1951 гг. // Биб-ка журнала "Вопросы радиац. безопасности", № 1. – Озёрск, 2002. – 176 с.; Ч. II. Реконструкция радиационной обстановки и оценка доз облучения населения прибрежных районов р. Течи за период 1949–1954 гг. // Биб-ка журнала "Вопросы радиац. безопасности", № 2. – Озёрск, 2003. – 143 с.
9. Мокров Ю.Г. К вопросу о реконструкции радионуклидного состава жидких радиоактивных отходов, сбрасываемых в р. Течу в период 1949–1951 гг. // Вопросы радиац. безопасности. – 2001. – № 3. – С. 32–38.
10. Mokrov Yu.G. Reconstruction of the radionuclide spectrum of liquid radioactive waste released into the Techa river in 1949–1951 // Radiation and Environmental Biophysics. – 2003. – V. 42. – P. 7–15.
11. Хай Д.М. Идентификация элементов и количественное определение примесей методом поглощения бета-излучения: Отчёт / Архив ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 44 с.
12. ОСТ 95.600-78. Вещества радиоактивные. Метод определения состава радионуклидов в источниках бета-излучения измерением поглощения излучения в алюминиевых фильтрах.
13. Мокров Ю.Г. Изучение параметров источника поступления радионуклидов активационного происхождения в реку Течу // Вопросы радиац. безопасности. – 2023. – № 1. – С. 14–29.
14. Александров А.П., Мишенков Г.В., Тарасенко Н.Ю. и др. Загрязнение территории, прилегающей к заводу им. Менделеева: Отчёт / Архив ПО "Маяк", 1951. – Опубликовано в: // Вопросы радиац. безопасности (ВРБ). – 2006. – № 3. – С. 60–74; ВРБ. – 2006. – № 4. – С. 60–69; ВРБ. – 2007. – № 1. – С. 50–62.
15. О загрязнённости инертными продуктами территории, прилегающей к ГХЗ им. Менделеева, за 4 кв. 1952 г.: Отчёт / ЦНИЛ – Ильин Д.И., Колубакин А.Ф., Петрова А. И. и др.; Архив ПО "Маяк". – Озёрск, 1952. – 43 л.

УДК 574.4:[504.5:539.16.047](470.55–751.2)

© 2023

ИТОГИ МНОГОЛЕТНИХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАПОВЕДНИКА

В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова, Л.Н. Михайловская
*Россия, г. Екатеринбург, Институт экологии растений
и животных УрО РАН*

Подведены промежуточные итоги 20-летних исследований сотрудников лаборатории популяционной радиобиологии и лаборатории общей радиоэкологии ИЭРиЖ УрО РАН на территории бывшего Восточно-Уральского государственного заповедника (ВУГЗа). Обобщены данные о пространственном распределении основных долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$) в почвенно-растительном покрове заповедника и сопредельных территорий, разнообразии фитоценозов и состоянии древостоев. Проведена инвентаризация запасов биомассы в наземных экосистемах и накопленных в ней радионуклидов, оценена мощность поглощённой модельными видами травянистых растений дозы. Эффекты хронического действия малых доз ионизирующей радиации у растений изучены с помощью молекулярно-генетических, биохимических, физиологических и популяционных методов. Отдалённые последствия действия радиации описаны при анализе трансгенерационной и внутригодовой (сезонной) изменчивости физиологических и биохимических параметров у растений. Особое внимание уделено взаимодействию факторов радиационной и нерадиационной (погодные условия) природы при проявлении радиобиологических эффектов, а также сравнению эффектов действия тяжёлых металлов и малых доз ионизирующей радиации.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: КЫШТЫМСКАЯ АВАРИЯ, ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКИЙ РАДИОАКТИВНЫЙ ЗАПОВЕДНИК, НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ, ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, УРОВНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ, ПОЧВЫ, РАСТЕНИЯ, МАЛЫЕ ДОЗЫ, БИОЛОГИЧЕСКИЕ ЭФФЕКТЫ

*Посвящается памяти наших коллег
д.б.н. И.В. Молчановой и д.б.н. Е.Н. Караваевой*

С момента создания предприятий атомной отрасли в мире произошло несколько крупных аварий: Кыштымская (29 сентября 1957 г., СССР), Виндскейлская (10 октября 1957 г., Великобритания), Чернобыльская (26 апреля 1986 г., СССР) и Фукусимская (11 марта 2011 г., Япония). Кыштымская авария, произошедшая на комбинате № 817 (ныне – ПО "Маяк"), по международной шкале ядерных событий относится к 6 уровню, уступая лишь авариям на Чернобыльской и Фукусимской АЭС, получившим статус крупных аварий 7 уровня [1]. Виндскейлской аварии был присвоен 5 уровень сложности.

В результате Кыштымской аварии сформировался Восточно-Уральский радиоактивный

след (ВУРС), в наиболее загрязнённой (головной) части которого Постановлением Совета Министров РСФСР от 29.04.1966 № 384-20 был организован Восточно-Уральский государственный заповедник (ВУГЗ) [2]. Выделение границ заповедника проводили в соответствии с радиационно-гигиеническими критериями (плотность загрязнения почв, дозовые нагрузки). Площадь заповедника составляет 16616 га [3, 4]. В 1967 г. радиоэкологическая ситуация в зоне ВУРСа ухудшилась из-за ветрового переноса радиоактивного ила и песка с берегов обмелевшего оз. Карачай, служившего открытым хранилищем для жидких радиоактивных отходов [5–7].

Правовое регулирование зоны ВУРСа осу-

ществлялось также Поручением заместителя Министра среднего машиностроения СССР от 05.05.1966 и Постановлением правительства Челябинской области от 21.02.2008 №34-П "Об утверждении Схемы развития и размещения особо охраняемых природных территорий Челябинской области на период до 2020 года" [8]. В следующей редакции Постановления [9] упоминание ВУГЗа полностью исчезло. Возвращение государственного статуса заповедника обсуждалось представителями федеральных и региональных органов власти, научной общественности и экспертами в рамках XIV Регионального общественного форума-диалога "Национальный интерес, экология, безопасность", посвящённого 120-летию со дня рождения академика И.В. Курчатова (г. Челябинск, 26–28 апреля 2023 г.).

Наиболее значимые результаты исследований по распределению радионуклидов в назем-

ных экосистемах, а также оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы были получены на территории заповедника в первые три десятилетия после Кыштымской аварии. Из-за режима секретности эти результаты стали доступны научной общественности лишь в конце XX века и позже [3, 7, 10–17]. Полученные результаты были использованы при ликвидации последствий Чернобыльской и Фукусимской аварий [16, 18].

Актуальность исследований в зоне ВУГЗа (рис. 1) вновь стала возрастать в начале XXI в. по мере накопления обширного материала по оценке биологических эффектов в области малых доз радиации в лабораторных и полевых условиях и с появлением значительного числа территорий, подходящих под эти условия [4, 19–26]. Прогнозировать последствия действия низких уровней поллютантов для биоты было сложно, поскольку эффекты больших доз не-

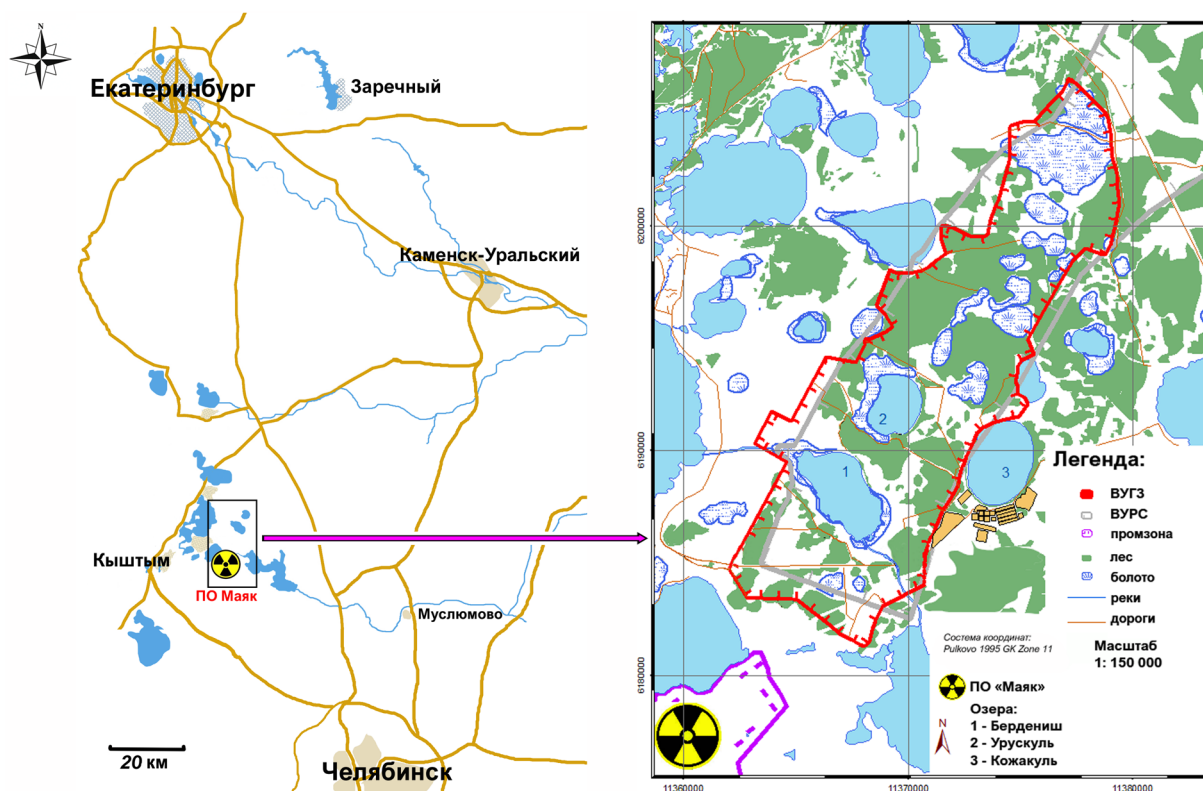


Рис. 1. Карта-схема района исследования бывшего Восточно-Уральского государственного заповедника

возможно интерполировать на область малых доз. В ответ на слабоинтенсивное излучение включаются другие внутриклеточные механизмы, зависимость "доза-эффект" нелинейная [19, 20, 22, 27–29]. На практике требовались прогнозы изменений в реальных природных экосистемах, где наряду с радиацией на живые организмы действуют и другие факторы, влияющие на миграционные потоки радионуклидов и модифицирующие радиационные эффекты [30–32]. Значительная протяжённость территории ВУГЗа, широкий градиент уровней загрязнения, большое разнообразие почв и экосистем делают эту территорию уникальным природным полигоном для решения актуальных проблем радиозологии и радиобиологии, для прогнозирования возможностей хозяйственного использования земель и разработки мер снижения рисков для населения.

В последние десятилетия наблюдается усиление катастрофичности климатических условий в связи с ростом среднегодовой температуры [33, 34]. В ответ на климатические изменения у организмов запускаются биохимические и физиологические механизмы [35, 36], обеспечивающие успешную репродукцию [37–39]. Поэтому изучение сочетанного действия факторов радиационной (малые дозы) и нерадиационной (меняющиеся погодные условия) природы у растений на территории заповедника весьма актуальны и своевременны [30, 40].

Начиная с 1991 г. отдел континентальной радиозологии ИЭРиЖ УрО РАН в составе международных экспедиций проводит комплексные радиозологические исследования в зоне ВУРСа [7, 41–45]. С 2003 г. сотрудники лаборатории популяционной радиобиологии и лаборатории общей радиозологии ИЭРиЖ УрО РАН осуществляют работы в головной части следа [4]. Цель настоящей статьи – краткое обобщение данных о содержании и миграции основных долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$) в почвенно-растительном покрове ВУРСа, изучение разнообразия растительности и состояния древостоев, инвентаризация запасов биомассы и накопленных в ней радионуклидов, оценка дозовых нагрузок и радиобиологических эффектов у модельных видов травянистых растений, произрастающих в градиенте загрязнения ВУГЗа.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Проведён анализ 149 публикаций, доступных в открытой печати. Статья построена по типу описательного обзора и не содержит элементы мета-анализа.

Пространственное распределение радионуклидов в почвах ВУГЗа

Первой задачей наших исследований была оценка современных уровней загрязнения почв как основного депо радионуклидов в пределах ВУГЗа и на сопредельных территориях. Плотность загрязнения почв ^{90}Sr на фоновых участках варьировала от 1,5 до 2,9 кБк/м², для ^{137}Cs – от 3,5 до 6,5 кБк/м² и для $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,1 кБк/м [4, 46]. Этот уровень не превышал фоновых значений для Уральского региона в целом [5, 7, 47, 48]. Большая часть ^{90}Sr (согласно разным моделям 253–316 ТБк) сосредоточена вдоль центральной части следа [47, 49]. Максимальное загрязнение почв ^{90}Sr (69000 кБк/м²) зафиксировано в 6 км от эпицентра. Оно уменьшалось с расстоянием согласно экспоненциальной функции $y = a \cdot e^{-bx}$ и составило 100 кБк/м² на северной границе ВУГЗа (36 км) [4, 50–52]. Аналогичное распределение обнаружено для ^{137}Cs (1700–22 кБк/м²) и $^{239,240}\text{Pu}$ (71,2–0,5 кБк/м²) [4, 46, 47, 53]. Содержание радионуклидов в почве западной периферийной зоны шириной 4 км примерно на порядок превышало фоновый уровень и было в 2–5 раз ниже, чем в восточной периферийной зоне [4, 47, 50, 51, 54].

Радиоактивное загрязнение ВУГЗа и его окрестностей сформировалось из нескольких источников, в которых соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ было разным. Так, в выпадениях Кыштымской аварии оно составляло 71, в донных отложениях оз. Карачай – 0,3, в штатных выпадениях ПО "Маяк" – 0,5–2, а в глобальных выпадениях – 0,6 [7, 55]. Рассчитанные величины радионуклидных отношений иллюстрируют неоднородность загрязнения территории, характер распределения отражает вклад разных источников (табл. 1). Почвы в пределах центральной оси следа загрязнены преимущественно ^{90}Sr (75 %) и $^{239,240}\text{Pu}$ (70 %) – это выпадения от Кыштымской аварии. Большая часть ^{137}Cs

(77 %) на территории западной и восточной периферий поступила в результате переноса загрязнённого ила и песка с берегов оз. Карачай [47, 50]. Высокая неоднородность загрязнения почв отмечена и на микроуровне, в пределах небольших однородных площадок (400–1000 м²), плотность загрязнения может различаться более чем на порядок величин [56, 57].

Для интерполяции значений плотности загрязнения почв радионуклидами на всю территорию ВУГЗа использовали метод ординарного кригинга, а для количественной оценки неопределённостей интегральных запасов – метод Монте-Карло. Карты плотностей загрязнения почв основными дозообразующими радионуклидами (рис. 2) созданы в программе ArcGIS [47]. Общий запас ⁹⁰Sr в почвах наземных экосистем ВУГЗа оценивается в 3,4·10¹⁴ Бк, запас

¹³⁷Cs – на два порядка, а ^{239,240}Pu – на три порядка меньше [47, 58].

Спустя десятилетия после аварии не выявлено существенных различий в характере распределения ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu в профилях почв, типичных для обследованной территории. В почвах естественного сложения до 90 % радионуклидов сосредоточено в верхнем (0–20 см) слое автоморфных и около 70 % – гидроморфных почв [4, 7, 59–61]. Особое внимание было уделено изучению миграции радионуклидов в сопряжённых по стоку участках ландшафта береговых зон водоёмов. Соотношение ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs уменьшалось в 1,5–2 раза по мере роста обводнённости почв [4, 46, 60]. В почвах, нарушенных в результате рекультивационных работ (снятие поверхностного слоя почвы и перемещение загрязнённого горизонта вглубь

Таблица 1

Величина отношения ⁹⁰Sr/¹³⁷Cs на территории ВУГЗа и за его пределами (2022 г.)

Район исследований		⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs		
		min–max	M	S.D.
ВУГЗ	Западная граница	2,51–21,37	9,31	9,36
	Центральная ось ВУРСа	5,2–60,55	27,76	10,47
	Восточная граница	0,66–66,68	12,87	20,94
Сопредельные территории	Западная	0,55–4,55	2,00	1,26
	Восточная	0,36–12,8	2,72	3,34

Примечание: min–max – размах изменчивости, M – среднее значение, S.D. – стандартное отклонение.

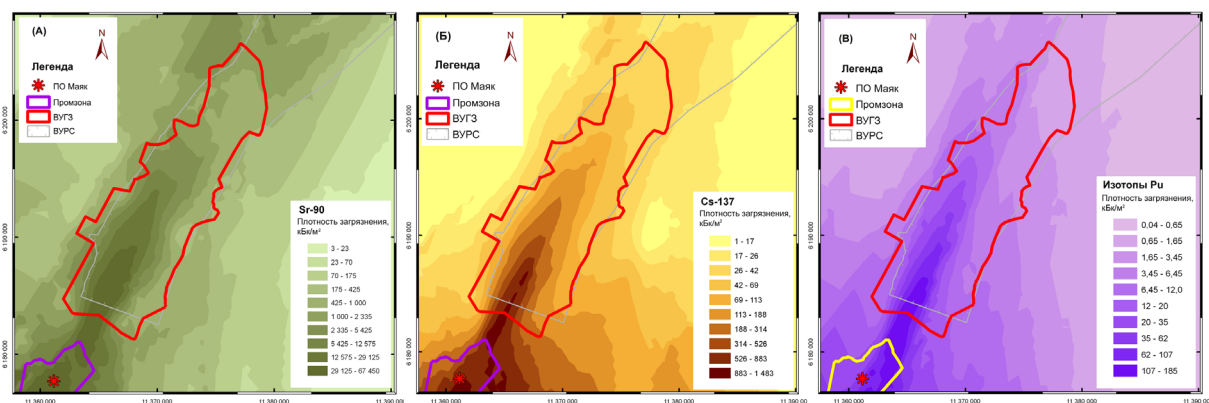


Рис. 2. Распределение плотностей загрязнения почв основными дозообразующими радионуклидами: ⁹⁰Sr (а), ¹³⁷Cs (б) и ^{239,240}Pu (в) на территории ВУГЗа. Цит. по [47]

почвенного профиля), обнаружено снижение радиационной нагрузки, а также уменьшение накопления радионуклидов растениями. Самым действенным фактором, снижающим радиационную нагрузку, остаётся естественный распад радионуклидов [4, 62].

Накопления радионуклидов растениями разных таксономических групп

Изучена накопительная способность двух видов древесных (берёза, сосна) и 25 видов травянистых растений (и разнотравья в целом), одного вида эпифитных лишайников и трёх видов напочвенных мхов, доминирующих в сообществах. Зависимость накопления радионуклидов от плотности загрязнения почв, как правило, описывается степенной функцией $y = a \cdot x^b$ [51, 52, 63, 64]. Это означает, что у травянистых видов, мхов и лишайников, а также у древесных растений с ростом уровня загрязнения почв коэффициенты перехода (КП) уменьшаются. Феномен не является следствием разной подвижности радионуклидов в почвах, поскольку на территории ВУГЗа и прилежащих участках почвенный покров однотипен. Более того, содержание подвижных форм радионуклидов в почвах ВУГЗа может быть выше, чем на контрольных территориях [65, 66]. Аналогичная зависимость была обнаружена у сельскохозяйственных растений в зоне ЧАЭС [67].

Поступление ^{90}Sr в растения разных таксонов определяется главным образом уровнем загрязнения почв. В пределах таксона (семейство, род) различия удельной активности надземной массы растений в большинстве случаев не превышают одного порядка [52, 64, 68]. Для ^{137}Cs сохраняются достоверные различия накопительной способности между представителями высших растений, с одной стороны, мхами и лишайниками, с другой стороны [64, 69]. Отмечена способность высших растений к преимущественной аккумуляции ^{90}Sr , а низших — ^{137}Cs . Поступление $^{239,240}\text{Pu}$ в растения на несколько порядков ниже, чем ^{90}Sr и ^{137}Cs , поскольку плутоний не является биогенным элементом, более того, он химически токсичен.

На примере шести видов травянистых растений (щавель *Rumex confertus*, пустырник *Leonurus quinquelobatus*, лопух *Arctium*

tomentosum, крапива *Urtica dioica*, чина *Lathyrus pratensis*, кострец *Bromus inermis*) мы оценили индивидуальную изменчивость поглощения ^{90}Sr и ^{137}Cs надземной массой. На ограниченной территории (1000 м²) разброс значений КП для растений одного вида мог достигать порядка величин. Одной из причин подобных различий может быть гетерогенность загрязнения почв. Фактор "вид" определял около 55 % общей изменчивости накопительной способности растений [57, 63].

У древесных растений листья и хвоя накапливают радионуклиды примерно на том же уровне, что и травянистые растения, а древесина загрязнена значительно меньше. Содержание ^{90}Sr в заболони берёзы незначительно варьирует в радиальном направлении и не зависит от возраста дерева. При наличии выраженной ложной сердцевины в этой части стволов повышены зольность и концентрации ^{90}Sr [68]. У сосны подобной особенности не обнаружено [70]. Берёза накапливает ^{90}Sr на порядок величины больше, чем сосна, поскольку она является кальцефильным видом, а ^{90}Sr — химический аналог Са. Предполагается, что определённую роль при этом играет более поверхностное расположение корней берёзы [70–73].

