Международный Союз Радиоэкологов
Российская Экологическая Академия
Институт экологии растений и животных УрО РАН
ГУДП НИКИЭТ "Техноцентр "ЛТ"

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 4

Под редакцией
А.В.Трапезникова и С.М.Вовка

г. Заречный

Международный Союз Радиоэкологов
Российская Экологическая Академия
Институт экологии растений и животных УрО РАН
ГУДП НИКИЭТ "Техноцентр "ЛТ"

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И ПОГРАНИЧНЫХ ДИСЦИПЛИН

Выпуск 4

Под редакцией
А.В.Трапезникова и С.М.Вовка

г. Заречный, 2001

ПРЕДИСЛОВИЕ

Целую эру мы пережили атомной физики.....
Потом началась космическая, или «косметическая», эра, в которой мы и сейчас пребываем.

Н.В.Тимофеев – Ресовский
«Воспоминания»

Многоуважаемые читатели!

Настоящий сборник посвящен памяти выдающегося русского ученого Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского, чей 100-летний юбилей отмечался ЮНЕСКО в прошлом году. Крупнейший эволюционист, генетик, радиобиолог Н.В. Тимофеев-Ресовский основал в своей жизни несколько научных школ, в том числе и на Урале.

В сборнике представлен ряд работ уральских учеников и сподвижников Николая Владимировича, включающие как биографические данные, так и взгляд на его мировоззрение с позиций сегодняшнего времени.

Кроме того продолжена публикация актуальных работ по радиоэкологии и пограничным дисциплинам.

Мы благодарны всем нашим авторам и читателям, чей интерес позволил сборнику стать периодическим изданием.

А.Трапезников
С.Вовк

Заречный,
22 декабря 2001 г.

ШТРИХИ ВОСПОМИНАНИЙ О НИКОЛАЕ ВЛАДИМИРОВИЧЕ ТИМОФЕЕВЕ-РЕСОВСКОМ

Поликарпов Г.Г.
Институт биологии южных морей
им. А.О. Ковалевского
Национальной Академии наук Украины

Вместо введения

Шел 1954-1955 год. Я был аспирантом-биофизиком по специальности "Радиобиология". Кафедра биофизики биофака МГУ располагалась вначале на Моховой улице, затем – на Ленинских (ныне Воробьевых) Горах, заведующим кафедрой был профессор Борис Николаевич Тарусов. Наши с Володей (Владимиром Ивановичем) Корогодиным лабораторные места - в одной комнате подвального этажа биофака. Там у меня аквариумы с гидрами Pelmatohydra oligactis из прудов Московского Зоопарка и отдельно – с дафниями в качестве корма для гидр. Рядом комната с рентгеновским аппаратом для облучения изучаемых живых объектов и на том же этаже в специальном отсеке с защитным лабиринтом – кобальтовая (Co-60) гамма-пушка – тоже для облучения.

Забегая "вперед", сообщу о ярком для меня эпизоде, когда зимой 1955-1956 гг. Николай Владимирович, обходивший владения кафедры в сопровождении Бориса Николаевича (без санкции и вопреки громкому категорическому запрету тогдашнего руководства биофака "крепко захлопнуть двери факультета перед менделистом-морганистом-вейсманистом"). Увидев мои аквариумы с элодеей и сотнями гидр и узнав тему моей аспирантской работы, Николай Владимирович одобрительно воскликнул: "Вот это я люблю: всякую природную живность!". Он сказал, что они организовали (после "сороковки", т.е. Челябинска-40) на биостанции Миассово в

Ильменском заповеднике Челябинской области группу "Водников", наряду с "Бачкистами", "Гробовщиками", "Кавалеристами" и др. и пригласил меня на стажировку в летнее время по водной части, которой заведовала Елена Александровна, его жена. Я был страшно рад и сразу условился о конкретном приезде. Когда я добавил, что распределяюсь на Севастопольскую биологическую станцию АН СССР, он своим богатым, шаляпинского типа голосом, нараспев продекламировал: "На Графской пристани, в Севастополе, о берега которой бились волны N-ского моря!". Впоследствии я узнал, что один из предков его изобиловавшего удалыми пращурами рода, из рода Рюриковичей, был героем Севастополя – адмирал Нахимов, чьим именем названы проспект и площадь. Ряд других его предков активно проявили себя в Средиземном и Черном морях, в том числе вырываясь из турецкого плена и угоняя для этого боевые плавсредства, включая фрегат.

Поэтому я сразу оказался не только причастным к научной среде по линии "Водников" у Елены Александровны к "радиационной гидробиологии", но и в географическом аспекте – к сфере жизненных интересов отважных предков Николая Владимировича. Так, первоначальная (с 5 сентября 1956 г.) лаборатория радиобиологии Севастопольской биостанции (впоследствии расширенная и преобразованная в отдел радиационной и химической биологии Института биологии южных морей им. А.О.Ковалевского АН СССР) стала ветвью могучего научного древа "радиационной биогеоценологии", сформированного Николаем Владимировичем у "басурманов" (в Берлине, Копенгагене и др.) и в "многоуважаемом, но обширном отечестве" (Челябинске-40, Свердловске, Обнинске). Я с самого начала вооружался его яркими веселыми мудрыми принципами. Первейшим из них считаю: "Почему сие важно в пятых?". Другие также воспринимают их с одобрением. Так, 11 декабря 1996 г. профессор Аскер Ааркрог получил памятную медаль профессора Н.В.Тимофеева-Ресовского (из рук внучатого заведующего созданного Николаем Владимировичем

отдела в Свердловске, теперь опять Екатеринбурге, Александра Викторовича Трапезникова), на которой, как известно, написано: "В жизни и науке важно отличать существенное от несущественного". Я видел энтузиазм на лице крупного датского ученого в области радиоактивности биосферы, что подтвердили незамедлительно и его слова: "О, да, я очень и очень согласен с этим принципом!".

А теперь все по порядку.

В качестве аспиранта (1953-56 гг.) я вгрызался в литературу по радиационной биофизике, в которой постоянно встречались имена корифеев из западной литературы: Lea, Timofeeff-Resovsky, Zimmer и другие. И вдруг на кафедре все чаще стали поговаривать о том, что западный классик Timofeeff-Resovsky, оказывается, работает на уральском "объекте", где у него целая немецкая его лаборатория из Берлин-Буха, и что он организует отдел в институте биологии УФАН СССР и скоро появится в Москве на конференции по медицинской радиологии. При этом отмечалась противоположная реакция разных кругов в Москве. Далекий спокойный классик из научной литературы вдруг оказался близким возмутителем спокойствия в научных кругах, т.к. был ближайшим коллегой Т. Моргана и Г.Д. Меллера. Следует напомнить, что в то время ответственным за чистоту (в смысле чистки) в советской генетике был любимец генсеков от Сталина до Хрущева "народный" агробиолог Т.Д. Лысенко.

Итак, конференция в огромном амфитеатром конференц-зале. Мы, молодежь, естественно – на заднем и верхнем плане, но зато оттуда виднее. В президиуме человека три, из них один стоит, а другой, как бы набычась, энергично расхаживает и столь же энергично обсуждает вопрос о биологической дезактивации радиоактивных вод. Один из них, сказано, Тимофеев-Ресовский Николай Владимирович. Но который? С Запада должен быть вышколенным и после пары десятков лет западной жизни должен иметь явный западный акцент или звучание. А

нестандартно и уверенно расхаживавший, к тому же время от времени для подчеркивания мысли, приподнимавшийся на носки, говорил на абсолютно чистом, даже красочном и очень образном языке. И это оказался он.

Затем последовали его поздне-вечерние выступления по генетике на мехмате (на других факультетах для него был полный запрет) у профессора Ляпунова, где был гостивший ученый из Венгрии. Длительная дискуссия была на немецком языке, но уже было ясно, что русский он знает лучше любого из москвичей.

Наконец, эпопея посещения, нет – операция по организации проникновения Н.В. Тимофеева-Ресовского в качестве частного лица, по приглашению, посетить кафедру биофизики мужественного заведующего этой кафедрой Б.Н. Тарусова. Мы, орг.группа из полудюжины аспирантов, ждали в условленное время у биофака, чтобы обеспечить цивилизованное прохождение мимо цербера в толпе через боковой вход биофака (центральный вход был начеку и непроходим, чтобы по указанию руководства нога бывшего студента МГУ, а ныне "реакционного" генетика не ступила на Alma Mater). Итак, Н.В. Тимофеев-Ресовский в шляпе и в пальто нараспашку быстрой походкой прибыл к месту встречи, мы познакомились, а нужно сказать, что знакомился он неформально, а запоминал с одного раза и навсегда имя, отчество и фамилию каждого, откуда родом и чьих профессоров ученик. Фотография у биофака этой инициативной группы (по проведению на кафедру) с Н.В. Тимофеевым-Ресовским в центре – опубликована в одном из номеров журнала "Наука и Жизнь" к его юбилею. Затем в кабинете заведующего кафедрой (в большой аудитории, для широкой аудитории было нельзя) с участием только профессоров, доцентов и аспирантов обсуждались: а) научные интересы кафедры – Борис Николаевич и б), главным образом, "Вернадскология с Сукачевщиной" – Николай Владимирович. Затем последовал обход лабораторий. И именно этот момент отражен в качестве первого эпизода (про гидр) в моих

воспоминаниях.

Было выступление Н.В. Тимофеева-Ресовского на семинаре в Институте физики АН СССР у П.Л. Капицы. Помню вопросы П.Л. Капицы: "Как ведет себя радиоактивный цезий, образующийся при испытаниях ядерного оружия и выпадающий из атмосферы на почву?" Запомнился ответ: "В обычных условиях сорбируется почвой намертво". И подкрепился этот вывод еще и еще после аварии на Чернобыльской АЭС.

Пришло время, дипломатичный В.Н. Столетов из министерства Высшего образования СССР занял довольно высокий административный пост в руководстве наукой и, очевидно, решил показать себя терпимым к инакомыслию в генетике, тем более, что "учение" Лысенко становилось все более одиозным, хотя и продолжало опираться на генсека. На сей раз Н.В. Тимофеев-Ресовский, приглашенный В.Н. Столетовым, вошел в корпус биофака официально через центральный вход и выступил в Малой аудитории (Большая аудитория была явно парафией генсека). Как всегда, выступления Николая Владимировича были впечатляющими, не оставляли сомнений и доставляли истинное эстетическое удовольствие. Все так называемые "словесные вольности" были к месту и воспринимались как иллюстративный метод или прием для усиления запоминания. В ряде случаев, опять-таки, к месту, они напоминали о широком диапазоне его жизненных перипетий: от утонченной процедурной церемонии в Королевском Обществе Великобритании до диких способов выживания с уголовниками в лагерях заключенных Казахстана и выдерживания чудом "последнего" пути в вагонах-столыпинках (забитых до отказа еще живыми, умирающими и уже умершими заключенными) с Востока в Москву. Меня никогда не покидала мысль о том, что если бы создать равные условия для публичных выступлений и дискуссий Н.В. Тимофеева-Ресовского и Т.Д. Лысенко в университетах, институтах, по радио, телевидению, в газетах и журналах, то

исход всегда был бы ясным и определенным. Но власть над наукой была выше логики и интересов страны....

Как сейчас, по контрасту, помню "лекцию" Т.Д. Лысенко на биофаке МГУ и, конечно, в Большой аудитории, по "видообразованию". Впечатление было ужасным и настроение – надолго испорченным: это было глумлением юродивого мстительного мужичка над современной наукой. Помню все его перлы. Контраст усиливал сиплый голос. Вот одно из них: "Некоторые считают Лысенко дураком, но они узнают, что это значит, на своей собственной шкуре".

Ясно, что такой сверх - неугодный, как Н.В. Тимофеев-Ресовский, мог выжить (не считая экстремальных испытаний в тюрьмах и лагерях) только в маловероятных условиях полной недоступности: в международной лаборатории в Берлине и на бывшем секретном объекте в Челябинске-40 в качестве заключенного руководителя режимной лаборатории при умном начальнике объекта. Но возвращались же его предки, например, отправлявшиеся изучать Северный Полюс, из африканского плена, угнав для этого фрегат из Турции в Севастополь, за что один из них получил высокий военно-морской чин.

Миассово, встречи, переписка

Как уговорились заранее, я дал телеграмму: "Миасс Челябинской Ильменский заповедник биостанция Миассово Тимофееву-Ресовскому Приезжаю Миасс 10 июня Поликарпов Севастополь".

Прибываю, ищу глазами водителя на перроне. Людей было немного. Легко догадался, представился. "А где второй?" - "Я один". - "Как один, а Севастьянов?" - "Нет, я один". - "Тогда пошли искать. Севастьянов! Севастьянов!" И я тоже кричал: "Севастьянов!" Потом водитель сказал: "Значит, другим поездом приедет. Будем ждать". Я начал смутно догадываться и спросил: "А откуда Севастьянов?" - "Как откуда? Оттуда же, откуда и ты. Телеграмма же одна". - "Покажите!" Действительно: подпись "Поликарпов Севастьянов". Все ясно: телеграфистка. Сказал

водителю, тот выругался, что теряем время, а ехать далеко и по, с позволения сказать, "дороге".

Прибываем, иду к биостанции, навстречу быстрым шагом Николай Владимирович, обнимает, величает по имени-отчеству и спрашивает, а где же Севастьянов. Прояснение, и громкий на все огромное озеро Большое Миассово взрыв хохота. Потом нас долго с В.И. Корогодиным, он до меня приехал, звали братьями Севастьяновыми.

Меня определили в палатку, показали научное хозяйство и пригласили на чаепитие-собеседование в коттедж к Н.В. и Е.А. Тимофеевым-Ресовским. С утра следующего дня я был в составе группы "Водников" и начал опыт по накоплению церия-144 пресноводными моллюсками под непосредственным наблюдением милейшей и добрейшей Елены Александровны. О научной стороне этого и других опытов с другими нуклидами и гидробионтами рассказывать не буду: имеются публикации. Каждое лето, в 1957 и 1958 гг., я приезжал в Миассово и усердно трудился. Впечатлений очень много (и не на 10 страниц). Естественно, что познакомился со многими, в первую очередь с заведующим биостанцией, он же аспирант Н.В. Тимофеева-Ресовского – Николай Васильевич Куликов, впоследствии его преемник по отделу, доктор биологических наук, профессор.

Все были тогда дезинформированы и запуганы, в том числе аспирант А. Тюрюканов, который вдруг возник у моей палатки и шепотом начал выяснять обстановку на биостанции. Он был с группой почвоведов МГУ (а мы с одного 9 этажа зоны Д в общежитии МГУ). Мол, все говорят, ставил опыты знаешь на ком (?!) там в Берлине и т.д. Говорю: "Иди к нему, поговори, увидишь, что такой человек в силу своих принципов и характера никаких таких опытов на том, на ком не надлежит, не ставил". Приходит после беседы просветленный. А потом зачастил к Николаю Владимировичу и стал его ближайшей рукой.

Отмечу еще лишь, что основной притягательной силой для маститых и молодежи к биостанции Миассово, наряду с выполнением совместных исследований, были регулярные

коллоквиумы под руководством Николая Владимировича. Вел он их идеально и все испытывали огромное удовлетворение, как преодоление очередного перевала. Но об этой стороне деятельности имеется много высказываний участников в печати.

Мое непосредственное приобщение к передовой школе Н.В. Тимофеева-Ресовского определило основную направленность работ формировавшейся лаборатории морской радиобиологии в Севастополе на СБС АН СССР. Я был поглощен организационной (планирование специального корпуса) и одновременной исследовательской работой в переоборудованных отсеках старого здания СБС на Приморском бульваре. Но переписка с Н.В. и Е.А. Тимофеевыми-Ресовскими велась, не прерываясь, пока они были живы. На мои письма отвечала Елена Александровна из Свердловска (или из Миассово – летом), а после их переезда – из Обнинска. Посещал я их и в Обнинске. Как всегда, это были очень содержательные и доброжелательные контакты. А когда Елены Александровны не стало, писал сам Николай Владимирович, несмотря на трудности со зрением. Я был на похоронах Елены Александровны в Обнинске. У меня в рабочем кабинете – их портреты, присланные Николаем Владимировичем по моей просьбе. Над их портретами - портрет В.И. Вернадского.

В 1963г. Елена Александровна опубликовала свою монографию "Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов" (Труды института биологии УФАН СССР, вып. 30), которая сразу же была опубликована на английском языке в серии изданий Ок-Риджской Национальной Лаборатории в США. Вскоре, через год, была защита ее кандидатской диссертации в Свердловске, а я был удостоен чести оппонировать этой выдающейся работе, отвечавшей всем требованиям, предъявляемым к докторским диссертациям. Перед поездкой я сумел превозмочь себя, оказавшись отравленным в Севастополе недоброкачественным холодцом из магазина буквально накануне полета в Свердловск. Директором Института экологии растений и животных УФАН СССР и председателем Совета по

защитам был академик С.С. Шварц.

Как известно, Николай Владимирович очень критично относился ко всему, отличая существенное от несущественного. Не терпел он "белиберды", "чуши собачьей". Из-за ряда слабых работ по радиоэкологии на Западе и в Москве доставалось от него и самому термину. Мы имели с ним возможности обсуждать термин в Миассово и Свердловске.

А когда был годичный отчет в Совете по радиобиологии АН СССР в ОБН на ул. Большой Калужской 33, то Николай Владимирович отнес себя и тех, кого он признавал на должном научном уровне, к "разумным радиоэкологам". Свое выступление он так и начал: "Мы, разумные радиоэкологи, ..." и далее следовало изложение достижений его отдела. Действительно, радиоэкология стала модой и многие, особенно технократы, оказались тоже радиоэкологами, но неразумными.

Помню, как после длительной экспедиции в Мексиканский залив, Карибское море и на Кубу в 1965 г., я пришел, будучи в Москве осенью, на лекцию Николая Владимировича на биофаке в МГУ, где он читал курс популяционной генетики. Его же не впускали на биофак 10 лет тому назад! Порадовался прогрессу. Еще больше был рад встрече с Николаем Владимировичем, который был, как всегда, очень радушен.

Николай Владимирович часто повторял: "Настоящий ученый не может быть плохим человеком, и наоборот". Он сам и его Елена Александровна были настоящими людьми и учеными, а он лично был еще и гениальным ученым, он был сгустком невероятной энергии и предельно ясной (видевшей сразу "в-пятых") мысли. Он щедро одаривал людей своей энергией. Он равно заинтересованно разговаривал с мастеровым человеком, чиновником, искусствоведом, исследователем. Я чувствую его энергию в себе.

Надеюсь выбрать время и описать все подробнее, процитировать письма, назвать многих коллег, из которых здесь я упомянул только отдельных. Будем рассчитывать, что все впереди!

01. 05. 97 г.

Н.В. ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ И РАДИОЭКОЛОГИЯ. К 100-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ ИЗВЕСТНОГО РУССКОГО УЧЕНОГО

Г.Н. Романов
Производственное объединение "Маяк" (г. Озерск)

Открытие радиоактивности и обнаружение биологических радиационных эффектов у человека и в живой природе породили новую научную дисциплину - радиоэкологию. С самого зарождения ее начали развиваться два основных направления этой дисциплины - поведение радиоактивных веществ в окружающей среде, включая природные биологические системы, и влияние ионизирующей радиации на биологические объекты на различных уровнях их организации, вплоть до сообществ и экосистем.

Особое место в радиоэкологии занимает русский ученый, генетик и радиобиолог Н.В. Тимофеев-Ресовский, человек с многогранными знаниями и трудной судьбой.

Становление радиоэкологии на Западе и в Советском Союзе

Радиоэкология имеет два основных этапа своего развития - ранний и современный.

Ранний этап относится к началу XX века, вплоть до конца 40-х - начала 50-х годов, когда было создано атомное оружие и получены первые доказательства существования нового техногенного фактора окружающей среды - ее радиоактивного загрязнения.

На раннем этапе вырабатывались основные взгляды на роль присутствия ионизирующей радиации и радиоактивных веществ в окружающей среде, и, прежде всего, - с точки зрения причин возникновения, характера и тяжести радиационных эффектов в живой природе.

Еще в 1904 г. М. Кюри-Склодовская обнаружила пожелтение листьев после облучения растений в присутствии радия [1], а Э. Резерфорд в 1905 г. показал, что облучение человека может сформироваться и в окружающей среде, содержащей радиоактивные вещества [1].

В России на этом раннем этапе радиоэкологические концепции развивали несколько ученых.

И.Р.Тарханов (Санкт-Петербургская Биологическая лаборатория) еще в 1896 г. опубликовал данные о последствиях воздействия рентгеновского излучения на некоторые виды позвоночных, беспозвоночных и растений [2]. Н.В. Гаевская сообщала в 1923 г. о возможных биологических эффектах у морских креветок вследствие высокой концентрации радия в соленых озерах близ Севастополя [1, 2]. В.Ф. Печенко в 1922 г. опубликовал факты обнаружения начала угнетения и последующей нормализации у облучаемых простейших одноклеточных животных (амебы) [2]. Оценки доз облучения, вызывающего биологические эффекты, при наличии доказанного латентного периода проявления эффектов, были определены С.А. Никитиным из Одесского Института рентгенологии и онкологии в 1930 г. у некоторых морских беспозвоночных [2]. Подобные эффекты были найдены Г.В. Самохваловой в 1935-1938 г.г. у некоторых видов рыб [2].

Большую роль в становлении радиоэкологии в России сыграли академик В.И. Вернадский и его школа. В 1911 г. В.И. Вернадский организовал первую российскую радиоэкологическую экспедицию, результаты которой легли в основу разработки концепции биогеохимического круговорота радиоактивных веществ, подчеркивающей роль радиоактивности в биосфере. Ранее, в 1910 г., после посещения Ильменских гор, он поставил вопрос о необходимости изучения радиоактивных минералов в Российской империи [2]. В 1929 г. В.И. Вернадский опубликовал работу “О концентрации радия живыми организмами”, где указывал на значительные различия в накоплении радия из воды в разных видах ряски [3]. Он же

ввел в науку новое понятие - отношение концентраций радиоактивных элементов в организмах и воде, или коэффициент накопления.

В целом, идеи В.И. Вернадского явились очень плодотворными в понимании роли радионуклидов в жизни живого, а также процессов радиоактивного распада в историческом развитии Земли.

Развитию радиоэкологии в России на раннем этапе способствовали успехи и других направлений науки, касающихся различных аспектов учения о биосфере и биогеоценологии(*. Немалый вклад в развитие биогеоценологии внесли российские ученые Б.Б. Полынов, В.М. Гольдшмидт, В.Н. Сукачев [4].

Подготовка к войне и сама вторая мировая война резко затормозили развитие радиоэкологии. Однако, создание атомного оружия во второй половине 40-х годов и последующее широкое использование атомной энергии и ионизирующих излучений в жизни человечества дали радиоэкологии новый импульс, обусловив ее широкое развитие в настоящее время.

В начальный период этого современного этапа развития радиоэкологии пионерами выступили ученые США и Советского Союза - стран, создавших в конкурентной гонке за геополитическое господство первое ядерное оружие. Необходимость развития радиоэкологии в этих странах была продиктована прежде всего прикладными задачами обеспечения радиационной безопасности человека и живой природы в условиях поступления и накопления радиоактивных веществ в окружающей среде на всех этапах изготовления атомного оружия, а также при его испытаниях и применении - от добычи урана и получения делящихся материалов до ядерных взрывов.

(* Термин "радиоэкология" не является строгим, если рассматривать только поведение радионуклидов в окружающей среде; более удачным следует считать термин "радиационная биогеоценология". Однако, если рассматривать еще и сопутствующие радиационные биологические эффекты, то первый термин становится понятным. Он нашел ныне широкое распространение, будучи рожденным на Западе.

Решение указанных прикладных задач являлось чрезвычайно важным, поэтому большинство радиоэкологических исследований в США и СССР на протяжении первых 10-20 лет было засекреченным.

В США радиоэкологические проблемы решались на государственном уровне с привлечением ряда национальных лабораторий (Брукхейвенская, Окриджская) и университетов (Калифорнийский, Колумбийский), а также других организаций. Такая постановка научных исследований позволила получить уже в первые 10-15 лет основополагающие данные практически по всем направлениям радиоэкологии. Экспериментальные и натурные исследования проводили с использованием созданных "радиационных полей" (рентгеновское и γ–излучение), испытательных ядерных полигонов, производственных площадок горно-химических и ядерно-химических предприятий, площадок и водоемов, использовавшихся для удаления радиоактивных отходов, лесных массивов, рек и морей.

В частности, на примере только одной монографии [4], включающей результаты открытых американских работ 1949-1963 г.г., можно видеть, насколько был широк спектр задач радиоэкологии в США в то время. Были определены общие закономерности поступления, поведения и скорости перемещения различных радионуклидов в окружающей среде (наземные, пресноводные и морские экосистемы), коэффициенты накопления различных радионуклидов (^{90}Sr, Pu, I, Ru и др.) в растениях, гидробионтах, млекопитающих, звенья-концентраторы и дискриминаторы радионуклидов в трофических пищевых цепях сухопутных и морских экосистем, разработаны модели круговорота радионуклидов в окружающей среде, в частности, углерода-14.

Изучение радиационных биологических эффектов включало определение пределов (предельных доз облучения) радиочувствительности разных биологических видов и их отдельных форм, разработку теории видовой зависимости

радиочувствительности растений, результатом чего стало доказательство существования видовой зависимости радиочувствительности от числа хромосом и объема ядра клетки (в интерфазе). Разрабатывались также критерии радиационного поражения облучаемых растений разных видов и аналогичные критерии для облучаемых сообществ и экосистем; были обнаружены четкие закономерности изменения видового состава растительных сообществ при их летальном и сублетальном облучении вследствие первоочередной гибели растений с максимальной радиочувствительностью и минимальным потенциалом пострадиационного восстановления; также была обнаружена максимальная среди других видов радиочувствительность деревьев сосны и их гибель при интенсивном остром или хроническом облучении (в меньших дозах по сравнению с острым). На Маршаловых островах (атолл Эниветок, место проведения ядерных испытаний) было показано наличие поражения щитовидной железы рыб коралловых рифов вследствие инкорпорирования радиоактивного йода, образовавшегося при ядерном испытании, а в р. Клинч, близ Ок-Риджа, куда сбрасывались радиоактивные отходы, было обнаружено четкое повышение частоты хромосомных аберраций в слюнных железах комаров (до 7,7%), облучавшихся хронически в дозах, всего лишь в 20 раз превышавших природные дозы.

В последующее время радиоэкологические исследования в США были намного расширены.

Начальный период современного этапа развития радиоэкологии в Западной Европе характеризовался значительно меньшими масштабами исследований по сравнению с США. К самым ранним и наиболее развернутым работам следует отнести исследования английских ученых, занимавшихся изучением поведения ^{131}I, ^{89}Sr и ^{90}Sr в сельскохозяйственных пищевых цепях. Определенный толчок к усилению внимания к радиоэкологии в Великобритании обусловила радиационная авария реактора с выбросом

радиоактивного йода в атмосферу в Уиндскейле в 1957 г. Основные же радиоэкологические исследования в Западной Европе были развернуты в период интенсивных радиоактивных выпадений от ядерных испытаний в атмосфере в конце 50-х годов - первой половине 60-х годов; этому способствовала в значительной мере появление международной (всемирной) программы "Саншайн", посвященной изучению включения ^{90}Sr в пищевые цепи человека и оценке радиационной опасности ^{90}Sr для человека в результате ядерных испытаний. В это же время в европейских странах, имеющих ядерное вооружение, либо создавших ядерную энергетику (Великобритания, Франция, Германия), были начаты прикладные радиоэкологические исследования в целях обеспечения радиационной безопасности человека при радиоактивном загрязнении окружающей среды как вследствие деятельности ядерных предприятий, так и вследствие вероятных радиационных инцидентов и аварий на них. Западноевропейские радиоэкологические программы в принципе повторяли цели и содержание американских программ, однако, в ряде случаев отличались из-за географических, биогеохимических, почвенных и других характеристик, а также способов и интенсивности использования природных ресурсов и получаемой продукции.

В Советском Союзе современные радиоэкологические исследования были начаты почти одновременно с США, хотя, как и в Европе, в меньших масштабах. Все исследования осуществлялись в рамках советской атомной программы и являлись поэтому секретными. В этих работах, на начальном этапе, участвовали специальные организации и учреждения Минздрава СССР, Минобороны СССР, Академии наук СССР, а также отдельных министерств и государственных комитетов.

Среди множества осуществленных в СССР разработок 50-х годов, касающихся по своей сути именно радиоэкологических разработок, следует прежде всего отметить работы Биофизической лаборатории Московской сельскохозяйственной

академии им. К.А. Тимирязева под руководством академика В.М. Клечковского. Академик В.М. Клечковский заложил основы нового направления радиоэкологии - агрохимии продуктов деления. При использовании отдельных продуктов ядерного деления и их смесей, получаемых в экспериментальном реакторе, он и его сотрудники изучили основные характеристики поступления различных радионуклидов в урожай сельскохозяйственных культур в зависимости от видов культур, агрохимических свойств почвы и агротехники. Вместе с этим лаборатория В.М. Клечковского изучала механизм внекорневого поступления радионуклидов в урожай в условиях как глобальных, так и локальных выпадений от ядерных испытаний.

Существенный вклад в отечественную радиоэкологию внесли сотрудники биолого-почвенного факультета Московского госуниверситета и Почвенного института. Они дополнили результаты лаборатории В.М. Клечковского данными о поведении радионуклидов в сообществах травянистых растений и роли использования различных удобрений и мелиорантов в снижении поступления радионуклидов в урожай.

Несмотря на сугубо производственное предназначение, ПО "Маяк" тоже внес свою лепту в радиоэкологические исследования, связанные со сбросами жидких радиоактивных отходов в водоемы и речную систему рек Теча-Исеть. Эти исследования, выполнявшиеся Центральной заводской лабораторией предприятия совместно с Институтом биофизики МЗ СССР в 1950-1953 г.г., дали первые и остающиеся уникальными до сих пор оценки поведения и распределения радионуклидов в проточных и непроточных водоемах, распространения радиоактивного загрязнения по течению реки, экологических и хозяйственных факторов, влияющих на поступление радионуклидов в пищевые цепи человека и его облучение. Эти характеристики послужили достаточной аргументацией в обосновании и принятии решений о

необходимости мер радиационной защиты населения, проживавшего на реках Теча и Исеть.

Радиационная авария 1957 г. с выбросом радиоактивных веществ в атмосферу на ПО "Маяк" ("Кыштымская авария" как ее прозвали потом на Западе) и обусловленное ею образование загрязненной радионуклидами части территории Челябинской и Свердловской областей (Восточно-Уральский радиоактивный след) обусловили дальнейшее развитие отечественной радиоэкологии. В целях обеспечения радиационной безопасности местного населения и снижения отрицательных последствий аварии в экономике региона было развернуто сразу же широкое изучение радиоэкологических характеристик поведения радионуклидов в окружающей среде, сельскохозяйственных, трофических (для природных систем) и пищевых (для человека) цепей, а также радиационных эффектов в живой природе, обусловленных радиоактивным загрязнением территории.

К участию в радиоэкологической программе, разработанной Минсредмашем СССР, академическими институтами и Московской сельскохозяйственной академией (В.М. Клечковский), Министерством здравоохранения СССР (А.И. Бурназян), было привлечено более 10 научных организаций со специалистами в различных отраслях науки. Непосредственно на Урале в 1958 г. были созданы три целевых научных организации - Опытная научно-иссследовательская станция в подчинении Минсредмаша СССР, Филиал института радиационной гигиены МЗ РСФСР и Комплексная радиологическая экспедиция Минсельхоза СССР (последние две были затем преобразованы в Филиал №4 Института биофизики МЗ СССР, являющийся ныне Уральским научно-практическим центром радиационной медицины).

Эти уральские научные центры совместно с другими привлеченными организациями получили в течение первых 10 лет громадный объем радиоэкологической информации, как новой в научном плане, так и практически ценной в обеспечении

радиационной безопасности населения и снижении экономического ущерба, нанесенного радиоактивным загрязнением территории.

Главными практическими результатами осуществленных в регионе радиоэкологических исследований явились:

- достижение радиационной безопасности проживавшего населения, что доказывалось практическим отсутствием детерминированных радиационных эффектов, которые могли бы нанести ущерб здоровью населения, а также отсутствием повышения частоты стохастических канцерогенных заболеваний у хронически облучаемого населения;

- восстановление к 1978 г. ранее запрещенного сельскохозяйственного производства на 82% площади, загрязненной ^{90}Sr.

Таков был научный радиоэкологический "фон" в 50-х - 60-х годах, когда Н.В. Тимофееву-Ресовскому пришлось осуществлять радиоэкологические исследования.

Страницы жизни и научной деятельности Н.В.Тимофеева-Ресовского [5-8]

Н.В. Тимофеев-Ресовский родился в 1900 г. в московской семье выходцев из дворян. Отец, Владимир Николаевич, окончил физико-математический факультет Петербургского университета и после защиты диссертации отправился на строительство железных дорог, построив потом в России 16 тысяч верст новых путей.

После окончания гимназии Н.В. Тимофеев-Ресовский поступил на зоологический факультет Московского университета, однако, его обучение было прервано гражданской войной. Воевал в рядах Красной Армии, хотя не был коммунистом, попадал в плен к "зеленой" банде анархистов, еле остался в живых, заболев сыпным тифом. Вернувшись в Москву в 1920 г., возобновил учебу в университете. Чтобы обеспечить свое существование, занимался побочной работой,

вплоть до работы грузчиком. Его учителями были знаменитые генетики Н.К. Кольцов, заложивший основы современной (молекулярной) генетики, и С.С. Четвериков, положивший начало популяционной генетике.

Кроме знаний, получаемых на нескольких спецкурсах, Н.В. Тимофеев-Ресовский прошел крайне полезный и большой практикум на кафедре Н.К. Кольцова, а затем получил научный опыт исследований по генетике на дрозофилах, недавно, с 1922 г. ставших объектом изучения, на звенигородской биостанции Н.К. Кольцова. Большую роль в становлении Н.В. Тимофеева-Ресовского как генетика сыграли научные семинары, проводившиеся С.С. Четвериковым и называвшиеся "совместным оранием о дрозофиле", или "дрозсоором". Человек неуемной энергии, Н.В. Тимофеев-Ресовский не ограничивался только приобретением знаний и опыта: он читал параллельно свои лекции на рабфаке и перед "нормальными" студентами, работал в одной из лабораторий при Комиссии по изучению естественных производительных сил России, претворил в жизнь свою идею, создав Практический институт с тремя факультетами - биотехническим, агрономическим и экономическим. Институт получил здание, и к 1923 г. институт был оборудован лучше, чем другие биологические лаборатории.

Жажда заниматься наукой привела его к тому, что он не стал заканчивать университет и не получил диплома. Впоследствии, в 50-х годах, это ему обошлось дорого.

По просьбе директора Берлинского института мозга О. Фогта заместитель наркома здравоохранения Н.В. Семашко инициировал в 1925 г. длительное командирование Н.В. Тимофеева-Ресовского в Германию в качестве консультанта по изучению генетической изменчивости. Вместе с женой, Еленой Александровной Тимофеевой-Ресовской (Фидлер) и сыном, они приехали в Германию в том же году. Специально созданный германско-советский институт, где работали Тимофеевы-Ресовские, размещался в Бухе, пригороде Берлина ("Буховский институт").

Там он закончил ранее начатые им работы по фенгенетике (действие генов и их совокупности в ходе развития особи), расширил исследования по популяционной генетике и оценке роли естественного отбора и внешних условий на определенные мутации и, став одним из основоположников нового направления генетики, начал и развивал радиационную генетику как науку о значении ионизирующих излучений в генетических изменениях.

Н.В. Тимофеев-Ресовский широко привлекал к своим работам немецких физиков (М. Дельбрюк, К. Циммер). Неоднократно участвуя до II Мировой войны в работе различных международных конференций и симпозиумов, в том числе, знаменитого коллоквиума Нильса Бора, он пытался переманить при этом физиков, желающих заниматься биологией, а также создать свой международный биологический коллоквиум, подобно физическому коллоквиуму Нильса Бора. Во многом, благодаря деятельности Тимофеева-Ресовского за рубежом, вклад русских ученых в биологию и генетику стал неожиданным и большим для Запада.

К 1932 г. Н.В. Тимофеев-Ресовский оценил размеры гена, которые явились сравнимыми с размерами молекулы и сходными с данными, полученными во Всесоюзном институте растениеводства, руководимом Н.И. Вавиловым. Это открытие опережало время, однако, позднее произвело сенсацию.

Коллектив, созданный Н.В. Тимофеевым-Ресовским в Буховском институте, заметно выделялся среди других европейских и американских институтов, и это было заслугой Тимофеева-Ресовского, сумевшего создать сплоченную и грамотную группу единомышленников численностью около 50 человек и заражать ее своей энергией.

После захвата власти Гитлером в 1933 г. Н.В. Тимофеев-Ресовский продолжал свою работу в Буховском институте, оставаясь по-прежнему советским гражданином и не испытывая особого давления со стороны гитлеровских властей. Более беспокоили его и семью плохие вести из Советского Союза о

дискуссиях в биологической науке, гонениях и репрессиях ученых-биологов. Перед началом Отечественной войны он получил несколько предложений о предоставлении ему работы в советских институтах или их отделах, но его соратники в СССР (Н.К. Кольцов) не советовали возвращаться. Его решение отложить возвращение было подогрето известиями об аресте в 1940 г. президента ВАСХНИЛ, академика Н.И. Вавилова. Официально Н.В. Тимофеев-Ресовский и его жена имели право оставаться за границей, находясь в длительной командировке и имея советские паспорта.

Началась война, Н.В. Тимофеев-Ресовский превратился в "невозвращенца".

Продолжая свою работу эффективно и результативно и опубликовав ряд статей и книгу о роли эволюционных процессов в генетике (1938 г.), он начинает понимать сущность расизма в его наиболее отвратительной форме - нацизме, и осуществляет акции по укрытию ученых-евреев, пользуясь официальным правом использовать в работе ученых-евреев. В разгар войны наука стала его убежищем; он обдумывал синтетическую теорию эволюции, создавал теорию микроэволюции: начиналась она с популяции, в которой за счет мутаций и природных факторов возникали популяционные волны, их изоляция и естественный отбор.

По мере продолжения войны Н.В. Тимофееву-Ресовскому стало ясным, что он не должен оставаться в стороне от борьбы Советского Союза с германским фашизмом. Он начал помогать немецким антифашистам, а также сумевшим бежать русским военнопленным. Беглецов устраивали на работу под видом остарбайтеров и батраков, либо в своем институте. По некоторым данным, насчитывалось более ста человек, в спасении которых участвовали Н.В. Тимофеев-Ресовский и его люди.

Приближался крах гитлеровского рейха. Решение - куда податься после поражения Германии - на Запад или на Восток? - было для Н.В. Тимофеева-Ресовского нелегким, учитывая, что

он не мог рассчитывать на благосклонность Советской власти, однако, он понимал, что он русский, что корни его там, и что он не может быть эмигрантом. Тимофеев-Ресовский принял решение принять меры к сохранности имущества института и подготовиться к возвращению в Советский Союз вместе с персоналом и имуществом института.

Сразу после прихода советских войск Н.В. Тимофеев-Ресовский и другие советские специалисты, находившиеся в институте, были арестованы. В течение 11 дней шло выяснение их личностей. Сообщение об аресте Н.В. Тимофеева-Ресовского дошло до заместителя наркома внутренних дел А.П. Завенягина. Последний приехал к Н.В. Тимофееву-Ресовскому в Бух и поручил ему руководить институтом, пока не решится вопрос о переезде в Союз. Однако, через какое-то время Н.В. Тимофеев-Ресовский был арестован по линии "другого ведомства". Когда Завенягин хватился, Тимофеева-Ресовского найти не смогли: он затерялся как осужденный на длительный срок в лагерях в Казахстане. В 1947 г., после начала поисков в лагерях людей, имевших какое-либо отношение к физике и радиации, он был найден в лагерном лазарете. Его содержали в лазарете в течение одного-двух месяцев, затем отправили в Москву и потом, после лечения на протяжении нескольких месяцев, сослали на Урал. Он оказался в секретной лаборатории, так называемой Лаборатории Б (близ современного НИИ технической физики в г. Снежинске Челябинской области).

Эта лаборатория проводила, среди других, научные исследования по радиобиологии, радиационной медицине, радиоэкологии и генетике. Лаборатория была создана в 1946 г.

Штат лаборатории сформировался из специалистов - заключенных (около 15 человек, включая Н.В. Тимофеева-Ресовского), привезенных в 1947 г., а также интернированных немецких ученых и специалистов вместе с семьями (15 человек, 1948 г.), и вольнонаемных советских специалистов (1946-1953 г.г., более 50 человек). В разные годы полный штат всех работающих в Лаборатории Б достигал 200-500 человек.

Биофизический отдел и одноименную биофизическую лабораторию с мая 1947 г. возглавлял Н.В. Тимофеев-Ресовский. В их задачи входили:

- изучение действия ионизирующих излучений на живые организмы, в том числе генетические эффекты;
- изучение путей ускорения выведения радионуклидов из организма животных;
- изучение влияния малых доз облучения на рост и развитие живых организмов и на урожайность растений;
- изучение распределения радионуклидов в почвах и водоемах;
- биологическая очистка радиоактивных сбросных вод.

В период работы Н.В. Тимофеева-Ресовского в Лаборатории Б генетические исследования не были его основными задачами, так как в 1948 г. советская генетика была фактически разгромленной Т.Д. Лысенко [7-8]. Как пишет Д. Гранин [5], решения известной августовской сессии ВАСХНИЛ 1948 г., на которой потерпели поражение все противники Лысенко, пришли в Лабораторию Б через год с соответствующим приказом по ведомству не заниматься морганизмом-менделизмом и уничтожить всех дрозофил. Однако, первый директор Лаборатории Б полковник А.К. Уралец разрешал Н.В. Тимофееву-Ресовскому заниматься генетикой при условии, чтобы ни в каких отчетах и планах ничего генетического или дрозофильского не значилось.

Радиоэкология в работах биофизического отдела занимала большое место и преследовала прикладные цели; осуществляя научное руководство всеми радиоэкологическими исследованиями в Лаборатории Б, Н.В. Тимофеев-Ресовский проводил их прежде всего с биогеоценологических позиций.

Кроме лабораторных помещений, радиоэкологические исследования проводили на опытных полевых участках, на экспериментальных прудах, в виварии с содержанием мышей, кроликов и собак. На опытных участках проводились посевы зерновых культур и однолетних трав и на делянки вносили смесь

продуктов ядерного деления (так называемую "юшку") под видом стимуляторов роста. Полученные загрязненные корма скармливались подопытной корове либо кроликам, а коровье молоко тоже анализировали [6]. Внесение отдельных радионуклидов и их смесей в воду практиковалось также и на экспериментальных прудах.

Основными результатами работы лаборатории Н.В. Тимофеева-Ресовского стала оценка закономерностей поведения ряда наиболее радиологически важных радионуклидов в сухопутных, включая сельскохозяйственные, и пресноводных экосистемах. Экспериментально полученные значения коэффициентов накопления этих радионуклидов в отдельных звеньях изученных цепей и систем послужили исходными отправными точками для предлагавшегося обоснования снижения поступления отдельных радионуклидов в продукцию растениеводства и животноводства, а также предотвращения радиоактивного загрязнения непроточных и малопроточных водоемов, с одной стороны, и использования таких водоемов для снижения уровней загрязнения сбрасываемых жидких радиоактивных отходов, с другой стороны.

Деятельность Лаборатории Б являлась засекреченной и поэтому вся отчетная документация была тоже секретной, включая и отчеты по радиоэкологическим исследованиям. Однако, в открытой печати появились данные, полученные коллективом Н.В. Тимофеева-Ресовского. На первой Женевской международной конференции по мирному использованию атомной энергии в 1955 г. был представлен от имени советской делегации доклад "Об использовании ионизирующих излучений в сельском хозяйстве", где излагались результаты исследований по действию малых доз радиации на сельскохозяйственные растения. Тем не менее, Н.В. Тимофеев-Ресовский и его сотрудники в число авторов доклада включены не были [6].

В 1955 г. репрессированные советские ученые и специалисты Лаборатории Б были досрочно освобождены в связи с ликвидацией этой организации.

После ликвидации Лаборатории Б в 1955 г. Н.В. Тимофеев-Ресовский вместе с 16 сотрудниками начал работать в Институте биологии Уральского филиала Академии наук СССР в Свердловске; этот институт имел специальную биологическую станцию на оз. Бол. Миассово в Челябинской области. Там Н.В. Тимофеев-Ресовский продолжал свои радиоэкологические и генетические исследования, уже по несекретной тематике. С этого времени начался четвертый период его исследовательской деятельности.

Казалось бы, что после радиационной аварии 1957 г. на ПО "Маяк" Н.В. Тимофеев-Ресовский и его бывшие сотрудники Лаборатории Б могли быть привлечены к радиоэкологическим исследованиям и на загрязненной территории для обоснования мер по снижению последствий аварии. Однако, этого не произошло. Статус бывших заключенных, многих еще не реабилитированных (Н.В. Тимофеев-Ресовский был полностью реабилитирован лишь в 1993 г., после своей смерти в 1981 г.), не соответствовал существовавшим требованиям секретности. Поэтому научная, тоже секретная, радиоэкологическая деятельность на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа была поручена вновь созданным организациям Минсредмаша СССР (Опытной научно-исследовательской станции) и Минздрава СССР (Филиал №4 Института биофизики), а также специальным подразделениям других институтов.

Поэтому основные направления исследований группы Тимофеева-Ресовского в период работы в Миассово остались практически теми же, только проводились на более высоком уровне, с учетом ранее полученных результатов в Лаборатории Б и с включением в работу множества изучаемых радионуклидов и действующих факторов. Исследования по-прежнему проводили на основе модельных и натурных экспериментов.

Собственно радиоэкологические исследования включали изучение распределения радионуклидов в наземных и пресноводных биогеоценозах, поведения радионуклидов в

почве, поведения инкорпорированных радионуклидов в организме животных и ускорения их выведения, действия ионизирующих излучений и радионуклидов на живые организмы и их популяции и сообщества, включая генетические эффекты [9-11].

Основные результаты всех радиоэкологических исследований Н.В. Тимофеева-Ресовского и его соратников могут быть изложены кратко следующими принципами и положениями [10]:

• Судьба радионуклидов, попадающих в биосферу, определяется путями и скоростью миграции радионуклидов, начальным распределением и последующим перераспре-делением их в биогеоценозах и их компонентах.

• Основными быстрыми путями миграции и распространения радионуклидов являются ветровой разнос и перемещение текучими водами. Более медленным, но постоянным и длительным путем миграции радионуклидов является биологический путь за счет деятельности живых организмов на всех уровнях пищевых цепей.

• Распределение радионуклидов по компонентам биогеоценозов определяется степенью установления динамического равновесия между жидкой, твердой фазами, а также живыми организмами.

• Преобладающая доля радионуклидов концентрируется верхними слоями почвы и донными отложениями водоемов и поэтому незначительно поступает в природные воды.

• Живые организмы накапливают радионуклиды в разной степени; значения коэффициентов накопления разных радионуклидов живыми организмами различных видов изменяются от единиц до десятков тысяч. Эти различия определяются прежде всего особенностями минерального обмена.

• Живые организмы в целом определяют не только распределение и распространение радионуклидов в окружающей среде, но и постоянный круговорот радионуклидов.

• Радиоактивное загрязнение биосферы должно прежде всего предупреждаться, так как последующая борьба с ним является значительно менее эффективной.

• Основными мерами борьбы с радиоактивным загрязнением окружающей среды следует считать:

– максимальное сокращение возможности образования радиоактивной пыли на незадернованных пылящих пространствах;

– предупреждение выноса радиоактивности текучими водами путем создания прудов-отстойников;

– сокращение до минимума биологической миграции радионуклидов;

– прекращение пищевого и кормового использования всей биопродукции с загрязненной территории и водоемов;

– применение биологической дезактивации верхнего слоя почвы и водоемов при использовании различий в коэффициентах накопления.

• Общебиологические эффекты ионизирующих излучений выражаются в их действии на рост, развитие, плодовитость и смертность организмов. Общая радиочувствительность различна у разных групп и видов живых организмов, повышаясь от низших форм к более высокоорганизованным.

• Для непосредственного уничтожения большинства видов в природных сообществах живых организмов необходимы весьма значительные дозы облучения. Однако, биологически значимыми могут быть и низкие дозы хронического облучения. Это наиболее проявляется у высокоорганизованных форм живых организмов вследствие их большей радиочувствительности, вызывая у млекопитающих и человека патологические изменения, повышение смертности и понижение плодовитости.

• В сообществах живых организмов облучение может приводить к трудно предполагаемым перестройкам и обеднению био-ценозов (как по видовому разнообразию, так и по

биологической продуктивности).

• К специальным проявлениям действия ионизирующих излучений на живые организмы следует отнести повышение частоты тератологических изменений в онтогенезе организмов (уродств), частоты различных злокачественных опухолей у высших организмов, повышение уровня элементарных генетических изменений в потомстве облученных организмов, примерно пропорциональное дозе облучения.

Эти результаты, полученные Н.В. Тимофеевым-Ресовским и его соратниками, являются крайне актуальными до сих пор и могут служить обоснованием выбора дальнейших направлений теоретических и научно-практических исследований в будущем.

Н.В.Тимофеев-Ресовский организовал в биофизической лаборатории Института биологии УФ АН СССР семинар советских биофизиков-радиобиологов-генетиков, проводившийся ежегодно в Миассово и привлекавший к его работе ученых, в том числе и молодых, из многих открытых академических институтов. Это была прекрасная по глубине познания, заложенных идей и предлагаемых способов их претворения в жизнь, научная школа. Семинары получили мировую известность, и участники их до сих пор сердечно вспоминают и сами эти семинары, и их громадную полезность. Н.В. Тимофеев-Ресовский также пытался восстанавливать здесь разрушенную Т.Д. Лысенко советскую генетику. Как вспоминает В.Н. Сойфер [8], Н.В. Тимофеев-Ресовский оказался к второй половине 50-х годов фактически единственным в стране владельцем лабораторного банка дрозофилы, так как по указанию сверху коллекции дрозофилы были уничтожены всюду.

Вернувшись из Миассово от Н.В. Тимофеева-Ресовского, студенты физического факультета МГУ привезли с собой баночки с мухами-дрозофилами и в день 60-летия Т.Д. Лысенко в конце сентября 1958 г. выпустили их летать на биолого-почвенном факультете. Это было ярким доказательством

жизненности истинной генетики.

Деятельность Н.В. Тимофеева-Ресовского в Свердловске-Миассово продлилась до 1964-1965 г.г., когда они с супругой и небольшой группой сотрудников перебрались в Обнинск, в только что организованный Институт медицинской радиологии Академии медицинских наук СССР. Здесь он заведовал отделом генетики и радиобиологии. Основной его деятельностью в ИМР, а затем в Институте медико-биологических проблем стали, преимущественно, радиационно-генетические исследования.

Роль Н.В. Тимофеева-Ресовского в отечественной радиоэкологии

Роль Н.В. Тимофеева-Ресовского в отечественной радиобиологии, в частности, в радиоэкологии и радиационной генетике, является огромной, и это определяется в значительной мере приоритетностью многих результатов его исследований, а также появлением многих плодотворных идей, порожденных им и затем претворенных в жизнь другими, часто не являвшимися его соратниками либо последователями.

Будучи последователем В.И. Вернадского, Н.В. Тимофеев-Ресовский развил биогеоценологические концепции учения о биосфере и явился пионером создания радиационной биогеоценологии в СССР, исследования в области которой были начаты им еще в 1947 г. в закрытой Лаборатории Б, одновременно или даже чуть раньше, чем аналогичные исследования в других учреждениях страны. Кроме того, тоже пользуясь биогео-ценотическим подходом, Н.В. Тимофеев-Ресовский развил учение о популяционной генетике и стал затем одним из основоположников нового направления генетики - радиационной генетики. Его большая роль в создании этих двух направлений в отечественной биологической науке стала очевидной и важной только в последние примерно 2-3 десятилетия, когда было снято с него позорное клеймо отщепенца от науки.

Многие его исследования, относящиеся к оценке количественных параметров поведения, распределения и накопления отдельных радионуклидов в звеньях почва—растения—животные и водоем—донные отложения—вода—гидробионты, прежде всего коэффициенты накопления, были повторены впоследствии разными исследователями в нашей стране, и эти новые данные лишь повторили в целом уже принятые Тимофеевым-Ресовским концепции и количественные уровни значимости основных факторов, влияющих на биогеоценотический круговорот радионуклидов.

Однако, приходится с большим сожалением сознавать, что роль Н.В. Тимофеева-Ресовского в отечественной радиобиологии (и радиоэкологии в частности) была сильно приниженной до 80-х годов, до окончательного поражения в 70-х годах властвования Т.Д. Лысенко в советской биологической науке. Принижению роли Н.В. Тимофеева-Ресовского и его фактическому забвению способствовали, кроме того, много факторов. Сложная судьба как "невозвращенца" и репрессированного лишила его права заниматься свободной научной деятельностью на длительное время и права быть осведомленным с секретными данными, полученными в других учреждениях по аналогичным направлениям исследований. С другой стороны, в ряде случаев, когда его идеи, концепции и результаты исследований становились известными в открытых и закрытых "родственных" научных организациях, их не использовали и не развивали в силу конкурентных либо корпоративных соображений. Это порождало не только забвение Н.В. Тимофеева-Ресовского, но и практику осуществления дублирования его работ в других, более "сильных" организациях, иногда с меньшей результативностью.

Примеров причин и фактов принижения роли Н.В. Тимофеева-Ресовского, игнорирования результатов его исследований и повторения таких же или близких по идее исследований другими авторами имеется немало. Фактически недоступными в нашей стране являются публикации (и ссылки

на них) Н.В. Тимофеева-Ресовского по генетике, относящиеся к периоду его работы в Буховском институте. Достаточно ограниченным является число публикаций, не говоря уже о периоде работы его в Лаборатории Б, относящихся к радиоэкологии.

При возвращении домой в 1947 г. он был назначен заведующим биофизическим отделом Лаборатории Б, однако, в должности всего лишь старшего лаборанта из-за отсутствия диплома об окончании МГУ. И лишь после длительных мытарств, уже в 60-х годах, когда он трудился в УФ АН СССР, ему было разрешено защитить диссертацию.

Как генетика, Н.В. Тимофеева-Ресовского пытались отлучить от науки и исключить из рядов генетиков обе стороны - лысенковцы и их противники. Н.С. Хрущев в докладе на январском Пленуме ЦК КПСС 1961 г., поддерживая Т.Д. Лысенко, провозгласил: "....Из подворотни американского империализма высунули голову и клевещут на СССР и мичуринскую биологическую науку и такие отъявленные враги нашей Родины как белоэмигранты ... Тимофеев-Ресовский и другие, которые из кожи вон лезут, чтобы выслужиться перед американскими хозяевами..." (по [8]).

С другой стороны, видный советский генетик академик Н.П. Дубинин, внесший большой вклад в разгром лысенковщины, писал в 1973 г. о своей встрече с Н.В. Тимофеевым-Ресовским [12], не упоминая об его научной деятельности и его роли в отечественной генетике, но считая, что "оставление Отчизны, воспитавшей его, было ужасным, и этот шаг никогда не может быть забыт".

Оценивая роль Н.В. Тимофеева-Ресовского в практическом использовании результатов его радиоэкологических исследований в обеспечении радиационной безопасности населения и окружающей среды в местах размещения отечественных предприятий, деятельность которых могла привести или привела к радиоактивному загрязнению окружающей среды, в частности, деятельность ПО

"Маяк", можно видеть, что подобное использование данных Н.В. Тимофеева-Ресовского официально не является известным, хотя они использовались на практике, вероятно, негласно как некоторые идеи и принципы.

Можно указать, что данные Н.В. Тимофеева-Ресовского о поведении радионуклидов в пресноводных водоемах, полученные в ходе исследований в Лаборатории Б, могли быть использованы на ПО "Маяк" в начале 50-х годов, когда два небольшие хозяйственные пруда в верховьях р. Теча после начала сбросов жидких радиоактивных отходов использовались как отстойники, где радионуклиды задерживались донными отложениями под влиянием сорбции. Однако, это является только догадками. Но является фактом, что данные Н.В. Тимофеева-Ресовского в области водной радиоэкологии никаким образом не были использованы при разработке мер по снижению последствий радиоактивного загрязнения р. Теча и ее поймы.

К моменту радиационной аварии 1957 г. на ПО "Маяк" Н.В. Тимофеевым-Ресовским и его сотрудниками в Лаборатории Б было накоплено достаточно данных о поведении ряда радионуклидов, в том числе, ^{90}Sr и ^{137}Cs, в агрохозяйственных системах, и были сформулированы основные принципы выбора путей по снижению уровней радиоактивного загрязнения получаемой продукции. Однако, в 1958 г., при организации подобных исследований и разработке мер по снижению последствий аварии в сельскохозяйственной сфере и радиационной защите населения, данные и концепции Н.В. Тимофеева-Ресовского фактически не были использованы ни Минсредмашем, ни Минздравом СССР. Это привело к повторению, в определенной степени, отдельных радиоэкологических исследований в специально созданных научных организациях (Опытная научно-исследовательская станция, Филиал №4 Института биофизики).

К сожалению, сложилось так, что радиоэкологические исследования Н.В. Тимофеева-Ресовского и его сотрудников в

Лаборатории Б и Институте биологии УФ АН СССР фактически не были доведены ни до разработки программ исправляющих и защитных мер при радиоактивном загрязнении окружающей среды, ни до практического применения этих результатов в снижении последствий прошлых радиационных инцидентов и аварий в Уральском регионе.

Тем не менее, в общетеоретическом плане радиоэкологическое наследие Н.В. Тимофеева-Ресовского является приоритетным и значимым, не говоря уже о генетике и радиационной генетике. Сформулированные им основные принципы радиоэкологических закономерностей остаются верными и актуальными сегодня, спустя 40-50 лет, и в этом видится его величие как русского ученого.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Cigna A.A. Origin and aim of radioecology. In: "Radioecology and the Restoration of Radioactive - Contaminated Sites". F.F. Luykx, M.J. Frissel (Eds). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht / Boston / London, 1996, pp. 1-15

2. Aarkrog A., Polikarpov G.G. Development of radioecology in East and West. Ibid, pp.17-29

3. В.И. Вернадский. О концентрировании радия живыми организмами. Доклады Академии наук СССР, Серия А. 1929, №2, 33-34

4. Вопросы радиоэкологии. Пер. с англ. под ред В.И. Баранова. М., Атомиздат, 1968, стр.4

5. Гранин Д.А. Зубр. Юж.-Урал. кн. изд-во, Челябинск, 1988

6. Раскрывая первые страницы... К истории города Снежинска (Челябинска-70). ИПП "Уральский рабочий", Екатеринбург, 1997

7. Medvedev Z.A. Nuclear Disaster in the Urals. W.W. Norton and Co, New York, 1979

8. Сойфер В.Н. Власть и наука. История разгрома генетики в СССР. Hermitage, Tenafly, N.Y., USA, 1989

9. Сборник работ лаборатории биофизики. Труды Ин-та биологии. АН СССР, Уральский филиал. Свердловск, 1957, вып.9

10. Сборник работ лаборатории биофизики. Труды Ин-та биологии. АН СССР, Уральский филиал. Свердловск, 1962, вып.22

11. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Труды Ин-та биологии. АН СССР, Уральский филиал. Свердловск, 1963, вып.30

12. Дубинин П.П. Вечное движение. М., Политиздат, 1973

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ ОБЗОР ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева

ВВЕДЕНИЕ

История становления и развития радиоэкологии в нашей стране неотделима от общей истории естествознания. Особую роль в ее формировании играют труды В. И. Вернадского. Разработанное им учение о живом веществе и биосфере Земли имело колоссальное мировозренческое значение (Вернадский, 1926). Идея об организованности биосферы получила блестящее развитие в трудах В. Н. Сукачева о биогеоценозах как элементарных единицах биосферы (Сукачев, 1947), а оценка результатов геохимической деятельности живых организмов легла в основу учения о биогеохимии и геохимии ландшафтов (Виноградов, 1952, 1957; Полынов, 1956; Перельман, 1961). В основе этих научных концепций лежит генетическое почвоведение, созданное трудами В. В. Докучаева. В науке о почве В. В. Докучаев подчеркивал среди прочих факторов почвообразования, значение фактора времени, участвующего в создании особого естественно-исторического тела природы.

Заслуга в синтезе и подведении итога периоду развития Докучаевской школы естествознания принадлежит Н. В. Тимофееву-Ресовскому. Он первый подчеркнул единую позицию этих естествоиспытателей в понимании природы и задач общего естествознания.

Широкомасштабные работы, развернувшиеся в мире в середине 50-х годов по созданию ядерного оружия, обусловили поступление в биосферу огромного количества искусственных делящихся материалов. Мировому научному сообществу стало ясно, что фактически сформировался новый, глобально действующий фактор, - искусственные радионуклиды и порождаемые ими ионизирующие излучения. Осознание

важности проблемы взаимодействия живых организмов друг с другом и со средой обитания в условиях радиоактивного загрязнения и повышенного фона радиации привело к созданию новой научной дисциплины – радиационной биогеоценологии или, как ее впоследствии стали называть, радиоэкологии. Название этой дисциплины, постановка основных целей и задач появились практически одновременно и независимо друг от друга в работах русских и американских исследователей (Тимофеев-Ресовский, 1957; Передельский, 1957; Odum, 1971; Platt, 1957). Радиационная биогеоценология или радиоэкология замыкала широкий круг исследований, изучающих действие радиации на биологические объекты. В ней выделялись два взаимосвязанных направления: изучение закономерностей миграции, накопления и перераспределения радионуклидов в природных биогеоценозах и изучение влияния ионизирующих излучений на популяции, сообщества и экосистемы. Эти задачи легли в основу исследований, начатых Н. В. Тимофеевым-Ресовским в 1947 г. в лаборатории "Б" предприятия п/я 0215 и продолженных с 1955 г. в Институте биологии УФАН СССР. С этого времени Институт биологии, в настоящее время Институт экологии растений и животных УрО РАН, стал одним из признанных центров, где Н. В. Тимофеевым-Ресовским была создана научная школа и где до настоящего времени проводятся радиоэкологические исследования. Пропагандируя идеи В. В. Докучаева, В. И. Вернадского, В. Н. Сукачева, Б. Б. Полынова, а также учитывая опыт вековых наблюдений за губительными воздействиями на окружающую среду промышленных отходов, Н. В. Тимофеев-Ресовский в те годы ставит весьма серьезную проблему быстрого и полного изучения всех вопросов, связанных с возможностью воздействия на биосферу интенсивно развивающейся атомной промышленности. При этом он подчеркивает, что "любая, достаточно широкая проблема о воздействии человека и его промышленной деятельности на окружающую природу должна в настоящее время ставиться на основе созданного В. И. Вернадским общего

учения о биосфере и биогеоценотических идей В. Н. Сукачева" (Тимофеев-Ресовский, 1962).

На первом этапе этих исследований под руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского, работавшего азартно, оптимистично, всеохватно, были проведены многочисленные экспериментальные работы, в которых радионуклиды рассматривались как "меченые" атомы для изучения судьбы химических элементов в биогеоценозах, а ионизирующая радиация - в качестве удобного и легко дозируемого фактора воздействия на организмы и их сообщества. Основной базой для проведения работ служила биофизическая станция "Миассово", расположенная на территории Ильменского заповедника в Челябинской области.

В те годы многочисленные работы по изучению поведения радионуклидов преимущественно проводились на упрощенных системах раствор-почва-раствор, вода-грунт, вода-гидробионты. В основу этих исследований был положен принцип аналитического редукционизма, состоящий в сознательном расчленении сложных природных систем на ряд более простых. Рассмотрение таких простых систем начиналось с выделения и изучения в них причинно-следственных связей. В простой системе их число невелико, они в ней легче проявляются и более доступны для изучения. Результаты таких исследований позволили провести классификацию радионуклидов по типу их поведения в первичных экологических звеньях и выявить основные факторы и механизмы, управляющие миграционной способностью радионуклидов ("Радиоактивность почв...", 1966). В работах этого периода существенное место отводилось изучению роли живых организмов в накоплении радионуклидов и их перераспределении по основным компонентам биогеоценозов. Для количественного сравнения накопительной способности организмов широко использовалось понятие коэффициента накопления- величины, равной отношению концентраций данного радионуклида в организме и окружающей среде при установлении равновесия. Было показано,

что пределы накопления радионуклидов чрезвычайно широки как для разных видов, так и для разных радионуклидов (Тимофеева-Ресовская, 1963). Практически по каждому изученному нуклиду 2-х десятков химических элементов были выделены виды живых организмов с особенно высокими и низкими коэффициентами накопления. Виды, характеризующиеся наиболее высокими коэффициентами накопления, были названы специфическими накопителями, а для их вычленения был предложен объективный формальный критерий – отклонение коэффициента накопления более, чем на 4 сигмы от среднего значения, установленного для соответствующего вариационного ряда. В плане поиска и выделения таких специфических накопителей особенно подчеркивалась роль организмов-пионеров образования коры выветривания и формирования первичных почв - бактерий, грибов, водорослей, лишайников. В последующем такие организмы - специфические накопители того или иного радионуклида - стали использовать в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения окружающей среды. К числу наиболее удобных видов-индикаторов загрязнения почвенно-растительного покрова были отнесены представители мхов, лишайников, хвоя сосны и других хвойных пород. Впоследствии на фундаменте и идеологии этих исследований сформировалось оригинальное научное направление – лихено- и бриоиндикация окружающей среды, призванное проводить мониторинговые исследования

Огромный аналитический материал, полученный в 50-60-е годы в лаборатории Н. В. Тимофеева-Ресовского, был им проанализирован концептуально, что позволило создать общую платформу радиоэкологии и очертить круг ее задач. Их можно свести к изучению закономерностей миграции, распределения и биологического действия радиоактивных веществ в различных биогеоценозах (экосистемах), созданию научных основ прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения биосферы, экологического нормирования этих загрязнений в компонентах природной среды и ослабления их

вредных воздействий.