Используя параметры функции $y = a \cdot x^b$, характеризующей связь величины КП с плотностью загрязнения почв [68, 70], мы создали модели для оценки запасов ^{90}Sr в древостоях ВУГЗа. Расчёты показали, что запас ^{90}Sr в древостоях составил $4,8 \cdot 10^{12}$ Бк, тогда как в почвах лесных земель содержится $2,3 \cdot 10^{14}$ Бк, т.е. почвы являются основным депо этого радионуклида в экосистемах (97,9 %), на долю деревьев приходится в среднем 2,1 % от запаса. Аналогичные данные были получены для распределения ^{90}Sr в лесах от глобальных радиоактивных выпадений [74, 75]. На территории белорусского Полесья через 20 лет после Чернобыльской аварии доля ^{90}Sr в берёзах варьировала от 3 до 19 %, а в соснах — от 2 до 11 % от общего запаса этого радионуклида в экосистемах [76, 77]. Сравнение концентраций ^{90}Sr в древесине, коре, ветвях и хвое/листьях деревьев с допустимыми уровнями загрязнения согласно [78] показало, что незначительная часть древостоев ВУГЗа может быть использована в хозяйственных целях; например,

только 15,9 % стволов берёзы подходят для дров, причем без коры и веток [58, 68].

Состояние древостоев в зоне ВУГЗа

В согласии с ранними геоботаническими описаниями, в зоне ВУГЗа преобладают травянистые берёзовые леса [79, 80]. По современным оценкам площади, покрытые лесами, составляют 55,8 % территории заповедника. На безлесных землях болота занимают 8,9 %, озёра – 7,7 %; доля лугов, дорог и полей составляет 27,6 % [58]. Возрастной состав лесов и запасы древесины на участках с разной плотностью загрязнения представлены в табл. 2 [58]. В настоящее время в заповеднике преобладают спелые и перестойные березняки. Общий запас биомассы деревьев достигает 1,39 млн т.

В 2020 г. мы исследовали современное состояние древостоев на 84 выделах в градиенте загрязнения головной части ВУРСа [81]. На основе сравнения современных характеристик древостоев с данными таксации 2003 г. [82] были разработаны модели аппроксимации динамики роста насаждений [58]. Модели были использованы для верификации и актуализации оценок состояния лесов на всей территории ВУГЗа, при этом оценены возрастной и видовой профиль древостоев, запасы древесины разных пород и отдельных частей деревьев [58]. Показано, что в большинстве выделов формируется подрост, который потенциально

способен обеспечить дальнейшее развитие лесных экосистем. Впервые зафиксировано появление подроста сосны (5–15 лет) на участках вблизи эпицентра аварии, где в острый период сосна погибла полностью. В этих выборках отмечена повышенная доля растений с морфологическими нарушениями, эта проблема требует углублённого исследования.

Точность оценки отпада деревьев и естественного возобновления лесов затруднена из-за пожаров. При оценке лесов в 2012 г. было зафиксировано 218 участков с признаками низовых пожаров в разные годы и один верховой пожар [83]. Пожары наносят ущерб подросту древесных пород, травянистым и кустарниковым сообществам, в случае длительного горения была отмечена гибель леса [84, 85].

В настоящее время качество древостоев ВУГЗа на большинстве участков соответствует 2 классу бонитета по потенциальной продуктивности и скорости роста деревьев. Подобный вывод был сделан в 2003 г. [82] и в более поздних оценках лесов Челябинской области [83].

Дендрохронологические исследования сосен, переживших аварию 1957 г.

Большинство сосновых древостоев вблизи эпицентра аварии погибло в 1958–1959 гг. Мы обнаружили лишь несколько небольших участков с соснами, возраст которых превышал 70 лет. На этих деревьях были выполнены

Таблица 2
Основные параметры, характеризующие разные виды древостоя в зоне ВУГЗа

Параметры	Берёза						
Возраст, годы	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120	121–140	Всего
Площадь, км ²	3,9	19,9	16,0	31,7	13,9	0,1	85,6
Запас древесины, т	35700	208332	259432	549005	230163	882	1283515
	Сосна						
Возраст, годы	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120	121–140	Всего
Площадь, км ²	0,5	3,0	0,5	1,1	0,6	–	5,7
Запас древесины, т	4124	45331	8395	21400	14718	–	93967
	Осина						
Возраст, годы	21–40	41–60	61–80	81–100	101–120	121–140	Всего
Площадь, км ²	–	0,1	0,2	0,3	–	–	0,6
Запас древесины, т	–	1076	2736	5247	–	–	8514

Таблица 3

Содержание ^{90}Sr в почвах в 2019 г. (эмпирические данные) и в 1957 г. (расчётные данные), а также дозы, поглощённые почками сосны в "острый" период (сентябрь 1957 г. – февраль 1958 г.), и максимальные мощности доз, рассчитанные нами для изученных древостоев согласно модели [86]

Участок	Плотность загрязнения почв ⁹⁰ Sr, кБк/м ²			МПД за "острый" период, Гр	Начальная (наибольшая) МПД, мГр/сут
	2019		1957		
	n	M ± S.E.			
Импактный-1	3	807 ± 85	3626	10,9–18,1	109–181
Импактный-2	6	5935 ± 1307	26669	80,0–133,3	800–1333
Импактный-3	9	2713 ± 303	12191	36,6–61,0	366–610
Фоновый-1	3	39 ± 3	175	0,5–0,8	5–9
Фоновый-2	3	2 ± 1	–	–	–

Примечание. МПД – мощность поглощённой дозы.

исследования с использованием дендрохронологических методов, позволившие дать ретроспективную оценку прироста годовых колец у сосен, переживших аварию, а также сравнить силу воздействия этого события с экстремальными природно-климатическими факторами, сильнейшим из которых является засуха [32]. Хронологии древесных колец были разработаны для двух контрольных и трёх импактных участков с различным уровнем радиоактивного загрязнения, т. е. с разными дозовыми нагрузками на деревья сосны (табл. 3).

В первые годы после аварии острое радиационное воздействие значительно сократило радиальный прирост деревьев на двух загрязнённых участках, где начальные уровни загрязнения ^{90}Sr составляли 3,6 и 26,7 МБк/м²; синхронность хронологий на загрязнённых и контрольных участках была нарушена. В течение последующих 8–10 лет хронологии постепенно синхронизировались. Сравнивая силу ответа радиального прироста на острое радиационное воздействие и влияние экстремальной засухи, следует отметить, что реакция на облучение была сравнима, а в некоторых случаях выражена сильнее, чем реакции на экстремальные засухи 1952 и 1975 гг. [32].

Состояние травянистых фитоценозов

Подробное геоботаническое описание растительности ВУГЗа было представлено в ран-

них работах [79, 80]. Опираясь на эти результаты, мы выполнили описание растительности на ключевых участках заповедника с указанием флористического состава [4, 46, 87, 88]. К луговой растительности отнесены как квазинатуральные луговые сообщества (старые покосные луга с доминированием злаков и разнотравья), так и вторичные луга, представляющие собой стадии восстановительной сукцессии (с доминированием луговых и рудеральных растений). Общее проективное покрытие лугов обычно высокое (80–100 %), высота травостоя зависит от видов, слагающих сообщества, и может достигать 1–1,5 м [4, 87, 88].

Рудеральная растительность представлена в основном нитрофильным бурьяном на местах отселённых деревень, а также придорожными растительными сообществами. Нитрофильный бурьян образован зарослями растений, типичных для первых стадий вторичных сукцессий: крапивы двудомной, бодяка щетинистого, иванчая узколистного, пустырника пятилопастного [87, 88]. Общее проективное покрытие достигает 90–100 %, травостой исключительно высокий (до 1,5–1,7 м). Придорожные сообщества отличаются высокой мозаичностью. Практически все исследованные фитоценозы в той или иной мере можно отнести к производным [88]. Луга на изученных участках являются вторичными, за исключением остепнённых, которые появились до аварии на месте сведённых лесов и заброшенных пашен [89].

Таблица 4

Среднее число видов в одном сообществе (α -разнообразие) и общее число видов во всех фитоценозах (γ -разнообразие) в разных частях ВУГЗа

Расстояние от эпицентра, км	α -разнообразие		γ -разнообразие	
	центральная ось	периферия	центральная ось	периферия
6–7	35	33	47	49
10–14	35	28	132	75
15–18	45	34	154	139
27	30	26	–	94

Основные показатели разнообразия растительных сообществ не выявили прямой связи между радиационной нагрузкой, уменьшающейся с расстоянием от места аварии, и видовым богатством [88]. Из табл. 4 видно, что среднее число видов на одной пробной площадке (α -разнообразие) в сообществах, встреченных на центральной оси следа, было выше, чем в фитоценозах периферийной части. Не отличались оценки α -разнообразия и в разных типах сообществ (лесные, луговые, рудеральные), расположенных на центральной оси в градиенте загрязнения. В то же время наблюдается изменение γ -разнообразия (видовое богатство всех растительных сообществ на данном отрезке трансекты). При удалении от эпицентра аварии этот показатель увеличивается, за исключением участка 27 км. Данный участок представляет собой заболоченную местность (пойма р. Караболки), для растительности которой характерно пониженное видовое богатство [88]. Здесь практически не формируются типичные рудеральные фитоценозы.

Высокие показатели γ -разнообразия на участках, удалённых на 10–14 км (южный берег оз. Бердениш) и 15–18 км (юго-западный берег оз. Урускль), связаны с большей мозаичностью растительности. До аварии здесь располагались деревни, которые впоследствии были снесены. В настоящее время эти территории заняты рудеральным бурьяном, луговыми и лесными сообществами на пойменных и суходольных участках. Вторичные луга сформировались на старопашотных землях и заброшенных покосах. Можно заключить, что уровень видового богатства на территории ВУГЗа зависит в основном

от разнообразия типов сообществ на рассматриваемых участках, а также опосредованно от характера и интенсивности хозяйственной деятельности в доаварийный период [88].

Представляет интерес сравнение территории ВУГЗа с сетью особо охраняемых природных территорий в лесостепной зоне Челябинской области [90]. Специалисты используют разные методы: изучают сходство групп и сообществ организмов, наличие видов, занесённых в Красную книгу Челябинской области, количество эндемиков и реликтов. Установлено, что флора бывшего ВУГЗа типична для региона и похожа на Карагайский, Троицкий и Санарский заказники. Эти территории играют ключевую роль в поддержании экологического баланса и сохранении биологического и ландшафтного разнообразия в регионе, где высока степень хозяйственного использования земель [80; 90].

Мощности поглощённых доз травянистых растений на территории ВУГЗа

На основании эмпирических данных о содержании ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в почвах и растениях с помощью Erica Tool [91] рассчитаны мощности поглощённой дозы для 14 видов травянистых растений, длительное время произрастающих в зоне Кыштымской аварии [30, 40, 92–97]. В буферной и импактной зоне ВУГЗа они превышали фоновый уровень на 1–2 порядка (табл. 5). За редким исключением современные дозовые нагрузки в головной части следа не превышают уровень малых доз для референтной группы "дикорастущие травы".

Таблица 5

Мощность поглощённой дозы (мкГр/ч) травянистых растений ВУГЗа. Цит. по [4; 93; 94]

Зоны	Концентрация в почве, кБк/кг		Суммарная МПД	Кратность превышения *
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs		
Фоновая	0,0013–0,0021	0,004–0,005	1,2–3,5×10 ⁻³	1
Буферная	2,2–24,0	0,38–1,0	0,11–24,5	1,2–117
Импактная	90,9–195	4,4–9,9	9,99–199	49,5–952

Примечание: * Превышение мощности поглощённой дозы (МПД) на импактных и буферных участках относительно фоновых уровней рассчитано с учётом естественного радиационного фона, равного 0,1–0,2 мкГр/ч.

Молекулярно-генетические исследования растений

В условиях хронического действия малых доз радиации изучена генетическая структура и выявлена дифференциация популяций одуваника *Taraxacum officinale* [98–101], звездчатки *Stellaria graminea* [102], дрёмы *Melandrium album* [103–105], подорожника *Plantago major* [4, 106, 107] и костреца *Bromus inermis* [108, 109], оценённая по аллозимным, микросателлитным и неспецифическим (RAPD) локусам. При действии техногенных факторов генетическое разнообразие выборок может как снижаться, поскольку из популяции элиминируют наиболее чувствительные организмы, так и увеличиваться за счёт появления мутаций. В условиях малых доз радиации увеличение генетической изменчивости может быть ассоциировано с появлением редких и уникальных аллелей. Этот феномен был обнаружен в зоне ВУРСа в популяциях *Centaurea scabiosa* [110], *Stellaria graminea* [111], *Melandrium album* [105] и *Taraxacum officinale* [100]. У костреца из зоны ВУРСа, напротив, было выявлено снижение изменчивости RAPD-локусов [108]. Аналогичные данные были получены при изучении вариабельности микросателлитных [106] и аллозимных [107] локусов подорожника из зоны ВУРСа.

С помощью метода проточной цитометрии доказана октоплоидная ($2n = 8x = 56$) форма уральских популяций костреца. Размер генома костреца, произрастающего на территории ВУГЗа, не отличался от контрольных [112]. Анализ изменчивости микросателлитных локусов также не выявил различий [109]. Впервые

у костреца секвенированы частичные последовательности ключевых генов биосинтеза антоцианов (халконизомеразы *F3H* и флаванон-3-гидроксилазы *CHI*) и показана их филогенетическая связь с эгилопсом и ячменём [108].

Оценка биохимического статуса растений

Нами исследованы биохимические параметры: содержание низкомолекулярных антиоксидантов (НМАО), антоцианов, активность супероксиддисмутазы (SOD), каталазы (CAT), пероксидазы (POX), интенсивность перекисного окисления липидов (ПОЛ), оценённая по количеству малонового диальдегида (MDA) у травянистых растений (дрёма белая, звездчатка злаковая, кострец безостый, подорожник большой), произрастающих в головной части ВУРСа [40, 92, 104, 108, 111, 113–115]. По собственным и литературным данным показано, что звездчатка [111], прозанник пятнистой, подорожник ланцетолистный и средний характеризовались повышенной активностью антиоксидантных систем [116]. У трёхлетних саженцев пятилистника кустарникового в зоне ВУРСа синтезировалось повышенное количество кверцетина [117]. Проростки костреца безостого и дрёмы белой из хронически облучаемых выборок характеризовались повышенным содержанием НМАО [118–120]. При этом у дрёмы этот показатель был отрицательно связан с интенсивностью ПОЛ и активностью SOD, POX и CAT [121], а импактные популяции костреца не отличались от фоновых по количеству антоцианов [108].

У проростков подорожника большого из зоны ВУРСа нами обнаружена повышенная

активность ферментов SOD и CAT, а также интенсивность процессов ПОЛ, при этом активность POX была понижена [114]. Кроме того, для этих выборок было характерно высокое содержание НМАО. Оценка интегрального прооксидант/антиоксидант индекса $PAI = MDA / (SOD + CAT + POX)$ показала, что в выборках ВУРСа скорость накопления вторичных продуктов ПОЛ более чем в 3 раза превышала фоновый уровень, а выживаемость проростков положительно коррелировала с PAI [114]. В ряде работ также показано, что при высоком содержании НМАО доля проростков с аномалиями в развитии снижается [92, 122], а скорость роста и развития проростков увеличивается [92].

Отдалённые последствия действия малых доз радиации у растений

Ранее нами были обобщены собственные и литературные данные о трансгенерационной и внутригодовой (сезонной) изменчивости эффектов у растений в условиях хронического облучения из зон радиационных аварий и районов испытания ядерного оружия [123]. Трансгенерационные эффекты или ответные реакции, проявляющиеся в ряде поколений у потомков, которые не испытывали стресс, но произошли от облучённых родителей, исследованы у растений в ходе полевых и лабораторных экспериментов [124–129]. Ключевую роль в формировании таких эффектов играет наследственная компонента, обусловленная материнским эффектом [130] и стрессовым импринтингом [131], а также эпигенетическая составляющая [132]. На примере однократного острого γ -облучения родительских растений одуванчика было показано [128], что облучение в больших дозах оказывает воздействие на их потомков вплоть до F_5 -поколения. Изменения про- и антиоксидантных свойств родительских растений подорожника большого в ответ на действие малых доз радиации могут сохраняться не менее чем в двух поколениях после снятия стресса [133]. У одуванчика из зоны ВУРСа F_1 -поколение обладало высокой жизнеспособностью, но было чувствительно к острому провокационному облучению и действию тяжёлых металлов [134].

Сезонная динамика разных физиологических признаков, характеризующих семенное потомство, подвержена ритмическим колебаниям. Так, у костреца в разные месяцы внутригодового эксперимента варьировала не только выживаемость проростков, их реакция на дополнительное облучение, но и частота проявления морфозов [92]. При этом в выборках ВУРСа размах изменчивости признаков был выше по сравнению с фоновыми популяциями, что может быть связано с радиационно-индуцированной нестабильностью генома [135]. В аналогичных экспериментах с дрёмой было показано, что минимальные значения жизнеспособности семенного потомства характерны для выборки с наиболее загрязнённого участка. Как и в случае с кострецом, наибольшая чувствительность к облучению и доля проростков с аномалиями в развитии отмечена в физиологически неблагоприятный осенне-зимний период в выборках из зоны ВУРСа [136]. Аналогичные данные были получены у одуванчика [137]. Следовательно, хроническое облучение в малых дозах может вызывать изменения ритмики процессов у растений.

Взаимодействие факторов радиационной и нерадиационной природы

В природных экосистемах действие радиации на живые организмы сопряжено с влиянием комплекса разных экологических факторов, приводящих к формированию синергических, антагонистических и аддитивных эффектов [21, 138–140]. Поэтому краткосрочные, выполняемые в течение 1–3 лет исследования не могут выявить многообразия адаптивных ответов растений на пролонгированное действие радиации. Ведущая роль здесь принадлежит длительному мониторингу [40, 123, 139].

В ходе лабораторных экспериментов нами была оценена многолетняя изменчивость качества семенного потомства 11 видов травянистых растений из зоны ВУРСа. Как видно из табл. 6, выживаемость проростков на стадии листообразования в разные годы была выше, ниже или не отличалась от контрольных значений. Обобщение собственных и литературных данных [123] о межгодовой изменчивости показателей жизнеспособности, мутабельности и

Таблица 6

Выживаемость проростков на стадии листового образования разных видов травянистых растений из зоны ВУРСа в сравнении с фоновыми выборками

Вид	Год сбора семян															Цитиру- емый источник					
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016		2017	2018	2019	2020	2021
<i>Arcium tomentosum</i>						→	→			→		→	→					↕		↕↔	[142]
<i>Berteroa incana</i>				→		→				↕		→	→					↕↔	↕↔	↕↔	не опубли.
<i>Bromus inermis</i>						↑	↕	↕	↕	→	→										[40]
<i>Cirsium setosum</i>						↕	↕		↕	→			→						↕↔	↕↔	[143]
<i>Leonurus quinquelobatus</i>					↑		↕↔	→	→	↕↔			↕↔				↕↔				[30]
<i>Plantago major</i>	↔↔	↑	↑	↑					↑	↑		↑	↕↔	↕↔	↕↔	↕↔	↕↔	↕↔	↕↔	↕↔	[95]
<i>Silene latifolia</i>				→		↑	↑		↕	↕	→	→	↕	↕	↑	↑	↕↔	↕			[104]
<i>Stellaria graminea</i>				→		↑	↕	↕		→	↕	→	↑								[111]
<i>Taraxacum officinale</i>	↓	↓	↕↔	↑									↕↔								[139]
<i>Trifolium medium</i>						→				↕↔								↕↔	↕↔	↕↔	[144, 145]
<i>Vicia cracca</i>										↑			↑					↓	↕↔	↕↔	[144]

Примечание: ↑ – выше, ↓ – ниже, ↔ – различия с фоновыми выборками отсутствуют.

радиочувствительности семенного потомства растений в условиях хронического облучения свидетельствует о том, что погодные факторы играют ключевую роль при формировании качества семенного потомства и могут модифицировать действия радиации [30, 40, 95, 104, 111, 139, 141]. Так, для одуванчика и дрёмы из зоны ВУРСа отмечены положительные зависимости между показателями жизнеспособности семенного потомства и температурами мая, июня и августа текущего сезона [104, 139]. В импактных популяциях звездчатки качество семян обратно зависело от температуры в июне [111].

У одуванчика из зоны ВУРСа за 14 лет наблюдений отмечен эффект гормезиса в год с наиболее благоприятным температурным режимом и экстремальное снижение выживаемости в год с низкими температурами и избыточными осадками. При этом в фоновых популяциях показатели не выходили за пределы нормы реакции [139]. В то же время в хронически облучаемых выборках костреца значимого влияния погодных условий на качество семенного потомства не было обнаружено, что обусловлено высокой межгодовой изменчивостью признаков, в 2-3 раза превышающую фоновый уровень [40].

Для пустырника из зоны ВУРСа показано значимое влияние условий предыдущего (осенне-зимнего) сезона на качество семян текущего года [30]. Кроме того, фоновые и импактные по-

пуляции пустырника демонстрировали разный по силе отклик на действие осадков и температуры (гидротермический коэффициент – ГТК) за апрель. Так, значения коэффициентов b_0 уравнений линейной регрессии по выживаемости (фоновые выборки) и длине корней (импактные выборки) были сопоставимы (рис. 3а), однако значения b_1 импактных выборок в 4,6 раза превышали значения фоновых. Аналогичные данные (значения b_1 импактных выборок в 3,6 раза превышало значение b_1 фоновых растений) были получены по влиянию схожих, но не идентичных факторов: влиянию отношения суммы осадков при эффективных температурах за прошлую и текущую вегетацию к эффективным температурам за текущие летние месяцы ($\text{Pef}_{10-7}/\text{Tef}_{6-7}$; $\text{Pef}_{10-6}/\text{Tef}_{5-8}$) на формирование аномалий у проростков (рис. 3б). Следовательно, влияние погодно-климатических факторов для пустырника из зоны ВУРСа было сильнее, чем в фоновых выборках. Вероятно, в результате взаимодействия радиации и погодных условий возникают синергические эффекты и выборки становятся более чувствительными к изменениям окружающей среды [30, 139].