Осенью 1957 г. в результате аварии, названной впоследствии Кыштымской, на ПО " Маяк" в окружающую среду было выброшено около 2 млн Ки ($74x10^{15}$Бк) радиоактивных веществ. В связи с этой ситуацией в 1958 г. была организована Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС) химкомбината "Маяк". Бессменным координатором работ, проводившихся на этой станции, являлся В. М. Клечковский. За работы, выполненные в зоне воздействия ядерной аварии группе исследователей во главе с В. М. Клечковским в 1974 г. была присуждена Государственная премия. К сожалению, информация о радиационной ситуации на Урале долго оставалась секретной и фактически только после аварии на Чернобыльской АЭС она стала достоянием общественности и радиоэкологической науки ("Итоги"..., ред. А. И. Бурназян, 1990).

Политическая ситуация в нашей стране складывалась так, что Н. В. Тимофеев-Ресовский не был привлечен к этим работам. Однако, предвидя возможность локальных и в пределе глобальных масштабных загрязнений окружающей среды, "готовя фундамент для будущих дел" он в общей проблеме воздействия атомной промышленности на биосферу выделяет три наиболее важных вопроса: 1. Изучение судьбы радионуклидов, попадающих в различные биогеоценозы, а именно путей и "размерностей" их миграции из центров загрязнений. 2. Изучение действия ионизирующих излучений и, что особенно важно 3. Разработку различных мероприятий по борьбе с вредными радиоактивными загрязнениями. При этом он ясно показывает, что "вся проблема защиты биосферы и все вопросы по разработке частных мероприятий по охране природы являются проблемой биогеоценологической. Для ее решения необходимо внедрять, особенно в промышленно-технические круги, современные представления о биосфере нашей планеты и о биогеохимических процессах" (Тимофеев-Ресовский, 1962).

Грандиозный биогеохимический круговорот веществ, в который включаются и поступающие в биосферу радионуклиды, обусловлен как взаимодействиями живых организмов между собой и косными компонентами среды, так и взаимодействиями между собой живых сообществ, более или менее самостоятельных объектов природной среды. Такими объектами, согласно концепции Н. В. Тимофеева-Ресовского об уровнях организации жизни, являются биогеоценозы - элементарные единицы современной биосферы (Тимофеев-Ресовский, Тюрюканов, 1966).

В исследовании природных систем, состоящих из нескольких взаимодействующих между собой объектов-биогеоценозов, как бы дополняя редукционно аналитический принцип, находит широкое применение системный подход. Системный анализ исходит из того факта, что рассматриваемая совокупность объектов, обладая известной независимостью, определенным образом связана между собой. Эта связь может осуществляться, например, через геохимический сток веществ. С этой точки зрения Н.В.Тимофеев-Ресовский рассматривал миграцию веществ в цепях биогеоценозов, как серию сопряженных процессов рассеивания и концентрирования веществ в организмах, почвах, водах, грунтах, атмосфере (Тимофеев-Ресовский и др., 1966). В дальнейшем на этой основе были разработаны принципы и методы радиоэкологических ландшафтно-геохимических исследований (Тюрюканова, 1968).

На основе фундамента, заложенного Н. В. Тимофеевым-Ресовским, с использованием обширного экспериментального материала была сформулирована концепция континентальной радиоэкологии как радиоэкологии наземных экосистем и внутренних водоемов (Куликов, Молчанова, 1975; Алексахин, 1982; Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина и др., 1992). При этом было подчеркнуто, что природную среду нельзя рассматривать в качестве пассивного разбавителя радиоактивных загрязнений. В силу структурно-функциональных особенностей экологические системы способны перераспределять радио-

активные вещества по составляющим их компонентам. В результате чего концентрации радионуклидов в отдельных звеньях могут оказаться весьма высокими.

В комплексе работ по континентальной радиоэкологии существенное место отводится радиоэкологическим исследованиям почвенно-растительного покрова, поскольку именно почвенно-растительный покров биосферы является первым экраном на пути поступления радиоактивных веществ из атмосферы на земную поверхность. Через него, как через глобальную биокосную мембрану, идет радионуклидный обмен между атмосферой и гидросферой. При этом почвы, в которых совершаются процессы вторичного синтеза и деструкции огромного количества веществ биогенной природы, а также различного рода биогеохимические и биоэнергетические превращения, становятся основным депо радионуклидов в наземной природной среде. Эта тонкая, наиболее насыщенная жизнью оболочка биосферы, является вместе с тем и наиболее чувствительной к повреждающим лучевым воздействиям в случае радиоактивного загрязнения (Добровольский, 1981; Криволуцкий и др., 1988; Розанов, 1988).

Развитие атомной промышленности и энергетики, осложненное рядом аварийных ситуаций и катастроф, сопровождалось вовлечением в радиоэкологические исследования широкого набора наведенных нейтронами радионуклидов, а так же естественных и трансурановых радионуклидов, сопутствующих ядерному топливному циклу. При этом увеличился масштаб проводимых исследований в местах расположения штатно-работающих АЭС и зонах ядерных аварий. Так, опыт и методология работ, накопленные радиоэкологами, были реализованы в многолетних комплексных исследованиях в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа, в пойме р. Течи и в 30-км зоне аварии на ЧАЭС. Глобальный характер Чернобыльской аварии обусловил беспрецедентную открытость радиоэкологических исследований и масштабность международного научного

сотрудничества (UNSCEAR, 1988; "Comparative assessment...", 1991). Кооперация специалистов из разных стран обогатила методологию радиоэкологических исследований, внесла вклад в фундаментальную радиоэкологию и позволила выйти на новый уровень оценки проблем радиационного воздействия на окружающую среду.

В целом радиоэкологические исследования, у истоков которых стоял Н. В. Тимофеев-Ресовский, способствуют как более глубокому познанию структурно-функциональной организации экологических систем, так и решению проблем по созданию рациональных взаимоотношений между развивающейся промышленностью и биологическими продуктивными силами Земли. Эти проблемы, в основе своей, являются биогеоценологическими и стратегия их решения строится на основе современных представлений о биосфере и биологических процессах.

В настоящей работе дается ретроспективная оценка комплексу экспериментальных исследований почвенно-растительного покрова, проводившихся в Отделе континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН под руководством и при непосредственном участии Н. В. Тимофеева-Ресовского, а также его ученика и последователя Н. В. Куликова.

Экспериментальное изучение поведения радионуклидов в почвенно-растительном покрове модельных и природных экосистем

Поступление радионуклидов из почвы в растения, темпы их включения в экологические звенья и пищевые цепи в значительной мере зависят от характера взаимодействия излучателей с почвой и миграционной способности в ней. В такой сложной и многофазной системе, какой является почва, миграцию радионуклидов рассматривают как непрерывно повторяющийся ряд процессов поглощения (сорбции) и обратного перехода в раствор (десорбции), приводящих под

влиянием различных факторов к векторному перемещению нуклидов, рассеиванию или концентрированию. Подобными факторами являются химические свойства нуклидов, их физико-химическое состояние и концентрация, свойства почвы, pH среды, наличие в растворе разнообразных ионов, миграционноспособных коллоидов органического вещества и ряд других.

Поглощение и прочность фиксации радионуклидов в почвах

В 50-60-е годы в рамках радиационной биоценологии и радиоэкологии были проведены многочисленные экспериментальные исследования в системе раствор-почва-раствор по изучению полноты поглощения и прочности фиксации искусственных и естественных радионуклидов в почвах в зависимости от ряда факторов. Эти опыты проводились в статических, равновесных условиях на почвенных суспензиях при соотношении жидкой и твердой фаз, равном 20. В них был использован широкий набор почвенных образцов, различающихся по своим физико-химическим свойствам. Результаты определения полноты поглощения радионуклидов ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs, и ^{144}Ce приведены в табл. 1. Эти данные показывают, что ^{59}Fe в отличие от остальных радионуклидов всеми почвами поглощается в значительно меньшей степени. Различия в полноте поглощения одного и того же нуклида разными почвами оказались статистически недостоверными (P=0,05). Следовательно, степень поглощения радионуклидов из водного раствора в условиях проведенных опытов не зависит от свойств почв. Это можно объяснить тем, что емкость поглощения исследованных почв достаточно велика для полного связывания микроколичеств сорбционных форм нуклидов, находящихся в исходных растворах.

Таблица 1

Сорбция радионуклидов из водного раствора (pH 6) различными почвами, % от содержания в исходном растворе

Радионуклид	Почва			
	Дерново-луговая	Чернозем	Краснозем	Дерново-подзолистая
^{59}Fe	40 ± 15	27 ± 7	29 ±10	23 ± 5
^{60}Co	93 ± 5	98 ± 2	88 ± 5	92 ± 3
^{90}Sr	98 ± 2	97 ± 1	98 ± 3	98 ± 2
^{91}Y	93 ± 4	95 ± 3	91 ± 2	90 ± 4
^{137}Cs	98 ± 1	98 ± 3	96 ± 2	98 ±1
^{144}Ce	94 ± 3	83 ± 10	92 ± 4	90 ± 5

Многочисленные данные, полученные в лабораторных исследованиях, позволили классифицировать радионуклиды по типу поведения в системе раствор-почва (Тимофеев-Ресовский и др., 1966). На основании этой классификации изученные элементы попадают в различные классификационные группы. Так, ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce относятся к группе многоформных гидролизующихся элементов. Подвижность их определяется количественным соотношением сорбируемых и несорбируемых форм, равновесие между которыми сдвигается под действием таких факторов, как концентрация элемента - изотопного носителя радионуклида, pH раствора, присутствие мигрирующих коллоидов, посторонних катионов и др. Миграционноспособной формой для многоформных элементов, наряду с ионной, могут быть тонкодисперсные коллоиды гидроксидов, которые, как правило, заряжены отрицательно и в общем случае поглощаются почвой в меньшей степени, чем катионы. Так, железо в широкой области нейтральных и щелочных значений pH образует в растворе плохосорбируемые коллоиды. Именно при этих условиях ^{59}Fe оказывается наиболее подвижным в системе раствор-почва. В тоже время максимальная подвижность коллоидных форм ^{144}Ce установлена при щелочных значениях pH раствора.

Присутствие в растворе стабильных изотопов железа и алюминия, неизотопных носителей для ^{91}Y и ^{144}Ce, снижает сорбцию в почве этих радионуклидов. Способностью увеличивать подвижность ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce в системе раствор-почва обладают также искусственные и продуцирующиеся в процессе разложения растительного опада разнообразные водно-растворимые органические соединения. Механизмом воздействия таких веществ может быть образование простых и комплексных солей или внутрикомплексных соединений (Манская, Дроздова, 1964; Пономарева, 1964; Nightinlage, Smith, 1967; Schnitzer, 1968).

Радионуклид Sr-90 относится к группе элементов, характеризующихся обменным типом поведения в системе раствор-почва. Наиболее важным фактором, увеличивающим его подвижность, является наличие в растворе 2-х валентных катионов, например, Ca^{++} и Mg^{++} - неизотопных носителей ^{90}Sr. Этим, в частности, объясняется мобилизирующее действие в отношении ^{90}Sr продуктов разложения растительного опада (Титлянова и др., 1959; Чеботина, Куликов, 1973; Himes, Shufeldt, 1969).

В отличие от ^{90}Sr, ^{60}Co принадлежит к группе необменных элементов: он преимущественно закрепляется в почве в результате адсорбции минералами и образования комплексных соединений с органическими и органоминеральными веществами. Заметное снижение сорбции ^{60}Co почвой отмечено под влиянием водно-растворимых веществ растительного происхождения и искусственных комплексонов (Чеботина, 1975).

Механизмом поглощения микроколичеств ^{137}Cs в почве в основном является необменная сорбция по типу закрепления в "ловушках" слоистых минералов (Титлянова, 1963). Вероятно, поэтому на поведение ^{137}Cs в системе раствор-почва практически не влияет ни pH раствора, ни присутствие в нем веществ типа лигандов. Установленным фактом, однако, являются конкурентные взаимоотношения ^{137}Cs с его химическим

макроаналогом К.

О прочности фиксации радионуклидов в почве судят по переходу их из твердой фазы в жидкую, т.е. по степени десорбции под влиянием различных десорбирующих агентов. По количеству радионуклидов, вытесненному из почвы водой, их можно расположить в следующий ряд: $^{137}Cs < ^{91}Y < ^{60}Co < ^{144}Ce < ^{90}Sr < ^{59}Fe$. Этот ряд сохраняется в широком диапазоне изменения pH десорбирующего раствора.

В сложном комплексе физико-химических процессов, протекающих в почве, значительная роль принадлежит реакциям ионного обмена. Вытесняющая способность катионов, участвующих в этих реакциях, нарастает с увеличением их атомного веса и валентности. В отношении ^{90}Sr и отчасти ^{60}Co вытесняющая способность одно-двух и трехвалентных катионов достаточно хорошо соответствует таковой при ионообменных реакциях. В отношении ^{59}Fe, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce, напротив, отсутствует какая-либо зависимость десорбирующего действия катионов от их атомного веса и валентности. Можно полагать, что микроколичества этих радионуклидов практически не вступают в реакции ионного обмена. Взаимодействуя с почвой, они включаются в какие-то другие реакции и соединения, из которых могут быть вытеснены только определенными катионами-"специфическими вытеснителями". Таковыми почти на всех почвах для ^{59}Fe- является алюминий, для ^{91}Y- медь и железо, а для ^{144}Ce - железо.

Прочность фиксации радионуклидов зависит от физико - химических свойств почв (Клечковский, Гулякин, 1958; Кокотов, Попова, 1962; Юдинцева, Гулякин, 1968). Как правило, в почвах, обладающих высоким содержанием гумуса, обменных оснований и илистых частиц, радионуклиды фиксируются прочнее. Удаление из почв органического вещества приводит к заметному снижению прочности закрепления ^{59}Fe, ^{91}Y и ^{144}Ce (Молчанова, Куликов, 1972). Для ^{59}Fe на образцах почв без органического вещества резко возрастает десорбирующее действие алюминия. По - видимому, роль алюминия как

"специфического вытеснителя" железа из нативных почв и почв, лишенных органического вещества, сводится к изоморфному замещению последнего в кристаллических структурах глинистых минералов.

В отношении ^{91}Y и ^{144}Ce десорбирующее действие катионов на прокаленной почве соответствует нарастанию их вытесняющей способности при ионообменных реакциях. Отсюда следует, что минеральной фракцией почв значительная часть радионуклидов ^{91}Y и ^{144}Ce поглощается по типу ионного обмена.

Прочность закрепления радионуклидов в почве (если судить о ней по относительной величине десорбции, выраженной в процентах) в пределах широкого диапазона микроконцентраций остается постоянной (Schulz et al, 1960; Чеботина, Титлянова, 1965). Для иллюстрации в табл. 2 приведены результаты десорбции ^{60}Co из почвы раствором сернокислого цинка. Прочность фиксации радионуклидов фактически не зависит и от того, в какой форме ионной или коллоидной они поглощены почвой.

Для оценки подвижности радионуклидов в системе почва-раствор в зависимости от температуры была проведена десорбция ^{59}Fe ^{60}Co ^{90}Sr и ^{137}Cs из почвы 0,1 н растворами солей одно – (KCl), двух – ($CaCl_2$) и трехвалентных $Al_2(SO_4)_3$ катионов, температуру которых поддерживали на уровне 2, 20 и 50^0. Переход ^{60}Co ^{90}Sr из почвы в раствор практически не зависит от его температуры и определяется только валентностью десорбирующего катиона. Подвижность ^{59}Fe увеличивается в 5-10 раз при повышении температуры от 2 до 50^0. Некоторое увеличение десорбции отмечается и для ^{137}Cs. Как уже отмечалось, микроколичества ^{59}Fe и ^{137}Cs в почве включаются в специфические соединения с минеральной и органической ее компонентами. Опыты подтвердили, что вытеснение ^{59}Fe и ^{137}Cs из таких соединений является эндотермическим процессом, требующим затраты дополнительной энергии.

Таблица 2

Десорбция ^{60}Co 0,05 н раствором $ZnSO_4$ при разных концентрациях его в почве, % от сорбированного количества (Чеботина, Титлянова, 1965)

pH исходного раствора	Концентрация, моль/г почвы			
	$2 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
2	42,5	41,5	42,3	43,0
3	-	38,0	35,2	43,2
4	42,5	31,2	34,4	41,0
5	24,0	32,0	32,2	36,4
6	36,2	33,5	32,9	39,6
7	30,6	28,4	34,2	37,2
8	42,7	29,8	32,3	40,0
9	16,8	38,4	34,2	-
10	18,5	47,3	27,8	-

Прочность закрепления радионуклидов, а следовательно, их подвижность в системе почва-раствор - почва в значительной степени зависят от количественного соотношения твердой и жидкой фаз. Имеются данные, свидетельствующие о том, что параметры перехода отдельных радионуклидов в раствор во влажных почвах существенно иные, чем в почвенных суспензиях (Прохоров, Фрид, 1969; Молчанова, Караваева, 1971; Молчанова и др., 1972; Караваева, 1973).

В естественной обстановке влажность почв варьирует в довольно широких пределах, что связано прежде всего с метеорологическими условиями и сезонными явлениями. В соответствии с этим водный фактор может играть значительную роль в процессах перераспределения радиоактивных элементов в почвах.

Нами были проведены систематические исследования по сравнительному изучению распределения радионуклидов стронция, цезия и церия в системе почва-раствор при изменении соотношений объема и массы жидкой и твердой

фаз (коэффициентов обводненности – КО) в диапазоне от 0,2 до 20. О подвижности излучателей судили по величине коэффициентов распределения (КР), которые вычисляли как отношение концентраций радионуклида в почве и равновесном растворе. На рис.1 приведены значения КР изучавшихся радионуклидов во влажной почве и почвенных суспензиях. Судя по величине КР во влажной почве (КО - 0,2) подвижность радионуклидов изменяется в ряду: ^{90}Sr>> ^{137}Cs >^{144}Ce. При переходе к почвенной суспензии (КО -2,0) подвижность ^{90}Sr снижается (КР возрастают), а подвижность ^{137}Cs и ^{144}Ce соответственно увеличивается (КР уменьшаются). В результате ^{137}Cs по подвижности приближается к ^{90}Sr. Подвижность ^{144}Ce также заметно увеличивается. Как показали результаты специальных опытов, увеличение миграционной способности цезия и церия происходит под действием водно–растворимого органического вещества почвы, которое наиболее интенсивно переходит в жидкую фазу при КО -1-2. Анализ имеющегося материала показал, что, что величина коэффициента распределения отражает относительную подвижность радионуклидов лишь в условиях одинаковой увлажненности. При разных режимах увлажнения подвижность радионуклидов в системе почва-раствор целесообразно выражать величиной той части их общего содержания, которая удерживается в жидкой фазе. Именно эта часть радионуклидов с наибольшей вероятностью может мигрировать по почвенному профилю и поглощаться корневыми системами растений.

Общее количество радионуклидов в растворе в значительной степени зависит от увлажнения почв, причем у разных радионуклидов эта зависимость проявляется по-своему (табл. 3).

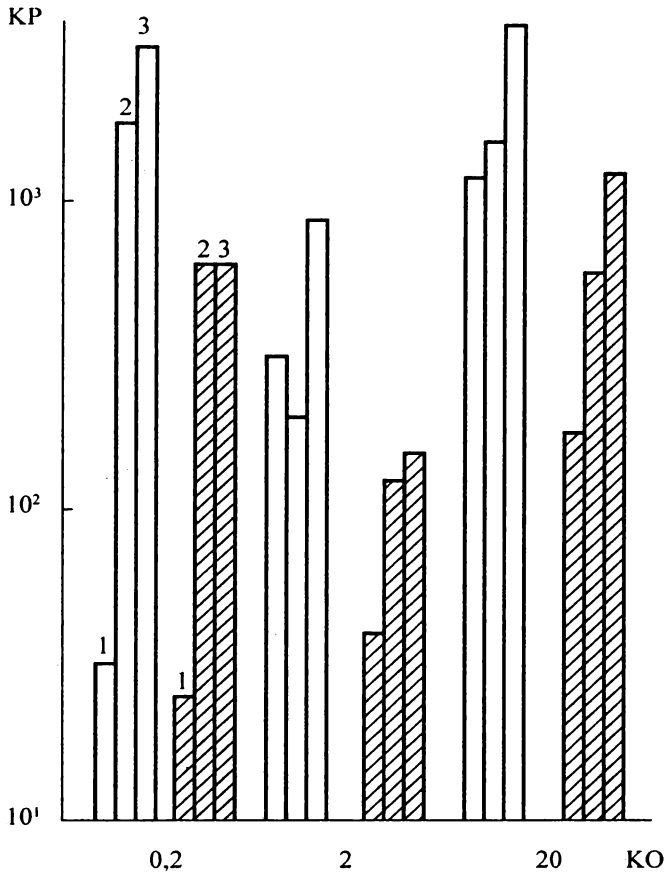


Рис.1 Коэффициенты распределения радионуклидов в зависимости от обводненности дерново-подзолистой (заштриховано) и дерново-луговой почв. 1 - ^{90}Sr , 2-^{137}Cs, 3 - ^{144}Ce.

Таблица 3

Содержание радионуклидов в растворе в зависимости от степени обводненности почв, % от внесенного в почву количества

Коэф. обвод.	Дерново-луговая почва			Дерново-подзолистая почва		
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	0,4	0,007	0,003	1,2	0,02	0,02
0,2	0,5	0,011	0,004	0,8	0,03	0,03
0,3	0,3	0,020	0,007	0,9	0,04	0,06
0,5	0,2	0,130	0,040	1,4	0,18	0,18
1,0	0,4	0,430	0,100	2,1	0,38	0,30
2,0	0,6	0,910	0,220	4,0	1,20	1,10
5,0	1,0	1,250	0,280	7,0	1,50	1,55
10,0	1,7	1,250	0,450	11,1	2,50	2,08
20,0	1.4	1.370	0.400	11.4	3.00	1.88

Характерно, что при сравнительно низких уровнях увлажнения почвы содержание ^{90}Sr в растворе на один-два порядка величин больше, чем ^{137}Cs и ^{144}Ce. При высоких значениях КО, эти различия заметно сглаживаются. Следовательно, в переувлажненных почвах ^{137}Cs и ^{144}Ce по подвижности приближаются к ^{90}Sr, а при малых увлажнениях, наоборот, ^{90}Sr проявляет значительно большую подвижность, чем ^{137}Cs и ^{144}Ce.

Таким образом, миграционная способность радионуклидов существенно зависит от водного режима почв. От него, в свою очередь, зависит скорость разложения растительного опада, качественный и количественный состав образующихся при этом веществ. В связи с этим представляло интерес оценить влияние таких веществ на подвижность радионуклидов в почвах с различным уровнем увлажнения. Проведенные исследования показали, что водно-растворимые продукты разложения хвои сосны и листьев осины увеличивают подвижность ^{90}Sr и ^{144}Ce по мере увеличения обводненности почв, а подвижность ^{60}Co под действием экстрактов из

растительного опада возрастает лишь в разбавленных почвенных суспензиях (КО >1). В отношении ^{137}Cs продукты разложения растительного опада производят иммобилизующий эффект.

Наряду с искусственными радионуклидами значительное количество радиоэкологических исследований было проведено с группой тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) (Искра, Бахуров, 1981; Архипов и др., 1982; Дричко, 1983; Титаева, Таскаев, 1983). Интерес к этой группе элементов определялся массированным поступлением ТЕРН в биосферу на начальных этапах ЯТЦ в условиях широкого развития атомной промышленности и энергетики.

Изучение поведения указанных элементов в модельной системе раствор-почва показало, что поглощение микроколичеств урана различными типами почв достигает 98-99%, а тория-82-93%. Радий, относящийся по своим химическим свойствам к щелочно-земельным элементам, также достаточно полно (на 93%) поглощается почвами. Поглощенные ТЕРН практически не вымываются из почвы водой. Количество урана и тория, закрепленное по типу реакций ионного обмена, тоже невелико: для урана оно составляет 4-12% от валового содержания, а для тория не превышает 2%.

В 70-е годы пристальное внимание радиоэкологов привлекает группа трансурановых радионуклидов, оказавшихся к тому времени в числе наименее изученных искусственных радиоактивных веществ, поступающих в природную среду в результате техногенной деятельности человека. К трансурановым радиоактивным элементам в частности относится плутоний, имеющий 15 радиоизотопов. Большинство из них ($^{238-242}Pu$) имеют длительный период полураспада и обладают высокой токсичностью. Последнее делает Pu одним из наиболее биологически и радиологически значимых радионуклидов. Почвенная химия плутония является значительно более сложной, чем у других трансурановых элементов. Pu в растворе имеет разную валентность,

изменяющуюся от 111 до У1. Различная степень окисления, способность к диспропорционированию, гидролизу и комплексообразованию являются основными факторами, определяющими поведение Pu в почвах ("Трансурановые элементы...", 1985). Распределение Pu между твердой и жидкой фазами почвы в наибольшей степени зависит от физико-химических характеристик твердой фазы, Eh и pH почвенного раствора, от дисперсности и знака заряда почвенных коллоидов, присутствия органических лигандов и т. д. Плутоний в четырехвалентном состоянии плохо растворим в воде при отсутствии комплексообразователей; в растворах со значениями pH, близкими к нейтральным, практически нельзя обнаружить его мономерные соединения. Величина коэффициентов распределения Pu(1У) в 10-100 раз в зависимости от состава твердой фазы выше, чем Pu(У1). Максимальная сорбция Pu (У1) наблюдается при pH–5,5. При pH 8 имеет место существенное увеличение концентрации Pu в растворе, что связано с вероятным диспергированием полимерных и гидроксильных соединений (Rhodes, 1957; Prout, 1958; Rogers, 1975; Nishita, 1978).

В почвах плутоний обнаружен в разных формах (Павлоцкая, Горяченкова, 1987; Горяченкова и др., 1993). По данным этих авторов основная доля плутония (до 98%) входит в состав аморфных органических и неорганических соединений. Содержание плутония в водно-растворимой форме составляет 0,2-0,6%, при этом до 88% Pu в водной вытяжке находится в виде мелкодисперсных коллоидных частиц. Считается, что основным механизмом миграции Pu в почвах является перенос его в составе тонкодисперсных коллоидов и диффузия. Растворимые комплексные соединения низкомолекулярных и фульфокислот обусловливают быстрый перенос плутония в почах. Медленный перенос его в пределах почвенного профиля происходит в составе малорастворимых гуминовых кислот и гидроксидов (Горяченкова, 1995).

Итак, поведение радионуклидов в стационарной,

равновесной системе почва-раствор, их полнота поглощения и прочность закрепления зависят как от химических свойств самих излучателей, так и от физико-химических особенностей среды. К последним относятся pH и температура раствора, присутствие в нем различных катионов и комплексообразующих веществ, химический состав почвы, режим ее увлажнения и другие факторы.

Вертикальная миграция радионуклидов в почве

В природных условиях миграция химических элементов, наряду с вытеснением из почвы, включает горизонтальное и вертикальное перемещение. Исследователями предложены разнообразные модели, описывающие особенности вертикальной миграции радионуклидов. Так, Миллер и Рейтемейер развили представление о перемещении радионуклидов в почве, исходя из аналогии с перемещением химических элементов по хроматографической колонке (цит. по Thornthwaite et al., 1960). Предлагалась также модель процессов миграции радионуклидов, в которой авторы допускают, что из почвы вымывается постоянная часть ионов с каждым объемом фильтрующейся воды (Thornthwaite et al., 1960). В исследованиях, выполненных В.М. Прохоровым с сотрудниками, вертикальная миграция радионуклидов, в особенности стронция-90, связывается с диффузионными процессами, а основной причиной передвижения нуклида считается градиент концентраций. Суммарная скорость диффузионного потока химического элемента в почве оценивается величиной коэффициента диффузии, которая обычно лежит в пределах 10^{-6}-10^{-7}см^2/с (Прохоров, 1981). Наряду с этим, причинами вертикальной миграции радионуклидов могут быть кольматаж, а также конвективный перенос с водными растворами в поровом пространстве почв. Этот перенос идет как с гравитационным током воды, направленным вниз по профилю, так и при капиллярном поднятии растворов.

Очевидно, что конвективное перемещение радионуклидов имеет существенное значение для почв с промывным режимом и для соединений, находящихся в водно-растворимом и легкоподвижном состояниях (Wijk, Braams, 1960; Росянов и др., 1971). Важную роль в перемещении радионуклидов в почвенном профиле играют механический состав и физико-химические свойства почвы, водный режим, наличие на поверхности растительного опада и условий его разложения.

В настоящем разделе излагаются результаты экспериментов по изучению перемещения радионуклидов в почвах в зависимости от разных факторов. Эта серия опытов была проведена в динамических условиях с использованием насыпных почвенных образцов, которые помещали в металлические колонки (h-30см; d-18см), имеющие сток. В условиях таких экспериментов, прежде всего, была оценена зависимость вертикальной миграции радионуклидов в почвах от режима почвенного увлажнения. Результаты проведенных исследований с использованием метки показали, что вертикальная миграция ^{90}Sr в почве возрастает, а ^{137}Cs и ^{144}Ce - практически не меняется с повышением ее обводненности от 60% от ПВ до условий полного затопления. При этом вертикальное распределение радионуклидов в почвенном растворе хорошо коррелирует с таковым в почве. Так, при низкой влажности ^{90}Sr, перешедший в почвенный раствор, в основном удерживается в слое внесения, что связано с отсутствием перемещения гравитационной влаги. При затоплении почвы и фильтрации через нее воды имеет место разбавление почвенного раствора и перемещение ^{90}Sr в более глубокие слои. В отличие от ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce преимущественно удерживаются в твердой фазе, слабо переходят в раствор и незначительно перемещаются даже при наличии гравитационной влаги.

Известно, что вода в почве неоднородна и обладает различными физическими свойствами, воплощающими

важнейшие проявления сил, под влиянием которых она удерживается и передвигается в почвенном профиле. К основным категориям почвенной влаги относят прочносвязанную, рыхлосвязанную и свободную (Долгов, 1948; Роде, 1965). К прочносвязанной - относится вода, молекулы которой движутся и удерживаются почвой под влиянием сорбционных сил, т.е. сил взаимодействия молекул воды с поверхностью почвенных частиц. Рыхлосвязанная вода представляет собой переходную форму, поведение которой определяется участием капиллярных и сорбционных сил. Свободная вода в почве перемещается преимущественно под влиянием гравитационных сил и является наиболее подвижной.

Для сравнительной оценки участия различных категорий почвенной влаги в процессах миграции радионуклидов, из почвы были выделены свободная гравитационная вода, прошедшая через толщу почвенной колонки (фильтрат) и, с помощью центрифугирования - капиллярно-сорбционная влага (почвенный раствор) (табл. 4).

Таблица 4

Объем фильтрата (Ф) и почвенного раствора (ПР) и распределение между ними радионуклидов в зависимости от режима почвенного увлажнения, % от содержания в жидкой фазе

Почва	Коэф. обвод.	Объем, мл		^{90}Sr		^{137}Cs	
		Ф	ПР	Ф	ПР	Ф	ПР
Дерново-подзолистая	0,3	17	80	9	91	1	99
	1,0	300	75	84	16	2	98
Дерново-луговая	0,3	12	110	5	95	1	99
	1,0	240	130	76	24	9	91

Полученные данные показали, что при избыточном увлажнении почвы основное количество водно-растворимого ^{90}Sr содержится в гравитационной влаге. С уменьшением объема фильтрующейся воды наблюдается относительное обогащение стронцием-90 раствора, удерживаемого почвой. В то же время, независимо от уровня увлажнения почв, большая часть цезия-137, перешедшего в раствор, находится в капиллярно-сорбционной влаге.

В природных условиях интенсивность вертикальной миграции радионуклидов в почве в значительной степени определяется свойствами лесных подстилок. Являясь основным депо органического вещества и зольных элементов, подстилка может в течение длительного времени удерживать радионуклиды в состоянии, недоступном для корневых систем. Лишь по мере гумификации и минерализации подстилки происходит высвобождение радионуклидов и их перевод непосредственно в почву. Как правило, этот процесс сопровождается образованием мобильных металло-органических комплексов, способных мигрировать по почвенному профилю. Состав этих комплексов чрезвычайно разнообразен и зависит от характера разлагающегося опада, населяющей его микрофлоры, температуры, степени увлажнения и т.д. Так, при избыточном увлажнении создаются анаэробные условия разложения растительного опада, при которых образуется большое количество подвижных органических соединений, способствующих миграции в почве ряда химических элементов (Кауричев, Ноздрунова, 1964; King, Bloomfield, 1968).

В природной обстановке разложение опада, как правило, происходит в условиях переменного увлажнения лесной подстилки и почвы, а временной масштаб миграционных процессов очень велик. В связи с этим были проведены длительные опыты с долгоживущими радионуклидами ^{90}Sr и ^{137}Cs. В одном из них дерново-луговую почву размещали в металлических колонках (h -30;d -18см) в траншее под

открытым небом. Радионуклиды вносили в поверхностный (1см) слой почвы, на который помещали по 500 г измельченного опада хвои сосны, листьев осины и березы. Контрольный вариант оставляли без растительного опада.

Параллельно проводили опыт в трех типах естественных биогеоценозов: сосняке мертвопокровном (дерново-луговая почва), березняке и осиннике разнотравном (бурая лесная почва). В ходе этого эксперимента с экспериментальных площадок размером 30х30см весной снимали подстилку и слой почвы (1см). В эту почву фракционированным поливом вносили радионуклиды, после чего почву и подстилку укладывали на прежние места. В контрольном варианте площадки оставляли без подстилки, для чего в течение эксперимента вновь поступающий листовой опад с них регулярно убирали. Длительность опытов в колонках составляла 2 года, а в естественных условиях - 4 года. По окончании опытов почву в колонках и на экспериментальных участках отбирали по 1см слоям и подвергали радиометрическому анализу.

Результаты "колоночного" опыта показали, что наличие слоя разлагающегося опада на поверхности почвы способствует увеличению миграции в ней ^{90}Sr (рис. 2). Вынос радионуклида из зоны первоначального внесения в контроле составил 15-20%, тогда как в вариантах с опадом 34-50% от внесенного в почву количества. При этом в контрольном варианте содержание ^{90}Sr с глубиной снижалось более резко, чем в вариантах с растительным опадом. Опад листьев березы оказывает большее влияние на миграционную способность радионуклидов, чем листьев осины и хвои сосны. Последнее находится в соответствии с большей скоростью разложения листьев березы по сравнению с таковыми осины и хвоей сосны. Как следует из рис. 2, растительный опад не оказывает мобилизующего действия на ^{137}Cs и даже несколько снижает подвижность этого радионуклида.

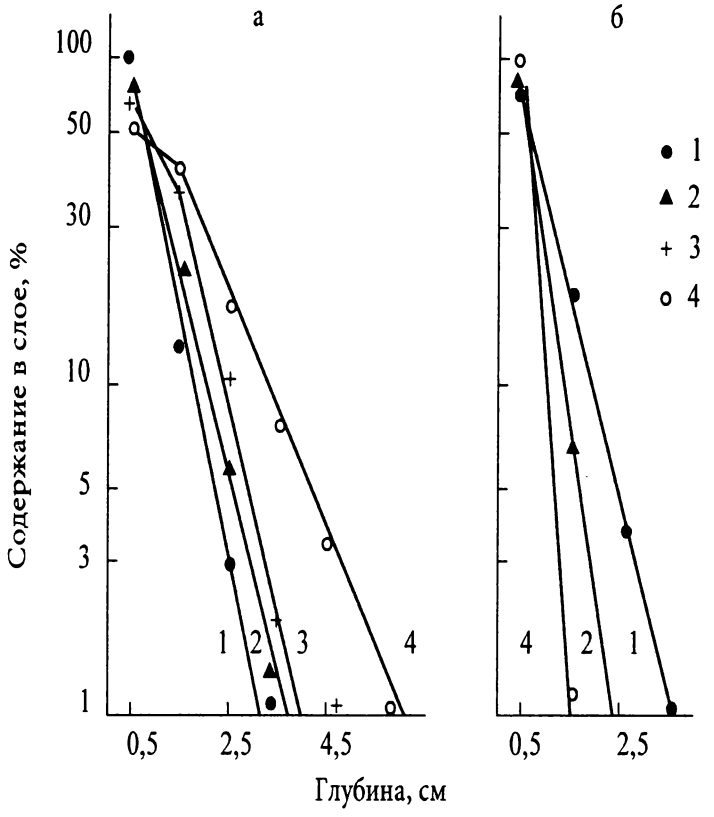


Рис.2. Распределение ^{90}Sr(а) и - ^{137}Cs(б) по профилю почвенных колонок. Варианты: 1 – без опада, 2 – хвоя сосны, 3 - листья осины, 4 – листья березы

Влияние растительного опада на подвижность изучавшихся радионуклидов в естественных условиях выражено слабее, чем в модельных системах. В естественных условиях имеет место лишь небольшое увеличение вертикальной миграции ^{90}Sr в березняке разнотравном и уменьшение подвижности ^{137}Cs под постилкой сосняка мертвопокровного. В остальных случаях вынос радионуклидов из слоя внесения и распределение их по профилю почв в вариантах с опадом практически не отличаются от контроля. Менее выраженное влияние растительного опада на подвижность радионуклидов в естественных условиях по сравнению с динамическими опытами в колонках может быть обусловлено тем, что последние проведены при большом избытке разлагающегося материала. В природных условиях мощность подстилки значительно меньше, поэтому для получения аналогичного эффекта требуется значительно более длительное время. Кроме того, следует учитывать и то обстоятельство, что на пути миграции и выноса химических элементов из почвы в естественных условиях стоит мощный барьер в виде корневых систем растений. Они перехватывают химические элементы в биогеоценозе, частично возвращая их в почву с опадом, а большую часть удерживают в древостое в течение длительного времени. Это также способствует снижению вертикальной миграции радионуклидов в природных условиях.

Поступление радионуклидов из почвы в растения

Существуют в основном два пути поступления радионуклидов в растительный покров: непосредственное выпадение на поверхность растений из атмосферы и поступление через корневую систему из почвы. Количество радионуклидов, задерживаемых при выпадении из атмосферы, зависит от их физико-химических свойств, биологических особенностей и фазы развития растений, величины проективного покрытия и т.д. (Корнеев, Корнеева, 1971;

Рассел, 1971). Размеры корневого поглощения нуклидов определяются свойствами почв и процессами, протекающими в них. Почва, как правило, полно и прочно сорбирует микроколичества радионуклидов, поэтому способность разных радионуклидов поглощаться растениями тесно связана с их возможностью переходить из почвы в раствор. Различные сочетания таких факторов, как pH среды, концентрация элемента, влажность почвы, присутствие в растворе других катионов, коллоидов и водно-растворимых веществ могут либо благоприятствовать увеличению миграционной способности и повышению поступления радионуклидов в растения, либо снижать его.

В ряде работ показана более прочная фиксация радионуклидов в дерново-луговых почвах, по сравнению с подзолами (Nishita et al., 1956; Кокотов, Попова, 1962). В соответствии с этим из подзолов растения поглощают радионуклиды в больших количествах, чем из дерново-луговых почв (Gracham, Killion, 1962; Кварацхелиа, Арнаутов, 1964; Юдинцева, Гулякин, 1968). Подтверждением этому служат и полученные нами в серии вегетационных опытов величины коэффициентов накопления (КН), представляющие собой отношение концентраций радионуклидов в надземной массе растений и почве (табл. 5).

Таблица 5

Коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе растений

Растение	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
Дерново-луговая почва						
Горох	0,30	0,03	2,35	0,08	-	0,02
Ячмень	0,30	0,08	0,86	0,06	0,06	0,02
Дерново-подзолистая почва						
Горох	0,48	-	6,80	0,80	0,36	0,51
Ячмень	0,20	0,20	3,67	0,23	0,14	0,20

Имеющиеся в литературе данные о роли почвенной влаги в миграции радионуклидов в системе почва-растение противоречивы. В одних работах отмечается увеличение, а в других, наоборот,- снижение поступления отдельных нуклидов с повышением влажности почв (Kubota et al. 1963; Emmert, 1964; Сатклифф, 1964; Nishita, Hawthorne, 1967; Бурец, Граковский, 1979; Санжарова, Алексахин, 1982). Авторы некоторых работ указывают на отсутствие какой-либо зависимости между концентрацией радионуклидов в растениях и степенью увлажнения почвы (Stewart, Hungate, 1967; Гулякин и др., 1976; Моисеев и др., 1974; Харчук, Абатуров, 1970). Сложность вопроса, по-видимому, в том, что разные химические элементы поглощаются из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, степень влияния указанного фактора на подвижность радионуклидов в системе почва-растение во многом определяется свойствами почв и биологическими особенностями растений.

Результаты сравнительного изучения накопления шести радионуклидов растениями гороха и ячменя из дерново-луговой почвы при разных режимах ее увлажнения представлены в табл. 6.

Таблица 6

Коэффициенты накопления радионуклидов в надземной массе гороха (в числителе) и ячменя (в знаменателе) в зависимости от влажности дерново-луговой почвы

Коэф. обвод.	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr
0,1	0,86±0,04/0,52±0,03	0,27±0,01/0,04±0,01	9,15±0,43/1,65±0,10
0,2	0,81±0,06/0,33±0,05	0,30±0,03/0,13±0,02	10,80±0,28/1,40±0,04
0,3	0,81±0,02/0,55±0,05	0,28±0,01/0,06±0,01	9,90±0,10/1,65±0,06
Коэф. обвод.	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	0,16±0,04/-	1,05±0,03/0,26±0,02	0,08±0,01/0,05±0,01
0,2	0,16±0,02/0,05±0,02	1,31±0,09/0,24±0,01	0,08±0,01/0,04±0,01
0,3	0,19±0,02/0,03±0,01	1,06±0.01/0,17±0,02	0,07±0,01/0,04±0,01

Видно, что величина коэффициентов накопления, а, следовательно, и концентрация этих нуклидов в растениях практически не зависит от влажности почвы. Однако общий вынос всех изучавшихся радионуклидов растениями с повышением увлажненности возрастает за счет увеличения биомассы растений на более влажной почве (табл. 7). Аналогичные данные были получены с одним из представителей группы ТЕРН ^{226}Ra (Шехурина, Караваева, 1988).

Таблица 7

Надземная масса растений, и общее содержание в ней радионуклидов, % от внесенного количества в зависимости от влажности дерново- луговой почвы (числитель - горох, знаменатель - ячмень.)

Коэф обвод	Масса сухих растений	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0,1	2,20	0,14	0,030	0,98	0,010	0,120	0,008
	1,25	0,02	0,003	0,10	-	0,018	0,002
0,2	3,51	0,16	0,060	1,93	0,030	0,230	0,012
	1,67	0,03	0,010	0,13	0,003	0,020	0,003
0,3	4,15	0,19	0,060	2,18	0,040	0,230	0,014
	2,09	0,05	0,007	0,18	0,004	0,018	0,005

Известно, что наиболее доступной для растений является та часть имеющихся в почве химических элементов, которая находится в почвенном растворе. В свою очередь, концентрация элементов минерального питания в жидкой фазе почвы и соотношение между ними в значительной мере определяются степенью почвенного увлажнения (Возбуцкая, 1968).

Полученные данные показали, что концентрация ^{90}Sr и ^{226}Ra в почвенном растворе находится в обратной зависимости от уровня почвенного увлажнения. В результате величина коэффициентов поступления, выраженная в виде отношения концентраций радионуклидов в сухом веществе растений и в почвенном растворе, возрастает с увеличением влажности

почвы. Отмеченный факт можно объяснить тем, что источником поступления радионуклидов для растения является не только почвенный раствор, но и непосредственно почва, как основное депо химических элементов в системе почва - раствор-растение. Ниже для примера приводятся концентрация ^{90}Sr в почвенном растворе и коэффициенты поступления для надземной массы растений при разной влажности почвы:

Коэф. обвод.	^{90}Sr в растворе, Бк/мл	Коэффициент поступления	
		Горох	Ячмень
0,1	120±14	450±50	70±2
0,2	70±5	810±40	110±3
0,3	40±2	1410±20	230±10

Учитывая то обстоятельство, что степень влияния влажности почвы на подвижность радионуклидов может зависеть от биологических особенностей растений, провели опыт с дикорастущими травами, которые по требованию к увлажнению в естественных условиях относятся к разным экологическим группам (гигромезофиты, мезофиты и ксеромезофиты). Таким подбором растений предполагалось приблизить один из вариантов опыта по влажности почвы к оптимальным условиям произрастания каждой из групп, оставляя их в других вариантах в менее благоприятных условиях. Результаты опытов показали (табл. 8), что независимо от принадлежности растений к той или иной экологической группе по мере повышения влажности почвы вынос радионуклидов надземной массой увеличивается. Это обусловлено возрастанием биомассы растений на более влажной почве, тогда как концентрация и коэффициенты накопления радионуклидов в растениях при всех режимах увлажнения, как правило, не изменяются.

Радионуклиды как новые ингредиенты природной среды вступают в изотопный обмен с соответствующими стабильными элементами. В первый период после попадания в почвы они

находятся, как правило, в более подвижной и легко доступной растениям форме. Это положение подтверждается результатами опытов по изучению поведения радиоактивного и стабильного изотопов Са.

Таблица 8

Вынос радионуклидов надземной массой растений разных экологических групп в зависимости от влажности дерново-луговой почвы (числитель –10^{-3} % от внесенного количества, знаменатель - кБк/г сухой массы)

Экологическая группа	Коэф. обвод.	^{90}Sr	^{137}Cs	^{144}Ce
Гигромезофиты	0,1	9,0/2,1	1,1/1,4	0,2/0,18
	0,2	18,0/2,4	5,3/2,4	0,5/0,18
	0,3	36,0/2,6	3,3/1,2	0,5/0,18
Мезофиты	0,1	26,0/2,5	6,0/3,0	0,3/0,18
	0,2	56,0/2,4	12,0/2,8	0,7/0,11
	0,3	70,0/1,9	11,0/2,3	0,8/0,11
Ксеромезофиты	0,1	10,0/1,9	2,7/1,9	0,4/0,18
	0,2	30,0/2,4	4,0/1,2	0,5/0,18
	0,3	36,0/2,3	-	1,1/0,18

Коэффициенты накопления ^{45}Ca в зависимости от вида растения колеблются от 2,6 до 65,7, а стабильного Са - от 0,05 до 0,98 (табл. 9). Из дерново-луговой почвы горох на единицу массы накапливает стабильного Са несколько больше, а ячмень примерно столько же, что и из дерново-подзолистой почвы. При этом содержание стабильного Са в почвенном растворе, выделенном из дерново-луговой и дерново-подзолистой почв составляет соответственно 0,45 и 0,03 мг/мл. Отсутствие прямой пропорциональной зависимости между содержанием Са в почвенном растворе и в растениях может являться результатом барьерно-регулирующей функции корневых систем, контролирующих поток ионов в растения (Сытник и др., 1972; Трубецкова, 1972). В тоже время поступление ^{45}Ca в растения определяется его способностью переходить из твердой фазы в

почвенный раствор. Так, для дерново-луговой почвы, в которой прочность закрепления ^{45}Ca относительно велика, КН на порядок величин ниже, чем для дерново-подзолистой почвы.

Таблица 9

Концентрация и коэффициенты накопления (КН) радиоактивного и стабильных изотопов Ca для надземной массы растений (числитель - дерново-луговая, знаменатель - дерново-подзолистая почва)

^{45}Ca		Ca	
кБк/г сухой ма ссы	КН	мг/г сухой массы	КН
Горох			
50± 0,6/243±4,0	6,2/65,7	16,0±0,20/11,6±0,27	0,29/0,98
Ячмень			
19± 0,2/113±3,0	2,6/30,0	3,1±0,03/2,8± 0,30	0,05/0,27

Известно, что комплексные соединения радионуклидов слабо поглощаются почвой, вследствие чего может повышаться их доступность растениям (Куликов, 1960; 1968; Essington et al., 1962; 1963; Essington, Nishita, 1966; Nishita, Essington, 1967). В биологических исследованиях в свое время широкое применение получил комплексон ЭДТА $C_{10}H_{16}O_8N_2$ - этилендиаминтетрауксусная кислота. Опыты, проведенные с использованием этого комплексона, показали, что радионуклиды ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{91}Y, внесенные в почву в виде комплексных соединений с ЭДТА, легко десорбируются водой и не разрушаются в почве. Вследствие чего эти радионуклиды в закомплексованной форме накапливаются растениями в значительно большем количестве, чем в виде простых солей. Комплексонаты ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{144}Ce оказались в почве неустойчивыми, в результате их поступление в растения в присутствии ЭДТА не изменялось.

Поведение радионуклидов в почвенно-растительном

покрове определяется, наряду с уже рассмотренными физико-химическими факторами, также и температурными условиями. Показано, например, что процессы вымораживания и перегрева почв влияют на прочность закрепления в них ^{90}Sr и ^{137}Cs (Прохоров, 1981; Шагалова, 1982). Нами в серии вегетационных опытов были изучены особенности поглощения радионуклидов растениями из почв при разной температуре поливной воды. Результаты показали, что концентрация радионуклидов в надземной массе растений незначительно изменяется в разных вариантах опыта (табл. 10). Различия в большинстве случаев статистически не достоверны (P=0,05). Уровни накопления радионуклидов растениями в основном зависят от биологических особенностей изучавшихся видов и типа почвы. Вместе с тем отмечается увеличение поступления ^{59}Fe в надземную массу растений при повышении температуры поливной воды. Это может быть связано с отмеченным выше увеличением подвижности этого радионуклида в системе почва- раствор, так и с более интенсивным включением его в процессы метаболизма растений.

К настоящему времени в большинстве дикорастущих и культурных растений обнаружены и количественно определены практически все изотопы природных радиоактивных семейств (Cardenale et al., 1971; Whitehead et al., 1971; Багдалов и др., 1972). При этом показано, что наибольшей миграционной способностью в системе почва-растение обладает ^{226}Ra; КН его для многих видов растений могут быть >1 (Вернадский, 1929; 1930; Кунашева, 1939; Баранов, 1939; Ковалевский, 1965; Груздев, 1971) Считается, что в биогеохимии урана растениям принадлежит исключительная роль, хотя величины КН этого элемента часто оказываются <1. В целом по доступности для растений из почвы ТЕРН располагаются в ряд: Ra>U>Th (Виноградов, 1957; Сыромятников, 1961; Малюга, 1965; Никифорова, 1969; Moreira-Nordemann, 1979).

Таблица 10

Концентрация радионуклидов в надземной части гороха (1) и ячменя (2) в зависимости от температуры поливной воды, Бк/г сухой массы

Радионуклид	Температура поливной воды	Дерново-луговая почва		Дерново-подзолистая почва	
		1	2	1	2
^{59}Fe	2	129±30	16±3	79±7	73±14
	20	95±11	17±2	199±9	339±54
	50	230±44	28±2	357±96	270±94
^{60}Co	2	20±2	5±1	840±140	25±2
	20	24±3	4±1	1613±220	66±17
	50	92±27	12±2	950± 82	59±11
^{90}Sr	2	290±23	69±4	1760±109	95±4
	20	180±9	30±2	2510±80	151±29
	50	360±39	68±2	3431±140	159±20
^{137}Cs	2	68±9	15±6	1024±160	44±2
	20	103±21	21±2	870±66	32±1
	50	90±14	38±9	967±42	48±2

Интенсивная хозяйственная деятельность человека и внедрение урановых технологий привели к увеличению масштабов поступления ТЕРН из недр земли на поверхность и вовлечению их в биологический круговорот. Так, сбросные шахтные воды и отходы рудоперерабатывающей промышленности, используемые для орошения, удобрения и мелиорации, содержат повышенные количества U, Th, Ra, Po, Pb, которые могут включаться в биогеоценотические звенья и трофические цепи. Поэтому изучение закономерностей поведения представителей ТЕРН в системе почва-растение привлекает особое внимание.

Была изучена подвижность радионуклидов ^{238}U ^{226}Ra, $^{210}Pb(Po)$ в системе почва-растение при поливе растений высокоминерализованными шахтными водами. В этой серии опытов использовали каштановую почву, наиболее распространенную в почвенном покрове южных областей, где преобладает орошаемое земледелие. Почву помещали в металлические лизиметры размером 100x100x35 см и засевали семенами овса. Полив осуществляли

шахтной и водопроводной (контроль) водой с суммарным содержанием солей 1,56 и 0,18 г/л соответственно. Концентрация радионуклидов в шахтной воде находилась на пределе их обнаружения, что не позволяло за период опыта получить достоверные данные. Поэтому в шахтную воду при поливе добавляли ^{226}Ra и ^{238}U. Растения поливали, начиная с появления всходов, двумя способами: напуском воды на поверхность почвы и дождеванием; норма орошения составляла 3000 м^3/га с тем, чтобы получить 1-2 л лизиметрической воды.

Результаты 3-х летних опытов показали, что концентрация урана в растениях при поливе водопроводной водой была минимальна и не превышала 4 Бк/кг в расчете на сухую массу (табл.11). Концентрация свинца (полония) и радия в зерне овса составила единицы, а в надземной массе и корнях - десятки Бк/кг. В случае полива шахтной водой с добавкой нуклидов содержание $^{210}Pb(Po)$, ^{226}Ra и ^{238}U в растениях на 1-3 порядка величин выше, чем в контроле. Концентрация естественных радионуклидов в надземной массе и зерне при поливе шахтной водой дождеванием в 2-10 раз выше, чем при поливе напуском. В соответствии с этим, и коэффициенты накопления изученных элементов оказались в первом случае выше, чем во втором. Это указывает на большую роль внекорневого загрязнения надземных частей растений при поливе дождеванием. В корнях растений содержание нуклидов при разных способах полива удерживается на одинаковом уровне.

Таблица 11

Концентрация (Бк/кг) и коэффициенты накопления (КН),(n x·10^{-2}) радионуклидов в растениях

Поливная вода	Способ полива	Части растения	$^{210}Pb(Po)$		^{226}Ra		^{238}U	
			Бк/кг	КН	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН
Водопроводная (контроль)	Дождевание	зерно	4	17	2	10	1	-
		листья	7	34	11	43	1	4
		корни	31	140	41	186	4	27
Шахтная (опыт)	Дождевание	зерно	63	13	265	15	4	2
		листья	1520	300	6400	370	180	158
		корни	1660	330	6600	390	1480	1330
	Напуск	зерно	6	1	28	2	1	1
		листья	980	190	2930	230	130	78
		корни	1250	240	5200	400	920	55

В условиях полива водопроводной водой растениями выносится из почвы 0,05-0,17% от общего содержания радионуклидов в лизиметре (табл. 12). Полив загрязненной шахтной водой приводит к увеличению выноса ^{210}Pb и ^{338}U до 0,5-0,7%, а ^{226}Ra - до 0,6-1,4%. Максимальные величины выноса этих элементов отмечены в вариантах с поливом способом дождевания. В этом случае надземная масса растений выносит в 2-3 раза больше радионуклидов, чем при поливе напуском. Содержание в лизиметрических водах на 1-3 порядка величин ниже, чем в растениях. При использовании шахтной воды, обогащенной ^{238}U, ^{226}Ra и продуктами его распада, хотя и имеет место некоторое увеличение выноса водно-растворимых форм радионуклидов, в процентном же выражении эта величина оказывается в 5-10 раз меньше, чем в опыте с поливом водопроводной водой. Очевидно, ^{238}U, ^{226}Ra, $^{210}Pb(Po)$, поступившие в почву, полно поглощаются и прочно закрепляются в ней, вследствие чего переход радионуклидов в лизиметрические воды происходит непропорционально их поступлению с поливной водой.

Таблица 12

Вынос радионуклидов из почвы надземной массой растений (а) и лизиметрическими растворами (б), n x10^{-2} %

Поливная вода	Способ полива	^{210}Pb		^{210}Po	^{226}Ra		^{238}U	
		а	б	б	а	б	а	б
Водопроводная	Дождевание	13	1,80	0,58	17	2,60	5	6,5
Шахтная	То же	74	0,34	0,15	140	0,14	46	0,16
	Напуск	50	0,26	0,16	57	0,08	38	0,20

В числе факторов, влияющих на поступление радионуклидов из почвы в растения, следует отметить действие минеральных и органических удобрений. Как правило, систематическое применение удобрений приводит к снижению перехода излучателей в сельскохозяйственную продукцию. Механизм такого снижения может быть связан с конкурентными

взаимоотношениями с входящими в состав удобрений макроэлементами, прежде всего с неизотопными носителями. Так, внесение в почву кальциевых соединений оказалось эффективным приемом, обеспечивающим снижение поступления в растения ^{90}Sr, а применение калийных удобрений приводит к уменьшению поступления ^{137}Cs (Nishita et al., 1960; 1962; Ширшова, 1973; Корнеев и др., 1977; Моисеев и др., 1986). Вместе с тем снижение поступления в растения слабогидролизующихся элементов, таких как ^{90}Sr и ^{60}Co, под действием кальциевых соединений происходит и за счет нейтрализации почвенной кислотности. Поэтому такой агротехнический прием, как известкование, оказывается наиболее эффективным на кислых ненасыщенных основаниями почвах (Гулякин, Юдинцева, 1957; 1959; Browman, Splanding, 1984). Уменьшение накопления излучателей растениями обеспечивает внесение таких удобрений, с компонентами которых они образуют малорастворимые соединения. Например, фосфорные удобрения способствуют повышению прочности закрепления ряда радионуклидов за счет соосаждения их с труднорастворимыми фосфатами (Гулякин и др., 1976).

Наряду с удобрениями, природные сорбенты (цеолиты, глаукониты, бентонитовые глины, диатомиты, опоки, трепелы и др.) могут влиять на поведение радионуклидов в почвах и поступление их в растения (Кокотов, Попова, 1962; Горнак, 1963). В экспериментальных условиях нами оценено влияние одного из них (глауконита) на подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-растение. Растения овса выращивали в течение 45 дней на дерново-подзолистой почве, которую предварительно перемешивали с растворами хлористых соединений радионуклидов. В опытном варианте в почву добавляли глауконит в соотношении 8:1. Полученные результаты показали, что внесение в почву сорбента в 2-3 раза снижает поступление радионуклидов в надземную массу растений:

Вариант опыта	Коэффициенты накопления	
	^{90}Sr	^{137}Cs
Контроль	8,0±1,3	0,6±0,1
Глауконит	4,0±1,6	0,2±0,1

Постепенное снижение доступности радионуклидов растениям со временем происходит также вследствие эффекта "старения", проявляющегося в трансформации их в трудноусвояемые корнями растений химические формы. К числу радионуклидов с высокими темпами "старения" можно отнести ^{137}Cs, ^{226}Ra и ^{232}Th (Погодин, 1973; Forstel, Steffens, 1984). Кроме того, результативными приемами, дающими снижение накопления радионуклидов в растениях, являются также перемещение "загрязненного" горизонта почвы в более глубокие слои и подбор для выращивания на "загрязненных" территориях соответствующих сельскохозяйственных культур.

В заключение отметим, что анализ закономерностей поведения радионуклидов в модельных системах почва-раствор и почва-растение в широком диапазоне физико-химических и экологических факторов среды облегчает поиск путей изменения темпов миграции радионуклидов и разработку способов, обеспечивающих снижение их поступления в растения.

Экспериментальное исследование распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове естественных биогеоценозов

Выше были рассмотрены закономерности поведения радионуклидов в зависимости от целого ряда физико-химических факторов, регулирующих их подвижность в относительно простых системах "почва-раствор" и "почва-растение". Показано, хотя и неполное, соответствие в подвижности радионуклидов в моделируемых системах. Для сравнения приводим результаты исследований миграции и распределения радионуклидов в более сложной системе – "почва-растительный покров" естественных биогеоценозов. Эксперименты проводили на Южном и Север-

ном Урале с использованием метода мелкоделяночного моделирования природных биогеоценозов. (Куликов, Молчанова, 1975).

На Южном Урале на территории Ильменского государственного заповедника (Челябинская область) были выбраны два участка. Один из них находился в березняке разнотравно-злаковом, а другой - в сосняке ягодниковом. Почвы на обоих участках горно-лесные, близкие по химическому и механическому составам. На выбранных участках закладывали экспериментальные площадки размером 1х1м. На них ранней весной до появления растительности поверхностным поливом вносили радионуклиды ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{91}Y, ^{137}Cs и ^{144}Ce. В конце вегетационного сезона (через 4 мес. после внесения радионуклидов) все опытные площадки разбирали, за исключением площадок с ^{60}Co и ^{137}Cs, которые разбирали соответственно через два и три года после внесения радионуклида. При разборке учитывали надземную массу и корневую части растений, массу лесной подстилки и почвы в слоях по 5см до глубины 30 см. Полученные данные показали, что надземная масса растений выносит на дневную поверхность лишь десятые и сотые доли процента от внесенного количества радионуклидов Этот вынос, очевидно, зависит как от биомассы растений на опытной площадке, так и от их видового состава. Содержание в корнях примерно на один-два порядка величин больше, чем в надземной массе. Существенным компонентом биогеоценоза, задерживающим в себе радионуклиды, является лесная подстилка. Так в ней удерживаются до 27 и 48% ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно. В большинстве случаев на опытных площадках, заложенных в лиственном лесу (березняке), содержание радионуклидов в подстилке выше, чем на площадках в сосняке. Это, возможно, связано с большей массой и сорбционной емкостью подстилки, формирующейся в березняке. В тоже время на двух изученных участках основное количество радионуклидов сосредоточено в верхнем слое почвы (0-5см). При этом все радионуклиды в той или иной степени мигрируют из слоя 0-5 см в более глубокие слои: % :

Глубина, см	^{59}Fe	^{60}Co	^{90}Sr	^{91}Y	^{137}Cs	^{144}Ce
0-5	51,2	85,9	88,2	81,4	56,4	65,8
5-10	26,0	7,5	8,2	7,7	32,1	22,5
10-15	14,0	4,8	1,9	5,5	7,8	6,5
15-20	8,8	1,8	1,7	5,4	3,7	5,2

Из всех радионуклидов наименьшей подвижностью в почве в природных условиях обладает ^{60}Co. Через два года после внесения он почти на 86% задерживается в верхнем (0-5 см) слое почвы. Слабой подвижностью характеризуются также ^{90}Sr и ^{91}Y; их содержание в верхнем слое через 4 мес. после внесения составило соответственно 88 и 81%. Наибольшая подвижность отмечена для ^{59}Fe ^{137}Cs и ^{144}Ce. Относительно малое содержание ^{137}Cs в верхнем слое почвы объясняется, вероятно, большей продолжительностью опытов с этим радионуклидом, по сравнению с другими. Последнее подтверждается специальными опытами с ^{137}Cs и ^{90}Sr, в которых изучали миграцию радионуклидов в почвах, сопряженных между собой по стоку естественных участков горно-лесного ландшафта за равные промежутки времени.

Опытные площадки закладывали на вершине, в средней части и у подножия восточного склона Ильменского хребта (высота 450-500м над ур. м., крутизна склонов 5-10^0), в спелых сосновых древостоях, произрастающих соответственно на примитивно-аккумулятивной, буроземовидной и дерново-подзолистой почвах. В каждую экспериментальную площадку вносили ^{90}Sr и ^{137}Cs. Через 4 года после внесения радионуклидов отбирали образцы почвы и подстилки в виде элементарных объемов 10x10x5см вверх и вниз от места внесения по склону. К моменту завершения опыта содержание ^{90}Sr почти во всех экспериментальных точках оказалось заметно выше, чем ^{137}Cs. Следовательно, в целом в почвенном профиле стронций оказался подвижнее цезия. Об этом же свидетельствуют графики вертикального распределения радионуклидов в почвах (рис. 3).

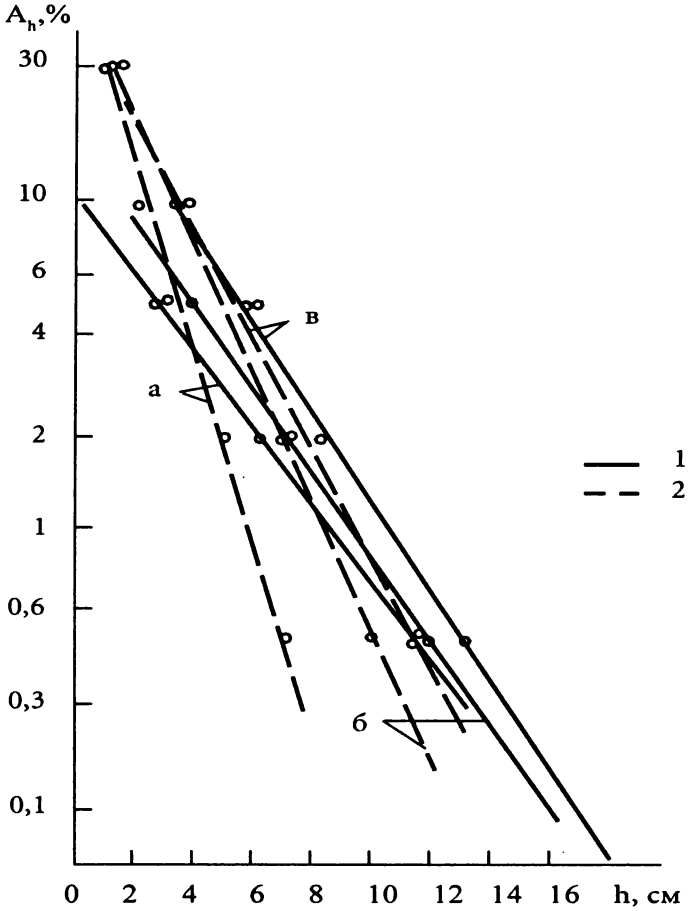


Рис.3. Вертикальное распределение ^{90}Sr(1) и ^{137}Cs(2) в почвах на вершине (а), в средней части (б) и у подножья склона (в).

На всех экспериментальных площадках распределение радионуклидов по глубине почвы достаточно хорошо описывается экспоненциальной зависимостью: $A_h = A_0 \exp(-0{,}693\ h/h_0)$, где A_0 и A_h соответственно содержание радионуклидов на поверхности почвы и на глубине h; h_0 - глубина полумиграции, численно равная расстоянию от поверхности, на котором содержание радионуклида снижается наполовину (Куликов, Пискунов, 1970; 1971). Из параметров уравнений регрессии A_h по h, представленных ниже, видно, что глубина полумиграции ^{90}Sr в 1,3-2,5 раза выше таковой ^{137}Cs. Следовательно, стронций на всех участках перемещался в глубь почвы быстрее, чем цезий:

Местоположение площадок на склоне	Параметры уравнений регрессии			
	Для ^{90}Sr		Для ^{137}Cs	
	A_0,%	h_0, см	A_0,%	h_0, см
Вершина	10	2,5	61	1,0
Середина	16	2,3	52	1,4
Подножие	26	2,2	42	1,7

Опыты в естественных условиях показали, что наиболее подвижными радионуклидами в нативных почвах являются ^{59}Fe и ^{144}Ce. Это обусловлено физико-химическим состоянием этих элементов в почвенном растворе, поскольку, как следует из опытов в системе почва-раствор, при pH 6-8 микроколичества железа и церия способны переходить в несорбируемые формы. ^{90}Sr в почвах естественных биогеоценозов оказался менее подвижным, чем можно было ожидать по данным лабораторных и вегетационных опытов. Это может быть связано как с эффектом «старения» и переходом радионуклида со временем в необменное состояние, так и с выравниванием скорости миграции радионуклидов под влиянием сезонных изменений увлажнения почв.

В связи с изложенным представляют интерес результаты опытов со ^{90}Sr на участке тундрового ландшафта на Северном Урале (Тюменская область). Выбранный участок включал вершину моренной гряды, ее склон и подножье склона.

Почвенный покров на вершине и склоне представлен поверхностно-глеевыми тяжелосуглинистыми почвами, характеризующимися кислыми значениями pH солевой вытяжки и низким содержанием гумуса. У подножья склона располагалось сфагново-торфяное болото, в котором под слоем сфагновых мхов имелся хорошо выраженный оторфованный горизонт. Радионуклид вносили в виде водного раствора $^{90}SrCl_2$. Разборку площадок произвели через 1 и 2 года после внесения радионуклида в двух направлениях от места внесения, элементарными объемами 10x10x5см. Независимо от местоположения площадок в пределах изученного геохимического профиля основная часть ^{90}Sr мигрирует в первый же год эксперимента. В последующем темпы миграции радиостронция снижаются. Некоторое увеличение миграции ^{90}Sr отмечено в горизонтальном направлении от места внесения в сфагновом болоте по сравнению с мелкокочкарной тундрой склона. Однако в вертикальном направлении ^{90}Sr мигрировал практически одинаково в обоих типах биогеоценозов, что, по всей вероятности, связано с близостью вечной мерзлоты, ограничивающей миграционные процессы в самых верхних слоях почвенно-растительного покрова. Вертикальное распределение ^{90}Sr (A_h), рассчитанное по осям вертикальной миграции (рис. 4), удовлетворительно аппроксимируется линейной зависимостью вида: $A=A_0-bh$ (A_0-содержание ^{90}Sr в месте внесения радионуклида; b – размерный коэффициент, характеризующий градиент изменения концентрации ^{90}Sr с глубиной h). Отмеченный линейный характер зависимости вертикального распределения ^{90}Sr может указывать на то, что в условиях тундры при постоянном избыточном увлажнении почвенно-растительного покрова заметную роль в миграции радионуклидов приобретает конвективный перенос с внутрипочвенным стоком, что со временем приводит к самоочищению биогеоценозов тундры от ^{90}Sr.

Таким образом, изложенные результаты многочисленных опытов, проведенных на этапе становления радиоэкологии, позволили выявить основные закономерности и механизмы миграции радионуклидов в системах различной сложности. Они

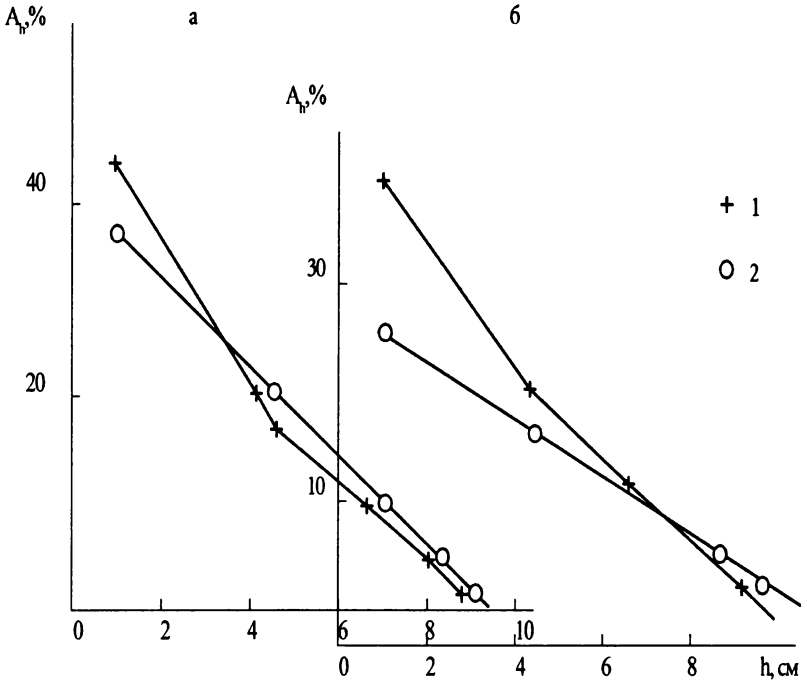


Рис. 4. Вертикальное распределение ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове середины склона (а) и подножья (б) через один (1) и два (2) года после внесения радионуклида

стали отправной точкой для последующего накопления информации о поведении радионуклидов в наземных экосистемах. В дальнейшем нарастающая напряженность радиационного фактора в окружающей среде явилась одной из причин перехода к собственно радиоэкологическим исследованиям, связанным с изучением процессов миграции и биологического действия радионуклидов не только в условиях модельных опытов, но и в реально существующих природных экосистемах, подверженных массированному радионуклидному загрязнению.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Возрастающее воздействие человека на окружающую природную среду и обострение в связи с этим противоречий между развивающейся промышленностью и биологическими продуктивными силами Земли ставит перед современной экологией проблемы исключительной важности. Одна из них непрерывное поступление в биосферу Земли естественных и искусственных радионуклидов. Эти радионуклиды высвобождаются в процессе развития атомной промышленности, энергетики, испытаний ядерного оружия, аварийных ситуаций на атомно-энергетических объектах. В результате происходит непрерывное повышение фона ионизирующей радиации биосферы, воздействующего на живые организмы. Пионерские работы Н. В. Тимофеева-Ресовского и его сотрудников явились отправной точкой для накопления информации о поведении радионуклидов и о действии ионизирующей радиации на наземные и водные экосистемы. Впоследствии радиоэкология, основной задачей которой является обеспечение радиационной безопасности биосферы, включая самого человека, становится важнейшим звеном в ряду научных направлений, способствующих прогрессу атомной науки и техники. При этом общепланетарная роль почвенно-растительного покрова по обеспечению условий проявления жизни на земной поверхности, его высокая управляемость (обработка почв, удобрения, мелиорация) и ранимость придают особое значение самостоятельной области экологии – радиоэкологии почвенно-растительного покрова.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.

2. Архипов Н. П., Тюменцева Л. М., Февралева Л. Т. и др. Поведение естественных радиоактивных нуклидов техногенного происхождения в почвах // Экология, 1982. N 1.С. 31-38.

3. Багдалов Н. Б., Мулинов М. М., Мулинов Т. М. Гамма – спектр естественной радиации растений // Тр. Самарканд. ун-та., 1972. Вып. 223. С. 174-178.

4. Баранов В. И. Об усвоении радиоактивных элементов растениями // ДАН СССР, 1939. Т. 24. N 9. С. 945-949.

5. Бурец Л. А., Граковский В. Г. Вынос стронция-90 и цезия-137 из различных почв ежой сборной в модельном опыте // Бюл. Почв. Ин-та ВАСХНИЛ. 1979. N 21. С. 32-43.

6. Вернадский В. И. Биосфера. Л.: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926. 146 с.

7. Вернадский В.И. О концентрации радия живыми организмами // ДАН СССР. Сер. А, 1929. Т. 2. С.33-37.

8. Вернадский В.И. О концентрации радия растительными организмами // ДАН СССР Сер. А, 1930. Т. 20. С. 539-542.

9. Виноградов А. П. Основные закономерности распределения микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных М., 1952. С.7-20.

10. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 238 с.

11. Возбуцкая А. Е. Химия почвы. М.: Высш. шк., 1968. 427 с.

12. Горнак А. И. Влияние предварительной обработки на обменную емкость глауконита // Ионообмен и сорбция из растворов. Минск, 1963. С. 149.

13. Горяченкова Т. А., Павлоцкая Ф. И., Емельянов В. В Формы нахождения плутония в почвах, загрязненных при аварии на ЧАЭС // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. С.-П.:

Гидрометеоиздат, 1993. Т. 1. С. 186-191.

14. Горяченкова Т. А. Формы нахождения и миграция плутония в почвах: Афтореф. дис. ... канд. хим. наук. М., 1995.

15. Груздев Б. И. Метод сопряженного анализа некоторых компонентов биогеоценоза при изучении миграции радиоактивных элементов // Методы радиоэкологических исследований / Под. ред. И. Н. Верховской. М., 1971. С. 54-58.

16. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Поступление в растения продуктов деления и накопление их в урожае при внесении в почву извести, перегноя и калийных удобрений // Изв. ТСХА, 1957. N 2. С. 121-140.

17. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В. Влияние длительного применения удобрений на накопление радиоактивных продуктов деления в урожае овса //Изв, ТСХА. 1959. N3. С. 37-56.

18. Гулякин И. В., Юдинцева Е. В., Левина Э. М. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 и цезия-137 в растения // Агрохимия, 1976. N 2. 102-107.

19. Добровольский Г. В. Важнейшие проблемы охраны и рационального использования почв // Проблемы взаимодействия общества и природы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. С. 44-50.

20. Долгов С. И. Исследование подвижности почвенной влаги ее доступности для растений. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1948. 208 с.

21. Дричко В. Ф. Поведение в природной среде тяжелых естественных радионуклидов // Итоги науки и техники. Радиационная биология / Под ред. Р. М. Алексахина. М., 1983. Т. 4. С. 66-98.

22. Искра А. А., Бахуров В. Г. Естественные радионуклиды в биосфере. М.: Энергоиздат, 1981. 123 с.

23. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А. И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 145 с.

24. Караваева Е. Н. Экспериментальное изучение влияния влажности почвы на поведение радиоизотопов стронция, цезия и церия в модельных системах почва-раствор и почва-растение: Афтореф. дис. ...канд. биол. наук. Свердловск, 1973.

25. Кауричев И. С., Ноздрунова Е. М. Общие черты генезиса почв временного избыточного увлажнения // Новое в теории оподзоливания и осолодения почв / Отв. ред. А.А. Роде. М., 1964. С. 45-61.

26. Кварацхелиа Н. Т., Арнаутов Г. Н. Влияние некоторых свойств почв на вынос радиостронция ячменем // Сообщ. АН ГССР, 1964. N 3. Вып. 36. 641-646.

27. Клечковский В. М., Гулякин И. В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония //Почвоведение, 1958. N 3. С. 1-16.

28. Ковалевский А. Л. О поглощении радия различными видами растений // Изв. СО АН СССР. Сер. Биол.-мед. наук, 1965. N 4. Вып. 1. С. 53-61.

29. Кокотов Ю. А., Попова Р. Ф. Сорбция долгоживущих продуктов деления почвами и глинистыми минералами. III. Селективность почв и глин по отношению к ^{90}Sr в различных условиях // Радиохимия, 1962 . Т. 4. Вып. 3. С. 328-334.

30. Корнеев Н. А., Корнеева Н. В. Влияние глубины вспашки на накопление стронция-90 растениями полевого севооборота // Докл. ВАСХНИЛ, 1971. N7.С. 12-14.

31. Корнеев Н. А., Сироткин А. Н., Корнеева Н. В. Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. М.: Колос, 1977. 206 с.

32. Криволуцкий Д. А., Тихомиров Ф. А., Федоров Е. А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

33. Куликов Н. В. Действие Na ЭДТУ на поведение радиокобальта в системе почва-растение // ДАН СССР, 1960. Т. 133. N 3. С 698-701.

34. Куликов Н. В. Влияние некоторых комплексонов на сорбцию радиоизотопов почвой // Поведение радиоизотопов в модельных системах наземных и пресноводных биогеоценозов. Свердловск, 1968. С. 21-26.

35. Куликов Н. В., Пискунов Л. И. О роли растений в вертикальной миграции стронция-90 и цезия-137 в почве // Агрохимия, 1970. N 7. С. 115-122.

36. Куликов Н. В, Пискунов Л. И. Метод количественной оценки влияния растений на вертикальную миграцию некоторых радионуклидов в почве // Методы радиоэкологических исследований / Под ред. И.Н. Верховской. М. 1971. С. 58-66.

37. Куликов Н. В., Молчанова И. В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975. 183 с.

38. Куликов Н. В., Чеботина М. Я. Радиоэкология пресноводных экосистем. Свердловск.: УрО АН СССР, 1988. 129 с.

39. Кунашева К. Г. О распределении радия и урана в растении, выращенном в среде с различной концентрацией этих элементов // Тр. Биогеохимической лаборатории АН СССР. М., 1939. Т. 5. С. 197-200.

40. Малюга Д. П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений. М.: Наука, 1965. 260 с.

41. Манская С. М., Дроздова Т. В. Геохимия органического вещества. М.: Наука, 1964. 315 с.

42. Моисеев А. А., Тихомиров А. Ф., Рерих Л. А. О влиянии влажности почвы на поступление ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения // Агрохимия, 1974. N 7. С. 124-127.

43. Моисеев А. А., Тихомиров А. Ф., Рерих Л. А. Динамика накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами в полевом опыте // Агрохимия, 1986. N 8. С. 92-95.

44. Молчанова И. В., Караваева Е. Н. Распределение радиоизотопов в системе почва-почвенный раствор-растение в зависимости от влажности почвы // Экология, 1971. N 1. С. 107-109.

45. Молчанова И. В, Куликов Н. В. Радиоактивные изотопы в системе почва-растение. М.: Атомиздат, 1972. 84.с.

46. Молчанова И. В., Караваева Е. Н., Куликов Н. В. Влияние влажности почвы на поступление стронция-90 в растения. // Экология, 1972. N3. С. 78-80.

47. Никифорова Е. М. Торий и радий в степных ландшафтах Южного Забайкалья // Вестн. МГУ. Сер. 5, 1969. N 2. С. 48-56.

48. Павлоцкая Ф. И., Горяченкова Т. А. Распределение плутония по компонентам природных органических веществ и их роль в его миграции в почвах // Радиохимия, 1987. Т. 29. N 1. С. 99-106.

49. Передельский А. А. Основания и задачи радиоэкологии // Журн. общ. биологии, 1957. Т. 18. N 1. С. 17-30.

50. Перельман А. И. Геохимия ландшафта. М.: Географгиз, 1961. 496 с.

51. Погодин Р. И. Физико-химические процессы, обусловливающие миграцию и биологическую доступность изотопов цезия-137 и стронция-90 в почвенных системах // Теоретические и практические аспекты действия малых доз ионизирующего излучения. Сыктывкар, 1973. С. 20.

52. Полынов Б. Б. Избранные труды / Отв. ред. И. В. Тюрин, А. П. Сауков. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 751 с.

53. Пономарева В. В Теория подзолообразовательного процесса. М.: Наука, 1964. 390 с.

54. Прохоров В. М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 96 с.

55. Прохоров В. М., Фрид А. С. Адсорбция стронция-90 влажными почвами. // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. Л., 1969. С. 32-34.

56. Радиоактивность почв и методы ее определения / Отв. ред. И. Н. Антипов-Каратаев. М.: Наука, 1966. 258 с.

57. Рассел Р. Поведение радионуклидов в почве // Радиоактивность и пища человека М., 1971. С. 84-100.

58. Роде А. А. Основы учения о почвенной влаге. Т.1. Л.: Гидрометеоиздат, 1965. 663 с.

59. Розанов Б.Г. Геомембрана: мембранная функция почвы в планетарной геосферной системе Земли // Почвоведение, 1988. N 7. С. 54-58.

60. Росянов С. П., Виноградова В. К., Гедеонов Л. И. О миграции стронция-90 по профилю почв // Почвоведение, 1971. N 6. С. 29-34.

61. Санжарова Н. И., Алексахин Р .М. Поступление ^{22}Na, ^{32}P, ^{65}Zn, ^{90}Sr, ^{95}Zr и ^{106}Ru в сельскохозяйственные растения //

Почвоведение, 1982. N9. С. 59-65.

62. Сатклифф Д.Ф. Поглощение минеральных солей растениями. М.: Мир, 1964. 221с.

63. Сукачев В. Н. Основы теории биогеоценологии // 30 лет Великой Октябрьской социалистической революции. Юбилейный сборник. Изд-во АН СССР, 1947.С. 283-304.

64. Сыромятников Н.П. Миграция изотопов урана, радия и тория и интерпретация радиоактивных аномалий. – Алма-Ата: Изд-во АН Каз. ССР, 1961. 79 с.

65. Сытник К. М., Книга Н. М., Мусатенко А. И. Физиология корня. Киев: Наук. Думка, 1972. 356 с.

66. Тимофеев-Ресовский Н. В. Применение излучений и излучателей в экспериментальной биогеоценологии // Бот. журн., 1957. Т. 42. N2. С. 161-194.

67. Тимофеев-Ресовский Н. В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии. Докл. ... докт. биол. наук. Свердловск, 1962. 53 с.

68. Тимофеев-Ресовский Н. В., Титлянова А. А., Махонина Г. И., Молчанова И.В., Тимофеева Н. А., Чеботина М. Я. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор // Радиоактивность почв и методы ее определения. М.: Наука, 1966, С. 46-80.

69. Тимофеев-Ресовский Н.В., Тюрюканов А. Н. Об элементарных биохорологических подразделениях биосферы // Бюл. МОИП, отд. биологии, 1966. Вып. 1. С. 123-132.

70. Тимофеева-Ресовская Е. А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов. Свердловск: УФАН СССР, 1963 78 с.

71. Титаева Н. А., Таскаев А. И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л.: Наука, 1983. 232 с.

72. Титлянова А. А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его растениями: Афтореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1963.

73. Титлянова А. А., Тюрюканов А. Н., Махонина Г. И. О десорбирующем действии природных экстрактов // ДАН СССР,

1959. Т. 126. N 6. С. 1346-1349.

74. Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. М.: Энергоатомиздат, 1985. 342 с.

75. Трубецкова О. М. Влияние концентрации наружного раствора на поступление минеральных веществ в растение // Изв. Биол. НИИ при Перм. Гос. ун-те., 1972. Т. 5. С. 25-31.

76. Тюрюканова Э. Б. К методике исследования поведения радиоактивного стронция в почвах различных геохимических ландшафтов. М., 1968. 25 с.

77. Харчук А. И., Абатуров Ю. Д. Влияние влажности почвы на величину накопления радионуклидов серы, стронция и цезия горохом. IV Всесоюзный съезд почвоведов: Тезисы докл. Алма-Ата, 1970 . Кн. 2. Ч. 2. С. 88-89.

78. Чеботина М. Я. Влияние водно-растворимого вещества лесной подстилки на поглощение радиоактивных изотопов в почве // Радиоэкологические исследования почв и растений. Свердловск, 1975. С. 21-25.

79. Чеботина М. Я., Трапезников А. В., Трапезникова В. Н., Куликов Н. В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. Свердловск: УрО АН СССР, 1992. 80 с.

80. Чеботина М. Я. , Титлянова А. А. К вопросу о поведении кобальта в почве // Тр. Ин-та биологии УФАН СССР. Свердловск, 1965. Т. 7, вып. 45. С.85-89.

81. Чеботина М. Я., Куликов Н. В. Влияние водно-растворимых продуктов разложения травянистых растений на поглощение радиоизотопов в почве // Экология, 1973. N 1. С. 102-103.

82. Шагалова Э. Д. Сорбция микроколичеств цезия некоторыми почвами Белорусии // Почвоведение, 1982. N 11. С. 26-33.

83. Шехурина Н. И., Караваева Е. Н. Накопление ^{226}Ra растениями в зависимости от влажности почвы. // Радиоэкологические исследования компонентов модельных и природных экосистем. Свердловск, 1988. С. 22-28.

84. Ширшова Р. А. Почвенные условия поступления цезия-137 в растения и влияние соединений калия и кальция на

накопление его в урожае // Тр. Дарвин. Гос. Заповедника. 1973. Вып. 13. С. 103-109.

85. Юдинцева Е. В, Гулякин И. В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.

86. Browman M. G., Splanding B. P. Reduction of radiostrontium mobility in acid soils by carbonate treatment // J. Environ. Qual., 1984. V. 13. N 1. P.17-23.

87. Cardenale A., Fritelli L., Gera F.. Lembo G., Hari O. Studies of the natural background radiation in Italy //Health Phys., 1971. V. 20, N 3. P. 285-296.

88. Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtym,Windscale, Chernobyl // Proc. of Seminar. Luxemburg, 1991. V. 1. 420 p.

89. Emmert F. H. Water utilization and calcium-strontium uptake in Phaseolus vulgaris // Plant. Physiol., 1964. V. 17, N 3. P. 746-750.

90. Essington E. H., Nishita H. Effect of chelates on the movement of fission products through soil columns // Plant and Soil, 1966. V. 24, N 2. P.1-23.

91. Essington E. H., Nishita H., Wallace A. Influence of chelates on availability of fission products to plants grown in contaminated soil // Soil Sci., 1962.V.94, N 2. P. 96-105.

92. Essington E. H., Nishita H., Wallace A. Effect of chelating agents on the uptake of Y-91, Ru-106, Ce-144 and Pm-147 by beans grown in calcareous soil // Soil Sci., 1963. V. 95, N 5. P.331-337

93. Forstel H., Steffens W. Influence of ageing effects on the soil-plant radionuclide transfer after application of carrier-free Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 to the soil // Radiat.-Risk-Protect. 6 th Int. Congr. Berlin (West). 7-12 May, 1984. Koln, 1984. V. 1. P. 189-192.

94. Gracham E.R., Killion D.D. Soil colloids as a factor in the uptake of cobalt, cesium, strontium by plants// Soil Sci.Soc.Amer.Proc.,1962.V.26.N6. P.545-547.

95. Himes F. L., Shufeldt R. Influence of some organic compounds on the movement of ^{90}Sr in soils // Symp. Int.

Radioecologie. Cadarache, 1969. V. 1. P. 493-506.

96. King H. G., Bloomfield C. The effects of drying of tree leaves on the ability of their, aqueous extracts to dissolve ferric oxide // J. Soil Sci., 1968. V. 19, N 1. P. 67-76.

97. Kubota J., Lemon E. R., Allaway W. N. The effect of soil moisture content upon the uptake of molibdenum, copper and cobalt by alsike clover // Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 1963. V. 27, N 6. P.679-683.

98. Moreira-Nordemann L. M. Distribution of uranium in soil profiles of Bahia state Brazil // Soil Sci, 1979. V. 127, N 5. P. 275-280.

99. Nightinlage H. I., Smith R. L. Evidence for the presence of calcium-organic complexes in sodic soil // Soil Sci, 1967. V. 103, N 4. P. 261-264.

100. Nishita H. Extractability of ^{239}Pu and ^{242}Cm from a Contaminated Soil as a Fuction of pH and Certain Soil Components. CH_3 COOH-NH_4 System, in Environmental Chemistry and Cycling Prosses // DOE Symposium Series, No. 45, Augusta, Ga., Apr. 28-May 1, 1976, CONF-760429, NTIS, 1978. P. 403-416.

101. Nishita H., Kovalevsky B. W., Steen A. J., Larson K. H. Fixation and extractability of fission products contaminating various soils and clays // Soil Sci., 1956. V. 81, N 4. P. 314-326.

102. Nishita H., Romney E. M., Alexander G. V., Larson K. H. Influence of K and Cs on release of Cs-137 from three soils // Soil Sci., 1960. V. 89, N 3. P. 167-176.

103. Nishita H., Taylor P., Alexander G. V., Larson K.H. Influence of stable Ca and K on the reactions of Cs-137 and K-42 in soils and clay minerals // Soil Sci., 1962. V. 94, N 3. P. 187-198.

104. Nishita H., Essington E. H. Effect of chelating agents on the movement of fission products in soils // Soil Sci., 1967. V. 103, N 5. P. 168-176.

105. Nishita H., Hawthorne H. A. Effect of moisture tension on the concentration of tracer Sr-85 in expressed soil solution // Soil Sci., 1967. V. 103, N 3. P. 339-346.

106. Odum E. P. Radiation ecology // Fundamentals of Ecology. Philadelphia, 1971. P. 451-467.

107. Platt P. B. Long-range effects of radiation on natural plant populations of the granite outcrops in the Southeastern U.S. AEC progress report. 1957.

108. Prout W. E. Adsorption of radioactive wastes by Savannah River plant soil // Soil Sci., 1958. V. 86. P.13-17.

109. Rhodes D. W. Adsorption of Plutonium by soil. // Soil Sci., 1957. V. 84. P. 465-469.

110. Rogers D. R. Mound Laboratory Environmental Plutonium Study, 1974, //USAEC Report MLM-2249, Mound Laboratory, NTIS, 1975. P. 1-141.

111. Schnitzer M. Reactions between organic matter and inorganic soil constituents // 9-th Int. Congr. Soil Sci. Trans. Continental. Adelaide, 1968. Sydney, 1968. V. 1. P. 635-644.

112. Schulz R. K., Overstreet R., Barshad I. On the soil chemistry of Ceasium-137 // Soil Sci., 1960. V. 89, N 1. P. 16-27.

113. Stewart J. D., Hungate F. P. Effect of soil moisture on uptake and translocation of cesium-137, potassium, calcium-45 and strontium-85 // Radioecological Concentration Processes / Proc. Int. Symp., Stockholm, 1966-Oxf., 1967. P. 399-407.

114. Thornthwaite C. W., Mather J. R., Nakamura J. K. Movement of radiostrontium in soils // Science, 1960. V. 131, N 3406. P. 1015-1019.

115. Whitehead N. E., Brooks R. R, Coote C. R. Gamma-radiation of some plants and soil from an uraniferous area in New Zealand // N.Z.J. Science, 1971. V. 14, N 1. P. 67-76.

116. Wijk Van H. F., Braams R. Incoporation of caesium-137 from nuclear debris into the biosphere // Nature, 1960. V. 188, N 4754. P. 951-952.

117. UNSCEAR. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. New York: United Nations, 1988. 428 p.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ НОРМИРОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ СБРОСОВ В МОРСКУЮ СРЕДУ

Т.Г.Сазыкина, И.И.Крышев
(НПО «Тайфун» Росгидромета)

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время отсутствуют экологические стандарты обеспечения радиационной безопасности морской среды. Это значительно затрудняет охрану окружающей среды и рациональное использование морских ресурсов, создает трудности при использовании атомной энергии и обращении с радиоактивными отходами. Предпринимались попытки [1,2] разработать контрольные уровни содержания радионуклидов в морской воде, однако отсутствует методика установления допустимых уровней сбросов технологических вод в морскую среду, обеспечивающих экологическую безопасность населения, а также морской флоры и фауны. Предметом данной работы является анализ современных ограничений на сброс радиоактивных материалов в моря, и разработка на основе стандартов радиологической защиты методического подхода к оценке контрольных концентраций радионуклидов и допустимых сбросов технологических вод в морях России.

Лондонская конвенция и современные ограничения на сброс радиоактивных материалов в моря

Первоначальный текст Лондонской конвенции по сбросам в моря включал следующие ограничения на сбросы радиоактивных материалов [3]:

- высокоактивные отходы были запрещены для сбросов в моря;
- низкоактивные отходы разрешалось сбрасывать в моря при наличии специального разрешения;

- остальные материалы рассматривались как "не радиоактивные", хотя и содержали некоторые количества радионуклидов.

Согласно Поправкам к Конвенции от 1993 г. [4], ограничения на сбросы радиоактивных отходов стали значительно более жесткими. Как высокоактивные, так и низкоактивные отходы были запрещены к сбросу. Однако осталась задача проведения границы между "радиоактивными" и "нерадиоактивными" материалами, которые можно сбрасывать в моря. Было указано, что к радиоактивным отходам не относятся материалы с "минимальными" уровнями активности. Важно понимать, что все материалы содержат естественные радионуклиды, и кроме того, могут содержать искусственные радионуклиды. Поэтому в намерение стран-участниц Лондонской конвенции не входит рассмотрение любых материалов как радиоактивных отходов. Исключенные из регулирующего контроля радиоактивные материалы содержат столь незначительные количества радионуклидов, что могут не рассматриваться как радиоактивные отходы.

При сопоставлении отечественной классификации жидких радиоактивных отходов [5] с рекомендациями Международного агентства по атомной энергии [6] видно, что в отечественной нормативной документации отсутствует определение нижней границы удельной активности, ниже которой технологические воды можно уже не считать радиоактивными отходами. Этот недостаток нормативной классификации приводит к серьезным проблемам при определении степени необходимой очистки технологических вод перед их сбросом в морскую среду.

Согласно современным нормативным документам [7-9] дозы облучения и число облучаемых лиц должны поддерживаться на возможно низком достижимом уровне с учетом экономических и социальных факторов. В условиях нормальной эксплуатации источника ионизирующего излучения оптимизация радиационной защиты осуществляется

в диапазоне доз от соответствующих пределов доз до пренебрежимо малых уровней (10 мкЗв/год по индивидуальной дозе и 1 чел-Зв/год для коллективной дозы).

Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде - расчет по гигиеническим критериям

Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде, обеспечивающие радиационную безопасность населения, рассчитывались при следующих условиях:

• Доза облучения населения от потребления морепродуктов не должна превышать 10 % от допустимого предела дозы для населения по НРБ-99 (1 мЗв/год), т.е. должна быть меньше 0.1 мЗв/год;

• Оценки дозы производятся для критической группы населения, характеризующейся значительным потреблением морепродуктов;

• При наличии в морских водах нескольких радионуклидов необходимо рассчитывать контрольные уровни смеси радионуклидов с учетом контрольных концентраций отдельных радионуклидов и долей активности от суммарной активности смеси.

Величины дозиметрических параметров взяты из публикаций [8, 9], значения факторов накопления радионуклидов в компонентах морских экосистем - из публикации [10]. Годовое потребление морепродуктов населением было взято следующим (съедобная часть): рыба – 40 кг, ракообразные – 2 кг, моллюски – 2 кг [11-13]. Величины контрольных концентраций определялись на основе следующего соотношения:

$$ПД_к = E_k \Sigma F_{ik} R_i X_k,$$

где $ПД_k$ = 0.1 мЗв/год - предел дозы для критической группы населения от потребления морепродуктов, содержащих

радионуклид k (при дозовой квоте на морскую цепочку в 10 % от общего предела дозы);

E_k - дозовые коэффициенты конверсии для k-го радионуклида, Зв/Бк при оценке дозы от потребления морепродуктов;

F_{ik} - факторы накопления радионуклида k в морепродукте i;

R_i - величины годового потребления морепродуктов для критической группы населения;

X_k - контрольная концентрация k-го радионуклида в морской воде, обеспечивающая не превышение 0.1 мЗв/год для критической группы населения.

Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде - расчет по радиоэкологическим критериям

Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде, обеспечивающие радиационную безопасность морской флоры и фауны, рассчитывались при следующих условиях:

- доза облучения морских млекопитающих не должна превышать 50 мГр/год;
- рыбы и пойкилотермных позвоночных - 100 мГр/год;
- морских беспозвоночных и растений - 500 мГр/год.

Эти дозы соответствуют примерно 1% от величины летальной дозы (при которой после разового облучения погибает 50% организмов). В условиях хронического облучения экологически значимыми могут быть дозы, превышающие 10 мГр/сутки – для водной флоры, и 1 мГр/сутки – для водной фауны [14, 15].

Полагается, что дозы облучения морской биоты, составляющие менее 1% от летальной дозы или значимой дозы хронического облучения, не будут приводить к значимому воздействию на популяции или сообщества, хотя и могут производить некоторые вероятностные физиологические эффекты для отдельных организмов.

Оценки дозы производились для критических групп

морской биоты, характеризующихся наибольшим уровнем облучения при заданном уровне содержания радионуклидов в морских водах.

Оценки дозы на морскую биоту рассчитывались на основе методик Международного агентства по атомной энергии [16] и моделей, представленных в работах [17, 18]. Величины контрольных концентраций определялись на основе следующего соотношения:

$$ПД_{ik} = F_{ik}B_{ik}X_k + F_{dk}B_{dk}X_k,$$

где $ПД_{ik}$ - предел дозы (экологический) для i-й группы морских организмов от облучения радионуклидом k, Гр/год;

F_{ik} - фактор накопления k-го радионуклида в i-й группе морских организмов;

B_{ik} - дозовый фактор для i-й группы организмов при внутреннем облучении от радионуклида k, Гр/год/Бк/кг;

F_{dk} - фактор накопления k-го радионуклида в донных отложениях;

B_{dk} - дозовый фактор для i-й группы организмов при внешнем облучении от донных отложений от радионуклида k, Гр/год/Бк/кг;

X_k - контрольная концентрация k-го радионуклида в морской воде.

Величины контрольных концентраций радионуклидов в морской воде, обеспечивающих радиационную безопасность человека и морской биоты, представлены в табл.1 [19]. Наиболее низкие контрольные концентрации имеют место для Am-241, Pu-239, Pu-240, Co-60, Fe-59, Zr-95, Ce-144 и других, характеризующихся высокими факторами накопления в донных отложениях и морской биоте. Критическими группами организмов для большинства радионуклидов являются рыбы и моллюски. Для большинства радионуклидов гигиенические критерии оказываются более жесткими, по сравнению с радиоэкологическими. Исключение составляют Zr-95 и Nb-95, имеющие высокие коэффициенты накопления в донных отложениях.

Таким образом, предложенные величины контрольных

концентраций радионуклидов в морской воде, обеспечивающие радиационную безопасность населения, удовлетворяют также и условиям радиоэкологической безопасности морской флоры и фауны. Реальные уровни содержания радионуклидов в морских водах (Sr-90, Cs-137, Pu-239, 240 и др.) в 10^2-10^4раз ниже по сравнению с контрольными концентрациями.

Таблица 1

Контрольные концентрации радионуклидов в морской воде по гигиеническим и радиоэкологическим критериям, Бк/л

Радио-нуклид	Период полураспада	Гигиени-ческие критерии	Радио-экологические критерии	Контрольная концентрация
Cr-51	27.7 сут	250	6000	250
Mn-54	312 сут	5.0	8.0	5.0
Fe-59	44.5 сут	0.5	4.0	0.5
Co-60	5.27 лет	0.5	2.0	0.5
Ni-59	75000 лет	34	850	34
Ni-63	96 лет	14	1100	14
Zn-65	244 сут	0.1	11	0.1
Sr-89	50.5 сут	160	120	120
Sr-90	28.1 лет	15	60	15
Zr-95	64 сут	9	3.0	3.0
Nb-95	35 сут	47	8.0	8.0
Tc-99	213000 лет	30	1000	30
Ru-106	1.01 лет	3.3	30	3.3
I-129	15.7-	0.7	1100	0.7
I-131	млн.лет	10	400	10
Cs-134	8.04 сут	1.2	13	1.2
Cs-137	2.06 лет	1.8	30	1.8
Ce-144	30 лет	1.3	6.0	1.3
Pm-147	284 сут	12	200	12
Eu-152	2.62 лет	2.5	7.0	2.5
Eu-154	8.8 лет	1.8	5.0	1.8
Pu-239	13.3 лет	0.03	6.0	0.03
Pu-240	24100 лет	0.03	6.0	0.03
Am-241	6540 лет	0.012	1.0	0.012
	432 года			

Методика радиоэкологической оценки допустимых уровней сбросов технологических вод в морскую среду

Базовые допустимые сбросы рассчитываются из условия, что дозы на критическую группу гарантированно не превышают 10% допустимого годового предела дозы для лиц из населения, что соответствует современным требованиям радиационной безопасности. Под локальной зоной сброса подразумевается локальная зона моря (бухта, залив), куда непосредственно поступают технологические воды и где происходит первичное разбавление вод. Население, проживающее на побережье локальной зоны, является критической группой, и получает наибольшие дозы от сбросов.

Учитывая тот факт, что некоторые долгоживущие радионуклиды имеют высокие коэффициенты осаждения в донные отложения и, таким образом, могут накапливаться на дне локальной зоны, устанавливается дополнительное ограничение на активность донных отложений. В данной методике устанавливается, что активность седиментов (верхний слой 10 см) должна быть ниже уровня, при котором донные отложения могут быть классифицированы как твердые радиоактивные отходы низкой активности, т.е. не превышать 10^{-7} Ки/кг сухой массы донных отложений (3.7×10^3 Бк/кг).

Базовые допустимые сбросы $ДС_{баз}$ (ТБк/год) для локальной зоны сброса (локальный уровень) определяются таким образом, чтобы результирующие концентрации радионуклидов в воде и донных отложениях локальной зоны не превысили установленных контрольных концентраций на протяжении 100 лет хронических ежегодных сбросов. Расчет $ДС_{баз}$ проводится для каждого нуклида отдельно.

На основе базовых $ДС_{баз}$ рассчитываются $ДС_{лок}$ для конкретных локальных зон. Для расчета конкретных $ДС_{лок}$, учитывается конкретный объем локальной зоны и наличие не одного, а смеси радионуклидов в сбросных технологических водах.

Оценка базовых $ДС_{баз}$ локального уровня

Базовые предельно допустимые сбросы для локальной зоны ($ДС_{баз}$) рассчитываются с использованием 2-х камерной модели зоны сброса (бухта, залив) с учетом выноса радионуклидов в море и осаждения их в седименты. Модель представляет собой 2 камеры – вода и донные отложения. Базовые ДС рассчитываются для условной локальной зоны объемом 1 км^3 и водообменом 1 год$^{-1}$.

Блок "водная среда" описывает содержание радионуклида в воде локальной зоны сброса с учетом следующих процессов: поступление радионуклида с технологическими водами, вынос радионуклида в море в результате водообмена, осаждение радионуклида в донные отложения, радиоактивный распад. Распределение радионуклида по объему блока считается однородным.

Блок "донные отложения" описывает накопление радионуклидов в донных отложениях. Для расчета используется типовая модель сорбции радионуклида на взвесях, присутствующих в столбе воды и оседание со взвесями на дно локальной зоны. Обратный поток радионуклида со дна не учитывается.

Динамика активности i-го радионуклида в воде локальной зоны сброса (бухта, залив) описывается уравнением:

$$\frac{dC_i}{dt} = \frac{Q_i}{V} - \lambda_i * C_i - A * C_i - \frac{M_{sed}}{H} * \frac{K_{di}}{K_{di} + K_{di}\alpha} * C_i; \qquad (1)$$

где Q_i – годовой сброс i-го радионуклида, Бк/год;

C_i – активность i-го радионуклида в воде за счет сброса технологических вод от данного источника, Бк/м^3;

V – объем локальной зоны сброса (бухта, залив), м^3;

H – глубина водоема (средняя), м;

A- параметр водообмена, год$^{-1}$;

$M_{сед}$ – масса взвесей, оседающих в донные отложения, тонн/м^2 в год;

λ - постоянная радиоактивного распада, год$^{-1}$;

K_d – коэффициент распределения (сорбции) "вода – взвесь";

α - концентрация взвесей в воде, тонн/м^3.

Таблица 2

Гидрологические параметры,
использованные для расчетов базовых ДС

Параметр	Условное обозначение	Значение
Объем локальной зоны сброса	V	1 км^3
Средняя глубина	H	50 м
Параметр водообмена	α	1 в год
Концентрация взвесей в воде	L	10 г/м^3
Скорость седиментации	$M_{сед}$	500 г/м^2/год

В качестве контрольной локальной зоны рассмотрен условный залив объемом 1 км^3, с водообменом 1 год$^{-1}$. Значения гидрологических параметров, использованные в расчетах, приведены в таблице 2. Величины K_{di} взяты из публикации N 247 МАГАТЭ [10].

Решение уравнения (1) имеет вид:

$$C_i(t) = \frac{Q_i}{V\left(\lambda_i + A + \frac{M_{sed}}{H} * \frac{K_{di}}{(1+K_{di}\alpha)}\right)} * \left(1 - EXP\left(-(\lambda_i + A + \frac{M_{sed}}{H} * \frac{K_{di}}{(1+K_{di}\alpha)})\right)\right) \quad (2)$$

При постоянном значении величины сброса Q_i, концентрация (активность) i-го радионуклида через некоторое время (»2-10 лет) достигает равновесного значения:

$$C_{i,равн} = \frac{Q_i}{V\left(\lambda_i + A + \frac{M_{sed}}{H} * \frac{K_{di}}{(1+K_{di}\alpha)}\right)} \quad (3)$$

Если в морской среде уже имелась (до сбросов) некоторая фоновая концентрация i-го радионуклида $C_{i,фон}$, то общая активность i-го радионуклида в воде будет равна

$$C_{i,общ} = C_{i\,равн} + C_{i,фон}$$

В простейшем случае предполагается, что фоновая концентрация $C_{i,фон}$ является постоянной и одинаковой как в локальной зоне сброса, так и в море.

Накопление радионуклидов в седиментах описывается следующим уравнением:

$$\frac{dC_{i,sed}}{dt} = \frac{M_{sed} * C_i * K_{di}}{(1 + K_{di} * \alpha)} - \lambda_i * C_{sed}; \qquad (4)$$

где $C_{i,sed}$ – активность i-го радионуклида в седиментах, Бк/м^2.

В предположении, что равновесная концентрация радионуклида в воде достигается значительно быстрее, чем на дне, при решении уравнения (4) будем считать, что

$C_i = C_{i\,равн}$ = const. В этом случае накопление радионуклида на дне описывается формулой:

$$C_{i,sed}(t) = \frac{P_i}{\lambda_i}(1 - EXP(-\lambda_i * t));$$

$$P_i = \frac{M_{sed} * K_{di}}{(1 + K_{di} * \alpha)} * C_{i,равн}; \qquad (5)$$

где P_i - годовой поток осаждения i-го радионуклида на дно;

$C_{i,равн}$ задается формулой (3).

В таблице 3 представлены допустимые сбросы рассчитанные по различным ограничивающим критериям. Из полученных величин допустимого сброса по каждому радионуклиду выбиралась наименьшая величина сброса, которая удовлетворяет всем рассмотренным ограничениям.

Расчет локальных ДС на основе $ДС_{баз}$

Таблица базовых $ДС_{баз}$ (табл. 3) определяют величины допустимых сбросов (ТБк/год) для следующих условий: 1) в сбросах присутствует только 1 радионуклид; 2) объем зоны сброса равен 1 км^3. При расчетах локальных ДС для конкретных зон сброса необходимо произвести корректировки с учетом различия в объеме зоны сброса и наличия смеси радионуклидов в сбросных водах.

Расчет локальных $ДС_{лок}$ по каждому радионуклиду производится с учетом отличия реальной зоны сброса от стандартного объема в 1 км^3. Корректировка производится по формуле

$$ДС_{лок,i} = ДС_{баз,i} * V_{лок}/V_{станд};$$

где $V_{лок}$ – объем локальной зоны , км^3;

$V_{станд}$ – объем стандартной локальной зоны равный 1 км^3;

$ДС_{баз}$ – базовые значения ДС (i-й радионуклид) для локальной зоны.

Технологические воды с остаточным содержанием радионуклидов, как правило, содержат не один, а несколько техногенных радионуклидов. Расчет общей допустимой величины сброса производится по правилу смеси. В соответствии с правилом смеси, сброс по каждому радионуклиду нормируется на базовый $ДС_{баз}$ по этому нуклиду, при этом сумма нормированных сбросов не должна превышать единицу:

$$\Sigma A_i / ДС_{баз,i} < 1;$$

$$ДС_{общ} = \Sigma A_i,$$

где A_i – годовой сброс (ТБк) i-го радионуклида;

$ДС_{баз,i}$ – базовый ДС i-го радионуклида, см. таблицу 3;

$ДС_{общ}$ – общий локальный ДС для технологических вод, содержащих смесь радионуклидов.

Таблица 3

Сопоставление базовых ДС (ТБк/год) для локальной зоны сброса, рассчитанных исходя из различных критериев ограничений на сброс

Радио-нуклид	Потребление рыбы	Потребление всех видов морепродуктов	Загрязнение седиментов	Минималь-ный ДС
Cr-51	3400	2500	15000	2500
Mn-54	17	10	250	10
Fe-59	6	2.2	2300	2.2
Co-60	0.9	0.6	26	0.6
Ni-59	43	38	1.8	1.8
Ni-63	18	16	2.5	2.5
Zn-65	1.4	0.27	360	0.27
Sr-89	970	940	45000	940
Sr-90	15	15	42	15
Zr-95	660	47	3300	47
Nb-95	1200	390	9800	390
Tc-99	130	30	150	30
Ru-106	300	5.6	5700	5.6
I-131	370	330	76000000	330
Cs-134	1.8	1.7	230	1.7
Cs-137	2.0	2.0	14	2.0
Ce-144	19	2.7	290	2.7
Pm-147	26	16	58	16
Eu-152	6.8	2.9	9.7	2.9
Eu-154	4.8	2.1	15	2.1
Pu-239	0.4	0.047	0.395	0.047
Pu-240	0.4	0.047	0.397	0.047
Am-241	0.334	0.016	0.642	0.016

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В отличие от международной нормативной базы МАГАТЭ в отечественной нормативной документации отсутствует определение нижней границы удельной активности, ниже которой технологические воды можно уже не считать радиоактивными отходами. Это приводит к серьезным проблемам при определении степени необходимой очистки технологических вод перед их сбросом в морскую среду.

На основе современных требований по обеспечению радиационной безопасности человека и окружающей среды разработан методический подход к установлению допустимых уровней радиоактивного загрязнения морской воды. Предложена методика расчета допустимых сбросов технологических вод, удовлетворяющих требованиям радиационной безопасности, как населения, так и морской флоры и фауны. Получены оценки базисных стандартов допустимых сбросов для основных радиоэкологически значимых радионуклидов. Использование нормативов и стандартов допустимых уровней сбросов может иметь значительный экономический эффект, поскольку позволит оптимизировать затраты по обращению с технологическими водами на предприятиях по утилизации АПЛ и переработке РАО в Дальневосточном и Северном регионах России.

Считаем приятным долгом выразить искреннюю признательность Ахунову В.Д., Борзунову А.И. (Минатом РФ), Печкурову А.В. (Министерство природных ресурсов РФ) за ценные дискуссии и поддержку данной работы. Выражаем также нашу благодарность Гордону Линсли и Кирсти-Лизе Сьеблом из Международного Агентства по Атомной Энергии за полезные обсуждения проблемы и предоставление методических материалов.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Гусев Д.И. Гигиенические критерии к оценке загрязнения радионуклидами прибрежных морских вод (IAEA-SM-198/56). In: Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. IAEA, Vienna, 1975.

2. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983.

3. Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, Provisional Definition and Recommendations Concerning Radioactive Wastes and Other Radioactive Matter. IAEA, Vienna, INFCIRC /205/ADD. 1, 1975.

4. INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION. Resolution LC.51(16), IMO, London, 1993.

5. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами. СПОРО-85. 42-129-11-3938-85. М.: Изд-во Минздрава СССР.

6. Classification of Radioactive Waste. Safety Series N 111-G-1.1. Safety Guide. IAEA, Vienna, 1994.

7. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 60, 1991.

8. Нормы радиационной безопасности (НРБ-96). Госкомсанэпиднадзор России, 1996.

9. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 115, IAEA, Vienna, 1996.

10. Sediment K_d and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment, IAEA, Publ.N.247, Vienna, 1985.

11. Потребление основных продуктов питания в Российской Федерации, Госстатистика, Москва, 1994.

12. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, 1998.

13. Sazykina, T.G. and Kryshev, I.I. Current ant potential doses from Arctic seafood consumption//The Science of the Total Environment. 1997. Vol.202. P.57-65.

14. NCRP 1991. Effects of ionizing radiation on aquatic organisms. NCR Report 109. Betnesda, 1991.

15. Effects of radiation on the Environment. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report to the Central Assembly. Annex I. New York, United Nations, 1996.

16. Woodhead, D.S. Concentration of radionuclides in aquatic environment and the resultant radiation dose rates received by aquatic organisms//Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Vienna: IAEA, 1976. Tech.rep.ser. N 172. P.5-54.

17. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986.

18. Kryshev I.I. and T.G.Sazykina, Radiological Consequences of Radioactive Contamination of the Kara and Barents Seas. J. Environ. Radioactivity, Vol.29, No.3, 1995. P.213-223.

19. Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учетом гигиенических и радиоэкологических критериев. Атомная энергия. Т.87. Вып.4, 1999. С.302-307.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

Крышев И.И., Романов Г.Н., Исаева Л.Н.,
Крышев А.И., Холина Ю.Б.

Аннотация. Рассмотрено распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах экосистем озер Южного Урала, подвергшихся воздействию радиационной аварии в сентябре 1957 г. Представлены оценки мощности дозы облучения водных организмов. Показано, что в первые годы после аварии для моллюсков, донных рыб и водных растений в наиболее загрязненных озерах Урускуль и Бердениш превышался уровень мощности дозы 1 сГр/сутки (1 рад/сутки). В остальных озерах дозы облучения водных организмов были существенно ниже. Дозы облучения населения от потребления озерной рыбы не превышают санитарных нормативов.

ВВЕДЕНИЕ

Предметом настоящей статьи является оценка современного радиоэкологического состояния озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Образование этого следа в основном связано с аварией на хранилище жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» в сентябре 1957 года. В результате аварии за пределы промышленной зоны предприятия было вынесено около 7.4×10^{16} Бк радионуклидов. Радионуклидный состав аварийного выброса характеризовался преобладающим содержанием сравнительно короткоживущих радионуклидов ^{144}Ce, ^{144}Pr, ^{95}Zr, ^{95}Nb. Однако, в долгосрочном аспекте основную радиационную опасность представляло наличие в выбросе долгоживущего ^{90}Sr (2.7 % от суммарной активности) [1,2]. Максимальные плотности загрязнения территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС), образовавшегося в результате аварии, вблизи места взрыва составляли 1.5×10^5 кБк/м^2 по ^{90}Sr. Территория площадью 1000 км^2 загрязненная ^{90}Sr свыше 74 кБк/м^2 была оценена как опасная для проживания. С нее было отселено население. Эта часть следа имеет

протяженность около 105 км, при ширине 8-9 км.

Другим источником загрязнения стал ветровой перенос радионуклидов с берегов озера Карачай, используемого в качестве хранилища радиоактивных отходов. Весной 1967 года с обнажившихся донных отложений береговой полосы озера было вынесено около 2.2×10^{13} Бк радионуклидов, в основном ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{144}Ce [3]. Это привело к радиоактивному загрязнению местности на расстоянии до 75 км от водоема Карачай.

На территории Южного Урала находится большое число озер. Основными источниками радиоактивного загрязнения озер явились начальное атмосферное осаждение радионуклидов на водную поверхность и последующий поверхностный сток с загрязненных водосборов. Всего на территории радиоактивного следа оказалось около 30 озер. В первый период после аварии происходило сравнительно быстрое снижение содержания радионуклидов в воде за счет их осаждения в донных отложениях. Спустя год после аварии около 90 % ^{90}Sr в озерах было сосредоточено в донных отложениях, а через 3 года - около 96 % [4].

В настоящей работе основное внимание уделяется анализу результатов радиоэкологических исследований современного состояния уральских озер. Анализируются данные о содержании радионуклидов в воде, донных отложениях, водных растениях и рыбе. Рассчитываются дозы облучения населения от водопользования. Оцениваются дозы на водные организмы. Производится сравнение современных значений мощности дозы с уровнями дозовых нагрузок в 1957-1958 гг.

Материалы и методы

Озера на территории радиоактивного следа сильно отличаются по гидрохимическим условиям и уровням загрязнения. Глубина большинства озер не превышает 5-6 м. Водная масса хорошо прогревается летом. Ледовый покров устанавливается к середине ноября, вскрытие озер происходит в начале мая. В свободный от льда период для уральских озер типична гомотермия. Форма котловины озер чашеобразная, изрезанность береговой линии незначительна. Водное питание озер осуществляется

главным образом за счет вод местного подземного и поверхностного стока, и атмосферных осадков. По типу водного баланса большинство уральских озер являются бессточными или имеют перемежающийся сток. Озера очень разнообразны по химическому составу. Наряду с солоноватыми водоемами, встречаются и пресные, с малой минерализацией воды [5,6,7].

Таблица 1

Гидрохимические параметры уральских озер

Озеро	Площадь км^2	pH	Ca^{2+} мг/л	$K^+ + Na^+$ мг/л	Минерализация мг/л
1.Бердениш	12.1	9.0	12	110	900
2.Урускуль	4.4	9.0	11	340	3700
3.Б.Игиш	1.7	7.8	100	38	740
4.Травяное	2.6		45	6	430
5.Куяныш	6.7		18	74	600
6.Кажакуль	8.5	9.3	7	620	2500
7.Шаблиш	30.3		7	82	720
8.Алабуга	8.8	7.4	14	160	920
9.Куяш	12.5	9.1	21	360	980
10.Б.Куяш	21.8	9.8	8	61	1500
11.Силач	18.4	8.8	31	18	260
12.Сунгуль	11.5	8.8	32	21	285
13.Киреты	7.4	9.3	26	21	230
14.Б.Касли	20.5	8.6	34	42	300
15.Иртяш	53.6	8.4	34	26	320
16.Б.Аллаки	8.3	7.8	14	76	610
17.М.Аллаки	6.7		24	126	780
18.Акакуль	10.0		12	28	300
19.Улагач	11.1		46	62	500
20.Иткуль	30.1	8.8	19	6	160
21.Силач	18.4	8.8	31	18	260
22.Карагайкуль	1.7	9.1	11	260	1800
23.Уелги	49.0	8.7	100	170	5200
24.Пороховое	4.0	9.3	15	100	720
25.Б.Акуля	6.3		25	7	210
26.Калды	17.9	9.0	11	120	470
27.Чебакуль	17.9	9.1	18	1100	7000
28.Синара	24.4	8.6	23	14	240
29.Каинкуль	5.0	8.6	28	380	2200

Морфологические и гидрохимические параметры озер представлены в табл. 1. Большинство озер имеет рыбохозяйственное использование. Ихтиофауна представлена следующими видами: плотва, лещ, карп, карась, язь, налим, гольян, елец, линь, ерш, окунь, щука, судак, сиг, пелядь и другие. Рыбопродуктивность большинства озер изменяется в пределах 1-8 г/м^2.

Стандартные методы использовались для отбора и анализа проб при проведении радиоэкологических обследований озер [8,9]. Отбор проб производился летом в 2-3 точках на каждом водоеме. Отбирались пробы воды, донных отложений, водных растений и рыбы. Пробы рыбы получали также на рыбозаводах. Образцы водной биоты промывались (прополаскивались) для удаления частиц на поверхности. Отобранные образцы водных организмов прокаливались при температуре не выше 350 °С. Активность ^{137}Cs определялась стандартными гамма-спектрометрическими методами, с использованием высокочувствительных полупроводниковых детекторов и многоканальных анализаторов импульсов. Активность ^{90}Sr определялась радиохимическими методами по дочернему нуклиду ^{90}Y, с использованием низкофонового бета-радиометра. Активности радионуклидов в рыбе рассчитывались в Бк/кг сырого веса, а для водных растений и донных отложений в Бк/кг сухого веса.

Оценки дозы облучения водных организмов производились на основе данных наблюдений за содержанием радионуклидов в компонентах озерных экосистем с учетом геометрических характеристик организмов и источников облучения по методам, изложенным в [10, 11, 12]. Оценивались следующие компоненты дозы: внутреннее облучение от инкорпорированных радио-нуклидов; внешнее облучение от воды, донных отложений и водных растений. При этом учитывались различия в поведении и дозиметрических параметрах материнского и дочернего

нуклидов, фактор накопления рассеянного излучения гамма-квантов, особенности экологии организмов. Рыбы и моллюски приближенно аппроксимировались цилиндрами со значениями геометрического фактора G, изменяющегося от 10 см (моллюски) до 100 см (большая рыба). Водные растения аппроксимировались слоем конечной толщины. В оценках дозы внешнего облучения вода рассматривалась как бесконечный источник с равномерно распределенными радионуклидами. Седименты представ-лялись в виде бесконечно толстого источника с равномерно распределенной активностью.

Оценка дозы облучения населения от потребления рыбы производилась с использованием дозовых коэффициентов из [13, 14].

Радиоактивное загрязнение озер

Основными источниками радиоактивного загрязнения водных экосистем явились начальное атмосферное осаждение радионуклидов на водную поверхность и последующий поверхностный сток с загрязненных водосборов.

Большинство водоемов Уральского радиоактивного следа расположены на территории с плотностью загрязнения по ^{90}Sr от 3.7 до 18.5 кБк/м^2. Вместе с тем несколько озер находятся на территории с плотностью загрязнения по ^{90}Sr от 370 кБк/м^2 и выше. В табл. 2 представлены оценки плотности загрязнения водосборов и суммарные запасы радионуклидов в озерах в начальный период после радиационной аварии [15]. Наиболее загрязненными оказались озера Бердениш и Урускуль. Суммарная активность бета-излучающих нуклидов в озере Бердениш в конце сентября 1957 г. составляла 7.4×10^{15} Бк, или 6.1×10^5 кБк/м^2. Близкий уровень средней плотности загрязнения имел место и для озера Урускуль (5.7×10^5 кБк/

м^2). Эти озера были выведены из водопользования. В озерах Алабуга и Куяш, используемых для вылова рыбы, средняя плотность загрязнения составляла соответственно 9.2x10^2 и 2.6x10^2 кБк/м^2, что в 650-2300 раз ниже по сравнения с наиболее загрязненными водоемами.

Таблица 2

Радиоактивное загрязнение уральских озер в начальный период после радиационной аварии (сентябрь 1957 г.)

Озера	Плотность загрязнения водосбора ^{90}Sr, кБк/м^2	Суммарная активность ^{90}Sr в озере, Бк	Суммарная активность бета-излучателей в озере, Бк
Бердениш	185-18500	2.0x10^{14}	7.4x10^{15}
Урускуль	185-18500	6.7x10^{13}	2.5x10^{15}
Б.Игиш	185-925	1.7x10^{12}	6.3x10^{13}
Тыгиш	110-300	1.7x10^{12}	6.3x10^{13}
Травяное	260-440	1.0x10^{12}	3.7x10^{13}
Кажакуль	37-185	3.7x10^{11}	1.4x10^{13}
Алабуга	37-74	2.2x10^{11}	8.1x10^{12}
Куяш	3.7-18.5	9.0x10^{10}	3.3x10^{12}

Примечание.

Радионуклидный состав аварийного выброса: ^{90}Sr+^{90}Y - 5.4 %; ^{95}Zr+^{95}Nb - 24.9 %; ^{106}Ru+^{106}Rh - 3.7%; ^{137}Cs – 0.036-0.35 %;^{144}Ce+^{144}Pr - 66 %.

Таким образом, уральские озера значительно различались по начальным уровням радиоактивного загрязнения.

Таблица 3

Динамика удельной активности ^{90}Sr в воде озер ВУРС, Бк/л

Год	Бердениш	Урускуль	Тыгиш	Б.Сунгуль	Червяное	Кажакуль
1958	7500	8700				
1959	1200	1900	6.3	1.8	1.7	7.0
1960	1000	1500	6.3	2.0	1.8	
1961	1000	1600	6.1	2.2	1.9	
1962	1000	1300	6.4	2.0	1.7	
1963		1300	5.6	2.1	1.5	
1964		630	6.0			
1968		410				
1969		300	3.0	1.0	0.8	2.1
1970	74	220				
1971						2.0
1972		200				
1973		220				
1974	100					1.8
1975		190	2.3			1.0
1976		180		0.3		
1977		190	2.1	0.4	0.7	
1978	44	160	1.0	0.4	0.3	
1979	37	170				0.8
1980		140				

В первый период после аварии происходило сравнительно быстрое снижение активности нуклидов в воде за счет процессов радиоактивного распада и сорбции радионуклидов донными отложениями. Основной вклад в радиоактивное загрязнение донных отложений в этот период вносили ^{144}Ce, ^{106}Ru и ^{90}Sr. Анализ данных о динамике содержания ^{90}Sr в воде озера Урускуль показывает [15], что в первые 5-6 лет после аварийного загрязнения снижение концентрации ^{90}Sr в озерной воде происходило весьма медленно. В период с 1959 по 1963 гг. активность ^{90}Sr в воде снизилась только на 30 %. Затем в период с 1964 по 1970 гг. произошло снижение активности ^{90}Sr в воде примерно в 6 раз. Дальнейшее уменьшение концентрации

^{90}Sr в воде происходило весьма медленно. В период с 1970 по 1980 гг. активность ^{90}Sr в воде уменьшилась примерно на 40 %, после чего стабилизировалась на уровне 120-140 Бк/л. Сходный характер имеет динамика содержания ^{90}Sr в рыбе. Данные о динамике содержания ^{90}Sr в воде и рыбе уральских озер в первые два десятилетия после аварии представлены в табл.3-4.

Таблица 4

Динамика удельной активности ^{90}Sr в рыбе озер ВУРС, кБк/кг

Год	Бердениш (карась)	Урускуль (карп)	Тыгиш (карась)	Б.Сунгуль (карп)	Червяное (карп)	Кажакуль (окунь)
1960	12000	13000	5.2/0.26	1.7/0.062		80
1963		11000		1.7/0.041	4.4/0.11	
1964		8100				
1969		3000		0.44/0.017		23
1970	920/4.8		0.13/0.048			
1972		2200				
1973						12
1974	900	1800				11/0.12
1975				0.32/0.013	1.2	
1977				0.19	0.7	
1978					0.3	
1981	310	480	1.2/0.07			

Примечание.

Представлена удельная активность ^{90}Sr в костях рыбы (в числителе или если приведена одна цифра), и мышцах (в знаменателе)

Анализ данных о динамике содержания ^{90}Sr в профиле донных отложений озера Урускуль показывает, что в 1964 г. через 7 лет после аварии около 90 % ^{90}Sr находилось в слое 0-5 см, и около 5 % - в слое 5-10 см. В 1975 г. в верхнем слое донных отложений 0-5 см находилось около 70 %, а в слое 5-10 см уже около 25 % ^{90}Sr, т.е. происходила миграция этого радионуклида в более глубокие слои донных отложений [16].

Рассмотрим более подробно современные уровни

радиоактивного загрязнения уральских озер на основе данных наблюдений за содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, донных отложениях, водных растениях и рыбе (табл. 5 и 6) [17,18]. Загрязнение компонент озерных экосистем в целом согласуется с плотностью загрязнения территории водосборов. Водоемы, расположенные на территории с более высокой плотностью загрязнения, характеризуются также и более высокими концентрациями радионуклидов в компонентах озер. Так, в озерах Бердениш и Урускуль, расположенных на территориях с плотностью загрязнения по ^{90}Sr 185-18500 кБк/м^2, содержание ^{90}Sr в воде составляет 17-120 Бк/л, в водных растениях 2.9-5.2 кБк/кг, в рыбе 70-110 кБк/кг. В этих же водоемах, выведенных из хозяйственного использования, наблюдаются и наиболее высокие уровни ^{137}Cs: 0.7 Бк/л в воде, 270 Бк/кг в водных растениях, 1700 Бк/кг в рыбе.

Таблица 5

Содержание ^{90}Sr в компонентах озерных экосистем (1992), Бк/кг

Озеро	Вода	Донные отложения	Водные растения	Рыба (кости)	Рыба (тушка)
Бердениш*	17		5200	70000	
Урускуль*	120		2900	110000	
Кажакуль	0.3-0.4	6-13	21	550	43
Алабуга	0.3-0.5	37	210	230	80
Куяш	0.4-0.8	48-300	400		77
Улагач	0.33				31
Акакуль	0.24				1
Иртяш	0.16	10			12
Карагайкуль	0.20	33			22
Уелги	0.09	10-19	29	29	5
Б.Касли	0.07-0.12	6-9	28		7-10
Ипкуль	0.09				12-15
Силач	0.05-0.09	15-20	35		4-9
Сунгуль	0.09	17			9
Киреты	0.09	16			9
Калды	0.11	97			37
Б.Куяш	0.02	10			3

Примечание. * водоемы выведены из водопользования.

Таблица 6

Содержание ^{137}Cs в компонентах озерных экосистем (1992), Бк/кг

Озеро	Вода	Донные отложения	Водные растения	Рыба (тушка)
Берденишʼ	0.7	860	270	
Урускульʼ	0.7	250	240	1700
Кажакуль	0.1-0.5	36	20	20
Алабуга	0.05-0.1	200-290	40	13-26
Куяш	0.6	28-290	66	32-44
Улагач	0.07			26
Акакуль	0.03			2.6
Иртяш	0.04	60		13
Карагайкуль	0.20	200		33
Уелги	0.20	100-160	24	17-65
Б.Касли	0.03	32-38	28	4
Иткуль	0.02-0.04		16	5
Силач	0.02-0.04	65-150	20	2
Сунгуль	0.02	46		6.5
Киреты	0.02	72		4
Калды	0.10	400		60
Б.Куяш	0.04	5		13

Примечание * водоемы выведены из водопользования.