Чувствительность хронически облучаемых популяций пустырника к другим экологическим факторам была также подтверждена в экспериментах с промышленными наночастицами (Al_2O_3 , ZnO , TiO_2 , SiO_2 и Ag) [146]. Так, выявлено стимулирующее действие наночастиц ZnO и TiO_2 на всхожесть семян пустырника из

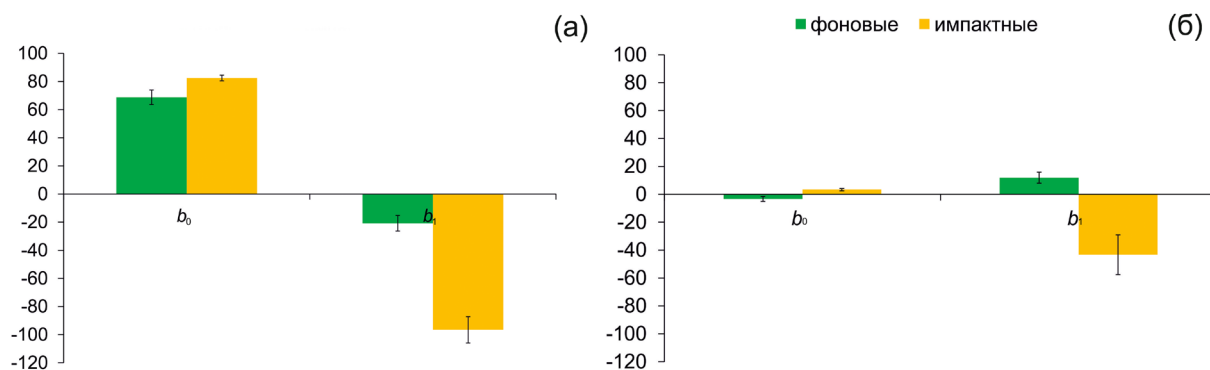


Рис. 3. Значения коэффициентов линейной регрессии (b_0 и b_1):
(а) выживаемость фоновых проростков и длина корней импактных проростков;
(б) доля проростков с некрозом настоящих листьев в зависимости от $\text{Pef}_{10-7}/\text{Tef}_{6-7}$ (фоновые выборки) и $\text{Pef}_{10-6}/\text{Tef}_{5-8}$ (импактные выборки)

зоны ВУРСа. Токсическое действие наночастиц обнаружено по всхожести семян (Al_2O_3), числу проростков с настоящими листьями (Al_2O_3 , Ag и ZnO) и появлению аномалий в развитии (Al_2O_3 , TiO_2) проростков импактных выборок. Эти результаты свидетельствуют о необходимости проведения исследований природных популяций растений, произрастающих в зонах сочетанного воздействия разных техногенных факторов, и нормирования выбросов как минимум четырёх наночастиц.

Сравнение эффектов действия тяжёлых металлов и малых доз радиации на растения

Для сравнения действия на растения ионизирующей радиации (ВУРС) и химического загрязнения были выбраны две зоны влияния: АО "ЕВРАЗ Нижнетагильский металлургический комбинат" (НТМК) и АО "Карабашмедь" (КМЗ). Исследования на одуванчике из зоны ВУРСа и зоны влияния НТМК выявили [147], что независимо от действующего фактора и его интенсивности реакции семенного потомства имеют универсальный (неспецифичный) характер. Так, выборки из зоны НТМК были чувствительны, а из зоны ВУРСа – устойчивы к действию обоих провокационных факторов (облучение и тяжёлые металлы). После снятия стресса у одуванчика из зоны ВУРСа сформировалось первое поколение с высокой жизнеспособностью, но низкой устойчивостью к техногенным факторам, поскольку потомство имело скрытые генетические повреждения. Первое после снятия техногенного стресса поколение одуванчика из зоны влияния НТМК обладало не только высокой жизнеспособностью, но и повышенным адаптивным потенциалом. Значимых различий в ответах на "привычный" и "новый" факторы провокационного воздействия в выборках из техногенных зон не обнаружено [134, 148, 149].

Молекулярно-генетические характеристики часто не совпадают с оценками на организменном уровне. В результате аллозимного анализа выявлено, что все популяции из обеих техногенных зон одуванчика уникальны [99, 134]. Общей чертой выборок, испытывающих химический или радиационный стресс, можно

считать повышенный уровень изменчивости ферментных систем за счёт увеличения доли редких морф (по сравнению с фоновой выборкой) и, как следствие, снижение клонального разнообразия. В зоне ВУРСа можно говорить об общей направленности отбора, поскольку в буферной и импактной выборках доминировал один и тот же клон.

У костреца безостого различия в размере генома [112] и изменчивости микросателлитных локусов [109] в разных зонах техногенного загрязнения не было обнаружено. Специфичное действие разных по природе факторов проявилось на молекулярно-клеточном уровне у подорожника большого из зоны ВУРСа и КМЗ, поскольку были выявлены разные адаптивные ответы про- и антиоксидантных систем [114]. На уровне целостного организма реакция на загрязнение (снижение ростовых показателей) была сходной и обнаруживалась в выборках с максимальными поглощёнными дозами или индексами токсической нагрузки [115]. Эффект преадаптации отсутствовал в этих зонах, однако семенное потомство подорожника из зоны НТМК проявляло повышенную устойчивость не только к провокации привычными тяжёлыми металлами, но и к новому для них облучению [113]. Отметим также, что короткая длина корней у проростков подорожника из зоны влияния КМЗ сохранилась и в череде поколений после снятия стресса [133]. На уровне популяций у подорожника из зоны ВУРСа и КМЗ отмечено снижение генетической изменчивости [106]. Причиной этого феномена на территории заповедника оказалось снижение миграционных потоков семян из-за ограничения доступа человека на загрязнённую территорию. В зоне влияния КМЗ снижение разнообразия обусловлено отбором в пользу генотипов, устойчивых к токсическому загрязнению [106].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, Кыштымская авария является старейшей крупной радиационной аварией на планете, уникальной по изотопному составу и реперному радионуклиду (^{90}Sr). За 65 лет исследований разными организациями (ОНИС, ЦЗЛ ФГУП "ПО "Маяк", МГУ, ГЕОХИ, Почвенный институт РАН, МСХА

им. К.А. Тимирязева, ИОГен РАН, ИПЭЭ РАН, ИЭРиЖ УрО РАН, ИПЭ УрО РАН, Ильменский заповедник и т. д.) накоплен значительный материал, требующий переосмысления и обобщения, особенно это касается архивов ЦЗЛ ФГУП "ПО "Маяк". Перспективными направлениями исследований на ближайшее десятилетие в зоне ВУРСа станет сочетание классических полевых радиоэкологических и радиобиологических методов с лабораторными физиологическими экспериментами и современными эпигенетическими и омиксными (геномные, транскриптомные, протеомные и метаболомные) технологиями для оценки радиобиологических эффектов действия малых доз радиации в меняющихся условиях природных экосистем.

БЛАГОДАРНОСТИ

В разные годы исследования сотрудников лаборатории популяционной радиобиологии и лаборатории общей радиоэкологии ИЭРиЖ УрО РАН в зоне ВУРСа были поддержаны грантами Президиума УрО РАН (12-М-24-2016, 12-С-4-1001, 15-2-4-21), Программы ОФИ между Институтами УрО РАН и ГК РФ (12-4-002-ЯЦ), ФЦНТП поддержки системы ведущих научных школ (РИ-112/001/249, РИ-112.0/001/337, 02.740.11.0279, НШ-5286.2006.4, НШ-1022.2008.4, НШ-3260.2010.4, НШ-5325.2012.4, НШ-2840.2014.4), Программы Президента РФ для молодых ученых (МК-4788.2006.4), РФФИ (01-05-65258, 01-05-64116, 04-04-96099, 07-05-00070, 07-04-96098, 11-04-01260, 15-04-01023, 15-34-20639, 19-05-00469, 19-05-00816), РНФ (21-74-00038), DFG (RO 1055/12-1), INTAS (94-1221), Европейского Совета по ядерной безопасности (FI4C-CT95-0001) и Скандинавской программы ядерной безопасности. Обобщение материалов и написание статьи проведено в рамках государственного задания ИЭРиЖ УрО РАН (122021000077-6).

ЛИТЕРАТУРА

1. INES. The international nuclear and radiological event scale. User's manual. – Vienna: IAEA, 2013. – 206 p.

2. Кадастровый отчет по ООПТ государственный природный заповедник федерального значения "Восточно-Уральский". – ИАС "ООПТ России", 2022.
3. Бурназян А.И. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 144 с.
4. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа. – Екатеринбург: Голицынский, 2008. – 204 с.
5. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, включая прогноз до 2047 года / под ред. Израэля Ю.А. – М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, Фонд "Инфосфера" – НИА-Природа, 2013. – 140 с.
6. Заключение комиссии по оценке экологической ситуации в районе производственного объединения "Маяк", организованной по решению Президиума Академии наук №1140-501 // Радиобиология. – 1991. – Т. 31. – № 3. – С. 436–452.
7. Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P. et al. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990–1995) // Sci Tot Environ. – 1997. – V. 201. – No. 2. – P. 137–154.
8. Об утверждении схемы развития и размещения особо охраняемых природных территорий Челябинской области на период до 2020 года. – Челябинск: Постановление правительства Челябинской области от 21.02.2008 – № 34-П, 2008.
9. Об утверждении Схемы развития и размещения особо охраняемых природных территорий Челябинской области на период до 2025 года. – Челябинск: Постановление правительства Челябинской области от 21.02.2008 – № 34-П, 2019.
10. Nikipelov B.V., Romanov G.N., Buldakov L.N. et al. About accident on Southern Urals of 29 September 1957 // Inform. Bull. Interdepartmental. Council for Information and Public Relations in the Atom. Energy. – 1990. – P. 39–48.
11. Чуканов В.Н., Волобуев П.В., Дрожко Е.Г. и др. Генезис и концепция Государственной программы Российской Федерации по радиа-

- ционной реабилитации Уральского региона. – Екатеринбург, 1993. – 66 с.
12. Soran D.M., Stillman D.B. Analysis of the alleged Kyshtym disaster. – Los Alamos, 1982. – 29 p.
13. Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Кривоулицкого Д.А. – М.: Наука, 1993. – 336 с.
14. Чуканов В.Н., Баженов А.В., Вараксин А.Н. Восточно-Уральский радиоактивный след (Свердловская область) / Под ред. Чуканова В.Н. – Екатеринбург: УрО РАН, 1996. – 168 с.
15. Авраменко М.И., Аверин А.Н., Лобойко Б.Г. и др. Авария 1957 г. Оценка параметров взрыва и анализ характеристик радиоактивного загрязнения территории // Вопросы радиац. безопасности. – 1997. – № 3. – С. 18–28.
16. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Ильина Л.А., Губанова В.А. – М.: ИздАТ, 2001. – 752 с.
17. Смагин А.В. Экология промышленных водоёмов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале. – Озёрск: РИЦ ВРБ, 2007. – 190 с.
18. Mousseau T.A., Møller A.P. Plants in the light of ionizing radiation: what have we learned from Chernobyl, Fukushima, and other "hot" places? // *Frontiers in Plant Science*. – 2020. – V. 11. – Art. 552.
19. Коломийцева И.К. Немонотонность зависимости доза-эффект в области малых доз ионизирующей радиации // *Радиац. биология. Радиоэкология*. – 2003. – Т. 43. – № 2. – С. 179–181.
20. Audette-Stuart M., Kim S.B., McMullin D. et al. Adaptive response in frogs chronically exposed to low doses of ionizing radiation in the environment // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2011. – V. 102. – No. 6. – P. 566–573.
21. Caplin N., Willey N. Ionizing radiation, higher plants, and radioprotection: from acute high doses to chronic low doses // *Frontiers in Plant Science*. – 2018. – V. 9. – Art. 847.
22. Geras'kin S.A., Oudalova A.A., Kim A.K. et al. Cytogenetic effect of low dose gamma-radiation in *Hordeum vulgare* seedlings: non-linear dose-effect relationship // *Radiation and Environmental Biophysics*. – 2007. – V. 46. – No. 1. – P. 31–41.
23. Осипов А.Н., Елаков А.Л., Пучков П.В. и др. Оценка молекулярных и цитогенетических эффектов хронического воздействия низкоинтенсивного излучения у мышей // *Генетика*. – 2002. – Т. 38. – № 10. – С. 1345–1350.
24. Oudalova A.A., Geras'kin S.A., Dikarev V.G. et al. Induction of chromosome aberrations is non-linear within the low dose region and depends on dose rate // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2002. – V. 99. – No. 1–4. – P. 245–248.
25. Biological mechanisms of radiation actions at low doses: a white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. – NY: UNSCEAR, 2012. – 45 p.
26. Zaka R., Chenal C., Misset M.T. Effects of low doses of short-term gamma irradiation on growth and development through two generations of *Pisum sativum* // *Science of the Total Environment*. – 2004. – V. 320. – No. 2. – P. 121–129.
27. Morgan W.F. Non-targeted and delayed effects of exposure to ionizing radiation: II. Radiation-induced genomic instability and bystander effects in vivo, clastogenic factors and transgenerational effects // *Radiation Research*. – 2003. – V. 159. – No. 5. – P. 581–596.
28. Tang F.R., Loke W.K. Molecular mechanisms of low dose ionizing radiation-induced hormesis, adaptive responses, radioresistance, bystander effects, and genomic instability // *International J. of Radiation Biology*. – 2015. – V. 91. – No. 1. – P. 13–27.
29. Zemp F.J., Kovalchuk I., Kovalchuk O. The epigenetics of the bystander effect: Animal and plant models // *Environ and Molecular Mutagenesis*. – 2006. – V. 47. – No. 6. – P. 453–453.
30. Антонова Е.В., Позолотина В.Н. Межгодовая изменчивость качества семенного потомства пустыльника пятилопастного (*Leonurus quinquelobatus*) в условиях хронического облучения // *Экология*. – 2020. – № 5. – С. 341–353.
31. Geras'kin S., Oudalova A., Kuzmenkov A. et al. Chronic radiation exposure modifies temporal dynamics of cytogenetic but not reproductive indicators in Scots pine populations // *Environmental Pollution*. – 2018. – V. 239. – P. 399–407.
32. Kukarskih V.V., Modorov M.V., Devi N.M. et al. Radial growth of *Pinus sylvestris* in the East Ural Radioactive Trace (EURT): Climate and ionizing radiation // *Science of the Total Environment*. –

2021. – V. 781. – Art. 146827.
33. Oliver E.J. The encyclopedia of world climatology. – Dordrecht: Springer, 2005. – 854 p.
34. Climate change 2014: synthesis report / Eds Pachauri R.K., Meyer L.A. – Geneva: IPCC, 2014. – 151 p.
35. Martínez-Ballesta M.C., López-Pérez L., Muries B. et al. Climate change and plant water balance: the role of aquaporins – A review // Climate change, intercropping, pest control and beneficial microorganisms / Eds Lichtfouse E. – Dordrecht: Springer, 2009. – P. 71–89.
36. Ruelland E., Zachowski A. How plants sense temperature // Environmental and Experimental Botany. – 2010. – V. 69. – No. 3. – P. 225–232.
37. Wagner R., Dietzel L., Bräutigam K. et al. The long-term response to fluctuating light quality is an important and distinct light acclimation mechanism that supports survival of *Arabidopsis thaliana* under low light conditions // Planta. – 2008. – V. 228. – No. 4. – P. 573–587.
38. Thakur P., Kumar S., Malik J.A. et al. Cold stress effects on reproductive development in grain crops: An overview // Environmental and Experimental Botany. – 2010. – V. 67. – No. 3. – P. 429–443.
39. Qiu J., Bai Y., Fu Y.-B. et al. Spatial variation in temperature thresholds during seed germination of remnant *Festuca hallii* populations across the Canadian prairie // Environmental and Experimental Botany. – 2010. – V. 67. – No. 3. – P. 479–486.
40. Антонова Е.В., Позолотина В.Н., Каримуллина Э.М. Изменчивость костреца безостого в условиях хронического облучения в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. – 2014. – № 6. – С. 459–468.
41. Молчанова И.В., Позолотина В.Н. Радиоэкологические исследования в России // Экология. – 1999. – № 2. – С. 99–104.
42. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Позолотина В.Н. и др. Радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Дефектоскопия. – 1998. – № 4. – С. 87–92.
43. Aarkrog A., Dahlgaard H., Frissel M. et al. Sources of anthropogenic radionuclides in the Southern Urals // J. of Environmental Radioactivity. – 1992. – V. 15. – No. 1. – P. 69–80.
44. Позолотина В.Н., Молчанова И.В. Ретроспективный обзор радиоэкологических исследований на Урале // Вопросы радиац. безопасности. – 2003. – № 4. – С. 3–13.
45. Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. – Екатеринбург: УрО РАН, 2001. – 161 с.
46. Pozolotina V.N., Molchanova I.V., Mikhailovskaya L.N. et al. The current state of terrestrial ecosystems in the Eastern Ural Radioactive Trace // Radionuclides: sources, properties and hazards. / Eds. Gerada J.G. – New York: Nova Science, 2012. – P. 1–22.
47. Molchanova I., Mikhailovskaya L., Antonov K. et al. Current assessment of integrated content of long-lived radionuclides in soils of the head part of the East Ural Radioactive Trace // J. Environ. Radioact. – 2014. – V. 138. – No. 6. – P. 238–248.
48. Молчанова И.В., Кайгородова С.Ю., Михайловская Л.Н. и др. Состав, свойства и уровень радионуклидного загрязнения почвенного покрова 15-километровой зоны Белоярской АЭС // Ж. Сибирского федерального университета. Серия: Биология. – 2016. – Т. 9. – № 3. – С. 321–337.
49. Molchanova I.V., Pozolotina V.N., Karavaeva E.N. et al. Radioactive inventories within the East-Ural radioactive state reserve on the Southern Urals // Radioprotection. – 2009. – V. 44. – No. 5. – P. 747–757.
50. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Радиоэкологическое исследование почвенного покрова Восточно-Уральского государственного заповедника и сопредельных территорий // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2011. – Т. 51. – № 4. – С. 476–482.
51. Molchanova I.V., Pozolotina V.N., Antonova E.V. et al. The impacts of permanent irradiation on the terrestrial ecosystems of the Eastern-Ural Radioactive Trace // Radioprotection. – 2011. – V. 46. – No. 6. – P. S567–S572.
52. Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Antonova E.V. Accumulation of ⁹⁰Sr by plants of different taxonomic groups from the soils at the East Ural Radioactive Trace // Behavior of strontium in plants and the environment. / Eds Gupta D.K., Walther C. – Cham: Springer, 2018. – P. 61–73.
53. Pozolotina V.N., Molchanova I.V., Karavaeva E.N. et al. Radionuclides in terrestrial ecosystems of the zone of Kyshtym accident in the Urals // J.