В озерах рыбохозяйственного использования содержание ^{90}Sr в воде составляет 0.02-0.8 Бк/л, в рыбе 1-80 Бк/кг. Содержание ^{137}Cs в воде этих озер составляет 0.02-0.6 Бк/л, в рыбе 2-65 Бк/кг. Факторы накопления ^{90}Sr в рыбе сильно различаются для озер с разным гидрохимическим режимом. Наиболее высокие значения факторов накопления в рыбе, превышающие 1000, отмечены для водоемов с низким содержанием кальция в воде [15].

Оценка дозы

Для анализа радиоэкологического состояния озер были выполнены оценки дозы облучения водных организмов и населения на основе данных о содержании радионуклидов в компонентах озерных экосистем и расчетных моделей [10-14, 18,

19]. Оценивались мощности дозы внутреннего облучения для рыбы, моллюсков и водных растений, а также мощности дозы внешнего облучения организмов от воды и донных отложений (табл.7). При оценке дозы для моллюсков использовались величины факторов накопления радионуклидов, приведенные в работе [20]. Рассчитывались также величины мощности дозы внутреннего облучения населения от потребления рыбы. Оценки мощности дозы производились для двух характерных периодов времени: начального периода после радиационной аварии (1957-1958 гг.) и современного периода (1992 г.).

Таблица 7

Оценки мощности дозы облучения организмов от радиоактивного загрязнения уральских озер, сГр/сутки (рад/сутки)

Компонент дозы	Озера, выведенные из водопользования	Озера многоцелевого использования	Естественный фон
Внутреннее облучение			
Человек			$(1.1\text{-}4.4)10^{-4}$
1957-1958 гг.	-	$(0.1\text{-}1.8)10^{-4}$	
1992 г.	-	$(0.1\text{-}4.0)10^{-5}$	
Рыба			$(0.8\text{-}1.4)10^{-4}$
1957-1958 гг.	1.0-3.0	$(0.2\text{-}4.0)10^{-3}$	
1992 г.	0.02-0.05	$(0.1\text{-}8.5)10^{-4}$	
Моллюски			$(1.6\text{-}3.2)10^{-4}$
1957-1958 гг.	0.6-3.0	$(0.3\text{-}7.0)10^{-3}$	
1992 г.	$(0.8\text{-}5.5)10^{-2}$	$(0.3\text{-}2.5)10^{-4}$	
Водные растения			$(1.4\text{-}3.0)10^{-4}$
1957-1958 гг.	0.6-1.1	$(0.5\text{-}8.0)10^{-3}$	
1992 г.	$(3.8\text{-}6.8)10^{-3}$	$(0.3\text{-}5.5)10^{-4}$	
Внешнее облучение			
От воды			$(0.001\text{-}1.6)10^{-5}$
1957-1958 гг.	$(0.1\text{-}1.1)10^{-2}$	$(0.1\text{-}4.0)10^{-5}$	
1992 г.	$(0.3\text{-}1.9)10^{-4}$	$(0.1\text{-}1.1)10^{-6}$	
От седиментов			$(0.8\text{-}9.0)10^{-4}$
1957-1958 гг.	3.0-10.0	$(0.3\text{-}1.4)10^{-3}$	
1992 г.	$(2.0\text{-}8.0)10^{-1}$	$(0.1\text{-}3.2)10^{-4}$	

Наиболее высокие мощности дозы для водных организмов имели место в 1957-1958 гг. Согласно расчетным оценкам в этот период в наиболее загрязненных озерах Урускуль и Бердениш мощности дозы внутреннего облучения составляли для рыбы 1.0-3.0 сГр/сутки, для моллюсков 0.6-3.0 сГр/сутки, для водных растений 0.6-1.1 сГр/сутки. Мощность дозы внешнего облучения от седиментов была существенно выше по сравнению с водой и составляла 3-10 сГр/сутки. Таким образом, в первые годы после аварии для моллюсков, рыб (особенно донных) и водных растений из наиболее загрязненных уральских озер мог существенно превышаться уровень мощности дозы хронического облучения 1 сГр/сутки [15, 18, 21]. Этот уровень дозы в 1 сГр/сутки в работе [22] предлагается в качестве радиоэкологического критерия для водных организмов. После распада радионуклидов ^{95}Zr, ^{106}Ru, ^{144}Ce уровень облучения водных организмов заметно уменьшился. В 1992 г. мощность дозы внешнего облучения от седиментов в озерах Урускуль и Бердениш уменьшилась по сравнению с 1957-1958 гг. более чем в 10 раз. Следует заметить, что несмотря на снижение мощности дозы, облучение водных организмов техногенными радионуклидами все еще значительно превышает естественный радиационный фон. Так, для рыбы из озер Урускуль и Бердениш фоновый уровень облучения в 1992 г. превышался более чем в 10^2 раз (табл. 7).

Таблица 8

Динамика мощности дозы облучения рыб от ^{90}Sr в некоторых уральских озерах, 1960 - 1992 годы, Гр/год

Год	Урускуль (карп)	Бердениш (карась)	Кажакуль (окунь)
1960	9.2	8.5	0.06
1963	7.9		
1964	5.8		
1969	2.1		0.02
1970	1.8	0.65	
1972	1.6		
1973	1.4		0.009
1974	1.2	0.63	0.008
1981	0.3	0.22	
1992	0.08	0.06	0.0003

В табл. 8 показана динамика мощности дозы облучения рыб в озерах Урускуль, Бердениш и Кажакуль от ^{90}Sr. Результаты расчетов показывают, что для рыб из наиболее загрязненных озер в течение нескольких лет после аварийного загрязнения заметно превышался уровень мощности дозы облучения 1 сГр/сутки.

В остальных озерах мощности дозы облучения водных организмов были существенно ниже по сравнению с озерами, выведенными из хозяйственного использования. Даже в первые годы после аварии дозы облучения организмов в большинстве уральских озер не превышали 10^{-2} сГр/сутки, т.е. составляли менее 1 % от дозового предела 1 сГр/сутки. В настоящее время дозы облучения водных организмов техногенными радионуклидами в этих озерах находятся на уровне естественного радиационного фона.

При расчетах дозы внутреннего облучения населения использовалась величина потребления рыбы взрослыми 0.2 кг/сутки. При этом в первые годы после аварии величина мощности дозы от потребления рыбы взрослым населением составляла $(0.1\text{-}1.8)\times10^{-6}$ Зв/сутки, или 0.04-0.7 мЗв/год. Это не превышает допустимых санитарных нормативов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Радиационная авария в сентябре 1957 г. привела к загрязнению около 30 озер на территории Южного Урала. Эти озера значительно различались по начальным уровням радиоактивного загрязнения. В наиболее загрязненных озерах Бердяниш и Урускуль активность бета-излучающих нуклидов в конце сентября 1957 г. составляла в среднем около $6\cdot10^5$ кБк/м^2. Радионуклидный состав аварийного загрязнения характеризовался преобладанием сравнительно короткоживущих нуклидов ^{144}Ce, ^{144}Pr, ^{95}Zr, ^{95}Nb. Однако долгосрочные последствия аварии в основном определялись ^{90}Sr, вклад которого в суммарную активность составлял 2.7 %. В настоящее время, в наиболее загрязненных водоемах,

выведенных из хозяйственного использования содержание ^{90}Sr в воде составляет 17-120 Бк/л, в рыбе (кости) 70-110 кБк/кг. В этих же водоемах наблюдаются и наиболее высокие уровни ^{137}Cs: 0.7 Бк/л в воде, 1700 Бк/кг в рыбе. В озерах рыбохозяйственного использования содержание ^{90}Sr в воде составляет 0.02-0.8 Бк/л, в тушке рыбы 1-80 Бк/кг. Содержание ^{137}Cs в воде этих озер составляет 0.02-0.6 Бк/л, в рыбе 2-65 Бк/кг.

Согласно расчетным оценкам в первые годы после радиационной аварии для моллюсков, донных рыб и водных растений из наиболее загрязненных уральских озер мог значительно превышаться уровень мощности дозы 1 сГр/сутки. Основной вклад в эту дозу был обусловлен внешним облучением от донных отложений, а также внутренним облучением от инкорпорированного ^{90}Sr. В настоящее время облучение водных организмов в озерах, выведенных из хозяйственного использования все еще значительно превышает естественный радиационный фон. Так, для рыбы из озер Урускуль и Бердяниш фоновый уровень облучения в 1992 г. превышался более чем в 10^2 раз. В остальных озерах дозы облучения водных организмов были существенно ниже.

В первые годы после аварии дозы облучения взрослого населения от потребления озерной рыбы составляли 0.04-0.7 мЗв/год, т.е. не превышали санитарных нормативов. В дальнейшем происходило снижение величины этой дозы со временем.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Бурназян А.И. (Ред.) (1990). Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. Энергоатомиздат, 144 с.

2. Никипелов Б.В., Микерин Е.И., Романов Г.Н., Спирин Д.А., Холина Ю.Б. и Булдаков Л.А. (1990). Радиационная авария на Южном Урале в 1957 году и ликвидация ее последствий//Recov. Oper. Event. Nucl. Accident Radiol. Emergency: Proc. Int. Symp., Vienna, 6-10 Nov., 1989, IAEA-SM-316/55, IAEA, Vienna, Austria, с.373-403.

3. Корсаков Ю., Федоров Е., Романов Г., Пантелеев Л. (1996). Оценка радиационной обстановки на территории, загрязненной в результате ветрового переноса радиоактивных аэрозолей в районе предприятия в 1967 году//Вопросы радиационной безопасности. N 4, с.50-59.

4. Романов Г.Н., Спирин Д.А. и Алексахин Р.М. (1990). Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде. Природа, N 5, с.53-58.

5. Андреева М.А. (1973). Озера Среднего и Южного Урала. Челябинск, Южно-Уральское книжное издательство, 270 с.

6. Черняева Л.Е.,Черняев А.М., Еремеева Н.И. (1977). Гидрохимия озер: Урал и Приуралье. Ленинград, Гидрометеоиздат, 1977, 336 с.

7. Kryshev, I.I., Romanov, G.N., Sazykina, T.G. et al. (1997b). Environmental Risk Analyses for the Ural Radioactive Pattern. Russian Nuclear Society, Moscow, 210 p.

8. Мордухай-Болтовской Ф.Д. (Ред.) (1975). Методика изучения биоценозов внутренних водоемов. Наука, Ленинград, 240 с.

9. Марей А.Н., Зыкова А.С. (Ред.) (1982). Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. Москва, Институт Биофизики, 336 с.

10. IAEA-International Atomic Energy Agency (1976). Effects of Ioninzing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems, Technical Report Series, no. 172, IAEA, Vienna.

11. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. (1986). Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах.

Энергоатомиздат, Москва, 152 с.

12. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. (1990). Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. Энергоатомиздат, Москва, 184 с.

13. EPA-Environmental Protection Agency (1988). Limiting Values of Radionuclide Intake and Air Concentration and Dose Conversion Factors for Inhalation, Submersion and Ingestion. Federal Guidance Report, N 11, U.S. EPA.

14. IAEA (1996). International Basic Safety Standarts for Protection Against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series N 115, Vienna.

15. Kryshev, I.I., Romanov, I.N., Isaeva, L.N. and Cholina, Yu.B. (1997). Radioecological state of lakes in the Southern Ural impacted by radioactive release of the 1957 radiation accident // J.Environ.Radioactivety. Vol.34, No.3, p.223-235.

16. Sources contributing to radioactive contamination of the Techa River and areas surrounding the "Mayak" Production Association, Urals, Russia. Published by: Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas. Osteras: Norwegian Radiation Protection Authority (1997).

17. Смагин А.И., Антонова Т.А., Денисов А.Д. (2000). Уровни радиоактивного загрязнения водоемов в зоне влияния ПО "Маяк"/ /Вопросы радиационной безопасноти. N1, с.24-30.

18. Крышев И.И., Романов Г.Н., Сазыкина Т.Г., Исаева Л.Н., Холина Ю.Б. (1997). Радиоэкологические проблемы Южного Урала. Москва, Ядерное Общество, 118 с.

19. Kryshev I.I., Romanov G.N., Sazykina T.G., Isaeva L.N., Trabalka J.R. & Blaylock B.G. (1998). Environmental contamination and assessment of doses from radiation releases in the Southern Urals. Health Physics, 74(6), pp.687-697.

20. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. (1988). Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск, 129 с.

21. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. (2000). Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. Москва, Издат, 384 с.

22. NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements) (1991). Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. NCRP Report No.109, Bethesda, Maryland.

СТРОНЦИЙ-90 И ЦЕЗИЙ-137 В НЕКОТОРЫХ ОЗЕРАХ ВУРСА

Трапезников А.В., Юшков П.И.,
Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н.

В результате аварии на ПО МАЯК в 1957 г. и ветрового переноса радиоактивного ила с берегов оз. Карачай в 1967 г. значительная часть территории Челябинской, Свердловской и Тюменской областей общей площадью более 23 тыс км^2 оказалась в зоне радиоактивного загрязнения (ВУРС). Каменский район Свердловской области оказался в периферической части следа, где в зону загрязнения, наряду с лесными массивами, почвенно-луговыми и сельскохозяйственными угодьями, попали многочисленные озера, в том числе и такие относительно крупные, как Б.Сунгуль, Тыгиш, Червяное и Мазулинское. Последнее расположено на северо-западной окраине г. Каменск-Уральского (рис. 1). Необходимость радиоэкологической оценки экосистемы этого озера связана с использованием его для бытовых и хозяйственных нужд близлежащих пп.Кремлевка и Мазуля. Публикации о радиоэкологической ситуации в районе оз. Мазулинское в настоящее время отсутствуют.

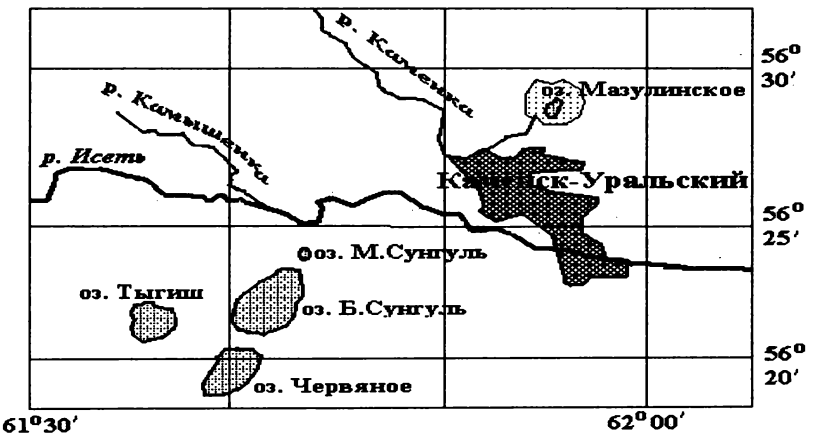


Рис. 1 Схема расположения озер ВУРСа

Географическое расположение озера – 56^0 28' северной широты и 61^0 57' восточной долготы. Площадь его 3,08 км^2, глубина до поверхности сапропеля 1-2 м. Водное питание осуществляется за счет поверхностных и подземных стоков и атмосферных осадков. Из озера вытекает небольшая речка, впадающая в р.Исеть. Обильная растительность представлена элодеей, роголистником, урутью, телорезом и др. В водоеме водится несколько видов рыб – карась, окунь, чебак, щука (Галактионов, 1990). Грунт сапропелевый с большим количеством ракушек, у берегов – торфянистый, мощностью до 1 м. Берега озера сильно заболочены, само озеро интенсивно зарастает водной растительностью.

Для определения содержания радионуклидов в основных компонентах оз.Мазулинского были отобраны пробы воды в трех повторностях, каждая объемом по 118 л, пробы грунта из слоя 0-15 см в шести точках водоема, а также широко распространенное водное растение - уруть. Пробы воды подкисляли, транспортировали в лабораторию, фильтровали, выпаривали, а сухие остатки озоляли при температуре 450°С. Водные растения отбирали в количестве 3 кг сырой массы на повторность, высушивали и озоляли. Донные отложения отбирали с помощью специального пробоотборника по 2-3 кг сырой массы на повторность. После высушивания пробы грунта растирали и просеивали через сито с ячейками 1 мм. Содержание ^{90}Sr в пробах воды, донных отложений и растений определяли радиохимически (Павлоцкая, Федосеев, Тюрюканова и др., 1962) с использованием малофоновой установки с торцовым счетчиком СБТ-16 при ошибке счета 10-15%. Содержание ^{137}Cs определяли гамма-спектрометрическим методом на многоканальном анализаторе АМА-02Ф1 с полупроводниковым детектором типа ДГРК 63 А-3 при ошибке счета 20-25%.

Для сравнения данных по концентрациям радионуклидов в компонентах оз. Мазулинское использовали соответствующие результаты по озерам Щучье (Свердловская

область), а также оз. Б.Сунгуль, Тыгиш, Червяное. Озеро Щучье находится за пределами Восточно-Уральского радиоактивного следа в 76 км к западу от оз. Мазулинское и может служить в качестве контроля. Озера Б.Сунгуль, Червяное и Тыгиш расположены на территории ВУРСа на расстоянии соответственно 17, 35 и 37 км к юго-западу от оз. Мазулинское и примерно в 105-110 км от места Кыштымской ядерной аварии 1957 г. В порядке обсуждения были привлечены данные по сапропелям оз. Б.Миассово (Челябинская область, Ильменский заповедник), находящегося за пределами радиоактивного следа..

В табл. 1 приведены данные, характеризующие концентрацию ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Мазулинское по сравнению с вышеупомянутыми водоемами сравнения. Видно, что содержание ^{90}Sr в воде оз. Мазулинское сходно с таковым в оз. Щучье, но примерно в 2,5 раза ниже, чем в воде оз. Б.Сунгуль и Червяное, а также в 4,5 раза ниже, чем в оз. Тыгиш. Концентрация ^{137}Cs в воде оз. Мазулинское оказалась примерно в 2-3 раза меньше, чем в остальных обследованных озерах. При этом отношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ в воде оз. Мазулинское практически такое же, что и в воде озер Б.Сунгуль и Червяное, в 4 раза выше, чем в воде контрольного водоема и в 2 раза ниже, чем в воде оз. Тыгиш.

Таблица 1

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Мазулинское и водоемов сравнения

Водоем	^{90}Sr, Бк/л	^{137}Cs, Бк/л	$^{90}Sr/^{137}Cs$
Оз. Мазулиское	0,13± 0,02	0,005± 0,0003	26
Б.Сунгуль	0,32± 0,01	0,012 ± 0,002	27
Червяное	0.36± 0,01	0,16± 0.001	22
Тыгиш	0,6	0,01	60
Оз. Щучье	0,10± 0,003	0,016± 0,002	6

Известно, что ^{90}Sr и ^{137}Cs в пресных водоемах концентрируются, как правило, в донных отложениях и особенно в поверхностном их слое (Трапезников и др., 2000). Из табл. 2 видно, что концентрация ^{90}Sr в сапропеле оз.Мазулинское (в расчете на сухую массу) варьирует в пределах 58-140 Бк/кг при среднем значении 115 Бк/кг, а ^{137}Cs – от 73 до 350 Бк/кг при среднем значении 194 Бк/кг. В целом, концентрация обоих радионуклидов в сапропеле озер, находящихся на территории ВУРСа, заметно выше, чем в донных отложениях оз. Щучье (по ^{90}Sr – в 5-9 раз, по ^{137}Cs – в 12-43 раза). Содержание ^{90}Sr в сапропелях оз. Мазулинское практически не отличается от такового в оз. Червяном и в среднем в 1,5-2 раза меньше, чем в озерах Б.Сунгуль и Тыгиш. Концентрации ^{137}Cs в сапропеле оз. Мазулинское и Червяное имеет близкие значения, однако они заметно выше, чем в донных отложениях остальных обследованных озер. Следует заметить, что в донных отложениях озер Б.Сунгуль и Щучье ^{90}Sr накапливается относительно больше ^{137}Cs ($^{90}Sr/^{137}Cs > 1$), тогда как донные отложения оз. Мазулинское и Червяное содержат относительно больше ^{137}Cs по сравнению со ^{90}Sr ($^{90}Sr/^{137}Cs < 1$).

В порядке обсуждения следует подчеркнуть, что в природных условиях различные сапропели, сформировавшиеся под разными типами водной растительности, обладают разной накопительной способностью. В этом плане целесообразно привести данные по сапропелям оз. Б.Миассово (Чеботина, 1995). Согласно исследованиям, проведенным в 1974-1977 гг., концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в верхнем (0-15 см) слое сапропеля составляет соответственно: под зарослями водоросли *Chara strigosa* – 469 и 1290 Бк/кг, *Ch. aspera* – 50 и 544 Бк/кг, *Ch. tomentosa* – 31 и 418 Бк/кг, *Nitella opaca* – 53 и 1100 Бк/кг, *N. chialina* 35 и 197 Бк/кг, *Nitellopsis obtusa* – 48 и 152 Бк/кг сухой массы. При этом коэффициенты накопления для различных типов сапропелей изменялись в пределах 830-3170 (^{90}Sr) и 5120-43100 (^{137}Cs), а для илистого грунта - 350 ±40 (^{90}Sr) и 4160 ±750 (^{137}Cs).

Таблица 2

Концентрация ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях исследуемых озер в расчете на сухую массу

Водоем	Точки отбора проб	^{90}Sr, Бк/кг	^{137}Cs, Бк/кг	$^{90}Sr/^{137}Cs$
Мазулинское	1	130± 12	347 ±5	0,6
	2	121± 28	208± 22	0,6
	3	128±19	253 ±5	0,5
	4	58±2	73 ±3	0,7
	5	139±9	189 ±6	0,7
	Среднее по водоему	115 ±7	194 ±5	0,6
Б.Сунгуль	Среднее по водоему	172 ±26	114 ±19	1,5
Червяное	Среднее по водоему	124± 4	171 ±8	0,7
Тыгиш	Среднее по водоему	212± 22	58 ±10	3,7
Щучье	Среднее по водоему	23± 3	5 ±1	4,5

Илистый грунт под смешанным типом растительности (харовые водоросли, элодея, уруть, роголистник, рдесты , кубышка и др.) содержал в среднем 52 и 108 Бк/кг ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно в расчете на сухую массу. Таким образом, способность сапропеля оз. Мазулинского и других обследованных озер ВУРСа накапливать и удерживать радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs находится в пределах природной вариабельности его накопительной способности и сравнимо с таковой для других водоемов Уральского региона, не подверженных влиянию радиоактивного следа.

Важную роль в образовании сапропелей играют водные растения, которые после отмирания пополняют запасы донных отложений и обогащают их радионуклидами (Куликов, Чеботина, 1988; Чеботина, 1995). Из нескольких видов водных растений, встречающихся в оз.Мазулинское, были отобраны образцы только одного растения – урути колосистой (*Miriophillum spicatum* L.), которая в обилии имеется в водоеме. Из табл. 3 видно, что концентрация ^{137}Cs в растениях оз. Мазулинское варьирует от 4 до 11 Бк/кг сухой массы , а коэффициенты накопления - от 800 до 2240 единиц. Для сравнения – аналогичные

растения из оз. Б.Миассово характеризовались близкими коэффициентами накопления (655 ед.).

Наряду с радиоэкологическими исследованиями собственно водоема Мазулинское, была проведена оценка радиационной обстановки в прибрежной полосе суши. Измерения показали, что мощность дозы гамма-излучения в прибрежной полосе находится в пределах 8-11 мкР/час, а плотность бэта-загрязнения поверхности почвы в этом районе – 2,8-7,8 β-частиц/см^2.мин. Из этих данных видно, что радиационный фон на обследованной территории находится в пределах нормы.

Таблица 3

Концентрация ^{137}Cs в урути оз. Мазулинское

Точки отбора проб	^{137}Cs, Бк/кг	Коэффициент накопления
1	7,3 ±0,01	1470
2	11,2± 0,3	2240
3	4,0 ±0,7	800
4	7,7 ±0,2	1540
Среднее	7,6 ±2,0	1512± 604

Подводя итог, следует подчеркнуть, что оз. Мазулинское, ввиду его удаленности от центральной оси ВУРСа, характеризуется более низким содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде по сравнению с озерами Тыгиш, Б.Сунгуль и Червяное, расположенными в непосредственной близости к осевой части следа. Концентрация радионуклидов в донных отложениях исследуемого водоема, хотя и превышает таковую в контрольном оз.Щучье, однако находится в пределах природной вариабельности, характерной для других водоемов Южного Урала.

Согласно нормам радиационной безопасности, содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Мазулинское на несколько порядков величин ниже допустимых нормативов для питьевой

воды. Следовательно, по радиоактивности вода соответствует требованиям ГОСТа. Концентрация радионуклидов в растениях и донных отложениях оз. Мазулинское не отличается от таковой в других озерах Урала, и с этой точки зрения не может быть препятствий к использованию водоема для хозяйственных целей. Учитывая возможность применения сапропопелей исследованных озер в качестве удобрений, следует заметить, что установленная в этом случае допустимая норма по радионуклидам составляет 74 Бк/кг (Удобрения..., 1993). Поскольку часто сапропели формируются под зарослями харовых водорослей, являющихся специфическими накопителями ^{90}Sr, и потому также обогащены этим радионуклидом – исследованные озера ВУРСа, как и многие природные водоемы, в том числе оз. Б.Миассово на Южном Урале, относятся к числу тех, на которые распространяется запрещающее действие установленных нормативов.

Работа выполнена при поддержке грантов

РФФИ-Урал №№ 01-05-96445, 01-05-96463 и РФФИ № 01-05-64116.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Большаков В.Н., Трапезников А.В., Юшков П.И., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Радиоэкологические исследования озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в Свердловской области // Экосистемный подход к управлению водными ресурсами в бассейне рек. Материалы Всероссийской научно-практической конференции (Екатеринбург, 13-14 декабря 1994 г.). Екатеринбург, 1994. С. 15-16.

2. Галактионов С.А. Озера Урала. Свердловск, 1990. 117 с.

3. Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск, 1988. 129 с.

4. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): Гигиенические нормативы. М.:Центр санитарно-эпидемиологического прогнозирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России, 1999. 116 с.

5. Павлоцкая Ф.И., Федосеев Г.А., Тюрюканова Э.Б. и др. Радиохимические методы определения стронция –90 в природных объектах. М.: ГЕОХИ, 1962. – 42 с.

6. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н., Трапезникова В.Н., Чеботина М.Я. Распределение радионуклидов по основным компонентам озер на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа в пределах Свердловской области.- Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Под ред. А.В. Трапезникова и С.В. Вовка. Заречный, 2000. Вып.3. С. 54 – 94.

7. Удобрения сапропелевые. Технические условия ТУ 2191-092-00483470. МСХ Российской Федерации. Владимир, 1993.

8. Чеботина М.Я. Радиоэкологические аспекты исследования пресных водоемов Докторская диссертация. Екатеринбург, 1995. 315 с.

ТЕНДЕНЦИИ ИНТЕГРАЦИИ И ПОТЕНЦИАЛ СЕВЕРА РОССИИ В ПРОБЛЕМЕ ИЗОЛЯЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

В.Н.Комлев[1], Н.И.Бичук[2], В.Г.Зайцев[2], Г.С.Мелихова[3], В.А.Павлов[4]

[1] Кольский НЦ РАН,
[2] Комитет по природным ресурсам Мурманской области,
[3] Мурманская геологоразведочная экспедиция,
[4] Центрально-Кольская геологоразведочная экспедиция

В 1985-1990 гг. Минатом рассматривал вариант единого подземного могильника твердых кондиционированных радиоактивных отходов (РАО) на Кольском полуострове для Мурманской, Архангельской, Ленинградской и других областей Северо-Запада России, а также Карелии [1]. С другой стороны, в последние годы уходящего столетия наметилось сближение интересов и объединение в некоторых случаях финансовых средств ядерного (военного и гражданского) комплекса, а также нефтегазовой и горнорудной отраслей промышленности региона.

В г.Апатиты 15-16 марта 2000г. состоялось международное рабочее совещание по итогам выполнения второй фазы крупного (бюджет второй фазы 3 млн. Euro) проекта программы TACIS NUCRUS 95410. В совещании принимали участие Официальный представитель Европейской Комиссии г-н Norbert Jousten, председатель межведомственной экологической комиссии Совета Безопасности России Н.П. Лаверов, а также руководители и эксперты программ управления и мониторинга TACIS, Минатома, Госатомнадзора, ведущих в сфере обращения с радиоактивными отходами фирм Франции, Бельгии и России, Администраций Мурманской, Архангельской и Ленинградской областей, Северного Флота, Кольской АЭС, береговых предприятий по обслуживанию

военных и гражданских атомных судов в Мурманске и Северодвинске, научных и производственных геологических организаций. На совещании подтвержден официальный статус проекта NUCRUS 95410, отмечен значительный прогресс в развитии работ и принято решение начать подготовку третьей фазы работ – детальное исследование перспективных площадок, выбранных на основе базы данных о полезных ископаемых региона, и проектирование общего для Мурманской и Архангельской областей объекта размещения отходов, включая отработавшее ядерное топливо (ОЯТ) и реакторные отсеки демонтируемых АПЛ, создание регионального Центра информирования и образования населения по ядерным проблемам.

Одновременно обсуждалось предложение вернуться к совместному рассмотрению радиоактивных отходов всех административных образований Северо-Запада России и к идее Минатома перебазировать содержимое хранилищ Ленспецкомбината "Радон" и Ленинградской АЭС на Кольский полуостров для его окончательного захоронения. Тем более, что на Кольском полуострове вблизи населенных пунктов Печенга, Дальние Зеленцы и Кузрека известны потенциальные площадки для строительства могильника, скальные массивы которых по качеству и степени изученности не уступают своим аналогам на площадках Минатома в Челябинской области и Красноярском крае, а также на площадках ядерных объектов Швеции и Финляндии. В частности, это предложение поддержал бывший директор Ленспецкомбината "Радон", ныне начальник Сосновоборского отдела Государственного комитета по охране окружающей среды Ленинградской области Е.И. Шлыков. Такому развитию событий по линии TACIS способствовала бы, например, официальная заявка Администрации Ленинградской области (или С-Петербурга, или федерального северо-западного округа РФ) в Европейскую Комиссию, как это было сделано в 1995г. Администрациями Мурманской и Архангельской областей. Знаменательно,

видимо, что почти одновременно с совещанием по проекту NUCRUS 95410 были заключены соглашение о сотрудничестве между Мурманской областью и С-Петербургом, а также соглашение о ядерной безопасности в Баренцевом регионе. Объединение забот Северо-Запада по захоронению РАО и ОЯТ соответствует тенденции создания новых административных связей (Указ Президента РФ от 13 мая 2000г.) и традиционному влиянию С-Петербурга на геологические исследования в регионе. В новой ситуации С-Петербург мог бы взять на себя роль лидера в решении проблемы изоляции РАО и ОЯТ для Северо-Запада в целом. По аналогии с лидерством компании «Росредмет» (С-Петербург) в частной задаче захоронения в Мурманской области РАО комбината «Севредмет». Окончательное решение по удалению РАО и ОЯТ от «стен» Великого города было бы хорошим подарком к его 300-летию.

Губернатор Ю.А.Евдокимов при весомых гарантиях и компенсациях не исключает возможность приема Мурманской областью РАО и ОЯТ со стороны (Мурманское телевидение, программа «Панорама недели» от 8.04.2000г., посвященная итогам визита Президента России В.В.Путина в Мурманскую область), или, как минимум, использование Мурманска в качестве важного промежуточного звена специализированной транспортной схемы («Панорама недели» от 1.07.2000г.). Как считает Официальный представитель Европейской Комиссии г-н Н.Жустен, в настоящее время имеются серьезные предпосылки для сотрудничества с Россией в сфере обращения с РАО и ОЯТ и существует определенное количество доноров, готовых вложить свои средства в развитие такого рода работ. Нужны перечень предложений, возможность выбора и уверенность в том, что финансироваться будут действительно стоящие, хорошие проекты (протокол и решение совещания по программе TACIS от 15-16 марта 2000г., подписанные вице-президентом РАН Н.П.Лаверовым и зам. министра РФ по атомной энергии В.А.Лебедевым).

Подходящие геологические объекты, в т.ч. гнейсо-

гранитные купола и массивы гранитов рапакиви на северном побережье Ладоги, известны и на территории Карелии (которая соединяет все "ядерные" области Северо-Запада, включая Ленинградскую, и граничит с Финляндией). Через Карелию осуществляли и будут осуществлять транзитные перевозки РАО и ОЯТ. Республика "имеет" именную АПЛ. Карелия потребляет электроэнергию Кольской и Ленинградской АЭС. Наконец, военные и гражданские ядерные технологии - дело общегосударственное. Поэтому, даже при отсутствии стационарных ядерных объектов на территории Карелии, она должна понимать заботы соседей. Целесообразна специализированная оценка геологических формаций по крайней мере Беломорского, Кемского и Лоухского районов или их прибрежных частей. Генеральный менеджер проекта NUCRUS 95413 г-н Ж.-М. Потье считает, что дальнейшую работу по площадкам на Северо-Западе нужно продолжить применительно к двум геологическим объектам (протокол и решение совещания по программе TACIS от 15-16 марта 2000г.). Один из них – в Мурманской области, другой – в Архангельской. По данным проекта NUCRUS 95410 наилучшая площадка Архангельской области (базальты горы Шапочка) находится на границе с Карелией, является самой южной площадкой из рассмотренных и гораздо ближе к Петрозаводску, чем к Мурманску. Возможный вариант действий местных экологов и геологов на ближайшее будущее: заявка в Европейскую Комиссию, в Комитет по природным ресурсам Карелии или в экологические фонды на финансирование работ по исследованию площадки Шапочка, т.к. это напрямую связано с экологической безопасностью республики.

Геологи Минатома в развитие работ по программе TACIS имеют все основания в соответствии с протоколом совещания от 15 -16 марта 2000г. подать заявку в Европейскую Комиссию или куда-либо еще на доизучение своей площадки Дальние Зеленцы, которая проектом NUCRUS 95410 (Task 7) признана

одной из самых перспективных. Минатом входит в число заявителей и исполнителей предыдущих стадий проекта NUCRUS 95410, а также организаторов (ВНИПИЭТ, С-Петербург) планируемой завершающей фазы (запрашиваемый бюджет 5 млн. Euro).

Впрочем, Кольский полуостров и Карелия могут стать лишь промежуточными территориями при транзите РАО Северо-Запада и ОЯТ реакторов РБМК в Сибирь по Северному морскому пути и рекам Енисей и Обь, например в район Красноярска. Не исключена передислокация в Красноярский край и отходов ядерных объектов других регионов и других стран. Этот вариант позволит Минатому через опережающий комплекс хранилищ РАО и ОЯТ создать предпосылки для достройки и развития чрезвычайно важного для него завода РТ-2 («Атомная хроника России», №2, апрель-май 2000г.). При таком развитии событий для запасных и компромиссных вариантов размещения общефедерального комплекса хранилищ, на случай резких возражений Красноярска и осложнений при международной экологической экспертизе по вариантам Новой Земли или Кольского п-ва, не исключено рассмотрение территорий полуостровов Ямал («Тюменская правда сегодня» от 15.05.99. и 10.07.99.), Таймыр и других, примыкающих к середине Северного морского пути (например, Югорский п-в и Воркутинский промышленный район). Кроме того, если Минатом аргументировано борется за дорогостоящий, сопоставимый в денежном выражении с российским бюджетом в целом, международный рынок услуг по переработке ОЯТ, то почему следует исключить вероятность возникновения со временем конкуренции среди регионов России в сфере выгодного предоставления территории для изоляции РАО, когда стоимостная емкость международного рынка таких услуг много больше отечественного бюджета? Конкуренция между Мурманском (Мурманское морское пароходство) и Красноярском (краевая Администрация, Енисейское речное пароходство и «Норильский никель») за

право, например, влиять на транспортировку с помощью атомных судов грузов по Северному морскому пути уже зарождается («Мурманский вестник» от 4 и 5 октября 2000г.).

С приходом к власти в январе 2001 года новых губернаторов Тюменской области и Долгано-Ненецкого округа на Ямале и Таймыре еще более укрепились позиции крупного северного бизнеса, следовательно, и принцип выгоды. Варианты Ямала и Таймыра не хуже, но дешевле Новой Земли применительно к изоляции РАО. Рейтинг Ямала и Таймыра может резко возрасти, поскольку их близкий аналог – Новая Земля – на сегодня является официальным приоритетом Минатома на севере и работы по ней доведены до проекта. В условиях существования общепринятого в мировом сообществе мнения о глобальном потеплении климата (документы «Рио-92» и «Киото-97») варианты размещения РАО на Новой Земле на международном уровне постоянно будут мощным раздражающим антиядерным фактором. Это не в интересах Минатома. Минатом вынужден будет переходить из этого неустойчивого и неприятного состояния либо к вариантам площадок Кольского полуострова с положительным температурным полем пород, либо к более «мерзлой» мерзлоте. При необходимости, в т.ч. из-за соблюдения норвежских интересов по обеспечению экологической безопасности рыбных запасов в Баренцевом море, варианты размещения объекта по изоляции РАО могут смещаться на восток и проектные проработки адаптироваться к другим районам многолетней мерзлоты.

Ямал, например, имеет выгодное географическое положение и оптимальную транспортную схему (железнодорожную, речную, морскую) относительно производителей РАО Екатеринбурга, Челябинска, Томска, Новосибирска и Красноярска, а также Дальнего Востока, Северо-Запада, Европейской России и Казахстана. Его условия оптимально отвечают «мерзлотной» концепции Минатома по изоляции РАО. Пик запасов и развития нефтегазовой отрасли

севера Тюмени уже позади. На прилегающих территориях, в основном между реками Обь и Енисей, выполнено около 10 подземных ядерных взрывов, т.е. имеется положительный опыт подземной изоляции РАО даже с помощью наиболее опасной технологии. В Тюменской области в 1999 году начала действовать Биологическая станция Института экологии им. Северцова РАН, основная функция которой – отслеживание радиологической ситуации в бассейне Оби. Ямал включен в состав «ядерного» Уральского федерального округа, а новый губернатор Тюменской области С.С.Собянин – бывший первый заместитель представителя Президента РФ в УрФО. Для Ямала прогнозируют финансовое банкротство («Правда Тюмени» № 1 и 2 за 2001г. и «Вечерняя Тюмень» № 5, 2001г.). В целом социально-политическая и экономическая ситуация в северных регионах Северо-Западного, Уральского и Сибирского федеральных округов во многом схожа.

Проект NUCRUS 95410 (1996-2000гг., таблица) отражает наиболее полные и комплексные сравнительные исследования в России применительно к альтернативным территориям крупного региона. К сожалению, в нем недостаточно рассматривают площадки Печенгского района Мурманской области. Отчасти это вызвано ограничениями, которые были установлены Европейской Комиссией в 1994-1995 г.г. при формировании задач второй фазы проекта (не рассматривать ОЯТ, военные РАО, территории вблизи мест добычи полезных ископаемых и военных баз). Однако дополнительный анализ с учетом изменившегося при оценке результатов второй фазы проекта мнения официальных лиц Европейской Комиссии позволил выявить важные положительные аспекты ситуации (экономический, политический, научный и стартовых условий), которые побуждают вернуться к рассмотрению этого района с позиций перспективных территорий.

Таблица

Этапы исследований по обоснованию перспективных площадок для планируемой долговременной изоляции в будущем твердых радиоактивных отходов в России (действующие временные хранилища РАО и ОЯТ Минатома, ВМФ, «Радона» и др. не рассматриваются)

Годы	Финансирование	Исполнитель	Территория
До 94	Минатом	ВНИПИпромтех.	Юж.рег.,в т.ч.Астраханск.обл.
85-90	Минатом	Тот же, ВНИПИЭТ	Кольский п-в
85-88	Минатом	МГРЭ,ЦКГРЭ	Кол.п-в, р-н п.Д.Зеленцы
89-91	Минатом	Горн.и-т КНЦ РАН	Кольский п-в
93-95	Европ.Союз	Тот же и DBE	Кольский п-в
96-00	Европ.Союз	ГоИ,SGN,Belgatom	Кол.п-в, Арх.обл., аркт.о -ва
01-	-	-	Те же,Карел., Таймыр, П.Урал
93-96	Мин.Обор.	ВМФ	Берег.подз.выработки флотов
99-02	МНТЦ	НПО «Звездочка»	Кол.п-в,Арх.обл.,аркт.о -ва
91-92	Швед.ф.SKB	«Недра», «К.Сверхгл.»	Р-н Кольск.сверхгл.скважины
98-02	ЮНЕСКО	Те же и ГеоИ КНЦ РАН	Р-н К-й сверхгл.скважины
91-00	Минатом, Ленин.обл.	Радиев. ин.,ВНИПИЭТ	Ленинград.обл.,р -н п.Копорье
99-00	Комп.«Росредмет»	Комбинат «Севредмет»	Р-н п.Ревда, Мурманская обл.
93-96	Минатом,МО	ВНИИЭФ, НИИ МО	Арх.Н.Земля, действ.пол.яд.исп.
91-00	Минатом	ВНИПИпромтех.	Арх.Н.Земля,бывш.пол.яд.исп.
с 99	Европ.Союз	Ф.Герм., Швец., Норв.	Арх.Н.Земля,бывш.пол.яд.исп.
85-00	Минатом	ВНИПИпромт., ИТЕМ	ПО «Маяк», Челябинская обл.
93-00	Минатом	Радиевый институт	Красн.кр., Нижнекан.массив
99-00	Минсудпром	Завод «Нерпа»	Р-н п.Сайда -Г., Мурман.обл.
99-00	Минатом	МКЦ «Нуклид»	Судор.зав.М.и Ар.обл.,Д.Вост.

Экономический аспект. Здесь проявляются и могут совпадать интересы ядерного, нефтегазового и горнорудного комплексов. Следовательно, появится возможность задействовать новые экономические методы решения проблемы (подробней см. [2-6]). Лицензию на освоение площадки (прежде всего, на проведение геологоразведочных работ) в Печенгском районе имеет право получить не только комбинат «Печенганикель». Строительство будет начато не «с нуля», поэтому возможна существенная экономия на капитальных затратах по сравнению с другими вариантами.

Политический аспект. Печенгский район является приграничным, он большей частью доступен иностранцам и интересен им. Возможная обеспокоенность соседей, Норвегии и Финляндии, таким вариантом размещения регионального могильника полезна. Значит, будут контроль и помощь Запада, а в конечном итоге - объект международного уровня по качеству научных, технических и технологических решений. Швеция по отношению к Печенге может быть не только лояльной, но и заинтересованной стороной. Печенгский район непосредственно с ней не граничит, но в силу близости территорий друг к другу шведские деньги и технологии (а, возможно, и РАО) будут испытывать притяжение России. Отечественные РАО времен гонки вооружений – «достижение» интернациональное. И выход из тяжелой ситуации Россия не должна искать в одиночестве. Например, затраты на подъем АПЛ «Курск» оценивают величиной порядка 80 млн долларов. Половину этих денег выделяет Запад. Около границы общественность, прежде всего зарубежная, совершенно определенно не позволит построить по сути дела геологического масштаба времени объект в виде «времянки» из «дешевых» наземных сооружений, как это видится иногда экспертам TACIS из теплых стран применительно к другим районам региона или как это было предусмотрено московскими экспертами в ТЭО ВНИПИпромтехнологии. Кроме того, строится же вопреки возражениям России достаточно близко от российско-

норвежской границы (50км) стратегически неприятный нашей стране локатор противоракетной обороны США, а вблизи Кольского залива патрулируют иностранные АПЛ, следствием чего являются факты столкновения их с российскими АПЛ. Проблема столкновений АПЛ, которые происходили только у берегов России, официально признана НАТО («Мурманский вестник» от 28.11.2000г.). В портах Норвегии отдыхают и проходят техническое обслуживание американские АПЛ, выдвинутые к берегам России. К усилению военного присутствия на севере Норвегии призывают губернаторы трех северных провинций этой страны («Мурманский вестник» от 18.01.2001г.). Известны тенденции интернационализации российского сектора Северного Ледовитого океана и факты выдворения российских рыболовецких судов из зоны их традиционного промысла норвежскими военными кораблями. Норвегия уже вкладывает деньги в обеспечение ядерной и радиационной безопасности Кольской АЭС и наземных объектов Северного флота. Как показал август 2000 года, в будущем, видимо, и в море Северному флоту иностранная помощь не помешает. Норвегия не только тратится, но и зарабатывает в связи с ядерными проблемами России. Печенга позволит быстро перейти от затянувшихся и противоречивых обсуждений вариантов "спасательной операции" в части региональных РАО и ОЯТ (см. таблицу) к надежному делу. Имеются и другие мотивы для зарубежной помощи. Существует финансируемая Западом программа «Печенгская стратегия выхода», направленная на осуществление малых и крупных проектов развития региона на основе экономического сотрудничества между северными провинциями Финляндии (Лапландия) и Норвегии (Финнмарк) и Печенгским районом. При этом провинции Лапландия и Финнмарк являются глубоко дотационными в своих странах и создание новых рабочих мест для их населения идет во многом в связи с процессами в Мурманской области (например, в связи с переключением потока добываемой российскими рыбаками рыбы, а также заказов на судоремонт и судостроение из Мурманска в

Норвегию). Среди крупных совместных проектов – реконструкция комбината «Печенганикель» (почему бы не рассмотреть дополнительные направления реконструкции?), развитие порта Лиинахамари и современной инфраструктуры пересечения границы (финский и норвежский «транспортные коридоры» из Европы через Лотту и Борисоглебск). Экономика Печенгского района на 90% связана с деятельностью комбината «Печенганикель» («Полярная правда» от 24.10.2000г.). Депрессия Печенги из-за возможных сокращений производственных мощностей комбината «Печенганикель» если не усугубит непростое положение северных провинций Финляндии и Норвегии, то совершенно точно лишит их надежд на «Печенгскую стратегию выхода». Печенгский район - самый милитаризованный на Кольском полуострове. Он единственный в РФ граничит со страной, которая является членом НАТО («Полярная правда» от 24.10.2000г.). Однако, военные программы сокращаются. Уже сейчас более 15 процентов трудоспособного населения района - безработные (наивысший показатель по области). Специалисты Минатома считают объекты ядерной энергетики стратегическим фактором, сдерживающим или ограничивающим применение военной силы, а Израиль, учитывая конкретное противостояние, разместил такой объект вблизи границы с Египтом ("Энергия", №7, 2000 г.). Примеры аналогичного подхода – размещение за рубежом хранилищ и могильников РАО с использованием горных выработок бывших рудников – известны (Стрипа, Конрад, Морслебен и другие).

Стартовые условия. Геологические формации Печенги детально изучены. Существует минимально необходимая производственная инфраструктура, в т.ч. открытые и подземные горные выработки. Развита комплексная транспортная сеть (автомобильная, железнодорожная и морской порт). Завершается строительство международной автотрассы от государственной границы к Мурманску через поселок

Приречный. Несанкционированный доступ посторонних лиц в Печенгский район уже сейчас исключен в силу пограничного режима. Никельский пограничный отряд может получить экономически выгодный охраняемый объект, а значит - поправить материальное обеспечение Арктического управления погранвойск ФПС России. «Норильский никель» все равно когда-то закончит или резко ограничит горные работы на Печенге. Не исключено в ближайшие годы высвобождение некоторой части горных мощностей и людских ресурсов комбината «Печенганикель». Не зря же один из бывших лидеров на международном рынке никеля и меди – финская компания «Оутокумпу» – практически свернула свое производство этих металлов, отказалась от сотрудничества при строительстве нового подземного рудника комбината «Печенганикель» и развивает другие виды бизнеса. А следом за ней и «Норильский никель» часть своих средств, прогнозируя будущие трудности с цветными металлами, вкладывает, например, в производство стали («Полярная правда» от 22.07.2000г.). «Норильский никель», кроме того, приобретает крупные месторождения в Австралии и на Новой Земле. Юридически «Печенганикель» уже покинул Печенгу. С образованием Кольской горно-металлургической компании (зарегистрирована в Мурманске) Печенгский район потерял основного налогоплательщика и стал дотационным. Аналогичные обстоятельства применительно к некоторым площадкам федерального ядерного полигона инициировали в свое время вариант размещения могильника на арх. Новая Земля, бесперспективность которого (прежде всего по факторам затрат и безопасности) доказана ныне проектом NUCRUS 95410. Кроме того, Печенга может обеспечить основу для компромисса позиций ряда отечественных и зарубежных организаций, выполнявших исследования по разным направлениям и зачастую в условиях конкуренции [2-6]. Прогнозируемое время работы оставшихся рудников комбината «Печенганикель» составляет 5,10 и 15 лет даже при благоприятном уровне мировых цен на никель и при

благополучном разрешении для «Норильского никеля» очередных трудностей в связи с претензиями государства к владельцам концерна из-за, например, заниженной на 140 млн. долл. цены в процессе его приватизации или из-за проблем с налогами (информационные программы центрального телевидения от 30.11.2000г.). В последнее время ситуация на рынке никеля резко и на долгую перспективу ухудшилась. Кольскую горно-металлургическую компанию ожидают серьезные убытки («Полярная правда» от 24.11.2000г.). Прогнозируемое время работы рудников существенно меньше сроков стабильного функционирования объектов размещения радиоактивных материалов: 100 –для реакторных отсеков АПЛ, 300 – для кондиционированных РАО низкой и средней активности и 10000 лет - для ОЯТ. Кроме того, имеются уже выведенные из эксплуатации горные выработки и непромышленные разведанные участки. Резервный вариант развития предприятий «Норильского никеля» на Кольском полуострове связан с хромитами и с «раскручиванием» горных работ «с нуля» вне Печенги, вблизи «Североникеля». Администрации Мурманской области и «Норильского никеля» благодаря новой долговременной функции подземных мощностей комбината «Печенганикель» могли бы снять с себя груз забот по противодействию процессам формирования депрессивного горнопромышленного района. Например, администрация закрытого территориального образования Островной (Гремиха) связывает с предприятием Минатома по обращению с РАО и ОЯТ «СевРАО» будущее наидепрессивного ныне города Мурманской области («Полярная правда» от 20.12.2000г.). Впрочем, «Норильский никель» скоро прекратит существование как юридическое лицо («Мурманский вестник» от 29.11.2000г.). Это тоже отражение назревших трудностей. Лишь в конце июля 2000 года со стороны рудного борта из Ждановского карьера начата проходка штольни для вскрытия горных выработок нового подземного рудника комбината “Печенганикель”. Почему бы с противоположной стороны, в породных массивах, не начать обустраивать вход в подземное

хранилище отходов, выиграв аналогично строительству подземного рудника несколько сотен метров глубины? «СевРАО» до 2006 г. планирует выгрузить ОЯТ из более чем 70 АПЛ отстоя, после чего подойти к разгрузке береговых технических баз («Полярная правда» от 20.12.2000г.). Куда перебазировать ОЯТ баз при таком жестком отсчете времени?

Научный аспект. Разнообразные геологические условия Печенги и научная инфраструктура уникальны и могут не только обеспечить надежное решение проблемы изоляции РАО и ОЯТ для северо-западного региона, но и содействовать обоснованию аналогичных объектов для других регионов России и для других стран. Здесь компактно, на небольшой территории сочетаются геологические условия большинства российских и зарубежных проектов такого рода. В том числе содействовать, возможно, в виде некоего гражданского аналога и независимому международному параллельному контролю оценок безопасности российских (Челябинск, Красноярск) проектов захоронения РАО, доступ к информации по которым объективно затруднен.

Мировая практика подземной изоляции РАО и ОЯТ предусматривает поэтапный подход. На первом этапе выполняют пилотный проект – создают подземную исследовательскую лабораторию, с помощью которой отрабатывают безопасную технологию обращения с отходами и детально изучают породные массивы. Второй этап - строительство крупного производственного объекта с региональными или общегосударственными функциями.

В России рассматривают возможность заложения трех таких лабораторий. На площадке ПО «Маяк» (Челябинская область, проектирование), на территории Нижнеканского массива (Красноярский край, предпроектные исследования) и где-либо на Кольском полуострове (предпроектные исследования) [7]. Первое конкретное предложение о месте Кольской подземной лаборатории – Хибины [8]. Аргументы в пользу альтернативного (дополнительного) регионального варианта (Печенга):

- имеются горные выработки;

- хорошая геологическая изученность;

- в Центральном блоке Печенгской структуры в соответствии с объемной моделью В.В.Паничева, В.Н.Иванченко, В.А.Мокроусова и др. (1995г.) до глубины 2 км при масштабе работ 1:50000 выделены структурные блоки третьего порядка с линейными размерами, как правило, не менее 2 км, которые заложены в пределах свит матерт и ждановская, а также серий от колосйокской до ахмалахтинской;

- благоприятные гидрогеологические и геодинамические условия;

- район перекрестно контролируется сейсмостанциями Норвегии и России;

- Кольская сверхглубокая скважина – геолаборатория. Это обстоятельство будет способствовать более достоверному изучению и мониторингу зоны размещения РАО и ОЯТ, равно как и тот факт, что Уральская сверхглубокая пройдена большей частью в породах, аналогичных породам на площадке ПО «Маяк»;

- имеется международный опыт исследований по проблеме захоронения РАО и действует проект 408 ЮНЕСКО;

- для большой территории и для разных пород будет изучена корреляция данных исследований в подземной лаборатории, на Кольской сверхглубокой, а также производственных геологоразведочных и горных работ;

- разнообразный комплекс горно-геологических объектов позволит создать детальную объемную модель и осуществлять эффективный мониторинг геологической среды;

- для пород изучены процессы взаимодействия с радиоактивными излучениями;

- имеются локальные захоронения радионуклидов – готовые полигоны;

- имеется опыт готовых базовых специализированных структур для подземной лаборатории (службы геомеханического мониторинга и ядерной геофизики комбината «Печенганикель», созданные по инициативе ВНИМИ (С-Петербург) и Горного

института Кольского НЦ РАН более 30 лет назад);

- близость территориально и по геологической обстановке к перспективной площадке Дальние Зеленцы;

- несколько площадок в Печенгском районе рассматривались ранее и будут рассмотрены в дальнейшем;

- близость к местам хранения РАО и ОЯТ Северного флота, ММП и Мурманского спецкомбината «Радон», в т.ч. к возможным площадкам хранения реакторных отсеков АПЛ;

- аналогичные формации – перспективные площадки Шапочка и Пояконда-Нигрозеро, площадка ПО «Маяк», площадка Красноярского ГХК и район Норильска (потенциально для РАО Красноярского ГХК);

- аналогами пород Печенгской синклинали (и пород площадки ПО «Маяк») являются также имеющие выгодное географическое положение преимущественно основные лавы Имандра-Варзугского синклинория и отдельных участков восточного побережья Кольского п-ва между населенными пунктами Сосновка и Городецкий Маяк;

- самые крупные зарубежные проекты - Yucca Mountain, USA и Sellafield, UK, вулканогенно-осадочные породы. Наиболее реализованные (более 5) – в Швеции и Финляндии, гнейсы и граниты. Аналогичные формации слагают Печенгскую структуру и ее обрамление;

- благоприятные социально-экономические условия;

- ни одна из зарубежных подземных лабораторий, в т.ч. те, с помощью которых реализуются многонациональные проекты, не имеет такого комплекса благоприятных и уникальных условий;

- запасной вариант для работы с общественностью.

Особый случай - изоляция РАО при утилизации АПЛ. Существующие программы утилизации АПЛ предусматривают наземное длительное (до 100 лет) хранение в специальных местах вырезанных реакторных отсеков без демонтажа внутреннего радиоактивного оборудования [9]. Геологическими задачами при этом являются определение подходящих площадок хранения сотен крупногабаритных радиоактивных

«упаковок» и нахождение эффективных местных гидроизолирующих и сорбирующих радионуклиды природных материалов для создания дополнительных защитных инженерных барьеров. В настоящее время планируют за деньги Великобритании рассмотреть и реализовать пока безальтернативный для условий Кольского полуострова вариант размещения реакторных отсеков в Сайда-Губе («Мурманский вестник» от 2.12.2000г.). Однако, нельзя нагружать базы Северного флота и судоремонтные заводы (как и побережье единственного водного пути Мурманска – Кольского залива) несвойственной им функцией долговременного хранения больших объемов радиоактивных и просто отходов, операционная зона баз и заводов должна быть свободна от больших объемов потенциально опасных и не нужных для жизнедеятельности материалов (требование техники безопасности с учетом и обычных, и особых условий функционирования объектов).

Если отдельно твердые РАО Северо-Запада перебазировать в Красноярский край в принципе возможно, то реакторные отсеки АПЛ неизбежно будут размещены в регионе. Утилизация АПЛ, а тем более реакторных отсеков, не приносит экономической выгоды. Поэтому в реакторных отсеках на постоянной основе можно разместить и другие РАО. Мало у какой страны есть такие готовые и надежные контейнеры для захоронения больших объемов отходов. С учетом этой цели, при дополнительных инвестициях зарубежных и российских производителей РАО, утилизация выведенных из эксплуатации АПЛ пойдет быстрей. Кроме того, Минатом отказался от перевозки ОЯТ атомных ледоколов и АПЛ на ПО "Маяк" и будет строить Федеральное наземное хранилище судового отработавшего топлива на Кольском полуострове («Атомная хроника России», №2, апрель-май 2000г.). При рассмотрении всех радиоактивных материалов "в связке" исчезает какой-либо смысл для региона транспортировать часть РАО за его пределы.

Для площадок хранения реакторных отсеков предпочтительны формации глин и глинистых сланцев, а также

производных от них пород (аргиллиты, филлиты). Среди магматических более перспективны вязкие, пластичные породы ультраосновного и основного состава (диабазы, амфиболиты). Кристаллические породы кислого состава (гранитоиды) наименее желательны в качестве самостоятельной вмещающей среды (в т.ч. и породы площадки Сайда-Губа). Но они могут рассматриваться в сочетании с глинами и при создании мощных искусственных защитных барьеров.

Конкретные площадки Северо-Запада России дополнительно к официальной, безальтернативной на сегодня площадке Сайда-Губа нами оценены и сопоставлены с помощью геологических, экологических и экономических критериев. В частности, интерес могут представлять аргиллиты полуострова Средний-Рыбачий (например, западного побережья губы Эйна), невостребованные промышленностью залежи позднеледниковых и послеледниковых глин (Титовская, Какурийокская, Луостарская и др.), аргиллиты Южного острова Новой Земли [10]. Кроме того, специалисты Минатома предлагали хранить реакторные отсеки в районе п. Никель [11], где вскоре будет выведен из эксплуатации Ждановский карьер комбината "Печенганикель" (крупнейший в Европе) с огромными "запасами" доступного с поверхности бывшего подземного пространства и развиты высокого инженерно-геологического качества базальты и диабазы, а также филлиты [12]. Кстати, при этом могла бы использоваться транспортная схема, аналогичная уже существующей, когда при размещении на хранение реакторных отсеков АПЛ США в Ханфорде (вулканогенно-осадочные формации) предусматривают перевозку отсеков на барже по системе "море-река" и по шоссе (42 км) на трейлере [13].

Как уже отмечалось, проект NUCRUS 95410 площадкам Печенги уделил мало внимания. Результаты комплексной оценки других площадок [14] отражают негативные проблемы. Даже перспективные площадки Дальние Зеленцы, Кузрека, Шапочка и Пояконда-Нигрозеро будут либо оказывать значимое воздействие на особо охраняемые природные территории, либо

серьезно разрушать среду обитания отдельных биологических видов (в связи с общетехногенными процессами, сопровождающими строительство и эксплуатацию любого крупного промышленного объекта, т.к. выполненные оценки и предусмотренные технологии исключают вынос радиоактивности в биосферу и, соответственно, воздействие этого параметра на окружающую среду). Кроме того, аргументировано выбрать одну заведомо лучшую площадку из четырех практически равнозначных с помощью предложенной западными экспертами системы критериев оказалось невозможным. При такой неопределенности получение инвестиций для освоения какой-либо площадки затруднительно. В каждом из этих случаев не будет экономии на капитальных затратах из-за отсутствия какого-либо задела.

Печенга при низкой "потребительской стоимости" ее территории из-за условий арктической горной тундры и уже нанесенного ущерба природе со стороны подразделений комбината "Печенганикель" (не будет воздействия на экосистемы дополнительно к существующей ситуации), а также в связи с изложенными нами доводами по поводу ее благоприятных в широком смысле стартовых условий, может обеспечить объективную и мощную базу для выхода из замкнутого круга и принятия окончательного решения. Будут учтены не только методические рекомендации конкретной группы французских и бельгийских экспертов, но и общероссийские и региональные новые факторы и новые стимулы.

Таким образом, перспективы Печенги (Печенгского района) в проблеме изоляции РАО и ОЯТ достаточно прояснились. Площадки Печенги должны интенсивно рассматриваться далее в российских и зарубежных проектах как с научной, так и с практической точек зрения. Печенга соответствует важному принципу Минатома о приоритетности хорошо изученных площадок с безопасными геологическими формациями и благоприятными социально-экономическими условиями. В будущем нельзя исключать здесь и переход к

объекту более высокого статуса, чем региональный. Приграничное положение Печенги облегчает реализацию идеи Минатома о коммерческом приеме на хранение зарубежных РАО и ОЯТ. Совместное размещение отечественных (в т.ч. из-за пределов Северо-Запада, как вариант - высокоактивных и долгоживущих из Томска, Красноярска и Челябинска) и зарубежных РАО не в глубинных районах России, не вблизи южной границы страны и реальных или потенциальных очагов религиозного экстремизма, сепаратизма и локальных военных конфликтов (будет ли спокойным и неизменным положение этих районов через 10, 50 или 100 лет при динамичном изменении ситуации на азиатском постсоветском пространстве?), а в пограничной зоне относительно стабильной северной Европы – основа для компромисса между сторонниками и противниками импорта таких отходов (в стране уже собрано необходимое количество подписей для проведения референдума с позиций «против», а в Государственной Думе 21.12.2000г. в первом чтении идея импорта одобрена). Нельзя не учитывать предостережения достаточно ответственных отечественных официальных экологов, которые, разделяя прогнозы Запада, предупреждают о возможных через 15-20 лет геополитических катаклизмах, порожденных дефицитом ресурсов (труды межрегиональной конференции северных регионов РФ «Север и экология – 21 век», Сыктывкар, 2000г.). Перспективы Печенги (или Норильска) неразрывно связаны с предпосылками возможного объединения усилий разных отраслей, регионов России и даже стран. По сообщению норильских геологов, в условиях подземных рудников Норильска, где в полной мере реализуется концепция Минатома о природной мерзлотной гидроизоляции и имеются породы существенно лучшего, чем на Новой Земле, инженерно-геологического качества, беспокоит не вода, а пыль.

По заказу «ядерных» регионов России, Минатома, флотов или экологических организаций возможно силами специалистов РАН и Министерства природных ресурсов подготовить детальное обоснование геологического потенциала Печенги в

контексте общефедерального могильника как основы для комплексных и при необходимости независимых экологической и технико-экономической экспертиз. Подготовить на уровне – не хуже, чем соответствующие материалы проекта NUCRUS 95410, который Официальный представитель Европейской Комиссии г-н Norbert Jousten назвал прекрасным примером и точкой отсчета для такого рода работ (протокол и решение совещания по программе TACIS от 15-16 марта 2000г.).

«Норильский никель» (Кольская горно-металлургическая компания) может кооперироваться в сфере изоляции РАО не только с военными и гражданскими поставщиками отходов из ядерного комплекса, но и со своими кольскими коллегами по горной отрасли. Речь идет прежде всего о торийсодержащих отходах химической переработки лопарита на комбинате «Севредмет» (п. Ревда). Правда, «Севредмет» (с помощью институтов Минатома ВНИПИЭТ и ВНИИхимической технологии) может решить проблему отходов с опережением общей ситуации, самостоятельно и альтернативно (возможно, и с перспективой на сторонние РАО – вот и появятся требуемые деньги на развитие мощностей переработки лопарита), задействовав для этого собственные свободные подземные выработки или сопряженные с ними массивы пород высокого качества («Панорама недели» от 22.07.2000г.). А потребность в жизненно важном для дальнейшего развития «Севредмета» надежном объекте изоляции своих отходов и приемлемые горно-геологические условия имеются [10]. Кроме того, нефелинсодержащие породы Ловозерского плутона, в т.ч. в виде отходов горно-обогатительного производства, являются эффективной изолирующей средой для РАО и ОЯТ [15-17], например, в качестве буферной дополнительной засыпки контейнеров с отходами в подземных выработках [18]. Поэтому совместно комбинаты «Печенганикель» и «Севредмет» тем более способны обеспечить все горнотехнологические функции при изоляции всех категорий радиоактивных отходов, особенно если наиболее опасная их часть будет перебазирована в Красноярский край. Из числа сторонних в Ревде, возможно,

целесообразно накапливать «удобные» отходы АЭС (большинство АЭС страны сосредоточено в европейской части), создав здесь филиал цеха по обращению с РАО КАЭС. Печенга концентрировала бы невывозимые за пределы Северо-Запада ОЯТ и РАО атомных флотов. При решении комбинатами столь важной для региона задачи уместен вопрос о налоговых льготах для этих предприятий в соответствии с разработанными в Мурманской области экономическими методами управления экологической безопасностью. Возможно, прием сторонних РАО может быть и самостоятельным, без переработки лопарита, вариантом сглаживания негативных последствий банкротства "Севредмета".

Печенгская и Норильская структуры, Ловозерский массив изучены на глубину не менее 1 км с помощью горных выработок и сотен скважин. Для сравнения – на всех радиохимических комбинатах Минатома готовые мощности для подземного захоронения твердых РАО отсутствуют, подходящих скальных массивов в районе Томска нет, а положительные результаты исследований несколькими скважинами соответствующих площадок на территории ПО «Маяк» и Нижнеканского массива широкой общественности достаточно надежно не известны.