- Environ. Radioact. – 2010. – V. 101. – No. 6. – P. 438–442.
54. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Ч. 2 / Под ред. Донник И.М. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 399 с.
55. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2014 году: / Под ред. Шершакова В.М., Булгакова В.Г., Крышева И. И. и др. – Обнинск: ФГБУ "НПО Тайфун", Росгидромет, 2015. – 350 с.
56. Modorov M., Seleznev A., Mikhailovskaya L. Heterogeneity of ^{90}Sr radioactive contamination at the head part of the East Ural radioactive trace (EURT) // J. of Environmental Radioactivity. – 2017. – V. 167. – P. 117–126.
57. Mikhailovskaya L.N., Modorov M.V., Pozolotina V.N. et al. Heterogeneity of soil contamination by ^{90}Sr and its absorption by herbaceous plants in the East Ural Radioactive Trace area // Science of the Total Environment. – 2019. – V. 651. – P. 2345–2353.
58. Pozolotina V.N., Shalaumova Y.V., Lebedev V.A. et al. Forests in the East Ural Radioactive Trace: structure, spatial distribution, and the ^{90}Sr inventory 63 years after the Kyshtym accident // Environmental Monitoring and Assessment. – 2023. – V. 195. – No. 6. – Art. 632.
59. Михайловская Л.Н., Гусева В.П., Рукавишников О.В. и др. Техногенные радионуклиды в почвах и растениях наземных экосистем в зоне воздействия атомных предприятий // Экология. – 2020. – № 2. – С. 110–118.
60. Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N. Spatial distribution of ^{90}Sr from different sources in soils of the Ural region, Russia // Strontium contamination in the environment / Eds Pathak P., Gupta D.K. – Cham: Springer, 2020. – P. 141–158.
61. Коробова Е.М., Тарасов О.В., Романов С.Л. и др. Исследование процессов миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs в элементарных ландшафтно-геохимических системах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиац. безопасности. – 2020. – № 3. – С. 51–62.
62. Молчанова И.В., Позолотина В.Н., Михайловская Л.Н. и др. Оценка эффективности естественных процессов самоочищения и контрмер, использованных на ВУРСе в поставарийный период // Вопросы радиац. безопасности. – 2013. – № S1. – С. 53–58.
63. Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н., Молчанова И.В. и др. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs растениями из почв, загрязнённых в результате эксплуатации предприятий ядерно-энергетического комплекса // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2010. – № 1(12). – С. 85–90.
64. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н. и др. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических групп // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54. – № 1. – С. 77–84.
65. Karavaeva Y.N., Molchanova I.V., Mikhailovskaya L.N. Peculiarities of the technogenic radionuclides transfer from soils into plants in the radioactive contaminated areas // Radioprotection. – 2009. – V. 44. – No. 5. – P. 371–375.
66. Тарасов О.В., Фёдорова О.В., Тананаев И.Г. и др. Формы состояния и миграция радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук. – 2016. – Т. 1. – № 185. – С. 47–52.
67. Beresford N., Wright S. Non-linearity in radiocaesium soil to plant transfer: Fact or fiction? // Radioprotection. – 2005. – V. 40. – № S1. – P. 67–72.
68. Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N., Modorov M.V. et al. Accumulation of ^{90}Sr by *Betula pendula* within the East Ural Radioactive Trace zone // J. of Environmental Radioactivity. – 2022. – V. 250. – Art. 106914.
69. Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н., Михайловская З.Б. Вклад современных газоаэрозольных выбросов атомных предприятий в загрязнение растительного покрова // Междунар. науч.-практ. конф. "Ядерно-физические исследования и технологии в сельском хозяйстве". – Обнинск: РИРАЭ, 2020. – С. 201–203.
70. Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н., Гусева В.П. и др. Накопление ^{90}Sr основными лесобразующими породами на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Материалы VI Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Т. 2. – Томск: Изд-

- во Томского политех. ун-та, 2021. – С. 152–156.
71. Тихомиров Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах ВУРС при радиоактивных выпадениях // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволицкого Д.А. – М.: Наука, 1993. – С. 21–39.
 72. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: Наука, 1999. – 228 с.
 73. Karavaeva Y.N., Kulikov N.V., Molchanova I.V. et al. Accumulation and distribution of long-living radionuclides in the forest ecosystems of the Kyshtym accident zone // Science of the Total Environment. – 1994. – V. 157. – No. 1–3. – P. 147–151.
 74. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
 75. Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Нифонтова М.Г. Радионуклиды глобальных выпадений в растениях лесных экосистем Уральского региона // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2012. – № 2. – С. 110–117.
 76. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В. и др. Накопление ^{137}Cs и ^{90}Sr древесиной берёзы бородавчатой (*Betula pendula* Roth.) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45. – № 4. – С. 498–505.
 77. Переволоцкий А.Н., Булавик И.М., Переволоцкая Т.В. и др. Особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве и накопления древесины и корой сосны (*Pinus silvestris* L.) в различных условиях местопроизрастания // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47. – № 4. – С. 463–470.
 78. СП 2.6.1.759–99.2.6.1. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. Допустимые уровни содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в продукции лесного хозяйства (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 02.07.1999 г.). – М., 1999.
 79. Смирнов Е.Г. Природные условия и растительность Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволицкого Д.А. – М.: Наука, 1993. – С. 79–84.
 80. Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В. и др. Экологический мониторинг в Восточно-Уральском заповеднике // Координация мониторинга в ООПТ Урала. – Екатеринбург: Изд-во "Екатеринбург", 2000. – С. 96–110.
 81. Позолотина В.Н., Лебедев В.А., Антонова Е.В. и др. Состояние лесов в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа, ближней к эпицентру Кыштымской аварии // Экология. – 2022. – № 1. – С. 42–54.
 82. Таксационное описание лесничества Восточно-Уральского государственного заповедника, ПО "Маяк" – Нижний Новгород: ФГУП "Поволжский леспроект", Нижегородская лесоустроительная экспедиция, 2003.
 83. Лесной план Челябинской области. Постановление Губернатора Челябинской области от 29 декабря 2017 г. № 282.
 84. Тарасов О.В., Бакуров А.С., Крылова Е.И. Природные пожары на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа: влияние на радиационную обстановку в зоне наблюдения ПО "Маяк" // VI Съезд по радиационным исследованиям (радиобиология, радиоэкология, радиационная безопасность). – Т. 2. – М., 2010. – С. 71.
 85. Ровный С.И., Куценогий К.П., Тарасов О.В. и др. Эмиссия аэрозолей при лесных пожарах на территориях, загрязнённых радионуклидами // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2010. – Т. 1. – № 12. – С. 66–71.
 86. Тихомиров Ф.А., Романов Г.Н. Дозы облучения организмов в условиях радиоактивного загрязнения леса // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. Соколова В.Е., Криволицкого Д.А. – М.: Наука, 1993. – С. 13–20.
 87. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Харитонов О.В. и др. Последствия хронического действия радиации для флоры Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49. – № 1. – С. 97–106.
 88. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М. и др. Последствия хронического облучения для растительности в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. – 2013. – № S1. – С. 31–45.
 89. Куликов П.В. Определитель сосудистых рас-

- тений Челябинской области / Под ред. Мухина В.А. – Екатеринбург: УрО РАН, Ботанический сад, 2010. – 969 с.
90. Лагунов А.В., Смагин А.И. Восточно-Уральский государственный заповедник в системе особо охраняемых природных территорий Челябинской области // Вопросы радиац. безопасности. – 2007. – Спецвыпуск. – С. 45–67.
91. Brown J.E., Alfonso B., Avila R. et al. The ERICA tool // J. Environ. Radioact. – 2008. – V. 99. – No. 9. – P. 1371–1383.
92. Antonova E.V., Pozolotina V.N., Karimullina E.M. Time-dependent changes of the physiological status of *Bromus inermis* Leyss. seeds from chronic low level radiation exposure areas // Biol. Rhythm. Res. – 2015. – V. 46. – No. 4. – P. 587–600.
93. Karimullina E., Antonova E., Pozolotina V. Assessing radiation exposure of herbaceous plant species at the East-Ural Radioactive Trace // J. Environ. Radioact. – 2013. – V. 124. – P. 113–120.
94. Karimullina E.M., Mikhailovskaya L.N., Pozolotina V.N. et al. Radionuclide uptake and dose assessment of 14 herbaceous species from the East-Ural Radioactive Trace area using the ERICA Tool // Environ. Sci. Pollut. Res. – 2018. – V. 25. – No. 14. – P. 13975–13987.
95. Shimalina N.S., Antonova E.V., Pozolotina V.N. Multiannual assessment of quality of *Plantago major* L. seed progeny from Kyshtym accident area: weather-dependent effects // Plants. – 2023 (in press).
96. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Онищенко А.Д. и др. Оценка доз внешнего облучения травостоя в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2012. – Т. 4. – № 21. – С. 70–78.
97. Михайловская Л.Н., Антонова Е.В., Позолотина В.Н. и др. Накопление радионуклидов и дозовые нагрузки у представителей семейства Fabaceae из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Междунар. науч. конф. "Радиобиология: "Маяк", Чернобыль, Фукусима". – Гомель: Институт радиологии, 2015. – С. 137–141.
98. Антонова Е.В., Позолотина В.Н. Клональная структура ценопопуляций одуванчика в условиях радионуклидного загрязнения на Урале // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47. – № 3. – С. 349–355.
99. Антонова Е.В., Позолотина В.Н. Особенности аллозимной структуры ценопопуляций одуванчика в условиях радионуклидного и химического загрязнения // Экология. – 2007. – № 5. – С. 355–361.
100. Ульянова Е.В., Позолотина В.Н. Клональное разнообразие и редкие фены в ценопопуляциях *Taraxacum officinale* s.l. из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Доклады Академии наук. – 2006. – Т. 406. – № 5. – С. 715–717.
101. Ульянова Е.В., Позолотина В.Н. Изменчивость ферментных систем в ценопопуляциях одуванчика лекарственного из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44. – № 5. – С. 579–584.
102. Каримуллина Э.М. Эколого-генетическая характеристика звездчатки злаковой и дрёммы белой из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа: автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Екатеринбург, 2012. – 20 с.
103. Антонова Е.В., Корчагина О.С. Изменчивость микросателлитных локусов в уральских популяциях *Silene latifolia* (Caryophyllaceae) // Известия РАН. Серия биологическая. – 2017. – № 5. – С. 499–506.
104. Антонова Е.В., Позолотина В.Н., Каримуллина Э.М. Внутривидовая изменчивость дрёммы белой в градиенте радионуклидного загрязнения ВУРСа // Экология. – 2013. – № 1. – С. 20–29.
105. Karimullina E.M., Antonova E.V., Pozolotina V.N. Genetic variation in natural *Melandrium album* populations exposed to chronic ionizing radiation // Environ. Sci. Pollut. Res. – 2016. – V. 23. – No. 21. – P. 21565–21576.
106. Shimalina N.S., Antonova E.V., Pozolotina V.N. Genetic polymorphism of *Plantago major* populations from the radioactive and chemical polluted areas // Environmental Pollution. – 2020. – V. 257. – Art. 113607.
107. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Михайловская Л.Н. и др. Современные уровни радионуклидного загрязнения ВУРСа и биологические эффекты в локальных популяциях *Plantago major* L. // Экология. – 2005. – № 5. – С. 353–361.
108. Antonova E.V., Shoeva O.Y., Khlestkina E.K. Biochemical and genetic polymorphism of

- Bromopsis inermis* populations under chronic radiation exposure // *Planta*. – 2019. – V. 249. – No. 6. – P. 1977–1985.
109. Antonova E.V., Röder M.S. Evaluation of the genetic structure of *Bromus inermis* populations from chemically and radioactively polluted areas using microsatellite markers from closely related species // *International J. of Radiation Biology*. – 2022. – V. 98. – No. 7. – P. 1289–1300.
110. Лысенко Е.А., Кальченко В.А., Шевченко В.А. Изменчивость полиморфных систем *Centaurea scabiosa* L. под действием хронического облучения // *Радиац. биология. Радиоэкология*. – 1999. – Т. 39. – № 6. – С. 623–629.
111. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Каримуллина Э.М. Оценка радиационного воздействия на ценопопуляции звездчатки злаковой в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Экология*. – 2010. – № 6. – P. 403–413.
112. Antonova E.V., Fuchs J., Röder M.S. Influence of chronic man-made pollution on *Bromus inermis* genome size // *Rus. J. Ecol.* – 2020. – V. 51. – No. 4. – P. 337–344.
113. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Шималина Н.С. Адаптация *Plantago major* L. к длительному радиационному и химическому воздействию // *Экология*. – 2016. – № 1. – С. 3–13.
114. Шималина Н.С., Орехова Н.А., Позолотина В.Н. Особенности про- и антиоксидантных систем *Plantago major*, длительное время произрастающего в зоне радиоактивного загрязнения // *Экология*. – 2018. – № 5. – С. 333–341.
115. Shimalina N.S., Orekhova N.A., Pozolotina V.N. Comparative evaluation of prooxidant/antioxidant balance in seed progeny of *Plantago major* L. from radioactively and chemically contaminated areas // *J. of Siberian Federal University. Biology*. – 2021. – V. 14. – No. 3. – P. 306–317.
116. Абрамов В.И., Степанова А.А., Фамелис С.А. Радиобиологические эффекты у растений, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Радиац. биология. Радиоэкология*. – 2010. – Т. 50. – № 3. – С. 345–351.
117. Храмова Е.П., Тарасов О.В., Крылова Е.И. и др. Особенности накопления флавоноидов у растений в условиях радиоактивного загрязнения // *Вопросы радиац. безопасности*. – 2006. – № 4. – С. 13–21.
118. Karimullina E.M. The impact of radiation factor on the low molecular weight antioxidants content in *Melandrium album* and *Bromopsis inermis* // *The Intern. Youth Sci. Environ. Forum "ECOBALTICA'2008"*. – St. Petersburg, 2008. – P. 121–125.
119. Каримуллина Э.М., Антонова Е.В. Генетические, биохимические и экологические особенности хронически облучаемых популяций дрёмы белой // *Междунар. конф. "Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды"*. – Сыктывкар: ИБ КНЦ УрО РАН, 2009. – С. 61–64.
120. Каримуллина Э.М., Позолотина В.Н. Низкомолекулярные антиоксиданты у травянистых растений в условиях радионуклидного загрязнения // *Годич. собрания о-ва физиологов растений России и Междунар. науч. конф. "Физико-химические механизмы адаптации растений к антропогенному загрязнению в условиях Крайнего Севера"*. – Апатиты: Полярно-альпийский ботан. сад-институт, 2009. – С. 152–153.
121. Антонова Е.В., Орехова Н.А., Позолотина В.Н. Половой диморфизм и биохимический статус дрёмы белой (*Silene latifolia*) из зоны Кыштымской аварии // *V Всероссийская научно-практическая конференция "Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования"*. – Нижний Тагил: НТГСПА Тагил, 2017. – С. 47–53.
122. Antonova E.V., Orekhova N.A., Pozolotina V.N. Correlation between physiological and biochemical status of *Silene latifolia* seedlings from the Kyshtym accident (Russia, Urals) // *Fourth International Conference on Radiation and Applications in Various Fields of Research (RAD 2016)* / Eds Ristić G. – Niš: Niš University, 2016. – P. 362.
123. Антонова Е.В., Шималина Н.С., Позолотина В.Н. Временная изменчивость реакций растений в условиях хронического облучения: возможные подходы к оценке адаптации к абиотическому стрессу // *Траектория исследований – человек, природа, технологии*. – 2022. – Т. 1. – № 1. – С. 39–53.
124. Laanen P., Saenen E., Mysara M. et al.

- Changes in DNA methylation in *Arabidopsis thaliana* plants exposed over multiple generations to gamma radiation // *Frontiers in Plant Science*. – 2021. – V. 12. – No. 532. – Art. 611783.
125. Van de Walle J. From methylome to phenotype: a study on the effects of a multigenerational exposure to gamma radiation in *Arabidopsis thaliana*. – PhD Thesis. – Hasselt, 2018. – 268 p.
126. Макаренко Е.С., Удалова А.А. Оценка состояния второго поколения сосны обыкновенной из зоны отчуждения Чернобыльской АЭС по морфометрическим показателям // *Экологическая генетика*. – 2015. – Т. 13. – № 4. – С. 6–8.
127. Pernis M., Skultety L., Shevchenko V. et al. Soybean recovery from stress imposed by multigenerational growth in contaminated Chernobyl environment // *J. of Plant Physiology*. – 2020. – V. 251. – Art. 153219.
128. Позолотина В.Н. Отдалённые последствия действия радиации в чреде поколений у растений-апомиктов // *Радиационная биология. Радиоэкология*. – 2003. – Т. 43. – № 4. – С. 462–470.
129. Позолотина В.Н. Отдалённые последствия действия радиации на растения. – Екатеринбург: Голицкий, 2003. – 244 с.
130. Maternal effects as adaptations / Eds Mousseau T.A., Fox C.W. – Oxford: University Press, 1998. – 400 p.
131. Bruce T.J.A., Matthes M.C., Napier J.A. et al. Stressful "memories" of plants: Evidence and possible mechanisms // *Plant Science*. – 2007. – V. 173. – No. 6. – P. 603–608.
132. Horemans N., Spurgeon D.J., Lecomte-Pradines C. et al. Current evidence for a role of epigenetic mechanisms in response to ionizing radiation in an ecotoxicological context // *Environmental Pollution*. – 2019. – V. 251. – P. 469–483.
133. Shimalina N.S., Pozolotina V.N., Orekhova N.A. Stress memory in two generations of *Plantago major* from radioactive and chemical contaminated areas after the cessation of exposure // *International J. of Radiation Biology*. – 2023. – <https://doi.org/10.1080/09553002.2023.2146232>
134. Pozolotina V.N., Antonova E.V., Bezel V.S. Comparison of remote consequences in *Taraxacum officinale* seed progeny collected in radioactively or chemically contaminated areas // *Ecotoxicology*. – 2012. – V. 21. – No. 7. – P. 1979–1988.
135. Мазурик В.К., Михайлов В.Ф. Радиационно-индуцированная нестабильность генома: феномен, молекулярные механизмы, патогенное значение // *Радиационная биология. Радиоэкология*. – 2001. – Т. 41. – № 3. – С. 272–289.
136. Антонова Е.В., Каримуллина Э.М., Позолотина В.Н. Хроногенная изменчивость физиологического статуса семенного потомства дрёмы белой из зоны Восточно-Уральского радиоактивного следа // V Междун. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека" / Под ред. Рихванова Л.П. – Томск: Томский политех. ун-т, 2016. – С. 438–441.
137. Позолотина В.Н., Антонова Е.В. Биоритмы как мера оценки влияния хронического облучения на качество семенного потомства растений // X Всеросс. популяционный семинар "Современное состояние и пути развития популяционной биологии". – Ижевск: КнигоГрад, 2008. – С. 297–299.
138. Петин В.Г., Жураковская Г.П., Комарова Л.Н. Радиобиологические основы синергических взаимодействий в биосфере. – М.: ГЕОС, 2012. – 219 с.
139. Pozolotina V.N., Antonova E.V. Temporal variability of the quality of *Taraxacum officinale* seed progeny from the East-Ural Radioactive Trace: is there an interaction between low level radiation and weather conditions? // *International J. of Radiation Biology*. – 2017. – V. 93. – No. 3. – P. 330–339.
140. Geras'kin S., Vasiliyev D., Makarenko E. et al. Influence of long-term chronic exposure and weather conditions on Scots pine populations // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2017. – V. 24. – No. 12. – P. 11240–11253.
141. Antonova E.V., Pozolotina V.N., Karimullina E.M. Viability of plant seed progeny from the East-Ural Radioactive Trace: radiation and weather condition // *Genetics, evolution and radiation: Crossing borders, the interdisciplinary legacy of Nikolay W. Timofeeff-Ressovsky*. / Eds Korogodina V.L., Mothersill C., Inge-Vechtomov S.G. et al. – Cham: Springer, 2016. – P. 267–276.
142. Антонова Е.В., Позолотина В.Н., Каримуллина Э.М. Межгодовая изменчивость качества семенного потомства лопуха паутинистого в условиях хронического облучения //

Теоретические проблемы экологии и эволюции: Шестые Любичевские чтения, 11-й Всеросс. популяционный семинар и Всеросс. семинар "Гомеостатические механизмы биологических систем" с общей темой "Проблемы популяционной экологии" / Под ред. Розенберга Г.С. – Тольятти: Кассандра, 2015. – С. 47–52.

143. Росяева Д.Ю., Антонова Е.В. Межгодовая изменчивость качества семенного потомства *Cirsium setosum* (Willd.) Bess. в условиях радионуклидного загрязнения // Экология: традиции и инновации / Под ред. Антоновой Е.В., Кукарских В.В., Ушаковой К.И. и др. – Екатеринбург: Голицинский, 2012. – С. 108–114.

144. Антонова Е.В., Позолотина В.Н. Межгодовая динамика качества семенного потомства четырёх видов семейства Fabaceae, длительное время произрастающих в зоне Кыштымской аварии // Научно-практич. конф. с междунар. участием "Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность – 2017" / Под ред. Омельчук Ю.А., Ляминой Н.В., Кучерик Г.В. – Севастополь: СевГУ, 2017. – С. 98–102.

145. Антонова Е.В., Позолотина В.Н. Изменчивость физиологических и биохимических параметров у проростков трёх видов семейства Fabaceae из зоны Кыштымской аварии // Всеросс. конф. с междунар. участи-

ем "Эволюция биосферы и техногенез", VI Всеросс. симпозиум с междунар. участием "Минералогия и геохимия ландшафта горно-рудных территорий", XIII Всеросс. чтения памяти акад. А.Е. Ферсмана "Рациональное природопользование", "Современное минералообразование", посвященные 35-летию ИПРЭК СО РАН. – Чита: Изд-во БНЦ СО РАН, 2016. – С. 303–307.

146. Karimullina E., Antonova E., Pozolotina V. et al. The toxicity of engineered nanoparticles on seed plants chronically exposed to low-level environmental radiation // Russian J. of Ecology. – 2015. – V. 46. – No. 3. – P. 236–245.

147. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Безель В.С. и др. Пути адаптации ценопопуляций одуванчика лекарственного к длительному химическому и радиационному воздействию // Экология. – 2006. – № 6. – С. 440–446.

148. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Безель В.С. Внутрипопуляционная изменчивость качества семенного потомства одуванчика в зонах химического и радиоактивного загрязнения // Экология. – 2009. – № 5. – С. 383–389.

149. Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Безель В.С. Отдалённые эффекты в популяциях растений из зон радиоактивного и химического загрязнения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 50. – № 4. – С. 414–422.

УДК 612.015:546.36

© 2023

МОДЕЛИРОВАНИЕ ОБМЕНА ЦЕЗИЯ-137 В ОРГАНИЗМЕ ЧЕЛОВЕКА

*В.Ф. Хохряков, В.Э. Введенский**Россия, г. Озёрск, ФГБУН "Южно-Уральский институт биофизики"
ФМБА России*

На основе литературных данных и результатов собственных исследований о метаболизме ^{137}Cs в организме человека разработана модель клеточной проницаемости, описывающая обмен радионуклида между клетками и экстрацеллюлярной жидкостью при различных ритмах поступления нуклида в организм. Определены градиенты концентрации в системе клетки – внеклеточная жидкость. Оценены скорость поглощения и периоды полувыведения элемента из клеток трёх типов, различающихся уровнями накопления, оценены электрические потенциалы клеточных мембран. Обсуждается отличие предложенного подхода от рекомендуемого Публикацией 137 МКРЗ при оценке метаболизма инкорпорированного ^{137}Cs .