Члены Ассоциации «Северо-Запад» настаивают на скором принятии Правительством РФ решения о размещении и создании регионального долговременного хранилища (могильника) РАО и ОЯТ в северном регионе России («Мурманский вестник» от 2.06.2000). В отчете РАН за 1999г., разработанная Горным институтом Кольского НЦ модель радиогеоэкологического обеспечения безопасного подземного захоронения РАО в скальных породах Кольского полуострова названа в числе главных достижений Академии. Лучше, если выбор места изоляции РАО и ОЯТ будет выполнен с учетом этого обстоятельства и на конкурсной основе, как это было запланировано Мурманским областным комитетом охраны природы еще в 1991г. При широком освещении проблемы в средствах массовой информации. Первые примеры – публикации в газете «Кольский Север» (Мурманск) от 25.10, 3.11, 10.11.2000г. и журнале «Север» (Петрозаводск), № 9, 2000г.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Bradley D.J. Behind the Nuclear Curtain: Radioactive Waste Management in the Former Soviet Union. Battelle Press, 1997, Columbus-Richland, 716 p.p.

2. Комлев В.Н., Бичук Н.И., Зайцев В.Г., Мелихова Г.С. О перспективности площадок северо-западной части Мурманской области для размещения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива // Тез. Докл. Конф. «Радиационная безопасность: радиоактивные отходы и экология». – С-Петербург, 1999. – С.24-25 и Геологические исследования и охрана недр. Научн.-техн. инф. сб. – ЗАО «Геоинформмарк».- М., 2000.-Вып 2.-С.29-33.

3. Комлев В.Н., Бичук Н.И., Зайцев В.Г., Мелихова Г.С. К решению проблем захоронения радиоактивных отходов в северо-западной части Мурманской области // Цветная металлургия.-№ 1, 2000. – С.36-38.

4. Комлев В.Н., Бичук, Зайцев В.Г. и др. Никеленосные провинции и перспективные для размещения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива территории// Минерал.-1999, № 2.- С. 52-55.

5. Комлев В.Н., Бичук Н.И., Зайцев В.Г. и др. Север России: проблема радиоактивных отходов и экономические тенденции// – 2000. – в печати.

6. Комлев В.Н., Бичук Н.И., Зайцев В.Г. и др. Социально-экономические предпосылки нетрадиционного участия сырьевых отраслей в ядерных программах//. Ресурсы регионов России.- 2000, № 3.- С. 2-10.

7. Комлев В.Н., Конухин В.П. Радионуклиды и минералы – сосуществование в природных и техногенных условиях. – Апатиты, 1992. – 146с.

8. Come B., Heitz J., Matray J. и др. Повышение надежности обращения с радиоактивными отходами в северо-западном регионе России. Размещение радиоактивных отходов – этап 2. Проект ТАСИС NUCRUS 95410. Задача 5: Определение

необходимых полевых испытаний. – Отчет, 1998. – 87с.

9. Саркисов А.А. Экологические аспекты утилизации атомных подводных лодок // Изв. АН, сер. «Энергетика», 1999, №1, С. 47-60.

10. Комлев В.Н. Ответственность поколений и выбор мест подземного размещения потенциально суперопасных объектов: некоторые аспекты// Живая Арктика, 1999, №1 (11), С. 34-44.

11. Нилсен Т., Кудрик И., Никитин А. Северный флот. Потенциальный риск радиоактивного загрязнения региона// Доклад объединения «Беллуна». – Осло, 1996, 168с.

12. Комлев В.Н., Бичук Н.И., Зайцев В.Г., Мелихова Г.С. О перспективности площадок северо-западной части Мурманской области для размещения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива// Ресурсы регионов России, 2000, №2, С.54-57.

13. Вывод из эксплуатации атомных подводных лодок США// Атомная техника за рубежом, 1994, №10, с. 13-17 и №11, с. 12-17.

14. Melnikov N.N., Konukhin V.P., Komlev V.N. et al.Improvement of the Safety of Radioactive Waste Management in the North – West of Russia. Disposal of Radioactive Waste. Phase 2. Project TACIS NUCRUS 95410. Task 7: Evaluation of suitable sites.- Report, 2000. – 155 p.p.

15. Комлев В.Н., Конухин В.П., Русков В.П. Способ создания средства для очистки воды от радиоактивных загрязнений. А.С.СССР № 1829718. Заявка 4914969/25 от 27.02.91.

16. Комлев В.Н., Конухин В.П. Средство для изоляции аварийного ядерного топлива. А.С. СССР № 1795805. Заявка 4914923/25 от 27.02.91.

17. Комлев В.Н., Конухин В.П. Средство изоляции радиоактивных веществ. А.С. СССР № 1829719. Заявка 4934729/25 от 08.05.91.

18. Komlev V.N. Use of Natural Materials from Northern Russia for the Isolation of Radioactive Wastes and Spent Nuclear

Fuel//NATO ASI Series, Defense Nuclear Waste Disposal in Russia: International Perspective, 1998, 85-98.

19. Филиппов Е.А., Середенко В.А., Волоснев А.В. и др. Разработка процесса отверждения U-Pu-содержащих пульп и растворов с использованием производных кремнийорганических соединений // Известия Академии Промышленной Экологии.- 1999. – 2. – С. 50-56

20. Работнов Н.С., Ганев И.Х., Лопаткин А.В. Ядерная инициатива президента России (попытка анализа и детализации), Атомная энергия, 2001г., т. 90, вып. 4, С. 320-323

ТРИТИЙ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ РАЙОНА РАСПОЛОЖЕНИЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

Чеботина М.Я., Трапезников А.В.,
Колтик И.И., Николин О.А.
Институт экологии растений и животных УрО РАН,
Белоярская АЭС

Тритий – радиоактивный изотоп водорода – является одним из основных антропогенных радионуклидов, поступающих в окружающую природную среду при работе атомных электростанций. Его концентрация в водных экосистемах районов размещения АЭС на несколько порядков величин выше, чем других радионуклидов. Тритий не задерживается системами спецводоочистки и с водными и воздушными выбросами полностью поступает в окружающую среду (Дельвин и др., 1996; Егоров, 1996).

Тритий отличается еще и тем, что, в отличие от других радионуклидов, он практически не накапливается живыми организмами в количествах, превышающих его содержание в водной среде. При поглощении растениями, животными и человеком этот радионуклид распределяется между двумя компонентами – свободной водой тканей и их органическим веществом. В свободной воде тканей в условиях равновесия концентрация трития обычно близка к его содержанию в воде окружающей среды. Это показано многочисленными исследованиями в опытах на различных объектах (Богданов, Романовская, 1981; Pinson, 1951; Scauen, 1963; Blaylock, Frank, 1979; Carland, Ameen, 1979). При включении радионуклидов в органическое вещество происходит его дискриминация по отношению к протию (Farlane et al., 1976; Adams et al., 1979; Blaylock, Frank, 1979). Наблюдаемый изотопный эффект обусловлен большими разницами в массах указанных изотопов

водорода, что приводит к заметным различиям в физических и химических свойствах их соединений (Дерпгольц, 1979). В связи с этим при постановке задачи мы исходили из того, что поскольку основным депо нахождения трития в природе служит вода, она и являлась объектом наших исследований.

В настоящей работе приводятся данные мониторинга трития в воде Белоярского водохранилища, Ольховского болота и р.Пышмы в период с 1980 по 2000 гг.

Белоярское водохранилище образовано в 1959-1960 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы и с тех пор служит в качестве водоема-охладителя Белоярской АЭС. Протяженность его 20 км, ширина в среднем около 3 км. Глубина по фарватеру р. Пышмы достигает 15-20 м, площадь водного зеркала примерно 47 км^2. В водоем впадают мелкие речки: Пушкариха, Черемшанка, Черная, Марья, Липовка и др.

Белоярская АЭС расположена на левом берегу водохранилища (рис.1). Территория вокруг АЭС дренируется нагорной канавой, впадающей в водоем-охладитель. Одно из ее ответвлений проходит около водоочистных сооружений, вблизи подземного трубопровода, по которому дебалансные воды, содержащие радионуклиды, направляются в Ольховское болото. Недалеко от нагорной канавы вниз по течению располагается промливневый канал, через который в водоем поступают стоки с крыш и помещений АЭС и от СФ НИКИЭТ, расположенного рядом со станцией. Еще ниже по течению на расстоянии примерно 0,5 км находится водозаборный канал, а еще ниже – водосбросной (теплый) канал, по которому вода после прохождения через системы охлаждения АЭС сбрасывается в Теплый залив водоема. Влияние Белоярской АЭС на содержание радиоактивных загрязнителей (^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs) водоема-охладителя описано в работах (Куликов, Трапезникова, Трапезников, 1983; Трапезников и др., 1983а, 1983б; Трапезников, Трапезников, 1984; Гусева, Чеботина, Трапезников, Куликов, 1989; Чеботина и др., 1986а, 1986б, 1992).

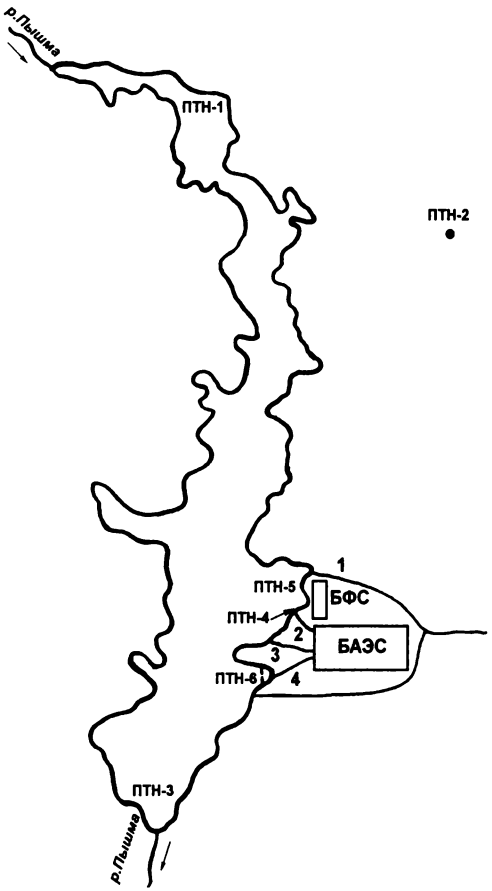


Рис. 1 Схема Белоярского водохранилища

ПТН-1 - ПТН-5 - постоянные точки наблюдений;

1 - нагорная канава;

2 - промливневый канал;

3 - водосбросной канал;

4 - теплый канал;

БФС - Биофизическая станция Института экологии растений и животных УрО РАН;

БАЭС - Белоярская атомная электростанция.

Ольховское болото находится в 5 км к юго-востоку от АЭС. Его площадь – около 0,3 км^2 (протяженность 2,5—3 км, ширина ~100 м). Сток в р. Пышму составляет (3-8)10^6 м^3 в год, что несколько превышает объем сбросных вод (10^6 м^3/год). Дебалансные воды АЭС, проходящие через болото и р. Ольховку, поступают в р. Пышму ниже Белоярского водохранилища. Влияние Белоярской АЭС на радиоэкологическое состояние Ольховского болота достаточно подробно освещено в работах (Молчанова, Караваева, Чеботина, Куликов, 1982; Молчанова, Караваева, Куликов, 1985; Нифонтова, Маковский, Куликов, 1986; Маковский, Нифонтова, Новогородцева, 1991; Кононович, Луппов, Маковский, 1991).

Методика исследований. Воду для определения содержания в ней трития отбирали в поверхностном слое воды в количестве 0,5-1 л на повторность, очищали от механических загрязнений путем фильтрования и хранили в закрытых стеклянных сосудах до конца анализа. В процессе анализа пробы предварительно очищали от растворимых солей. Для этого отфильтрованную воду помещали в колбы из термостойкого стекла и перегоняли досуха с использованием обратного холодильника.

Определение содержания трития в воде Ольховского болота (до 1988 г.) и нагорной канавы производили без обогащения, остальных проб – с использованием метода электролитического обогащения. Метод основан на значительной разнице в скорости выделения легкого (протия) и тяжелых (дейтерия и трития) изотопов водорода при разрядке ионов на катоде в ходе электролитического разложения воды. Выделяющийся при этом молекулярный водород обогащается протием, а электролит – соответственно тритием и дейтерием (последнего в пробах мало, поэтому при количественном определении трития им можно пренебречь).

Обогащение производили в специально сконструированной электролитической установке, представляющей собой плексигласовую ванну, которая наполняется дистиллированной водой. На верхней панели размещается два ряда электролизеров. В верхней части ванны имеется система металлических трубок, через которые осуществляется подача и сброс проточной воды,

обеспечивающей охлаждение системы. Температура воды в ванне поддерживается на уровне не более 30^0С.

Электролизеры представляют собой стеклянные трубки, изготовленные из термо- и химически стойкого стекла. В электролизеры вставляются электроды, представляющие собой пять параллельных пластин, изготовленных из мягких сортов стали, между которыми имеется свободное пространство. Пластины соединены между собой через одну, образуя катод и анод. Электроды сверху зафиксированы пробками, в которые вставлены стеклянные трубки, выводящие образующийся газ (водород) за пределы помещения.

В электролизеры заливается по 150 мл исследуемой воды, в каждый вносят по 3 г химически чистого КОН, служащего электролитом. После полного растворения реактива включают установку и проводят электролиз при силе тока 10 А. Длительность одного электролиза – от 8 до 12 суток.

По окончании электролиза замеряется объем воды после обогащения, затем ее помещают в колбы из термостойкого стекла и добавляют в каждую по 9 г нитрата свинца для нейтрализации электролита. Это необходимо для того, чтобы извлечь водород из КОН во избежание изотопных эффектов. Воду отгоняют путем дистилляции до сухого состояния осадка.

Для количественного определения трития в специальные флаконы из бескалиевого стекла наливают по 11 мл сцинтилляционной жидкости (ЖС-8) и добавляют по 1 мл очищенной путем дистилляции пробы. Тщательно закрытые пузырьки ставят для стабилизации в гнезда счетчика на сутки.

Просчет проб осуществляется на американской установке «Дельта-300». Определение концентрации трития проводили относительным методом, путем сравнения со стандартным раствором. Для этого в процессе электролиза включается контрольный электролизер с известным содержанием трития в воде. Такой раствор предварительно готовится на основе стандартного раствора, полученного от фирмы «Изотоп».

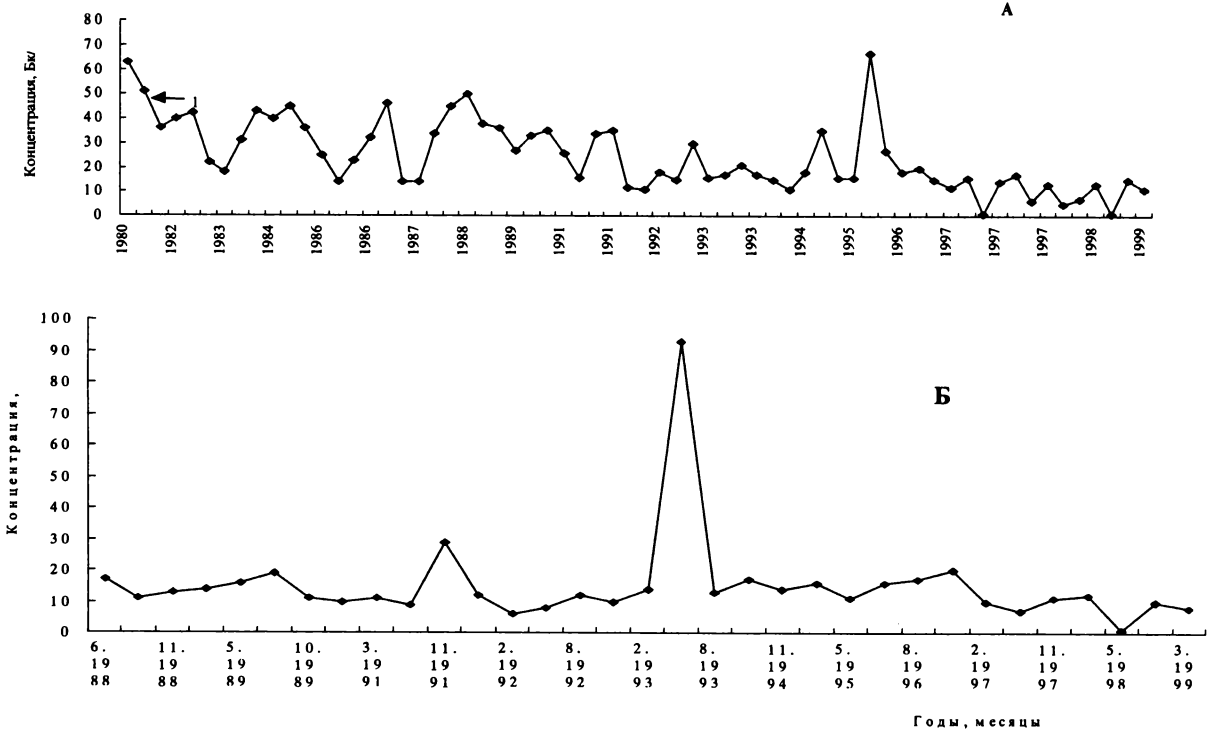
Для оценки надежности метода была произведена сверка методик количественного определения трития, принятых в Институте экологии растений и животных УрО РАН и во

ВСЕГИНГЕО Министерства природных ресурсов. Результаты определения свидетельствуют о достаточно хорошей сходимости методов.

Результаты исследований. На акватории Белоярского водохранилища постоянными точками наблюдений были выбраны: 1 –верховье (ПТН-1); 2 – район плотины (ПТН-3); 3 – промливневый канал (ПТН-4); 4 – район Биофизической станции (ПТН-5); 5 - район Теплого залива (ПТН-6).

На рис. 2 приведена динамика содержания трития в воде верховья Белоярского водохранилища. Указанный регион (ПТН-1) мы условно приняли за контрольный. Такой выбор обусловлен тем, что он расположен вверх по течению водоема на значительном (15 км) расстоянии от атомной станции. Стоки, поступающие в водохранилище от АЭС, перемещаются преимущественно вниз по течению в сторону плотины и поэтому непосредственно не могут попадать в эту акваторию водоема. За период исследований концентрация трития в воде верховья варьировала в пределах от нескольких единиц до 60-70 Бк/л. На наш взгляд, концентрация трития и его динамика в верховье водоема в значительной степени определяется особенностями поступления радионуклида с водами р. Пышмы. Однако оказалось, что средняя концентрация изотопа в период 1980-1989 гг. (34 Бк/л) при совместной работе второго и третьего энергоблоков была выше, чем в период 1989-2000 г. (16 Бк/л), когда второй блок был уже выведен из эксплуатации. Эти различия статистически достоверны при высоком уровне значимости (1 %). Не исключено, что верховье водоема, хотя и используется нами в качестве контроля, испытывает на себе некоторое влияние АЭС, но в меньшей степени, чем другие регионы водоема, расположенные ближе к АЭС. Для подтверждения этого предположения нужны дополнительные исследования. На рис.2 для сравнения приведена динамика концентраций трития в воде глубинной скважины, которая расположена северо-восточнее АЭС и обеспечивает г.Заречный питьевой водой (ПТН-2). Более низкая концентрация радионуклида в ней при относительно спокойной динамике объясняется тем, что глубинные воды характеризуются пониженным содержанием трития по сравнению с поверхностными (Куликов и др., 1996).

Рис. 2 Динамика концентраций трития в верховье Белоярского водохранилища (А) и каменской скважины (Б)



Район плотины (ПТН-3) характеризует акваторию водоема на выходе в р. Пышму. Из рис. 3 видно, что при совместной работе второго и третьего энергоблоков концентрация трития в этом регионе водоема варьировала в пределах от 40 до 80 Бк/л при среднем значении 58 Бк/л. После вывода из эксплуатации второго энергоблока она заметно снизилась (до 10-33 Бк/л), при этом средний показатель составил примерно 22 Бк/л. В этот период на фоне общего снижения концентрации трития в воде отчетливо проявляются два пика повышенной концентрации изотопа, зарегистрированные в феврале 1990 г. и феврале 1998 г. (здесь и в дальнейшем пиковые концентрации не входят в расчет средних значений концентрации радионуклида в воде Белоярского водохранилища). Появление пиков указывает на повышенный сброс трития в водоем, что, очевидно, связано с микроавариями на АЭС или другими неконтролируемыми условиями работы станции.

Сравнение данных, характеризующих содержание трития в верховье и районе плотины водоема, позволяет выявить вклад атомной станции в загрязнение тритием водной среды. В период с 1980 по 1989 гг. средняя концентрация радионуклида в воде в районе плотины была достоверно выше (при уровне значимости 1 %), чем в верховье (соответственно 58 и 34%). После вывода из эксплуатации второго энергоблока на фоне общего снижения содержания изотопа в воде обоих обследованных регионов достоверные различия между ними сохранились.

Как показали наши исследования, основными путями поступления трития в водоем являются промливневый канал (ПТН-4) и нагорная канава (ПТН-5). В первый из них поступают стоки с территории станции, а также от соседнего предприятия СФ НИКИЭТ. В процессе проведения работы пробы отбирали из общего канала, соединяющего стоки обоих предприятий, однако в отдельных случаях их

анализировали раздельно. Данные, приведенные на рис.4, указывают на неравномерное поступление трития в водоем, о чем свидетельствуют резкие колебания концентрации радионуклида в воде промливневого канала. В целом за весь период исследований она изменялась от 1 до 3020 Бк/л. Наиболее высокие значения, характеризующие пиковые концентрации изотопа, отмечены в 1995 г. в канале СФ НИКИЭТ. После вывода из эксплуатации второго энерго-блока среднее содержание радионуклида в воде промливне-вого канала снизилось более чем в два раза, однако диапазон колебаний предельных значений при этом даже увеличился.

Нагорная канава дренирует территорию вокруг АЭС и впадает в водоем в районе Биофизической станции. Хотя сама канава маловодна, она несет повышенные количества трития. Отбор проб воды на всем протяжении канавы производили случайным образом и не привязывали к технологическим мероприятиям АЭС. Исследования показали, что за период с 1988 по 1998 гг. концентрация трития в воде варьировала от 50 до 10300 Бк/л при среднем значении около 2000 Бк/л. Мы попытались оценить среднюю концентрацию трития в воде верхней части нагорной канавы (в районе водоочистных сооружений) при совместной работе второго и третьего энергоблока АЭС. При одинаковом количестве повторных измерений (n=10) средняя концентрация изотопа в воде в первом случае составила 4650±1130 Бк/л, а во втором - 580±140 Бк/л. Указанные различия высокодостоверны (уровень значимости >1 %) и могут быть связаны, с одной стороны, с общим снижением концентрации трития в воде после вывода из эксплуатации второго энергоблока, а с другой – технологическими мероприятиями АЭС по устранению протечек в трубопроводе, отводящем слаборадиоактивные стоки в Ольховское болото.

Рис.3 Динамика концентраций трития в районе плотины Белоярского водохранилища

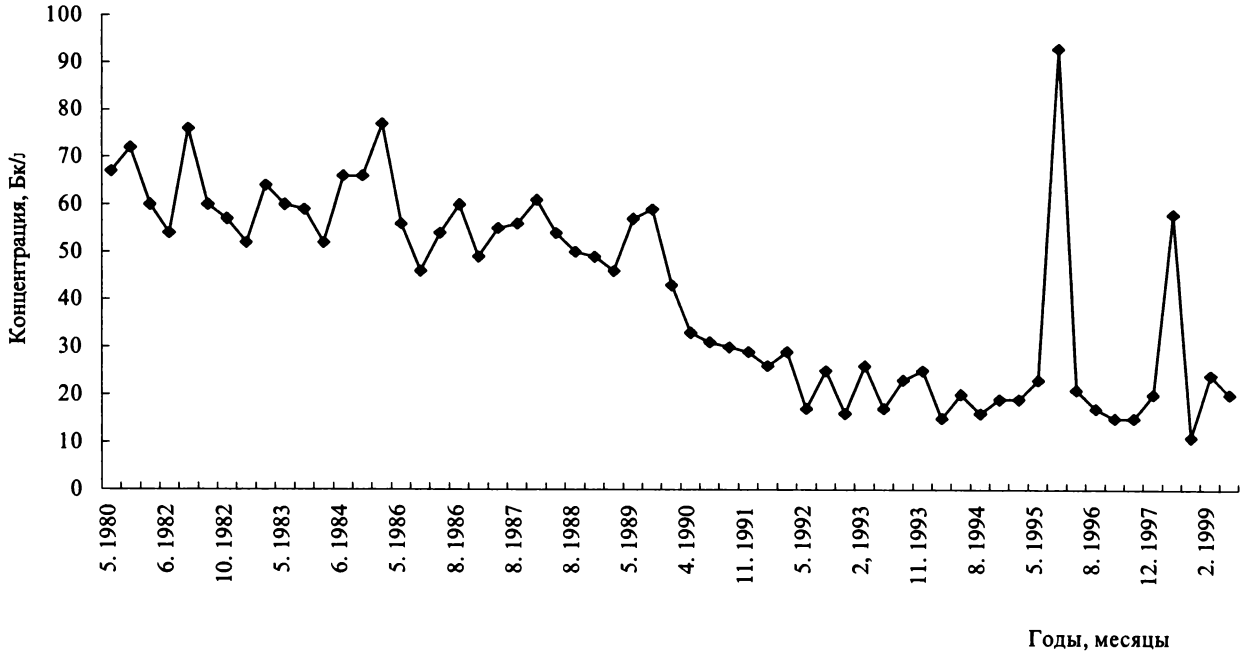
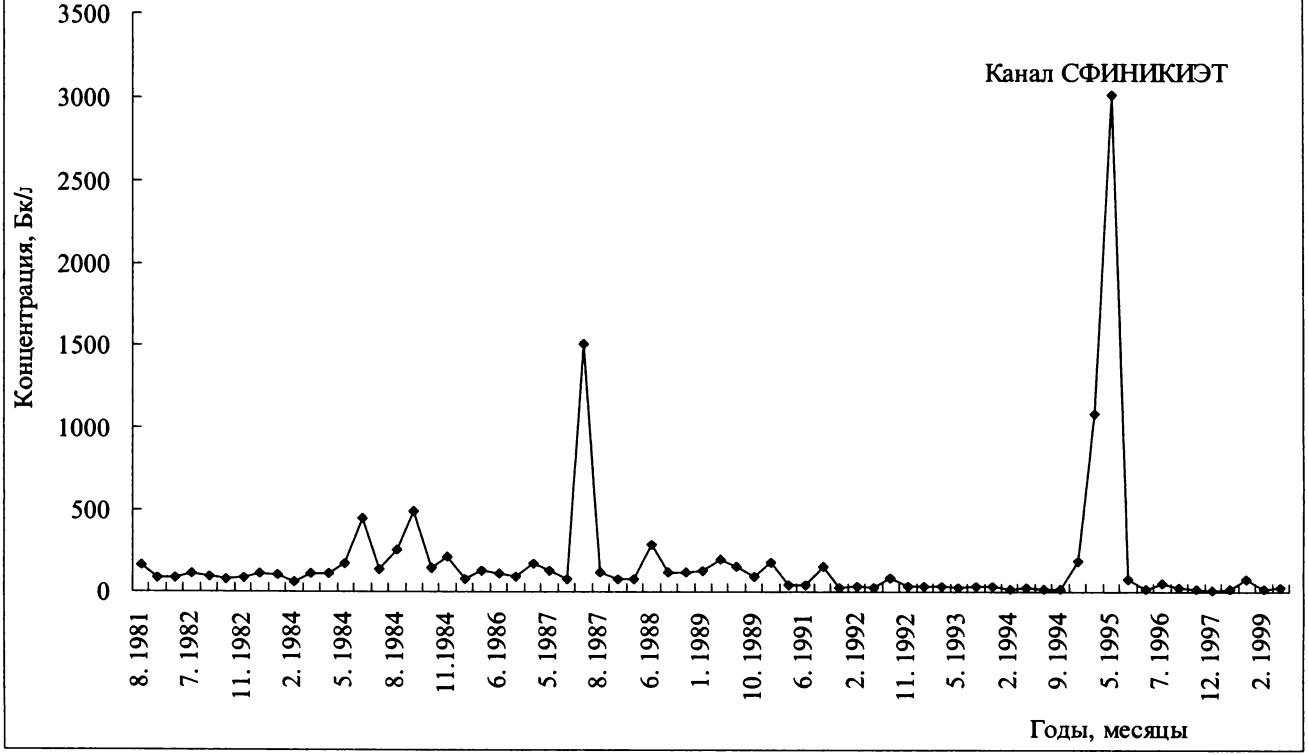


Рис.4. Динамика концентраций трития в промливневом канале



На рис.5 приведены данные, характеризующие динамику содержания трития в регионе водоема, примыкающем к нагорной канаве (ПТН-5). Как и в случае с промливневым каналом, обращают на себя внимание резкие колебания концентраций трития в воде указанной акватории водоема. Хотя после вывода из эксплуатации второго энергоблока средняя концентрация радионуклида здесь снизилась, тем не менее, достаточно часто наблюдались пиковые выбросы трития, поступающего от расположенной поблизости нагорной канавы, в которой концентрация изотопа значительно превышает таковую в акватории Белоярского водохранилища.

Район Теплого залива (ПТН-6) весьма важен в плане радиационного мониторинга в связи с тем, что здесь функционирует рыбное хозяйство по выращиванию садкового карпа. Этот залив изолирован от водоема дамбой и в него поступает подогретая вода, прошедшая через системы охлаждения АЭС. В свою очередь в эти системы через водозаборный канал засасывается вода из вышерасположенной части водоема, куда попадают слаборадиоактивные стоки промливневого канала и нагорной канавы.

В период совместной работы энергоблоков концентрация трития в воде Теплого залива варьировала в пределах 45-90 Бк/л. После вывода из эксплуатации второго энергоблока она снизилась в среднем в три раза (до 22 Бк/л), однако пиковые выбросы трития, характерные для вышерасположенной части водоема, проявляются и в зоне Теплого залива, особенно после вывода из эксплуатации второго энергоблока (рис. 6).

Как было сказано выше, Белоярское водохранилище образовано путем зарегулирования русла р.Пышмы. Река Пышма впадает в водоем в верхней его части, а в нижней через плотину вода поступает в р.Пышму, а из нее в реки Туру, Тобол, Иртыш. Представляло интерес оценить, какое влияние оказывает Белоярская АЭС на содержание трития в воде р. Пышмы. Для этой цели в период с 1981 по 1984 гг. периодически определяли концентрацию трития в воде этой реки до ее впадения в водоем-

охладитель и ниже приплотинной части водохранилища. Оказалось, что в этот период концентрация трития в верховьях р.Пышмы (38±0,8 Бк/л, n=19) была достоверно ниже при уровне значимости 1%, чем в нижерасположенной части реки (90±13 Бк/л, n=10). Таким образом, установлено, что при совместной работе энергоблоков в акваторию р. Пышмы ниже плотины поступали дополнительные количества трития за счет работы Белоярской АЭС. После вывода из эксплуатации второго энергоблока (1990-1991 гг.) концентрация радионуклида в воде нижеплотинной части р. Пышмы по сравнению с периодом 1982-1983 гг. уменьшилась примерно в три раза (30±3 Бк/л, n=7).

Другой водной экосистемой, находящейся под воздействием АЭС, является Ольховское болото и вытекающая из него небольшая речка Ольховка. В табл. 1 представлены данные содержания трития в воде различных звеньев Ольховской болотно-речной экосистемы в 1981-1982 гг., когда функционировали второй и третий энергоблоки АЭС. Кроме того, в ней приведено содержание радионуклида в воде р.Пышмы выше места впадения р.Ольховки. Для данной экосистемы это место условно можно считать контролем. Видно, что концентрация трития в воде на всем протяжении болотно-речной экосистемы выше, чем в контроле, что указывает на БАЭС как источник поступления этого радионуклида в болотно-речную экосистему. Концентрация трития в воде сбросного канала, Ольховского болота и р.Ольховки в период исследований варьировала в широких пределах, что свидетельствует о периодичности выбросов трития с жидкими стоками АЭС. Судя по средним показателям, концентрация радионуклида в воде р.Ольховки, вытекающей из болота, примерно в 2-2,5 раза ниже, чем в сбросном канале. Хотя эти различия статистически недостоверны ввиду большого разброса данных, намечающаяся тенденция к снижению содержания радионуклида в р.Ольховке по сравнению со сбросным каналом косвенно подтверждает предположение о том, что при прохождении через Ольховское болото сбросные воды разбавляются за счет подземных

источников (Кононович и др., 1988).Это предположение подтвердилось геофизическими исследованиями, которые показали, что болото располагается в тектонически нарушенной зоне, где имеется подпор глубинных вод из тектонического разлома (Радиоактивные беды Урала, 2000). Разбавление происходит в основном на участке от сбросного канала до середины болота. В р.Пышме концентрация трития снижается примерно в 10 раз за счет разбавления пышминской водой.

На рис. 7 представлены результаты систематических измерений концентрации трития в воде на выходе из Ольховского болота (район Асбестовского тракта). На фоне общей вариабельности данных прослеживается отчетливое снижение концентрации трития в воде после снятия с эксплуатации второго энергоблока. Так в период до 1990 г. она составляла в среднем 2600±260 Бк/л (n=33), а в последующие годы снизилась примерно в 10 раз (250±50 Бк/л при n=8). Статистическая обработка результатов показала, что эти различия высокодостоверны при уровне значимости <1%.

Так как с водным потоком тритий из Ольховского болота мог переноситься вниз по р.Пышме, мы исследовали его содержание в воде р.Пышмы на разном расстоянии от устья р.Ольховки. Такое обследование проводили неоднократно как во время совместной работы энергоблоков, так и после вывода из эксплуатации второго энергоблока (табл.2). На первом этапе исследований (1983-1984 гг.) среднее содержание трития в воде реки Пышмы выше устья р.Ольховки составляло 49±5 Бк/л, а в нижерасположенной части реки - 65±5 Бк/л. В 1990-1991 гг. после снятия с эксплуатации второго энергоблока концентрация радионуклида на обоих участках реки снизилась и составила примерно 29 Бк/л. В 1999-2000 гг. она снизилась еще примерно в два раза. В настоящее время концентрация трития в воде р.Пышмы находится на грани чувствительности метода. Она практически одинакова на участках реки выше и ниже устья р.Ольховки. Это означает, что Ольховское болото практически не влияет на содержание трития в р.Пышме.

Рис. 5. Динамика изменения концентрации трития в вввводе в районе Биофизической станции Белоярского водохранилища

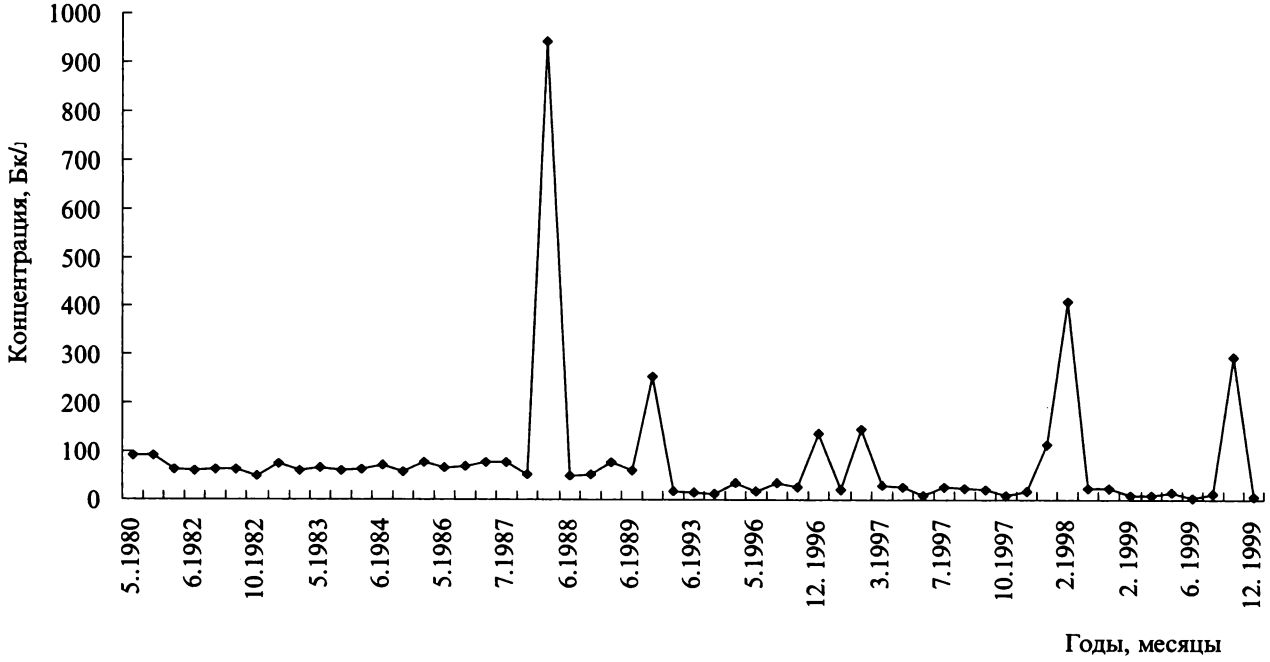


Рис.6. Динамика изменения концентрации трития в воде Теплого залива Белоярского водохранилища

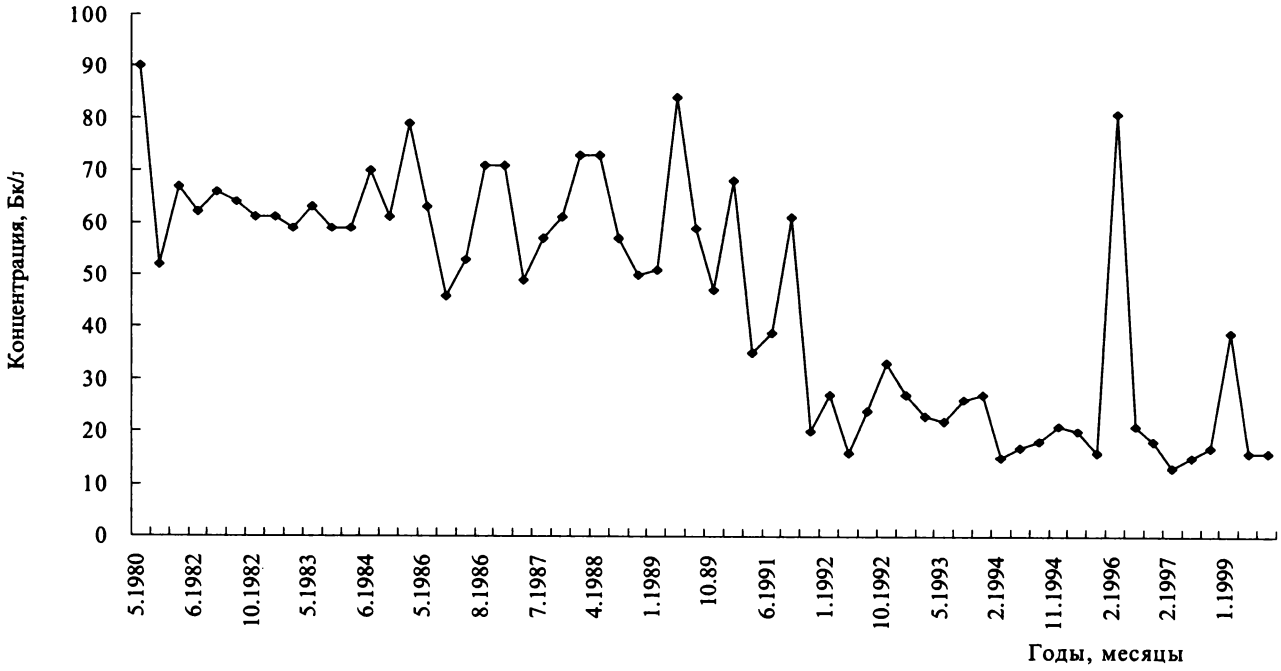


Рис. 7. Динамика изменения концентрации трития в воде на выходе из Ольховского болота

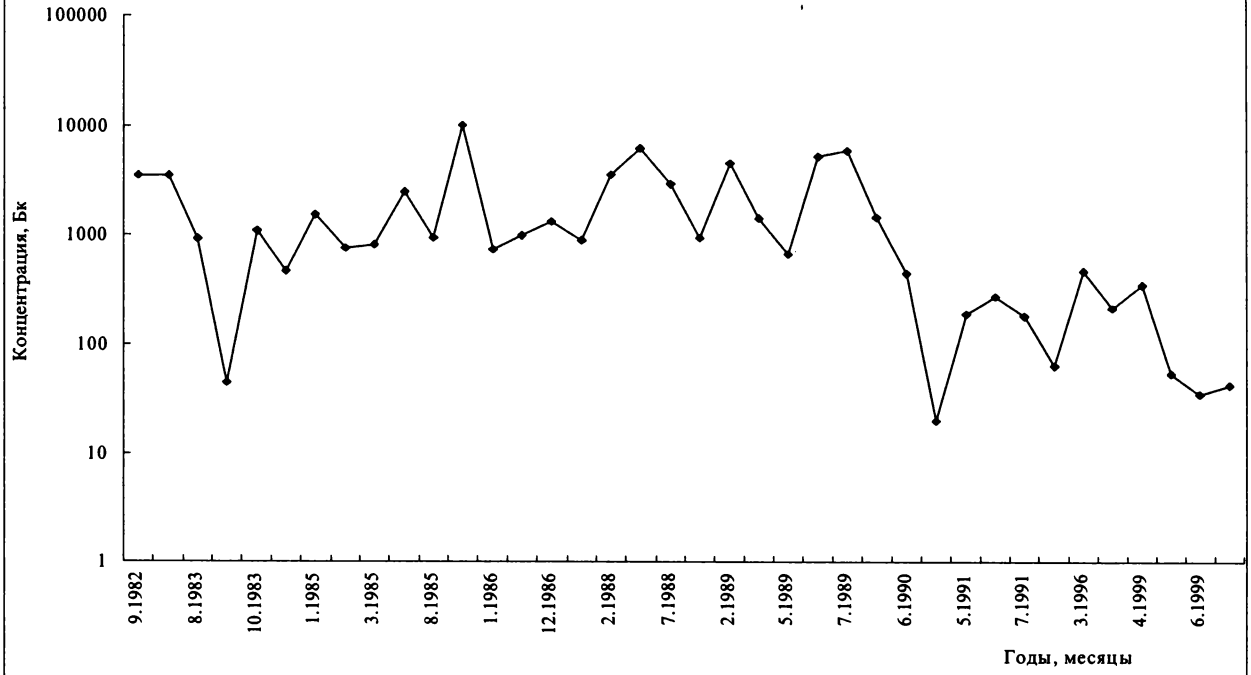


Таблица 1

Содержание трития в воде болотно-речной экосистемы в период 1981-1982гг., Бк/л

Время отбора проб	Сбросной канал	Ольховское болото		Река Ольховка		Река Пышма	
		начало	средняя часть	исток	устье	вниз по течению	вверх по течению
13.08.1981	1220	17170	7550	7400	6480	-	44
20.08.1981	960	2070	5370	8210	7180	780	48
20.08.1981	44	2290	6440	4960	4510	930	65
3.09.1981	170	370	3700	2660	-	-	-
14.09.1981	5810	16830	2740	2740	2220	163	64
20.04.1982	19720	9070	-	8330	-	-	-
25.05.1982	53130	5550	7030	6920	6070	-	43
28.06.1982	2480	520	2370	1670	1670	201	38
27.07.1982	520	440	2150	2220	1960	230	46
30.08.1982	29710	8580	2920	3030	2290	81	55
1982	10800	12510	4960	3550	4070	175	51
3.11.1982	10800	11430	-	3520	-	131	42
Среднее	11280±4910	7240±1520	4520±580	4600±610	4050±660	340±110	50±3

Таблица 2

Концентрация трития в воде р.Пышмы в различные периоды наблюдений, Бк/л

Место отбора проб	Расстояние от устья р. Ольховки, км	8.1983	10.1983	10.1984	Среднее за 1983-1984гг	6.1990	8.1990	5.1991	6.1991	7.1991	Среднее за 1990-1991гг	4.1999	5.1999	6.1999	7.1999	8.1999	9.1999	10.1999	4.2000	7.2000	Среднее за 1999-2000гг
Выше устья р.Ольховки	0,5	50	51	45	49±5	31-41	34	21	16	34	29±4	6		7	7	9	14	11	7		9±1
Ниже устья р.Ольховки					65±5						29±2										11±1
Кумовская мельница	0,5	72	109									7	7	8	7	9	12	8	18		
Малиновка	13	62	103	37		34-54	46	30	44	30					11					10	
Петушки	18	61	101	28		30-44	47	27	22	28					16						
Белокаменный	26	56	97	85		36-41	54	22	23	27					12						
Химлесхоз	55					31-43	52	23	23	27					13						
Глядены	49	49	93	101																	
Знаменский	56	48	63	51																	
Сухой Лог	70	44	56	41																	
Филиповское	86			38																	
Камышлов	120	37																			

Согласно нормам радиационной безопасности (НРБ-99, 1999) допустимая концентрация трития в питьевой воде для районов АЭС составляет 3300 Бк/л. Результаты мониторинга показали, что концентрация трития в воде Белоярского водохранилища не превышала допустимых уровней для питьевой воды, однако в пределах промливневого канала и нагорной канавы, расположенных в санитарно-защитной зоне АЭС, в отдельных случаях зафиксированы уровни концентраций трития 1000-3000 Бк/л, однако они не повлияли на радиационную обстановку в водоеме в целом. Концентрация трития в воде р.Пышмы, как и в Белоярском водохранилище, не превышала допустимого уровня для питьевой воды.

Итак, в результате эксплуатации Белоярской АЭС в водоем-охладитель и Ольховскую болотно-речную экосистему поступают дополнительные количества трития, которые значительно превышают уровни природного и техногенного фона (3-5 Бк/л). Основными путями поступления радионуклида в водоем служат промливневый канал и нагорная канава. С выводом из эксплуатации второго энергоблока Белоярской АЭС концентрация трития в воде водоема-охладителя и Ольховской болотно-речной экосистемы заметно снизилась. В течение 20-летнего периода мониторинга в Белоярском водохранилище и р. Пышме не выявлено случаев превышения допустимых уровней концентрации трития для питьевой воды.

Работа выполнена при поддержке грантов
РФФИ 01-05-64116 и РФФИ-Урал 01-05-96445, 01-05-96463.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Богданов К.М., Романовская Л.Л. Биофизические закономерности обмена тритиевой воды в организме. М., Энергоиздат, 1981.

2. Гусева В.П., Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Куликов Н.В. ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs в планктоне водоема-охладителя АЭС // Экология. 1989. №5. С. 73-75.

3. Гусева В.П., Чеботина М.Я. Изменение численности, биомассы и химического состава планктона под влиянием системы охлаждения Белоярской АЭС . Экология. 2000. №1. С. 28-35.

4. Дельвин Н.Н., Иванов А.Б., Крылов В.А., Носов А.В. Изучение содержания трития в водных объектах и приземной атмосфере в районе Калининской АЭС. М.:АЭП, 1996. С 264-273

5. Дерпгольц В.Ф. Мир воды. Ленинград, «Недра». 1979. С. 27.

6. Егоров Ю.А. Еще раз о тритии, образующемся при работе АЭС, и его переносе в окружающей АЭС среде. Экология регионов атомных станций. М.:АЭП, 1996. С. 237-250.

7. Кононович А.Л., Луппов В.А., Маковский В.И. и др. Радиоэкологическая оценка состояния Ольховского болота // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС. –Екатеринбург, 1991. С. 25-36.

8. Куликов Н.В., Трапезникова В.Н., Трапезников А.В. Содержание ^{137}Cs в садковой и свободноживущей рыбе Белоярского водохранилища //Поведение радиоизотолов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983. С. 27-30.

9. Куликов Н.В., Реч Т.А., Трапезников А.В., Чеботина М.Я. Тритий в регионе Белоярской АЭС на Урале //Экология регионов атомных станций, 1996. Вып. 5. С. 251-263.

10. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Чеботина М.Я., Куликов Н.В. Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs по компонентам болотно-речной экосистемы. Экология. 1982. №2. С. 45-49.

11. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Куликов Н.В. Некоторые итоги радиоэкологического изучения природных

экосистем в районе Белоярской АЭС //Экология. 1985. №5. С. 30-34.

12. Маковский В.И., Нифонтова М.Г., Новогородцева Г.Г. Аккумулятивная роль Ольховского болота в зоне действия Белоярской АЭС // Влияние Ольховского болота на экологическое состояние района расположения Белоярской АЭС –Екатеринбург, 1991. С. 3-24.

13. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Минздрав России.

14. Уткин В.И., Чеботина М.Я., Евстигнеев А.В. и др. Радиоактивные беды Урала / Екатеринбург, УрО РАН, 2000. 93 с.

15. Трапезников А.В., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Влияние подогрева воды на накопление ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Ca и K пресноводными растениями //Экология . 1983а. №4. С. 68-70.

16. Трапезников А.В. Исследование сезонной динамики накопления ^{60}Co элодеей и роголистником темнозеленым в природных условиях //Поведение радионуклидов в водоемах и почвах. Свердловск, 1983б. С. 35-40.

17. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Гусева В.П. Накопление радиоактивных и стабильных нуклидов элодеей в зависимости от сезона года //Экология. 1986а. №6. С. 72-74.

18. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Влияние подогрева воды на накопление радионуклидов грунтами Белоярского водохранилища //Экология. 1986 б. №2. С.75-77.

19. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. Свердловск:УрО АН СССР, 1992. 77 с.

20. Adams L.W., Peterle T.J. Tritium behavior in aquatic plants and animals in a freshwater march ecosystem.-Behavior of tritium in the environment. IAEA, Vienna, 1979. P. 231.

21. Blaylock B.G., Frank M.L. Distribution of tritium in a chronically lake//Behavior of tritium in the Environment. Proceedings of a Simposium San Francisco, 16-20 Oktober 1978 jointy

organized by IAEA and NEA. International Atomic Enercy, Vienna 1979. P. 247.

22. Carland J.A., Ameen M. Incorporation of tritium in grain plants. Healts Phys., 1979. V. 36. № 1.

23. Jones W.M. Vapor of tritium oxide and deuterium oxide. Interpretatium of the isotope effect. J.Chem.Phys., 1968, 48. P. 207.

24. Farlane M.S. Tritium fractionatium in plants. Environ. Exp., 1976, 16. P. 9.

25. Pinson E.A. The body absorption, distribution and excretion of tritium in man and animals. USAEC Report LA-1218, Los Alamos Scientific Laboratory, Mar. 12. 1951.

26. Scauen D.M. The effects of tritium oxide on aquatic organisms. Summary and Progress Rept. TID-18499, 1963. P. 10.

К ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА ТЕРРИТОРИИ ОСИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ НЕФТИ

С.А.Чайкин, А.А.Оборин, Б.А.Бахметьев

Приведены результаты радиоактивного загрязнения природной среды в районе Осинского нефтепромысла с оценкой экологической опасности.

На территории Осинского нефтяного месторождения в сентябре 1969 года были произведены два подземных ядерных взрыва (ПЯВ) на глубине около 1210 метров. Оба взрыва были камуфлетные (без выхода радиоактивных продуктов в вышележащие породы и на земную поверхность). Подавляющее большинство (до 95%) радионуклидов продуктов взрыва оставались в пределах полости в виде расплава [1,3]. Семь лет продукция нефтепромысла оставались не загрязненной.

В 1975-76 годах в районе взрывов были пробурены две прокольные скважины, стволы которых прошли на расстоянии 2-5 метров от боевых скважин. По данным Г.К.Михайлова (1992г.) в 1976 году после проведения соляно-кислотной обработки на устье скважины № 1004 повысилось давление и был зафиксирован первый выход радионуклидов на поверхность (тритий, цезий-137, стронций-90, кобальт-60, сурьма-125, рутений-106 и т.д.) .) с суммарной активностью до 10^7 Бк/л.. С этого момента началась неконтролируемая миграция радионуклидов в недрах и на поверхности. Максимальные мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на приустьевой площадке скважины достигали 4,5 мР/час. Добываемая загрязненная продукция (нефть, вода) далее следовала по всей технологической цепочке подготовки нефти с разбавлением ее при смешивании с продукцией других скважин. За счет этого с одной стороны – происходило снижение

степени активности на один-два порядка, а с другой начался разнос радионуклидов по площади месторождения, так как вся попутно добываемая вода, загрязненная радионуклидами, закачивалась через нагнетательные скважины в залежь для поддержания пластового давления. Фронт радиоактивного загрязнения двигался со скоростью от 0,5 до 1,74 м/сут. Не исключено, что по отдельным направлениям (вероятно при гидроразрыве трещин) осуществлялся кинжальный прорыв радионуклидов. Если в 1978 году появление радионуклидов зафиксировано в продукции 5 скважин, расположенных в непосредственной близости от боевых, то в 1981 году количество скважин, дающих загрязненную продукцию, достигло 99, а ареал загрязнения охватил территорию практически всего месторождения. В 1986-88 годах фонд загрязнения скважин колебался на уровне 150-200, причем отмечалось дальнейшее расширение ареала радиационного загрязнения за счет появления радионуклидов в продукции новых скважин. За весь послевзрывной период эксплуатации месторождения присутствие радионуклидов (одноразовое, периодическое или постоянное) зафиксировано в продукции более 240 скважин (Г.К.Михайлов, 1993г.).

Проведенный Ю.С.Шахиджановым [2] комплекс геофизических и геохимических исследований показал, что осуществление ПЯВ привело к нарушению герметичности ряда эксплуатационных скважин и формированию зон техногенной трещиноватости, обусловивших неконтролируемую миграцию загрязненных флюидов в перекрывающие залежь отложения и формирование в данной части разреза вторичных очагов радиоактивного загрязнения. Анализ замеров гамма-активности по стволу эксплуатационных скважин показал, что из 268 исследованных скважин в 159 встречены интервалы повышенной техногенной радиоактивности в продуктивной или вышележащей части разреза. Уровень загрязнения разрезов скважин колебался от 5 до 138 мкр/час. Самый высокий уровень загрязненности был обнаружен в нагнетательных скважинах

(№874 - 138 мкр/час, №729 - 50 мкр/час) и в добывающих (№1004 - 129 мкр/час, №731 - 84 мкр/час). Значениями 20-50 мкр/час характеризовались участки, на которых расположены в основном нагнетательные скважины. На большей части зоны техногенной трещиноватости величина привнесенной радиации превышала естественный фон на 10-20 мкр/час. В пределах восточной и западной краевых частей зоны гамма-активность не превышала 10 мкр/час. Добыча загрязненной продукции и наличие большого фонда дефектных скважин явились основными факторами формирования поверхностных очагов радиоактивного загрязнения. Результаты радиоэкологического обследования территории Осинского месторождения, показали, что основные поверхностные очаги радиоактивного загрязнения приурочены к нефтепромысловым объектам: арматура устья скважин, замерные и сепарационные установки, почвы и грунты промплощадок. Превышение гамма-излучения над природным фоном установлено на площадках 85 скважин из 149 обследованных (57%).

В 1993 году Б.А.Бачуриным были проведены полевые обследования на площади Осинского месторождения: визуальные обследования зон магистральных и промысловых нефте- и водопроводов, эксплуатационных и нагнетательных скважин, а также промыслово-хозяйственных построек с характеристикой очагов и участков загрязнений, радиометрия на всей площади Осинского месторождения в масштабе 1:50000 с детализацией на участках загрязнения. Осуществлен отбор проб воды на объектах: ЦППН, ДНС, ГЗУ, резервуарных парков, нефте- и водопроводов и т.д. С учетом гамма-активности и направления сноса загрязненных радионуклидов произведен отбор 200 проб из подземных и поверхностных вод, включая 10 проб из Воткинского водохранилища и 5 проб из Тулвинского залива, а также из колодцев в деревнях. По результатам радиометрической съемки на территории Осинского месторождения было выделено две аномалии. Первая находится в районе скважин №1004, №614 с максимальными значениями

22мкр/час в июле и 65 мкр/час в августе. Площадь аномалии вытянута вдоль правого берега реки Тишковка. Вторая, точечная аномалия, выделена южнее деревни Пермяково в долине реки Поварня и связана с радиоактивностью воздуха над водной поверхностью малой реки (20 мкр/час). В 5 метрах от реки радиоактивность составляла 10 мкр/час. Наиболее опасным для заражения Воткинского водохранилища являются участки скважин №№ 174,201,212,709,822. В изучаемом районе в четвертичных отложениях отсутствуют выдержанные водоупоры и миграция загрязнения идет непосредствено в грунтовые воды и далее в водохранилище. Опасными также являются участки скважин №№ 181,185,206,207,486 с позиций охраны поверхностных и подземных вод. По мнению Б.А.Бачурина распространение загрязнений в зоне развития аллювиальных четвертичных отложений представляют значительную опасность для Воткинского водохранилища, а эксплуатационная закачка сточных вод с радионуклидами в нагнетательные скважины является недопустимым (Б.А.Бачурин, 1993г.).

Загрязнение территории нефтепромысла путем поступления продукции из скважин, расположенных вблизи эпицентров ядерных взрывов, поступление ее на УППН и закачки оттуда по водоводам в нагнетательные скважины, сопровождающаяся разливом воды и адсорбированием радионуклидов, можно отнести к первичному загрязнению. Вторичное загрязнение может быть обусловлено водой, изливающейся из нагнетательных скважин или обводненных добывающих скважин в процессе их ремонта и освоения, а также в районе грифонопроявлений. Распространение радиоактивного загрязнения усиливается под действием климатических и техногенных факторов. Первые действуют в направлении потоков дождевых и талых вод и розы ветров, вторые вдоль дорог.

В 1995 году выборочные медико-биологические исследования 59 работников Осинского месторождения,

выполненные лабораторией экологической иммунологии ИЭГМ УрО РАН зафиксировали сдвиги в иммунной и кроветворных системах, но причины не определены и требуют уточнения (Кеворков Н.Н., 1995г.).

Летом 1998 и 1999 года лабораторией геомикробиологии ИЭГМ УрО РАН были проведены маршрутные радиометрические исследования грунта и донных отложений по двум профилям (рис. 1) с использованием приборов ДРГ-О1Т1 и РГА-500. По замерам гамма-активности и концентраций радона выявлены аномальные участки (рис.2, 3), приуроченные к зонам активной гидрофлюидодинамики, ранее выделенных Б.А.Бачуриным. Следовательно, подземная миграция радионуклидов за пределами нефтепромысла, на территории неконтролируемой природоохранными организациями, продолжается.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Булатов В.И. Россия радиоактивная., Новосибирск, ЦЭРИС, 1996.-272С.

2. Шахиджанов Ю.С. Возможные экологические последствия подземных ядерных взрывов, проведенных на действующие нефтяные и газовые месторождения. Отчет о работе научного совета РАН по проблемам биосферы в 1992г. М., «Наука», 1992г., с. 51-60.

3. Яблоков А.В. Атомная мифология., М., «Наука», 1997.-271с.

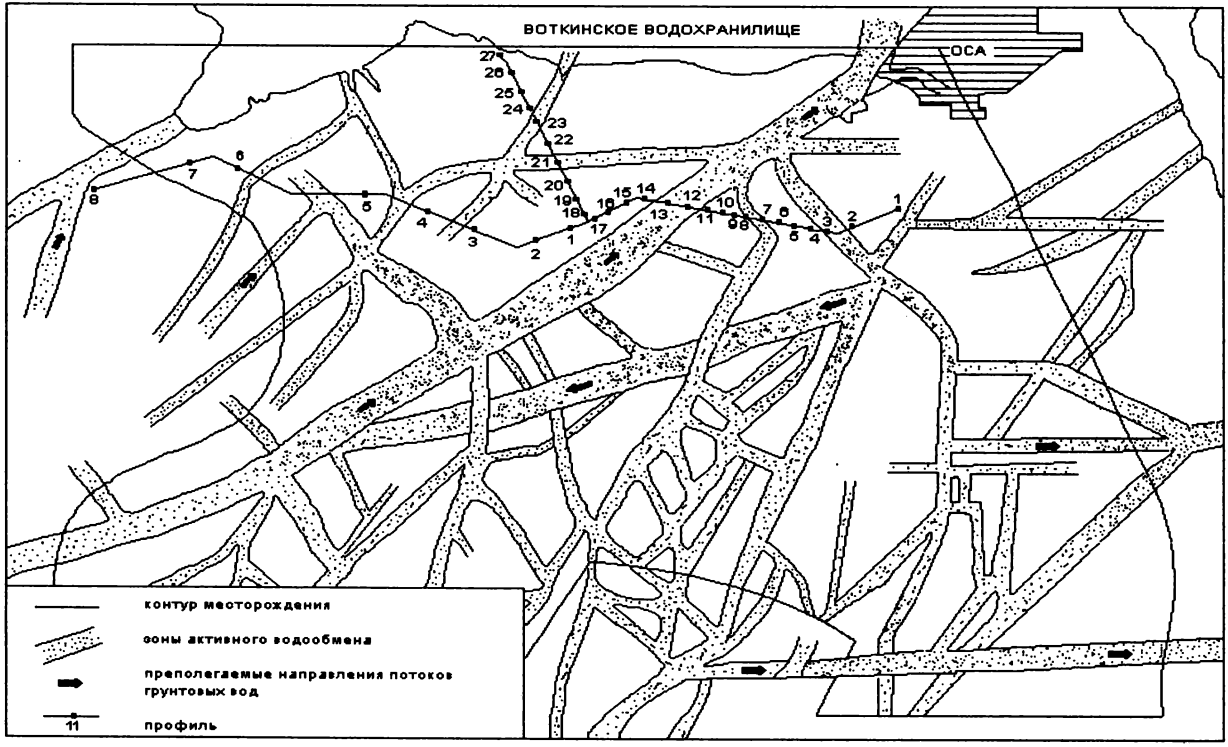


Рис.1. Схема района Осинского нефтяного месторождения

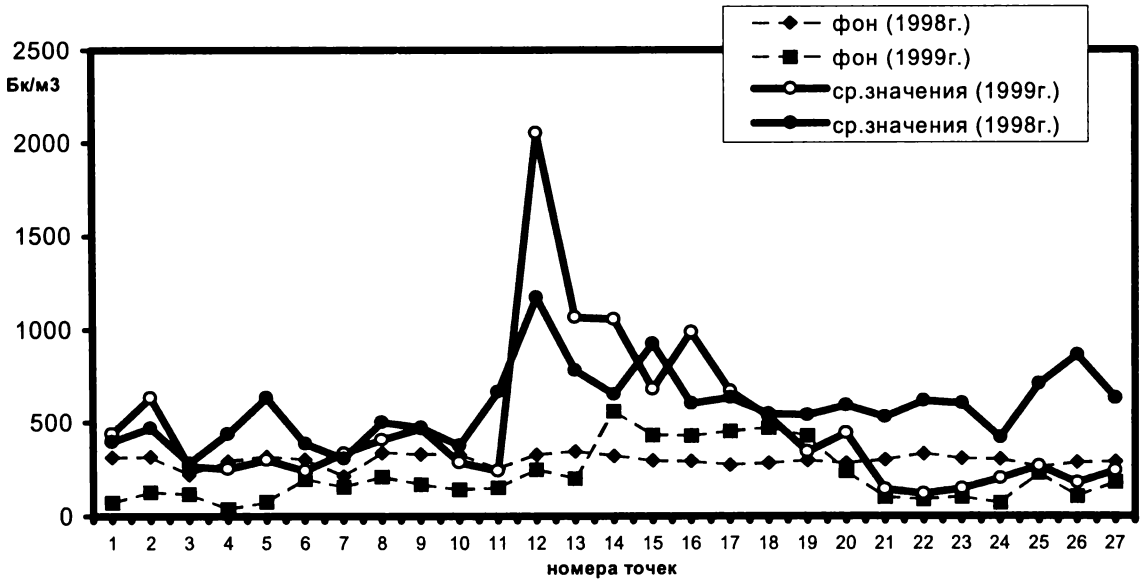


Рис.2. Профиль №1 д.Тишково-берег Воткинского водохранилища (1998г.-1999г.)

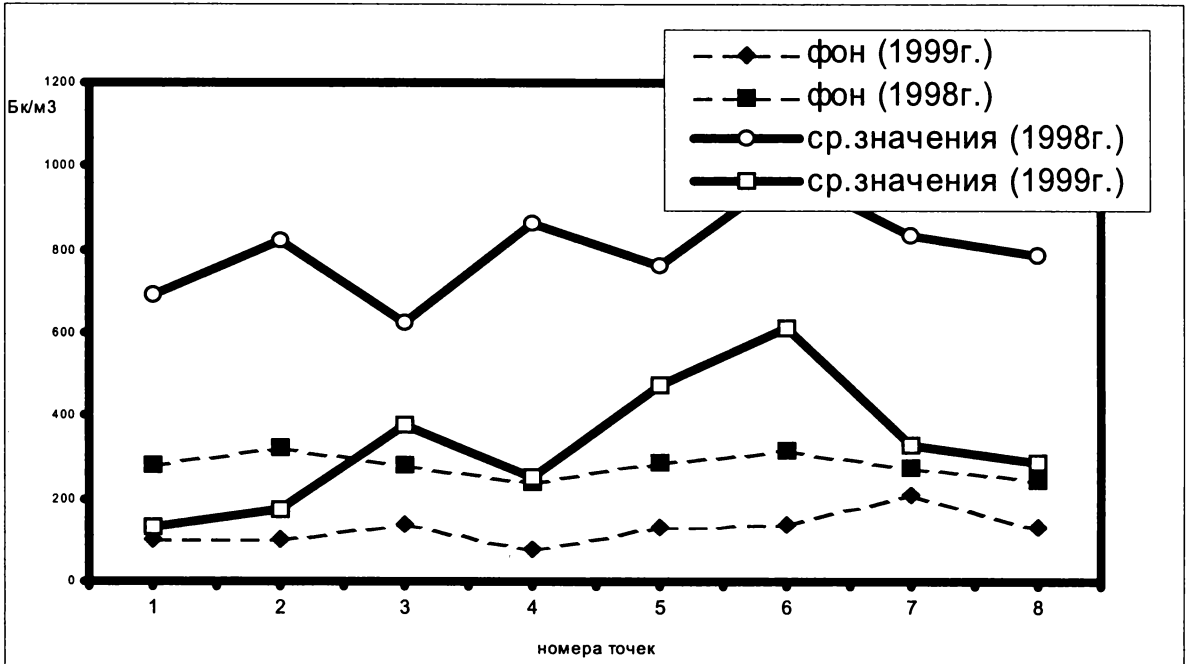


Рис.3. Профиль №2 д.Устиново-д.Субботино (1998г.-1999г.)