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ЦЕЗИЙ-137, МЕТАБОЛИЗМ, МОДЕЛИРОВАНИЕ, КАМЕРНАЯ МОДЕЛЬ, ВНУТРЕННЯЯ ДОЗИМЕТРИЯ

Радионуклид ^{137}Cs выделяется среди продуктов деления урана высоким выходом на распад и длительным периодом полураспада. В результате испытаний атомного оружия в атмосфере этот радионуклид обнаружен глобально в различных объектах окружающей среды и в организме человека уже в начале 1950-х гг. В более поздние сроки повышенный интерес к радиационным и токсикологическим свойствам этого нуклида вызван региональными выбросами радиоактивности, обусловленными авариями на ЧАЭС и в Фукусиме. Развитие атомной энергетики увеличивает потенциальную угрозу облучения человека радионуклидами техногенного происхождения, что делает актуальным углублённое изучение их метаболизма. Исследованию обмена ^{137}Cs в организме млекопитающих, включая человека, посвящено значительное количество работ. В ряде публикаций обсуждается эмпирическая информация, накопленная в эксперименте с млекопитающими, а именно видовые, гендерные и возрастные особенности обмена этого элемента в живом организме [1–7]. Анализ литературных источников показывает, что после однократного поступления содержание радионуклида в организме млекопитающих снижается во времени как сумма нескольких

экспоненциальных слагаемых [1, 4, 8]. У человека содержание ^{137}Cs $Q(t)$ описывается в виде суммы двух экспоненциальных членов [3]:

$$Q(t) = Q_0(a_1 e^{-\lambda_1 t} + a_2 e^{-\lambda_2 t}), \quad a_1 + a_2 \equiv 1. \quad (1)$$

Установлена корреляция коэффициентов a_1 , a_2 и периодов полувыведения T_{σ} , T_m с возрастом и полом. Для дозиметрических оценок "стандартному" человеку в работах [6, 9, 10] рекомендуется приписывать значения:

$$a_1 = 0,1; \quad T_{\sigma} = 0,693/\lambda_1 = 2 \text{ сут}; \\ T_m = 0,693/\lambda_2 = 110 \text{ сут}. \quad (2)$$

В большинстве публикаций рассматривались биокинетические модели в форме указанных выше феноменологических уравнений, описывающих поведение в целом организме. В работе Leggett et al. [11] предлагается физиологически обоснованная модель, вскрывающая механизмы обмена между органами и тканями на основе учёта потоков нуклида с кровью, но не затрагивается вопрос об обмене на клеточном уровне. Вместе с тем известно, что цезий, принадлежащий к группе щелочных металлов, подобно калию и рубидию, при попадании в организм млекопитающего проявляет свойство накапливаться в клетках, образуя высокий градиент концентрации между клетками и экстрацеллюлярной жидкостью [7, 8, 12, 13]. В ста-

тье [7], посвящённой сравнительному анализу распределения стабильных изотопов калия, рубидия, цезия между эритроцитами и плазмой крови, рассмотрены подходы к объяснению этого эффекта. Предполагается, что указанный выше градиент концентраций обусловлен длительным удержанием в клетках благодаря связыванию этих элементов с белками, более 60 % из которых приходится на миоциновую фракцию, высокий удельный вклад которой характерен для мышечной ткани [13].

Настоящая статья посвящена описанию с количественной стороны обмена ^{137}Cs в организме человека в рамках гипотезы клеточной проницаемости, предполагающей, что диффузионные потоки цезия из экстрацеллюлярной жидкости в клетку и обратно пропорциональны концентрациям радионуклида в соответствующем субстрате. Анализ кинетики обмена между клетками и экстрацеллюлярной жидкостью основан на литературных данных с привлечением некоторых данных собственных исследований [12] о метаболизме радионуклида у человека.

ОБЩАЯ ПОСТАНОВКА ЗАДАЧИ

Поиск параметров, характеризующих обмен ^{137}Cs между клетками и внеклеточной жидкостью, осуществляли, используя данные о распределении радионуклида в организме человека, полученные при анализе трупов двух групп людей, подвергшихся загрязнению в результате поступления в окружающую среду продуктов деления, образовавшихся при аварии на ЧАЭС [14]. Так как распределение по органам в двух группах из 20 и 49 случаев, подвергавшихся воздействию окружающей среды в Австрии с промежутком около полугода, не различалось на статистически значимом уровне, то для разработок использовались усреднённые межгрупповые характеристики распределения. Считали, что полученные показатели отвечают установившемуся равновесному распределению. Для цезия характерно быстрое достижение равновесия между содержанием в организме и в диете, даже если содержание нуклида в диете быстро меняется [5]. Сказанное оправдывает использование усреднённых данных из двух групп, т. е., судя по сообщению [15], в упомянутое полугодие не отмечено существенных

изменений уровня накопления радионуклида в регионе.

В табл. 1 приведены обработанные нами данные упоминавшихся выше исследований о равновесном распределении цезия по четырём органам человека [14]. Жирным шрифтом выделены экстраполированные показатели для не исследованных органов в предположении, что их удельная активность 49,9 Бк/кг получена как средневзвешенное для исследованных органов, исключая низкие (жир) и высокие (мышцы) показатели. Введём обозначения:

Q – активность всего тела, Бк;

q_i – удельная активность i -го органа, Бк/кг;

m_i – масса i -го органа, кг;

Q_i – активность i -го органа ($Q_i = q_i \cdot m_i$), Бк;

Q_i^k – активность клеток i -го органа, Бк;

h_i^k – относительная активность клеток i -го органа ($h_i^k = Q_i^k / Q$).

Расчёты для табл. 1 выполнены в предположении, что удельная активность всей экстрацеллюлярной жидкости, включающей интерстициальную жидкость и плазму крови, совпадает с удельной активностью плазмы. При этом, согласно справочнику [17], предполагалось, что масса интерстициальной жидкости составляет 18,2 %, плазмы – 3,8 % от массы тела.

Примем, ссылаясь на статью Leggett et al. [11], в которой обсуждается распределение ^{137}Cs по органам, что в плазме при равновесном состоянии (когда скорость выведения из организма равна скорости поступления) находится $\varepsilon = 0,002$ от общего содержания радионуклида в организме. Учитывая, что суммарное содержание измеренного и экстраполированного количества в организме составляет 4269,5 Бк (табл. 1), находим, что содержание в плазме, согласно расчётам в табл. 1, составляет:

$$Q^p = \sum_{i=1}^7 Q_i \cdot \varepsilon \approx 8,5 \text{ Бк} . \quad (3)$$

Содержание Q_i^k в клетках i -го органа или ткани находили путём вычитания из измеренного содержания Q_i активности интерстициальной жидкости органа согласно формуле:

$$Q_i^k = Q_i - \left(\frac{8,5}{2,77} \right) \cdot \frac{18,9}{100} \cdot m_i, i \in \{1, \dots, 6\}, \quad (4)$$

Таблица 1

 Равновесное распределение ^{137}Cs в организме человека

i -й орган	i	$m_i^{1)}$, кг	q_i , Бк/кг	Q_i , Бк	Q_i^k , Бк	h_i^k	j	h_j^k , среднее с группировкой части органов
Мышцы	1	29	$91,0 \pm 15^{2)}$	2639,0	2622,2	0,614	2	$0,614 \pm 0,147$
Печень	2	1,8	$52,7 \pm 9$	94,9	93,9	0,022	3	$0,315 \pm 0,072$
Лёгкие	3	1	$46,3 \pm 6,2$	46,3	45,7	0,011		
Почки	4	0,3	$45,3 \pm 22,1$	13,6	13,4	0,003		
Неисследованные органы	5	24,13	$49,9 \pm 9,5$	1204,1	1190,0	0,279		
Жир	6	14	$18,8 \pm 5,4$	263,2	255,1	0,059	4	$0,059 \pm 0,017$
Плазма	7	2,77	–	8,5	–	0,002 ³⁾	–	–
Итого:	–	73	–	4269,5	4220,3	0,990	–	$0,990 \pm 0,164$
В том числе интерстициальная жидкость	–	13,29	–	40,7	–	0,010 ⁴⁾	–	–
Всего:							1	–
Экстрацеллюлярная жидкость ⁵⁾	–	16,06	–	49,2 ⁵⁾	–	0,012 ⁵⁾	1	0,012

Примечание: ¹⁾ по данным из [16, 17]; ²⁾ квадратичные ошибки среднего взвешенного значения, вычисленные по данным [14] для двух исследованных групп лиц мужского пола; ³⁾ отношение активности плазмы к активности всего тела, по данным Leggett et al [11]; ⁴⁾ отношение активности интерстициальной жидкости к активности всего тела. Так как активность интерстициальной жидкости вычитается из активности тканей при вычислении h_{ik} , поэтому доля активности интерстициальной жидкости суммируется при вычислении "Всего"; ⁵⁾ к экстрацеллюлярной жидкости в данной модели относят интерстициальную жидкость и плазму.

где дробь, приведённая в скобках, означает удельную активность плазмы, Бк/кг, а произведение $0,189 \cdot m_i$ – массу интерстициальной жидкости i -го органа, кг. Необходимо отметить, что коэффициент 18,9, используемый в формуле, отличается от приведённого в данном сообщении выше по тексту (масса интерстициальной жидкости составляет 18,2 % ... от массы тела). Это связано с тем, что 18,9 % – это доля массы интерстициальной жидкости от массы тела за вычетом массы плазмы.

Активность интерстициальной жидкости организма Q_i^n , приведённая в табл. 1, получена:

$$Q^{in} = \sum_{i=1}^7 Q_i - \sum_{i=1}^6 Q_i^k - Q^p = 40,7 \text{ Бк}. \quad (5)$$

Активность всей экстрацеллюлярной жидкости организма Q^{ex} , приведённая в табл. 1, получена суммированием:

$$Q^{ex} = Q^{in} + Q^p = 49,2 \text{ Бк}. \quad (6)$$

В последнем столбце табл. 1 представлено относительное содержание радионуклида в клетках разных органов, выраженное в долях от общего содержания в целом организме. Выделены три группы: мышцы, прочие органы и жировая ткань. Удельная активность клеток мышечной ткани выше, чем у клеток других органов. На долю мышечных клеток приходится 0,614 от общего количества, депонированного в организме. Клетки других органов и тканей, характеризующиеся в два раза более низкой концентрацией, содержат 0,315, а на клетки жировой ткани с наиболее низкой удельной активностью приходится 0,059 от всего депонированного количества. На экстрацеллюлярную жидкость, состоящую из циркулирующей плазмы и интерстициальной жидкости, приходится доля, равная 0,012.

Моделирование, выполненное в данном сообщении, представляет собой способ описания обменных процессов, в основу которого заложена идея обмена ^{137}Cs между клетками органов и интерстициальной внеклеточной жидкостью. Считается, что при разных способах попадания в организм вследствие интенсивной циркуляции крови и плазмы любые порции легкодоступного цезия в короткое время достигают жидкостей интерстиция. Далее ионы цезия проникают в клетки против градиента концентрации благодаря специфическому действию клеточных мембран, но выводятся из них в экстрацеллюлярную жидкость с различной скоростью для разных органов. Перераспределение нуклида между органами осуществляется через внеклеточную жидкость.

На рисунке приведена структурная схема модели обмена ^{137}Cs , которая проанализирована в данном сообщении. На ней изображены: Q_1 – активность ^{137}Cs в экстрацеллюлярной жидкости; Q_2 – активность ^{137}Cs в клетках мышц; Q_3 – активность ^{137}Cs в клетках прочих органов и тканей; Q_4 – активность ^{137}Cs в жировых клетках. В дальнейшем для упрощения математических выкладок индекс i будет относиться к активностям Q_i в табл. 1, кроме последнего столбца, индекс j будет относиться к активностям Q_j структурной схемы на рис. 1 и к последнему столбцу табл. 1, а верхний индекс k будем опускать.

Кинетика обмена нуклида в клетках разных органов согласно предлагаемой модели описывается системой линейных дифференциальных уравнений (7)

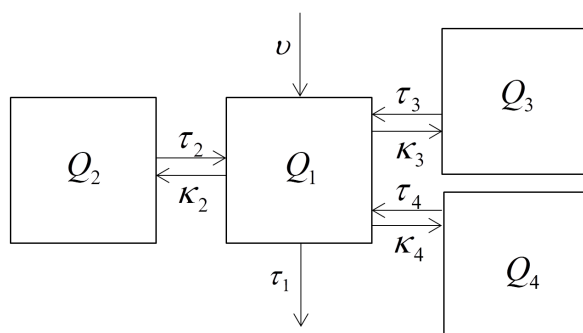


Рисунок. Структурная схема камерной модели обмена ^{137}Cs в организме человека

$$\begin{cases} dQ_1/dt = v - (\tau_1 + \kappa_2 + \kappa_3 + \kappa_4)Q_1 + \tau_2 Q_2 + \tau_3 Q_3 + \tau_4 Q_4 \\ dQ_2/dt = -\tau_2 Q_2 + \kappa_2 Q_1 \\ dQ_3/dt = -\tau_3 Q_3 + \kappa_3 Q_1 \\ dQ_4/dt = -\tau_4 Q_4 + \kappa_4 Q_1 \end{cases} \quad (7)$$

где

$Q_j, j \in \{2,3,4\}$ – активность ^{137}Cs в клетках j -ой камеры, Бк;

$Q_1 \equiv Q^{ex}$ – активность ^{137}Cs в экстрацеллюлярной жидкости, Бк;

$\kappa_j, j \in \{2,3,4\}$ – константы, характеризующие скорости потоков ^{137}Cs из экстрацеллюлярной жидкости в клетки соответствующего j -го органа или группы органов, сут $^{-1}$, обладающие массой m_j , кг;

$\tau_j, j \in \{2,3,4\}$ – константы, характеризующие скорости потоков ^{137}Cs в обратном направлении из клеток в экстрацеллюлярную жидкость, сут $^{-1}$;

$\tau_1 = const$ – скорость выведения ^{137}Cs из внеклеточной жидкости в окружающую среду, сут $^{-1}$;

$v = const$ – скорость поступления ^{137}Cs из внешней среды в организм, Бк/сут.

Разумно предположить, что благодаря интенсивно циркулирующей плазме всякий раз при поступлении ^{137}Cs в кровь происходит быстрое размешивание вещества в экстрацеллюлярной жидкости, вследствие чего удельный поток радионуклида в единичную массу клеток любого сорта должен быть одинаковым. Чтобы учесть различие потоков активности ^{137}Cs из внеклеточной жидкости в клетки i -го органа, обладающего разной массой m_i , примем:

$$\kappa_j = p \cdot m_j, j \in \{2,3,4\}, \quad (8)$$

где p – постоянная величина, имеющая одинаковое численное значения для клеток всех сортов, сут $^{-1} \cdot \text{кг}^{-1}$.

Используя данные табл. 1 о равновесном распределении ^{137}Cs по органам и указанную систему уравнений, можно оценить параметры клеточного обмена κ_j и $\tau_j, j \in \{2,3,4\}$ для клеток различного сорта. В случае длительного равномерного поступления со скоростью v в отдалённые сроки из (1) получаем содержание в организме Q , которое асимптотически стремится к константе:

$$Q = \int_0^t v(a_1 e^{-\lambda_1 t} + a_2 e^{-\lambda_2 t}) dt \xrightarrow{\lambda_1 t \gg 1} v \left(\frac{a_1}{\lambda_1} + \frac{a_2}{\lambda_2} \right). \quad (9)$$

С другой стороны, при равновесном содержании ($dQ/dt = 0$) из (3) следует:

$$v = \tau_1 \cdot Q_1. \quad (10)$$

Следовательно, получаем скорость выведения ^{137}Cs из экстрацеллюлярной жидкости в окружающую среду:

$$\tau_1 = \frac{Q}{Q_1} \cdot \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(a_1 \lambda_2 + a_2 \lambda_1)}. \quad (11)$$

Расчёт по формуле (4) с использованием данных табл. 1 и значений констант из (2) приводит к значению $\tau_1 = 0,606$.

Динамическое равновесие между поступлением и выведением предполагает установившееся распределение между органами, т. е. ($dQ_j/dt = 0, j \in \{2, 3, 4\}$) что, согласно (7), означает:

$$\tau_j = \kappa_j \frac{Q_1}{Q_j} = p \cdot m_j \frac{Q_1}{Q_j} = p \cdot m_j \frac{h_j}{h_1}, j \in \{2, 3, 4\}. \quad (12)$$

Таким образом, определение численных значений τ_j сводится к нахождению p , при котором рассчитанное при решении системы (7) распределение по органам отвечает данным табл. 1.

Значение p можно вычислить из (8), применив это уравнение к потоку активности ^{137}Cs из плазмы в эритроциты. Это можно сделать, потому что мы постулировали справедливость (8) для любого потока активности ^{137}Cs из внеклеточной жидкости в клетки. В модели Leggett et al. [11] коэффициент переноса между плазмой и эритроцитами получен из наблюдаемых коэффициентов переноса для калия и сравнительных данных для калия и цезия. Коэффициент переноса калия из плазмы в эритроциты оценивался по данным нескольких экспериментальных исследований как 6 сут^{-1} . Коэффициент переноса цезия у человека, кроликов и крыс в эритроциты примерно в 0,3 раза выше, чем калия, и, таким образом, коэффициент переноса оценивался как $0,3 \cdot 6 = 1,8 \text{ сут}^{-1}$. С другой стороны, коэффициент переноса калия из плазмы в эритроциты можно оценить, используя эмпирические данные, полученные в результате измерения активности ^{137}Cs в крови пяти работников радиохимического завода ПО "Маяк" с ингаляционным поступлением мел-

кодисперсного аэрозоля хлорида ^{137}Cs [12]. Для этого применили метод наименьших квадратов, минимизировав функционал как сумму квадратов разности модельных и измеренных значений активности ^{137}Cs в плазме и эритроцитах. Получившееся значение коэффициента переноса из плазмы в эритроциты $1,196 \pm 0,876 \text{ сут}^{-1}$ согласуется со значением, полученным Leggett et al. [11]. Далее было использовано значение $1,196 \text{ сут}^{-1}$, так как оно получено в результате обработки первичных данных. Следовательно, удельная скорость поступления нуклида из экстрацеллюлярной жидкости $p = 0,48 \text{ сут}^{-1} \cdot \text{кг}^{-1}$, и из соотношений (8) и (12) были вычислены значения $\kappa_j, \tau_j, j \in \{2, 3, 4\}$.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

В табл. 2 представлены вычисленные значения параметров камерной модели (рисунок).

Данные табл. 2 свидетельствуют, что выведение из мышечных клеток происходит медленнее, чем из клеток других органов и тканей. Периоды полувыведения из клеток в экстрацеллюлярные жидкости составляют для мышц 2,56 сут, для клеток других органов кроме жировой ткани – 1,4 сут. Выведение из жировой ткани происходит быстрее 0,51 сут, что объясняет низкий в ней, сравнительно с другими тканями, уровень накопления радионуклида. Рассматриваемая модель предполагает одинаковую для всех органов удельную скорость поступления нуклида из экстрацеллюлярной жидкости $p = 0,48 \text{ сут}^{-1} \cdot \text{кг}^{-1}$, которая при стационарном режиме уравнивается обратным потоком из клеток в жидкости, несмотря на

Таблица 2

Параметры камерной модели (рисунок)

j		α_j	$\kappa_j, \text{сут}^{-1}$	$\tau_j, \text{сут}^{-1}$	$T_j = 0,693/\tau_j, \text{сут}$	$\eta_j, \%$
2	Клетки мышц	28,3	13,87	0,27	2,56	77
3	Клетки прочих органов	15,5	13,03	0,5	1,4	20
4	Жировые клетки	5,6	6,7	1,36	0,51	3

большую разницу концентраций двух субстратов. Кратность превышения концентрации в клетках j -го органа по отношению к концентрации в экстрацеллюлярной жидкости в условиях равновесного распределения можно рассчитать исходя из данных табл. 1 по формуле (13). Результаты расчётов представлены в табл. 2.

$$\alpha_j = \left(\frac{Q_j}{m_j} \right) \cdot \left(\frac{m_1}{Q_1} \right) = \left(\frac{h_j}{h_1} \right) \cdot \left(\frac{m_1}{m_j} \right). \quad (13)$$

Такой расчёт приводит к значениям показателя α_j , варьирующимся в пределах от 5,6 для жира до 28,3 для мышц, и средним по организму, равным ≈ 18 . Это означает, что в условиях равновесного распределения в организме транспорт ионов ^{137}Cs в клетки происходит против градиента концентрации.

Клеточное концентрирование цезия подобно этому показателю для калия. По данным справочника [17], соотношение внутриклеточного содержания калия в организме, составляющее $115 \text{ мМ} \cdot \text{л}^{-1}$, превышает содержание в плазме $5,4 \text{ мМ} \cdot \text{л}^{-1}$ в 21 раз, что практически совпадает с соответствующим показателем для ^{137}Cs .

Согласно представлениям современной молекулярной биологии активный транспорт ионов калия через мембрану в направлении против градиента концентрации осуществляется в основном благодаря действию электрически заряженной мембраны клеток. Работа по перемещению иона через мембрану определяется величиной электрического потенциала мембраны по отношению к межклеточной жидкости. Из термодинамических соображений показано [18–20], что при равновесном содержании величина мембранного потенциала E при температуре 37°C для однозарядного иона определяется выражением:

$$E = 61,5 \cdot \lg(C_n / C_{вн}) \text{ мВ}, \quad (14)$$

где C_n и $C_{вн}$ – концентрации снаружи и внутри клеток.

Вычисления с учётом изложенного выше показывают, что мембранные потенциалы клеток по отношению к внеклеточной жидкости для ^{137}Cs и калия в среднем по организму составили $E_{\text{Cs}} = -77 \text{ мВ}$ и $E_{\text{K}} = -81 \text{ мВ}$. Эти несущественные различия указывают на возможное существование однотипных механизмов клеточного обмена для обоих нуклидов. Однако, по

мнению авторов [7], ионы щелочных металлов, проникающие через мембраны, внутри клеток частично связываются с белками, по-разному взаимодействуя преимущественно с миозиновой фракцией. При этом уровень аккумуляции убывает в ряду $\text{Cs} > \text{Rb} > \text{K}$ в соответствии со снижением степени гидролиза ионов. Последним объясняется различие задержки щелочных нуклидов в клетках млекопитающих и, в частности, более длительная задержка ^{137}Cs сравнительно со стабильным калием [4, 7].

Численные значения параметров обмена κ_j и τ_j получены при анализе установившегося распределения нуклида по органам в случае хронического равномерного поступления. Если биокинетическая модель адекватно отражает процессы обмена в организме, то полученные численные значения параметров могут быть использованы в рамках принятой модели и при других ритмах поступления. В отдалённые сроки после однократного поступления, когда согласно уравнению (1) завершится ранняя фаза обмена, содержание радионуклида в организме убывает по одноэкспоненциальному закону с постоянной λ_2 . Этот вариант ритма характерен для случаев разового поступления при авариях или нештатных ситуациях. Численный анализ с помощью системы (7) показывает, что в поздней фазе возникает квазистационарное, слабо изменяющееся во времени распределение между органами, которое со временем стремится к определённой асимптотической конфигурации. В случае однократного поступления в системе (7) необходимо принять $v = 0$ и задаться начальным условием $Q_1 = Q_0$.

Суммируя левые и правые части уравнений (7), получим:

$$dQ / dt = -\tau_1 Q_1. \quad (15)$$

$$\text{Откуда} \quad -\frac{1}{Q} \frac{dQ}{dt} = \tau_1 \frac{Q_1}{Q} = \lambda_2. \quad (16)$$

Правая часть (16) приравнена к постоянной медленного выведения λ_2 из организма и, таким образом, неявно предполагается, что это выражение относится к поздним срокам после поступления, когда установится квазистационарное распределение и задержка в целом организме подчиняется одноэкспоненциальному закону. Из (16) вытекает, что в квазистационарном состоянии доля радионуклида в экстрацел-

люлярной жидкости от общего содержания в организме постоянна и составляет:

$$\beta = Q_1 / Q = \lambda_2 / \tau_1 = 0,01. \quad (17)$$

Соответственно, в квазистационарном состоянии δ -доля, приходящаяся на плазму, равна:

$$\delta = \beta \cdot (m_7 / m_{ex}) = 0,002, \quad (18)$$

где m_7 и m_{ex} – массы плазмы и экстрацеллюлярной жидкости, значения которых взяты из табл. 1.

Последнее число согласуется со средним для квазистационарного состояния $\delta=0,0014$, полученным в нашей работе при обследовании девяти взрослых мужчин [12], и, как и следовало ожидать, оно совпадает со значением $\delta=0,002$ Leggett et al. [11] для случая равновесного распределения. Хорошее совпадение прогнозируемого и наблюдаемого фактического значения относительного содержания ^{137}Cs в плазме свидетельствует об адекватности модели процессам обмена для отдалённых сроков в случаях хронического равномерного и однократного поступлений.

Анализ системы уравнений (7) позволяет установить также распределение радионуклида в организме для случая квазистационарного состояния, возникающего в поздние сроки после разового поступления. Если поделить каждое из этих уравнений на Q_j , то получим:

$$\frac{1}{Q_j} \frac{dQ_j}{dt} = \kappa_j \frac{Q_1}{Q_j} - \tau_j = -\lambda_2, j \in \{2,3,4\}. \quad (19)$$

Эти соотношения в рамках рассматриваемой модели справедливы для неравновесного квазистационарного состояния в поздние сроки после разового поступления. Они означают, что содержание в каждом из органов в эти сроки убывает во времени экспоненциально с постоянной λ_2 , характеризующей медленное выведение из организма в соответствии с уравнением (1), несмотря на более быстрое выведение нуклида из клеток. Последнее компенсируется интенсивным поглощением вещества из интерстиция, что обеспечивает снижение содержания во всех клетках со скоростью λ_2 снижения в целом организме.

Из (17, 19) следует выражение для расчёта относительного содержания H_j в клетках j -го органа в поздние сроки после однократного поступления:

$$H_j = \frac{Q_j}{Q} = \frac{\kappa_j Q_1}{Q(\tau_j - \lambda_2)} = \frac{\lambda_2}{\tau_1} \frac{\kappa_j}{(\tau_j - \lambda_2)}, j \in \{2,3,4\}. \quad (20)$$

Вычисления показали, что относительное содержание составило в мышцах $H_2=1,73$, в неисследованных органах $H_3=0,45$ и жире $H_4=0,06$. Оценка с использованием (20) критично зависит от знаменателя, представляющего собой разницу показателей, определяемых с относительно высокой погрешностью, что объясняет высокую ошибку расчётов. Вместе с тем результаты вычислений указывают на то, что по сравнению с распределением при хроническом поступлении модель выявляет смещение в сторону более высокого относительного содержания в мышцах, т. е. в органе с наименьшей скоростью обмена в клетках. Так как сумма относительных содержаний превышает единицу, то, полагая, что закономерность (20) справедливо отражает относительное распределение по органам, введём в эту формулу нормирующий множитель γ , который не повлияет на закономерность относительного распределения:

$$1 - \beta = \gamma \sum_j H_j, \gamma = \frac{1 - \beta}{\sum_j H_j}, \quad (21)$$

где β – относительное содержание радионуклида в экстрацеллюлярной жидкости в отдалённые сроки после разового поступления.

Скорректированные оценки относительного распределения вычислены по формуле (22) и также представлены в табл. 2.

$$\eta_j = \gamma \cdot H_j. \quad (22)$$

Получено, что 77 % радионуклида сосредоточивается в мышцах, тогда как в других органах – 20 %, а в жировой ткани – всего 3 %. Эти показатели отличаются от более равномерного распределения (данные табл. 1), отвечающего режиму равномерного длительного поступления. Выявленные различия для двух режимов поступления хорошо коррелируют с данными экспериментов на животных. У крыс в первые сутки после интраперитонеального введения относительное содержание ^{137}Cs в мышцах составило 64 %, и к 20-м суткам в результате перераспределения оно повысилось до 80,4 % [4]. Аналогичные сдвиги перераспределения после разового поступления отмечены в других экспериментах с животными [9, 21].

Предложенная в данном сообщении система уравнений обмена между клетками разных органов по форме совпадает с уравнениями модели Leggett et al. [11]. Однако в основу модели Leggett et al. заложен иной подход, а именно принцип макроскопического перемещения нуклида между органами и тканями с потоком плазмы, а отложение в них определяется с помощью специфических коэффициентов экстракции элемента из плазмы. Коэффициенты оцениваются на основе экстраполяции данных, полученных в экспериментах на лабораторных животных с применением анализа сравнительных свойств гомологического ряда щелочных элементов: калия, рубидия и цезия. Совпадение расчётного содержания в органах с фактически измеренным показателем у животных (за исключением ранних сроков от нескольких минут до нескольких десятков минут) после поступления нуклида, считается экспериментальным подтверждением модели. Модель предсказывает одноэкспоненциальную задержку в целом организме, начиная с 20-го дня и до нескольких сотен суток после разового поступления, но нет описания метаболизма в ранней фазе после поступления, для которого эмпирическая функция удержания в целом организме человека хорошо представлена в значительном количестве публикаций. Хотя модель, разрабатываемая Leggett et al. [11], завершена и опубликована в Публикации 137 МКРЗ [22], другие способы с таким обширным охватом деталей метаболизма нам неизвестны. Вместе с тем способ моделирования клеточной проницаемости, приведённый в данном сообщении, следует рассматривать как новый подход с позиций физиологии к решению проблемы, развитие которого может оказаться полезным или даже конкурирующим с подходом, рекомендуемым Leggett et al. [11].

В настоящей работе, как и в публикациях других авторов, показано, что в действительности у млекопитающих вместо гомогенного распределения реализуется медленно меняющееся во времени негомогенное распределение по органам. Макроскопическая гетерогенность особенно выражена в поздний период после однократного поступления.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотрен новый подход к количественному описанию поведения цезия в целом организме с позиции теории клеточной проницаемости. Несмотря на невысокую точность сделанных оценок, что объясняется ограниченным количеством доступной входной информации, предлагаемая модель метаболизма уже на начальном этапе применения данного подхода показала гибкость и эффективность при получении биокинетических оценок. Модель просто объясняет известные из публикаций феноменологические уравнения, описывающие задержку нуклида в целом организме с помощью суммы убывающих во времени экспонент. Впервые получены сравнительные оценки различающихся распределений по органам у человека при остром и хроническом поступлении. Этот момент обычно не учитывается при экстраполяции обменных процессов от животных к человеку. Серьёзным аргументом в пользу обоснования принятого подхода к моделированию может служить практически идеальное совпадение измеренной и расчётной долей радионуклида в плазме от тотального содержания в организме.

Ограниченность модели состоит в том, что в ней не затрагивается вопрос об экскреции. Учёт экскреции повысит корректность описания процессов обмена, что, несомненно, потребует увеличить число камер и соответственно потребует дополнительной количественной информации о метаболизме ^{137}Cs в организме человека. Представляется, что целенаправленное увеличение числа камер при наличии дополнительной и более детальной информации о распределении по органам и тканям позволит описывать кинетику накопления в отдельных органах в стадии переходных процессов, когда происходит интенсивное перераспределение между органами. Это необходимо в дальнейшем для построения корректной дозиметрической модели радиоизотопов цезия с учётом клеточной проницаемости.

ЛИТЕРАТУРА

1. Булдаков Л.А. К обмену и биологическому действию ^{137}Cs у овец // Распределение, био-

- логическое действие, ускорение выведения радиоактивных изотопов: (Сборник работ) / Под ред. проф. Ю.И. Москалёва. – М.: Медицина, 1964. – С. 167–182.
2. Rundo J. A Survey of the cesium-137 metabolism in man // *The British J. of Radiology*. – 1964. – V. 37. – No. 434. – P. 108–114.
 3. Richmond C.R., Furchner J.E., Langham W.H. Long-term retention of radiocesium by man // *Health Physics*. – 1962. – V. 5. – No. 3. – P. 201–205.
 4. Richmond C.R. Retention and excretion of radionuclides of the alkali metals by five mammalian species // *Health Physics*. – 1980. – V. 38. – No. 6. – P. 1111–1153.
 5. Gustafson P.F., Miller J.E. The significance of ^{137}Cs in man and his diet // *Health Physics*. – 1969. – V. 16. – No. 2. – P. 167–183.
 6. Leggett R.W. Predicting the retention of Cs in individuals // *Health Physics*. – 1986. – V. 50. – No. 6. – P. 747–759.
 7. Oughton D.H., Salbu B. Stable caesium, rubidium and potassium distribution with reference to radiocaesium metabolism studies // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1992. – V. 41. – No. 2–4. – P. 217–222.
 8. Twardock A.R., Crackel W.C. Cesium-137 retention by cattle, sheep and swine // *Health Physics*. – 1969. – V. 16. – No. 3. – P. 315–323.
 9. Melo D.R., Lipsztein J.L., Oliveira C.A.N. et al. A biokinetic model for ^{137}Cs // *Health Physics*. – 1997. – V. 73. – No. 2. – P. 320–332.
 10. Rääf C.L., Falk R., Thornberg C. et al. Human metabolism of radiocaesium revisited // *Radiation Protection Dosimetry*. – 2004. – V. 112. – No. 3. – P. 395–404.
 11. Leggett R.W., Williams L.R., Melo D.R., Lipsztein J.L. A physiologically based biokinetic model for cesium in the human body // *The Science of the Total Environment*. – 2003. – V. 317. – No. 1–3. – P. 235–255.
 12. Хохряков В.Ф. Кинетика обмена ^{137}Cs в организме человека: Дисс. ... канд. техн. наук. – М.: ИБФ Минздрава СССР, 1965. – 174 с.
 13. Большая медицинская энциклопедия: в 36 т. – Т. 5. – М.: Медиздат, 1957.
 14. Reubel B., Daschil F., Lettner H. et al. Distribution of ^{137}Cs in Human Organs // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1989. – V. 27. – No. 3. – P. 179–183.
 15. Vonach H., Steger F. Experimental study of caesium-137 incorporation in man // *Radiation Protection Dosimetry*. – 1987. – V. 19. – No. 4. – P. 253–256.
 16. Основные анатомические и физиологические данные для использования в радиационной безопасности: Референтные значения. Публикация 89 МКРЗ / Под ред. Кеirim-Маркуса И.Б. – Пер. с англ. Кузьминой Т.Д. – М.: Медкнига, 2007. – 318 с.
 17. Семёнов Н.В. Биохимические компоненты и константы жидких сред и тканей человека: (справочник). – М.: Медицина, 1971. – 152 с.
 18. Аккерман Ю. Биофизика. – М.: Мир, 1964. – 584 с.
 19. Хаггис Дж., Мухи Д., Мюир А. и др. Введение в молекулярную биологию. – М.: Мир, 1987. – 436 с.
 20. Бергельсон Л.Д. Мембраны, молекулы, клетки. – М.: Наука, 1982. – 183 с.
 21. Stather J.W. Influence of Prussian blue on metabolism of ^{137}Cs and ^{86}Rb in rats // *Health Physics*. – 1972. – V. 22. – No. 1. – P. 1–8.
 22. ICRP Publication 137: Occupational intakes of radionuclides: Part 3. – 2017.

КОММЕНТАРИИ К СТАТЬЕ Ю.Г. МОКРОВА "ПОВЕДЕНИЕ НИОБИЯ-95 В ВОДАХ РЕКИ ТЕЧИ"

*М.В. Логунов
Россия, г. Озёрск, ФГУП "ПО "Маяк"*

Существенный вклад в активность продуктов деления (ПД) урана вносит пара $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$. При облучении урана в течение недели и последующей недельной выдержке ПД общая активность ($\beta + \gamma$), приходящаяся на пару $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ и зависящая главным образом от ^{95}Zr , составляет около 9 % всей активности ПД. При облучении урана в течение 300 дней и выдержке 100 дней активность пары $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ составляет около 48 % общей активности ПД, причём эти 48 % приходятся в основном на ^{95}Nb [1].

Наиболее характерной степенью окисления для ниобия является +5. Чрезвычайно высокое сродство ниобия к кислороду, а также сильное поляризующее действие иона ниобия с большим зарядом и небольшим радиусом на молекулы воды и гидроксил-ионы обуславливают образование энергетически устойчивых кислородсодержащих ионов (гидролиз) [2]. Поэтому в растворе ниобий представлен, как правило, солями "ниобиевой кислоты" ($\text{Nb}_2\text{O}_5 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), что соответствует проявлению амфотерных свойств его гидроксида.

Гидролиз ниобия может быть рассмотрен с позиций комплексной химии. В разбавленных водных растворах ниобий существует в виде аква- и гидроксокомплексов. По мере углубления процесса гидролиза повышается степень полимеризации соединения за счёт вытеснения слабо связанных молекул воды сильно связанными ОН-лигандами с образованием оловых мостиков. Поэтому для ниобия характерно формирование полимерных молекул, которые далее, с течением гидролиза (дальнейшей полимеризации), переходят в коллоиды вплоть до образования нерастворимых частиц [1, 2].

Таким образом, склонность "ниобиевой кислоты" к полимеризации с образованием оксигидроксидных анионов обуславливает разнообразие форм состояния ниобия в растворе. В общем случае можно сказать, что в растворе имеет место равновесие между следующими группами: мономерные ионы или нейтральные

молекулы \leftrightarrow полимеры \leftrightarrow коллоидные частицы [2].

Внутри каждой группы формы, как правило, также не идентичны. В числе полимеров известно о существовании устойчивых изополианионов ниобия – гексаниобат-ионов. Анионы "гексаниобиевой кислоты" $\text{H}_8\text{Nb}_6\text{O}_{19}$ образуются из мономерных метаниобат-ионов (анионов "метаниобиевой кислоты" HNbO_3) по реакции:



Кроме того, гексаниобат-ионы могут образовываться из мономерной "холониобиевой кислоты" $\text{Nb}(\text{OH})_5$ по реакции [3]:



Подобные реакции полимеризации могут происходить, в частности, при разбавлении потока отходов природной водой. В свою очередь, гексаниобат-анионы $\text{Nb}_6\text{O}_{19}^{8-}$ в ходе дальнейшей полимеризации могут конденсироваться в более сложные структуры, например, деканиобат $\text{Nb}_{10}\text{O}_{28}^{6-}$ [4].

В сложных многокомпонентных растворах, какими являются, например, природные воды, поведение ниобия может заметно изменяться. Степень изменения свойств зависит от состава многокомпонентной системы. Например, при наличии в системе анионов, образующих с ниобием комплексы, в том числе сульфатов либо хлоридов, равновесие между мономерными и полимерными формами ниобия сдвигается влево. Степень полимеризации снижается также с уменьшением концентрации элемента в растворе [1, 2].

В нейтральной и слабощелочной среде (природной воде) полимерные формы ниобия, обладающие высоким зарядом, имеют склонность к образованию ионных ассоциатов и сорбции. Известно, что ниобий (радиониобий) сильно сорбируется многими искусственными и природными осадками [1, 5], что предотвращает его миграцию при попадании в природные объекты. В работах И.Е. Старика было убе-

дительно показано, что при $pH > 2$ поглощение радионийа зернистыми материалами имеет неионную природу, происходит коллоидная адсорбция ниобия [6]. Для мелких коллоидных частиц ниобия характерна адгезия с осадками и взвесями с образованием крупных псевдоколлоидов, что также приводит к локализации ниобия в районе поступления в окружающую среду и предотвращению миграции.

Таким образом, если радионий в сбрасываемых отходах находится преимущественно в виде коллоида, либо образует коллоидные формы сразу после поступления в окружающую среду в результате гидролиза и полимеризации, его миграция будет незначительна. Если же по каким-либо причинам нибий находится преимущественно в мономерном анионном или нейтральном молекулярном состоянии, можно ожидать заметной миграции ниобия.

В работе [1] упоминается, что при растворении облучённого урана радионий сразу находится в основном в форме радиоколлоида. Таким образом, при поступлении таких отходов в окружающую среду, поведение первичного ниобия будет сходным с поведением циркония, то есть должна наблюдаться локализация ниобия в ближайшем к точке сброса ареале. В экспериментах И.Е. Старика [6], где было экспериментально подтверждено образование радиоколлоидов, работы проводились с концентрациями радионийа около 10^{-11} моль/л. В работе Е.А. Тимофеевой-Ресовской [5], где была продемонстрирована высокая склонность ниобия к локализации на грунтах в природных условиях, равновесная концентрация ниобия в экспериментах составляла около $2,7 \cdot 10^{-12}$ моль/л, причём метку ниобия, как следует из описания методики, вводили в систему залповым образом, то есть в точке ввода метки до усреднения концентрация ниобия могла быть выше в разы, если не на порядки. Таким образом, условия для полимеризации ниобия и последующего коллоидообразования, как и в экспериментах И.Е. Старика, также имели место.

В ситуации, когда поступление радионийа в окружающую среду обусловлено внутренним источником, то есть постепенным распадом локализованного ^{95}Zr , залпового поступления ниобия в систему не происходит, нибий изначально поступает в систему в мо-

номерном, не склонном к сорбции состоянии. Равновесная концентрация ниобия в пересчёте с оценённой активности ^{95}Nb в точках контроля (30–40 кБк/л), свидетельствующей о заметной миграции радионийа, составляла в системе около $2,6 \cdot 10^{-13}$ моль/л, то есть на порядок ниже, чем в экспериментах Е.А. Тимофеевой-Ресовской, и на два порядка ниже, чем в экспериментах И.Е. Старика.

Учитывая ламинарное поступление ниобия в систему в мономерном состоянии, снижение степени полимеризации (гидролиза) ниобия вместе со снижением его концентрации в растворе, наличие в природной системе постоянного сульфатно-хлоридного анионного фона, можно с большой долей вероятности предположить, что в этих условиях при концентрациях ниобия на уровне 10^{-13} моль/л склонность ниобия к полимеризации нивелируется, он и после поступления в систему продолжает находиться преимущественно в мономерном состоянии, что и обуславливает аномально высокую миграционную способность вторичного ниобия.

ЛИТЕРАТУРА

1. Химия долгоживущих осколочных элементов / Под ред. акад. А.В. Николаева. – М.: Атомиздат, 1970. – 328 с.
2. Пачаджанов Д.Н. Основные черты геохимии ниобия и тантала в осадочном процессе. – Душанбе: изд-во "Дониш", 1975. – 204 с.
3. Месяц С.П., Остапенко С.П. Оценка содержания и форм состояния ниобия в сточных водах переработки редкометаллических руд Ловозерского массива с целью обоснования способа очистки // Экология ресурсопользования. Горный информационно-аналитический бюллетень. Отдельные статьи (спецвыпуск). – М.: изд-во "Горная книга", 2014. – № 12. – С. 20–28.
4. Абрамов П.А., Соколов М.Н. Координационная химия полиниобатов и танталатов // Координационная химия. – 2017. – Т. 43. – № 7. – С. 387–398.
5. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоёмов // УФАИ СССР. Труды института биологии. – 1963. – Вып. 30. – 79 с.
6. Старик И.Е. Основы радиохимии. – Л.: Наука, 1969. – 648 с.