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ФАКТОРОВ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИХ ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ БЕЗОПАСНОСТЬ ЧЕЛОВЕКА

Б.В. Тестов
Пермский государственный университет

Безопасность жизнедеятельности человека предполагает устойчивость его к действию как природных, так и антропогенных факторов, определяющих экологические условия существования живых организмов. Таких факторов достаточно много, но не все они в одинаковой степени влияют на жизнеспособность организма, то есть имеют разное значение для условий существования. К наиболее важным, с нашей точки зрения, следует отнести такие факторы как наличие кислорода, наличие свободной воды, температуру окружающей среды, сбалансированность поступления химических элементов, гравитационные условия, условия питания. В последнее время очень большое значение уделяют радиационному и электромагнитному загрязнению среды, которые имеют антропогенную природу. При этом постоянно встает вопрос о силе влияния экофакторов на различные виды организмов, и в первую очередь на человека. Сравнительная оценка может быть проведена несколькими способами, но все они имеют свои недостатки. Наглядным примером различия силы действия экофакторов на организм является сравнение интервала между оптимальной и смертельной для человека величиной экологического фактора (отношение большей величины к меньшей), который мы условно назовем диапазоном толерантности (терпимости) организма к данному фактору. Под оптимальной мы подразумеваем величину экофактора, при которой организм человека чувствует себя комфортно. Для температуры среды– это 20 °С, для потребления воды – 3-5 л на человека в сутки и т. д. Под смертельной мы подразумеваем величину фактора, при которой организм не может долго

существовать. Примеры оптимальных и смертельных величин экофакторов, и диапазоны толерантности приведены в таблице 1.

Из таблицы видно, что диапазон толерантности человека к естественным экологическим факторам значительно меньше, по сравнению с антропогенными экофакторами. Действительно, уменьшение парциального давление кислорода или увеличение температуры среды в 5 раз приводит организм на грань выживания. Тогда как электромагнитное или радиационное излучение для достижения летального эффекта должно быть увеличено на несколько порядков. Причиной такого различия является различная чувствительность организма к экологическим факторам или различная сила действия экофакторов на организм. В ходе эволюционного развития организмы приспособились к суточному и сезонному изменению температуры, колебаниям влажности, освещенности за счет изменения физиологических или поведенческих реакций.

Таблица 1

Соотношение оптимальных и смертельных величин (диапазон толерантности) некоторых экологических факторов для организма человека

Наименование фактора	Величина фактора		Диапазон толерантности
	смертельная	оптимальная	
Парциальное давление O_2 в альвеолах, мм рт. ст. [1]	35 (на высоте 7000 м)	105 (над уровнем моря)	3
Температура среды, °С	100° С	20° С	5
Потребление воды в сутки, л	50 л	5 л	10
Сила тяжести	10 mg	mg	10
Потребление поваренной соли, г на человека в сутки	1000 г	10 г	100
Напряженность низкочастотного электромагнитного поля, в/м [2]	> 100000	120	1000
Мощность дозы ионизирующего излучения, р/час	> 600	$20x10^{-6}$	$3x10^{7}$

Для регистрации изменения экофакторов живые организмы обладают рецепторами, которые регистрируют изменения окружающих условий и позволяют реагировать организму соответствующим образом. Варьирование факторов, которые оказывают несущественное влияние на организм (изменения радиационного фона, колебания магнитного поля Земли, изменение силы тяжести под действием Луны и т.п.) организм не ощущает, поскольку не имеет соответствующих рецепторов. Однако огромные производительные силы человечества привели к многократному увеличению электромагнитного, радиационного облучения, появлению тяжелометального и диоксинового загрязнений, которые могут оказать существенное влияние на организм человека и животных. В этих условиях возникает проблема сравнительной оценки силы действия различных экологических факторов.

О сравнении действия экологических факторов

Сравнение воздействия на организм экологических факторов представляет пока достаточно сложную проблему. Связано это с тем, что опасное или допустимое действие на организм экофакторов регламентируется физическими параметрами действующего фактора. Так, атмосферное давление характеризуют в мм рт. столба, освещенность в люксах или люменах, температуру в градусах, влажность в процентах, загрязненность воздуха в мг/куб. м, радиоактивность в р/час, электромагнитной излучение В/м или А/м. И практически нельзя установить однозначную связь между этими величинами. Поэтому физические характеристики экофакторов не могут дать представление о влиянии экофакторов на организм. В настоящее время надзорные органы оперируют экспериментально полученными предельно допустимыми значениями различных экофакторов, что не позволяет, однако, проводить сравнение силы из воздействия на организм..

Одним из выходов из создавшегося положения может дать энергетическая характеристика экофактора. Известно, что воздействие на организм определяется энергией, переданной организму определенным экофактором. Так, при действии тепла, радиационного облучения биологический эффект определяется количеством тепла или ионизаций, полученных клетками организма. При воздействии света и электромагнитного излучения величина биологического эффекта определяется энергией, воздействия на рецепторы и остальные клетки организма. Биологический эффект воздействия на организм химических веществ должен определяться энергией воздействия на обонятельные рецепторы клетки легких и клетки покровных тканей. Однако в настоящее время пока не получена связь между величиной биологического эффекта и энергетической характеристикой экологического фактора за исключением теплового и радиационного воздействия.

Между тепловым и радиационным воздействием получена достаточно четкая зависимость, определяемая выражением:

1 Гр (Дж/кг) = 0,000239 кал/г [3]

Это означает, что при получении смертельной для теплокровных животных дозы облучения 10 Гр, организм получает энергию достаточную для нагревания примерно на 0,002°С. Это достаточно для понимания, что организм очень чувствителен к действию ионизирующего излучения.

Для характеристики величин ЭМИ используют напряженность электрического поля (Е), измеряемую в В/м и напряженность магнитного поля (Н), измеряемую в А/м. При измерении низких частот используют величину магнитной индукции (В), единицей которой является тесла (Тл). Эти величины достаточно трудно связать с поглощенной дозой излучения. Наиболее близкой к поглощенной дозе величиной является плотность потока электромагнитной

энергии (ППЭ), которая измеряется в Вт/м^2. Эта величина характеризует не поглощенную, а падающую энергию, но при некоторых допущениях легко преобразуется в поглощенную дозу. Преобразуем известные физические отношения [3]

1 Вт = 1 Дж/с 1Вт = 0,24 кал/с 1кал = 4,2 Дж 1Гр = 1 Дж/кг

в производные соотношения

1Вт = 1Гркг/с; 1мкВт = 0,001 Грг/с; 1мкВт = 3,6Грг/час; 1Вт= 864 кал/час

Для связи падающей на поверхность энергии с поглощенной дозой сделаем предположение, что вся падающая энергия поглощается в слое вещества толщиной 10 мм. Ошибка при таком допущении будет не очень большой, поскольку в живом организме поглощенная энергия в значительной мере перераспределяется, и при наличии данных об отражении энергии всегда можно ввести соответствующую поправку. При таком допущении ППЭ легко превращается в поглощенную энергию и мощность дозы облучения. Предполагая для простоты, что плотность ткани человека равна 1 г/см^3, находим выражение для мощности поглощенной дозы при различных ППЭ:

1 Вт/см^2 будет создавать мощность дозы 86,4 кал/час или 3600000 Гр/час;

1 мВт/см^2 соответствует мощности дозы 0,0864 кал/час или 3600 Гр/час;

1 мВт/м^2 соответствует мощности дозы 8,64 мккал/час или 0,36 Гр/час.

Используя полученные выражения, рассчитаем мощность поглощенной дозы от некоторых источников ЭМИ, приведенных в докладе [4] (табл. 2).

Таблица 2

Величина энергетического воздействия на живой организм от источников электромагнитного излучения диапазона 3 кГц – 300 МГц

Источник излучения	Частота	Расстояние от источника	ППЭ, Вт/м^2	Поглощенная энергия	
				мкал/часг	Гр/час
Радиостанция КВ	4 – 26 МГц	50 м 220 м	40 2	3200 160	14400 720
Мобильные сотовые телефоны	20 МГц – 2 ГГц	10 см	20	1600	7200
Телевизионные передатчики	47-8 МГц	1,5 км	0,05	1,6	7,2
Радиостанции FM	108 МГц	1,5 км	0,05	4,0	18
Локаторы стационарные	1-10 ГГц	До 1 км	10	8	360
Радиолокационные системы автотранспорта	9 – 35 ГГц	3 м	0,25	0,2	90
Установки СВЧ - нагрева	2,45 ГГц	5 см 1 м	до 50 0,0002	40 0,02	1800 0,09

Таким образом, можно установить соотношение между тепловым, электромагнитным и радиационным воздействием на организм. Однако связать эти экофакторы с давлением, освещенностью, гравитацией, химическим загрязнением пока не удается. Возможно, что более простым способом сравнения может быть биологический эффект, который оказывает на организм избыточное действие экофактора.

Известно, что оптимальными параметрами экофактора является некоторый интервал значений, отклонение за пределы которого приводит к ухудшению жизнедеятельности организма. При существенном изменении условий среды обитания организм должен адаптироваться к новым условиям, что требует от него определенных энергетических затрат.

Состояние организма в измененных условиях существования следует рассматривать как стрессированное, причем мера стрессированности будет определяться величиной изменения условий существования.

Неспецифический ответ организма на стрессовое воздействие

Стресс (от англ. stress — напряжение) — термин, введенный в медицинскую литературу Г. Селье в 1936 г. и обозначающий неспецифическую реакцию организма, возникающую в ответ на действие внешних и внутренних раздражителей (стрессоров). Для характеристики ответной реакции организма на воздействие Селье ввел термин «общий адаптационный синдром» (ОАС), который включает три фазы (тревоги, резистентности и истощения), предполагающих реакцию организма на длительное воздействие. [5,6] Однако при сильных воздействиях после стадии тревоги (мобилизации), которая может длиться достаточно долго, наступает гибель организма. Такое состояние, когда гибель организма после действия стрессорного фактора происходит от истощения организма, Селье назвал дистрессом. Дистресс возникает при действии сильных или длительно действующих раздражителей, приобретающих роль патогенных факторов. Если же гибели не происходит, то организм переходит в стадию резистентности, которая заканчивается после прекращения действия фактора восстановлением организма [7]. Особенностью дистресса является то, что причиной гибели является не отказ какого-либо органа, что само по себе несовместимо с жизнью, а истощение в результате катастрофической потери массы тела. Имеются многочисленные свидетельства гибели животных, если действие стрессора настолько сильное, что организм не может к нему приспособиться. В этом случае часто наблюдаются расстройства органов пищеварения: появление

язв в стенках желудка и двенадцатиперстной кишки [5, 6], а в тонком кишечнике атрофические изменения слизистой, приводящие к нарушению всасывания пищевых веществ или синдрому мальабсорбции.

Неспецифический характер стрессового воздействия означает, что, несмотря на различные причины возникновения стресса, характер развития поражения примерно одинаковый, что позволяет использовать стрессовую реакцию организма для сравнительного изучения экофакторов. Мы проводили анализ стрессовой реакции организма при воздействии облучения, действии химических препаратов и блокировке носового дыхания у животных. Эксперименты проводились на белых беспородных мышах обоего пола. Облучение проводили на исследовательской облучательной установке ИГУР-1 от источников ^{137}Cs, использовали варианты острого и пролонгированного облучения. В качестве источников химического воздействия использовали колхицин и фосфид цинка. Для изучения реакции животных на механическую травму мы использовали блокировку носового дыхания. Блокировка осуществлялась как тампонированием носовых ходов, так и перевязыванием носовых каналов на входе. Эффект подобен закупорке носового дыхания человека при сильном насморке. Животные в отличие от человека переносят эту операцию очень тяжело, несмотря на хорошую возможность дышать через рот. В течение 3 – 10 суток мыши, как правило, погибают. Однако если через2 –3 суток нос разблокировать, происходит восстановление организма.

Изучение динамики относительного веса внутренних органов в ответ на стрессовую реакцию показало, что наиболее сильное падение веса наблюдается в органах лимфатической системы (селезенка и тимус). Причем характерно, что происходит как быстрое падение веса этих органов, так и быстрое восстановление (таблица 3 – 5).

Таблица 3

Относительный вес органов самок белых мышей после трехсуточной блокировки носового дыхания, %

Органы	Время после начала опыта, сутки				
	0	3	4	11	18
Тушка	100	71	76	104	119
Сердце	100	106	-	106	100
Печень	100	85	-	107	96
Почки	100	105	-	106	83
Тимус	100	74	52	86	105
Селезенка	**100**	**66**	**33**	**124**	**159**
Поджелудочная железа	100	70	50	99	104

Селье связывал стрессовую реакцию с глюкокортикоидами, которые выделяются пучковым слоем коры надпочечников. Гиперплазия коры надпочечников возникает под действием гормонов гипофиза, который, в свою очередь, находится под влиянием гипоталамуса.

В дальнейшем работы Петра Дмитриевича Горизонтова с соавторами показали, что при стрессовых реакциях организма, вызванных лучевым повреждением, очень сильные изменения наблюдаются в лимфоидных органах (тимусе и селезенке) [7, 8]. Затем эти факты были подтверждены при изучении стрессовой реакции организма на различного вида травмы. Валерий Александрович Черешнев с соавторами в книге «Иммунология комбинированных радиационных поражений» дает обзор работ, свидетельствующих о резком снижении массы тимуса после различного рода травм (закрытые травмы груди, ожоги) [9]. В органах лимфоидной системы (тимусе, селезенке, подмышечных лимфоузлах) после травм, нанесенных после

облучения, к 5 суткам отмечалось интенсивное клеточное опустошение, затем интенсивная регенерация, при которой абсолютная численность клеток в этих органах к 15 суткам значительно превышала контроль. В работах В.А. Черешнева такая реакция организма на стрессовые воздействия связывается с реакцией иммунной системы. Однако иммунная система должна включаться при появлении в организме антигенов или погибших при травме клеток Но как объяснить ее включение на блокирование носового дыхания, когда повреждение клеток минимальное?

Таблица 4

Динамика относительно веса органов самок белых мышей после острого облучения в дозе 6 Гр, %

Органы	Время после облучения, сутки				
	0	6	9	12	15
Тушка	100	102	108	108	111
Сердце	100	105	96	111	100
Печень	100	99	117	111	115
Тимус	100	41	60	83	93
Селезенка	**100**	**43**	**101**	**150**	**93**
Поджелудо чная железа	100	117	139	116	121

Анализируя литературные собственные и данные, мы пришли к выводу, что реакция лимфоидной системы наиболее показательна и универсальна при всех стрессовых ситуациях. Поэтому независимо от теоретических выкладок, объясняющих реакцию организма при стрессе, селезенку можно рассматривать в качестве наиболее удобного биологического индикатора. Тимус и лимфоузлы в этом плане менее удобны,

поскольку значительно меньше по размерам и хуже идентифицируются в организме животных.

Реакция селезенки четко зависит от силы стрессового воздействия и может быть использована для сравнительного анализа воздействующих на организм экофакторов. Это достаточно четко прослеживается при облучении, при нанесении различных травм, при введении животным различных химических веществ.

Селезенку, как индикатор действия на организм экологических факторов, можно с успехом использовать в экологических исследованиях. Метод морфофизиологических индикаторов, разработанный С.С. Шварцем, почти ничего не говорит о состоянии селезенки, как физиологического индикатора.

Таблица 5

Относительный веса органов белых мышей после введения ратицида (фосфид цинка), %

Количество, мг/кг	0	50	30	20
Время жизни	-	2-3 часа	7 суток	>14 суток
Тушка	100	95	62	131
Сердце	100	97	109	93
Печень	100	104	117	116
Почки	100	96	85	92
Тимус	100	96	81	60
Селезенка	**100**	**95**	**47**	**216**
Поджелудочная железа	100	96	80	129

Наши же исследования показывают, что селезенка является самым лучшим индикатором на различные стрессовые ситуации. Так, даже при сравнительно небольшом стрессовом воздействии вес ее уменьшается, затем быстро восстанавливается и становится нормальным. (табл. 6). При более сильном стрессе вес селезенки может в 2 и более раз превышать норму, но затем, при нормализации ситуации, возвратиться к норме. Эксперименты показывают, если селезенка после падения веса не восстанавливается, животное обречено. При длительных стрессовых ситуациях, например развитие злокачественных опухолей, селезенка может достигать размеров печени, в десятки раз превышая нормальный вес.

Таблица 6

Динамика относительного веса и гибели мышей при облучении

Доза, Гр	Показатели	Время после острого облучения, сутки						
		0	3	4	6	9	12	15
6,0	Относительный вес, %							
	тушка	100	100±7	-	100±8	107±6	100±6	117±7
	селезенка	100	42±2	-	39±5	89±4	143±18	87±10
	Гибель мышей, %	0	0	-	0	0	0	0
8,0	Относительный вес, %							
	тушка	100	87±6	-	83±7	86±5	98±8	110±12
	селезенка	100	12±3	-	16±3	28±4	80±6	138±8
	Гибель мышей, %	0	0	-	10	10	10	10
10	Относительный вес, %							
	тушка	100	85±3	-	76±4	81±5	74±6	72±6
	селезенка	100	14±2	-	10±1	14±2	15±4	25±3
	Гибель мышей, %	0	7	-	27	80	87	93
12	Относительный вес, %							
	тушка	100	80±5	76±4				
	селезенка	100	14±3	14±2				
	Гибель мышей, %	0	67	100				

То есть она, по нашему мнению, является наилучшим индикатором при изучения влияния стрессовых воздействий на животных и может быть использована для сравнительного изучения экологических факторов.

Выводы

1. В настоящее время нет удовлетворительного способа для сравнения воздействия на организм различных экологических факторов, обеспечивающих безопасность жизнедеятельности человека.

2. Наиболее чувствительным индикатором организма при стрессовых воздействиях является селезенка

3. Селезенка может быть использована в качестве биологического теста для сравнительного анализа экологических факторов в экспериментальных исследованиях

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Физиология человека: В 4-х томах. Т. 4. Пер.с англ. / Под ред. Р. Шмидта и Г. Тевса. – М.: Мир, 1986.-С. 74.

2. Плеханов Г.Ф. Основные закономерности низкочастотной электромагнитобиологии. - Издательство Томского университета, 1990. 187 с.

3. Яворский Б.М., Детлаф А.А. Справочник по физике.- М.: Наука, 1974

4. Электромагнитное загрязнение окружающей среды и здоровье населения России/ Доклад по политике в области здоровья N 4 серии «Здоровье для всех- Все для здоровья России». Под ред. А.К.Демина.-М.,1997. 91 с.

5. Селье Г. На уровне целого организма. Пер. с англ..- М.: Наука, 1972 121

6. Селье Г. Очерки об адаптационном синдроме. Пер. с англ. – Медгиз, 1990

7. Горизонтов П.Д., Белоусова О.И., Федотова М.И. Стресс и система крови. - М. - Медицина. - 1983. С.213-222

8. Белоусова О.И., Горизонтов П.Д., Федотова М.И. Радиация и система крови.-М.: Атомиздат, 1979, с. 128.

9. Черешнев В. А., Кеворков Н. Н., Шмагель К. В., Ярилин А. А. Иммунология комбинированных радиационных поражений. Екатеринбург: УрО РАН, 1997. 230 с.

ЭКОНОМИЧЕСКИЙ АСПЕКТ В РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Кононович А.Л.

1. Постановка задачи

Оценка стоимости потенциального ущерба для здоровья связана с оптимизацией охраны здоровья человека и охраны среды обитания. Особенно возрастает значение этих вопросов в связи с развитием рыночных отношений. В этой области опубликован ряд работ [1-9]. Тем не менее идеологическая основа вопроса остается противоречивой и понимается не однозначно. Например, высказывалось мнение, что экономический подход к охране здоровья сам по себе является недопустимым и безнравственным, поскольку человеческая жизнь бесценна. Вполне обоснованно опасение, что бесконтрольный переход на рыночную основу может оправдывать даже физическое уничтожение людей, если имеется достаточная денежная компенсация [10].

В настоящем сообщении излагается вариант идеологической основы понятия «стоимость радиационного ущерба» и подход к установлению ее величины, не противоречащий как нашим моральным представлениям, так и законам рынка.

Понятие «стоимость ущерба для здоровья» и «цена ущерба» являются результатом обобщения хорошо известных экономических понятий «стоимость» и «цена» товара. Из-за сходства понятий, здоровье, а также чистота среды обитания, иногда трактуются как разновидность товара. Но такая трактовка противоречит как моральным принципам, так и праву собственности. Как среда обитания, так и состояние здоровья, в том числе и своего собственного здоровья, не являются чьей-либо собственностью. Следовательно, прямые товарные отношения в этой сфере эквивалентны продаже чужой собственности.

Вообще дать точное определение понятий «стоимость здоровья» и «цена ущерба для здоровья», по-видимому, в настоящее время невозможно. Этим объясняется неоднозначность трактовок, а также большой разброс величин стоимости, фигурирующих в современных публикациях. В настоящей работе строгое словесное определение не формулируется. Смысл понятий раскрывается в их свойствах.

Главное свойство стоимости ущерба есть его объективность. В этом она подобна стоимости товара в обычном экономическом понимании. Но стоимость ущерба для здоровья формируется сложнее. Например, в отличие от общепринятой товарной экономики, в экономике охраны здоровья и среды обитания трудно выделить стоимость и себестоимость. Попытка определить себестоимость состояния здоровья как сумму затрат на его поддержание, сталкивается с большими идеологическими трудностями. Например, нет четкой ясности, в какой мере в эту величину входят затраты на качественное питание, а также поддержание нормального душевного состояния. (В ряде работ понятия «стоимость» и «себестоимость» состояния здоровья, а также их цена, фактически отождествляются, но это вносит дополнительную неопределенность).

Рассмотрим черты сходства и различия товарной стоимости и стоимости ущерба для здоровья.

Определение стоимости товара с целью наилучшим образом учесть ее при назначении цены есть одна из главных задач традиционной товарной экономики. Как завышение, так и занижение цены наносит серьезный ущерб. При излишнем увеличении прибыли, и, тем самым, цены, имеет место падение спроса на товар. При занижении цены, предприятие получает меньшую прибыль, что лишает его маневра и затрудняет конкурентную борьбу.

В товарном производстве основу для контроля и коррекции цены составляют рыночные отношения. Анализ спроса и предложения позволяет выявить погрешности экономических расчетов, а также обнаружить изменение

ситуации. Как известно, игнорирование или неправильная оценка реальной экономической ситуации, приводит к очень тяжелым последствиям, вплоть до краха и банкротства.

Еще более тяжелые последствия могут быть в случае ошибок в назначении цены ущерба для здоровья и для состояния среды обитания. Но в этой области прямые рыночные отношения далеко не всегда дают необходимую информацию для корректировки. Поэтому в экономике охраны здоровья и среды обитания приходится использовать другие приемы и подходы для выявления стоимости. Не тривиальным является вопрос толкования экономических терминов в охране здоровья и среды обитания.

Вообще единого, универсального подхода, применимого для всех ситуаций, не существует. Как толкование термина, так и методы вычисления величины, существенно зависят от ситуации и от вида ущерба.

Различают:

1. Потенциальный ущерб, при котором нет прямых последствий, однозначно и доказуемо связанных с вредным воздействием. Ущерб выражается лишь в увеличении вероятностей возникновения вредных последствий.

2. Явный ущерб, при котором наблюдаются последствия, причина которых точно установлена.

В настоящей работе рассматривается только потенциальный радиационный ущерб, обусловленный стохастическими эффектами. Прямой ущерб, обусловленный детерминированными соматическими эффектами (лучевая болезнь), в данной работе не рассматривается. Как известно, соматические эффекты могут иметь место, если эффективная эквивалентная доза превосходит 0,5 ÷ 0,7 Зв. Таким образом, область применимости настоящей работы ограничивается диапазоном доз не более 0,5 Зв. Следует еще раз подчеркнуть, что в области стохастических эффектов, невозможно установить радиационную причину поражения. Любой вид стохастического эффекта (лейкемия, рак и т.п.) может возникнуть как под

влиянием ионизирующего излучения, так и спонтанно. Он может также возникнуть под воздействием целого ряда химических веществ. В книге [41] приведен список 342 химических веществ, действие которых подобно стохастическим последствиям облучения.

2. Оптимизация риска в концепции ALARA

Определение стоимости ущерба тесно связано с оптимизацией охраны здоровья и окружающей среды. При воздействии любого вредного фактора, ущерб монотонно зависит от риска – риска нарушения здоровья или смертельного риска. Таким образом, наиболее представительным параметром оптимизации для области стохастических эффектов является полный совокупный риск, т.е. риск, обусловленный воздействием всех факторов, естественных, техногенных и социальных, - как вредных, так и благотворных. Оптимальным является решение, при котором полный совокупный риск имеет минимальное возможное значение.

Совокупный риск обусловлен комплексом факторов, характеризуемых компонентами риска. Из-за сложной взаимообусловленности, стремление уменьшить какие-либо компоненты не всегда приводит к уменьшению совокупного риска. Управление риском требует специального анализа.

Величина совокупного смертельного риска для i-го человека определяется выражением:

$$R_i = 1 - \prod_k \left(1 - r_{i,k}\right)$$

где: $r_{i,k}$ – k-тый компонент индивидуального риска для i-того человека.

Величина $r_{i,k}$ есть риск, возникающий в результате воздействия только одного k-ого фактора на i-го человека. Произведение берется по всем факторам риска.

Следует отметить различие известного понятия

«пожизненный индивидуальный риск» [1, 3, 5] и понятие «совокупный индивидуальный риск». «Пожизненный риск» характеризует риск в результате воздействия некоторого конкретного фактора (обычно облучения ионизирующей радиацией), на протяжении жизни человека. «Совокупный риск» характеризует риск от воздействия всех факторов. Он может быть приурочен к любому отрезку времени.

Формально, выражение (1), убывает при уменьшении любого компонента $r_{i,k}$. Но сами величины $r_{i,k}$ являются сложной взаимосвязанной системой. Каждый компонент зависит от целого ряда параметров, определяемых условиями жизни и родом деятельности человека. Одни и те же мероприятия по-разному влияют на различные компоненты риска. Например, интенсификация производства лекарственных препаратов снижает риск смерти от заболеваний, но увеличивает риск отравления для людей, занятых в фармацевтической промышленности.

Воздействие на некоторый фактор риска для какого-либо человека, прямо или косвенно влияет на риск для целого ряда людей, а также на другие факторы риска для данного человека. Причем, даже мероприятия, уменьшающий какой-либо компонент риска могут, тем не менее, увеличить совокупный риск. Следовательно, охрана здоровья должна основываться на требовании минимизации среднего совокупного индивидуального риска. Таким образом, концепция ALARA не может замыкаться в рамках только радиационного аспекта риска, хотя ее главной целью является радиационная безопасность. Вследствие сложной взаимообусловленности компонентов риска, уменьшение его полной величины достигается путем оптимизации. Поскольку в любом виде деятельности имеется некоторое, характерное для него распределение величин неизбежного риска, параметр оптимизации строится путем усреднения. Соотношение работ повышенного и незначительного риска определяется технологией и организацией процесса. Условие оптимизации записывается:

$$\overline{R} = \frac{\sum R_i}{N} \rightarrow \min$$

где R_i – совокупный индивидуальный риск для i-го человека,

N – количество людей в контрольной группе.

Соотношение (2) формулирует цель оптимизации риска. Идеология оптимизации есть развитие концепции замещения риска [24, 29], которая служит для оценки приемлемости риска. Согласно этой концепции техническое средство приемлемо, если полезный эффект от его применения снижает суммарный риск.

Построение стратегии уменьшения риска тесно связано с общими концепциями радиационной безопасности ALAP или ALARA. Идеология охраны здоровья исходит из положения о бесценности человеческой жизни. Этот принцип является основным как в концепции ALAP (так мало, как возможно), так и в концепции ALARA (так мало, как разумно достижимо). В обеих концепциях учитывается невозможность полностью избежать риска. Различие концепций заключается в том, что в концепции ALAP требуется по возможности уменьшать все составляющие компоненты риска, в то время как в концепции ALARA должна рассматриваться взаимосвязь отдельных компонентов риска и их совокупное влияние на риск.

Подход по концепции ALAP значительно проще, но он далеко не всегда обеспечивает уменьшение полного риска. Причина в том, что риск формируется в результате комплексного взаимодействия человека со всем обществом и с окружающей средой. Поэтому результирующие последствия мероприятий по уменьшению какого-либо отдельного компонента риска в итоге могут быть как благотворными, так и отрицательными.

Процесс оптимизации заключается в поиске соотношения между компонентами риска, при котором величина R

минимальна. В этом состоит поиск разумного решения, декларируемого концепцией ALARA. Но практический поиск оптимума осложнен тем, что рассмотреть всю совокупность связей невозможно.

Иллюстрацией сложного и иногда противоречивого формирования риска служит, например, тот факт, что состояние здоровья и продолжительность жизни работников целого ряда вредных и опасных производств значительно лучше, чем аналогичные показатели у жителей окрестных деревень, несмотря на то, что техногенный риск в них практически равен нулю. В данном случае компенсирующие факторы для персонала, как прямые (медицинское обслуживание) так и косвенные (уровень дисциплины производственного персонала, физическая культура и т.п.) оказываются более значимы, чем прямое вредное воздействие. Таким образом, косвенное воздействие, возникающее за счет взаимодействия человека с обществом, является доминирующим. Если попытаться уменьшить риск, прекратив работу вредных производств, результирующий риск в регионе не уменьшится, а возрастет. Механизм косвенного влияния на риск, как правило, легко объяснить в общих чертах. Но количественный анализ связей удается лишь в ограниченной части.

Построить строгую математическую модель, учитывающую взаимодействие разнообразных факторов при формировании риска, на современном уровне не удается. Поэтому любая оптимизационная концепция охраны здоровья вынуждена вводить дополнительные постулаты и упрощения.

Основным постулатом является хорошо известное положение: в нормальных условиях риск не должен превышать некоторого предельного значения. Вопрос о том, является ли постулат независимым или он есть следствие условия (2), на сегодня остается открытым. Для его изучения потребовалось бы рассмотреть модель с учетом состояния общества и его локальной и глобальной реакции на разрешении неограниченного риска. До настоящего времени это сделать не

удалось. В рамках современных представлений волевое ограничение максимально приемлемого риска есть независимое положение, отражающее наши моральные принципы.

Необходимо отметить, что величина максимально приемлемого риска существенно зависит от ситуации. Это отражено в соответствующих нормативных документах (например, в НРБ-99 [22], уровень приемлемого риска для профессионалов составляет 10^{-4} год$^{-1}$, а для прочего населения $5x10^{-5}$ год$^{-1}$). При ликвидации последствий аварий и катастроф, вопрос о величине приемлемого риска рассматривается особо.

Второй постулат также основывается на современных моральных принципах. Он запрещает при нормальных условиях умышленно подвергать людей повышенному риску с целью уменьшить общий совокупный риск. Запрет сохраняет силу, даже если выбранная группа для работ завышенного риска состоит из добровольцев. Таким образом, в нормальной ситуации оптимизировать риск можно только техническими или технологическими средствами. Разграничение нормальных и экстремальных условий регламентируется специальными документами, что выходит за рамки настоящей публикации.

Третий постулат констатирует существование минимально значимого риска [2, 24, 27]. Величины максимально приемлемого и минимально значимого радиационного риска, точнее, соответствующие им дозы установлены в НРБ-99. В интервале между этими величинами допускается производить управление риском с целью оптимизации.

Из-за трудностей моделирования, практическая оптимизация риска выполняется косвенными методами. Одним из методов служит использование экономического подхода. В его основу положено хорошо известное регулирующее свойство рынка.

3.Определение стоимости риска

3.1 Традиционный подход

В подавляющем большинстве опубликованных работ наиболее распространен подход, в котором цена риска и цена ущерба определяется путем рассмотрения гипотетического сценария производства продукции и оценки недовыпуска в результате гибели или заболевания человека.

В определении цены риска могут фигурировать:

- стоимость продукции, которую человек произвел бы, если бы не потерял трудоспособность в результате вредного воздействия;
- стоимость недополученных человеком благ;
- стоимость медицинского обслуживания пострадавшего, включая прямые и косвенные расходы на лечение.

Один из вариантов такого сценария приведен в книге [1]. В общих чертах он выглядит следующим образом. Человек работает от возраста 25 лет до возраста 60 лет. Средняя заработная плата рабочего составляет 250 рублей в месяц, что соответствует 3000 рублям в год в ценах 1984 года. Жизнеобеспечение человека требует 75% от его зарплаты. Годовой экономический эффект от использования его работы превосходит его зарплату в 2 раза. Было рассчитано, что в случае гибели такого работника, хозяйственный ущерб составляет 35750 рублей 1984 года, что интерпретируется как хозяйственная цена единичного риска. Для удобства цена риска приводится к условной единице риска, равной $2x10^4$, и составляет приблизительно 7,2 руб.

Пример из работы В.А.Легасова и др. был одной из первых работ этого направления в нашей стране. Дальнейшее совершенствование сценария требует привлечь больше информации и более корректные модели.

В рамках подхода на основе материальной компенсации ущерба, хозяйственная цена ущерба определяется путем сопоставления четырех величин.

Полный ожидаемый приведенный экономический эффект от труда работника:

$$Э_o = \int_{t_p}^{T_{max}} p(t) \cdot H_o(t) \cdot \eta(t) \cdot dt$$

где: t_p - возраст начала трудовой деятельности;

T_{max} - максимальный достижимый возраст;

$H_o(t)$ - вероятность дожить до возраста t при отсутствии фактора риска;

$\rho(t)$ - экономический эффект использования рабочей силы работника в возрасте t;

$\eta(t)$ - функция дисконтирования;

2. Полные ожидаемые приведенные затраты на жизнеобеспечение работника:

$$З_o = \int_{o}^{T_{max}} f(t) \cdot H_o(t) \cdot \eta(t) \cdot dt$$

где: f(t) - затраты на жизнеобеспечение человека в возрасте t.

3. Ожидаемый приведенный эффект от труда, в случае индуцированной преждевременной смерти работника:

$$Э_x(t_x, r) = \int_{t_p}^{T\,max} p(t) \cdot H_x(t, t_x, r) \cdot \eta(t) \cdot dt$$

где: $H_x(t_{x,r})$ - вероятность дожить до возраста t в случае радиационного воздействия в возрасте t_x с риском r.

4. Ожидаемые приведенные затраты на жизнеобеспечение работника в случае его преждевременной смерти:

$$З_x(t_x, r) = \int_{o}^{T\,max} f_x(t) \cdot H_x(t, t_x, r) \cdot \eta(t) \cdot dt + \int_{t_x+L}^{T\,max} I(t) \cdot H_x(t, t_x, r) \cdot \eta(t) \cdot dt$$

где: L - латентный период радиационного повреждения;

I(t) - расходы на лечение в возрасте t при проявившейся болезни;

F(t) - затраты на жизнеобеспечение человека в возрасте t, получившего ущерб здоровью в возрасте t_x.

Хозяйственная цена риска определяется выражением:

$G = r\,(Э_o - Э_x - З_o + З_x)$

Теоретические основы определения функций $H_o(t)$ и $H_x(t,t_x,r)$ рассмотрены в литературе [30, 31].

Слабым моментом этого типа подходов является неоднозначность и субъективность их основы - средней зарплаты рабочего, продолжительность его жизни, возраст начала и окончания трудовой деятельности.

Сложный характер связи меры ущерба с радиационным риском вызван отчасти закономерностями развития и проявления онкологических заболеваний - основного стохастического эффекта. В частности серьезное усложнение вносит наличие латентного периода и неопределенность момента потери работоспособности и момента гибели. По этой причине, в частности, знать величину эффективной эквивалентной дозы, строго говоря, недостаточно для определения цены человека-зиверта , как это отмечено в [25].

В подавляющем большинстве работ, явно или молчаливо предполагается, что радиационный риск в случае его реализации, приводит к смерти. К сожалению, такое допущение правомерно, поскольку случаи излечения от рака очень редки.

Но поскольку основным источником ошибки является неопределенность учета экономической эффективности труда, расходов на жизнеобеспечение, а также распределение трудовой деятельности, углубление и строгость построения математических моделей не позволяет существенно улучшить точность.

3.1.1. Субъективная цена риска

Наряду с хозяйственным аспектом, рассматривается социальный аспект компенсации риска. В большинстве работ, рассмотрение основывается на изучение чисто субъективной самооценки людей, какую именно прибавку к зарплате (а также другие виды компенсации) они считают достаточной компенсацией за добавочный техногенный риск. Согласно литературе [1, 25], добавочный риск 10^{-3} год$^{-1}$ окупается прибавкой к зарплате 1000 рублей в год (в ценах 1984 года). Соответственно субъективная стоимость принятой в то время единицы риска $2x10^{-4}$, приблизительно равной по данным 1984 года риску при дозе 1 сЗв, равна 200 рублей (в ценах 1984 года). Если принять

современное значение коэффициента радиационного риска, субъективная стоимость одного сантичеловеко-зиверта равна 730 рублей 1984 года.

Таким образом, субъективная цена риска, согласно [1, 25], на два порядка превосходит хозяйственную стоимость и, следовательно, почти полностью определяет цену риска.

Цена риска, определяемая в рамках описанной выше идеологии, существенно зависит от субъективно определяемых исходных величин. В результате она зависит от того, какая организация выполнит оценку. В таблице 3.1. приводятся цены за условную единицу риска ($2x10^{-4}$ год$^{-1}$) определенные различными организациями. Таблица взята из монографии [25].

Таблица 3.1

Цена условной единицы риска ($2x10^{-4}$) по данным различных научных организаций [16]

Цена	Страна (организация)	Примечание
10÷1000 долларов	Все страны	
5÷40 долларов	Все страны	Только хозяйственная составляющая
40 долларов	США (безопасность на дорогах)	Только хозяйственная составляющая
1000 долларов	США (безопасность АЭС)	
100 долларов	Аргентина	
40, 200, 1000 долларов	Великобритания	При мощности дозы ≤50, ≤500, ≤5000 мкЗв соответственно
100÷ 200 долларов	Большинство стран Западной Европы	
400 крон (40 рублей 1986 года)	ЧССР	Только хозяйственная составляющая
7 рублей 1986 года	СССР (ЛИРГ)	Только хозяйственная составляющая
20 рублей 1986 года	СССР (ИБФ МЗСССР)	Только хозяйственная составляющая
200 рублей 1986 года	СССР (ИАЭ)	

Особый интерес представляет рекомендация установить переменную цену риска, сделанная в Великобритании (см. седьмую строчку таблицу 3.1). Смысл введения изменяющейся цены будет рассмотрен ниже, в п.5.

Большие (на несколько порядков) расхождения значений цены риска неоднократно отмечались в докладах официальным комиссиям (например [6]). Различия отражают неустановившуюся идеологию в определении цены и стоимости риска.

4. О практической применимости традиционного подхода

Как величины риска, так и сам традиционный подход, описанный в третьей главе, не следует рекомендовать для практического использования. Фактически, как идеологический подход, так и алгоритм решения строятся вне рамок поиска оптимального решения. Очень большие возражения вызывает также простое суммирование хозяйственной и субъективной цены риска, что делается в большинстве публикаций. Фактически эта процедура объединяет экономический подход с чисто субъективной оценкой населением размера дополнительных благ. К сожалению, исторический опыт массовых народных движений, митингов и революций показывает, что народные массы далеко не всегда могут видеть разумную цель. В целом ряде примеров, массовые движения даже наносили вред не только окружающим, но и самим участникам движения. Оценки, даваемые широкими массами неспециалистов, могут приближаться к оптимальным лишь в редчайших, исключительных случаях.

Таким образом, денежные средства, фигурирующие в субъективной цене риска, служат для управления общественным мнением и для предотвращения социальной напряженности. Поскольку социальные потрясения всегда приводят к отрицательным экономическим последствиям, их предотвращение может рассматриваться как средство для налаживания экономики. Но эти мероприятия и их финансирование не входят ни в сферу обеспечения

радиационной безопасности, ни в сферу реального улучшения условий жизни или совершенствования производства. С другой стороны, средства, выделяемые на оплату субъективной стоимости, изымаются из бюджета и могут нарушать его оптимальное распределение.

Необходимо подчеркнуть, что возникновение социальной напряженности и социальных конфликтов очень слабо зависит от величины риска и потенциального ущерба. По результатам выполненного нами опроса, многие респонденты, настаивавшие на компенсации риска, вообще не знали его величину. Интересно отметить, что противники даже минимального техногенного риска, тем не менее, зачастую перебегают дорогу, игнорируя подземные переходы и правила движения. Т.е. в реальной жизни, экономию нескольких минут времени эти люди считают достаточной компенсацией за весьма значительный риск. Этот пример показывает, что формирование субъективной цены риска не подчиняется законам целесообразности и простой логики.

Таким образом, определение субъективной составляющей цены риска является социальной задачей социологии и социальной экономики, не имеет отношения ни к радиационной безопасности, ни к оптимизации риска или условий жизни.

Другими словами, величина, определенная как "субъективная цена ущерба" [1.5.25], строго говоря, не является частью цены риска и должна рассматриваться в специальных вопросах управления обществом.

Хозяйственная цена риска, в концепции, описанной в третьем параграфе, теоретически позволяет приблизительно оценить потенциальный радиационный ущерб в денежном выражении. Но для этого необходимо было бы построить точную адекватную модель, учитывающую все аспекты влияния производства на условия жизни, - как персонала, так и непрофессионального населения. К настоящему моменту таких моделей нет и в обозримом будущем их построить не удается.

В большинстве публикаций, стоимость полезного влияния производства отождествляют с товарной стоимостью его

продукции. Но, как отмечено во втором параграфе, суммарный полезный эффект от работы предприятия значимо превосходит стоимость выпускаемой им продукции.

Таким образом, фактическая целевая функция, определяемая в наиболее распространенных подходах, не определяет минимум риска и, следовательно, не должна использоваться в практических целях.

Следует добавить, что, строго говоря, компенсация ущерба является юридическим, а не оптимизационным действием. Оптимизация заключается в сопоставлении цены ущерба и цены всех благотворных последствий работы предприятия, в то время как целью юридического рассмотрения является исполнение законодательных актов.

5.Стоимость риска

В настоящей работе стоимость риска определяется в рамках недетерминированного, частично абстрактного подхода. Оценка стоимости риска производится на основе независимо определяемых величин.

Принимаются следующие постулаты.

1. Любое нарушение здоровья требует расходов на его анализ и лечение.

2. Любое производство сопровождается некоторым техногенным риском. Одновременно результат любой нормальной деятельности прямо или косвенно уменьшает какие-либо составляющие риска.

3. Любой вид деятельности человека требует финансовых затрат.

4. Недостаток средств для поддержания какого-либо вида деятельности приводит к увеличению риска.

5. Выделение дополнительных средств для любого вида деятельности, в том числе, и для прямой охраны здоровья, приводит к уменьшению средств для других видов деятельности.

Второй постулат следует пояснить. Например, автотранспорт связан с хорошо известным риском автокатастроф. Одновременно, использование автотранспорта приводит к

снижению целого ряда компонентов риска, в том числе, риска гибели больных, нуждающихся в срочной госпитализации.

По этой схеме стоимость риска является характеристической величиной, облегчающей поиск оптимального решения. В данной интерпретации стоимость риска не является ни производственной величиной от стоимости жизни, ни основанием для выплаты рискующему или пострадавшему.

Необходимо подчеркнуть, что стоимость риска, как и любая стоимость, является объективно существующей величиной и не может быть назначена волевым решением. Но определение стоимости всегда происходит с некоторой ошибкой, также как определение (измерение) любой величины.

Стоимость риска есть монотонно возрастающая функция величины индивидуального риска. Принимая гипотезу о независимости потенциальных времен выживания [24, 30, 31], каждому компоненту риска соответствует некоторая функция стоимости [16, 36].

$$P_k = f_k(r_k) \qquad (5.1)$$

где: P_k - стоимость k-ого компонента риска;

r_k - величина k-ого компонента риска.

Полная стоимость есть сумма компонентов стоимости. Точный вид функции f_k можно определить только на основании рассмотрения формирования ущерба и риска, включая математическое моделирование процесса. В настоящей работе используется приближенное решение. Поскольку при нормальной эксплуатации, а также при большинстве аварий и нарушений, добавочный радиационный риск не превосходит $10^{-3} \div 10^{-2}$, функцию (5.1) можно разложить в ряд Тейлора[1]

$$f_k(r_k) = a_o + a_1.r_k + a_2.r^2 + \ldots$$

---

[1]Поскольку данный подход является статистическим и ограничен малыми величинами риска, его нельзя применить для расчета значительного ущерба, включая компенсацию за детерминированные эффекты (лучевую болезнь).

При отсутствии риска, его стоимость, естественно, равна нулю. Следовательно, полагают $a_o = 0$.

В рамках концепции линейной зависимости радиационного риска от эффективной эквивалентной дозы, стоимость радиационного ущерба для здоровья одного человека записывается в виде:

$$P_r = \alpha_1 \cdot \frac{D}{D_{доп}} + \alpha_2 \cdot \left(\frac{D}{D_{доп}}\right)^2 + \ldots \qquad (5.2)$$

где $P_г$ - стоимость радиационного ущерба;

D - эквивалентная эффективная доза;

$D_{доп}$ - предел дозы;

α_1, α_2 - феноменологические параметры.

Пренебрегая членами второго порядка, получается линейная зависимость стоимости радиационного ущерба здоровью от дозы. Такая зависимость принята в подавляющем большинстве публикаций [1-9, 20, 21, 25]. Но ее нецелесообразно рекомендовать для практического использования по следующей причине.

Основная цель взимания платы за вредные сбросы и выбросы - ввести экономический фактор, который в разумных пределах делает выгодной очистку и одновременно не доводит требование к чистоте до абсурда. Оплата потенциального ущерба играет роль регулирующего элемента (обратной связи) в управлении производством. Известно, что в системах с линейной обратной связью легко возникают самопроизвольные осцилляции.

Кроме того, такие системы склонны к образованию состояний безразличного равновесия. В плане охраны здоровья, безразличное равновесие означает, что вариант хорошей очистки стоков и вариант сброса больших количеств вредных веществ, с учетом расходов на эксплуатацию очистных сооружений, могут оказаться экономически равноценными. Такая ситуация нежелательна. В алгоритме определения

стоимости ущерба должен содержаться некоторый разумный приоритет охраны здоровья над товарным экономическим эффектом. С этой целью для функции f назначается квадратичная зависимость:

$$P_r = \alpha \cdot \left(\frac{D}{D_{доп}} \right)^2 \qquad (5.3)$$

Обозначения те же, что и для соотношения (5.2).

Квадратичная зависимость (5.3) введена волюнтаристски, исходя из приоритетности охраны здоровья населения. Сходные решения содержались в некоторых документах, выпущенных прежде. Так, например, при определении платы за сбросы нерадиоактивных токсических веществ в нашей стране, удельная цена сброса зависит от концентрации токсинов в сбросных водах [4]. В инструкции [4] функция f аппроксимируется двумя линейными отрезками. Точка излома соответствует сбросу, равному предельно допустимому сбросу. (Тем самым в ней допускается плановый сброс токсичных веществ, превышающий предельно допустимый).

В Великобритании предлагалось определять цену единицы риска (равную $2x10^{-4}$) ступенчатой зависимостью [2]:

$\alpha = 1000\$$ при 5 мЗв/год $\geq D \geq$ 0,5мЗв/год
$\alpha = 200\$$ при 0,5 мЗв/год $\geq D \geq$ 0,05мЗв/год (5.4)
$\alpha = 40\$$ при 0,05 мЗв/год $\geq D$

Интересно отметить, что если считать гистограмму (5.4) изображением точек непрерывной зависимости, получается кривая вида:

$$P_r = \alpha \cdot \left(\frac{D}{D_{доп}} \right)^{1,8} \qquad (5.4)$$

т.е. показатель степени мало отличается от предложенной в настоящей работе квадратичной зависимости.

Введение переменного коэффициента стоимости не имело строгого обоснования в приведенных работах. Оно сделано на

основе интуиции. Но учитывая большой практический опыт авторов, использование ими переменного коэффициента стоимости можно рассматривать как аргумент "за".

5.1. Определение феноменологического коэффициента стоимости

В качестве представительной характеристики для определения коэффициента стоимости α (см. соотношение 5.3) выбраны расходы на лечение онкологических больных. Такой выбор обусловлен тем, что именно возникновение злокачественных образований является основным видом стохастических эффектов при облучении человека.

Финансирование лечения и ухода за онкологическими больными требуется независимо от того, возникла ли болезнь спонтанно или в результате радиационного воздействия. Протекание болезни и потеря дней жизни в обоих случаях одинаковы. Таким образом, величина коэффициента стоимости, определенная на основе учета средств, необходимых для онкологических больных, характеризует дополнительные расходы, сопровождающие облучение людей. С другой стороны, если назначить цену ущерба выше этой величины, то изымаются слишком большие средства. Тем самым ухудшается положение тех, для кого требуется другое лечение и другое обслуживание.

По образному выражения Шевелева и Клименко [25], "Общество платит деньги и выкупает человека у смерти". Но "перерасходовав средства на данное защитное мероприятие, оно погубит больше людей в другом месте, чем спасет здесь" [25] стр. 448).

Финансовые затруднения в здравоохранении возникают по целому ряду причин. Приведенные соображения указывают на одну из возможных, но не помогают организации финансовых потоков. Настоящая работа не рассматривает вопрос, кто и по какому механизму должен производить выплаты и кому должны быть переданы средства. Эта задача органов управления. Цель определения стоимости риска -

оценить масштаб ожидаемых добавочных расходов.

По описанной схеме стоимость риска приближенно оценивается выражением (5.5)

$$a = \frac{B}{N \cdot R} \qquad (5.5)$$

где а - стоимость единичного риска;

В - сумма затрат на лечение и уход в критической группе населения;

N - численность критической группы;

R - риск, усредненный по критической группе.

Оценка справедлива, если $R <= 10^{-2}$.

Коэффициент стоимости риска определяется соотношением:

$$\alpha = a x R_{пр} \qquad (5.6)$$

где $R_{пр}$ - приемлемый риск, соответствующий пределу дозы $D_{доп}$.

Строго говоря, допустимые дозы по отношению к нормированию облучения и допустимые дозы по отношению к стоимости ущерба, несколько отличаются по смыслу и могут иметь разные значения. Но современное состояние теоретических основ радиационной безопасности не позволяет дать четкое количественное определение. В настоящей работе величина $D_{доп}$ берется из НРБ-99 [22], и тем самым, отождествляется с нормативным значением.

Необходимо подчеркнуть, что величина а является объективной характеристикой. Значение а подлежит ежегодному определению. Это необходимо для правильного учета постоянно меняющейся рыночно-ценовой ситуации и реального курса денег. Теоретическое определение стоимости с учетом дисконтирования, как это выполняется

в ряде публикаций р1, 3, 5, 8, 9, 25], надежно. Фактически при этом используется модельное рассмотрение для длительного отрезка времени, равного продолжительности человеческой жизни. Но исторический опыт показывает, что за столь длительный период неоднократно происходят коренные изменения в обществе. Эти изменения не могут не отразиться на экономическом состоянии. Таким образом, стоимость риска необходимо корректировать по реальным экономическим показателям. Коррекцию желательно проводить ежегодно, или хотя бы не реже раза в 3 года.

К настоящему моменту систематических оценок феноменологического коэффициента α не проводилось. В качестве предварительного ориентировочного значения предлагается величина, определенная по данным 1985-1989 годов. В этот период расходы на здравоохранение в нашей стране составили от 17,6 млрд. до 21,6 млрд. рублей в год [15]. Риск в этот период, согласно [15] составлял $3x10^{-3}$ год$^{-1}$. Население СССР было 286 млн. человек.

По этим данным, пределу дозы 5 мЗв/год [22] соответствует $\alpha = 8,31 \pm 0,87$ рублей/(чел.год) в ценах 1986 года. (Коэффициент радиационного риска равен $7,3x10^{-2}$ Зв$^{-1}$). По официальному курсу рубля того времени, это соответствует $\alpha = 10,4 \pm 1,09$ долларов/(чел.год).

Согласно НРБ-99, предел дозы 5 мЗв/год допустим для одного года, если лучевая нагрузка в среднем за 5 лет не превосходит 1 мЗв/год. Тем самым, устанавливается, что при дозе менее 5 мЗв за один год, радиационный риск не выходит за допустимые пределы. Таким образом, для определения стоимости используется величина $\alpha = 10,4 \pm 1,09$ долларов/(чел.год) для предела дозы 5 мЗв/год. Эту величину можно принять впредь до того, как будет установлено новое значение.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Легасов В.А., Демин В.Ф., Шевелев Я.В. Экономика безопасности ядерной энергетики. М.Энергоатомиздат. 1984 г. 250 с.

2. Optimization of radiation protection. In: Proc. Of the intern. Symp. Vienna. 10-14 March. 1986. IAEA Vienna. 1986.

3. Демин В.Ф., Шмелев В.М. Цена риска в системе обеспечения радиационной безопасности. В сб. Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 11. М. Энергоатомиздат. 1986 г.

4. Временная инструкция по определению нормативов платы за сбросы загрязняющих веществ в природную среду. М.Изд. Минэнерго.1986 г.

5. Демин В.Ф., Сидоренко В.А., Шевелев Я.В. Социально-экономические критерии и показатели безопасности ядерной энергетики. В сб. Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 13. М. Энергоатомиздат. 1991. С. 19-30.

6. Балонов М.И., Бархударов Р.М., Голиков В.Я., Демин В.Ф., Книжников В.А., Хамьянов Л.П. Разработка методических рекомендаций по оптимизации защитных и восстановительных мероприятий. Доклад Российской Научной Комиссии по Радиационной Защите. 1994.

7. Большаков В.Н., Корытин Н.С., Кряжимский Ф.В., Шишкарев В.М. Новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем. Экология. 1998. № 5. С.339-348.

8. Демин В.Ф., Кутьков В.А., Голиков В.А., Сазыкина Т.Г. Анализ риска в принятии мер радиационной и социальной защиты населения. Атомная энергия. 1999. Т.87, вып.5. с.384-395.

9. Демин В.Ф., Кутьков В.А., Голиков В.А., Дунаевский Л.В. Экономические показатели анализа риска. Атомная энергия. 1999.т.87. вып.6. с.486-494.

10. Казачковский О.Д. Комментарий к статье. Атомная энергия.1998. т.85. вып.4. с.330.

11. Криволуцкий Д.А., Федоров Е.А., Смирнов Е.Г. Экологическое нормирование в радиоэкологии. В кн. “Общие

проблемы биогеоценологии". М.Наука. 1990. С.187-210.

12. Кононович А.Л. К вопросу о нормировании сбросов радиоактивных и токсических веществ во внешнюю среду. В кн. "Биоиндикация и биомониторинг". М.Наука. 1991. С.45-54.

13. Кононович А.Л. К экологическому нормированию допустимых концентраций радиоактивных веществ. Экология. № 6. 1992. С.72-74.

14. Кононович А.Л. Нормирование облучения водных биоценозов при нормальной эксплуатации АЭС. В кн. "Экология АЭС". М. Изд. Ядерного общества СССР. 1992. С. 53-59.

15. Народное хозяйство СССР. М. Финансы и статистика. 1991. 752 с.

16. Кононович А.Л. Экологические основы охраны водоемов от радиоактивного загрязнения. М. Изд. РНЦ "Курчатовский институт" 1998. 74 с.

17. Ильин Л.А. Реалии и мифы Чернобыля. М. "ALARA Limited", 1996, 474 с.

18. Чернобыль. Пять трудных лет. М. ИЗДАТ. 1992. 381 с.

19. Голиков В.Я., Демин В.Ф., Кеирим-Маркус И.Б. Концепция прогнозирования радиационного риска и планирования помощи населению отдельных территорий Алтайского края, подвергшемуся облучению в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. Вестник научной программы "Семипалатинский полигон/Алтай", 1995, № 3. С. 23-41.

20. Быков А.А., Мурзин Н.В Проблемы анализа безопасности человека, общества и природы. С-Петербург. "Наука", 1997. 247 с.

21. Быков А.А., Ушмаева Т.М. Методы анализа влияния промышленных объектов на здоровье населения. М. Изд. ВЗПИ, 1994. 117 с.

22. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Изд. Минздрав России. 1999.

23. Носов А.В., Иванов А.Б., Печкуров А.В., Возженков О.И., Никонов С.А. Нормирование безопасного радиоактивного загрязнения воды и донных отложений в водных объектах. Атомная энергия. 1999. Т. 86, вып. 5. С. 394-407.

24. Книжников В.А. О некоторых общих проблемах и возможностях гигиенического нормирования канцерогенов физической и химической природы. Гигиена и санитария. 1975. № 3. С. 96.

25. Шевелев Я.В., Клименко А.В. Эффективная экономика ядерного топливно-энергетического комплекса. М. Изд. РГТУ. 1996, 736 с.

26. Методы и практика определения эффективности капитальных вложений и новой техники. Сборник научной информации. № 33. М. Наука, 1982.

27. Блэк С.К., Нихаус Ф. Насколько безопасно "слишком" безопасное? Бюллетень МАГАТЭ, 1980.

28. Рекомендации МКРЗ по радиационной защите. Публикация 60, ч. 1 и 2. М. Энергоатомиздат, 1994.

29. Оптимизация радиационной защиты на основе анализа соотношения затраты-выгода. Публикация 37 МКРЗ. М. Энергоатомиздат. 1985. 96 с.

30. Феллер В. Введение в теорию вероятности и ее приложения. Т. 1 и 2. М. Мир. 1984.

31. Ланге О., Банасиньский А. Теория статистики. М. Статистика. 1971, 399 с.

32. Ковалев Е.Е. Радиационный риск на земле и в космосе. М. Атомиздат. 1976, 255 с.

33. Радиация. Дозы. Эффекты. Риск. М .Мир. 1988.

34. Денисенко В.Г., Маргулис У.Я., Клеминг А.И. К вопросу оценки популяционной дозы на основе концепции биологического риска. Атомная энергия. Т. 12. 1977. Вып. 2. С. 120.

35. Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты. Доклад НКДАР ООН Генеральной ассамблее за 1982. Т. 2. Нью-Йорк. 1982.

36. Кононович А.Л., Печкуров А.В. Оценка платы за сбросы радиоактивных веществ. Атомная энергия. 1998. Т. 85. Вып. 4. С. 325-329.

37. Хачатуров Т.С. Экономика природопользования. М. Экономика. 1982.

38. Охрана окружающей среды. Модели социально-экономического прогноза. М. Экономика. 1982.

39. Тихомиров Н.П. Социально-экономические проблемы защиты природы. М. Экология, 1992, 238 с.

40. Кузьмин И.И., Махутов Н.А., Хетауров С.В. Безопасность и риск. Эколого-экономические аспекты. С.-Петербург, изд. Университета экономики и финансов. 1997. 101 с.

41. Сравнительная канцерогенная эффективность ионизирующего излучения и химических соединений. Публикация 96 НКРЗ США. М. Энергоатомиздат. 1992. 192 с.

ВЛИЯНИЕ ПРЕДПРИЯТИЙ АТОМНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАДИОНУКЛИДАМИ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В РАЙОНАХ ИХ РАСПОЛОЖЕНИЯ

Щербакова Л.М.

ВВЕДЕНИЕ

В оценках НКДАР по исследованиям радиологического влияния предприятий ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) [1] преследуются две цели. Первая состоит в получении данных относительно индивидуального облучения, что позволило бы установить возможные уровни риска облучения, в том числе относительно нормативов. Вторая цель сводится к получению данных, которые можно было бы использовать для развития и уточнения моделей, описывающих общие последствия радиационного поражения от того или иного источника. Первая цель может быть более проста для осуществления, если есть натурные измерения концентраций нуклидов в объектах окружающей среды, которые можно сравнить с производными пределами или оценить максимальные величины доз на критическую группу населения. Для осуществления второй цели необходимо знание многих параметров, описывающих миграцию радионуклидов во внешней среде, для чего не обойтись без более детальных исследований фактических уровней загрязнения в динамике [2]. Проведение детального радиационного контроля способствует уточнению параметров любых моделей, проверке результатов прогностических оценок.

Среди множества радионуклидов, выделяемых предприятиями атомной промышленности (ПАП) в окружающую среду, наибольшее значение в формирование доз вносят долгоживущие (ДЖ) радионуклиды, создающие не только локальное и региональное, но и глобальное облучение [2]. Анализ радиационно-гигиенических исследований,

проведенный в работе (3), показал, что основными нуклидами, требующими излучения в районах ПАП, являются тритий, С-14, I-129 и альфа-излучатели. В другой работе [4], где проанализированы суммарные дозы облучения населения от различных источников, выявлено, что они приближаются к ПД. Поэтому особую актуальность приобретает изучение полных дозовых нагрузок. Программы таких исследований должны включать контроль не только искусственных (ИРН), но и естественных (ЕРН) радионуклидов конкретно для данной исследуемой местности. Такие программы уже осуществляются в районах некоторых АЭС [5,6], однако нам не встретилось опубликованных данных по исследованиям ЕРН в районах ПАП, за исключением Ra-226, К-40.

В данной работе сведена некоторая доступная нам информация по фактическим уровням загрязнения долгоживущими радионуклидами (искусственными и естественными), преимущественно плутонием, объектов окружающей среды в районах предприятий атомной промышленности. Фоновым уровням загрязнения искусственными и естественными радионуклидами, в том числе суммарной альфа- и бета-активностью биосферы, был посвящен наш предыдущий обзор [7].

Больше всего информации по загрязнению биосферы искусственными радионуклидами встречается для Саванна-Риверского производства [8]. Так, средние концентрации ИРН в образцах почвы (толщиной 30 см) составляют (Бк/кг):

Cm-244	Cs-137	Pu-238	Pu-239	Ra-226	Sr-90
10,4	5798	107	2,7	181	27

В районе Саванна-Ривер [9], где накопление I-129 происходило 25 лет, велось определение нуклида в почве на глубину до 80 см. Получены сведения, что концентрации I-129 уменьшились с глубиной по экспоненте (толщина слоя полуумеьшения составляла 7 см) в то время как концентрации I-127 оставались неизменными с глубиной. Это свидетельствует

о том, что выпавший I-129 концентрируется, в основном, в верхнем слое почвы, и проникновение в глубину происходит очень медленно (исследовались целинные почвы). При удалении от завода концентрации I-129 уменьшались. Плотность загрязнения почвы района Саванна-Ривер составляла при этом 0,25-16 Бк/м^2. На расстоянии 200 км она была все еще выше фона для почвы (7,5 мБк/м^2). Оценка количества I-129, накопившегося в двухсоткилометровой зоне, показала, что оно составляет 78 ГБк, это примерно половина от выброшенного количества, которое за 25 лет составляло 174 ГБк.

Аналогичные исследования, проведенные в районе завода РТ в Карлсруэ [9], показали, что концентрации I-129 в почве колебались от 2,6 до 1500 мБк/кг при общем количестве нуклида, циркулирующего в системе переработки и обогащения ядерного топлива 56 ГБк и количестве, проникающем в окружающую среду - 22 ГБк.

В районе бывшей установки по переработке топлива в Моле (Бельгия) концентрации I-129 в 5-см слое почвы составляли от 30 до 196 мБк/кг сухого веса для точек отбора на фермах, расположенных на расстоянии 5 и 1,5 км от исследовательского центра, на территории реакторов и территории бывшего завода РТ этого центра (40). Для слоя 5-10 см активность I-129 в почве была в 1,6 - 4,2 раза меньше, чем в слое 0-5 см для всех точек отбора, кроме бывшего завода РТ, где же была практически равна в этих двух слоях. Соотношение I-129/I-127 для упомянутых точек отбора и слоя 0-5 см составляло: $2{,}8 \times 10^{-6}$; $3{,}8 \times 10^{-6}$; $2{,}0 \times 10^{-5}$; $2{,}7 \times 10^{-6}$ соответственно. То есть, на территории экспериментальных реакторов это соотношение для почвы было на порядок выше, чем для всех остальных точек.

Плотность загрязнения и миграция плутония в объектах окружающей среды изучалась в работах [10,11]. Исследованиями в ФРГ [10] показано, что плотность загрязнения почвы плутонием в лесах была примерно в 15 раз выше, чем почвы пастбища за счет более мощного опада древесных растений.

Анализ данных [11] полевых исследований по содержанию плутония внутри экосистем показал, что основными путями его перераспределения на поверхности земли является перенос с ветром и водой, который может достигать десятков километров. Миграционные физические процессы плутония в почве менее значимы по сравнению с биологическими. В табл. 1 представлены данные по изучению содержания плутония в районе ядерного взрыва в Trinity. Видно, что с увеличением расстояния от кратера растет процент содержания плутония в частицах диаметром (d) менее 53 мкм. Для почвы этот рост составляет 91, а для воздушной пыли - 22,5 раза; содержание же частиц d<53 мкм по массе на расстоянии 45 км от кратера больше в воздушной пыли (54%), чем в почве (36%). Таким образом, с увеличением расстояния от места взрыва растет число мелких частиц в воздухе, но активность их уменьшается. Кроме того, данные табл.1 свидетельствуют о том, что на ближнем расстоянии до 98%, а на удалении - 27% (почва) и 55% (пыль) плутоний содержится в частицах d<53 мкм.

При аварийном выбросе в воздух 4 Ки Pu заводом РТ (12) на поверхности почвы загрязнение составляло 119 Бк/кг. Оценено, что при нормальной нагрузке по массе пыли (100 мкг/м^3) это даст концентрацию в воздухе 3x10^{-16} Ки/м^3 в первый год после выброса.

Таблица 1

Масса и содержание Pu в пыли и пробах почвы для двух мест в зоне выпадений Trinity в 1976 г. [11]

Расстояние от кратера, км	Масса пробы, г	Пыль[1)]		Почва	
		% массы d<53мкм	% Pu в частицах d<53мкм	% массы d<53мкм	% Pu в частицах d<53мкм
1	4,02	7	2	9	0,8
45	2,10	54	45	36	73

Примечание: [1)] солевая пыль, отобранная на расстоянии 0-15 см от поверхности почвы с помощью накопительного пробоотборника.

В табл. 2 сведена информация по загрязнению плутонием почв в районах ПАП. Видно, что максимальные концентрации плутония наблюдаются в районе Хэнфорда (до 10^8 Бк\кг). Данные по Саванна-Ривер свидетельствуют, что плутоний концентрируется на целинных участках (до 35 Бк/кг) и в 2-10 раз разбавляется при вспашке (3,3 Бк/кг). В целом, загрязнение по удельной активности почвы на Роки Флэтс значительно больше, чем в районе Саванна-Ривер, что обусловлено большим аварийным выбросом при пожаре вентиляционной системы в 1957 г. [17]. Загрязнение почвы плутонием в районах исследовательских центров (Лос Аламос, Окридж) и донных отложений в р.Теча превышает таковое для почв в районе производства Саванна-Ривер, а концентрации нуклида на территории Европейской часит СНГ от разового аварийного выброса колеблются от фоновых (0,27 мКи/км^2) до 370 значений фона (100 мКи/км^2) и сопоставимы с плотностью загрязнения территории площадок F и H производства Саванна-Ривер от многолетнего загрязнения. Того же порядка, что и от выброса ЧАЭС, плотность загрязнения плутонием от ядерного взрыва в Нагасаки (23-97 мКи/км^2) и ВУРСа на расстоянии > 5 км от оси следа (14-34,9 мКи/км^2), только разброс значений от минимальных до максимальных для Чернобыльской аварии больше, поскольку больше расстояние и влияние метеофакторов. Средние величины концентраций плутония на некультивированных почвах Нагасаки превышают контрольные ~ в 8 раз, на культивированных (по данным авторов [27]) - в 2-4 раза.

Соотношение Cs-137 / Pu-239 для почв Нагасаки [27] (табл.2) равно 0,31, в контрольных пробах - 0,032, т.е. оно < 1. Как показал произведенный нами анализ литературы [28], соотношение Cs-137 / Pu-239 для почв района ЧАЭС после 1986 г. и Саванна-Ривер колебалось от 2,6 до $1{,}8 \times 10^3$, причем, максимальные величины достигались в органическом материале леса.

Фоновые значения загрязнения плутонием почв различных стран до 1985 г. приводятся в табл.3 [24].

Таблица 2

Загрязнение плутонием почв в районах ПАП и исследовательских центров

Толщина слоя, см	Место исследования	Удельная активность, Бк/кг	Плотность загрязнения, мКи/км^2	Литература
1	2	3	4	5
-	Хэнфорд	10^3 - 10^8	-	[13]
-	Роки Флэтс, пастбище	30900	-	[14]
-	целина	(17-250)x10^3	-	[13]
20	земли, обследованные на	-	30-50	
1	предмет заселения		0,6-10	[15]
10	район Дэнвера	-	1,7	[16]
10	в радиусе 3 -30 км	-	0,1-48	[17,18]
5	Селлафилд. Максимальные	1980 (Pu-238)	-	[9]
	концентрации для 4 -х типов почв	8860 (Pu-239)	-	
-	Саванна-Ривер,старое поле,от РТ 1,3 км	3,3	-	[14]
	целина в радиусе 0,2		-	[19,20]
5	-0,7 км	5,8-35,0 (Pu-239)	-	
	контроль	1,3-11,0 (Pu-238)	-	
5		0,1-1,5 (Pu-239)	-	
	площадка Н	5,6 (Pu-238)	-	[21]
5	затопленный луг	20,4 (Pu-239)	-	[8]
30	площадки F и Н	2,7	1,8-10,0[1)]	[22]
15	Макси Флэтс (хранилище твердых	-		
0,75	отходов)	18,7 (Pu-239)	-	[23]
	Европейская территория СНГ вне 30 -км	28,9 (Pu-238)	-	
5	зоны ЧАЭС после 1986 г.			
		-	0,27-100	[24]

Продолжение таблицы 2

1	2	3	4	5
-	Лос Аламос. Хвойный лес	1480	-	[14]
-	Окридж	2400	-	[14]
-	ПО "Маяк", в районе п.Муслюмово (р.Теча)	20 - 910 (донные отложения)	-	[25]
	ПО "Маяк". Восточно-Уральский след, (ВУРС), на оси следа, вблизи места аварии	33,2-57,0	200-343	
	В радиусе от оси следа 0,5-1 км	47,4 -57,5 [1)]		
	5-6 км	5,8	285-344	
	9 км	2,3-3,0	34,9	
	Район Нагасаки-Нишияма (3 км от эпицентра взрыва)		14,1-18,0	[26]
0-10	Некультивированные почвы, 1976 г.	0,7-32,9 (20±3,7)[2)]	23-97[3)]	
0-10	Культивированные почвы, 1982-83 г.	0,19-14,0	-	
10-20	Культивированные почвы, 1982-83 г.	0,04-13,2	-	
0-10	Контроль (в 10 км от гипоцентра взрыва) некультивированные почвы	0,87-4,96 (2,4± 0,9) [3)]	2,4-10,3[3)]	[27]

Примечания: [1)] Рассчитано нами при допущении глубины пробоотбора 15 см и плотности почвы 1,5 г/см^3

[2)] Среднее ± стандартное отклонение для 18 точек отбора, 80% активности содержалось в 0-10 см

[3)] Глубина отбора не указана, вероятно 0-30 см.

Таблица 3

Содержание Pu-239, 240 в целинных почвах [24]

Страна	Содержание плутония глобального происхождения		
	Бк/кг	Бк/м^2 1)	мКи/км^2
СНГ	0,55-2,65	74 - 414	2 - 11,2
ФРГ	0,23-1,15	-	-
Дания	-	23 - 67	0,6 - 1,8
Италия	0,59-2,37	159 - 537	4,3 - 14,5
Австрия	0,23-6,73	44 - 566	1,2 - 15,3
Япония	0,14-1,80	55 - 131	1,5 - 3,5
США	-	63 - 192	1,7 - 5,2

Примечание: 1) фон принят равным 60 Бк/м^2 (1,6 мКи/км^2) для h=30 см это будет 0,13 Бк/кг

Коэффициент вторичного подъема плутония в районах с песчаными почвами, покрытыми редкой растительностью или без нее, в начале июня 1986 г. составлял $6,10^{-5}$ - $2,10^{-6}$ 1/м [24]. Соотношение Pu-238/Pu-239 в образцах почв было равно 1:4, что соответствует соотношению этих нуклидов в отработанном топливе ЧАЭС (для глобальных же выпадений отношение Pu-238/Pu-239 в почве равно 1:20).

В районе Роки Флэтс [29] исследовались концентрации плутония в почве при отборе проб тремя методами:

1 - пробы почвы 10x10x5 см

2 - пробы почвы 5x6x0,3 см

3 - поверхностное сдувание.

Результаты измерений приводятся в табл. 4.

Таблица 4

Плутоний в почве Роки Флэтс, мКи/км^2 (расп./мин.г)

Обработка почв на местах пробоотбора	Типы пробоотбора		
	1	2	3
Укатанное кул ьтурное пастбище	18 (1,0)	5,4 (3,4)	0,6 (8,3)
Пашня	0,8 (0)	0,1 (0)	0 (0,1)
Пастбище с н еровным рельефом	2,1 (0,1)	1,0 (0,7)	0 (0,4)

Из табл. 4 видно, что три поверхностных метода пробоотбора дают различные результаты, которые можно расположить в следующие ряды по чувствительности определения плотности загрязнения и удельной активности:

1 > 2 > 3 (мКи/км^2)

3 > 2 > 1 (расп./мин.г)

Таким образом, удельная активность сдуваемого слоя почвы - самый чувствительный критерий ее загрязнения. Если при методах 1 и 2 удельная активность плутония не улавливается (пашня), то при отборе методом 3 она улавливается на всех участках. Кумулятивный же запас плутония, естественно, увеличивается с глубиной, и в этом случае эффективнее всего для контроля и нормирования содержания плутония в почве служит слой в 5 см.

Учитывая это обстоятельство, в работе [18] делается заключение, что концентрация плутония на грамм почвы представляет потенциальную мощность дозы. Наибольшую долговременную опасность будут представлять места с максимальным запасом нулида, где его концентрации на грамм и процент материала фракции < 5 мкм является наибольшим.

В работе [30] изучалось содержание Cs-137, Pu-238,239 в подстилке и почве двух типов леса в районе завода РТ Саванна-Риверского производства. Получено, что лесные кроны, задерживая аэрозоли, приводили к повышенным концентрациям радионуклидов в лесной подстилке и минеральной части почв под этими кронами (табл. 5).

Таблица 5

Сравнительное накопление и распределение Cs-137, Pu-238, 239 в подстилке и почве района Саванна-Ривер [30] (нКи/м^2 пробы = мКи/км^2)

Проба	Виды с твердой древес иной			Сосна		
	1	2	3	1	2	3
1	2	3	4	5	6	7
Цезий - 137						
Подстилка (L+F)	64	30	23	85	60	54
Почва (0-15 см)	462	254	400	658	480	474
Плутоний-238						
Подстилка (L+F)	9	5	5	19	17	12
Почва (0-15 см)	20	18	55	14	20	23
Плутоний-239						
Подстилка (L+F)	13	7	5	47	27	10
Почва (0-15 см)	110	102	75	112	94	71

Примечание: цифры 1, 2 и 3 означают места отбора проб; 1 - у основания стволов, 2 - в центре между окончанием кроны и стволом, 3 - с наружной части кроны. L+F означают свежий и более старый слой подстилки соответственно.

Характер накопления и распределения Cs-137 и Pu-238, 239 в лесной подстилке и почве различен [30]. Обнаружена большая подвижность Cs-137 в почвенных профилях рассмотренных лесных экосистем. Отмечается, что плутоний с ветвей смывается по направлению стволов осадками. Использование Cs-137 как трасера для изотопов плутония в данных экосистемах установки РТ оказалось неуместным; однако, этот метод, по мнению автора, может быть перспективным в условиях, где преобладает механизм эрозионного переноса. То есть, для оптимизации

контроля конкретного ПАП может быть полезным изучение соотношения Cs-137/Pu-239 в объектах окружающей среды, где преобладают физические механизмы распространения в них этих нуклидов.

Наиболее полно информация о содержании продуктов деления в почвах и компонентах леса (табл. 6) в районе РТ представлена в работе [8].

Место исследования Саванна-Ривер [8] представляло 1 га затопляемой равнины, куда попадают сбросы из области Н и установки по химическому разделению ядерного топлива. Исследование почв показало здесь значительную пространственную вариабельность, обусловленную неравномерным отложением радионуклидов на площади пробоотбора, и относительно малое уменьшение концентраций радионуклидов с увеличением глубины. Поэтому в таблицу включены концентрации радионуклидов в 30-см слое почвы.

Таблица 6

Средние концентрации радионуклидов в почве и растительности района Саванна-Ривер (фКи/г сухого веса)

Радионуклид	Почва (п = 9)	Органический материал леса (п = 27)	Красный клен и тополь		
			Листья (п = 9)	Кора (п = 9)	Древесина (п = 9)
Cm-244	280 (10,4)[1)]	320	1,0	2,1	0,59
Cs-137	$1,5x10^3$ (5798)	$4,06x10^3$	$1,7x10^3$	$4,2x10^4$	$6,0x10^3$
Pu-238	$2,9x10^3$ (107)	$5,6x10^3$	1,7	5,1	0,013
Pu-239	72 (2,66)	260	0,75	3,9	0,03
Ra-226	4900 (181)	$1,6x10^4$	$1,0x10^4$	$3,5x10^3$	510
Sr-90	730 (27)	$4,3x10^4$	$2,8x10^3$	$7,7x10^3$	590

Примечание: [1)]- в скобках - Бк/кг

Из табл. 6 видно, что концентрации радионуклидов максимальны в органическом материале леса, а из тканей деревьев - в коре. Преимущественным источником поступления Cm, Cs и Pu-238 оказались водные сбросы из Н-области, а Pu-239 - выбросы в атмосферу. Наличие Ra-226 обусловлено распадом естественного урана, однако имеющиеся данные не исключают вероятности поступления его из Н-области с жидкими сбросами и поверхностными потоками. В силу большей подвижности Pu-238 по сравнению с Pu-239, концентрации Pu-238 в листьях на 50% обусловлены корневым поступлением, а Pu-239 - только поверхностным отложением.

Интересно рассмотреть соотношение Pu-238/Pu-239. Наш анализ литературы [28] показал, что это соотношение для глобальных выпадений, лишайников Аляски, органов человека (ФРГ, США) составляет 0,02-0,06; для отработанного топлива реактора - 0,58, для почв и воздуха района ЧАЭС - 0,3-0,7. Согласно работам [30] и [8], для проб почвы лесной экосистемы района Саванна-Ривер, подвергающейся только воздействию выбросов, соотношение Pu-238/Pu-239 равно 0,13-0,73, для района, загрязненного выбросами и сбросами РТ-40, что близко к данным по соотношению Pu-238/Pu-239 в Карлсруэ [28] для сбросов.

В районе Саванна-Ривер [31] велись наблюдения за поведением в лесной системе трития, поступившего с атмосферными выбросами в форме молекулярного трития (НТ) и тритиевой воды (НТО). Обнаружено, что равновесие содержания трития в наземных экосистемах устанавливается гораздо быстрее после загрязнения НТО, чем после НТ. Эти различия обусловлены преобладающим отложением НТ в почве и более быстрым испарением с растительности и подстилки. В табл. 7 и 8 приводятся пик тритиевой активности на день выброса в различных объектах среды и динамика активности.

Таблица 7

Пик активности тритиевой воды на день выброса

Объект наблюдения	Дата	
	НТ, май 1974 г.	НТО, март 1981
Воздух	100 мКи/м^3	2,0 мКи/м^3
Иглы сосновые	135 пКи/мл	4900 пКи/мл
Подстилка	не измерялась	2700 пКи/мл
Почва	7200 пКи/мл	40 пКи/мл[1)]

Примечание: [1)] - фоновая активность почвенной воды – 20 пКи/мл.

Таблица 8

Динамика активности тритиевой воды в сосновых иглах после выбросов нуклида в различных формах

Дата	Дни после выбросов			
	0	1	3	29
	Активность, пКи/мл			
1974 (НТ)	135	100	730	75
1975 (НТО)	4900	40	25	не измеряли

Содержание I-129 в объектах окружающей среды и образцах биосферы при хроническом поступлении и аварийных выбросах изучалось в работах [9, 32-34].

По сведениям из работы [9], в районе Бентона (США) концентрации I-129 в траве составляли 440 мБк/кг, а в пробах снега, дождевой и речной воде, молоке - 0,23; 960; 3,2 и 3100 мБк/л соответственно.

Концентрации нуклида в выпадениях в разных странах [9] в дни аварийного выброса ЧАЭС приводятся в таблице 9.

Таблица 9

Содержание I-129 в атмосферных осадках после аварии на ЧАЭС

Место отбора	Дата в 1986 г.	Активность 10^{8} атомов/л	Отношение 10^{-12}
Шотландские ос трова (Великобритания)	май	$1,1x10^{7}$	-
Реховат (Израиль)	3-4 мая	9,2	1550
Иерусалим (Изр аиль)	3-4 мая	13,4	300
Ираклион (Греция)	6 мая	44,0	38
Мюнхен (Германия)	6 мая	260,0	1030
Бейт-Даган (Изр аиль)	май	9,1	4,7
Бейт-Даган (Изр аиль)	1982 г. фон	0,82	6,3

При хронических выбросах I-129 предприятиями роль почвенного пути загрязнения растений [32] становится значимой по отношению к воздушному лишь при времени эксплуатации более 50 лет. При меньшем времени функционирования источника выброса им можно пренебречь. Воздушный путь полностью утрачивает свое значение сразу после прекращения выбросов в атмосферу, тогда как почвенный путь будет служить источником загрязнения растений этим нуклидом несколько столетий.

За период вегетации соотношение значимости почвенного и воздушного путей поступления иода-129 в растения меняется [32]. Это обусловлено тем, что коэффициент накопления иода растениями (по корневому пути) на ранних стадиях развития существенно (до порядка) выше, чем в фазе созревания. В отличие от этого, количество иода, осаждаемого на растения из воздуха, увеличивается со временем. В фазе цветения, которой соответствует максимальная надземная биомасса, от 40 до 80% иода, содержащегося в растениях, поступает из воздуха. Коэффициент задержки растениями I-129, поступившего воздушным путем, равен 1, а не 0,25, как это было принято считать, в зерно и корнеплоды переходит не более 10% иода, осажденного на поверхность растительного покрова.

В период 1966-1971 г.г. в окрестностях Вест Вэлли - первого в США завода по переработке горючего [32], в атмосферу поступало от 25 до 90% наработанного иода-129, в результате чего его концентрация возросла по сравнению с фоновой в 10^{4}-10^{5} раз. В окрестностях завода концентрации I-129, в поверхностых водах,

рыбе и водорослях достигали 0,31; 75 и 22 Бк/кг соответственно, в щитовидных железах крупного рогатого скота - 6,7 Бк/г, у оленей - 140 Бк/г. Максимальные концентрации I-129 в молоке с окрестных ферм, которое начали анализировать в 1971 г., достигали 0,09 Бк/л.

Значительное повышение [32] концентраций иода-129 было зарегистрированно в 1964-1971 г.г. в штате Вашингтон (где расположены Хэнфордские атомные заводы) и штате Южная Каролина (с Саванна-Риверским производством). Однако, "горячие" пятна от выбросов иода-129 этими ПАП охватывают территорию нескольких штатов. При этом концентрации нуклида в непосредственной близости от источника выброса в 100 и более раз превышали глобальные значения, которые в свою очередь, для остальной территории США были значительно выше фоновых.

Атомные соотношения I-129/ I-127 (M) приводятся в таблице 10.

Таблица 10

Средние значения M ($n \cdot 10^{-8}$) в образцах из трех населенных пунктов в окрестностях Хэнфорда [32]

Образец	I-129/ I-127		
	Бентон	Спокане	Олимпик
1	2	3	4
Воздух: аэрозоли	35000	8000	220
Газопаровая фра кция	51000	2200	250
Снег	23000	-	110
Дождевая вода	27000	11000	340
Речная вода	280	-	60
Трава	19000	8900	120
Молоко	97-670	-	19
Щитовидная жел еза: крупного рогатого скота	1600[1)]	530	-
оленей, лосей	39000	-	104

Примечание: [1)]- фоновое значение величины M для щитовидной железы свиньи и человека до 1945 г. составляло 0,8 и 2,5 соответственно [32].

Из таблицы 10 видно, что величина М в большинстве объектов окружающей среды и щитовидной железе диких травоядных близка к соотношению в воздухе. Исключением является речная вода, молоко, а также щитовидные железы крупного рогатого скота, что по мнению авторов [32] может быть обусловлено высоким вкладом в рацион домашних животных привозных кормов и стабильного иода в составе минеральных подкормок.

Сходство отношений М в большей части звеньев пищевой цепи и воздухе еще раз свидетельствует [32] о том, что главный поставщик I-129 в рацион - воздушный путь его поступления в растительность и что не следует ожидать существенного (более чем в 1, 2 раза) увеличения во времени его содержания в рационе животных и человека от почвенного пути поступления в растения даже при длительных выбросах радионуклида в атмосферу.

Вблизи небольшого завода РТ в Карлсруэ [33] с помощью нейтронно-активационного анализа исследовали концентрации I-129 в образцах биосферы (почве, овощах, фруктах, зерновых, молоке, мясе, яйцах, воде, воздухе), которые оказались на несколько порядков выше средних фоновых значений. Анализ щитовидной железы оленя, убитого вблизи завода, показал очень высокое содержание иода-129, которое соответствовало содержанию этого изотопа в коре деревьев в радиусе 1 км от завода.

В работе [34] получено, что средний коэффициент концентрирования иода-129 молоко/воздух равнялся 210 при разбросе от 50 до 1480, а загрязнение почвы оставалось постоянным в течение 3-х лет исследований. Низкие скорости осаждения (0,02-0,05 см/с) показывают, что I-129 выбрасывается в окружающий воздух из растений в процессе гниения.

В районе Саванна-Ривер [34] изучались пути поступления различных радионуклидов в растения. Обнаружено, что прилипание частиц несущих плутоний к внешним поверхностям подземных культур обуславливает в них ≥ 93% полного содержания плутония и лишь ≤ 7% приходится на очищенные овощи. Для Cs-137, K-40, Ra-226 - наоборот, большая часть содержания обусловлена поглощением внутрь растений.

Таблица 11

Загрязнение радионуклидами растительности в районах ПАП и исследовательских центров (фКи/г сухого веса)

Место исследования	Радионуклид	Тип растительности	Концентрация	Литература
1	2	3	4	5
Саванна - Ривер	Cs-137 K-40 Ra-226 Pu-238 Pu-239	Подземные культуры (лук, редька, морковь, репа, картофель)	49 - 374 (1,1 - 6,5)x10^3 33 - 480 0,16 - 3,10 0,66 - 10	[35]
	Pu-239 Pu-238 Pu-238, Pu-239	Табак, листья -//- Широколистные культуры (капуста, латук, листья репы)	5,1 9,8 10-100	[36]
	Pu-238 Pu-239 Pu-238 Pu-239 Pu-238, Pu-239	Латук -//- Капуста кочанная -//- Широколистные культуры (контроль)	175 236 4,1(0,2 пКи/м^2) 1,8(0,051 пКи/м^2) 0,1-14,3	[37]
	Pu-238, Pu-239	Биомасса кукурузы и других зерновых на разл. расстоян. от поверхн. почвы	0,27 - 75,6	
	Pu-238 Pu-239 Pu-238, Pu-239	Полная биомасса -//- Зерно	29,7 - 64,8 15,7 - 20,5 0,27 - 1,62	[19]
Карлсруэ, 1978 г.	Pu-239	Трава Хвоя сосны Хвоя ели Кора ели Древесина Смола ели Дерн Сено Листья бука Мать-и-мачеха Мох с бука Мох с камней Лишайник	1,8 - 41,0 1,8 - 61,0 2,5 12,6 2,0 0,9 2,1 1,7 0,9 29,6 144,0 500,0 110	[34]

1	2	3	4	5
Селлафилд	Pu-239	Овощи	0,03 - 11,1 (сырой массы)	[38]
ПО "Маяк", район пос. Муслюмово	Cs-137 Sr-90 Pu-239 Th-232	Травы, корма в пойме р.Теча	$1,8x\ 10^5$ $6,8x\ 10^4$ 2,7 $2,7x\ 10^3$ Максимальные концентрации 2)	[25]
Окриджская лаборатория у водоема с жидкими отходами	Pu-239 Тритий K-40 Cs-137	Овощи Мед Пчелы Вода в водоеме Мед,пчелы Мед (весна) Пчелы (весна) Мед (лето) Пчелы (лето)	4,1 - 405 $1,4x10^4$ $1,2x10^5$ $1,4x10^4$ $2,7x10^3$ 251 9720 $1,5x10^4$ $2,5x10^5$	[39] [40]
Нишияма, район Нагасаки (1982-1983 г.) В 3 км от эпицентра взрыва	Pu-239 Cs-137 Pu-239 Cs-137 Pu-239 Cs-137 Pu-239 Cs-137 Pu-239 Cs-137 Pu-239 Cs-137	Белый картофель -//- Сладкий картофель -//- Тыква -//- Таро -//- Редис -//- Горчица сарептская -//-	0,028 - 0,174 10 - 238 0,023 - 0,629 7,8 - 161,0 0,006 - 0,247 10 - 148 0,015 - 0,212 5 - 99 0,057 - 0,354 44 - 316 0,010 - 0,109 17 - 54	[27]
Исследовательский центр МОЛ (Бельгия, 1983 г.)			На сырой вес	
Реактор РТ Ферма Территория центра МОЛ Вне территории центра	I-129 I-129 I-129 I-129 I-129	Растительность Растительность Растительность Вода из водоемов 1) Вода питьевая 1) Молоко с 4-х ферм	2,500 0,350 $5,0x10^{-3}$ 2,2/л 1,4/л (2,8-11,5)/л	[41]

Продолжение таблицы 11

1	2	3	4	5
Территория ФРГ (глоб. 1977 г.)	Pu-239	Капуста белокочанная Картофель Яблоки	(на г. золы) 0,06 - 3,8 0,2 1,4	[42]
Акита, Япония (глобальн.) 1976-1977г.г.	Pu-239	Редис Полированный рис Капуста качанная Морские огурцы	(на сырой вес) $6,2x10^{-4}$ $1,4x10^{-3}$ $(9,5-35)x10^{-4}$ 0,103	[43]

Примечание:
1) - фоновые концентрации I-129 по данным, цитированным в работе [41], для воды лежат в пределах от 0,82 до 18,7 фКи/л;
2)- не приводится информации - на какой вес.

Изучение концентраций К-40 в биообъектах показало, что они практически одинаковы в растениях, меде, пчелах и близки к таковым в почвах и различных продуктах [44].

О повышенных уровнях К-40 в воздухе цеха по обращению с отходами ЗАЭС (данные ФИБ), хвое сосен, подстилке, почве в районе г. Янов (данные ОНИС), пробах сдуваемой пыли, увеличивавшихся с приближением к АЭС (данные ИБФ), сообщается в работе [46]. Мы не можем точно объяснить такие повышенные по отношению к фоновым уровни К-40, нуклида земного происхождения, и, предположительно, объясняем искусственное образование К-40 воздействием нейтронов на естественный К-39, содержащийся, например, в воде или других объектах среды. На наш взгляд этот вопрос требует более пристального внимания.

Концентрации Ra-226 в овощах Саванна-Ривер (табл. 11) в 3,4 - 50 раз выше фоновой удельной активности картофеля [44]. О повышенных в 9-53 раз концентрациях Ra-226 и Th-228 в пробах сдуваемой пыли по сравнению с валовым содержанием этих нуклидов в почве района ЗАЭС свидетельствуют наши данные [46], а о возможности присутствия Ra-226 в потоках жидких сбросов Саванна-

Ривер, создающих в почвах Н-площадки концентрации Ra-226 181 Бк/кг около 9 раз выше фоновых - данные работы [8].

Результаты исследований по I-129 (табл. 10) свидетельствуют, что концентрации этого нуклида в растительности на территории реактора и завода РТ (МОЛ) были соответственно в 500 и 70 раз выше, чем на ферме вне территории установок. Активность молока с этой фермы была близка к фону и была значительно меньше, чем в районе действующего завода РТ в Карлсруэ (до 6500 фКи/л [9].

В районе Саванна-Ривер накопление Pu-239 максимально в широколистных культурах (<10 - <100), в десятки раз превышает таковое в подземных культурах (0,16 - 3,10) и зерне (0,27 - 1,62) фКи/г, причем полная биомасса зерновых содержит Pu в десятки раз больше, чем само зерно. Из приведенных в табл. 9 концентраций плутония в овощах наибольшая наблюдается в районе Окриджа (405фКи/г).

Концентрации Pu-239 в компонентах лесного ценоза Карлсруэ (табл.11) колеблются от 0,8 до 61 с максимальными значениями в пробах мхов и лишайников: 110-500 фКи/г, которые для плутония могут быть биоиндикаторами. Согласно данным работы [10], в тканях деревьев максимальные концентрации плутония наблюдались в коре, а фоновые уровни загрязнения плутонием старой и молодой хвои составляли $(1,1\text{-}9,6)\times10^{-4}$ и $(0,7\text{-}2,5)\times10^{-4}$ фКи/г соответственно [10], то есть были на 4 порядка меньше наблюдавшихся в районе РТ в Карлсруэ (табл. 11). Авторы другой работы [42] отмечают, что кора и листья служат планшетом для выпадений, причем главным путем поступления плутония во все наземные растения в ФРГ являются аэрозольные выпадения, вторым по значимости - вторичное загрязнение и третьим -

поступление через корни. Из этого, на наш взгляд, следует, что уровни загрязнения наземных растений плутонием в ФРГ могут быть обусловлены не только глобальными выпадениями, для которых основным путем поступления является вторичный подъем с почвы [21], но и влиянием ПАП на территории ФРГ и других близко расположенных стран. И действительно, плутоний глобального происхождения в те же годы в Японии (табл. 10) давал концентрации в капусте кочанной на 1-2 порядка меньше по сравнению с таковыми в ФРГ [42] (если пересчитать данные по плутонию глобальному в ФРГ из табл. 11 на сырой вес).

В целом, при эксплуатации атомных предприятий и исследовательских центров, в основном, на 2-4 порядка увеличиваются концентрации плутония в овощах по сравнению с контролем (Саванна-Ривер), глобальными уровнями (Селлафилд) и до четырех порядков - концентрации плутония в хвое (Карлсруэ) и зерновых (Саванна-Ривер) по сравнению с глобальными (ФРГ и Япония) соответственно.

Из табл. 11 следует также, что в продуктах моря (морские огурцы [43]) содержание Pu-239 на 2-3 порядка (0,103 фКи/г) больше, чем в наземных овощах (10^{-4} - 10^{-3} фКи/г), то есть по величине поступления плутония в организм человека водная цепочка, по-видимому, более опасна, чем наземная. Эта опасность усугубляется еще и тем, что коэффициенты резорбции ЖКТ - кровь трансурановых элементов из продуктов с биологическим усвоенными нуклидами в 5 (Am) - 50 (Pu) раз больше, чем для продуктов с внешним загрязнением [15], большая часть которого смывается и счищается, о чем свидетельствуют данные, полученные в Саванна-Ривер [15] и данные табл. 12 [21].

Таблица 12

Концентрации К-40, Pu-238, Pu-239 в урожае корнеплодов

Овощи, обработка	Число проб	Концентрация, фКи/г сух.веса[2)]		
		Калий-40	Плутоний-238	Плутоний-239
		x10[3]		
Морковь				
целая	14	32,5 (1200)[1)]	2,28	8,49
мытая	5	34,0 (1260)	0,93	3,15
очищенная	5	29,1 (1077)	0,10	0,10
Редис целый	14	64,8 (2400)	3,15	9,99
Репа целая	14	38,1 (1410)	1,88	6,33
мытая	5	41,0 (1517)	0,81	2,76
очищенная	5	36,2 (1340)	0,10	0,39
Луковица целая	14	11,3 (418)	0,27	0,68
Картофель белый, целый	14	16,7 (618)	0,55	2,51
Картофель красный,				
целый	14	18,1 (670)	0,42	1,80
мытый	5	19,2 (710)	0,14	0,56
очищенный	5	20,6 (762)	0,10	0,10
Картофель сладкий,				
целый	14	12,5 (463)	0,16	0,66
мытый	5	10,8 (400)	0,10	0,10
очищенный	5	9,9 (366)	0,10	0,10

Примечание:
[1)]- Бк/кг; [2)]- концентрации Pu-238, 239 в почве были 150 и 550 фКи/г.

Из табл. 12 следует, что очистка овощей приводит к снижению содержания плутония примерно на порядок, мойка - вдвое. Что касается К-40, то на концентрацию его в овощах никакая обработка не оказывает влияния. Следует отметить, что полученные в Саванна-Ривер концентрации К-40 в овощах (366 - 2400 Бк/кг сух. веса или 122 - 800 Бк/кг сырого веса в предположении, что 70% веса составляет вода [15]), примерно в 4 раза превышали фоновую активность К-40 в овощах, составлявшую 26 - 222 Бк/кг сырого веса [44].

Интересны данные вышеприведенной работы [21] по загрязнению в районе Саванна-Ривер зерновых культур. Используя относительные количества Pu-238 и Pu-239 в различных компонентах пшеничной экосистемы Mc Leod et al. разработали поточные диаграммы, выявляющие относительный вклад:

- прямого осаждения;
- вторичного подъема (ресуспензии) с почвы;
- корневого поглощения (усвоения)

в загрязнение зерна пшеницы.

Эти диаграммы были разработаны для типичной экосистемы, которая получала:

- только глобальный Pu из радиоактивных выпадений;
- глобальные выпадения + отложения от установки по химическому разделению (УХР) в течение одного года с интенсивностью 1 пКи/м^2 день;
- глобальные выпадения + постоянное в течение 30 лет отложение плутония со скоростью 1 пКи/м^2 день.

Для случая только глобальных выпадений относительная значимость путей, приводящих к загрязнению пшеницы, в целом, характеризовалась рядом:

ресуспензия >> отложение >> усвоение.

Для загрязнения зерна глобальными выпадениями получен ряд: перенос плутонийсодержащих частиц с поверх-ности растения на поверхность зерна при комбайнировании > ресуспензии при комбайнировании >> листовое усвоение и перемещение поверхностно отложенного вещества в зерно - корневое поглощение. Перенос и ресуспензия приводят к внешнему загрязнению, тогда как перемещение и корневое поглощение - к внутреннему загрязнению зерна.

Изменения, обусловленные действием УХР в течение 30 лет, очень слабые. Для первого и тридцатого года отложений относительная взаимосвязь между вкладами путей поступления, приводящих к загрязнению растений в целом, выражается рядом:

отложение>> ресуспензия >> усвоение

Для загрязнения зерна связь такая:

Перенос плутонийсодержащих частиц с поверхности растения на поверхность зерна при комбайнировании >>

ресуспензия при комбайнировании > перемещение >> усвоение.

В итоге наибольшая часть загрязнения всех компонентов зерновых обусловлена текущими отложениями. Общая концентрация в зерне в первый год работы УХР прогнозируется равной 0,68, за счет усвоения - 0,01 фКи/г. На тридцатый год работы УХР общая концентрация плутония в зерне прогнозируется 0,72, за счет усвоения - 0,01 фКи/г.

Согласно данным другой работы, на площадках Саванна-Риверского производства (19), плотность загрязнения плутонием из атмосферных выпадений на листьях и стеблях зерновых, отобранных с июня по октябрь, составляла 33 - 630 мБк/м^2, на колосьях - (<0,1 - 14,0) мБк/м^2. Отложение плутония за счет ресуспензии на те же части растений лежало в пределах 6,1 - 72,0 и <0,1 - 3,8 мБк/м^2. Концентрации плутония в механически собранном урожае зерновых приводятся в таблице 13.

Таблица 13

Концентрации плутония в полной биомассе различных зерновых (фКи/г)

Поле	Концентрации изотопов плутония		Концентрации Pu-238 от различных путей его поступления [1)]	
	Pu-238	Pu-239	Выпадения от выбросов	Ресуспензия
1	64,8	20,5	64,8	0
2	29,7	15,7	29,7	2,7
3	45,9	16,5	45,9	0

Примечание: [1)] - определялись с помощью соотношений Pu-238/Pu-239. Вклад корневого пути был пренебрежимо мал.

Авторы работы [19] делают заключение, что в поверхностное загрязнение растительности прямым отложением основной вклад вносят текущие выбросы, при ресуспензии ведущая роль принадлежит выбросам прошлых лет.

Для прогнозирования последствий загрязнения территорий необходима информация о коэффициентах концентрирования

$$K_к = \frac{\text{Средняя концентрация в растении}}{\text{Средняя концентрация в почве}}$$

радионуклидов по трофическим цепочкам, которая приводится ниже.

За четыре года изучения $K_к$ для I-129 в траве, на почве, поливаемой раствором нуклида, получены значения $K_к = 10^{-3} - 10^{-1}$.

В таблице 14 представлены величины $K_к$ для плутония в широколистных культурах $K_к$ для Pu-238 оказались в 2-12 раз выше, чем для Pu-239. Это обусловлено прямым отложением, так как для мытого салата и репы (плод под землей) значение $K_к$ для этих нуклидов равны.

Таблица 14

Коэффициенты концентрирования широколистных культур, выращенных на поле 2 [37]

Культура	Значения $K_к$	
	Плутоний-238	Плутоний-239
Брокколи	$4,3x10^{-1}$	$3,5x10^{-2}$
Капуста	$3,4x10^{-2}$	$4,9x10^{-3}$
Салат немытый	$1,5x10^{0}$	$6,4x10^{-1}$
Салат мытый	$2,7x10^{-1}$	$2,6x10^{-1}$
Репа зеленая	$6,4x10^{-1}$	$6,4x10^{-1}$

В районе Нагасаки в 1982-83 гг. получены довольно стабильные значения $K_к$ для Pu-239 ($10^{-4} - 10^{-3}$) и примерно в 100 раз больше для Cs-137 (табл.15) [27].

Из табл. 15 следует, что $K_к$ плутония, измеренные в Нишияма, несколько меньше, чем в контроле. Авторы пытаются объяснить это и ссылаются на работу, в которой получено, что поступление плутония в растения уменьшается с увеличением его концентрации в почве, но этот эффект отсутствует при концентрациях ниже $2x10^4$ Бк/г почвы. Концентрация плутония в культивированной почве Нишияма в 10-10 раз превышала контроль, однако максимальное значение было 0,014 Бк/г. То есть этим эффектом нельзя объяснить более низкие значения $K_к$ в Нишияма по сравнению с контролем. По мнению авторов [27] должны быть другие причины.

Таблица 15

Значения Кк для Pu-239 и Cs-137 в районе Нагасаки [27]

Культура	Значения Кк = пх10^{-3}			
	Цезий-137		Плутоний-239	
	Нишияма	Контроль	Нишияма	Контроль
Белый картофель	146	46	0,72	4,76
Сладкий картофель	130	10	1,40	3,67
Тыква	106	65	0,43	1,22
Таро	59	27	0,62	0,86
Редис	213	145	0,53	8,62
Горчица сарептская	33	40	0,19	1,97

В силу множества факторов, влияющих на относительное поступление плутония (вид растений, тип почвы, почвенные параметры, климатические условия, химическая форма и валентное состояние загрязнителя), авторам [27] трудно удовлетворительно объяснять полученные данные по этому нуклиду.

Коэффициенты концентрирования цезия-137 (табл.15) были в Нишияма выше, чем в контроле. Причиной этого различия авторы предполагают более высокие концентрации в почвах контрольного района природного калия. Цезий является щелочным металлом аналогично калию и при высоких концентрациях последнего в почве происходит задержка поступления в растения цезия-137.

Авторы руководства [15] по облучению трансурановыми элементами лиц, проживающих на загрязненных территориях, при оценках пищевого пути поступления в районе завода Роки Флэтс, не имея информации по загрязнению растений в районе этого производства, исследовали литературные данные, полученные в полевых и тепличных условиях до 1978 г., приведенные в табл. 16.

Таблица 16

Интенсивность заглатывания и значения $K_к$, использованные для нормирования в районе Роки Флэтс

Субстанция	Скорость заглатывания, г/день	Радионуклид, путь загрязнения	$K_к$
Листовые растения	270[1)]	Pu (поверхностное) Pu (корневое) Am(поверхностное) Am (корневое)	10^{-1} (x10%)=10^{-2} 10^{-4} 10^{-1}(x10%)=10^{-2} $5x10^{-3}$
Другие растения	740[1)]	Pu (поверхностное) Pu (корневое) Am(поверхностное) Am (корневое)	10^{-1} (x1%)=10^{-3} 10^{-4} 10^{-1}(x1%)=10^{-3} $5x10^{-3}$
Коровье молоко	436	Pu[2)] Am	$3,17x10^{-8}$ $3,17x10^{-8}$
Говяжье мясо	273	Pu[2)] Am[2)]	$3,29x10^{-5}$ $3,29x10^{-5}$
Говяжья печень	13	Pu[2)] Am[2)]	$2,0x10^{-3}$ $2,0x10^{-3}$
Почва (случайное потребление)	0,01	Pu Am	1,0 1,0
Почва (намеренное потребление детьми)	20,0	Pu Am	1,0 1,0

Примечание:

[1)]- предполагалось, что растительность содержит 70% вод ы.

[2)] - предполагалось, что задержка и переход у коровы для Pu и Am одинаковы.

Поверхностное загрязнение ($K_к = 10^{-1}$) одинаково для Pu и Am, а также для листовых растений и корнеплодов (табл. 16).

Однако, корневое поступление Am (Кк = $5x10^{-3}$) для двух рассмотренных групп растений больше, чем Pu ($K_к = 10^{-4}$). Если авторы использовали параметры для Am и Pu из одного эксперимента, то получится, что биологическая доступность Am делает этот нуклид при поступлении с диетой более опасным, чем плутоний. Мытье листовых растений уменьшает их активность в 10 раз (10^{-1}x10%), а чистка корнеплодов - на 2 порядка (10^{-1}x1%). Это расходится с более поздними данными,

полученными в Саванна-Ривер (табл.12), согласно которым мытье корнеплодов уменьшает их активность только в 2 раза, а чистка корнеплодов - в 4-10 раз. Однако, значение $К_к$ для Pu-238, Pu-239, Am-241 при поверхностном загрязнении как листовых растений, так и корнеплодов, согласно данным таблиц 13 и 15, близки между собой и составляют $(1\text{-}2,7)x10^{-1}$.

В целом, по заглатываемой человеком доле активности, с учетом чистки и мытья растительных продуктов и продуктов животноводчества, (табл.15), просматривается ряд:

Намеренное потребление почвы (1,0) > поверхностное загрязнение листовых культур (10^{-2}) > корневое поступление Am ($5x10^{-3}$) > Pu, Am говяжьей печени ($2x10^{-3}$) > корневое поступление плутония (10^{-4}) > говяжье мясо ($3x10^{-5}$) >> молоко ($3x10^{-8}$).

Однако, в этом ряду $К_к$ для корневого поступления Pu например, в корнеплоды (10^{-4}, табл. 16), гораздо меньше такового для Саванна-Ривер ($6,4x10^{-1}$, табл.14) и Нагасаки ($5x10^{-4}$ - $14x10^{-4}$, табл. 15). По-видимому, в работе [15] использованы данные тепличных экспериментов, и в реальных условиях значения $К_к$ могут значительно возрасти.

В таблицах 17 и 18 приводятся концентрации Pu-238 (IV степени окисления) и Cm-244 (III степени окисления) в различных зерновых и значения Кк для корневого поступления в динамике [47]. Растения выращивались в теплице при доведенных до минимума, с помощью стекловолокнистой пленки, локальных выпадениях завода РТ производства Саванна-Ривер. При этом использовалась реальная паводково-равнинная почва, получавшая нуклиды с жидкими сбросами. Анализируя данные таблиц 17 и 18, авторы делают заключения: доступность Pu через корневое поступление увеличивается со временем для клевера и Bahia травы; доступность Cm через корневое поступление не изменяется со временем; Cm был в 10-100 раз более доступен, чем Pu для всего четырехлетнего периода изучения.

Таблица 17

Сравнение концентраций Pu-238 и Cm-244 (фКи/г сух. веса) в тканях растений, собранных в 1-й и 4-й годы с паводково-равнинной почвы[1)]

Виды и части растений	Плутоний-238		Кюрий-244	
	1-й год	4-й год	1-й год	4-й год
Пшеница				
Стебель	1,3	5,5	2,9	5,5
Зерно	2,0	4,2	3,0	4,4
Кукуруза				
Лист	0,9	1,8	19,5	8,4
Стебель	1,1	0,9	7,9	1,6
Соевые бобы				
Стебель	4,4	5,6	10,8	22,3
Бобы	2,7	1,6	3,7	2,3
Клевер	2,2	7,8	39,9	31,3
Bahia трава	0,3	1,0	6,2	9,2

Примечание: [1)] Предел обнаружения составлял $6,7 \times 10^{-4}$ и $8,4 \times 10^{-4}$ Бк пробу золы для Pu и Cm соответственно.

Согласно [48], полученные в полевых и тепличных условиях величины Кк для плутония колебались от 10^{-9} до 10^{-3}, а для Am - от 10^{-6} до 1. Анализ авторами [48] литературных данных показал, что $К_к$ зависят от емкости катионного обмена почвы; количества в ней органического материала; величины pH и типа загрязнения (включавшего форму соединения и дисперсность загрязнителя). Комплексообразующие агенты увеличивали $К_к$ до 1300 раз. Удобрения оказывали влияние на коэффициент перехода такое же, как вид и возраст растений.

Таблица 18

Длительная доступность Pu-238 и Cm-244 растениям

Вид растений	Значения $K_к x10^{-3}$				Относительная доступность Cm/Pu[1)]	
	Плутоний-238		Кюрий-244			
	1-й год	4-й год	1-й год	4-й год	1-й год	4-й год
Пшеница (стебель)	0,24	1,04	3,62	6,88	15,1	6,6
Кукуруза (листья)	0,17	0,34	24,4	10,5	143	30,9
Соевые бобы (стебель)	0,83	1,06	13,5	27,9	19,8	26,3
Клевер	0,41	1,47	49,9	39,1	122	26,6
Bahia трава	0,06	0,19	7,75	11,5	129	76,7

Примечание: [1)] Относительная доступность была вычислена делением $K_к$ для Cm на $K_к$ для Pu.

Однако, в большинстве случаев эти соотношения на настоящее время не дают достаточного объяснения широкого разброса, обнаруженного для значений $K_к$. В табл. 19 сведена обзорная информация из работы [48] по $K_к$ в растительных продуктах плутония глобального происхождения, из которой следует, что минимальные $K_к$ были для продуктов из булочной лавки, а максимальные - для зеленой растительности (салат). Широкий разброс $K_к$, определенных для одного вида (картофель, томаты) свидетельствует о том, что на данное время нет основания использовать $K_к$ для прогнозирования, поскольку нет строгой зависимости их от концентрации нуклида в почве и поверхностное загрязнение, обусловленное прямым отложением или ресуспензией, является преобладающим при переходе из почвы в растения.

Таблица 19

Коэффициенты концентрирования Pu-239 в растительных продуктах[1)]

Продукт	Загрязнение почвы, фКи/г	$K_к = nx10^{-3}$	Продукт	Загрязнение почвы, фКи/г	$K_к = nx10^{-3}$
1	2	3	4	5	6
Продукты из булочной лавки	6,5	0,9	Томаты	3,9	13,5
Мука	6,5	0,5	Томаты	6,7	1,6
Макароны	6,5	0,2	Белокочанная капуста	6,7	0,7
Крупнозернистые	6,5	1,6	Фрукты сырые	6,5	5,0
Овощи сырые	6,5	5,2	Яблоки	6,7	4,6
Овощи консервированные	6,5	6,0	Земляника	3,9	7,3
Бобы сушеные	6,5	0,9	Фруктовый сок	6,5	0,4
Бобы string	6,7	5,9	Крупы:		
Горох	31,1	1,4	Ячмень	7,7	4,7
Салат	6,7	82,2	Рис	6,5	0,3
Салат	13,0	6,7	Рожь	7,7	21,8
Картофель	9,0	12,2	Пшеница	7,7	2,0
Картофель очищен.	9,0	1,4	Картофель	3,9	1,2
Картофель	6,5	0,9	Картофель	6,7	1,4
Картофель	3,9	1,2	Смешанные грибы	6,7	28,6
Картофель	31,1	7,1			
спаржа	9,0	8,0			

Примечание: [1)]Все цифры приведены к сухому весу

Ниже приводятся немногочисленные данные по накоплению трансурановых элементов и I-129 животными.

В области 13 Невадского полигона [49] поступление Pu-238, Pu-239 и Am-241 пастбищному скоту было определено равным (3,6-6,6)x10^3; (8,5-40,0)x10^4; (1,1-3,1)x10^4 пКи/сутки

соответственно. Сравнение активности диет, оцененных по кормам и измеренных фактически, показало их близость.

В аридной зоне (район полигона Невада) [50], загрязненной двуокисью плутония при проведении испытаний за 16 лет до исследования, производился выпас скота. Затем животных обмывали и исследовали на содержание плутония в органах. Получено, что при концентрации в почве $1,3x10^4$ Бк/кг сух.веса концентрации нуклида в естественной растительности, коже, легких, позвоночнике, печени коров составляли: $1,8x10^3$; 390; 26; 1,2; 3,8 Бк/кг сухого веса соответственно (среднегеометрические значения). Заметим, что $К_к$ для естественной растительности рассматриваемого места составлял $1,4x10^{-1}$, что практически равно $К_к$ при поверхностном загрязнении культурных растений (табл. 13 и 15).

Измерениями в районе Лос-Аламосской лаборатории [51] получены концентрации радионуклидов (цезия-137, стронция-90, плутония-238 и 239) в тканях лосей, которые мало отличались от контрольных, за исключением Pu-238 в легких и Pu-238,239 в кости. Средние концентрации для контрольного района (К) и лаборатории (Л) приводятся в таблице 20.

Таблица 20

Концентрации радионуклидов в тканях лосей (пКи/г золы) в районе Лос-Аламосской лаборатории

Орган	Cs-137		Pu-238 n x 10^{-4}		Pu-239 n x 10^{-4}		Sr-90	
	К	Л	К	Л	К	Л	К	Л
Легкие	3,1	1,1	4,8	110	9,4	16	0,37	0,16
Печень			4,2	9,2	12,0	4,4		
Почки			8,0	13,0	6,0	10,0		
Кость			2,4	220	1,8	80	0,76	1,40
Мышцы	3,5	1,3	3,7	3,6	50	9,2		

В табл. 21 приводятся обобщенные результаты [41] по содержанию I-129 в щитовидных железах быков из разных стран, а в таблице 22 - концентрации нуклида в щитовидных железах жителей ФРГ в разные годы отбора.

Таблица 21

Содержание I-129 в щитовидных железах быков
из различных стран Европейского Сообщества

Дата отбора	Страна	П	Д[1] км	Сырой вес, г	Концентрация[2] мг/г мкБк/г		I-129/ I-127 атомов
					I-127	I-129	
1	2	3	4	5	6	7	8
IV 1978	Нидерланды	1	4,5	23,6	0,49	27	$9x10^{-9}$
XII	Нидерланды	5	2,5-6,5	43,0	0,35	17	$7,9x10^{-9}$
IX	Бельгия (МОЛ)	1	5,5	19,7	0,80	150	$3,1x10^{-8}$
IX	Бельгия (МОЛ)	1	5,5	29,4	0,76	3700	$7,9x10^{-7}$
IX	Бельгия (МОЛ)	1	5,5	14,6	0,73	1600	$3,6x10^{-7}$
X	Бельгия	10	>80	9,2	1,00	63	$1,0x10^{-8}$
IV-IX	ФРГ	25	>100	36,0	0,49	29	$1,0x10^{-8}$
X	Италия	4	3	29,5	1,30	22	$2,1x10^{-9}$
X	Италия	4	50	26,8	0,50	22	$7,6x10^{-9}$
XI	Италия	4	3	20,9	1,40	50	$5,8x10^{-9}$
III	Италия	3	3	24,3	1,10	41	$5,9x10^{-9}$
VII 1979	Нидерланды	5	6,5-8,0	46,2	0,52	27	$8,6x10^{-9}$
VII	Нидерланды	3	40-50	16,5	0,90	74	$1,4x10^{-8}$
VII	Нидерланды	3	10	52,9	0,65	21	$5,3x10^{-9}$
X	Нидерланды	4	45	19,3	0,64	71	$1,8x10^{-8}$
V 1980	Нидерланды	3	37	43,5	0,48	165	$5,6x10^{-8}$
VII	Нидерланды	2	26	23,2	1,20	615	$8,2x10^{-8}$
IX	Нидерланды	3	4-12	18,3	0,26	86	$3,9x10^{-8}$
II-IX 1981	ФРГ	22	>100	15,8	0,66	19	$4,7x10^{-9}$

Примечание: [1]- расстояние от ближайшей ядерной установки;
[2] - на сырой вес;
[3] - среднее значение $M = 1,9x10^{-8}$

Видно, что за 1978 - 1981 годы в большинстве случаев концентрации I-129 в щитовидной железе животных составляют десятки мкБк/г (при М = $1,9x10^{-8}$, табл. 21), что на три порядка ниже данных по содержанию нуклида в щитовидных железах диких и домашних животных, полученных в более ранние годы в г.Бентон, США [9] и составляющих 74 и 11 мБк/г при М= (39 и 1,6)$x10^{-6}$ соответственно, но согласуются с данными по Вильнюсу (11 мкБк/г при М = $1,8 x10^{-9}$)[9].

В окрестностях небольшого завода РТ в местечке Вест-Велли (штат Нью-Йорк) [9] в 16-км зоне концентрации I-129 в коровьем молоке достигали 85 мБк/л, а в щитовидных железах животных - ~ $1,4x10^{5}$ мБк/г. Информации по соотношению М не приводится.

Таблица 22

Содержание I-129 в щитовидной железе жителей ФРГ

Дата отбора	Возраст, лет	Сырой вес, г	I-127, мг/г	I-129, мкБк/г	I-129/ I-127 атомов
1	2	3	4	5	6
X 1979	76	29	0,36	69± 5	$3,1x10^{-8}$
VII	71	15,2	0,26	69± 6	$4,7x10^{-8}$
VIII	75	33,2	0,46	15 ±1	$5,5x10^{-9}$
X	69	14,7	0,60	37 ±9	$3,8x10^{-8}$
XI	61	15,9	0,52	49 ±4	$1,5x10^{-8}$
XI	35	18,8	0,63	12 ±6	$2,9x10^{-8}$
VI 1980	48	26,3	0,34	15 ±1	$7,5x10^{-9}$
II 1981	65	26,5	0,38	53 ±4	$2,3x10^{-8}$
V	41	26,0	0,31	47 ±4	$2,5x10^{-8}$
VII	78	41,3	0,18	20 ±2	$1,9x10^{-8}$
IV 1982	21	50,6	0,13	18 ±2	$2,3x10^{-8}$
II	-	31,8	0,22	20 ±2	$1,5x10^{-8}$
IV	56	23,5	0,35	28 ±2	$1,3x10^{-8}$
IV	43	44,2	0,19	54 ±4	$4,5x10^{-8}$

Продолжение таблицы 22

1	2	3	4	5	6
II 1984	-	38,2	0,07	8 ±0,8	$1,9x10^{-8}$
II	86	30,0	0,28	19± 1	$1,1x10^{-8}$
II	-	23,8	0,50	15 ±1	$5,0x10^{-9}$
II	69	56,1	0,44	40 ±3	$1,5x10^{-8}$
V	38	23,7	0,45	54 ±4	$2,0x10^{-8}$
V	74	28,9	0,23	32 ±3	$2,3x10^{-8}$
V	61	22,4	0,74	18 ±2	$4,0x10^{-9}$
V	49	38,1	0,66	8,4±0,7	$2,1x10^{-9}$
Среднее				31,7	
V 1986	73	17,9	0,39	43± 4	$1,8 x10^{-8}$
V	52	64,0	0,17	26± 2	$2,5x10^{-8}$
VII	34	33,8	0,20	33± 3	$2,7x10^{-8}$
VII	40	28,7	0,42	60± 5	$2,4x10^{-8}$
VII	70	17,6	0,27	46± 3	$2,8x10^{-8}$
VIII	45	62,0	0,29	42± 3	$2,3x10^{-8}$
VII	26	28,0	0,27	57± 5	$3,5x10^{-8}$
V 1987	60	16,9	0,18	54± 4	$5,1x10^{-8}$
V	48	30,6	0,50	68± 5	$2,3x10^{-8}$
VI	62	15,1	0,28	92± 7	$5,5x10^{-8}$
VIII	62	17,6	0,27	76± 6	$4,7x10^{-8}$
IX	75	10,7	0,15	59± 5	$6,5x10^{-8}$
X	71	22,9	0,17	55± 5	$5,3x10^{-8}$
XI	79	29,5	0,09	26± 2	$4,6x10^{-8}$
XII	70	23,0	0,29	29± 3	$1,6x10^{-8}$
I 1988	74	20,1	0,12	16± 2	$2,1x10^{-8}$
II	48	24,9	0,18	89 ±10	$8,0x10^{-8}$
Среднее				52,1	$2,0x10^{-8}$

Обращает на себя внимание близость концентраций I-129 в щитовидной железе животных (табл.21) и человека (табл.22) при одинаковых значениях M (~ $2,0x10^{-8}$). Это наводит на мысль, что в условиях глобального загрязнения концентрации в органе обусловлены поступлением нуклида преимущественно ингаляционным, а не алементарным путем. По-видимому, это связано с тем, что, как было сказано выше [34], I-129 выбрасывается в воздух из растений в процессе гниения. Видно

также (табл.22) отсутствие зависимости концентрации иода-129 в щитовидной железе от возраста человека, что свидетельствует о быстром наступлении равновесной нагрузки нуклида в щитовидной железе и отсутствии его накопления в органе с годами. То есть, в условиях глобального загрязнения содержание иода-129 в щитовидной железе человека и животных по существу обусловлено текущим загрязнением окружающей среды этим нуклидом и критерием, наиболее близко отражающим его накопление в организме, является концентрация в воздухе. В условиях локального загрязнения, возможно, это не так.

Из проанализированного объема информации следует, что:

- фоновое загрязнение плутонием почв стран мира в среднем составляет 60 Бк/м^2 (0,13 Бк/кг при h = 30 см), в районах предприятий - до 10^5 значений фона (наиболее часто - 10^2 - 10^3 значений фона);

- аварийное загрязнение на ПО "Маяк" в районе ВУРСа и от взрыва в Нагасаки соизмеримо и выше, чем загрязнение почв от многолетней эксплуатации Саванна-Риверского производства (SRP);

- вспашка уменьшает концентрацию плутония в почве в 2 - 10 раз, а лесной опад увеличивает ее в 15 раз;

- в зависимости от глубины пробоотбора удельная активность свежих выпадений плутония в некультивированной почве (1 -30 см) может изменяться в десятки раз;

- удельная активность сдуваемого слоя почвы является наиболее чувствительным критерием ее загрязнения для оценок ингаляции. Наибольшую долговременную опасность облучения от ингаляции представляют места с максимальным запасом плутония, где концентрации его на грамм и % материала фракции < 5 мкм являются наибольшими:

- цезий-137 можно использовать как трассер плутония в системах, где преобладают физические механизмы транспорта этих нуклидов;

- преимущественным источником Pu-239 в лесной почве являются выбросы, а источником Pu-238 - сбросы. Соотношение Pu-238/Pu-239 для выбросов близко к единице, в сбросах - к 40;

- концентрации Cm-244 (период полураспада 18 лет, продуктом распада является Pu-240, доступность Cm-244 растениям в 10-100 раз больше, чем у Pu-239) в почве района SRP, где были аварийные ситуации, более чем в 3 раза (а Pu-238 в 43 раза) превышали концентрации Pu-239;

- в условиях глобальных выпадений концентрации I-129 в щитовидной железе человека составляют десятки мкБк/г, что соответствует содержанию около 2 мБк/орган или 0,11 % от $ДС_б$. Преобладающим путем поступления нуклида при этом является воздух. Основным путем загрязнения растений иодом-129 в районах действующих предприятий являются прямые отложения из воздуха. Концентрации иода-129 во всех образцах окружающей среды и молоке из района Карлсруэ с небольшим заводом РТ были на несколько порядков больше средних фоновых значений, а средний коэффициент концентрирования молоко/воздух равнялся 210 при разбросе от 50 до 1480. Загрязнение почвы оставалось постоянным за 3 года исследований;

- аварийный выброс иода-129 Чернобыльской АЭС увеличил выпадения его с осадками в разных странах в мае 1986 г. на несколько порядков (10^1 -10^7 раз);

- предприятия атомной промышленности и атомные электростанции могут быть источниками загрязнения почвы и других объектов окружающей среды естественными радионуклидами (Ra-226, Th-228, K-40, а возможно, и другими);

- для подземных культур ≥ 93% содержания плутония обусловлено прилипанием к внешней поверхности, для Cs-137, K-40, Ra-226 - наоборот, большая часть содержания обусловлена поглощением внутрь растений;

- биоиндикаторами загрязнения плутония могут быть мхи и лишайники, а из тканей деревьев - хвоя и кора;

- эксплуатация атомных предприятий и исследовательских

центров на 2-4 порядка увеличивает концентрации плутония в овощах, зерновых и хвое деревьев по сравнению с глобальными уровнями;

- исследованиями в Карлсруэ и Саванна-Ривер установлено, что при текущих выбросах основным источником поступления плутония в растения являются прямые отложения, вторым - ресуспензия, третьим - корневое поглощение, при наличии лишь старых выпадений - ресуспензия. Для глобальных выпадений справедлив ряд: ресуспензия > отложение > корневое поглощение;

- очистка овощей приводит к снижению содержания в них плутония на порядок, мойка - уменьшает вдвое. На концентрацию К-40 в овощах никакая обработка не влияет;

- при концентрациях плутония в почве ≥ $2x10^4$ Бк/г относительное поступление его в растения уменьшается с ростом концентрации в почве, но этот эффект отсутствует при концентрациях < $2x10^4$ Бк/г. Относительное поступление цезия-137 из почвы в растения уменьшается с увеличением содержания в почве природного калия;

- в экспериментах с паводково-равнинной почвой района SRP показано, что доступность Pu-238 через корневое поступление увеличивается со временем для некоторых трав в 2-4 раза, доступность Cm-244 при этом не изменяется со временем;

- для одного типа загрязнения - глобального (для которого характерна одна форма соединения и дисперсность частиц) значения $К_к$ плутония в различных группах продуктов растительного происхождения составляли от 10^{-4} до 10^{-2};

- полученные в полевых и тепличных условиях величины $К_к$ при различных источниках загрязнения трансурановыми элементами колебались для Pu от 10^{-9} до 10^{-3}, для Am-241 - от 10^{-6} до 10^{-1}, для Cm-244 в одном тепличном эксперименте - от 10^{-3} до 10^{-2}. Комплексообразующие агенты увеличивали $К_к$ до 1300 раз. Анализ Pimplt et al. большого объема литературы по $К_к$ показал, что их величины зависят от - емкости катионного

обмена почвы;

- количества в ней органического материала;
- величины pH;
- химической формы и дисперсности загрязнителя;
- вида и возраста растений;
- внесения удобрений;
- большой разброс значений $K_к$ даже для одной культуры, при одном типе загрязнителя свидетельствует о том, что неправомерно в настоящее время использование литературных данных для прогнозирования с помощью величин $K_к$, их следует получать для конкретного предприятия и конкретных групп продуктов, при этом необходимо учитывать, что прямое отложение и ресуспензия могут намного перекрывать возрастание $K_к$ для корневого поглощения, однако, обработка продуктов и больший коэффициент резорбции "ЖКТ-кровь" биологически усвоенных нуклидов может привести к большему вкладу в величину накопления в организме человека активности, поглощаемой корневым путем. Но все это надо исследовать для района конкретного предприятия.

Из анализа литературы по фоновым уровням загрязнения [28] и настоящего обзора следует, что при дальнейших исследованиях необходимо изучение:

- для эффективности контроля - концентрации нуклидов в биоиндикаторах (меде, пчелах, верхнем слое коры, хвое и мхах);
- для оптимизации контроля и идентификации источников загрязнения - соотношений нуклидов (Cs-137/Pu-239; Pu-238/Pu-239, $\Sigma\beta / \Sigma\alpha$) в объектах контроля;
- для оценки возможности влияния выбросов и сбросов на дозовые нагрузки за счет I-129, Cm-244 - концентрации этих нуклидов в объектах окружающей среды;
- для нормирования загрязнения почвы по пищевой цепочке - концентрацией нуклидов в 15 см слое почвы, по ингаляции - концентрацией нуклидов в сдуваемой пыли и воздухе с определением дисперсности и доли вдыхаемой

фракции частиц;

- для оценки фонового облучения, а также возможности влияния ПАП на его повышение - концентраций в объектах окружающей среды долгоживущих и короткоживущих естественных радионуклидов, составляющих общую β - и α-активность;

- для прогнозов реальных доз по загрязнению продуктов - концентрацией радионуклидов в реальном рационе, для прогнозов доз по загрязнению почв - реальных згачений $К_к$, полученных для района предприятия для конкретных групп продуктов растительного присхождения с дальнейшим сравнением реальных и расчетных рационов.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Источники и действие ионизирующей радиации. Доклад НКДАР за 1977 г. Т.1, Нью-Йорк, 1978. 382 с.

2. Предполагаемое радиологическое влияние ядерно-топливного цикла в 1950-2050 г.г. Доклад НКДАР А/АС. 82/431. Вена. 1986. 173 с.

3. Зыкова А.С., Рыжов А.И., Телушкина Е.Л. и др. Радиационно-гигиенические исследования в области охраны окружающей среды на некоторых предприятиях ядерно-топливного цикла// Гигиена и санитария.- 1985 - № 11. С.23-25.

4. Польский О.Г., Книжников В.А., Петухова Э.В. Совершенствование государственного санитарного надзора в области контроля за состоянием радиоактивности окружающей среды.// Там же. С.26-29.

5. Барбышев С.В., Дуброва Т.И., Смульский С.Н. и др. Оптимизировать размещение пунктов радиационного контроля окружающей среды в районе Запорожской АЭС и выдать методику определения дозовых нагрузок на население. (Отчет) ОПИ.- Одесса, 1988.- 75 с.

6. Morrison W.m John E., James D. Forage: A sensitive indicator for airborne radioactivity// Health Phys.- 1981.- V.40. N 1.- P.84-91.

7. Щербакова Л.М. Фоновая активность биосферы (Аналитический обзор), ФИБ.- 1993.- 17 с.

8. Pinder I.E., Leod K.W., Alberts I. et al. Uiptake of ^{244}Cm, ^{238}Pu and other radionuclides by fues inhabiting a contaminated flood plain// Health Phys.- 1984.- V. 47.- N 3.- P.375-384.

9. Стыро Б.И., Недвецкайте Т.Н., Филистович В.И. Изотопы иода и радиационная безопасность.