К ЮБИЛЕЮ ХОХРЯКОВА ВАЛЕНТИНА ФЁДОРОВИЧА



Долог и труден жизненный путь. И пройти его надо с высоко поднятой головой. Невзгоды и лишения – лишь закаляют, а сытые и тучные времена – лишь повод собраться с новыми силами. Валентину Фёдоровичу исполнилось 95 лет – это серьёзный повод оглянуться назад и вспомнить, как всё было. Но 95 – это ещё и отличный повод с оптимизмом посмотреть вперёд, в будущее.

1945 год – победа в Великой Отечественной войне. В радостный, но тогда ещё очень голодный 1945 год Валентин Фёдорович поступает на физический факультет в Ленинградский государственный университет. Учёба требовала невероятных усилий, таких, о которых современное поколение и не подозревает. После окончания Ленинградского государственного университета Валентин Фёдорович, имея постоянную прописку, с полным правом мог остаться жить в Ленинграде. Но случай или провидение занесло Валентина Фёдоровича в Челябинск-40, и не просто занесло, а безальтернативно привязало к городу. Страница с пропиской в Ленинграде после посещения "сороковки" была залита тушью, и не было никакой возможности возврата в "город Ленина".

1950 год – стране нужен плутоний во всё более возрастающих объёмах – необходимо догнать Америку. Это вопрос выживания не просто Советского государства, это вопрос выживания русской нации. И на этот алтарь были брошены жизни лучших сынов нашей великой Родины. Валентин Фёдорович был в первых рядах, работавших на "Маяке". Через некоторое время перешёл на преподавательскую деятельность в МИФИ.

1957 год – год призвания. Валентин Фёдорович начинает трудовую деятельность в филиале Института биофизики. Именно в этом институте будут достигнуты небывалые вершины, именно здесь реализуется Валентин Фёдорович как учёный с мировым именем. И биофизическая модель метаболизма плутония-239 вошла в анналы всемирной науки на все времена как "Khokhryakov model". Именно этот институт гордится тем, что Валентин Фёдорович работал в его стенах.

1966 год – защита кандидатской диссертации по метаболизму цезия. Это великолепная работа, которая поражает качеством анализа и скрупулёзностью сбора информации на протяжении нескольких лет.

1967 год – год создания биофизической лаборатории внутренней дозиметрии ФИБ. В это время стало понятно, что актиниды наносят непоправимый урон здоровью работников "Маяка". Возникла необходимость выделить внутреннюю дозиметрию в отдельное направление исследований. И это направление возглавил Валентин Фёдорович. Именно здесь были намечены основные принципы и пути решения насущных проблем внутренней дозиметрии. С коллективом лаборатории Валентин Фёдорович впервые в стране создаёт и развивает систему дозиметрического контроля самого опасного для человека альфа-излучателя – плутония-239.

1986 год – защита докторской диссертации, посвящённой моделированию биокинетических процессов плутония-239 в организме человека. Диссертация Валентина Фёдоровича переведена на английский язык и пользуется большой популярностью у учёных многих стран.

1988 год – создание ИМУ-88. В основу инструктивно-методических указаний Валентином Фёдоровичем была заложена основная концепция дозиметрии плутония, применение которой позволило обеспечить радиационную безопасность при работе с плутонием-239. Многие методики, разработанные под руководством В.Ф. Хохрякова, прошли проверку временем, надёжно зарекомендовали себя и стали фундаментом для ряда основополагающих отраслевых методических рекомендаций по радиационной защите и рекомендаций Международной комиссии по радиационной защите (ICRP).



Большое количество оригинальных научных работ опубликовано В.Ф. Хохряковым лично и в соавторстве в отечественных и зарубежных научных журналах (научометрический показатель h -индекс равен 30). Валентин Фёдорович проводил большую работу по подготовке молодых научных кадров в институте. Под руководством Валентина Фёдоровича подготовлено пять кандидатских диссертаций. Ученики В.Ф. Хохрякова получили широкую известность как среди российских научных работников и практических специалистов в области радиационной безопасности, так и среди зарубежных учёных. Директор ЮУрИБФ С.А. Романов является его учеником.

За свою трудовую деятельность В.Ф. Хохряков отмечен рядом государственных и ведомственных наград, в том числе Орденом Почёта, медалью Ордена "За заслуги перед Отечеством" II степени, медалями "За доблестный труд", "В ознаменование 100-летия со дня рождения В.И. Ленина", "За заслуги

перед Отечеством", "Ветеран труда". Он является лауреатом Государственной премии СССР, Отличником здравоохранения, Ветераном атомной энергетики и промышленности.

Научная эрудиция, творческий подход, твёрдость и немного везения – вот рецепт научного долголетия Валентина Фёдоровича.

Коллектив редакционной коллегии нашего журнала, друзья и коллеги поздравляют Валентина Фёдоровича с юбилеем. Желаем здоровья, благополучия и счастья!

ВЕРНОСТЬ КУРСУ



8 апреля 2023 года исполнилось 70 лет доктору технических наук Игорю Иннокентьевичу Линге, заместителю директора ИБРАЭ РАН по научной работе и координации перспективных разработок, одному из авторитетнейших российских учёных в области радиационной и экологической безопасности.

Игорь Иннокентьевич в 1977 году закончил первую кафедру МИФИ, а затем и аспирантуру при МИФИ. В 1985 г. защитил диссертацию на соискание учёной степени кандидата физико-математических наук, а в 2003 г. ему присуждена степень доктора технических наук.

Свою научно-производственную деятельность И.И. Линге начал в 1982 г. в Институте биофизики Министерства здравоохранения СССР. В 1984 г. он становится лауреатом премии Ленинского комсомола в области науки и техники. В 1991 г. за его разработки компьютерных программ в области радиационной безопасности он награждается серебряной медалью ВДНХ СССР и золотой медалью международной выставки ЕХРО-91, София, Болгария.

С 1991 г. И.И. Линге связал свою профессиональную жизнь с ИБРАЭ РАН, продолжая заниматься вопросами обеспечения безопасности.

В период с 1986 по 2021 год И.И. Линге принимал активное участие в оценке и осмыслении последствий Чернобыльской аварии, разработке федеральных программ преодоления последствий радиационных аварий, обосновании и реализации практических мероприятий и их информационно-аналитической поддержке в виде банков данных и систем по их управлению, которые активно использовались в Госкомчернобыле России и МЧС России. В этот же период И.И. Линге много сил и времени уделяет формированию государственной системы предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций на базе кризисных центров поддержки принятия решений при ЧС, один из которых был создан при его активном участии в ИБРАЭ РАН.

С конца 1990-х годов одним из важных направлений приложения научных и организационных усилий И.И. Линге стала законотворческая деятельность. Высочайшая эрудиция и широкий кругозор позволили ему играть ключевую роль при инициировании, разработке и оценке правоприменительной практики основных нормативно-правовых актов в области использования атомной энергии, радиационной защиты, охраны окружающей среды (федеральные законы "Об использовании атомной энергии", "Об обращении с РАО", "О радиационной безопасности населения", значительное количество подзаконных актов), государственных и отраслевых программ ("Комплексный план решения экологических проблем, связанных с текущей и прошлой деятельностью ФГУП "ПО "Маяк" (2003 г.); федеральные целевые программы "Обеспечение ядерной и радиационной безопасности", "Основы государственной политики в области обеспечения ядерной и радиационной безопасности Российской Федерации"). Эта деятельность сопровождалось глубоким анализом и расширенными комментариями в рамках подготовленных им и под его руководством специальных публикаций, включая монографии.

Игорь Иннокентьевич Линге обладает уникальным практическим опытом, отличается широтой научных взглядов, нестандартным мышлением, организаторским талантом и поразительной работоспособностью.

Высокой оценки заслуживает деятельность И.И. Линге, направленная на продвижение достижений российской атомной науки и промышленности на международной арене.

И.И. Линге – соавтор всех шести российских национальных докладов по преодолению последствий Чернобыльской аварии. Он внёс большой вклад в подготовку национальных докладов Российской Федерации в рамках Объединённой конвенции по обращению с ОЯТ и РАО, что позволило успешно выполнять все обязательства Российской Федерации в период создания и сопровождения шести национальных докладов в течение более пятнадцати лет.

По результатам научных работ И.И. Линге опубликовано более 280 научных трудов, среди которых 17 монографий.

И.И. Линге ведёт большую научно-общественную работу. Он входит в состав Российской научной комиссии по радиационной защите, является заместителем председателя НТС № 10 "Радиационная и экологическая безопасность", членом НТС № 5 "Завершающая стадия ядерного топливного цикла" Госкорпорации "Росатом", членом секции № 3 "Безопасность объектов использования атомной энергии" НТС Ростехнадзора, входит в состав секции по законодательному регулированию атомной отрасли и энергетики Комитета Государственной Думы по энергетике, является членом экспертного совета ВАК по энергетике.

Он входит в редколлегии журналов "АНРИ", "Радиация и риск", наших "Вопросов радиационной безопасности". В 2016 г. он инициировал создание научно-технического журнала "Радиоактивные отходы", в котором является заместителем главного редактора.

Большое внимание И.И. Линге уделяет подготовке молодых учёных. Под его руководством подготовлено более 20 кандидатов и докторов наук.

Работа и научные достижения И.И. Линге отмечены Правительственными и ведомственными наградами и почётными знаками.

Редакционная коллегия журнала горячо поздравляет Игоря Иннокентьевича Линге с 70-летием и от души желает крепкого здоровья, семейного счастья и дальнейших творческих успехов.

XXIII ВСЕРОССИЙСКАЯ НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ "ДНИ НАУКИ ОТИ НИЯУ МИФИ – 2023"

20 апреля 2023 года в Озёрском технологическом институте – филиале НИЯУ МИФИ – прошла ежегодная XXIII Всероссийская научно-практическая конференция "Дни науки ОТИ НИЯУ МИФИ – 2023", посвящённая 120-летию со дня рождения И.В. Курчатова и 75-летию юбилею ФГУП "ПО "Маяк".

Торжественное открытие конференции состоялось в Голубом (актовом) зале ОТИ НИЯУ МИФИ. С приветственным словом к участникам конференции обратились директор института И.А. Иванов, а также почётные гости конференции: глава Озёрского городского округа Е.Ю. Щербаков, выпускники ОТИ НИЯУ МИФИ разных лет: начальник Центральной заводской лаборатории ФГУП "ПО "Маяк" М.А. Семёнов и заместитель председателя Собрания депутатов Озёрского городского округа А.А. Кузнеценков.

После традиционного фотографирования участников Конференции на ступеньках института состоялось пленарное заседание. Первый доклад "К 120-летию со дня рождения выдающегося физика-ядерщика И.В. Курчатова", представленный директором ОТИ НИЯУ МИФИ И.А. Ивановым, был посвящён этапам жизни и научной деятельности академика И.В. Курчатова, занимающего особое место в науке XX века и в истории нашей страны. Ему – выдающемуся физiku – принадлежит исключительная роль в разработке научных и научно-технических проблем овладения ядерной энергией в Советском Союзе. Решение этой сложнейшей задачи, создание в кратчайшие сроки ядерного щита Родины в один из наиболее драматичных периодов истории нашей страны, разработка проблем мирного использования ядерной энергии были главным делом его жизни.

С докладом "Страницы истории "ПО "Маяк": 75 лет на службе Отечеству" выступила начальник управления коммуникаций и взаимодействия с регионами ФГУП "ПО "Маяк" Е.В. Говырина. Она отметила, что ФГУП "ПО Маяк" (далее "Маяк") является достойным продолжателем дела комбината № 817 – первого в СССР предприятия по промышленному получению делящихся материалов для создания ядерного оружия: урана-235 и плутония-239. В настоящее время "Маяк" – производственный комплекс, включающий 7 основных заводов и 16 обеспечивающих подразделений, на которых трудится более 12 тыс. человек.

Руководитель Центральной заводской лаборатории ФГУП "ПО "Маяк" М.А. Семёнов в докладе "Стратегия развития ФГУП "ПО "МАЯК" на период до 2030 года" говорил не только о направлении модернизации уникального многопрофильного предприятия атомной отрасли, но и о современных вызовах в сфере профессионального роста его сотрудников.

Затем М.А. Семёнов в докладе "Роботизация на ФГУП "ПО "Маяк": вчера, сегодня, завтра" остановился на актуальных вопросах автоматизации производственных процессов, озвучил несколько первоочередных проблем, требующих скорейшего решения. Возможно, сегодняшние студенты смогут найти ответы на эти серьёзные вызовы.

Заключительный доклад пленарного заседания "Новые радиохимические технологии в России" представил советник генерального директора ФГУП "ПО "Маяк", ведущий эксперт атомной отрасли по радиохимии М.В. Логунов. Он детально показал и проанализировал современные и перспективные радиохимические технологии, применяющиеся в Российской Федерации и, в частности, на ПО "Маяк" при переработке облучённого ядерного топлива, а также производстве разнообразной радиоизотопной продукции.

Все пленарные доклады были встречены аудиторией с огромным интересом.

Традиционно на конференции было много иногородних участников: от студентов-первокурсников "атомных филиалов", делающих свои первые шаги в большую науку, до маститых профессоров крупнейших наукоградов, приехавших поделиться опытом многолетних научных изысканий. География конференции достаточно обширна: Москва, Обнинск, Екатеринбург, Балаково, Челябинск, Тирасполь, а также "закрытые атомграды": Озёрск, Трёхгорный, Лесной, Северск.

Во второй половине дня стартовала работа тематических секций конференции. Уже традиционно были проведены заседания по следующим направлениям:

- "Механика, машиностроение и технология обработки материалов";
- "Математика. Информатика и вычислительная техника";
- "Электроэнергетика и электротехника";
- "Информационно-измерительные технологии в атомной промышленности";
- объединённая секция "Гуманитарное знание: теория и практика" и "Инновационные технологии в образовании";
- "Лингвистика и межкультурная коммуникация";
- "Экономика и управление".

Работа секций получилась насыщенной и плодотворной. Часть студентов успели поучаствовать в работе разных секций, сделав два доклада по разным научным направлениям. Студенты-первокурсники имели возможность посетить секционные заседания в качестве слушателей и принять участие в обсуждении докладов студентов, преподавателей ОТИ НИЯУ МИФИ и гостей конференции.

В рамках заседания секции "Химия, радиохимические технологии и радиоз экология" работала молодёжная школа-семинар по прикладной радиохимии. Школа была организована для обмена передовым опытом и знаниями в сфере радиохимии, поддержки талантливых молодых исследователей, содействуя профессиональному росту студентов и аспирантов ОТИ НИЯУ МИФИ, специалистов ФГУП "ПО "Маяк".

Студентам ОТИ НИЯУ МИФИ и молодым специалистам ЦЗЛ ФГУП "ПО "Маяк" представилась уникальная возможность перенять опыт у ведущих учёных в области радиохимии из Санкт-Петербурга. О своих наработках в области ядерной медицины рассказали учёные Радиевого института имени В.Г. Хлопина: доктор химических наук, профессор А.Е. Мирославов и начальник лаборатории М.Ю. Тюпина.

О применении радиоизотопной продукции и возможностях ФГУП "ПО "Маяк" в её выпуске для отраслей российской промышленности и социальной сферы рассказал директор завода радиоактивных изотопов А.В. Ишимников.

Активное участие в работе Школы принимал ведущий эксперт в области радиохимической переработки ОЯТ, советник генерального директора ФГУП "ПО "Маяк", к.т.н. М.В. Логунов.

В рамках Школы также были представлены доклады молодых специалистов Центральной заводской лаборатории ФГУП "ПО "Маяк" о результатах проведённых ими научно-практических исследований по самым актуальным радиохимическим и технологическим вопросам, стоящим сегодня перед предприятием.

Все доклады дали темы для обсуждения, вызвали живое участие у аудитории слушателей и, надеемся, дали сегодняшним студентам пищу для размышлений в выборе тем и направлений своих дальнейших научно-практических исследований.

Участники Школы приняли участие в торжественном открытии памятной доски в честь присвоения лаборатории кафедры химии и химических технологий имени В.П. Медведева, заведующего этой кафедрой с 1988 по 2015 годы, кандидата химических наук, учёного-радиохимика, внесшего неоценимый вклад в подготовку специалистов для ФГУП "ПО "Маяк". Сегодня ученики В.П. Медведева по праву составляют научную и инженерную элиту нашего легендарного предприятия.

По итогам работы конференции изданы два сборника материалов: сборник статей, индексируемых в РИНЦ (79 статей), и сборник научных работ студентов и школьников (20 статей). Электронные версии книг размещены на сайте института.

Всего в работе конференции приняло участие 130 человек (из них 45 студентов).

Оргкомитет конференции ОТИ НИЯУ МИФИ выражает благодарность всем участникам, желает им творческого вдохновения и научного энтузиазма.

Ссылка на фото: https://disk.yandex.ru/d/zqhXWMz-F_LngA

Ссылка на фото: https://disk.yandex.ru/d/P_uICGDoqtlNzw



IX ФОРУМ-ДИАЛОГ "НАЦИОНАЛЬНЫЙ ИНТЕРЕС, ЭКОЛОГИЯ, БЕЗОПАСНОСТЬ"

С 26 по 28 апреля 2023 года в Челябинске состоялся форум-диалог "Национальный интерес, экология, безопасность", организованный Общественным советом Госкорпорации "Росатом", Правительством и Министерством общественной безопасности Челябинской области.

Общественные форумы-диалоги проводятся уже в течение 15 лет и заслужили статус основной площадки для дискуссий и обмена опытом в сфере безопасного развития ядерных технологий, перспектив и программ развития атомных производств, обеспечения ядерной и радиационной безопасности, а также вопросов обращения с радиоактивными отходами и отработавшим ядерным топливом между специалистами атомной отрасли, органами власти, экспертами, экологами и общественностью.

Цель проведения мероприятия – повышение интереса общественности к проблемам обеспечения благоприятной окружающей среды, вовлечение граждан в реализацию экологических проектов и обмен опытом в сфере безопасного развития ядерных технологий.

В этом году форум-диалог посвятили 120-летию со дня рождения академика Игоря Курчатова и 75-летию ПО "Маяк". В его работе приняли участие свыше 200 делегатов, в том числе представители федеральных и региональных органов власти, местного самоуправления, руководители предприятий атомной отрасли, научного сообщества, представители экологических и общественных организаций, журналисты.



На открытии участников и слушателей приветствовали губернатор Челябинской области Алексей Текслер, директор по государственной политике в области радиоактивных отходов, отработавшего ядерного топлива и вывода из эксплуатации ядерно и радиационно опасных объектов Госкорпорации "Росатом" Василий Тинин, депутат Государственной Думы Федерального Собрания РФ, председатель Всероссийского общества охраны природы, заместитель председателя Общественного совета Госкорпорации "Росатом" Вячеслав Фетисов, генеральный директор ПО "Маяк" Андрей Порошин.

На пленарных докладах были освещены вопросы обеспечения ядерной и радиационной безопасности как элемента государственной экологической политики, роль ФГУП "ПО "Маяк" – флагмана атомной промышленности России, перспективы развития ядерной медицины, научные основы безопасности пунктов консервации и захоронения РАО, проблемы подготовки молодого поколения ядерщиков.

Продолжила программу первого и всего второго дня форума серия диалогов в рамках "Круглых столов" по темам: "120 лет академику И.В. Курчатову – масштаб личности в истории", "Эпоха: от Объекта до ЗАТО", "Создание государственного заповедника на территории ВУРСа", "75 лет ФГУП "ПО "Маяк: ступени роста", "Ядерная медицина. Наука", "Эффекты малых доз", "Атомный проект. Преемственность поколений", "Реализация экологической политики Госкорпорации "Росатом" и её организаций. Эволюция общественных представлений и требований безопасности".

В завершении трёхдневной программы состоялись технические туры, в ходе которых участники форума посетили ФГУП "ПО "Маяк", один из значимых объектов в системе предприятий атомной отрасли, а также Челябинскую городскую свалку как объект эффективно проведённой рекультивации в рамках ФП "Чистая страна".