10. Hartmann G., Bachmann K. Plutonium and ether trace elements in/on plants // J. Environ. Radioact.- 1988.- V. 8.- N 1.- P.21-26.

11. Hakonson T.E., Watters R.L., Hanson W.C. The transport of Pu in terrestrial ecosystems // Health Phys.- 1981.- V.- N 1.- P. 63-71

12. Harley N.H., Pasternack B.S. Potential carcinogenic effects of actinides in the environment// Health Phys.- 1979.- V.37 N.3.P.291-300.

13. Waters R.L., Edginton D.N., Hakonson T.E. et. al. Sinthesis of a Research literature / transuranic elements environ. Ed. By. Hanson W.C. Spring.- 1976.-P.44-56.

14. Garten C.T., Dahlman R.C. Plutonium in biota from an East Tennessee floodplain forest.// Health Phys.- 1978.-V.34.-N 6. P.705-712.

15. Guidance on dose limits for persons exposed to transuranium elements in the general environment. Technical report EPA - 520/4 - 78- 010.-P. 221-266.

16. Johnson C.I. Epidemiologic investigation of cancer incidece in people living near nuclear installations // Health Phys. - 1983.- V.45.- N 3 - P.809-813.

17. Johnson C.I. Evaluation of cancer incidence for angles in the period 1969-1971 in areas of census tracts with measured concentrations of plutonium soil contamination don wind from the Rocky Flats Plant in the Benver standard metropolitan statistical area/ 5th Intern. Congress of the radiation protection association. V. II Ierusalem.- 1980.- P.156-168.

18. Johnson C.J., Tidball R.R., Siverson R.C. Plutonium hazard in respirable dust on the surface of soil.// Science.- 1976- 193-Aug 6-P.488-490.

19. Pinder I.E., Mc.Leod K.W., Adriano D.C. Atmospheric deposition, resuspension and root uptake of Pu in corn and other grain - producing agroecosystems near a nuclear fuel facility.// Health Phys.-1990.-V.59-N 6-P.853.

20. Mc. Lendon H.R., Stewart O.M., Boni A.L. et. al. Relationships among plutonium contents of soil vegetation and animal collected on and adjacent to an interated nuclear complex in the human southeas tern USA / Transuran. Nucl. Environ. Vienna: IAEA.-1976.-P.347-361.

21. Corey J.C., Pinder I.E. et.al. Stack-released Pu in the terrestrial environmant of a chemical separation facility// Nucl. Saf.-

1982.-23-3-P.310.

22. Mc. Lendon H.R. Soil monitoring for plutonium at the Savannah River Plant.// Health Phys.-1975-V.28-N 4- P.347-354.

23. Meyer G.L. Preliminary data on the occurence of transuranium nuclides in the environment at the radioactive wastes burial site Maxey Flats Kentucky/ Transuranium nucl. Environ. Vienna.- 1976.-P.231-270.

24. Лебедев И.А., Мясоедов Б.Ф., Павлоцкая Ф.И., Френкель В.Я. Содержание Pu в почвах Европейской части страны после аварии на ЧАЭС // Атомная энергия, 1992.-Т. 72.-в.6.- С.593-604.

25. Берзина И.Г., Чечеткин В.А., Хотулева М.В. и др. Радиоактивное загрязнение биологических объектов и природных сред в районе пос. Муслюмово (Челябинская обл.)/ / Радиационная биология и радиоэкология.- 1993.-Т.33-В.2(5).-С.748-760.

26. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Емельянов В.В. и др. Поведение Pu-238, 240 в почве на следе после аварии на Южном Урале в 1957 г.// Атомная энергия.- 1992.-Т.73.-В.1.-С.32-36.

27. Okajima S., Shimasaku T., Kubo T. Measurement of ^{239}Pu in soil and plants in the Nishijama district of Nagasaki // Health Phys.- 1990.-v.58.-N 5.-p. 591-596.

28. Щербакова Л.М. Альфа-активные отходы в проблеме радиационной безопасности АЭС (Аналитический обзор) ФИБ.-1991.- 91 с.

29. Hume M.W., Issley C.T. Plutonium in soil adjacent to Rocky Flats Plant.// Transactions American nuclear society.- 1979-v.33-P.166-167.

30. Adriano D.C., Hoyt G.D., Pinder I.E. Fallout of ^{137}Cs on a forest ecosystem in the vicinity of a nuclear fuel reprocessing plant.// Health Phys.- 1981.-v.40.-N 3-P.369-370.

31. Sweet C.W., Charles E.M., Lorens R.Emiron mental tritium transport from an atmospherie release of tritiated water.// Health Phys.- 1983-v.44- N. 1- P.13-18.

32. Тихомиров Ф.А. Радиоэкология иода.-М.-Энергоатомиздат.- 1983.-67 с.

33. Robens E., Hauschild I., Aumann D. Iodine-129: in environment of a nuclear fuel reprocessing plant.// J. environ. Radioact.- 1988-V.7.- N 3-P.265-274.

34. Schiittelkopf H., Pimpl M. Radiological studies on ^{239}Pu and ^{129}I in the surroundings of the Karlsruhe processing plant./ Proc. Int. Symp. Environmental migration of long-live radionuclides.- Vienna. IAEA.- 1982.- P.395-413.

35. Corey J.C., Boni A.L., Watts L.R. et al. The relative importance of uptake and surface adherence in determining the radionuclide contents of subterranean crops.// Health Phys.- 1983-V.44.- № 1.- P.19-28.

36. Mc. Leod K.W., Pinder I.E., Watts I.R. Contribution of a nuclear fuel chemical separations facility to the plutonium content of a tabacco crop.// Health Phys.- 1984- V.46.- N 6- P.1205-1211.

37. Mc. Leod K.W. Plutonium contents of a broadleaf vegetable crops grown near nuclear fuel chemical separations facility.// Health Phys.- 1984.- V.46.- N 2.-P.261-267.

38. Bradford W.R., Curtis E.I., Popplewell D.S. Radioactivity in environmental samples taken in the Sellafield and Ravenglass areas of West Cumbria // Sci Total Environ.- 1984.-V.35.- N 3.-P.267-280.

39. Трансурановые элементы в окружающей среде. Пер. с англ. под ред. У.Хэнсона. М.: Энергоатомиздат.- 1985.

40. Eldridge I.S., Oakes T.W. Radionuclide concentrations in honey and bees near radioactive waste disposal sites // Health Phys.- 1982.- V. 4- N 1.- P.159.

41. Handl I. Measurements of ^{129}I in human and bovine thyroids in Europe-transfer of ^{129}I into the food chain // Health Phys.-1990.-V.58-N 5- P.609-617.

42. Frindik O. Plutonium in pflanzen und boden. Tagungsbar radioaktivitat und umweit 12 Jahrestag // Norderney.-1978. Bd.1. Hamburg.- S.152-157.

43. Hisamatsu S., Takezawa Y., Abe T. Fallout Pu in the

Japanese diet.// Health Phys.- 1986.- v. 51.- N 4.- P. 479-487.

44. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. М.: Энергоатомиздат.- 1990.-215 с.

45. Мамин А.И., Бажин А.Г., Щербакова Л.М. и др. Радиационно-гигиеническая обстановка на этапах обращения с твердыми радиоактивными отходами ЗАЭС.(Отчет) ФИБ. Челябинск.-1990.-62 с.

46. Adriano D.C., Mc. Leod K.W., Ciravolo T.G. Longterm availability of Cm and Pu to crop plants.// Health Phys.- 1986.-v. 50-N 5.-P.647-651.

47. Pimplt M., Scniittelkopf H. Transport of plutonium, americium and curium from soils into plants by root uptake // Nuclear Safety.- 1981.-v. 22- N 2.- P.214-225.

48. Plincoe C., Bohman V.R. The ingestion of Pu and Am by range cattle // Health Phys.- 1981.-v.41.- N 2- P.285-291.

49. Gilbert R.O., Engel D.W. Transfer of aged Pu to cattle grazing on a contaminated environment // Health Phys.-1988.-v.54- N 3- P.323-335.

50. Meadows S., Salazar I. An investigation of radionuclide concentrations in tissues of utilizing Los Alamos National Laboratory Land // Health. Phys.- 1982.-v. 43-N 4.- P.595-598.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ МЕТАБОЛИЗМА СТРОНЦИЯ У ЧЕЛОВЕКА В СВЯЗИ С РАДИАЦИОННЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Толстых Е.И., Дегтева М.О.,
Кожеуров В.П., Вьюшкова О.В.
Уральский научно-практический центр
радиационной медицины

В результате несовершенства технологии на производственном объединении "Маяк" в период с 1949 по 1956 произошел сброс жидких радиоактивных отходов в реку Течу [1]. Это привело к загрязнению речной воды и прилегающей поймы. Для 28 000 жителей прибрежных населенных пунктов р.Теча была основным источником водоснабжения. Стронций-90 составил около 12% от общей активности и, будучи долгоживущим остеотропным радионуклидом, стал основным источником радиационного поражения населения. Средний уровень поступления стронция-90 для жителей среднего течения р.Течи составил 3150 кБк, причем 95% были получены в период с 1950 по 1951г. [2]

Измерения содержания стронция-90 в скелете были начаты в 1951 году. Первоначально это были измерения общей бета-активности образцов костной ткани, взятых при вскрытиях. С 1958 года началось применение радиохимического метода, основанного на осаждении нитратов. С 1974 года в Уральском центре радиационной медицины (УНПЦРМ) был введен в действие Счетчик измерений человека (СИЧ-9.1), который позволяет прижизненно измерять содержание стронция-90 в теле человека. База данных "Человек" содержит персональные данные на жителей р.Теча (системный номер, фамилия, пол, дата рождения, период проживания на берегах Течи, результаты медицинских обследований и измерений содержания стронция-90). На август 1997 года имелось 31797 измерений стронция в теле для 15246 человек [3].

Большой объем данных позволяет исследовать особенности метаболизма стронция-90 в организме человека. Подобные исследования необходимы в первую очередь для следующих целей: 1) Стронций в организме человека является метаболическим аналогом кальция и может быть использован как радиоактивная метка, которая позволяет уточнить возрастные и половые закономерности роста и инволюции скелета. 2) На основе этих данных возможна валидация моделей метаболизма стронция в целях совершенствования расчета доз облучения.

Для того, чтобы уменьшить влияние случайных факторов, для анализа были взяты результаты измерений жителей одного села (Муслюмово), расположенного в среднем течении реки Течи, которые проживали на реке в течении всего периода сбросов. Для анализа били использованы два показателя: 1) содержание стронция в организме на фиксированную дату (1980 год)- 477 мужчин, 474 женщины, 2) скорость выведения стронция из организма. Скорость выведения стронция были рассчитаны для 717 человек (361 мужчина, 356 женщин), которые проходили обследование на СИЧ-9.1 более трех раз и имели содержание стронция 3-164,5 кБк (рассчитано по [4]).

На рис 1 представлены результаты по содержанию стронция-90 в теле в зависимости от возраста на момент поступления (1950г). Из рисунка видно, что если период поступления совпадает с периодом роста скелета, особенно с "юношеским ростовым рывком", содержание стронция-90 может быть увеличено в 4-5 раз по сравнению со взрослыми жителями. Более того, наблюдаются половые различия, связанные с разными сроками наступления пика скорости роста для юношей и девушек. Поэтому максимальное содержание стронция-90 наблюдается для юношей и девушек в разном возрасте и для девушек несколько выше. Кроме того наблюдается более быстрое падение содержание стронция у пожилых женщин по сравнению с мужчинами.

Очевидно, что различия в задержке стронция-90 в

организме приводит к различным накопленным дозам для красного костного мозга и костных поверхностей, которые являются критическими органами при облучении стронцием – 90. Поэтому были выделены три возрастные группы для дальнейшего анализа: а) возраст на момент поступления 10-20 лет, это период интенсивного роста и формирования скелета; б) возраст от 20 до 40 лет- стабилизация процессов роста и резорбции; в) старше 40 лет- период инволюции скелета.

Возрастной период от 10 до 20 лет.

Физиологические процессы в подростковом возрасте связаны с половым созреванием, и половые отличия отражают особенности роста и развития юношей и девушек.

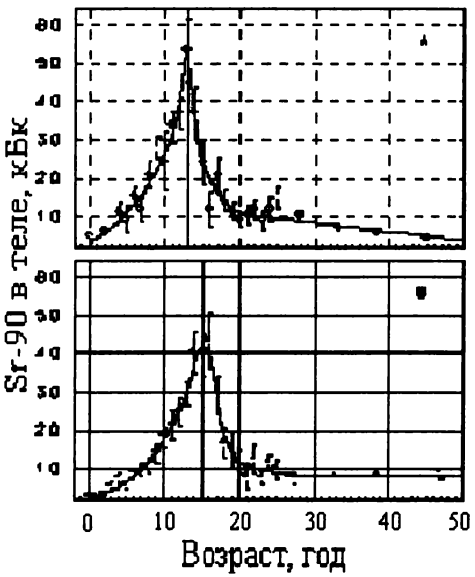


Рис.1 Содержание стронция-90 в теле у женщин (а) и мужчин (в) в 1980 году в зависимости от возраста на момент поступления (1950г).

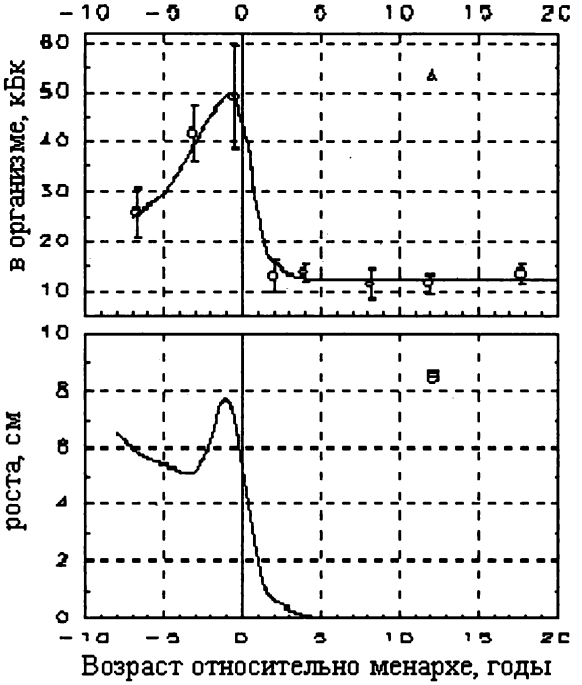


Рис 2 Содержание стронция –90 в теле (а) и годовая скорость роста в высоту для девушек в зависимости от возраста наступления менархе (в).

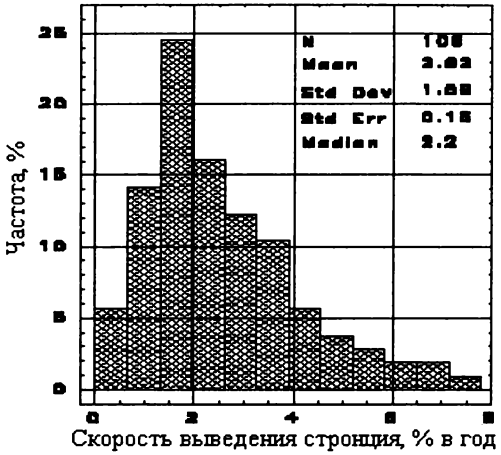


Рис.3 Распределение индивидуальных скоростей выведения стронция из организма.

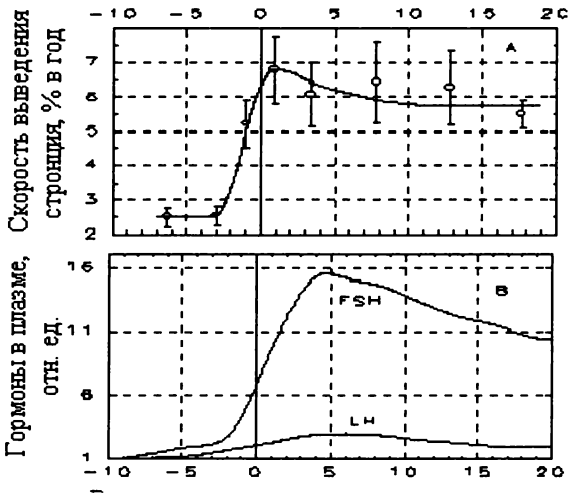


Рис 4. Скорость выведения стронция-90 из организма (а), количество половых стероидов (в) в плазме в зависимости от возраста наступления менопаузы

Девушки. Максимальная скорость роста скелета наблюдается в течение 2 последних лет перед наступлением менархе [5]. Индивидуальный костный возраст хорошо коррелирует с возрастом наступления первой менструации [6]. Мы рассчитали "возраст относительно менархе" для каждой обследованной женщины как разницу между возрастом, в котором происходило максимальное поступление стронция-90 и возрастом менархе. Как видно на рисунке 2, максимальное количество стронция оказалось у женщин, для которых поступление стронция пришлось на период, близкий к началу первой менструации. Аналогичная закономерность наблюдается для скорости роста в высоту [7]. Следовательно, возраст менархе может быть использован как физиологический маркер для предсказания уровня задержки остеотропных радионуклидов.

Юноши. Для этой группы юношеский ростовой рывок более растянут во времени и приходится на возраст 14-16 лет. Костный возраст хорошо коррелирует с развитием вторичных половых признаков [8]. Как и для девушек, пик скорости роста в высоту для юношей наблюдается за 2-3 года до того, как формирование вторичных половых признаков завершается [9]. К сожалению, мы не располагаем такой информацией о юношах, проживающих на реке Тече. Тем не менее, наши данные указывают на сдвиг пика по содержанию стронция на 2 года относительно женщин. Это хорошо соответствует данным литературы, по которым костный возраст у юношей на 2,2 года отстает от костного возраста девушек, и соответствующие стадии полового созревания также наступают у юношей позже на 2,5 года [10].

Возрастной период от 20 до 40 лет.

В этот период наблюдается стабилизация минерального обмена в кости. Скорость резорбции соответствует скорости аппозиционного роста, и масса скелета остается практически постоянной. Для этого периода нет различий между мужчинами и женщинами по скорости минерального обмена. Среднее

содержание в теле, а также средняя скорость выведения стронция одинакова для обеих групп. На рис 3 представлено распределение индивидуальных скоростей выведения стронция из организма, которое близко к логнормальному со стандартным геометрическим отклонением 3,6. Широкий разброс величин может быть связан с различными, в том числе и социальными факторами: состоянием здоровья, приемом гормональных препаратов, употребление алкоголя и т.п., то есть с факторами, влияющими на минеральный обмен.

Возрастной период старше 40 лет.

Затухание половой функции и инволюция скелета определяются изменениями метаболизма в этот период. Особенно резкие изменения наблюдаются у женщин достигающих возраста менопаузы. Резкие гормональные изменения, такие как уменьшение секреции половых стероидов, приводят к потере минеральной плотности костной ткани [11]. Следовательно, возраст менопаузы может использоваться как маркер увеличения резорбции в костной ткани. На рис.4 показано изменение скорости выведения стронция в зависимости от возраста до или после менопаузы. Наиболее резкие изменения имеют место в течение 2 лет до наступления менопаузы, когда скорость элиминации стронция увеличивается в 2.5 раза. Более того, годовая скорость потери стронция остается на уровне 6% в течение последующих 15 лет. Интересно отметить, что концентрация в плазме некоторых гормонов (фолликулостимулирующий гормон, ФСГ, лютеинизирующий гормон ЛГ) имеют аналогичную возрастную зависимость (рис.4, в) [11]. Таким образом, наши данные свидетельствуют о выраженности постменопаузального остеопороза, однако, необходимы дополнительные исследования, чтобы выяснить, насколько постменопаузальный остеопороз связан с дозой облучения или является следствием нормальных возрастных изменений для данной популяции.

Для мужчин подобной закономерности не наблюдается.

Скорость выведения стронция имеет тенденцию к увеличению, однако, даже в конце жизни не достигает величины, сравнимой с этим показателем у женщин. По данным литературы не наблюдается и резкое снижение уровня половых стероидов у пожилых мужчин, хотя концентрация гормонов постепенно уменьшается с возрастом. В некоторых случаях, даже в 80 летнем возрасте, величина тестостерона в плазме может быть такой же как и у молодого мужчины [12]. Именно отсутствие резких гормональных сдвигов у мужчин может лежать в основе отсутствия резких изменений скорости минерального обмена, а значит и в скорости выведения стронция.

Существующие модели возрастного метаболизма стронция не учитывают описанные половые различия. Модель, разработанная ранее в УНПЦРМ на основе данных по р.Тече оперирует некоторыми усредненными значениями. Что касается модели МКРЗ (публикация 67), то она также не учитывает половые различия и неудовлетворительно описывает возрастные особенности метаболизма стронция [13]. Расхождения минимальны для взрослого населения и наиболее значительны для подростков.

Таким образом, согласно полученным данным, наблюдается резкий половой диморфизм в уровне задержки стронция-90 в период полового созревания и затухания половой функции. Это объясняются резкими гормональными перестройками организма, ведущими в свою очередь к изменениям минерального (кальциевого) обмена. Этот диморфизм приводит к различиям в поглощенной дозе для мужчин и женщин и должен учитываться при дальнейшем совершенствовании моделей метаболизма кальция и стронция. Для женщин, возраст менархе и менопаузы может служить индивидуальным маркером, определяющим резкие изменения в параметрах минерального обмена.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Degteva, M.O., Kozheurov, V.P., Vorobiova, M.I. (1994) General approach to dose reconstruction in population exposed as a result of release of radioactive wastes into the Techa river. Sci. Total Environ. 142: 49-61.

2. Kozheurov, V.P., Degteva M.O. (1994) Dietary intake evaluation and dosimetric modeling based on in vivo measurements of strontium-90 in teeth and skeleton. Sci. Total Environ. 142: 63-72

3. Kozheurov, V.P. (1994) SICH.-9.1 - a unique whole-body counting system for measuring ^{90}Sr via bremsstrahlung: the main results from a long-term investigation of the Techa river population. Sci. Total Environ. 142: 37-48.

4. Kozheurov, V.P., Degteva, M.O. (1994) Age-dependent model for strontium retention in human bone. Radiate. Prot. Dosim. 53: 229-233.

5. Donovan, B.T., Van Der Weref Ten Bosch, J.J. (1965) Physiology of puberty. (London: Edward Arnold): 19-24.

6. Simmons, K. And Greuilich, W.W. (1943) Menarcheal age and the height, weight and skeletal age of girls age 7 to 17 years. J. Pediat. 22: 518-548.

7. Bayer, L.M., Bayley, N.G. (1959) Growth and maturation of girl with idiopathic precocious puberty . Standford med. Bull. 11: 241- 252.

8. Harlan, W.R., Grillo, G.P. (1979) Secondary sex characteristics of boys 12 to 17 years of age: The U.S. Health Examination Survey. J. Pediatr. 95: 293-297.

9. Прусов П.К. Максимальная скорость роста у подростков . (1993) Педиатрия. 3:23-25.

10. Rosenfield R.I., Furlanetto R., Bock D. (1983) Relationship of somatomedin-C concentrations to pubertal changes. J. Pediatr. 103: 723-728.

11. WHO. Technical report series. 670. (1981) Menopause. Report of Scientific group. WHO, Geneva.

12. Вермейлен А. (1990) Биологическая манифестация андропаузы Физиол. Жур.36: 90-93.

13. ICRP, Age-dependent doses for members of the public from intaakes of radionuclides: Part 2. Ingestion dose coefficients. (1993) ICRP Publication 67. Pergamon, Oxford. Ann. ICRP 23 (3/4)

ИССЛЕДОВАНИЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ИНТЕГРАЛЬНЫХ КАПИЛЛЯРНЫХ СИСТЕМ (ИКС) ПОСЛЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА НИХ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ

Зацепин В.А., Калугина Е.В., Лаптев Н.Н.,
к.т.н. Леви А.Г., Ткаченко А.П., Урусов С.В.,
Чебурина Л.А., д.т.н. Щербина А.Н.

ВВЕДЕНИЕ

Разработка технологии по повышению экологической безопасности объектов атомной энергетики является актуальной задачей. Одним из направлений в ее реализации является применение высоконадежных материалов, в частности, в строительстве и ремонтных работах бетонных конструкций с использованием специальных гидроизолирующих добавок. Например, для объектов, предназначенных для хранения радиоактивных отходов, актуальной является проблема длительного сохранения гидроизоляционных свойств в условиях высоких радиационных нагрузок.

В последнее время в мировой практике изготовления бетона для гидроизоляции широко применяются интегральные капиллярные системы (ИКС[1]). В отличие от широко используемых способов гидроизоляции бетона путем введения суперпластификаторов, специальных вяжущих добавок, тонкодисперсного микрокремнезема и др., эффект гидроизоляции от применения ИКС заключается в следующем. Химические компоненты, входящие в состав ИКС в количестве долей или единиц процентов, взаимодействуют с вяжущим веществом бетона. Химикаты проникают глубоко по капиллярам бетона благодаря осмотическому давлению.

---

[1] ICS (Integral Capillary System) в терминах, принятых в США, в отечественной литературе - ЦМКД (цементные материалы капиллярного действия), встречается также термин ЦМИД (цементные материалы интегрального действия).

Смесь химикатов образует кристаллы, которые закрывают капилляры и усадочные трещины и вытесняют воду. В отсутствие влаги компоненты не проявляют свою активность. При появлении влаги химическая реакция и эффект закупорки повторяются автоматически и продвигаются далее в глубину бетона.

Образование кристаллов ИКС не дает возможности проходить молекулам воды, но позволяет проходить воздуху, обеспечивая «дыхание» бетону и возможность просушки, уменьшая концентрацию пара. В результате ИКС становится составной частью бетона, образуя прочную и износостойкую конструкционную структуру.

В настоящее время в мире производится большое количество гидроизолирующих материалов и различных добавок к бетонным составам, обеспечивающих высокое качество гидроизоляции конструкций. Однако, вопрос о радиационной стойкости конструкций из гидроизолирующих бетонов, работающих в условиях облучения длительное время (десятки лет), до настоящего времени практически не изучался. Логично предположить, что радиационная стойкость бетона с гидроизолирующими добавками будет, вероятнее всего, определяться стойкостью этих добавок.

Работы по исследованию радиационной стойкости ИКС были начаты с определения химического состава гидроизолирующих материалов зарубежного производства, хорошо известных на рынке. Это: THOROSEAL, STRUCTURITE-300, STRUCTURITE, WATERPLUG, BB-75, SUPER/SUPERWHITE, UNI MORTAR, PLUG, PENETRON.

Для исследования возможного изменения химического состава материалов под действием радиации были применены методы оптической спектроскопии (атомной и молекулярной), рентгеноструктурного и химического анализов, термографии. Параллельно исследовался порошок Портландцемент-400 в котором отсутствуют специальные добавки.

В результате было определено, что по физико-химическим

свойствам цементной основы составы ИКС импортного производства коррелируют с отечественным цементом марки Портландцемент-400. Затем, на установке Гамматок-100 (Мощный кобальтовый источник γ-излучения) были исследованы химические свойства этих же ИКС после г-воздействия, с набором дозы 250 Мрад. Спектр этой установки жестче спектра γ-излучения, имеющего место, например, от тепловыделяющих сборок отработавшего ядерного топлива в бассейнах выдержки АЭС. По результатам исследований было установлено, что существенных изменений основного химического состава и молекулярной структуры не произошло, однако, имеет место тенденция уменьшения плотности и удельной поверхности облученных образцов относительно исходных, а также тенденция к некоторой деструкции материала: разрушению силикатно- алюминатно- железистых и карбонатных фаз порошков и, по-видимому, модифицирующих добавок (органических и неорганических). По результатам испытаний выпущены соответствующие отчеты.

С целью установления дозовых границ сохранения свойств или начала заметной деструкции материала решено продолжить исследования порошков ИКС при облучении с набором дозы до 500 Мрад. В дальнейшем планируются работы с образцами бетонов содержащих ИКС. Конечной целью исследований является определение фактической стойкости бетонов с гидроизолирующими добавками к жесткому гамма и смешанному гамма-нейтронному излучению, выработка рекомендаций по технологии при выполнении различных работ.

Ниже приводятся некоторые результаты выполненных в Российском федеральном ядерном центре ВНИИ Технической Физики (РФЯЦ-ВНИИТФ) исследований по состоянию на март 2000г.

Работа поставлена по инициативе Центра проблем безопасности ядерных реакторов – подразделения РФЯЦ-ВНИИТФ.

В проведении исследований принимали участие сотрудники технологического отделения и отделения экспериментальной физики РФЯЦ-ВНИИТФ, которым авторы выражают свою признательность.

1. Характеристика гидравлических цементных материалов по литературным данным

1.1. Гидравлические цементы – это большая группа неорганических вяжущих порошкообразных материалов, образующих при смешивании с водой пластичную массу, затвердевающую в прочное камневидное тело. В состав данных цементов входят в основном кальциевые соединения – силикаты, алюмосиликаты, ферриты, алюмоферриты и др. соединения. Кроме того, в состав большинства цементов входят различные добавки. Сырьем для производства цементов служат природные материалы: гипсовые, известковые, глинистые, магнезиальные, высокоглиноземистые, кремнеземистые породы. Регулирование свойств цементов производится при помощи добавок: активных минеральных (гидравлических), наполнительных (микронаполнительных), ускоряющих или замедляющих схватывание, поверхностно-активных, пенообразующих, повышающих кислото- и жаростойкость и др. Наполнителем в цементах является обычно SiO_2 определенной гранульности [1-5].

Наиболее распространенным из гидравлических цементных смесей является портландцемент, состоящий, главным образом, из высокоосновных силикатов кальция. Его химический состав (без добавок), % масс.: 62 –76 CaO; 20 –24 SiO_2; 4-7 Al_2O_3; 2 –5 Fe_2O_3; 1,5 – 4,0 MgO, SO_3 и др. Минералогический состав, % : 40 – 60 $3CaOxSiO_2$; 15 – 35 $2CaOxSiO_2$; 4 – 14 $3CaOxAl_2O_3$; 10 – 18 $4CaOxAl_2O_3xFe_2O_3$[3-7, 16,17].

1.2. Минералы гидравлического цементного клинкера типа портландцемента представляют собой безводные соединения, но при взаимодействии с водой, которая обладает

структурой с сильными водородными связями, определяющими ее связующие свойства, образуют за счет гидролиза и гидратации гидратные соединения, не растворимые в воде; после затворения водой они способны твердеть и длительно сохранять прочность на воздухе и в воде. Затвердевший гидравлический цемент представляет собой сросток в виде игл, призм, волокон, шарообразных частиц гидрата окиси кальция и коллоидной массы гидратных соединений кальция, кремния, алюминия, железа и др. элементов. Водопотребность цементного связующего определяется трехкальциевым алюминатом и двухкальциевым силикатом, быстрое схватывание – наличием свободного оксида кальция.

1.3. Гидроизолирующие цементные связующие имеют свои особенности состава. Водонепроницаемость цементного камня – это способность противостоять проникающему действию воды. Она определяется его капиллярной пористостью и зависит от величины водоцементного отношения, условий твердения, расхода цемента, тонкости помола, вида и гранулометрии наполнительных компонентов. Водонепроницаемые цементы – это цементы сульфоалюминиевого расширения, в частности, со следующими компонентами, % : 7 – глинозема, 10 – $4CaOxAl_2O_3x13H_2O$, 20 – строительного гипса. Для гидротехнических сооружений требуется составы с умеренной экзотермией, то есть сростки с низким содержанием $3CaOxSiO_2$ и $6CaOxAl_2O_3$.

1.4. Разрушение цемента в воде происходит за счет выщелачивания из его состава гидроокиси кальция. Для увеличения водостойкости цемента увеличивают его плотность, снижают пористость, вводят добавки, связывающие гидроокись кальция. В частности, вводят ускорители гидролиза (1-2 %, - карбонатов натрия, магния, калия, а также растворимых силикатов, хлористого кальция), или - замедлители гидролиза (Ca_3SiO_5, нитраты аммония, калия, натрия, увеличивающие растворение гидроокиси кальция в воде; $Ca(NO_3)_2x4H_2O$, хорошо растворимый в воде, он повышает концентрацию

кальция, тем самым подавляет гидролиз). Также используют добавки (0,02 – 0,5%) органических веществ к воде- затворения (парафины, минеральные масла, асидол, олеиновая кислота, сульфитно-спиртовая барда). Последние снижают диффузионные процессы, то есть скорости химических превращений в цементной системе.

Представленные литературные данные показывают, что цементные системы сложны и разнообразны по составу. В целях их оптимального использования, особенно при ограниченной информации от иностранных фирм-изготовителей, необходимо подтверждение их химической природы. Таким образом, проведение экспериментальных исследований физико-химических свойств цементных образцов девяти марок импортного производства, представленных нам для исследования, было целесообразным.

2. Влияние ионизирующих излучений на цементы по литературным данным.

При проектировании агрегатов и устройств, а также строительных конструкций, которые в процессе эксплуатации подвергаются длительному воздействию ионизирующих излучений, необходимо знать, как используемые материалы в результате облучения изменяют физико-химические, теплофизические свойства, оценить их радиационную стойкость. Литературных данных по свойствам гидро-изолирующих материалов зарубежного производства, изучаемых в данной работе, в нашем распоряжении не оказалось. Поэтому здесь приведены общие сведения об устойчивых к γ- радиации материалов на основе цементов, в частности, бетонов российского производства.

Устойчивость к радиации бетонов определяется, в основном, плотностью и содержанием связанной воды, являющейся замедлителем нейтронов [6]. Бетоны изготавливают с применением портландцемента, шлакопортландцемента и глиноземистого цемента. В качестве заполнителей используют

тяжелые природные или искусственные материалы:

- железные руды: магнетит (Fe_3O_4), гематит (Fe_2O_3), лимонит ($Fe_2O_3 \times nH_2O$);

- чугунный и стальной скарп, который можно применять в виде кусков или обрезков, стальная стружка;

- специально изготовленный металлический заполнитель (чугунные шарики, дробь и т.д.).

Для повышения устойчивости бетона к радиации в него вводят добавки веществ, содержащих бор, литий, например карбид бора, хлористый литий и др. Плотность такого бетона находится в пределах 3000-5000 кг/м^3.

В результате взаимодействия радиационного ионизирующего излучения с атомами вещества в микроструктуре материала происходят качественные изменения, степень и глубина которых зависят от исходной структуры материала, вида радиации и дозы облучения. Известно [7], что в результате облучения цементного камня из портландцемента происходит снижение линейных размеров, наблюдается увеличение усадки до 3 %. Согласно современным представлениям деформации цементного камня (бетона) при его облучении (разбухание, усадка) связаны с его водосодержанием (воду добавляют в цемент для получения необходимой удобоукладываемости бетонной смеси). При этом примерно третья часть воды связывается цементом химически, а остальная часть испаряется или имеет различные промежуточные виды связи: адсорбированная вода (около 25 % воды затворения, удаляется при нагреве до 105-110 °С), капиллярная (25 %, удаляется при нагреве до 100-105 °С), свободная (20 %, заполняет крупные поры, пустоты и капилляры цементного камня; удерживается в них механически, удаляется отжатием, сушкой, испарением).

Образец цементного камня, помещенный в условия, где вода из него испаряется, испытывает воздействие внутренних сил сжатия, являющихся причиной уменьшения его объема-усадки [7,8]. Чем больше воды теряет цементный камень, тем больше усадочные деформации, что снижает предел прочности

при сжатии облученного цемента на (25- 70) % в зависимости от дозы облучения. Например, образцы цементного камня из портландцементов Воскресенского, Белгородского и Брянского заводов при воздействии большой дозы облучения и температуры 300 °С теряли до 12 % массы по сравнению с контрольными (не облученными), нагретыми до 300 °С, утратившими 10 %массы. Плотность этих образцов была сопоставима. Дело в том, что при прохождении излучений через цементный камень вода, содержащаяся в нем, подвергается радиолизу, в результате чего образуются свободные радикалы Н и ОН, которые могут взаимодействовать друг с другом с образованием различных продуктов: H_2, H_2O_2, HO_2, H_2O. Продукты радиолиза реакционноспособны и в зависимости от характера среды так или иначе взаимодействуют с растворенными в цементной массе веществами, вызывая влажностную усадку материала. Другой причиной роста суммарной усадки цементного камня может быть увеличение карбонизационной усадки. При химическом взаимодействии с углекислым газом воздуха кристаллы гидроксида кальция, находящихся в напряженном состоянии от сил сжатия влажностной усадки, разлагаются, образуя дефекты. С ростом дозы облучения накопление дефектов может привести к разложению кристалла, нарушению его контактов с гелевидной составляющей и другим изменениям, приводя в ряде случаев к полной аморфизации цементного камня.

Следовательно, радиационная усадка цементов - это усадочная деформация цементного камня, происходящая вследствие облучения, вызывающего радиолиз воды и деградацию кристаллической компоненты гидроксида кальция. Однако для растворов и бетонов, которые в условиях эксплуатации подвергаются облучению, радиационную усадку цементного камня нельзя оценивать только отрицательно [7]. Большинство заполнителей растворов и бетонов при облучении расширяются, т.е. им присущи положительные радиационные объемные и линейные деформации. Таким образом, заполнитель

при облучении расширяется, цементный камень сжимается, а их взаимные деформации снижают суммарную деформацию всей системы. В результате структура цементного камня после облучения даже улучшается, материал уплотняется, пористость снижается. Это подтверждается данными об отсутствии изменений прочности, модуля деформации, теплопроводности.

Рассмотренные литературные данные показывают ограниченность информации об устойчивости цементов к радиационному воздействию, что обусловливает целесообразность ее практического изучения.

3.Экспериментальная часть

3.1. Материалы, образцы для исследования

Для исследования были взяты порошкообразные пробы ИКС девяти вышеуказанных марок, подвергшихся γ-излучению 150, 250 Мрад.

Образцы для исследований готовили из усредненной для каждой марки измельченной пробы порошка:

- термоанализ- навеска »0,5 г- без специальной подготовки;

- молекулярный спектральный анализ - таблетирование (0,005- 0,008) г порошка в матрицу из бромистого калия (»1 г);

- рентгеноструктурный анализ - закрепление порошка цементов тонким, равномерным слоем на специальную подложку;

- измерение плотности, удельной поверхности - порошки без изменения исходного гранулометрического состава порошков.

3.2. Методики исследования

В работе использован аналогичный [1] комплекс физико-химических методов, определяющих:

- молекулярный состав и химическую структуру на ИК-спектрофотометре М-80 Spekord с рабочей областью (200- 4000) $см^{-1}$, фирма Karl Zeiss, Jena, Германия [6]. Чувствительность

метода (0,5- 1) %;

- плотность материала пикнометрическим методом согласно [7] с погрешностью измерения 3 % (отн.), используя формулу:

$$\rho = \frac{m \times \rho_{эт.}}{(P_1 + m) - P_2},$$

где m-масса навески пробы, г;

$\rho_{эт.}$ - плотность пикнометрической жидкости, г/см^3;

P_1-масса пикнометра с этиловым спиртом, г;

P_2- масса пикнометра с навеской и этиловым спиртом, г.

В качестве пикнометрической жидкости был взят этанол, обладающий хорошей смачиваемостью для цементных материалов при отсутствии взаимодействия. Плотность этилового спирта определяли по формуле:

$$\rho_{эт.} = \frac{m_1 - m}{m_2 - m},$$

где m -масса пустого пикнометра,

m_1 -масса пикнометра, заполненного спиртом,

m_2 -масса пикнометра, заполненного дистиллированной водой.

- удельную поверхность порошков с помощью прибора ПСХ-4 путем измерения скорости фильтрации воздуха в режиме вязкого течения через слой порошка с известной степенью уплотнения [13]; удельную поверхность (S, см^2/г) рассчитывали по формуле:

$$S = \frac{K \times M \times \sqrt{\tau}}{P},$$

где τ -время прохождения мениска жидкости в манометре между двумя рисками, с;

Р- навеска порошка, г;

К и М- постоянные прибора (приведены в инструкции к прибору [13]), зависящие от высоты слоя порошка, взятого для измерения, от температуры воздуха, от τ и от пикнометрической плотности порошка.

Метод определяет внешнюю удельную поверхность частиц. Средний размер частиц порошков ($d_{ср.}$, мкм) рассчитывали, исходя из найденных значений его плотности, удельной поверхности и предположения, что все частицы шарообразны, по формуле:

$$d_{ср.} = \frac{60000}{S \times \rho},$$

где S-удельная поверхность порошка, $см^2/г$;

ρ - пикнометрическая плотность порошка, $г/см^3$,

60000- постоянная величина для частиц шарообразной формы при определении их плотности /13/.

- фазовый состав, кристалличность, аморфность рентгеноструктурным методом на рентгеновской установке "Дрон- 3М", излуч. Cu_ka, с Ni-фильтром, U= 39 kB, I= 27 mA согласно [8].Чувствительность метода » 5 %;

- термическое поведение, интервалы фазовых переходов, значения убыли массы при нагревании- на установке "Дериватограф-Ц" (МОМ, Венгрия), нагрев образцов осуществляли от 20 °С до 950 °С в воздушной среде со скоростью ~10 град/мин. с привлечением программного обеспечения [9]. Чувствительность метода составляет » 0,5 %.

4.Результаты и их обсуждение

4.1.Химический состав

В качестве иллюстрации результата исследования влияния облучения (γ-излучение, 250 Мрад) на химический состав ИКС приведены молекулярные спектры в ИК-области света (характерный вид которых представлен на рис.1). Спектрограммы образцов ИКС, облученных дозой 150 Мрад не приводятся, т.к. они оказались практически идентичными спектрограммам исходных образцов.

Все образцы облученных ИКС сохраняют в целом свои спектральные характеристики в области (400 – 2000) $см^{-1}$, то есть сохраняют свою молекулярную структуру, химический состав. При этом на спектрограммах облученных образцов, по сравнению со спектрами исходного состояния, наблюдаем небольшие изменения интенсивностей некоторых полос поглощения в области (800 – 1600) $см^{-1}$, как в сторону уменьшения, так и в сторону увеличения. Эти изменения говорят о воздействии γ-излучения на некоторые межатомные связи в структуре молекул образцов: Ca-O, Al-O, Fe-O, Si-O – область (800–1200) $см^{-1}$, C-O в карбонатном анионе CO_3^- - область (1300–1600) $см^{-1}$, следствием чего, согласно литературным данным /3, 4/ является изменение соотношения фаз, аморфизация кристаллической структуры соединений, то есть, в конечном счете, частичное изменение химического состава. В нашем случае γ-излучение, по-видимому, несколько разрушило основные силикатно-алюминатно-железистые и карбонатные фазы порошков, а также привело к дополнительному образованию карбонатов (SUPER/ SUPERWHITE и PENETRON). Однако, учитывая небольшую степень изменения спектральной характеристики, можно считать, что γ-излучение (250 Мрад) не вызывает существенных изменений основного химического состава порошков.

Таким образом, исследования показали, что облучение порошков ИКС (STRUCTURITE, STRUCTURITE 300, THOROSEAL, UNI MORTAR, BB 75, PLUG, WATERPLUG,

SUPER/SUPER WHITE, PENETRON) γ-излучением (150, 250 Мрад) не вызывает существенных изменений их основного химического состава.

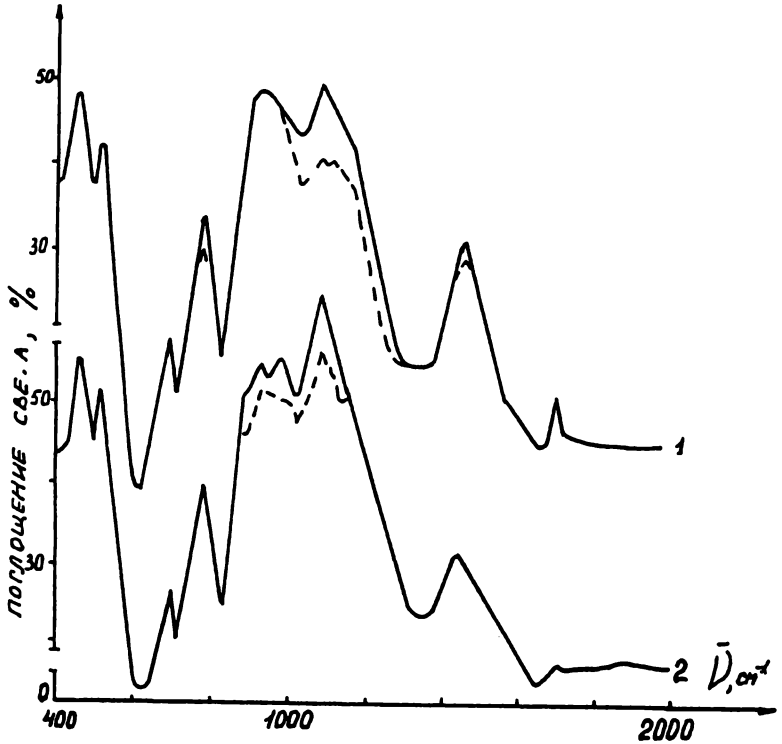


Рис.1 ИК-спектрограммы γ-облучённых (250 Мрад) образцов ИКС.

Кривые: 1 – Structurite 300; 2 – Uni Mortar;
Сплошная линия – исходное состояние, пунктирная – после облучения.
Образцы – 0,005 г вещества, запрессованные в 0,9 г бромистого калия.

4.2. Плотность, удельная поверхность

Величины плотности, удельной поверхности и размера частиц образцов ИКС в состоянии поставки и после воздействия γ- облучения дозами 150 и 250 Мрад представлены в табл. 1.

Таблица 1

Результаты измерения плотности (ρ, г/см^3), удельной поверхности (S, см^2/г) и размера частиц* (l, мкм) исходных и облученных образцов ИКС

Образец	Исходное состояние			Облучение 150 Мрад			Облучение 250 Мрад		
	ρ	S	l	ρ	S	l	ρ	S	l
PLUG	3,0	3500	7	3,0	-	-	2,9	3600	7
UNI MORTAR	2,9	3000	7	2,9	-	-	2,7	-	-
TOROSEAL	2,9	2420	9	2,9	-	-	2,7	-	-
STRUCTURITE	2,8	2500	9	2,8	-	-	2,8	2690	9
STRUCTURITE-300	2,8	2200	10	2,7	-	-	2,7	2700	10
BB 75	2,9	1730	12	3,0	-	-	2,8	-	-
SUPER WHITE	2,9	2320	9	2,9	-	-	2,8	-	-
WATERPLUG	3,1	4090	5	3,0	-	-	3,0	3630	5
PENETRON	2,8	2540	8	2,8	-	-	2,8	-	-

(*)- величина условная, отражающая средний размер частиц порошка;
(-)- измерения не проводились.

По таблице 1 можно отметить, что облучение дозой 150 Мрад практически не изменило указанных характеристик порошков относительно исходных. У образцов, облученных дозой 250 Мрад, величины плотностей несколько меньше (примерно на » 0,1 г/см^3, что соизмеримо с погрешностью измерения); также несколько снизилась величина удельной поверхности этих порошков по сравнению с исходными образцами. Размер частиц облученных образцов практически сохранился на уровне величины исходных образцов. Наблюдаемая тенденция снижения плотности и возрастания удельной поверхности облученных дозой 250 Мрад образцов,

по сравнению с исходным состоянием, могла быть вызвана, вероятно, частичными разрушениями микрокристаллической структуры компонентов образцов и морфологическими изменениями, что влечет за собой аморфизацию, укрупнение пор (капилляров), образование агломератов.

4.3.Фазовый состав и структура

Результаты исследования фазового состава и кристаллической структуры образцов ИКС в состоянии поставки и облученных сравнивались по рентгенограммам, характерный вид которых представлен на рис. 2.

Анализ рентгенограмм позволил установить следующее. Образцы ИКС, подвергшиеся гамма-облучению дозами величиной до 250 Мрад, сохранили свой фазовый состав, аналогичный исходному. Основа ИКС состоит из 4 фаз: алит (96,8 % Ca_3SiO_5 моноклинной модификации, идентифицирован по линии с d=1,766 Е), алюмоферрит кальция (соединение типа $4CaO \cdot Al_2O_3 \cdot Fe_2O_4$, идентифицирован по линии с d=2,66 Е), белит (b- C_2SiO_4 моноклинной модификации, идентифицирован по линии с d=2,88 Е) , алюминат кальция (соединение типа $3CaO \cdot Al_2O_3$, идентифицирован по линии с d=2,70 Е). Во всех исследуемых образцах обнаружен в больших количествах SiO_2 (100 % линия с d=3,35 Е), а также неидентифицированные соединения со стабильной структурой, сохранившейся в облученных образцах (с d= 2,37; 2,55; 2,826 Е). Таким образом, ренгеноструктурный анализ установил, что значительных структурно-фазовых изменений в основе ИКС после их облучения дозами 150 и 250 Мрад, не наблюдается.

4.4. Поведение при нагревании

Результаты термоанализа ИКС после облучения дозой 250 Мрад получены из термограмм, характерный вид которых представлен в качестве иллюстрации на рис. 3. Сравнительная характеристика образцов по убыли массы (Dm) при нагревании для исходного состояния и после облучения дозой 250 Мрад по кривой TG приведена в табл. 2.

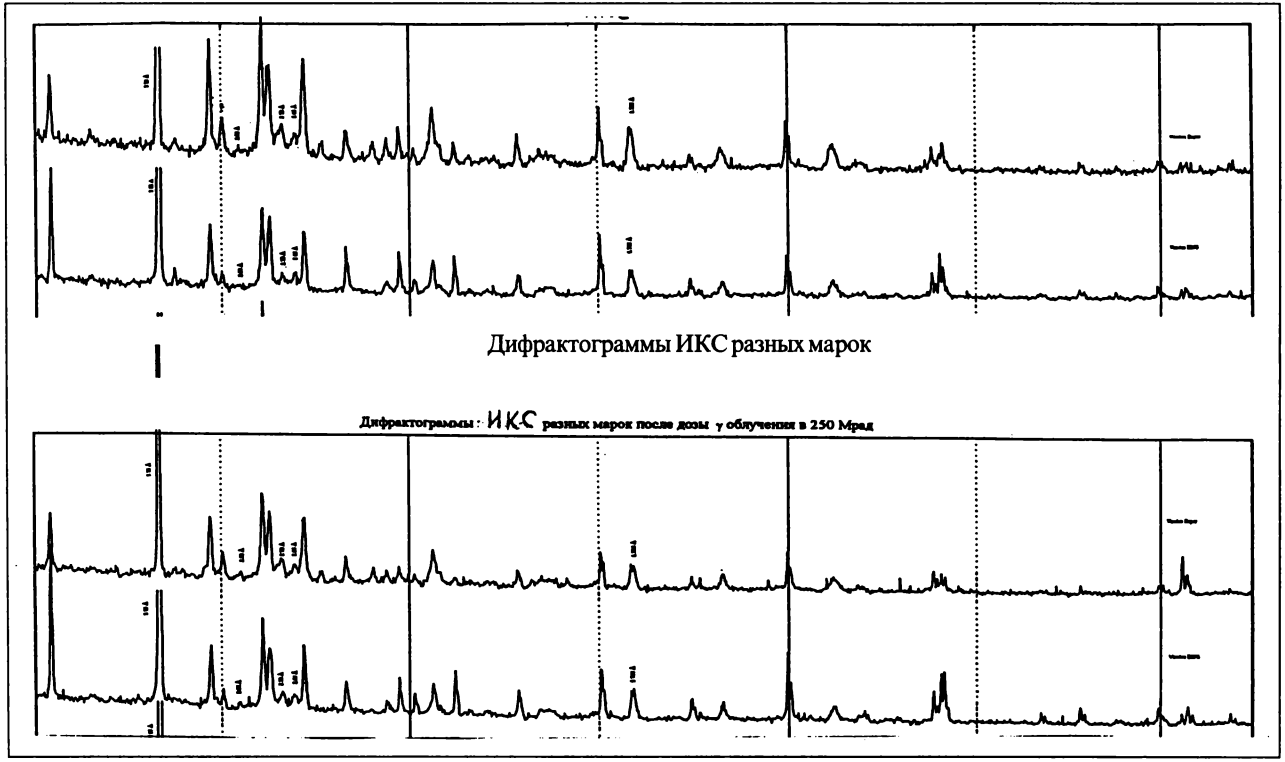


Рис. 2 Структуры образцов ИКС

Таблица 2

Убыль массы образцов ИКС, %.

Название материала	Интервалы температуры, °С					
	20-350		350-650		650-950	
	исх. сост.*	облуч. сост.**	исх. сост.	облуч сост.	исх. сост.	облуч. сост.
PLUG	0,6	0,8	0,8	0,7	0,9	1,1
UNI MORTAR	0,6	0,7	0,4	0,3	0,6	0,6
TOROSEAL	0,9	0,8	0,3	0,25	1,9	2,0
STRUCTURITE	0,8	0,8	0,6	0,9	0,6	1,0
STRUCTURITE-300	1,9	1,2	1,0	1,45	1,6	1,2
PENETRON	3,4	2,8	0,9	0,9	5,1	5,3
BB 75	0,9	0,7	0,6	0,5	0,8	0,8
SUPER WHINT	2,2	1,8	0,8	0,6	5,2	3,3
WATERPLUG	0,8	0,6	0,4	0,4	1,2	1,6

* исх.сост. – образцы ИКС в состоянии поставки,
** облуч.сост. – образцы ИКС после облучения.

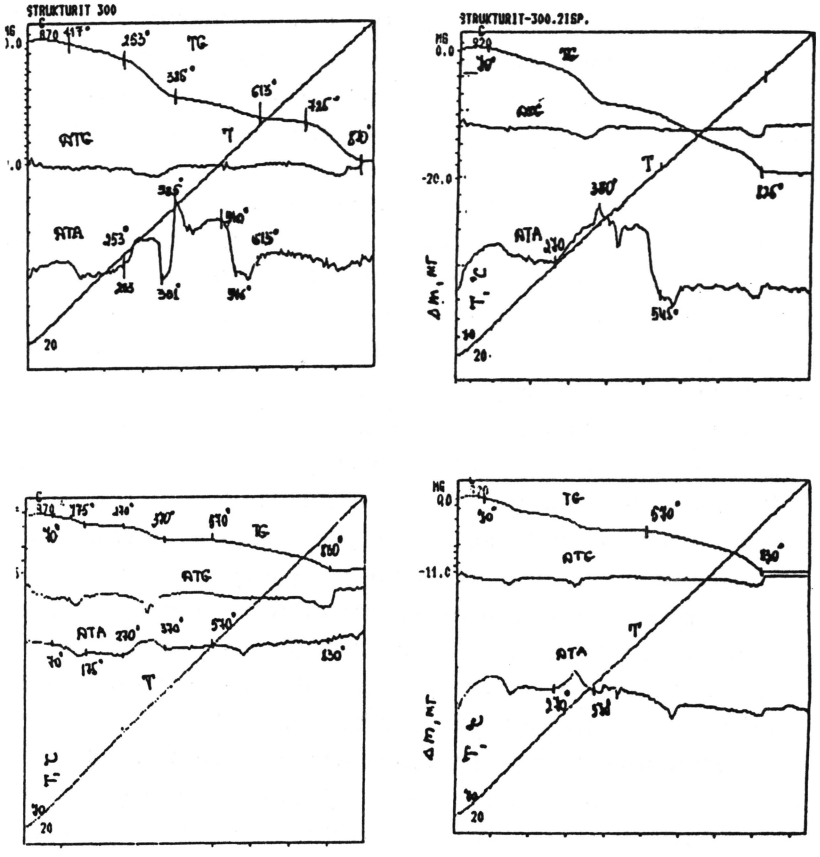


Рис. 3 Термограммы ИКС (состояние поставки)
1 - Structurite 300; 2 - Uni Mortar

4.4.1. Оценивая результаты термического анализа облученных образцов, можно отметить, что наибольшая убыль массы (Δm) при нагревании до температуры 950 °С наблюдалась у ИКС, содержащих нетермостойкие компоненты в больших количествах по- сравнению с остальными. Это STRUCTURITE-300 (Δm= 1,9 %), SUPER/SUPERWHITE (Δm = 2,2 %) и PENETRON (Δm = 2,8 %). Поскольку убыль массы материала при нагревании отражает его степень деструкции, которая в свою очередь связана с термоустойчивостью, то эти составы можно отнести к менее устойчивым среди облученных материалов, что согласуется с данными по термоустойчивости исходных образцов [1]. Однако, необходимо отметить, что Δm указанных образцов в облученном состоянии на участке нагрева (20-350) °С меньше на 20-50 % относительно убыли массы исходных образцов, вероятно, из-за произошедшей при облучении частичной деструкции и улетучивания добавок, органического и неорганического происхождения. У остальных составов на указанном участке температур зафиксировано незначительное изменение величины Δm в меньшую или большую сторону или практически без изменения.

При повышении температуры нагрева в системе до (350-650) °С убыль массы облученных образцов немного отличалась от убыли их массы в исходном состоянии; у разных составов наблюдалась тенденция как к возрастанию, так и снижению этого показателя. Наиболее интенсивные массовые потери отмечены у состава PENETRON (0,9 %) и STRUKTURITE- 300 (1, 5%).

На участке температур (650-950) °С у облученных образцов, кроме STRUKTURITE- 300 и SUPER/SUPER WHITE, наблюдалась большая величина Δm по сравнению с исходными образцами. (У STRUKTURITE- 300 и SUPER/SUPER WHITE в облученном состоянии величина Δm меньше, чем в исходном).

Составы PLUG, WATERPLUG отличались от других стабильностью поведения во всем интервале температур, т.е. в динамике убыли их массы в облученном состоянии сохранились

те же самые тенденции, что и в исходном состоянии, а сами величины Δm находятся в пределах 0,1-0,2 % абс.

Таким образом, термогравиметрическое (TG)- измерение установило, что термические свойства облученных составов по сравнению с исходным состоянием имеют некоторые отклонения, по-видимому, из-за действия облучения, частично разрушающего структуру материалов.

Наибольшее воздействие γ- облучения сказалось на составах, определенных как наименее устойчивые: PENETRON, STRUKTURITE-300, SUPER/SUPER WHITE, BB 75. Более стабильными показали себя PLUG, WATERPLUG. Остальные составы по термостойкости занимают промежуточное место.

4.4.2. Характер кривых ДТА облученных образцов в сравнении с образцами в состоянии поставки имеет следующие особенности:

- BB 75- отсутствует экзопик при температуре 480 °С;
- STRUKTURITE-300, PLUG- кривая ДТА имеет менее выраженные пики теплоэффектов;
- UNI MORTAR- кривая ДТА имеет более узкие по сравнению с исходным состоянием температурные границы теплоэффектов;
- THOROSEAL, STRUKTURITE, PENETRON, SUPER/ SUPER WHITE, WATERPLUG- изменений по ДТА- кривой не обнаружено.

Указанные отличия данных ДТА- измерений у облученных образцов по сравнению с исходными также, как и данные TG- измерений, объясняются частичным разрушением химических добавок в составе ИКС, удалением наименее связанных и летучих примесей, их химическим превращением под действием излучения в более устойчивые формы при повышенных температурах /8,9/.

Таким образом, исследование поведения облученных образцов при нагреве обнаружило небольшое, но заметное для данной методики воздействие γ- облучения на структуру и

химический состав ИКС. Установленные отличия в поведении облученных и исходных образцов касаются, по-видимому, не основного минерального составляющего, а модифицирующих добавок, присутствующих в ИКС в небольших количествах (0,01- 1%), но принципиально влияющих на процесс отверждения и свойства ИКС.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Проведено исследование физико-химических свойств девяти составов ИКС зарубежного производства (THOROSEAL, BB 75, SUPER/SUPER WHITE, UNI MORTAR, PLUG, STRUCTURITE-300, STRUCTURITE, PENETRON, WATERPLUG), подвергшихся воздействию гамма- облучения дозами 150 и 250 Мрад.

2. Определено, что после облучения дозой 150 и 250 Мрад существенных изменений основного химического состава и молекулярной структуры в сравнении с исходными образцами не произошло.

3. Установлено, что после облучения дозой 250 Мрад, имеет место тенденция уменьшения плотности и удельной поверхности облученных образцов (в пределах погрешности измерения) относительно исходных, а также тенденция к некоторой деструкции материала: разрушению силикатно-алюминатно- железистых и карбонатных фаз порошков и, по-видимому, модифицирующих добавок (органических и неорганических).

Работа по изучению свойств ИКС (порошков) будет продолжена в части оценки воздействия на ИКС γ- излучения дозой 500 Мрад и более с использованием аналогичного комплекса аналитических методов.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. П.П. Будников. Химия и технология строительных материалов и керамики, М., Изд. лит-ры по строит-ву, 1965,- 607 с.

2. Химия цемента /Под ред. Х.Ф. Тейлора, Изд. лит-ры по стр-ву, М., 1969,- 500 с.

3. Пятый международный конгресс по химии цемента, М., Стройиздат, 1973,- 479 с.

4. Шестой международный конгресс по химии цемента, в трех томах, М., Стройиздат, 1976,- т.1 – 307 с.

5. Справочник по химии цемента /Под ред. Б.В. Волконского и др., Л.

6. Под ред. Хигеровича. Строительные материалы. М. :Из-во литературы по строительству. 1970, -367 с.

7. Дубровский В.Б. Радиационная стойкость строительных материалов. М.: Стройиздат, 1977, -278 с.

8. Ларионова З.М. и др. Фазовый состав, микроструктура и прочность цементного камня и бетона. М.: Стройиздат, 1977,- 262с.

9. А. Смит, Прикладная ИК- спектроскопия. Пер. с англ. , М.,Мир,1982,327С.

10. Анциферов В.Н. и др. Порошковая металлургия и напыленные покрытия. М.: Металлургия, 1987, -792 с.

11. Л.И. Миркин, Справочник по ренгеноструктурному анализу поликристаллов. М. Государственное из-во физико-математической литературы. М. 1961, 863 с.

12.Дериватограф-Ц. Техническое описание термоанализатора (МОМ, Венгрия), Будапешт,1990, -200с.

13. Инструкция по применению прибора ПСХ-4 для определения удельной поверхности измельченных материалов. М.:ВНИИТНСМ, 1966г, -14с.

СОДЕРЖАНИЕ

ШТРИХИ ВОСПОМИНАНИЙ О НИКОЛАЕ ВЛАДИМИРОВИЧЕ ТИМОФЕЕВЕ-РЕСОВСКОМ

Поликарпов Г.Г.

Н.В.ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ И РАДИОЭКОЛОГИЯ. К 100-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ ИЗВЕСТНОГО РУССКОГО УЧЕНОГО

Романов Г.Н.

РЕТРОСПЕКТИВНЫЙ ОБЗОР ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПОВЕДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ

Молчанова И.В., Караваева Е.Н.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ НОРМИРОВАНИЯ ТЕХНОЛОГИЧЕСКИХ СБРОСОВ В МОРСКУЮ СРЕДУ

Сазыкина Т.Г., Крышев И.И.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕР ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА

Крышев И.И., Романов Г.Н., Исаева Л.Н., Крышев А.И., Холина Ю.Б.

СТРОНЦИЙ-90 И ЦЕЗИЙ-137 В НЕКОТОРЫХ ОЗЕРАХ ВУРСА

Трапезников А.В., Юшков П.И., Чеботина М.Я., Трапезникова В.Н.

ТЕНДЕНЦИИ ИНТЕГРАЦИИ И ПОТЕНЦИАЛ СЕВЕРА РОССИИ В ПРОБЛЕМЕ ИЗОЛЯЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Комлев В.Н., Бичук Н.И., Зайцев В.Г., Мелихова Г.С., Павлов В.А.

ТРИТИЙ В ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ РАЙОНА РАСПОЛОЖЕНИЯ БЕЛОЯРСКОЙ АЭС

Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Колтик И.И., Николин О.А.

К ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА ТЕРРИТОРИИ ОСИНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ НЕФТИ

Чайкин С.А., Оборин А.А., Бахметьев Б.А.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ФАКТОРОВ, ХАРАКТЕРИЗУЮЩИХ ЭКОЛОГИЧЕСКУЮ БЕЗОПАСНОСТЬ ЧЕЛОВЕКА

Тестов Б.В.

ЭКОНОМИЧЕСКИЙ АСПЕКТ В РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Кононович А.Л.

ВЛИЯНИЕ ПРЕДПРИЯТИЙ АТОМНОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАДИОНУКЛИДАМИ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В РАЙОНАХ ИХ РАСПОЛОЖЕНИЯ

Щербакова Л.Н.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ МЕТАБОЛИЗМА СТРОНЦИЯ У ЧЕЛОВЕКА В СВЯЗИ С РАДИАЦИОННЫМ ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Толстых Е.И., Дегтева М.О., Кожеуров В.П., Вьюшкова О.В.

ИССЛЕДОВАНИЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ИНТЕГРАЛЬНЫХ КАПИЛЛЯРНЫХ СИСТЕМ (ИКС) ПОСЛЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА НИХ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ

Зацепин В.А., Калугина Е.В., Лаптев Н.Н., к.т.н. Леви А.Г., Ткаченко А.П., Урусов С.В., Чебурина Л.А., д.т.н. Щербина А.Н.

По вопросам приобретения сборника обращаться:

624250, Свердловская область,
г. Заречный, а/я 96
ГУДП НИКИЭТ «Техноцентр “ЛТ”»

Тел. (34377) 7-12-82, 7-17-65
Факс. (34377) 7-28-56
E-mail: Technocentre@uraltc.ru

или

624250, Свердловская область, г. Заречный,
Биофизическая станция
Трапезников Александр Викторович

Тел. (34377) 3-20-70, 3-54-55

Бумага офсетная. Формат 60x84/16. Гарнитура «Times».
Печать офсетная. Усл. печ. л. 19,062. Уч-изд. 14,25.

Отпечатано в типографии «КВАНТ-2».
Лицензия ПЛР № 060271 от 20.04.98 г.

Адрес типографии: 623751, Свердловская обл., г. Реж,
ул. О. Кошевого, 16. Заказ № 0031. Тираж 500.