RADIATION SAFETY PROBLEMS

Scientific Journal

FEDERAL STATE UNITARY ENTERPRISE "MAYAK" Production Association
State Atomic Energy Corporation Rosatom

№ 2 (110) 2023

CHIEF EDITOR Yu.G. MOKROV
DEPUTY CHIEF EDITOR I.G. TANANAEV

EDITORIAL ADVISORY COMMITTEE

A.V. Akleyev, V.N. Bolshakov, L.A. Bolshov, V.I. Velichkin,
Ye.A. Demchenko (publ. manager), M.V. Zhukovsky, I.A. Ivanov,
L.A. Ilyin, S.N. Kalmykov, P.V. Kozlov, D.N. Kolupaev,
N.A. Koshurnikova, A.I. Kryshev, A.A. Kuvaev, I.I. Linge,
M.V. Logunov, B.F. Myasoedov, V.N. Pozolotina, Ye.A. Pryakhin,
S.A. Romanov, M.E. Sokolnikov, Ye.I. Tolstykh, A.V. Trapeznikov,
S.S. Utkin, A.P. Khomyakov, V.F. Khokhryakov, Ye.A. Shishkina,
S.V. Yuditsev, Yu.T. Yuldashev

CONTENTS

The 75-th Anniversary of Mayak Production Association	3
1. RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT	
D.V. Markova, K.A. Feoktistov, P.V. Kozlov, O.M. Pankratova, S.V. Korenev, V.V. Milyutin, A.M. Yegorin, E.A. Tokar'. Radiation Resistance of Sorbents Intended for Cesium Extraction from High-Level Alkaline Waste	7
N.P. Ivanov, P.A. Marmaza, O.O. Shichalin, A.N. Dran'kov, G.D. Kaspruk, S.M. Pisarev, A.N. Fedofets. Extraction of Cs(I) and Sr(II) from Liquid Media Using Crystalline Titanosilicates Obtained by Hydrothermal Synthesis	14
2. SPENT NUCLEAR FUEL MANAGEMENT	
S.S. Poglyad, O.S. Dmitrieva, Ye.A. Bezdnyakova, O.V. Romanova. Assessment of Applicability of Bentonite Clay-Based Ceramics for Immobilization of Radioactive Waste from Pyrochemical Processing of Spent Nuclear Fuel	20
V.A. Remizova, P.A. Bobrov. Determination of the Composition of the Filter Cake Generated at Filtration of the Solutions Resulting from Reprocessing of Spent Nuclear Fuel of BN-600 Reactor	28
3. RADIOACTIVE WASTE & ENVIRONMENT	
Yu.G. Mokrov. Behavior of Niobium-95 in the Techa River	33

CONTENTS	
V.N. Pozolotina, Ye.V. Antonova, L.N. Mikhailovskaya. Results of Long-Term Radioecological Studies of Terrestrial Ecosystems of the East-Ural Radioactive Reserve	47
4. RADIATION EXPOSURE & HUMAN HEALTH	
V.F. Khokhryakov, V.E. Vvedensky. Modeling of Cesium-137 Metabolism in the Human Body	69
5. REPORTS	
M.V. Logunov's Comments on Yu.G. Mokrov's paper "Behavior of Niobium-95 in the Techa River"	78
6. INFORMATION & PERSONALIA	
The 95 th Anniversary of V.F. Khokhryakov	80
The 70 th Anniversary of I.I. Linge	82
The 23 ^d All-Russian Science-to-Practice Conference: Days of Science in Ozyorsk Institute of Technology – 2023	84
The 9 th Dialogue Forum on National Interest, Ecology and Safety	86
CONTENTS	87
ABSTRACTS	89
Information about Authors	93

The journal is included in the list of peer-reviewed scientific journals and publications recommended for publication of principal scientific results of Doctoral and Candidate's dissertations.

ABSTRACTS

RADIATION RESISTANCE OF SORBENTS INTENDED FOR CESIUM EXTRACTION FROM HIGH-LEVEL ALKALINE WASTE

D.V. Markova, K.A. Feoktistov, P.V. Kozlov, O.M. Pankratova, S.V. Korenev

FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

V.V. Milyutin

**Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry of the Russian Academy of Sciences,
Moscow, Russia**

A.M. Yegorin, E.A. Tokar'

**Institute of Chemistry, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Vladivostok,
Russia**

Radiation-chemical resistance of such sorbents as Fersal, RFS-i, RFS-Ca, and Clevasol has been determined. The research has also studied the effect of the absorbed dose on ^{137}Cs distribution coefficient at sorption from the model alkaline solution that simulates the accumulated HLW solutions. The materials research of the sorbent samples has been performed. The mechanism of decomposition and oxidation of the sorbents under study, when heated in air, has been determined.

KEYWORDS: SORPTION, RADIATION RESISTANCE, CESIUM EXTRACTION

EXTRACTION OF Cs(I) AND Sr(II) FROM LIQUID MEDIA USING CRYSTALLINE TITANOSILICATES OBTAINED BY HYDROTHERMAL SYNTHESIS

N.P. Ivanov, P.A. Marmaza, O.O. Shichalin, A.N. Dran'kov, G.D. Kaspruk, S.M. Pisarev,

A.N. Fedorets

FSAEI HE Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russia

One of the pressing environmental issues is water pollution with Cs^+ and Sr^{2+} radionuclides during the nuclear fuel cycle. A promising way to purify the resulting liquid radioactive waste is the selective adsorption of radionuclides using inorganic sorbents with a zeolite structure, which have an ion-sieve effect. In this work, titanosilicate of the CST structural type (corresponding to the formula $\text{Na}_{1.64}\text{H}_{0.36}\text{Ti}_2\text{O}_3\text{SiO}_4(\text{H}_2\text{O})_{1.84}$) was obtained by hydrothermal synthesis (using a temperature of 190 °C for 24 hours) and found to be a promising sorption material, capable of effectively extracting Cs^+ and Sr^{2+} from liquid media (sorption exchange capacity, q_{eq} , with respect to Cs^+ and Sr^{2+} is 223 mg/g and 112 mg/g, respectively). It has been shown that pre-oxidation of Ti^{3+} to Ti^{4+} with H_2O_2 makes it possible to increase the sorption capacity with respect to Cs^+ and Sr^{2+} by 1.58 and 2.8 times, respectively. In addition, the structural and morphological characteristics of the synthesized materials were studied, including phase composition, elemental composition, specific surface area, and pore size. The obtained titanosilicates can be used as sorbents for the purification of liquid radioactive waste.

KEYWORDS: SORBENT, PURIFICATION, CESIUM, STRONTIUM, TITANOSILICATES, LIQUID RADIOACTIVE WASTE, NUCLEAR FUEL CYCLE, NANOMATERIALS, SYNTHESIS, HYDROTHERMAL PROCESSES

ASSESSMENT OF APPLICABILITY OF BENTONITE CLAY-BASED CERAMICS FOR IMMOBILIZATION OF RADIOACTIVE WASTE FROM PYROCHEMICAL PROCESSING OF SPENT NUCLEAR FUEL

S.S. Poglyad, O.S. Dmitrieva, Ye.A. Bezdnyakova, O.V. Romanova
JSC SSC RIAR, Dimitrovgrad, Russia

This paper presents the results of studying the applicability of a bentonite clay-based matrix for immobilization of waste, i. e. spent electrolyte (highly water-soluble salt melt of alkali-metal chlorides) generated in the course of pyrochemical reprocessing of spent nuclear fuel. The matrix characteristics (phase composition, chemical and mechanical stability and microstructure) were studied. Following the comparison of the obtained results to NP-019-15 requirements applicable to the cement compound, it was concluded that the matrix can be used for geological disposal of radioactive waste.

KEYWORDS: MATRIX FOR IMMOBILIZATION OF RADIOACTIVE WASTE, BENTONITE CLAY MATRIX, WASTE FROM PYROCHEMICAL PROCESSING OF SPENT NUCLEAR FUEL

DETERMINATION OF THE COMPOSITION OF THE FILTER CAKE GENERATED AT FILTRATION OF THE SOLUTIONS RESULTING FROM REPROCESSING OF SPENT NUCLEAR FUEL OF BN-600 REACTOR

V.A. Remizova, P.A. Bobrov
FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

The paper discusses options that can be used for dissolution of the solid phase (filter cake) of sludge generated as a result of filtration of the spent nuclear fuel solution using cartridge and bulk filters. It is shown that sufficiently successful dissolution of the filter cake resulting from the cartridge filter regeneration is achieved as a result of its successive processing with alkaline and acid solutions. Dissolution of the filter cake resulting from the bulk filter regeneration has not been achieved. Chemical and radiochemical compositions of the filter cakes have been evaluated. The obtained results will be of use for assessment of nuclear and radiation safety and for development of methods applied for handling filter cakes resulting from filter regeneration.

KEYWORDS: STORAGE TANKS, HIGH-LEVEL WASTE, FILTER CAKE, CESIUM, CARTRIDGE FILTER, BULK FILTER

BEHAVIOR OF NIOBIUM-95 IN THE TECHA RIVER

Yu.G. Mokrov
FSUE Mayak PA, Ozyorsk, Russia

The study focuses on reconstruction of the Techa River source term in 1949–1956 when the population of the Techa riverside settlements was exposed to radiation. The work considers migration of gamma-emitting nuclides, niobium-95 (^{95}Nb) in particular, in the river water. The previous work comprises a number of assumptions concerning the source of ^{95}Nb in the river and its migration with the river flow. It is reported that ^{95}Nb has abnormally low adsorption capacity, and thus can easily travel great distances in river water. Zirconium-95 (^{95}Zr), on the contrary, shows good adsorption by bottom sediments straight away near the point of liquid radioactive waste discharge and can travel only as suspended sediments or bedload. It is demonstrated that ^{95}Nb could be transferred into the river water both directly with liquid radioactive waste discharges (external source) and could be released from bottom sediments after ^{95}Zr decay (internal

source). It is assumed that after reduction of liquid radioactive waste discharges into the river by 2-3 orders of magnitude in October, 1951, the internal source became the main source of ^{95}Nb in aqueous medium. The study objective is to provide additional confirmation to the above statements.

The author considers archive results of daily measurements of specific activity of the water in the upper part of the Techa River in 1952. Specific activity of total β -emitting nuclides, A_Σ ($\mu\text{Ci/l}$), is obtained by measuring β -particle counting rate using an end-window counter. Specific activity of total γ -emitting nuclides, M_Σ ($\mu\text{gRaEq/l}$), is obtained by comparing ionizing power of the analyzed and reference (^{226}Ra) sources. The author mentions that when obtaining specific activity of the j th beta-emitting nuclide, one should take into consideration an absorption coefficient, K_j , for β -ray absorption in the layer of all materials starting from the sample under study and ending with the end-window counter. The author suggests finding $R_j = M_j / A_j = m_j / K_j$ ratio (where m_j is γ -equivalent of the j th gamma-emitting nuclide ($\mu\text{gRaEq}/\mu\text{Ci}$)) for each j th gamma-emitting nuclide in discharged liquid radioactive waste. The work demonstrates that comparison of experimental values for $R_\Sigma = M_\Sigma / A_\Sigma$ with respective calculated values for $R_j = m_j / K_j$ allows getting new valuable information on ^{95}Nb content in the river water.

The author shows that in the first half of 1952 ^{95}Nb specific activity in the river was more than 10 times greater than values of A_Σ measured using the end-window counter (^{95}Nb activity was almost not detected). ^{95}Nb predominantly entered the river flow when recoil nuclei left the upper layer of the bottom sediments as a result of decay of ^{95}Zr nuclei (internal source), then ^{95}Nb inflow decreased exponentially over time with ^{95}Zr half-life. Specific activities of ^{95}Nb in water near Metlino and Nadyrov Most settlements (42 km away from the point of liquid radioactive waste discharge) were practically identical that confirms abnormally low adsorption capacity of ^{95}Nb .

KEYWORDS: THE TECHA RIVER, BETA- AND GAMMA-EMITTING RADIONUCLIDES, NIOBIUM-95, ZIRCONIUM-95, GAMMA EQUIVALENT ACTIVITY, END-WINDOW COUNTER, BETA-RAY ABSORPTION COEFFICIENT, ADSORPTION CAPACITY

RESULTS OF LONG-TERM RADIOECOLOGICAL STUDIES OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS OF THE EAST-URAL RADIOACTIVE RESERVE

V.N. Pozolotina, Ye.V. Antonova, L.N. Mikhailovskaya

Institute of Plant and Animal Ecology of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Yekaterinburg, Russia

The paper puts together interim results of 20 years of research carried out by employees of the Population Radiobiology Laboratory and the General Radioecology Laboratory of the Institute of Plant and Animal Ecology UB RAS in the territory of the former East-Ural State Reserve (EUSR). It summarizes data on the spatial distribution of the main long-lived radionuclides (^{90}Sr , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$) in the soil and vegetation cover of the reserve and adjacent territories, the diversity of phytocenoses and the state of forest stands, provides the results of an inventory of biomass reserves in terrestrial ecosystems and of the radionuclides accumulated in it. It evaluates the rate of the dose absorbed by the model herbaceous plant species. The effects of chronic exposure to low-level doses of ionizing radiation in plants have been studied using molecular genetics, biochemical, physiological, and population methods. Long-term effects of radiation have been identified in the course of the analysis of transgenerational and intra-annual (seasonal) variability of physiological and biochemical parameters in plants. Radiobiological effects have been evaluated in this study with due attention to interaction of radiation and non-radiation (weather conditions) factors and comparison of the effects of heavy metals and low doses of ionizing radiation.

KEYWORDS: KYSHTYM ACCIDENT, EAST-URAL RADIOACTIVE RESERVE, TERRESTRIAL ECOSYSTEMS, ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, POLLUTION LEVELS, SOILS, PLANTS, LOW LEVEL DOSES, BIOLOGICAL EFFECTS

MODELING OF CESIUM-137 METABOLISM IN THE HUMAN BODY

V.F. Khokhryakov, V.E. Vvedensky

FSBIS Southern Ural Biophysics Institute of FMBA of Russia, Ozyorsk, Russia

Based on literature data and the results of the authors' research on the metabolism of cesium-137 in the human body, a model of cellular permeability was developed to describe the radionuclide metabolism between cells and extracellular fluid at different rhythms of the nuclide intake. Concentration gradients were determined in the system consisting of cells and extracellular fluid. The study assessed the absorption rate and the biological half-life of the element for three types of cells with different levels of accumulation; also the electrical potentials of cellular membranes were evaluated. The paper discusses the difference between the proposed approach and that recommended in ICRP Publication 137 in assessing the metabolism of incorporated cesium-137.

KEYWORDS: CESIUM-137, METABOLISM, MODELING, COMPARTMENT MODEL, INTERNAL DOSIMETRY

Главный редактор

Мокров Юрий Геннадьевич — доктор технических наук

Заместитель главного редактора

Тананаев Иван Гундарович — доктор химических наук, профессор, член-корреспондент РАН

Редакционная коллегия:

Аклеев Александр Васильевич — доктор медицинских наук, профессор
Большаков Владимир Николаевич — доктор биологических наук, профессор, академик РАН
Большов Леонид Александрович — доктор физико-математических наук, профессор, академик РАН
Величкин Василий Иванович — доктор геолого-минералогических наук, профессор, член-корреспондент РАН
Демченко Елена Александровна — кандидат химических наук
Жуковский Михаил Владимирович — доктор технических наук, профессор
Иванов Иван Александрович — кандидат технических наук
Ильин Леонид Андреевич — доктор медицинских наук, профессор, академик РАН
Калмыков Степан Николаевич — доктор химических наук, профессор, академик РАН
Козлов Павел Васильевич — кандидат технических наук
Колупаев Дмитрий Никифорович — кандидат технических наук
Кошурникова Нина Александровна — доктор медицинских наук, профессор
Крышев Александр Иванович — доктор биологических наук
Куваев Андрей Алексеевич — доктор геолого-минералогических наук, доцент
Линге Игорь Иннокентьевич — доктор технических наук
Логунов Михаил Васильевич — кандидат технических наук
Мясоедов Борис Федорович — доктор химических наук, профессор, академик РАН
Позолотина Вера Николаевна — доктор биологических наук
Пряхин Евгений Александрович — доктор биологических наук, профессор
Романов Сергей Анатольевич — кандидат биологических наук
Сокольников Михаил Эдуардович — доктор медицинских наук
Толстых Евгения Игоревна — доктор биологических наук
Трапезников Александр Викторович — доктор биологических наук
Уткин Сергей Сергеевич — доктор технических наук
Хомяков Анатолий Павлович — доктор технических наук
Хохряков Валентин Федорович — доктор биологических наук, профессор
Шишкина Елена Анатольевна — доктор биологических наук
Юдинцев Сергей Владимирович — доктор геолого-минералогических наук, член-корреспондент РАН
Юлдашев Юрий Тахирович — представитель учредителя

Сведения об авторах статей:

- | | |
|--------------------------------|--|
| Антонова Елена Валерьевна | – к.б.н., старший научный сотрудник лаборатории популяционной радиобиологии, т. (343) 2103858 (+1118), <i>selena@ipae.uran.ru</i> |
| Безднякова Елена Александровна | – младший научный сотрудник, т. 8 9021202419, <i>pryzhevskaya@mail.ru</i> |
| Бобров Павел Александрович | – инженер-технолог лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 37515, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Введенский Владимир Эдуардович | – ведущий программист лаборатории № 2, <i>vvedensky@subi.su</i> |
| Дмитриева Ольга Сергеевна | – начальник лаборатории радиохимических технологий Отделения Радиохимических Технологий, т. 8-8423579802, <i>osdmirteve@niiar.ru</i> |
| Драньков Артур Николаевич | – к.х.н., старший преподаватель Департамента ядерных технологий ИНТиПМ, т. +7 9644457666, <i>drankov_an@dvfu.ru</i> |
| Егорин Андрей Михайлович | – к. х.н., начальник лаборатории, т. (423)2215246, <i>andrey.egorin@gmail.com</i> |
| Иванов Никита Павлович | – ассистент Департамента ядерных технологий ИНТиПМ, т. +7 914 6732283, <i>ivanov.np@dvfu.ru</i> |
| Каспрук Григорий Дмитриевич | – студент, т. +7 9242804807, <i>kaspruk.gd@students.dvfu.ru</i> |
| Козлов Павел Васильевич | – к.т.н., доцент, начальник исследовательской лаборатории (по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов) ЦЗЛ, т. (35130) 33269, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Коренев Станислав Вениаминович | – инженер-физик лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 33685, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Логунов Михаил Васильевич | – советник генерального директора, т. (35130) 33100, <i>mayak@po-mayak.ru</i> |
| Маркова Дарья Владимировна | – инженер-технолог лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 33782, <i>cpl@po-mayak.ru</i> |
| Мармаза Полина Александровна | – студент, т. +7 9145639093, <i>marmaza.pa@students.dvfu.ru</i> |
| Милютин Виталий Витальевич | – д.х.н., заведующий лабораторией хроматографии радиоактивных элементов, т. (495) 3359288, <i>vmilyutin@mail.ru</i> |

- Михайловская Людмила Николаевна — к.б.н., старший научный сотрудник лаборатории общей радиоэкологии, т. (34377) 32070, *mila_mikhaylovskaya@mail.ru*
- Мокров Юрий Геннадьевич — д.т.н., советник генерального директора по науке и экологии, т. (35130) 33304, *mokrov@po-mayak.ru*
- Панкратова Ольга Михайловна — инженер-технолог лаборатории специального материаловедения ЦЗЛ, т. (35130) 37248, *cpl@po-mayak.ru*
- Писарев Савелий Михайлович — студент, т. +7 9990403098, *pisarev.smi@students.dvfu.ru*
- Погляд Сергей Степанович — эксперт по научным разработкам Отделения Радиохимических Технологий, т. 8 8423579801, *spoglyad@yandex.ru*
- Позолотина Вера Николаевна — д.б.н., заведующий лабораторией популяционной радиобиологии, т. (343) 2103858 (+1118), *pozolotina@ipae.uran.ru*
- Ремизова Валерия Александровна — инженер-технолог лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 30600, *cpl@po-mayak.ru*
- Романова Ольга Владимировна — младший научный сотрудник, т. 8 9061421934, *murasova.o@yandex.ru*
- Токарь Эдуард Анатольевич — к.х.н., научный сотрудник, т. 89147948572, *d.edd@mail.ru*
- Федорец Александр Николаевич — старший преподаватель ИНТиПМ, т. +7 9241382261, *fedorec.an@dvfu.ru*
- Феоктистов Кирилл Алексеевич — инженер-технолог лаборатории по обращению и кондиционированию радиоактивных отходов ЦЗЛ, т. (35130) 37515, *cpl@po-mayak.ru*
- Хохряков Валентин Федорович — д.б.н., профессор, *khokhryakov@subi.su*
- Шичалин Олег Олегович — к.х.н., научный сотрудник Департамента ядерных технологий ИНТиПМ, т. +7 9143331221, *shichalin_oo@dvfu.ru*

НАУЧНО-ПРАКТИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ
Федерального государственного унитарного предприятия
"ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "МАЯК"
ВОПРОСЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
№ 2 (110) 2023

Технический редактор И.Н. Моисеева
Переводчики: О.А. Константинова, Д.Ю. Сезонова, Н.П. Подольская
Корректоры: О.А. Константинова, Д.Ю. Сезонова, Н.П. Подольская

ПОДПИСКА – 2023

**С апреля 2022 г. на сайте "Почта России" проводится
подписная кампания на июль - декабрь 2023 года
по электронному каталогу.**

ЖУРНАЛ
"Вопросы радиационной безопасности"
основной индекс ПН083.

Учредитель: Федеральное государственное унитарное предприятие "Производственное объединение "Маяк"
Свидетельство о регистрации средства массовой информации ПИ № ФС77-21316 от 22 июня 2005 г. выдано Федеральной
службой по надзору за соблюдением законодательства в сфере массовых коммуникаций и охране культурного наследия.
Адрес издателя: Россия, 456780, Челябинская обл., г. Озёрск, ул. Ленина, 31
Адрес редакции: Россия, 456780, Челябинская обл., г. Озёрск, ул. Ермолаева, 18
Тел. (35130) 33081; e-mail: vrb@cpl.po-mayak.ru
Address: 18, Ermolayev st., Ozyorsk, 456780, Russia
Tel. (35130) 33081; e-mail: vrb@cpl.po-mayak.ru

Подписано в печать 30.06.2023
Выход в свет 05.07.2023

Тираж 70 экз.
Цена договорная

Отпечатано в полиграфическом участке ФГУП "ПО "Маяк"
Россия, 456780, Челябинская обл., г. Озёрск, ул. Ленина, 40